BMFTR FÖRDERRICHTLINIE

Regionales Phosphor-Recycling (RePhoR)

SATELLITE – Verfahrenstechniken im Haupt- und Satellitenbetrieb eines interkommunalen Recyclingzentrums für ein optimiertes regionales Nährstoffrecycling

ABSCHLUSSBERICHT

02WPR1546 A-J

Verbundkoordinatorin:
Dr.-Ing. Maike Beier
Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik
der Leibniz Universität Hannover
Welfengarten 1, 30167 Hannover

Gefördert durch:

Bundesministerium
für Forschung, Technologie
und Raumfahrt

Das vom Bundesministerium für Forschung, Technologie und Raumfahrt (BMFTR) geförderte Verbundvorhaben „SATELLITE – Verfahrenstechniken im Haupt- und Satellitenbetrieb eines interkommunalen Recyclingzentrums für ein optimiertes regionales Nährstoffrecycling“ (SATELLITE) wurde in zwei Phasen vom 1. Juli 2020 bis zum 30. Juni 2023 (Phase 1) und vom 1. Juli 2023 bis 31. Dezember 2025 (Phase 2) in folgendem Konsortium bearbeitet:

	Forschungseinrichtung/Behörde
ISAH	Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik Hannover
Fraunhofer IML	Fraunhofer-Institut für Materialfluss und Logistik
LWK NI	Landwirtschaftskammer Niedersachsen
	Städtische Fachbereiche/Stadtentwässerungen
GEB	Göttinger Entsorgungsbetriebe
SEHi	Stadtentwässerung Hildesheim
KV Wasser	Kreisverband für Wasserwirtschaft Nienburg
Pattensen	Stadt Pattensen
	Wirtschaftsunternehmen/Planungsbüros
BIORESTEC	BIORESTEC GmbH
Breitenkamp	Ingenieurbüro Dr. Breitenkamp
Soepenberg	SF Soepenberg GmbH

Redaktion:
Dr.-Ing. Maike Beier; Johannes Reiter, MSc.

Zitiervorschlag für den vorliegenden Abschlussbericht:

Gesamtbericht:
Beier, Maike; Ahnemann, Hauke; Brause, Axel; Breitenkamp, Sabrina; Clemens, Joachim; Hinrichsen, Jörg; Oelker, Katrin; Rusteberg, Werner; Stopp, Paul (2026): Abschlussbericht des BMFTR-Forschungsprojektes SATELLITE; FKZ 02WPR1546 A-J in der Fördermaßnahme des BMFTR RePhoR – Regionales Phosphor-Recycling, DOI

Teilabschnitte A bis E:
mit den dort genannten Autor*innen und der Nennung des Titels des Abschnittes/Kapitels: *Namen* (2026): *Abschnittbuchstabe „Überschrift“*, *Kapitelnummer „Überschrift“*, Unterkapitel des Abschlussberichts des BMFTR-Forschungsprojektes SATELLITE FKZ 02WPR1546, wiss. Leitung, Koordination und Redaktion, M. Beier Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Leibniz Universität Hannover

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den jeweiligen Autor:innen

Vorwort

Mit Novellierung der Klärschlamm- und Düngeverordnung in 2017 sehen sich insbesondere die Kommunen der nördlichen Bundesländer (Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein und Sachsen-Anhalt, aber auch Thüringen und Sachsen) der Aufgabe gegenüber, ihre bisherigen Klärschlammverwertungsstrategien, die vorwiegend auf eine landbauliche bzw. landwirtschaftliche Verwertung setzten, grundlegend umzugestalten. Bei der zukünftigen deutschen Phosphorrückgewinnungsstrategie wird stark auf die Anwendung thermischer Verfahrenstechnik zum Erreichen der gesteckten Ziele gesetzt. Dies bedeutet eine Umstellung der Verwertungsstrategie, besonders in landwirtschaftlich geprägten Regionen, und geht mit hohen Investitionen in Anlagentechnik und Infrastruktur einher. Gleichzeitig stellt die neue kommunale Abwasserverordnung KARL Kommunen und Kläranlagenbetreiber vor weitere erhebliche Herausforderungen, im Hinblick auf den notwendigen Ausbau technischer Anlagen durch verschärfte Grenzwerte, Hinzunahme neuer Stoffe (Stichwort 4. Reinigungsstufe) und die Einbeziehung von bilanziellen Bewertungszielen, wie Energieautarkie und Netto-Null-THG-Emissionen. Auch diese Anforderungen erfordern erhebliche Investitionen und Verfahrensanpassungen, was eine sorgfältige Priorisierung und Planung voraussetzt, allein aus der Perspektive der Siedlungswasserwirtschaft.

Weitet man den Blick, kommt die kommunale Wärmeplanung hinzu, da sie die Dekarbonisierung der Wärmeversorgung und die sektorübergreifende Integration verfolgt. Insbesondere besteht großes Potenzial in der Kopplung des Abwassersektors – etwa durch die Nutzung von Abwasserwärme aus Kläranlagen, aber auch der im Rahmen der Schlammentsorgung (Trocknung und Verbrennung) entstehenden Wärmeüberschüsse. Aber auch die Planungen zum Ausbau der Infrastrukturnetze wie Bahn- und Straßenverkehr haben einen relevanten Einfluss auf die Effizienz des Gesamtsystems. Investitionsentscheidungen (und später auch der Betrieb der Anlagen) müssen verstärkt im Kontext kommunaler Strategieziele getroffen werden, wie etwa Klimaschutz, Ressourcenschonung und nachhaltige Siedlungsentwicklung, um Synergien zu nutzen und eine langfristige Wirtschaftlichkeit sicherzustellen. Hierzu bedarf es belastbarer Kommunikationsmittel, die eine enge Abstimmung mit anderen Infrastrukturbereichen sowie die Einbeziehung relevanter Stakeholder und Finanzierungspartner durch die Bereitstellung und Dokumentation wichtiger Entscheidungsgrößen, verdichtet und in einem sektorübergreifend verständlichen Format, um die jeweiligen Anforderungen mit den lokalen Entwicklungszielen und den finanziellen Rahmenbedingungen in Einklang zu bringen.

Mit Abschluss des Verbundprojektes wird nun ein Abschlussbericht vorgelegt, der mit den verschiedenen Schwerpunktthemen

- **A: Der digitale Stoffstrom-Zwilling** als Werkzeug zur strategischen Investitionsplanung und Unterstützung im Betrieb; methodischer Rahmen und Vorgehen
- **B: Modellgestützte Planung und Betrieb von Kläranlagen** im Kontext der P-Rückgewinnungspflicht; beispielhafte Anwendung des DSSZ

C: Modellgestützte smarte Planung und Bewirtschaftung im regionalen Verbund; regionaler Stoffstromzwilling (rDSSZ)

D: Modellgestützte Szenarienanalyse von Ausschleusungspunkten für die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff

E: Regionale Nährstoffbilanzierung - Schnittstelle Landwirtschaft / Verwertung

für Planende aus dem Bereich der Siedlungswasserwirtschaft eine Basis schaffen möchte, die ausformulierte Methodik der strategischen Verfahrensauswahl und die Potentiale eines digitalen Stoffstromzwilling bei der Planung und perspektivischen Ausrichtung der Kläranlagen zu nutzen. Und für die Kommunikation und integrale Prüfung von Entscheidungen im Zusammenspiel mit Politikern, Stakeholdern und Bürger:innen mit dem DSSZ auch ein Format anbietet, das es ermöglicht, auf sich ändernde Rahmenbedingungen flexibel und agil in der Planung einzugehen im Rahmen einer rollierenden Strategiekontrolle und ggf. notwendigen Anpassung des eingeschlagenen Transformationswegs.

Das Konsortium hofft, mit den vorliegenden Inhalten eine anwendungsorientierte Arbeitshilfe auch für andere Kommunen zur Verfügung zu stellen, die bei anstehenden Investitionsentscheidungen im komplexen Gesamtkontext zukünftiger Entwicklungen und Herausforderungen nicht nur unterstützt aus Perspektive der einzelnen Anlage und des Abwassersektors zu treffen, sondern mit der notwendigen Flexibilität und Anpassungsfähigkeit zu einer synergetischen Weiterentwicklung der kommunalen Infrastruktur beizutragen.

Wir danken dem BMFTR für die durch die Förderung geschaffene Möglichkeit der Verstetigung der Forschungsansätze im kommunalen Handeln.

Hannover, September 2026

Maike Beier

Das Projekt SATELLITE

Modellgestützte Szenarioanalyse - ein starkes Werkzeug der Strategieentwicklung am Beispiel des kommunalen Entsorgungs-Verbundes KNRN

Projekthintergrund und Ergebnisse

1 Das Regionale Konzept von SATELLITE

Mit der Verabschiedung der Klärschlamm- und Düngeverordnung in 2017 sehen sich insbesondere die Kommunen der nördlichen Bundesländer (Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein und Sachsen-Anhalt) der Aufgabe gegenüber, ihre bisherige Klärschlammverwertungsstrategie grundlegend umzugestalten. Der Gesetzgeber hat hierfür eine Übergangsfrist von 12 bis 15 Jahren vorgesehen, die aufgrund der zeitgleich durch die Verordnungen immer stärker eingeschränkten Ausbringmöglichkeiten in vielen Fällen nicht ausgeschöpft werden kann. Direkt mit Erscheinen der Verordnung wurden Entsorgungsverträge gekündigt bzw. nur mit kurzen Laufzeiten und erheblichen Preissteigerungen abgeschlossen. Damit standen Anlagenbetreiber vor der Aufgabe, unter schwer prognostizierbaren zukünftigen rechtlichen und technischen Rahmenbedingungen langfristig gültige Investitionsentscheidungen zu treffen. In diesem Spannungsfeld erarbeitete das Projekt SATELLITE bereits in der der RePhoR-Maßnahme vorgelagerten Konzeptphase für die Region Südliches Niedersachsen ein neues und nachhaltiges regionales Phosphorrecyclingkonzept mit Haupt- und Satellitenrecyclingzentren als Ausgangspunkt für eine langfristig abgesicherte strategische Investitionsplanung.

In Bild 1 ist die Organisationsstruktur des regionalen P-Recyclings grafisch dargestellt. Das Konzept sieht einen **Hauptbetrieb** vor, bei dem die entwässerten Klärschlämme der größeren Kläranlagen (regionale Zentren, > 50.000 EW mit anaerober Stabilisierung) einem interkommunalen **Recycling-Zentrum** zugeführt werden. Dort werden die Schlämme getrocknet, in einer Monoklärschlammverbrennungsanlage thermisch verwertet und der in der Asche enthaltene Phosphor zu Phosphorsäure aufbereitet. Neben dem Hauptbetrieb können auch Kläranlagen,

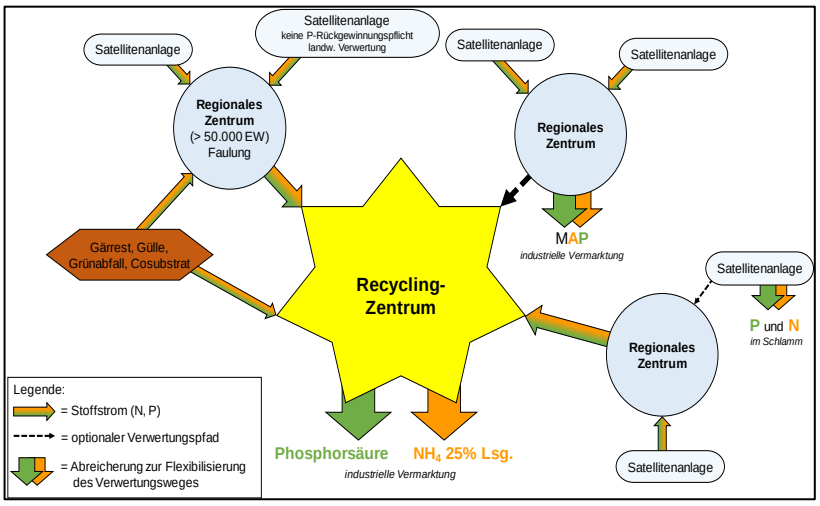


Bild 1: Schematische Darstellung des flexiblen Haupt- und Satellitenbetriebs

die sich nicht langfristig an das Recycling-Zentrum binden wollen, so über die regionalen Zentren im Satelliten-/Nebenbetrieb den errichteten Entsorgungsweg mit P-Recyklierungsoption nutzen, ohne dem Verbund beizutreten. Die regionalen Zentren haben zusätzlich die Möglichkeit z.B. alternative Substrate (Gülle, Gärrest etc.) anzunehmen und einer Verwertung zuzuführen (erhöhte Biogasausbeute). Zuletzt beinhaltet das verfahrenstechnisch flexibilisierte Konzept auch die Möglichkeit einer „dezentralen“ P-Rückgewinnungsstrategie und alternativer Entsorgungswege für die regionalen Zentren (z.B. Abreicherung und Mitverbrennung, Landschaftsbau), wenn sich hieraus für den Gesamtverbund Vorteile ergeben.

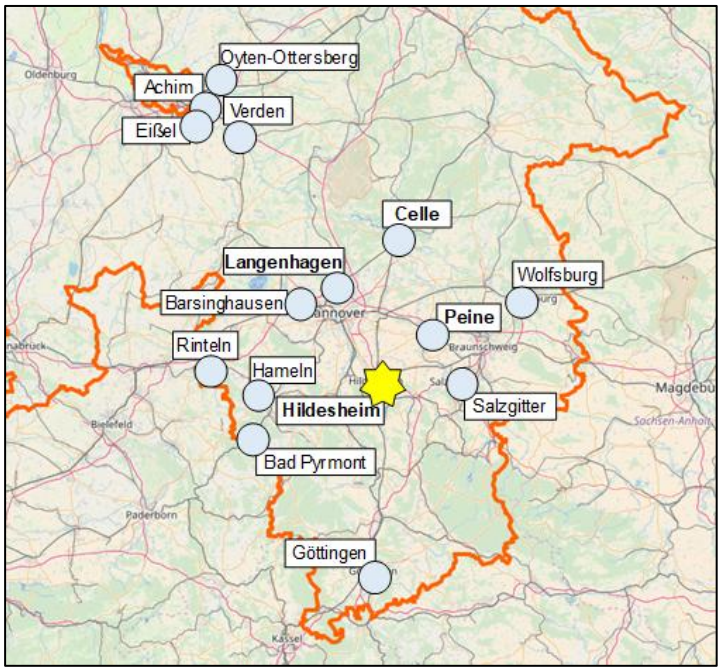


Bild 2: Lagekarte der P-rückgewinnungspflichtigen Kläranlagen der Region des südlichen Niedersachsens und dem Landkreis Verden; (geändert nach © OpenStreetMap)

Mit Blick auf die Verteilung der regionalen Zentren hat sich als Standort für das Recycling-Zentrum Hildesheim im geographischen Zentrum der Kläranlagen und mit guter Transportanbindung (Hafen, Autobahn A7, Schiene) herauskristallisiert. Die weitgehenden Flexibilisierungsoptionen im Verwertungspfad schaffen einen niedrigschwelligen Zugang zur Anlagentechnik und damit strategische Freiräume für den Anlagenverbund mit dem Ziel, die P-Recyklatmenge zu maximieren bei gleichzeitiger Minimierung der spezifischen Invest- und Betriebskosten durch hohe Anlagenauslastung. Die Einbeziehung der kleineren Anlagen im Satellitenbetrieb der regionalen Zentren bietet neben der zusätzlichen Phosphorausbeute zum einen energetische Vorteile und zum anderen wird im Nebeneffekt das Aufbringen von im Klärschlamm enthaltenen Schwermetallen und organischen Schadstoffen auf landwirtschaftliche Flächen reduziert bei gleichwertiger Nährstoffrückführung. Auch für die Satellitenanlagen selbst ergeben sich Vorteile durch die interkommunale Zusammenarbeit: die ressourcenintensive aerobe und/oder chemische Klärschlammstabilisierung kann unter Einsparung von Anlagenkapazität wirtschaftlich abgelöst werden.

Parallel zur Durchführung der Konzeptphase wurde 2017 die Kommunale Nährstoffrückgewinnung GmbH (KNRN) als gemeinsame Initiative mehrerer kommunaler Kläranlagenbetreiber gegründet, um den Herausforderungen der gesetzlichen Vorgaben zur Rückgewinnung und nachhaltigen Verwertung von Nährstoffen, insbesondere Phosphor, aus Abwasser und Klärschlamm gemeinsam zu begegnen und oben aufgezeigte Synergien zu heben. Auch wenn das KNRN nicht direkt als Fördermittelempfänger im Projekt beteiligt war, ist das Projekt-Ziel von SATELLITE durch beispielhafte Untersuchung relevanter Fragestellungen für repräsentative Einzelanlagen und Verbünde, sowie Erarbeitung von praxisorientierten Werkzeugen zur

Entscheidungsunterstützung, den Aufbau einer abgestimmten und dadurch effizienten und ressourcenschonenden Verwertungsstruktur im kommunalen Verbund zu unterstützen. Als inhaltliche Projektschwerpunkte haben sich hierbei sechs Themenblöcke herauskristallisiert, die in unterschiedlichen Anlagenkontexten bearbeitet wurden (vgl. Bild 3).

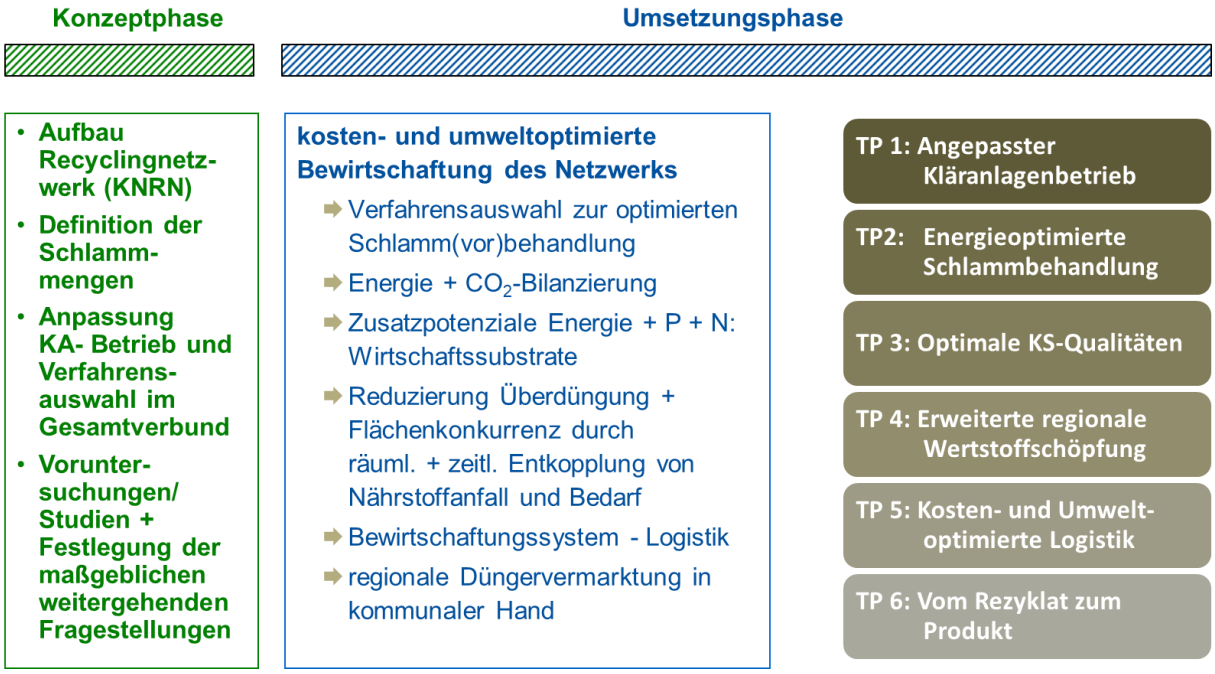


Bild 3: SATELLITE Projektüberblick – Arbeitsschwerpunkte und zeitliche Einordnung

2 Die Kommunale Nährstoffrückgewinnung GmbH (KNRN)

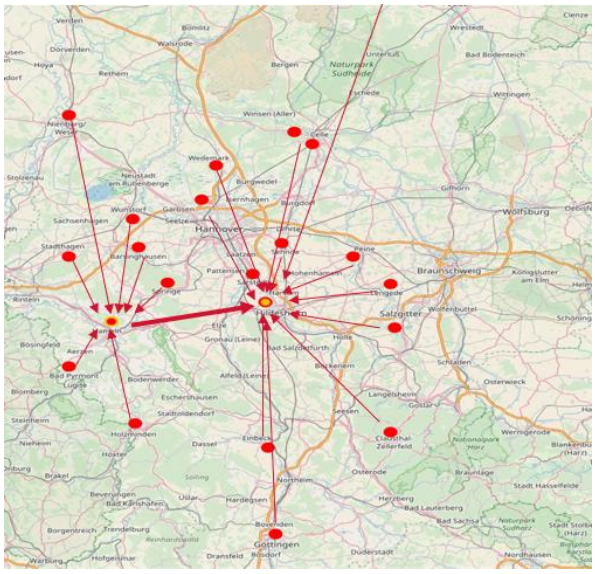


Bild 4: Verteilung der in der KNRN gemeinschaftlich organisierten Kläranlagen (Stand 9´26)

Die regionale Selbständigkeit der beteiligten Verbundpartner in Verbindung mit einem im interkommunalen Verbund errichteten und betriebenen Recyclingzentrum stellt ein Alleinstellungsmerkmal des KNRN-Konzeptes dar. Inzwischen sind mit 22 Gesellschaftern, 46 Kläranlagen (GK 2 bis 5) verteilt über das südliche Niedersachsen (Bild 4) und damit 2,7 Mio. Einwohnerwerte im KNRN organisiert (Stand 9´2026).

Die Planungen der Monoklärschlammverbrennungsanlage sind inzwischen abgeschlossen und seit 11´2024 liegt nach langen 2 Jahren Prüfung und Erörterung der Genehmigungsbescheid vor. Vorgesehen ist eine zweistraßige Monoklärschlammverbrennung mit einer Schlammannahmekapazität von 33.500 t(TS)/a (24%TS), was einer Originalsubstanzmenge von etwa 140.000 t(OS)/a entspricht. Ergänzt wird das System durch eine vorgelagerte Trocknung am Standort Hameln an dem etwa 1/3 der Trockensubstanz (entspricht etwa 45.000

t(OS)/a) des mit etwa 24% Feststoffgehalt angelieferten Klärschlamms auf 85% vorgetrocknet werden. Die Vorzugswürdigkeit einer dezentralen vorgelagerten Trocknung ist u.a. ein Ergebnis der Standortanalyse (C 3.4.1) an der Schnittstelle der SATELLITE Teilprojekte TP 5 „Logistik“ und TP 3 „Energie“, da zum einen ein Mindestanteil der Schlämme getrocknet der Verbrennung zugeführt werden müssen, um eine Zufeuerung vermeiden zu können, zum anderen wird hierdurch natürlich der „Wassertransport“ und damit die Transportkilometer reduziert. Die standortbedingten Faktoren, wie Abwärmenutzung einer MVA oder die Frage der Brüdenbehandlung (B 2.4.2) konnten durch die Erweiterung des anlagenspezifischen Digitalen Stoffstromzwilling auf ein regionales Modell ebenso wie die Transportkilometer eingebunden, und damit die Entscheidung über eine Mehrzieloptimierung modelltechnisch unterstützt werden.

Rezyklierungspotential der KNRN Anlage: ~ 14.900 t/a P-Asche mit im Mittel 7,3% P und ~ 44.000 MWh Wärme / Jahr, die am Standort Hildesheim genutzt werden können.

Zum Zeitpunkt des Projektabschlusses wurde das Baufeld vorbereitet (Bild 5). Im Februar 2026 konnte zwischen der KNRN und der EVI Energieversorgung Hildesheim der Vertrag zur Übernahme der anfallenden Wärme unterschrieben werden. KNRN stellt dazu der EVI jährliche eine Wärmemenge von bis zu 44.000 MWh zur Verfügung, welche EVI über das noch bis in den Hildesheimer Hafen auszubauende Fernwärmenetz übernehmen und ihren Kunden zur Verfügung stellen wird. Mit der Unterzeichnung einer Zusammenarbeitsvereinbarung am 31.07.2026 führen die enercity Contracting GmbH, die KNRN und KENOW GmbH & Co. KG nun auch die Analyse für eine gemeinsame zukunftsfähige, wirtschaftlich tragfähige und ressourcenschonende Verwertung der anfallenden Klärschlammaschen weiter. Eine Machbarkeitsstudie ist beauftragt, die Möglichkeit für eine ggf. notwendige Zwischenlagerung geklärt.



Bild 5: Baufeld (Stand 6´26) und Prinzipskizze der Anlagen der KNRN (Bildquelle: Voss)

Als Werkzeug zur Unterstützung der smarten Bewirtschaftung von Klärschlammnetzwerken wurde im Rahmen des Satellite-Projektes das OptiNETZ-Tool durch das Ingenieurbüro Dr. Breitenkamp in Zusammenarbeit mit dem ISAH entwickelt. Das Tool bietet die Möglichkeit zur optimierten Planung und später auch Bewirtschaftung interkommunaler Netzwerke zur Klärschlammverwertung u.a. im Hinblick auf Investitionsentscheidungen im Verbund (gemeinsame Monoklärschlammverbrennung, vorgelagerte Trocknungsstandorte), ein optimiertes Trocknungs- und Entwässerungskonzept, Nährstoffrückgewinnungspotentiale (P, N) und Logistik.

3 Betrachtungsebenen und Anlagenoptionen

Das Projekt „SATELLITE“ ist ein Forschungsverbund aus dem stark landwirtschaftlich geprägten Niedersachsen und legt damit seinen Forschungsschwerpunkt auf die regionale Anpassung der Abwasser- und Schlammentsorgung im ländlichen Raum und bezieht neben dem Phosphor auch Stickstoff als kritische Ressource mit ein. Wichtige Fragen hierbei sind:

- Wie kann die Verbrennung und Nährstoffrückgewinnung durch ein kommunales Nährstoff- und Anlagenmanagement effizient umgesetzt werden?
- Wie können Kläranlagen im Betrieb und der Verfahrenstechnik angepasst werden, um eine zentrale Schlammentsorgung optimal zu unterstützen?
- Wie können die Nährstoffe, die durch den Stopp der direkten Ausbringung in der Landwirtschaft fehlen, durch ein angepasstes Nährstoffmanagement wieder in die Region zurückgeführt werden?

Mit der Methodik des Digitalen Stoffstromzwillings (DSSZ) wurden in SATELLITE damit also nicht einzelne P-Rückgewinnungsverfahren untersucht, sondern die vor- und nachgelagerten Verfahrensketten auf verschiedenen Ebenen analysiert, Schnittstellen betrachtet und Werkzeuge für die modellbasierte Entscheidungsunterstützung erarbeitet für die verschiedenen Handlungsfelder der Phosphorrückgewinnung (Bild 6).

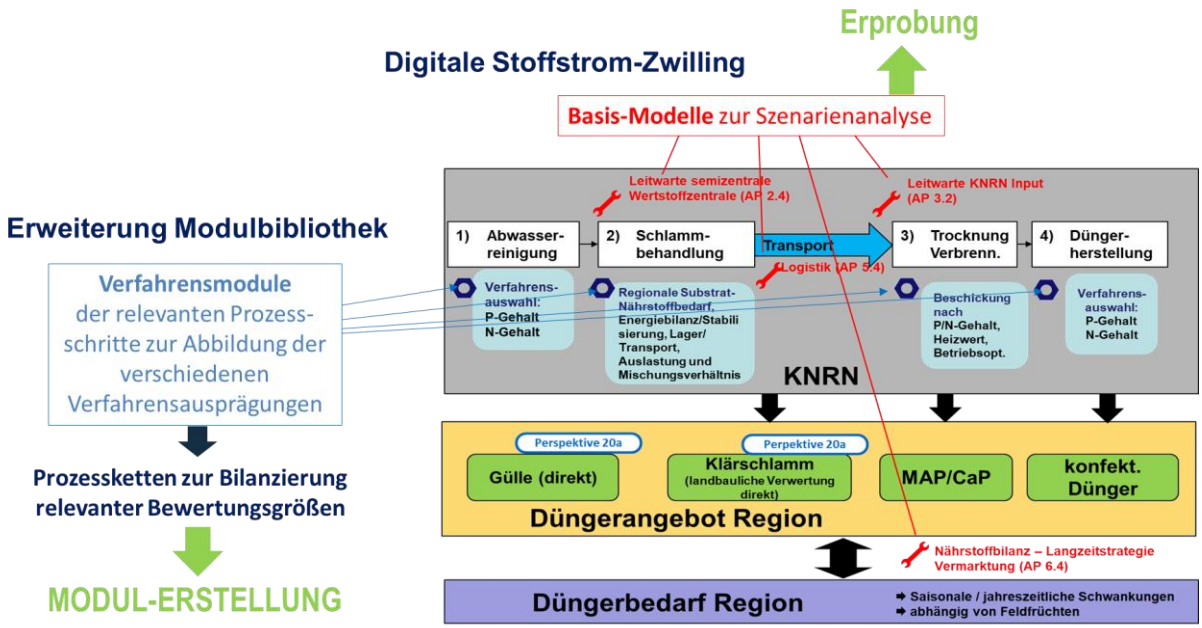


Bild 6: Betrachtungsebene im SATELLITE-Projekt und methodischer Rahmen für die modellbasierte Entscheidungsunterstützung

Die Werkzeuge zur angepassten und optimierten Verfahrensauswahl sind sowohl für die einzelne Kläranlage (Beispiele in Abschnitt B des Berichts) als auch für Verbünde mehrerer Anlagen bis hin zu großen interkommunalen Verbünden nutzbar (Berichts-Abschnitt C). Hauptfokus der strategischen Planung des Kläranlagenverbunds im Projektzeitraum war damit die unterstützende Szenarienanalyse und Technikerprobung um die notwendigen Infrastrukturanpassungen zu identifizieren und parallel mit der Errichtung des zentralen Kreislaufzentrums umzusetzen.

Verfahrenstechnik regionale Zentren:

Bild 7 und Bild 8 (links) zeigen die im Projekt betrachteten verfahrenstechnischen Optionen der regionalen Zentren. Aufgrund der vielen Bio-P-Anlagen in Niedersachsen ist eine der betrachteten Verfahrensoptionen die alternative Abreicherung aus der flüssigen Phase mittels Fällungsverfahren ggf. in Kombination mit Desintegration oder weitergehendem anaeroben Aufschluss. In einem vorherigen Forschungsprojekt des ISAH (BMBF-Verbundprojekt ProPhos) konnte nachgewiesen werden, dass bei Anlagen mit biologischer P-Elimination ein hohes, wirtschaftlich attraktives P-Ausschleusungspotential über die Fällung aus der wässrigen Phase besteht. Durch die Zusammenführung der gewonnenen Stoffströme im Recycling-Zentrum kann dieser Schritt zu einer wirtschaftlichen Verwertung und Vermarktung der Düngemittelrecyclate führen. Neben der „dezentralen“ Gewinnung von MAP/CaP-Kristallaten ergeben sich hierdurch außerdem alternative thermische Verwertungswege, die im Gesamtkonzept im Hinblick auf Wirtschaftlichkeit und Nachhaltigkeit bewertet werden.

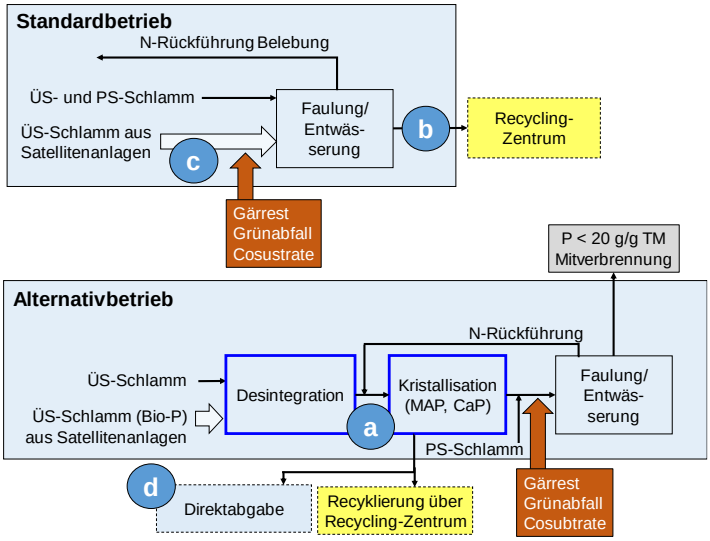


Bild 7: Verfahrensoptionen der regionalen Zentren (a-d. Kennzahlenermittlung Strategiepunkte)

Als Zusatznutzen ergeben sich durch die Abreicherung in der wässrigen Phase weitere Vorteile im Betrieb durch i) eine verbesserte Entwässerungsleistung, ii) Verringerung der Rückbelastung, iii) wirtschaftlicher regionaler Direktvertrieb. Die anlagentechnisch mit geringem Aufwand implementierbare P-Rückgewinnung aus der Flüssigphase bietet darüber hinaus vor Fertigstellung des Recycling-Zentrums eine hervorragende Möglichkeit die zur Zeit durch Mitverbrennung verlorene Phosphorfracht kurzfristig zu mobilisieren (im Verbund 2020 mit über > 900 t P/a abgeschätzt). Eine weitere betrachtete Verfahrensoption der regionalen Zentren ist die Ammoniak-Strippung, die auf ihre wirtschaftliche Einsatzmöglichkeit hin überprüft wurde. Hier wird in besonderer Weise die Nutzung vorhandener Abwärme unter Einbindung in ein örtliches Energiekonzept relevant.

Ein relevanter Aspekt für die Maximierung des P-Recyclings (und natürlich die Energiebilanz) ist die Schaffung von Annahmekapazitäten für externe Substrate. Neben der bereits vorhandenen mesophilen Faulung wurde in Hildesheim in den letzten Jahren zusätzliche eine thermophile Hochlaststufe errichtet. Wie der die beiden Faulungen optimal betrieben werden und welche Potentiale der thermophile Betrieb bietet, wird durch die Aufnahme wichtiger Kenndaten und Einbindung in einem offen zugreifbaren Modellmodul auch für andere regionale Zentren nutzbar[1]. Gleiches gilt für die Analyse der Auswirkungen der Annahme von

[1] Die Modulbibliothek wird in der zweiten Jahreshälfte 2026 öffentlich zugänglich gemacht. Der Zugriff wird unter https://www.isah.uni-hannover.de/forschung/forschungsprojekte/forschungsprojekte-detailansicht/projects/satellite veröffentlicht (vgl. A 1.4)

Fremdschlämmen und Wirtschaftsdüngern z.B. zur Steigerung des Faulgasertrages. Die DSSZ enthalten die verfahrens- (Abbaugrad, spez. Faulgaserträge der Wirtschaftsdünger) und betriebstechnischen (€/ kg FM) Kennzahlen und machen eine Übertragung auf andere Kläranlagen möglich (A 2.3).

Im Hinblick auf die verfahrenstechnische Integration des altbekannten Verfahrens der Ammoniak-Strippung wurde in SATELLITE eine innovative Anwendungserweiterung des SEQUESTA-Verfahrens der BIORESTEC GmbH zur Stufeneindampfung von Gärresten am Standort **Hildesheim** halbtechnische erprobt. Hierbei werden während des Trocknungsprozesses in einem Schnecken- bzw. Lineartrockner an unterschiedlichen Stellen Brüden abgezogen und getrennt voneinander kondensiert. Durch die unterschiedlichen Siedepunkte von Ammoniak und Wasser ist es möglich eine konzentrierte erste Fraktion von den anfallenden Brüden abzutrennen (vgl. D 3.3). In den Vorversuchen konnte die generelle Eignung der Stufeneindampfung zur Stickstoffrückgewinnung aus ausgefaulten Klärschlämmen im Batch-Betrieb erfolgreich erprobt werden. Das Verfahren wurde als Modellmodul abgebildet, die Kenndaten liegen damit vor.

<u>Schnittstelle Recyclingzentrum</u>*:*

Bei der Konzeptionierung des Recycling-Zentrums steht letztendlich neben der Entsorgung die Erzeugung eines industriell und wirtschaftlich vermarktbaren Recyklats im Betrachtungsfokus. Im Rahmen von SATELLITE liegt der Schwerpunkt aber zunächst auf der Klärung einer optimalen Einbindung und Bewirtschaftung der zentralen Anlage. Es standen damit vor allem zunächst Logistikfragen im Vordergrund (C2), die eng mit der energetischen Optimierung und CO_2-Emissionsminimierung durch Standortwahl und Transportlogist dominiert sind (C3.4.1). Ein zweiter Projektschwerpunkt war der Aufbau des regionalen DSSZ in Vorbereitung auf die im Betrieb zu koordinierende Bewirtschaftung der Schlämme je nach Menge und Zusammensetzung (OptiNETZ#plan und OptiNETZ#live siehe Abschnitt C3). Für die Bestimmung der optimalen Auslegungsdaten der thermischen Verwertung (Scheibentrockner und Wirbelschichtofen) auf Basis von detaillierten Stoffstrom- und Szenarienbetrachtungen des Gesamtverbunds konnte der rDSSZ direkt genutzt werden.

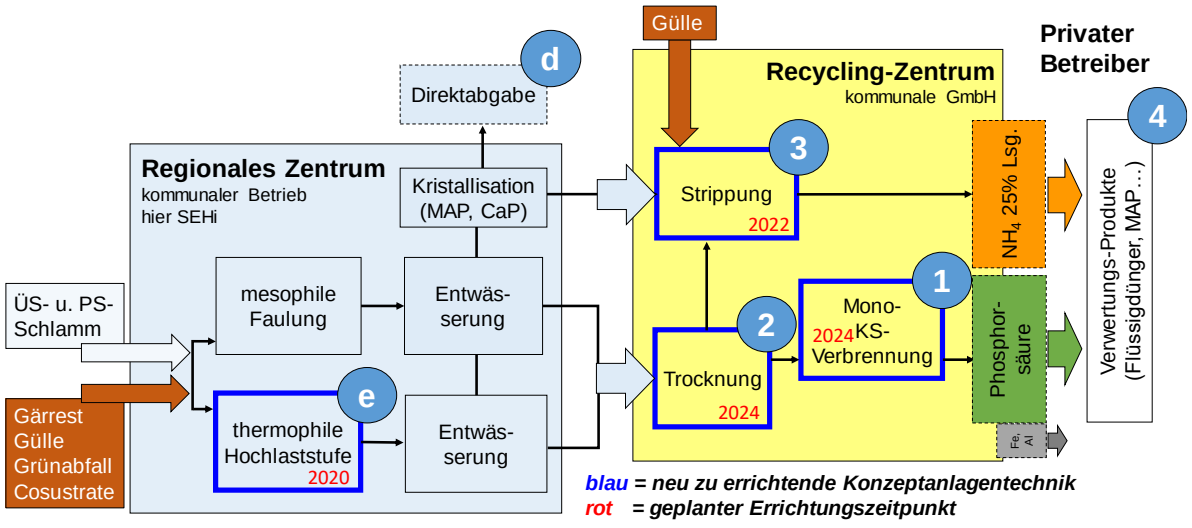


Bild 8: Technisches Konzept des Recycling-Zentrums mit angegliedertem regionalem Zentrum (d-e. Kennzahlenermittlung Strategiepunkte, 1-4-Dimensionierung/Produktqualität)

Im Ergebnis zeigen die Szenarienanalysen deutlich, dass es nicht das eine perfekte Konzept gibt, sondern die Bedingungen vor Ort wie Anlagengröße, technische Ausstattung und regionaler Synergien maßgeblich bestimmen, welche Lösungen in der Gesamtbetrachtung sinnvoll und wirtschaftlich sind. Auch die Kläranlagen selbst müssen dabei stärker zusammenrücken und Synergien suchen. Größere Anlagen können dabei künftig als technische Anker im Verbund agieren, während sich kleinere Standorte durch gemeinsame Nutzung von Infrastruktur – etwa mobiler Zentrifugen oder gemeinsamer Trocknungslösungen – zu Unterverbünden zusammenschließen können. Hier ergeben sich zusätzliche Energiepotenziale bei der gemeinsamen Schlammbehandlung kleinerer Anlagen mit dem Ziel der Biogasproduktion. Auch Industriebetriebe mit großen Mengen energiehaltigem Abwasser oder Abwärme sollten in das regionale Gesamtkonzept eingebunden werden. Die Kommunen tragen dabei nicht nur die Verantwortung für Investitionen und Genehmigungen, sondern steuern auch die langfristige Ausrichtung der Entsorgungsstruktur bei.

Konkret wird in SATELLITE aufgezeigt, wie durch spezifisch angepasste Anlagentechnik in den regionalen Zentren und ihren Satelliten im Zusammenspiel mit dem gemeinsam bewirtschafteten zentralen Recyclingzentrum eine essentiell erhöhte Nutzung von Sekundärphosphor wirtschaftlich und organisatorisch im interkommunalen Verbund umsetzbar ist. **Im Mittelpunkt des Vorhabens steht damit die modellbasierte Konzeptionierung eines interkommunalen Recyclingzentrums auf Basis einer integralen, fallspezifischen und maßnahmenoffenen Planung der angeschlossenen Haupt- und Satellitenanlagen.**

Verfahrenstechnisch werden im Projekt die gezielte Rückgewinnung aus der wässrigen Phase mittels Fällung betrachtet (Haupt- und Satellitenbetrieb), die Rückgewinnung von Stickstoff über Dampfstrippung in energetischer Nähe des Recyclingzentrums und der Trocknung, die Integration von alternativen regional verfügbaren Substraten wie Gülle und Gärrest sowie die Integration eines weitergehenden Schlammaufschlusses durch Desintegration und thermische Stabilisierungsverfahren. Verfahrenstechnischen Stufen des Recyclingzentrums sind die „Trocknung“ und „Verbrennung“ der Substrate (ausgefaulter Klärschlamm, Wirtschaftssubstrate) sowie die „Produkterzeugung“ aus den Aschen und angelieferten Kristallaten.

Mit Abschluss von SATELLITE ist der Handlungsrahmen der Umsetzung konkretisiert, d.h. die beteiligten Einzelanlagen und –verbünde mit ihren jeweiligen lokalen Randbedingungen sind bekannt, und können nun im Hinblick auf eine optimale Bewirtschaftung des Recyclingzentrums unter Kosten- und Nachhaltigkeitsaspekten (Energie, CO_2-Footprint, Regionale Wertstoffnutzung) mit der „Kommunale Nährstoffrückgewinnung Niedersachsen (KNRN) GmbH“ umgesetzt werden.

Das Forschungsprojekt SATELLITE fokussiert dabei mit seinen Untersuchungen auf die, dem eigentlichen Verbrennungs- und Rückgewinnungsprozess vor- und nachgelagerten, relevanten Verfahrensschritte auf den zuliefernden Kläranlagen, mit dem Ziel eine für das zentrale Recycling-Zentrum optimale Klärschlammqualität (Heizwert, P-Gehalt) zum optimalen Zeitpunkt (gleichmäßige Auslastung) mit dem geringsten Umweltimpact (Transport) bereitzustellen, bei gleichzeitig positiver Bilanz für die anliefernden regionalen Zentren und Satelliten, durch angepasste Verfahrensauswahl, regionale Wertstoffrückführung und Unterstützung bei

der Bewirtschaftung. Im Einzelnen demonstriert SATELLITE, wie

- durch eine konstruktive interkommunale Zusammenarbeit ein sehr hohes Maß an Synergien und ein in der Gesamtschau deutlich verbesserter Umweltschutz in landwirtschaftlich geprägten Regionen erreicht werden kann.
- durch spezifisch angepasste Anlagentechnik und –betrieb der regionalen Kläranlagen die Klärschlammqualitäten und damit die Wirtschaftlichkeit der Phosphorrückgewinnung gezielt positiv beeinflusst werden kann.
- durch die Integration von Wirtschaftssubstraten und Stickstoff als regional relevanter Makronährstoff sowie die zeitliche Entkopplung der Nährstoffbereitstellung vom Nährstoffanfall durch eine bedarfs- und nutzerorientierte Rezyklataufbereitung und -lagerung eine erhöhte regionale Wertstoffrückführung erreicht werden kann.
- durch Abstimmung der Anlageninvestitionen in der Schlammbehandlung und hier insbesondere der energetisch relevanten Entwässerung/Trocknung im Gesamtverbund unter Einbeziehung lokaler Spezifika die thermische Klärschlammentsorgung wirtschaftlich und energetisch optimiert umgesetzt werden kann.
- durch Einbeziehung unterschiedlicher Transportmittel (Schiff, Bahn, LKW), Transportentfernung und Vorgabe des Entwässerungsgrades (Transportvolumen) in das Logistikkonzept eine Minimierung des negativen Einflusses auf die Umwelt erreicht werden kann.
- durch kommunale Interessensbündelung in einer GmbH (Risikoverteilung) und die gemeinsame Projektentwicklung eine kurzfristige Umsetzung innovativer, tragfähiger Entsorgungs- und Rückgewinnungskonzepte auch für kleinere und mittlere Kommunen möglich wird, bei gleichzeitig hoher Entsorgungssicherheit und Langfristigkeit.

Verfahrenstechnisch werden in SATELLITE betrachtet:

1. die gezielte Rückgewinnung aus der wässrigen Phase mittels Fällung.
2. die ergänzende Rückgewinnung von Stickstoff über Eindampfung/Strippung in energetischer Nähe des Recyclingzentrums, von Biogasanlagen bzw. im stand-alone-Betrieb einer kommunalen Kläranlage im Vergleich zur optimierten Reduzierung der N-Rückbelastung mittels Deammonifikation.
3. die Integration von alternativen regional verfügbaren Substraten wie Gülle und anderen Wirtschaftssubstraten in das Nährstoffmanagement der regionalen Zentren (RZ).
4. die qualitative Vorkonfektionierung der Schlämme in Abstimmung auf den optimalen Betriebspunkt des Recyclingzentrums, durch „Entwässerung“„Trocknung“ und „Verbrennung“.
5. Die technisch-betriebliche Umsetzung einer „Teilstabilsierung“ für Kläranlagen im Satellitenbetrieb mit dem Ziel eines ökologisch-ökonomisch optimierten Verbundbetriebs (Gasertrags, Belüftungsenergie, Transport etc.).

Nicht im Fokus der verfahrenstechnischen Entwicklung ist die Erprobung spezifischer Aufbereitungstechniken von Phosphor aus Asche. Mit Abschluss der RePhor-Maßnahme stehen hierzu eine Reihe von großtechnisch erprobten Technologien zur Verfügung, aus denen auf Basis der nun vorliegenden Kenndaten im Anschluss an die Inbetriebnahme der Verbrennung die für das KNRN passende ausgewählt wird. Durch die Aufnahme der Rückgewinnungsverfa-

hren in die in SATELLITE erstellte Modulbibliothek ist es auch für Nicht-Teilnehmer der RePhoR-Maßnahme möglich, die Eignung der verschiedenen Verfahren in ihrem lokalen Anlagenkontext zu prüfen (vgl. D1.3). Direkte verfahrens- und modelltechnische Vernetzung bestand diesbezüglich mit dem Verbund P-Net und Parforce.

Ergänzend hierzu erfolgt in SATELLITE über den Verbundpartner Soepenberg die Entwicklung und Erprobung angepasster Logistikkomponenten für Lagerung und Transport der Produkte (flüssige Makronährstoffe wie Phosphorsäure aus der Ascheaufbereitung, Ammoniakwasser aus der Strippung) sowie die nutzerspezifische Aufbereitung und Vorkonfektionierung der Rohstoffe „on demand“ zu vermarktbarem Dünger (siehe D4). In wie weit noch vorhandene „Vertriebswege“ der bodenbezogenen Klärschlammverwertung genutzt werden können und wo Nährstoff-Hubs ggf. semizentral am günstigsten eingerichtet werden sollten, sind Fragen, für die die in SATELLITE erstellten Werkzeuge zukünftig direkt genutzt werden können.

4 Der Weg (zurück) in die Landwirtschaft

Die Klärschlammverwertungsstrategie in Niedersachsen richtete sich im vergangenen Jahrzehnt nach der Siedlungsstruktur und landschaftlichen Ausprägung des Flächenstaats. Nach Bayern (31.277 km²) ist Niedersachsen das Bundesland mit der größten landwirtschaftlich bewirtschafteten Fläche (25.874 km²), die 54 % der Gesamtfläche Niedersachsens ausmacht (Statista). Aufgrund des Düngebedarfs wurde die regionale, direkte landwirtschaftliche Ausbringung und Nährstoffrückführung favorisiert was die Beibehaltung einer Vielzahl selbstverwalteter kleiner und mittelgroßer kommunaler Kläranlagen unterstützte. Vor Inkrafttreten der novellierten Klärschlammverordnung zur Neuordnung der Klärschlammverwertung am 03.10.2017 konnte der Großteil (71 %) des in den kommunalen Kläranlagen anfallenden Klärschlamms in Niedersachsen bodenbezogen verwertet werden. Mit über 100.000 t TM war Niedersachsen von 2006 bis 2016 bundesweit das Land mit den höchsten stofflich verwerteten Klärschlammmengen und damit auch einer hohen Phosphorrückführungsrate in die Landwirtschaft.

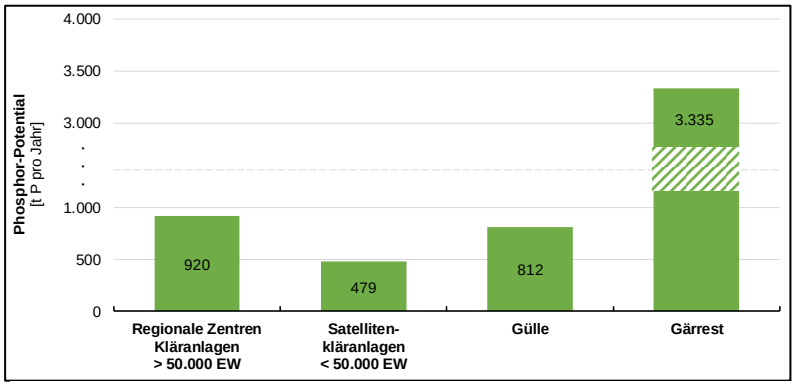


Bild 9: P-Potential der Schlämme und Wirtschaftsdünger der Verbundregion (Stadt Salzgitter, Stadt Wolfsburg, Landkreise Göttingen, Peine, Hameln-Pyrmont Hildesheim, Celle und Verden) [eigene Erhebung und LWK-Niedersachsen, 2018]

Überschlägige Berechnungen der Klärschlammmengen des regionalen Verbundes ergeben eine Trockenmassenfracht von 45.600 t TM pro Jahr – das entspricht etwa einem Drittel (32 %) der entsorgten Klärschlämme in Niedersachsen, wobei bisher 90 % stofflich und im besonderen Maße landwirtschaftlich verwertet wurden. Das Gärrestaufkommen in den Landkreisen der Verbundregion (siehe Bild 2) lag laut Niedersächsischem Nährstoffbericht (2018) im Erhebungsjahr 2016/17 bei 2.175.500 t FM pro Jahr was bei einem angenommenen mittleren TS-Gehalt von 6,5 % einer Trockenmasse von

141.400 t TM pro Jahr und damit mehr als der 3-fachen Klärschlammtrockenmenge entspricht. Die Güllemenge lag im selben Zeitraum bei 1.516.900 t FM, was bei einer Annahme eines mittleren TS-Gehalts von 9 % einer jährlichen Trockenmasse von 138.000 t TM entspricht.

Damit ergibt sich nach überschlägiger Berechnung ein jährliches Phosphor-Potential in der Verbundregion von 920 t P in den Klärschlämmen der regionalen Zentren und knapp 480 t P in den Satellitenkläranlagen, die gesetzlich nicht zur P-Rückgewinnung verpflichtet sind. Die Wirtschaftsdünger enthalten mit insgesamt ca. 4.150 t P pro Jahr ebenfalls ein erhebliches Phosphorrecycling-Potential, wobei die Gärreste mit 3.300 t P den Großteil ausmachen (vgl. Bild 9). Neben dem erhöhten Phosphorrecycling bergen die Satellitenanlagen und –substrate auch im Hinblick auf Stickstoff (aus Klärschlamm der Satellitenanlagen ca. 640 t N/a, aus Wirtschaftsdünger knapp 8.500 t N/a) und Energie ein relevantes Ressourcennutzungspotential (das Heizwertpotential der zu entsorgenden Schlämme der Satellitenanlagen beträgt 180 TJ/a, das der jährlich anfallenden Wirtschaftsdünger liegt bei 4.300 TJ).

Mit der Pflicht zum Phosphorrecycling für größerer Anlagen und der Inbetriebnahme weiterer Klärschlammverbrennungsanlagen ist ein starker Rückgang der bodenbezogenen Verwertung zu erwarten. Um die Auswirkungen einer Zentrierung großer Klärschlammmengen an einer Verbrennungsanlage für eine Region zu betrachten und Optionen der Nährstoffrückführung zu entwickeln, wurde in SATELLITE in Kooperation mit der LWK Nienburg die Erweiterung des DSSZ auf die Abnehmerinfrastruktur bearbeitet. Ziel war es auf Basis der durch die Landwirte im Rahmen der Flächen- und Hoftorbilanz vorhandenen detaillierten Datenverfügbarkeit die Nährstoffanfälle und -Bedarfe innerhalb des Landkreises in einem DSSZ abzubilden und anschließend durch Kopplung mit den Planungsdaten des KNRN ein integriertes Management zu unterstützen. Übergeordnetes Ziel des erweiterten DSSZ ist es möglichst viele Nährstoffe zurück zu gewinnen und die Bereitstellung an den regionalen Pflanzenbedarf zu koppeln. Für die BST Nienburg standen dabei mögliche Input- und Outputmengen, sowie die jeweilige Region im Fokus der Modellierung. In die Entwicklung des angestrebten Planungstools zum Schlammmanagement und zur Nährstoffrückgewinnung wurden dazu Daten und Konzepte zu Lagerung und Logistik, aber auch zur Mitbehandlung regional anfallender Wirtschaftsdünger eingearbeitet.

Um die zentralisierten Nährstoffe wieder in der Region zu verteilen wurde ein Planungsmodell zur gezielten Nährstoffrückführung entwickelt. Anhand der Modellregion wurde die Nährstoffbilanz aufgebaut und der Nährstoffanfall sowie der Nährstoffbedarf jahreszeitlich abgebildet. Eine Prognostizierbarkeit von Anfall und Bedarf, der für das Nährstoffmanagement unabdingbar ist, wird über eine Berechnung auf Grundlage der Fruchtfolgen und Tierzahlen erreicht. (Abschnitt E). Die Projekt-Ergebnisse zeigen deutliche saisonale Unterschiede zwischen Nährstoffanfall und -bedarf. Während insbesondere im Frühjahr ein hoher Bedarf an Stickstoff und Phosphor besteht, treten im Sommer und Herbst zunehmend Überschüsse auf. Die Nährstoffströme werden dabei deutlich durch die Tierhaltung dominiert. Beiträge aus Klärschlämmen sind mengenmäßig begrenzt, können jedoch insbesondere im Hinblick auf die Rückgewinnung und regionale Kreislaufführung von Phosphor eine relevante Rolle spielen. Den größten Hebel für einen regionalen Ausgleich bieten die Aufbereitung, Speicherung sowie die ge-

zielte räumliche Verteilung / Verlagerung von Wirtschaftsdüngern. Das Planungsmodell ermöglicht, geeignete Maßnahmen zu priorisieren, räumliche und saisonale Handlungsbedarfe

zu identifizieren sowie erforderliche Aufbereitungs-, Speicher- und Transportkapazitäten zu quantifizieren. Damit stellt es eine Grundlage für die Entwicklung regional abgestimmter Strategien zur Nährstoffbewirtschaftung und zur Schließung von Nährstoffkreisläufen dar.

Mit dem Umbau der Klärschlammverwertung müssen neue Netzwerke zwischen Landwirtschaft, Kommunen, Kläranlagen und Industrie aufgebaut werden. In Süd-Niedersachsen besteht trotz Tierhaltung und Biogasanlagen ein nachgewiesener Mangel an Stickstoff und Phosphor, besonders im Osten und Süden der Region. Die Landwirtschaft ist deshalb nicht nur von diesem Umbruch betroffen, sondern auch zentraler Akteur: Einerseits als Abnehmer von rückgewonnenen Düngern, andererseits als potenzieller Zulieferer von Co-Substraten wie Gülle oder industriellen Reststoffen zur Biogasproduktion und somit zur energetischen Optimierung der Kläranlagen.

5 Berichtsstruktur

Die Projektergebnisse sind entsprechend der Fragestellung und des Vorgehens erwartungsgemäß auf viele verschiedene Ebenen verteilt (vgl. Bild 6). Neben der Erhebung konkreter Kennzahlen in der Erprobung von verfahrenstechnischen Innovationen oder betrieblicher Erprobung, wie der sequentiellen Ammoniak-Ausschleusung in der Trocknung (D3.3), den Kennzahlen zur thermophilen Faulung (B1.3) oder den Untersuchungen zur dezentralen Flüssigdünger-Bereitstellung (D4), wurden vielfältige systemische Fragen mit dem im Projekt methodisch ausformulierten und mit Inhalten ausgefüllten Digitalen Stoffstromzwilling (DSSZ) auf verschiedenen Systemebenen und Handlungsräumen beantwortet. Nach dem allgemeinen Überblick über das Projekt, seinen Aufbau und die wichtigsten adressierten Inhalte, werden die Ergebnisse in fünf Schwerpunktthemen im Abschlussbericht zusammengefasst. Beginnend mit Teil A, in dem die Methodik und die einzelnen Bausteine des Digitalen Stoffstromzwilling beschrieben werden. Beispielanwendungen zur Aufstellung der anlagenspezifischen DSSZ sind mit Ergebnissen der Szenarienanalysen und Hinweisen für einen optimierten Betrieb in Schwerpunktthema B zu finden. Hieran schließt sich die Erweiterung des Betrachtungs- und Anwendungsraums auf Verbünde und damit regionale Aspekte an in Schwerpunktthema C an. Schwerpunktthema D behandelt die Optionen der Nährstoffausschleusung und hier als Besonderheit von SATELLITE eben auch die Einbindung von Stickstoffrückgewinnung als wichtiger und problematischer Rohstoff, Stichwort Gülle/Gärrestausbringung. Der Bericht schließt mit Schwerpunktthema E, indem für die Schnittstelle Landwirtschaft/Nährstoffrückführung eine modellbasierte Lösung zur Erfassung der lokalen und zeitlich differenzierten Bedarfe (und Angebote an Wirtschaftssubstraten) in einem DSSZ als Basis einer Bewirtschaftung.

Die Schwerpunktthemen werden am Anfang des Abschnittes kurz vorgestellt, in den anschließenden Oberkapiteln werden die wesentlichen Inhalte in den „grauen Blöcken“ kurz zusammengefasst. Anlagen und Verzeichnisse sind den einzelnen Schwerpunktthemen zugeordnet.

Schwerpunktthema A

Der digitale Stoffstrom-Zwilling als Werkzeug zur strategischen Investitionsplanung und Unterstützung im Betrieb

Methodischer Rahmen und Vorgehen

Der **digitale Stoffstrom-Zwilling** wurde in SATELLITE als Werkzeug zur **Entscheidungsunterstützung** im Rahmen der strategischen Investitionsplanung sowie zur Optimierung des laufenden Betriebs von Anlagen, Regionen und Verbünden ausformuliert. Der modulare Aufbau stellt dabei sicher, dass der Stoffstrom-Zwilling sowohl für Planungen/Betrieb von **Einzelanlagen** bis hin zu der **Klärschlammverwertung im regionalen Verbund** einschließlich der **Nährstoffrückgewinnung** über regionale Verwertungsstrukturen nutzerspezifisch umgesetzt werden kann.

Im Unterschied zu einem dynamischen Simulationsmodell oder einem dynamischen Prozess-Zwilling handelt es sich bei dem **Digitalen Stoffstromzwilling (DSSZ)** um ein modular aufgebautes Bilanzmodell, das die relevanten Stoff- und Energieströme einer Anlage oder eines Verbundes modellhaft abbildet. Auf dieser Grundlage sammelt und verteilt der so erstellte digitale Stoffstrom-Zwilling zum einen prozessstufenbezogen relevante Stoffstromdaten z. B. zu Mengen, Energiegehalten und -bedarfen, Emissionen etc. Die Stoffströme werden modellunterstützt formalisiert berechnet, bilanziert und können für Planung und Betrieb genutzt werden. In der Weiterentwicklung des statischen Bilanzmodells in SATELLITE ermöglicht der methodische Rahmen eine direkte Anbindung an vorliegende Planungs- und Betriebsdaten, Messwerte, Stoffstromanalysen, Laborwerte oder Literaturannahmen, sodass eine kontinuierliche Aktualisierung des Stoffstromzwillings implementiert werden kann. Bei entsprechender Datenverfügbarkeit ist auch eine direkte Kopplung an Betriebsdaten oder Prozessleitsysteme möglich. Zum anderen bietet der modulare Aufbau bzw. die Struktur der Verfahrensmodule durch die hinterlegten prozessstufenspezifischen Systemmodelle eine interne Verarbeitung eingehender Daten zur Berechnung „neuer“ Daten, wie z. B. Effizienzkennzahlen oder Stoffstromqualitäten, die als sogenannte „Softsensoren“ wieder in das reale System zurückgegeben werden können (Bidirektionalität des Stoffstromzwillings). Der digitale Stoffstrom-Zwilling kann neben strategischen Planungsfragen perspektivisch durch die Bereitstellung aktueller prozessstufendifferenzierter Kennzahlen somit auch direkt zur Unterstützung des laufenden Betriebs oder z. B. einer benutzerspezifischen Kosten-/Gebührenermittlung eingesetzt werden. Durch die Kombination mit Algorithmen oder Künstlicher Intelligenz kann der DSSZ aus Trendanalysen „die Zukunft simulieren“ und z. B. den Betrieb mit energiebilanziell optimalem Schlammalter unterstützen (siehe Schwerpunkt B Kapitel 1.4) oder ganz „statisch“ die Auswirkung eines Betriebsausfalls einer Prozessstufe (siehe Schwerpunkt B Kapitel 1) oder der Annahme von Co-Substraten in der aktuellen Betriebssituation bewerten. Dabei ist der DSSZ gestaltet als

„human-centric Digital Twin“: Der Mensch interagiert aktiv mit dem digitalen Abbild, um Prozesse zu steuern, die KI zu trainieren oder kritische Entscheidungen zu treffen.

Um einen guten Überblick über den Aufbau des entwickelten DSSZ sowie das Vorgehen/den Aufwand der Implementierung zu erhalten, wird in diesem Berichtsabschnitt in **Kapitel 1** zunächst die grundsätzliche Methodik und das Vorgehen der **modellgestützten Szenarienanalyse** dargestellt, die mit der Entwicklung des DSSZ nun entsprechend praxisnah angewendet werden kann. **Kapitel 2** beschreibt die im Rahmen des besonderen Projektfokus erfolgte Erweiterung des Stoffstromvektors um zusätzliche Bewertungsgrößen einschließlich **Phosphor** und **Energie/Wärme**. In **Kapitel 3** wird erläutert, wie der Aufbau und die Kalibrierung eines anlagenspezifischen digitalen Stoffstrom-Zwillings durch die in der Open-Access-verfügbaren Modulbibliothek vorkonfektionierten Verfahrensmodule pragmatisch und unkompliziert umgesetzt werden können. Ein besonderer Fokus von SATELLITE lag hier auf der Anwendbarkeit des DSSZ gerade auch bei vermeintlich geringer Datenverfügbarkeit und geringem modelltechnischem Know-how kleinerer Anlagen oder systemübergreifender Verbünde. **Kapitel 4** beschreibt hieran anschließend die Anforderungen an die **Datenbereitstellung**, -prüfung und -fortschreibung für digitale Stoffstromzwillinge und zeigt, wie eine belastbare Datengrundlage für Szenarienbewertungen, Investitionsplanung und Betriebsunterstützung geschaffen werden kann und welche Potentiale durch eine abgestimmte Datenschnittstelle noch gehoben werden können.

1 Methodik und Vorgehen bei der modellgestützten Szenarienanalyse 3

2 Erweiterung des Stoffstromvektors 20

3 Aufbau und Kalibrierung eines anlagenspezifischen Stoffstromzwillings 37

4 Empfehlungen zu Datenbereitstellung 47

5 Verzeichnisse I

6 Literaturverzeichnis III

Anhang .....

1 Methodik und Vorgehen bei der modellgestützten Szenarienanalyse

Autor*innen:
Maike Beier, ISAH – Leibniz Universität Hannover
Sabrina Breitenkamp, Ingenieurbüro Dr. Breitenkamp

Inhaltsverzeichnis

1.1 Prinzip der modellgestützten Bewertung 4
1.2 Verfahrensmodule und Stoffstromvektor 6
1.3 Abgrenzung zur dynamischen Modellierung/Simulation 8
1.4 Modulbibliothek 9
1.5 Kennzahlen 11
1.6 Potentiale der modellgestützten Szenarienanalyse 13
1.7 Verfahrensauswahl regionale Phosphorrückgewinnung 16
1.8 Notwendigkeit und Unterstützung einer agilen Investitionsplanung 18

Kurzbeschreibung

Die modellgestützte Szenarienanalyse bildet die methodische Grundlage für den Einsatz des digitalen Stoffstrom-Zwillings zur Entscheidungsunterstützung, insbesondere in Planungsprozessen. Die Weiterentwicklung eines „einfachen Bilanzmodells“ als bisherige Basis von Szenarienanalysen zu dem hier beschriebenen Digitalen Stoffstrom-Zwilling (DSSZ) schafft dabei eine wesentliche Voraussetzung sowohl für eine rollierende strategische Investitionsplanung als auch für die Entscheidungsunterstützung im Betrieb. Bewertungsgrößen können damit anlagenspezifisch, konsistent und bei entsprechender Datenfortschreibung aktuell bereitgestellt werden. Grundlage ist ein modularer Modellaufbau, bei dem einzelne Prozessstufen als Verfahrensmodule beschrieben, mit Systemmodellen und spezifischen Kennzahlen hinterlegt und über definierte Stoff- und Energieströme miteinander verknüpft werden. Dieser Ansatz ermöglicht einen grundsätzlich softwareunabhängigen Modellaufbau, beispielsweise auch in Excel. Die praktische Umsetzung wird durch die Ausformulierung der für die Schlammschiene und die Phosphorrückgewinnung relevanten Verfahrensmodule sowie durch die Erweiterung des Stoffvektors unterstützt.

Der DSSZ stellt Informationen zu Mengen-, Stoff- und Energieflüssen für unterschiedliche Betrachtungsräume und Szenarien weitgehend automatisiert bereit. Damit können bestehende Strukturen ebenso wie Ausbau-, Umbau- oder Verwertungsoptionen untersucht werden. Gleichzeitig dient der anlagenspezifische DSSZ als Informationsspeicher für Auslegungsgrößen, Annahmen und Leistungskennzahlen. Als „human-centric Digital Twin“ unterstützt er die Entscheidungsfindung durch die aktive Interaktion zwischen Mensch und digitalem Abbild.

Kapitel 1.1 erläutert das Prinzip der modellgestützten Bewertung, Kapitel 1.2 den Aufbau von Verfahrensmodulen und Stoffvektor. Kapitel 1.3 grenzt den Ansatz gegenüber der dynamischen Modellierung und Simulation ab. Kapitel 1.4 stellt das Modulbibliothek und Kapitel 1.5 die relevanten Bewertungskennzahlen vor. Kapitel 1.6 zeigt die Potenziale der modellgestützten Szenarienanalyse, Kapitel 1.7 konkretisiert diese für die Verfahrensauswahl beim regionalen Phosphorrecycling. Kapitel 1.8 beschreibt abschließend die Bedeutung des DSSZ für eine agile Investitionsplanung.

1.1 Prinzip der modellgestützten Bewertung

Für eine zukunftsfähige Konzept- und Verfahrensauswahl sowie optimierte Bewirtschaftung komplexer Systeme – gerade für Infrastrukturbauwerke mit einer langen Lebenszykluszeit – bildet die in Bild 1 dargestellte Methodik eine solide Grundlage: Entscheidend ist es, die Auswahl der Technologiestrategie zunächst in eine ebenfalls optimierte Investitionsstrategie zu überführen (Maßnahmenplan) und dann fortlaufend eine Strategiekontrolle zu etablieren, um sich ändernde Rahmenbedingungen in die Strategie kontinuierlich einfließen lassen zu können und ggf. die nächsten Schritte oder aber auch das Technologieziel anzupassen. Die im Rahmen des Projektes erfolgte Überführung des „einfachen Bilanzmodells“ – bisherige Basis von (Szenarien-)Analysen – in den hier beschriebenen Digitalen Stoffstrom-Zwilling (DSSZ) bietet dabei die wesentliche Voraussetzung für eine weitgehend automatisierte Bereitstellung aktueller Kenndaten des Gesamt- und Einzelsystems im Zusammenspiel. Damit steht nun ein Werkzeug zur Verfügung, mit dem die Etablierung der rollierenden strategischen Investitionsplanung, ebenso wie die Einbindung der Stoffstromdaten und Prozesskennzahlen in der betrieblichen Entscheidungsunterstützung erfolgen kann.

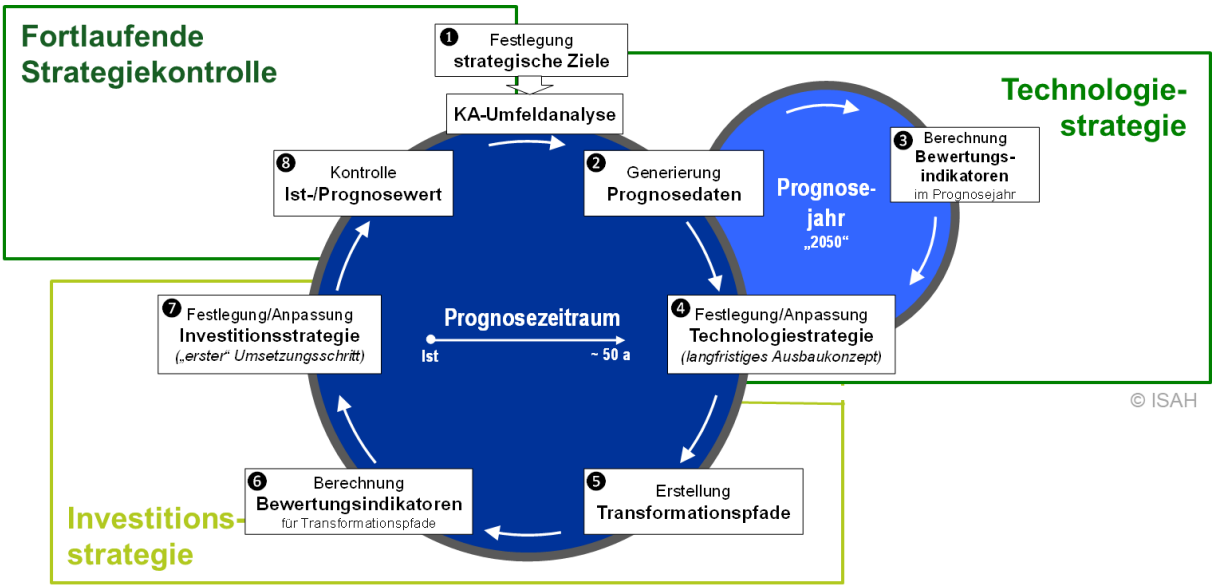


Bild 1: Die drei Schritte der rollierenden strategischen Investitionsplanung in Analogie zum Betriebs-Controlling/Benchmarkprozess (Beier et al. 2024)

Basis für jedwede Anwendung ist in dem vorgestellten Ansatz die modellgestützte Bilanzierung, mit deren Hilfe für die Bewertung relevante Informationen (z. B. Stoff- und Energieströme, Kosten, CO_2-Äquivalente usw.) ermittelt werden. Diese können dann für die Ableitung von strategischen Bewertungsgrößen zur Verfahrensauswahl für das gewählte Gesamtsystem genutzt werden. Anwendungsfokus ist im Projektkontext SATELLITE, unterschiedliche technische, organisatorische und räumliche Varianten der Klärschlammverwertung sowie der Nährstoffrückgewinnung von Gesamtverbünden (siehe Schwerpunkt E), aber auch die Schlammschiene aus energetischer und Ressourcensicht strukturiert, aber anlagen- und systemspezifisch abzubilden, rechnerisch zu bewerten und optimale Technologie- oder auch spezifische regionale oder saisonal variable Betriebsstrategien zu identifizieren (siehe Schwerpunkt C).

Vom ISAH wurde die Methodik der modellgestützten Investitionsplanung auf Basis eines

Stoffstrom-Bilanzmodells im BMBF-Projekt E-Klär, TP-I, mit dem Fokus auf die Energieeffizienz der Abwasserreinigung entwickelt (Manig et al. 2018) und im Rahmen nachfolgender Forschungsprojekte zur Verfahrensbewertung und -auswahl für die exportorientierte Wasserwirtschaft (DWA 2016) für die Verfahrenskette Abwasserreinigung erprobt und ausformuliert. Im Industrie-Kontext wurde die Methodik zum Beispiel unter Fokussierung des Re-Use-Gedankens für Industrieparks für Komponenten der Wasseraufbereitung und Brauchwasserkaskaden umgesetzt und die Verfahrensmodule wurden um in diesem Kontext relevante Kenndaten (z. B. Einfluss Salzgehalt) und Module (z. B. der Wassergewinnung und -nutzer) entsprechend der Fragestellungen erweitert (Beier et al. 2021). Ein weiteres Beispiel ist die branchenspezifische Erweiterung der Methodik inkl. entsprechender Verfahrensmodule für die Identifikation von Einspar- und Optimierungspotentialen für Ressourcen (Rohstoff, Energie, Wasser) unter Nutzung multikriterieller Optimierungsansätze (Rosenwinkel et al. 2016). Es ist die hohe Flexibilität des Modulansatzes zu erkennen - die Anwendungsmöglichkeiten sind vielfältig und noch lange nicht ausgeschöpft: Aktuell wird durch das ISAH an der Übertragung der Methodik auf den Bereich quartierspezifisches Wassermanagement und -infrastruktur gearbeitet (Verbundprojekt aqua³ 2025).

In SATELLITE wurde nun diese modellgestützte Bilanzierung und Bewertung (Szenarienanalyse) zu einem **digitalen Stoffstrom-Zwilling** (Potential der i) Echtzeit-Synchronität, ii) Bidirektionalität, iii) Lebenszyklusbegleitend) weiterentwickelt, was die Anwendung deutlich erweitert. Der Ansatz steht im Einklang mit modernem Datenmanagement (BIM) und ermöglicht damit auch die Berücksichtigung sich verändernder Rahmenbedingungen in die Entscheidung durch eine digital gestützte Anpassung der Bewertungsdaten an geänderte Rahmenbedingungen, neue Technologien und Verfahrensalternativen. Technisch hinterlegt wird dies sowohl in der Planung wie auch im Betrieb durch direkte Kopplung mit vorhandener Mess- und Datenbankinfrastruktur bzw. Live-Datenaustausch und digitale Baumodelle. Die hier genannte Methodik wird zur Zeit im Rahmen der DWA-Arbeitsgruppe KEK 7.7 (Breitenkamp et al. 2024) für das technische Regelwerk aufbereitet.

Das Vorgehen der modellgestützten Bewertung erfolgt in mehreren aufeinander aufbauenden Schritten (siehe Bild 2). Ausgangspunkt ist die Definition der konkreten Fragestellung, die beantwortet werden soll. Darauf aufbauend werden die Systemgrenzen festgelegt, also der räumliche, technische und zeitliche Betrachtungsrahmen der Bewertung. Im nächsten Schritt werden die relevanten Bilanzierungs- und Bewertungsgrößen bestimmt. Dazu gehören je nach Fragestellung beispielsweise Stoffströme, Energiebedarfe, Emissionen, Kosten oder Rückgewinnungspotenziale. Auf dieser Grundlage wird der digitale Stoffstromzwilling als Modell aufgebaut, indem die erforderlichen Module ausgewählt, parametrisiert und zu einer Prozesskette oder einem Verbundsystem verknüpft werden. Anschließend erfolgt die Berechnung der definierten Varianten oder Szenarien. Die Ergebnisse werden ausgewertet, miteinander verglichen und im Hinblick auf die ursprüngliche Fragestellung interpretiert.

Aus der Auswertung können sich Anpassungen der Annahmen, der Systemgrenzen, der Modellstruktur oder der betrachteten Varianten ergeben. Die modellgestützte Bewertung ist in der Regel als iterativer Prozess zu verstehen, bei dem Berechnung, Auswertung und Anpassung schrittweise zu einer belastbaren Entscheidungsgrundlage führen. Bei der Nutzung zur

Betriebsunterstützung können außerdem aktuelle Betriebsdaten einbezogen werden, um Zustände zu bewerten, Abweichungen zu erkennen oder Handlungsoptionen abzuschätzen.

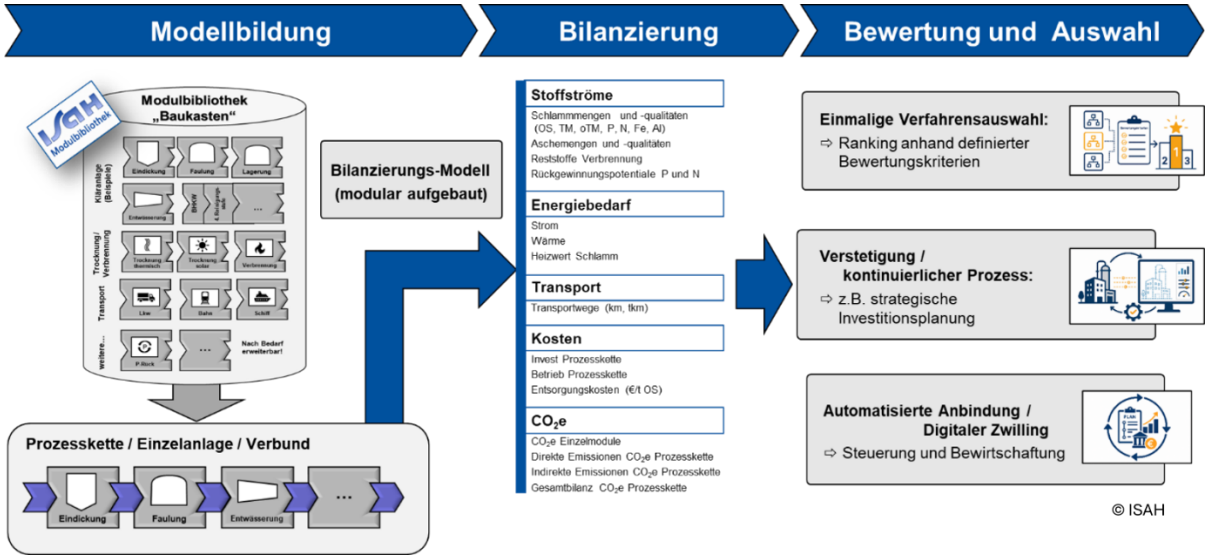


Bild 2: Schematische Darstellung des Ablaufs der modellgestützten Bewertung mit dem Digitalen Stoffstrom-Zwilling (DSSZ)

1.2 Verfahrensmodule und Stoffstromvektor

Grundlage für den digitalen Stoffstromzwilling bildet ein modular aufgebautes Bilanzmodell. Kernelemente eines solchen modular aufgebauten Bilanzmodells sind zum einen die (Verfahrens-)Module, die einen Verfahrens- oder Prozessschritt bilanziell abbilden. Zum anderen werden die Module über einen definierten, einheitlichen Stoffstromvektor miteinander gekoppelt und können so flexibel zu ganzen Prozessketten kombiniert werden.

Ein **Modul** beschreibt einen Verfahrens- oder Prozessschritt in systematischer Form und fungiert dabei als **bilanzierendes Rechenelement** (vgl. Bild 3). Im Zentrum stehen die Erfassung und Verarbeitung definierter Eingangsgrößen. Eingangsgrößen sind zum einen die im Stoffstromvektor enthaltenen Größen und zum anderen zusätzliche verfahrens- oder standortspezifische Eingabeparameter. Mit diesen Eingangsgrößen werden zwei Berechnungsschritte angestoßen, um „automatisiert“ und vorausschauend die entsprechenden Veränderungen der Stoffströme unter Berücksichtigung des vernetzten Gesamtsystems berechnen, abbilden und ausgeben zu können:

<u>Schritt 1 „Bemessung“ (Bild 3, Element 4):</u>

In jedem Modul ist ein (vereinfachtes) Bemessungsverfahren hinterlegt, das im Falle der Anwendung des DSSZ zur Verfahrensauswahl die Dimensionierung der Verfahrensstufe zur Abschätzung von Bauvolumen, Invest etc. szenarienspezifisch durchführt. Es wird dabei das für das jeweilige Szenario notwendige Volumen der Prozessstufe berechnet. Soll das Modul nicht als Neubau in die Verfahrenskette/Szenarienanalyse eingebunden werden, sondern ist ein vorhandenes Bauwerk zu berücksichtigen, entfällt dieser Schritt und wird durch die Parametrisierung des Moduls (technische Daten) ersetzt.

<u>Schritt 2 „Veränderung des Stoffstromvektors“ (Bild 3, Element 2):</u>

In jedem Modul sind seiner Funktion entsprechende Systemprozesse hinterlegt, die die Veränderung der Stoffstromgrößen vom Eingang in das Modul zum Ausgang des Moduls beschreiben. Gleichzeitig werden die Verbräuche und Emissionen entsprechend berechnet. Außerdem werden in einem Modul zusätzlich definierte verfahrens- oder standortspezifische Eingabeparameter berücksichtigt, die für die Berechnung der definierten Bilanzierungs- und Bewertungsgrößen erforderlich sind. Dazu zählen beispielsweise spezifische Energiebedarfe, Transferfaktoren für THG-Emissionen, spezifische Kosten usw. (siehe Bild 4).

Anschließend können auf Basis der Dimensionierung bzw. der Verbräuche und Emissionen Kosten, THG- oder Energiebilanzen über Summation entlang der Prozesskette erstellt werden oder modulspezifische Leistungskennzahlen (z. B. $kWh_{Verbrauch}$/kg $N_{eliminiert}$) ausgegeben werden, je nach Fragestellung.

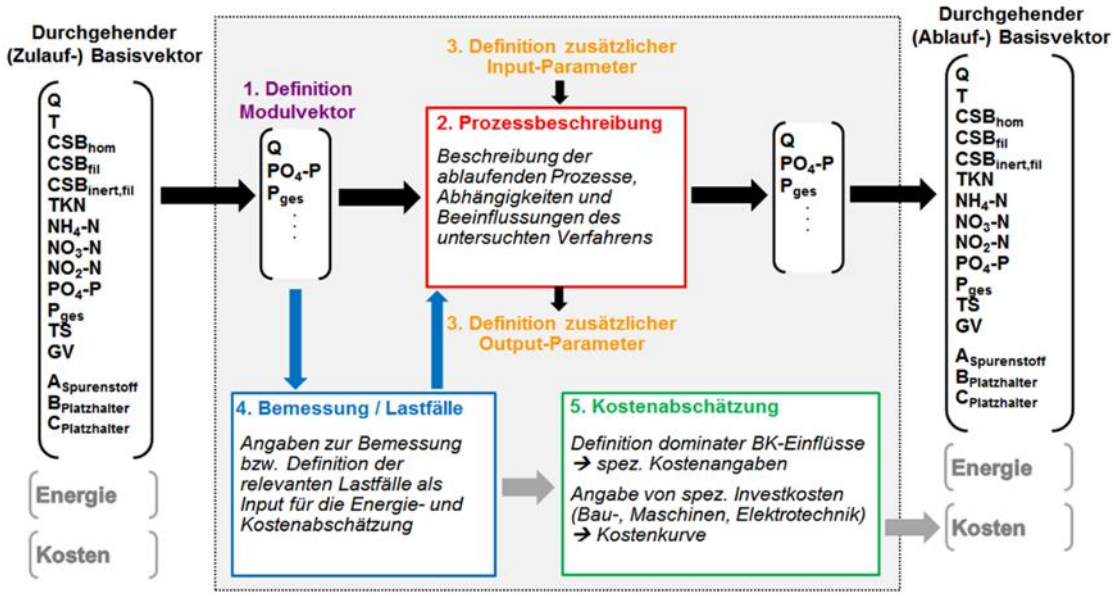


Bild 3: Schematische Darstellung Verfahrensmodul (Manig et al. 2018)

Die im Stoffstromvektor enthaltenen Eingangsgrößen eines Moduls umfassen typischerweise den **Volumenstrom** bzw. Massenstrom, zum Beispiel die Schlammmenge, sowie die **Stofffrachten** relevanter Parameter. Dazu zählen insbesondere **CSB**, **Stickstoff**, **Phosphor** sowie der Trockensubstanzgehalt und der Glühverlust. Der Stoffstromvektor muss dabei auf die jeweilige Anwendung und Fragestellung abgestimmt sein. Bei Bedarf kann er erweitert werden, beispielsweise um zusätzliche Stoffgruppen oder Bewertungsgrößen zu berücksichtigen (vgl. Kapitel 2 zur Erweiterung des Stoffstromvektors).

Die Ausgangsgrößen des Moduls ergeben sich aus der Bilanzierung der Eingangsgrößen und der im Modul abgebildeten Umwandlungs- und Abtrennprozesse. Sie entsprechen strukturell den Eingangsgrößen, also beispielsweise dem abgehenden Volumenstrom bzw. Massenstrom sowie den verbleibenden Stofffrachten. Je nach Modul können Eingangsströme aufgeteilt oder mehrere Ströme zusammengeführt werden. Zusätzlich können neue Fraktionen entstehen, etwa **Biogas**, **Biomasse**, **Rückstände** oder abgetrennte Stoffströme.

Zusätzlich zu den Größen, die im Stoffstromvektor enthalten sind, können weitere relevante

Bilanzierungs- und Bewertungsgrößen ermittelt und ausgegeben werden. Dazu gehören z. B. der elektrische und thermische Energiebedarf (wenn nicht im Vektor integriert), die direkt (CH_4, N_2O, fossiles CO_2) und indirekt freigesetzten CO_2e-Emissionen, die Betriebskosten (Energiekosten, Personalkosten, Betriebsmittelkosten…) sowie bei Bedarf Investitionskosten.

Verfahrensmodule können in spezifischen Bibliotheken strukturiert gesammelt und verfügbar gemacht werden und ermöglichen so die modulare Zusammenstellung anwendungsspezifischer Prozessketten als Grundlage für den Aufbau von Bilanzmodellen und digitalen Stoffstromzwillingen sowie deren Nutzung für Szenarienanalysen (siehe Bild 4).

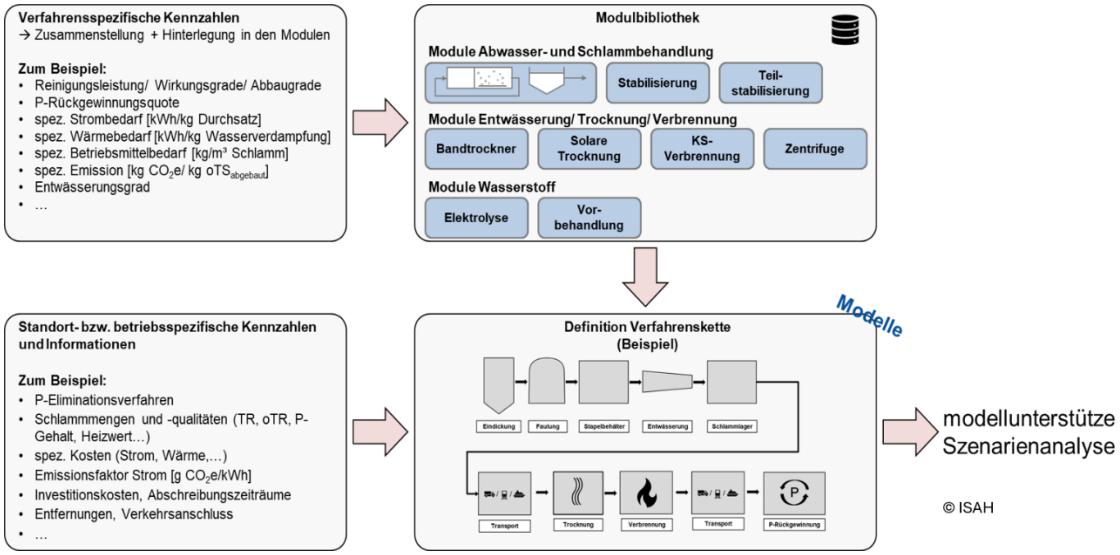


Bild 4: Modulbibliothek für modellgestützte Szenarienanalyse

1.3 Abgrenzung zur dynamischen Modellierung/Simulation

Die hier verwendete modellgestützte Bilanzierung ist keine dynamische Modellierung; Ziel ist nicht die zeitlich hochaufgelöste Abbildung komplexer Prozessdynamiken, sondern die nachvollziehbare Bilanzierung relevanter Stoff-, Energie-, Emissions- und Kostenströme auf einer für die jeweilige Fragestellung geeigneten Auflösungsebene.

Die zeitliche Auflösung kann dabei je nach Anwendungsfall variieren. Für strategische Planungs- und Variantenbewertungen können Jahreswerte oder mittlere Betriebswerte ausreichend sein. Für betriebliche Fragestellungen oder die Auswertung konkreter Betriebsphasen können dagegen Tageswerte oder andere zeitlich höher aufgelöste Datensätze verwendet werden. Entscheidend ist, dass die gewählte Auflösung zur Fragestellung, zur Datenverfügbarkeit und zur angestrebten Aussagegenauigkeit passt.

Auch die Beschreibung der Prozesse innerhalb der Module erfolgt bewusst vereinfacht. Für die hier betrachteten Fragestellungen ist eine detaillierte kinetische Modellierung in der Regel weder erforderlich noch zielführend. Stattdessen werden vereinfachte und für die jeweilige Anwendung geeignete Modellansätze genutzt. Dazu zählen empirisch ermittelte Wirkungsgrade, spezifische Umsatzraten, vereinfachte mathematische Beziehungen oder Literaturkennwerte, die im jeweiligen Modul hinterlegt sind. Zur Beschreibung von Umsatz-, Transformations- und Aufteilungsprozessen einzelner Verfahrensstufen können beispielsweise

labortechnisch ermittelte Umsatzraten, Wirkungsgrade aus der Literatur oder einfache biologische beziehungsweise physikalische Prozessgleichungen verwendet werden. Hierdurch wird eine robuste und transparente Bilanzierung von Verfahrensketten und Systemvarianten – als digitaler Stoffstromzwilling – erreicht.

Dynamische Simulationsmodelle und der digitale Stoffstromzwilling sind dabei nicht als konkurrierende, sondern als ergänzende Ansätze zu verstehen. Der DSSZ lässt sich direkt mit dynamischen Modellen koppeln (Untermodell im Modul), um anlagenspezifische und zeitabhängige Prozesszusammenhänge detailliert abzubilden. Die Ergebnisse können dann z. B. auch an einer definierten Bilanzgrenze in den standardisierten Stoffstromvektor überführt und anschließend in der modularen Bilanzierung weiterverwendet werden, sowie auch Stoffgrößen für das dynamische Modell zur Vermeidung längerer Einschwingphasen des Modellsystems bereitgestellt werden können (z. B. Anteil Nitrifikanten an der Biomasse o. ä.). Dadurch lassen sich unterschiedlich detaillierte Modellansätze über eine gemeinsame Stoffstromschnittstelle anwenderorientiert in dem jeweiligen benötigten Detailgrad nutzen.

1.4 Modulbibliothek

Ein wesentliches Ergebnis des Vorhabens ist die Modulbibliothek für relevante Prozessstufen der Abwasser- und Klärschlammbehandlung (Struktur siehe Bild 5). Darin sind zentrale Kennzahlen (s. Kapitel 1.5) für Stoffstrombilanzierung, Verfahrensbewertung und Szenarienanalyse zusammengeführt. Zur Beschreibung der Umsatz-, Transformations- und Aufteilungsprozesse einzelner Verfahrensstufen werden beispielsweise labortechnisch ermittelte Umsatzraten, Wirkungsgrade aus der Literatur oder einfache biologische/physikalische Prozessgleichungen verwendet. Zusammen mit einer allgemeinen Verfahrensbeschreibung bilden diese Informationen eine Modulbeschreibung (Verfahrenssteckbrief).

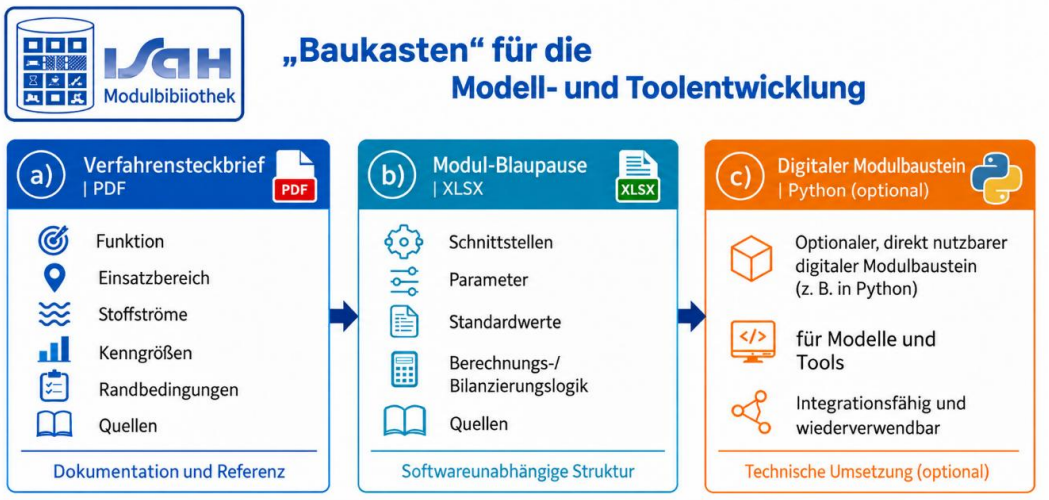


Bild 5: ISAH-Modulbibliothek - Überblick

Die Modulbibliothek enthält für jedes Verfahrensmodul bzw. jede Prozessstufe einen Verfahrenssteckbrief als PDF-Dokument mit strukturierter Beschreibung des Verfahrens einschließlich relevanter Kennzahlen sowie eine Excel-Datei als „Blaupause“ für die direkte Verwendung als Verfahrensmodul in der Modellbildung. Perspektivisch können ergänzend

maschinenlesbare Datensätze im JSON-Format bereitgestellt werden, um komplexere Modulstrukturen, Parameter, Stoffstrombezüge, Annahmen und Metadaten direkt in Modellierungswerkzeuge, Datenbanken oder digitale Fachanwendungen einbinden zu können. Die Modulbibliothek wird in der zweiten Jahreshälfte 2026 öffentlich zugänglich gemacht. Der Zugriff wird unter https://www.isah.uni-hannover.de/forschung/forschungsprojekte/forschungsprojekte-detailansicht/projects/satellite veröffentlicht.

Ein Verfahrensmodul beschreibt grundsätzlich einen Prozessschritt, beispielsweise die Trocknung, und ist damit unabhängig von einer konkreten technischen Ausführung nutzbar. Die spezifische Verfahrensausprägung – etwa als Band-, Schnecken- oder Scheibentrockner – wird über entsprechende Kennzahlen und Parameter abgebildet. Diese können beispielsweise durch Hersteller oder Verfahrensgeber bereitgestellt und in der Modulbibliothek veröffentlicht werden. Dadurch lassen sich unterschiedliche technische Varianten auf einer einheitlichen Grundlage vergleichen und für die Verfahrensentscheidung heranziehen. Das heißt, die ISAH-Modulbibliothek dient als Basis für den modularen Aufbau von Bilanzmodellen und deren Weiterentwicklung zum digitalen Stoffstromzwilling für spezifische Verfahrensketten, Einzelanlagen (siehe Schwerpunkte B und D) bis hin zu ganzen Regionen (Schwerpunkte C und E) und wird auch nach Projektende verstetigt und erweitert werden.

Tabelle 1: Überblick der in SATELLITE erstellten bzw. erweiterten Verfahrensmodule und Verfahrensausprägungen

	Verfahrensmodul	Verfahrensausprägung	Verfahrenssteckbrief	Techn. Modul
Abwasserbehandlung	Sand-Fettfang		*SATELLITE*	*SATELLITE*
	Vorklärung		*SATELLITE*	*SATELLITE*
	Belebung		*SATELLITE*	*SATELLITE*
	Nachklärung		*SATELLITE*	*SATELLITE*
Schlammbehandlung	Eindickung		*SATELLITE*	*SATELLITE*
	Desintegration		*SATELLITE*	*SATELLITE*
	PS-Versäuerung		*SATELLITE*	*SATELLITE*
	CoS-Addition		*SATELLITE*	*SATELLITE*
	Faulung		*SATELLITE*	*SATELLITE*
	Entwässerung		*SATELLITE*	*SATELLITE*
Weitere Verfahren	BHKW		*SATELLITE*	*SATELLITE*
	Trocknung	Basismodul *Bandtrockner* *Scheibentrockner* …	*SATELLITE*	*SATELLITE*
N-Rückgewinnung	SEQUESTA		*SATELLITE*	-
	Düngemittelherstellung		*SATELLITE*	-

In Tabelle 1 sind insbesondere die in SATELLITE erstellten bzw. erweiterten Verfahrensmodule zusammengestellt, die in der ISAH-Modulbibliothek veröffentlicht werden. Für die Trocknung sind hier beispielhaft einmal einige spezifische Verfahrensausprägungen genannt.

Die in der RePhoR-Maßnahme in den unterschiedlichen Projekten untersuchten P-Rückgewinnungsverfahren sind schon sehr spezifische Verfahrensausprägungen und in Tabelle 2 zusammengestellt. In SATELLITE wurden für diese Verfahren von den jeweiligen Verfahrensgebern Verfahrenssteckbriefe ausgefüllt. Ein technisch direkt nutzbares Modul (Prototyp) wurde hieraus im Rahmen von SATELLITE für das PECO-Verfahren erstellt. So konnte gezeigt werden, dass solcher Verfahrenssteckbriefe eine gute Ausgangsbasis für die Erarbeitung technischer Module sind. Verfahrenssteckbriefe und Modul-Prototyp sind ebenfalls in der ISAH-Modulbibliothek enthalten.

Tabelle 2: Überblick der Verfahrensausprägungen für P-Rückgewinnungsverfahren und ihrer Integration in die Modulbibliothek

		Verfahrensmodul	Verfahrensausprägung	Verfahrenssteckbrief	Techn. Modul
P-Rückgewinnung	aus dem Klärschlamm / Schlammwasser	nasschemische P-Rückgewinnung	*PARFORCE-Verfahren KS*	SATELLITE (siehe Anhang A.4)	-
		thermochemische P-Rückgewinnung	*R-Rhenania*	R-Rhenania	-
		integrierte P-Rückgewinnung / Verfahrenskette	*KlimaPhoNds*	KlimaPhoNds	-
		integrierte Verbrennung mit P-Rückgewinnung	*DreiSats Staubfeuerung*	DreiSats	-
		nasschemische P-Rückgewinnung / Kristallisation	*PECO*	P-Net	Prototyp - SATELLITE
	aus der Klärschlammasche	nasschemische P-Rückgewinnung	*PARFORCE-Verfahren Asche*	AMPHORE	
		nasschemische P-Rückgewinnung / Düngerherstellung	*PHOS4green*	RePhoRM	
		nasschemische P-Rückgewinnung / Düngerherstellung	*PHOS4green*	RePhoRM	
		thermochemische P-Rückgewinnung	*AshDec*	R-Rhenania	-

1.5 Kennzahlen

Kennzahlen sind ein zentrales Instrument für jedes Controlling oder in der

Organisationsentwicklung. Kennzahlen dienen der verdichteten Darstellung quantitativer Informationen durch die Verbindung zu einer Bezugsgröße[1]. Hierdurch können komplexe Prozesse oder Veränderungen von z. B. Verbräuchen innerhalb einer Anlage sowie Unterschiede zwischen Verfahrensvarianten für einen Vergleich aufbereitet werden. Aufgrund der Verdichtung der Information ist es unbedingt notwendig, sie exakt der Fragestellung entsprechend zu definieren. Durch intransparente Bilanzierung oder Auswahl der Bezugsgröße kann die gewünschte Vergleichbarkeit verloren gehen, Fehlinterpretationen sind die Folge.

Kennzahlen können auf verschiedenen Betriebsebenen angewendet werden, vom Einzelaggregat über Verfahrenseinheiten und -stufen bis hin zur Gesamtanlage oder vollständigen Prozesskette. In modular aufgebauten Bilanzmodellen – wie hier eingesetzt und Basis des digitalen Stoffstromzwillings – werden verfahrens- und z. T. standortspezifische Kennzahlen in den jeweiligen Modulen eingegeben beziehungsweise in dem Modulbibliothek hinterlegt, um über den Bezug zur Stoffstromgröße aus dem Vektor eine direkte stoffstromabhängige Berechnung zu ermöglichen.

Die in der Modulbibliothek hinterlegten Kennzahlen sind beispielsweise aus Literaturwerten, Betriebsdaten, Herstellerangaben oder verfahrensspezifischen Modellansätzen abgeleitet. Diese Modul- oder Verfahrenskennzahlen beschreiben charakteristische Eigenschaften eines Verfahrens und stellen die Verknüpfung zwischen den ein- und austretenden Größen eines Moduls her. Beispiele sind spezifische Energie- oder Betriebsmittelverbräuche, Abscheide- und Abbaugrade, Gasausbeuten, Methangehalte, Entwässerungsgrade oder spezifische Emissionsfaktoren. So kann beispielsweise der Strombedarf eines Moduls über einen spezifischen Energiebedarf in kWh je behandelte Masse, die Faulgasproduktion über eine spezifische Gasausbeute oder der Polymerbedarf einer Entwässerung über einen spezifischen Verbrauch je Tonne Trockenmasse bilanziert werden. Für die in der Modulbibliothek gelisteten Module gibt es in der Regel für den jeweiligen Verfahrensschritt einen nach den a. a. R. d. T. gesetzten Default-Wert (z. B. Fällschlammanfall der P-Fällung mit Eisen gemäß A 131 oder durchschnittlicher Energieverbrauch eines Rührers nach A 216). Daneben werden, falls vorhanden, weiter differenzierte Ausprägungen der Kennzahlen z. B. aufgrund alternativer technischer Lösungen, aber auch für die Berücksichtigung besonderer Betriebsbedingungen (z. B. hohe Trübung, Salzgehalte …) hinterlegt. Es wird deutlich, dass für die Modulbeschreibung und hier insbesondere die Auswahl der für das Stoffstrommodell relevanten Quantifizierungs-Kennzahlen die zugrunde liegenden Ursache-Wirkungs-Beziehungen gut bekannt sein müssen. Die Kennzahl sollte die tatsächlichen Prozesszusammenhänge möglichst realitätsnah abbilden und auf einer ausreichenden Datenqualität beruhen. So sind z. B. bei der Berechnung des emittierten Methans einer Prozessstufe der Schlammbehandlung auch die Gastransportprozesse mit abzubilden und entsprechend auch das potenziell in der Flüssigphase mitgeführte Methan aus der vorangehenden Stufe zu definieren (z. B. abhängig vom

[1] Häufig werden bereits quantifizierende Größen ohne Bezug als Kennzahlen „sogenannte „absolute Kennzahlen“ bezeichnet. Die Autorinnen folgen diesem Ansatz nicht - erst durch Bezugnahme auf andere Größen also als Quotient, Verhältnis oder Index werden „quantifizierende Größen“ zu einer „Kennzahl“ mit einem analytischen Informationswert. Der Begriff „Kennzahl“ wird in diesem Sinne im vorliegenden Text verwendet. Für quantifizierende Größen wird der Begriff „Kenndaten“ verwendet. Kennzahlen mit Normierung auf einen Basiswert werden als „Indexzahlen“ bezeichnet.

Entnahmepunkt in der Faulung, Temperatur und Druck). Aus diesem Grund steht zu Beginn eines jeden Modellmoduls die Erstellung eines Verfahrenssteckbriefs, der zunächst den betrachteten Prozessschritt beschreibt und die relevanten Parameter und Kennzahlen definiert.

Für die anschließende Bewertung vollständiger Prozessketten werden aus den bilanzierten Größen bilanzraumspezifische Bewertungskennzahlen abgeleitet. Welche Bewertungskennzahlen verwendet werden, hängt unmittelbar von der jeweiligen Fragestellung und dem festgelegten Bilanzraum ab. Je nach Bewertungsziel können beispielsweise die Wirtschaftlichkeit, die Energieeffizienz, der Umweltimpact oder das Potenzial zur Phosphorrückgewinnung im Vordergrund stehen. Entsprechend unterscheiden sich auch die zu bilanzierenden Größen und deren Bezugsgrößen. So können CO_2-Äquivalente beispielsweise auf die behandelte Schlammmenge oder auf die Menge des rückgewonnenen Phosphors bezogen werden. Ebenso können Kosten auf die behandelte Stoffmenge, den erzeugten Energieertrag oder die zurückgewonnene Ressource bezogen werden. Die konkrete Ausgestaltung der Bewertungskennzahlen ist damit zielabhängig und bildet die methodische Grundlage für den anschließenden Vergleich unterschiedlicher Prozessketten.

1.6 Potentiale der modellgestützten Szenarienanalyse

Die Planung von Infrastrukturbauwerken ist dadurch gekennzeichnet, dass sie sehr komplex und mit großen Unsicherheiten verbunden ist. Ihre Folgen und Risiken sind daher häufig nur schwer in vollem Umfang einzuschätzen, woraus sich, wie in Kapitel 1.1 erläutert, die Notwendigkeit ergibt, insgesamt agiler zu planen z. B. verbunden mit der Festlegung eines Entwicklungskorridors und in jedem Fall mit der Implementierung einer risikobasierten Strategie- und Investitionskontrolle. Wie bereits dargelegt, unterstützt das Werkzeug des DSSZ die zeitnahe Bereitstellung von Bewertungskennzahlen. Nachfolgend werden noch einmal kurz die verschiedenen Anwendungsmöglichkeiten im Überblick beschrieben:

Multikriterielle Analyse und Bewertung:

Neben dem sehr langfristigen Planungshorizont von 30 bis 50 Jahren ist bei der Analyse eine Vielzahl von Faktoren aus unterschiedlichen Bereichen zu berücksichtigen. In der Regel steht zudem eine große Zahl möglicher Alternativen zur Wahl, die zugleich eine Vielzahl von Akteuren einbezieht. Die Bewertung solcher Alternativen ist insbesondere dann anspruchsvoll, wenn mehrere Zielsetzungen gleichzeitig verfolgt werden und sich Maßnahmen auf einzelne Ziele unterschiedlich oder sogar gegenläufig auswirken.

Der Stoffstromzwilling enthält die transparente Kette der Einflüsse ausgehend von den Verfahrensparametern und Stoffstromvektoren. Dadurch können die Auswirkungen veränderter Annahmen, Rand- oder Rahmenbedingungen systematisch und nachvollziehbar abgebildet werden. Dies geht über eine einmalige Szenarienbetrachtung, wie sie beispielsweise im Rahmen einer Machbarkeitsstudie erfolgt, hinaus und ermöglicht die wiederholte Untersuchung unterschiedlicher Varianten und Rahmenbedingungen.

Für die Analyse und Bewertung bestehen grundsätzlich unterschiedliche Ansatzpunkte. Zum einen kann die Zahl der zu betrachtenden Alternativen durch geeignete Such- und

Optimierungsverfahren reduziert werden. Zum anderen kann die Bewertung selbst so strukturiert werden, dass mehrere Zielgrößen gemeinsam berücksichtigt werden können. Eine vergleichsweise einfach anwendbare Möglichkeit besteht darin, geeignete Bewertungsindikatoren festzulegen und diese gegebenenfalls zu gewichten. Dadurch können unterschiedliche Zielsetzungen und auch individuelle Präferenzen der Entscheidungsträger in die Bewertung einbezogen werden. Die einzelnen Bewertungsgrößen können beispielsweise zu einem übergeordneten Bewertungsindex zusammengeführt werden, sodass sich die Alternativen anhand einer gemeinsamen Kenngröße vergleichen lassen (Beispiel siehe Bild 6).

Alternativ können Verfahren der Mehrzieloptimierung eingesetzt werden, bei denen die verschiedenen Zielgrößen nicht zu einer einzigen Bewertungsgröße zusammengeführt werden. Stattdessen werden Lösungen identifiziert, bei denen eine Verbesserung eines Zieles nur noch mit einer Verschlechterung mindestens eines anderen Zieles verbunden ist. Solche Pareto-optimalen Lösungen machen Zielkonflikte sichtbar und ermöglichen es, die eigentliche Präferenzentscheidung nachgelagert zu treffen. Bei einer großen Zahl möglicher Verfahrenskombinationen können hierfür mathematische oder heuristische Such- und Optimierungsverfahren, beispielsweise evolutionäre Algorithmen, eingesetzt werden.

Die Bewertungs- und Optimierungsstufe kann unmittelbar an die Ergebnisse des digitalen Stoffstromzwillings gekoppelt werden. Dadurch lassen sich sowohl die Auswirkungen unterschiedlicher Szenarien und Verfahrensentscheidungen nachvollziehbar darstellen als auch verschiedene Bewertungsansätze und Präferenzen systematisch untersuchen.

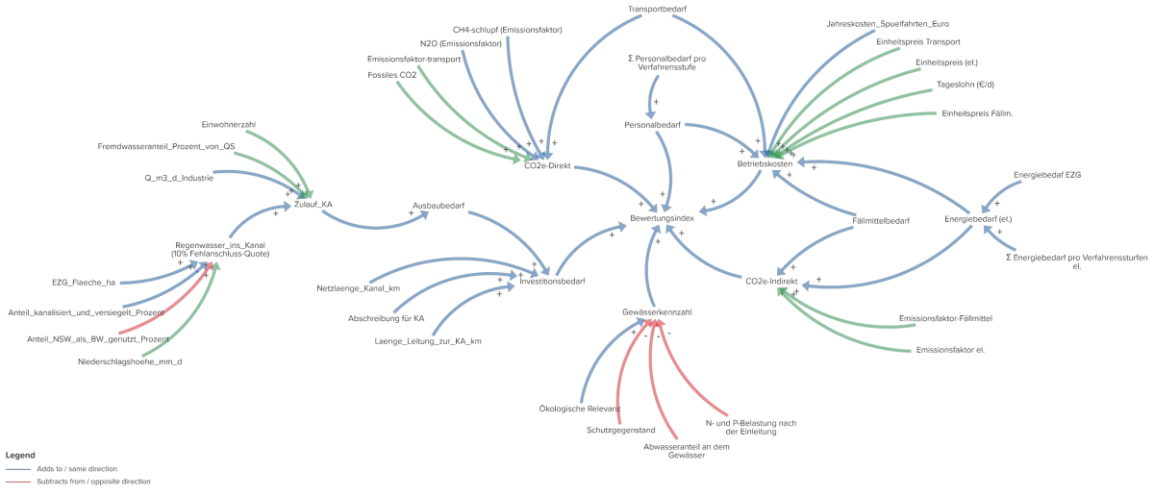


Bild 6: Kausale Verbindung zwischen Modelleingängen und möglichen Indikatorwerten am Beispiel einer kommunalen Kläranlage

Szenarienanalyse als Informationsspeicher und Grundlage für Entscheidungen

Die Einbeziehung und Priorisierung unterschiedlicher Auswirkungen kann insbesondere bei komplexen Planungsaufgaben schnell unübersichtlich werden. Werden technische, wirtschaftliche und ökologische Aspekte durch unterschiedliche Akteure

untersucht und anschließend manuell zusammengeführt, besteht zudem die Gefahr, dass Annahmen, Gewichtungen und Entscheidungswege nur unzureichend dokumentiert werden. Der Stoffstromzwilling schafft hierfür eine gemeinsame technische Repräsentation des betrachteten Systems. Alle Beteiligten greifen damit auf dieselben Eingangsdaten, Verfahrensparameter und Berechnungszusammenhänge zurück, wodurch Ergebnisse besser nachvollzogen, kommuniziert und miteinander verglichen werden können.

Gleichzeitig kann der Stoffstromzwilling als Informationsspeicher für die strategische Planung genutzt werden. Betrachtete Planungsvarianten, zugrunde liegende Annahmen, Randbedingungen und die daraus resultierenden Auswirkungen können dauerhaft hinterlegt werden. Damit wird nicht nur die getroffene Entscheidung dokumentiert, sondern auch nachvollziehbar, unter welchen Voraussetzungen sie zustande gekommen ist. Dies ist insbesondere für eine spätere Strategiekontrolle relevant: Ändern sich Rahmenbedingungen oder Annahmen, kann auf der bestehenden Modellgrundlage erneut gerechnet und überprüft werden, ob die ursprüngliche Entscheidung weiterhin Bestand hat.

Sensitivitätsanalyse und Berücksichtigung von Unsicherheiten

Die modelltechnische Untersuchung technologischer und logistischer Optionen schafft darüber hinaus die Grundlage, unterschiedliche Entwicklungen auf einer einheitlichen Basis zu untersuchen. Dabei können nicht nur feste Kennwerte, sondern auch Unsicherheiten in den Eingangsdaten und Verfahrensparametern explizit berücksichtigt werden. Unsicherheiten beispielsweise hinsichtlich tatsächlicher Leistungsdaten, Energie- oder Betriebsmittelverbräuche können als Bandbreiten beschrieben und ihre Auswirkungen auf Stoffströme und Bewertungsgrößen systematisch analysiert werden.

Dies gilt ebenso für die in die Szenarienanalyse eingehenden „Umfeldgrößen“. Die zukünftige Bevölkerungsentwicklung, Veränderungen industrieller Strukturen, Energiepreise, Betriebsmittel- oder Personalverfügbarkeit sowie technologische Entwicklungen können die Bewertung einer Planungsvariante erheblich beeinflussen. Der Stoffstromzwilling ermöglicht es, solche Unsicherheiten nicht nur qualitativ zu benennen, sondern unmittelbar mit den resultierenden technischen, ökologischen und wirtschaftlichen Kennzahlen zu verknüpfen. Auf diese Weise kann untersucht werden, welche Eingangsgrößen einen besonders großen Einfluss auf die Bewertung haben und wie robust eine betrachtete Verfahrens- oder Strategieentscheidung gegenüber veränderten Annahmen ist.

Mit zunehmender Zahl möglicher Verfahrenskombinationen, Zielgrößen und unsicherer Eingangsparameter stößt eine manuelle Szenarienbildung und multikriterielle Auswertung allerdings schnell an praktische Grenzen.

Ein aktueller Forschungs- und Entwicklungsschwerpunkt des ISAH liegt in der Kopplung des digitalen Stoffstromzwillings mit algorithmischen Such- und Bewertungsverfahren. Durch die Kombination beispielsweise genetischer Algorithmen zur gezielten Suche innerhalb eines großen Lösungsraums mit Monte-Carlo-Simulationen zur

Abbildung von Unsicherheiten sollen künftig automatisiert eine Vielzahl möglicher Systemkonfigurationen und Randbedingungen untersucht werden können. Ziel ist es, sowohl Zielkonflikte als auch die Robustheit einzelner Lösungen systematisch zu berücksichtigen und beispielsweise Pareto-optimale Lösungsräume zu identifizieren. Der Stoffstromzwilling stellt hierfür die konsistente Modell- und Datengrundlage bereit, während die algorithmische Durchsuchung und Auswertung des Lösungsraums derzeit noch Gegenstand der wissenschaftlichen Entwicklung ist. Damit eröffnet sich die Perspektive, die multikriterielle Analyse von einer überwiegend manuellen Szenarienbewertung zu einer modell- und algorithmengestützten Entscheidungsunterstützung weiterzuentwickeln ((Breitenkamp 2016); Saadlou 2026, unveröffentlicht).

Mit dem nun verfügbaren digitalen Stoffstrom-Zwilling ist damit eine wiederholende Analyse (Strategie-Kontrolle) umsetzbar. Die modell- und algorithmengestützte Methodik der Auswertung der sehr komplexen und vielschichtigen Modellergebnisse ist zur Zeit noch in der wissenschaftlichen Entwicklung. Mit diesem nächsten digitalen Werkzeug wird der DSSZ zukünftig ein fester Bestandteil der strategischen Planung sein, wobei bewusst der Mensch (weiterhin) im Mittelpunkt der Entscheidung steht: Der Aufbau entspricht einem „human-centric Digital Twin“, bei dem an den „entscheidenden Punkten“ eine Interaktion des digitalen Abbilds mit dem Menschen vorgesehen ist.

Identifikation von Innovationspotentialen

Ein weiteres Potenzial ergibt sich aus der Verbindung des kalibrierten Stoffstromzwillings mit einer Modulbibliothek. Neue technologische Entwicklungen können dort als Verfahrensmodule bzw. spezifische Verfahrensausprägungen einschließlich ihrer relevanten Kenndaten bereitgestellt werden. Hersteller, Verfahrensgeber oder Forschungseinrichtungen können auf diese Weise neue Verfahren frühzeitig mit den für eine modelltechnische Bewertung erforderlichen Leistungs-, Verbrauchs- und Randdaten beschreiben.

Anwender, Betreiber oder Planer können solche Innovationen anschließend unmittelbar unter den spezifischen Rahmenbedingungen der eigenen Anlage oder des betrachteten Verbundes in den Stoffstromzwilling integrieren und zunächst eine Potenzialanalyse durchführen. Damit ist bereits in einer frühen Entwicklungsphase eine Abschätzung möglich, welche Auswirkungen die Technologie beispielsweise auf Stoffströme, Energiebedarf, Emissionen, Kosten oder Rückgewinnungspotenziale haben kann. Vielversprechende Verfahren können so gezielter für weiterführende Untersuchungen oder Demonstrationsvorhaben ausgewählt werden. Gleichzeitig können Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalysen zeigen, welche Kennwerte eines neuen Verfahrens für dessen Einsatzpotenzial besonders entscheidend sind und an welchen Stellen weiterer Entwicklungs- oder Validierungsbedarf besteht.

1.7 Verfahrensauswahl regionale Phosphorrückgewinnung

Im Rahmen der RePhoR-Maßnahme wurden für die untersuchten Verfahren in den einzelnen Projekten jeweils verfahrensspezifische Ökobilanzen erstellt. Ökobilanzen ermöglichen es, die

Umweltwirkungen eines Produkts bzw. eines Verfahrens systematisch über den betrachteten Lebensweg zu erfassen. Grundlage hierfür sind die Vorgaben der ISO 14040 und ISO 14044, nach denen unter anderem Funktion und funktionelle Einheit, Systemgrenzen, betrachtete Wirkungskategorien sowie Annahmen und Einschränkungen eindeutig zu definieren sind.

Die Ergebnisse dieser verfahrensspezifischen Bewertungen liefern wichtige Informationen zu den ökologischen Eigenschaften der einzelnen Technologien. Gleichzeitig ist ihre Übertragbarkeit auf konkrete Standorte und Anwendungssituationen begrenzt, da die Bewertung jeweils von den zugrunde gelegten Randbedingungen und Systemgrenzen abhängt.

Hier setzt die modellgestützte Szenarienanalyse an. Als Modellgrundlage kann ein regionaler digitaler Stoffstromzwilling eingesetzt werden (rDSSZ, auch durch Kopplung und Erweiterung mehrerer DSSZ zu einem regionalen Gesamtsystem).

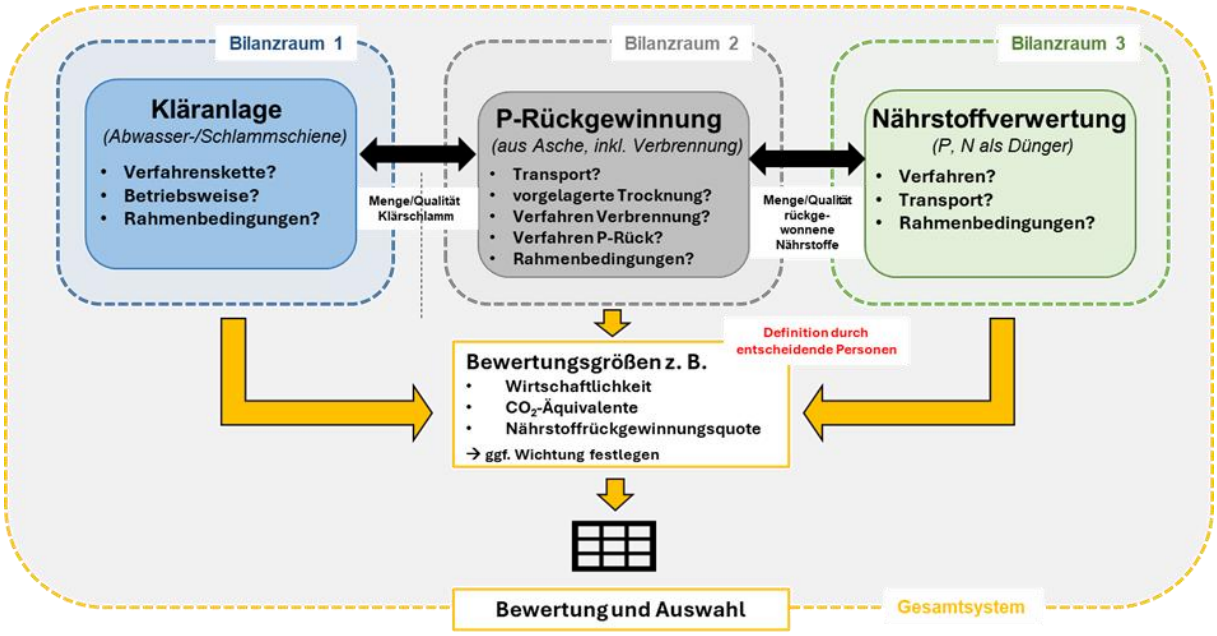


Bild 7: (Modellgestützte) Bewertung im Gesamtsystem für P-Rückgewinnungsverfahren

Der rDSSZ bildet die relevanten Mengen- und Qualitätsdaten der Klärschlämme, Transport- und Behandlungswege, Verfahrensstufen sowie entstehende Produkte und Reststoffe in einem gemeinsamen System ab. Dadurch können sowohl die Inputseite mit Klärschlammanfall und -bewirtschaftung (Einzelanlage: siehe Schwerpunkt B, Teil- oder Gesamtverbund: siehe Schwerpunkt C) als auch die Outputseite mit erzeugten Nährstoffprodukten und deren regionalen Verwertungsmöglichkeiten (siehe Schwerpunkt E) berücksichtigt werden.

Dies ist insbesondere deshalb relevant, weil die Eignung und Leistungsfähigkeit einzelner Verfahren wesentlich von den Eigenschaften der eingesetzten Stoffströme sowie von vor- und nachgelagerten Prozessen abhängt. Veränderungen einzelner Verfahrensschritte können Auswirkungen auf Stoff- und Energieflüsse, Kosten, Umweltwirkungen und Rückgewinnungspotenziale im Gesamtsystem haben. Die Verfahrensbewertung sollte folglich nicht isoliert, sondern unter Berücksichtigung der gesamten Verfahrenskette erfolgen.

Auf Basis von DSSZ können unterschiedliche Verfahrens- und Systemkonfigurationen als Szenarien abgebildet und anhand technischer, ökologischer und wirtschaftlicher Kennzahlen

miteinander verglichen werden. So lassen sich beispielsweise unterschiedliche Standorte, Behandlungswege, Transportkonzepte oder Rückgewinnungsverfahren kombinieren und hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf das Gesamtsystem bewerten. Gleichzeitig können Wechselwirkungen zwischen Einzelanlagen, Teilverbünden und dem Gesamtverbund sowie Zielkonflikte zwischen unterschiedlichen Bewertungskriterien sichtbar gemacht werden.

Damit ergänzt die modellgestützte Szenarienanalyse die verfahrensspezifische Bewertung um eine anwendungsfallbezogene Betrachtung im Gesamtsystem und schafft eine Grundlage für transparente Konzept- und Investitionsentscheidungen.

Im Rahmen von SATELLITE wurden hierzu spezifische Rahmenbedingungen für einzelne Verfahren erarbeitet und zusammengestellt und in der ISAH-Modulbibliothek veröffentlicht (s. Kapitel 1.4), konkrete Analysen und Verfahrensbewertungen für Einzelanlagen durchgeführt sowie Modelle erarbeitet (siehe Schwerpunkt B: Hildesheim, Göttingen), regionale Modelle zur Planung und Bewirtschaftung erarbeitet und umgesetzt (siehe Schwerpunkt C: Modellregion Nienburg, OptiNETZ-Tool-Werkzeugkasten für den Gesamtverbund, Schwerpunkte E: Planungsmodell Nährstoffe).

1.8 Notwendigkeit und Unterstützung einer agilen Investitionsplanung

Die Erweiterung des regionalen Planungsraums um industrielle und kommunale nicht abwasserbürtige Stoff- und Energieströme zeigt weitere Effizienzen und Synergien auf (Schwerpunktthema C). Gleichzeitig erhöht sich die Komplexität des Systems, und die Hinzunahme weiterer Gruppen bedeutet meist auch eine Erweiterung der Interessen. Zur transparenten und guten Entscheidungsunterstützung ist bei der Aufstellung des rDSSZ ein besonderer Schwerpunkt auf die Abbildung der Entwicklungsperspektiven und die Identifikation der für die verschiedenen Interessensgruppen relevanten Kenndaten und -zahlen zu legen. Des Weiteren ist eine erweiterte Risikoanalyse bei der Szenarienauswahl einzubinden, die alternative Entwicklungswege für disruptive Änderungen der Rahmenbedingungen bereits mit darstellt: Beispielsweise durch Wegfall von Industriebetrieben, durch die eine deutliche Veränderung der regionalen Stoffströme einhergeht, oder durch Nicht-Aktivierung von Baugebieten mit der Folge veränderter Einwohnerzahlen und Wärmeabnehmer oder durch veränderte gesetzliche Rahmenbedingungen, Wegfall von Förderung etc. Dabei sollten nicht nur negative Disruptionen berücksichtigt werden, sondern auch positive wie neue technische Innovationssprünge, Förderungen oder Industrieansiedlungen usw. Berücksichtigt die Bandbreite der im Rahmen der Verfahrensauswahl aufgestellten Entwicklungsszenarien solche Veränderungen, und sind sie im DSSZ systemisch abgelegt, kann kurzfristig auf die hier bereits dargestellten Auswirkungen und Handlungsspielräume zurückgegriffen werden. Dieses Vorgehen vermeidet, an „überholten“ Planungen festzuhalten, und zeigt Handlungsspielräume der Anpassung direkt auf.

In SATELLITE wurde hierzu exemplarisch der Flecken Steyerberg intensiv begleitet und mögliche Standortentwicklungen im erweiterten Kontext betrachtet. Durch die Einbeziehung der lokalen Wärmeplanung und industriellen Abwärme (bei gleichzeitigem Interesse der Industrie an einer Weiterentwicklung ihrer Abwasserbehandlung: von der Eindampfung zur Energieerzeugung durch Anaerobie, vgl. B6.2) ergibt sich ein zusätzlicher Standortvorteil für zentrale

Einrichtungen des Schlammverbunds in Steyerberg als Schnittstelle für Trocknung, Wärmeintegration (vgl. C1.2.4) und regionale Logistik (Bahnanschluss). Der Standort ist damit im Unterverbund auch für die Faulungsszenarien relevant und wurde daher in einer Vorstudie als zentraler Faulungsstandort ausgewählt (vgl. C1.2.3). Ausschlaggebend waren dabei mehrere Standortfaktoren: verfügbare bzw. perspektivisch nutzbare Wärmequellen, die Möglichkeit zur Bündelung regionaler Schlammströme, Flächenpotenziale sowie die logistische Anbindung einschließlich eines Gleisanschlusses. Für eine weitergehende Trocknung ist insbesondere die Verfügbarkeit von Wärme relevant, da zusätzliche Wärme die Trocknungsleistung erhöhen, den Flächenbedarf reduzieren oder die saisonale Verfügbarkeit der Trocknung verbessern kann.

Die Standortbewertung veränderte sich im Projektverlauf mit den lokalen Randbedingungen. Zunächst war insbesondere die Einbindung industrieller Abwärme im Zusammenhang mit Oxxynova ein wesentlicher Anknüpfungspunkt (B6.2). Nach dem Wegfall bzw. der Veränderung dieser ursprünglichen Abwärmeperspektive blieb Steyerberg dennoch als verfahrensoffene Standortoption relevant, da über das Fernwärmenetz und mögliche sommerliche Wärmeüberschüsse weiterhin Schnittstellen für eine abwärmegestützte Trocknung bestehen können (vgl. Kapitel B 6.3). Gerade in Zeiträumen, in denen Wärmeüberschüsse nicht vollständig anderweitig nutzbar sind, kann eine Klärschlammtrocknung eine mögliche zusätzliche Wärmesenke darstellen. Durch die Einbeziehung weiterer regionaler Standortfaktoren in den rDSSZ konnte auf diese, in der langen Zeitspanne von Infrastrukturplanungen und -umsetzung immer zu erwartenden disruptiven Änderungen, zeitnah und faktenbasiert reagiert werden und das Zielkonzept angepasst werden. Die bisherigen Planungen und Überlegungen können in dem neue Planungskontext weiter genutzt werden, was Zeit und vertieftes Verständnis für die Lösungen bei allen Beteiligten schafft.

Der Standort Steyerberg soll exemplarisch zeigen, welche Randbedingungen für eine regionale Trocknung im Unterverbund zusammenkommen müssen. Neben der technischen Trocknung selbst sind vor allem Wärmeverfügbarkeit, Flächenbedarf, Genehmigungsfähigkeit, Transportwege, Gleisanschluss, Betreiberstruktur und Einbindung in die weitere Verwertungskette zu prüfen. Die Trocknung ist nicht isoliert zu bewerten, sondern als Teil einer regionalen Verfahrenskette aus Teilstabilisierung, Faulung, Entwässerung, Trocknung, Transport und thermischer Verwertung.

2 Erweiterung des Stoffstromvektors

Autor*innen:
Torben Martens, Maike Beier, Kasra Saadlou, ISAH – Leibniz Universität Hannover

Inhaltsverzeichnis

2.1 Notwendigkeit der Erweiterung 20
2.2 Stoffliche Differenzierung als Grundlage der Folgebewertung 23
2.3 Ableitung energetischer Größen und Kopplung mit dem Energievektor 29
2.4 Zusammenfassende Einordnung 35

Kurzbeschreibung

Die in SATELLITE betrachteten Fragestellungen der im Verbund zu gestaltenden Schlammentsorgung mit Trocknung, Verbrennung und Phosphorrückgewinnung erforderte eine differenziertere Abbildung stofflicher und energetischer Eigenschaften zum einen der Schlämme und zum anderen der Bindungsform des Phosphors in den verschiedenen Teilströmen.

In dem in SATELLITE definierten Stoffstromvektor wurde:

- *Phosphor in vier Phosphorfraktionen unterteilt i) PO_4; ii) $P_{mineralisch}$; iii) $P_{physiologisch}$ iv) $P_{luxury\ uptake}$, um die in den verschiedenen Prozesstufen stattfinden Umlagerungen mit entsprechender Prozesskinetik hinterlegen zu können (inzwischen zur Berücksichtigung der schwer oder nicht reaktiven gelösten P-Verbindungen ist $P_{gelöst,nicht\ reaktiv}$ dazugekommen)*
- *Die organischen Substanzen wurden entsprechend ihrer Abbaubarkeit und Energiegehalt in geeignete CSB-Fraktionen differenziert.*

Dadurch können Verlagerungen zwischen Flüssigphase, Biomasse, Feststoffpfad, Rezyklatpfad und Aschepfad ebenso abgebildet werden wie Unterschiede zwischen biologisch verfügbarer, anaerob abbaubarer und inerter organischer Substanz.

Aufbauend auf dieser stofflichen Differenzierung werden energetische Größen wie Heizwert, chemisch gebundene Energie, Methanpotenzial und thermischer Energieinhalt abgeleitet und in einem gekoppelten Energievektor fortgeschrieben. Dabei wird klar zwischen dem Energieinhalt eines Stoffstroms und den verfahrensbedingten Strom- oder Wärmebedarfen unterschieden, die erst in den jeweiligen Modulen berechnet werden.

Für die Einbindung der THG in den DSSZ (ebenso wie für die Gasnutzung) wurde neben den Feststoff- und Flüssigkeitsströmen der Vektor um eine Gaskomponente erweitert.

Die Erweiterung schafft damit eine konsistente Schnittstelle zwischen den Verfahrensmodulen. Auswirkungen von P-Ausschleusung, Stabilisierung, Faulung, Entwässerung, Trocknung oder Co-Substratannahme können nicht nur mengenbezogen, sondern auch hinsichtlich Rückgewinnungspotenzial, Methanertrag, Heizwert, Rückbelastung und energetischer Folgewirkungen und Umweltwirkung bewertet werden.

2.1 Notwendigkeit der Erweiterung

Die Stoffstrombilanzierung in der Abwasser- und Klärschlammbehandlung beschreibt Stoffströme bisher über Mengen und grundlegende Qualitätsparameter. Für viele Fragestellungen sind hierfür Volumenstrom, Trockenmasse, organische Trockenmasse, chemischer

Sauerstoffbedarf, Stickstoff- und Phosphorfrachten sowie gegebenenfalls Temperatur ausreichend. Diese Größen ermöglichen es, die Wirkung einzelner Verfahrensstufen auf Schlammmenge, Nährstofffrachten, Entwässerungsgrad oder Rückbelastungen abzubilden.

Im Projekt SATELLITE zeigte sich jedoch, dass diese Beschreibung für eine modellgestützte Bewertung zukünftiger Verfahrensketten nicht ausreicht. Die betrachteten Fragestellungen betreffen nicht nur Mengenänderungen, sondern vor allem Veränderungen der Stoffqualität und der daraus ableitbaren Potenziale z. B. der Rezyklierbarkeit oder auch des Aufwands oder Effizienz einzelner Verfahrensschritte. Entscheidend ist beispielsweise nicht allein, wie viel Phosphor in einem Strom enthalten ist, sondern in welcher Form er vorliegt, an welcher Stelle der Prozesskette er durch Fällung ausgeschleust werden kann und ob daraus ein einfach aktivierbares Rückgewinnungspotenzial entsteht. Für die Bewertung von P-Rückgewinnungs- und P-Ausschleusungsstrategien sind daher neben der Gesamt-P-Fracht insbesondere P-Fraktionen, Bindungsformen und Verlagerungen zwischen Flüssig- und Festphase relevant.

Stickstoff wird im Klärprozess bisher weitgehend in elementaren Stickstoff umgesetzt. Im Zuge der Berücksichtigung von THG ist ein besonderer Blick auf die Vollständigkeit der Umsetzung zu legen, der Anteil an ggf. nur bis zum Lachgas umgesetzten Stickstofffraktionen muss aufgrund des hohen GWP mit erfasst werden. Aufgrund der Relevanz der Nitritkonzentration auf den org-C-Bdarf für die Denitrifikation, aber auch den Sauerstoffbedarf bei der Nitrifikation wurde im Stoffstromvektor für die Prozessstufe der Belebung der Stoffstromvektor erweitert um NO2 und N2O. Zur Abbildung der Rückbelastung oder die Einbindung einer Strippung (hier wäre pH-Wert, Ammoniumkonzentration und Temperatur maßgebend) muss der Vektor nicht erweitert werden. Rückbelastungspotentiale und mögliche Rückgewinnung, Maßnahmen in der Schlammbehandlung, etwa Faulung, Co-Substratannahme, Entwässerung, Trocknung oder Brüdenbehandlung, können Stickstoff mit dem Standard-Stoffstromvektor der neben den gelösten Fraktionen NH_4 und NO_3 auch partikulär, organisch gebundene Formen enthält.

Auch die organische Substanz muss differenzierter beschrieben werden. Der chemische Sauerstoffbedarf bildet zwar die organische Gesamtbelastung ab, für die Abbildung der Umsetzung, Abbau, Aufbau entlang der Prozesskette ist jedoch entscheidend, in welchen CSB-Fraktionen der Zulauf zu den einzelnen Stufen vorliegt: Gelöst oder partikulär, inert oder aerob oder anaerob abbaubarer CSB, die jeweiligen Fraktionen werden je nach Prozessstufen-Modul (Belebung, Denitrifikation, Faulung, Speicher…) unterschiedlich „verarbeitet“. Eine Verlagerung organischer Substanz aus der Belebung in die Faulung kann beispielsweise den Belüftungsbedarf senken und das Methanpotenzial erhöhen. Eine Primärschlammversäuerung kann dagegen partikulären CSB in gelöste, leicht verfügbare organische Säuren überführen und damit Kohlenstoff für Denitrifikation oder biologische Phosphorelimination bereitstellen, gleichzeitig aber das Methanpotenzial des in die Faulung gelangenden Schlamms verändern.

Aufgrund der Fragestellung von SATELLITE, wie stelle ich die thermische Verwertung im Verbund anlagentechnisch am besten auf und wie kann ein wirtschaftlicher und auf energetische Sicht optimaler Gesamtbetrieb erreicht werden mit Stabilisierung, Trocknung und Verbrennung erfolgte neben der beschriebenen Erweiterung der stofflichen Fraktionen auch eine Ergänzung der energetischen Zustandsgrößen. Hierzu zählen insbesondere

- die stofflich gebundene chemische Energie,
- das Methanbildungspotenzial,
- der Heizwert sowie
- thermische Größen wie Temperatur und Wärmegehalt.

Diese Größen sind nicht unabhängig von den Stofffraktionen, sondern lassen sich aus ihnen ableiten. Der Heizwert eines entwässerten oder getrockneten Schlamms hängt beispielsweise wesentlich vom Wassergehalt, vom organischen Anteil und vom Stabilisierungsgrad ab. Das Methanbildungspotenzial quantifiziert den unter anaeroben Bedingungen noch umsetzbaren Anteil der organischen Substanz. Es kann sowohl für unbehandelte oder teilbehandelte Ströme als auch nach einer Stabilisierung betrachtet werden, um z. B. eine potentielle THG-Emission zu quantifizieren in der Faulung nachfolgenden Stufen wie Entwässerung, Lagerung, Trocknung oder Transport.

Mit den vorgenommenen Erweiterungen kann der Stoffstromvektor nun auch die erforderliche Information zwischen den Modulen transportieren: welche Menge eines Stoffstroms wird von einem Modul zum nächsten übergeben und welche stofflichen und energetischen Eigenschaften besitzt dieser Strom für die nachfolgenden Prozessschritte. Für die Schlammschiene wurde damit ein in sich geschlossenes Energiemodell ergänzt, mit dem auch die meist miteinander verknüpften Wirkungen einzelner Maßnahmen erfasst und in die Bewertung/Planung einbezogen werden können (siehe Beispiel Kap. C1.2.5 Stabilisierung vs. Restgaspotenzial und Heizwert des verbleibenden Schlamms oder Kap. C1.2.4 Auswirkung des Trocknungsgrads auf Trockenrückstand, Transport- und Verbrennungseigenschaften und auf der Anlage die Wärme-, Brüden- bzw. Kondensatströme. Kap. C1.2.3 Auswirkung Co-Substratannahme auf Methanertrag, Rückbelastung, Gaszusammensetzung oder Korrosivität).

Für die modellgestützte Szenarienanalyse liegt mit dem digitalen Stoffstromzwilling und dem erweiterten Vektor nun eine Basis vor, die die relevanten Fraktionen und Potenziale konsistent entlang der Prozesskette weiterführt. So können Verlagerungseffekte zwischen Hauptstrom, Schlammpfad, Gasstrom, Prozesswasser und thermischer Verwertung bei der Systemplanung sichtbar gemacht werden.

Auch für die erweiterte Systembetrachtung, wie sie in SATELLITE für die regionale Planung vorbereitet wurde ist diese Erweiterung des Vektors wichtig. Auf Ebene einer einzelnen Kläranlage stehen beispielsweise Faulung, Entwässerung, Trocknung, Prozesswasserbehandlung, P-Ausschleusung und Wärmebereitstellung im Vordergrund. Auf Ebene eines Unterverbunds kommen die Bündelung von Schlammströmen, gemeinsame Stabilisierung, regionale Co-Substrate und Transport hinzu. Auf Ebene eines Gesamtverbunds werden zusätzlich zentrale Verbrennung, Phosphorrückgewinnung, Nährstoffrückführung, Logistik und Bewirtschaftung der Annahmemengen relevant. Und erweitert man den Blick noch um regionale Industrien (Abwärme, Abwasser, Wasserbedarf) und die kommunale Wärme- und Energieplanung zeigt sich das hohe Potential, wenn in allen Bilanzräumen Stoffmengen, Stoffqualitäten, Energiepotenziale und Folgeströme in einer einheitlichen Logik beschrieben werden (vgl. auch Kapitel C1 Modellregion).

2.2 Stoffliche Differenzierung als Grundlage der Folgebewertung

Aufbauend auf der in Kapitel 2.1 beschriebenen Notwendigkeit der Vektorerweiterung wird im Folgenden zunächst die stoffliche Differenzierung betrachtet. Sie bildet die Grundlage dafür, dass später energetische, verfahrenstechnische und bewertungsbezogene Aussagen aus den Stoffströmen abgeleitet werden können. Im Mittelpunkt stehen dabei Phosphor und organische Substanz, da beide Stoffgruppen maßgeblich bestimmen, welche Rückgewinnungs-, Ausschleusungs-, Energie- und Folgewirkungen entlang der Prozesskette entstehen.

In den von und mit den Verbundpartnern verwendeten DSSZ wurde nicht für alle Ströme ein einheitlicher Stoffstromvektor verwendet, um die Komplexität der Modelle auf das notwendige Maß zu reduzieren. Dieses flexible Auf- und Einklappen des Vektors ist durch die Definition von Konvertern an der Schnittstelle von Systemgrenzen einfach möglich. Entsprechend der jeweiligen Betrachtungsräume wurden ein Wasser-/Hauptstrom-Vektor definiert und ein Schlamm-Vektor. Beide enthalten gemeinsame Grundgrößen wie Volumenstrom, Trockenmasse, organische Trockenmasse und Phosphorfraktionen. Die weitergehende Fraktionierung unterscheidet sich jedoch entsprechend der jeweiligen Prozessfunktion. Im Wasser-/Hauptstrom stehen gelöste und partikuläre sowie biologisch abbaubare bzw. inerte CSB-Fraktionen im Vordergrund. Im Schlammvektor wird die organische Substanz dagegen mit Blick auf die anaerobe Abbaubarkeit, das Methanpotenzial und die Stabilisierung differenziert.

2.2.1 Phosphorfraktionen und P-Bindungsformen

Für die Bewertung von P-Rückgewinnungs- und P-Ausschleusungsstrategien ist die Gesamtphosphorfracht allein nicht ausreichend. Sie beschreibt zwar, wie viel Phosphor in einem Stoffstrom enthalten ist, gibt aber keine Auskunft darüber, in welcher Bindungsform dieser Phosphor vorliegt und wie er sich in nachfolgenden Prozessstufen verhält. Für die modellgestützte Bewertung von Phosphor-Ausschleusungspunkten und den Aufwand einer Rezyklierung ist deshalb eine Differenzierung zwischen gelösten, partikulären, biologisch gebundenen und mineralisch gebundenen Phosphoranteilen erforderlich (Beier & Schneider 2018).

Aufgrund der hohen Remobilisierungspotentials der Phosphorbindung je nach Milieubedingung ist die Differenzierung des gebundenen Phosphors in drei Fraktionen ($P_{physiologisch}$, $P_{mineralisch}$, $P_{luxury\text{-}uptake}$) insbesondere bei Anlagen mit biologischer Phosphorelimination relevant. Hier kann Phosphor unter anaeroben Bedingungen aus der Biomasse rückgelöst und anschließend gezielt gefällt oder ausgeschleust werden. Für eine Rückgewinnung aus der Flüssigphase ist daher nicht nur die Gesamt-P-Fracht maßgeblich, sondern vor allem der Anteil, der in Lösung überführt und als Fällungsprodukt, beispielsweise als MAP oder Calciumphosphat, gewonnen werden kann. Gleichzeitig beeinflusst die Rücklösung die P-Konzentration im Schlammwasser und damit die Rückbelastung der Kläranlage sowie die Gefahr ungewollter Ausfällungen in Rohrleitungen, Aggregaten oder Behältern (DWA 2026).

Auch für die weitere Behandlung bzw. Rückgewinnung aus der Asche ist die Bindungsform des Phosphors ist von Bedeutung. Eisen- oder aluminiumgebundener Phosphor verhält sich anders als biologisch gebundener Phosphor oder MAP bzw. Calciumphosphat was direkt als Rezyklat in die Verwertung gehen könnte.

Für die thermische Verwertung ist zudem entscheidend, wie viel Phosphor im Feststoffpfad verbleibt. Eine gezielte P-Ausschleusung aus der Flüssigphase kann regionale Rückgewinnungswege eröffnen (konzeptionell für kleinere ländliche Anlagen angedacht für die Düngephase zusammen mit der bodenbezogenen Verwertung oder durch Abtrennung des MAPs als separates Rezyklat auf der Kläranlage). Gleichzeitig eröffnen dich durch Absenken des P-Gehalt des verbleibenden Schlamms alternative Verwertungswege. Umgekehrt kann eine gezielte P-Anreicherung im Schlamm die Effizienz der Rückgewinnung aus der Asche erhöhen.

Im finalen Stoffstrommodell werden die P-Fraktionen sowohl im Wasser-/Hauptstromvektor als auch im Schlammvektor geführt. Dadurch können P-Verlagerungen zwischen Flüssigphase, Biomasse, Feststoffpfad, Rezyklatpfad und Aschepfad über die Prozesskette hinweg abgebildet werden. Dabei steht S für gelöste und X für partikuläre bzw. feststoffgebundene Anteile (vgl. auch Bild 8).

Tabelle 3: Im Wasser- und Schlammvektor berücksichtigte Phosphorfraktionen

Vektorkomponente	Obergruppe	Zustand	Einheit	Bedeutung
P_{PO4}	P	S	kg/d	gelöster Phosphat-Phosphor, relevant für Rücklösung, Rückbelastung und Fällung[2]
P_{Inert}	P	X	kg/d	partikulär Inerter Phosphor im Feststoffpfad, die in der Belebung nicht abgebaut wird
P_{lux}	P	X	kg/d	biologisch gebundener bzw. potenziell rücklösbarer Phosphor
$P_{phys.}$	P	X	kg/d	in Biomasse gebundener Phosphor
P_{min}	P	X	kg/d	mineralisch gebundener Phosphor, z. B. durch Fällung oder mineralische Bindungsformen

Die Fraktion P_{Inert} umfasst die partikulär-inert gebundenen Phosphoranteile, die im konventionellen Belebungsverfahren nicht umgewandelt werden, solange sie nicht gezielt durch einen weiteren Prozess erfasst werden, und wirkt damit als Senke für die nicht umgewandelten partikulären Anteile. Die Zuordnung zu den Zuständen S und X folgt einer in der Stoffstrommodellierung etablierten Konvention, nach der die Stoffgrößen zunächst in eine gelöste (S) und

[2] Nach Abschluss des Projektes wurde aufgrund der aktuell weitergehenden Verschärfung der P-Ablaufwerte die zunehmend relevante Fraktion des gelösten unreaktiven Phosphors GUP (auch oft mit der Teilgruppe „Phosphonate“ benannt) ergänzt, um die refraktären gelösten Phosphorformen genauer abbilden zu können. Diese Fraktion hat keinen höheren Anteil im Schlamm, ist aber in dem Wasserpfad der Anlage relevant, wo sie auf die Ablaufkonzentrationen Einfluss nehmen kann. Einige Phosphorformen, darunter ein Teil des GUP, binden sich adsorptiv an Schlammflocken oder Fällungsprodukte und verbleiben dadurch in der partikulären Fraktion. Auf diese Anteile bezieht sich die in Bild 5 dargestellte Fraktion P_{ads}.

eine partikuläre (X) Hauptgruppe unterteilt werden. Diese Einteilung bildet zugleich die Grundlage des Modellaufbaus. Die aus dem Prozesswissen abgeleiteten Fraktionen werden anschließend diesen beiden Hauptgruppen zugeordnet, sodass Prozesse, die auf gelöste und partikuläre Formen unterschiedlich wirken, gezielt angewendet werden können.

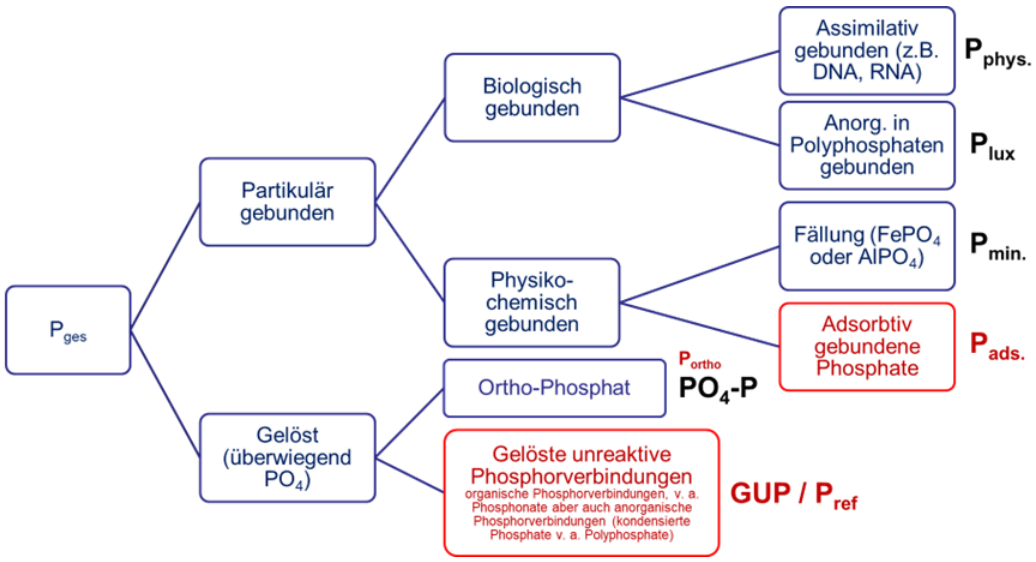


Bild 8: Phosphorfraktionen in der Abwasserbehandlung (Beier und Schneider 2018)

Die Erweiterung um die P-Fraktionen dient nicht dem Anspruch, alle Phosphorverbindungen voll-ständig chemisch zu spezifizieren. Die notwendige Detailtiefe hängt von der jeweiligen Fragestellung ab. Für einfache Massenbilanzen kann Gesamt-P ausreichend sein (vgl. Abschnitt D1). Für Module zur biologischen P-Elimination, P-Rücklösung, Fällung, P-Ausschleusung oder Bewertung unterschiedlicher Rückgewinnungspfade werden dagegen zusätzliche Informationen benötigt.

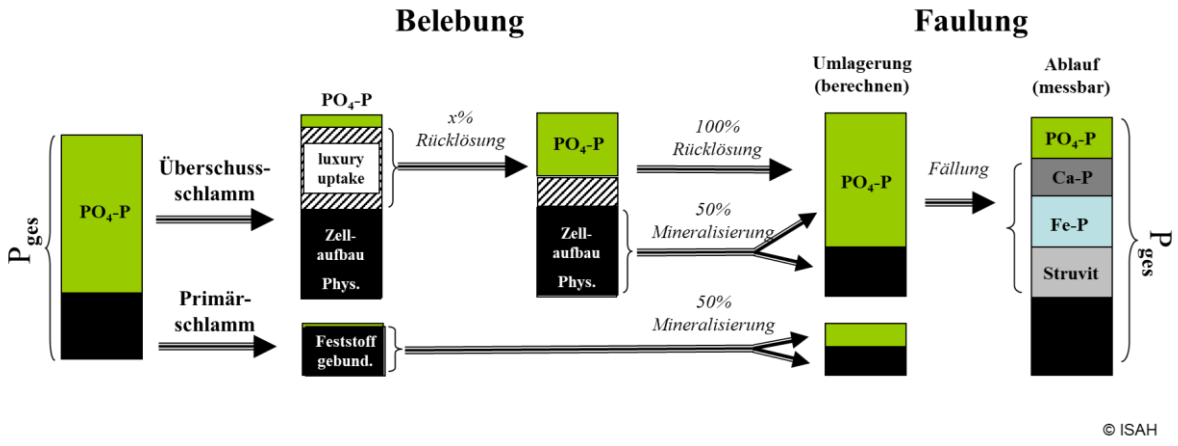


Bild 9: Veränderung der Phosphorformen in der Prozesskette einer kommunalen Kläranlage

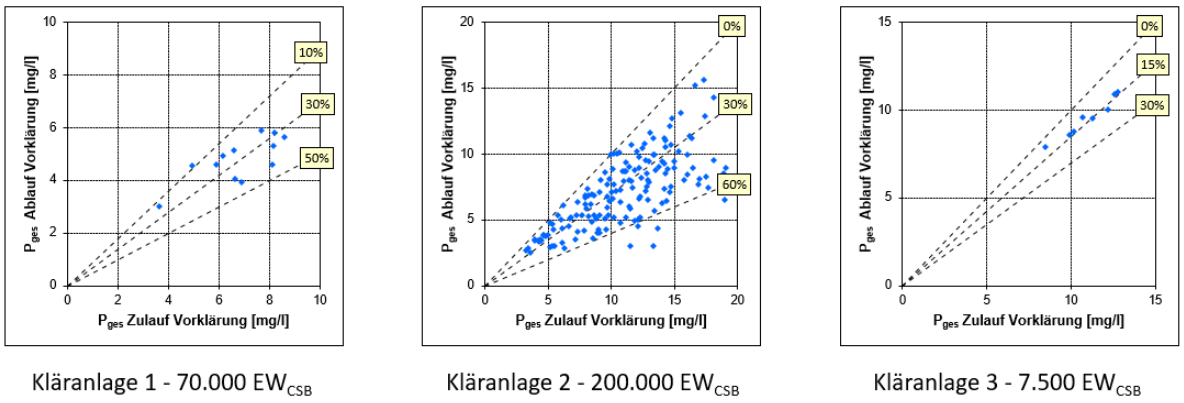
Dazu zählen insbesondere gelöster Phosphor, partikulär gebundener Phosphor, rücklösbare P_{lux}-Anteile und, soweit für die Bewertung erforderlich, Hinweise auf relevante mineralische Bindungsformen (vgl. Modellaufbau Kläranlage Hildesheim Kapitel 3.1 und D1.2). Maßgebend ist, die für die Prozesskette relevanten Unterschiede so abzubilden, dass Verlagerungen zwischen Wasserpfad, Schlammpfad, Rezyklatpfad und Aschepfad in den einzelnen

Verfahrensmodulen berechnet werden können. Die Aufteilung des Phosphors in die Fraktionen des Stoffstromvektors erlaubt damit, jede Fraktion im Verlauf der Prozesskette einer bestimmten Verfahrensstufe und Fraktion zuzuordnen.

Bild 8 zeigt, wie sich die P-Bindungsformen im Schlamm im Prozessablauf Abwasserreinigung/Schlammbehandlung verändern:

In der Vorklärung erfolgt zunächst eine einfache Fest-/Flüssig-Trennung. Im Primärschlamm organisch gebundene P-Formen werden teilweise mineralisiert und gehen als Orthophosphat in Lösung.

Da der überwiegende Anteil des Zulauf-Phosphors als PO_4 also gelöst vorliegt, ist der Anteil Phosphor im Primärschlamm gering. Die Eliminationsleistung einer mechanischen Stufe kann nach A 131 mit 11% abgeschätzt werden, kann aber nach eigenen Untersuchungen auch deutlich darüber liegen je nach Art der Abtrennstufe und Charakter des Zulaufs (Bild 10)



Kläranlage 1 - 70.000 EW_{CSB} Kläranlage 2 - 200.000 EW_{CSB} Kläranlage 3 - 7.500 EW_{CSB}

Bild 10: Beispiele der Bandbreite der Abtrennleistung der Vorklärung für Kläranlagen verschiedener Größenklassen (Hiller et al. 2023)

In der Belebung erfolgt die eigentliche „Feststoffbindung“. In Abhängigkeit der zugeführten organischen Kohlenstofffracht (CSB) und aeroben Schlammalter wird Phosphor für den Zellaufbau benötigt und verbleibt als physiologisch gebundenen Phosphors (P_{phys}) im Schlamm. Bei Anlagen mit biologischer P-Elimination wird darüber hinaus ein zusätzlicher P-Anteil in der Zelle gespeichert (Energiereserve: ATP → ADP = Energie). Dieser variabel speicher- und als PO_4-rücklösbare Anteil wird als luxury uptake (P_{lux}) differenziert (sog. „Phosphor-Pumpe“). Der Anteil des gelösten Phosphats, der über eine Fällung gebunden wird, geht als mineralischer Anteil in den Schlamm (P_{min}). Dieser Anteil ist im üblichen Verfahrensablauf der Kläranlage nicht wieder mobilisierbar, sodass ihm der GUP-Anteil bilanztechnisch zugeordnet werden kann, wenn eine Aufteilung auf fünf Fraktionen im Modell nicht erfolgt ist.

Ob und in welchem Umfang Phosphor rückgelöst, gebunden oder gefällt wird, hängt von den Bedingungen der jeweiligen Stufe ab etwa von anaeroben Verhältnissen, der Bildung organischer Säuren oder dem Fällmitteleinsatz. Für Phosphor ist jede dieser Umwandlungen eine Verlagerung zwischen Fraktionen und Phasen, denn er verlässt das System nicht. Der modulare Aufbau erlaubt es, die einzelnen relevanten Prozesse zu entkoppeln und getrennt

abzubilden, auch wenn sie in derselben Verfahrensstufe ablaufen.

Unter den anaeroben Bedingungen der Faulung wird nun zum einen der luxury Uptake vollständig rückgelöst sowie zum anderen, entsprechend der Umsetzung der Biomasse, der physiologisch gebundene Phosphor als Phosphat freigesetzt (analog dem gebundenen Stickstoff, der als Ammonium freigesetzt wird). Aufgrund der durch die Schlammeindickung erfolgten Aufkonzentrierung der Feststoffe ist die Konzentration der Phosphate deutlich erhöht und es kommt entsprechend der Löslichkeiten zu Fällungsreaktionen in der Faulung mit den Erdalkalimetallen Calcium und Kalium, dem ggf. zur Entschwefelung zugegebenem Eisen und/oder bei Vorhandensein von Magnesium zu MAP (Beier et al. 2010). Es findet also eine Umlagerung der Phosphate in die mineralische Fraktion statt, die in den nachfolgenden Stufen der Schlammbehandlung (Veränderung des Löslichkeitsgleichgewichts durch pH-, Druck- und Temperaturänderungen) weiter zu berücksichtigen ist und meist als betrieblich unerwünschte Ablagerung festgestellt wird.

Jeder Prozess hat wie dargestellt eigene Stoffgrößenänderungsfunktionen, die in den Modulen hinterlegt ist, so dass mit den Informationen zur Milieubedingung und oder den zugeführten Stoffinformationen die Änderung der Stoffgrößen für jede Prozessstufe konkret berechnet werden kann. So wird z. B. die Belebung im DSSZ nach den dort stattfindenden parallelen Prozessen in drei Module mit eigenen Stoffgrößenänderungsfunktionen getrennt abgebildet: Kohlenstoffabbau und Schlammproduktion, Stickstoffumsatz durch Nitrifikation und Denitrifikation sowie P-Elimination über Bio-P oder Fällung. Die Ergebnisse der Module werden anschließend im Stoffstromvektor zusammengeführt.

Viele dieser Kennzahlen hängen von anderen Prozessen ab. In der Faulung wird P_{lux} durch die entstehenden organischen Säuren vollständig rückgelöst, $P_{phys.}$ dagegen nur im Verhältnis des oTM-Abbaus und Schlammmatrix. Die Rücklösung des physiologisch gebundenen Phosphors folgt damit dem von der Hydrolyse bestimmten Abbau der organischen Substanz und wird nicht als eigenständiger Festwert angesetzt. Da der Stoffstromvektor an jeder Schnittstelle sämtliche Fraktionen weitergibt, liegen jedem Modul die Informationen über die vorgelagerten Prozesse vor. Hieraus ergibt sich der Vorteil des digitalen Stoffstromzwillings für die Planung. Ein Prozess wird so detailliert formuliert, wie es das Planungsziel erfordert. Ein zusätzlicher Prozess, etwa eine gezielte P-Rücklösung vor der Faulung, lässt sich als weitere Übertragungsfunktion in die Modulkette einfügen. Für Bilanz- und Planungsfragen liefert der Stoffstromzwilling einen aktuellen und klaren Überblick darüber, welche Fraktionen vor und nach jeder Prozessstufe vorliegen und wohin sich der Phosphor verlagert.

2.2.2 CSB-Fraktionen und organische Substanz

Neben Phosphor ist die organische Substanz eine zentrale Grundlage für die Erweiterung der stofflichen Vektoren. Bisherige Bilanzierungen beschreiben organische Substanz häufig über Summengrößen wie organische Trockenmasse, Glühverlust oder Gesamt-CSB. Für eine verfahrensübergreifende Bewertung reichen diese Größen jedoch nur eingeschränkt aus, da sie keine ausreichende Aussage darüber erlauben, welcher Anteil der organischen Substanz verfügbar, umsetzbar oder verbleibend ist.

Im finalen Modell wird die CSB-Fraktionierung stromartbezogen umgesetzt. Der Wasser-

/Hauptstromvektor beschreibt die organische Substanz vor allem hinsichtlich ihrer gelösten oder partikulären Form sowie ihrer biologischen Abbaubarkeit. Diese Fraktionierung ist für die Abbildung der Abwasserreinigung, der Kohlenstoffverfügbarkeit und der Verlagerung organischer Stoffe mit flüssigen oder partikulären Teilströmen relevant.

Tabelle 4: Im Wasservektor berücksichtigte CSB-Fraktionen

Vektorkomponente	Ober-gruppe	Zustand	Einheit	Bedeutung
$CSB_{geloest_abb}$	CSB	S	kg/d	gelöster, biologisch abbaubarer CSB
$CSB_{geloest_inert}$	CSB	S	kg/d	gelöster, inerter CSB
CSB_{part_abb}	CSB	X	kg/d	partikulärer, biologisch abbaubarer CSB
CSB_{part_inert}	CSB	X	kg/d	partikulärer, inerter CSB
CSB_{BM}	CSB	X	kg/d	in Biomasse gebundener CSB

Die Unterscheidung zwischen gelöstem und partikulärem CSB ist wesentlich, weil beide Fraktionen unterschiedlichen Prozesspfaden folgen. Gelöster CSB kann unmittelbar im Wasserpfad wirksam werden oder mit flüssigen Teilströmen verlagert werden. Partikulärer CSB ist zunächst an Feststoffe gebunden und folgt dem Schlamm- bzw. Feststoffpfad. Die zusätzliche Unterscheidung zwischen abbaubaren und inerten Anteilen ermöglicht es, verfügbare organische Substanz von organischen Restfrachten zu trennen.

Für den Schlammvektor wird die organische Substanz stärker mit Blick auf die anaerobe Behandlung differenziert. Entscheidend ist hier, welcher Anteil unter anaeroben Bedingungen abbaubar ist und damit zur Methanbildung beitragen kann. Gleichzeitig müssen anaerob inerte Anteile abgebildet werden, die im Schlamm verbleiben und die organische Restfracht bzw. den Heizwert beeinflussen können.

Tabelle 5: Im Schlammvektor berücksichtigte CSB-Fraktionen

Vektorkomponente	Ober-gruppe	Zustand	Einheit	Bedeutung
$CSB_{part_an_abb}$	CSB	X	kg/d	partikulärer, anaerob abbaubarer CSB
$CSB_{part_an_inert}$	CSB	X	kg/d	partikulärer, anaerob inerter CSB
$CSB_{geloest_an_abb}$	CSB	S	kg/d	gelöster, anaerob abbaubarer CSB
$CSB_{geloest_an_inert}$	CSB	S	kg/d	gelöster, anaerob inerter CSB

Die anaerobe CSB-Fraktionierung bildet die stoffliche Grundlage für die Ableitung des Methanpotenzials. Stoffströme mit ähnlicher organischer Trockenmasse oder ähnlichem Gesamt-CSB können sich deutlich in ihrer anaeroben Umsetzbarkeit unterscheiden. Der Schlammvektor muss deshalb nicht nur die organische Fracht, sondern auch deren anaerobe Abbaubarkeit beschreiben. Aus der Forschung der zurückliegenden Jahrzehnte liegen hierzu bereits umfangreiche Kenndaten für verschiedene Substrattypen und Stofffraktionen wie Fett, Zucker etc. vor, wie Umsetzbarkeit, Gasertrag und -zusammensetzung (Ay und Weichgrebe 2013; Hinken

und Weichgrebe 2013).

Die getrennte Führung von Wasser-/Hauptstrom- und Schlammvektor ermöglicht es, dieselbe organische Gesamtfracht je nach Prozesspfad unterschiedlich zu bewerten. Im Wasserpfad steht die aerobe Abbaubarkeit der organischen Substanz und der resultierende Biomassenaufbau im Vordergrund, im Schlammpfad die anaerobe Umsetzbarkeit, das Methanbildungspotenzial und der verbleibende organische Rest. Mit der Summengröße CSB und entsprechenden Konvertern können die Vektoren zwischen Hauptstrom, Schlammbehandlung und energetischer Nutzung nachvollziehbar miteinander gekoppelt werden und der Gesamtprozess bilanziell abgebildet werden.

Die Erweiterung um CSB-Fraktionen dient dabei ähnlich der Fraktionierung der P-Fraktionen nicht der vollständigen Abbildung aller biologischen Einzelprozesse wie im ADM. Die Differenzierung der Fraktionen ist ausreichend, wenn die in den Modulen hinterlegten modulspezifischen Prozessmodelle zur Berechnung der Stoffstromänderung, mit den notwendigen Input-Informationen versorgt ist. Dadurch werden Auswirkungen einer verfahrenstechnischen oder Betrieb-Änderungen über die gesamte Prozesskette weitergegeben und die daraus resultierenden Energie-, Gas- und Folgewirkungen abgebildet werden. Besonders interessant ist dies für die Szenarienanalyse verschiedener Belastungssituation im Hinblick auf sich ändernde Ablaufkonzentrationen durch refraktäre Stofffraktionen.

2.3 Ableitung energetischer Größen und Kopplung mit dem Energievektor

Aufbauend auf der stofflichen Differenzierung können energetische Größen aus den Stoffstromvektoren abgeleitet und in einem gekoppelten Energievektor mitgeführt werden. Für die energetische Fragestellungen sind aus dem Stoffstromvektor insbesondere Wasseranteil, Trockenmasse, organische Trockenmasse, mineralischer Anteil, CSB-Fraktionen und Temperatur relevant. Der Energievektor ergänzt diese stoffliche Beschreibung um abgeleitete Energiepotenziale. Dazu gehören insbesondere die chemisch gebundene Energie, der Heizwert und das Energieäquivalent des Methanpotenzials. Verfahrensbedingte Wärme- oder Strombedarfe sind davon abzugrenzen. Sie werden in den jeweiligen Verfahrensmodulen aus Stoffstromgrößen und Modulparametern berechnet und anschließend in der Szenarienbewertung berücksichtigt. Eine modulare Abbildung kann das Vorgehen hier vereinfachen: Beispielsweise ist es möglich durch Einführung eines Moduls „Wärmetauscher“ Temperaturänderungen eines Stoffstroms in Modelle einzubinden ohne einzelne Module mit hohem Aufwand anpassen zu müssen.

Bei der energetischen Betrachtung von Abwasserströmen ist zwischen der in der organischen Fracht chemisch gebundenen Energie und dem thermischen Energiepotenzial des Stoffstroms zu unterscheiden. Die chemisch gebundene Energie ist an die organische Substanz des Stoffstroms gekoppelt und kann über Größen wie CSB, organische Trockenmasse, Heizwert oder Methanpotenzial beschrieben werden. Temperatur, Masse und spezifische Wärmekapazität beschreiben dagegen den thermischen Zustand eines Stoffstroms und bilden Eingangsdaten für nachfolgende Modulberechnungen. Wärmebedarfe entstehen erst aus der jeweiligen verfahrenstechnischen Aufgabe, beispielsweise der Erwärmung eines Schlammstroms auf Faulraumtemperatur oder der Verdampfung von Wasser in einer Trocknung. Sie werden daher

nicht als Eigenschaft des Stoffstroms geführt, sondern im jeweiligen Verfahrensmodul berechnet.

Im finalen Energievektor werden die folgenden Komponenten als Energiefrachten[3] geführt. Die Größe E_{Basis} wird dabei im Rahmen von SATELLITE nicht weiter fachlich ausgearbeitet. Sie bleibt als „allgemeine Platzhaltergröße“ für potenzielle spätere Erweiterungen des Energievektors erhalten.

Tabelle 6: Komponenten des Energievektors

Vektorkomponente	Obergruppe	Einheit	Bedeutung
E_{chem_Hu}	Energie	kWh/d	chemisch gebundene Energiefracht, abgeleitet aus Heizwert bzw. organischer Zusammensetzung
E_{th}	Energie	MWh/d	thermischer Energieinhalt eines Stoffstroms, soweit als mitgeführtes Energiepotenzial relevant
E_{Basis}	Energie	MWh/d	allgemeines Energiepotenzial eines Stoffstroms
$E_{CH4_BMP_Hu}$	Energie	kWh/d	Energieäquivalent des Methanpotenzials auf Basis des unteren Heizwerts von Methan

Die Komponenten des Energievektors sind als Potenzial- bzw. Energieinhaltsgrößen der Stoffströme zu verstehen. Energieverbräuche einzelner Aggregate, Wärmeverluste, Belüftungsenergie oder Trocknungswärme werden nicht in den Energievektor aufgenommen, sondern als Modulergebnisse berechnet.

2.3.1 Heizwert und stofflich gebundene Energie,

Für die Abbildung im Energievektor ist beim Heizwert zunächst die Bezugsbasis festzulegen. Der Heizwert kann auf die Trockenmasse oder auf die Originalsubstanz bezogen werden. Der trockenmassebezogene Heizwert beschreibt die energetische Qualität der Feststoffe. Der originalsubstanzbezogene Heizwert berücksichtigt zusätzlich den Wasseranteil des real anfallenden Stoffstroms und ist daher für entwässerte oder getrocknete Schlämme besonders relevant.

Der Zusammenhang zwischen trockenmassebezogenem und originalsubstanzbezogenem Heizwert kann vereinfacht über den Trockenmasse- und Wasseranteil beschrieben werden:

$$H_{u,\,OS} \approx H_{u,\,TM} \cdot w_{TM} - \Delta H_{V,H_2O} \cdot w_{H_2O} \quad (1)$$

mit

$H_{u,OS}$ = unterer Heizwert bezogen auf die Originalsubstanz [MJ/kg]

$H_{u,TM}$ = unterer Heizwert bezogen auf die Trockenmasse [MJ/kg]

w_{TM} = Massenanteil der Trockenmasse an der Originalsubstanz [-]

w_{H_2O} = Massenanteil des Wassers an der Originalsubstanz [-]

[3] Der Begriff „Energiefracht“ wird hier analog dem Begriff der massebezogenen Fracht [z. B.kg/d] für Stoffströme eingeführt und bezeichnet den dem Stoffstrom zugeordneten Energieinhalt [z. B. kWh/d].

$\Delta H_{V,H_2O}$ = Verdampfungsenthalpie von Wasser, vereinfacht ca. 2,26 MJ/kg bei 100 °C

Die Gleichung ist als vereinfachte technische Bilanzdarstellung zu verstehen. Sie zeigt, dass Entwässerung und Trocknung den Heizwert bezogen auf die Originalsubstanz erhöhen, weil der Wasseranteil sinkt. Die chemisch gebundene Energie der Trockenmasse wird dadurch nicht erhöht, sondern auf eine geringere Originalsubstanzmasse bezogen. Reale Wärmebedarfe der Trocknung sind davon getrennt zu betrachten und werden im Trocknungsmodul berechnet.

Im finalen SATELLITE-Modell wird der auf die Originalsubstanz bezogene Heizwert jedoch nicht als eigenständige Vektorgröße geführt. Maßgebend ist ausschließlich die in der organischen Substanz chemisch gebundene Energie $E_{chem,Hu}$.[kWh/d]. Der Wasseranteil des Stoffstroms und die zu seiner Verdampfung erforderliche Energie werden bei der Berechnung dieser Größe nicht berücksichtigt. Gleichung (1) dient daher lediglich der ergänzenden Einordnung des Stoffstroms im Hinblick auf eine mögliche thermische Verwertung. Reale Wärmebedarfe für die Erwärmung oder Verdampfung von Wasser werden getrennt in den jeweiligen Verfahrensmodulen bilanziert.

Der trockenmassebezogene Heizwert wird wesentlich durch das Verhältnis von organischer und mineralischer Trockenmasse bestimmt. Organische Bestandteile tragen zur Energiefreisetzung bei, mineralische Bestandteile erhöhen den Ascheanteil und verringern den Energieinhalt bezogen auf die Trockenmasse. Vereinfachend kann dieser Zusammenhang beschrieben werden als:

$$H_{u,TM} \approx H_{u,oTM} \cdot w_{oTM,TM} \quad (2)$$

mit

$H_{u,oTM}$ = spezifischer unterer Heizwert der organischen Trockenmasse [MJ/kg]

$w_{oTM,TM}$ = Massenanteil der organischen Trockenmasse an der Trockenmasse [-]

Die chemisch gebundene Energie wird im finalen Modell als additive Frachtgröße geführt. Ihre Initialisierung erfolgt dort, wo Primär- beziehungsweise Überschussschlamm erstmals als eigenständiger Stoffstrom in die Schlammbehandlung eintritt. Hierzu wird die jeweilige oTM-Fracht mit einem spezifischen unteren Heizwert der organischen Trockenmasse verknüpft. Für **Primärschlamm** wird als Default-Wert ein Wert von **21,0 MJ/kg oTM** und für **Überschussschlamm** ein Wert von **20,7 MJ/kg oTM** angesetzt. Die Werte wurden aus den von (Schaum et al. 2016) angegebenen mittleren Heizwerten und oTM-Anteilen der beiden Schlammarten abgeleitet. Für Co-Substrate und weitere externe organische Stoffströme sind dagegen substratspezifische Heizwerte zu verwenden (siehe auch Kap. C1.2.5).

$$E_{chem,Hu} = m_{oTM} \cdot \frac{H_{u,oTM}}{3{,}6} \quad (3)$$

mit

$E_{chem,Hu}$ = chem. gebundene Energiefracht auf Basis des unteren Heizwerts [kWh/d]

m_{oTM} = Fracht der organischen Trockenmasse [kg oTM/d]

$H_{u,oTM}$ = unterer Heizwert der organischen Trockenmasse [MJ/kg oTM]

$3{,}6$ = Umrechnungsfaktor von MJ in kWh

Für die schrittweise Fortschreibung der chemisch gebundenen Energiefracht wird die Veränderung der CSB-Fracht zwischen Zu- und Ablauf einer Verfahrensstufe herangezogen. Dabei wird nicht die gesamte Energiefracht aus der jeweils vorhandenen CSB-Fracht neu berechnet. Stattdessen wird ausschließlich die Zu- oder Abnahme der CSB-Fracht mit einem spezifischen Energieäquivalent bewertet. Im Modell wird hierfür ein Wert von **3,49 kWh/kg CSB** verwendet. Dieser ergibt sich aus dem theoretischen **Methanäquivalent von 0,35 Nm³ CH_4/kg CSB** und einem **unteren Heizwert von Methan von 9,97 kWh/Nm³.**

$$\Delta E_{chem,Hu} \approx \Delta m_{CSB} \cdot e_{CSB} \quad (4)$$

mit

ΔE_{chem} = Veränderung der chemisch gebundenen Energiefracht [kWh/d]

Δm_{CSB} = Veränderung der CSB-Fracht [kg CSB/d]

e_{CSB} = spezifisches Energieäquivalent des CSB [kWh/kg CSB]

Dieser Ansatz verbindet die oTM-basierte Initialisierung mit einer CSB-basierten Fortschreibung. Der aus oTM-Fracht und spezifischem Heizwert bestimmte Anfangswert bleibt damit die absolute Ausgangsgröße. Das CSB-Energieäquivalent wird ausschließlich auf die innerhalb einer Verfahrensstufe auftretende Veränderung der CSB-Fracht angewendet.

Nach der Initialisierung wird $E_{chem,Hu}$ als additive Energiefracht entlang der Prozesskette fortgeschrieben. Bei der Zusammenführung mehrerer Stoffströme werden die jeweiligen Energiefrachten addiert. Für eine einzelne Verfahrensstufe ergibt sich die Energiefracht des Ablaufstroms aus der Energiefracht des Zulaufs abzüglich des Energieäquivalents der aus diesem Strom entfernten CSB-Fracht:

$$E_{chem,Hu,out} = E_{chem,Hu,\in} - (m_{CSB,\in} - m_{CSB,out}) \cdot e_{CSB} \quad (5)$$

Bei physikalischen Trennungen wird die mit der abgetrennten CSB-Fracht verbundene Energie dem jeweiligen Teilstrom zugeordnet. Die Summe der Energiefrachten aller Ausgangsströme entspricht damit der Energiefracht des Zulaufs. Bleibt die CSB-Fracht unverändert, wird auch $E_{chem,Hu}$ unverändert an die nachfolgende Verfahrensstufe übergeben.

Eine reine Veränderung des Wassergehalts, beispielsweise durch Eindickung, Entwässerung oder Trocknung, verändert die chemisch gebundene Gesamtenergie nicht. Gleiches gilt für die Zugabe oder Bildung mineralischer Feststoffe. Diese erhöhen zwar die Trockenmasse und verringern dadurch gegebenenfalls den spezifischen Heizwert je kg TM, tragen jedoch nicht zur chemisch gebundenen Energiefracht bei. Wird mit einem abgetrennten Wasserstrom gelöster oder partikulärer CSB ausgeschleust, wird dagegen das zugehörige Energieäquivalent dem jeweiligen Teilstrom zugeordnet.

Bei biologischen Stabilisierungsprozessen wird die durch den CSB-Abbau verursachte Abnahme der chemisch gebundenen Energiefracht ebenfalls über die CSB-Differenz berechnet. Für die Faulung ergibt sich die verbleibende Energiefracht des Faulschlamms damit zu:

$$E_{chem,Hu,FS} = E_{chem,Hu,RoS} - (m_{CSB,RoS} - m_{CSB,FS}) \cdot e_{CSB} \quad (6)$$

Die Energie des im Faulungsmodul berechneten Methanvolumenstroms wird davon getrennt als $E_{chem,Hu}$ ausgewiesen. Da sowohl e_{CSB} als auch die Methanberechnung auf dem

theoretischen Methanäquivalent von 0,35 Nm³ CH_4/kg CSB beruhen, sollten die aus dem CSB-Abbau abgeleitete Energieabnahme und die Methanenergiefracht näherungsweise übereinstimmen. Geringfügige Abweichungen können aus der Rundung der verwendeten Faktoren resultieren. Das Energieäquivalent des theoretischen Methanpotenzials $E_{CH4,BMP,Hu}$ wird nicht von $E_{chem,Hu}$ abgezogen, da es lediglich das noch grundsätzlich verfügbare Potenzial beschreibt.

Der spezifische trockenmassebezogene Heizwert wird bei Bedarf aus der aktuellen chemischen Energiefracht und der jeweiligen TM-Fracht neu berechnet:

$$H_{u,TM} = \frac{3{,}6 \cdot E_{chem,Hu}}{m_{TM}} \quad (7)$$

Der Heizwert wird somit nicht als additive Größe durch die Prozesskette geführt. Additiv fortgeschrieben wird ausschließlich $E_{chem,Hu}$, während sich der spezifische Heizwert an jedem Bilanzpunkt aus der aktuellen Energie- und Trockenmassefracht ergibt.

Der Stoffstromvektor stellt für diese Berechnungen die erforderlichen Ausgangsgrößen bereit, insbesondere Wassergehalt, Trockenmasse, organische Trockenmasse, mineralischen Anteil und CSB-Fraktionen. Heizwert und chemisch gebundene Energie werden daraus als energetische Größen abgeleitet und im Energievektor fortgeschrieben.

2.3.2 Methanbildungspotenzial

Das Methanpotenzial beschreibt den Anteil der organischen Substanz, der unter anaeroben Bedingungen grundsätzlich noch in Methan überführt werden kann. Es wird aus der stofflichen Zusammensetzung abgeleitet, insbesondere aus organischer Trockenmasse, anaerob abbaubaren CSB-Fraktionen und der angesetzten anaeroben Abbaubarkeit.

Im finalen SATELLITE-Modell ist für die Berechnung der Schlammvektor angepasst, da dort die organische Substanz mit Blick auf die anaerobe Abbaubarkeit differenziert wurden. Grundlage sind insbesondere die Fraktionen $CSB_{part_an_abb}$, $CSB_{geloest_an_abb}$ sowie die entsprechenden anaerob inerten Anteile. Das daraus abgeleitete Methanbildungspotenzial wird im Energievektor als $E_{CH4_BMP_Hu}$ geführt.

Thermodynamisch kann die anaerobe Umsetzung näherungsweise über den CSB-Bezug beschrieben werden. Bei vollständiger anaerober Umsetzung entspricht 1 kg abgebauter CSB theoretisch etwa 0,35 Nm³ CH_4 unter Normbedingungen:

$$V_{CH_4,pot} \approx m_{CSB,an,abb} \cdot 0{,}35 \quad (8)$$

mit

$V_{CH_4,pot}$ = theoretisches Methanpotenzial [Nm³ CH_4/d]

$m_{CSB,an,abb}$ = anaerob abbaubare CSB-Fracht [kg/d]

$0{,}35$ = theoretischer Methanertrag [Nm³ CH_4/kg CSB]

Das Energieäquivalent des Methanpotenzials ergibt sich über den unteren Heizwert von Methan:

$$E_{CH_4,BMP,Hu} = V_{CH_4,pot} \cdot H_{u,CH_4}$$

mit

$E_{CH_4,BMP,Hu}$ = Energieäquivalent des Methanpotenzials

$V_{CH_4,pot}$ = theoretisches Methanpotenzial

H_{u,CH_4} = unterer Heizwert von Methan, ca. 9,96 kWh/Nm³ CH4

Das Methanpotenzial kann an unterschiedlichen Stellen der Prozesskette betrachtet werden. Vor einer anaeroben Behandlung beschreibt es das verfügbare Potenzial eines Roh- oder Mischschlamms bzw. eines Co-Substrats. Nach einer Stabilisierung beschreibt es den im behandelten Schlamm verbleibenden Anteil. Der Begriff „Restgaspotenzial“ ist in diesem Zusammenhang als verbleibendes Methanbildungspotenzial zu verstehen und nicht als eigenständige zusätzliche Größe.

Für die Energiebilanzierung ist aber nicht das Bildungspotential, sondern der tatsächlich realisierte Methanertrag maßgebend. Dieser ergibt sich aus der Betriebsweise der Faulung und wird im Faulungs- bzw. den nachfolgenden Prozessmodulen der Schlammbehandlung berechnet und hängt von Aufenthaltszeit, Temperatur, Substratstruktur, der Biomassenzusammensetzung, der Vorbehandlung und Betriebsweise (z. B. ein- oder zweistufig) ab. Ein Teil des Potenzials wird in einen Gasstrom überführt, ein anderer Teil verbleibt im Schlamm und kann wie zuvor beschrieben in nachfolgenden Stufen gasbildungs- oder emissionsrelevant sein.

2.3.3 Temperatur und Wärme

Die Temperatur beschreibt den thermischen Zustand eines Stoffstroms und wird dort als Vektorgröße geführt, wo sie für die weitere Kopplung von Stoff- und Energiebilanz relevant ist. Im finalen Schlammvektor ist sie als T enthalten. Auch im Gasvektor wird die Temperatur des Gasstroms berücksichtigt. Für Wasser- bzw. den Hauptstrom (Abwasserreinigung) kann die Temperatur je nach Anwendung als Betriebs- oder Standortgröße erforderlich sein, wird jedoch nicht in gleicher Weise als differenzierte Stofffraktion geführt, da sie in der Regel nicht bewirtschaftet wird (was sich mit der zunehmenden Einbindung von Wärmepumpen im Ablauf von Kläranlagen ggf. in Zukunft noch einmal wandeln wird).

Aus der Temperatur kann in Verbindung mit Masse und spezifischer Wärmekapazität ein thermischer Energieinhalt gegenüber einer definierten Referenztemperatur abgeleitet werden. Dieser kann im Energievektor als E_{th} geführt werden, wenn ein mit dem Strom verbundener thermischer Energieinhalt für die betrachtete Prozesskette relevant ist. Die Größe ist dabei eindeutig von verfahrensbedingten Wärmebedarfen zu unterscheiden.

$$E_{th} = m \cdot c_p \cdot (T\text{-}T_{ref}) \quad (9)$$

mit

E_{th} = thermischer Energieinhalt bezogen auf eine Referenztemperatur

m = Masse des Stoffstroms

c_p = spezifische Wärmekapazität

T = Temperatur des Stoffstroms

T_{ref} = Referenztemperatur

Die Referenztemperatur ist für die Bilanzierung festzulegen, da E_{th} keinen absoluten Energieinhalt beschreibt, sondern eine temperaturbezogene Differenzgröße. Je nach Modellierungsansatz kann die spezifische Wärmekapazität vereinfacht angesetzt oder in Abhängigkeit von Wasser- und Feststoffanteil bestimmt werden. Für wasserreiche Schlämme ist der Wasseranteil dabei besonders prägend.

E_{th} ist eine Größe des Energievektors und beschreibt den mitgeführten thermischen Energieinhalt eines Stroms. Davon abzugrenzen sind Wärmebedarfe, Wärmeverluste oder thermische Aufwendungen einzelner Verfahren. Diese sind keine Vektorgrößen, sondern werden in den jeweiligen Verfahrensmodulen aus Stoffstromgrößen und Modulparametern berechnet.

Die Aufnahme von T im Stoffvektor und E_{th} im Energievektor ermöglicht es, temperaturbezogene Zustände eines Stroms in der Bilanz weiterzuführen, ohne daraus bereits einen konkreten Prozesswärmebedarf abzuleiten. Ob und in welchem Umfang dieser thermische Energieinhalt in einer nachfolgenden Verfahrensstufe genutzt werden kann, ist eine Frage der Module bzw. der späteren Szenarienbewertung. Zur Vereinfachung des Modellaufbaus wurde in der Modulbibliothek der „virtuelle Wärmetauscher“ eingeführt. Mit ihm können die Abkühlungs- oder Erwärmungsprozesse durch Sonneneinstrahlung oder Oberflächenabkühlung separat von den eigentlichen Modulprozessen berücksichtigt werden. Wärmegeführte Betriebsweisen können damit einfach im DSSZ abgebildet werden.

2.4 Zusammenfassende Einordnung

Die Erweiterung des Stoffstromvektors in SATELLITE dient dazu, Stoffströme nicht nur über Mengen und Summenparameter, sondern auch über ihre verfahrenstechnisch relevanten Prozesseingriffe zu beschreiben. Im Vordergrund stehen dabei die Differenzierung von Phosphorfraktionen, die Aufteilung der organischen Substanz in geeignete CSB-Fraktionen sowie die Kopplung mit einem Energievektor. Dadurch können Veränderungen der Stoffqualität entlang der Prozesskette nachvollzogen und für Szenarienanalysen nutzbar gemacht werden.

Der Modellansatz berücksichtigt, dass unterschiedliche Stoffströme unterschiedliche Beschreibungen erfordern. Hauptstrom/Abwasserreinigung und Schlamm werden nicht über einen vollständig identischen Vektor beschrieben, sondern über angepasste Stoffstromvektoren mit gemeinsamen Grundgrößen und jeweils spezifischer Fraktionierung. Die vollständigen Vektorstrukturen sind in Bild 11 dargestellt und bilden die Grundlage für die in den nachfolgenden Kapiteln beschriebenen Modelle und Modellerprobungen. Im Hauptstrom der Abwasserreinigung steht die gelöste und partikuläre sowie biologisch verfügbare organische Substanz im Vordergrund zusammen mit den Nährstoffen. Gleichzeitig ist sie der „Rohstoffproduzent“ für die Schlammschiene. Im Schlammvektor wird die organische Substanz/Schlamm zusätzlich mit Blick auf anaerobe Abbaubarkeit, Methanpotenzial und Stabilisierung differenziert. Die P-Fraktionen werden in beiden Vektoren geführt, um Verlagerungen zwischen Flüssigphase, Biomasse, Feststoffpfad, Rezyklatpfad und Aschepfad abbilden zu können ebenso wie der Stickstoff mit Bezug auf einzugliedernde Teilstrombehandlung hochkonzentrierter Brüden oder Schlammwässer.

Der Energievektor (siehe Bild 11) ergänzt diese stoffliche Beschreibung um aus dem

Stoffstrom ableitbare Energiepotenziale. Hierzu zählen insbesondere die chemisch gebundene Energie, der Heizwert und das Energieäquivalent des Methanpotenzials. Die zugrunde liegenden Eingangsgrößen verbleiben im Stoffstromvektor, während die energetischen Potenziale im Energievektor fortgeschrieben werden. Verfahrensbedingte Energie- oder Wärmebedarfe sind davon abzugrenzen; sie werden in den jeweiligen Modulen berechnet und anschließend in der Szenarienbewertung berücksichtigt.

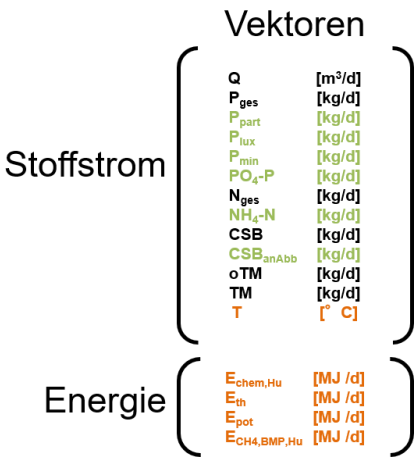


Bild 11: Abbildung des Stoffstrom- und Energievektors

Damit entsteht eine konsistente Schnittstelle zwischen stofflicher Beschreibung und energetischer Bewertung. Maßnahmen wie P-Rücklösung, P-Ausschleusung, veränderte Stabilisierung, Faulung, Entwässerung oder Trocknung können nicht nur hinsichtlich Mengenänderungen, sondern auch hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf P-Verteilung, organische Restfracht, Heizwert und Methanpotenzial eingeordnet werden. Die Vektorerweiterung bildet damit eine zentrale Grundlage für die modellgestützte Bewertung unterschiedlicher Verfahrensketten und Bilanzräume im weiteren Bericht.

3 Aufbau und Kalibrierung eines anlagenspezifischen Stoffstrom-zwillings

Autor*innen:
Maike Beier, Arne Freyschmidt, Torben Martens, Kasra Saadlou, ISAH – Leibniz Universität Hannover

Inhaltsverzeichnis

3.1 Aufbau der Prozesskette unter Verwendung der Verfahrensmodule.....37
3.2 Skalierbarer Modellaufbau nach Bilanzraum 39
3.3 Parametrisierung der Module 41
3.4 Kalibrierung der Module/des Modells.....41
3.5 Anwendung des Digitalen Stoffstrom-Zwillings- DSSZ.....44

Kurzbeschreibung

Das Kapitel zeigt, wie aus der Modulbibliothek und dem erweiterten Stoffstromvektor ein anlagenspezifischer digitaler Stoffstrom-Zwilling aufgebaut wird. Grundlage ist die technische Anlage mit ihren verschiedenen Prozessstufen der Abwasserreinigung und Schlammbehandlung mit ihren Wasser- und den Schlammströmen, Rückläufen und In- und Outpunktstellen bezüglich Energie und Betriebsmitteln.

Die einzelnen Verfahrensstufen werden als separate Module abgebildet. Die Module sind im Hinblick auf die verfahrenstechnischen Prozesse vorkonfektioniert, sodass zunächst im ersten Schritt nur die technische Parametrisierung erfolgt sowie die Verknüpfung zu den anschließenden bzw. vorgelagerten Verfahrensstufen entsprechend der Stoffstromführung. Anschließend werden die Module (bzw. die hinterlegten Prozessmodelle und Kennzahlen) anhand historischer Betriebsdaten kalibriert. Dabei werden Stoffströme, Frachten, Schlammqualitäten, Rückbelastungen, Gasproduktion und Energiegrößen schrittweise geprüft und bei Bedarf innerhalb fachlich plausibler Grenzen angepasst. Der aufgebaute DSSZ wird zum Abschluss anhand dreier Gesamtbilanzen (Feststoffe/Schlamm, Phosphor, Energie) validiert – es steht eine konsistente Bilanzgrundlage zur Verfügung, mit der Betriebszustände, Varianten und Szenarien verglichen werden können.

Soll der DSSZ für strategische Planungsfragen verwendet werden ist es wichtig insbesondere bei den Leistungsdaten der Aggregate nicht die aktuellen Betriebskennzahlen einzusetzen sondern einen belastbaren Default-Wert, um die vorhandenen Verfahrensstufen in der Szenarienanalyse durch Minderperformance nicht zu benachteiligen gegenüber Verfahrensneuerungen, für die diese Werte nicht vorliegen.

Zur optimalen Unterstützung des laufenden Anlagenbetriebs sollte der DSSZ eine direkte Schnittstelle zu den aktuellen Prozessdaten erhalten, nur so kann er z. B. über einen Soll-Ist-Abgleich Betriebsdaten auf Plausibilität prüfen, Trend- oder Was-wäre-wenn“-Analysen vornehmen und zur Betriebsunterstützung Handlungen vorschlagen oder (im Falle von Steuerung) direkt auf das physische Objekt einwirken.

3.1 Aufbau der Prozesskette unter Verwendung der Verfahrensmodule

Der Aufbau eines anlagenspezifischen Stoffstromzwillings beginnt mit der Abbildung der realen Prozessstruktur. Grundlage ist die Frage, welche Verfahrensstufen auf der betrachteten Anlage für die Bilanzierung relevant sind und über welche Leitungen, Kanäle oder Rückführungen sie miteinander verbunden sind. Jede Stufe, an der sich Menge, Zusammensetzung

oder energetische Eigenschaften eines Stoffstroms wesentlich verändern, wird als eigenes Modul in die Prozesskette aufgenommen.

Typische Module sind beispielsweise Zulauf, Vorklärung, Belebung, Nachklärung, Eindickung, Faulung, Entwässerung oder Trocknung. Sie stammen aus einer einheitlichen Modulbibliothek und werden nicht für einzelne Fragestellungen neu definiert. Der anlagenspezifische Stoffstromzwilling entsteht vielmehr durch die Auswahl der auf der Anlage vorhandenen Module und deren Verschaltung entsprechend der realen Verfahrenskette.

Für Aufbau und Kalibrierung lassen sich drei Modultypen unterscheiden. Erstens gibt es bilanzielle oder physikalisch determinierte Module, deren Ergebnisse unmittelbar aus Erhaltungssätzen oder festgelegten Stoffaufteilungen folgen (bspw. Addition von Stoffströmen). Zweitens werden übertragbare, vielfach angewandte und validierte Verfahrensmodule genutzt, die nur wenige anlagenspezifische Angaben benötigen (bspw. Faulung). Drittens gibt es stark anlagenspezifische Module, deren Leistungskennwerte wesentlich von Aggregat, Schlammcharakteristik und Betrieb abhängen. Dazu zählt beispielsweise die Entwässerung mit dem erreichbaren Trockenmassegehalt und dem Polymerbedarf. Der erforderliche Kalibrierungsumfang nimmt von der ersten zur dritten Gruppe zu.

Die Modellstruktur orientiert sich damit an der Anlage und nicht an einer isolierten Einzelbewertung. Unterschiedliche Fragestellungen, etwa zur Schlammstabilisierung, Klärschlammtrocknung, P-Ausschleusung oder Co-Substratannahme, greifen auf dieselbe Anlagenstruktur zurück. Sie unterscheiden sich vor allem darin, welche Betriebszustände, Szenarien und Ergebnisgrößen ausgewertet werden. Dadurch bleibt die Bilanzgrundlage konsistent, während verschiedene Bewertungsfragen auf derselben Modellbasis untersucht werden können.

Die Verknüpfung der Module erfolgt über definierte Ein- und Ausgangsvektoren. Hauptstrom, Schlammstrom und energetische Potenziale werden jeweils über geeignete Vektorstrukturen weitergegeben. Ein Modul übernimmt die relevanten Eingangsgrößen, berechnet die Veränderung des Stoffstroms entsprechend der hinterlegten Modulbeschreibung und gibt einen oder mehrere Ausgangsströme an nachfolgende Module weiter.

Von besonderer Bedeutung sind Rückführungen. Prozesswasser aus Eindickung, Entwässerung oder Brüdenbehandlung kann wieder in den Hauptstrom zurückgeführt werden und dort Zulauffrachten, Nährstoffbelastung oder die biologische Reinigungsstufe beeinflussen. Der Stoffstromzwilling muss solche Verknüpfungen abbilden, damit Teilströme bilanziell nicht verloren gehen und Folgewirkungen in der Prozesskette sichtbar bleiben.

Für den Modellaufbau ist daher nicht allein die Reihenfolge der Verfahrensstufen entscheidend. Ebenso wichtig ist die korrekte Abbildung der Verbindungen zwischen Hauptstrom, Schlammpfad, Energiepfad und Rückläufen. Der digitale Stoffstromzwilling bildet diese Struktur als bilanzielle Prozesskette ab und schafft damit die Grundlage für die spätere Parametrisierung, Kalibrierung und Szenarienbewertung. Für die Weiterführung an den Modulschnittstellen ist festzulegen, ob der berechnete Modellwert oder ein verfügbarer Mess- bzw. Anlagenwert übernommen wird. Die Auswahl richtet sich nach Datenqualität, zeitlicher Zuordnung und Bilanzkonsistenz und sollte nachvollziehbar dokumentiert werden. Der konkrete Aufbau und die Verschaltung am Beispiel der Kläranlage Hildesheim sind in Anhang A.1

zusammengefasst; die anlagenspezifische Anwendung und die untersuchten Einzelfragestellungen werden in Schwerpunkt B dargestellt.

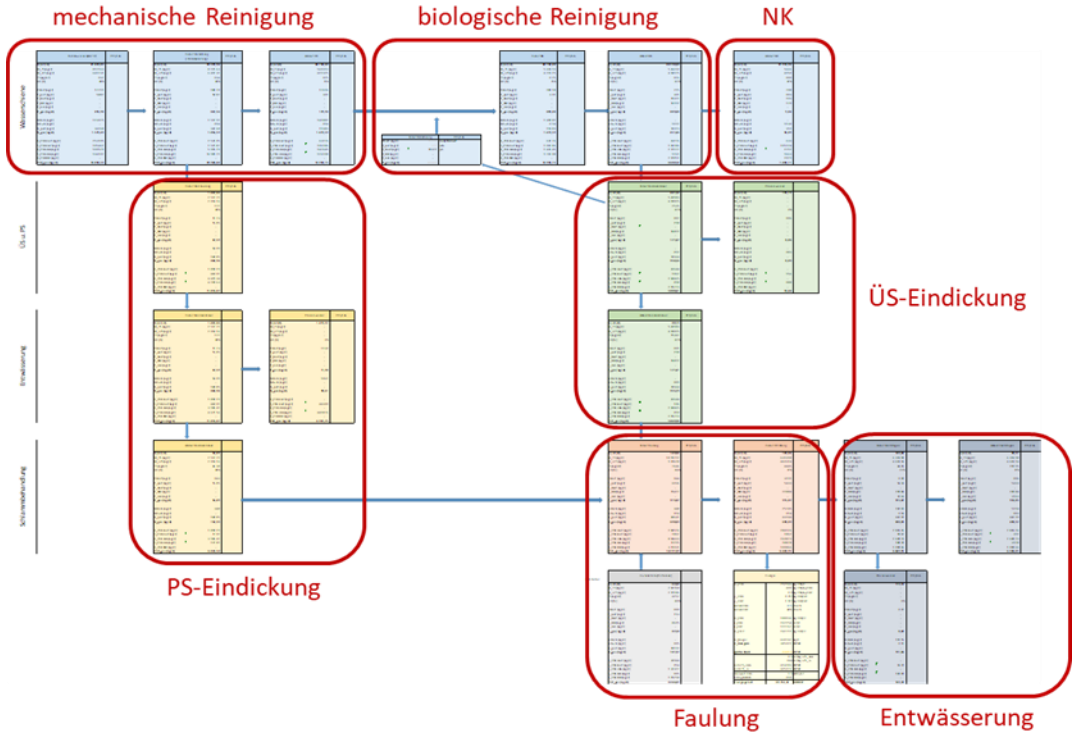


Bild 12: Stoffstromzwilling der KA Hildesheim (prinzipieller Aufbau)

3.2 Skalierbarer Modellaufbau nach Bilanzraum

Die erforderliche Auflösung eines digitalen Stoffstromzwillings richtet sich nach dem betrachteten Bilanzraum und der jeweiligen Fragestellung. Die modulare Struktur ermöglicht es, dieselbe methodische Grundlage für Einzelanlagen, Unterverbünde und Gesamtverbünde zu verwenden und den Detaillierungsgrad gezielt anzupassen. Maßgebend ist die kleinste Auflösung, mit der relevante Stoffstromveränderungen und Rückwirkungen noch belastbar abgebildet werden können.

Auf Ebene einer **Einzelanlage** werden die relevanten Verfahrensstufen grundsätzlich entsprechend der realen Prozesskette miteinander verknüpft. Für eine standardisierte oder zunächst überschlägige Betrachtung können die benötigten Verfahrensmodule kompakt in einem Tabellenblatt angeordnet werden. Ausgang des Anlagenblatts ist ein einheitlich definierter Stoffstromvektor (siehe Bild 11). Für detailliertere Untersuchungen kann das Anlagenmodell stufenweise aufgelöst werden, indem einzelne Verfahrensmodule auf separate Tabellenblätter überführt und über ihre Ein- und Ausgangsvektoren miteinander verknüpft werden.

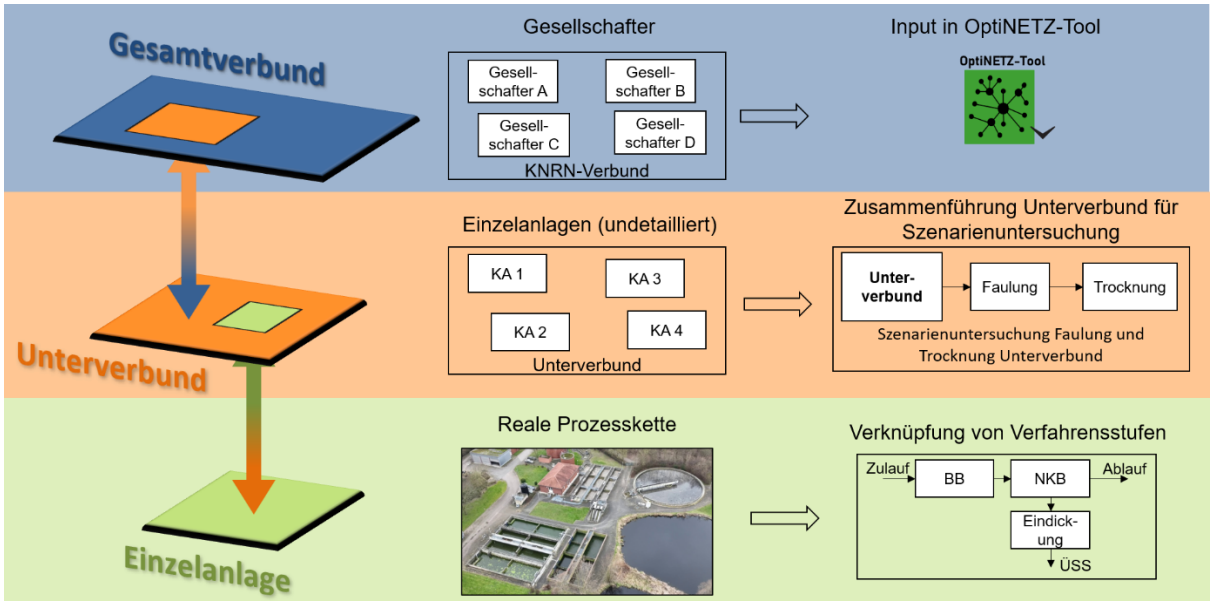


Bild 13: Übersicht der Bilanzräume in SATELLITE

Für die Abbildung eines **Unterverbunds** wird zunächst für jede beteiligte Anlage ein eigenes Anlagenblatt aufgebaut – es kann sich hier auch um eine Windkraftanlage oder ein Industriebetrieb handeln, der nur einen spezifischen Teilstrom einleitet. Die Ausgangsvektoren der Anlagen werden anschließend in einem übergeordneten Tabellenblatt zusammengeführt. Gemeinsame Behandlungsschritte wie Eindickung, Faulung, Entwässerung oder Trocknung können als Verfahrensmodule des Unterverbunds auf separaten Tabellenblättern nachgeschaltet werden. Dadurch werden für gemeinsame Anlagen dieselben Modultypen und Berechnungsansätze verwendet wie auf Einzelanlagenebene.

Bei der Zusammenführung werden additive Größen wie Volumen- und Massenströme sowie Stofffrachten summiert. Nicht additive Zustands- und Qualitätsgrößen, beispielsweise Trockenrückstand, organischer Anteil, Temperatur oder spezifischer Heizwert, werden dagegen aus dem zusammengeführten Stoffstrom neu berechnet. Auf diese Weise bleibt die Bilanz auch bei einer Aggregation mehrerer Anlagen konsistent.

Ergeben sich relevante Rückwirkungen auf eine einzelne Anlage, beispielsweise durch hohe Prozesswasserrückbelastungen oder standortspezifische Änderungen der Schlammbehandlung, kann ausschließlich das betreffende Anlagenblatt detaillierter aufgelöst werden. Die übrigen Anlagen können weiterhin reduziert abgebildet bleiben. Dadurch lässt sich die Modellauflösung gezielt erhöhen, ohne den gesamten Unterverbund neu aufbauen zu müssen.

An der Schnittstelle zum **Gesamtverbund** werden die Ergebnisse wiederum in einem standardisierten Schlammvektor (Schwerpunkt C Kapitel 1.3) ausgegeben. Je nach Anwendung kann dieser für jede Anlage einzeln oder als aggregierter Übergabestrom eines Unterverbunds bereitgestellt werden. Für Transport- und Logistikbetrachtungen bleiben die realen Anlagenstandorte auch bei einer stofflichen Zusammenfassung erhalten, eine GIS-basierte Abbildung zur Berechnung von Transportkilometern ist möglich.

Dieses abgestufte Vorgehen wurde im Projekt für zwei größere Einzelanlagen, unter anderem Stadtentwässerung Hildesheim (Schwerpunkt B Kapitel 1) und Göttinger Entsorgungsbetriebe

(Schwerpunkt B Kapitel 3), für die Modellregion Nienburg als Unterverbund (Schwerpunkt C Kapitel 1) sowie für den KNRN-Gesamtverbund im OptiNETZ-Tool angewendet (Schwerpunkt C Kapitel 3).

3.3 Parametrisierung der Module

Nach dem Aufbau der Prozesskette werden die einzelnen Module mit anlagenspezifischen Daten hinterlegt. Hierzu zählen Stammdaten der Anlage, Bemessungs- und Betriebsdaten, Messwerte aus dem Prozessleitsystem, Analysedaten, Schlammlisten, Energieverbrauchsdaten, Betriebsberichte sowie ergänzende Versuchsdaten. Die Daten werden den jeweiligen Modulen und Stoffströmen zugeordnet.

Die Parametrisierung beschreibt die reale Ausprägung einer Verfahrensstufe im Modell. Für eine Belebung können dies beispielsweise Beckenvolumina oder Feststoffgehalte sein. Für eine Faulung sind u. a. Faulraumvolumen, Betriebstemperatur und Reaktorkonfiguration bzw. Verschaltung relevant. Für eine Entwässerung werden beispielsweise der erreichbare Trockenmassegehalt, der Feststoffabscheidegrad und Betriebskennwerte wie der Polymerbedarf hinterlegt. Je nach Modul können zusätzlich Literaturwerte, Bemessungsansätze oder projektspezifische Kennwerte genutzt werden.

Die Parameter erfüllen dabei unterschiedliche Funktionen. Anlagenparameter beschreiben die bauliche oder technische Ausstattung, etwa Volumina, Anzahl der Aggregate oder vorhandene Behandlungsstufen. Betriebsparameter beschreiben den eingestellten oder beobachteten Betrieb, z. B. TS-Gehalte, Ziel-TR, Temperaturen oder Rücklaufverhältnisse. Prozesskennwerte beschreiben die Umwandlung im Modul, etwa Abscheidegrade, Abbaugrade, Rücklösegrade, Eindickgrade oder Verteilungsansätze zwischen Teilströmen.

Für die Parametrisierung und den späteren Bilanzschluss werden mehrere Leitgrößen parallel betrachtet. Der CSB ist besonders wichtig, weil er die Überführung organischer Stoffe vom Abwasser in den Schlamm sowie deren Abbau in der Faulung verbindet. Phosphor eignet sich ergänzend als weitgehend konservative Bilanzgröße, da er nicht über einen gasförmigen Pfad aus dem System ausgetragen wird. Unplausible P-Differenzen weisen daher häufig auf nicht erfasste Teilströme, abweichende Bilanzzeiträume oder inkonsistente Messwerte hin.

Die erste Modellrechnung auf Basis dieser Daten liefert eine rechnerisch geschlossene Ausgangsbilanz der betrachteten Anlage. Dabei werden die eingegebenen Mengen und Qualitäten durch die Prozesskette geführt und an den definierten Bilanzgrenzen ausgegeben. Sie bildet den Ausgangspunkt der Kalibrierung; ein rechnerischer Bilanzschluss allein belegt noch nicht, dass die Datengrundlage den realen Anlagenzustand konsistent beschreibt.

3.4 Kalibrierung der Module/des Modells

Die Kalibrierung erfolgt durch den Vergleich der berechneten Modellwerte mit vorhandenen Betriebs- und Messdaten. Dabei wird schrittweise vorgegangen. Zunächst werden die wesentlichen Stoffströme und Frachten geprüft, anschließend Energiegrößen und ergänzende Betriebskennzahlen wie Gasproduktion, Schlammmenge, Entwässerungsgrad, Stromverbrauch oder Wärmebedarf.

Die Prüfung erfolgt verfahrensstufenweise entlang der Prozesskette. Zunächst werden Zulauf, mechanische Vorbehandlung, Vorklärung, biologische Stufe und Nachklärung betrachtet. Anschließend folgen Primärschlamm-, Überschussschlamm- und Mischschlammströme sowie die weiteren Stufen der Schlammbehandlung. Durch dieses Vorgehen lässt sich eingrenzen, an welcher Stelle Abweichungen zwischen Modell und Betriebsdaten entstehen.

Abweichungen können unterschiedliche Ursachen haben. Möglich sind unvollständige oder inkonsistente Messdaten, nicht repräsentative Mittelwerte, die zur Plausibilisierung dienten, unklare Probenahmestellen, saisonale Schwankungen, nicht erfasste Nebenströme oder vereinfachte Modulannahmen. Auch die zeitliche Zuordnung der Daten ist relevant, wenn Stoffstromdaten, Laboranalysen und Energieverbräuche nicht denselben Zeitraum abbilden. **Die Kalibrierung dient daher nicht nur der Anpassung des Modells, sondern auch der Plausibilisierung der verfügbaren Datengrundlage.**

Der Umfang der Kalibrierung hängt vom Modultyp ab:

- Bei bilanziell oder physikalisch bestimmten Modulen werden vor allem Verschaltung, Einheiten und Eingangsdaten geprüft.
- Bei biologischen Modulen werden validierte kinetische und stöchiometrische Grundzusammenhänge nicht zur bloßen Anpassung an einzelne Messwerte verändert. Hier ist zunächst zu prüfen, ob Zulauffraktionen, Belastung, Temperatur, Aufenthaltszeit und weitere Betriebsbedingungen den realen Anlagenzustand abbilden.
- Bei stark anlagenspezifischen verfahrenstechnischen Modulen werden dagegen Leistungskennwerte aus dem beobachteten Prozess abgeleitet. Bei der Entwässerung betrifft dies beispielsweise den erreichbaren Trockenmassegehalt, den Feststoffabscheidegrad und den Polymerbedarf. Diese Größen werden innerhalb fachlich plausibler Grenzen so angesetzt, dass berechnete Ausgangsströme und gemessene Betriebswerte übereinstimmen.

Die Kalibrierung erfolgt prozessstufenbezogen (vgl. Anhang). Für jede Verfahrensstufe wird geprüft, ob die berechneten Ausgangsgrößen, beispielsweise Schlammmenge, TR-Gehalt, CSB-Fracht, P-Fracht, Gasproduktion oder Rückbelastung, mit den gemessenen bzw. bilanziell plausibilisierten Betriebsdaten vereinbar sind. Abweichungen werden zunächst auf Datenqualität und Bilanzgrenzen geprüft. Erst anschließend werden Modulparameter angepasst, sodass die Kalibrierung nachvollziehbar und fachlich begründet bleibt.

In vielen Fällen sind mehrere Iterationsschleifen erforderlich. Dies liegt insbesondere daran, dass Änderungen im Schlammpfad Rückwirkungen auf den Hauptstrom der Abwasserbehandlung haben können. Wird beispielsweise die Entwässerung angepasst, verändern sich Zentratmengen und Rückbelastungen. Wird die Faulung anders abgebildet, ändern sich organische Restfracht, Gasproduktion, Prozesswasserqualität und Wärmebedarf. Diese Rückwirkungen müssen in der Bilanz erneut berücksichtigt werden.

Die Kalibrierung ist abgeschlossen, wenn die wesentlichen Stoffströme, Frachten, Qualitäten und Energiegrößen in einer für die Fragestellung ausreichenden Genauigkeit abgebildet werden. Der Anspruch für den Einsatz bei der Szenarienanalyse zur Verfahrensauswahl (Fokus SATELLITE) besteht nicht darin, jede kurzfristige Betriebsschwankung nachzubilden. Ziel ist

hier ein belastbares semistatisches Bilanzmodell, das typische Betriebszustände, Varianten und Szenarien konsistent vergleichen kann.

Die Vorgehensweise wird in 3.4.1 und 3.4.2 noch einmal beispielhaft für das Modul Faulung erläutert; ein konkretes Anlagenbeispiel enthalten Anhang A.2 und A.3. Die Anwendung der Module für den Aufbau des DSSZ der Kläranlage Hildesheim ist in Schwerpunkt B dargestellt.

Die Kalibrierung der Einzelanalgenmodelle im DSSZ eines Gesamtverbunds kann abweichend von der oben beschriebenen stufenweisen Kalibrierung der Einzelmodule auch über eine Faktorisierung einzelner relevanter Gesamt-Kenndaten wie Schlamm- oder Abwasseranfall erfolgen.

3.4.1 Beispielhafte Kalibrierung Faulung als biologischer Prozess

Bei der Faulung beeinflusst der biologische Umsatz zahlreiche nachgelagerte Stoff- und Energieströme. Aus dem Abbau anaerob verfügbarer CSB-Fraktionen (Vektorgrößen des DSSZ) ergeben sich insbesondere Gasproduktion, organische Restfracht im Faulschlamm, Rückbelastung über das Prozesswasser und Wärmebedarf. Für die Kalibrierung werden daher zunächst Rohschlammmenge und -zusammensetzung, Temperatur, hydraulische Aufenthaltszeit sowie Reaktorkonfiguration mit den realen Betriebszustand abgeglichen.

Anschließend werden die berechneten Größen mit Gasmenge und Methangehalt, Faulschlammmenge, Trockenmasse und organischem Anteil sowie – soweit verfügbar – N- und P-Frachten im Faulschlamm und Prozesswasser verglichen. Die biologischen Grundbeziehungen und kinetischen Parameter sind für die Prozesse in der Faulung sehr gut bekannt. Daher sollten bei der Kalibrierung nicht zur bloßen Annäherung an Einzelmesswerte die Modelldaten verändert werden, sondern der Kalibrierungsschritt genutzt werden, zur Prüfung der Eingangsdaten, Bilanzzeiträume, Schlammfraktionierung und nicht erfasste Teilströme.

Die Kalibrierung gilt als ausreichend, wenn die maßgebenden Stoff- und Energieströme über gemeinsam plausibel abgebildet werden. Einzelne Messwerte müssen nicht exakt getroffen werden, sofern die verbleibenden Abweichungen durch Datenqualität oder Betriebsschwankungen erklärbar sind.

3.4.2 Beispielhafte Kalibrierung einer Verfahrenstechnischen Stufe mit Leistungskenngrößen und Betriebszustand

Bei der Schlammentwässerung wird die Prozessleistung stärker durch die konkrete Maschine, die Konditionierung und die Schlammcharakteristik bestimmt. Entsprechend werden die Leistungskennwerte anlagenspezifisch aus Betriebsdaten abgeleitet. Maßgebend sind insbesondere Zulaufmenge, Trockenmassegehalt im Zulauf, erreichbarer Trockenmassegehalt des entwässerten Schlamms, Feststoffabscheidegrad, Zentratmenge und Polymerbedarf.

Für die Kalibrierung werden Trockenmassebilanz und P-Fracht zwischen Zulauf, entwässertem Schlamm und Zentrat geschlossen. Gelöste Bestandteile werden überwiegend dem Zentrat im Verhältnis des Volumenstroms, partikuläre Bestandteile entsprechend dem Feststoffabscheidegrad dem entwässerten Schlamm zugeordnet. Die Kennwerte werden so eingestellt, dass die modellierten Schlamm- und Zentratmengen sowie deren Qualitäten die

dokumentierten Betriebswerte repräsentieren. Da sich die erreichbaren Trockenmassegehalte direkt auf die Leistungs- und Verbrauchsdaten der nachgelagerten Stufen auswirkt und es sich hier um sehr anlagenspezifische Kenndaten handelt (Zusammenspiel von Schlammstruktur, Polymeren und Betriebseinstellung) ist es wichtig den Kennwert regelmäßig im Betriebsverlauf nachzukalibrieren. Gleiches trifft auf den Polymer- und Strombedarf des Moduls selber zu, da die Verbräuche direkt in die Kosten- und CO_2e-Bilanzen eingehen. Wie in Kapitel 1.2 beschrieben werden diese Größen additiv aus den im Modul über die spezifischen Kennwerte berechneten Mengen ermittelt; sie sind nicht Bestandteil des Stoffstromvektors selbst.

3.4.3 Kalibrierung eines (Unter-)Verbunds

Bei der Kalibrierung eines Unterverbunds werden zunächst die einzelnen Anlagen auf den jeweils dokumentierten Ist-Zustand eingestellt. Im Weiteren ist je nach Fragestellung zwischen der tatsächlichen und einer fachlich angestrebten beziehungsweise nach Bemessungsansätzen möglichen Betriebsweise zu unterscheiden. Eine als aerob vollstabilisiert bezeichnete Anlage wird für die strategische Planung daher nicht mit dem tatsächlich erreichten Schlammalter abgebildet – das wäre der relevante Wert für die Anwendung des DSSZ für die konkrete Schlammbewirtschaftung. Ein erforderliches Schlammalter von beispielsweise 25 Tagen oder die Umstellung auf eine aerobe Teilstabilisierung werden daher als eigenständige Szenarien gerechnet und dann die auf Einzelanlagenebene plausibilisierten Ausgangsvektoren zum Unterverbund zusammengeführt.

3.5 Anwendung des Digitalen Stoffstrom-Zwillings- DSSZ

Nach Aufbau, Parametrisierung und Kalibrierung kann der anlagenspezifische Stoffstromzwilling für unterschiedliche Anwendungen genutzt werden. Grundlage ist dabei immer dieselbe kalibrierte Anlagenstruktur. Änderungen werden nicht durch einen neuen Modellaufbau, sondern durch angepasste Betriebszustände, Modulparameter oder zusätzliche Verfahrensbausteine abgebildet. Dadurch lassen sich Varianten auf einer einheitlichen Bilanzgrundlage vergleichen.

Eine zentrale Anwendung ist die Szenarienanalyse. Hierbei werden definierte Änderungen an der Prozesskette oder am Anlagenbetrieb in ihren Auswirkungen auf den Stoffstromvektor berechnet. Im Rahmen von SATELLITE wurden beispielhaft für die Modellregion die Potentiale der Umstellung des aeroben oder anaeroben Stabilisierungsgrads (vgl. Schwerpunkt B Kapitel 1.4), die Einbindung zusätzlicher Schlämme oder Co-Substrate (vgl. Schwerpunkt B Kapitel 1.2) sowie für Einzelanlagen eine Anpassung der Faulungsbetriebsweise (vgl. Schwerpunkt B Kapitel 1.3) durchgeführt. Die Auswirkung einer Veränderung des Ziel-TR in Eindickung oder Entwässerung, die Integration einer vorgelagerten Trocknung sowie Änderung nachgelagerter Transport- und Verwertungspfade auf Stoffströme, Schlammqualitäten, Rückbelastungen, Energiepotenziale und relevante Ergebnisgröße wurden zur Entscheidungsunterstützung des KNRN also zur optimierten Konzeptionierung des Gesamtverbunds berechnet (siehe Schwerpunkt C).

Der Vorteil des Stoffstromzwillings liegt dabei in der durchgängigen Fortschreibung der Stoffströme. Eine Veränderung an einer Verfahrensstufe/Anlage wirkt sich nicht nur lokal aus,

sondern wird über die Vektoren an nachfolgende Stufen und den Gesamtverbund weitergegeben. So können beispielsweise Änderungen der Stabilisierung gleichzeitig hinsichtlich Schlammanfall, organischer Restfracht, Methanpotenzial, Heizwert, Prozesswasserbelastung und nachfolgender Behandlungsschritte eingeordnet werden. Damit werden Verlagerungseffekte sichtbar, die bei einer isolierten Betrachtung einzelner Aggregate leicht übersehen werden.

Für das Berichtswesen ermöglicht der Stoffstromzwilling eine strukturierte und nachvollziehbare Aufbereitung der Ergebnisse. Stoffströme können an definierten Bilanzgrenzen ausgewiesen, Szenarien gegenübergestellt und Veränderungen zwischen Ist-Zustand und Varianten erläutert werden. Die Ergebnisse lassen sich tabellarisch, grafisch oder als Sankey-Darstellungen aufbereiten. Dadurch können auch komplexe Zusammenhänge zwischen Hauptstrom, Schlammpfad, Rückläufen und energetischen Potenzialen verständlich dargestellt werden.

Darüber hinaus kann der Stoffstromzwilling als Werkzeug zur Betriebsunterstützung eingesetzt werden. Dies betrifft insbesondere Fragestellungen, bei denen eine betriebliche Entscheidung mehrere Prozessstufen beeinflusst. Beispiele sind die Annahme zusätzlicher Substrate, die Nutzung freier Faulraumkapazitäten, die saisonale Veränderung von Entsorgungswegen oder die Abschätzung zusätzlicher Rückbelastungen. Durch die Eingabe spezifischer Betriebszustände können die daraus resultierenden Stoffströme, Frachten und Energiepotenziale berechnet und mit vorhandenen Anlagen- und Messdaten verglichen werden.

Auf diese Weise kann der Stoffstromzwilling auch zur Plausibilisierung von Betriebsdaten beitragen. Dies ist insbesondere dann relevant, wenn Messwerte unvollständig sind, Bilanzabweichungen auftreten oder einzelne Teilströme nicht direkt gemessen werden. Werden beispielsweise Schlammfrachten, Rückbelastungen oder organische Belastungen nur indirekt erfasst, können modellgestützte Bilanzierungen helfen, die Größenordnung einzuordnen und Widersprüche in der Datengrundlage sichtbar zu machen.

Wesentliches Merkmal eines Digitalen Zwillings ist, dass Informationen in beide Richtungen fließen. Der Stoffstromzwilling kann nicht nur vorhandene Daten verarbeiten, sondern auch zur Ergänzung und Plausibilisierung der betrieblichen Datengrundlage genutzt werden. Für eine weitergehende Betriebsunterstützung sind das beim DSSZ insbesondere nicht direkt messbare Größen, die aber aus im DZ vorliegenden Stoffstrom- und Prozessstufendaten abzuleiten sind. Beispiele sind rechnerisch bestimmte Schlamm- und Schutzstofffrachten, spezifische Schlammbelastungen oder Schlammfraktionen, wie der Anteil der Nitrifikanten in der Biomasse, Mindest-Schlammalter, Rückbelastungen aus der Schlammbehandlung, Methanbildungspotenziale oder erwartete Stoffstromqualitäten uvm.

Perspektivisch kann der DSSZ direkt mit Daten aus dem Prozessleitsystem verknüpft werden. Betriebszustände müssten dann nicht manuell eingegeben werden, sondern könnten automatisiert aus aktuellen oder historischen Betriebsdaten übernommen werden. Dadurch wird die Anwendung im Betrieb deutlich vereinfacht. Wiederkehrende Auswertungen, beispielsweise für Monatsberichte, Szenarienvergleiche oder die Bewertung veränderter Betriebsweisen, können so automatisiert und auf einer konsistenten Bilanzgrundlage durchgeführt werden und die Kontrollgrößen liegen dem Betrieb wie ein zusätzlicher Sensor zur Trend- und

Betriebsanalyse den aktuellen Zustand der Anlage abbildend vor.

Die Aussagekraft der Anwendungen hängt aber natürlich immer von der Datenlage, den Modellgrenzen und dem Kalibrierungsstand ab. Für konkrete Anlagenentscheidungen oder den direkten betrieblichen Eingriff müssen Eingangsdaten, Modulparameter und Ergebnisgrößen eng mit Betriebsdaten, Messkampagnen und Fachplanung abgeglichen werden, sind aber in einzelnen Bereichen schon heute gut möglich.

4 Empfehlungen zu Datenbereitstellung

Autor*innen:
Maike Beier, Torben Martens, Kasra Saadlou, ISAH – Leibniz Universität Hannover
Sabrina Breitenkamp, Eric Böhler, Ingenieurbüro Dr. Breitenkamp

Inhaltsverzeichnis

4.1 Erfassung des Ist-Zustands 47
4.2 Ermittlung von Prognosedaten 52
4.3 Datenquellen, zeitliche Auflösung und Aufbereitung 58
4.4 Smarter Datencheck 64

Kurzbeschreibung

Das Kapitel beschreibt, welche Daten für den Aufbau, die Kalibrierung und die Fortschreibung digitaler Stoffstromzwillinge bereitgestellt werden sollten. Unterschieden wird zwischen Daten zur Abbildung des Ist-Zustands und Randbedingungen für Prognosen bzw. Szenarien auf Ebene von Einzelanlagen, Unterverbünden und Gesamtverbünden. Neben stofflichen und energetischen Daten werden dabei auch Anlagenstruktur, Transport- und Verwertungswege sowie externe Stoff- und Energieschnittstellen berücksichtigt. Ein weiterer Schwerpunkt liegt auf der eindeutigen Dokumentation von Datenquellen, Bezugszeitraum, Messstelle, Einheit und Erhebungsart, damit Messwerte, Betreiberangaben, Berichtsdaten und modellseitig abgeleitete Größen nachvollziehbar voneinander getrennt werden können. Abschließend werden Anforderungen an zeitliche Auflösung und Datenhäufigkeit sowie ein strukturierter Datencheck zur Prüfung von Vollständigkeit, Konsistenz und Plausibilität formuliert. Damit schafft das Kapitel eine Grundlage für eine vergleichbare Datenbereitstellung, wiederkehrende Modellaktualisierungen und die Verknüpfung des Stoffstromzwillings mit Berichtswesen und Betriebsdaten.

4.1 Erfassung des Ist-Zustands

Für die Abbildung des Ist-Zustands eines digitalen Stoffstromzwillings werden Daten benötigt, die den aktuellen Anlagen- bzw. Verbundzustand möglichst konsistent beschreiben. Dazu gehören die Anlagenstruktur, die maßgebenden Stoffströme, Energiebedarf und Energiebereitstellung, bestehende Entsorgungs- und Verwertungswege sowie aktuelle Transport- und Abholstrukturen. Externe Schnittstellen, beispielsweise Fremdschlämme, Co-Substrate, Fäkalschlämme, industrielle Teilströme oder Wärmenetze, sollten ebenfalls erfasst werden, sofern sie den Anlagenbetrieb oder die Stoffstrombewirtschaftung beeinflussen.

Der Ist-Zustand dient als Kalibrierungsgrundlage, Ausgangspunkt für Szenarien und Schnittstelle zum Berichtswesen. Daten, die regelmäßig für Betriebsberichte, Schlammlisten, Energieberichte oder behördliche Meldungen genutzt werden, können als Eingangsdaten für den Stoffstromzwilling herangezogen werden. Gleichzeitig kann ein eingebundener und kalibrierter Stoffstromzwilling selbst Werte für das Berichtswesen bereitstellen. Dazu zählen beispielsweise konsistent berechnete Stofffrachten, Schlammmengen, Rückbelastungen, Energiekennzahlen, Gas- und Wärmebilanzen oder aggregierte Werte für Anlagen-, Unterverbund- und Gesamtverbundebene.

Damit kann der DSSZ eine verbindende Funktion zwischen Betriebsdatenerfassung, Plausibilisierung und Berichtserstellung übernehmen. Einzelne Mess- und Betriebsdaten werden nicht isoliert fortgeschrieben, sondern in eine geschlossene Bilanz eingeordnet. Dies ist besonders relevant, wenn Berichtswerte aus unterschiedlichen Datenquellen stammen oder einzelne Teilströme nicht direkt gemessen werden. In solchen Fällen kann der Stoffstromzwilling helfen, berichtsrelevante Größen modellgestützt abzuleiten, Bilanzlücken sichtbar zu machen, ggf. schließen und wiederkehrende Auswertungen auf einer einheitlichen Datengrundlage zu erstellen. Bei der Datenbereitstellung ist zwischen Messwerten, Betreiberangaben, Betriebsberichtswerten, berechneten Frachten und modellseitig abgeleiteten Werten zu unterscheiden. Nicht jeder Wert, der für die Kalibrierung genutzt wird, sollte automatisch als Eingangswert für die Fortschreibung des Modells übernommen werden. Wenn Messdaten unvollständig, zeitlich nicht passend oder nur als Einzelmessung vorhanden sind, kann es sinnvoller sein, sie nicht zur Plausibilisierung zu verwenden, sondern den fortgeschriebenen Wert aus dem kalibrierten Modell abzuleiten. Diese Entscheidung sollte an den jeweiligen Bilanzpunkten dokumentiert werden.

4.1.1 Stoffstrom

Für das Stoffstrommodell sollten zunächst die realen Bilanzgrenzen der Anlage beschrieben werden. Dazu zählen Verfahrensschema, Hauptströme, Schlammwege, Rückläufe, Probenahmestellen und Messstellen. Die Datenbereitstellung sollte so erfolgen, dass die einzelnen Stoffströme eindeutig den jeweiligen Prozessstufen zugeordnet werden können.

Im Projekt SATELLITE liegt der Schwerpunkt insbesondere auf der Schlammschiene, den Übergängen zwischen Hauptstrom Abwasserreinigung und Schlammpfad sowie möglichen P-Ausschleusungspunkten. Neben Zulauf- und Ablaufdaten sind daher vor allem Primärschlamm, Überschussschlamm, Faulschlamm, entwässerter Schlamm, Prozesswasser und externe Annahmeströme relevant. Für P-bezogene Fragestellungen sollten zusätzlich die Orte erfasst werden, an denen Phosphor rückgelöst, gefällt, ausgeschleust oder im Feststoffpfad angereichert wird.

Für die Modellkalibrierung ist die gemeinsame Angabe von Menge und Qualität entscheidend. Eine Schlammmenge ohne TR, TM oder oTM ist für viele Berechnungen nur eingeschränkt nutzbar. Umgekehrt lassen Laborwerte ohne eindeutig zugeordnete Menge und Probenahmestelle keine belastbare Frachtbilanz zu. Bei Schlamm- und Prozesswasserströmen sollten daher Volumen- bzw. Massenstrom, Trockenrückstand, organischer Anteil und relevante Stoffkonzentrationen möglichst gemeinsam bereitgestellt werden.

Besonders kritisch sind Stoffströme, die im Betrieb häufig nicht vollständig gemessen werden, aber eine große Wirkung auf die Bilanz haben. Dazu gehören Primärschlamm- und Überschussschlammabzüge, Zentrat- und Filtratströme, Rückläufe aus Eindickung und Entwässerung sowie externe Annahmeströme. Für diese Teilströme sollten Messwerte, betriebliche Annahmen und modellseitig abgeleitete Werte getrennt dokumentiert werden. Einzelmessungen sollten nicht unkritisch auf Jahresfrachten hochgerechnet werden, sondern zunächst nur zur Plausibilisierung der Modellbilanz genutzt werden.

Tabelle 7: In SATELLITE identifizierte relevante Stoffstromdaten zur Ermittlung des Ist-Zustands

Datenbereich	Bereitzustellende Daten	Fragestellung an Modell
Anlagenstruktur	Verfahrensschema und -stufen, Rückläufe, Schlammwege, Probenahme-/Messstellen, Faulbehältervolumen, …	Welche Prozessstruktur und Bilanzgrenzen müssen im Anlagenmodell abgebildet werden?
Biologie und Fällung	Zulaufmenge, Ablaufwerte, CSB-, N- und P-Fraktionen, ggf. Temperatur, Fällmittel, Fällstrategie, Bio-P-Betrieb, Jahres- und Monatswerte, …	Wie plausibel sind Hauptstrombilanz, Überschussschlammanfall, P-Bindung und mögliche P-Ausschleusungspunkte?
Primärschlamm	Menge, TR, TM, oTM/GV, CSB-, N-, P-Fraktionen, Temperatur	Wie ist das Modul Vorklärung zu kalibrieren und welche Fracht wird in die Schlammschiene überführt?
Überschuss-schlamm	Menge, TR, TM, oTM/GV, CSB-, N-, P-Fraktionen, Temperatur	Wie sind Belebung, Schlammalter, organische Restfracht, Heizwert und Potenziale für Verfahrensoptimierungen einzuordnen?
Faulschlamm	Menge, TR, oTR/GV, CSB-, N-, P-Fraktionen, Temperatur	Wie sind Faulung, Stabilisierungsgrad, Gasertrag, Restorganik und Rückbelastung zu kalibrieren?
Entwässerter Schlamm	Menge, TR, TM, oTM/GV, P-Fraktionen, N, ggf. Heizwert	Welche Ausgangsqualität liegt für Transport, Trocknung, Verbrennung, P-Rückgewinnung oder weitere Verwertung vor?
Prozesswasser/ Zentrat	Menge, NH4-N, Nges, Pges, PO4-P, CSB, Temperatur	Welche Rückbelastung entsteht und welche Relevanz hat eine Teilstrombehandlung oder P-/N-Ausschleusung?
Externe Stoffströme	Fremdschlämme, Co-Substrate, Fäkalschlamm, Fettabscheiderinhalte, industrielle Teilströme mit Menge und Qualität	Ist eine Annahme möglich und welche Auswirkungen entstehen auf Faulung, Rückbelastung, Entwässerung, Energie und Betrieb?

Bei der Fortschreibung des Modells ist je Bilanzpunkt festzulegen, ob ein gemessener Anlagenwert, ein Betriebsberichtswert oder ein kalibrierter Modellwert weiterverwendet wird. Wenn beispielsweise eine gemessene Schlammmenge nicht mit den zugehörigen TR- und Frachtwerten vereinbar ist, sollte die Abweichung dokumentiert und fachlich eingeordnet werden. Für die weitere Szenarienrechnung kann dann gezielt entschieden werden, ob der gemessene Wert übernommen, bilanziell korrigiert oder als Plausibilisierungsgröße geführt wird.

4.1.2 Energie

Energiedaten sollten gemeinsam mit den zugehörigen Stoffstromdaten bereitgestellt werden. Viele energetische Größen lassen sich aus Stoffstromdaten ableiten oder plausibilisieren. Gleichzeitig können Strom-, Wärme- und Gasdaten Hinweise auf Unstimmigkeiten in der Stoffstrombilanz geben. Dies betrifft insbesondere die Kopplung von Faulung, Gasnutzung, Eigenstromerzeugung, Wärmebereitstellung, Trocknung und Entwässerung.

Tabelle 8: In SATELLITE identifizierte relevante Energiedaten für die Ermittlung des Ist-Zustands

Datenbereich	Bereitzustellende Daten	Fragestellung an das Modell
Gesamtstrombedarf	Netzbezug, Eigenverbrauch, Einspeisung, Jahres- und Monatswerte	Ist die elektrische Gesamtbilanz der Anlage plausibel?
Stromverbrauch nach Stufen	Belebung, Pumpwerke, Eindickung, Faulung, Entwässerung, Trocknung, Nebenaggregate, …	Welche energierelevanten Module können stufenbezogen kalibriert werden?
Eigenstromerzeugung	BHKW, PV, weitere Erzeuger, Eigenverbrauch, Einspeisung	Welcher Anteil des Strombedarfs wird bilanziell durch Eigenenergie gedeckt?
Faulgas / Biogas	Gasmenge, CH4-Gehalt, Fackelanteil, Gasnutzung, ggf. Gasverluste	Passen organische Fracht, Methanpotenzial, Faulung und Gasnutzung zusammen?
Wärmebereitstellung	BHKW-Wärme, Kessel, Wärmepumpe, externe Wärme, Abwärme	Welche Wärmequellen stehen zur Verfügung und wie sind sie in die Anlage eingebunden?
Wärmebedarf	Faulung, Trocknung, Gebäude, sonstige Bedarfe	Welche thermischen Bedarfe sind für die Kalibrierung und Szenarien relevant?
Betriebszeiten	Laufzeiten von BHKW, Pumpen, Trocknung, Wärmepumpe, Belüftung und sonstigen Aggregaten	Welche spezifischen Energiekennwerte können abgeleitet oder plausibilisiert werden?
Energetische Schlammqualität	Heizwert, Methanpotenzial, CSB, oTR, Wassergehalt	Wie sind Faulung, Trocknung, Transport und thermische Verwertung energetisch einzuordnen?
Externe Energieschnittstellen	Strombezug, Einspeisung, Fernwärme, industrielle Abwärme, Gasabgabe oder Gasannahme	Welche Energieflüsse treten von außen in den Bilanzraum ein oder werden aus ihm herausgeführt?

Gesamtenergiewerte reichen für eine erste Plausibilisierung der Anlage aus. Für die Kalibrierung einzelner Module sind stufenbezogene Daten deutlich hilfreicher. Werden Stromverbräuche nur als Gesamtwert der Kläranlage bereitgestellt, können Abweichungen einzelner Verbrauchergruppen nicht eindeutig zugeordnet werden. Eine Zuordnung zu Belebung, Pumpwerken, Schlammbehandlung, Entwässerung, Trocknung oder Nebenaggregaten verbessert die Aussagekraft des Energiemodells.

Die Wechselwirkung zwischen Stoffstrom- und Energiedaten sollte in beide Richtungen genutzt werden. Der Wärmebedarf einer Faulung oder Trocknung kann aus Schlammmengen, Temperaturen, Zielzuständen und Modulannahmen berechnet werden. Der gemessene Wärmeverbrauch kann wiederum zeigen, ob Schlammmengen, Temperaturannahmen oder Wärmeverluste plausibel angesetzt sind. Gleiches gilt für Gasproduktion und BHKW-Erzeugung: Abweichungen können auf unplausible oTR- oder CSB-Frachten, falsche Methangehalte, nicht erfasste Fackelanteile oder nicht dokumentierte Betriebszustände hinweisen.

Separat zu erfassen sind vor allem externe Größen, die nicht unmittelbar aus dem Anlagenstoffstrom hervorgehen. Dazu zählen industrielle Abwärme, Fernwärme, externe Wärmesenken, Gasabgabe, Gasannahme, Strombezug, Einspeisung oder zusätzliche erneuerbare

Stromerzeugung. Für diese Schnittstellen sollten neben Jahresmengen auch Leistung, Temperaturniveau, zeitliche Verfügbarkeit und räumliche Anbindung dokumentiert werden.

Auch für Energiedaten ist festzulegen, ob Messwerte direkt als Modellinput übernommen oder zur Plausibilisierung genutzt werden. Ein gemessener Gesamtstrombedarf kann beispielsweise als feste Bilanzgröße dienen, während einzelne Stufenverbräuche aus Betriebszeiten und spezifischen Kennwerten abgeleitet werden. Umgekehrt kann ein stufenbezogener Zählerwert genutzt werden, um einen spezifischen Modulkennwert zu kalibrieren.

4.1.3 Verbund

Für die Abbildung eines Verbunds werden ergänzend zu den Einzelanlagendaten Informationen zur räumlichen, organisatorischen und logistischen Struktur benötigt. Dabei geht es um Standorte, Rollen im Verbund, Zuständigkeiten, Stoffstromübergaben, Transportwege sowie gemeinsame Verwertungs- oder Behandlungsstrukturen. Die Detailtiefe kann je nach Modellauflösung variieren, die Übergabepunkte zwischen Anlagen, Unterverbünden und Gesamtverbund müssen jedoch eindeutig definiert sein.

Tabelle 9: In SATELLITE identifizierte relevante Daten zur Abbildung Verbund im Ist-Zustand

Datenbereich	Bereitzustellende Daten	Fragestellung an das Modell
Standortdaten	Lage der Anlagen, Betreiber, Ausbaugröße, angeschlossene Einwohnerwerte	Wie wird die räumliche und organisatorische Struktur des Verbunds abgebildet?
Rollen im Verbund	Kläranlage, Faulungsstandort, Entwässerungsstandort, Trocknungsstandort, Annahmestelle, Übergabepunkt	Welche Funktion übernimmt ein Standort im Verbund?
Schlammabgabe	Mengen, TR, Abholintervalle, Abgabepunkte, Verwertungsweg	Welche Stoffströme verlassen die einzelnen Anlagen und wo gehen sie in den Verbund über?
Datenbereich	**Bereitzustellende Daten**	**Fragestellung an das Modell**
Transportdaten	Entfernungen, Routen,Fahrzeugtypen, typische Nutzlasten, Abholrhythmen	Wie werden Logistik, Kosten und CO_2e-Emissionen der Transporte bewertet?
Annahmestrukturen	Annahme externer Schlämme, Co-Substrate, Fäkalschlamm, industrielle Teilströme	Welche zusätzlichen Stoffstromschnittstellen bestehen im Verbund?
Verwertung / Entsorgung	Entsorger, Verbrennungsstandorte, Trocknungsstandorte, Zwischenlager, Vertragsmengen	Welche nachgelagerten Pfade sind im Ist-Zustand vorhanden?
Energie- und Wärmeschnittstellen	externe Wärmequellen, Wärmenetze, Gasabgabe, Stromerzeugung, Netzanschlüsse	Welche Kopplung zur regionalen Energie- oder Wärmeplanung besteht?
Zuständigkeiten und Datenhalter	Betreiber, Gesellschafter, Dienstleister, Entsorger, Maschinenring oder vergleichbare Organisation	Wer stellt welche Daten bereit und wer aktualisiert sie?

Die Datenbereitstellung auf Verbundebene muss nicht dieselbe Detailtiefe aufweisen wie ein

Einzelanlagenmodell. Für kleine Anlagen können je nach Fragestellung reduzierte Input- und Outputdaten ausreichen. Für Logistik- und Transportmodelle müssen die realen Standorte jedoch erhalten bleiben, auch wenn Stoffstromdaten organisatorisch oder bilanziell zusammengefasst werden. Große oder funktional relevante Anlagen sollten einzeln geführt werden, insbesondere wenn sie als Faulungs-, Entwässerungs-, Trocknungs-, Annahme- oder Übergabestandort wirken.

Für Verbundmodelle ist außerdem zu unterscheiden, ob Daten aus Sicht einer Einzelanlage, eines Unterverbunds, eines Gesellschafters oder des Gesamtverbunds bereitgestellt werden. Ein Schlammstrom kann auf Anlagenebene als Abgabe, auf Unterverbundebene als Eingang und auf Gesamtverbundebene als aggregierter Übergabestrom erscheinen. Diese unterschiedlichen Rollen müssen in der Datenstruktur abgebildet werden, damit Stoffströme nicht doppelt gezählt oder an Übergabepunkten verloren gehen.

Die organisatorische Datenbereitstellung sollte möglichst früh geklärt werden. Neben den technischen Daten sind Zuständigkeiten, Datenhalter, Aktualisierungsrhythmen und Freigabewege zu definieren. Dies ist besonders wichtig, wenn der Stoffstromzwilling nicht nur einmalig für eine Studie, sondern wiederkehrend für Berichtswesen, Fortschreibung oder Szenarienbewertung genutzt werden soll.

4.2 Ermittlung von Prognosedaten

Prognosedaten beschreiben zukünftige Entwicklungen und geplante Änderungen des Anlagen- oder Verbundsystems. Sie unterscheiden sich von Betriebsdaten des Ist-Zustands, weil sie häufig auf Planungen, Annahmen, Szenarien oder erwarteten Entwicklungen beruhen. Dazu gehören Änderungen im Einzugsgebiet, geplante Anlagenumbauten, zukünftige Schlammverwertungswege, zusätzliche oder wegfallende Stoffströme, Änderungen der Stabilisierung, zentrale Faulung, zentrale Trocknung, geänderte Entwässerung, neue Annahmestrukturen sowie externe Wärmequellen oder Wärmesenken.

Für die Nutzung im Stoffstromzwilling müssen Prognosedaten so formuliert werden, dass daraus Szenarien abgeleitet werden können. Entscheidend ist dabei, zwischen vorzugebenden Randbedingungen und modellseitig zu berechnenden Ergebnissen zu unterscheiden. Bei einer geplanten Verfahrensumstellung sollen die Auswirkungen auf Stoffströme, Energiebedarf, Rückbelastung oder Schlammqualität nicht vorab festgelegt werden. Bereitzustellen sind vielmehr die Annahmen, Zielgrößen und technischen Randbedingungen, mit denen das Modell diese Auswirkungen berechnen kann.

Da Prognosedaten häufig mit Unsicherheiten verbunden sind, sollten sie nach Möglichkeit nicht nur als fester Einzelwert angegeben werden. Sinnvoll sind ergänzende Bandbreiten, Lastfälle oder Szenariowerte, beispielsweise für niedrige, mittlere und hohe Mengenentwicklungen, unterschiedliche Verfügbarkeiten externer Wärmequellen oder abweichende Annahmemengen zusätzlicher Stoffströme. Dadurch können neben einem erwarteten Mittelwert auch ungünstige oder besonders relevante Betriebszustände untersucht werden (vgl. auch Kapitel A1).

4.2.1 Stoffstrom

Bei stoffstrombezogenen Prognosen ist zwischen den eigentlichen Stoffstromdaten und den vorzugebenden Szenarioannahmen zu unterscheiden. Die Stoffstromdaten im Sinne der Vektoren werden im Modell berechnet und aus den jeweils vorgelagerten Anlagen-, Unterverbund- oder Gesamtverbundmodellen weitergegeben. Für Prognoseszenarien müssen daher nicht die späteren Stoffströme jeder Prozessstufe vorab festgelegt werden. Bereitzustellen sind vielmehr die Randbedingungen, Zielwerte und strukturellen Änderungen, aus denen der Stoffstromzwilling die zukünftigen Mengen, Frachten und Qualitäten ableiten kann.

Dazu zählen insbesondere Änderungen im Zulauf oder Einzugsgebiet, neue oder wegfallende Stoffströme, die Einbindung zusätzlicher Module, geänderte Betriebsweisen sowie Zielgrößen einzelner Verfahren. Beispiele sind ein veränderter Zulauf durch Bevölkerungs- oder Industrieentwicklung, eine Umstellung der Stabilisierung, ein geänderter Ziel-TR in der Entwässerung oder Trocknung, eine neue P-Ausschleusung, eine Änderung der Fällstrategie oder die Zuordnung von Schlammströmen zu einem zentralen Faulungsstandort. Die daraus resultierenden Stoffstromvektoren, etwa Rohschlamm-, Faulschlamm-, Prozesswasser-, Trockengut- oder Rezyklatströme, werden anschließend modellseitig berechnet.

Tabelle 10: Szenarioannahmen und Randbedingungen für stoffstrombezogene Prognosen

Szenarioannahme / Randbedingung	Bereitzustellende Daten und Randbedingungen	Fragestellung an Modell
Mengenentwicklung	zukünftige Abwassermengen, Schlammmengen, Ausbaugrößen, Entwicklung von Einwohnerwerten oder Industrieeinleitungen	Wie verändern sich Stoffströme, Frachten und Behandlungsbedarfe durch zukünftige Belastungen?
Verfahrensumstellung	Zielzustände und Randbedingungen für geänderte Verfahren, z. B. Umstellung der Stabilisierung, Änderung der P-Fällung, Eindickung, Entwässerung, Trocknung oder P-Ausschleusung	Welche stofflichen und energetischen Auswirkungen entstehen durch die geänderte Verfahrensführung?
zusätzliche Stoffströme	Fremdschlämme, Co-Substrate, Fette, Fäkalschlamm oder industrielle Teilströme mit Menge, TR, oTR, CSB, N, P und Verfügbarkeit	Ist eine Annahme möglich und wie wirkt sie sich auf Faulung, Rückbelastung, Energie und Betrieb aus?
geänderte Rückläufe	Zentrat, Filtrat, Brüdenkondensat oder Prozesswasser mit Menge, N, P, CSB und Temperatur	Welche Rückbelastungen entstehen und welche Teilstrombehandlung wird relevant?
neue Verwertungspfade	Übergabe an Trocknung, Verbrennung, P-Rückgewinnung, Zwischenlagerung oder externe Verwertung mit Übergabepunkt und Qualitätsanforderungen	Welche Mengen und Qualitäten erreichen den jeweiligen Verwertungspfad?
Stoffqualität	CSB-Fraktionen, P-Bindungsformen, P-Fraktionen, soweit nicht modellseitig ableitbar	Wie verändern sich Rückgewinnungs- und Verwertungspotenziale?

Separat zu beschreiben sind nur solche Stoffströme, die nicht aus den bereits abgebildeten Kläranlagen- oder Verbundmodellen hervorgehen. Dies betrifft beispielsweise Co-Substrate, Fettabscheiderinhalte, Fäkalschlämme, Fremdschlämme außerhalb des betrachteten Verbunds oder industrielle Teilströme. Für diese zusätzlichen Eingangsströme müssen Menge, zeitliche Verfügbarkeit, Qualität und Annahmerandbedingungen bereitgestellt werden.

Bei Verfahrensumstellungen ist zu unterscheiden, ob ein bestehendes Modul über geänderte Betriebs- oder Zielparameter angepasst oder ein zusätzliches bzw. anderes Modul in die Prozesskette eingebunden wird. Welche Randbedingungen dafür bereitzustellen sind, ergibt sich aus der jeweiligen Modulbeschreibung bzw. dem Modulbibliothek. Bei einer veränderten P-Fällung sind beispielsweise Fällmittel, Fällort, Dosierung bzw. Zielwert und der angestrebte P-Ausschleusungspfad vorzugeben. Die daraus resultierenden P-Fraktionen und Stoffströme werden anschließend modellseitig berechnet.

Für eine zukünftige Trocknung sind die Eingangsmenge aus dem Stoffstrommodell, Eingangs-TR, angestrebter Ziel-TR, Betriebsweise sowie gegebenenfalls Annahmen zu Abluft- bzw. Brüdenführung anzugeben. Daraus können Wasserverdampfung, veränderte Schlammmenge, Kondensatströme und energetische Bedarfe modellseitig abgeleitet werden. So bleibt die Bewertung verschiedener Ziel-TR, Wärmequellen oder Betriebsweisen innerhalb derselben Modelllogik vergleichbar.

Auch bei einer zentralen Faulung werden die zu behandelnden Schlammströme nicht separat als Ergebnisannahme vorgegeben, sondern aus den vorgelagerten Einzelanlagen- oder Unterverbundmodellen übergeben. Bereitzustellen sind die Szenarioannahmen zur Zuordnung der Anlagen bzw. Schlammströme zum zentralen Faulungsstandort sowie die relevanten Anlagen- und Betriebsparameter der zentralen Behandlung. Dazu zählen insbesondere Faulraumvolumen, Betriebstemperatur, vorgesehene Reaktorkonfiguration, Annahme- und Eindickkonzept, mögliche Kapazitätsgrenzen sowie Randbedingungen zur Rückführung von Prozesswasser. Zusätzliche Stoffströme, die nicht aus den abgebildeten Kläranlagenmodellen stammen, müssen separat beschrieben werden. Dies betrifft beispielsweise Co-Substrate, Fettabscheiderinhalte, Fäkalschlämme, industrielle Teilströme oder Fremdschlämme außerhalb des betrachteten Verbunds. Neben Menge und Qualität sind hier auch zeitliche Verfügbarkeit, Annahmebedingungen, mögliche Vorbehandlung, Lagerung und genehmigungsrechtliche Randbedingungen relevant.

4.2.2 Energie

Bei energiebezogenen Prognosen ist ebenfalls zwischen modellseitig berechneten Größen und separat bereitzustellenden Randbedingungen zu unterscheiden. Viele zukünftige Strom- und Wärmebedarfe ergeben sich aus den im Stoffstromzwilling berechneten Stoffströmen und den jeweils eingebundenen Modulen. Dies betrifft beispielsweise den Wärmebedarf einer Faulung, den Energiebedarf einer Trocknung, die Gasproduktion aus einer zentralen Faulung oder die Veränderung der Eigenenergieerzeugung durch zusätzliche organische Frachten. Für solche Größen sind daher nicht die späteren Energiebedarfe oder Energieerträge als Ergebniswerte vorzugeben, sondern die technischen Annahmen, Zielwerte und Betriebsparameter, mit denen das Modell diese Energieflüsse berechnen kann.

Separat zu definieren sind vor allem Energiegrößen, die nicht unmittelbar aus dem abgebildeten Stoffstrom entstehen. Dazu gehören externe Wärmequellen, externe Wärmesenken, Strombezug, Einspeisung, PV- oder Windstrom, Gasabgabe bzw. Gasannahme sowie Energiepreise und CO_2e-Faktoren. Diese Größen wirken von außen in den Bilanzraum hinein oder stellen eine Schnittstelle zu anderen Systemen dar, etwa zur kommunalen Wärmeplanung, zu Industrieabwärme, Wärmenetzen oder zum Strommarkt.

Tabelle 11: Szenarioannahmen und Randbedingungen für energiebezogene Prognosen

Szenarioannahme / Randbedingung	Bereitzustellende Daten und Randbedingungen	Fragestellung an das Modell Ergebnis
zukünftiger Strombedarf neuer oder geänderter Verfahren	einzubindende Module, Betriebsweise, Durchsätze aus dem Stoffstrommodell, spezifische Kennwerte, Laufzeiten, Zielgrößen	Welche zusätzlichen oder veränderten Strombedarfe entstehen durch das Szenario?
Zukünftige Stromerzeugung aus BHKW	Gasnutzungskonzept, elektrische Wirkungsgrade, thermische Wirkungsgrade, Laufzeiten, Speicher- oder Fackelstrategie	installierte Leistungen, Welche Strom- und Wärmemengen ergeben sich aus der modellierten Gasproduktion?
Zukünftige Stromerzeugung aus PV oder Wind	installierte Leistung, Erzeugungsprofil, Flächenverfügbarkeit, Eigenverbrauchsanteil, Einspeiseannahmen	Welcher Anteil des Strombedarfs kann bilanziell durch zusätzliche Eigenstromerzeugung gedeckt werden?
zukünftiger Wärmebedarf	Zieltemperaturen, Betriebsweise, neue Wärmeverbraucher, Gebäudewärme, Prozesswärme; stoffstromabhängige Bedarfe werden im Modul berechnet	Welche Wärmebedarfe entstehen, wann treten sie auf und auf welchem Temperaturniveau werden sie benötigt?
externe Wärmequellen	industrielle Abwärme, Wärmenetz, Fernwärme oder sonstige Wärmequellen mit Leistung, Wärmemenge, Temperatur, zeitlicher Verfügbarkeit und Bereitstellungsprofil	Kann die Wärmequelle technisch und zeitlich passend eingebunden werden?
externe Wärmesenken	Wärmenetz, kommunale Gebäude, Industrie oder weitere Abnehmer mit Bedarf, Temperaturniveau, Lastprofil und Jahresgang	Kann überschüssige Wärme genutzt oder abgegeben werden?
Gasnutzung und Gasschnittstellen	Gasabgabe, Gasannahme, BHKW, Fackel, Aufbereitung, Speicher, CH4-Gehalt, Nutzungsweg und Verfügbarkeit	Wie wird erzeugtes, angenommenes oder abgegebenes Gas energetisch bilanziert?
Energiepreise und Bewertungsfaktoren	Strompreis, Wärmepreis, Brennstoffpreise, Einspeisevergütung, CO2e-Faktoren, Bezugsjahr und Szenarioannahmen	Welche Kosten- und Emissionswirkungen ergeben sich aus den berechneten Energieflüssen?

Für zukünftige Wärme- und Energiekonzepte sind externe Schnittstellen besonders sorgfältig zu beschreiben. Eine industrielle Abwärmequelle oder ein Wärmenetz kann nicht allein über eine Jahreswärmemenge bewertet werden. Erforderlich sind Leistung, Temperaturniveau, zeitliche Verfügbarkeit, räumliche Entfernung, Übergabepunkt und mögliche Einschränkungen der Nutzung. Entsprechendes gilt für Wärmesenken, da ein rechnerisches Wärmeangebot nur

dann nutzbar ist, wenn ein passender Bedarf im richtigen Zeitraum und auf geeignetem Temperaturniveau vorliegt.

In der Analyse des Flecken Steyerberg (Teil der Modellregion) wird deutlich, dass externe Wärmeschnittstellen als eigene Randbedingungen in der Prognose zu erfassen sind (vgl. Schwerpunkt B Kapitel 6.3), um potentielle Entwicklungen wie Wegfall des Industriebetriebs veränderte Produktionsbedingungen oder saisonale Schwankungen in Bereitstellung und Verbrauch in die Szenarienanalyse mit einbeziehen zu können. In dem vorliegenden Beispiel hätte die Bereitstellung industrieller Abwärme der Oxxynova die energetische Bewertung einer Trocknung wesentlich beeinflusst. Mit dem Wegfall dieser Wärmequelle ändert sich die Szenarienbewertung, obwohl der Schlammstoffstrom selbst zunächst unverändert bleibt. Externe Wärmequellen sollten daher immer mit Wärmemenge, Temperaturniveau, zeitlicher Verfügbarkeit, räumlicher Anbindung und langfristiger Verlässlichkeit beschrieben werden.

Bei Prognosen zur Eigenstromerzeugung ist zwischen stoffstromgekoppelten und standortbezogenen Energiequellen zu unterscheiden. Ein BHKW ist über Gasmenge, Methangehalt und Gasnutzung direkt mit dem Stoffstrommodell verbunden. PV- oder Windstrom hängt dagegen vor allem von installierter Leistung, Standortbedingungen und Erzeugungsprofil ab. Für die Szenarienbewertung sollten deshalb Erzeugung, Eigenverbrauch und Einspeisung getrennt ausgewiesen werden, da sie je nach System auch einer unterschiedlichen Betriebslogik unterliegen.

Energiepreise und CO_2e-Faktoren sind als spezifische Faktoren mit Prognoseannahmen zu hinterlegen. Sie beeinflussen nicht die Stoffstrombilanz selbst, können aber für die Bewertung einzelner Szenarien maßgeblich sein. Daher sollten Bezugsjahr, Quelle, angenommene Preisentwicklung und gegebenenfalls Varianten für niedrige, mittlere und hohe Preis- oder Emissionsfaktoren dokumentiert werden entsprechend bekannter Sensitivitätsuntersuchungen.

4.2.3 Gesamtverbund

Bei Prognosen auf Ebene des Gesamtverbunds stehen nicht einzelne Verfahrensstufen einer Anlage im Vordergrund, sondern die zukünftige Struktur des Verbunds. Bereitzustellen sind vor allem Annahmen dazu, welche Anlagen oder Unterverbünde gemeinsam betrachtet werden, welche Standorte zentrale Funktionen übernehmen und an welchen Punkten Stoffströme, Energieflüsse oder organisatorische Zuständigkeiten übergeben werden. Die daraus resultierenden Mengen, Transportströme, Energiebedarfe und Verwertungsqualitäten werden anschließend modellseitig aus den Einzelanlagen-, Unterverbund- und Verfahrensmodellen abgeleitet.

Für Szenarien zur regionalen Schlammbehandlung ist diese Ebene besonders relevant. Eine zentrale Faulung, zentrale Entwässerung, Trocknung, Verbrennung oder P-Rückgewinnung verändert nicht nur eine einzelne Anlage, sondern die Verteilung von Stoffströmen im gesamten Betrachtungsraum. Deshalb müssen geplante Zentralisierungen, neue Übergabepunkte, geänderte Transportwege, zukünftige Rollen einzelner Standorte sowie gegebenenfalls vollständig neue Standorte als Szenarioannahmen beschrieben werden.

Tabelle 12: Szenarioannahmen und Randbedingungen für Prognosen auf Gesamtverbundebene

Szenarioannahme / Randbedingung	Bereitzustellende Daten und Randbedingungen	Fragestellung an das Modell
zukünftige Verbundstruktur	Zuordnung von Anlagen zu Unterverbünden, Gesellschaftern oder zentralen Behandlungspfaden; Annahmestandorte, Übergabepunkte, neue zentrale Standorte	Wie verändert sich die räumliche und organisatorische Struktur des Verbunds?
zentrale Behandlung	vorgesehene zentrale Funktionen wie Faulung, Entwässerung, Trocknung, Verbrennung oder P-Rückgewinnung; Kapazitäten, Zielwerte, technische Randbedingungen	Welche Standorte übernehmen zentrale Anlagenfunktionen und welche Stoffströme laufen dort zusammen?
Transportstruktur	neue Abholpunkte, Abholintervalle, Transportmengen aus dem Modell, Routen, Fahrzeugtypen, Umlade- oder Zwischenlagerpunkte	Welche logistischen Auswirkungen entstehen durch das Szenario?
Zuständigkeiten	Betreiber, Gesellschafter, Dienstleister, Maschinenring oder vergleichbare Organisationsstrukturen	Wer stellt Daten bereit, koordiniert Stoffströme und aktualisiert Verbundinformationen?
Verwertungswege	Wärmequellen, Wärmesenken, Gas, Strom, Netzanschlüsse, Übergabepunkte zur kommunalen Wärmeplanung	Welche Inputs und Outputs entstehen für regionale Energie- oder Wärmeplanung?
Schnittstellen Energie	Wärmequellen, Wärmesenken, Gas, Strom, Netzanschlüsse	Bestimmung Inputs und Outputs zur Nutzung, regionale Energieplanung, kommunale Wärme-planung
Externe Randbedingungen	Vertragsmengen, Annahmebeschränkungen, Genehmigungsgrenzen, Betriebszeiten, Verfügbarkeit externer Standorte	Welche Restriktionen begrenzen die Umsetzbarkeit des Szenarios?

Für die Bilanzierung ist entscheidend, an welcher Stelle ein Stoffstrom die jeweilige Betrachtungsebene wechselt. Ein Schlammstrom kann auf Einzelanlagenebene als Abgabe, auf Unterverbundebene als Eingang und auf Gesamtverbundebene als aggregierter Übergabestrom erscheinen. Werden diese Übergabepunkte nicht eindeutig definiert, können Stoffströme doppelt gezählt werden oder an Schnittstellen aus der Bilanz fallen.

Kleine Anlagen können auf Gesamtverbundebene je nach Fragestellung aggregiert werden, wenn sie keine eigene zentrale Funktion übernehmen und nur als Mengenquelle in den Verbund eingehen. Für Logistik- und Transportfragen müssen ihre realen Standorte jedoch erhalten bleiben. Eine fachliche Zusammenfassung von Stoffstromdaten ersetzt daher nicht die räumliche Abbildung der Abholpunkte.

Große oder funktional relevante Anlagen sollten im Gesamtverbund weiterhin einzeln geführt werden. Dies betrifft insbesondere Standorte mit Faulung, Entwässerung, Trocknung, Annahme externer Stoffströme, Energieerzeugung oder möglichen Schnittstellen zur Wärmeplanung. Auch wenn die Anlagen im regionalen Modell reduziert abgebildet werden, sollten Input, Output, Rolle im Verbund und relevante Kapazitätsgrenzen separat dokumentiert werden.

Organisatorische Strukturen können für die Prognose ebenso wichtig sein wie technische

Strukturen. Ein Maschinenring (vgl. Schwerpunkt B Kapitel 6.1) oder eine vergleichbare Verbundorganisation kann als Koordinationsstelle für Datensammlung, Mengenbündelung, Transportplanung und Abstimmung zwischen kleineren Anlagen dienen. Im Modell ist ein solcher Akteur eine organisatorische Ebene für Übergabepunkte, Datenflüsse und Zuständigkeiten abgebildet werden.

Für die Kopplung mit regionaler Energieplanung oder kommunaler Wärmeplanung sollten Energieflüsse als Schnittstellen des Verbunds beschrieben werden. Dazu gehören mögliche Wärmequellen und Wärmesenken, Gasnutzung, Stromerzeugung, Netzanschlüsse, Temperaturniveaus, verfügbare Leistungen und zeitliche Profile. Der Stoffstromzwilling ersetzt keine Wärme- oder Energienetzplanung, kann aber die stoffstromseitigen Inputs und Outputs für solche Planungen bereitstellen.

Bei zukünftigen Verbundstrukturen sollten technische, räumliche und organisatorische Annahmen gemeinsam dokumentiert werden. Ein Szenario zur zentralen Trocknung benötigt beispielsweise nicht nur den Zielstandort, sondern auch die zugeordneten Anlagen, Übergabepunkte, Transportlogik, Eingangsqualitäten aus dem Stoffstrommodell, verfügbare Wärmequellen, mögliche Kapazitätsgrenzen und den vorgesehenen Verwertungspfad des getrockneten Schlamms.

4.3 Datenquellen, zeitliche Auflösung und Aufbereitung

Für den Aufbau und die Fortschreibung eines digitalen Stoffstromzwillings ist nicht nur entscheidend, welche Daten grundsätzlich verfügbar sind. Ebenso wichtig ist, aus welcher Quelle die Daten stammen, in welcher zeitlichen Auflösung sie vorliegen und wie sie für die Modellierung aufbereitet werden. Die spätere Modellauflösung kann nur dann sinnvoll gewählt werden, wenn bereits bei der Datenablage erkennbar ist, ob es sich um Jahreswerte, Monatswerte, Tageswerte, Einzelmessungen, Betriebsberichte, Betreiberangaben, behördliche Meldungen oder modellseitig abgeleitete Werte handelt.

Für die Nutzung müssen Daten mit eindeutiger Herkunft, Bezugszeitraum, Einheit, Messstelle und Bilanzgrenze dokumentiert werden. Ebenso sollte festgelegt werden, welche Werte direkt aus Messdaten übernommen, welche Werte aus Betriebsberichten genutzt und welche Größen durch den DSSZ bereitgestellt werden. Besonders relevant ist dies, wenn der Stoffstromzwilling wiederkehrend aktualisiert oder mit Betriebsdaten aus Prozessleitsystemen verknüpft werden soll.

Die Datenbereitstellung sollte deshalb mit einer strukturierten Einordnung der Datenquelle beginnen. Für jeden Wert sollte nachvollziehbar sein, wer ihn bereitgestellt hat, auf welchen Zeitraum er sich bezieht, an welcher Mess- oder Bilanzstelle er erhoben wurde und ob es sich um einen gemessenen, berechneten, geschätzten oder aus Berichten übernommenen Wert handelt. Dies ist besonders relevant, wenn Daten einer Anlage aus verschiedenen Quellen oder Daten mehrerer Anlagen und Betreiber zusammengeführt werden.

Ein Beispiel hierfür sind Jahreswerte zu Zulauf-, Schlamm- oder Nährstofffrachten. In

Betreiberabfragen können solche Werte als gemessene Jahresfracht, als Mittelwert aus Einzelmessungen, als hochgerechneter Tages- oder Wochenwert oder als Angabe aus einem Jahresbericht vorliegen. Werden diese Unterschiede nicht dokumentiert, können bei der Kalibrierung scheinbare Abweichungen entstehen, obwohl die Ursache in unterschiedlichen Erhebungs- oder Berechnungswegen liegt. Besonders bei Verbundmodellen mit mehreren Anlagen ist eine einheitliche Vorgabe zur Berechnung und Angabe der Daten erforderlich.

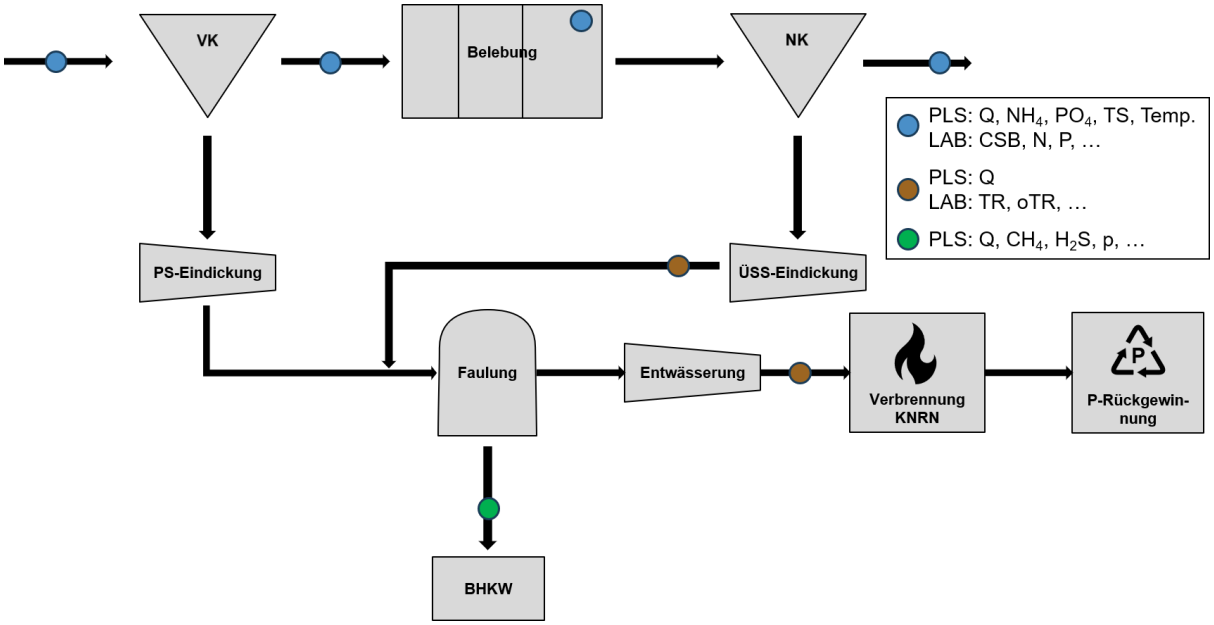


Bild 14: Verfahrensschema einer Kläranlage mit typischen Datenquellen und Bilanzpunkten für den Stoffstromzwilling

Ein Verfahrensschema der betrachteten Kläranlage kann als Grundlage für die Datenstruktur dienen. Darin sollten die maßgebenden Bilanzpunkte markiert werden, beispielsweise Zulauf, Ablauf, Primärschlamm, Überschussschlamm, Rohschlamm, Faulschlamm, entwässerter Schlamm, Prozesswasser, Gasstrom, Energiezähler und externe Stoffstromannahmen. An jedem Bilanzpunkt kann hinterlegt werden, welche Datenquelle genutzt wird und welche zeitliche Auflösung vorliegt.

Für die Datenabfrage haben sich standardisierte Steckbriefe als zweckmäßig erwiesen. Sie ermöglichen eine vergleichbare Erfassung von Anlageninformationen, Stoffstromdaten, Energiegrößen, Verwertungswegen und logistischen Randbedingungen. Ein Anlagensteckbrief kann Standortdaten, Betreiber bzw. Gesellschafter, Ausbaugröße, angeschlossene Einwohnerwerte, Koordinaten, Ansprechpartner, Angaben zur Schlammlagerung, verkehrliche Anbindung, mittlere Zulaufbelastungen, Überwachungswerte sowie Entsorgungsmengen und Schlammqualitäten enthalten. Für eine spätere Modellnutzung sollte zusätzlich dokumentiert werden, aus welcher Quelle die jeweiligen Angaben stammen. Im Projekt war diese Herkunft nicht durchgehend definiert; dadurch bleibt teilweise offen, ob Angaben aus Einzelproben, Betriebsberichten, Jahresmittelwerten, DWA-Meldungen, Betreiberabfragen oder externen Datenquellen stammen.

Tabelle 13: Typische Datenquellen für den Aufbau und die Kalibrierung von Stoffstromzwillingen

Datenquelle	Typische Inhalte	Typische zeitliche Auflösung	Hinweise zur Nutzung
Betreiberabfragen / Anlagensteckbriefe	Anlagenstruktur, Ausbaugröße, Betriebsweise, Schlammmengen, Entsorgungswege, Ansprechpartner	meist Jahreswerte oder Einzelangaben	geeignet für Erstaufbau; Quelle, Bezugsjahr und Berechnungsart müssen ergänzt werden
Prozessleitsystem	Durchflüsse, Temperaturen, Laufzeiten, Online-Messwerte, Betriebszustände	Minuten-, Stunden- oder Tageswerte	geeignet für detaillierte Kalibrierung und Betriebsunterstützung; Messstellenbezug erforderlich
Laboranalytik	CSB, N, P, TR, oTR/GV, NH4-N, PO4-P, Heizwert, Methanpotenzial	Einzelproben, Wochen-, Monats- oder Kampagnenwerte	nur mit Probenahmestelle, Datum und Stoffstromzuordnung belastbar nutzbar
Betriebsberichte / Jahresberichte	Jahresmengen, Zulauf- und Ablaufwerte, Energieverbrauch, Schlamm-abgabe, Störungen	Jahres- oder Monatswerte	gut für Plausibilisierung; Aggregationsweg prüfen
Schlammlisten / Entsorgungsnachweise	OS-Menge, TM, TR, Abholtermine, Entsorgungsweg, ggf. N- und P-Gehalte	abholbezogen, monatlich oder jährlich	wichtig für Verwertungs-, Transport- und Verbundmodelle
Landwirtschaftskammer / landwirtschaftliche Verwertungsdaten	landwirtschaftlich verwertete Mengen, OS, TM, N, P, ggf. Ausbringungs- und Nährstoffdaten	meist jahres- oder kampagnenbezogen	besonders wertvoll für Nährstoffbilanzen bei landwirtschaftlicher Verwertung
DWA- bzw. behördlich gemeldete Daten	Ausbaugröße, Zulauf- und Ablaufwerte, Anlagenkenndaten, Jahresfrachten	meist Jahreswerte	geeignet für Überblick und Plausibilisierung; Detailtiefe für interne Schlamm- und Energie-bilanzen begrenzt
Energiezähler / Energiemanagement	Strombezug, Stromverbrauch, Stromerzeugung, Wärmebereitstellung	Tages-, Monats- oder Jahreswerte	Zähler müssen Aggregaten oder Verfahrensstufen zugeordnet werden
Entsorger- und Logistikdaten	Abholintervalle, Transportmengen, Zielstandorte, Fahrzeugdaten, Entfernungen	abholbezogen oder jährlich	erforderlich für OptiNetz, Transportbewertung und CO2e-Bilanzen
Planungsunterlagen	Verfahrensschema, Beckenvolumina, Aggregatedaten, Bemessungswerte	einmalig, bei Änderungen zu aktualisieren	Grundlage für Modellstruktur und Modulparameter

Bei landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung können über die hierfür dokumentierten Nährstoffdaten häufig belastbare Angaben zu TM-, N- und P-Frachten vorliegen. Diese Daten sind für die Plausibilisierung von Nährstoffbilanzen besonders wertvoll, weil Mengen und Nährstoffgehalte im Kontext der Verwertung dokumentiert werden. Für andere Verwertungswege liegen vergleichbare Nährstoffdaten häufig nicht in derselben Qualität oder Vollständigkeit vor. Mit dem Rückgang der landwirtschaftlichen Verwertung entfällt damit perspektivisch eine wichtige externe Plausibilisierungsquelle für Nährstofffrachten.

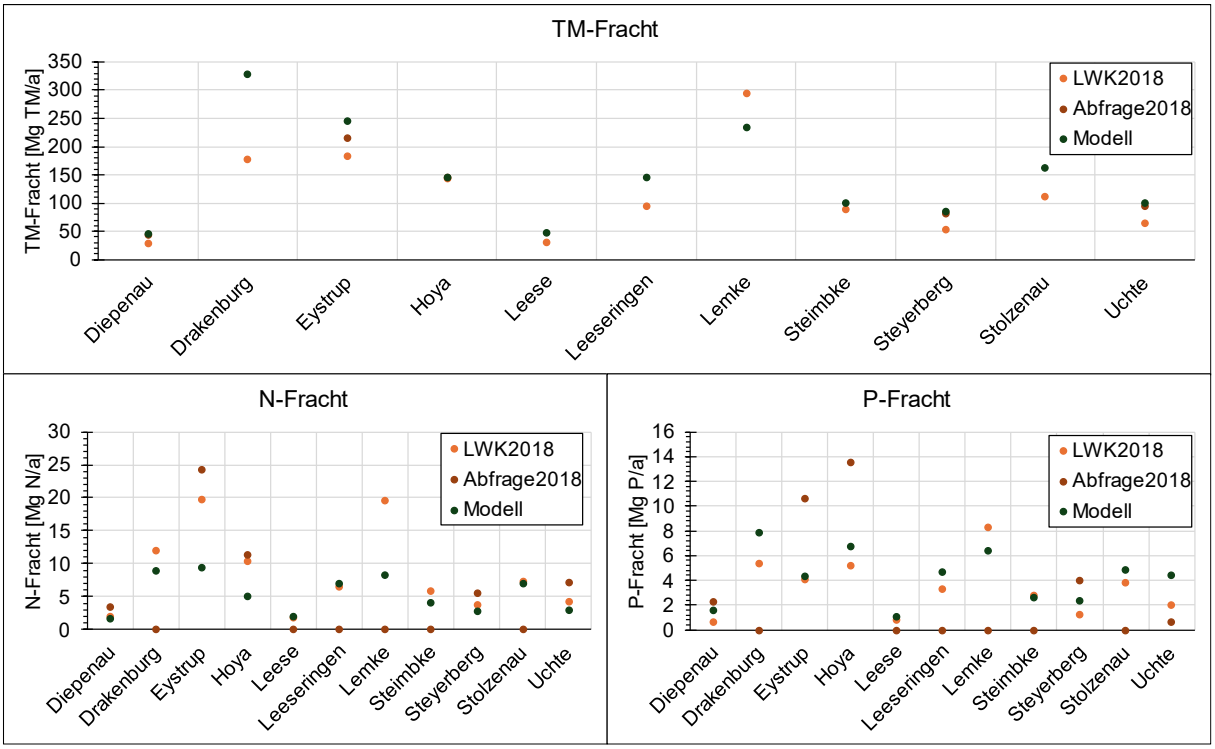


Bild 15: Vergleich der TM-, N- und P-Frachten nach Datenquelle für die Anlagen der Modellregion

Der Vergleich unterschiedlicher Datenquellen kann aufzeigen, bei welchen Parametern die Bilanz besonders robust ist und wo größere Unsicherheiten bestehen:

- Bei Phosphor ist die Plausibilisierung häufig stabiler, da Phosphor im System nicht eliminiert, sondern zwischen Wasserphase, Biomasse, Schlamm, Rezyklat und Aschepfad verlagert wird. Abweichungen entstehen hier vor allem durch Probenahme, Fällung, P-Bindungsformen, Analytik oder unvollständig erfasste Teilströme.
- Stickstoff ist deutlich sensitiver. Neben der Einlagerung in Biomasse treten Umwandlungs- und Eliminationsprozesse auf, insbesondere über Nitrifikation, Denitrifikation, Rücklösung und Rückbelastung. Wenn der Aufbau von Biomasse, der Anteil organisch gebundenen Stickstoffs oder mineralische Stickstofffraktionen nicht passend abgebildet werden, können größere Diskrepanzen zwischen gemessenen, berichteten und modellierten N-Frachten entstehen. Für N-Frachten im Schlamm sollte daher gezielt geprüft werden, welche Datenquelle verwendet wird und ob ergänzende Messungen erforderlich sind.
- Bei der Trockenmasse stehen meist Mengen- und TR-Angaben im Vordergrund. Abweichungen können entstehen, wenn Schlammmengen als Originalsubstanz, Trockenmasse oder hochgerechnete Mengen angegeben werden, während der zugehörige TR-Wert aus einem anderen Zeitraum stammt. Für die Modellierung sollten Menge und Qualität möglichst aus demselben Bilanzzeitraum stammen.

Ein Jahresverlauf aus dem Modell kann zusätzlich zeigen, ob einzelne Mess- oder Berichtswerte zu den erwarteten saisonalen bzw. betrieblichen Schwankungen passen. Gerade bei kleineren Anlagen können Einzelmessungen stark von kurzfristigen Betriebsbedingungen beeinflusst sein. Eine einzelne Stichprobe kann für die Beschreibung eines Betriebszustands hilfreich sein, sollte aber nicht unkritisch auf ein Jahr hochgerechnet werden. In solchen Fällen

kann es sinnvoll sein, den konkreten Betriebszustand über den Stoffstromzwilling abzubilden und daraus eine Jahres- oder Szenarienfracht abzuleiten.

Für die spätere Nutzung sollten Rohdaten und aufbereitete Modelldaten getrennt abgelegt werden. Rohdaten beschreiben den ursprünglich bereitgestellten Wert, während Modelldaten bereits vereinheitlicht, umgerechnet oder aggregiert sein können. Ein Entsorgungswert kann beispielsweise als Originalsubstanzmenge je Abholung vorliegen und für das Modell zu Monats- oder Jahresmengen mit zugehöriger Trockenmassefracht aggregiert werden. Beide Ebenen sollten erhalten bleiben, damit spätere Anpassungen oder Plausibilitätsprüfungen nachvollziehbar bleiben.

Tabelle 14: Empfohlene Metadaten je bereitgestelltem Datenwert

Metadatum	Bedeutung
Datenquelle	Betreiber, Prozessleitsystem, Labor, Jahresbericht, DWA-Meldung, Landwirtschafts-kammer, Entsorger, Modellannahme
Erhebungsart	Messwert, Laborwert, berechneter Wert, hochgerechneter Wert, Schätzwert, Literaturwert
Bezugszeitraum	Datum, Monat, Jahr, Kampagne oder Betriebsphase
Bilanzstelle	z. B. Zulauf, Ablauf, Primärschlamm, ÜSS, Rohschlamm, Faulschlamm, Zentrat, entwässerter Schlamm
Einheit	eindeutige Angabe, z. B. m³/d, Mg OS/a, Mg TM/a, kg/d, mg/L, kWh/a
Aggregationsart	Mittelwert, Summe, Median, Einzelwert, Jahresfracht, hochgerechneter Tageswert
Datenqualität	gemessen, plausibilisiert, unsicher, geschätzt, unvollständig
Bearbeitungsschritt	unverändert, umgerechnet, interpoliert, aggregiert, aus mehreren Quellen zusammen-geführt
Verwendung im Modell	Eingangswert, Kalibrierungswert, Plausibilisierungswert, Ergebniswert, Berichtswert

Die Häufigkeit der Datenerfassung sollte sich am Anwendungszweck orientieren. Für Gesamtverbünde können Jahreswerte ausreichen, wenn es zunächst um Stoffstrommengen, Verwertungswege und strategische Varianten geht. Für Unterverbünde sind Monatswerte oder saisonale Daten sinnvoll, weil Schlammmengen, Abholrhythmen, Wärmeverfügbarkeit und Verwertungsoptionen im Jahresverlauf schwanken können. Für Einzelanlagenmodelle und die Kalibrierung einzelner Stufen sind Monats-, Tages- oder Betriebsstundendaten deutlich aussagekräftiger. Für eine vergleichbare Datenübersicht sollten Bemessungswerte, Betriebswerte und Modellwerte klar voneinander getrennt werden. Bemessungswerte beschreiben die ausgelegte Anlagenkapazität oder den rechnerischen Auslegungszustand, während Betriebswerte den tatsächlich beobachteten Anlagenzustand wiedergeben. Für die Kalibrierung eines Stoffstromzwillings sind Betriebswerte maßgebend; Bemessungswerte können ergänzend zur Plausibilisierung, zur Kapazitätsbewertung oder für Prognoseszenarien genutzt werden.

Ebenso sollte eindeutig definiert werden, ob eine Schlammenge als Originalsubstanz oder Trockenmasse angegeben wird, ob sich ein TR-Wert auf den Jahresmittelwert des abgegebenen Schlamms oder auf einzelne Analysen bezieht und ob N- und P-Frachten gemessen oder aus Konzentration und Menge berechnet wurden. Ohne diese Angaben können Modelle rechnerisch kalibriert werden, die fachliche Aussagekraft bleibt jedoch eingeschränkt.

Tabelle 15: Sinnvolle zeitliche Auflösung nach Datenart

Datenart	Mindest-auflösung	Wünschenswerte Auflösung	Anwendung
Anlagenstamm-daten	einmalig, bei Änderungen aktualisieren	fortgeschriebener Anlagensteckbrief	Modellaufbau, Struktur des Stoffstromzwillings
Zulauf- und Ablaufdaten	Jahreswerte	Monats- oder Tageswerte	Hauptstrombilanz, Plausibilisierung
Schlammmengen	Jahreswerte	Monatswerte, bei Detail-modellen Tages- oder Abholwerte	Schlamm- und Transportbilanz
Schlammqualität	Jahres- oder Kampagnenwerte	Monatswerte bzw. repräsentative Messkampagnen	Faulung, Trocknung, Verwertung, Nährstoffbilanz
Nährstofffrachten im Schlamm	Jahreswerte	Monatswerte bzw. verwertungsbezogene Analysen	P-Rückgewinnung, Nährstoffbilanz, Plausibilisierung von N- und P-Frachten
Prozesswasser / Zentrat	Jahres- oder Kampagnenwerte	Monats- oder Tageswerte	Rückbelastung, Teilstrombehandlung
Energieverbrauch	Jahreswerte	Monats- oder Tageswerte, bei Betriebs-unterstützung Lastgänge	Energiebilanz und Modul-kalibrierung
Gas- und BHKW-Daten	Jahreswerte	Monats-, Tages- oder Betriebsstundendaten	Faulungs- und Eigenenergiebilanz
Transportdaten	Jahreswerte	abholbezogene Daten	Logistik, Kosten, CO2e-Bilanz
Externe Energie-quellen	Jahreswerte	saisonale Profile, Monatswerte oder Lastfälle	Wärme- und Energieplanung

Bei umfangreichen Daten direkt von Anlagenbetreibern kann eine sehr hohe zeitliche und inhaltliche Detailtiefe erreicht werden. Diese Daten sind besonders wertvoll für Einzelanlagenmodelle, Betriebsunterstützung und Kalibrierung. Im Zuge der weitergehenden Digitalisierung wird es vermutlich kein Problem sein die Daten angemessen zu verdichten mit der Übergabe. Sollte eine solche automatische Verdichtung nicht vorliegen sollte früh festgelegt werden, welche Daten in welcher Auflösung wirklich benötigt werden für die Bewirtschaftung bzw. die Aktualisierung des DSSZ und welche Angaben als standardisierte Jahres- oder Monatswerte ggf. ausreichen.

Die Datenaufbereitung folgt einem mehrstufigen Ablauf. Zunächst werden vorhandene Datenquellen identifiziert und den Bilanzpunkten der Anlage zugeordnet. Anschließend werden Einheiten, Zeiträume und Aggregationsarten vereinheitlicht. Danach können die Daten in die für den Stoffstromzwilling benötigte Auflösung überführt werden. Werte, die für die Modellierung nicht direkt nutzbar sind, sollten nicht verworfen, sondern mit ihrem Einschränkungsvermerk dokumentiert werden.

Im Sinne einer möglichst guten Einbindung und Nutzung des Stoffstromzwillings ist eine regelmäßige und möglichst automatisierte Datenabfrage sinnvoll. Abweichungen zwischen

Steckbriefen, Berichten, Entsorgungsnachweisen, Landwirtschaftskammerdaten und Modellwerten zeigen, dass einmalige Datenabfragen schnell veralten oder unterschiedlich interpretiert werden können. Eine Verknüpfung mit dem Berichtswesen, Schlammlisten, Energieberichten oder Prozessleitsystemen kann dazu beitragen, wiederkehrende Aktualisierungen zu vereinheitlichen und den Aufwand für Betreiber und Verbünde deutlich zu reduzieren, da die Datenübergabe weitgehend standardisiert werden kann, bei Abstimmung der Abfragen und Datenformate.

4.4 Smarter Datencheck

Für den Aufbau, die Kalibrierung und die regelmäßige Fortschreibung digitaler Stoffstromzwillinge werden sowohl Daten zur Beschreibung des Ist-Zustands als auch Randbedingungen und Prognosedaten benötigt. Viele dieser Daten liegen in den beteiligten Anlagen bereits vor, jedoch häufig in unterschiedlichen Formaten, Strukturen und zeitlichen Auflösungen. Ihre Zusammenführung, Aufbereitung und regelmäßige Aktualisierung ist daher vielfach mit erheblichem manuellem Aufwand verbunden. Ein möglichst automatisierter Datenimport und -check kann diesen Prozess deutlich vereinfachen. Gleichzeitig lassen sich Vollständigkeit, Konsistenz und Plausibilität der eingehenden Daten systematisch prüfen und mögliche Auffälligkeiten frühzeitig erkennen. Damit wird sowohl eine belastbare Kalibrierung des Modells anhand aktueller Ist-Daten als auch die Fortschreibung und Bewertung zukünftiger Entwicklungen und Szenarien unterstützt.

Insbesondere für die gemeinsame Planung und spätere Bewirtschaftung eines Verbundes ist darüber hinaus ein durchgängiges Datenmanagement erforderlich. Schlammmengen und -qualitäten der einzelnen Kläranlagen werden dabei je nach Anwendungsfall in unterschiedlicher zeitlicher Auflösung benötigt. Für die Konzeptauswahl und die Bewertung langfristiger Prognosen ist zunächst häufig eine jahresscharfe Betrachtung ausreichend. Mit zunehmender Konkretisierung und insbesondere im Rahmen der Bewirtschaftung, beispielsweise für Logistikplanung oder eine optimierte Inputsteuerung, gewinnen monats- oder tagesscharfe Daten an Bedeutung. Unabhängig von der jeweiligen zeitlichen Auflösung ist eine regelmäßige und möglichst automatisierte Aktualisierung der relevanten Ist- und Prognosedaten erforderlich, damit der Stoffstromzwilling dauerhaft als belastbare Grundlage für Planung und Bewirtschaftung genutzt werden kann.

Die im Rahmen des Projekts SATELLITE von den Einzelanlagen gesammelten Daten zu Schlammmengen und -qualitäten wurden daher zunächst in einer Schlammdatenbank systematisiert und abgelegt und als Datenbasis für die Szenarienbetrachtungen genutzt. Die Datensammlung – begonnen bereits in der Konzeptphase mittels Fragebogenauswertungen – ist „manuell“ sehr aufwändig. Daher wurde ein Konzept für einen „smarten Datencheck“, d. h. eine vereinfachte, automatisierte Datenabfrage an die Kläranlagen erarbeitet, umgesetzt und erprobt, die im Folgenden näher erläutert wird.

Aufbauend auf der Analyse des Datenbedarfs wurde im Projekt ein smarter Datencheck entwickelt und am Beispiel der Region Nienburg erprobt. Ziel war es, die regelmäßig erforderliche Aktualisierung der Mengen- und Qualitätsdaten zu vereinfachen, Eingabefehler frühzeitig zu erkennen und die Daten strukturiert für die Nutzung im Gesamtverbund bereitzustellen.

Die bisherige Datenerhebung über Fragebögen und Einzelabfragen ist mit einem hohen manuellen Aufwand verbunden. Gleichzeitig ist eine aktuelle und belastbare Datenbasis eine wesentliche Voraussetzung für die operative Bewirtschaftung des Verbunds. Dies betrifft insbesondere die Logistikplanung, die Steuerung der Stoffströme, die Auslastung der Verwertungsanlagen sowie die energetische Nutzung und Nährstoffrückgewinnung.

4.4.1 Umsetzung des smarten Datenchecks

Der entwickelte Datencheck ermöglicht die standardisierte Eingabe von Anlagen-, Mengen- und Qualitätsdaten über eine browserbasierte Anwendung. Die Eingaben werden automatisiert auf Vollständigkeit, Format und Plausibilität geprüft und anschließend in einer PostgreSQL-Datenbank gespeichert.

Technisch wurde der Datencheck als webbasierte Anwendung mit dem Framework Django umgesetzt. Die erfassten Daten werden über definierte Eingabemasken an die PostgreSQL-Datenbank übergeben und dort in thematisch getrennten, miteinander verknüpften Tabellen gespeichert. Die Plausibilitätsprüfungen erfolgen bereits während der Dateneingabe anhand hinterlegter Prüfregeln.

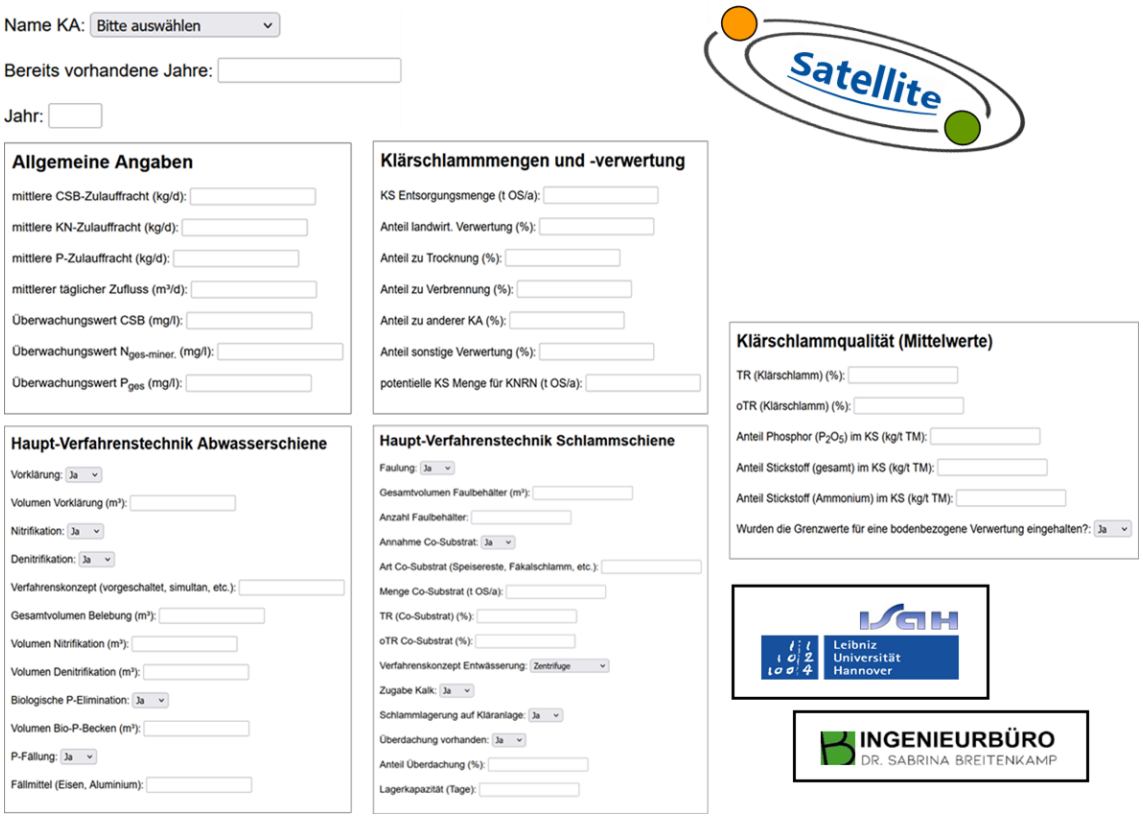


Bild 16: Eingaben in der Weboberfläche „Smarter Datencheck“

Zu Beginn wird die jeweilige Kläranlage ausgewählt. Bereits vorhandene Berichtsjahre werden angezeigt, sodass neue Daten ergänzt oder bestehende Datensätze aktualisiert werden können. Nach Abschluss der Eingabe wird zusätzlich eine PDF-Zusammenfassung zur Kontrolle und Dokumentation erzeugt.

Die Datenbank enthält neben den Betriebsdaten auch grundlegende Stamm-, Kontakt- und

Standortinformationen der beteiligten Kläranlagen. Über eindeutige Anlagenkennungen können die unterschiedlichen Datentabellen zusammengeführt und sowohl auf Anlagenebene als auch auf Ebene von Unterverbünden und des Gesamtverbunds ausgewertet werden.

4.4.2 Ergebnisse der Erprobung

Mit dem smarten Datencheck wurde ein funktionsfähiger Prototyp für eine vereinfachte und qualitätsgesicherte Datenerhebung entwickelt. Die Erprobung hat gezeigt, dass sich der bisher weitgehend manuelle Prozess deutlich strukturieren und teilweise automatisieren lässt.

Wesentliche Ergebnisse sind:

- einheitliche Eingabemasken und Datenformate,
- eindeutige Zuordnung der Daten zu Anlage und Berichtsjahr,
- automatisierte Prüfung auf formale Fehler und unplausible Angaben,
- direkte Speicherung in einer zentralen Datenbank,
- bessere Nachvollziehbarkeit durch eine automatische Eingabeübersicht und
- eine vereinfachte Zusammenführung der Daten auf Verbundebene.

Dadurch sinkt der Aufwand für die nachträgliche Aufbereitung, Prüfung und Abstimmung der Daten. Gleichzeitig verbessern sich deren Vergleichbarkeit, Aktualität und Verlässlichkeit.

Der wesentliche Nutzen liegt jedoch nicht allein in der vereinfachten Datenerfassung. Der smarte Datencheck schafft eine Grundlage für eine stärker datenbasierte Bewirtschaftung des Klärschlammverbunds. Aktuelle Mengen- und Qualitätsdaten können zukünftig genutzt werden, um Transporte besser zu koordinieren, Lager- und Behandlungskapazitäten gezielter auszulasten und die Beschickung zentraler Anlagen zu optimieren.

Dies bietet insbesondere folgende Potenziale:

- Reduzierung manueller Datenerhebungs- und Abstimmungsprozesse,
- frühzeitige Erkennung von Mengen- und Qualitätsschwankungen,
- bessere Planung von Transporten und Zwischenlagerung,
- gleichmäßigere Auslastung der Verwertungsanlagen,
- optimierte energetische Ausbeute bei der thermischen Behandlung,
- verbesserte Voraussetzungen für die Nährstoffrückgewinnung sowie
- belastbarere Grundlagen für betriebliche und strategische Entscheidungen.

4.4.3 Empfehlungen und nächste Schritte

Für die dauerhafte Nutzung im KNRN sollte der entwickelte Prototyp schrittweise zu einem integrierten Datenmanagementsystem weiterentwickelt werden.

Prioritär wird empfohlen, den smarten Datencheck direkt an die zentrale KNRN-Datenbank anzubinden. Dadurch können geprüfte Daten ohne zusätzliche Übertragungsschritte für verbundweite Auswertungen und Planungen bereitgestellt werden.

Darüber hinaus sollte die Datenerfassung stärker automatisiert werden. Wo technisch möglich, sollten Mengen-, Betriebs- und Analysedaten künftig direkt aus Prozessleitsystemen, Laborinformationssystemen oder bestehenden Datenbanken der Kläranlagen übernommen werden.

Hierfür sind einheitliche Datenformate und standardisierte Schnittstellen erforderlich.

Für den weiteren Ausbau werden folgende Schritte empfohlen:

- Anbindung des Datenchecks an die KNRN-Datenbank,
- Einrichtung eines sicheren und dauerhaft verfügbaren Hostings,
- Weiterentwicklung der automatisierten Plausibilitätsprüfungen,
- Festlegung einheitlicher Datenformate und Mindestanforderungen,
- Entwicklung von Schnittstellen zu bestehenden Systemen der Kläranlagen,
- Einführung eines Rollen- und Berechtigungskonzepts sowie
- Ergänzung automatisierter Auswertungs-, Berichts- und Warnfunktionen.

Mittelfristig sollte der Datencheck von einer periodischen Datenerhebung zu einem kontinuierlichen Datenfluss weiterentwickelt werden. Damit könnten nicht nur Jahresdaten für strategische Bewertungen, sondern zunehmend auch monats-, wochen- oder tagesscharfe Daten für die operative Steuerung des Verbunds genutzt werden.

Der entwickelte Prototyp zeigt, dass die technische Grundlage für einen solchen Datentransfer vorhanden ist. Der nächste Entwicklungsschritt besteht darin, die Anwendung organisatorisch und technisch in das KNRN zu integrieren und den manuellen Aufwand durch standardisierte Schnittstellen weiter zu reduzieren.

5 Verzeichnisse

5.1 Bildverzeichnis

Bild 1: Die drei Schritte der rollierenden strategischen Investitionsplanung in Analogie zum Betriebs-Controlling/Benchmarkprozess (Beier et al. 2024) 4
Bild 2: Schematische Darstellung des Ablaufs der modellgestützten Bewertung mit dem Digitalen Stoffstrom-Zwilling (DSSZ) 6
Bild 3: Schematische Darstellung Verfahrensmodul (Manig et al. 2018) 7
Bild 4: Modulbibliothek für modellgestützte Szenarienanalyse 8
Bild 5: ISAH-Modulbibliothek - Überblick 9
Bild 6: Kausale Verbindung zwischen Modelleingängen und möglichen Indikatorwerten am Beispiel einer kommunalen Kläranlage 14
Bild 7: (Modellgestützte) Bewertung im Gesamtsystem für P-Rückgewinnungsverfahren 17
Bild 8: Phosphorfraktionen in der Abwasserbehandlung (Beier und Schneider 2018) 25
Bild 9: Veränderung der Phosphorformen in der Prozesskette einer kommunalen Kläranlage 25
Bild 10: Beispiele der Bandbreite der Abtrennleistung der Vorklärung für Kläranlagen verschiedener Größenklassen (Hiller et al. 2023) 26
Bild 11: Abbildung des Stoffstrom- und Energievektors 36
Bild 12: Stoffstromzwilling der KA Hildesheim (prinzipieller Aufbau) 39
Bild 13: Übersicht der Bilanzräume in SATELLITE 40
Bild 14: Verfahrensschema einer Kläranlage mit typischen Datenquellen und Bilanzpunkten für den Stoffstromzwilling 59
Bild 15: Vergleich der TM-, N- und P-Frachten nach Datenquelle für die Anlagen der Modellregion 61
Bild 16: Eingaben in der Weboberfläche „Smarter Datencheck“ 65
Bild 17: Übersicht der berechneten Vektorenwerte für jede Verfahrensstufe im Stoffstromzwilling von Kläranlage Hildesheim VI
Bild 18: Auszug des Entwässerungsmoduls des digitalen Stoffstromzwillings der Stadtentwässerung Hildesheim IX
Bild 19: Auszug des Faulungsmoduls des digitalen Stoffstromzwillings der Stadtentwässerung Hildesheim XI

5.2 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Überblick der in SATELLITE erstellten bzw. erweiterten Verfahrensmodule und Verfahrensausprägungen 10
Tabelle 2: Überblick der Verfahrensausprägungen für P-Rückgewinnungsverfahren und ihrer Integration in die Modulbibliothek 11
Tabelle 3: Im Wasser- und Schlammvektor berücksichtigte Phosphorfraktionen 24
Tabelle 4: Im Wasservektor berücksichtigte CSB-Fraktionen 28
Tabelle 5: Im Schlammvektor berücksichtigte CSB-Fraktionen 28

Tabelle 6: Komponenten des Energievektors 30
Tabelle 7: In SATELLITE identifizierte relevante Stoffstromdaten zur Ermittlung des Ist-Zustands 49
Tabelle 8: In SATELLITE identifizierte relevante Energiedaten für die Ermittlung des Ist-Zustands 50
Tabelle 9: In SATELLITE identifizierte relevante Daten zur Abbildung Verbund im Ist-Zustand 51
Tabelle 10: Szenarioannahmen und Randbedingungen für stoffstrombezogene Prognosen 53
Tabelle 11: Szenarioannahmen und Randbedingungen für energiebezogene Prognosen 55
Tabelle 12: Szenarioannahmen und Randbedingungen für Prognosen auf Gesamtverbundebene 57
Tabelle 13: Typische Datenquellen für den Aufbau und die Kalibrierung von Stoffstromzwillingen 60
Tabelle 14: Empfohlene Metadaten je bereitgestelltem Datenwert 62
Tabelle 15: Sinnvolle zeitliche Auflösung nach Datenart 63

6 Literaturverzeichnis

Ay, Selin; Weichgrebe, Dirk (2013): Einfluss der Substratzusammensetzung auf die Hydrolysekonstante.

Beier, Maike; Köster, Stephan; Rosenwinkel, Karl-Heinz; Pohl, Dagmar; Yogendran, Alicja (2021): Abschlussbericht des BMBF-Forschungsprojektes Water Reuse in Industrieparks - WaReIp, TP 4: Modellgestützte Planung und multikriterielle Bewertung. Hannover: Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Leibniz Universität Hannover.

Beier, Maike; Rosenwinkel, Karl-Heinz; Pikula, Ron; Spering, Volker (2010): Abschlussbericht Verbundprojekt ProPhos - Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser, Klärschlamm und Rückständen thermischer Klär- schlammbehandlung (FKZ: 02WA0784): Teilstudie A, Teilprojekt 1 (TP A1): Rückgewinnung von Phosphor aus der wässrigen Phase - Erhöhung der P-Konzentration in der Wasserphase und MAP-Fällung. Hannover.

Beier, Maike; Saadlou, Kasra; Pohl, Dagmar; Freyschmidt, Arne (2024): Workshop 1 im Rahmen der Forschungskooperation ISAH-OOWV ABWA40+. Entwicklung einer Abwasserstrategie mit dem Zielhorizont 2040 unter Anwendung und Weiterentwicklung der Methodik der modellgestützten strategischen Investitionsplanung, 2024.

Beier, Maike; Schneider, Yvonne (2018): Phosphorus removal and recovery in focus of a holistic wastewater treatment of the future. In: *IWA Publishing* 71, S. 175–203.

Breitenkamp, S.; Beier, M.; Ehm, J.-H.; Fehr, G.; Gries, S.; Hammerich, J. et al. (2024): 1. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KEK 7.7 ‚Bewertung von Verfahrenskomponenten und Prozessketten im Hinblick auf Energie- und Ressourceneffizienz‘q. In: *KA Korrespondenz Abwasser Abfall* 71 (2), S. 113–121. DOI: 10.3242/kae2024.02.003.

Breitenkamp, Sabrina (2016): Modellgestützte Mehrzieloptimierung industrieller Stoff- und Energieströme am Beispiel der Apfelsaftherstellung. Leibniz Universität Hannover, Hannover.

DWA: DWA-M 366: Maschinelle Schlammentwässerung. Hennef (DWA-Regelwerk) (978-3-942964-80-7). Online verfügbar unter https://shop.dwa.de/DWA-M-366-Maschinelle-Schlammentwaesserung-Februar-2013/M-366-13.

DWA (2016): Bemessung von Kläranlagen in warmen und kalten Klimazonen. Oktober 2016, korrigierte Fassung November 2017. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) (DWA-Themen, T4/2016).

DWA (2026): Arbeitsblatt DWA-A 202 Elimination von Phosphor aus Abwasser. Mai 2026. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA-Arbeitsblatt, 202).

Hiller, J.; Beier, M.; Ehbrecht, A.; Evers, H. (2023): Phoshorgehalte kommunaler Schlämme. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. Würzburg. DWA KlärschlammTage 2023, 2023.

Hinken, Linda; Weichgrebe, Dirk (2013): Modellierung mehrstufiger anaerober Prozesse mit dem Anaerobic Digestion Modell No. 1 (ADM1).

Manig, Nina; Beier, Maike; Rosenwinkel, Karl-Heinz; Thöle, Dieter; Hölscher, Inga (Hg.) (2018): Konzeptionelle Umsetzung der strategischen, zukunftsweisenden Kläranlagenplanung - Abschlussbericht: Entwicklung und Integration innovativer Kläranlagentechnologien für den Transformationsprozess in Richtung Technikwende – E-Klär. Abschlussbericht zum gleichnamigen Forschungsprojekt, gefördert im Rahmen der BMBF-Fördermaßnahme „Zukunftsfähige Technologien und Konzepte für eine energieeffiziente und ressourcenschonende Wasserwirtschaft – ERWAS“.

Rosenwinkel, Karl-Heinz; Beier, Maike; Breitenkamp, Sabrina (2016): Optimierung von Kosten, Energie- und Ressourcen-Nutzung in der Fruchtsaftindustrie - Bilanzmodell und Mehrzieloptimierung (OptiKERN). Schlussbericht zum Forschungsvorhaben AiF 17722 N. Hannover: Leibniz Universität Hannover, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISAH).

Schaum, C.; Lensch, D.; Cornel, P. (2016): Evaluation of the energetic potential of sewage sludge by characterization of its organic composition. In: *Water Science and Technology* 73 (12), S. 3072–3079. DOI: 10.2166/wst.2016.188.

Verbundprojekt aqua³ (2025): aqua³ – Technische Ausgestaltung und digital gestützte Bewirtschaftung von drei qualitätsgesicherten Wasserkreisläufen zur langfristigen Sicherstellung der städtischen Wasserversorgung als Beitrag zur Entwicklung klimaangepasster Städte. Online verfügbar unter https://www.aquadrei.de/, zuletzt geprüft am 04.05.2026.

Anhang

A.1 Aufbau des Stoffstromzwillings am Beispiel Hildesheim

Am Beispiel der Kläranlage Hildesheim wird die reale Verfahrenskette aus Hauptstrom, Schlammbehandlung und Rückläufen in der Modulstruktur nachgebildet. Der Hauptstrom umfasst Zulauf, Vorklärung, biologische Stufe einschließlich Nachklärung und Ablauf. Primär- und Überschussschlamm werden zum Rohschlamm zusammengeführt und über Faulung und Entwässerung weiterbehandelt. Prozesswässer aus Eindickung und Entwässerung werden an ihre tatsächlichen Rückführungsstellen in den Hauptstrom zurückgeführt; Gas- und Wärmeströme werden an Faulung und Gasnutzung gekoppelt. Die Szenarienanwendung ist in den Schwerpunkten B und D beschrieben.

Der Aufbau des Stoffstromzwillings besteht darin, die Module der Modulbibliothek entsprechend der zuvor beschriebenen Verfahrenskette miteinander zu verschalten. Durch die Module läuft der Eingangsvektor, der die zu berechnenden und zu bilanzierenden Stoffströme abbildet; seine Zusammensetzung folgt der in den vorangehenden Kapiteln definierten ganzheitlichen Betrachtung. Je nach Prozesstyp werden unterschiedliche Vektortypen ineinander überführt; im vorliegenden Fall werden der Abwasservektor sowie die für Faulung und Energie relevanten Vektoren geführt. Für die Bewertung sind dabei insbesondere der CSB, der die Schlammproduktion bestimmt, und der Phosphor von Bedeutung, der im System erhalten bleibt und sich daher gut bilanzieren lässt (vgl. Kapitel 3.4).

Die Module bilden die physikalischen und verfahrenstechnischen Zusammenhänge grundsätzlich zutreffend ab, müssen für die konkrete Anlage jedoch kalibriert werden. Dazu wird jedes Modul entsprechend seiner Funktion mit den Prozessparametern eingestellt, die die tatsächlichen Vorgänge in der Kläranlage beschreiben; welche Faktoren maßgeblich sind, ergibt sich aus dem Prozesswissen der Fachleute beziehungsweise der Verfahrensgeber.

Für die Vorklärung sind die typischen Aufenthaltszeiten und die daran gekoppelten Eliminationsgrade in DWA-A 131 (2016) angegeben. Da sich die mittlere Aufenthaltszeit und ihre Wirkung auf die einzelnen Fraktionen aus den vorliegenden Daten nicht belastbar bestimmen lassen, wird stattdessen der regelmäßig gemessene CSB im Zulauf der Belebung herangezogen, der die nachfolgenden biologischen Prozesse maßgeblich prägt und für den ein Jahresmittel-wert vorliegt. Der Gesamt-CSB beträgt im Zulauf der Vorklärung 861 mg/L und im Zulauf der Belebung 436 mg/L, woraus sich ein gemessener Gesamt-CSB-Eliminationsgrad von 49,4% ergibt.

Für die Modellierung der Belebung werden zusätzlich die CSB-Fraktionen benötigt, die nicht regelmäßig bestimmt werden. Daher wird der Eliminationsgrad der partikulären Fraktion (X) gesondert kalibriert, sodass sich der Gesamt-CSB-Eliminationsgrad aus den getrennten Eliminationsgraden der gelösten (S) und der partikulären (X) Fraktion zusammensetzt und den gemessenen Wert wiedergibt. Die Kalibrierung ergibt für die partikuläre Fraktion einen Eliminationsgrad von 63,4%, während DWA-A 131 (2016) bei einer Aufenthaltszeit von mehr als 2,5 Stunden einen typischen Wert von 60% angibt. Nach der abschließenden Kalibrierung berechnet das Modell einen Gesamt-CSB-Eliminationsgrad von 50,0% gegenüber 49,4% aus den

Daten; die Abweichung von 0,6 Prozentpunkten beziehungsweise rund 1,2% liegt im Bereich üblicher Messungenauigkeiten.

Ist die Kalibrierung für die einzelnen Stufen abgeschlossen, berechnet das Modell die Vektorgrößen für die gesamte Prozesskette zuverlässig und in sich konsistent. Die Ergebnisse laufen auf einer Übersichtsseite zusammen, die der Betreiber einsehen, mit ergänzenden Berechnungen verknüpfen, als Zusatzinformation nutzen oder in Regelkreise einspeisen kann.

Das Modell der Kläranlage Hildesheim wird mit den Betriebsdaten des Jahres 2021 aufgebaut und kalibriert. Mit aktuellen Stoffstromvektoren lässt es sich anschließend auf spätere Datenstände anwenden und zur Betriebsunterstützung nutzen; dies wird in den Schwerpunkten B und D mit Daten des Jahres 2024 gezeigt. Die Kalibrierung kann überprüft und angepasst werden, so-bald den Betreibern Prozessänderungen bekannt werden oder auffallen.

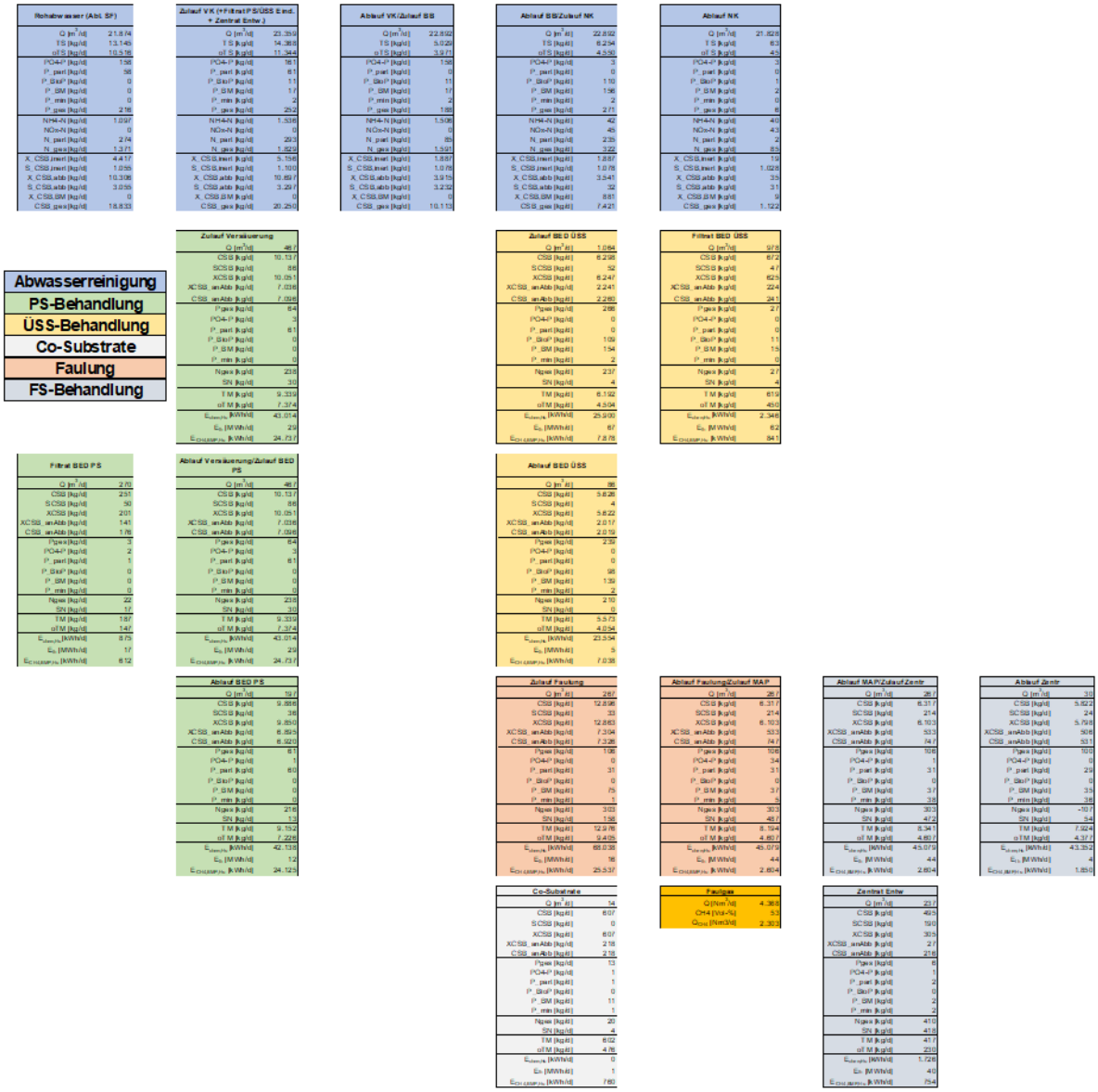


Bild 17: Übersicht der berechneten Vektorenwerte für jede Verfahrensstufe im Stoffstromzwilling von Kläranlage Hildesheim

A.2 Anlagenspezifische Kalibrierung der Schlammentwässerung

Die Schlammentwässerung der Kläranlage Hildesheim erfolgt mit zwei parallel betriebenen Zentrifugen. Eine vollständige Kalibrierung des Entwässerungsmoduls anhand betrieblicher Massenbilanzen war aufgrund der unzureichenden und teilweise widersprüchlichen Datengrundlage nicht möglich.

Grundsätzlich ist die Entwässerung als Verfahrensstufe anlagenspezifisch zu kalibrieren. Anders als beispielsweise bei der biologischen Abwasserbehandlung oder der Faulung bestehen keine allgemeingültigen verfahrenstechnischen Zusammenhänge, mit denen sich der erreichbare Austrags-TR, der Feststoffabscheidegrad sowie der Polymer- und Strombedarf allein aus der üblich gemessenen Zusammensetzung des Zulaufstroms ableiten lassen. Die Ergebnisse hängen unter anderem von den Schlammeigenschaften, dem verwendeten Entwässerungsaggregat, dessen Auslegung und Betriebseinstellungen sowie von Art und Dosierung des Flockungshilfsmittels ab. Die einzige zwingende und verfahrensunabhängige Grundlage für die Berechnung der Stoffströme ist die Massenbilanz. Literaturwerte können daher nur als Ausgangswerte beziehungsweise zur überschlägigen Abbildung verwendet werden und ersetzen keine Kalibrierung an der jeweiligen Anlage.

Im Datenbestand werden für die beiden Zentrifugen mittlere Zulaufvolumenströme von rund 113 m³/d beziehungsweise 122 m³/d ausgewiesen. Der Gesamtvolumenstrom von etwa 235 m³/d ist damit rund 1,35-mal so groß wie die Summe der Zulaufströme zur Faulung von etwa 174 m³/d. Eine solche Zunahme des Schlammvolumenstroms zwischen Faulung und Entwässerung ist aus der dokumentierten Verfahrenskette nicht nachvollziehbar. Die gemessenen Zulaufvolumenströme der Zentrifugen wurden daher nicht zur Parametrisierung des Moduls verwendet. Der Zulauf zur Entwässerung wird stattdessen aus dem bilanzierten Ausgangsstrom der vorgeschalteten Faulung übernommen.

Für den Zulauf der Entwässerung liegt ein mittlerer laboranalytischer Trockenrückstand von rund 2,40% vor. Das Modell berechnet für den Faulschlamm einen TR von etwa 2,53%. Die Übereinstimmung der Konzentrationen dient lediglich der Plausibilisierung, da wegen des unsicheren Volumenstroms keine belastbare TM-Fracht aus den Betriebsdaten abgeleitet werden kann.

Als einzige anlagenspezifische Zielgröße wurde der Trockenrückstand des entwässerten Schlamms verwendet. Hierfür liegt lediglich ein auswertbarer Laborwert von rund 27% TR vor. Im Modell wurde ein Zielwert von 26% TR angesetzt. Dieser liegt zugleich innerhalb der in DWA-M 366 (DWA) für die Entwässerung von Faulschlamm mit Zentrifugen angegebenen Bandbreite von 22 bis 30% TR. Eine weitergehende Kalibrierung des Moduls war aufgrund der eingeschränkten Datenlage nicht möglich.

Die übrigen Verfahrensparameter wurden aus DWA-M 366 übernommen. Für den Verbrauch polymerer Flockungsmittel wurde mit 11 kg Wirksubstanz je Mg zugeführter TM der Mittelwert der angegebenen Bandbreite von 8 bis 14 kg/Mg TM verwendet. Für den Feststoffabscheidegrad wurde der für die Entwässerung von Faulschlamm mit Zentrifugen angegebene Wert von 95% angesetzt. Die hieraus berechneten Feststoff- und Nährstofffrachten im Zentrat stellen somit Literaturabschätzungen dar und konnten nicht anhand einer betrieblichen Stoffbilanz

überprüft werden.

Der spezifische Strombedarf wird in DWA-M 366 alternativ mit 75 kWh/Mg TM beziehungsweise 1,9 kWh/m³ angegeben. Beide Kennwerte beschreiben denselben Gesamtstrombedarf einschließlich Beschickungspumpe und Dosierstation mit unterschiedlichen Bezugsgrößen und werden daher nicht addiert. Bei der modellierten Zulauffracht von rund 5,45 Mg TM/d ergibt sich ein Strombedarf von etwa 409 kWh/d beziehungsweise 149 MWh/a. Ein unabhängiger Abgleich mit dem tatsächlichen Anlagenverbrauch ist nicht möglich, da für die Hauptantriebe der Zentrifugen keine auswertbaren Energiedaten vorliegen.

Aus der modellierten Zulauffracht ergibt sich außerdem ein Polymerbedarf von rund 60 kg Wirksubstanz pro Tag. Sowohl dieser Wert als auch Strombedarf und Feststoffabscheidegrad sind nicht anlagenspezifisch kalibriert, sondern aus Literaturwerten abgeleitet. Das Modell bildet somit ausschließlich den Austrags-TR anlagenspezifisch ab. Die übrigen Ergebnisse sind aufgrund der fehlenden Betriebsdaten als überschlägige Abschätzungen zu verstehen und bei einer Anwendung auf andere Anlagen oder Entwässerungsaggregate entsprechend anzupassen und möglichst zu kalibrieren.

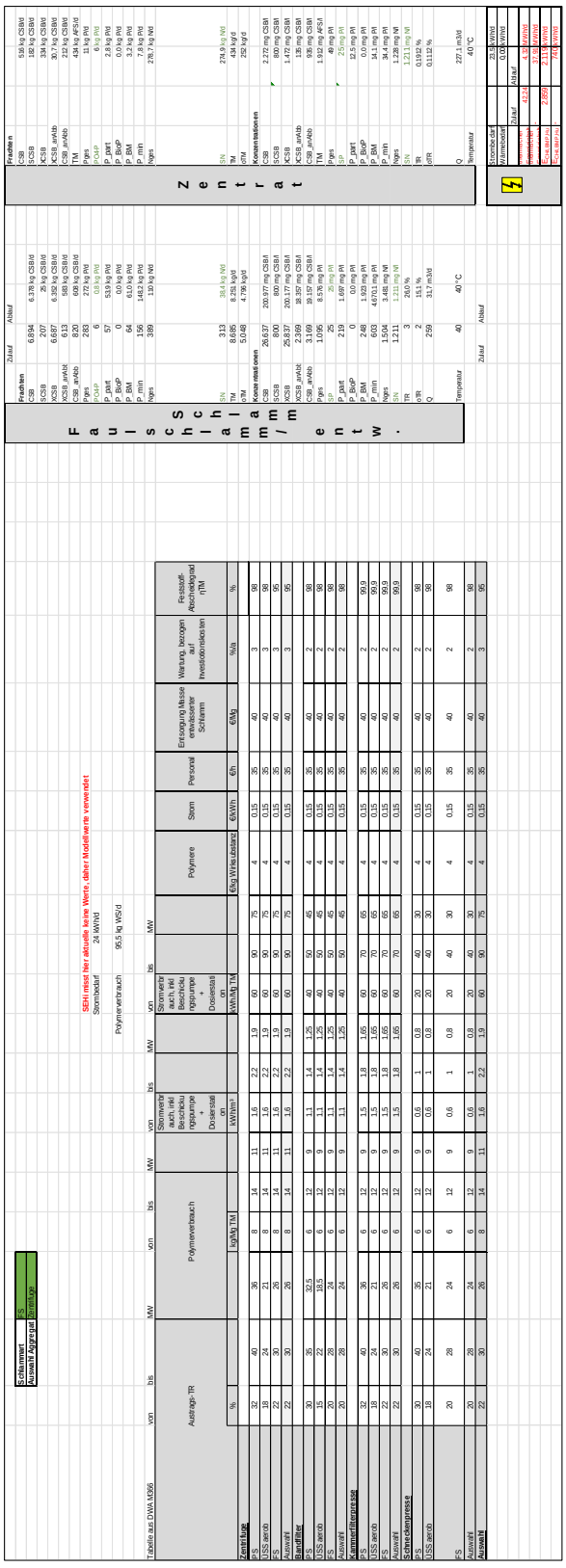


Bild 18: Auszug des Entwässerungsmoduls des digitalen Stoffstromzwillings der Stadtentwässerung Hildesheim

A.3 Anlagenspezifische Kalibrierung der Faulung

Für die Abbildung der Faulung wurde der Anlagenbestand der Kläranlage Hildesheim mit einer einstufigen, parallel betriebenen Faulung, einem gesamten Faulraumvolumen von 6.500 m³

und einer Betriebstemperatur von 40 °C angesetzt. Im betrachteten Modellstand werden der Faulung etwa 113 m³/d Primärschlamm und 61 m³/d eingedickter Überschussschlamm zugeführt. Daraus ergibt sich ein Rohschlammvolumenstrom von rund 174 m³/d und eine rechnerische Aufenthaltszeit von etwa 37 Tagen. Die zugehörigen TM-, oTM- und CSB-Frachten werden aus den vorgeschalteten Modulen übernommen und stellen teilweise bilanzierte beziehungsweise kalibrierte Modellwerte dar.

Eine belastbare Kalibrierung anhand des auf der Anlage erreichten TM- oder oTM-Abbaugrads war nicht möglich, da für Roh- und Faulschlamm keine zeitlich zusammengehörigen und hinreichend verlässlichen Feststofffrachten vorlagen. Trockenmassegehalte und Schlammvolumenströme allein reichen hierfür nicht aus, da bereits geringe Unsicherheiten beider Größen zu erheblichen Abweichungen der berechneten Frachten führen können. Als primäre Kalibriergröße wurde daher die Methanmenge verwendet. Fehlende oder nicht plausible Eingangsdaten der Primär- und Überschussschlammströme wurden innerhalb fachlich plausibler Bereiche angepasst. Die biologischen und stöchiometrischen Grundbeziehungen des Faulungsmoduls wurden dabei nicht verändert.

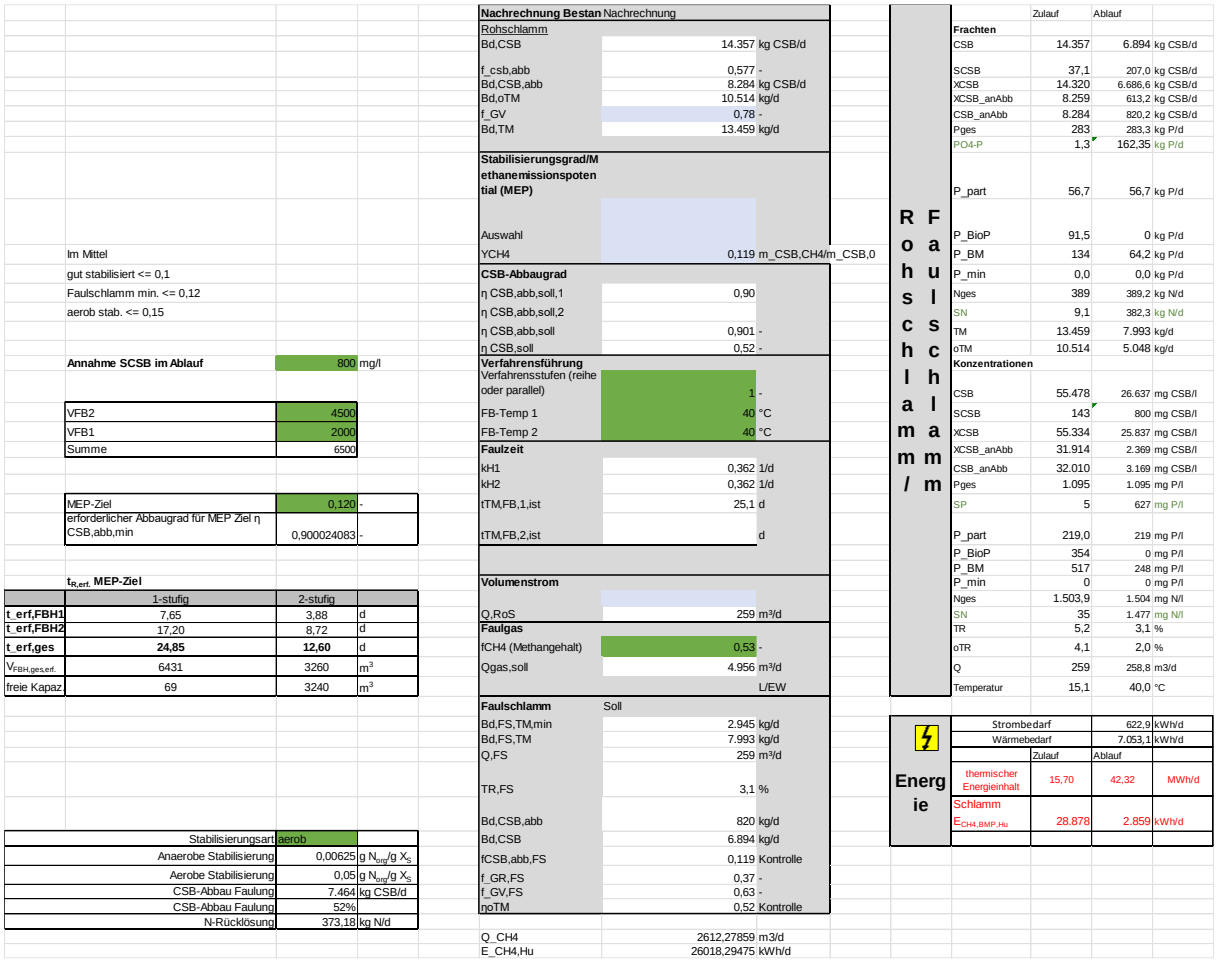
Aus den Betriebsdaten der SEHi für 2024/2025 ergibt sich bei einer mittleren Faulgasmenge von 4.397 m³/d und einem Methangehalt von 52,71% eine Methanmenge von rund 2.318 m³ CH_4/d. Das Modell berechnet aus einem CSB-Abbau von rund 7.088 kg/d eine Methanmenge von 2.481 Nm³ CH_4/d. Der Modellwert liegt damit um etwa 163 m³ CH_4/d beziehungsweise 7,0% über dem aus den Betriebsdaten abgeleiteten Wert. Eine exakte Übereinstimmung wurde aufgrund der Unsicherheiten der Eingangsfrachten und der vereinfachten semistatischen Abbildung nicht erzwungen. Die Größenordnung der Methanproduktion wird durch das Modell jedoch nachvollziehbar wiedergegeben.

Die verbleibende Abweichung kann neben Unsicherheiten der Eingangsdaten auch durch eine unvollständige Durchmischung, hydraulische Kurzschlussströmungen oder ein gegenüber dem geometrischen Faulraum vermindertes aktives Volumen infolge von Ablagerungen und Schwimmschichten verursacht werden. Weitere mögliche Einflüsse sind eine ungleiche Beschickung der Faulbehälter, zeitliche Schwankungen der Schlammzusammensetzung und Abbaubarkeit, nicht erfasste Fremdschlämme oder Nebenströme sowie Unterschiede zwischen den Bilanzzeiträumen der Schlamm- und Gasdaten. Hinzu kommen mögliche Unsicherheiten der Gasmengen- und Methanmessung, Gasverluste, sowie Änderungen des Gasspeicherfüllstands. Bei der abschließenden Einordnung ist außerdem zu prüfen, ob betriebliche Gasmengen und Modellwerte auf dieselben Druck-, Temperatur- und Feuchtebedingungen bezogen sind.

Für die energetische Bilanzierung wird die modellierte Methanmenge mit einem unteren Heizwert von 9,96 kWh/Nm³ CH_4 verknüpft. Bei den im BHKW-Modul angesetzten Wirkungsgraden von 40% elektrisch und 50% thermisch ergeben sich aus der modellierten Methanmenge rund 3.608 MWh/a elektrische und 4.510 MWh/a thermische Energie. Aus der betrieblich abgeleiteten Methanmenge würden unter denselben Annahmen rund 3.371 MWh/a elektrische und 4.213 MWh/a thermische Energie resultieren. Die Unterschiede von 237 MWh/a elektrisch und 296 MWh/a thermisch entsprechen ebenfalls der Abweichung der Methanmenge von 7,0%. Bei diesen Energiemengen handelt es sich um rechnerisch bereitstellbare Größen und nicht

um einen unabhängigen Abgleich mit gemessener Strom- oder Wärmeerzeugung.

Die zeitweise Mitverstromung von Erdgas im BHKW 3 wurde nicht berücksichtigt. Die hierzu vorliegenden Angaben waren untereinander nicht konsistent und erlaubten keine eindeutige Trennung der aus Faulgas und Erdgas erzeugten Energiemengen. Die Kalibrierung und die daraus abgeleitete Energiebilanz beziehen sich deshalb ausschließlich auf das aus der Faulung stammende Methan.



Annahme SCSB im Ablauf	800	mg/l	
VFB2	4500		
VFB1	2000		
Summe	6500		
MEP-Ziel	0,120	-	
erforderlicher Abbaugrad für MEP Ziel η CSB,abb,min	0,900024083	-	

$t_{R,erf.}$ **MEP-Ziel**

	1-stufig	2-stufig	
t_erf,FBH1	7,65	3,88	d
t_erf,FBH2	17,20	8,72	d
t_erf,ges	**24,85**	**12,60**	d
$V_{FBH,ges,erf.}$	6431	3260	m^3
freie Kapaz.	69	3240	m^3

Stabilisierungsart	aerob	
Anaerobe Stabilisierung	0,00625	g N_{org}/g X_S
Aerobe Stabilisierung	0,05	g N_{org}/g X_S
CSB-Abbau Faulung	7.464	kg CSB/d
CSB-Abbau Faulung	52%	
N-Rücklösung	373,18	kg N/d

Nachrechnung Bestan	Nachrechnung	
Rohschlamm		
Bd,CSB	14.357	kg CSB/d
f_csb,abb	0,577	-
Bd,CSB,abb	8.284	kg CSB/d
Bd,oTM	10.514	kg/d
f_GV	0,78	-
Bd,TM	13.459	kg/d
Stabilisierungsgrad/Methanemissionspotential (MEP)		
Auswahl		
YCH4	0,119	m_CSB,CH4/m_CSB,0
CSB-Abbaugrad		
η CSB,abb,soll,1	0,90	
η CSB,abb,soll,2		
η CSB,abb,soll	0,901	-
η CSB,soll	0,52	-
Verfahrensführung		
Verfahrensstufen (reihe oder parallel)	1	-
FB-Temp 1	40	°C
FB-Temp 2	40	°C
Faulzeit		
kH1	0,362	1/d
kH2	0,362	1/d
tTM,FB,1,ist	25,1	d
tTM,FB,2,ist		d
Volumenstrom		
Q,RoS	259	m³/d
Faulgas		
fCH4 (Methangehalt)	0,53	-
Qgas,soll	4.956	m³/d
		L/EW
Faulschlamm	Soll	
Bd,FS,TM,min	2.945	kg/d
Bd,FS,TM	7.993	kg/d
Q,FS	259	m³/d
TR,FS	3,1	%
Bd,CSB,abb	820	kg/d
Bd,CSB	6.894	kg/d
fCSB,abb,FS	0,119	Kontrolle
f_GR,FS	0,37	-
f_GV,FS	0,63	-
noTM	0,52	Kontrolle
Q_CH4	2612,27859	m3/d
E_CH4,Hu	26018,29475	kWh/d

Rohschlamm / Faulschlamm

	Zulauf	Ablauf	
Frachten			
CSB	14.357	6.894	kg CSB/d
SCSB	37,1	207,0	kg CSB/d
XCSB	14.320	6.686,6	kg CSB/d
XCSB_anAbb	8.259	613,2	kg CSB/d
CSB_anAbb	8.284	820,2	kg CSB/d
Pges	283	283,3	kg P/d
PO4-P	1,3	162,35	kg P/d
P_part	56,7	56,7	kg P/d
P_BioP	91,5	0	kg P/d
P_BM	134	64,2	kg P/d
P_min	0,0	0,0	kg P/d
Nges	389	389,2	kg N/d
SN	9,1	382,3	kg N/d
TM	13.459	7.993	kg/d
oTM	10.514	5.048	kg/d
Konzentrationen			
CSB	55.478	26.637	mg CSB/l
SCSB	143	800	mg CSB/l
XCSB	55.334	25.837	mg CSB/l
XCSB_anAbb	31.914	2.369	mg CSB/l
CSB_anAbb	32.010	3.169	mg CSB/l
Pges	1.095	1.095	mg P/l
SP	5	627	mg P/l
P_part	219,0	219	mg P/l
P_BioP	354	0	mg P/l
P_BM	517	248	mg P/l
P_min	0	0	mg P/l
Nges	1.503,9	1.504	mg N/l
SN	35	1.477	mg N/l
TR	5,2	3,1	%
oTR	4,1	2,0	%
Q	259	258,8	m3/d
Temperatur	15,1	40,0	°C

Energie

Strombedarf		622,9	kWh/d
Wärmebedarf		7.053,1	kWh/d
	Zulauf	Ablauf	
thermischer Energieinhalt	15,70	42,32	MWh/d
Schlamm $E_{CH4,BMP,Hu}$	28.878	2.859	kWh/d

Bild 19: Auszug des Faulungsmoduls des digitalen Stoffstromzwillings der Stadtentwässerung Hildesheim

Schwerpunktthema B

Modellgestützte Planung und Betrieb von Kläranlagen im Kontext der P-Rückgewinnungspflicht

Beispielhafte Anwendung des DSSZ

Schwerpunkt B des Abschlussberichts stellt die Ergebnisse der **anwendungsbezogenen Untersuchungen** zur strategischen Investitionsplanung und Betriebsoptimierung von Kläranlagen im SATELLITE-Verbund vor. Das Projekt SATELLITE bietet mit dem Konzept der Umsetzung eines umfassenden interkommunalen Verbundes beispielhaft für die Region Südliches Niedersachsen einen Kristallisationspunkt für eine langfristig abgesicherte strategische Investitionsplanung zur Umsetzung eines nachhaltigen regionalen Nährstoffrecyclings für stark landwirtschaftlich geprägte Regionen mit einer Vielzahl selbstverwalteter, kommunal betriebener kleiner und mittlerer Kläranlagen in regionaler Nähe zu Anlagen der Größenklasse 5 in den regionalen Oberzentren. Über den Zusammenschluss verschiedener Kommunen im KNRN zur gemeinsamen Bewältigung der Herausforderung der Transformation der Schlammentsorgung, steht die Unterstützung bei der **gemeinsamen Konzeptionierung und Bewirtschaftung der Anlagen verschiedener Größenklassen und Anlagentechnik** sowie die Integration relevanter regionaler Energie-, Nährstoff-, Abwasserströme aus Landwirtschaft und Industrie im Betrachtungsfokus von SATELLITE.

Nachfolgend wird mit der Vorstellung der Ergebnisse verschiedener Szenarienanalysen zunächst einmal gezeigt, wie die, in Abschnitt A erläuterte Methodik praktisch eingesetzt und genutzt werden kann. Dabei werden für den KNRN-Verbund und seine einzelnen Mitglieder relevante strategischen Entscheidungen wie i) Betrieb und verfahrenstechnische Umsetzung der Stabilisierung, ii) Verortung und Anzahl gemeinsamer Trocknungsanlagen und iii) gemeinsam Nutzung von Anlagen modellunterstützt analysiert, mit dem Ziel **datenbasierte Entscheidungshilfen** zu geben für die zukünftige technologische Ausrichtung der Einzelanlagen im Verbund. Die Beispiele zeigen, dass das Konzept des DSSZ eine **Bewertung alternativer Technologiekonzepte** ermöglicht **unter Berücksichtigung lokal differierender Randbedingungen und Zielen der Einzelanlagen**. Hierfür wurden Bewertungsmodelle für verschiedene Entscheidungsräume (regionale Zentren + Satelliten, KNRN, Gesamtregion) entwickelt und angewendet. Konkret wurden für die regionalen Zentren Hildesheim und Göttingen sowie die Modellregion Landkreis Nienburg die Frage untersucht, wie unter veränderten rechtlichen, energetischen und stofflichen Randbedingungen die Verfahrenstechnik weiterentwickelt werden sollten. Dabei werden Klärschlammqualität, Energiehaushalt, Rückbelastungen, Entsorgungssicherheit und regionale Behandlungsstrukturen immer zunächst für die einzelne Anlage betrachtet.

In den ersten beiden Kapiteln wird am Beispiel der Kläranlage Hildesheim die **Optimierung**

einer 2-stufigen Faulung betrachtet sowie die Behandlung hochbelasteter **stickstoffhaltiger Teilströme** aus der Schlammbehandlung und Trocknung. Da die Kläranlage Hildesheim sowohl plant zur verbesserten Energieausbeute Co-Substrate anzunehmen und aufgrund der direkten Nähe zur Trocknung des KNRN wurde ein besonderer Fokus auf die Identifizierung der Potentiale einer Teilstrom-Deammonifikation gelegt. Für den Partner GEB (Göttinger Entsorgungsbetriebe) standen wiederum mit dem Blick auf die besonderen lokalen Randbedingungen die Fragen der **Klärschlammtrocknung mit Eigenenergie** sowie die Verknüpfung der Stoffstrom- und Energiebilanzen mit Transport-, Lagerungs- und Kostenfragen im Vordergrund der modellbasierten Entscheidungsunterstützung. In Kapitel 4 werden die energetischen Betrachtungen zu einer anlagenweiten **Wärme- und Energieplanung** zusammengeführt und um externe Schnittstellen sowie saisonale Lastfälle erweitert. Der Schwerpunkt B „beispielhafte Anwendung des DSSZ“ schließt mit den Entwicklungs-Fragen der Modellregion (Unterverbund mit kleinen bis mittleren Anlagen), wie eine technische **Anpassung kleiner Kläranlagen** für neue Schlammverwertungswege erfolgen kann. Hier wird am Beispiel Pattensen dargestellt, welche Synergien und Potentiale durch die Abgabe der Stabilisierung des Klärschlamms an das regionale Zentrum (hier Kläranlage Hildesheim) entstehen. Mit der großtechnischen Umsetzung dieses Beispiels konnten die Modellansätze durch Praxisdaten überprüft werden. Die Anwendung des DSSZ für die Analyse **gemeinsamer Behandlungsstrukturen** im Unterverbund wird in Kapitel 6 beschrieben. Hierzu gehören die gemeinsame Nutzung einer mobilen Entwässerung und die verfahrensoffene Investitionsplanung am Beispiel Steyerberg unter Einbeziehung von regionalen Stakeholdern. Gemeinsame Nutzung von Infrastruktur und Anlagentechnik erfordert immer auch ein Konzept der Kostenverteilung. In Kapitel 7 wird am Beispiel der Fremdschlammannahme aufgezeigt, wie der DSSZ direkt genutzt werden kann, um eine verursachergerechte **Bepreisung** ohne großen zusätzlichen Verwaltungsaufwand umzusetzen, aber auch die Kosten einer Annahme situationsscharf aus dem laufenden Betrieb abgeschätzt werden könne, um Anfragen z. B. zur Co-Substratannahme zu bewerten.

1 Optimierung der Faulung 3

2 Einbindung hochbelasteter Stickstoff-Teilströme 50

3 Modellgestützte Entscheidungsunterstützung zur Klärschlammtrocknung mit Eigenenergie 59

4 Strategische Wärme- und Energieplanung (Einzelanlage) 75

5 Technische Anpassung (kleiner) Kläranlagen für neue Schlammverwertungswege 91

6 Investitionsentscheidungen treffen im Verbund kleiner Anlagen 103

7 Bepreisung gemeinsamer Leistungen (Gebühren) 116

8 Verzeichnisse I

9 Literaturverzeichnis V

1 Optimierung der Faulung

Autor*innen:
Maike Beier, Torben Martens, ISAH – Leibniz Universität Hannover
Katrin Oelker, Alexa Bliedung[1], Stadtentwässerung Hildesheim

Inhaltsverzeichnis

1.1 Primärschlammversäuerung 4
1.2 Identifikation freier Faulraumkapazitäten 12
1.3 Einstufige, zweistufige, thermophil – Potentiale durch die Betriebsweise der Faulung 28
1.4 Optimierung des Stabilisierungsgrads der Belebung 44

Kurzbeschreibung

Das Kapitel beschreibt die beispielhafte Umsetzung der modellgestützten Bewertung von Optimierungsoptionen der anaeroben Schlammstabilisierung am Standort Hildesheim. Als Werkzeug wurde im Rahmen von SATELLITE der digitalen Stoffstromzwilling der Schlammschiene aufgebaut und anhand der Betriebsdaten aus den Jahren 24/25 kalibriert. Im Mittelpunkt der Szenarienanalyse stand die Frage, wie die vorhandene Faulungsinfrastruktur unter verschiedenen betrieblichen und stofflichen Randbedingungen (Co-Substrate, Reihen- oder Parallelbetrieb, Revision einer Faulung) effizient genutzt werden kann und in wie weit das übergeordnete Stoffstrom- und Energiemanagement der Kläranlage ggf. betrieblich angepasst werden sollte.

Betrachtet wurden folgende Betriebssituation/Fragestellungen

- *Prozessbeschreibung der Primärschlammversäuerung und optimale Einbindung im Kontext Faulgasproduktion, Denitrifikation und biologischer P-Elimination*
- *Ermittlung freier Faulraumkapazitäten als Grundlage für die Bewertung der Annahme zusätzlicher Stoffströme (Co-Substrate)*
- *Auswirkungen der Mitbehandlung externer Schlämme und Co-Substrate auf Stabilisierung, Methanbildungspotenzial, Wärmebedarf, Nährstoffrücklösung und Rückbelastung.*
- *Potentiale eines angepassten Betriebs der Belebung mit dem Ziel einer verbesserten Faulgasausbeute*

Im Ergebnis zeigt sich, dass die Faulung nicht allein als Behandlungsstufe zur Sicherstellung der Stabilisierung betrachtet und weitgehend „statisch“ betrieben werden sollte. Ihr Betrieb hat Einfluss auf die gesamte Verfahrenskette wie z. B. THG-Emission (Schlupf und Verschleppung), Energiebilanz (Heizwert- und Faulgasproduktion), Rückbelastung der Hauptstufe mit ggf. Erhöhung der refraktären Anteile und nicht zuletzt der Phosphorfixierung/-umlagerung mit Blick auf die Rezyklierung. Die modellgestützte Betrachtung unterstützt den Betrieb dabei durch spezifische Stoffstrominformation und Effizienzen, technische Handlungsspielräume, betriebliche Grenzen und mögliche Wechselwirkungen zwischen Schlammbehandlung, Hauptstrom und nachgelagerten Verwertungspfaden zu bewerten und Handlungsfelder abzuleiten.

[1] *in der Zeit von 7‘20 bis 12‘2021 als Projektkoordinatorin*

1.1 Primärschlammversäuerung

Am Standort Hildesheim wurde mit Implementierung der vermehrten biologischen Phosphorelimination in den 90ern eine Primärschlammversäuerung installiert, um die für die Selektion der P-speichernden Bakterien notwendige Konzentration an organischen Säuren sicherzustellen. Technisch erfolgt die Versäuerung indem der Primärschlamm im Eindicker eine gezielt verlängerte Verweilzeit hat und das hierdurch mit organischen Säuren angereicherte Überstandswasser wieder in die Belebung zurückgeführt wird. Neben der Stärkung der der Bio-P stabilisiert die Dosierung des versäuerten Überstandswassers die Denitrifikation durch Anhebung des C/N-Verhältnisses. Auf der anderen Seite wird bei dieser Betriebsweise dem Schlamm CSB „entzogen“, also die Methanproduktion reduziert. Zwar wird durch die Rückführung der organischen Säuren in den Hauptstrom auch wieder Schlamm gebildet (ÜSS), allerdings mit einem geringeren Energiegehalt als im Primärschlamm.

Der DSSZ ermöglicht, situationsbezogen die Potentiale des Versäuerungswassers als Stellglied zur innerbetrieblichen Kohlenstoffbewirtschaftung zu analysieren. Im Mittelpunkt steht zunächst die betrieblichen Fragen, wie durch eine gezielte Zwischenbehandlung des Primärschlamms gelöste, leicht verfügbare Kohlenstoffverbindungen effizient erzeugt werden und im Anschluss, wie dieser Teilstrom zwischen Hauptstrom und Schlammschiene optimal verteilt wird.

Das Kapitel beschreibt zunächst die verfahrenstechnische Zielsetzung und das aufgebaute Prozessmodell. Anschließend die in Laborversuchen zur temperaturabhängigen Versäuerung ermittelten Kenndaten für die Ausformulierung des Moduls „Versäuerung“ sowie die Einbindung der Prozessstufe in das Gesamtanlagenschema mit den großtechnischen bzw. modellgestützt ermittelten Auswirkungen auf Belebung und Faulung.

Der DSSZ wird in diesem Anwendungsbeispiel eingesetzt zur anlagenspezifischen Klärung:

- ob die zusätzliche Kohlenstoffverfügbarkeit im Hauptstrom die gleichzeitige Verringerung des Methanbildungspotenzials in der Faulung rechtfertigen kann und hieran anschließend
- ob die Becken, die zurzeit zur Versäuerung des Primärschlamms genutzt werden ggf. für eine anderen Zweck (Teilstrombehandlung) umgenutzt werden können.

1.1.1 Zielsetzung und Prozessmodell

Die erzeugten organischen Säuren stellen einen hochwertigen Kohlenstoffstrom dar, der grundsätzlich für verschiedene Prozesse der Abwasserreinigung und Schlammbehandlung genutzt werden kann. Die verschiedenen Gründe des Betriebs einer Primärschlammversäuerung auf der Kläranlage Hildesheim wurden oben bereits kurz beschrieben:

- Im Hauptstrom kann mit der Dosierung kurzfristig und zielgerichtet die Denitrifikation unterstützt werden, da heterotrophe Denitrifikanten leicht verfügbare organische Kohlenstoffquellen direkt umsetzen können.
- Darüber hinaus ist der Gehalt an kurzkettigen organischen Säuren für die biologische Phosphorelimination relevant, da phosphatakkumulierende Organismen diese in der anaeroben Phase aufnehmen und als interne Kohlenstoffspeicher einlagern. In der

nachfolgenden aeroben Phase kann dadurch eine erhöhte Phosphataufnahme stattfinden.

- Eine weitere Nutzungsoption ist die gezielte Rücklösung des biologisch gebundenen Phosphors aus dem Überschussschlamm vor der Faulung, um so den Phosphor als Phosphat aufkonzentriert direkt einer MAP-Fällung zuzuführen (Phosphatpumpe).

Bild 1 zeigt mögliche Einbindungsoptionen der Primärschlammversäuerung in die Verfahrenskette der Kläranlage Hildesheim.

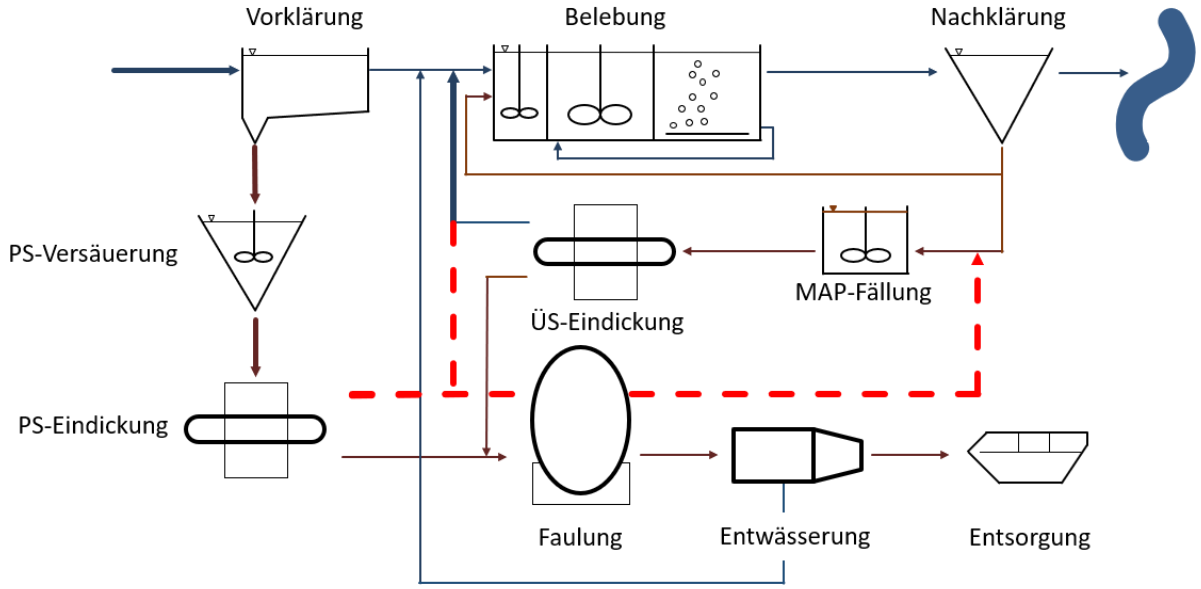


Bild 1: Einbindungsoptionen der Primärschlammversäuerung in die Verfahrenskette der Kläranlage Hildesheim

Aufgrund der klaren Ausrichtung der Rückgewinnungsschiene der SEHi auf die Monoklärschlammverbrennung des KNRN (keine Ausschleusung von P aus der Flüssigphase), wurde bei der Szenarienbetrachtung im Rahmen der modellgestützten Faulungsoptimierung der Fokus auf eine optimierte Bereitstellung der leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen aus der Versäuerung als betriebliche Option gelegt, mit dem Ziel der maximierten Biogasproduktion bei gleichzeitig stabilem Abwasserreinigungsergebnis.

Erster Schritt bei dieser Betriebsführung ist die Zwischenspeicherung des aus der Vorklärung abgezogene Primärschlamm unter anaeroben Bedingungen. Prozessbestimmende Größe ist hierfür die Aufenthaltszeit. In Abhängigkeit der Aufenthaltszeit werden partikuläre organische Stoffe über Hydrolyse und Acidogenese teilweise in gelöste, schnell abbaubare organische Verbindungen, insbesondere kurzkettige organische Säuren, überführt.

Wichtig für die Betriebsführung ist hierbei zum einen, dass die Abgrenzung zwischen gewünschter Säurebildung und unerwünschter Methanbildung eingehalten wird, um nicht ggf. durch weitergehende Umsetzung ein zusätzliches THG-Emissions-Potential erzeugt zu haben. Ziel einer Primärschlammversäuerung ist ja nicht die vollständige anaerobe Stabilisierung des Primärschlamms, sondern die Anreicherung gelöster organischer Säuren. Wird die Aufenthaltszeit zu lang gewählt oder stellen sich für methanogene Mikroorganismen günstige Bedingungen ein, können die zuvor gebildeten Säuren weiter zu Methan umgesetzt werden (vgl.

Bild 2). Zum anderen kann über die Aufenthaltszeit natürlich auch die Hydrolyse und Acidogenese gezielt geregelt werden. Werden keine organischen Säuren für eine Stützung der Denitrifikation und Bio-P benötigt, kann über die Reduzierung der Aufenthaltszeit des Primärschlamms im Eindicker auf übliche Zeiten (bzw. die direkte Zuführung zum Bandeindicker) der Energiegehalt des Primärschlammes erhalten bleiben und in der Faulung gezielt in Methan umgesetzt werden.

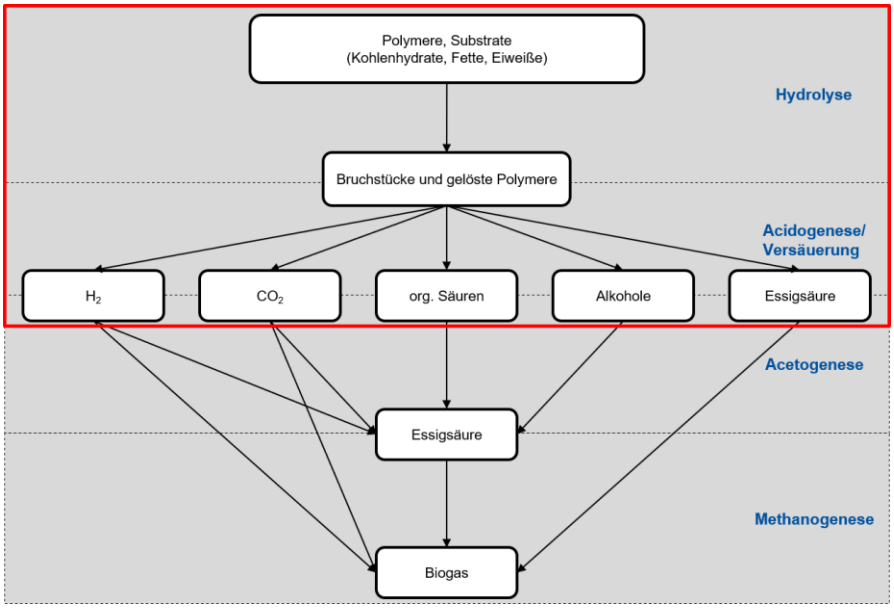


Bild 2: Vereinfachtes Schema des anaeroben Abbaus mit Hydrolyse, Acidogenese, Acetogenese und Methanogenese [nach Batstone et al. (2002)]

Im Hildesheimer Anlagenkonzept gewinnt die Fragestellung des Umfangs der Versäuerung zusätzliche Bedeutung, da durch die Umstellung der Primärschlammeindickung auf Bandeindicker die Eindickung von der Versäuerung oder Zwischenspeicherung entkoppelt wurde. Die Primärschlammversäuerung wandelt sich damit von einem „isolierten“ Einzelverfahren zu einem flexibel einsetzbares Stellglied der Bewirtschaftung zwischen Vorklärung, Belebung und Faulung. Je nach Betriebsziel und aktuellen Rahmenbedingungen kann der erzeugte gelöste Kohlenstoff zur Unterstützung der Nährstoffelimination oder zur Beeinflussung der Substratqualität für die Faulung genutzt werden – geregelt über die Aufenthaltszeit. Der DSSZ unterstützt dabei durch die Bereitstellung der zu erwartenden organischen Säurekonzentration, sowie, je nach Verknüpfung mit den Daten aus dem Hauptstrom der Anlage, mit Informationen z. B. zum C/N-Verhältnis erwarteter Zuschaltung von Nitrifikationsvolumen (reduziertes Denitrifikationsvolumen) etc. zur Entscheidungsunterstützung, ob überhaupt org. Säuren in der Belebung benötigt werden.

1.1.2 Laborversuche zur temperaturabhängigen Versäuerung

Zur Aufnahme der wichtigsten Prozessgrößen der Primärschlammversäuerung wurden Laborversuche mit Primärschlamm durchgeführt. Ziel war es, die Entstehung kurzkettiger organischer Säuren, die Temperaturabhängigkeit des Prozesses sowie begleitende Effekte wie Nährstoffrücklösung und Gasbildung unabhängig von den späteren großtechnischen Randbedingungen zu charakterisieren.

Untersuchungspunkte:

- Zeitlicher Verlauf der Entstehung kurzkettiger organischer Säuren bei verschiedenen Temperaturen
- Aufschlüsselung des Summenparameters „org. Säuren“ nach Einzelsäuren (C_xH_xCOOH)
- Nährstoffrücklösung (NH_4^+ & PO_4^{3-})
- Gasentstehungspotential

Die Versuche wurden in gasdichten, explosionsgeschützten Reaktoren durchgeführt. Während der Versuche wurden Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit und Ammoniumkonzentration aufgezeichnet. Ergänzend wurden in regelmäßigen Abständen Küvettentests zur Bestimmung der organischen Säuren, von Ammonium und Phosphat durchgeführt. Zu Beginn der Versuche wurden außerdem Gesamt-CSB, filtrierter CSB, TS und oTS bestimmt. Die entstehende Gasphase wurde analysiert, um die Bildung von Methan, Kohlenstoffdioxid, Sauerstoff, Wasserstoff und Schwefelwasserstoff einzuordnen.

Temperatureinfluss

Die Versuchsreihe mit Primärschlamm der Kläranlage Hildesheim zielte insbesondere auf den Temperatureinfluss. Hierzu wurden Versuche bei 10 °C, 20 °C und 30 °C durchgeführt.

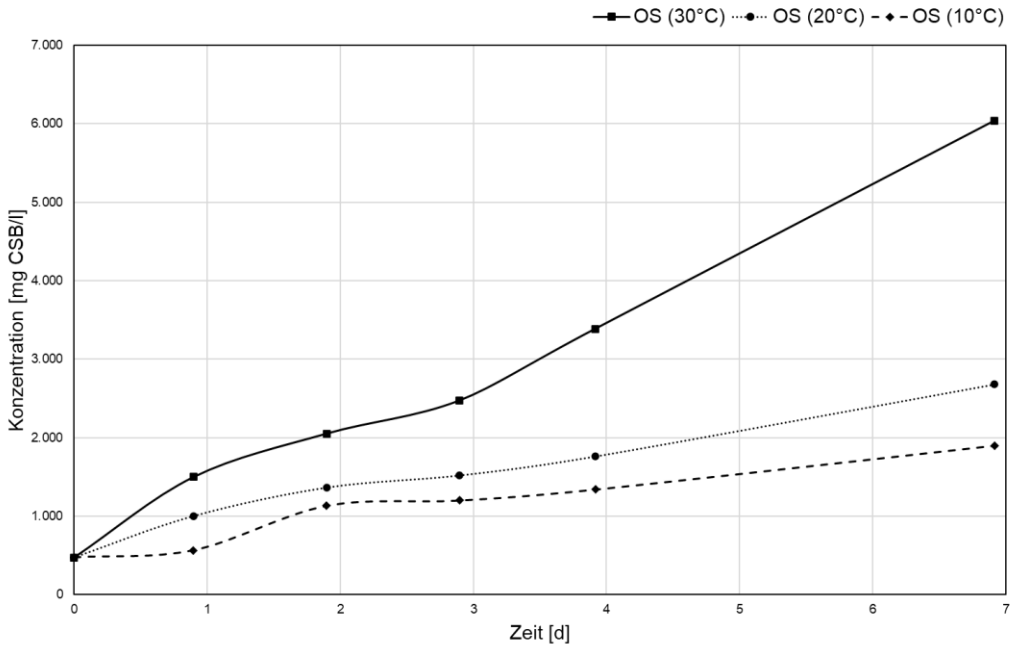


Bild 3: Entwicklung organischer Säuren bei den Laborversuchen zur Primärschlammversäuerung[2]

[2] Die Ausgangskonzentration der organischen Säuren im Hildesheimer Primärschlamm lag bei einigen Proben mit Probenahme bereits bei > 3.000 mg CSB/L. Der filtrierte CSB betrug 5.800 mg CSB/L und der homogenisierte Gesamt-CSB 48.600 mg CSB/L. Die erhöhte Ausgangskonzentration organischer Säuren deutet darauf hin, dass im Primärschlamm bereits vor Versuchsbeginn eine Teilversäuerung stattgefunden hat, was plausibel mit den vergleichsweise langen Aufenthaltszeiten in der Vorklärung zusammenhängt.
In der Grafik sind die Anfangskonzentration der Versuchsansätze dargestellt, die sich entsprechend der Mischungsverhältnisse im Reaktor einstellen.

In allen Ansätzen stieg die Konzentration organischer Säuren über die Versuchsdauer an. Die Säurebildung war dabei deutlich temperaturabhängig: Entsprechend der Temperaturabhängigkeit biologischer Prozesse werden bei höheren Temperaturen höhere Konzentrationen organischer Säuren erreicht. Interessant für die Einbindung in das Prozessmodul ist zum einen der deutliche Sprung zwischen 20° und 30° (im Vergleich zur Differenz zwischen 20° und 10°) sowie der Effekt, dass der Versäuerungsprozess nicht nur schneller stattfindet (Steigung), sondern die erzielte Endkonzentration sich deutlich unterscheidet. Mit der Umsetzung des DSSZ sollten hier weitere Datensets hinterlegt werden, um die Vorhersagegenauigkeit weiter zu erhöhen.

pH-Wert

Als potentieller Regel- oder Kontrollparameter für den Prozess der Versäuerung ist der pH-Wert zunächst grundsätzlich geeignet – daher wurden die Korrelationen zur Säurebildung mit betrachtet. Bild 4 zeigt den Verlauf des pH-Wertes in den Versuchen. Die kontinuierliche Abnahme entspricht der theoretischen Erwartung, da bei der Acidogenese organische Säuren gebildet werden und sich der pH-Wert bei begrenzter Pufferkapazität verringert. Die Korrelation ist nicht so hoch wie erwartet. Für die Implementierung der Regelung mittels DSSZ kann das Modul, hier um eine selbstlernende Komponente ergänzt werden.

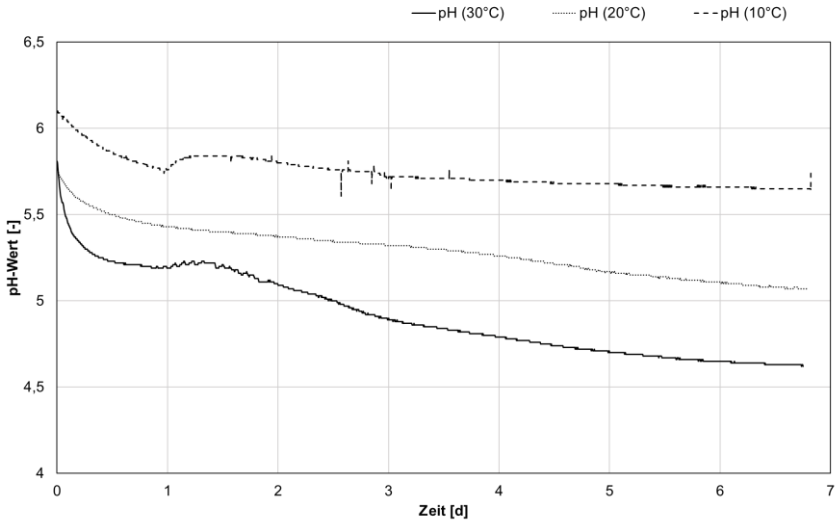


Bild 4: pH-Wert Verlauf über die Versuchszeit

Rücklösung

Zur Einschätzung in wie weit mit der Rückführung von leicht abbaubarem Substrat auch bei der Versäuerung freigesetzte Nährsalze in den Kreislauf zurückgeführt werden, wurden Ammonium und Phosphat über den Versäuerungsprozess hinweg bestimmt (Bild 5). Die Freisetzung von Ammonium und Phosphat erscheint mit Konzentrationen von 250 mg/L NH4-N resp. 55 mg/L PO4-P auf den ersten Blick sehr hoch. Allerdings muss man sie auf die im Versuch eingesetzte Feststoffmenge beziehen und in Relation zu der potentiell zurückgeführten Volumenstrom setzen.

Die Versäuerung stützt also einerseits die Dentirifikation durch die organischen Säuren zum anderen führt die Rückbelastung an Ammonium aber zu einer Erhöhung der Stickstofffracht (gleicher Effekt bei Phosphor). Mit dem Konzept der modellgestützte

Entscheidungsunterstützung ist dieser Effekt in seiner Ambivalenz ebenso wie die Konkurrenz zur Faulgasproduktion im DSSZ eingebunden und wird so direkt im Entscheidungsprozess berücksichtigt.

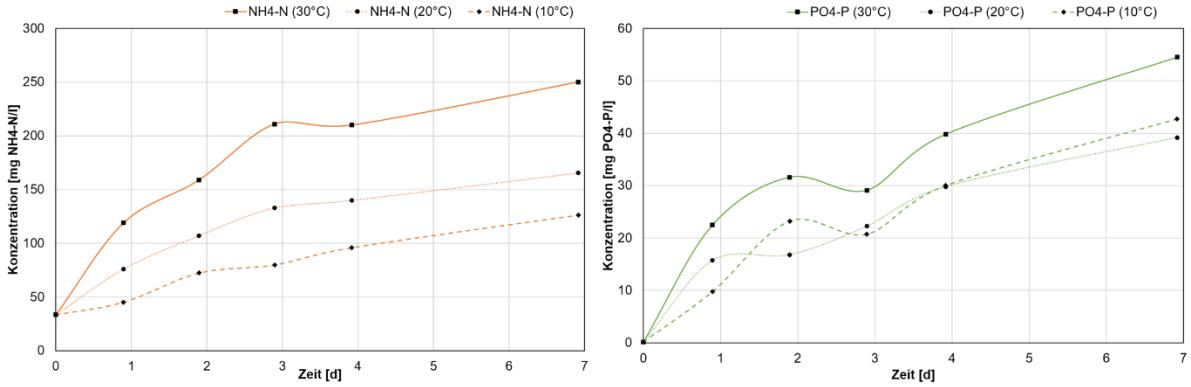


Bild 5: Nährstoffrücklösung von NH_4-N und PO_4-P

Rücklösung

Die Gasbildung (Bild 6) zeigte, dass insbesondere bei höherer Temperatur relevante Gasentwicklungen auftreten können. Im 30 °C-Ansatz wurde eine Gasbildung beobachtet, deren Zusammensetzung nach der Anlaufphase im Wesentlichen durch einen hohen Kohlenstoffdioxidanteil und einen Methananteil im Bereich von etwa 13% geprägt war. Gleichzeitig wurden geringe Sauerstoffanteile und Schwefelwasserstoff nachgewiesen. Die Ergebnisse bestätigen, dass bei der Primärschlammversäuerung nicht nur die gewünschte Säurebildung, sondern auch beginnende weitergehende anaerobe Abbauprozesse und geruchs- bzw. sicherheitsrelevante Gasbildungen berücksichtigt werden müssen. Das ist auch im Hinblick auf Ex-Schutz und Arbeitssicherheit zu beachten.

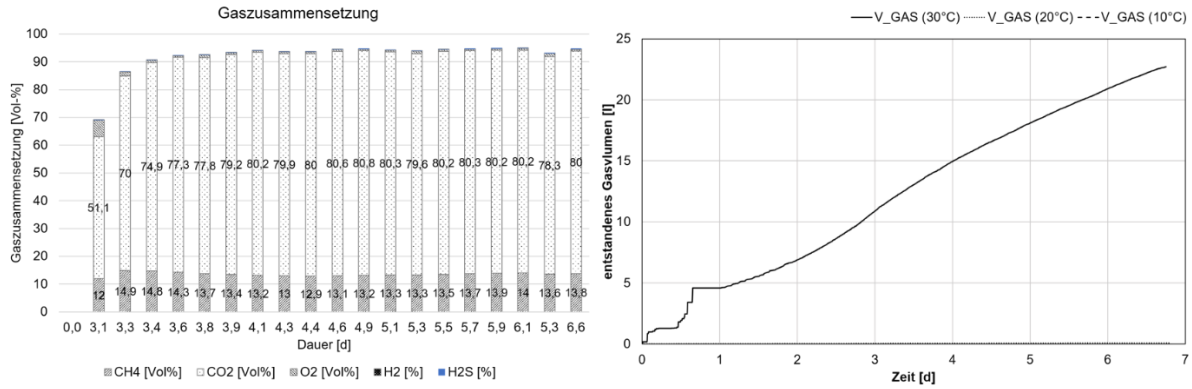


Bild 6: Gaszusammensetzung der Versuchsreihe 30 °C und Gasentstehung

Für die Modellierung und spätere Betriebseinordnung wurden die Versuchsergebnisse mit Literaturansätzen zur zeitlichen Bildung organischer Säuren verglichen (siehe Bild 7). Dabei zeigte sich, dass die Literaturansätze die Größenordnung der Säurebildung grundsätzlich abbilden können, für eine genaue Vorhersage der erreichten Säurekonzentrationen oder Nährsalzfrachten ist jedoch eine Anpassung an die lokalen Rahmenbedingungen erforderlich. Insbesondere die tatsächliche Anfangskonzentration organischer Säuren und die Temperaturabhängigkeit beeinflussen die erreichbaren Konzentrationen und Frachten deutlich.

Das im Rahmen von SATELLITE erstellte Verfahrensmodul „Primärschlammversäue-

rung“ enthält die Ansätze nach Buchauer (1996) als Default-Werte mit den entsprechenden lokalen Kalibrierungsparametern.

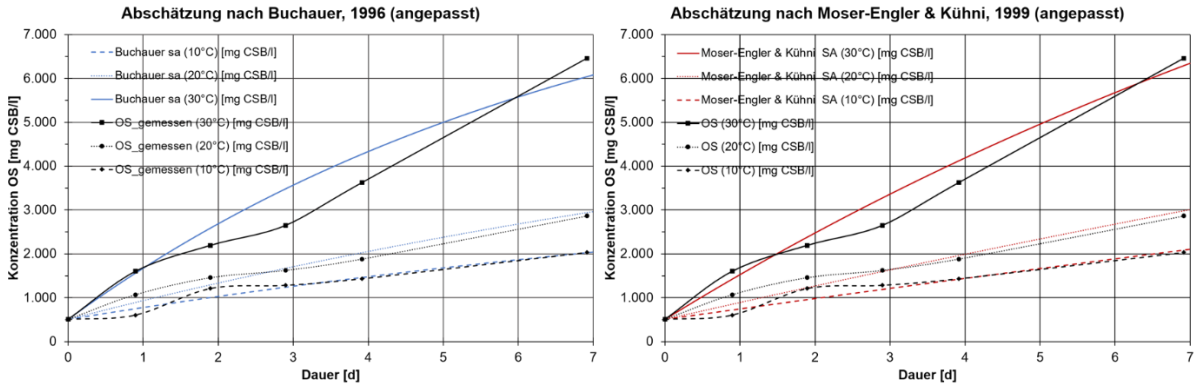


Bild 7: Vergleich der gemessenen Säurebildung mit Literaturansätzen nach Buchauer (1996) und Moser-Engeler et al. (1999)

1.1.3 Einordnung der Auswirkungen auf Faulung und Methanpotenzial

Die Primärschlammversäuerung ist auf der Kläranlage Hildesheim nicht als Vorbehandlung zur direkten Erhöhung des Methanertrags in der Faulung angeordnet, sondern vor der maschinellen Eindickung des Primärschlamms. Ziel dieser Einbindung ist es wie oben beschrieben, während der Versäuerung gebildete gelöste organische Verbindungen gemeinsam mit dem Zentrat der nachgeschalteten Eindickung in die Belebung zurückzuführen. Die Maßnahme dient damit primär der gezielten Bereitstellung leicht verfügbarer Kohlenstoffverbindungen für die biologische Abwasserreinigung, insbesondere für Denitrifikation und biologische Phosphorelimination.

Für die modellgestützte Einordnung wurde ein Betriebspunkt mit Primärschlammversäuerung in einem verfügbaren Volumen von 480 m³ betrachtet. Bei einem Primärschlammvolumenstrom von rund 360 m³/d ergibt sich daraus eine hydraulische Aufenthaltszeit von ca. 1,3 d. Für die Versäuerung wurde ein Rücklösegrad von ca. 6,1% angesetzt. Dadurch erhöht sich die mit dem Primärschlammzentrat zurückgeführte CSB-Fracht von rund 518 kg CSB/d auf rund 861 kg CSB/d.

Die Wirkung zeigt sich auch in der gelösten CSB-Fracht im Zulauf zur Belebung. Ohne Primärschlammversäuerung liegt die berechnete CSB-Fracht im Zulauf der Belebung bei rund 3.372 kg/d. Mit einer Versäuerungszeit von ca. 1,3 d und einer Temperatur von 30 °C steigt dieser Wert auf rund 4.097 kg/d. Damit werden etwa 725 kg/d zusätzliche gelöste CSB-Fracht in den Hauptstrom verlagert. Dieser zusätzliche leicht verfügbare Kohlenstoff kann grundsätzlich zur Unterstützung der Denitrifikation und der biologischen Phosphorelimination beitragen.

Stoffstrombilanziell führt diese Betriebsweise jedoch zu einer Verschiebung von organischem Kohlenstoff aus der Schlammschiene in den Hauptstrom. Der während der Versäuerung gelöste und mit dem Zentrat abgetrennte CSB steht der Faulung nicht mehr zur Verfügung. Entsprechend sinkt das rechnerische Methanpotenzial des der Faulung zugeführten Schlamms. Im Modell reduziert sich die berechnete Methanenergie der Faulung von rund 24,7 MWh/d ohne Primärschlammversäuerung auf rund 24,1 MWh/d bei einer Versäuerungszeit von ca. 1,3 d. Die Differenz beträgt damit etwa 0,55 MWh/d bzw. rund 2%.

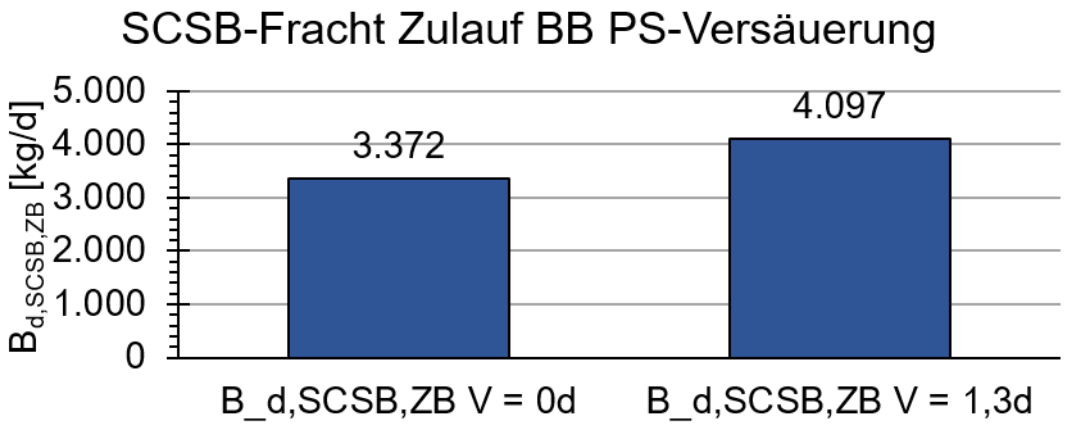


Bild 8: Einfluss der Primärschlammversäuerung auf die gelöste CSB-Fracht im Zulauf zur Belebung

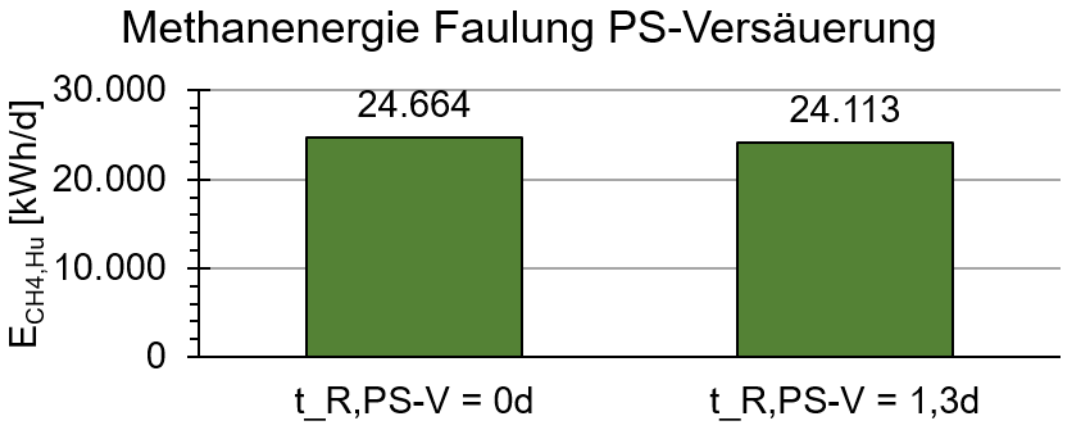


Bild 9: Einfluss der Primärschlammversäuerung auf die gelöste CSB-Fracht im Zulauf zur Belebung

Die Ergebnisse bestätigen damit die zuvor beschriebene Wirkungsrichtung der Hildesheimer Einbindung. Die Primärschlammversäuerung erhöht nicht den Faulgasertrag, sondern verschiebt einen Teil des im Primärschlamm enthaltenen organischen Kohlenstoffs in die Belebung. Der Nutzen der Maßnahme liegt daher nicht in einer energetischen Optimierung der Faulung, sondern in der verbesserten Kohlenstoffverfügbarkeit im Hauptstrom. Dem steht ein moderater Rückgang des rechnerischen Methanpotenzials gegenüber. Beispielhaft sind nachfolgend die zu vergleichenden Betriebsgrößen für eine Versäuerung nach 1,3 d in einer „kleinen Strombilanz“ zusammengefasst:

- Faulgasreduktion angegeben als verstromtes Methan: ~ – 551 kWh/d
- Zusätzliche Belüftungsenergie aus NH4-N rückgeführt und oxidiert: ~ – 14 kWh/d
- ÜSS-Produktion durch Rückführung der org. Säuren angegeben als verstromtes Methan: ~ +200

Die Bewertung der Primärschlammversäuerung muss daher als Gesamtbilanz erfolgen. Ein möglicher Vorteil entsteht nur, wenn der zusätzliche gelöste CSB in der Belebung betriebliche oder verfahrenstechnische Vorteile bringt, beispielsweise durch eine verbesserte Denitrifikation, eine stabilere biologische Phosphorelimination oder eine Verringerung des Bedarfs an externen Kohlenstoffquellen. Diesem Nutzen stehen der verringerte Methanertrag in der

Faulung, die zusätzliche Rückführung gelöster Stoffe (hier beispielhaft über die „Strombilanz“ abgebildet) sowie mögliche betriebliche Anforderungen an Speicherung, Geruchsbeherrschung, Gasbildung und Eindickung gegenüber.

Die Primärschlammversäuerung stellt in Hildesheim ein Stellglied zur innerbetrieblichen Kohlenstoffbewirtschaftung dar. Sie kann die Abwasserreinigung unterstützen, entzieht der Faulung jedoch verwertbaren CSB. Ob die Maßnahme im Gesamtsystem vorteilhaft ist, hängt davon ab, ob der Nutzen der zusätzlichen Kohlenstoffverfügbarkeit in der Belebung den Verlust an Methanpotenzial und die betrieblichen Zusatzwirkungen überwiegt. Hier kann der DSSZ zur Unterstützung des Betriebspersonals Systemdaten situationsspezifisch berechnen und bereitstellen und bei entsprechender Kopplung mit den Prozessdaten der Module „Belebung“ und „Primärschlammversäuerung“ Empfehlungen aussprechen.

1.2 Identifikation freier Faulraumkapazitäten

Faulbehälter kommunaler Kläranlagen werden in der Regel für definierte Bemessungslastfälle ausgelegt. Diese Bemessungsansätze berücksichtigen Sicherheitszuschläge, Belastungsspitzen, zukünftige Entwicklungen und betriebliche Reserven. Im tatsächlichen Betrieb liegen die mittleren hydraulischen und organischen Belastungen jedoch häufig unter diesen Bemessungswerten. Zudem verändern sich Schlammströme im Laufe der Betriebszeit durch Anschlussgrad, Industrieeinleitungen, Optimierungen in der Vorklärung, veränderte Eindickung, saisonale Effekte oder Anpassungen des Belebungsbetriebs. Dadurch kann sich zwischen der ursprünglich ausgelegten und der saisonal tatsächlich genutzten Faulraumkapazität ein rechnerischer Handlungsspielraum ergeben.

Ob und in welchem Umfang eine solche freie Kapazität tatsächlich vorhanden ist, lässt sich jedoch nicht allein aus dem geometrischen Faulraumvolumen ableiten. Maßgebend ist vielmehr, ob die vorhandene Faulung bei der aktuellen Beschickung das angesetzte Stabilisierungsziel sicher erreicht und welche zusätzliche hydraulische bzw. organische Belastung noch aufgenommen werden kann, ohne Prozessstabilität, Aufenthaltszeit oder Restmethanpotenzial unzulässig zu beeinträchtigen. Gleichzeitig lässt sich durch betriebliche Anpassungen, wie Temperaturerhöhung oder Verlängerung der Aufenthaltszeit durch angepasstes Schlammmanagement auch betrieblich der Stabilisierungsgrad in anlagenspezifischen Grenzen beeinflussen. Freie Faulraumkapazität wird daher im Folgenden nicht als ungenutztes Behältervolumen verstanden, sondern als modellseitig identifizierbarer zusätzlicher Behandlungs- und Bewirtschaftungsspielraum. Am Standort Hildesheim wurden die nachfolgend beschriebenen Bewirtschaftungsszenarien modellgestützt, also mit dem vorliegenden DSSZ der Gesamtanlage bearbeitet. Durch die Kopplung der Prozessstufen über die Stoffstromvektoren ist es möglich die Auswirkungen der jeweiligen Betriebseinstellung auf die wichtigsten Bilanzgrößen direkt für die Bewertung zur Verfügung zu haben.

Im Mittelpunkt stand zunächst die Frage, wie stark die vorhandene Faulungsinfrastruktur unter den aktuellen Betriebsbedingungen ausgelastet ist und welche Reserven sich unter einem definierten Stabilisierungsziel ergeben. Darauf aufbauend wurde bewertet, inwieweit diese rechnerischen Reserven für zusätzliche Stoffströme genutzt werden könnten. Hierzu zählen sowohl kommunale Fremdschlämme als auch organisch belastete Co-Substrate.

Die Betrachtung freier Faulraumkapazitäten und der Co-Substratnutzung wird deshalb in einem gemeinsamen Kapitel zusammengeführt. Die Kapazitätsanalyse beschreibt zunächst, ob ein zusätzlicher hydraulischer oder Belastungs-Spielraum besteht. Die Fremdschlamm- bzw. Co-Substratannahme stellt anschließend eine mögliche Nutzung dieses Spielraums dar. Als Entscheidungsgrößen wurden neben der i) Auslastung des Faulraumvolumens die Bewertungsgrößen ii) der Stabilisierungsgrad, iii) der Methanertrag, iv) der Wärmebedarf, v) Rückbelastung und vi) Aufwand der nachfolgenden Schlammbehandlung ausgewählt.

Das die Rückbelastung nicht direkt als zusätzlicher Energiebedarf, Schlammanfall etc. ausgegeben wird liegt daran, dass der DSSZ aktuell nur für die Schlammschiene aufgestellt wurde. Die sinnige Erweiterung des DSSZ auf die Gesamtanlage ist jeder Zeit möglich. Im Rahmen des SATELLITE-Projektes wurde für die modelltechnische Abbildung des Hauptstroms/Abwasserreinigung ein vorliegendes dynamisches Prozessmodell verwendet und erweitert (vgl. Schwerpunkt D Kapitel 1.2).

1.2.1 Modellgestützte Ermittlung freier Faulraumkapazitäten

Für die Ermittlung freier Faulraumkapazitäten wird zunächst im Modul anlagenspezifisch definiert, welches Stabilisierungsziel als Berechnungsmaßstab angesetzt wird[3]. Daraus ergeben sich die erforderliche Aufenthaltszeit und die zulässige Belastung für die gewünschte Stabilisierung des vorhandenen Schlammstroms. Die freie Faulraumkapazität wird anschließend als Differenz zwischen der vorhandenen Faulraumkonfiguration und der zur Erreichung des Stabilisierungsziels rechnerisch erforderlichen Kapazität ausgewiesen. Maßgebend ist somit nicht das geometrische Restvolumen, sondern die Frage, ob der vorhandene Faulraum unter den angesetzten Randbedingungen stärker ausgelastet werden könnte oder die betrieblichen Randbedingungen wie z. B. die Temperatur reduziert werden könnte oder der Eindickgrad reduziert/erhöht werden soll.

Die Ermittlung der „Betriebsempfehlungen“ über die Ermittlung des zur Zeit optimalen Betriebspunkts erfolgt im Stoffstrommodell Hildesheim in dem hinterlegten und parametrisierten Faulungsmodul. Mit Hilfe des Schlammvektor wird der Zu- und Ablauf der Verfahrensstufe für die relevanten Zustandsgrößen des in die Faulung geführten Rohschlamms eindeutig und lastfallspezifisch beschrieben. Dazu zählen insbesondere Volumenstrom, Trockenmasse, organische Trockenmasse, CSB-Fracht, anaerob abbaubarer CSB-Anteil, Temperatur (vgl. Kapitel A2 Stoffstromvektor). Zusammen mit den modulspezifischen Parametern wie Prozesstemperatur und Faulraumvolumen wird der Betriebspunkt des angesetzten Stabilisierungsziels berechnet. Hierzu gehört zunächst die erforderliche Aufenthaltszeit unter den aktuellen Betriebsbedingungen (= potentielle Beschickungsmenge). Anschließend wird anhand der Bandbreite der betrieblich veränderbaren Betriebskenndaten „Temperatur“ und „Eindickgrad“ der

[3] Anders als bei üblichen Stoffstrommodellen liegt der Fokus der Nutzung des DSSZ im Kontext SATELLITE auf der Identifikation von Synergien durch gemeinsame Nutzung von Infrastruktur und Sektorkopplung. Für die Stabilisierung kann das bedeuten, dass auch der Stabilisierungsgrad als Optimierungsgröße für die gesamte Prozesskette nicht immer mit dem maximal erreichbaren Wert angesetzt wird, um z. B. in der nachfolgenden Faulung oder Verbrennung einen bestimmten Energiewert zur Verfügung zu haben. Der Wert wurde daher als Ziel- und/oder Optimierungsgröße für eine die KI-basierte Systemoptimierung variabel und zugreifbar im Modelmodul hinterlegt – selbstverständlich mit einem Default-Ziel-Wert nach dem technischen Regelwert.

mögliche Handlungsraum als Szenarienset mit jeweiligen Kenndaten zur Unterstützung der Betriebsentscheidung zur Verfügung gestellt (Informationsbereitstellung für den Mensch[4])



Bild 10: Grundlogik der modellgestützten Ermittlung freier Faulraumkapazitäten

Als Berechnungsrahmen können unterschiedliche Stabilisierungsziele angesetzt werden. Das bisherige Merkblatt (DWA 2014) beschreibt die biologische Stabilisierung über einen technischen Abbaugrad. Der Entwurf des Arbeitsblatts DWA-A 368-1 (DWA 2026)führt demgegenüber eine stärker CSB-basierte Betrachtung ein und bezieht emissionsrelevante Restpotenziale, insbesondere das Methanemissionspotenzial (MEP), ein. Die ausgewiesenen freien Kapazitäten sind daher immer im Zusammenhang mit dem jeweils angesetzten Stabilisierungsziel zu interpretieren. Eine freie Kapazität nach einer klassischen Abbaugradbetrachtung ist nicht zwangsläufig identisch mit der freien Kapazität bei einer MEP-orientierten Berechnung. Im Ergebnis werden die vorhandene Faulzeit, die erforderliche Faulzeit und die daraus abgeleitete freie bzw. fehlende Kapazität gegenübergestellt. Ergänzend können die zugehörigen organischen Frachten und der erreichte Stabilisierungsgrad ausgewiesen werden. Dadurch

[4] Die Autor:innen sind überzeigt, dass die Stärke des DSSZ im Hinblick auf strategische Verfahrensentscheidungen oder aber auch zur betrieblichen Unterstützung zur Zeit noch in der Bereitstellung aktueller Prozessanalysen besteht, darin Handlungsräume aufzuzeigen und Betriebseinstellungen vorzuschlagen.
Bevor eine direkte Interaktion des DSSZ in solch komplexe Prozesszusammenhänge, über Prozessstufen hinweg möglich ist, ist im aktuellen Schritt der Digitalisierung zunächst das Zusammenspiel Mensch-Modell zu erproben und dabei z. B. wichtige Kontrollgrößen und -zyklen zu definieren.
Der DSSZ wurde daher als Human-centric Digital Twin entwickelt (vgl. A1.6).

wird sichtbar, ob die vorhandene Faulung im betrachteten Betriebspunkt rechnerisch ausgelastet ist oder ob unter dem angesetzten Stabilisierungsziel noch ein Kapazitätsspielraum besteht.

Für die Ergebnisdarstellung können unterschiedliche Stabilisierungsziele parallel ausgewiesen werden. Die Berechnungsmethodik bleibt dabei gleich.

1.2.2 Anlagenspezifische Kapazitätsanalyse am Beispiel Hildesheim

Die in Kapitel 1.2.1 beschriebene Ermittlung freier Faulraumkapazitäten wurde exemplarisch für die Kläranlage Hildesheim durchgeführt. Der Standort verfügt über eine bestehende anaerobe Schlammstabilisierung und ist damit grundsätzlich geeignet, die Auslastung der vorhandenen Faulräume auf Grundlage aktueller Betriebsdaten zu untersuchen. Ziel der Berechnung war es zunächst, den Ist-Zustand der Faulung zu beschreiben und daraus abzuleiten, welche rechnerisch freie Kapazitäten unter dem angesetzten Stabilisierungsziel zur Zeit bestehen.

Grundlage der Berechnung sind damit die aktuell in die Faulung geführten Schlammströme. Hierzu wurden Primärschlamm und Überschussschlamm getrennt erfasst und anschließend zu einem Rohschlammstrom zusammengeführt. Für die einzelnen Teilströme wurden Volumenstrom, Trockenmasse, organische Trockenmasse, CSB-Fracht und Temperatur im Stoffstrommodell abgebildet. Aus diesen Eingangsgrößen wurde der anlagenspezifische Rohschlammvektor gebildet, der die Grundlage für die Berechnung der vorhandenen und erforderlichen Faulzeit bildet.

Tabelle 1: Eingangsdaten Stoffströme Faulung

Parameter	Einheit	Stoffstrom		
		Primärschlamm	Überschussschlamm	Rohschlamm
CSB	kg/d	9.356	3.270	12.626
CSB_{abb}	kg/d	6.549	1.012	7.561
TM	kg/d	6.798	3.730	10.528
oTM	kg/d	5.091	2.422	7.513
N_{ges}	kg/d	60	129	189
SN	kg/d	-	-	-
P_{ges}	kg/d	47	140	187
SP	kg/d	-	-	-
Q	m^3/d	146,2	57,7	203,9
Temperatur	°C	15,5	15,5	15,5

Tabelle 2: Informationen Faulbehälter

	Einheit	FBH1	FBH2
V	m^3	4.500	2.000
Faulraumtemperatur	°C	40	40
Verschaltung	-	1-stufig/parallel	

Im ersten Schritt wurde die vorhandene hydraulische Aufenthaltszeit aus dem nutzbaren Faulraumvolumen und der aktuellen Beschickung berechnet (Bild 11). Diese $Faulzeit_{IST}$ beschreibt die rechnerische Aufenthaltszeit des Rohschlamms unter den aktuellen Betriebsbedingungen. Anschließend wurde die zur Erreichung des angesetzten Stabilisierungsziels erforderliche Faulzeit bestimmt. Der Vergleich beider Größen zeigt, zunächst einmal allein über die Aufenthaltszeit ob zum betrachteten Betriebspunkt die vorhandene Faulung das Stabilisierungsziel erreicht oder sogar überschreitet. Die freie bzw. fehlende Kapazität kann anschließend aus der Differenz zwischen vorhandener und erforderlicher Faulzeit bzw. aus dem maximal zulässigen Beschickungsstrom abgeleitet (Bild 12). Ergibt sich eine vorhandene Faulzeit oberhalb der erforderlichen Faulzeit, kann rechnerisch ein Kapazitätsspielraum ausgewiesen werden. Liegt die vorhandene Faulzeit dagegen unterhalb der erforderlichen Faulzeit, besteht rechnerisch eine fehlende Kapazität.

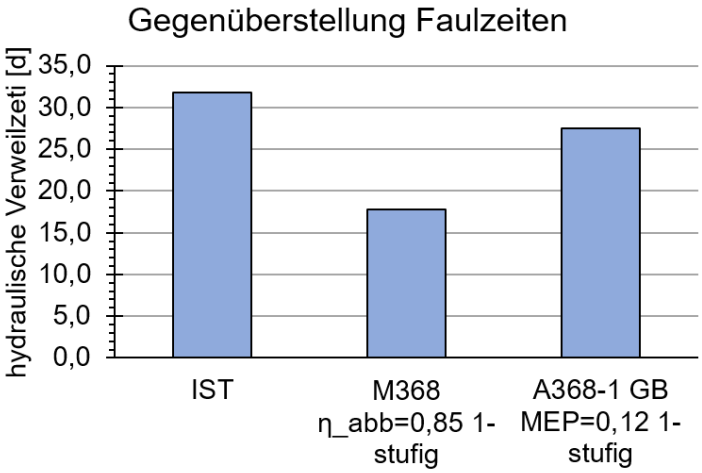


Bild 11: Gegenüberstellung von vorhandener Faulzeit (links) und erforderlicher nach M368 (Mitte) und A368-1 GB (rechts)

Für den Ist-Zustand der Faulung ergibt sich aus dem nutzbaren Faulraumvolumen und dem aktuellen Rohschlammvolumenstrom eine vorhandene hydraulische Faulzeit von ca. 32 d (vgl. Bild 11). Die zur Erreichung des Stabilisierungsziels nach DWA-M 368 erforderliche Faulzeit liegt mit ca. 18 d deutlich darunter. Wird stattdessen der Berechnungsrahmen nach dem Entwurf DWA-A 368-1 mit einem Methanemissionspotenzial von 0,12 angesetzt (in diesem Auslegungsansatz wird über das verbleibende Methanbildungspotential der CSB-Abbau mit in die Berrechnung der notwendigen Aufenthaltszeit eingebunden), erhöht sich die erforderliche Faulzeit bei den angesetzten Systembedingungen auf ca. 27 d. Umgerechnet als freie Faulraumkapazität ergibt sich ein freies Volumen von 2.865 m³ resp. 892 m³. Beide Ansätze weise freie Kapazitäten aus, der rechnerische Spielraum fällt jedoch deutlich geringer aus.

Wichtig für die Interpretation der so berechneten Faulraumkapazitäten ist, dass insbesondere für den Ansatz des Methanemissionspotentials nach A 368-1 (Gelbdruck) die Charakterisierung der zugeführten Substrate z. B. bei einer Co-Substratannahme, einen erheblichen Einfluss hat, da i. d. R. ein anderes (meist schnelleres) Abbauverhalten anzunehmen ist. Für die hier durchgeführte Berechnung wurde die vorhandene Klärschlammqualität (Mischung aus Primär- und Überschussschlamm) angesetzt, sodass sich der berechnete „Freiraum“ lediglich auf die Annahme von kommunalen Schlämmen direkt übertragen lässt. Über die Fraktionierung des CSB (vgl. Abschnitt A2) zur Berechnung des Methanbildungspotentials im DSSZ kann verändertes Abbauverhalten teilstromspezifisch definiert und in der Bilanzierung berücksichtigt werden.

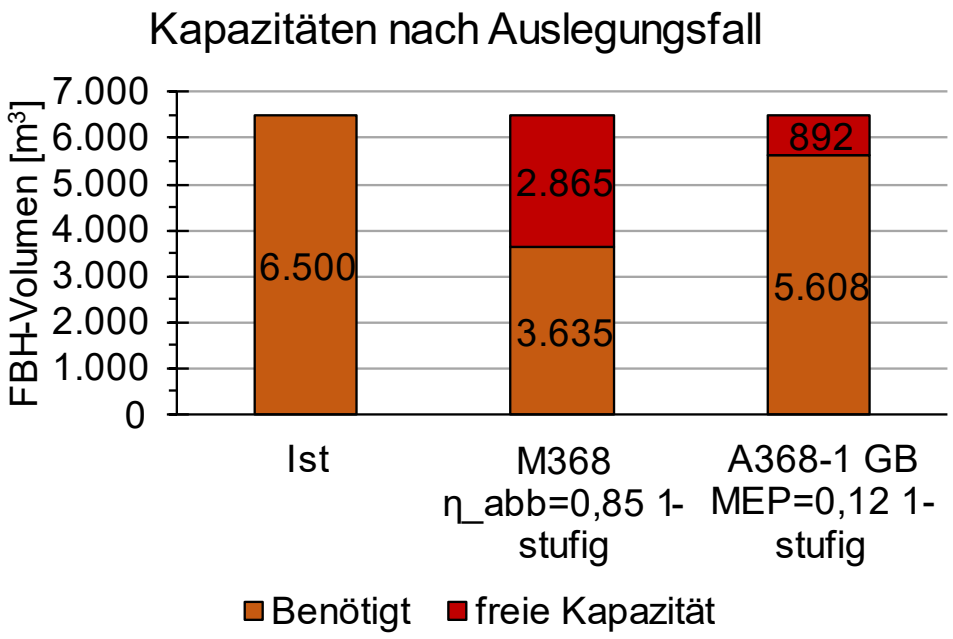


Bild 12: Rechnerisch freie Faulraumkapazität im Ist-Zustand der Kläranlage Hildesheim

Wie oben erläutert bestehen nun weitere betriebliche Optionen die freie Faulraumkapazität zu erhöhen. Eine stärkere Eindickung des Schlamms kann beispielsweise den Volumenstrom reduzieren und dadurch die hydraulische Aufenthaltszeit erhöhen. Gleichzeitig bleiben die zugeführte organische Fracht und insbesondere der anaerob abbaubare CSB-Anteil weitgehend erhalten. Die Veränderung des Eindickgrades verschiebt daher vor allem die hydraulische Auslastung, während die organische Belastung weiterhin über die zugeführte TS-, oTS-, CSB- und CSB_{anAbb}-Fracht bestimmt wird.

In einer ergänzenden Sensitivitätsuntersuchung mit dem DSSZ wurde geprüft (Bild 13), wie sich eine stärkere Eindickung des Primärschlamms auf die rechnerisch verfügbare Faulraumkapazität auswirkt. Hierzu wurde der Trockenrückstand des Primärschlamms von 4,65% auf 6,0% erhöht. Die stofflichen Frachten des Primärschlamms bleiben dabei unverändert; auch der Überschussschlamm wurde in dieser Variante nicht verändert. Die Anpassung wirkt somit ausschließlich über den geringeren Primärschlammvolumenstrom und die daraus resultierende höhere hydraulische Aufenthaltszeit.

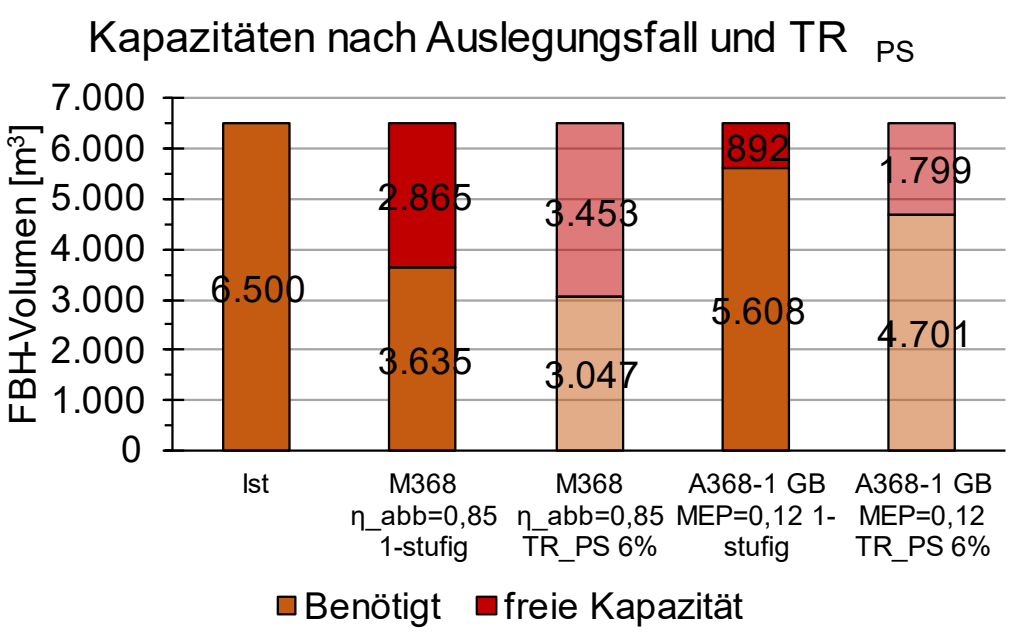


Bild 13: Auswirkungen einer Erhöhung des Eindickgrads des Primärschlamms von 4,65% auf 6%

Die Ergebnisse zeigen, dass eine stärkere Primärschlammeindickung die hydraulische Auslastung der Faulung deutlich reduziert. Nach dem Berechnungsansatz DWA-M 368 sinkt das erforderliche Faulbehältervolumen von rund 3.635 m³ auf rund 3.047 m³. Die rechnerisch freie Kapazität steigt entsprechend von etwa 2.865 m³ auf etwa 3.453 m³. Auch im Berechnungsrahmen nach dem Entwurf DWA-A 368-1 zeigt sich dieser Effekt: Das erforderliche Volumen verringert sich von rund 5.608 m³ auf rund 4.701 m³, während die freie Kapazität von etwa 892 m³ auf etwa 1.799 m³ ansteigt. Die Szenarienanalyse verdeutlicht, dass der Eindickgrad des Primärschlamms ein wesentlicher Stellhebel für die hydraulische Kapazität der Faulung ist. Gleichzeitig ist die Wirkung auf die stoffliche Belastung einzugrenzen: Da die TS-, oTS-, CSB- und CSB_{anAbb}-Frachten unverändert bleiben, wird die organische Belastung der Faulung durch die stärkere Eindickung nicht reduziert. Auch das theoretische Methanbildungspotenzial bzw. das emissionsrelevante Restpotenzial des zugeführten Schlamms bleibt stofflich unverändert. Die Analyse der Aufenthaltszeiten sollte daher immer durch eine stoffliche Bewertung der organischen Belastung und des anaerob abbaubaren CSB-Anteils ergänzt werden, d. h. für die Einordnung freier Faulraumkapazitäten müssen auch die zugeführten CSB- und CSB_{anAbb}-Frachten berücksichtigt werden.

Der anaerob abbaubare CSB-Anteil ist dabei besonders relevant für die Einordnung des Restgaspotenzials. Je höher der Anteil an CSB_{anAbb} im Faulungsinput ist, desto größer ist das potenziell verbleibende Methanbildungspotenzial bei unvollständiger Stabilisierung. Damit beeinflusst die Zusammensetzung des Rohschlamms nicht nur die organische Raumbelastung, sondern auch das Methanemissionspotenzial und damit den zur Erreichung des angesetzten Stabilisierungsziels erforderlichen Abbaugrad und die Faulzeit. Die Ergebnisse der anlagenspezifischen Kapazitätsanalyse beschreiben den rechnerischen Handlungsspielraum der bestehenden Faulung im betrachteten Ausgangszustand. Die Gegenüberstellung der betrachteten Stabilisierungsziele zeigt, dass der Umfang freier Faulraumkapazitäten wesentlich vom angesetzten Berechnungsrahmen abhängt. Ergänzende Varianten, wie die stärkere Eindickung des

Primärschlamms, verdeutlichen zudem, dass der hydraulische Beschickungsstrom die ausgewiesene Kapazität deutlich beeinflussen kann. Da die organischen Frachten und insbesondere der anaerob abbaubare CSB-Anteil dabei unverändert bleiben, ist die hydraulisch gewonnene Reserve jedoch immer gemeinsam mit der organischen Belastung und dem verbleibenden Restpotenzial einzuordnen.

1.2.3 Co-Substratnutzung als Bewirtschaftungsoption freier Kapazitäten

Die in Kapitel 1.2.2 ausgewiesenen freien Faulraumkapazitäten stellen zunächst einen rechnerischen Handlungsspielraum der bestehenden Faulung dar. Ob dieser Spielraum tatsächlich für zusätzliche Stoffströme genutzt werden kann, hängt wie erläutert nicht allein vom verfügbaren Faulraumvolumen ab. Maßgebend sind außerdem Zusammensetzung, anaerobe Abbaubarkeit, Annahme- und Vorbehandlungstechnik, Genehmigungslage sowie die Auswirkungen auf Wärmebedarf, Rückbelastung und Betriebssicherheit.

Am Standort Hildesheim wurde mit dem Bau der neuen Faulung (Hochlaststufe) die Annahme zusätzlicher Stoffströme zur Co-Vergärung als strategisches Ausbauentscheidung getroffen und inzwischen mit Einrichtung der technischen Annahmeinfrastruktur auch bautechnisch vorbereitet. Gleichzeitig zeigen erste Betriebserfahrungen, dass die tatsächliche Nutzbarkeit zusätzlicher Stoffströme durch Störstofffreiheit, Aufbereitbarkeit, Fetttransport, Dosierung und Genehmigungsauflagen begrenzt wird. Die nachfolgenden Abschnitte trennen daher zunächst die reale Annahmesituation von der stofflich-betrieblichen Einordnung und der anschließenden modellgestützten Bewertung.

1.2.3.1 Annahmeinfrastruktur und genehmigte Zusatzströme am Standort Hildesheim

Für die Annahme und Aufbereitung von Co-Substraten verfügt die Kläranlage Hildesheim über eine Co-Substratannahmestation. Das verfahrenstechnische Konzept ist auf eine flexible Aufbereitung und Einbringung organischer Reststoffe ausgelegt. Wesentliche Bestandteile sind zwei Highcube-Container zur Unterbringung der technischen Ausrüstung, ein Einfülltrichter, Exzenterschneckenpumpen, eine Zerkleinerungseinheit, ein Heizregister sowie ein thermischer Vorbehandlungsbehälter mit einem Volumen von 6 m³ und Rührwerk.

Das angelieferte Material wird über einen Einfülltrichter aufgegeben und mechanisch vorbehandelt (Bild 14). Aus dem Trichter wird das Substrat über eine Schnecke zu einem Doppelwellenzerkleinerer gefördert und anschließend über eine Exzenterschneckenpumpe durch eine weitere Zerkleinerungseinheit in den thermischen Vorbehandlungsbehälter eingebracht. Dort wird das mechanisch vorbehandelte Material unter kontinuierlichem Rühren aufgeheizt. Nach Erreichen der einstellbaren Temperatur wird das Substrat über eine Exzenterschneckenpumpe in den Faulturm gefördert. Die Anbindung an die Faulung erfolgt über eine unterirdische einwandige DN-100-Rohrleitung an die Umwälzleitung von Faulbehälter 1. Die Leitung ist durch einen Pneumatikschieber und eine Rückschlagklappe gesichert, sodass ein Zurückfließen von Schlamm aus der Umwälzung in die Annahmestation verhindert wird. Damit stellt die Annahmestation eine direkte technische Schnittstelle zwischen externen organischen Reststoffen und der vorhandenen Faulungsinfrastruktur dar.

Die Beschickung der Annahmestation ist betrieblich gesteuert. Der Einfülltrichter kann durch Mitarbeitende des benachbarten Bioenergiezentrums bzw. der Kompostierungsanlage mittels Radlader befüllt werden. Die zur Mitbehandlung vorgesehenen organischen Reststoffe werden über eine geeichte Verwiegeeinrichtung am Radlader erfasst und dokumentiert. Ein Ampelsignal zeigt an, ob Substrat eingebracht werden darf. Die Freigabe erfolgt über die Leitwarte der Kläranlage. Im Bedarfsfall kann Brauchwasser dosiert werden, um das Material zu verflüssigen oder die nachfolgenden Anlagenteile zu spülen. Nach jedem Beschickungsvorgang und nach der Entleerung des thermischen Vorbehandlungsbehälters wird die technische Anlage mit Brauchwasser gespült. Dadurch soll verhindert werden, dass Material während Stillstandszeiten in der Anlage verbleibt und dort zu Ablagerungen, Gerüchen oder Betriebsstörungen führt. Die Anlage ist damit nicht nur als Annahmepunkt, sondern als vollständige Vorbehandlungs- und Dosierstrecke zu verstehen.

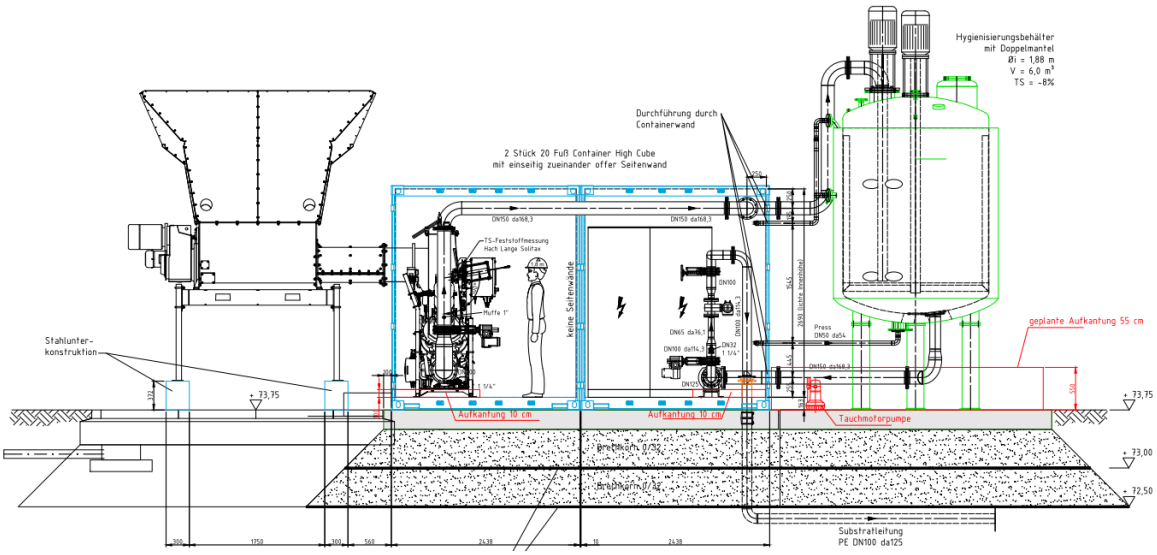


Bild 14: Technische Zeichnung der Co-Substratannahmestation Hildesheim mit Annahme, Zerkleinerung und thermischer Vorbehandlung (SEHi)

Die genehmigten Annahmemöglichkeiten umfassen mehrere Stoffstromgruppen. Für biologisch abbaubare Abfälle nach Abfallschlüssel 20 02 01 ist eine maximale Menge von 1.000 Mg/a vorgesehen. Zusätzlich sind Fett- und Ölmischungen aus Abscheidern mit bis zu 500 m³/a, Fäkalschlamm mit bis zu 500 m³/a sowie Überschussschlämme anderer Kläranlagen mit bis zu 60 m³/d aufgeführt. Die genehmigten Stoffströme unterscheiden sich dabei nicht nur hinsichtlich Menge und Herkunft, sondern auch im vorgesehenen Annahmeweg und in der betrieblichen Einbindung.

Die Genehmigungshistorie zeigt, dass die Annahme von Co-Substraten nicht nur eine technische, sondern auch eine rechtliche Fragestellung ist. Die erste wasserrechtliche Genehmigung zur Errichtung und zum Betrieb der Annahmestation wurde 2018 erteilt. In der Folge wurden die zulässigen Stoffe und Randbedingungen mehrfach angepasst. Insbesondere nach externen Schadensfällen durch kunststoffverunreinigte Co-Substrate wurde die Genehmigung dahingehend geändert, dass nur störstoff- und plastikfreie Substrate aufgenommen werden dürfen. Zusätzlich wurde die rechtliche Einordnung biologisch abbaubarer Abfälle zwischen Wasser- und Abfallrecht zeitweise kritisch bewertet. Im Zuge späterer Anpassungen wurde die

Aufnahme biologisch abbaubarer Abfälle nach Abfallschlüssel 20 02 01 wieder ermöglicht. Gleichzeitig musste die Annahmestation AwSV-konform umgebaut werden.

Tabelle 3: Genehmigte Annahmestoffe der Kläranlage Hildesheim für die Co-Fermentation

Stoffstrom	Abfallschlüssel	Max. Menge	Einbindung / Annahme-weg	Betriebliche Einord-nung
Biologisch abbau-bare Abfälle	20 02 01	1.000 Mg/a	Annahmestation / Aufgabetrichter	nur bei ausreichender Störstofffreiheit geeignet
Fett- und Ölmischungen aus Abscheidern	19 08 09	500 m³/a	direkte Einbringung in den Vorbehandlungsbehälter	aktuell regelmäßig genutzter Stoffstrom
Fäkalschlamm	19 08 05	500 m³/a	separater Trichter in den Zulauf	hydraulisch und stoff-lich gesondert einzuordnen
Überschuss-schlamm externer Kläranlagen	19 08 05	60 m³/d	Rohschlammrinne / Faulung	relevant für regionale Mitbehandlung
Organische Abfälle	**nicht** 16 03 05 oder 16 03 06	nicht kon-kretisiert	grundsätzlich über Kompostwerk möglich	wegen Störstoffrisiko bisher nicht genutzt

Die vorhandene Annahmestation schafft somit grundsätzlich die technische Voraussetzung für eine Co-Substratnutzung. Die tatsächlich nutzbaren Stoffströme werden jedoch durch Genehmigung, Störstofffreiheit, Aufbereitbarkeit und Betriebssicherheit begrenzt. Für die Bewertung freier Faulraumkapazitäten ist daher nicht allein entscheidend, ob zusätzliches Volumen bzw. zusätzliche organische Belastung rechnerisch aufgenommen werden kann, sondern ob der jeweilige Stoffstrom zuverlässig angenommen, vorbehandelt, dosiert und stabil in die Faulung eingebunden werden kann.

1.2.3.2 Betriebliche Erfahrungen und stoffliche Einordnung der Zusatzströme

Die betrachteten Zusatzströme unterscheiden sich deutlich hinsichtlich ihrer stofflichen Eigenschaften und ihrer betrieblichen Handhabung. Kommunale Fremdschlämme weisen in der Regel eine abwassertechnisch bekannte Herkunft auf und sind hinsichtlich ihrer Zusammensetzung eher mit den internen Schlammströmen vergleichbar. Ihre Mitbehandlung ist insbesondere für regionale Verbundkonzepte relevant, wenn Schlämme kleinerer Anlagen an einem größeren Standort mit vorhandener Faulungsinfrastruktur zentral stabilisiert werden. Dadurch kann organische Substanz, die auf den abgebenden Anlagen bisher teilweise aerob stabilisiert oder nur begrenzt energetisch genutzt wird, in einem regionalen Zentrum anaerob verwertet werden. Im Rahmen des SATELLITE-Projektes wurde die Annahme der teilstabilisierten Schlämme der „Satelliten-Anlage“ Pattensen großtechnisch umgesetzt, die Einbindung in den Anlagenablauf der Kläranlage Hildesheim ist nun seit mehreren Jahren problemlos (modellgestützte Kostenverteilung siehe Kapitel 7).

Co-Substrate können gegenüber kommunalen Schlämmen deutlich höhere spezifische

Methanpotenziale aufweisen, bringen jedoch meist auch zusätzliche Anforderungen an Annahme, Speicherung, Vorbehandlung, Dosierung und Qualitätssicherung mit sich. Für die Einordnung eines Co-Substrats sind daher nicht nur der erwartete Gasertrag, sondern auch Trockenmasse, organische Trockenmasse, CSB-Fracht, anaerobe Abbaubarkeit, Stickstoff- und Phosphorfrachten, Schwefelgehalt, pH-Wert, Störstoffe sowie saisonale Verfügbarkeit relevant. Zudem ist zu prüfen, ob die technische Infrastruktur der Anlage für den jeweiligen Stoffstrom geeignet ist.

Die im Rahmen von SATELLITE in Hildesheim durchgeführten Probebetriebe mit verschiedenen Substraten zur Erhebung praktischer Betriebserfahrungen zeigen die Notwendigkeit der Erprobung und daraus resultierenden Einschränkungen deutlich:

- Erste Versuche mit **Strauch- und Grünschnitt** scheiterten daran, dass zu grobes Material, insbesondere Äste und Zweige, den Mazerator blockierte. Zusätzlich war der aus dieser Fraktion resultierende Gasertrag gering.
- Eine aufbereitete Fraktion von **Bioabfällen** aus dem Kompostwerk wurde aufgrund der nicht eindeutig zuordnenbaren Abfallnummern und damit der Problematik der Vermischung von Abfallentsorgung und Abwasserreinigung im zeitlichen Rahmen des Projektes nicht wie geplant „angenommen“ und erprobt. Es zeigte sich, dass durch die unterschiedlich klar geregelten Umsetzungsanforderung zum Nachweis der Eignung der Mitbehandlung eines Stoffes in der Faulung zumindest in Niedersachsen ein erheblicher Aufwand in der Abstimmung und rechtlichen Einordnung durch den Betreiber zu leisten ist. Ergebnisse der Abstimmung und rechtlichen Beratung wurden durch die SEHi im Rahmen des Rechtsseminars (RePhoR 2026) vorgestellt.
- Regelmäßig werden über die Annahmestation derzeit vor allem **Fettabscheiderinhalte** angenommen. Diese Stoffgruppe ist energetisch grundsätzlich interessant, da Fette hohe spezifische Methanpotenziale aufweisen können. Gleichzeitig stellen fettreiche Stoffströme auf der Kläranlage eine betriebliche Herausforderung dar durch temperaturbedingte unterschiedliche Löslichkeiten und dadurch wiederholt auftretende Fettablagerungen aber auch Belastungsstöße. Für Hildesheim liefert die nachfolgend beschriebene Fettbilanz der Kläranlage daher eine wichtige Grundlage, um die Verteilung fettreicher Stoffströme innerhalb der mechanischen Reinigung und der Schlammschiene einzuordnen und kann als Hinweis auf mögliche Verteilungen vielleicht auch anderen Kläranlagenbetreibern dienen.

Die stoffliche und betriebliche Einordnung zusätzlicher Stoffströme muss diese Erfahrungen berücksichtigen. Die tatsächliche Eignung eines Zusatzstroms ergibt sich aus dem Zusammenspiel von Methanpotenzial, hydraulischer Belastung, organischer Belastung, technischer Annahmefähigkeit, Genehmigungslage und betrieblicher Robustheit. Fettabscheiderinhalte können energetisch attraktiv sein, sind aber hinsichtlich Ablagerungen, Homogenisierung und Dosierung betrieblich kritisch. Biologisch abbaubare Abfälle können lokal verfügbar sein, erfordern jedoch eine zuverlässige Störstofffreiheit und geeignete Zerkleinerung. Externe Überschussschlämme sind im regionalen Verbund besonders relevant, beanspruchen jedoch hydraulische Kapazität und beeinflussen Rückbelastung und Faulschlammmenge.

Fäkalschlämme stellen eine weitere genehmigte Annahmemöglichkeit dar, sind aber hydraulisch und hygienisch gesondert einzuordnen.

Tabelle 4: Stoffliche und betriebliche Einordnung ausgewählter Zusatzströme

Zusatzstrom	Hauptwirkung	Vorteile	Begrenzende Faktoren
Externer Überschussschlamm	zusätzliche organische Fracht und hydraulische Beschickung	regionale Mitbehandlung kommunaler Schlämme	Volumenstrom, Stabilisierungsgrad, Entwässerung, Rückbelastung
Fettabscheiderinhalte	energiereiche organische Zusatzfracht	hohes Methanpotenzial, aktuell regelmäßig angenommen	Ablagerungen, Dosierung, Homogenisierung, Betriebssicherheit
Biologisch abbaubare Abfälle / Grünschnitt	zusätzliche organische Fracht	lokale Verfügbarkeit über Kompostwerk	Störstoffe, Grobmaterial, Mazeratorblockaden, geringer Gasertrag ungeeigneter Fraktionen
Fäkalschlamm	zusätzlicher externer Stoffstrom	genehmigte Annahmemöglichkeit	hydraulische Belastung, hygienische Einbindung, Belastung des Hauptstroms

1.2.3.3 Modellgestützte Bewertung der Mitbehandlung in der Faulung

Im Stoffstrommodell werden Fremdschlämme und Co-Substrate als zusätzliche Eingangsströme zur Faulung abgebildet und zu dem vorhandenen Rohschlammstrom addiert. Dadurch verändert sich die Zusammensetzung des Faulungsinputs. Aus der veränderten Beschickung ergeben sich

- eine zusätzliche Methanbildung,
- ein zusätzliche Wärmebedarf zur Erwärmung des Stoffstroms,
- die Veränderung der Faulschlammmenge
- sowie die Rückbelastung aus der Entwässerung durch Rücklösung von Stickstoff und Phosphor in der Faulung.

Die Betrachtung erfolgt damit nicht isoliert über den Methanertrag, sondern über die Wirkung auf die gesamte Schlammschiene. Für die Kläranlage Hildesheim wurden modellgestützt verschiedene Varianten der Co-Substratannahme in ihren Potentialen untersucht und bewertet. Bild 15 zeigt im Überblick den modularen Anlagenaufbau und Co-Substratzugabe.

Grundlage der modellgestützten Szenarienbewertung sind die stofflichen Eingangsdaten der betrachteten Zusatzströme (vgl. Tabelle 5) aus denen der Stoffstromvektor erstellt wird. Dazu zählen insbesondere Volumenstrom, Trockenmasse, organische Trockenmasse, CSB-Fracht, Methanertrag und Stickstoff- und Phosphorfrachten. Aufbauend auf den Stoffdaten wurde in einem ersten Schritt ermittelt, in welchem Umfang die betrachteten Zusatzströme die zuvor identifizierte freie Faulraumkapazität ausnutzen. Hierbei ist zwischen hydraulischer

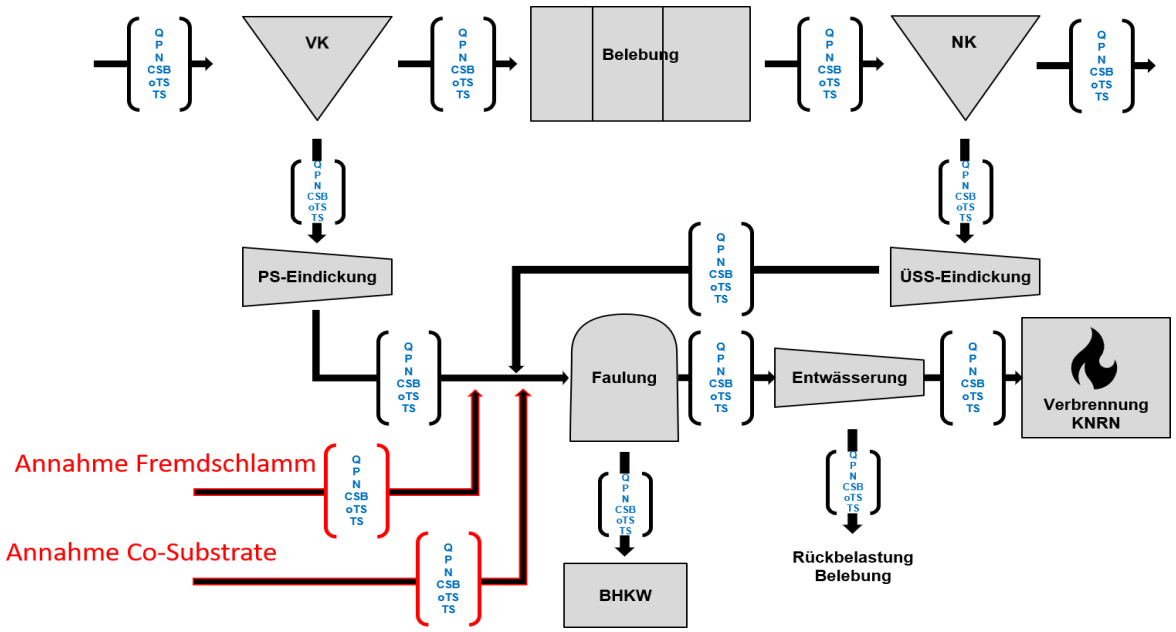


Bild 15: Einbindung von Fremdschlämmen und Co-Substraten in das Stoffstrommodell Hildesheim

Tabelle 5: Stoffliche Eingangsdaten beispielhafter Co-Substrate

Parameter	Maissilage	Grünschnitt	Einheit
Dichte	1,38	1,67	m^3/Mg FM
TR	33	12	%
GV	95	87,5	%
N	2,8	2,5	% der TM
P	1,8	1,75	% der TM
Gasertrag	200	175	Nm^3/Mg FM
Methanertrag	106	105	Nm^3/Mg FM
η_{oTM}	80	70	%
CSB/oTM	1,45	1,45	-

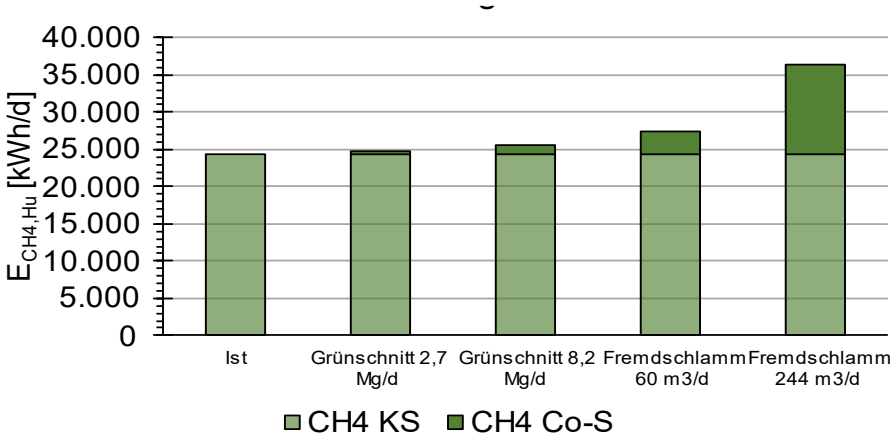


Bild 16: Methanertrag durch Co-Substratnutzung für Grünschnitt (nach Genehmigungsmenge und 3-facher Menge) und zusätzlichem Fremdschlamm [Hildesheim-Charakteristika] (nach Genehmigung und maximaler Ausnutzung Kapazität)

und organischer Ausnutzung zu unterscheiden. Ein Stoffstrom mit geringem Volumenstrom kann aufgrund hoher CSB-Konzentrationen eine hohe organische Zusatzbelastung darstellen. Umgekehrt kann ein stark verdünnter Stoffstrom hydraulisch relevant sein, ohne die organische Kapazität im gleichen Maße auszunutzen. In der Betrachtung enthalten ist der anaerob abbaubare CSB-Anteil, da er das Methanbildungspotenzial und das verbleibende Restpotenzial bei unvollständiger Stabilisierung bestimmt.

Bild 16 zeigt den zusätzlichen Methanertrag für ausgewählte Co-Substrat- und Fremdschlamm-Annahmeszenarien. Im Ist-Zustand ergibt sich für den vorhandenen Klärschlamm eine Methanenergie von ca. 24,3 MWh/d. Die betrachteten Grünschnittvarianten erhöhen den Methanertrag nur vergleichsweise gering. Bei einer Menge entsprechend der genehmigten Größenordnung von etwa 2,7 Mg/d ergibt sich ein zusätzlicher Methanenergieertrag von ca. 0,45 MWh/d. Bei einer auf etwa 8,2 Mg/d erhöhten Menge (3-fache Genehmigungsmenge) steigt der zusätzliche Ertrag auf ca. 1,34 MWh/d. Der Grünschnitt beansprucht die freie Kapazität damit hydraulisch nur gering, zeigt aber im Vergleich zu anderen Zusatzströmen einen begrenzten energetischen Effekt.

Höher fällt der Beitrag bei der Mitbehandlung von Überschussschlamm mit Hildesheimer Schlammcharakteristik aus. Bei einer zusätzlichen Annahme von 60 m³/d (Genehmigungsgrenzwert) steigt die Methanenergie von ca. 24,3 MWh/d auf etwa 27,5 MWh/d. Dies entspricht einem zusätzlichen Methanenergieertrag von ca. 3,2 MWh/d. In der rechnerischen Grenzvariante mit 244 m³/d zusätzlichem Überschussschlamm (maximale Ausnutzung freier Kapazitäten, also Erreichung MEP von 0,12) erhöht sich die Methanenergie auf ca. 36,4 MWh/d. Der zusätzliche Ertrag liegt damit bei ca. 12,1 MWh/d, geht jedoch mit einer deutlich stärkeren hydraulischen Auslastung der Faulung und einer verkürzten Aufenthaltszeit einher (Reduktion von ca. 27,5 d auf 14,2 d). In wie weit ggf. der Energieertrag der Schlämme durch eine gezielte Steuerung des Schlammalters in der Belebung (Vermeidung aerober Vorstabilisierung) zeigt Kapitel 1.4.

Die Varianten zeigen damit unterschiedliche Nutzungsprofile freier Kapazitäten. Grünschnitt ist aufgrund des geringen Volumenstroms hydraulisch vergleichsweise unkritisch, der energetische Zusatznutzen bleibt unter den angesetzten Randbedingungen jedoch begrenzt. Die Mitbehandlung von Überschussschlamm kann demgegenüber einen deutlich höheren Methanmehrertrag erzeugen, beansprucht die hydraulische und organische Kapazität der Faulung stärker, ist aber im Handling bekannt und i. d. R. durch eine geringere Störstoffaufbereitung und klaren Genehmigungsrahmen im kommunalen Verbund einfach umzusetzen.

1.2.4 Vorkommen und Verteilung der Fette auf der Kläranlage Hildesheim[5]

Die Fettbilanz der Kläranlage Hildesheim bestätigt, dass der Fettgehalt im Abwasser stark schwanken kann. Dies ist für kommunales Abwasser plausibel, da es sich um einen inhomogenen Stoffstrom handelt. Der Fettgehalt im Zulauf lag in der Größenordnung mittlerer Vergleichswerte. Durch die mechanische Vorreinigung wurde der Fettgehalt insgesamt um etwa 60 mg/L reduziert. Davon entfielen jeweils etwa 30 mg/L auf Rechen und Sandfang sowie etwa

[5] Die Ergebnisse der Fettbilanz beruhen im Wesentlichen auf der Masterarbeit von Celina Freistein

30 mg/L auf die Vorklärung. Im Primärschlamm wurde ein Fettanteil von 22,2% ermittelt. Damit ist der Primärschlamm ein relevanter Träger fettreicher und damit energiereicher organischer Substanz.

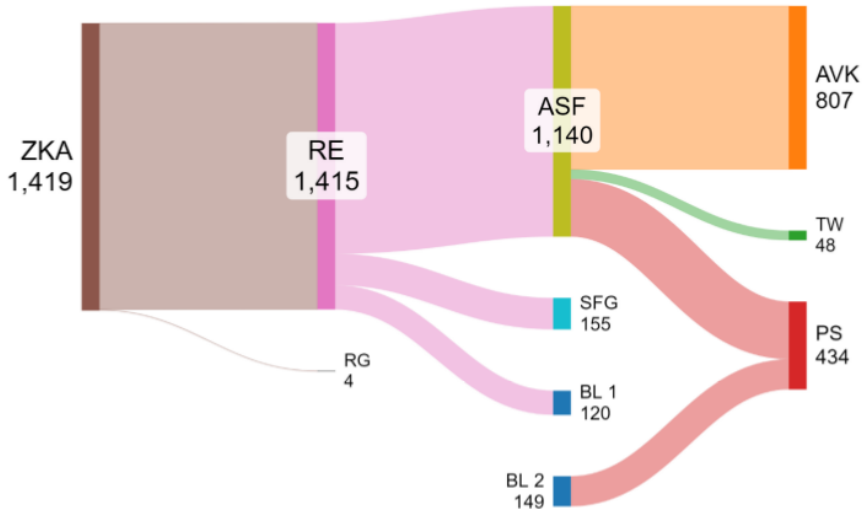


Bild 17: Bilanz der Fettfrachten der Kläranlage Hildesheim als Sankey-Diagramm ASF Ablauf Sandfang, AVK Ablauf Vorklärung, PS Primärschlamm, RE Rechen, RG Rechengut, SFG Sandfang, TW Trübwasser, ZKA Zulauf Kläranlage in Mg/a



Bild 18: Beispiele betrieblicher Fettprobleme auf der Kläranlage Hildesheim: Fettbällchen auf dem Sandfang 1

Gleichzeitig wurden im Rahmen der Defizitanalyse mehrere betriebliche Probleme im

Zusammenhang mit dem Fetttransport über den Wasserweg identifiziert. Auffällig waren insbesondere Fettbällchen auf dem Sandfang (Bild 18), eine mangelhafte Schwimmschlammentfernung in der Vorklärung sowie der nicht getrennte Transport von Primärschlamm und Schwimmschlamm aus der Vorklärung in Richtung Faulung. Da der Schwimmschlamm zu großen Teilen aus Fett besteht, erhöht sich dadurch der Fettanteil im Primärschlamm zusätzlich.

Der erhöhte Fettgehalt im Primärschlamm führte insbesondere bei der Primärschlammeindickung mittels Siebbandeindicker zu Betriebsproblemen. Dazu zählen Ablagerungen in Dünn- und Dickschlammleitungen, am Siebband und in Pumpen. Durch den versuchsweisen Einsatz von Fluidlinern konnten Ablagerungen in der Dünnschlammleitung und am Siebband reduziert werden. Kritisch blieben insbesondere die Dickschlammleitung und die Pumpe. Die Ergebnisse zeigen, dass fettreiche Stoffströme nicht allein über ihr Methanpotenzial bewertet werden dürfen. Für die Co-Fermentation sind ebenso Förderbarkeit, Ablagerungsneigung, Aufbereitung, Dosierung und die Auswirkungen auf nachgeschaltete Aggregate relevant.

Aus der Defizitanalyse wurden mehrere Maßnahmen abgeleitet, um Fetttransport und Betriebsprobleme auf der Kläranlage Hildesheim zu verringern. Dazu gehören unter anderem i) die regelmäßige Entnahme von Fettkügelchen aus dem Sandfang, ii) die Instandsetzung bzw. Verbesserung der Schwimmschlammräumer in der Vorklärung und iii) eine getrennte Behandlung des Schwimmschlamms. Für die Primärschlammeindickung wurde ergänzend das Mischen des uneingedickten Primärschlamms mit Überschussschlamm oder warmem Faulschlamm als mögliche Maßnahme identifiziert, um den Fettgehalt zu verdünnen bzw. die Temperatur und damit die Förder- und Eindickbedingungen zu verbessern und Betriebsstörungen in der Primärschlammbehandlung zu verhindern.

1.3 Einstufige, zweistufige, thermophil – Potentiale durch die Betriebsweise der Faulung

Die in Kapitel 1.2 dargestellte Ermittlung freier Faulraumkapazitäten beschreibt zunächst den rechnerischen Handlungsspielraum der vorhandenen Faulung unter definierten Randbedingungen. Für die Identifikation möglicher alternativer Betriebsstrategien je nach Belastung, Stabilisierungsziel etc. sind neben dem verfügbaren Gesamtvolumen auch die Verschaltung der einzelnen Reaktoren (einstufig oder zweistufig), das Temperaturniveau in den Reaktoren und die Verteilung der Schlammströme/Substrate auf die vorhandenen Faulräume zu analysieren. Diese Betriebsgrößen beeinflussen die erforderliche Aufenthaltszeit, den erreichbaren Abbaugrad, die Prozessstabilität und damit die nutzbare Stabilisierungskapazität des Gesamtsystems. Modelltechnisch werden die unterschiedlichen Verfahrensausprägungen der anaeroben Stabilisierung durch die Zuordnung separater Kenndaten-Sets in der Modulbibliothek differenziert. Liegen eigene Daten vor, können veränderte Kenndaten, wie zum Beispiel der zusätzliche Wärmebedarf bei Parallelbetrieb im Rahmen der Kalibrierung des DSSZ anlagenspezifische erhoben werden, sodass eine modelltechnische Abschätzung entfallen kann.

Auf der Kläranlage Hildesheim stehen zwei Faulungen zur Verfügung - eine kleinere Hochlastfaulung, die auch thermophil betrieben werden kann, sowie eine größere mesophile Faulung, die unter üblichen Rahmenbedingungen ausreichende Kapazität hat, um den auf der Kläranlage anfallenden Primär- und Überschussschlamm zu stabilisieren. Im Rahmen von

SATELLITE stellte daher die Frage der optimalen Betriebsweise der Faulungen – und hier insbesondere die Kombination einer thermophilen Hochlaststufe mit einer bestehenden mesophilen Faulung – im Untersuchungsfokus. Übergeordnete Betreiberfragen sind dabei:

- Welche Kapazitätssteigerung und damit verbunden Energiegewinn ist durch den thermophilen Betrieb der Faulung möglich
- Unter welchen Belastungsszenarien ist ein Parallel- und unter welchen Szenarien ein Reihenbetrieb vorzuziehen?
- Welche Potentiale ergeben sich durch eine separate Schlammzugabe des Überschussschlamms im zweistufigen Betrieb?
- Und ist es möglich die Anlage im Sanierungsfall nur mit einer Faulung zu betreiben? Konzeptionell würde der Überschussschlamm dann weitgehend aerob stabilisiert und nur der Primärschlamm anaerob in der Faulung.

In den nachfolgenden Kapiteln werden die sich allein auf den Betrieb der Faulung beziehenden Szenarien in ihrer Umsetzung und Ergebnissen beschrieben. Im Folgenden wird zunächst die ein- bzw. zweistufige Betriebsweise in der Kapazitätsermittlung eingeordnet. Anschließend wird der Einfluss der Temperatur auf Hydrolyse, Abbaugrad und erforderliche Aufenthaltszeit beschrieben. Abschließend werden Betriebsvarianten betrachtet, bei denen eine thermophile Hochlaststufe mit mesophiler Nachfaulung kombiniert oder im Wartungsfall als Redundanzbaustein genutzt wird. Die Frage der Redundanz bezieht die Frage der Potentiale der Belebung, also der aeroben Stabilisierung mit ein und wird daher in Kapitel C 1 unter Betrachtung der Gesamtanlage adressiert.

1.3.1 Einstufige und zweistufige Betriebsweise der Faulung

Die Betriebsweise der Faulung bestimmt Prozesskenndaten der anaeroben Abbauprozesse. Bei einer einstufigen Faulung erfolgt die gesamte Stabilisierung in einem Reaktor bzw. in einem einheitlichen Prozessraum. Die mittlere Aufenthaltszeit ergibt sich aus dem verfügbaren Faulraumvolumen und dem zugeführten Schlammvolumenstrom. In der realen Durchströmung entspricht diese mittlere Aufenthaltszeit jedoch nicht der tatsächlichen Verweilzeit jedes einzelnen Schlamm- oder Feststoffpartikels. Einzelne Partikel können den Reaktor schneller durchströmen, während andere länger im Reaktor verbleiben. Dadurch kann der tatsächlich erreichte Abbaugrad vom rechnerischen Mittelwert beeinflusst werden.

Bei einer zweistufigen Faulung werden zwei Reaktoren nacheinander durchströmt (Bild 19). Die Stabilisierung erfolgt damit nicht in einem einzelnen Prozessraum, sondern über zwei aufeinanderfolgende Stufen. Dadurch verändert sich die Verweilzeitverteilung des Gesamtprozesses. Die Wahrscheinlichkeit, dass einzelne Schlammanteile beide Stufen mit sehr kurzer Verweilzeit durchströmen, ist geringer als bei einer einstufigen Faulung mit gleicher mittlerer Gesamtaufenthaltszeit. Aus diesem Grund kann eine zweistufige Betriebsweise bei gleicher Gesamtverweilzeit zu einem höheren Gesamtabbaugrad bzw. zu einer stabileren Prozessführung beitragen.

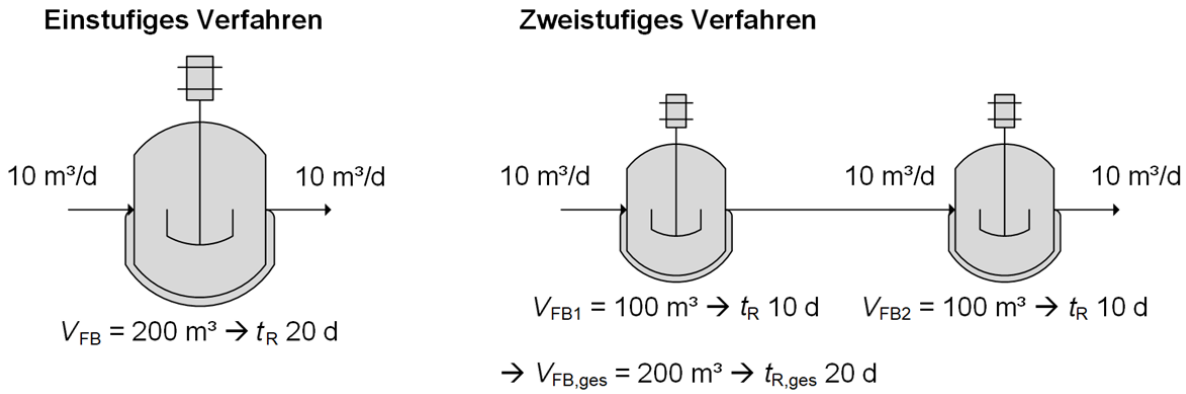


Bild 19: Anschaulicher Vergleich der einstufigen und zweistufigen Faulung [DWA 2026]

Für die Ermittlung der erforderlichen Aufenthaltszeit ist daher nicht allein das gesamte Faulraumvolumen maßgebend, sondern auch dessen Aufteilung auf die einzelnen Stufen. Bei gleich großen oder ähnlich belasteten Stufen kann die Gesamtverweilzeit näherungsweise als Summe der Aufenthaltszeiten beider Reaktoren betrachtet werden. Bei ungleichen Volumina, unterschiedlichen Temperaturen oder abweichender Beschickung der einzelnen Stufen muss dagegen stufenweise betrachtet werden, welcher Abbau in der ersten Stufe erreicht wird und welche Restfracht der zweiten Stufe zugeführt wird. Durch die modulare Abbildung der Prozessstufen im DSSZ ist eine solche Näherungsrechnung nicht mehr notwendig, da die Zu- und Abläufe der beiden Faulungen getrennt voneinander abgebildet werden. Die Veränderung der Stofffraktionen sowie evtl. physikalische Veränderungen, wie z. B. eine Temperaturerhöhung werden direkt über den Vektor weitergegeben. Gerade für kaskadierten Anlagenbetrieb kann die Leistungssteigerung durch das Konzentrationsgefälle somit verlässlich abgebildet werden.

Für Hildesheim wurde bei der Planung der neuen Faulung konzeptionell eine funktionale Aufteilung des anaeroben Abbaus vorgesehen. Die erste Stufe kann als Hochlaststufe betrieben werden, also mit höherer organischer Raumbelastung und kürzerer Aufenthaltszeit als die konventionelle Faulung. Ziel ist dabei nicht zwangsläufig die vollständige Stabilisierung innerhalb dieser ersten Stufe, sondern eine intensive Hydrolyse, Versäuerung und Teilmethanisierung des zugeführten Schlamms. Die zweite Stufe übernimmt anschließend die weitere Methanbildung und Nachstabilisierung (Hinken et al. 2011). Diese Aufteilung ist besonders wirkungsvoll, wenn zusätzlich unterschiedliche Temperaturniveaus eingesetzt werden. In einer thermophilen Hochlaststufe kann die erhöhte Temperatur genutzt werden, um Hydrolyse und Versäuerung zu beschleunigen, die Raumbelastung (und resultierend der Faulgasertrag) kann noch einmal deutlich erhöht werden.

Wichtig für jede zweistufige Betriebsweise ist natürlich, dass beide Stufen ihre jeweilige Funktion erfüllen können und ein abgestimmter Betrieb, der sicherstellt, dass die erste Stufe die zugeführte organische Belastung so weit hydrolysiert, versäuert und gegebenenfalls teilmethanisiert, dass die zweite Stufe nicht überlastet wird. Die zweite Stufe benötigt anschließend ausreichend Aufenthaltszeit und stabile Prozessbedingungen, um die verbleibenden Zwischenprodukte weiter zu Methan umzusetzen und den Schlamm ausreichend nachzustabilisieren, um in den nachfolgenden Stufen keine ungewollte Methanbildung und -emission zu erzeugen. Mit dem DSSZ kann ein solches Betriebscontrolling/Beschickungsmanagement

direkt aus dem Szenarienmodell heraus dem Betrieb zur Verfügung gestellt werden. Ausgabekenndaten sind i) Empfehlungen zur Volumenaufteilung zwischen den Stufen auf Basis der hydraulischen Belastung, der organischen Raumbelastung, ii) ein Hinweis zur Temperaturführung und zur Kontrolle der Prozessstabilität der einzelnen Reaktoren iii) die Gesamtleistung der Anlage.

Die Betriebsweise in Hildesheim sieht die Einordnung der thermophilen Faulung in einer zweistufigen thermophil/mesophilen Betriebsweise vor. So kann die thermophile Stufe als Vorstufe mit erhöhter Hydrolyse- und Umsatzgeschwindigkeit wirken, während die nachgeschaltete mesophile Stufe die Restumsetzung und Nachstabilisierung übernimmt.

1.3.2 Einfluss der Temperatur auf Abbaugrad und erforderliche Aufenthaltszeit

Die Temperatur ist wie bei allen biologischen Prozessen eine zentrale Einflussgröße der anaeroben Klärschlammstabilisierung. Sie beeinflusst die Reaktionsgeschwindigkeit der biologischen Umsätze und damit den Zusammenhang zwischen Aufenthaltszeit, erreichbarem Abbaugrad und Methanbildung. Während kommunale Faulungen überwiegend mesophil bei etwa 35 bis 40 °C betrieben werden, liegt der thermophile Temperaturbereich üblicherweise bei etwa 45 bis 65 °C. Eine Erhöhung der Temperatur kann insbesondere die Hydrolyse beschleunigen, die bei der Faulung partikulärer und komplexer organischer Bestandteile häufig als geschwindigkeitsbestimmender Teilschritt gilt.

Die Grundschritte des anaeroben Abbaus wurden bereits im Zusammenhang mit der Primärschlammversäuerung dargestellt (Kapitel 1.1). Für die thermophile Faulung ist dabei vor allem die Hydrolyse relevant. In diesem ersten Teilschritt werden komplexe organische Verbindungen in kleinere Bruchstücke und gelöste Bestandteile überführt. Diese bilden die Grundlage für die anschließende Versäuerung, Acetat- und Methanbildung. Da insbesondere Überschussschlamm einen hohen Anteil zellgebundener und partikulärer organischer Substanz enthält, kann die Hydrolyse die Geschwindigkeit des Gesamtprozesses begrenzen. Der Temperatureffekt der Hydrolyse ist dabei temperatur- (siehe Bild 20) und substratabhängig. Primärschlamm und Überschussschlamm enthalten beide überwiegend partikuläre CSB-Anteile, unterscheiden sich jedoch in deren Zusammensetzung und Zugänglichkeit. Primärschlamm weist in der Regel einen höheren Anteil vergleichsweise gut anaerob abbaubarer organischer Substanz auf, während die organische Substanz im Überschussschlamm stärker in Biomasse- und Zellstrukturen gebunden ist. Entsprechend wird die Hydrolyse insbesondere bei Überschussschlamm häufig als limitierender Teilschritt der anaeroben Stabilisierung beschrieben.

Die thermophile Betriebsweise verändert nicht grundsätzlich das theoretische Methanpotenzial des zugeführten Schlamms. Ihr wesentlicher Effekt liegt vielmehr darin, dass ein größerer Anteil der anaerob abbaubaren organischen Substanz innerhalb der verfügbaren Aufenthaltszeit umgesetzt werden kann, sie also bei höheren Raumbelastungen betrieben werden kann. Dadurch kann bei gleicher Aufenthaltszeit ein höherer Abbaugrad erreicht oder bei gleichem Zielabbaugrad eine kürzere erforderliche Aufenthaltszeit angesetzt werden. Für die Abbildung im Stoffstrommodell ist daher entscheidend, welcher Abbaugrad unter den jeweiligen Temperatur- und Aufenthaltszeitbedingungen tatsächlich erreicht wird und in welcher Fraktionierung die organische Stofffraktion entsprechend über den Ausgangsvektor an die nachfolgende

Stufe weitergegeben wird (Restgaspotential, organische Säuren etc.). In der vorliegenden zweistufigen thermophil/mesophilen Betriebsweise übernimmt die thermophile Stufe die Funktion einer Hochlaststufe, in der Hydrolyse, Acidogenese und Teilmethanisierung intensiviert werden. Eine erhöhte Konzentration organischer Säuren im Ablauf der thermophilen Stufe ist dann nicht automatisch als negativer Effekt einzuordnen, sondern kann zunächst auf eine verstärkte Vorhydrolyse und Versäuerung hinweisen. Entscheidend ist, dass die nachgeschaltete mesophile Stufe diese Zwischenprodukte weiter umsetzt und die erforderliche Nachstabilisierung sicherstellt. Damit verschiebt sich auch die Einordnung der Prozessstabilität. Kritisch wird eine erhöhte Säurebildung erst dann, wenn sie zu einem deutlichen pH-Wert-Abfall, einer Hemmung der Methanogenese oder einer Überlastung der nachgeschalteten mesophilen Stufe führt und werden im DSSZ daher als Kontrollgrößen mitgeführt.

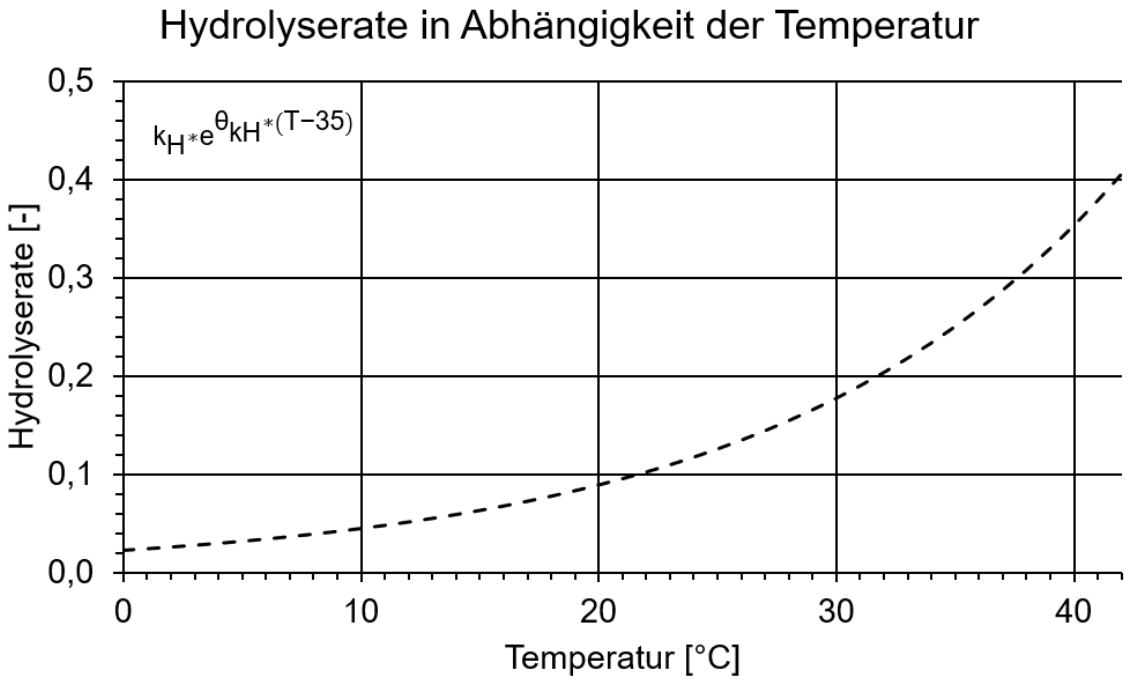


Bild 20: Hydrolyserate in Abhängigkeit der Temperatur mit kH,35= 0,25 und θkH = 0,069

Neben dem positiven Effekt der schnelleren Umsätze und höheren Belastbarkeit sind für die Bewertung der Betriebsweise auch betrieblich negative Effekte zu beachten. Mit der thermophilen Betriebsweise steigen zunächst der Prozesswärmebedarf und die Anforderungen an die Wärmebereitstellung, was gerade im zweistufigen Betrieb durch die Einsparung in der nachgeschalteten mesophilen Stufe kompensiert werden kann. Aufgabe des DSSZ im betrieblichen Management kann die Ausgabe einer Betriebsempfehlung zur Einstellung der optimalen Betriebstemperatur der thermophilen Stufe innerhalb der betrieblich festgelegten Handlungsraums sein unter Zielvorgabe „minimale Energieverbrauch zur Faulschlammerwärmung des Gesamtsystems“. Hierdurch können saisonale Schwankungen und Einflüsse zwischen den Teilströmen im Wärme-Management berücksichtigt werden. Da thermophile Biozönosen auf Temperaturschwankungen empfindlicher reagieren, da sich die beteiligten Mikroorganismen stärker an ein engeres Temperaturoptimum anpassen und Abweichungen davon schneller zu Leistungseinbußen führen können unterstützt eine solches modellgestütztes

Wärmemanagement die, für eine thermophile Faulung erforderliche gleichmäßige Temperaturführung.

Ein weiterer kritischer Punkt ist die mögliche Hemmung durch freies Ammoniak. Stickstoff liegt im Faulschlamm überwiegend im Gleichgewicht zwischen Ammonium und freiem Ammoniak vor. Der Anteil des freien Ammoniaks steigt mit zunehmender Temperatur und höherem pH-Wert an. Da freies Ammoniak die Methanogenese hemmen kann, können thermophile Betriebsbedingungen insbesondere bei stickstoffreichen Substraten und dadurch erhöhten Ammoniumkonzentrationen kritischer sein als mesophile Bedingungen. Ein wichtiger Kontrollparameter der über den DSSZ im Betrieb zur Verfügung gestellt werden kann ist entsprechend die resultierende Ammoniakkonzentration als Rechenwert über die Hydrolyserate bestimmten Ammoniumfreisetzung, pH- und Temperaturwert. Betrieblich kann bei Erreichen kritischer Konzentrationen durch Reduzierung der ammoniumhaltigen Stoffstromzufuhr reagiert werden. Die Senkung der Temperatur ist zu sensitiv für andere Prozesse und auch nicht ausreichend effektiv.

Im Kontext der Faulungsoptimierung Hildesheim wird die Temperaturführung daher als wichtige betriebliche Stellgröße betrachtet, die entsprechend der verfügbaren Frachten die nutzbare Stabilisierungskapazität verändern kann. Nachfolgend werden mit Hilfe des DSSZ verschiedene betriebliche Szenarien in ihren Auswirkungen beschrieben. In der großtechnischen Umsetzung des DSSZ werden diese Systeminformationen zeitnah und aktuell dem Betrieb zur Unterstützung bereitgestellt und dienen so der betrieblichen Optimierung aber auch der der Strategiekontrolle durch Bereitstellung übergreifender Kennzahlen wie Energieverbrauch, Schlammanfall oder THG-Emission des Gesamtsystems.

1.3.3 Einsatz der thermophilen Hochlaststufe mit mesophile Nachfaulung

Die thermophile Betriebsweise setzt innerhalb dieser Reaktorkonfiguration an der Hydrolyse als häufig limitierendem Teilschritt des anaeroben Abbaus an (Appels et al. 2008; Ge et al. 2011). Durch höhere Temperaturen können partikuläre und komplexe organische Bestandteile schneller in verfügbare Zwischenprodukte überführt werden (Ge et al. 2010). Dies kann Methanbildung und Stabilisierungsgrad erhöhen oder die erforderliche Aufenthaltszeit reduzieren. Gleichzeitig steigen die Anforderungen an Wärmebereitstellung, Prozessstabilität und Betriebsüberwachung (Oles et al. 1997; Gebreeyessus und Jenicek 2016).

Aufbauend auf der grundsätzlichen Einordnung der ein- und zweistufigen Betriebsweise sowie des Temperatureinflusses wurden für den Standort Hildesheim mehrere Betriebsvarianten modellgestützt untersucht und durch Versuchsergebnisse zur thermophilen Hochlastfaulung ergänzt. Ziel war es, nicht nur eine einzelne Betriebsweise der Faulung zu beschreiben, sondern den Einfluss unterschiedlicher Reaktorkonfigurationen, Temperaturniveaus und Beschickungsstrategien auf erforderliche Aufenthaltszeit, Stabilisierungsleistung, Methanertrag und betriebliche Flexibilität darzustellen.

Die betrachteten Varianten umfassen zunächst den Ist-Zustand (mesophiler Betrieb beider Faulungen). Ergänzend wurde untersucht, wie sich eine Absenkung der Faulungstemperatur innerhalb des mesophilen Bereichs auf die erforderliche Aufenthaltszeit und die rechnerisch nutzbare Kapazität auswirkt. Darauf aufbauend werden die Ergebnisse zur thermophilen

Hochlaststufe und zur Kombination mit einer mesophilen Nachfaulung eingeordnet. Abschließend wird der Wartungs- und Redundanzfall betrachtet, bei dem nur ein Teil der vorhandenen Faulungsinfrastruktur verfügbar ist.

1.3.3.1 Mesophile Betriebsvarianten: Parallelbetrieb und zweistufige Fahrweise

Die vorhandene Faulungsinfrastruktur am Standort Hildesheim kann grundsätzlich in unterschiedlichen mesophilen Betriebsweisen genutzt werden. Im aktuellen Betrieb werden die Faulbehälter parallel betrieben. Der aktuelle Parallelbetrieb ist dabei vor dem Hintergrund der bisherigen Betriebserfahrungen einzuordnen. Bei der Inbetriebnahme bzw. Erprobung einer zweistufigen mesophilen Fahrweise traten im ersten Reaktor pH-Wert-Abfälle auf, was vor allem als Hinweis auf eine unzureichende Pufferung bzw. eine zeitweise Überlastung der ersten Stufe zu interpretieren ist.

Der Parallelbetrieb bildet damit den betrieblichen Ausgangszustand für die modellgestützt Variantenrechnung. Die Informationen zu Schlammfrachten und Faulbehältern sind in Tabelle 1 & 2 zu finden.

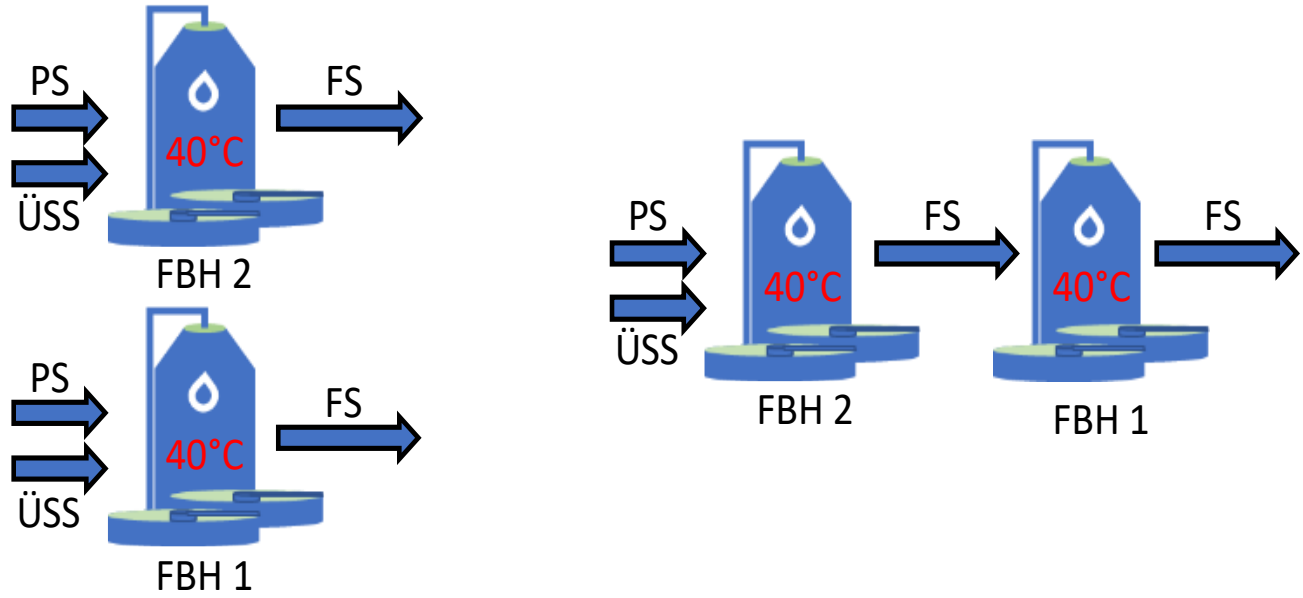


Bild 21: Schematische Darstellung der mesophilen Betriebsvarianten: Parallelbetrieb im Ist-Zustand und zweistufige mesophile Fahrweise

Mit Blick auf die Optimierung der Schlammschiene wurden mit der modellgestützten Szenarienanalyse die Potentiale der Umstellung vom mesophilen Parallelbetrieb auf zweistufige mesophile Fahrweise geprüft. Im Parallelbetrieb wird der Rohschlamm auf die verfügbaren Faulbehälter aufgeteilt. In der zweistufigen Variante wird derselbe Schlammstrom nacheinander durch zwei mesophile Reaktoren geführt. Dadurch verändert sich nicht das Temperaturniveau, sondern die im Wesentlichen die Aufenthaltszeit in den einzelnen Prozessräumen, sowie die die Substratfraktionen im Zulauf der zweiten Stufe der Faulung durch die Umsetzungsprozesse in der ersten Stufe.

Mit dem DSSZ werden zunächst für beide Varianten der theoretisch erreichbare Gesamtabbau betrachtet. Hierzu werden vorhandene und erforderliche Aufenthaltszeiten, der berechnete

Stabilisierungsgrad sowie das verbleibende Restpotenzial des Faulschlamms gegenübergestellt. Prozessdynamische Größen wie pH-Wert-Verlauf, Säureakkumulation oder die Aufteilung der Methanbildung auf einzelne Teilprozesse werden im Modell nicht abgebildet. Die beobachteten pH-Wert-Abfälle im ersten Reaktor werden daher nicht berechnet, sondern die Betriebserfahrungen zu den Belastungsgrenzen der „Hochlaststufe“ werden berücksichtigt.

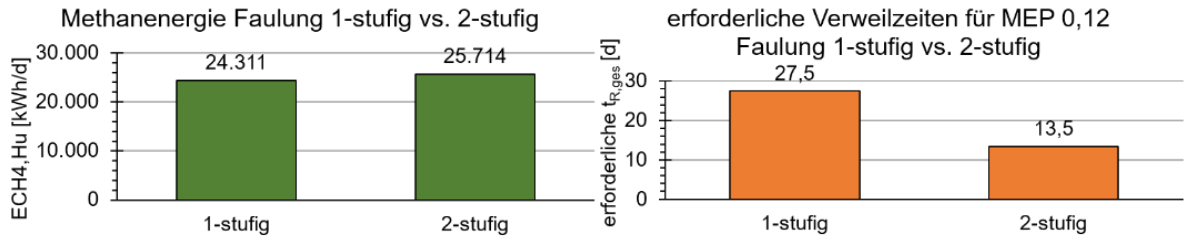


Bild 22: Gesamtaufenthaltszeit zur Erreichung des Stabilisierungsziels (rechts) für den 1- und 2-stufigen Faulungsbetrieb

Im mesophilen Variantenvergleich wurde bei unverändertem Gesamtfaulraumvolumen von 6.500 m³ und gleicher Beschickung der bestehende einstufige Parallelbetrieb einer zweistufigen Reihenschaltung gegenübergestellt. Im einstufigen Betrieb ergibt sich eine berechnete Methanenergie von ca. 24,3 MWh/d (Bild 22). Für die zweistufige Fahrweise steigt der rechnerische Wert auf ca. 25,7 MWh/d. Der Unterschied von ca. 1,4 MWh/d zeigt, dass durch die veränderte Reaktornutzung ein höherer theoretischer Gesamtabbau erreicht werden kann, aufgrund der gleichbleibenden Substratzufuhr allerdings keine hohen zusätzlichen Erträge zu erwarten sind.

Deutlicher zeigt sich aber der positive Effekt der Kaskadierung bei der, zur Erreichung des angesetzten Stabilisierungsziels, erforderlichen Gesamtaufenthaltszeit. Für den einstufigen Betrieb ergibt sich eine erforderliche Verweilzeit von ca. 27,5 d. In der zweistufigen Variante reduziert sich diese rechnerisch auf ca. 13,5 d. Die zweistufige Fahrweise nutzt das vorhandene Faulraumvolumen damit effizienter, da die Stabilisierung über zwei nacheinander durchströmte Prozessräume erfolgt und der theoretische Gesamtumsatz steigt. Es besteht ein zusätzliches Annahmepotential von z. B. Fremdschlämmen benachbarter kleinerer Anlagen.

Die berechneten Stabilisierungsgrade bestätigen diese Einordnung. Im einstufigen Betrieb liegt der rechnerische Stabilisierungsgrad bei ca. 92%, während für die zweistufige Fahrweise ein Wert von ca. 98% berechnet wird. Entsprechend sinkt das verbleibende Restpotenzial des Faulschlamms der Stabilisierungsprozess. Die Ergebnisse sprechen damit für die Umstellung auf die zweistufige mesophile Betriebsweise da hierdurch eine höhere Stabilisierungskapazität erreicht wird, die sich zum einen in einem reduzierten Restgaspotential auswirkt und zum anderen freie Kapazitäten zur Fremdschlamm- oder Co-Substratannahme ermöglicht mit entsprechender zunehmender Methanproduktion.

Der zweistufige mesophile Betrieb dient damit als rechnerische Referenz für die folgenden Betrachtungen. Er zeigt, welche Effekte sich allein aus einer veränderten Nutzung der vorhandenen Faulbehälter ergeben können, ohne das Temperaturniveau zu verändern.

1.3.3.2 Temperaturabsenkung im mesophilen Betrieb

Im Hinblick auf die Energiebilanz und ein geplantes Wärmemanagement wurde für den Standort Hildesheim ergänzend betrachtet, welche Auswirkungen eine Absenkung der Faulungstemperatur von 40 °C auf 35 °C hätte. Beide Temperaturen liegen im mesophilen Betriebsbereich, bilden jedoch unterschiedliche Betriebspunkte ab. Ziel der Modellrechnung war es, den möglichen Rückgang des Wärmebedarfs der Faulung der veränderten Stabilisierungsleistung gegenüberzustellen.

Der Wärmebedarf bei 40 °C wurde auf Grundlage der aufgezeichneten Wärmemenge des Faulungsbetriebs aufgenommen (Bild 23). Für die Abschätzung des Wärmebedarfs bei 35 °C wurde insbesondere der geringere Aufheizbedarf des zugeführten Rohschlamms berücksichtigt. Dieser ergibt sich aus dem Rohschlammvolumenstrom, der spezifischen Wärmekapazität und der um 5 K reduzierten Temperaturdifferenz zwischen Rohschlamm und Faulraumtemperatur. Zusätzlich ist eine geringerer Wärmeverlust der Faulbehälter zu erwarten.

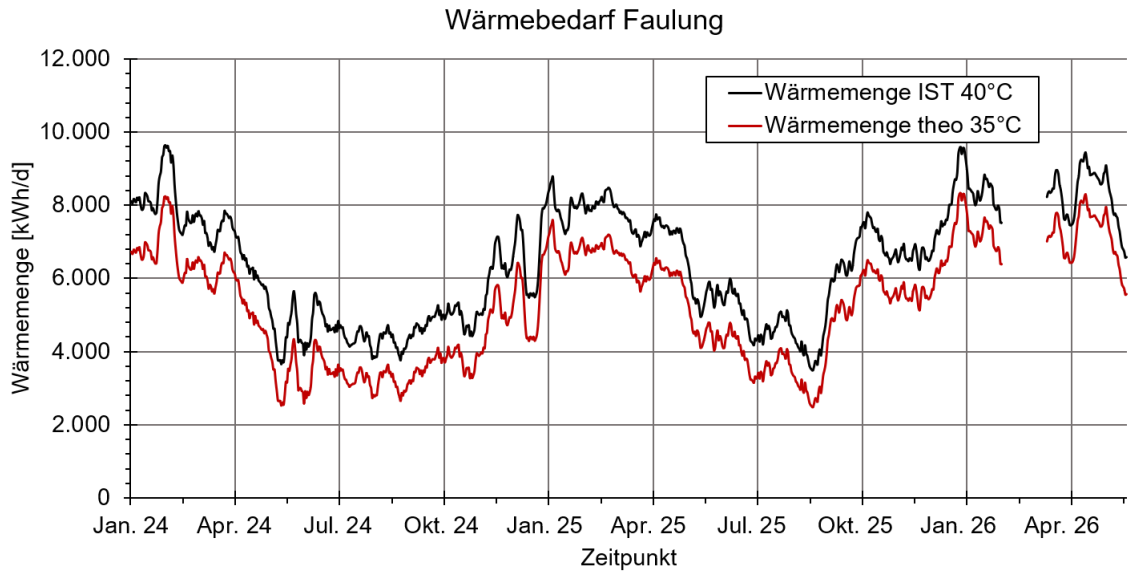


Bild 23: Gegenüberstellung des realen Wärmebedarfs der Faulung bei 40 °C Betriebstemperatur im Vergleich zum theoretischen Bedarf bei 35 °C

Die Absenkung der Faulungstemperatur von 40 °C auf 35 °C reduziert den rechnerischen Wärmebedarf der Faulung deutlich. Ausgehend vom gemessenen Wärmebedarf bei 40 °C ergibt sich für die betrachteten mittleren Schlammströme ein Wärmebedarf von ca. 6,4 MWh/d. Bei einer Absenkung auf 35 °C sinkt dieser Wert rechnerisch auf ca. 5,2 MWh/d (vgl. Bild 23). Die Wärmeeinsparung liegt damit bei rund 1,2 MWh/d bzw. etwa 18%. Der wesentliche Anteil dieser Einsparung ergibt sich aus dem geringeren Aufheizbedarf des Rohschlamms.

Die Temperaturabsenkung wirkt sich auf zwei gegenläufige Zielgrößen aus. Einerseits sinkt wie oben dargestellt der Wärmebedarf zur Aufheizung des Rohschlamms und zur Aufrechterhaltung der Faulraumtemperatur. Andererseits nimmt aber die Abbaugeschwindigkeit ab, sodass für denselben Zielabbaugrad bei unverändertem Faulraumvolumen eine längere Aufenthaltszeit erforderlich wird. Wird die benötigte Stabilisierungskapazität überschritten sinkt der Stabilisierungsgrad und das Restgaspotenzial des Faulschlamms nimmt zu. Im DSSZ wird die

Temperaturabsenkung über die temperaturabhängige Abbaukinetik des Faulungsmoduls berücksichtigt. Für beide Varianten werden die vorhandene Aufenthaltszeit, die zur Erreichung des angesetzten Stabilisierungsziels erforderliche Aufenthaltszeit sowie der theoretisch erreichbare Stabilisierungsgrad berechnet. Zusätzlich wird das verbleibende Methanemissionspotenzial des Faulschlamms ausgewiesen. Prozessdynamische Effekte wie kurzfristige Temperaturschwankungen, pH-Wert-Verläufe oder eine Anpassung der Biozönose werden dabei nicht detailliert simuliert.

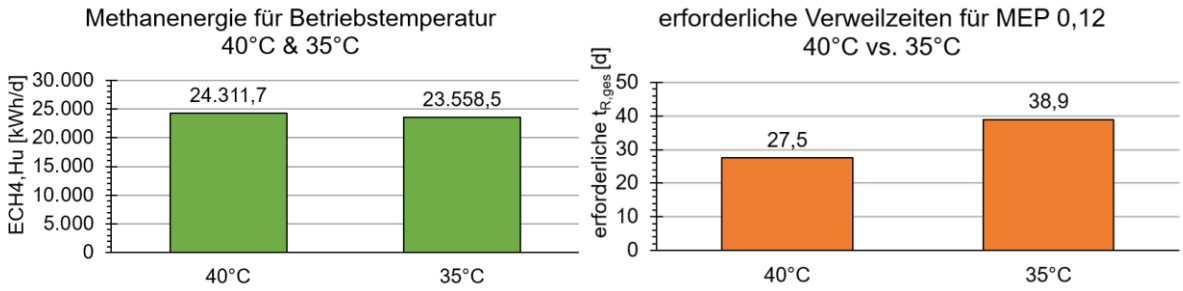


Bild 24: Gegenüberstellung der erforderlichen Verweilzeit zur Erreichung des angesetzten Stabilisierungsziels und der berechneten Methanenergie bei Faulungstemperaturen von 40 °C und 35 °C bei einstufiger Betriebsweise

Es ist deutlich zu erkennen, dass bei einstufigem Parallelbetrieb (aktueller Ist-Betrieb) für das angesetzte Stabilisierungsziel mit einem Methanemissionspotenzial von 0,12 die erforderliche Aufenthaltszeit von ca. 27,5 d bei 40 °C auf ca. 38,9 d bei 35 °C (Bild 24) steigt, das Stabilisierungsziel bei 35 °C damit rechnerisch nicht mehr erreicht würde. Dies zeigt sich auch im berechneten Methanemissionspotenzial, das von 0,107 bei 40 °C auf 0,141 bei 35 °C ansteigt. Auch der berechnete Stabilisierungsgrad und die Methanbildung nehmen bei niedrigerer Temperatur ab. Der Stabilisierungsgrad sinkt von ca. 92,0% auf ca. 89,1% (vgl. Tabelle 6). Die Methanenergie verringert sich von ca. 24,3 MWh/d auf ca. 23,6 MWh/d. Die Abnahme des Methanertrags ist damit im Vergleich zur Wärmeeinsparung zwar gering, aber im Hinblick auf das steigende Restgaspotenzial und damit verbundene potentielle Methanemissionen relevant.

Tabelle 6: Modellvergleich der Temperaturvarianten 40 °C und 35 °C mit Wärmebedarf, erforderlicher Aufenthaltszeit, Stabilisierungsgrad, Methanertrag und MEP

Parameter	40 °C	35 °C	Einheit
Wärmebedarf	6.409	5.238	kWh/d
Erforderliche Aufenthaltszeit	27,5	38,9	D
Stabilisierungsgrad	92,0	89,1	%
Methanertrag $E_{CH4,Hu}$	24.311	23.558	kWh/d
MEP	0,107	0,141	-

Die Temperaturabsenkung stellt damit keinen rein energetischen Optimierungsschritt dar. Zwar kann der Wärmebedarf der Faulung reduziert werden, gleichzeitig verringert sich jedoch die rechnerische Stabilisierungskapazität. Für den Standort Hildesheim ist die Absenkung auf

35 °C daher nur dann sinnvoll, wenn durch Umstellung auf Reihenbetrieb ausreichend zusätzliche Aufenthaltszeit zur Verfügung steht.

Durch die ergänzend vorliegenden Ergebnisse der modellgestützten Szenarienanalyse zur Aktivierung von zusätzlicher Faulungskapazität durch den zweistufigen Betrieb kann nun ein betriebliches Optimum identifiziert werden:

- Senkung der Faulungstemperatur auf 35 °C → Energieeinsparung
- Umstellung auf Zweistufigkeit → hierdurch ergibt sich die Möglichkeit die reduzierte Umsatzgeschwindigkeit durch die Temperaturabsenkung durch „zusätzliches“ Volumen abzufangen und so die Energieeinsparung und eine vollständige Stabilisierung umzusetzen (vgl. Bild 22).

1.3.3.3 Thermophile Hochlaststufe und mesophile Nachfaulung

Für die Einordnung der Potentiale einer Umstellung der Hochlaststufe am Standort Hildesheim auf thermophilen Betrieb wurden labortechnische Untersuchungen zur thermophilen Einzelstufe sowie zum zweistufigen thermophil/mesophilen Betrieb durchgeführt. Die Ergebnisse dienen dazu, die in Kapitel 1.3.2 beschriebene Wirkung erhöhter Temperaturen auf die Hydrolyse- und Umsatzgeschwindigkeit standortspezifisch zu bewerten. Betrachtet wurden der spezifische Methanertrag, die Konzentration organischer Säuren, der Stabilisierungsgrad sowie die Prozessstabilität bei unterschiedlichen Verweilzeiten (Martens 2023).

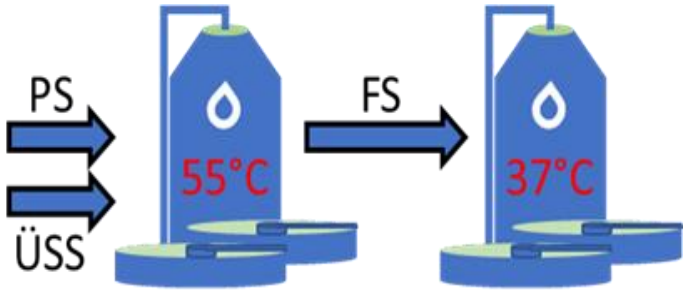


Bild 25: Schematische Darstellung der untersuchten thermophil/mesophilen Betriebsweise mit thermophiler Hochlaststufe bei 55 °C und mesophiler Nachfaulung bei 40 C

Die thermophile Stufe wurde im Labor bei 55 °C betrieben und mit Rohschlamm beschickt. Die Versuchsergebnisse zeigen den deutlichen Zusammenhang zwischen mittlerer Verweilzeit und spezifischem Methanertrag. Mit zunehmender Verweilzeit steigt der Methanertrag an. Allerdings zeigt der Betrieb (vgl.Bild 26), dass der nach DWA-M 368 angesetzte Referenzertrag für Rohschlamm bei einem Abbaugrad von 85% bereits bei einer Verweilzeit von etwa 11 d erreicht werden kann. Damit liegt die erforderliche Verweilzeit deutlich unter der Größenordnung, die für eine konventionelle mesophile Faulung typischerweise angesetzt wird.

Bewertet man den Methanertrag ist festzuhalten, dass im Versuchsbetrieb einzelne niedrige Methanerträge festgestellt wurden insbesondere in Anfahr- bzw. Neustartphasen. Die mit der Zugabe eines Co-Substrats verbundenen deutlich erhöhten Werte bestätigen den im Prozessmodell hinterlegten Zusammenhang sind aber für die Bewertung der thermophilen

Hochlaststufe nicht maßgebend, sondern der Zusammenhang zwischen Verweilzeit, Substratzusammensetzung, Prozessstabilität und erreichbarem Methanertrag wird aus dem Versuchsbetrieb für den DSSZ als Kennwerte übernommen.

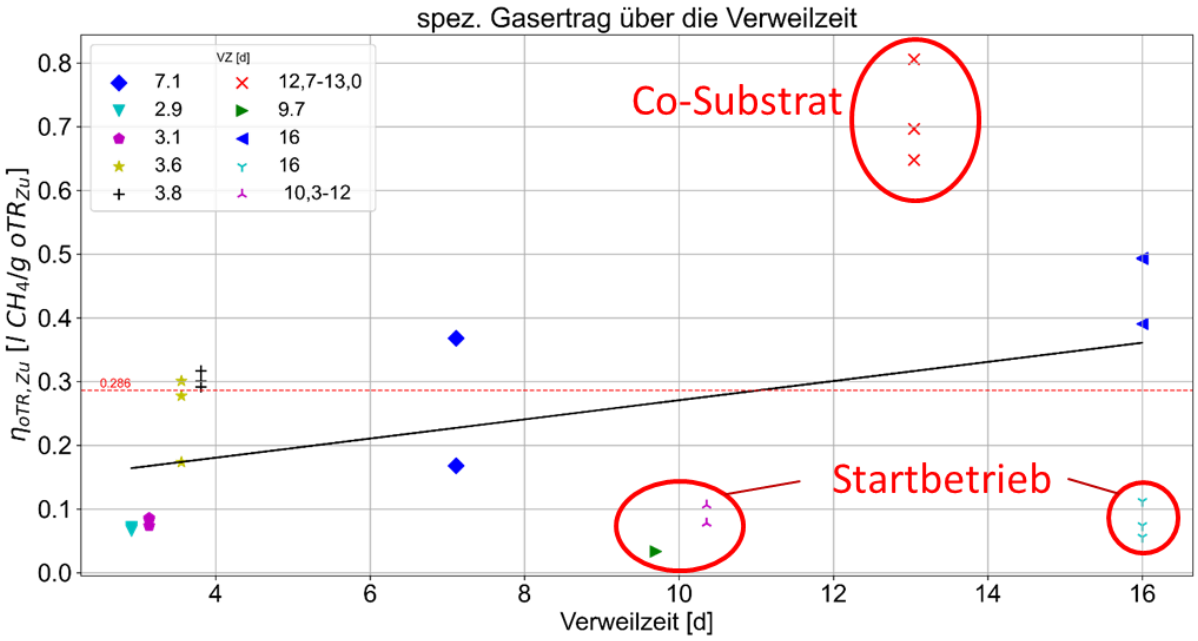


Bild 26: spezifischer Methanertrag der thermophilen Einzelstufe in Abhängigkeit der mittleren Verweilzeit mit Referenzwert nach DWA-M 368

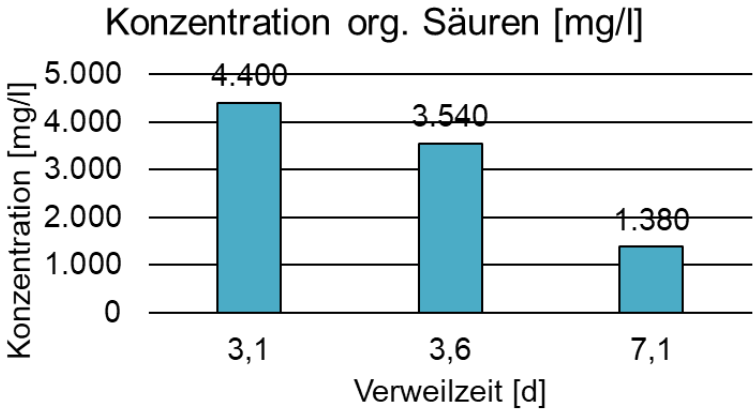


Bild 27: Konzentration organischer Säuren im Ablauf der thermophilen Hochlaststufe bei Verweilzeiten von ca. 3,1d, 3,6d, und 7,1d

Bei kurzen Verweilzeiten wurden im Ablauf der thermophilen Stufe wie erwartet erhöhte Konzentrationen organischer Säuren gemessen (Bild 27). Für Verweilzeiten von etwa 3,1 d, 3,6 d und 7,1 d lagen die Konzentrationen organischer Säuren bei ca. 4.400 mg/L, 3.540 mg/L bzw. 1.380 mg/L. Entsprechend der weitergehenden Umsetzung nimmt die Säurekonzentration mit zunehmender Verweilzeit deutlich ab. Für eine einstufig thermophile Faulung wären diese erhöhten Säurekonzentrationen unmittelbar kritisch zu bewerten, da sie die unvollständige Stabilisierung anzeigen. Im betrachteten zweistufigen Konzept ist dies anders einzuordnen. Die organischen Säuren weisen auf eine intensive Vorhydrolyse und Versäuerung in der thermophilen Stufe hin – ist die nachfolgende mesophile Stufe ausreichend dimensioniert, wie in

Hildesheim der Fall werden die Zwischenprodukte stabil weiter umgesetz (betriebliche Überwachung kann über den pH-Wert erfolgen.

Die Untersuchung der zweistufigen thermophil/mesophilen Betriebsweise im Labor erfolgt bei bei 55 °C der thermophilen Stufe (möglichst niedrig, um den Energieverbrauch zu minimieren) kombiniert mit einer mesophilen Nachfaulung bei 37 °C. Die thermophile Stufe übernimmt dabei die Funktion einer Hochlast- und Voraufschlussstufe. Sie intensiviert Hydrolyse, Acidogenese und Teilmethanisierung. Die nachgeschaltete mesophile Stufe dient anschließend der weiteren Methanbildung und Nachstabilisierung. Die Ergebnisse des zweistufigen Betriebs (Bild 28) zeigen, dass der prognostizierte Referenzertrag für Rohschlamm bereits bei vergleichsweise geringen Gesamtverweilzeiten erreicht bzw. überschritten werden kann. Dies bestätigt die Funktion der thermophilen Stufe als Vorbehandlung, durch die ein Teil der organischen Substanz schneller verfügbar gemacht wird. Die mesophile Nachfaulung kann diese vorhydrolysierten und teilweise versäuerten Zwischenprodukte anschließend direkt weiter zur Methanbildung nutzen.

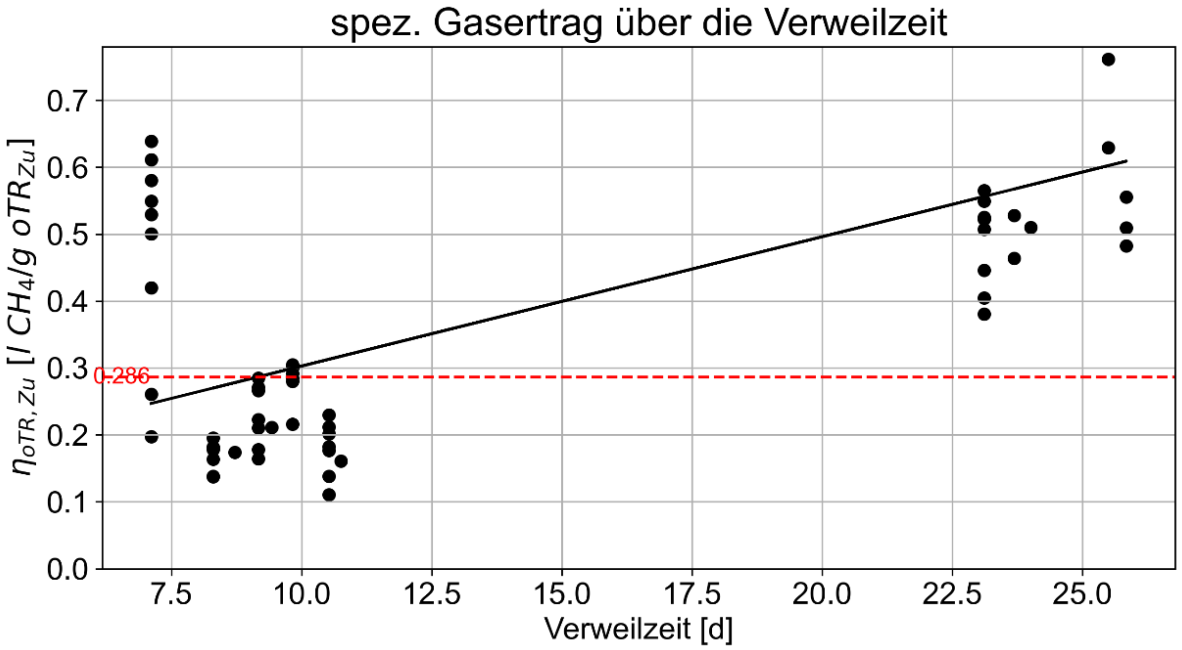


Bild 28: Spezifischer Gesamtmethanertrag der zweistufigen Thermophil/mesophilen Faulung in Abhängigkeit der mittleren Verweilzeit

Neben dem Methanertrag wurde der erreichte Stabilisierungsgrad der Betriebsweise als zentrale Zielgröße bewertet (Bild 29). Die Versuchsergebnisse zeigen, dass die zweistufige thermophil/mesophile Faulung auch bei Gesamtverweilzeiten unterhalb der für konventionelle Faulungen typischen Größenordnung eine hinreichende Stabilisierung erreichen kann und bestätigen damit den Modellansatz des DSSZ. In der Auswertung lagen die berechneten Stabilisierungsgrade nahe 100% zum Teil auch darüber[6].

[6] Werte oberhalb von 100% sind dabei nicht als physikalisch höherer Abbau als „vollständig abbaubar“ zu verstehen, sondern als Hinweis darauf, dass die angesetzten Referenzwerte des maximalen Abbaus überschritten wurden. Die Daten werden beim DSSZ direkt wieder zur Anpassung des Referenzwerte eingespeist.

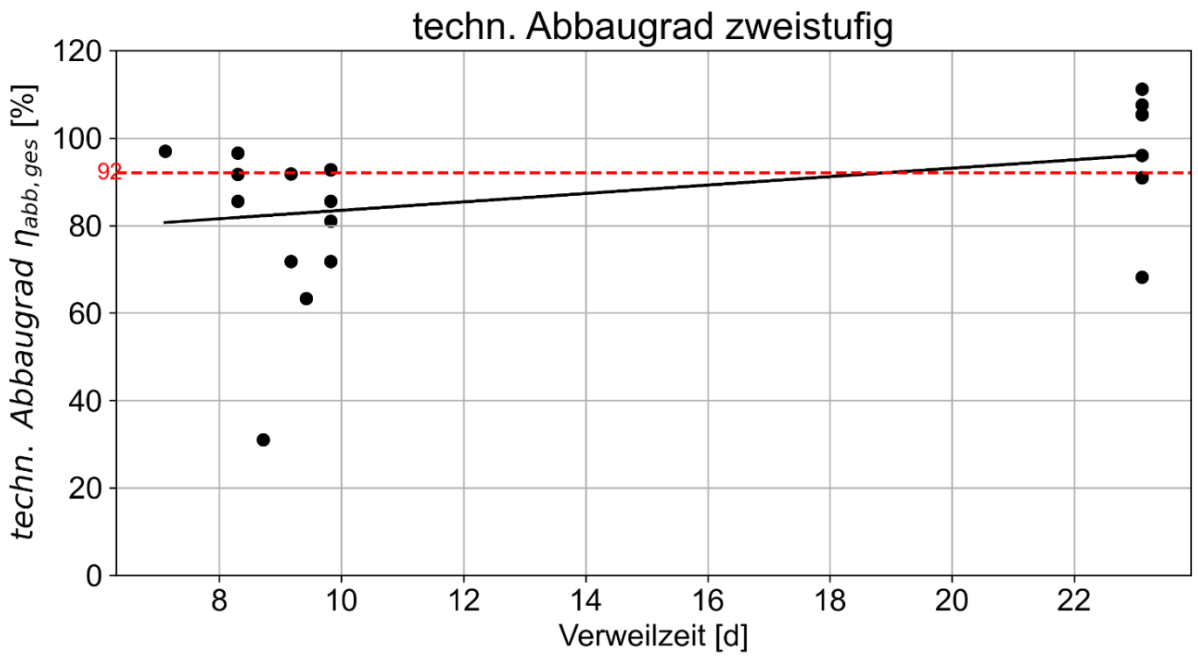


Bild 29: Stabilisierungsgrad der zweistufigen thermophil/mesophilen Faulung in Abhängigkeit der mittleren Gesamtverweilzeit

Gleichzeitig zeigen die Versuche, dass die thermophile Hochlaststufe betrieblich sensibler zu führen ist als eine konventionelle mesophile Faulung. Kurze Verweilzeiten können zu erhöhten Konzentrationen organischer Säuren führen. Kritisch wird die Säurebildung aber erst dann, wenn sie zu einem pH-Wert-Abfall, einer Hemmung der Methanogenese oder einer Überlastung der nachgeschalteten Stufe führt. Für den Betrieb sind daher insbesondere Verweilzeit, organische Raumbelastung, pH-Wert, Säurekonzentration, Temperaturstabilität, Ammonium- bzw. freies Ammoniak und Gasqualität zu überwachen.

1.3.3.4 Betriebsstrategie im Wartungsfall

Neben der Identifizierung möglicher Optimierungspotentiale wurde als eine wichtige Fragestellung eine Betriebsempfehlung für den Wartungs- bzw. Sanierungsfall mit reduzierter Faulraumverfügbarkeit mit dem DSSZ „erarbeitet“. Hintergrund ist, dass im laufenden Klärwerksbetrieb bei zeitweiser Außerbetriebnahmen einzelner Reaktoren für Wartung, Sanierung oder Inspektion der Schlamm ein Mindestmaß an Stabilisierung erfahren muss.

Für den Standort Hildesheim wurde hierzu das Worst case Szenario betrachtet, in dem anstelle der beiden mesophilen Faulbehälter nur noch der Hochlastreaktor mit einem nutzbaren Volumen von 2.000 m³ in mesophilen Betriebsweise zur Verfügung steht. Die Fragestellung verschiebt sich in diesem Fall von der Betriebsoptimierungmit dem Ziel der maximalen Gasertragssteigerung und Stabilisierung, hin zur Frage, welche Schlammströme mit dem verbleibenden Faulraumvolumen hinreichend stabilisiert werden können und welche ergänzenden Betriebsmaßnahmen erforderlich wären.

Zu überprüfende Betriebsstrategie: Das ohnehin gegenüber dem Mindestschlammalter deutlich erhöhten Schlammalter der Belebung (vgl. Kapitel B 1.4 und Bild 31) zur aeroben Stabilisierung des Überschussschlammes auszu“bauen“ und den verbleibenden Faulraum allein zur Stabilisierung des Primärschlammes zu nutzen.

Bei einem verfügbaren Faulraumvolumen von 2.000 m³ und einem Primärschlammvolumenstrom von ca. 146,8 m³/d ergibt sich eine hydraulische Aufenthaltszeit von ca. 13,6 d. Die Modellrechnung zeigt, dass der Primärschlamm unter diesen Randbedingungen rechnerisch hinreichend stabilisiert werden kann. Der berechnete Abbaugrad liegt bei ca. 83,2% und damit oberhalb des angesetzten Zielwerts von 80% (hinreichende Stabilisierung). Der Methanertrag beträgt ca. 2.214 m³ CH_4/d bzw. rund 22,1 MWh/d. Damit kann der verbleibende Faulbehälter im Wartungsfall eine relevante Redundanzfunktion übernehmen, sofern vorrangig Primärschlamm behandelt wird.

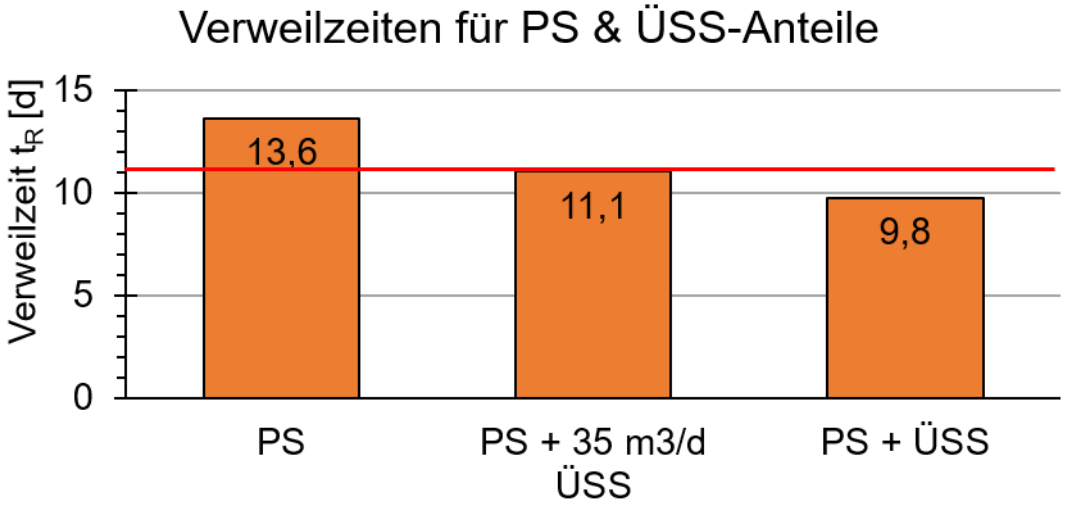


Bild 30: Sich einstellende Verweilzeiten für PS, einem Teil des ÜSS und dem gesamten ÜSS im Vergleich zur benötigten Verweilzeit (rot) im Wartungsfall

Bild 30 zeigt die rechnerische Wirkung einer zusätzlichen Mitbehandlung von Überschussschlamm im verbleibenden 2.000-m³-Faulbehälter. Bei ausschließlicher Primärschlammbehandlung ergibt sich eine hydraulische Aufenthaltszeit von ca. 13,6 d. Der berechnete Abbaugrad (vgl. Tabelle 7) liegt mit ca. 83,2% oberhalb des angesetzten Zielwerts von 80%. Die Primärschlammbehandlung ist damit im Wartungsfall rechnerisch hinreichend möglich.

Wird zusätzlich ein Teilstrom des Überschussschlamms mitbehandelt, verringert sich die verfügbare Aufenthaltszeit deutlich. Bei einer anteiligen ÜSS-Zugabe von ca. 35 m³/d sinkt die Aufenthaltszeit auf ca. 11,0 d. Der berechnete Abbaugrad liegt mit ca. 79,9% unmittelbar im Grenzbereich des angesetzten Zielwerts. Diese Variante stellt die rechnerische Grenzvariante der Mitbehandlung dar. Bei vollständiger Mitbehandlung des gesamten Überschussschlamms sinkt die Aufenthaltszeit auf ca. 9,8 d, der berechnete Abbaugrad auf ca. 78,0%. Das angesetzte Stabilisierungsziel wird damit rechnerisch unterschritten. Eine vollständige Mitbehandlung von Primär- und Überschussschlamm im verbleibenden 2.000-m³-Faulbehälter ist daher keine belastbare Wartungsfallstrategie.

Auch im Hinblick auf die Methanerträge zeigt sich, dass durch die Überlastung und dadurch reduzierte Stabilisierungsgrad die Mitbehandlung des Überschussschlammes nur begrenzte Effekte hat. Bereit bei der alleinigen Primärschlammbehandlung ergibt sich ein Methanertrag von ca. 2.214 m³ CH_4/d. Bei anteiliger ÜSS-Mitbehandlung sinkt dieser rechnerisch auf ca. 2.131 m³ CH_4/d und bei vollständiger ÜSS-Mitbehandlung auf ca. 2.080 m³ CH_4/d. Trotz

zusätzlicher organischer Fracht führt die verkürzte Aufenthaltszeit somit nicht zu einer höheren berechneten Methanbildung, sondern zu einem geringeren Abbaugrad und entsprechend höherem Restgaspotenzial.

Tabelle 7: Modellkennwerte der Wartungsfallvarianten mit verbleibendem Faulraumvolumen von 2.000 m³

Parameter	Nur PS	PS + 35 m³/d ÜSS	PS + ÜSS	Einheit
Faulraumvolumen		2.000		m³
Q_{PS}	146,8	146,8	146,8	m³/d
$Q_{ÜSS}$	0	35	57,9	m³/d
t_R	13,6	11,0	9,8	d
η_{CSBabb}	83,2	79,9	78,0	%
Q_{CH4}	2.214	2.131	2.080	m³/d
$E_{CH4,Hu}$	22,1	21,2	20,7	MWh/d

Die für den Wartungsfall empfohlene Betriebsstrategie wird durch die Szenarienanalyse bestätigt. Der Primärschlamm kann im verbleibenden mesophilen Faulbehälter rechnerisch hinreichend stabilisiert werden und sollte daher vorrangig behandelt werden. Eine anteilige Mitbehandlung von Überschussschlamm ist nur in begrenztem Umfang möglich und liegt bereits im Grenzbereich des angesetzten Stabilisierungsziels. Mit Umsetzung des DSSZ zur Betriebsunterstützung können in die Bewirtschaftung der Schlammströme auch noch Potentiale einer für die Zeit der Außerbetriebnahme erhöhten Betriebstemperatur (40 °C oder thermophil > 55 °C) oder Eindickgrades.

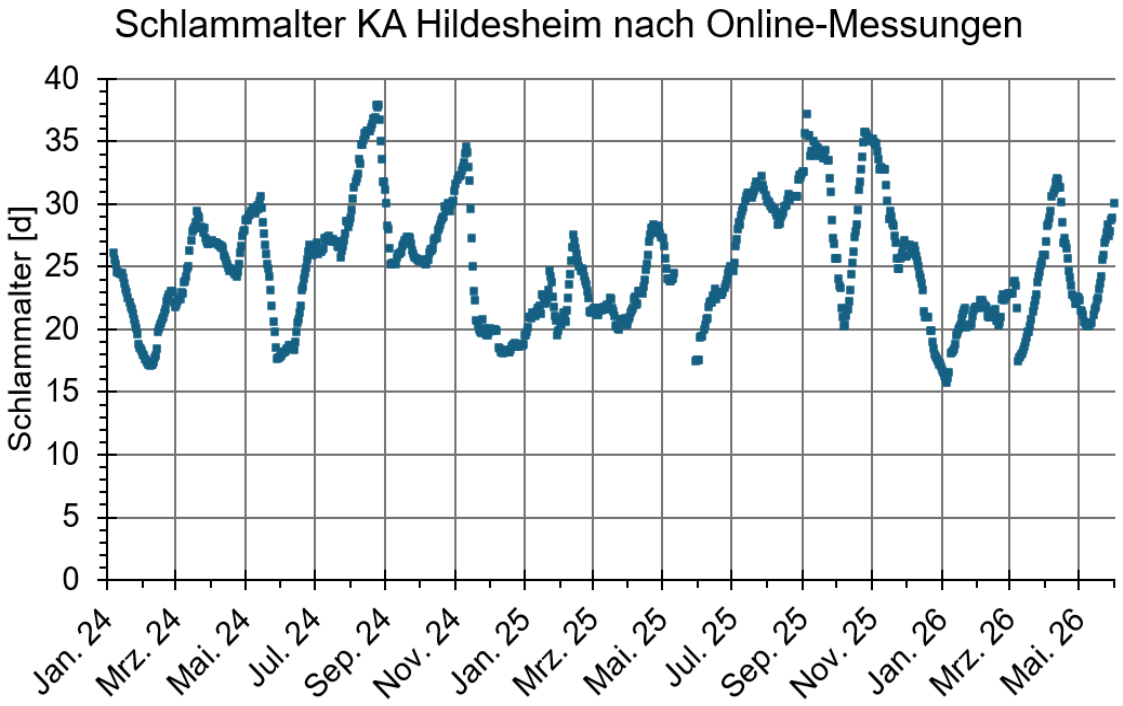


Bild 31: Schlammalter Belebung Kläranlage Hildesheim auf Basis von Online-Messwerten

Für den verbleibenden Überschussschlamm sind ergänzende Maßnahmen erforderlich, da dieser im Wartungsfall nicht vollständig im verbleibenden 2.000-m³-Faulbehälter mitbehandelt werden kann. Eine mögliche Entlastungsmaßnahme ist eine zeitweise stärkere aerobe Stabilisierung in der Belebung. Maßgebend hierfür ist das im Betrieb erreichbare aerobe Schlammalter. Bild 31 zeigt das aus Online-Messwerten abgeleitete Schlammalter der Belebung über den betrachteten Betriebszeitraum. Bei einem aktuellen TS-Gehalt von ca. 2,62 g/L liegt das Schlammalter nicht konstant auf einem festen Wert, sondern schwankt deutlich. Über längere Phasen werden Schlammalter im Bereich von etwa 20 bis 30 d erreicht; zeitweise treten auch höhere Werte oberhalb von 30 d auf. Gleichzeitig zeigen die Messwerte auch Abschnitte mit niedrigeren Schlammaltern im Bereich von etwa 16 bis 20 d auch in den Sommermonaten.

Für eine gezielte aerobe Stabilisierung des Überschussschlamms ist daher nicht allein ein Mittelwert maßgebend, sondern die zeitliche Verfügbarkeit ausreichend hoher Schlammalter. Für den Wartungsfall bedeutet dies, dass der Überschussschlamm nicht dauerhaft und uneingeschränkt in der Belebung simultan und ohne Betriebsanpassung stabilisiert werden kann. In Betriebsphasen mit Schlammaltern im Bereich von ca. 25 d oder darüber ist der Stabilisierungsgrad nach A-131 grundsätzlich ausreichend. In Phasen mit niedrigerem Schlammalter wäre dagegen nur eine eingeschränkte Stabilisierung zu erwarten. Hier kann eine gezielte Erhöhung des TS-Gehalts im Belebungsbecken erhöht das Schlammalter und den Spielraum für eine aerobe Stabilisierung vergrößern. Diese Option ist jedoch betrieblich zu begrenzen. Höhere TS-Gehalte beanspruchen insbesondere Nachklärung, Sauerstoffeintrag, Durchmischung, Rücklaufschlammführung und Schlammabsetzeigenschaften stärker. Zudem müssen die Ablaufanforderungen für Stickstoff, Phosphor und CSB weiterhin sicher eingehalten werden.

Für den Wartungsfall ergibt sich daraus eine abgestufte Betriebsstrategie. Der Primärschlamm sollte vorrangig im verbleibenden mesophilen Faulbehälter behandelt werden, da hierfür die Stabilisierung rechnerisch hinreichend möglich ist. Zusätzlich kann nur ein begrenzter Anteil des Überschussschlamms mitbehandelt werden, solange Aufenthaltszeit und angesetzter Stabilisierungsgrad nicht unterschritten werden. Der darüber hinaus anfallende Überschussschlamm muss über ergänzende Maßnahmen abgefangen werden. Dazu zählen eine temporär erhöhte aerobe Stabilisierung in geeigneten Betriebsphasen, eine angepasste Schlammabzugsstrategie, eine Verschiebung planbarer Wartungsarbeiten in günstigere Zeiträume (Sommer mit erhöhten Abwassertemperaturen) oder die Abgabe eines Teils des Überschussschlamms an andere Anlagen. Mit Errichtung der Verbrennung wird sich ein weiterer Pfad ergeben, da eine vollständige Stabilisierung bei der Abgabe der Schlämme in die Verbrennung nicht mehr vorrangiges Ziel sein wird (vgl. Kapitel 1.4).

1.4 Optimierung des Stabilisierungsgrads der Belebung

Der Energiegehalt des Überschussschlammes wird maßgeblich durch die parallel zur Stickstoff- und Phosphorelimination stattfindende aeroben Abbau von organischem Kohlenstoff beeinflusst. Über das aerobe Schlammalter wird bestimmt, in welchem Umfang organische Substanz bereits in der Belebung oxidiert bzw. in Biomasse überführt wird und welcher Anteil als Methanbildungspotenzial im Überschussschlamm verbleibt. Da das Prozessziel

„Stabilisierung“ für den Belebung einer Anlage mit Faulung nicht besteht, sollte die Einstellung des Schlammalters der Belebung sich möglichst nah an dem notwendigen Schlammalter zur Aufrechterhaltung der Nitrifikation orientieren. Über diese Stellgröße kann die energieverbrauchende aerober Veratmung des organischen Kohlenstoffs (CSB) in der Belebung minimiert und der energieerzeugende anaerobe Abbau in der Faulung durch die zusätzliche Fracht erhöht werden.

1.4.1 Zusammenhang zwischen aerobem Schlammalter, Stabilisierung und Methanpotenzial

In der Belebung wird organische Substanz aus dem Abwasser durch die mikrobielle Biomasse veratmet. Der im Zulauf enthaltene CSB wird dabei nicht vollständig in Überschussschlamm überführt (Baustoffwechsel). Ein Teil wird von den Mikroorganismen für den Energiestoffwechsel verwendet und verlässt das System als CO_2. Die CSB-Bilanz der Belebung wird somit wesentlich durch das Verhältnis von Veratmung und Biomassewachstum bestimmt.

Für stickstoffeliminierende Anlagen ist die Anreicherung der autotrophe Nitrifikanten das wichtigste Bemessungskriterium. Das erforderliche aerobe Schlammalter wird daher im Wesentlichen durch die Sicherstellung der Nitrifikation bestimmt. Das aerobe Schlammalter beschreibt, wie lange die Biomasse im System verbleibt, bevor sie als Überschussschlamm aus dem Prozess entnommen wird. Mit zunehmendem Schlammalter steigt die Aufenthaltszeit der Biomasse im Belebungsbecken mit aeroben und anoxischen Zonen. Dadurch nimmt der endogene Abbau zu: Biomasse wird verstärkt zur Erhaltung des Stoffwechsels umgesetzt, und ein größerer Anteil der organischen Substanz wird bereits in der Belebung oxidiert.

Aus stoffstrombilanzieller Sicht beeinflusst das Schlammalter damit die Aufteilung des abgebauten CSB. Ein Teil des im Zulauf enthaltenen CSB wird veratmet und verlässt das System als CO_2. Ein weiterer Teil wird in Biomasse überführt und fällt als Überschussschlamm an. Mit zunehmendem Schlammalter verschiebt sich diese Bilanz: Der Anteil des veratmeten CSB steigt, während die Netto-Biomasseproduktion sinkt.

Bild 32 zeigt den modellhaften Zusammenhang zwischen aerobem Schlammalter, Temperatur und der anteiligen CSB-Umwandlung in der Belebung. Mit zunehmendem Schlammalter steigt der Anteil des veratmeten CSB deutlich an, während der in Biomasse gebundene CSB-Anteil entsprechend abnimmt. Dieser Effekt tritt bei höheren Temperaturen stärker bzw. schneller auf. Bei einem Schlammalter von etwa 10 d werden je nach Temperatur bereits rund 70 bis 80% des abgebauten CSB veratmet, während noch etwa 20 bis 30% in Biomasse gebunden sind. Bei Schlammaltern oberhalb von etwa 20 d nähert sich der veratmete Anteil weiter einem hohen Niveau an; der Biomasseanteil sinkt dann nur noch vergleichsweise langsam weiter ab.

Für die Methanbildung der nachgeschalteten Faulung ist diese Verschiebung wesentlich. Ein höheres aerobes Schlammalter führt dazu, dass mehr organische Substanz bereits in der Belebung unter Sauerstoffverbrauch umgesetzt wird. Dadurch sinkt die Netto-Biomasseproduktion und zugleich das im Überschussschlamm verbleibende anaerob nutzbare Methanbildungspotenzial. Niedrigere Schlammalter führen dagegen zu einem höheren Biomasseanteil im Überschussschlamm und können damit mehr organische Fracht in Richtung Faulung

verlagern. Für die nachfolgende Modellbetrachtung ist damit vor allem die Veränderung des Überschussschlammvektors relevant. Das Schlammalter beeinflusst die ÜSS-Menge, den organischen Anteil, die CSB-Fracht und den anaerob abbaubaren Anteil des Überschussschlamms. Diese Größen bestimmen anschließend, welcher Stoffstrom der Faulung zugeführt wird und welches zusätzliche Methanpotenzial dort rechnerisch genutzt werden kann.

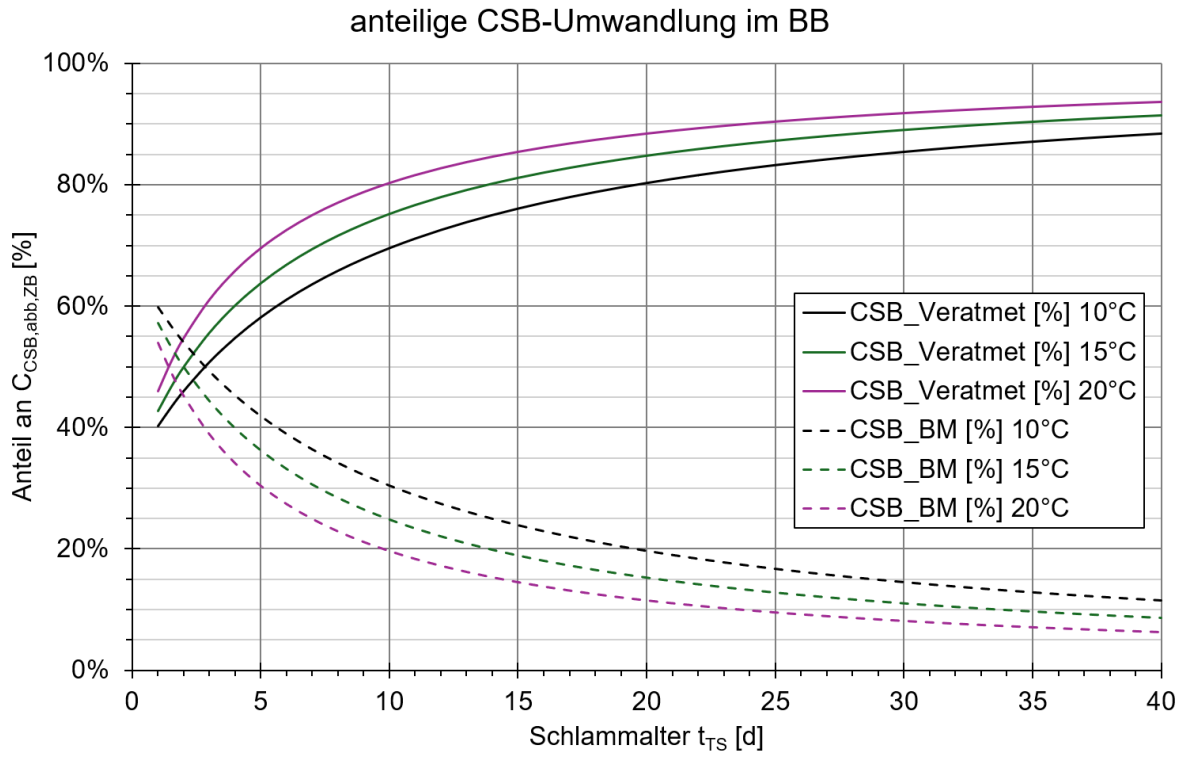


Bild 32: Einfluss von Schlammalter und Temperatur auf die anteilige CSB-Umwandlung in der Belebung: veratmeter CSB und in Biomasse gebundener CSB

Die DWA-A 368-1 beschreibt den anaerob abbaubaren CSB-Anteil des Überschussschlamms $f_{CSB,abb,ÜSS}$ als abhängig vom aeroben Schlammalter und von der Abwassertemperatur. Für Überschussschlamm wird ein typischer Wertebereich von etwa 0,3 bis 0,6 angegeben, wobei mit zunehmender aerober Vorstabilisierung ein geringerer anaerob abbaubarer Anteil zu erwarten ist. Für das Stoffstrommodul wurde daher eine empirisch-kinetische Näherungsfunktion formuliert, welche die Abnahme des noch anaerob abbaubaren Anteils mit zunehmendem aeroben Schlammalter über einen exponentiellen Ansatz beschreibt. Die Temperaturabhängigkeit wird in Anlehnung an die in ASM3-basierten Modellen verwendete Arrhenius-Korrektur berücksichtigt.

$$f_{CSB,abb} = f_{min} + (f_{max} - f_{min}) \cdot e^{(-k_T * t_{TS,aerob})} \quad (1)$$

mit

$$k_T = k_{15} * \theta^{T-15} \quad (2)$$

und

T = Temperatur

f_{min} = modelltechnische untere Asymptote bei weitgehender Vorstabilisierung (hier 0,1)

f_{max} = kalibrierter oberer Asymptotenwert bei geringer Vorstabilisierung (hier 0,62)
$t_{TS,aerob}$ = aerobes Schlammalter
k_{15} = Stabilisierungskoeffizient zur Kalibrierung (hier 0,0314)
θ = Temperaturkorrekturfaktor (hier 1,072)

Für die Temperaturkorrektur wird ein Faktor von θ = 1,072 angesetzt. Gujer et al. (Gujer et al. 1999)geben für die aerobe endogene Atmung heterotropher Biomasse eine ´Sterbe-Rate von $b_{H,O2}$ = 0,10 d^{-1} bei 10 °C und 0,20 d^{-1} bei 20 °C an. Übertragen auf die im Modell verwendete Temperaturkorrektur $k_T = k_{ref} \cdot \theta^{(T-Tref)}$ ergibt sich daraus

$$\theta = \frac{0{,}20^{1/(20-10)}}{0{,}10} = 2^{1/10} \approx 1{,}072 \qquad (3)$$

Der Koeffizient k_{15} beschreibt die Geschwindigkeit der aeroben Vorstabilisierung bezogen auf die Referenztemperatur von 15 °C und wurde für die hier verwendete Näherungsfunktion kalibriert. Die Grenzwerte f_{min} und f_{max} begrenzen den rechnerisch erreichbaren anaerob abbaubaren CSB-Anteil bei weitgehender bzw. geringer aerober Vorstabilisierung.

1.4.2 Modellgestützte Bewertung eines gezielt reduzierten aeroben Schlammalters zur verbesserten Faulgasausbeute

Aufbauend auf dem Zusammenhang zwischen Schlammalter, Biomassewachstum, endogenem Abbau und anaerob nutzbarem Restpotenzial wurde mit dem DSSZ untersucht, wie sich eine Veränderung des aeroben Schlammalters auf die nachfolgende Faulung auswirkt. Ziel der Modellrechnung ist es, die Belebung nicht nur als Reinigungsstufe, sondern als maßgebende Stellgröße für die Schlammqualität zu betrachten. Über das angesetzte aerobe Schlammalter wird beeinflusst, welche ÜSS-Menge entsteht, welche CSB-Fracht im Überschussschlamm verbleibt und welcher Anteil davon als CSB_{anAbb} in der Faulung nutzbar ist.

In der Szenarienanalyse wird dazu zunächst der Betrieb der Belebung im Ist-Zustand abgebildet. Aus den Zulauf- und Betriebsdaten werden die CSB-Umsetzung, die Biomassebildung, der endogene Abbau und die resultierende Überschussschlammfracht berechnet. Der daraus erzeugte ÜSS-Vektor enthält die für die Faulung relevanten Größen, insbesondere Volumenstrom, TS, oTS, CSB, CSB_{anAbb}, Stickstoff- und Phosphorfrachten sowie die Temperatur. Dieser Vektor wird anschließend über die ÜSS-Eindickung in das Faulungsmodul übergeben und dort gemeinsam mit den weiteren Schlammströmen bilanziert.

Für die Szenarienbetrachtung wurden drei mögliche Betriebsweisen der Belebung verglichen. Der Ist-Zustand beschreibt den aktuellen Betrieb mit einem aeroben Schlammalter von ca. 24,7 d. Ergänzend wurden zwei Varianten mit reduziertem Schlammalter betrachtet. Das rechnerische Mindestschlammalter liegt bei ca. 12,1 d und beschreibt die untere modellseitig angesetzte Grenze. Als betrieblich abgesichertere Variante wurde zusätzlich ein Schlammalter von ca. 14,1 d (12,1 d + 2 d) betrachtet. Beide Varianten dienen dazu, den Effekt einer reduzierten aeroben Stabilisierung auf den ÜSS-Vektor und die nachgeschaltete Faulung einzuordnen.

Tabelle 8: Betrachtete Szenarien zur Veränderung des aeroben Stabilisierungsgrads

Szenario	Schlammalter	Beschreibung	Zweck der Betrachtung
Ist-Zustand	ca. 24,7 d	aktueller Betrieb der Belebung mit hohem aeroben Stabilisierungsgrad	Referenz für ÜSS-Menge, CSB- bzw. CSB_{anAbb}-Fracht und Methanpotenzial
Mindestschlamm-alter	ca. 12,1 d	rechnerische Untergrenze des aeroben Schlammalters	Potenzialgrenze der Verlagerung organischer Fracht in die Faulung
Mindestschlamm-alter + Sicherheit	ca. 14,1 d	reduziertes, aber gegenüber der rechnerischen Untergrenze abgesichertes Schlammalter	praxisnähere Variante zur energetischen Optimierung

Durch die Reduzierung des aeroben Schlammalters wird ein Teil des organischen Abbaus aus der Belebung in die Faulung verlagert. Im Ist-Zustand wird bei einem Schlammalter von ca. 24,7 d ein großer Anteil des abgebauten CSB bereits in der Belebung veratmet. Der im Überschussschlamm verbleibende anaerob abbaubare CSB-Anteil ist entsprechend geringer. Im Modell ergibt sich für den Überschussschlamm eine anaerob abbaubare CSB-Fracht von ca. 1.113 kg CSB/d. Bei Absenkung auf das rechnerische Mindestschlammalter von ca. 12,1 d steigt die anaerob abbaubare CSB-Fracht des Überschussschlamms auf ca. 1.720 kg CSB/d. In der abgesicherten Variante mit ca. 14,1 d liegt sie bei ca. 1.586 kg CSB/d. Die Primärschlammfracht bleibt in allen Szenarien unverändert. Die Veränderung der Faulungsbeschickung ergibt sich damit ausschließlich aus dem veränderten Überschussschlammvektor.

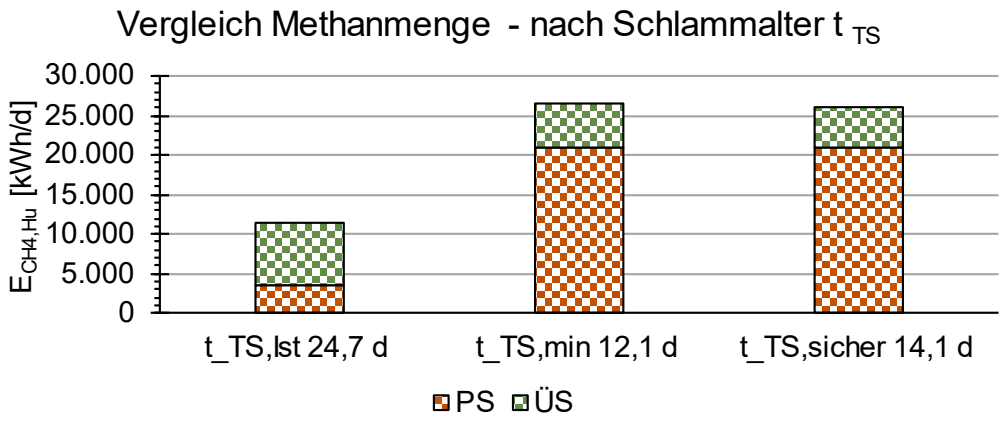


Bild 33: Vergleich der berechneten Methanenergie in der Faulung bei unterschiedlichem aeroben Schlammalter in der Belebung

Die Modellrechnung (Bild 33) zeigt, dass ein an die Abwassertemperatur und das Mindestschlammalter der nitrifizierenden Bakterien angepasstes Schlammalter die aerobe Stabilisierung reduziert und dadurch das Methanpotenzial der Faulung erhöht. Im Ist-Zustand ergibt sich eine berechnete Methanenergie von ca. 24,6 MWh/d. Bei Absenkung auf das rechnerische Mindestschlammalter steigt dieser Wert auf ca. 26,7 MWh/d. Dies entspricht einem Zuwachs von rund 2,0 MWh/d. In der abgesicherten Variante mit einem Schlammalter von ca.

14,1 d ergibt sich eine Methanenergie von ca. 26,2 MWh/d und damit ein Mehrertrag von rund 1,6 MWh/d gegenüber dem Ist-Zustand.

Neben dem höheren Methanertrag sinkt gleichzeitig der nach DWA-A 131 berechnete Sauerstoffbedarf der Belebung. Im Ist-Zustand liegt dieser bei ca. 7.247 kg O_2/d (Tabelle 9). Bei Absenkung auf das rechnerische Mindestschlammalter reduziert sich der Sauerstoffbedarf auf ca. 6.708 kg O_2/d. Dies entspricht einer Verringerung um rund 539 kg O_2/d bzw. etwa 7%. In der abgesicherten Variante mit ca. 14,1 d Schlammalter liegt der Sauerstoffbedarf bei ca. 6.839 kg O_2/d und damit um ca. 408 kg O_2/d bzw. etwa 6% unter dem Ist-Zustand.

Tabelle 9: Modellkennwerte der betrachteten Schlammalter-Szenarien

Parameter	Ist-Zustand	Mindestschlammalter	Sicheres Schlammalter	Einheit
Temperatur	15,5	15,5	15,5	°C
Aerobes Schlammalter	24,7	12,1	14,1	d
$f_{CSBabb,ÜS}$	0,33	0,45	0,43	-
$CSB_{anAbb,ÜS}$	1.113	1.720	1.586	kg/d
$CSB_{anAbb,PS}$	6.571	6.571	6.571	kg/d
Sauerstoffbedarf nach DWA-A 131	7.247	6.708	6.839	kg O_2/d
Methanmenge	2.474	2.677	2.631	m³ CH_4/d
Methanenergie $E_{CH4,Hu}$	24.641	26.664	26.215	kWh/d
Stabilisierungsgrad Faulung	91,4	91,8	91,8	%

Da die Faulung i. d. R. auf das maximale Schlammvolumen ausgelegt wird kann die zusätzliche anaerob abbaubare Fracht in den betrachteten Szenarien durch die Faulung bewältigt werden. Der berechnete Stabilisierungsgrad der Faulung bleibt in allen Varianten in einer ähnlichen Größenordnung, der höhere Methanertrag wird nicht durch eine Verschlechterung der Faulschlammstabilisierung erkauft.

Die Variante mit ca. 14,1 d Schlammalter stellt einen fachlich sinnvollen Kompromiss dar. Sie erreicht mit einem Methanmehrertrag von ca. 1,6 MWh/d einen Großteil des energetischen Zusatznutzens der Mindestschlammalter-Variante und reduziert den berechneten Sauerstoffbedarf der Belebung um ca. 400 kg O_2/d. Gleichzeitig vermeidet sie eine Kompromittierung der Nitrifikation durch Orientierung an der rechnerischen Untergrenze des Schlammalters.

2 Einbindung hochbelasteter Stickstoff-Teilströme

Autor*innen:
Maike Beier, Arne Freyschmidt, Johannes Reiter, ISAH – Leibniz Universität Hannover
Katrin Oelker, Alexa Bliedung[7], Stadtentwässerung Hildesheim

Inhaltsverzeichnis

2.1 N-haltige Teilströme aus der Schlamm- und Klärschlammbehandlung 51
2.2 Zentratbehandlung mittels Deammonifikation 52
2.3 Einfluss zusätzlicher Stoffströme auf die Teilstrombehandlung 54
2.4 Einbindung von Brüdenkondensaten in Anlagenkonzepte 55

Kurzbeschreibung

Das Kapitel beschreibt die Einbindung hochbelasteter stickstoffhaltiger Teilströme in die Abwasserbehandlung. Im Kontext der energetischen Optimierung und zukünftigen Rolle der Kläranlage Hildesheim in direkter Nachbarschaft der KNRN (Trocknung und Verbrennung) werden mögliche Behandlungsoptionen von Zentrat aus der Faulschlammentwässerung, zusätzliche Rückbelastungen aus der Mitbehandlung von Co-Substraten und Fremdschlämmen sowie Brüdenkondensate aus der Klärschlammtrocknung modellgestützt analysiert. Die Bilanz zeigt, dass trotz vergleichsweise geringer Volumenströme diese Teilströme aufgrund ihrer hohen Konzentrationen einen relevanten Anteil der Stickstoffbelastung einer Kläranlage verursachen können.

Rückbelastungen aus der der Schlammbehandlung sind durch Zentralisierung der Behandlungsstufen überdurchschnittlich hoch bezüglich der Stickstoffkomponente, sodass der Kohlenstoff im Zulauf der Abwasserreinigung oft nicht ausreicht für die Denitrifikation (CSB/N << 5). Die Deammonifikation, bei der die Stickstoffelimination ohne Kohlenstoff biologisch erfolgt, erweist sich für den Teilstrom als effiziente Lösung. Am Beispiel Hildesheim werden Bemessung, Verfahrenskonzept und betriebliche Grenzen einer Zentratbehandlung mittels Deammonifikation nachfolgend für das Modellmodul aufbereitet. Ergänzend wird anhand des DSSZ die Auswirkung möglicher Co-Substratannahme auf die Auslegung der Teilstrombehandlung analysiert. Neben Stickstofffracht und Volumenstrom sind insbesondere die Säurekapazität und der zusätzliche Sauerstoffbedarf zu berücksichtigen. Erhöhter Biomasserückhaltung und die flexible Nutzung vorhandener Becken schaffen betrieblichen Handlungsspielraum.

Der für die Stickstoffelimination erweiterte DSSZ (Deammonifikationsmodul) wurde zur Szenarienanalyse der zukünftig zu entsorgenden Brüdenkondensate aus der Trocknung für zwei weiter Anlagen (Hameln und Göttingen) des Verbunds eingesetzt, um die Potentiale der Mitbehandlung und einer Teilstrom-Deammonifikation modellgestützt abzuschätzen. Hierbei wird in Hameln die mögliche Einbindung am Beispiel einer vorgelagerten Trocknung und in Göttingen die Behandlung der Brüden aus einer Teiltrocknung der eigenen Schlämme untersucht. Im Mittelpunkt der modellgestützten Szenarenanalyse steht dabei die Frage, ob zusätzliche Stickstoff-Frachten im Hauptstrom mitbehandelt werden können oder eine gesonderte Teilstrombehandlung erforderlich ist. Problematisch ist hierbei in der Regel nicht die Oxidation (also die Nitrifikation) sondern immer die Sicherstellung der Denitrifikation aufgrund des durch die Rückbelastung zu stark reduzierten C/N-Verhältnisses. Die stoffliche Charakterisierung und mögliche Hemmwirkungen der Brüdenkondensate sind in Schwerpunkt D dargestellt.

[7] *in der Zeit von 7'20 bis 12'2021 als Projektkoordinatorin*

2.1 N-haltige Teilströme aus der Schlamm- und Klärschlammbehandlung

In der Schlammbehandlung wird ein Teil des zunächst partikulär oder organisch gebundenen Stickstoffs Hydrolysiert und als Ammonium in die gelöste Phase überführt (hierbei wird je Mol Stickstoff 1 Mol SK zurückgewonnen). Bei der Rückführung der Prozesswässer gelangt dieser Stickstoff erneut in die biologische Hauptreinigung. Aufgrund der hohen Konzentrationen können die Teilströme trotz vergleichsweise geringer Volumenströme einen relevanten Anteil der gesamten Stickstoffbelastung ausmachen.

Für die Kläranlagenplanung ergeben sich drei grundsätzliche Möglichkeiten: eine dosierte Mitbehandlung im Hauptstrom, die Einbindung in eine vorhandene Teilstrombehandlung oder die Errichtung einer gesonderten Behandlungsstufe. Die Auswahl setzt eine gemeinsame Betrachtung von Kondensatfracht, Anlagenkapazität und Ablaufanforderungen voraus. Für die Szenarienbetrachtung und verfahrenstechnische Ausgestaltung der Schlammschiene sind neben den bereits im Ist-Zustand vorhandenen internen Rückläufen zukünftige Veränderungen der Schlammbehandlung im DSSZ mit abzubilden. Hierzu zählen die Annahme externer Schlämme und Co-Substrate sowie die Annahme zusätzlicher Kondensate aus der Klärschlammtrocknung. Art und Umfang der erforderlichen Behandlung der neuen Teilströme hängen von der Stickstofffracht, der hydraulischen Belastung, weiteren Inhaltsstoffen (Stoffstromvektor des Teilstroms) und den verfügbaren Kapazitäten der Belebung der jeweiligen Kläranlage ab.

Zentrat aus der Faulschlammentwässerung

Während der anaeroben Stabilisierung wird organisch gebundener Stickstoff proportional zu der hydrolysierten Biomasse als Ammonium freigesetzt (N-Gehalt von Biomasse liegt bei 11%). Die Ammonium-Konzentrationen ist wiederum direkt abhängig von dem Feststoffgehalt/Vor-Eindickung der Schlämme resp. dem Wassergehalt. Sie liegen bei üblichen Eindickgrade > 800 mg NH4-N/L. In Anlagen mit einer gezielten maschinellen Voreindickung können die Konzentrationen auch bis 1.500 mg/L und höher sein. Neben Volumenstrom und Ammoniumkonzentration sind für die Behandlung insbesondere Temperatur, pH-Wert, Säurekapazität und der Gehalt an organischen Stoffen relevant.

Ohne eine gezielte Bewirtschaftung erfolgt die Rückführung häufig diskontinuierlich entsprechend den Betriebszeiten der Entwässerung. Dadurch können zeitweise hohe Frachten in den Hauptstrom gelangen zu Zeiten sowieso schon erhöhter Zulaufspitzen. Es empfiehlt sich die Rückführung in Zeiten niedriger Belastung vorzunehmen, in denen aber immer noch ausreichend Kohlenstoff aus dem Zulauf zur Verfügung steht.

Das Zentrat bildet am Standort Hildesheim den maßgebenden Auslegungsstrom der geplanten Deammonifikation. Die standortspezifischen Mengen und Frachten werden in Kapitel 2.2 dargestellt.

Rückbelastungen aus der Mitbehandlung zusätzlicher Stoffströme

Durch ihre Mitbehandlung von Co-Substraten und externen Schlämmen in der Faulung wird zusätzlicher Stickstoff in die Schlammbehandlung eingebracht. Ein Teil davon wird während des anaeroben Abbaus als Ammonium freigesetzt und gelangt nach der Entwässerung in das Zentrat. Die entstehende Zusatzbelastung hängt von der Menge und Zusammensetzung der

angenommenen Stoffströme, ihrer Stickstofffracht und dem Abbaugrad in der Faulung ab. Für die Anlagenplanung ist deshalb nicht nur die zusätzliche organische Fracht der Faulung zu betrachten. Die Annahmeszenarien sind auch in eine Stickstoffbilanz der Schlammbehandlung zu überführen. Am Standort Hildesheim wurde eine entsprechende Prognosebelastung in die Bemessung der Deammonifikation aufgenommen.

Brüdenkondensate aus der Klärschlammtrocknung
Bei der thermischen Klärschlammtrocknung wird Wasser aus dem entwässerten Schlamm verdampft und kondensiert und anschließend als Brüdenkondensat abgeschieden. Neben Wasser können insbesondere Ammonium, organische Verbindungen und mitgeführte Feststoffe in das Kondensat übergehen. Menge und Zusammensetzung werden durch den Wasserentzug, die Schlammqualität, die vorgelagerte Schlammbehandlung und das eingesetzte Trocknungsverfahren beeinflusst.

Brüdenkondensate unterscheiden sich vom Zentrat insbesondere durch ihre größere standort- und verfahrensabhängige Schwankungsbreite. Neben der Stickstofffracht sind mögliche schwer abbaubare CSB-Anteile, unzureichende Säurekapazität und Hemmwirkungen gegenüber biologischen Behandlungsverfahren relevant. Die Untersuchung und Einordnung dieser Eigenschaften ist im Berichtsteil D zu finden.

2.2 Zentratbehandlung mittels Deammonifikation

2.2.1 Bemessungsgrundlagen in Hildesheim

Auf der Kläranlage Hildesheim verursacht das Zentrat aus der Faulschlammentwässerung eine konzentrierte interne Stickstoffrückbelastung. Für die Auslegung wurden sowohl Online-Messwerte als auch eine Massen- und Volumenbilanz der Schlammbehandlung herangezogen. Die Stickstoffkonzentration weist jahreszeitliche Veränderungen auf, ist über kürzere Betriebszeiträume jedoch vergleichsweise stabil. Größere Schwankungen treten beim Zentratvolumenstrom auf[8].

Für den Ist-Zustand wurde ein Bemessungsvolumenstrom von 273 m³/d ermittelt. Bei einer Ammoniumkonzentration von 778 mg NH_4-N/L ergibt sich eine Bemessungsfracht von rund 213 kg NH_4-N/d. Die mittlere Temperatur beträgt 27,9 °C, der pH-Wert liegt bei 7,9 und die Säurekapazität bei 45,8 mmol/L. Durch die erneuerte Primär- und Überschussschlammeindickung ist langfristig eine Verringerung des Zentratvolumenstroms zu erwarten. Die Bilanz ergibt bei stabilem Betrieb der neuen Eindickung einen Volumenstrom von etwa 181 m³/d. Da dieser Zustand zum Zeitpunkt der Planung noch nicht dauerhaft als Regelbetrieb abgesichert war, wurde für die hydraulische Auslegung weiterhin der höhere Volumenstrom des Ist-Zustands verwendet.

Für die Behandlung sollen zwei der vier vorhandenen Voreindicker umgebaut werden. Die Bauwerke verfügen jeweils über ein Gesamtvolumen von etwa 480 m³. Der Trichterbereich kann nur vollständig als biologisch wirksames Volumen angesetzt werden, wenn dort eine

[8] Das Kapitel zur Ausgestaltung der Deammonifikation in Hildesheim enthält ausgewertete Anlagendaten aus der Bachelorarbeit von Carmen Woischke

ausreichende Durchmischung und Sauerstoffversorgung gewährleistet ist. Es werden Schraubenbelüfer empfohlen. Eine Teilverfüllung würde das Reaktorvolumen fast um ein Drittel verkleinern, außerdem bietet die Trichterform eine gute Möglichkeit durch gezielte Steuerung der Absetzzeiten die gut absetzbaren Flocken/Granulen im System anzureichern.

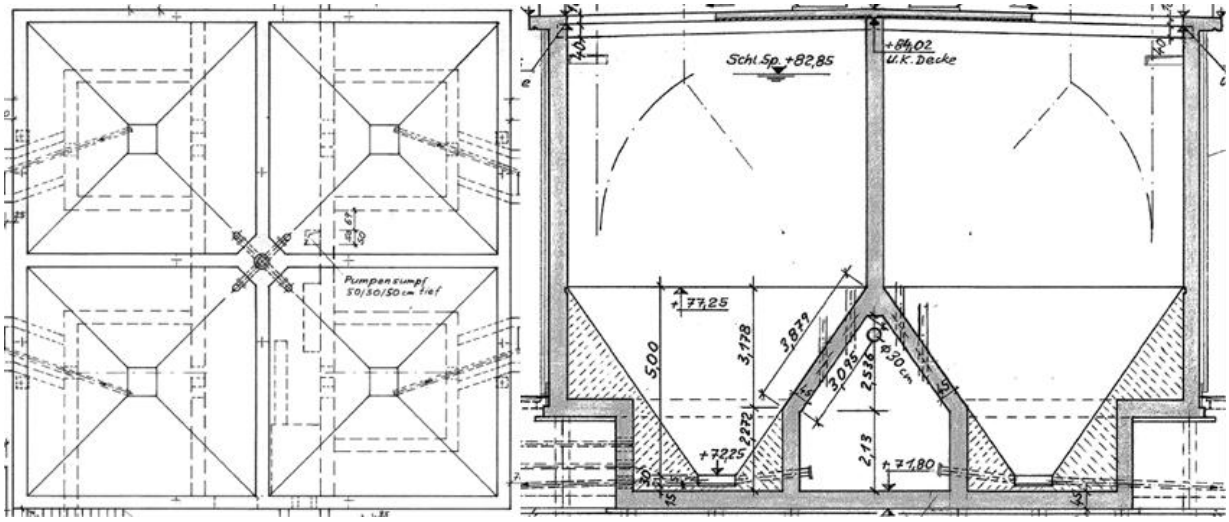


Bild 34: vorhandene Voreindicker die für Deammonifikation umgenutzt werden können

2.2.2 Reaktorkonzept und mögliche Betriebsweisen

Die Zentratwasserbehandlung wurde so konzipiert, dass sowohl eine einstufige als auch eine zweistufige Deammonifikation betrieben werden kann. Die technische Ausrüstung mit Gebläsen, Belüftung, Pumpen sowie Mess- und Regeltechnik soll eine Anpassung an die während der Inbetriebnahme festgestellten Zulauf- und Prozessbedingungen ermöglichen.

Bei der einstufigen Betriebsweise werden die beiden Voreindicker als parallele SBR-Reaktoren genutzt. Partielle Nitritation und Anammox-Reaktion laufen im selben Reaktionsraum ab. Der Sauerstoffeintrag muss so geregelt werden, dass ausreichend Nitrit für die Anammox-Reaktion gebildet, eine weitergehende Oxidation zu Nitrat jedoch begrenzt wird. Es hat sich über die vielen Jahre und Umsetzungsbegleitung herauskristallisiert, dass der Betrieb auch einstufiger Anlagen stabiler im zweistufigen Betrieb zu starten sind (klare Betriebsführung) und erst nach stabiler Etablierung der Nitrifikanten und Anammox-Bakterien auf einstufigen Betrieb umzustellen.

Bei der zweistufigen Betriebsweise werden Nitritation und Anammox-Reaktion räumlich getrennt. Die erste Stufe dient der partiellen Oxidation des Ammoniums zu Nitrit. In der zweiten Stufe wird das verbleibende Ammonium gemeinsam mit dem gebildeten Nitrit durch die Anammox-Biomasse unter annoxischen Bedingungen umgesetzt. Die Milieubedingungen der beiden biologischen Teilprozesse können dadurch getrennt sehr einfach eingestellt werden. Zur Verbesserung der Biomasserückhaltung können Lamellenabscheider, Hydrozyklone oder Mikrosiebe ergänzt werden. Diese Aggregate sollen insbesondere den Austrag der langsam wachsenden Anammox-Biomasse begrenzen. Im SBR ist das in der Regel nicht notwendig da die Anammox-Bakterien eine hohe Dichte haben und zur Granulenbildung neigen.

2.2.3 Bemessungs- und Betriebsgrenzen

Die im Zentrat vorhandene Säurekapazität begrenzt den Anteil der Ammoniumfracht, der über partielle Nitritation und Anammox umgesetzt werden kann. Im Ist-Zustand beträgt die Ammoniumkonzentration 778 mg NH_4-N/L bei einer Säurekapazität von 45,8 mmol/L. Daraus ergibt sich ein Verhältnis von rund 0,059 mmol Säurekapazität je mg NH_4-N. Gegenüber dem für eine vollständige Deammonifikation erforderlichen Verhältnis von etwa 0,075 mmol/mg reicht die vorhandene Säurekapazität rechnerisch für die Behandlung von rund 79% der Bemessungsfracht aus. Bei einer Zulauffracht von 213 kg NH_4-N/d entspricht dies etwa 168 kg N/d.

Im Prognosezustand steigt die Bemessungsfracht durch zusätzliche Rückbelastungen auf 263 kg NH_4-N/d. Gleichzeitig sinkt die angesetzte Säurekapazität auf 35,6 mmol/L bei einer Ammoniumkonzentration von 755 mg NH_4-N/L. Unter diesen Randbedingungen können konservativ rund 60% der Zulauffracht bzw. etwa 157 kg N/d über die Deammonifikation umgesetzt werden. Die Herleitung der zusätzlichen Prognosebelastung ist in Kapitel 2.3 dargestellt.

Für die partielle Nitritation ergibt sich bezogen auf die im Prognosezustand umsetzbare Fracht ein Sauerstoffbedarf von rund 300 kg O_2/d. Eine weitergehende Stickstoffelimination würde eine zusätzliche Bereitstellung von Säurekapazität erfordern. Neben dem Sauerstoffeintrag sind daher insbesondere pH-Wert, Säurekapazität, Ammonium- und Nitritkonzentration sowie die Biomasserückhaltung zu überwachen.

Lastspitzen aus der diskontinuierlichen Schlammentwässerung können über eine zeitliche Pufferung, angepasste Beschickungsintervalle oder eine Verteilung auf beide Reaktoren begrenzt werden. Die flexible Ausrüstung für einen ein- oder zweistufigen Betrieb ermöglicht eine Anpassung an die während der Inbetriebnahme festgestellten Belastungs- und Prozessbedingungen.

2.3 Einfluss zusätzlicher Stoffströme auf die Teilstrombehandlung

Für die Prognose der Zentratwasserbelastung wurde die Mitbehandlung zusätzlicher Stoffströme in der Faulung berücksichtigt. Aus dem angesetzten Annahmeszenario ergibt sich ein zusätzlicher Prozesswasserstrom von rund 78 m³/d mit einer zusätzlichen Stickstofffracht von etwa 50 kg N/d.

Gemeinsam mit dem Zentrat des Ist-Zustands steigt der Bemessungsvolumenstrom damit von 273 auf 351 m³/d. Die Stickstofffracht erhöht sich von rund 213 auf 263 kg NH_4-N/d. Die mittlere Ammoniumkonzentration des Gesamtstroms liegt bei etwa 755 mg NH_4-N/L. Für den Prognosezustand wurde eine Säurekapazität von 35,6 mmol/L angesetzt.

Die prognostizierte Zusatzbelastung wurde bereits bei der Auslegung der technischen Ausrüstung berücksichtigt. Damit soll die Deammonifikation nicht nur den aktuellen Zentratstrom behandeln, sondern auch einen Teil der zukünftig höheren Rückbelastung aufnehmen können.

Die tatsächliche Belastung hängt von den später angenommenen Co-Substraten und Fremdschlämmen ab. Verändern sich Menge oder Stickstoffgehalt gegenüber dem angesetzten Prognoseszenario, müssen Zentratfracht, Säurekapazität und erforderliche Reinigungsleistung erneut bilanziert werden. Dies gilt insbesondere für Stoffströme, die ein hohes

Methanpotenzial mit einer gleichzeitig hohen Stickstofffracht verbinden.

Die Betrachtung knüpft an die in Kapitel B1 dargestellte Faulraumbewirtschaftung an. Dort werden die zusätzlichen Stoffströme hinsichtlich Faulraumkapazität, Methanertrag und Rücklösung bewertet. Kapitel B2 ergänzt diese Betrachtung um den daraus entstehenden Behandlungsbedarf in der flüssigen Phase.

2.4 Einbindung von Brüdenkondensaten in Anlagenkonzepte

2.4.1 Standort Hildesheim

Brüdenkondensate werden nicht als Regelzulauf der geplanten Hildesheimer Deammonifikation angesetzt. Das vorhandene Reaktorvolumen wird bereits für die Behandlung des Zentrats und der prognostizierten Zusatzbelastung benötigt. Eine weitere hydraulische und stoffliche Belastung würde die betrieblichen Reserven verringern. Hinzu kommt die gegenüber dem Zentrat unsicherere Zusammensetzung der Brüdenkondensate und vermutlich hohen Volumenanteilen (Auslegung der Trocknung des KNRN auf etwa 50% der angenommenen Schlämme). Neben schwankenden Ammonium- und CSB-Konzentrationen können eine geringe Säurekapazität, schwer abbaubare organische Verbindungen oder Hemmstoffe die Nitritation und die Anammox-Reaktion beeinflussen. Die Ergebnisse der Brüdencharakterisierung und der Hemmversuche werden in Berichtsteil D detailliert beschrieben. Eine spätere Mitbehandlung wäre nur auf Grundlage einer gesonderten Kapazitätsprüfung und einer betrieblichen Erprobung zu bewerten. Sie ist aktuell nicht Bestandteil der regulären Investitionsstrategie der Hildesheimer Zentratwasserbehandlungsanlage.

Hinzu kommt, dass aufgrund der Verbrennung vermutlich ausreichend Energie vorhanden ist (und die Brüden sowieso bereits eine hohe Temperatur haben), um eine Dampfstrippung umzusetzen. Im Rahmen des DSSZ des KNRN wird die Strippung als Modellmodul mit aufgenommen und zeigt gute Effizienzen.

2.4.2 Vorgelagerte Klärschlammtrocknung am Beispiel Hameln

Das Verbundkonzept sieht zur Reduzierung der Transportwege und Entlastung der Trocknung auf dem Hildesheimer Standort einen vorgelagerten Trocknungsstandort im KNRN-Verbund in Hameln vor. In diesem Kontext wurde die Kläranlage Hameln angefragt, ob eine Mitbehandlung der Brüden im Hauptstrom möglich wäre. Nachfolgend werden die modellgestützten Szenarienbetrachtungen zur Abschätzung, ob zusätzliche Stickstoff- und CSB-Frachten aus dem Brüdenkondensat in der vorhandenen biologischen Stufe mitbehandelt werden können oder eine gesonderte Teilstrombehandlung erforderlich ist vorgestellt. Das Vorgehen ist analog für jede Kläranlage mit dieser Fragestellung anzuwenden. Basis ist eine Nachrechnung nach DWA-A 131 hier anhand der Zulaufdaten der Jahre 2015 bis 2017 und 2021.

Die Belebung verfügt über ein Gesamtvolumen von rund 40.200 m³. Für die Nachrechnung wurden eine Bemessungstemperatur von 10,3 °C, ein TS-Gehalt im Belebungsbecken von 3,4 g/L sowie die vorhandene Vorklärung und die interne Rückbelastung angesetzt.

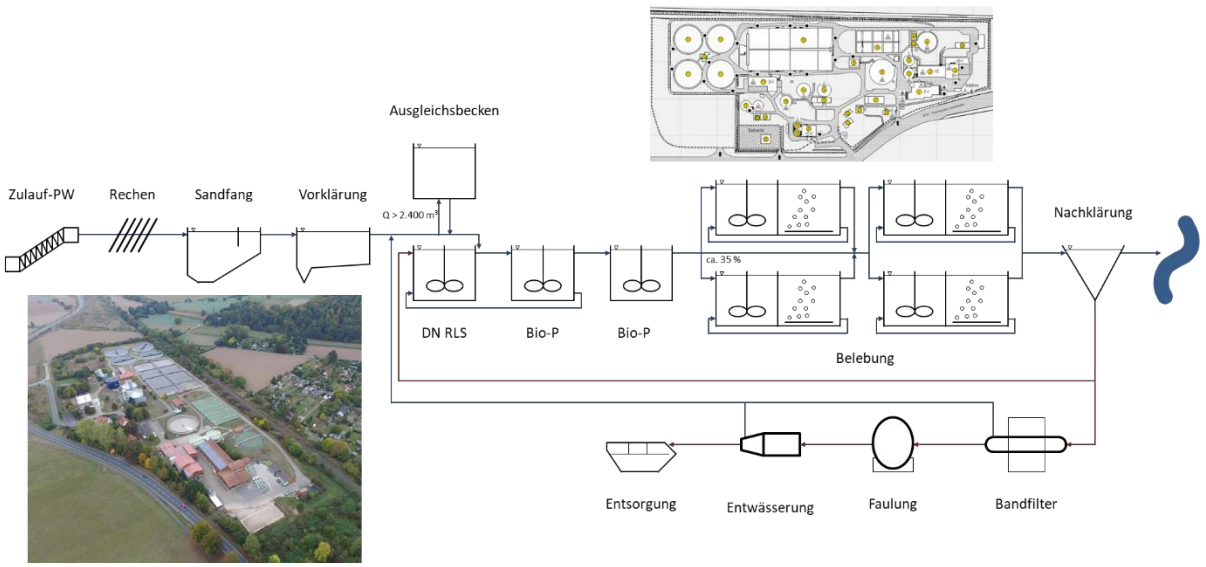


Bild 35: Fließbild und Luftaufnahme der Kläranlage Hameln

Für die potenzielle externeTrocknung wurde ein Brüdenvolumenstrom von etwa 95 m³/d angenommen. Bei Ammoniumkonzentrationen zwischen 300 und 1.500 mg NH_4-N/L ergibt sich eine zusätzliche Stickstofffracht von etwa 28 bis 143 kg N/d. In den weiterführenden Szenarien wurde eine Brüdenfracht von rund 140 kg N/d als Maximalwert angesetzt.

Die Nachrechnung weist bei Ansatz des vorhandenen Belebungsvolumens rechnerische Reserven für die zusätzliche Stickstofffracht aus (siehe Bild 36). Werden größere Teile des Volumens außer Betrieb genommen oder für andere Aufgaben genutzt, verringert sich dieser Spielraum. Bei einer Halbierung des verfügbaren Belebungsvolumens kann die zusätzliche Brüdenfracht unter den angesetzten Bedingungen gegebenenfalls nicht mehr sicher im Hauptstrom mitbehandelt werden (Bild 37).

Neben der Stickstoffbelastung besteht die Sorge, dass durch einen erhöhten nicht oder nur schwer abbaubaren Anteil in den Brüden die Ablaufkonzentration kompromittiert wird. Für die Überprüfung des Effekts wurde ein oberer Gesamt-CSB von etwa 4.000 mg/L angesetzt. Bei einem angenommenen refraktären Anteil von rund 12 bis 14% ergibt sich ein schwer abbaubarer CSB-Anteil von etwa 520 mg/L. Eine vereinfachte dynamische Modellrechnung zeigt, dass dieser zusätzliche gelöste CSB zeitlich verzögert im Ablauf auftreten kann, die aber mit unter 10 mg/L keinen maßgebenden Effekt auf die Ablaufwerte haben.

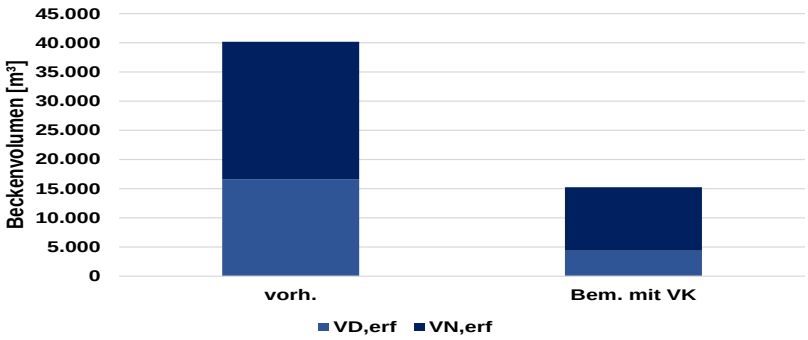


Bild 36: freie Kapazitäten auf Grundlage einer Nachbemessung nach A131 85%-Perzentil-Zulauf

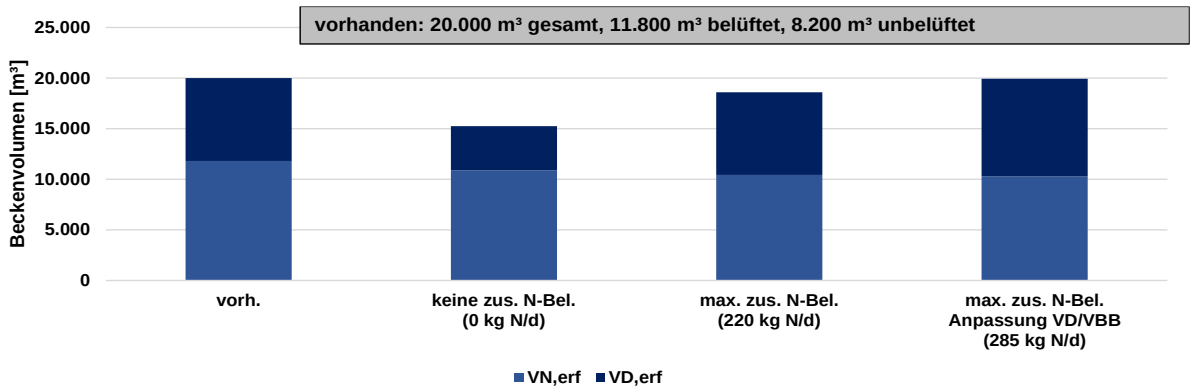


Bild 37: Erforderliches Beckenvolumina zur Mitbehandlung von Brüden nach verschiedenen Szenarien

Bei der Auswertung der vorhandenen Ablaufdaten traten erhöhte CSB- und P_{ges}-Werte auf, die teilweise auf Schlammabtrieb zurückgeführt wurden. Für die Bewertung einer späteren Brüdenannahme sind daher filtrierte Ablaufproben sinnvoll, um zwischen gelöstem bzw. refraktärem CSB und feststoffbedingten Ablaufbelastungen zu unterscheiden. Die Nachklärung wurde hydraulisch nicht als unmittelbar begrenzend eingeordnet; TS-Gehalt, Schlammvolumenbeschickung, Zulaufmenge, Flockenstruktur und mögliche Gasbildung bleiben zu berücksichtigen.

Als Verfahrensalternative wurde mit dem DSSZ eine zweistufige Deammonifikation im Teilstrom bewertet. Für eine gemeinsame Belastung aus interner Rückbelastung und Brüdenkondensat von rund 340 kg N/d ergibt sich überschlägig ein erforderliches Reaktorvolumen von etwa 680 m³ bei einer Raumbelastung von 0,5 kg N/(m³·d). Bei einer Raumbelastung von 0,25 kg N/(m³·d) steigt das erforderliche Volumen auf rund 1.360 m³.

Aufgrund der geringen Auslastung der Belebung wird als mögliche Lösung eine zweistufige Teilstrombehandlung mit Ausgleichsbecken innerhalb vorhandener Beckenstrukturen empfohlen. Alternativ kann eine Mitbehandlung der Brüden im Hauptstrom erfolgen, was die erheblichen Belüftungskosten durch die großen Becken und die zu hohen Schlammalter (weitgehende Mineralisierung, reduzierter Gasertrag) aber nicht positiv beeinflussen würde.

2.4.3 Rückwirkung einer Eigentrocknung am Beispiel Göttingen

Am Standort Göttingen wurde die Einbindung einer Klärschlammtrocknung auf dem Gelände der Kläranlage untersucht. Die energetische und wirtschaftliche Bewertung der Trocknungsvarianten ist in Kapitel 3 dargestellt. Für die Einbindung in das Anlagenkonzept wird hier mit dem erstellten DSSZ ergänzend die die Rückwirkung des entstehenden Brüdenkondensats auf die biologische Abwasserbehandlung untersucht.

Bereits im Ausgangszustand fällt aus der Faulschlammentwässerung ein Prozesswasserstrom von rund 415 m³/d mit einer Ammoniumkonzentration von etwa 890 mg NH_4-N/L an. Die daraus resultierende interne Stickstoffrückbelastung beträgt rund 370 kg N/d und ist in den für die Nachrechnung verwendeten Zulaufwerten der Belebung bereits enthalten.

Für die Volltrocknung wurde eine Faulschlammmenge von rund 10.500 t OS/a mit einem Ausgangstrockenrückstand von 26% und einer Trocknung auf 90% TR angesetzt. Daraus ergibt

sich ein Wasserentzug von rund 7.470 t/a bzw. etwa 20,5 m³/d. Bei einer angenommenen Ammoniumkonzentration des Brüdenkondensats von 300 bis 1.500 mg NH_4-N/L entspricht dies einer zusätzlichen Stickstofffracht von etwa 6 bis 31 kg N/d.

Die zusätzliche Rückbelastung liegt mit 2%-maximal 10% deutlich unterhalb der bereits vorhandenen Stickstofffracht aus der Schlammentwässerung. Für die Bewertung ist sie dennoch zur bestehenden Belastung zu addieren, da sie während des Trocknungsbetriebs als weiterer konzentrierter Rücklauf anfällt.

Mit der am Standort verfügbaren Eigenwärme ist nach der Energiebilanz lediglich eine Teiltrocknung von 26 auf etwa 36% TR möglich. Der hierfür erforderliche Wasserentzug liegt bei rund 2.920 t/a bzw. 8,0 m³/d. Unter Annahme derselben Konzentrationsspanne würde daraus überschlägig eine zusätzliche Stickstofffracht von etwa 2 bis 12 kg N/d entstehen. Eine Volltrocknung auf etwa 90% TR verringert die Transport- und Lagermengen stärker, erfordert jedoch zusätzliche Wärme und verursacht entsprechend eine höhere Brüdenmenge. Die Abschätzung beruht auf angenommenen Konzentrationsbereichen. Für die abschließende Auslegung einer Rückführung oder Teilstrombehandlung sind daher die tatsächlichen NH_4-N- und CSB-Konzentrationen des Kondensats des vorgesehenen Trocknungsverfahrens zu bestimmen. Die in Schwerpunkt D dargestellte Brüdencharakterisierung liefert hierfür den übergeordneten Bewertungsrahmen

Aufgrund der geringen zu erwartenden Stickstoffrachten durch die Brüden wurde nicht der Nachweis der Annahmekapazität geführt sondern die Nachrechnung der Belebung umfasste ergänzend Lastfälle mit zusätzlichen Stickstofffrachten von 315 und 400 kg N/d. Diese stellen Belastungs- bzw. Kapazitätsszenarien dar und sind nicht mit der unmittelbar aus der Göttinger Trocknung abgeschätzten Brüdenfracht gleichzusetzen.

3 Modellgestützte Entscheidungsunterstützung zur Klärschlamm-trocknung mit Eigenenergie

Autor*innen:
Maike Beier, Torben Martens, Kai Schumüller[9], ISAH – Leibniz Universität Hannover
Werner Rusteberg, Göttinger Entsorgungsbetriebe

Inhaltsverzeichnis

3.1 Ausgangslage und Zielsetzung der Klärschlammtrocknung 59
3.2 Stoffstrom- und Energiebilanz als Basis der Trocknungsentscheidung 61
3.3 Teiltrocknung mit Eigenenergie: Potential und Grenzen 64
3.4 Volltrocknung: zusätzlicher Energiebedarf und betriebliche Folgen 66
3.5 Auswirkungen auf Transport, Lagerung und Entsorgungslogistik 68
3.6 Wirtschaftlichkeit, Kostenentwicklung und Investitionsentscheidung 71

Kurzbeschreibung

Das Kapitel beschreibt die modellgestützte Entscheidungsunterstützung zur Klärschlammtrocknung am Standort Göttingen. Im Mittelpunkt steht die Frage, wie der anfallende entwässerte Klärschlamm unter Nutzung standorteigener Energiequellen für die zukünftige thermische Verwertung vorbereitet werden kann. Die Trocknung wird dabei nicht als isolierte Verfahrensstufe betrachtet, sondern als Schnittstelle zwischen Schlammbehandlung, Energiebilanz, Transportlogistik und Einbindung in den KNRN-Verbund.

Ausgehend von der bestehenden Faulung, mechanischen Entwässerung und Klärgasverwertung werden unterschiedliche Varianten der Schlammaufbereitung bilanziell gegenübergestellt. Betrachtet werden der Transport ohne zusätzliche Trocknung, eine Teiltrocknung unter Nutzung verfügbarer Eigenenergie sowie eine weitergehende Trocknung mit zusätzlichem Energiebedarf. Für die Varianten werden insbesondere Schlammmenge, Wasserentzug, erreichbarer Trockenrückstand, Wärmebedarf, Transportaufwand und Lagerfähigkeit eingeordnet.

Es zeigt sich, dass für die strategische Entscheidung der erreichbare Nutzen einer Trocknung mit Eigenenergie standortspezifisch zu bewerten und gegenüber weitergehenden Trocknungsgraden abzugrenzen ist. Für Göttingen liegt der Effizienzkipppunkt bei etwa 36% Trocknung. Die modellgestützte Bilanzierung zeigt, welche technischen und betrieblichen Konsequenzen sich aus unterschiedlichen Ziel-Trockenrückständen ergeben und in welchem Umfang verfügbare Wärmeüberschüsse zur Reduzierung von Transportmengen und zur Vorbereitung der thermischen Verwertung genutzt werden können. Damit liefert das Kapitel eine transparente Grundlage für die weitere Investitionsentscheidung am Standort Göttingen.

3.1 Ausgangslage und Zielsetzung der Klärschlammtrocknung

Mit der zunehmenden Umstellung der Klärschlammverwertung auf thermische Verwertung gewinnt die weitergehende Aufbereitung entwässerter Klärschlämme an Bedeutung. Neben der

[9] Im Rahmen seiner Tätigkeit am ISAH bis 6‘22

eigentlichen Entsorgung sind dabei insbesondere Transportmengen (Kosten und THG-Emission), Lagerkapazitäten, Annahmebedingungen der Verwertungsanlage, Energiebedarf und Innovationen im Transportwesen zu berücksichtigen. Die Klärschlammtrocknung kann in diesem Zusammenhang als verfahrenstechnische Option eingesetzt werden, um den Wasseranteil des entwässerten Schlamms weiter zu reduzieren und dadurch die zu transportierende Originalsubstanzmenge zu verringern.

In SATELLITE wird hierzu die Abwasserreinigungsanlage Göttingen (Bild 38) betrachtet, die Teil des Klärschlammverbunds ist. Die Anlage verfügt über eine bestehende Faulung, eine mechanische Schlammentwässerung und in unmittelbarer Nähe eine kommunale Abfallvergärungsanlage, aus der eine bestimmte Menge an Biogas zur Verfügung steht. Nicht vorhanden sind auf der Anlage Schlammlagerflächen (max. 1d), sodass regelmäßig der Schlamm abgeholt werden muss. Im Projektverbund übernimmt Göttingen die Rolle eines regionalen Zentrums, ist jedoch nicht in eine Satellitenstruktur mit zusätzlicher Fremdschlammannahme eingebunden. Im Vordergrund steht daher nicht die Mitbehandlung externer Schlämme, sondern die Frage, wie der am Standort anfallende Klärschlamm eigenständig für die zukünftige thermische Verwertung vorbereitet werden kann.

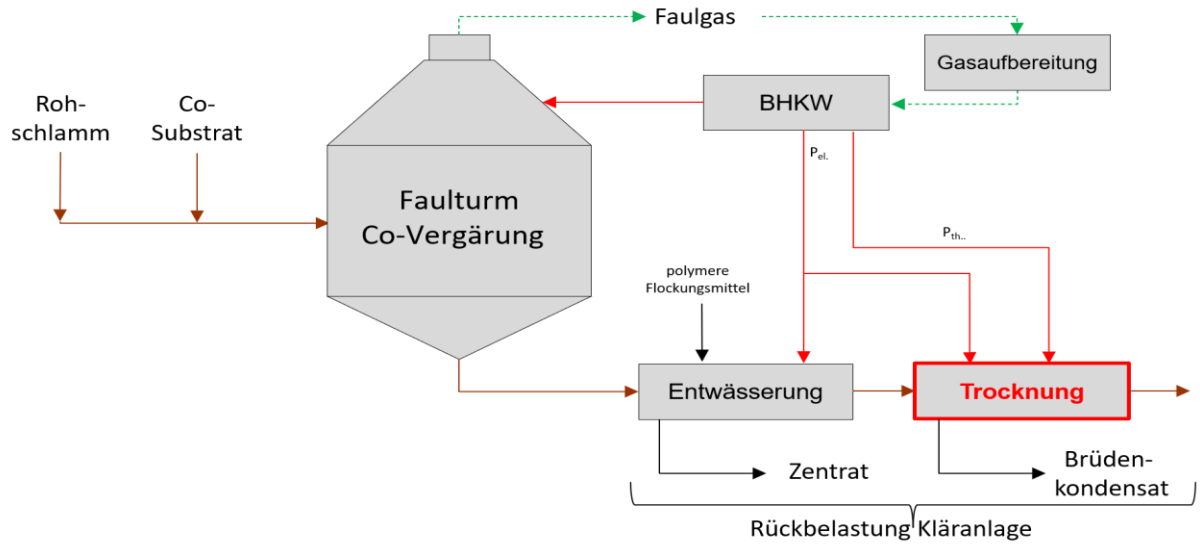


Bild 38: Einbindung der Klärschlammtrocknung in die Schlammbehandlung der KA Göttingen

Ausgangspunkt der Betrachtung ist der entwässerte Klärschlamm, der vor der thermischen Verwertung entweder ohne weitergehende Trocknung transportiert oder durch eine zusätzliche Trocknungsstufe weiter aufbereitet werden kann. Da bei der Trocknung im Wesentlichen Wasser entzogen wird, bleibt die Trockenmassefracht näherungsweise konstant, während die zu transportierende Originalsubstanzmenge mit steigendem Trockenrückstand abnimmt. Gleichzeitig steigt mit zunehmendem Trocknungsgrad der erforderliche Wärmebedarf, aber natürlich auch der Energiegehalt des Schlamms.

Im Mittelpunkt der modellgestützten Betrachtung steht daher die Frage, welcher Trocknungsgrad mit den am Standort Göttingen verfügbaren Energiequellen erreicht werden kann. Besonders relevant ist die Nutzung von Eigenenergie bzw. Abwärme aus der bestehenden Klärgasverwertung und weiteren standorteigenen Energiequellen. Eine Trocknung mit

Eigenenergie kann die Transport- und Entsorgungslogistik verbessern, ohne unmittelbar zusätzliche externe Wärme bereitzustellen. Der erreichbare Trocknungsgrad ist jedoch durch den verfügbaren Wärmeüberschuss, dessen zeitliche Verteilung und die erforderliche Verdampfungsenergie begrenzt.

Für die Entscheidungsunterstützung wurden drei Grundvarianten (Tabelle 10) betrachtet: keine Trocknung, eine Teiltrocknung unter Nutzung verfügbarer Eigenenergie und eine weitergehende Volltrocknung. Die Varianten unterscheiden sich hinsichtlich erreichbarem Trockenrückstand, Energiebedarf, Transportmenge, Lagerfähigkeit, betrieblicher Anforderungen und Wirtschaftlichkeit.

Tabelle 10: Betrachtete Grundvarianten der Klärschlammtrocknung

Nummer	Beschreibung
0	Keine Veränderung der Schlammbehandlung und Schlammtransport zum KNRN per LKW
1	Keine Veränderung der Schlammbehandlung und Schlammtransport zum KNRN per Schiene
2	Klärschlammtrocknung ausschließlich mit Eigenenergie und Schlammtransport zum KNRN per LKW
3	Volltrocknung mit zusätzlicher Energie und Schlammtransport zum KNRN per LKW

3.2 Stoffstrom- und Energiebilanz als Basis der Trocknungsentscheidung

Grundlage der modellgestützten Betrachtung ist ein semistatisches Bilanzmodell, mit dem die Auswirkungen unterschiedlicher Trocknungsgrade auf Schlammmenge, Wasserentzug, Wärmebedarf, Transportaufwand und Lagerreichweite berechnet werden (DSSZ). Das Modell bildet keine detaillierte dynamische Simulation des Trocknerbetriebs ab, sondern verknüpft die maßgeblichen Jahresmittelwerte der Schlammschiene mit energietechnischen und logistischen Kennwerten. Damit eignet es sich insbesondere für eine frühe Entscheidungsunterstützung, um Varianten wie keine Trocknung, Teiltrocknung mit Eigenenergie und weitergehende Volltrocknung transparent gegenüberzustellen.

Ausgangspunkt der Stoffstrombilanz ist der entwässerte Faulschlamm nach der mechanischen Entwässerung. Für diesen wurden u. a. die Originalsubstanzmenge, der Trockenrückstand und die daraus resultierende Trockenmassefracht erfasst (siehe

Tabelle 11). Die Trockenmassefracht wird im Modell als konstante Bezugsgröße angesetzt, da bei der Trocknung im Wesentlichen Wasser entzogen wird. Für jeden betrachteten Ziel-Trockenrückstand wird die verbleibende Originalsubstanzmenge berechnet. Die Differenz zwischen Ausgangsmenge und verbleibender Originalsubstanz beschreibt den erforderlichen Wasserentzug.

Tabelle 11: Eingangsdaten Stoffstrombilanz entwässerter Faulschlamm KA Göttingen

Bezeichnung	Wert	Einheit
Originalsubstanz	10.076	Mg/a
Trockenrückstand	26	%
TM-Fracht	2.619	Mg/a
oTM-Fracht	1.598	Mg/a
Wasser-Fracht	7.457	Mg/a

Die Umrechnung zwischen Ausgangszustand und Trocknungsvariante erfolgt über eine einfache Massenbilanz. Zunächst wird aus Originalsubstanzmenge und Trockenrückstand die Trockenmassefracht berechnet. Anschließend wird für einen vorgegebenen Ziel-Trockenrückstand die neue Originalsubstanzmenge bestimmt. Der Wasserentzug ergibt sich aus der Differenz der Originalsubstanzmengen vor und nach der Trocknung. Dadurch kann das Modell für unterschiedliche Ziel-Trockenrückstände ausweisen, wie stark sich die zu transportierende Schlammmenge reduziert.

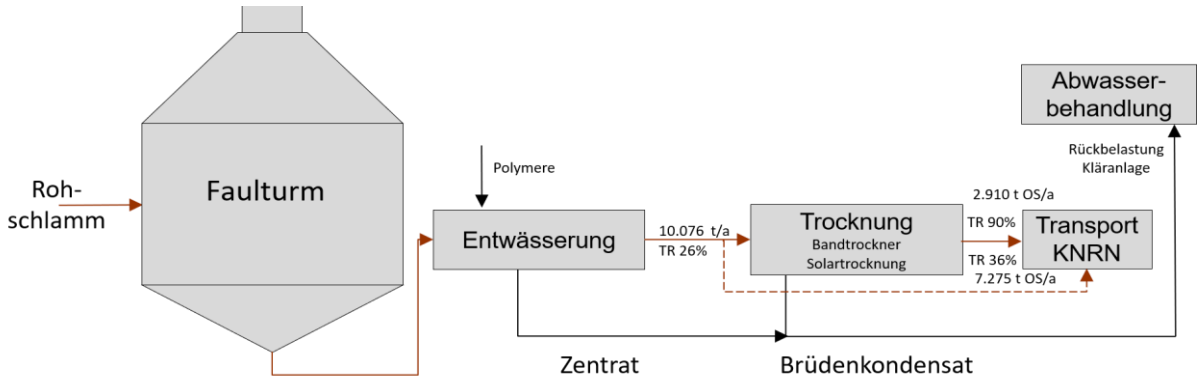


Bild 39: Stoffstrombilanz Klärschlammtrocknung für unterschiedliche Ziel-TR

Aufbauend auf der Stoffstrombilanz wird der Wärmebedarf der Trocknung bilanziert. Maßgebend ist dabei nicht nur die Verdampfung des zu entziehenden Wassers, sondern die gesamte thermische Prozesskette bis zum gewünschten Trocknungsgrad. Im Modell wird der Netto-Wärmebedarf deshalb in mehrere Anteile gegliedert: Erwärmung des entwässerten Dickschlamms, Wasserverdampfung, Überhitzung des entstehenden Wasserdampfs, Überhitzung des Trockenguts sowie pauschal angesetzte Wärmeverluste. Die Wärmeverluste werden als Zuschlag auf den Energieverbrauch berücksichtigt.

Die Aufteilung des Wärmebedarfs macht sichtbar, welche Prozessanteile den thermischen Aufwand der Trocknung bestimmen. Den größten Beitrag leistet in der Regel die Wasserverdampfung, da der wesentliche Zweck der Trocknung im Entzug des im Schlamm enthaltenen Wassers liegt. Die weiteren Anteile beschreiben den zusätzlichen thermischen Aufwand, der erforderlich ist, um den Schlamm und das Trockengut auf das jeweilige Temperaturniveau zu bringen und Wärmeverluste des Prozesses zu berücksichtigen. Die Darstellung dient damit nicht der detaillierten Auslegung eines konkreten Trockners, sondern der bilanziellen

Einordnung unterschiedlicher Ziel-Trockenrückstände.

Neben dem Wärmebedarf der Trocknung wird die am Standort verfügbare Eigenwärme bilanziert (siehe Tabelle 12). Für Göttingen werden dazu die thermische Energie aus der Klärgasverwertung, zusätzliche standorteigene Energiequellen und die internen Wärmebedarfe der Kläranlage gegenübergestellt. Zu den internen Wärmebedarfen zählen insbesondere die Aufheizung des Rohschlamms, Transmissionswärmeverluste der Faulbehälter, Gebäudeheizung und Warmwasser. Aus der Differenz zwischen Wärmebereitstellung und internem Wärmebedarf ergibt sich der rechnerisch nutzbare Wärmeüberschuss, der für eine Trocknung mit Eigenenergie zur Verfügung stehen kann.

Tabelle 12: Einfache jahresmittlere Energiebilanz KA Göttingen

Energiestrom	Wert	Einheit
Strombereitstellung BHKW	4.319.700	kWh/a
Wärmebereitstellung BHKW	7.152.680	kWh/a
Wärmebedarf Gebäude/Betrieb	-182.864	kWh/a
Wärmebedarf Faulung	-4.609.493	kWh/a
Wärmeüberschuss	**2.360.322**	**kWh/a**

Die Bilanzierung erfolgt auf Grundlage von Jahresmittelwerten. Dadurch kann abgeschätzt werden, welcher Trocknungsgrad unter Nutzung der rechnerisch verfügbaren Eigenwärme grundsätzlich erreichbar ist. Für die frühe Variantenentscheidung ist diese Betrachtung ausreichend, da zunächst die Größenordnung von Wärmebedarf, Wasserentzug und Massenreduktion im Vordergrund steht. Die jahreszeitliche Verteilung von Wärmeangebot und Wärmebedarf wird damit nicht als dynamischer Betriebsverlauf simuliert, sondern als Randbedingung für die weitergehende Planung benannt.

Für eine konkrete technische Auslegung ist die zeitliche Verfügbarkeit der Wärme zusätzlich zu prüfen. Ein rechnerischer Jahresüberschuss bedeutet nicht zwangsläufig, dass die Wärme zu jedem Zeitpunkt in gleichem Umfang für die Trocknung verfügbar ist. In der weiteren Planung sind daher insbesondere saisonale Wärmeüberschüsse, Betriebszeiten der BHKW, Zwischenspeicher, mögliche Stillstandszeiten der Entwässerung und die gewünschte Betriebsweise der Trocknung zu betrachten. Diese Fragestellungen gehen über die hier verwendete Jahresbilanz hinaus und sind Bestandteil einer vertiefenden Vorplanung bzw. Auslegung.

Die Kopplung von Stoffstrom- und Energiebilanz erfolgt über den Ziel-Trockenrückstand. Ein höherer Ziel-Trockenrückstand reduziert die verbleibende Originalsubstanzmenge und damit den Transportaufwand, erhöht aber gleichzeitig den Wasserentzug und den thermischen Energiebedarf. Das Modell stellt diesen Wärmebedarf dem rechnerisch verfügbaren Wärmeüberschuss gegenüber. Daraus ergibt sich, bis zu welchem Trocknungsgrad eine Trocknung mit Eigenenergie grundsätzlich möglich ist und ab welchem Punkt zusätzliche Wärme erforderlich wird.

Ergänzend zur Stoffstrom- und Energiebilanz werden im Modell logistische Kenngrößen berechnet. Aus der verbleibenden Originalsubstanzmenge werden die jährliche und tägliche Transportmenge, die Anzahl der erforderlichen LKW-Fahrten sowie die Transportkilometer

abgeleitet. Zusätzlich wird aus der verfügbaren Speicherkapazität und der täglichen Schlammmenge die rechnerische Lagerreichweite berechnet. Damit kann die Trocknung nicht nur energetisch, sondern auch im Hinblick auf Transporthäufigkeit, Abfuhrintervalle und betriebliche Flexibilität eingeordnet werden.

3.3 Teiltrocknung mit Eigenenergie: Potential und Grenzen

Die Teiltrocknung mit Eigenenergie beschreibt eine Betriebsvariante, bei der der entwässerte Klärschlamm nur so weit getrocknet wird, wie es mit der am Standort rechnerisch verfügbaren Eigenwärme möglich ist. Im Gegensatz zur Volltrocknung steht hierbei nicht ein möglichst hoher Trockenrückstand im Vordergrund, sondern die Frage, welcher Trocknungsgrad ohne zusätzliche externe Wärmebereitstellung erreicht werden kann. Die Variante dient damit als energiebegrenzte Optimierung zwischen Massenreduktion, Transportlogistik und Nutzung vorhandener Wärmeüberschüsse. Für Göttingen wurde ausgehend von einem entwässerten Klärschlamm mit einem Trockenrückstand von etwa 26% untersucht, welcher Ziel-TR bei Nutzung der verfügbaren Eigenwärme erreichbar ist. Die Modellrechnung zeigt, dass der Trockenrückstand unter diesen Randbedingungen auf etwa 36% erhöht werden kann. Die Teiltrocknung führt damit nicht zu einem vollständig trockenen oder langfristig biologisch stabilen Produkt, reduziert jedoch die zu transportierende Originalsubstanzmenge und verbessert die Lager- und Abfuhrsituation gegenüber dem nicht weiter getrockneten Schlamm (Tabelle 13).

Die Wirkung der Teiltrocknung ergibt sich direkt aus dem Wasserentzug. Da die Trockenmassefracht näherungsweise konstant bleibt, sinkt die Originalsubstanzmenge mit steigendem Trockenrückstand. Bei der betrachteten Teiltrocknung wird ein Teil des im entwässerten Schlamm enthaltenen Wassers entfernt, ohne dass eine zusätzliche externe Wärmequelle angesetzt wird (Tabelle 13). Dadurch kann die tägliche Abfuhrmenge auf etwa 20 t OS/d reduziert werden. Dies entspricht in der betrachteten Größenordnung ungefähr einem LKW pro Tag. Betrieblich würde man die Teiltrocknung als Volltrocknung eines Teilstroms umsetzen und nicht durch Begrenzung des Trocknungsgrads.

Tabelle 13: Stoffstromergebnisse Variante 2

Bezeichnung	Wert (Veränderung zu Variante 0)	Einheit
Originalsubstanz	7.275 (-2.801)	Mg/a
erreichbarer Trockenrückstand	36 (+10)	%
TM-Fracht	2.619 (0)	Mg/a
oTM-Fracht	1.598 (0)	Mg/a
Wassermenge	4.656 (-2.801)	Mg/a
verdampfte Wassermenge	2801	Mg/a
LKW-Transport	1 (-0,4)	1/d
Lagerkapazität	5 (+3)	d

Durch die Teiltrocknung wird zusätzlich zu den reduzierten Transportaufwänden die rechnerische Lagerkapazität erhöht. Während die Lagerkapazität für den entwässerten Schlamm im

Ausgangszustand nur sehr begrenzt ist, erhöht sich die Lagerdauer durch die verringerte tägliche Originalsubstanzmenge auf etwa fünf Tage. Damit entsteht ein größerer betrieblicher Spielraum für Abfuhrintervalle, Wochenendbetrieb, kurzfristige Verzögerungen bei der Abholung oder Abstimmungen mit der nachfolgenden Verwertungsanlage.

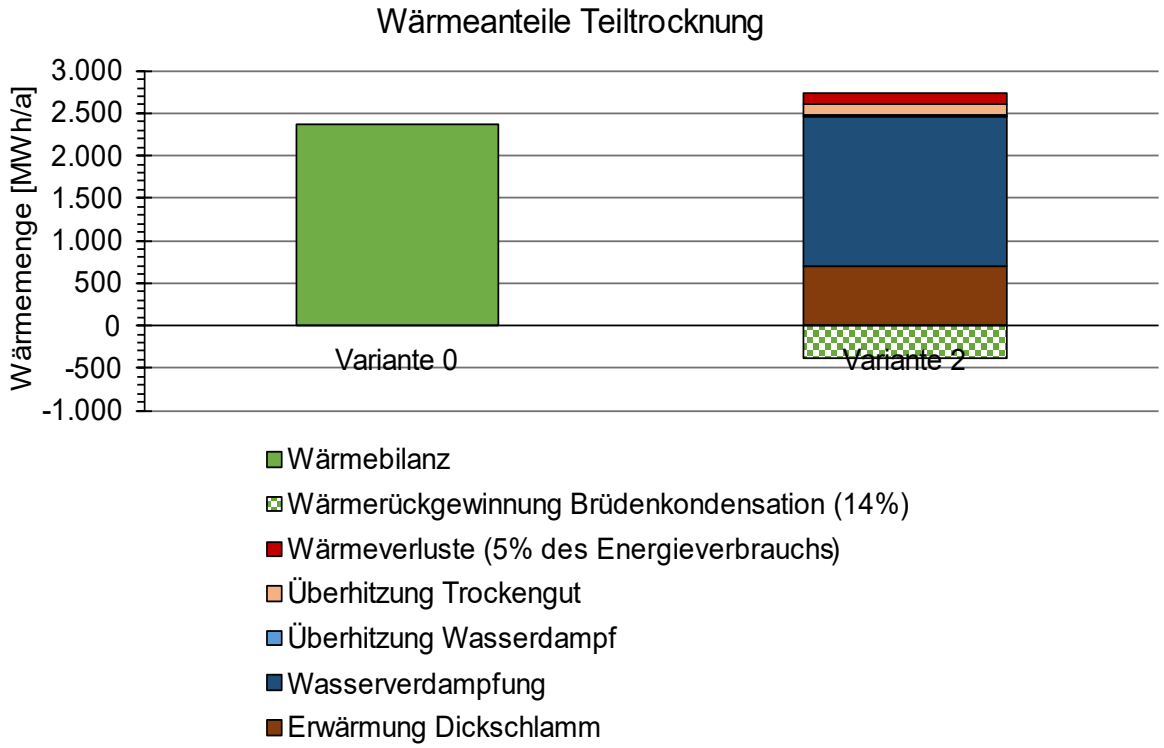


Bild 40: Wärmeanteile der Teiltrocknung auf 36% TR

Aus Sicht der Treibhausgasbilanz wirkt sich die Teiltrocknung vor allem positiv über die verringerte Transportmenge aus. Für die betrachtete Variante wurde eine Einsparung der transportbedingten THG-Emissionen in der Größenordnung von etwa 25 Mg CO_2e/a ermittelt. Diese Einsparung bezieht sich auf die reduzierte Abfuhrmenge und ist daher als logistischer Effekt der Massenreduktion zu verstehen. Weitere Effekte, beispielsweise aus Bau, Betrieb oder zusätzlichem Strombedarf der Trocknung, sind für eine weitergehende Gesamtbewertung ergänzend zu berücksichtigen.

Für die Einordnung der Teiltrocknung ist außerdem relevant, dass ein Trockenrückstand von etwa 36% weiterhin im Bereich eines teilgetrockneten bzw. hoch entwässerten Schlamms liegt. Damit ergeben sich andere Anforderungen an Lagerung, Förderung und Annahme als bei einem vollgetrockneten Produkt.

Die Ergebnisse zeigen damit, dass die Eigenwärme am Standort für eine relevante, aber begrenzte Teiltrocknung ausreicht und positive Effekte hat. Eine weitergehende Trocknung wäre zwar mit zusätzlichem Wasserentzug verbunden, würde den Wärmebedarf aber über das verfügbare Eigenwärme-Angebot hinaus erhöhen. Die Teiltrocknung ist daher als energieangepasste Betriebsvariante bewertet, sie nutzt vorhandene Wärmeüberschüsse, reduziert Transportmenge und erhöht die Lagerflexibilität.

3.4 Volltrocknung: zusätzlicher Energiebedarf und betriebliche Folgen

Die Volltrocknung beschreibt eine weitergehende Trocknungsvariante, bei der der entwässerte Klärschlamm auf einen deutlich höheren Trockenrückstand gebracht wird. Während die Teiltrocknung mit Eigenenergie durch den verfügbaren Wärmeüberschuss begrenzt ist, steht bei der Volltrocknung die maximale Reduktion der zu transportierenden Originalsubstanzmenge im Vordergrund. Im betrachteten Anwendungsfall wurde hierfür ein Ziel-Trockenrückstand von etwa 90% angesetzt. Damit wird ein weitgehend trockenes Produkt erzeugt, das gegenüber entwässertem oder nur teilgetrocknetem Schlamm deutlich besser lager- und transportierbar ist.

Aus stoffstrombilanzieller Sicht führt die Volltrocknung zu einer deutlich stärkeren Massenreduktion als die Teiltrocknung (Tabelle 14). Bei näherungsweise konstanter Trockenmassefracht wird ein Großteil des im entwässerten Schlamm enthaltenen Wassers entfernt. In der betrachteten Variante reduziert sich die zu transportierende Originalsubstanzmenge auf etwa 2.900 Mg OS/a. Bezogen auf die tägliche Abfuhr entspricht dies einer Größenordnung von etwa 8 Mg OS/d bzw. rund 0,4 LKW pro Tag. Damit sinkt die Transporthäufigkeit deutlich gegenüber dem Ausgangszustand ohne Trocknung mit entsprechender Reduzierung der THG-Emissionen und Kosten.

Tabelle 14: Stoffstromergebnisse Variante 3

Bezeichnung	Wert (Veränderung zu Variante 0)	Einheit
Originalsubstanz	2.910 (-7.166)	Mg/a
Ziel Trockenrückstand	90 (+64)	%
TM-Fracht	2.619 (0)	Mg/a
oTM-Fracht	1.598 (0)	Mg/a
Wassermenge	2.910 (-7.166)	Mg/a
verdampfte Wassermenge	7.166	Mg/a
LKW-Transport	0,4 (-1,0)	1/d
Lagerkapazität	12 (+10)	d
zusätzliche Netto-Wärmemenge	2.425.080	kWh/a

Neben der Transportmenge verändert sich auch die Lagerdauer. Durch die geringere tägliche Originalsubstanzmenge kann bei gleicher bzw. angepasster Lagerkapazität eine deutlich längere Zwischenlagerung erreicht werden. In der betrachteten Variante erhöht sich die rechnerische Lagerreichweite weiter, auf etwa zwölf Tage. Dies kann die betriebliche Flexibilität bei der Abfuhr weiter erhöhen, da so ggf. Beladungsmindestmengen für den Transport des Schlamms mit der Bahn gesammelt werden können.

Der wesentliche Unterschied zur Teiltrocknung liegt aber natürlich im Energiebedarf. Der zusätzliche Wasserentzug bis auf etwa 90% TR führt zu einem deutlich höheren Netto-Wärmebedarf. Die Wasserverdampfung stellt dabei den dominierenden Anteil dar. Da die verfügbare

Eigenwärme für diesen weitergehenden Trocknungsgrad nicht ausreicht, wäre für die Volltrocknung eine zusätzliche Wärmebereitstellung erforderlich.

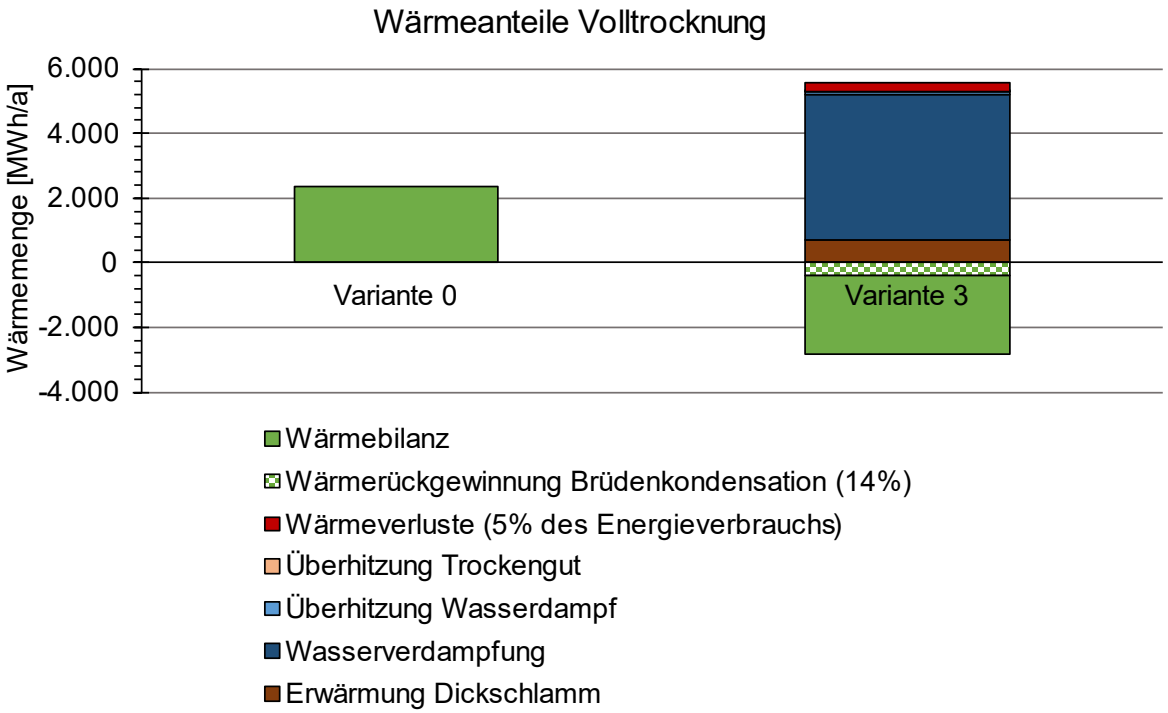


Bild 41: Wärmeanteile der Volltrocknung auf 90% TR

In den zugrunde liegenden Betrachtungen wurde für die technische Volltrocknung ein Bandtrockner als geeignete Verfahrensoption angesetzt. Bandtrockner können entwässerten Klärschlamm direkt auf hohe Trockenrückstände trocknen und sind damit grundsätzlich für die Erzeugung eines vollgetrockneten Produkts geeignet. Gleichzeitig erfordert der Betrieb eines Bandtrockners zusätzliche maschinen- und verfahrenstechnische Einrichtungen. Dazu zählen insbesondere die Beschickung und Strukturierung des entwässerten Schlamms, die Wärmebereitstellung, die Abluft- und Brüdenbehandlung, die Förderung des Trockenguts sowie eine geeignete Lagerung.

Bei technischen Trocknern fallen Brüden bzw. Abluftströme an, die behandelt oder in den Kläranlagenprozess zurückgeführt werden müssen. Dadurch können zusätzliche Rückbelastungen entstehen, insbesondere durch Kondensate oder Waschwässer aus der Abluftbehandlung.

Auch die Lagerung des vollgetrockneten Schlamms stellt andere Anforderungen als die Lagerung von entwässertem Schlamm. Vollgetrockneter Klärschlamm kann in geschlossenen Silos oder geeigneten Lagerbehältern zwischengespeichert werden, sofern sicherheitstechnische Anforderungen berücksichtigt werden. Hierzu zählen insbesondere Staubentwicklung, Brand- und Explosionsschutz, Temperaturüberwachung sowie eine geeignete Entlüftung bzw. Abluftbehandlung. Damit verbessert die Volltrocknung zwar die logistische Flexibilität, erhöht aber gleichzeitig die Anforderungen an Betrieb und Sicherheit.

Aus Sicht der Treibhausgasbilanz wirkt sich die Volltrocknung über die deutlich reduzierte Transportmenge positiv auf die transportbedingten Emissionen aus. Für die betrachtete

Variante wurde eine Einsparung der transportbedingten THG-Emissionen von etwa 65 Mg CO_2e/a ermittelt. Diese Einsparung ist jedoch gemeinsam mit den zusätzlichen Energie- und Anlagenaufwendungen der Volltrocknung einzuordnen. Eine reine Betrachtung der Transportemissionen würde den Gesamtaufwand der Volltrocknung nicht vollständig abbilden.

Im Vergleich zur Teiltrocknung zeigt die Volltrocknung damit eine stärkere logistische Wirkung, aber auch einen deutlich höheren technischen und energetischen Aufwand. Die Transportmenge wird weiter reduziert, die Lagerdauer steigt und die Anlieferung an eine thermische Verwertung kann flexibler gestaltet werden. Demgegenüber stehen zusätzliche Wärmebedarfe, höhere Investitionskosten, zusätzlicher Strombedarf, Abluft- und Brüdenbehandlung sowie sicherheitstechnische Anforderungen an Trockner und Trockengutlagerung.

3.5 Auswirkungen auf Transport, Lagerung und Entsorgungslogistik

Die in den vorherigen Kapiteln betrachteten Trocknungsvarianten verändern nicht nur die Stoffstrom- und Energiebilanz, sondern auch die Entsorgungslogistik. Für die logistische Einordnung sind insbesondere die verbleibende Originalsubstanzmenge, die tägliche Abfuhrmenge, die Lagerreichweite, die Transportbehältnisse sowie die Umschlag- und Annahmebedingungen der nachfolgenden thermischen Verwertung relevant.

Die Ergebnisse der Variantenrechnung werden deshalb in diesem Kapitel als logistische Kenngrößen zusammengeführt (Tabelle 15). Ohne zusätzliche Trocknung ist eine regelmäßige Abfuhr des entwässerten Schlamms erforderlich. Die Teiltrocknung mit Eigenwärme reduziert die tägliche Abfuhrmenge auf etwa 20 Mg OS/d und erhöht die rechnerische Lagerreichweite auf etwa fünf Tage. Bei Volltrocknung sinkt die tägliche Abfuhrmenge auf etwa 8 Mg OS/d; die rechnerische Lagerreichweite steigt auf etwa zwölf Tage. Damit verschiebt sich die Wirkung der Trocknung von einer rein stofflichen Massenreduktion hin zu einer betrieblichen Flexibilisierung der Abfuhr.

Tabelle 15: Logistische Kenngrößen im Variantenvergleich

Bezeichnung	Variante 0	Variante 2	Variante 3
Transportmenge [Mg OS/d]	27,6	19,9	8,0
TR [%]	26	36	90
LKW-Fahrten [1/d]	1,4	1,0	0,4
Lagerkapazität [d]	2	5	12

Neben der Transportmenge ist die Beschaffenheit des Schlamms für Lagerung und Umschlag maßgebend. Entwässerter Schlamm, teilgetrockneter Schlamm und vollgetrocknetes Trockengut unterscheiden sich hinsichtlich Förderbarkeit, Lagerfähigkeit, biologischer Stabilität, Staubentwicklung sowie Brand- und Explosionsschutz. Teilgetrocknete Schlämme können aufgrund ihrer Produkteigenschaften besondere Anforderungen an Lagerung und Annahme stellen. Vollgetrockneter Schlamm ist dagegen besser lager- und transportierbar, erfordert jedoch eine angepasste sicherheitstechnische Auslegung, insbesondere im Hinblick auf

Staubvermeidung, Temperaturüberwachung, Entlüftung und Brandschutz.

Für die zukünftige thermische Verwertung ist außerdem entscheidend, dass die Anlieferung planbar und mit den Annahmebedingungen der Verwertungsanlage kompatibel ist. Die Trocknung kann die Menge der anzuliefernden Originalsubstanz reduzieren und die Abfuhrintervalle flexibilisieren. Gleichzeitig müssen Transportbehältnisse, Lagertechnik, Austragssysteme und die Produktbeschaffenheit des getrockneten Schlamms zur Annahme, Lagerung und Aufgabe in der Monoverbrennung passen.

Ergänzend zur Trocknung wurde für Göttingen eine Verlagerung des Klärschlammtransports von der Straße auf die Schiene untersucht. Betrachtet wurden der direkte LKW-Transport, der kombinierte Verkehr mit Vor- und Nachlauf per LKW sowie der Einzelwagenverkehr. Die Prüfung zeigt, dass der Transportweg nicht allein anhand spezifischer Emissionsfaktoren bewertet werden kann. Entscheidend sind vielmehr die gesamte Transportkette, die notwendige Bündelung von Mengen, die Transportdauer, zusätzliche Umschläge, geeignete Behältnisse und die vorhandene Infrastruktur an Start- und Zielstandort.

Der direkte LKW-Transport besitzt im betrachteten Fall den Vorteil einer vergleichsweise einfachen Transportkette. Die Beladung kann direkt an der Abwasserreinigungsanlage erfolgen, größere Mengen müssen nicht für einen Bahntransport gebündelt werden und am Zielstandort sind keine zusätzlichen Umschläge erforderlich. Je nach Schlammzustand und Transportkonzept kommen Sattelauflieger, Abrollcontainer oder Absetzmulden in Betracht. Im untersuchten Transportvergleich (Tabelle 16) wurde der direkte LKW-Transport mit Sattelauflieger als kostengünstigste Transportalternative eingeordnet.

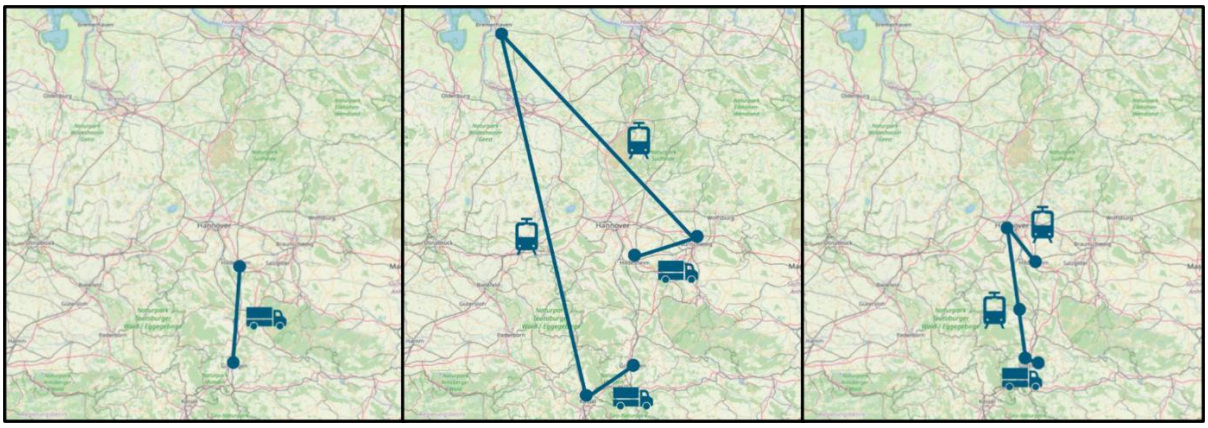


Bild 42: Betrachtete Transportoptionen für Klärschlamm: direkter LKW-Transport (links), kombinierter Verkehr (Mitte) und Einzelwagenverkehr (rechts)

Für den Schienentransport ergeben sich demgegenüber zusätzliche Anforderungen an Lagerung und Umschlag. In Göttingen kämen vorhandene Gleisinfrastrukturen wie ein Industriegleis oder ein KV-Terminal grundsätzlich als Umschlagpunkte in Frage. An diesen Standorten sind jedoch keine unmittelbaren Lagerkapazitäten vorhanden. Der Klärschlamm müsste daher entweder auf dem Gelände der Abwasserreinigungsanlage oder an einem externen Standort zwischengelagert werden. Eine externe Lagerung wäre mit zusätzlichen Flächen-, Genehmigungs- und Kostenfragen verbunden (Schwerpunkt C Anhang A.2). Auch am Zielstandort Hildesheim bestehen zusätzliche Schnittstellen. Für die Monoverbrennungsanlage ist kein

eigener Gleisanschluss und kein eigenes Umschlagequipment vorgesehen. Ein schienengebundener Transport müsste daher über vorhandene Hafen- bzw. Drittinfrastruktur abgewickelt werden. Dadurch entstehen zusätzliche organisatorische und technische Anforderungen, die beim direkten LKW-Transport nicht in gleicher Weise auftreten.

Tabelle 16: Vergleich der Transportkosten

	LKW Transport	LKW Transport	LKW Transport	Kombinierter Verkehr	Einzelwagenverkehr
Behältnis	Sattelauflieger (25 Mg)	Abrollcontainer (21 Mg)	Absetzmulde (je 7 Mg im 3er Verbund)	Container 20ft. (28 Mg)	2 Container 20ft. (Jeweils 28 Mg)
Kosten pro Mg	32–36 €	38–42 €	38–42 €	37,5 €	57–66 €
Kosten Status Quo (pro Jahr)	320.000–360.000 €	380.000–420.000 €	380.000–420.000 €	375.000 €	570.000–660.000 €
Kosten Stufe 1 (pro Jahr)	115.200–129.600 €	136.800–151.200 €	136.800–151.200 €	135.000 €	205.200–237.600 €
Kosten Stufe 2 (pro Jahr)	96.000–108.000 €	114.000–126.000 €	114.000–126.000 €	112.500 €	171.000–198.000 €

Für den kombinierten Verkehr wären kranbare Ladeeinheiten erforderlich, da der Klärschlamm zwischen LKW und Bahn umgeschlagen werden müsste. In Betracht kommen beispielsweise Containerlösungen, Kipp-Container, ACTS-Systeme oder 20-ft-Container. Ergänzend können Big Bags eingesetzt werden, um Transporteinheiten vor Verschmutzung zu schützen und den Umschlag zu erleichtern. Im betrachteten Fall führt der kombinierte Verkehr jedoch zu zusätzlichen Vor- und Nachläufen, längeren Transportzeiten und einer komplexeren Transportkette, da keine direkte effiziente Verbindung zwischen Göttingen und Hildesheim besteht.

Beim Einzelwagenverkehr kann grundsätzlich ein einzelner Wagen in bestehende Zugverbindungen eingebunden werden. Auch hierfür sind jedoch geeignete Umschlagpunkte, kranbare Behältnisse und ein abgestimmtes Zeitfenster erforderlich. Gegenüber dem direkten LKW-Transport ist der Einzelwagenverkehr weniger flexibel und mit zusätzlichem organisatorischem Aufwand verbunden. Im Kostenvergleich wurde er als teuerste betrachtete Transportoption eingeordnet (Tabelle 16).

Die Prüfung des Schienentransports zeigt damit, dass eine Verlagerung auf die Schiene unter den betrachteten Randbedingungen nicht allein durch potenziell geringere spezifische Emissionen begründet werden kann. Die zusätzlichen Anforderungen an Lagerung, Umschlag, Behältnisse, Transportdauer, Kosten und Infrastruktur wiegen im konkreten Fall schwer. Die logistische Flexibilisierung wird daher vorrangig über die Reduktion der Schlammmenge und die Erhöhung der Lagerreichweite durch Trocknung erreicht.

Aus Sicht der Treibhausgasbilanz führt die Mengenreduktion durch Trocknung zu geringeren transportbedingten Emissionen (LKW-Transport). Für die Teiltrocknung mit Eigenwärme wurde eine Einsparung der transportbedingten THG-Emissionen in der Größenordnung von etwa 25 Mg CO_2e/a ermittelt. Für die Volltrocknung wurde aufgrund der stärkeren Massenreduktion eine Einsparung von etwa 65 Mg CO_2e/a ausgewiesen. Diese Werte beziehen sich

auf den Transport und sind daher gemeinsam mit Energiebedarf, zusätzlichem Strombedarf, Bauaufwand und Betrieb der Trocknungsanlage einzuordnen.

Insgesamt zeigt die logistische Betrachtung, dass die Trocknung vor allem über zwei Wirkungen relevant ist: die Reduktion der Abfuhrmenge und die Erhöhung der betrieblichen Flexibilität. Die Schiene stellt unter den untersuchten Randbedingungen keine einfache Alternative zum direkten LKW-Transport dar, weil zusätzliche Umschläge, Lagerbedarfe und Infrastrukturabhängigkeiten entstehen. Für die Investitionsentscheidung ist daher nicht allein die geringere Transportmenge maßgebend, sondern die Frage, ob die logistischen Vorteile der Trocknung die zusätzlichen Aufwendungen für Energie, Anlagentechnik, Lagerung, Abluft- und Brüdenbehandlung sowie Betrieb rechtfertigen.

3.6 Wirtschaftlichkeit, Kostenentwicklung und Investitionsentscheidung

Die technische und logistische Wirkung einer Klärschlammtrocknung führt nicht automatisch zu einer wirtschaftlich tragfähigen Investitionsentscheidung. Neben der Reduktion der Transport- und Entsorgungsmenge sind insbesondere Investitionskosten, Betriebskosten, Energiepreise, Entsorgungspreise, Kosten der Abluft- und Brüdenbehandlung sowie Wartungs- und Personalaufwand zu berücksichtigen. Für Göttingen wurde die Trocknung daher nicht nur stoffstrom- und energiebilanziell betrachtet, sondern auch in den Kontext einer fortschreitenden Planungs- und Kostenentwicklung eingeordnet.

Ausgangspunkt war eine Machbarkeitsstudie aus dem Jahr 2020, in der die Errichtung einer Klärschlammtrocknung auf der ARA Göttingen grundsätzlich als potenzielle Option zur Vorbereitung des Schlamms auf die zukünftige thermische Verwertung untersucht wurde. Als Vorzugslösung wurde dabei eine technische Trocknung mittels Bandtrockner in Verbindung mit zusätzlicher Wärmebereitstellung betrachtet. Die damalige Bewertung erfolgte unter den zu diesem Zeitpunkt angesetzten Investitions-, Energie- und Entsorgungskosten.

Tabelle 17: aktualisierte Investitionskosten der betrachteten Bandtrockner-Varianten

Netto	**Anbieter 1**		**Anbieter 2**		**Ergebnisse aus 2020**
	(Bio-)Erdgas	Holzhack-schnitzel	(Bio-)Erdgas	Holzhack-schnitzel	Holzhack-schnitzel
Maschinen-technik	6.990.000	7.485.000	2.282.000	2.777.000	2.430.000
Bautechnik	1.500.000	1.500.000	1.500.000	1.500.000	1.000.000
EMSR	500.000	500.000	500.000	500.000	300.000
Summe Investition inkl. 20% BNK	**10.788.000**	**11.382.000**	**5.138.000**	**5.732.000**	**4.476.000**
Kapitalkosten [€/a]	**850.000**	**899.000**	**376.000**	**426.000**	**298.000**

Im weiteren Planungsprozess wurden die technischen und wirtschaftlichen Randbedingungen

erneut überprüft. Hintergrund waren veränderte Marktbedingungen, gestiegene Bau- und Ausrüstungskosten, höhere Energiepreise sowie aktualisierte Annahmen zu Entsorgungskosten und Betriebskosten. Die Aktualisierung der Kostenschätzung zeigte, dass die Investitionskosten (Tabelle 17) gegenüber der ursprünglichen Machbarkeitsstudie deutlich angestiegen sind und zugleich eine erhebliche Spannbreite zwischen unterschiedlichen Herstellerangeboten besteht.

Die aktualisierte Kostenbetrachtung unterscheidet verschiedene technische Varianten, insbesondere Bandtrockner unterschiedlicher Hersteller sowie Varianten mit und ohne Holzhackschnitzelheizung. Für die betrachteten Hersteller ergaben sich deutliche Unterschiede bei den Investitionskosten der Maschinentechnik. Dadurch veränderten sich auch die jährlichen Kapitalkosten erheblich. Diese Bandbreite zeigt, dass die Wirtschaftlichkeit einer Trocknungsanlage stark von der konkreten technischen Ausführung, der Ausschreibungssituation und den zugrunde gelegten Kostenansätzen abhängt.

Neben den Investitionskosten wurden auch die Betriebskosten aktualisiert (Tabelle 18). Hierzu zählen insbesondere Personal, Reparatur, Wartung und Unterhaltung, Wärmebereitstellung, Strombedarf, Brüdenbehandlung und Entsorgungskosten. Besonders relevant ist, dass die Trocknung zwar die zu entsorgende Originalsubstanzmenge reduziert, dafür aber zusätzliche Betriebsaufwendungen verursacht. Dazu gehören der Energiebedarf des Trockners, der Strombedarf der Anlagentechnik, die Behandlung von Brüdenkondensaten sowie Wartungs- und Instandhaltungskosten.

Tabelle 18: Aktualisierte Betriebskosten der betrachteten Bandtrockner-Varianten

Netto	**Anbieter 1**		**Anbieter 2**		**Aus Studie 2020**
	(Bio-)Erdgas	Holzhack-schnitzel	(Bio-)Erdgas	Holzhack-schnitzel	Holzhack-schnitzel
Personal	17.900	22.300	17.900	22.300	13.000
RWU	115.300	123.500	37.700	45.800	36.500
Wärme	453.500	148.900	453.500	148.900	149.000
Abwärme	71.000	71.000	71.000	71.000	71.000
Strom	231.200	231.200	231.200	231.200	163.000
Brüden	55.100	55.100	55.100	55.100	14.300
Entsorgung	516.700	516.700	516.700	516.700	312.000
Gesamt	**1.460.700**	**1.168.700**	**1.383.100**	**1.091.000**	**759.000**

Die aktualisierte Jahreskostenbetrachtung (Tabelle 19) macht deutlich, dass die Wirtschaftlichkeit stark von den angesetzten Randbedingungen abhängt. Die Jahreskosten setzen sich aus den Kapitalkosten und den Betriebskosten der Trocknungsanlage zusammen und werden den Kosten einer Entsorgung ohne eigene Trocknung gegenübergestellt. Unter den angesetzten Bedingungen zeigte sich, dass einzelne Varianten rechnerisch günstiger sein können als eine Entsorgung des nicht getrockneten Schlamms, während andere Varianten deutlich über

den Kosten der Nassschlammentsorgung liegen.

Tabelle 19: Vergleich der Jahreskosten: Bandtrockner-Varianten und Entsorgung ohne Trocknung

Entsorgungsvariante	Jahr 2020 Kosten [€]	Jahr 2029 Kosten [€]	Kostenerhöhung
KS-Entsorgung ohne Trocknung	1.078.000	1.784.000	**66%**
KS-Entsorgung mit Bandtrockner (gemittelte Kosten)	1.157.000		
KS-Entsorgung mit Bandtrockner mit Holzhackschnitzel (gemittelte Kosten)	1.057.000		
Fabrikat „Anbieter 1“		2.310.700	**100%**
Fabrikat „Anbieter 1“ mit Holzhackschnitzel		2.067.700	**96%**
Fabrikat „Anbieter 2“		1.759.100	**52%**
Fabrikat „Anbieter 2“ mit Holzhackschnitzel		**1.517.000**	**44%**

Ein wesentlicher Einflussfaktor ist der zukünftige Entsorgungspreis. Mit steigendem Entsorgungspreis gewinnt die Massenreduktion durch Trocknung an wirtschaftlicher Bedeutung, da weniger Originalsubstanz entsorgt werden muss. Gleichzeitig können zusätzliche Kostenbestandteile aus Phosphorrückgewinnung, Aschebehandlung, Zwischenlagerung oder veränderten Annahmebedingungen die Wirtschaftlichkeit beeinflussen. Deshalb wurde die Rentabilität der Trocknungsvarianten in Abhängigkeit des Entsorgungspreises betrachtet.

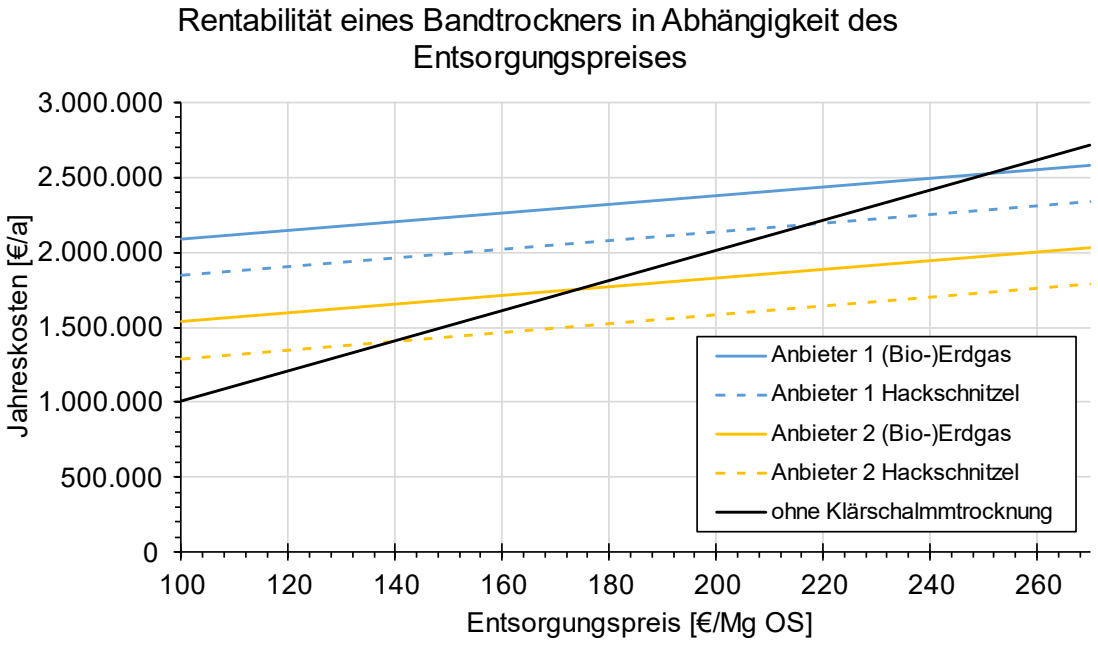


Bild 43: Sensitivität der Wirtschaftlichkeit in Abhängigkeit des Entsorgungspreises

Die Sensitivitätsbetrachtung (Bild 43) zeigt, dass die Trocknung insbesondere dann wirtschaftlich attraktiver wird, wenn die spezifischen Entsorgungskosten je Tonne Originalsubstanz

steigen. Umgekehrt kann die Wirtschaftlichkeit bei niedrigeren Entsorgungspreisen oder hohen Investitions- und Betriebskosten verloren gehen.

Neben der Kostenbetrachtung sind auch betriebliche und strategische Faktoren zu berücksichtigen. Eine Trocknungsanlage erhöht die Eigenständigkeit des Standorts und kann die Entsorgungslogistik flexibilisieren. Gleichzeitig bindet sie Fläche, Investitionsmittel, Personalressourcen und technische Betriebsverantwortung. Zusätzlich entstehen Anforderungen an Abluft- und Brüdenbehandlung, Brandschutz, Staubvermeidung, Lagerung und Instandhaltung. Diese Faktoren sind nicht vollständig über die Jahreskosten abbildbar, beeinflussen aber die praktische Umsetzbarkeit und das Investitionsrisiko.

Die weitere Prüfung des Schienentransports zeigte zudem, dass eine alternative Entsorgungslogistik ohne eigene Trocknung bzw. mit anderer Transportkette nicht ohne Weiteres wirtschaftlich und betrieblich umsetzbar ist. Damit standen nicht nur unterschiedliche Trocknungsvarianten, sondern auch unterschiedliche Logistik- und Verwertungspfade zur Diskussion. Die Investitionsentscheidung musste daher unter mehreren unsicheren Randbedingungen getroffen werden: Entwicklung der Entsorgungspreise, Energiepreise, Baukosten, Anforderungen der Monoverbrennung, Transportoptionen und betriebliche Flexibilität.

Im Ergebnis zeigt der Planungsprozess, dass die zunächst technisch plausible Trocknungslösung im Verlauf der weiteren Konkretisierung wirtschaftlich neu bewertet werden musste. Die aktualisierten Kosten führten dazu, dass die Wirtschaftlichkeit einer Klärschlammtrocknungsanlage auf der ARA Göttingen nicht mehr sicher nachgewiesen werden konnte. Vor diesem Hintergrund wurde entschieden, Planung und Bau der Trocknungsanlage zunächst nicht weiter voranzutreiben und die Planung nach Abschluss der Vorplanung vorerst zurückzustellen. Für die modellgestützte Investitionsplanung ergibt sich daraus eine zentrale Schlussfolgerung: **Eine Stoffstrom- und Energiebilanz kann frühzeitig zeigen, welche technischen Potenziale eine Trocknung bietet und welche Wirkungen auf Transport, Lagerung und Energiebedarf zu erwarten sind. Die finale Investitionsentscheidung hängt jedoch maßgeblich von der weiteren Kostenentwicklung und den konkreten Markt- und Betreiberbedingungen ab**. Die Trocknung ist damit ein Beispiel dafür, dass verfahrenstechnisch sinnvolle Optionen im Planungsverlauf fortlaufend wirtschaftlich überprüft und bei veränderten Randbedingungen angepasst oder zurückgestellt werden müssen. Der DSSZ kann hier eine Hilfe sein in der Umsetzung und zeitnahen Bereitstellung von Daten.

4 Strategische Wärme- und Energieplanung (Einzelanlage)

Autor*innen:
Torben Martens, Maike Beier, ISAH – Leibniz Universität Hannover

Inhaltsverzeichnis

4.1 Rolle des digitalen Stoffstromzwillings in der Wärme- und Energieplanung 76
4.2 Bilanzräume der Wärme- und Energieplanung 76
4.3 Energiebezogene Module und Schnittstellen 78
4.4 Schnittstellen zu externen Energie- und Stoffstromsystemen 81
4.5 Strom- und Wärmebilanz als Grundlage der Anlagenstrategie 84
4.6 Lastfälle und saisonale Betriebszustände 86
4.7 Anwendung für kommunale Wärmeplanung und Unterverbünde 88
4.8 Ausblick Betrieb 89

Kurzbeschreibung

Das Kapitel beschreibt, wie der digitale Stoffstromzwilling für die strategische Wärme- und Energieplanung von Kläranlagen und Anlagenverbünden eingesetzt werden kann. Neben dem elektrischen Energiebedarf werden neu

- *der Wärmebedarf,*
- *die Klärgasbereitstellung und*
- *die in organischen Stoffströmen chemisch gebundene Energie berücksichtigt.*

Stoffliche Veränderungen einzelner Verfahrensstufen können dadurch gemeinsam mit ihren energetischen Auswirkungen bilanziert werden (vgl. A2 Vektorerweiterung).

Es wird gezeigt wie zur Unterstützung anlagenübergreifender Wärme-, Energie- und THG-Bilanzen ausgehend von unterschiedlichen Bilanzräumen energiebezogene Module, betriebliche Messwerte und ergänzende Modellwerte zu einer anlagenweiten Strom- und Wärmebilanz zusammengeführt werden können.

Am Beispiel Hildesheim erfolgt die Erprobung des Energiemodells in der praktischen Umsetzung. Im Rahmen der Erweiterung des DSSZ wird konkret gezeigt, wie anlagenspezifisch erhobene Energiebedarfe den Verfahrensmodulen der Modulbibliothek zugeordnet, fehlende Werte modellseitig ergänzt und interne Bedarfe der Bereitstellung (hier beispielhaft für das BHKW formuliert) eingebunden werden können, um den Digitalen Zwilling vorzubereiten zur Unterstützung in Betrieb und Planung. Ergänzend werden externe Schnittstellen zu Strom- und Wärmenetzen, Abwärmequellen, Co-Substraten, Fremdschlämmen und weiteren regionalen Stoffstromsystemen eingeordnet.

Die Jahresbilanz bildet die Grundlage für die Bewertung technischer und betrieblicher Varianten. Saisonale Veränderungen von z. B. Wärmeangebot und -bedarf werden über repräsentative Lastfälle abgebildet und werden entsprechend ihrer zeitlichen Auftrittsdauer gewichtet in der Jahresbilanz eingebunden und berücksichtigt.

Der so im Hinblick auf die Energieströme erweiterte DSSZ der Einzelanlage kann anschließend für die Ableitung und Fortschreibung von Wärme- und Energiestrategien auf Ebene der Einzelanlage, regionaler Unterverbünde und auch zur Kopplung mit der kommunalen Wärmeplanung genutzt werden.

4.1 Rolle des digitalen Stoffstromzwillings in der Wärme- und Energieplanung

Die Wärme- und Energieplanung von Kläranlagen und Kläranlagenverbünden umfasst neben dem elektrischen Energiebedarf auch die Bereitstellung und Nutzung von Wärme sowie die in organischen Stoffströmen chemisch gebundene Energie. Diese Größen sind eng mit der Abwasser- und Schlammbehandlung verknüpft. Veränderungen einzelner Verfahrensstufen können gleichzeitig den Strombedarf, den Wärmebedarf, die Klärgasproduktion und die energetischen Eigenschaften des Klärschlamms beeinflussen.

Die methodischen Grundlagen zur Abbildung dieser Zusammenhänge im digitalen Stoffstromzwilling sind in Schwerpunkt A2 beschrieben. Der dort eingeführte erweiterte Stoffstrom- und Energievektor ermöglicht stoffliche Größen, wie Wassergehalt, Trockenmasse, organische Substanz und CSB-Fraktionen, mit daraus ableitbaren Energiepotenzialen zu verknüpfen. Verfahrensbedingte Strom- und Wärmebedarfe werden ergänzend in den jeweiligen Modulen berechnet.

Für die Wärme- und Energieplanung kann der digitale Stoffstromzwilling damit als Bilanzierungs- und Szenarienwerkzeug genutzt werden. Unterschiedliche Betriebsweisen und Anlagenkonfigurationen lassen sich auf einer einheitlichen Datengrundlage gegenüberstellen. So können beispielsweise die Auswirkungen einer veränderten Stabilisierung, einer zusätzlichen Faulung, der Annahme von Co-Substraten oder einer Klärschlammtrocknung auf Energiebedarf, Methanertrag, Wärmeüberschüsse und nachgelagerte Verwertungswege gemeinsam betrachtet werden.

Der Modellumfang richtet sich dabei nach der jeweiligen Planungsfrage. Für die Optimierung einer Einzelanlage können die relevanten Verfahrensstufen detailliert abgebildet werden. Bei regionalen Betrachtungen werden die anlagenspezifisch ermittelten Bedarfe und Potenziale dagegen stärker zusammengefasst und mit externen Wärmequellen, Wärmesenken oder weiteren Energieinfrastrukturen verknüpft. Der digitale Stoffstromzwilling stellt damit insbesondere die Schnittstelle zwischen der verfahrenstechnischen Anlagenbetrachtung und einer weitergehenden Wärme- und Energieplanung dar.

4.2 Bilanzräume der Wärme- und Energieplanung

Die Wärme- und Energieplanung kann auf unterschiedlichen räumlichen und organisatorischen Ebenen erfolgen. Der Bilanzraum reicht von der einzelnen Kläranlage über regionale Unterverbünde bis zur Einbindung in übergeordnete Verwertungs- und Energiesysteme. Mit der Betrachtungsebene verändern sich insbesondere die erforderliche Detailtiefe, die relevanten Schnittstellen und die verfügbaren Handlungsoptionen.

Auf Ebene der **Einzelanlage** stehen die Energiebedarfe und -potenziale der jeweiligen Verfahrenskette im Vordergrund. Dazu gehören insbesondere der Strombedarf der Belebung und weiterer Aggregate, der Wärmebedarf der Faulung, von Gebäuden oder einer Trocknung sowie die Bereitstellung von Klärgas, Strom und Wärme. Die in diesem Scherpunktthema B dargestellten Untersuchungen zeigen, wie verfahrenstechnische Entscheidungen diese Größen verändern können. Beispiele sind unterschiedliche Faulungsbetriebsweisen und die Co-Substratannahme in Hildesheim (B1.3 und B1.2.3)**,** die Umstellung der aeroben Stabilisierung auf

kleineren Anlagen (B5) sowie die Einbindung einer Klärschlammtrocknung am Standort Göttingen (B3). Dabei sind neben den unmittelbaren Energiegrößen auch Veränderungen des Schlammanfalls, des Methanpotenzials, der Rückbelastung und der nachgelagerten Verwertungswege zu berücksichtigen.

Auf Ebene eines **regionalen Unterverbunds** werden die Stoff- und Energieströme mehrerer Anlagen zusammengeführt. Relevante Fragestellungen betreffen gemeinsame Faulungs- oder Trocknungsstandorte, die Bündelung organischer Stoffströme, die Nutzung regional verfügbarer Co-Substrate und Wärmequellen sowie die Verteilung entstehender Prozesswasserfrachten. In der Modellregion Nienburg wurden hierzu zentrale und semizentrale Faulungsstrukturen, unterschiedliche Eindickgrade und eine mögliche regionale Trocknung betrachtet (vgl. C 1.2 und C 3.4.1). Neben dem Methanpotenzial wurden Transportaufwand, erforderliche Faulraumvolumina, Kosten und standortspezifische Stickstoffrückbelastungen einbezogen.

Im **Gesamtverbund** werden die einzelanlagenbezogenen Daten stärker zusammengefasst. Im Vordergrund stehen die Übergabeströme zwischen Kläranlagen, Unterverbünden sowie zentralen Trocknungs-, Verbrennungs- und Rückgewinnungsstandorten. Relevante Energiegrößen sind hier dann unter anderem der Wärmebedarf zentraler Trocknungsanlagen, der Heizwert der angelieferten Schlämme und die mögliche Energieauskopplung aus der thermischen Verwertung. Die in Schwerpunkt C beschriebenen Logistik- und Bewirtschaftungswerkzeuge verknüpfen diese Größen mit Transportwegen, Behandlungsstandorten und Kapazitäten im Verbund und erweitern so den DSSZ der einzelnen Anlage zu komplexen rDSSZ mit neuen Prozessmodulen zur Mobilität (hier werden dann auch Stoffstrombeschreibungen wie Lagerfähigkeit bzw. die Änderung der Stoffstromcharakteristik berücksichtigt).

Die Erweiterung der Stoffstrombilanz auf die regionale Ebene ermöglicht nicht nur weitere Stoffströme wie industrielle Abwasser oder Wirtschaftssubstrate zu berücksichtigen, sondern es auch die Kopplung zu den kommunalen Verbrauchern möglich – eine Schnittstelle zur **kommunalen und regionalen Wärmeplanung** ist ein wichtiges Element für regionale strategische Überlegungen (gleiches gilt natürlich auch für das regionale Wassermanagement mit den Optionen der Wassernutzung und Kreislaufschließung gearbeitet (Verbundprojekt aqua³ 2025) für die der rDSSZ z. B. einfach um Volumenströme ergänzt werden könnte). Kläranlagen und zentrale Behandlungsstandorte können mit Blick auf die Wärmeplanung sowohl Wärmequellen als auch Wärmesenken sein. Mögliche Anknüpfungspunkte sind die Nutzung von Abwasserwärme, die Abgabe überschüssiger BHKW- oder Verbrennungswärme, der Bezug industrieller Abwärme sowie die Nutzung saisonaler Wärmeüberschüsse für eine Klärschlammtrocknung. Das in Schwerpunkt C dargestellte Beispiel Steyerberg zeigt, dass solche Schnittstellen aufgrund veränderlicher industrieller und energetischer Randbedingungen flexibel und fortschreibbar geplant werden müssen.

Der digitale Stoffstromzwilling kann für die jeweiligen Bilanzräume die erforderlichen Mengen, Energiepotenziale, Bedarfe und Übergabeströme bereitstellen. Für regionale Wärme- oder Energienetze sind diese Ergebnisse anschließend mit räumlichen Entfernungen, Temperaturniveaus, zeitlichen Verläufen und weiteren externen Quellen und Senken zu verknüpfen.

4.3 Energiebezogene Module und Schnittstellen

Für die Wärme- und Energieplanung müssen die Energiebedarfe und -potenziale der einzelnen Verfahrensstufen zu einer anlagenweiten Bilanz zusammengeführt werden. Neben den unmittelbar aus Stoffströmen ableitbaren Größen werden hierfür betriebliche Messwerte, Zählerdaten und ergänzende Modellberechnungen benötigt. Die methodischen Grundlagen zur Kopplung von Stoff- und Energiegrößen sind in Schwerpunkt A, Kapitel 2 beschrieben.

Energiebezogene Größen können entweder innerhalb eines Verfahrensmoduls berechnet oder über eigenständige Energiemodule abgebildet werden. Verfahrensmodule erfassen beispielsweise den Strombedarf der Belüftung, der Eindickung und Entwässerung oder den Wärmebedarf zur Erwärmung des Rohschlamms in der Faulung. Energiemodule beschreiben dagegen die Bereitstellung, Umwandlung oder Speicherung von Energie, etwa durch BHKW, Photovoltaikanlagen, Wärmepumpen, Heizkessel oder externe Wärmequellen.

Tabelle 20: Beispiele energiebezogener Module und Ergebnisgrößen

Modul bzw. Verfahrensbereich	Wesentliche Eingangsgrößen	Energiebezogene Ergebnisgrößen
Belebung	Abwasserbelastung, Sauerstoffbedarf, Wirkungsgrad der Belüftung	elektrischer Energiebedarf
Faulung	Schlammmenge, Temperatur, Faulraumtemperatur, organische Fracht	Wärmebedarf, Methanbildung, chemische Energie des Klärgases
Eindickung und Entwässerung	Schlammmenge, Betriebszeit, spezifischer Energiebedarf	elektrischer Energiebedarf
Klärschlammtrocknung	Wasserentzug, Ein- und Austrittstemperatur, Trocknungsverfahren	Strom- und Wärmebedarf
BHKW	Gasmenge, Methangehalt, elektrische und thermische Wirkungsgrade	Strom- und Wärmebereitstellung
Photovoltaik	installierte Leistung, spezifischer Ertrag, Erzeugungsprofil	Strombereitstellung, Eigenverbrauch, Einspeisung
Wärmepumpe	Wärmequelle, Quell- und Zieltemperatur, Leistungszahl	nutzbare Wärme und Strombedarf
Wärmenetz bzw. externe Wärmesenke	Wärmebedarf, Temperaturniveau, zeitliches Lastprofil	Wärmeabgabe bzw. Wärmebezug

Für eine anlagenweite Energieübersicht werden diese Größen den Verfahrensstufen der jeweiligen Anlagenstruktur zugeordnet. Dabei kann die Datengrundlage innerhalb einer Anlage unterschiedlich sein. Große Verbraucher wie Gebläse, Pumpwerke oder BHKW verfügen häufig über eigene Messstellen, während Nebenaggregate oder einzelne Stufen nur über

Sammelzähler erfasst werden. Auch die Messstellenbezeichnung und die tatsächliche Abgrenzung des erfassten Anlagenbereichs stimmen nicht immer eindeutig überein.

Fehlende oder nicht eindeutig zuordenbare Energieverbräuche können über die Verfahrensmodule ergänzt werden. Grundlage sind die im Stoffstrommodell enthaltenen Mengen und Frachten sowie spezifische Energiekennwerte. Der Strombedarf einer Entwässerung kann beispielsweise aus der verarbeiteten Schlammenge und einem spezifischen Energiebedarf abgeleitet werden. Der Wärmebedarf der Faulung lässt sich aus der zu erwärmenden Schlammmenge, den Temperaturen und den angesetzten Wärmeverlusten berechnen.

Für die Zusammenführung wird folgende Datenhierarchie verwendet:

1. belastbare und eindeutig zuordenbare betriebliche Messwerte,
2. aggregierte Messwerte mehrerer Verbraucher eines Verfahrensbereichs,
3. aus Betriebszeiten und Leistungsdaten abgeleitete Verbräuche,
4. modellseitig berechnete Energiebedarfe auf Grundlage der Stoffströme und spezifischer Kennwerte.

Mess- und Modellwerte sind in der Ergebnisdarstellung getrennt zu kennzeichnen. Die Kombination beider Datenarten ermöglicht eine geschlossene Energiebilanz, ohne rechnerisch ergänzte Werte als gemessene Betriebsdaten auszuweisen. Gleichzeitig werden Verfahrensbereiche sichtbar, für die eine zusätzliche messtechnische Erfassung sinnvoll wäre.

Am Beispiel der Kläranlage Hildesheim werden die verfügbaren Energieverbrauchsdaten in die bestehende Verfahrenskette des Stoffstrommodells integriert. Die betrieblichen Daten umfassen unter anderem Messstellen des Zulaufbereichs, der mechanischen Reinigung, der biologischen Reinigungsstraßen, der Rücklaufschlammförderung, der Schlammbehandlung und der Faulung. Für die Zuordnung werden die Messstellen zunächst den jeweiligen Verfahrensmodulen zugewiesen und anschließend zu den Energiebedarfen der einzelnen Prozessbereiche aggregiert.

Für Verfahrensstufen ohne vollständige Energiedaten werden die Modellwerte ergänzt. Dies betrifft beispielsweise die Schlammentwässerung, wenn Energieverbräuche einzelner Pumpen und Fördereinrichtungen vorliegen, die Hauptantriebe der Zentrifugen jedoch nicht vollständig erfasst sind. Auch bei unplausiblen oder nicht eindeutig abgegrenzten Messwerten kann eine modellseitige Berechnung zur Plausibilisierung herangezogen werden. Bild 44 zeigt die Verfahrenskette mit den zugeordneten Strom- und Wärmebedarfen sowie den verfügbaren Energiepotenzialen. Für die Faulung und Klärgasverwertung können als zusätzliche Kennwerte die Methanenergie, elektrische Energie und nutzbare Wärme ausgewiesen werden. Neben absoluten Jahres- oder Tageswerten können die Anteile der einzelnen Verfahrensbereiche am Gesamtenergiebedarf dargestellt werden. Je nach Fragestellung hat sich bewährt:

- betriebliche Entscheidungsunterstützung → aktuelle Tageswert;
- (Controlling-)Berichte → festgelegte Perioden mit abnehmender Dichte entsprechend Berichtshierarchie;
- Verfahrensentscheidung oder Kostenabschätzung → mittlerer Jahreswert aus größeren Zeiträumen (inkl. Prognosen).

Tabelle 21: Beispielhafte Datengrundlage einer anlagenweiten Energiebilanz

Verfahrensbereich	Mögliche Datengrundlage	Vorgehen bei fehlenden Daten
Zulauf und mechanische Reinigung	Einzelzähler oder Sammelzähler	Ergänzung relevanter Nebenverbraucher
Biologische Reinigungsstufe	Gebläse-, Rührwerks- und Pumpenmessungen	Ableitung aus Sauerstoffbedarf und Wirkungsgraden
Schlammförderung und Eindickung	Pumpen- und Aggregatmessungen	spezifischer Bedarf bezogen auf Schlammmenge
Faulung	Antriebsdaten und Wärmemengenzähler	stoffstromabhängige Berechnung des Wärmebedarfs
Entwässerung	Teilmessungen einzelner Aggregate	Ergänzung der Hauptantriebe über spezifische Kennwerte
Klärgasverwertung	Gasmenge, BHKW-Strom und Wärme	Plausibilisierung über Methangehalt und Wirkungsgrade
Sonstige Verbraucher	Gesamtverbrauch abzüglich erfasster Bereiche	Restverbrauch oder pauschale Zuordnung

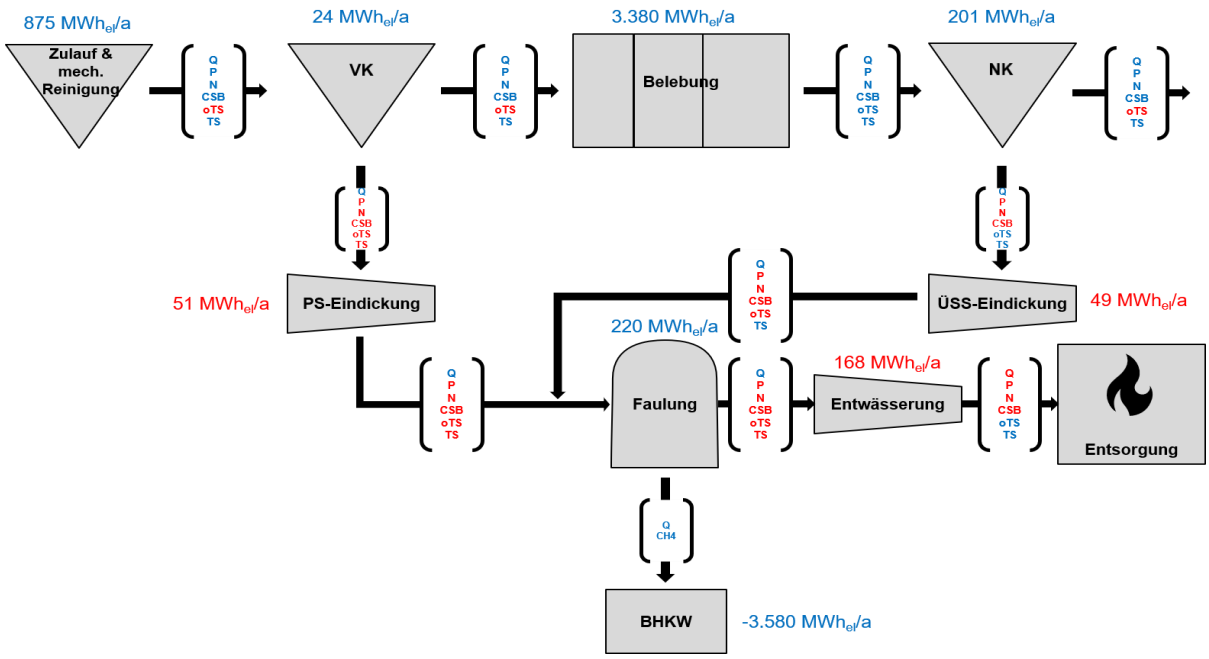


Bild 44: Beispiel einer anlagenweiten Übersicht der Stoff- und elektrischen Energieströme (rot durch Modell ergänzte Werte und blau auf Messwerten basierende Werte)

Voraussetzung für die Aufstellung einer belastbare Gesamtbilanz zur Kalibrierung des DSSZ oder für das Berichtswesen ist ein einheitlicher Bezugszeitraum. Stoffströme, Energieverbräuche, Gasproduktion und Betriebszustände sollten möglichst dasselbe Kalenderjahr oder dieselbe Betriebsphase abbilden, um Abhängigkeiten korrekt zu erfassen und interpretieren zu können. Werden mehrere Jahre untersucht, sind getrennte Jahresbilanzen bzw. in der Abgrenzung verschiedener Betriebsperioden (z. B. mit abgesenkter Faulraumtemperatur und ohne) zweckmäßig, da Unterschiede andernfalls sowohl aus Anlagenänderungen als auch aus abweichenden Datenständen resultieren können.

Die anlagenweite Energieübersicht kann anschließend als Ausgangszustand für Variantenrechnungen genutzt werden oder zur Kalibrierung der Module. Veränderte Betriebsweisen oder zusätzliche Verfahrensstufen werden zunächst in den betroffenen Modulen berechnet und anschließend in die Gesamtbilanz überführt. Dadurch lässt sich erkennen, ob eine lokale Energieeinsparung den Gesamtbedarf reduziert oder mit zusätzlichen Bedarfen und veränderten Energiepotenzialen in anderen Anlagenbereichen verbunden ist.

4.4 Schnittstellen zu externen Energie- und Stoffstromsystemen

Kläranlagen sind über verschiedene Stoff- und Energieströme mit ihrem Umfeld verbunden. Zu den wesentlichen Schnittstellen gehören die Annahme externer Schlämme und Co-Substrate, der Bezug oder die Abgabe von Wärme und Gas sowie der Austausch elektrischer Energie mit dem Stromnetz. Für die modellgestützte Betrachtung werden diese Ströme an der Anlagengrenze durch ihre Menge, Qualität und zeitliche Verfügbarkeit beschrieben.

Externe organische Stoffströme können das Energiepotenzial einer Kläranlage erhöhen. Hierzu zählen Co-Substrate, kommunale Fremdschlämme und weitere organisch belastete Reststoffe. Ihre Annahme verändert neben der Methanbildung auch den Wärmebedarf der Faulung, die Faulschlammmenge und die Rückbelastung aus der Schlammbehandlung. Zusätzlich können Annahme, Speicherung, Vorbehandlung und Dosierung weitere Strom- und Wärmebedarfe verursachen.

Am Beispiel Hildesheim wird diese Schnittstelle über die bestehende Co-Substratannahmestation und die Möglichkeit zur Mitbehandlung externer Schlämme abgebildet. Im Stoffstrommodell werden die zusätzlichen Ströme dem Faulungsinput zugeführt und hinsichtlich Methanertrag, Kapazitätsausnutzung, Wärmebedarf und Rückbelastung bewertet. Die in Schwerpunkt B dargestellten Untersuchungen zeigen zugleich, dass die energetische Nutzung durch Genehmigung, Störstofffreiheit, Aufbereitbarkeit und Betriebssicherheit begrenzt werden kann. Fettabscheiderinhalte besitzen beispielsweise ein hohes energetisches Potenzial, können jedoch Ablagerungen und Probleme bei Förderung und Dosierung verursachen.

Eine weitere Schnittstelle besteht zu externen Wärmequellen. Industrielle Abwärme, Fernwärme oder Wärme aus benachbarten Energie- und Verwertungsanlagen kann für die Faulung, Trocknung, Gebäudeheizung oder andere thermische Prozesse eingesetzt werden. Für die Modellierung wird die nutzbare Wärme nicht allein als Jahresenergiemenge angesetzt. Erforderlich sind zusätzlich das verfügbare Temperaturniveau, die maximale Leistung, der saisonale Verlauf und die Entfernung zwischen Quelle und Kläranlage.

Kläranlagen können zugleich Wärme an externe Abnehmer abgeben. Mögliche Quellen sind BHKW-Abwärme, Wärme aus einer Klärschlammverbrennung sowie die über Wärmepumpen nutzbare Wärme des gereinigten Abwassers. Als Wärmesenken kommen kommunale Gebäude, Wärmenetze, Industrie- und Gewerbebetriebe oder benachbarte Behandlungsanlagen infrage. Die mögliche Wärmeabgabe ist um den internen Bedarf der Kläranlage und gegebenenfalls notwendige Reserven für Faulung und Gebäude zu vermindern.

Gasströme können ebenfalls über die Anlagengrenze geführt werden. Neben der klassischen Nutzung des Klärgases im eigenen BHKW sind beispielsweise eine Gasannahme, eine

Abgabe an benachbarte Verbraucher oder eine weitergehende Aufbereitung denkbar. Die Gasbilanz muss dabei mit der stoffstromseitig berechneten Methanbildung verknüpft werden. Gasverluste, Eigenbedarf, Speicherung und zeitweise Fackelung sind gesondert auszuweisen.

Beim elektrischen Energieaustausch bildet das Stromnetz die wesentliche externe Schnittstelle. Der Netzbezug ergibt sich aus der Differenz zwischen Anlagenverbrauch und zeitgleich verfügbarer Eigenstrombereitstellung. Überschüsse aus BHKW, Photovoltaik oder Windenergie können eingespeist oder durch flexible Verbraucher genutzt werden. Neben den Energiemengen sind die Anschlussleistung, mögliche Lastspitzen und die zeitliche Gleichzeitigkeit von Erzeugung und Verbrauch relevant (Bild 45).

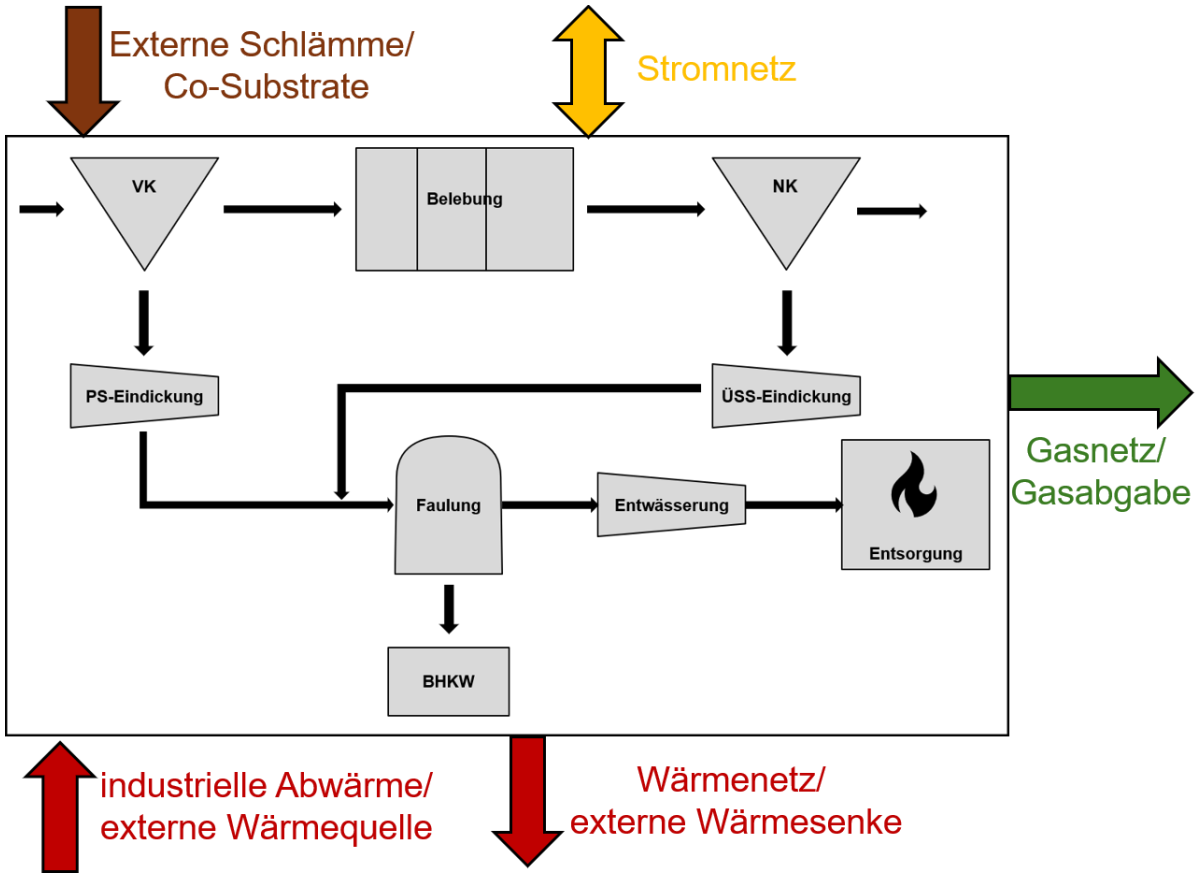


Bild 45: Externe Energie- und Stoffstromschnittstellen einer Kläranlage mit möglichen Quellen und Senken für Wärme, Strom, Gas und organische Stoffströme

Für den Standort Hildesheim ergeben sich daraus mehrere konkrete, teilweise miteinander konkurrierende Entwicklungsmöglichkeiten. Eine Option ist die Anbindung der Kläranlage an das kommunale Fernwärmenetz. Hierfür können sowohl bislang nicht intern genutzte Überschusswärme aus den BHKW als auch die Wärme des gereinigten Abwassers genutzt werden. Letztere müsste über eine im Ablauf der Kläranlage angeordnete Wärmepumpe auf das erforderliche Temperaturniveau des Wärmenetzes angehoben werden. Bei der Bilanzierung sind neben der verfügbaren Wärmemenge insbesondere das saisonale Wärmeangebot, die erforderliche Wärmepumpenleistung, der zusätzliche Strombedarf sowie der vorrangig zu deckende interne Wärmebedarf der Kläranlage zu berücksichtigen.

Tabelle 22: Externe Energie- und Stoffstromschnittstellen

Schnittstelle	Mögliche Richtung	Erforderliche Eingangsdaten	Abbildung im Modell
Co-Substrate	Annahme	Menge, TS, oTS, CSB, anaerobe Abbaubarkeit, N, P, Temperatur, Störstoffe, zeitliche Verfügbarkeit	zusätzlicher Methanertrag, Wärmebedarf, Faulschlamm und Rückbelastung
Externe Klärschlämme	Annahme oder Abgabe	Menge, Eindickgrad, Stabilisierungsgrad, organische Fracht, Temperatur	Faulraumauslastung, Methanpotenzial, Transport- und Behandlungsbedarf
Industrielle Abwärme	Wärmebezug	Wärmemenge, Leistung, Temperaturniveau, Verfügbarkeit und Entfernung	Deckung interner Wärmebedarfe oder Versorgung einer Trocknung
Wärmenetz oder externer Wärmeverbraucher	Wärmebezug oder -abgabe	Lastprofil, Vor- und Rücklauftemperatur, Leistung, Leitungsverluste	nutzbarer Wärmebezug bzw. verbleibender Wärmeüberschuss
Gasnetz oder externer Gasverbraucher	Gasbezug oder -abgabe	Gasmenge, Methangehalt, Druck, Aufbereitung und zeitliche Verfügbarkeit	Nutzung oder Bereitstellung chemisch gebundener Energie
Stromnetz	Bezug und Einspeisung	Strombedarf, Eigenerzeugung, Anschlussleistung, Erzeugungs- und Lastprofile	Netzbezug, Einspeisung und Eigenversorgungsanteil
Externe energierelevante Teilströme	Annahme oder Behandlung	Menge, Temperatur, organische und anorganische Belastung	zusätzlicher Behandlungs- und Energiebedarf

Eine alternative Nutzung des erzeugten Klärgases besteht darin, dieses nicht mehr vollständig in den eigenen BHKW einzusetzen, sondern nach einer entsprechenden Aufbereitung als Biomethan in das Gasnetz des Energieversorgers einzuspeisen. Die Strom- und Wärmeversorgung der Kläranlage könnte in diesem Szenario ganz oder teilweise durch die Energieversorgung Hildesheim (EVI) übernommen werden. In der Gesamtbilanz sind daher neben dem Energiebedarf der Gasaufbereitung und Einspeisung auch die entfallende Eigenstrombereitstellung, die verringerte BHKW-Wärme und die zusätzlichen externen Strom- und Wärmebezüge abzubilden. Die Gasnetzeinspeisung ist somit als Alternative zur bisherigen BHKW-Nutzung zu betrachten und kann nicht gleichzeitig mit deren vollständigem Wärmeüberschuss angesetzt werden.

Ergänzend können geeignete Dach- und Freiflächen der Kläranlage für Photovoltaikanlagen

genutzt werden. Der erzeugte Strom verringert bei zeitgleicher Nutzung den Netzbezug und könnte insbesondere zusätzliche elektrische Verbraucher wie eine Abwasserwärmepumpe anteilig versorgen. Die Photovoltaik leistet damit einen Beitrag zu den Zielvorgaben der KARL für die Energieneutralität des Abwassersektors.

Die Optionen können im Stoffstromzwilling als getrennte Szenarien beziehungsweise kombinierbare Maßnahmen abgebildet werden. Gegenüberzustellen sind insbesondere die weitere Klärgasnutzung im BHKW mit Wärmeabgabe, die Aufbereitung und Einspeisung des Klärgases bei externer Energieversorgung sowie die ergänzende Eigenstrombereitstellung durch Photovoltaik und ggf. Wind.Die Schnittstellen sollten im Modell als veränderliche Szenarioparameter hinterlegt werden. Dadurch kann beispielsweise geprüft werden, wie sich eine zeitweise verfügbare industrielle Abwärme, eine zusätzliche Fremdschlammannahme oder ein neuer externer Wärmeabnehmer auf den Energiehaushalt der Kläranlage auswirkt. Änderungen des externen Systems erfordern damit keine vollständige Anpassung der internen Verfahrenskette.

Bei der Betrachtung eines Unterverbunds werden die externen Schnittstellen einzelner Kläranlagen zu internen Verbindungen des regionalen Systems. Die Abgabe eines Schlamms auf einer Satellitenanlage entspricht beispielsweise der Annahme am gemeinsamen Faulungsstandort. Vergleichbare Übergänge entstehen bei einer zentralen Trocknung oder der gemeinsamen Nutzung einer Wärmequelle. Die entsprechenden Anwendungen und Standortverknüpfungen werden in Schwerpunkt C für die Modellregion Nienburg und den übergeordneten Klärschlammverbund betrachtet.

4.5 Strom- und Wärmebilanz als Grundlage der Anlagenstrategie

Die in Kapitel 4.3 aufgebaute anlagenweite Energiebilanz beschreibt den energetischen Ausgangszustand. Für die Anlagenstrategie werden darauf aufbauend technische und betriebliche Varianten in dieselbe Bilanzstruktur eingesetzt. Dabei sind sowohl die veränderten Energiebedarfe als auch die Auswirkungen auf Klärgasproduktion, Eigenversorgung und externe Energiebezüge zu erfassen. Die Strombilanz stellt den Bedarf der einzelnen Verfahrensbereiche der Strombereitstellung gegenüber. Wesentliche Verbraucher sind die Belüftung, Pumpwerke, Rührwerke sowie Aggregate der Eindickung und Entwässerung. Zusätzliche Verfahren wie eine Teilstrombehandlung, Desintegration, Wärmepumpe oder Klärschlammtrocknung erweitern den Strombedarf. Auf der Bereitstellungsseite werden die Eigenstromproduktion aus Klärgas und weiteren standorteigenen Quellen sowie Netzbezug und Einspeisung berücksichtigt.

Die Wärmebilanz umfasst insbesondere die Erwärmung des Rohschlamms, Wärmeverluste der Faulung, Gebäudeheizung und weitere thermische Verfahren. Der Wärmebedarf wird der Bereitstellung durch BHKW, Heizkessel, Wärmepumpen oder externe Wärmequellen gegenübergestellt. Wärme aus der Klärgasverwertung ist dabei zunächst für prozessnotwendige Verbraucher und betriebliche Reserven vorzusehen. Erst der verbleibende Anteil steht für zusätzliche Anwendungen wie Trocknung oder die Abgabe an externe Wärmesenken zur Verfügung.

Für die Variantenbewertung werden nur die durch eine Maßnahme beeinflussten Module verändert. Der übrige Anlagenzustand bleibt als Referenz erhalten. Dadurch kann beispielsweise

getrennt ausgewiesen werden, ob eine Variante

- den Stromverbrauch reduziert,
- den Wärmebedarf verändert,
- die Klärgasproduktion erhöht oder verringert,
- zusätzliche externe Energie benötigt,
- oder lediglich Energie zwischen verschiedenen Prozessen verlagert.

Am Beispiel der Kläranlage Hildesheim können die hier in Schwerpunkt B untersuchten Optimierungsoptionen in eine gemeinsame Strom- und Wärmebilanz überführt werden. Die Verringerung der aeroben Stabilisierung reduziert den berechneten Sauerstoffbedarf der Belebung um etwa 6 bis 7%. Gleichzeitig verbleibt mehr anaerob abbaubare organische Substanz im Überschussschlamm. Die berechnete Methanenergie steigt abhängig vom gewählten Schlammalter um rund 1,6 bis 2,0 MWh/d. Die Maßnahme wirkt damit gleichzeitig auf die Verbrauchsseite der Strombilanz und auf die Bereitstellungsseite der Gas- und Energiebilanz.

Eine andere Wirkungsrichtung ergibt sich bei der Primärschlammversäuerung. Durch die Rückführung des gelösten Kohlenstoffs in die Belebung werden im betrachteten Betriebspunkt rund 725 kg/d zusätzliche gelöste CSB-Fracht in den Hauptstrom verlagert. Dieser Kohlenstoff steht anschließend nicht mehr für die Faulung zur Verfügung. Die berechnete Methanenergie sinkt dadurch von rund 24,7 auf 24,1 MWh/d. In der Anlagenstrategie ist dieser Rückgang einem möglichen Nutzen für Denitrifikation und biologische Phosphorelimination gegenüberzustellen.

Auch die Temperaturführung der Faulung kann nicht allein anhand eines einzelnen Energieflusses bewertet werden. Für Hildesheim reduziert eine modellierte Absenkung der Faulraumtemperatur von 40 auf 35 °C den Wärmebedarf von rund 6,4 auf 5,2 MWh/d. Gleichzeitig sinkt die Methanenergie von rund 24,3 auf 23,6 MWh/d, während die zur Erreichung des angesetzten Stabilisierungsziels erforderliche Aufenthaltszeit von rund 27,5 auf 38,9 d ansteigt. Die Wärmeeinsparung geht damit mit einer geringeren Stabilisierungskapazität und einem höheren Restpotenzial des Faulschlamms einher.

Die Annahme von Co-Substraten oder Fremdschlämmen verändert vor allem die Bereitstellungsseite der Energiebilanz, verursacht jedoch zugleich zusätzliche Bedarfe. Bei einer modellierten Annahme von 60 m³/d Überschussschlamm mit Hildesheimer Charakteristik steigt die Methanenergie um rund 3,2 MWh/d. Höhere Annahmemengen können den Ertrag weiter erhöhen, beanspruchen aber die hydraulische und organische Faulraumkapazität und erhöhen die nachgelagerten Schlamm- und Rückbelastungsströme. Die Strom- und Wärmebedarfe von Annahme, Vorbehandlung, Aufheizung und Entwässerung sind deshalb mitzuführen.

Für die Darstellung bietet sich eine Gegenüberstellung des Ausgangszustands mit mehreren Varianten an. Gezeigt werden können der Gesamtstrombedarf, die Eigenstrombereitstellung, der Netzbezug, der Gesamtwärmebedarf und die verfügbare Wärmebereitstellung. Ergänzend sollten die Methanenergie und gegebenenfalls die im entwässerten Klärschlamm verbleibende chemisch gebundene Energie ausgewiesen werden.

Die Energiebilanz bildet dabei nur einen Teil der strategischen Bewertung. Ablaufanforderungen, Stabilisierung, Anlagenkapazitäten, Rückbelastungen, Klärschlammqualität, Betriebssicherheit und Kosten bleiben eigenständige Entscheidungskriterien. Die in Schwerpunkt B ermittelten anlagenspezifischen Varianten können über die Energiegrößen vergleichbar gemacht und anschließend als Eingangsszenarien für die regionalen Betrachtungen in Schwerpunkt C genutzt werden. Die zeitliche und saisonale Verfügbarkeit der bilanzierten Energie wird in Kapitel 4.6 betrachtet.

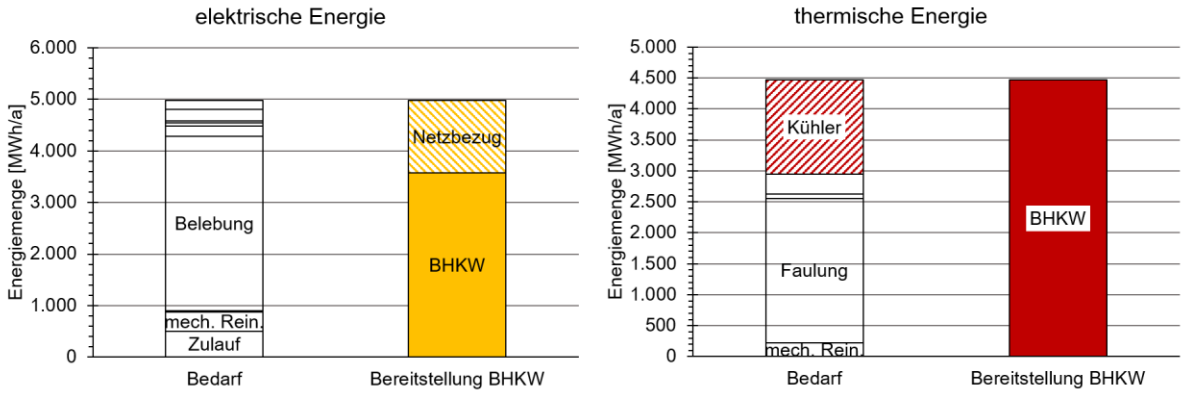


Bild 46: Gegenüberstellung der Strom- und Wärmebilanz im Ausgangszustand als Output des digitalen Stoffstromzwillings für die KA Hildesheim

4.6 Lastfälle und saisonale Betriebszustände

Jahresbilanzen ermöglichen eine erste Gegenüberstellung von Energiebedarf und -angebot. Für Wärmequellen und Wärmesenken ist jedoch zusätzlich deren zeitliches Zusammentreffen relevant. So verändern sich der Wärmebedarf der Faulung und das nutzbare Abwasserwärmepotenzial insbesondere mit dem Zulaufvolumenstrom und den Temperaturen im Jahresverlauf. Eine dynamische Berechnung dieser zeitlichen Verläufe ist im digitalen Stoffstrommodell nicht implementiert, die saisonale Dynamik kann stattdessen über mehrere definierte Lastfälle abgebildet werden. Hierfür werden die relevanten Eingangsgrößen für jeden Lastfall getrennt angesetzt und jeweils eine stationäre Bilanz berechnet. Typische Betriebspunkte sind beispielsweise ein Winterfall, ein Sommerfall, Regen- oder Trockenwetter und ein mittlerer Jahreszustand[10].

Für die Lastfälle können unter anderem folgende Größen angepasst werden:

- Zulauf- und Schlammvolumenströme,
- Abwasser- und Rohschlammtemperaturen,
- erforderliche Faulraumtemperatur,
- Schlamm- und organische Frachten,
- externe Wärmebedarfe oder Wärmeangebote.

[10] Diese für die Szenarienanalyse zur Verfahrensauswahl frei zu definierenden Periodendauern sind für die Anwendung zur betrieblichen Entscheidungsunterstützung wie z. B. dem Schlammmanagement direkt mit Kenngrößen des Modells gekoppelt. Anhand der Interpretation des Datensets entscheidet der DSSZ welche Anlagensituation gerade vorherrscht und wählt das entsprechende Datenset zur Berechnung aus.

Am Beispiel einer Abwasserwärmepumpe im Ablauf der KA Hildesheim wurde dieses Vorgehen genutzt, um den Wärmebedarf der Faulung dem aus dem Kläranlagenablauf entziehbaren Wärmepotenzial gegenüberzustellen. Das verfügbare Wärmeangebot wurde aus dem Ablaufvolumenstrom, der Ablauftemperatur und unterschiedlichen angesetzten Temperaturspreizungen des Wärmeträgers abgeleitet. Ergänzend wurde der Strombedarf der Wärmepumpe berücksichtigt.

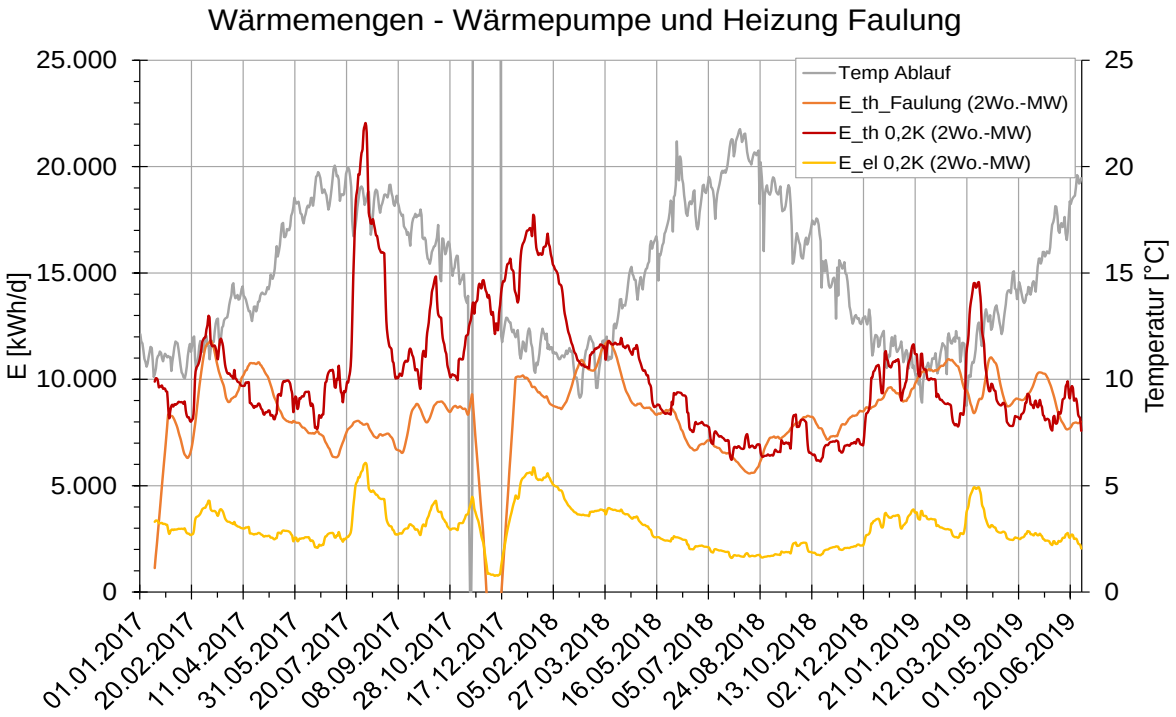


Bild 47: Beispielhafte zeitliche Gegenüberstellung des Wärmebedarfs der Faulung und des über eine Abwasserwärmepumpe nutzbaren Wärmepotenzials

Bild 47 zeigt, wie Wärmequelle und Wärmesenke zeitlich miteinander verknüpft werden können. Sie ist jedoch nicht als standardmäßig dynamischer Bestandteil des Stoffstrommodells zu verstehen. Für eine Anwendung im Modell werden stattdessen repräsentative Betriebspunkte gebildet. Für einen Winterlastfall können beispielsweise niedrige Zulauf- und Rohschlammtemperaturen sowie der daraus resultierende erhöhte Wärmebedarf der Faulung angesetzt werden. Im Sommerfall werden entsprechend höhere Temperaturen und ein geringerer interner Wärmebedarf berücksichtigt.

Für die Kläranlage Hildesheim können die vorhandenen Stoffstrom- und Energiedaten auf diese Weise um saisonale Lastfälle ergänzt werden. Die in Schwerpunkt B untersuchten Faulungsvarianten werden dabei nicht als kontinuierlicher Jahresverlauf simuliert, sondern für ausgewählte Kombinationen aus Zulauf, Schlammtemperatur, Faulraumtemperatur und verfügbarer Wärme berechnet. Die Anzahl und Detaillierung der Lastfälle richtet sich nach der jeweiligen Planungsfrage.

4.7 Anwendung für kommunale Wärmeplanung und Unterverbünde

Die Wärme- und Energiestrategie beschreibt einen Entwicklungspfad für die Kläranlage. Ausgangspunkt ist die in Kapitel 4.3 aufgebaute Energiebilanz. Darauf aufbauend werden Maßnahmen und mögliche zukünftige Randbedingungen als Varianten in das Modell übernommen.

Zu Beginn sind die wesentlichen Zielgrößen und betrieblichen Mindestanforderungen festzulegen. Hierzu können insbesondere die Sicherstellung der Prozesswärme, die Reduzierung des Netzstrombezugs, die Nutzung verfügbarer Wärmeüberschüsse, eine höhere Klärgasnutzung sowie die Begrenzung zusätzlicher Energiebedarfe zählen. Ablaufqualität, Schlammstabilisierung, Betriebssicherheit und vorhandene Anlagenkapazitäten bilden dabei Randbedingungen und können nicht durch eine rein energetische Optimierung ersetzt werden.

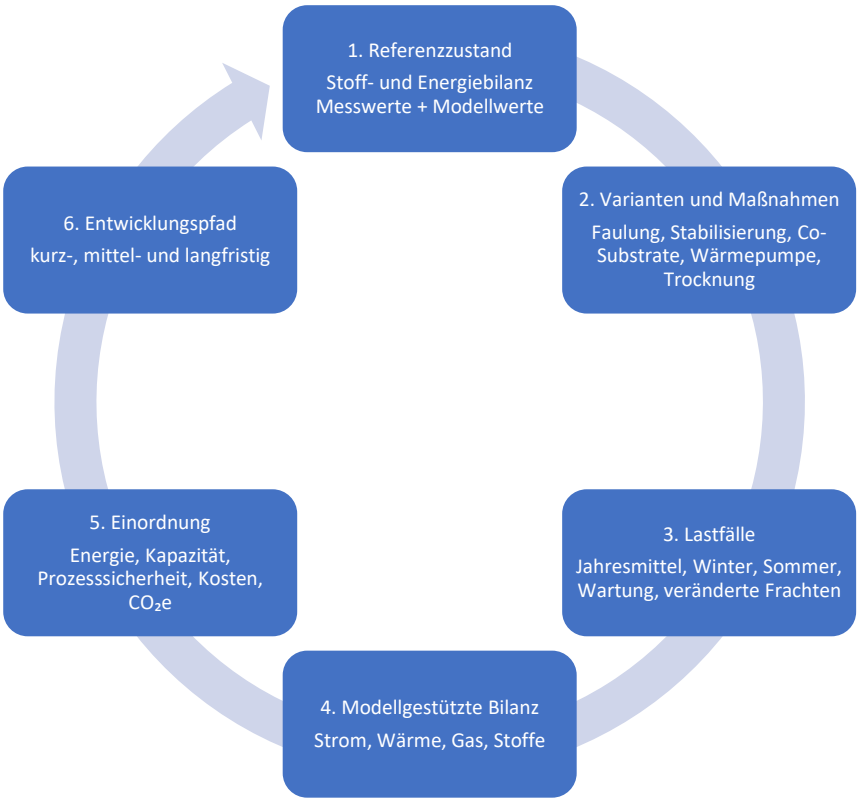


Bild 48: Vorgehen zur Ableitung und Fortschreibung einer Wärme- und Energiestrategie aus Referenzbilanz, Varianten und Lastfällen (Beier et al. 2017)

Die einzelnen Maßnahmen werden zunächst in den jeweils betroffenen Modulen abgebildet. Anschließend werden ihre Auswirkungen in die anlagenweite Strom-, Wärme- und Gasbilanz übertragen. Dabei ist auch zu prüfen, welche vor- und nachgelagerten Prozesse verändert werden. Eine höhere Klärgasproduktion kann beispielsweise zusätzliche Entwässerungs- und Rückbelastungsströme verursachen, während eine Wärmeeinsparung in der Faulung mit einer längeren erforderlichen Aufenthaltszeit verbunden sein kann.

Am Beispiel Hildesheim können die in Kapitel 1 untersuchten Varianten auf einen gemeinsamen energetischen Referenzzustand bezogen werden. Dazu gehören unter anderem eine veränderte Temperaturführung und Reaktornutzung der Faulung, die Annahme externer Schlämme oder Co-Substrate sowie Veränderungen der aeroben Stabilisierung. Die Varianten werden nicht zu einer einzigen rechnerisch optimalen Konfiguration zusammengeführt,

sondern hinsichtlich ihrer jeweiligen Potenziale, Voraussetzungen und betrieblichen Grenzen gegenübergestellt.

Wie für jede Überführung des Zielzustands in einen Maßnahmenplan (Transformationsweg) ist es wichtig die Veränderungen nach Priorität und Umsetzbarkeit zeitlich einzuordnen (vgl. auch A1.1). Die Maßnahmen werden üblicherweise in kurz-, mittel- und langfristig umsetzbare Schritte gegliedert werden. Kurzfristige Maßnahmen betreffen vor allem die Betriebsweise vorhandener Aggregate oder die Verbesserung der Datengrundlage. Mittelfristig können Umbauten, zusätzliche Messstellen oder die Einbindung neuer Energie- und Stoffstromschnittstellen folgen. Langfristige Entscheidungen umfassen insbesondere neue Faulungs-, Trocknungs-, Wärmepumpen- oder Energieverwertungsanlagen.

4.8 Ausblick Betrieb

Der digitale Stoffstromzwilling wurde in SATELLITE in seiner erweiterten Form vor allem für die strategische Planung aufgebaut. Jahresbilanzen, Szenarien und repräsentative Lastfälle ermöglichen den Vergleich unterschiedlicher Betriebsweisen und Anlagenkonfigurationen sowie die Vorbereitung von Investitionsentscheidungen. Grundsätzlich kann dieselbe Modellstruktur jedoch auch für eine betriebliche Entscheidungsunterstützung genutzt werden (vgl. OptiNETZ-Tool #live). Voraussetzung hierfür ist, dass die für einen DZ wichtige Eingangsdatenbereitstellung automatisiert und in einer an den Prozess/Modul angepassten zeitlichen Auflösung bereitgestellt werden. Nahezu gleich wichtig ist es aber auch zur Umsetzung Aktivierung des „Human-centric Digital Twin“ (vgl. A1) -, dass die durch den DSSZ bereitgestellten Informationen auch in den Betrieb eingegliedert werden und so aktiv mit dem Menschen interagieren und der Entscheidungsunterstützung dienen kann.

Die zunehmende Sensortechnik und digitale Datenaufnahme bietet hier sehr gut Möglichkeiten die Optimierungsprobleme und Kalibrierung der Kenndaten der anlagenspezifischen Module zu automatisieren oder durch Optimierungs- und Anpassungsalgorithmen smart zu gestalten, um Prozesse zu steuern und die KI zu trainieren. Die Modelldaten können dabei u. a. auch dazu dienen aktuelle Wärmebedarfe, Energieflüsse oder Speicherbilanzen fortzuschreiben oder Plausibilitätskontrollen der Betriebsdaten durchzuführen oder Datenlücken zu schließen.

Insbesondere für die Kopplung mit anderen Sektoren bietet der modulare Aufbau und die hierdurch variabel wählbare Detailtiefe und Systemlogik ein hohes Potential der Abstimmung. Für eine weitergehende betriebliche Energieoptimierung können hierdurch zeitvariable Strompreise sowie Erzeugungsprofile von Photovoltaik- und Windkraftanlagen berücksichtigt werden. Durch die Gegenüberstellung mit den Lastgängen der Kläranlage lassen sich z. B. Zeiträume mit Energieüberschüssen, hohem Netzbezug oder niedrigen Spotmarktpreisen identifizieren. Zeitlich begrenzt verschiebbare Verbraucher wie Entwässerung, Trocknung oder Wärmepumpen könnten innerhalb ihrer verfahrenstechnischen und betrieblichen Grenzen bevorzugt in günstigen Zeitfenstern betrieben werden. Ebenso kann die Betriebsweise des BHKW stärker an Wärmebedarf, Strompreis und verfügbare regenerative Strommengen angepasst werden. Ein Beispiel für die Abstimmung zweier Systemlogiken ist in (Beier et al. 2024) zu finden. Hier wurden u. a. für die Sektorkopplung Wasserstofferzeugung/Abwasserreinigung

zur Planung der Nutzung des Nebenprodukts „Sauerstoff“ die Verfügbarkeiten und damit der potentielle Deckungsgrad je nach Verwendung (Ozon, Belüftung…) modellbasiert smart berechnet.

Eine zentrale Rolle im Energie- und Wärmemanagement der Kläranlage übernimmt dabei die Speicherbewirtschaftung. Faulgas-, Wärme- und Schlammspeicher können zeitliche Unterschiede zwischen Energieangebot, Energiebedarf und Stoffstromanfall ausgleichen. Unter Einbeziehung aktueller Füllstände und prognostizierter Lastgänge könnte der DSSZ dazu genutzt werden, unterschiedliche Betriebsoptionen vorauszuberechnen unter Einbeziehung der Prozessstabilität und Reinigungsleistung der Abwasserreinigung und Schlammentsorgung.

Neben der unmittelbaren Betriebsunterstützung kann die fortgeschriebene Strom-, Wärme- und Stoffstrombilanz auch eine Grundlage für das betriebliche Berichtswesen und für Energieaudits bieten. Energieverbräuche und -bereitstellungen sind im DSSZ den jeweiligen Verfahrensstufen/Modulen zugeordnet, Kennzahlen werden regelmäßig aktualisiert und Abweichungen gegenüber Referenzzeiträumen oder Planwerten ausgewiesen. Durch die gemeinsame Dokumentation von Messwerten, Modellwerten und verwendeten Annahmen bleiben die Ergebnisse nachvollziehbar und werden auch bei Verfahrensanpassungen fortgeschrieben.

5 Technische Anpassung (kleiner) Kläranlagen für neue Schlamm-verwertungswege

Autor*innen:
Maike Beier, Arne Freyschmidt, Torben Martens[11], ISAH – Leibniz Universität Hannover
Jörg Hinrichsen, Stadt Pattensen

Inhaltsverzeichnis

5.1 Anpassung der Stabilisierung zur energetischen Optimierung 92
5.2 Entwässerung, Schlammabgabe und Verbundeffekte 96
5.3 Feststoffabtrennung im Zulauf mittels Trommelsieb 98
5.4 Übertragung auf weitere Satellitenanlagen 101

Kurzbeschreibung

Im Mittelpunkt dieses Kapitels steht die Erprobung technischer Anpassungen kleiner Kläranlagen (Satelliten), die bisher auf eine weitgehende aerobe Schlammstabilisierung und lokale Schlammbehandlung mit i. d. R. bodenbezogener Verwertung ausgerichtet waren.

Vor dem Hintergrund neuer Anforderungen haben sich eine Vielzahl kleiner Anlagen in Niedersachsen größeren Verbünden angeschlossen. Hieraus ergeben sich neue Verwertungswege und die Herausforderung den Anlagenbetrieb so umzustellen, dass i) die Schlämme optimal für eine externe Weiterbehandlung oder zentrale Stabilisierung konfektioniert sind und ii) der Betrieb der kleinen Anlage wirtschaftlich und betrieblich robust im Verbund erfolgen kann (siehe auch B6).

Wesentlicher Benefit der Satelliten im Verbund ist die Möglichkeit die Schlammbehandlung und -entsorgung „verfahrenstechnisch abzugeben". Ausgehend von der Kläranlage Pattensen werden sich hieraus ergebende Betriebs- und Anpassungsoptionen untersucht und in ihrer Effizienz bewertet. Auszugestaltende technische Anpassungsoptionen sind insbesondere

- *Der Wegfall der aeroben Stabilisierung und Umstellung auf Teilstabilisierung*
- *die Anpassung von Schlammabgabe und Betriebsüberwachung*
- *sowie die Option der Feststoffabtrennung im Zulauf zur Reduzierung der Organik in der Belebung und Erhöhung des Gasbildungspotentials des abzugebenden Schlamms*

Betrachtet werden die Auswirkungen auf Schlammanfall, organische Fracht, Belüftungsenergie, Prozessstabilität, Ablaufqualität und Einbindung in die nachfolgende zentrale Schlammbehandlung. Ziel ist es, kleine Kläranlagen nicht nur als dezentrale Schlammanfallstellen im Verbund zu betrachten, sondern als aktiv steuerbare Elemente innerhalb eines regionalen Schlamm- und Energiemanagements.

[11] Die Planungsphase der Prozessumstellung (Außerbetriebnahme der einen Belebungsstraße) auf der Kläranlage Pattensen sowie die Basismodelerstellung wurde im Rahmen ihrer Tätigkeit am ISAH durch Nils Kabisch und Nina Gerlach (ehem. Manig) bearbeitet

5.1 Anpassung der Stabilisierung zur energetischen Optimierung

Die Kläranlage Pattensen (Bild 49) ist eine kommunale Kläranlage mit einer Ausbaugröße von 25.000 EW. Die Abwasserbehandlung erfolgt über eine mechanische Reinigung und eine biologische Stufe mit vorgeschalteter Denitrifikation. Im Ausgangszustand wurde der anfallende Überschussschlamm aerob in der Belebung stabilisiert. Diese Betriebsweise erfordert hohe aerobe Schlammalter und damit einen hohen Sauerstoffeintrag, große Beckenvolumen, während das im Schlamm enthaltene energetische Potenzial nicht genutzt wird.



Bild 49: Luftaufnahme der Kläranlage Pattensen

Mit Gründung des Kläranlagenverbunds KNRN wurde im Rahmen einer Potentialstudie untersucht (Beier und Kabisch, 2018) welche verfahrenstechnischen Potentiale sich neben der Entsorgungssicherheit für die Kläranlage Pattensen ergeben, würde sie ihren Schlamm an die Kläranlage der Stadt Hildesheim zukünftig abgeben. Bild 50 zeigt das geplante Anlagenkonzept mit Umstellung.

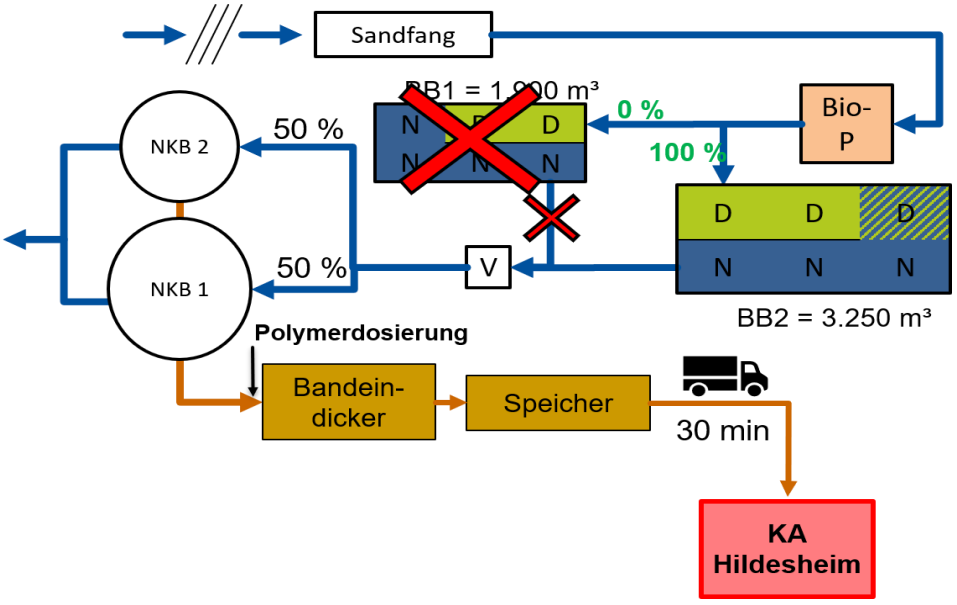


Bild 50: Schema der Anlagenumstellung auf der KA Pattensen

Wichtigste anlagentechnische Maßnahme war die Außerbetriebnahme der bautechnisch gealterten Belebungsstraße 1. Das vorhandene Gesamtvolumen der Belebung betrug 5.150 m³. Davon entfielen 3.250 m³ auf BB2 und 1.900 m³ auf BB1. Zur Absicherung der Umstellung wurde die Belebungsstufe zunächst statisch nachbemessen und anschließend dynamisch simuliert. Ziel war die Prüfung, ob die Abwasserreinigung nach Außerbetriebnahme des alten Belebungsbeckens BB1 die Ablaufwerte über den Jahresverlauf sicher einhält.

Die statische Nachbemessung (Bild 51) zeigte, dass der Betrieb allein mit BB2 bei der aktuellen Belastung grundsätzlich möglich ist. Bei Temperaturen oberhalb von 12 °C reicht das vorhandene Beckenvolumen zur Einhaltung der Reinigungsziele aus. Bei 10 °C wird die Situation kritischer, insbesondere hinsichtlich des verfügbaren Nitrifikationsvolumens. Für einen Prognoselastfall mit zusätzlicher Belastung von 1.760 EW ergibt sich bei 10 °C zusätzlicher Volumenbedarf; ab 12 °C ist das Beckenvolumen rechnerisch ausreichend. Die Ergebnisse zeigen damit, dass die Umstellung verfahrenstechnisch möglich ist, jedoch eine angepasste Betriebsführung bei niedrigen Temperaturen erfordert. Die Nachbemessung zeigt aber auch das erhebliche Volumeneinsparungspotential durch Verlagerung der Stabilisierung und damit einem an die Nitrifikation angepassten Schlammalters.

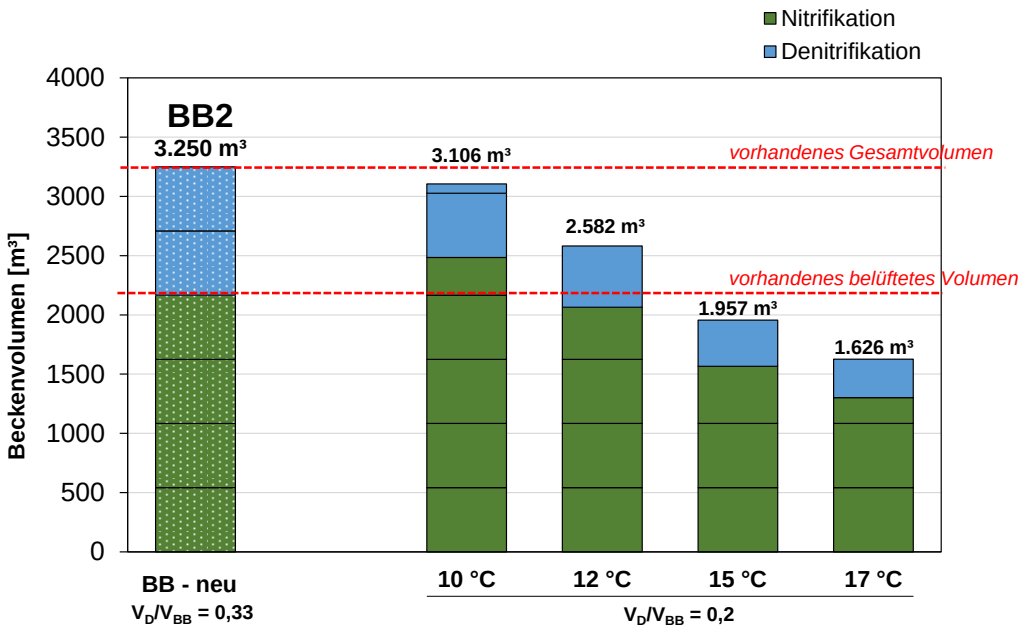


Bild 51: Erforderliche Beckenvolumina laut Nachbemessung für verschiedene Temperaturbereiche

Ergänzend wurde ein dynamisches Modell der biologischen Stufe mit SIMBA# aufgebaut und kalibriert. In den Szenarien zur Außerbetriebnahme von BB1 stellte sich im verbleibenden Belebungsbecken ein TS-Gehalt von etwa 4,0 bis 4,5 g/L ein. Das resultierende Schlammalter lag temperaturabhängig im Bereich von etwa 8 bis 12 Tagen und damit im Bereich, der für die Nitrifikation erforderlich ist. Die simulierten NH_4-N-Ablaufkonzentrationen (siehe Bild 51) blieben auch bei niedrigen Temperaturen auf einem niedrigen Niveau; bei 10 °C wurden Werte bis etwa 0,95 mg NH_4-N/L berechnet. Die Simulation bestätigte damit die grundsätzliche Machbarkeit der Umstellung und stellt über die Kalibrierung des Modells bereits wichtige anlagenspezifische Kenndaten für den Aufbau des DSSZ zur Verfügung.

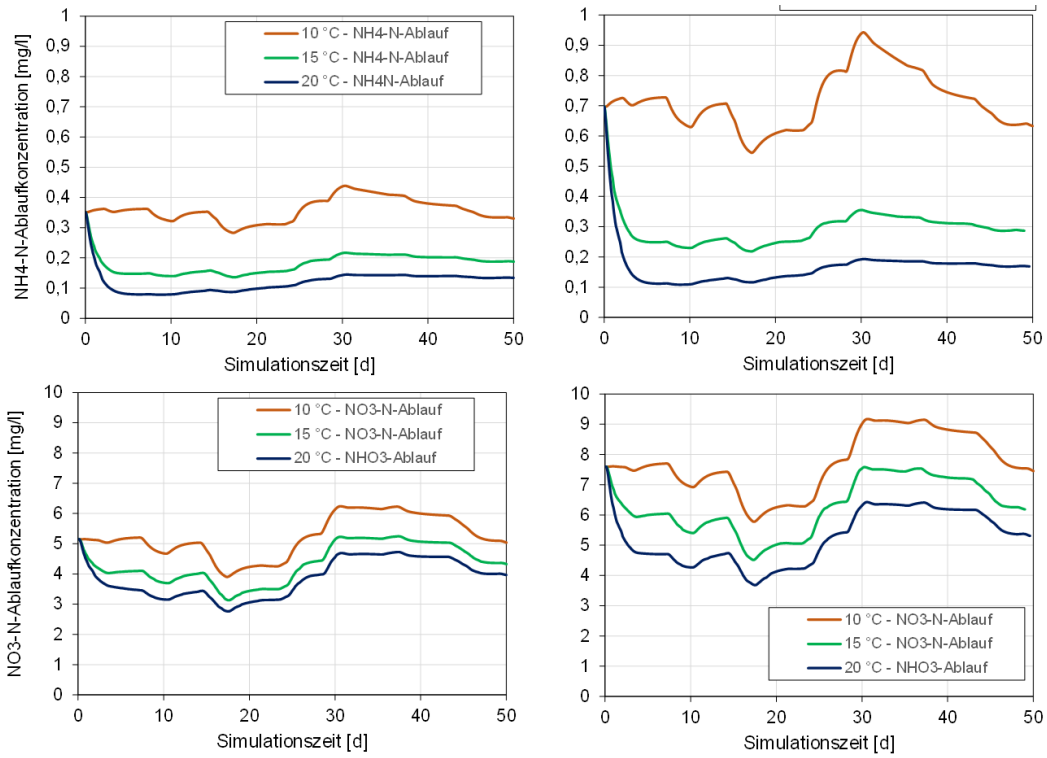


Bild 52: Ergebnisse der dynamischen Simulation für NH_4-N (oben) und NO_3-N (unten) Ablaufwerte jeweils vor der Umstellung (links) und nach der Umstellung (rechts)

Die Außerbetriebnahme der BB1 erfolgte nach Erarbeitung eines Umstellungskonzepts auf Basis des Anlagenmodells im Juni 2021. Die modellgestützte Umstellungsempfehlung ergab folgende Hinweise:

- zur Sicherstellung der Nitrifikationsleistung sollte zunächst der TS-Gehalt der Belebung und damit das Schlammalter auf den maximal von der Nachklärung hydraulisch tolerierten Wert eingestellt werden
  → Anhebung der TS-Konzentration in der Belebung auf etwa 4,0 bis 4,3 g/L
  (aus Betriebserfahrung zur Leistungsgrenze der NK)

- Ebenfalls zur Sicherstellung der Nitrifikationsleistung wurde eine Mindest-Abwassertemperatur festgelegt (20 °C) ab der eine Außerbetriebnahme umgesetzt werden kann,
  → möglichst niedriges Mindestschlammalter < 12 d

- Als dritte Maßnahme wurde die vorhandene Biomasse in BB1 eingespeichert und mit Intervallbelüftung aktiv gehalten. Erfahrungen aus der wiss. Begleitung des Kampagnebetriebs von Industrieanlagen und dem diskontinuierlichen Betrieb von Teilstromanlagen zeigen, dass es möglich ist Nitrifikanten über einen längeren Zeitraum als „Reserve“ zwischenzuspeichern. Wichtig hierbei ist, dass die Nitrifikanten in einen Erhaltungsstoffwechsel wechseln. Der Schlamm in BB1 wurde daher nur ein bis zwei Mal pro Woche kurz belüftet, um eine Versäuerung der Organik zu vermeiden. Es erfolgt keine zusätzliche Substratzugabe.

Am 15.6.2021 wurde dann der Zulauf zu BB1 unterbrochen und vollständig auf BB2 umgeleitet.

Die Reinigungsleistung blieb nach der Umstellung stabil. Für den Zeitraum nach der Außerbetriebnahme von BB1 bis einschließlich 2023 ergaben sich mittlere Ablaufkonzentrationen von 0,4 mg/L NH_4-N, 5,55 mg/L NO_3-N und 6,08 mg/L N_{ges}. Im Vergleichszeitraum vor der Umstellung lagen die Mittelwerte bei 0,47 mg/L NH_4-N, 5,94 mg/L NO_3-N und 6,51 mg/L N_{ges} (Bild 53). Die Eliminationsleistung für Gesamtstickstoff lag nach der Umstellung bei 90,06% und damit auf dem Niveau vor der Umstellung mit 89,98%. Auch die Phosphorelimination blieb stabil. Der mittlere P_{ges}-Ablaufwert sank von 0,62 mg/L auf 0,4 mg/L; die Eliminationsleistung stieg von 94,06% auf 95,3%. Die CSB-Ablaufwerte erhöhten sich leicht von 26,06 mg/L auf 29,95 mg/L, blieben jedoch deutlich unterhalb des Grenzwerts. Die CSB-Eliminationsleistung lag nach der Umstellung weiterhin bei 96,99%.

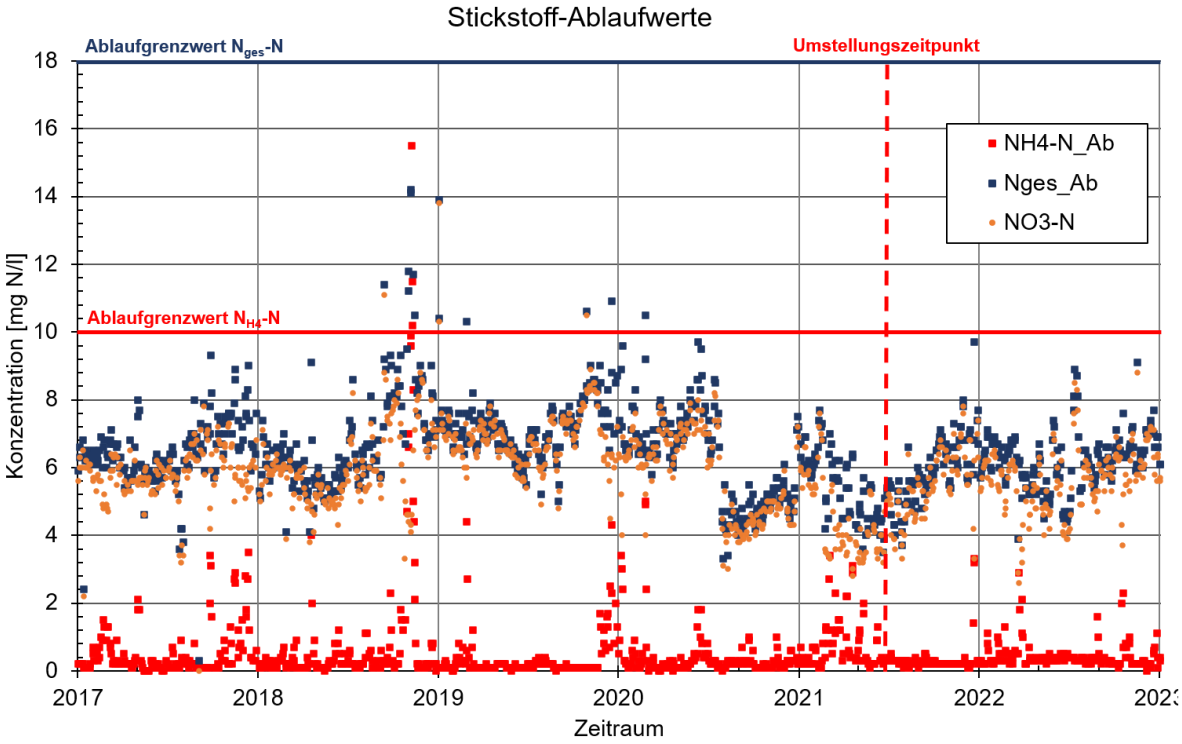


Bild 53: Stickstoffablaufwerte der Kläranlage Pattensen vor und nach der Umstellung

Auch energetisch zeigte die Umstellung, wie in Bild 54 zu sehen, deutliche Effekte. Der mittlere Stromverbrauch der Gesamtanlage lag vor der Außerbetriebnahme von BB1 bei etwa 598,5 MWh/a. Nach der Umstellung reduzierte sich der Jahresverbrauch auf etwa 497,0 MWh/a. Dies entspricht einer gemessenen Reduktion um 16,7%. Da gleichzeitig die Zulauffrachten an CSB und Gesamtstickstoff zurückgingen, wurde der Effekt frachtbereinigt. Unter Berücksichtigung der veränderten Belastung verbleibt eine bereinigte Energieeinsparung von etwa 9,1%. Bei Ansatz eines Emissionsfaktors von 363 g CO_2e/kWh entspricht dies einer jährlichen Einsparung von rund 36 Mg CO_2e/a.

Die Energieeinsparungen blieben damit deutlich hinter den Erwartungen zurück. Die nur geringe Einsparung wird auf das zum Zeitpunkt der Auswertung nicht optimierte Belüftungsregime zurückgeführt. Im BB2 sind zwei Sauerstoffsonden installiert, die eigentlich belastungsorientiert die Belüfter regeln sollten. Zu dem Zeitpunkt der Untersuchung war die Belüftung jedoch aufgrund von Schwierigkeiten in der Abstimmung der beiden Messpunkte und

Orientierung der Regelung auf Handbetrieb umgestellt. Mit dem Ergebnis, dass der Sauerstoffgehalt kontinuierlich sehr hoch war und es keine wirklich alternierenden Zonen gab.

Der nächste Optimierungsschritt ist die Ausrichtung des Schlammalters am Mindestschlammalter, sodass zum einen der Verbrauch an elektrischer Energie sinkt und zum anderen das Methanbildungspotentials des Schlamms steigt (vgl. 5.2).

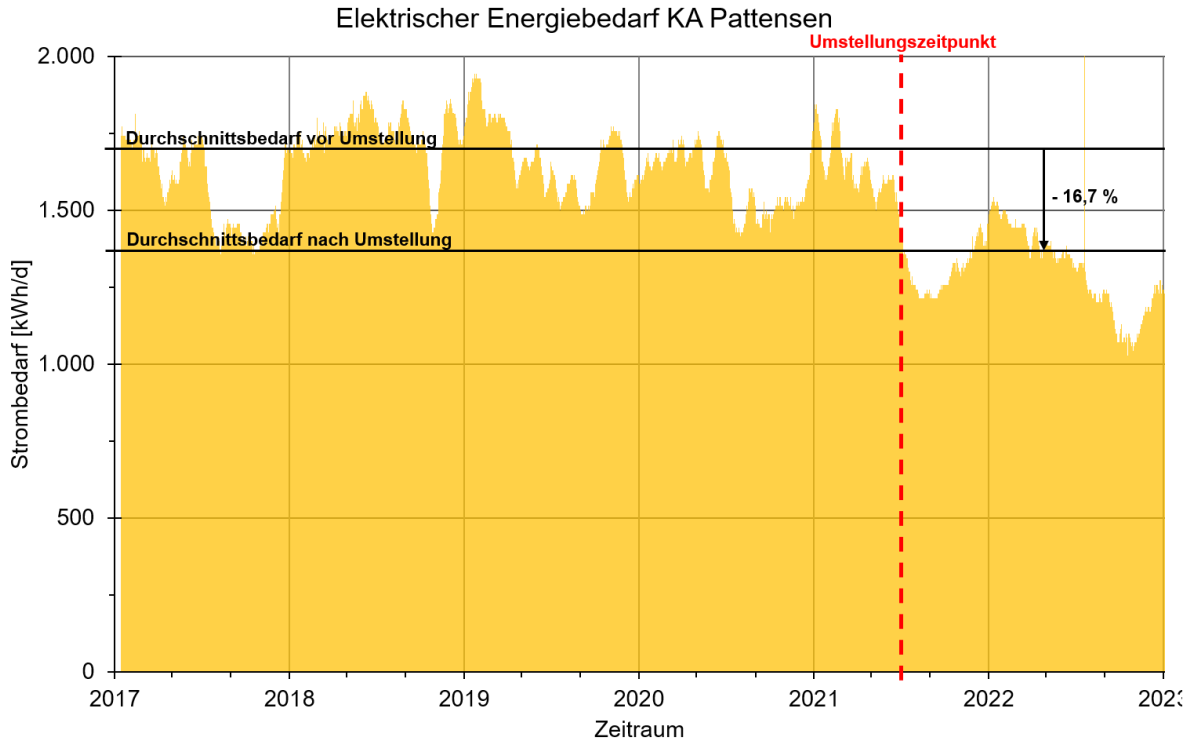


Bild 54: Elektrischer Energiebedarf der Kläranlage Pattensen vor und nach der Außerbetriebnahme von BB1

Mit bzw. vor der Umstellungsphase wurde im Übergang vom Winter zum Frühjahr Schwimmschlamm und Schlammabtrieb beobachtet. Mikroskopische Untersuchungen zeigten eine ausgeprägte Fädigkeit von etwa 5 bis 6. Als betriebliche Gegenmaßnahme wurde Aluminiumchlorid zur Beschwerung und Verbesserung des Absetzverhaltens dosiert. Zusätzlich wurde Schwimmschlamm regelmäßig entfernt. Das Auftreten von Fadenbakterien in der Temperaturwechselzeit ist nicht ungewöhnlich und wird nicht auf die Außerbetriebnahme von BB1 zurückgeführt. Im Gegenteil eine ausreichende Substratverfügbarkeit reduziert den Wachstumsvorteil der Fädigen bei Substratkonkurrenz. Das ältere Nachklärbecken, in dem die Schwimmschlammproblematik stärker ausgeprägt war, wurde temporär außer Betrieb genommen und später auch nicht wieder in Betrieb genommen (der erhöhte TS-Gehalt in der Belebung konnte auch mit einem Becken gehalten werden, sogar mit leichter Steigerung im ersten Winter auf 5 g/L).

5.2 Entwässerung, Schlammabgabe und Verbundeffekte

Mit der Auskopplung der Stabilisierung wurde im Rahmen von SATELLITE im nächsten Schritt die Schlammbehandlung auf der Kläranlage Pattensen stärker auf den Anlagenverbund ausgerichtet. Der Überschussschlamm wird nicht mehr vor Ort vollständig stabilisiert, sondern

eingedickt und zur Kläranlage Hildesheim abgefahren. Die mittlere Trockenmasse des Überschussschlamms lag im Zeitraum vor der Umstellung bei etwa 785 kg TM/d und nach der Umstellung bei etwa 751 kg TM/d (Bild 55). Die Abnahme ist vor allem im Zusammenhang mit geringeren Zulauffrachten zu sehen, da durch das reduzierte Schlammalter grundsätzlich eine höhere Schlammproduktion zu erwarten wäre.

Der Glühverlust des Überschussschlamms stieg durch die Reduzierung des Schlammalters von etwa 78,5% auf 79,5%. Dies weist auf einen höheren organischen Anteil im Schlamm hin und entspricht der Erwartung, dass bei reduziertem aeroben Schlammalter weniger organische Substanz bereits in der Belebung veratmet wird. Damit steht in der nachgeschalteten Faulung ein höheres Restpotenzial zur Verfügung.

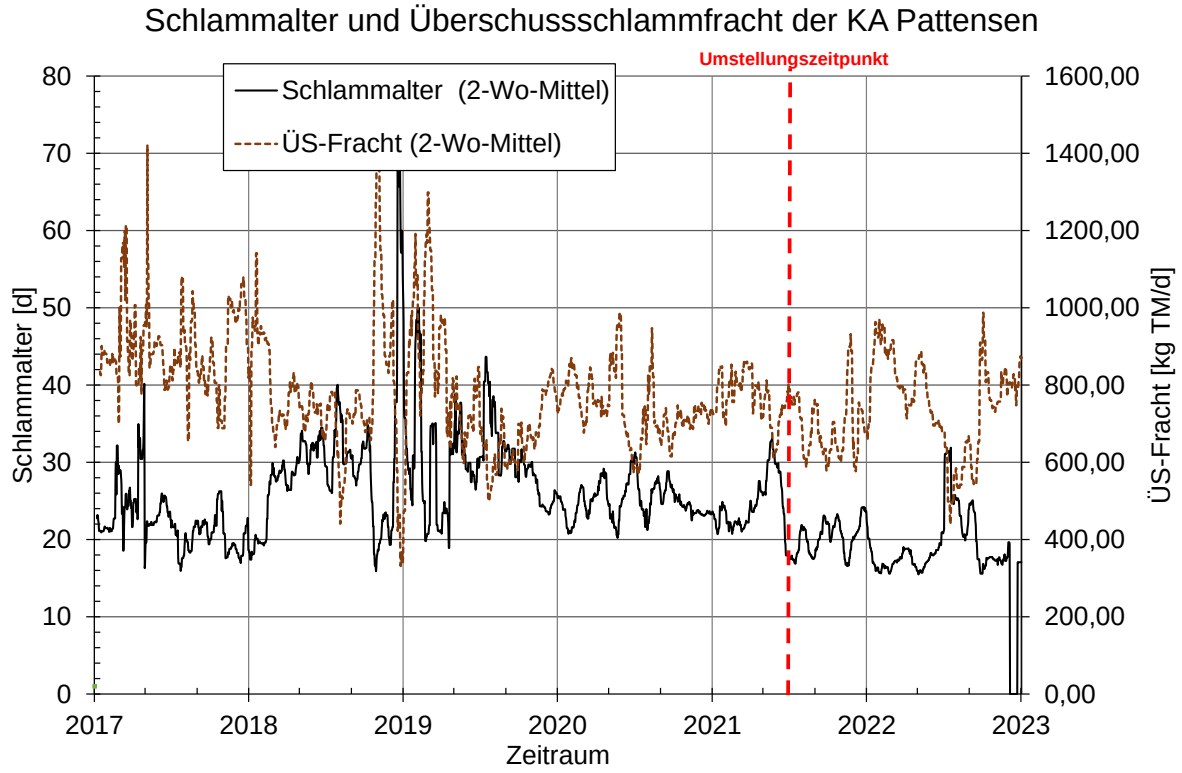


Bild 55: Entwicklung von Schlammalter und Überschussschlammfracht vor und nach der Umstellung

Die Gasertragsversuche zeigten für den Überschussschlamm der Kläranlage Pattensen ein Methanpotenzial von etwa 95 L CH_4/kg oTM. Dieser Wert ist relevant, liegt jedoch unterhalb typischer Maximalwerte für Überschussschlämme von bis zu 215 L CH_4/kg oTM. Gründe hierfür sind die mit der Umstellung zunächst weiterhin deutlich zu hohen Schlammalter (Sicherstellung der Nitrifikation) sowie die durch die hohen Sauerstoffgehalte vorherige aerobe Beanspruchung der Biomasse (vgl. 5.1).

Unter Berücksichtigung der anfallenden Schlammfrachten ergibt sich ein Methanertrag von rund 49,9 m³ CH_4/d (Bild 55). Im Verhältnis zur Gesamtmethanproduktion der Faulung in Hildesheim von etwa 2.440 m³ CH_4/d ist der Beitrag aus Pattensen ergänzend, aber nicht dominierend. Der energetische Ertrag aus dem Pattensen-Schlamm beträgt etwa 500 kWh/d. Bei einem elektrischen Wirkungsgrad von 38% entspricht dies rechnerisch einer Strommenge, die etwa 14% des Strombedarfs der Kläranlage Pattensen abdecken könnte.

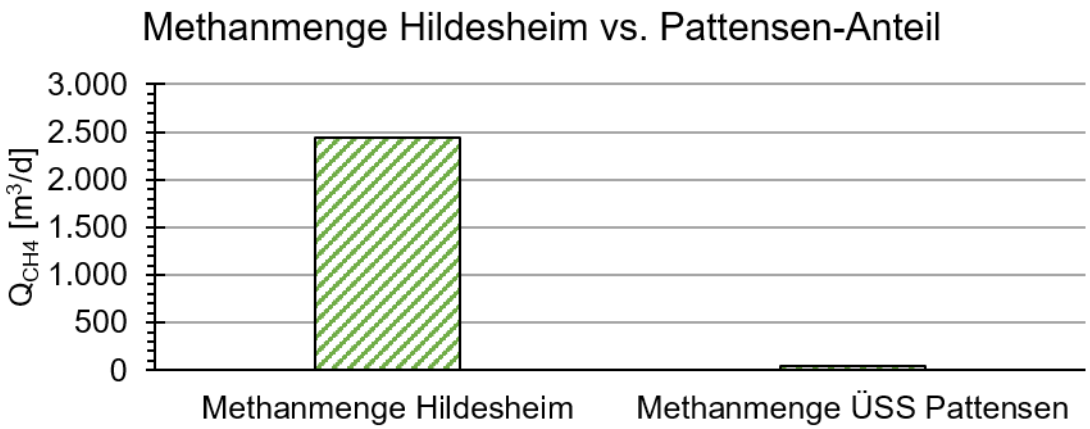


Bild 56: Einordnung des Methanpotenzials des Pattensen-Schlamms im Verhältnis zur Gesamtmethanproduktion der Kläranlage Hildesheim

Aus Klimaschutzsicht ergeben sich zwei gegenläufige Effekte. Einerseits führt die Umstellung auf der Kläranlage Pattensen zu einer Reduktion des Strombezugs und zusätzlich zu einer energetischen Nutzung des Schlamms in Hildesheim. Aus der zusätzlichen Faulgasnutzung ergibt sich eine Einsparung von rund 25 Mg CO_2e/a. Andererseits entstehen zusätzliche Transportemissionen. Bei einer Transportdistanz von etwa 23 km, einem jährlichen Transportvolumen von rund 4.100 Mg OS/a und einem Emissionsfaktor von 90 g CO_2e/tkm ergeben sich Transportemissionen von rund 8,5 Mg CO_2e/a. In der Gesamtbetrachtung verbleibt damit trotz Transport eine deutliche Nettoentlastung. Die Bilanz ist weiter zu steigern durch i) zusätzliche Eindickung des Überschussschlamms, um den Transportbedarf zu senken, ii) Wechsel des Transportmittels (E-LKW); iii) gezielte Steuerung des Schlammalters, um nah beim Mindestschlammalter zu fahren mit entsprechend höherem Gasbildungspotential sowie iv) die Abtrennung von Primärschlamm, wodurch weitere Organikfracht der Faulung zugeführt wird und der Sauerstoffbedarf in der Belebung weiter reduziert wird.

5.3 Feststoffabtrennung im Zulauf mittels Trommelsieb

Wie alle Anlagen mit aerober Stabilisierung ist keine Vorklärung zur Vorabtrennung von organikhaltigen Feststoffen im Verfahrensschema vorgesehen, da ja keine Prozessstufe zur separaten Stabilisierung des abgetrennten Primärschlamms vorgesehen ist. Mit Abgabe der Schlämme zur Stabilisierung an die Faulung der Kläranlage Hildesheim kann die, an abtrennbare Partikel gebundene organischen Fracht im Zulauf durch eine mechanische Stufe abgetrennt werden. Hierdurch reduziert sich der Sauerstoffbedarf der Belebung weiter, gleichzeitig entsteht ein Primärschlammstrom, der im Anlagenverbund energetisch verwertet werden kann.

Wenn keine Becken zur Verfügung stehen, die als Absetzbecken umgenutzt werden können, bietet es sich an die Feststoffseparation durch ein Sieb, das in das Zulaufgerinne zur Belebung eingesetzt werden kann. Für die großtechnische Erprobung dieser Betriebsweise wurde ein Trommelsieb des Typs Huber LIQUID Mesh (0,25 mm) in einer Containeranlage eingesetzt.



Bild 57: Aufbau des Trommelsiebs auf der KA Pattensen

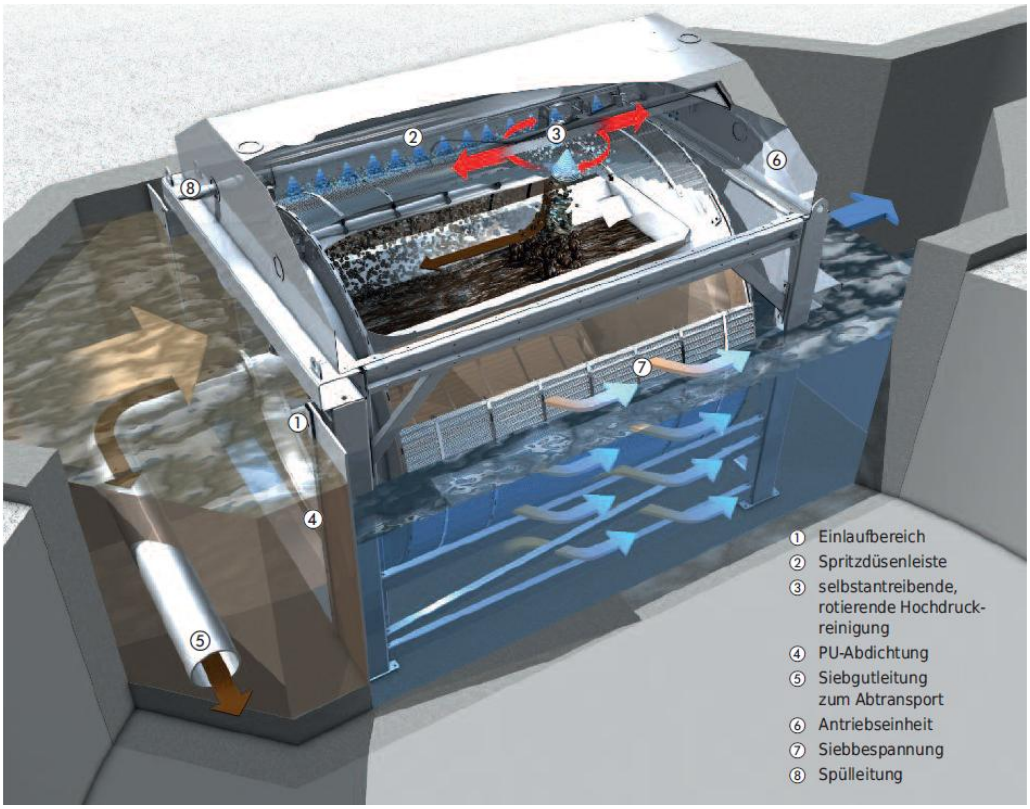


Bild 58: Schema des eingesetzten Huber-LIQUID-Mesh-Trommelsiebs

Die Ergebnisse (Bild 59) zeigen, dass das Trommelsieb partikuläre Stoffe wirksam zurückhalten kann. Für die Trockensubstanz lagen die Abscheidegrade überwiegend im Bereich von 50 bis 70%. Der mittlere Abscheidegrad betrug rund 57% und liegt damit in einer Größenordnung, die mit konventionellen Vorklärbecken vergleichbar ist. Für den CSB wurde eine mittlerer Eliminationsgrad von etwa 40% erreicht.

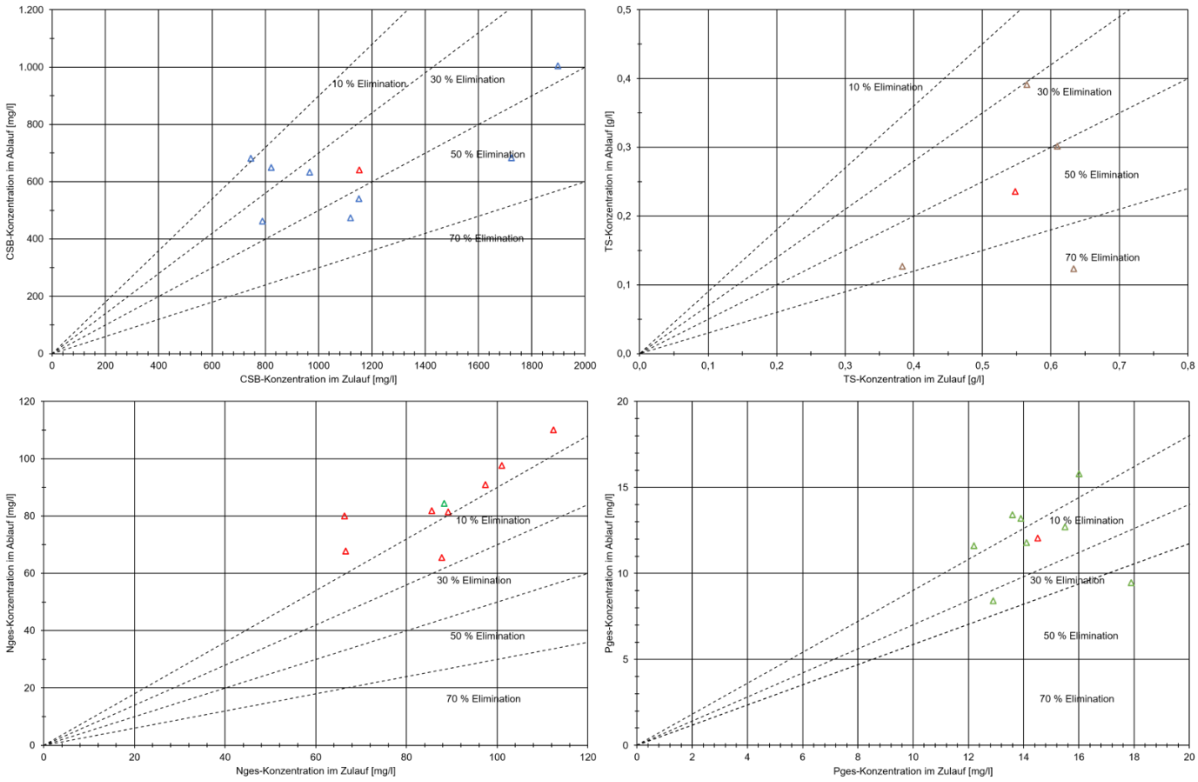


Bild 59: Eliminationsleistungen des Trommelsiebs im Testbetrieb: CSB, Trockensubstanz, Gesamtstickstoff, Gesamtphosphor

Für Gesamtphosphor wurden etwas überraschend ebenfalls relevante Abscheideleistungen festgestellt. Der mittlere Abscheidegrad lag bei etwa 16%. Dies ist plausibel, da Phosphor im kommunalen Abwasser teilweise partikulär gebunden vorliegt und mechanisch mit den Feststoffen abgeschieden werden kann. Für Gesamtstickstoff lagen die Abscheidegrade dagegen überwiegend unterhalb von etwa 10%, mit einem Mittelwert von rund 5%. Dies entspricht der Erwartung, da Stickstoff im Zulauf überwiegend gelöst vorliegt und durch mechanische Feststoffabtrennung entsprechend nur begrenzt entfernt wird.

Der während der Versuchsphase mit dem Trommelsieb erzeugte zusätzlicher Primärschlammstrom schwankte deutlich zwischen etwa 7,5 und 35 m³/d (Bild 60) was für ein trennentwässertes Kanalnetzt erst einmal überrascht, aber evtl. auf die langen Leitungslängen und damit unterschiedlich ausgeprägte Transportprozesse und Vorabbau erklärt werden kann. Im abgetrennten Primärschlamm wurden CSB-Konzentrationen von bis zu 32.000 mg/L gemessen. Die Trockenrückstandsgehalte erreichten ohne zusätzliche Eindickung und bei ausschließlicher Siebreinigung über Druckluft Werte von bis zu 3%. Damit konnte gezeigt werden, dass das Trommelsieb nicht nur die Belebung entlastet, sondern zugleich einen organisch hoch belasteten Schlammstrom erzeugt.

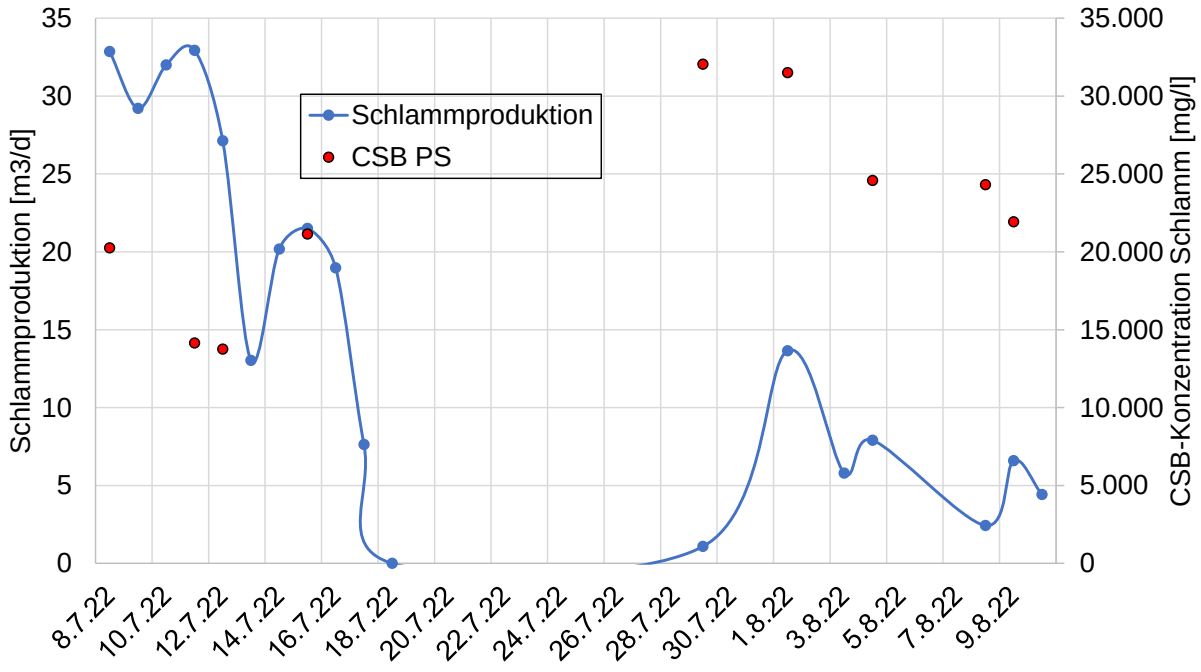


Bild 60: Schlammabtrennung durch das Trommelsieb im Versuchszeitraum

Die Primärschlammmenge und die CSB-Konzentration schwankten deutlich, was auf wechselnde Zulaufbedingungen und unterschiedliche Betriebspunkte des Siebs zurückzuführen ist. Für einen dauerhaften Betrieb wären daher insbesondere die Siebreinigung (Verdünnung), hydraulische Beschickung und Schlammabführung weiter zu optimieren.

Stoffstrombilanziell ist die Feststoffabtrennung besonders interessant, weil sie zwei Effekte miteinander verbindet. Auf der Satellitenanlage sinkt der Sauerstoffbedarf der Belebung, da weniger partikulärer CSB biologisch oxidiert werden muss. Im regionalen Zentrum steigt gleichzeitig das Substratangebot für die Faulung. Für die betrachteten Bedingungen wurde aus der CSB-Ausschleusung ein Potenzial für eine weitere Belüftungsenergieeinsparung von ca. 23% sowie ein zusätzlicher Faulgasertrag abgeschätzt.[12]

5.4 Übertragung auf weitere Satellitenanlagen

Die Ergebnisse der großtechnischen Umsetzung in Pattensen zeigen, dass kleine und mittlere Kläranlagen durch angepasste Betriebsführung und Einbindung in regionale Verbundstrukturen verfahrenstechnisch optimiert werden können, ohne dass eine eigene Faulung errichtet werden muss. Zentrale Voraussetzung ist, dass die Satellitenanlage ihre Ablaufanforderungen auch bei reduziertem aeroben Schlammalter sicher einhält und dass ein regionales Zentrum mit ausreichender Faulungs-, Entwässerungs- und Verwertungskapazität in räumlicher Nähe zur Verfügung steht.

Für eine Übertragung auf weitere Anlagen sind insbesondere vier Punkte zu prüfen: das erforderliche Mindestschlammalter für Nitrifikation und Denitrifikation, die vorhandene Becken- und

[12] Das Ergebnis zur energetischen Einsparung mit dem Trommelsieb stammen aus der Masterarbeit von Ann Treasa Jose

Nachklärkapazität, die Schlammqualität und Transportfähigkeit, die Transportdistanzen sowie die Aufnahmekapazität des regionalen Zentrums. Die Erfahrungen aus Pattensen zeigen, dass eine statische Nachbemessung und eine dynamische Simulation geeignete Werkzeuge sind, um die Machbarkeit einer Umstellung vor der großtechnischen Umsetzung abzusichern und zeigen, wie eine Umstellung sicher gelingen kann.

Gleichzeitig verdeutlichen die Ergebnisse, dass die technische Umstellung betrieblich begleitet werden muss. Die Reduzierung des Schlammalters kann Auswirkungen auf Schlammindex, Schwimmschlamm, Nachklärung, Fällmittelstrategie und saisonale Betriebssicherheit haben. Ein angepasstes Betriebsüberwachungskonzept ist daher wesentlicher Bestandteil der Umsetzung.

Die zusätzliche Feststoffabtrennung im Zulauf ist eine technisch interessante Option. Ein Trommelsieb kann hier eine kompakte Nachrüstlösung darstellen, wenn klassische Vorklärbecken aus Platz- oder Investitionsgründen nicht umsetzbar sind. Die Entscheidung für eine solche Maßnahme hängt jedoch von der erreichbaren Abscheideleistung, der erzeugten Schlammqualität, dem Betriebsaufwand und der Einbindung in die zentrale Schlammbehandlung ab. Es ist in jedem Fall vorher zu prüfen, ob durch die Entnahme von organischem Kohlenstoff evtl. die vorhandenen Denitrifikationsvolumen nicht mehr ausreichen (reduziertes C/N-Verhältnis).

Insgesamt zeigt das Beispiel Pattensen, dass die technische Anpassung kleiner Kläranlagen für neue Schlammverwertungswege nicht nur eine Frage der Entsorgung ist. Durch die Verlagerung der Stabilisierung kann der Energiebedarf der Satellitenanlage reduziert, das energetische Potenzial des Schlamms genutzt und die Treibhausgasbilanz verbessert werden. Die Kombination aus reduzierter aerober Stabilisierung, angepasster Schlammabgabe und optionaler Feststoffabtrennung bildet damit einen übertragbaren Ansatz für Kläranlagen bei denen eine eigene Faulung technisch oder wirtschaftlich nicht sinnvoll ist.

6 Investitionsentscheidungen treffen im Verbund kleiner Anlagen

Autor*innen:
Maike Beier, Torben Martens, Kasra Saadlou, ISAH – Leibniz Universität Hannover
Axel Brause, Kreisverband für Wasserwirtschaft Nienburg
Frank Siedenberg, Mirco Matthey, Flecken Steyerberg

Inhaltsverzeichnis

6.1 Anlagenbezogene Investitionsplanung für Entwässerung und Trocknung kleiner Kläranlagen im Verbund 104

6.2 Schnittstelle Industrie / kleine Anlage – Synergien identifizieren durch verfahrensoffene Konzept-Planung 109

Kurzbeschreibung

In SATELLITE wurde stellvertretend für einen Kläranlagenverbund kleiner und mittlerer Anlagen in ländlicher Struktur für den Klärschlammverbund des Landkreises Nienburg ein regionaler Digitaler Stoffstromzwilling aufgebaut und zur Unterstützung von Verfahrensentscheidungen eingesetzt. Im Mittelpunkt steht die Frage, welche technischen Anpassungen an den einzelnen Standorten erforderlich sind und welche Behandlungsschritte durch gemeinsam genutzte Anlagen gebündelt werden können.

Das Vorgehen sowie die hieraus abgeleiteten Empfehlungen für eine abgestimmte regionale Behandlungsstruktur und daraus abgeleitete Investitionsentscheidungen wurden für zwei Fragestellungen in SATELLITE bearbeitet:

1. *Am Beispiel der Modellregion Nienburg wird die mobile Schlammentwässerung als Alternative zu gering ausgelasteten stationären Einzelanlagen untersucht. Beschrieben werden die erforderlichen Standortvoraussetzungen, die Ergebnisse der durchgeführten Entwässerungskampagnen sowie die übergeordnete Einsatzplanung. Die Versuche zeigen, dass mit der mobilen Technik grundsätzlich transportfähige Schlämme erzeugt werden können. Gleichzeitig bleiben lokale Investitionen in Aufstellflächen, Strom- und Wasserversorgung, Polymerbereitstellung, Zentratpufferung und Schlamm- beziehungsweise Containerlagerung erforderlich. Eine modellgestütze koordinierte Einsatzplanung wurde erarbeitet, um Rüstzeiten, Durchsatz, Schlammanfall und erforderliche Entwässerungsintervalle der beteiligten Anlagen aufeinander abzustimmen. Ergänzend wird die organisatorische und wirtschaftliche Einbindung gemeinsam erbrachter Leistungen aufgegriffen. Gemeinsame Technik und Betriebsstrukturen erfordern transparente Ansätze zur Zuordnung von Investitions- und Betriebskosten sowie zur Bepreisung der von den einzelnen Anlagen in Anspruch genommenen Leistungen.*
2. *Am Beispiel Steyerberg wird gezeigt, wie Investitionsentscheidungen unter veränderlichen industriellen, energetischen und regionalen Randbedingungen verfahrensoffen vorbereitet werden können. Unterschieden wird zwischen robusten Grundinvestitionen, die unabhängig von der späteren Entwicklung erforderlich sind, und optionalen Maßnahmen, wie industrielle Abwasserbehandlung, gemeinsame Faulung, Klärschlammtrocknung oder Abwärmenutzung. Gerade an der Schnittstelle Industrie/Kommune ist es wichtig für kleinere Anlagen nicht eine frühzeitige Festlegung auf eine einzelne Zielvariante in den Vordergrund zu stellen, sondern durch eine breite Szenarienanalyse ein klares Bild möglicher Optionen zu erhalten. So können kurzfristig notwendige Maßnahmen so umgesetzt werden, dass spätere gemeinsame Behandlungs- und Energiepfade technisch anschlussfähig bleiben und auf synergetische Kooperation hingearbeitet werden (vgl. A1.7).*

6.1 Anlagenbezogene Investitionsplanung für Entwässerung und Trocknung kleiner Kläranlagen im Verbund

Kleine und mittlere Kläranlagen stehen im Zuge der veränderten Klärschlammverwertung vor der Aufgabe, ihre bisherige Schlammbehandlung an neue Verwertungswege anzupassen. Dabei ist nicht zwangsläufig für jede einzelne Kläranlage unmittelbar dieselbe Verwertungsstrategie vorgegeben. Je nach Anlagengröße, Schlammqualität, regionalen Randbedingungen und verfügbaren Entsorgungswegen können unterschiedliche Lösungen sinnvoll sein. In der Modellregion Nienburg wurde jedoch vor dem Hintergrund veränderter rechtlicher, qualitativer und organisatorischer Rahmenbedingungen gemeinschaftlich entschieden, die Klärschlammverwertung im Verbund und über eine Beteiligung an der KNRN sicherzustellen und damit auf eine zukünftige thermische Verwertung mit anschließender Phosphorrückgewinnung auszurichten.

Für die kleineren Kläranlagen der Modellregion ergibt sich daraus eine konkrete anlagenbezogene Investitions- und Betriebsfrage. Während Klärschlämme kleiner Anlagen bislang häufig statisch eingedickt und flüssig landwirtschaftlich verwertet wurden und dies grundsätzlich auch weiter genehmigungsfähig ist, erfordert die Zuführung zu einer thermischen Verwertung mindestens eine ausreichende Entwässerung, geeignete Lagerkapazitäten sowie eine transportfähige Schlammqualität. Im vorliegenden Kapitel steht die Perspektive der Einzelanlage im Vordergrund: Welche technischen Anpassungen müssen am Standort selbst erfolgen, und welche Behandlungsschritte können über gemeinsame Strukturen abgedeckt werden? Während die größeren Kläranlagen Nienburg und Rehburg anaerob stabilisieren und bereits stationär entwässern, wurden die Schlämme der übrigen kleineren Anlagen bislang überwiegend landwirtschaftlich verwertet, d. h. statisch eingedickt und als Flüssigschlamm abgegeben. Die anlagenbezogene Investitionsplanung betrachtet daher nicht die vollständige Optimierung des Gesamtverbunds, sondern die Frage, welche Mindestanpassungen an den Einzelstandorten erforderlich sind und welche Investitionen durch mobile oder gemeinsame Behandlungsstrukturen vermieden bzw. gebündelt werden können.

6.1.1 Mobile Entwässerung als Alternative zur stationären Einzelanlage

Eine stationäre Entwässerung ist für viele kleinere Kläranlagen wirtschaftlich nur eingeschränkt sinnvoll. Aufgrund der geringen Schlammmengen wären stationäre Entwässerungsaggregate nur sehr gering ausgelastet. Im zugrunde liegenden Konzept werden für einzelne kleine Anlagen Einsatzzeiten von teilweise weniger als 10 bis 15% pro Jahr errechnet. Gleichzeitig wären für jede stationäre Einzelanlage Investitionen in Maschinentechnik und bauliche Anpassungen in der Größenordnung von etwa 0,5 bis 1,0 Mio. € zu erwarten. Eine zentrale Entwässerung an einem Standort würde die Investition zwar bündeln, hätte jedoch den Nachteil, dass große Mengen flüssigen Klärschlamms transportiert und das anfallende Zentrat allein an diesem zentralen Standort behandelt werden müsste.

Vor diesem Hintergrund wurde in SATELLITE für die Modellregion der Einsatz einer mobilen Entwässerung als gemeinsame technische Lösung untersucht. Die eingesetzte mobile Anlage besteht aus einem Hochentwässerungsdekanter des Typs Xelletor X4E-4/454 der Firma Flottweg, der in einem Wechselbrückencontainer auf einem 3-Achs-LKW-Anhänger installiert ist.

Der mögliche Durchsatz liegt bei etwa 10 bis 30 m³/h; die verarbeitbare Feststofffracht beträgt bis zu 500 kg TR/h. Die Antriebsleistung der Trommel liegt bei 30 kW.



Bild 61: mobile Entwässerungsanlage KV für Wasserwirtschaft - Außenansicht

Aus Sicht der Einzelanlage verschiebt die mobile Entwässerung die Investition von einer eigenen Maschinentechnik hin zu standortspezifischen Schnittstellen. Erforderlich bleiben insbesondere befestigte Aufstellflächen, geeignete Stromanschlüsse, Reinwasserbereitstellung, Polymerlogistik, Zentratpufferung, Containerstellflächen und eine gute Zugänglichkeit für LKW. Die gemeinsame Technik ersetzt damit nicht sämtliche lokalen Investitionen, verändert aber deren Art und Umfang deutlich.

6.1.2 Standortanforderungen, Versuchsergebnisse und Einsatzplanung

Für den mobilen Entwässerungsbetrieb sind an den Einzelanlagen definierte infrastrukturelle Voraussetzungen erforderlich. Für die Aufstellung der mobilen Anlage wird eine befestigte Fläche von etwa 10 × 15 m benötigt, auf der, neben der Maschine, möglichst zwei bis drei Abroll- oder Absetzcontainer angeordnet werden können. Für die Stromversorgung ist aufgrund des Anlaufstroms ein 125-A-Anschluss zweckmäßig. Zusätzlich werden Reinwasser für den Flockungshilfsmittelansatz und den Dekanterbetrieb sowie eine geeignete Polymerbereitstellung benötigt.



Bild 62: Einbindung der mobilen Anlage in die Anlagenkonfiguration (KA Lemke)



Bild 63: mobile Entwässerungsanlage KV für Wasserwirtschaft – Innenansicht mit Flockungsmitteldosierung (rechts) und Zentrifuge (links)

Besonders relevant ist die Zentratführung. Das bei der chargenweisen Entwässerung anfallende Zentrat sollte nicht unmittelbar in den Klärprozess zurückgeführt werden, da dadurch

hydraulische und stickstoffbezogene Stoßbelastungen entstehen können. Stattdessen ist eine separate Zwischenspeicherung empfohlen, die näherungsweise auf die zu entwässernde Schlammmenge ausgelegt werden muss. Für die Einzelanlage ergibt sich daraus ein wesentlicher Investitionspunkt, falls vorhandene Schlammbehälter, stillgelegte Becken oder zusätzliche Puffervolumina auf der Anlage nicht vorhanden sind oder aufwändig in die Betriebsweise eingebunden werden müssen.

Der Probebetrieb in der Modellregion zeigt, dass die mobile Entwässerung grundsätzlich geeignet ist, auf kleinen Anlagen transportfähige Schlämme zu erzeugen. In der Frühjahrskampagne wurden bei TS-Gehalten des Dünnschlamms zwischen etwa 2,1 und 3,0% Entwässerungsergebnisse zwischen 19,4 und 22,0% TR erreicht. In der Herbstkampagne lagen die erreichbaren TR-Gehalte mit etwa 23,0 bis 26,0% höher. Gleichzeitig wurden deutliche standortspezifische Unterschiede sichtbar. Einflussgrößen sind unter anderem die Schlammstabilisierung, der TS-Gehalt des Eingangsschlamms, der Flockungshilfsmitteleinsatz beeinflusst durch industrielle Einleitungen und die vorgelagerte Schlammbehandlung.

Tabelle 23: Ergebnisse Entwässerungskampagne Frühjahr

	Lemke	Drakenburg	Stolzenau	Uchte
TS-Input Flüssigschlamm [%]	3,0	2,1	2,3	3,0
TS-Output entw. Schlamm [%]	21,8	20,6	19,4	22,0
Gesamtdurchsatz [m³]	751	884	334	1100
Polymerverbrauch [l]	516	458	263	800
Spez. Polymerverbrauch [l/m³]	0,69	0,52	0,79	0,73

Ein Sonderfall zeigte sich auf der Kläranlage Eystrup. Dort ist die Abwasserzusammensetzung stark industriell geprägt, und der Schlamm wird bereits maschinell unter Polymerzugabe auf etwa 4 bis 5% TR eingedickt. Bei der anschließenden mobilen Entwässerung konnte trotz Prüfung verschiedener Flockungshilfsmittel nur ein TR-Gehalt von etwa 16% erreicht werden. Für solche Standorte sind daher zusätzliche Laborversuche zur Auswahl geeigneter Flockungshilfsmittel oder eine Anpassung der vorgelagerten Schlammbehandlung erforderlich.

Tabelle 24: Ergebnisse Entwässerungskampagne Herbst

	Lemke	Leeseringen	Uchte
TS-Input Flüssigschlamm [%]	2,4	3,2	3,5
TS-Output entw. Schlamm [%]	24,1	26,0	23,0
Gesamtdurchsatz [m³]	2440	792	1100
Polymerverbrauch [l]	1446	707	600
Spez. Polymerverbrauch [l/m³]	0,59	0,89	0,55

Neben der Entwässerbarkeit ist für die Investitionsplanung auch die Einsatzplanung der

mobilen Anlage relevant. Im Projekt wurde hierfür ein Einsatzplan bzw. „Busfahrplan“ entwickelt. Darin werden Durchsatzleistung, Rüstzeit, tägliche Arbeitszeit, Ziel-TR-Gehalt, maximale Schlammsammelzeit und Containerkapazität berücksichtigt. In der beispielhaften Parametrierung wurden ein Durchsatz von 16 t/h, eine Rüstzeit einschließlich Fahrzeit von 4 h, ein Ziel-TR-Gehalt von 21%, eine tägliche Arbeitszeit von 8 h, eine maximale Schlammsammelzeit von 90 d und ein Containerfassungsvermögen von 20 t angesetzt.

Tabelle 25: Eingabemaske Einsatzplan

Eingabefelder Berechnungen		
Parameter	**Wert**	**Einheit**
Durchsatz Zentrifuge	16	[t/h]
Rüstzeit Zentrifuge inkl. Fahrzeit	4	[h]
Ziel-TR-Gehalt	21	[%]
Arbeitszeit/Tag	8	[h]
Tage Klärschlammsammlung (maximal)	90	[d]
Fassungsvermögen Container	20	[t]

Die Auswertung zeigt, dass eine einzelne mobile Zentrifuge bei einer klassischen 5-Tage-Woche mit 8 h Arbeitszeit für den Verbund nicht ausreicht. Selbst mit Samstagsarbeit ist der sichere Betrieb nicht abgedeckt; erst bei einer 7-Tage-Woche wäre eine mobile Zentrifuge rechnerisch ausreichend. Zwei mobile Zentrifugen ermöglichen dagegen auch ohne Wochenendarbeit einen robusteren Einsatzrahmen. Damit betrifft die Investitionsentscheidung nicht nur die Maschine selbst, sondern auch Personalverfügbarkeit, Rüstzeiten, Lagerkapazitäten, Redundanz und Einsatzorganisation.

Fahrplan	Woche	1							2							3							4							5						
Szenario max	Zähler	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35
bei < 45 d Lagerung	Dauer [d]	Mo	Di	Mi	Do	Fr	Sa	So	Mo	Di	Mi	Do	Fr	Sa	So	Mo	Di	Mi	Do	Fr	Sa	So	Mo	Di	Mi	Do	Fr	Sa	So	Mo	Di	Mi	Do	Fr	Sa	So
Leese	2																																			
Hoya	4																																			
Eystrup	6																																			
Steimbke	5																																			
Drakenburg	8																																			
Leeseringen	5																																			
Stolzenau	6																																			
Diepenau	3																																			
Uchte	4																																			
Steyerberg	4																																			
Lemke inkl. Leese	9																																			

Bild 64: Auszug "Busfahrplan"

Die mobile Entwässerung stellt damit einen zentralen Baustein dar, um kleinere Kläranlagen an die Anforderungen einer zukünftigen thermischen Klärschlammverwertung anzupassen, ohne an jedem Standort eine eigene stationäre Entwässerung errichten zu müssen. Für die Einzelanlage verschiebt sich die Investitionsfrage auf die erforderlichen Schnittstellen: Aufstellfläche, Stromversorgung, Reinwasser, Flockungshilfsmittel, Zentratpufferung, Containerlogistik und Schlammspeicherung.

Weitergehende Behandlungsschritte wie eine gemeinsame Trocknung oder die konkrete Zuordnung zu regionalen Behandlungsstandorten werden nicht auf Ebene der Einzelanlage festgelegt, sondern sind Bestandteil der übergeordneten Verbundplanung. Diese Fragestellungen

werden im Schwerpunkt C vertieft betrachtet.

6.2 Schnittstelle Industrie / kleine Anlage – Synergien identifizieren durch verfahrensoffene Konzept-Planung

Investitionsentscheidungen auf Kläranlagen werden zunehmend durch Randbedingungen geprägt, die über die klassische Abwasserbehandlung hinausgehen. Neben der sicheren Einhaltung der Ablaufanforderungen gewinnen Energiepreise, Wärmeverfügbarkeit, Klärschlammverwertung, Nährstoffrückgewinnung, CO_2e-Emissionen, regionale Verbundstrukturen und mögliche industrielle Stoffströme an Bedeutung. Dadurch entstehen Entscheidungsräume, in denen einzelne Maßnahmen nicht isoliert bewertet werden können. Eine neue Belüftungstechnik, eine anaerobe Vorbehandlung, eine Faulung, eine Trocknung oder eine Leitung zu einem Industriegebiet verändern jeweils nicht nur einen Prozessschritt, sondern wirken auf Stoffströme, Energieflüsse, Betriebskosten, Betreibergrenzen und spätere Entwicklungsoptionen.

Gerade bei kleinen und mittleren Kläranlagen ist eine verfahrensoffene Planung daher besonders relevant. Die Anlagen müssen kurzfristig ihre kommunale Pflichtaufgabe zuverlässig erfüllen, gleichzeitig sind viele langfristige Randbedingungen unsicher. Dies betrifft beispielsweise die Entwicklung benachbarter Gewerbe- oder Industrieflächen, die Verfügbarkeit von Abwärme, zukünftige Anforderungen an die Klärschlammverwertung, Energie- und Düngemittelpreise oder die Möglichkeit einer regionalen Zusammenarbeit. Eine robuste Investitionsentscheidung besteht deshalb nicht zwingend darin, frühzeitig eine endgültige Zielvariante festzulegen. Vielmehr müssen notwendige Grundinvestitionen von optionalen Erweiterungspfaden getrennt und technische Schnittstellen so vorgesehen werden, dass spätere Entwicklungen nicht durch heutige Festlegungen ausgeschlossen werden.

In SATELLITE wird diese Vorgehensweise am Beispiel Steyerberg konkret. Hier überlagern sich die notwendige Ertüchtigung der kommunalen Kläranlage, die mögliche Mitbehandlung industrieller Abwässer, die Einbindung in den regionalen Klärschlammverbund, die Nutzung von Wärme- und Energiepotenzialen sowie die Entwicklung des Industrie- und Gewerbegebiets „Am Hasenberge“. Die Planungen wurden daher nicht auf eine einzelne Zielvariante reduziert, sondern bewusst szenarienoffen angelegt.

Ausgangspunkt der Betrachtungen war zunächst die besondere räumliche und infrastrukturelle Situation am Standort. Mit der Kläranlage Steyerberg, dem Industrieareal der Oxxynova GmbH, dem Wärmenetz der Bürgerenergie Steyerberg Fernwärme eG, potenziellen Abwärmeströmen, Flächenreserven, einer Bahnanbindung und der Einbindung in den Klärschlammverbund des Landkreises Nienburg lagen mehrere mögliche Schnittstellen für eine sektorübergreifende Lösung vor. Im ursprünglichen Planungsraum wurden nicht nur die kommunale Abwasserbehandlung, sondern auch eine anaerobe Vorbehandlung von Industrieabwasser, eine gemeinsame bzw. semizentrale Schlammbehandlung, eine Faulung, eine solare bzw. abwärmegestützte Klärschlammtrocknung und die spätere Abgabe an das KNRN gemeinsam betrachtet.

In den frühen Konzept- und Abstimmungsschritten wurde die Mitbehandlung von industriell vorbehandeltem Abwasser als wesentlicher Entwicklungspfad geprüft. Das Szenario stellte

sich wie folgt dar:

- Ein stark CSB-haltige Abwasserstrom des Betriebs, der bisher eingedampft wurde sollte mit Blick auf die energetische Optimierung nun anaerob vorbehandelt und anschließend zur Einleitungsgüte auf der kommunalen Anlage behandelt werden.
- Da das Industrieabwasser auch nach einer anaeroben Vorbehandlung weiterhin eine hohe CSB-Fracht aufweisen würde (im Vergleich zur kleinen EW-Anschlusszahl) würde die Kläranlage das für eine Nitrifikation notwendige Schlammalter nicht mehr einhalten können.
- Verfahrenstechnische Lösungsidee: Steigt durch die zusätzliche CSB-Fracht die Schlammproduktion so stark an, dass die Stickstoffelimination durch die Einlagerung in die Biomasse weitgehend erfüllt wird. Szenario: Betrieb der Kläranlage als CSB-eliminierende Hochlaststufe mit nachgeschalteter Nitrifikationsfilter. Beim Betrieb. Daraus ergab sich die Frage, ob die Kläranlage Steyerberg von einem Betrieb mit vollständiger Nitrifikation und Denitrifikation zeitweise oder dauerhaft stärker in Richtung aerobe Kohlenstoffelimination verschoben werden kann, um entsprechende Abwässer mitbehandeln zu können. Gleichzeitig war zu klären, welche Nährstoffverhältnisse, Sauerstoffbedarfe, Schlammanfälle und Ablaufqualitäten sich daraus ergeben und ob kritische Betriebspunkte sicher beherrschbar sind.

In einer durchgeführten Machbarkeitsstudie wurde eine Nachbemessung der bestehenden Belebung und eine Abfolge möglicher Bau- und Entscheidungsschritte ausgearbeitet. Betrachtet wurden unter anderem der Umbau der Belebung, die Umstellung von Oberflächenbelüftung auf feinblasige Druckbelüftung, die hydraulische und stoffliche Belastung der Nachklärung, mögliche Speicherlösungen, eine neue mechanische Vorreinigung sowie Verbindungsleitungen zwischen Industrieareal und Kläranlage. Die frühe Einordnung der Mitbehandlung externer Prozessabwässer zeigt, dass diese keinen isolierten Anschlussfall darstellt, sondern die Anforderungen an Bauwerke, Hydraulik, Betrieb und Organisation des gesamten Standorts verändert.

Als robustes Element der Planung wurde die Erneuerung der mechanischen Vorreinigung identifiziert. Der Neubau einer mechanischen Vorreinigung mit Rechen und Sandfang ist unabhängig von der späteren konkreten Industrieansiedlung sinnvoll, weil er die Betriebssicherheit der Kläranlage erhöht und gleichzeitig eine bauliche Neuordnung des Standorts ermöglicht und aufgrund des bautechnischen Zustandes notwendig ist. Diese Maßnahme kann als erster, weitgehend unabhängiger Investitionsschritt verstanden werden. Sie sichert die kommunale Grundfunktion und lässt gleichzeitig spätere Erweiterungen offen.

- Die Annahme des industriellen Teilstroms und Umstellung auf Kohlenstoffabbau hatte aber nicht nur Auswirkungen auf die biologische Reinigungsstufe, sondern die „produzierten“ Klärschlammmengen müssen stabilisiert und entsorgt werden.
- Verfahrenstechnische Lösung: Da die bestehende Kläranlage Steyerberg bisher als simultan aerobe stabilisierende Anlage betrieben wird, müsste für die Annahme des Abwasserteilstroms eine Abkehr von der bisherigen Stabilisierungsstrategie stattfinden und eine anaerobe Stabilisierung errichtet werden.

- Parallel dazu wurden in der Modellregion Nienburg gerade Konzepte für eine gemeinsame bzw. semizentrale Faulung kommunaler Klärschlämme untersucht, sodass sich der Standort Steyerberg als Standort anbot, aufgrund einer möglichen Überschneidung zwischen industriell bedingtem Anpassungsbedarf und regionaler Schlammbehandlungsstrategie.

An diesem Punkt überlagerten sich zwei zunächst unterschiedliche Planungslinien. Einerseits stand die Frage im Raum, wie industriell geprägte Abwasser- und Schlammströme aus dem Umfeld Oxxynova bzw. des späteren GreenTec Parks in das kommunale Abwasser- und Schlammbehandlungssystem eingebunden werden können. Andererseits wurde im Klärschlammverbund der Modellregion Nienburg die Möglichkeit einer semizentralen Schlammbehandlung bzw. anaeroben Stabilisierung für kleinere Satellitenanlagen betrachtet. Beide Fragestellungen führen am Standort Steyerberg zu ähnlichen infrastrukturellen Anforderungen: Annahme- und Speicherbauwerke, Faulung bzw. Stabilisierungskapazität, Entwässerung, Schlammwasserbehandlung, Wärmeeinbindung, Transportlogistik und klare Betreibergrenzen.

Diese Fragestellungen müssen daher als möglicher gemeinsamer Knotenpunkt mehrerer Stoffstrompfade bewertet werden. Kleine Satellitenanlagen der Modellregion stabilisieren ihren Klärschlamm überwiegend aerob (vgl. Schwerpunkt C). Eine Verlagerung dieser Schlammströme in eine gemeinsame Faulung könnte Belüftungsenergie auf den abgebenden Anlagen reduzieren, Biogas erzeugen und die regionale Klärschlammbehandlung stärker professionalisieren. Gleichzeitig hätte auch die Mitbehandlung industrieller Abwässer zusätzliche Schlamm- und Reststoffströme erzeugt, deren Stabilisierung in die gleiche Infrastruktur hätte eingebunden werden können. Daraus ergab sich früh die Frage, ob am Standort Steyerberg Synergien zwischen industrieller Entwicklung, kommunaler Abwasserbehandlung und semizentraler Schlammstabilisierung genutzt werden können.

Diese Synergien sind jedoch an belastbare Randbedingungen gebunden. Eine gemeinsame oder semizentrale Stabilisierung führt nicht automatisch zu einer besseren Gesamtlösung. Sie erhöht die Anforderungen an Transport, Annahme, Lagerung, Entwässerung, Schlammwasserführung, Wärmeversorgung, Genehmigung und Kostenzuordnung. Außerdem können Rückwirkungen auf die kommunale Kläranlage entstehen, insbesondere durch zusätzliche Schlammwasserfrachten oder veränderte Betriebszustände. Auch diese Option ist daher nicht losgelöst vom Gesamtstandort zu bewerten, sondern nur im Zusammenhang mit industrieller Ansiedlung, regionalem Schlammaufkommen, verfügbarer Wärme und organisatorischer Trägerschaft.

Für die Klärschlammtrocknung war zunächst insbesondere die Nutzung vorhandener bzw. erwarteter Überschusswärme relevant. Die ursprüngliche Überlegung einer solaren bzw. abwärmegestützten Trocknung war mit der Annahme verbunden, dass am Standort industrielle oder netzseitige Wärmeüberschüsse genutzt werden können. In Kombination mit einer semizentralen Stabilisierung hätte eine Trocknung zusätzlich zur regionalen Klärschlammstrategie beitragen können. Im Falle einer gemeinsamen Faulung wären ohnehin wesentliche Schlammströme der Modellregion an einem Standort zusammengeführt worden, sodass sich ein zusätzlicher Ansatzpunkt für eine zentrale oder semizentrale Trocknung ergeben hätte.

Gleichzeitig verfügt das Industrieareal der Oxxynova über einen Gleisanschluss, wodurch neben dem Straßentransport auch ein möglicher Bahntransport getrockneter oder teilgetrockneter Klärschlämme zur Monoklärschlammverbrennung nach Hildesheim als logistische Option mitzudenken war. Die Trocknung hätte damit nicht nur Transportmengen reduziert, sondern auch die Anbindung der Modellregion an das KNRN energetisch und logistisch verbessern können (vgl. Bild 65).

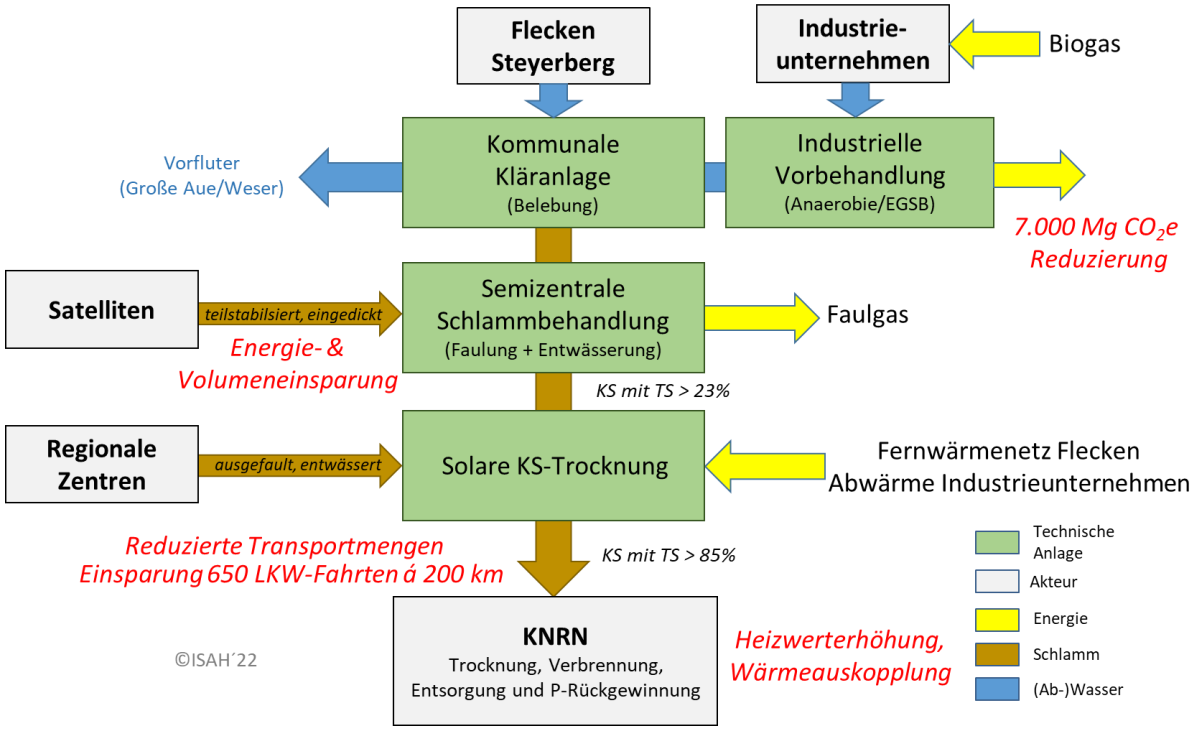


Bild 65: Überlagerung der Planungsoptionen am Standort Steyerberg mit Stoffströmen, Akteuren und Energieströmen

Die für diese Überlegungen maßgeblichen Randbedingungen veränderten sich jedoch im Projektverlauf erheblich. Infolge des völkerrechtswidrigen russischen Angriffskriegs gegen die Ukraine kam es ab 2022 zu starken Verwerfungen auf den Energiemärkten und zu deutlich steigenden Energiepreisen. Für die energieintensive DMT-Produktion der Oxxynova verschlechterten sich dadurch die wirtschaftlichen Produktionsbedingungen so stark, dass die Produktion am Standort im Januar 2023 eingestellt wurde. Mit dem Produktionsstopp entfiel zugleich die bis dahin zentrale industrielle Überschusswärmequelle, die sowohl für das bestehende Fernwärmenetz der Kommune als auch für eine mögliche abwärmegestützte Klärschlammtrocknung eine wesentliche Planungsannahme dargestellt hatte.

Der Wegfall dieser Wärmequelle führte zu einer grundlegenden Neuordnung der lokalen Energie- und Standortentwicklung. Das kommunale Fernwärmenetz musste zunächst über andere Erzeuger abgesichert werden. Übergangsweise erfolgte die Wärmebereitstellung über eine Biogasanlage sowie einen Heizkessel an der Wärmezentrale. Parallel wurde durch die Bürgerenergie Steyerberg Fernwärme eG eine neue erneuerbare Wärmeversorgung aufgebaut, die Solarthermie, Luft-Wärmepumpen, eine Holzhackschnitzelanlage und einen großen Wärmespeicher kombiniert. Damit wurde die Wärmeversorgung des Ortes unabhängig von der bisherigen industriellen Abwärmequelle. Gleichzeitig änderte sich aber auch die Grundlage für

die Bewertung möglicher Wärmeüberschüsse zur Klärschlammtrocknung.

Auch die industrielle Standortentwicklung wurde neu ausgerichtet. Die Oxxynova ging in einen Stand-by-Betrieb über, um die Nachnutzung des Brownfields vorzubereiten. Durch den Flächenerwerb des Fleckens Steyerberg im Gewerbe- und Industriegebiet „Am Hasenberge“, die gemeinsame Vermarktung mit Oxxynova und die Gründung der GreenTec Park Steyerberg GmbH entstand ein neuer Entwicklungsrahmen für den Standort. Damit blieb der Standort für die Abwasser-, Schlamm- und Energieplanung weiterhin relevant, allerdings nicht mehr auf Basis einer bekannten industriellen Produktion mit definierten Abwasser- und Wärmeströmen. Stattdessen hängen die künftigen Randbedingungen wesentlich von der tatsächlichen Ansiedlung neuer Betriebe, deren Produktionsprozessen sowie den daraus resultierenden Abwasser-, Wärme- und Energieflüssen ab.

Für die verfahrensoffene Investitionsplanung bedeutet dies eine Verschiebung des Entscheidungsraums. Die ursprünglich konkretere Kopplung aus Oxxynova-Abwasser, industrieller Abwärme, semizentraler Stabilisierung und möglicher Klärschlammtrocknung wurde durch einen offeneren Entwicklungsrahmen ersetzt. Die betrachteten Optionen wurden dadurch nicht grundsätzlich hinfällig, sie können jedoch nicht mehr auf Grundlage der ursprünglichen Annahmen bewertet werden. Stattdessen müssen die technischen Schnittstellen so vorbereitet werden, dass eine spätere Einbindung von Industrieabwasser, Wärmeüberschüssen, regionalen Schlammströmen oder Trocknungskapazitäten möglich bleibt, sobald belastbare Daten zu den neuen Standortnutzungen vorliegen.

Die kommunale Wärmeplanung bestätigt diese veränderte Ausgangslage. Für das Industriegebiet „Am Hasenberge“ wird die Nutzung potenzieller unvermeidbarer Abwärme als Prüf- und Koordinationsaufgabe beschrieben. Gleichzeitig wird deutlich, dass konkrete Wärmemengen und Temperaturniveaus erst mit der tatsächlichen Ansiedlung neuer Betriebe belastbar bewertet werden können. Als mögliche Wärmesenken kommen nicht nur der Flecken Steyerberg selbst, sondern auch angrenzende Versorgungsgebiete, industrielle Prozesse oder eine Klärschlammtrocknung in Betracht. Die Nutzung von Wärmeüberschüssen sollte somit nicht isoliert für eine einzelne Anwendung zu bewerten, sondern im Zusammenhang mit Wärmenetz, Industrieentwicklung, saisonalen Überschüssen und konkurrierenden Wärmesenken.

Aus planerischer Sicht entsteht damit eine klare Trennung zwischen Grundinvestitionen und Optionen. Grundinvestitionen sind Maßnahmen, die unabhängig von der späteren industriellen Entwicklung erforderlich oder sinnvoll sind. Dazu gehören insbesondere die Erneuerung der mechanischen Vorreinigung, die bauliche Neuordnung des Zulaufbereichs und die Sicherung der kommunalen Reinigungsleistung. Optionen sind dagegen Maßnahmen, deren Nutzen stark von der Entwicklung des GreenTec Parks abhängt. Dazu zählen Verbindungsleitungen, Speicher, anaerobe Vorbehandlung, Faulung, Klärschlammtrocknung, Wärmenutzung und zusätzliche Annahmekapazitäten.

Diese Trennung ist wesentlich für die Resilienz der Investitionsentscheidung. Resilienz bedeutet in diesem Zusammenhang nicht, alle Varianten technisch vorzuhalten oder parallel umzusetzen. Resilienz bedeutet vielmehr, die kommunale Pflichtaufgabe zuverlässig abzusichern und gleichzeitig spätere Entwicklungsrichtungen nicht durch heutige Festlegungen

auszuschließen. Die Kläranlage muss auch ohne zusätzliche industrielle Abwässer sicher betrieben werden können. Gleichzeitig sollten Trassen, Flächen, Höhenlagen, hydraulische Schnittstellen, Messstellen und Betreibergrenzen so geplant werden, dass eine spätere Einbindung industrieller Stoffströme möglich bleibt.

Tabelle 26: Offene Schnittstellen und spätere Entscheidungskriterien am Standort Steyerberg

Schnittstelle	kurzfristige Entscheidung	offen zu haltende Option	spätere Entscheidungskriterien
Kommunale Kläranlage	Erneuerung zentraler Anlagenteile, Betriebssicherheit und Einhaltung der Ablaufanforderungen	Erweiterung bzw. Verfahrensumstellung bei industrieller Mitbehandlung	Abwassermenge, CSB-Fracht, Nährstoffverhältnis, Hemmstoffe, hydraulische Belastung
Biologische Stufe	robuste Auslegung für den kommunalen Betrieb	Betrieb mit erhöhter C-Fracht bzw. veränderter Nährstoffelimination	Rest-CSB nach Vorbehandlung, Sauerstoffbedarf, Schlammproduktion, Ablaufwerte
Industrieabwasser	Anforderungen an Probenahme, Bilanzierung und Einleitbedingungen	anaerobe Vorbehandlung und kommunale Nachbehandlung	Abbaubarkeit, Restpotenzial, Schwankungen, Preis- und Betreiberkonzept
Schlammbehandlung	gesicherte Entsorgung im KNRN-Verbund	semizentrale Faulung bzw. Annahme regionaler Schlämme	Mengen, Transport, Schlammwasser, Faulraum, Betreibergrenzen
Klärschlammtrocknung	keine Festlegung ohne gesicherte Wärmequelle	solare oder abwärmegestützte Trocknung	Wärmeüberschuss, Sommerverfügbarkeit, TR-Ziel, Transportnutzen, Flächenbedarf
Wärmeversorgung	Einbindung in kommunale Wärmeplanung	Nutzung oder Abgabe von Wärme aus GreenTec Park, BESt-F eG oder Industriebetrieben	Temperatur, Leitungslängen, Netzstruktur, konkurrierende Wärmesenken
Logistik	Anschlussfähigkeit an den KNRN-Verbund sicherstellen	Straße, Schiene und ggf. Wasserweg kombinieren	Gleisanschluss, Hafen Liebenau, Mengen, Umschlag, Kosten, CO_2e

Die Betrachtung zeigt außerdem, dass der Wert einzelner Stoff- und Energieströme zeitabhängig ist. Industrieabwasser mit hoher organischer Fracht kann eine Belastung für die Kläranlage sein, unter passenden Randbedingungen aber auch eine Energie- und Kohlenstoffquelle darstellen. Wärme kann ein Abfallprodukt sein, wenn keine geeignete Senke vorhanden ist, oder ein Wertstoff, wenn Trocknung, Wärmenetz oder Industrieprozess zeitlich und technisch passen. Klärschlamm kann Entsorgungsaufgabe, Energieträger oder Nährstoffträger sein, abhängig von Stabilisierung, Wassergehalt, Heizwert, P-Gehalt und Verwertungsweg. Auch Stickstoff und Phosphor werden je nach Düngemittelpreisen, rechtlichen Anforderungen und regionalem Bedarf unterschiedlich bewertet.

Aus planerischer Sicht steht daher nicht die einmalige Auswahl einer optimalen Zielvariante im Vordergrund, sondern die Vorbereitung mehrerer belastbarer Entwicklungspfade. Die

zentrale Aufgabe besteht darin, Grundinvestitionen so umzusetzen, dass die kommunale Abwasserbehandlung gesichert wird, während spätere Erweiterungen für Industrieabwasser, Wärmeauskopplung, Klärschlammtrocknung oder semizentrale Schlammbehandlung weiterhin möglich bleiben. Entscheidend ist, welche heutigen Maßnahmen spätere Optionen offenhalten und welche Festlegungen spätere Entwicklungen technisch oder wirtschaftlich erschweren würden.

Ein Stoffstrom-, Anlagen- oder Industrieparkmodell kann diesen Prozess unterstützen, ohne selbst die Investitionsentscheidung zu ersetzen. Liegt ein geeignetes Modell vor, lassen sich unterschiedliche Entwicklungsszenarien vergleichsweise einfach nachvollziehen, beispielsweise neue Industrie- oder Gewerbeeinleiter, veränderte Abwassermengen, andere CSB-Frachten, zusätzliche Schlammströme oder verfügbare Wärmemengen. Auf dieser Grundlage kann geprüft werden, ob vorhandene Kapazitäten ausreichen, ab wann Erweiterungen erforderlich werden und welche Auswirkungen einzelne Ausbauschritte tendenziell auf Belüftungsbedarf, Schlammproduktion, Faulung, Schlammwasser, Trocknung und Transport hätten. Die Modellierung dient damit vor allem als Werkzeug zur wiederholbaren Plausibilisierung und Einordnung veränderter Randbedingungen.

Das Beispiel Steyerberg zeigt, dass die wesentliche Planungsentscheidung nicht in der frühzeitigen Festlegung auf einer einzelnen Zielvariante lag. Weder anaerobe Vorbehandlung, Faulung, Trocknung noch Belüftungsumbau konnten unter den veränderten Randbedingungen abschließend als alleiniger Entwicklungspfad festgelegt werden. Maßgebend war vielmehr, die unterschiedlichen technischen Pfade so vorzubereiten, dass notwendige Investitionen umgesetzt werden können und zugleich auf neue industrielle, energetische oder logistische Randbedingungen reagiert werden kann. Der Wegfall der ursprünglichen Oxxynova-Abwärme, die Neuordnung des Industrieareals, die kommunale Wärmeplanung und die Entwicklung des GreenTec Parks verdeutlichen, dass eine einmalige Variantenentscheidung zu diesem Zeitpunkt keine ausreichende Planungssicherheit geboten hätte.

Die verfahrensoffene Planung ermöglicht es, geänderte Rahmenbedingungen aufzunehmen, ohne den strategischen Entwicklungspfad aufzugeben. Die Verwendung eines regionalen digitalen Stoffstromzwillings, der die im Rahmen der Planungen erhoben Informationen in den erstellten Verfahrens- und Systemmodulen transparent und wieder einsetzbar „speichert“ unterstützt die agile Planung und durch schnelle und belastbare Kenndaten der verschiedenen Entwicklungsszenarien. Kurzfristig steht die Ertüchtigung der Kläranlage als kommunale Infrastruktur im Vordergrund. Mittel- und langfristig bleiben Schnittstellen zu Industrieabwasser, Wärmeversorgung, Klärschlammbehandlung und Logistik erhalten. Gerade für kleine und mittlere Kläranlagen in ländlichen Räumen ist dieser Ansatz relevant, weil wirtschaftlich tragfähige Lösungen häufig nicht aus der Einzelanlage allein entstehen, sondern aus der Kombination von kommunaler Grundfunktion, regionalem Verbund, industrieller Entwicklung und lokalen Energiepotenzialen.

7 Bepreisung gemeinsamer Leistungen (Gebühren)

Autor*innen:
Maike Beier, Kasra Saadlou, ISAH – Leibniz Universität Hannover

Inhaltsverzeichnis

7.1 Hintergrund - Frachten-Entgeltmodell 116
7.2 Kostenwirkungen einer Fremdschlammannahme 119
7.3 Konkretisierung des Verteilungsschlüssels für die Annahme durch die Kläranlage Hildesheim 125

Kurzbeschreibung

Der DSSZ berechnet für verschiedene Ausgestaltungs- und Betriebsvarianten stoffstrombezogene Informationen aktuell und quantitativ belastbar. Hieraus lassen sich die jeweiligen Kostenanteile der verschiedenen Nutzer einer Anlage direkt verursacherorientiert ableiten.

Grundlage ist der Frachtansatz, der die Kosten leistungsbezogen über die zugeleitete Fracht auf fünf Kostenträger (Q, CSB, N, P, AFS/TS) verteilt; der kalibrierte Stoffstromzwilling liefert die zugehörigen Frachten je Kostenstelle und macht das Modell zu einem Bepreisungsinstrument.

Am Beispiel der Annahme des eingedickten Überschussschlamms (ÜSS) der KA Pattensen zur Stabilisierung in der Faulung der KA Hildesheim wird zum einen das Prinzip der Kostenverteilung erörtert sowie für das konkrete Beispiel ausformuliert.

Der sich aus der Nutzung der einzelnen Verfahrensstufe ergebende feste Verteilungsschlüssel kann in der Abrechnungssoftware fest hinterlegt werden und berechnet Frachtabhängig anschließend die zu erhebenden Gebühren oder Preise.

Für die Fremdschlammannahme sind die nachfolgende Positionen zu berücksichtigen

- *Invest: Schlammschiene (mengenabhängig) und anteilig der Rückbelastungsanteil Belebung*
- *Betrieb:*
  - *Personal – anteilig Invest*
  - *Betriebsmittel – mengenabhängig*
  - *Gasertrag – als Gutschrift CSB-abhängig*
  - *Wärmebedarf Trocknung – anteilig Wassergehalt*

Aus der so ermittelten Netto-Mehrbelastung leitet das Modell ein transparentes, fortschreibbares Entgelt ab. Für die Umsetzung empfiehlt es sich daher, vertraglich kein festes Entgelt, sondern die Berücksichtigung der maßgeblichen Kostenträger und Kostenstellen zu vereinbaren und die Entgelthöhe jeweils aktuell aus dem Modell zu bestimmen.

Die Systematik lässt sich auf weitere gemeinsam erbrachte Verbundleistungen übertragen.

7.1 Hintergrund - Frachten-Entgeltmodell

Ziel eines Anlagen-Verbunds ist es, durch gemeinsame Anlagennutzung und abgestimmten Betrieb Synergien zu aktivieren und durch den Zusammenschluss eine erhöhte Wirtschaftlichkeit, Flexibilität und Resilienz in diesem Fall der Entsorgung mit P-Rückgewinnung zu erreichen. Das bedeutet auf der anderen Seite, dass es umfangreich Kosten auf die verschiedenen Nutzer verteilt werden müssen. Satellitenanlagen geben ihren Schlamm oder einzelne

Teilströme zur Weiterbehandlung an Regionale Zentren ab, Schlämme werden an dezentralen Standorten entwässert, getrocknet oder stabilisiert, Co-Substrate angenommen usw. usw. Die verursacherorientierte Bepreisung dieser verschiedenen Leistungen und wie der DSSZ diese Kostenverteilung unterstützen und weitgehend automatisierten kann ist Gegenstand dieses Kapitels. Das frachtenbasierte Entgeltmodell, gespeist vom kalibrierten Stoffstromzwilling der Anlage, ordnet die Belastung leistungsbezogen den einzelnen Behandlungsschritten zu und macht sie damit transparent und auf die aktuelle Betriebssituation bezogen bepreisbar.

Die verursachergerechte Verteilung stützt sich auf eine dreistufige Kostenrechnung (Bild 66). Die Kostenartenrechnung erfasst sämtliche Kosten und führt sie zu den Gesamtjahreskosten zusammen; die Kostenstellenrechnung ordnet diese Kosten einer dem Anlagevermögen folgenden Kostenstellenstruktur zu und verteilt die Betriebskosten dabei über den Betriebsabrechnungsbogen (BAB); die Kostenträgerrechnung verteilt die Kosten der Kostenstellen schließlich über den Verteilungsschlüssel auf die Kostenträger. Dieser Schlüssel (welcher Anteil je Kostenträger die Kosten einer Kostenstelle verursacht) bildet den Kern der verursachergerechten Verteilung.

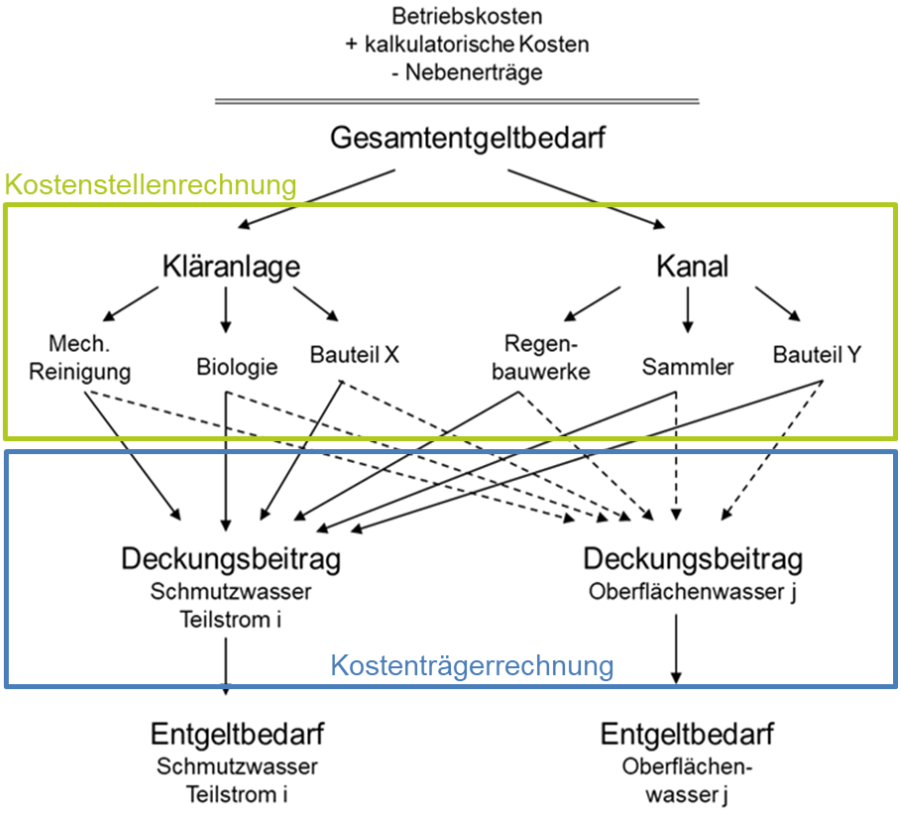


Bild 66: Aufbau der dreistufigen Kostenrechnung zur verursachergerechten Gebührenermittlung. (DWA 2024)

Für die Aufteilung auf die Kostenträger stehen grundsätzlich drei Verteilungsmaßstäbe zur Wahl: das Verhältnis der Mehr- und Minderkosten, das Verhältnis selbständiger Anlagen und die leistungsbezogene Verteilung. Für die Kläranlage ist die leistungsbezogene Verteilung sachgerecht, weil sie sich an den Planungs- und Dimensionierungsgrößen der Bauteile orientiert und unterschiedliche Inanspruchnahmen direkt und dynamisch abbildet. Das prinzipielle Vorgehen bei der Kostenträgerrechnung veranschaulicht Bild 67. Kostenverursachend ist

dabei die zugeführte Schmutzstofffracht: Als Mengengröße bestimmt sie die Dimensionierung der Anlagenteile und damit die Reinigungskosten, während die Konzentration diese Abhängigkeit nicht abbildet. Die Berechnung erfolgt daher frachtbezogen, nicht konzentrationsbezogen.

Als Kostenträger dienen entsprechend die mengenbezogenen, bemessungsbestimmenden Zulaufgrößen: die Wassermenge Q (linear bestimmend für die mechanische Stufe, die Pumpwerke und die Nachklärung), die organische Fracht (methodisch als biochemischer Sauerstoffbedarf BSB5 hergeleitet, im Projektmodell als chemischer Sauerstoffbedarf CSB geführt), die Stickstofffracht N (Belüftung und Denitrifikationsvolumen), die Phosphorfracht P sowie die Feststofffracht. Die Feststofffracht wird im Wasserzulauf als abfiltrierbare Stoffe (AFS), im Schlammpfad als Trockensubstanz (TS) erfasst und daher als Kostenträger AFS/TS geführt, vor allem über ihren Inertanteil. Nicht als Kostenträger geeignet sind die Überschussschlammmenge, die sich im Teilstromzulauf nicht direkt bestimmen lässt, sowie Verhältnisgrößen wie BSB5/N oder BSB5/P, die keine Mengengrößen sind. Zustandsgrößen können neben der Frachtberechnung über Zu- und Abschläge berücksichtig werden.

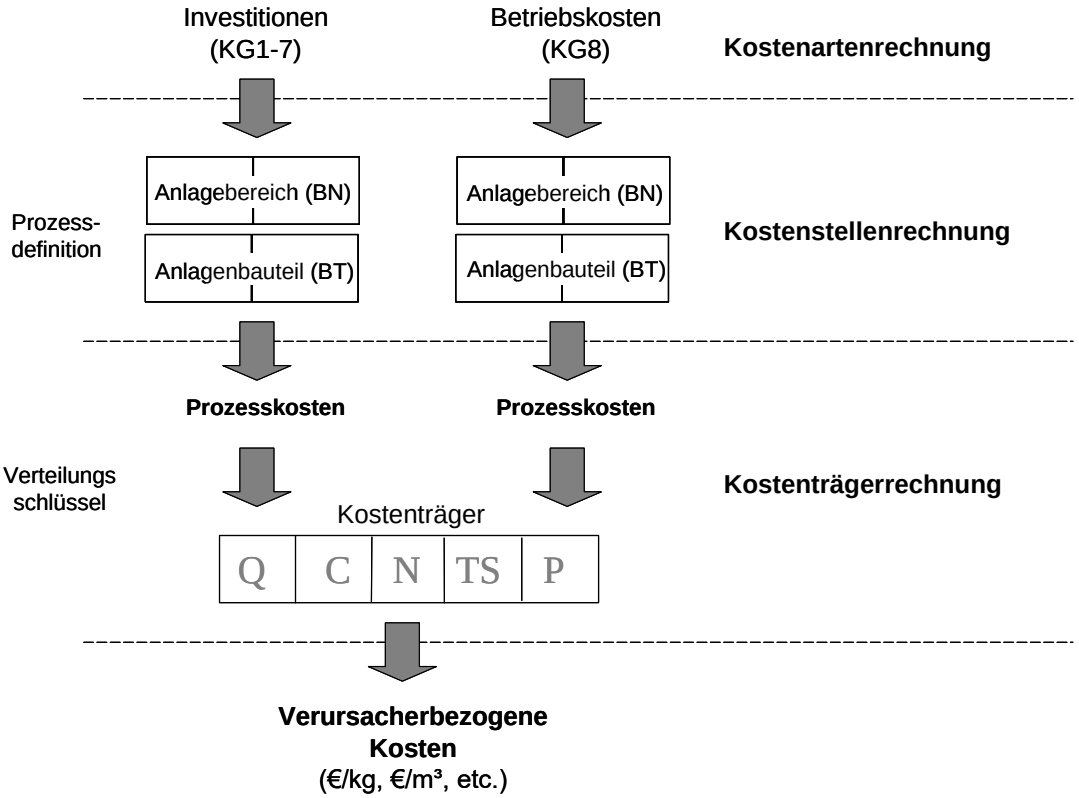


Bild 67: Prinzipielles Vorgehen bei der Kostenträgerrechnung zur Gebührenkalkulation

Der spezifische Reinigungspreis je Kostenträger setzt sich aus den Kostenanteilen der einzelnen Kostenstellen zusammen, getrennt nach Betriebskosten (BK) und Investitionen (Inv) und orts- wie anlagenspezifisch:

$$x_i = \Sigma_j \left(x_{ij}, BK + x_{ij}, Inv \right) \qquad (4)$$

Darin bezeichnet x_i den auf den Kostenträger i entfallenden spezifischen Reinigungspreis (Kosten je Einheit zugeleiteter Fracht), summiert über die Kostenstellen j und getrennt nach

dem Betriebskostenanteil $x_{\{i,j,BK\}}$ und dem Investitionsanteil $x_{\{i,j,Inv\}}$. Multipliziert mit den zugeleiteten Frachten ergeben sich die durch die Gebühr zu deckenden Jahreskosten:

$$JK = \Sigma_i x_i \cdot F_i \quad (5)$$

mit F_i als der dem Kostenträger i zugeleiteten Jahresfracht (kg/a). Die Einheiten bleiben in den Gleichungen erhalten; ihre absoluten Kostenansätze werden erst modellintern eingesetzt.

Auf dieser Grundlage bleibt das Modell dynamisch fortschreibbar: Änderungen in den Kostenansätzen, in den Mengen und Frachten oder in den eingesetzten Verfahren schlagen unmittelbar auf die Gebühr durch. Daraus ergeben sich fünf praktische Vorteile des frachtenbasierten Entgeltmodells: die Übernahme aktueller Kostendaten, deren automatische Zuordnung zu den Kostenstellen, die anlagenspezifisch nur einmalige Aufstellung des Verteilungsschlüssels je Kostenträger, die jederzeit aktuelle Ermittlung der Reinigungspreise sowie weitgehende Synergien im Controlling.

Nutzbar wird diese Fortschreibbarkeit erst durch die Verbindung mit dem DSSZ – mit ihm lassen sich die zugeleiteten Frachten je Kostenstelle, Referenzpunkt und Zeitpunkt verlässlich angeben. Damit werden die Kostenträger- und Kostenstellenanteile berechenbar, und das Modell wird von einem Tarifwerk fester Pauschalen zu einem Bepreisungsinstrument, welches jeden aufgenommenen Strom verursachergerecht abbildet.

Für die Umsetzung im Verbund wird daher empfohlen, vertraglich kein festes Entgelt zu vereinbaren, sondern stattdessen die maßgeblichen Kostenträger und die zu berücksichtigenden Kostenstellen; die Höhe des Entgelts ergibt sich dann jeweils aktuell entsprechend dem vereinbarten Verteilungsschlüssel aus den aktuellen anfallenden realen Kosten. So können Verschiebungen in einzelnen spezifischen Kostenansätzen, wie z. B. der Energiepreis oder Entsorgungskosten in der Bepreisung verursachergerecht umgelegt werden. Die Entwicklung eines verursacherbasierten Verteilungsschlüssels wird nachfolgend für die Schlammannahme zur anaeroben Stabilisierung durchdekliniert. Die Systematik lässt sich auf jede weitere gemeinsam erbrachte Leistung im Verbund übertragen, wie etwa auf die verbundweite Wärmeabgabe, die über den Energievektor abgebildet wird.

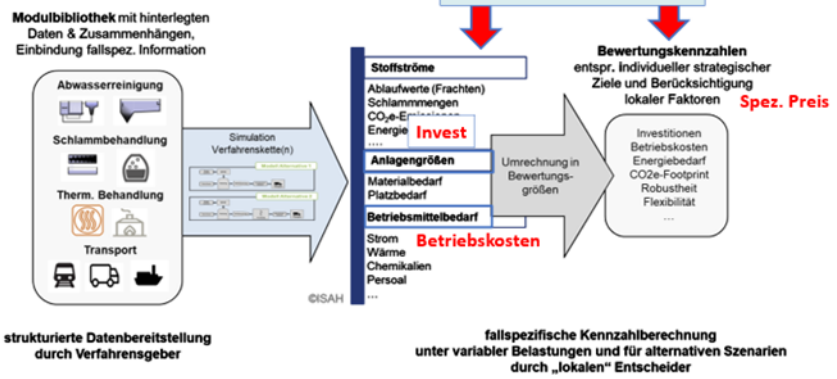
7.2 Kostenwirkungen einer Fremdschlammannahme

Nachfolgend werden die Folien des Vortrages „Kostenermittlung und -verteilung im Verbund am Beispiel des KNRN“ im Rahmen des DWA-RePhoR-Seminars zu Rechts- und Organisationsfragen am 15.April 2026 bereitgestellt. Im Vortrag wurden einmal die verschiedenen zu berücksichtigenden Faktoren zur Berücksichtigung aller Kostenwirkung einer Fremdschlammannahme zusammengestellt und Punkt für Punkt für verschiedene Verfahrensausprägungen dargelegt. Für die Verknüpfung mit dem DSSZ ist diese eindeutige Definition des jeweiligen Kostentreibers die wichtigste Festlegung, da hierauf aufbauend dann die Verteilung der Kosten automatisiert erfolgen kann.

Konzept modellgestützte Bewertung

- Modellgestützte strategische Investitionsplanung
- Potentiale von innovativen Verfahren identifizieren
- Werkzeuge zur Umsetzung erproben

Verteilungsfaktoren können fest hinterlegt werden im Stoffstrommodell

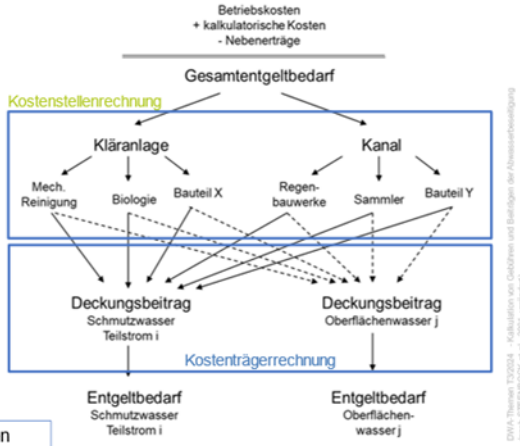


Vorteile eines Frachten-Entgeltmodells

- Direkte Übernahme der aktuellen Kostendaten (wie Restbuchwerte, Verbräuche, etc.) möglich.
- „Automatische Zuordnung" der Kostendaten zu den Kostenstellen, durch hinterlegte Zuordnung im Rechnungswesen
- Anlagenspezifische einmalige Aufstellung des Verteilungsschlüssels für die Kostenträger
- Änderungen der Prozesstechnik, Zulaufbedingungen, etc. einfache einzubinden, dadurch Reinigungspreise aktuell ermittelbar.
- Kenntnis über spezifischen Reinigungspreis nicht nur für Gebührenberechnung sinnvoll- weitgehende Synergien im Controlling

Im Vortrag nur die Verteilung der **direkten** Kosten „Sonstige Kosten" (Personal, Wartung, Overhead…) können mit allg. Schlüssel zugeordnet werden

Basisinformation für Preisgestaltung- für den tatsächlichen „Preis", wie bei Gebühr, zusätzliche Aspekte zu berücksichtigen



Kostenermittlung anaerobe Stabilisierung von Fremdschlämmen

Nutzen

Belebung kleiner
Energiebedarf reduziert
Biogasproduktion erhöht

bei abgebender Anlage

oTR → CSB_{abb} → 350 l CH_4/kg CSB

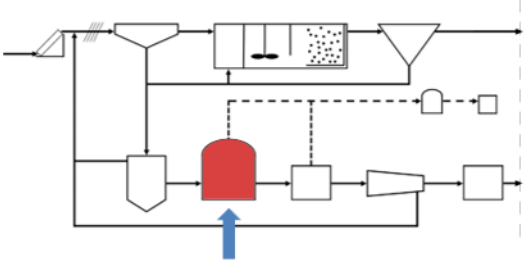
$CSB_{Schlamm}$

Kosten beim Dienstleister

Faulraumkapazität → Invest → $Q_{Schlamm}$ (OS)

Über Bemessung

Schlammentsorgung
Rückbelastung



Kostenermittlung anaerobe Stabilisierung von Fremdschlämmen

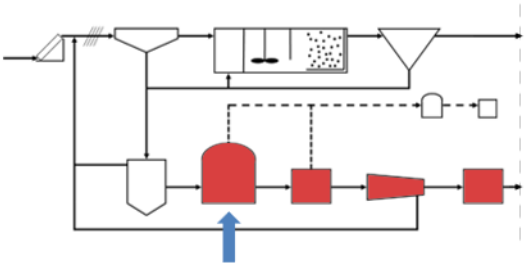
Nutzen
Belebung kleiner
Energiebedarf reduziert
Biogasproduktion erhöht

oTR → CSB_{abb} → 350 l CH_4/kg CSB

$CSB_{schlamm}$

Kosten beim Dienstleister
Faulraumkapazität → Invest → $Q_{Schlamm}$ (OS)
Schlammentsorgung
Rückbelastung → Invest + BK → $Q_{Schlamm}$ (OS)

Stabilisierung
Eindickung
Entwässerung
Trocknung — Wassergehalt, oTS-Gehalt
Lagerung
Transport
Entsorgung — P-Gehalt...



Kostenermittlung anaerobe Stabilisierung von Fremdschlämmen

Nutzen
Belebung kleiner
Energiebedarf reduziert
Biogasproduktion erhöht

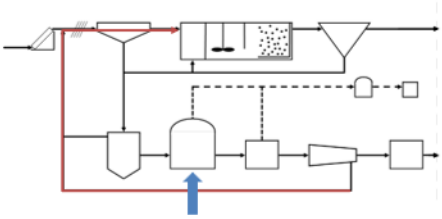
oTR → CSB → 350 l CH4/kg CSB

$CSB_{schlamm}$

Kosten beim Dienstleister
Faulraumkapazität → Invest → $Q_{Schlamm}$ (OS)
Schlammentsorgung
Rückbelastung → Invest + BK → $Q_{Schlamm}$ (OS)

VK → Zugabepunkt

Q_{sw}



Kostenermittlung anaerobe Stabilisierung von Fremdschlämmen

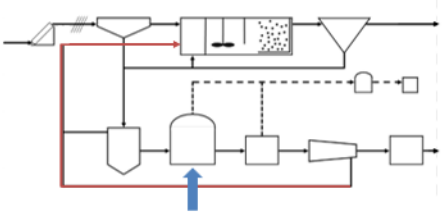
Nutzen
Belebung kleiner
Energiebedarf reduziert
Biogasproduktion erhöht

oTR → CSB → 350 l CH4/kg CSB

$CSB_{schlamm}$

Kosten beim Dienstleister
Faulraumkapazität → Invest → $Q_{Schlamm}$ (OS)
Schlammentsorgung
Rückbelastung → Invest + BK → $Q_{Schlamm}$ (OS)

N
P



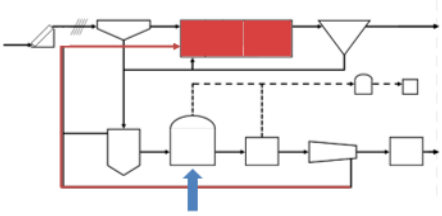
Kostenermittlung anaerobe Stabilisierung von Fremdschlämmen

Nutzen
Belebung kleiner
Energiebedarf reduziert
Biogasproduktion erhöht

oTR → CSB → 350 l CH4/kg CSB

$CSB_{Schlamm}$

Kosten beim Dienstleister
Faulraumkapazität → Invest → $Q_{Schlamm}$ (OS)
Schlammentsorgung
Rückbelastung → Invest + BK → $Q_{Schlamm}$ (OS)
→ N
1. Belüftung
2. ggf. Deni → ggf. Schlamm
nur wenn extra CSB dosiert wird !



Kostenermittlung anaerobe Stabilisierung von Fremdschlämmen

Nutzen
Belebung kleiner
Energiebedarf reduziert
Biogasproduktion erhöht

oTR → CSB → 350 l CH4/kg CSB

$CSB_{Schlamm}$

Kosten beim Dienstleister
Faulraumkapazität → Invest → $Q_{Schlamm}$ (OS)
Schlammentsorgung
Rückbelastung → Invest + BK → $Q_{Schlamm}$ (OS)
→ N
1. Belüftung

Wie hoch abhängig vom Verfahren

Teilstrom (Deammo)
50% O_2
Invest

Hauptstrom
Belüftung
Denivolumen Schlamm
CSBdosiert

Beckenvolumen tTS → CSB und P

N-Fracht

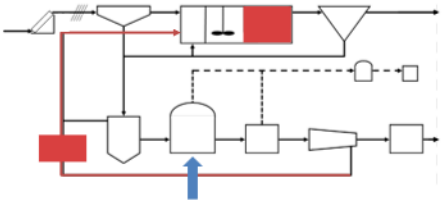
Wie hoch abhängig vom Verfahren

CSTR
Beckenvolumen über HRT

SBR
Beckenvolumen über B_{oTS} oder B_{TS}

Q

N



Kostenermittlung anaerobe Stabilisierung von Fremdschlämmen

Nutzen
Belebung kleiner
Energiebedarf reduziert
Biogasproduktion erhöht

oTR → CSB → 350 l CH4/kg CSB

$CSB_{Schlamm}$

Kosten beim Dienstleister
Faulraumkapazität → Invest → $Q_{Schlamm}$ (OS)
Schlammentsorgung
Rückbelastung → Invest + BK → $Q_{Schlamm}$ (OS)
→ N
1. Belüftung

Wie hoch abhängig vom Verfahren

Teilstrom (Deammo)
50% O_2
Invest

Hauptstrom
Belüftung

N-Fracht

SEHi

Wie hoch abhängig vom Verfahren

CSTR
Beckenvolumen über HRT

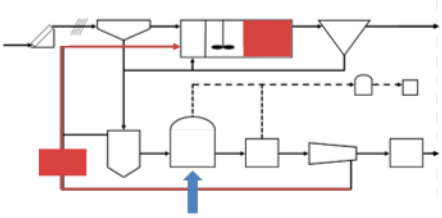
SBR
Beckenvolumen über B_{oTS} oder B_{TS}

Q

N

SEHi

Zukünftig mit Brüden + Co-Substraten



Brüdenkondensat

Nicht vergessen



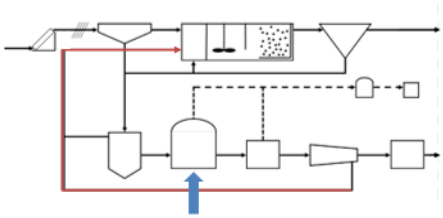
Stickstoff	CSB	Abfiltrierbare Stoffe	Volumenstrom	Phosphor
200–3.100 mg/L NH_4-N	300–9.500 mg/L CSB_{hom} 250–8.500 mg/L CSB_{fil}	0,5–700 mg/L $TS_{0,45µm}$		<<50 mg/L P_{ges}
Hauptstrom • Sauerstoffbedarf • Nur relevant für die Schlammerzeugung wenn CSB -Dosierung	**Hauptstrom** • Benötigtes Belebungsvolumen (Bemessung tTS) • Erzeugt Schlamm → Schlammbehandlung	**Hauptstrom** • Benötigtes ggf. Belebungsvolumen (Bemessung tTS) • Trägt zur Gesamt-schlammmenge bei, relevant für Schlammbehandlung	**Hauptstrom** • Vernachlässigbar • Ggf. bei Einleitung in VK	**Hauptstrom** • Vernachlässigbar
Teilstrom • Auslegungsgröße über Raum-belastung • Sauerstoffbedarf • Volumen und Schlamm bei CSB -Dosierung	**Teilstrom** • nicht direkt relevant, da Bemessung über Q oder N • Ggf. Verdrängung Anammox (einstufig) • Ggf. Hemmung & Stöße → Volumen	**Teilstrom** • nicht relevant	**Teilstrom** • Auslegungsgröße Ausschwemm-reaktor über HRT	**Teilstrom** • Nicht relevant

Kostenermittlung anaerobe Stabilisierung von Fremdschlämmen

Nutzen
Belebung kleiner
Energiebedarf reduziert
Biogasproduktion erhöht

oTR → CSB → 350 l CH4/kg CSB

$CSB_{schlamm}$



Kosten beim Dienstleister
Faulraumkapazität → Invest → $Q_{schlamm}$ (OS)
Schlammentsorgung
Rückbelastung → Invest + BK → $Q_{schlamm}$ (OS)

N Fracht

$P_{ges,üs}$ reicht nicht!

P_{min} + $P_{phys.}$ + P_{lux}

$P_{ges} - P_{phys}$ → bei Fällung → keine zusätzlichen Kosten

durch ÜS 2% von oTS → oTS → Anteilig P-Eliminationskosten

$P_{ges} - P_{phys}$ Zu 100% ansetzen → bei Bio-P

Kostenermittlung anaerobe Stabilisierung von Fremdschlämmen

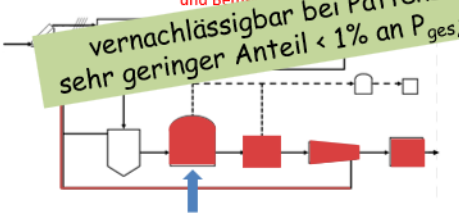
Nutzen
Belebung kleiner
Energiebedarf reduziert
Biogasproduktion erhöht

oTR → CSB → 350 l CH4/kg CSB

$CSB_{schlamm}$

Invest zu berücksichtigen wegen zusätzlichem Schlamm und Bemess

vernachlässigbar bei Pattensen
sehr geringer Anteil < 1% an $P_{ges,Zulauf}$



Kosten beim Dienstleister
Faulraumkapazität → Invest → $Q_{schlamm}$ (OS)
Schlammentsorgung
Rückbelastung → Invest + BK → $Q_{schlamm}$ (OS)

N

$P_{ges, üs}$ = ~~P_{min}~~ + $P_{phys.}$ + ~~P_{lux}~~

Stadt Pattensen in der Region Hannover

3,7% Anteil an P-Rückbelastung

$P_{ges} - P_{phys}$ → bei Fällung → keine zusätzlichen Kosten

durch ÜS 2% von oTS → oTS → Anteilig P-Eliminationskosten

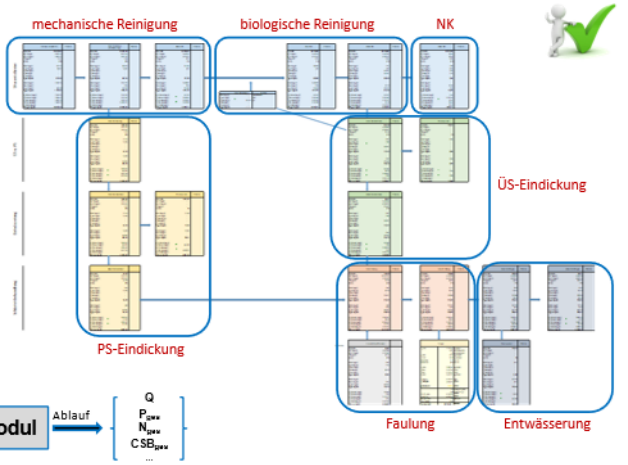
Messgröße für Teilstrom

Bilanzmodell als Basis der Entgeldberechnung

Kostenstellen entsprechen Anlagevermögen und Gebührenkalkulation

Digitaler Stoffstromzwilling:
- Frachten an jedem Referenzpunkt der Kostenstellen verfügbar zu jedem Zeitpunkt:
- Kalibriertes Bilanzmodell, z.B. Excel





Q, P_{ges}, N_{ges}, CSB_{ges} … Zulauf → **Modul** → Ablauf Q, P_{ges}, N_{ges}, CSB_{ges} …

Schlammannahme Hildesheim

Nutzen
Belebung kleiner
Energiebedarf reduziert
Biogasproduktion erhöht
oTR → CSB → 350 l CH4/kg CSB

Wert ist genauso wie die Aufwände anlagenspezifisch zu monetarisieren

Parameter	Wert
Q (m^3/a)	5431
oTS (t/a)	217
TS (t/a)	271,5
CSB (t/a)	260
N_{ges} (t/a)	17,3
P_{ges} (t/a)	8,2

ÜSS aus Pattensen

$CSB_{Schlamm}$ → 350 l Methan/kg CSB → CH_4 Ertrag: 91.000 m^3/a (5,8 % von Gesamtgasertrag der Kläranlage) → Heizwert: 9,9 kWh/m^3 → 900.900 kWh/a (Pot. Energie) → ηel BHKW: 38% → 342.342 kWh/a (Elektrische Energie)

Verkauf von Biogas?

Strompreis: ? €/kWh

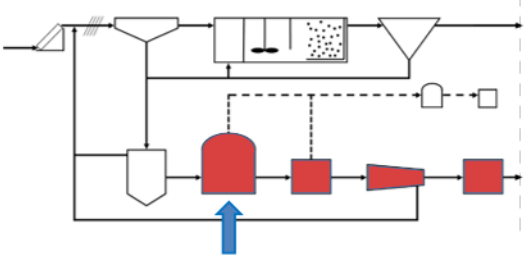
? €/a Nutzen

Kostenermittlung Annahme Cosubstrate

Nutzen
Reststoffentsorgung
Biogasproduktion erhöht
oTR → CSB → ? l CH4/kg CSB

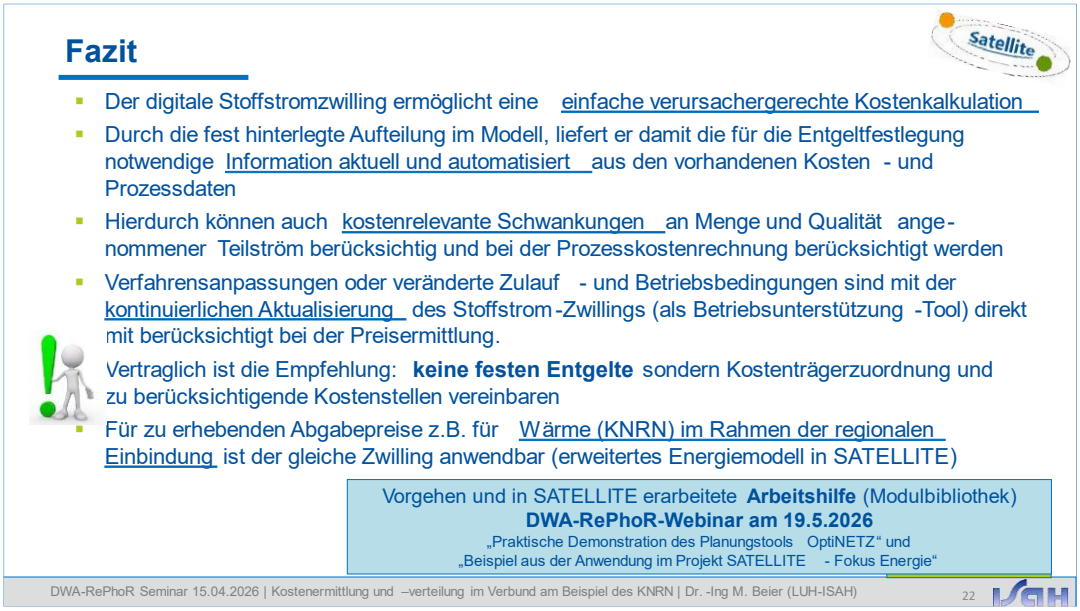
$CSB_{Co-Substrat}$

Kosten beim Dienstleister
Faulraumkapazität → Invest → $Q_{Schlamm}$ (OS)
Schlammentsorgung
Rückbelastung → Invest + BK → $Q_{Schlamm}$ (OS)
Rückbelastung → N
Rückbelastung → Pges



Am Beispiel von Marmeladenabwasser:
CSB: 4.300 mg/l
Q: 15 m^3/d
Zusätzliche Biogasprod…
Potenziell…

Lohnt sich eine Annahme oder muss sie bezahlt werden



7.3 Konkretisierung des Verteilungsschlüssels für die Annahme durch die Kläranlage Hildesheim

Im hier betrachteten Fall nimmt die KA Hildesheim den eingedickten Überschussschlamm (ÜSS) der KA Pattensen in ihre Faulung auf. Über alle Kostenstellen der KA Hildesheim tragen die organische Fracht (CSB) und die Feststofffracht (AFS/TS) den weitaus größten Teil der Kosten, während Stickstoff und Phosphor kleine Anteile stellen (Tabelle 27; die Anteile beziehen sich auf die frachtbezogenen Kostenträger, die Wassermenge Q bildet den von der Wassermenge abhängigen Rest). Der Kostenträger P liegt bei rund 4-5%. Diese Anteile ergeben sich, indem der generische Verteilungsschlüssel des Frachtansatzes mit den Betriebsabrechnungsdaten (BAB) der KA Hildesheim konkretisiert wird.

Tabelle 27: Aggregierte Kostenträgeranteile der KA Hildesheim, getrennt nach Kapital und Betrieb (relativ)

Kostenträger	Kapital (Invest)	Betrieb
CSB (organisch)	~55%	~49%
AFS/TS	~30%	~42%
N	~11%	~5%
P	~4%	~5%

Auf der Ebene der gesamten Kläranlage teilen sich die Kosten in rund 38% Kapital- und 62% Betriebskosten. Der verschmutzungsabhängige Anteil, also der über die frachtbezogenen Kostenträger verteilte Teil im Unterschied zum von der Wassermenge abhängigen Rest, beträgt rund 64% der Kapital- und 72% der Betriebskosten.

Der zugrunde liegende Verteilungsschlüssel folgt den Bemessungsgrößen je Bauteil und ordnet jede Kostenstelle den Kostenträgern zu: die hydraulisch bestimmten Stufen (mechanische Reinigung, Pumpwerke, Nachklärung) der Wassermenge Q, die biologische Stufe dem CSB, dem Stickstoff und dem Phosphor, die Fällung dem Phosphor, die Schlammbehandlung dem

CSB, dem Phosphor und der Feststofffracht (AFS/TS) sowie die Faulgasbehandlung, deren Kosten dem Gasertrag folgen, im Wesentlichen dem CSB. Dieser Schlüssel wird für Investitionen und Betrieb getrennt geführt, ist anlagenspezifisch und für jeden Anwendungsfall gesondert aufzustellen; sein aggregiertes Ergebnis für die KA Hildesheim fasst Tabelle 27 zusammen. Er bildet die Prämisse, aus der sich die folgende Verschiebung der Kostenträger nachvollziehen lässt.

Insgesamt erhöht die Fremdschlammannahme die Kosten vor Verrechnung der Biogas-Gutschrift um rund 1,8% gegenüber dem Basisfall, bezogen auf dessen Gesamt-Jahreskosten aus Kapital- und Betriebskosten. Diese Mehrbelastung entfällt nahezu vollständig auf den Schlammpfad. Von der gesamten Mehrbelastung entfallen rund 59% auf die Schlammverwertung, rund 31% auf die Schlammfaulung und rund 5% auf die Faulgasbehandlung; auf die biologische Reinigung entfallen nur rund 3%, die übrigen Kostenstellen bleiben vernachlässigbar. Diese Mehrkosten teilen sich in rund 31% Kapital- und 69% Betriebskosten und sind damit stärker betriebskostengetrieben als das Kostengefüge der Anlage insgesamt.

Über denselben Verteilungsschlüssel schlägt diese Mehrbelastung auf bestimmte Kostenträger durch. Im Schlammpfad trifft sie vor allem die Kostenträger CSB und AFS/TS, an der Faulgasbehandlung den CSB; an der biologischen Stufe bleibt sie gering und geht allein auf einen kleinen Stickstoffanteil aus der Rückbelastung zurück, dem internen Rückstrom aus der Schlammbehandlung in den Wasserpfad. Diese Zuordnung ist teilstromspezifisch: Ein rein flüssiger Teilstrom würde statt der Schlammpfad-Kostenstellen die biologische Reinigung belasten und die Mehrbelastung entsprechend anders auf die Kostenträger verteilen.

8 Verzeichnisse

8.1 Bildverzeichnis

Bild 1: Einbindungsoptionen der Primärschlammversäuerung in die Verfahrenskette der Kläranlage Hildesheim 5
Bild 2: Vereinfachtes Schema des anaeroben Abbaus mit Hydrolyse, Acidogenese, Acetogenese und Methanogenese [nach Batstone et al. (2002)] 6
Bild 3: Entwicklung organischer Säuren bei den Laborversuchen zur Primärschlammversäuerung 7
Bild 4: pH-Wert Verlauf über die Versuchszeit 8
Bild 5: Nährstoffrücklösung von NH_4-N und PO_4-P 9
Bild 6: Gaszusammensetzung der Versuchsreihe 30 °C und Gasentstehung 9
Bild 7: Vergleich der gemessenen Säurebildung mit Literaturansätzen nach Buchauer (1996) und Moser-Engeler et al. (1999) 10
Bild 8: Einfluss der Primärschlammversäuerung auf die gelöste CSB-Fracht im Zulauf zur Belebung.....11
Bild 9: Einfluss der Primärschlammversäuerung auf die gelöste CSB-Fracht im Zulauf zur Belebung.....11
Bild 10: Grundlogik der modellgestützten Ermittlung freier Faulraumkapazitäten.....14
Bild 11: Gegenüberstellung von vorhandener Faulzeit (links) und erforderlicher nach M368 (Mitte) und A368-1 GB (rechts) 17
Bild 12: Rechnerisch freie Faulraumkapazität im Ist-Zustand der Kläranlage Hildesheim .18
Bild 13: Auswirkungen einer Erhöhung des Eindickgrads des Primärschlamms von 4,65% auf 6% 19
Bild 14: Technische Zeichnung der Co-Substratannahmestation Hildesheim mit Annahme, Zerkleinerung und thermischer Vorbehandlung (SEHi) 21
Bild 15: Einbindung von Fremdschlämmen und Co-Substraten in das Stoffstrommodell Hildesheim 25
Bild 16: Methanertrag durch Co-Substratnutzung für Grünschnitt (nach Genehmigungsmenge und 3-facher Menge) und zusätzlichem Fremdschlamm [Hildesheim-Charakteristika] (nach Genehmigung und maximaler Ausnutzung Kapazität).....25
Bild 17: Bilanz der Fettfrachten der Kläranlage Hildesheim als Sankey-Diagramm ASF Ablauf Sandfang, AVK Ablauf Vorklärung, PS Primärschlamm, RE Rechen, RG Rechengut, SFG Sandfang, TW Trübwasser, ZKA Zulauf Kläranlage in Mg/a 27
Bild 18: Beispiele betrieblicher Fettprobleme auf der Kläranlage Hildesheim: Fettbällchen auf dem Sandfang 1 27
Bild 19: Anschaulicher Vergleich der einstufigen und zweistufigen Faulung [DWA 2026]..30
Bild 20: Hydrolyserate in Abhängigkeit der Temperatur mit kH,35= 0,25 und θkH = 0,069 32
Bild 21: Schematische Darstellung der mesophilen Betriebsvarianten: Parallelbetrieb im Ist-Zustand und zweistufige mesophile Fahrweise 34
Bild 22: Gesamtaufenthaltszeit zur Erreichung des Stabilisierungsziels (rechts) für den

1- und 2-stufigen Faulungsbetrieb 35
Bild 23: Gegenüberstellung des realen Wärmebedarfs der Faulung bei 40 °C Betriebstemperatur im Vergleich zum theoretischen Bedarf bei 35 °C 36
Bild 24: Gegenüberstellung der erforderlichen Verweilzeit zur Erreichung des angesetzten Stabilisierungsziels und der berechneten Methanenergie bei Faulungstemperaturen von 40 °C und 35 °C bei einstufiger Betriebsweise 37
Bild 25: Schematische Darstellung der untersuchten thermophil/mesophilen Betriebsweise mit thermophiler Hochlaststufe bei 55 °C und mesophiler Nachfaulung bei 40 C 38
Bild 26: spezifischer Methanertrag der thermophilen Einzelstufe in Abhängigkeit der mittleren Verweilzeit mit Referenzwert nach DWA-M 368 39
Bild 27: Konzentration organischer Säuren im Ablauf der thermophilen Hochlaststufe bei Verweilzeiten von ca. 3,1d, 3,6d, und 7,1d 39
Bild 28: Spezifischer Gesamtmethanertrag der zweistufigen Thermophil/mesophilen Faulung in Abhängigkeit der mittleren Verweilzeit 40
Bild 29: Stabilisierungsgrad der zweistufigen thermophil/mesophilen Faulung in Abhängigkeit der mittleren Gesamtverweilzeit 41
Bild 30: Sich einstellende Verweilzeiten für PS, einem Teil des ÜSS und dem gesamten ÜSS im Vergleich zur benötigten Verweilzeit (rot) im Wartungsfall 42
Bild 31: Schlammalter Belebung Kläranlage Hildesheim auf Basis von Online-Messwerten 43
Bild 32: Einfluss von Schlammalter und Temperatur auf die anteilige CSB-Umwandlung in der Belebung: veratmeter CSB und in Biomasse gebundener CSB 46
Bild 33: Vergleich der berechneten Methanenergie in der Faulung bei unterschiedlichem aeroben Schlammalter in der Belebung 48
Bild 34: vorhandene Voreindicker die für Deammonifikation umgenutzt werden können 53
Bild 35: Fließbild und Luftaufnahme der Kläranlage Hameln 56
Bild 36: freie Kapazitäten auf Grundlage einer Nachbemessung nach A131 85%-Perzentil-Zulauf 56
Bild 37: Erforderliches Beckenvolumina zur Mitbehandlung von Brüden nach verschiedenen Szenarien 57
Bild 38: Einbindung der Klärschlammtrocknung in die Schlammbehandlung der KA Göttingen 60
Bild 39: Stoffstrombilanz Klärschlammtrocknung für unterschiedliche Ziel-TR 62
Bild 40: Wärmeanteile der Teiltrocknung auf 36% TR 65
Bild 41: Wärmeanteile der Volltrocknung auf 90% TR 67
Bild 42: Betrachtete Transportoptionen für Klärschlamm: direkter LKW-Transport (links), kombinierter Verkehr (Mitte) und Einzelwagenverkehr (rechts) 69
Bild 43: Sensitivität der Wirtschaftlichkeit in Abhängigkeit des Entsorgungspreises 73
Bild 44: Beispiel einer anlagenweiten Übersicht der Stoff- und elektrischen Energieströme (rot durch Modell ergänzte Werte und blau auf Messwerten basierende Werte) 80
Bild 45: Externe Energie- und Stoffstromschnittstellen einer Kläranlage mit möglichen

Quellen und Senken für Wärme, Strom, Gas und organische Stoffströme 82
Bild 46: Gegenüberstellung der Strom- und Wärmebilanz im Ausgangszustand als Output des digitalen Stoffstromzwillings für die KA Hildesheim 86
Bild 47: Beispielhafte zeitliche Gegenüberstellung des Wärmebedarfs der Faulung und des über eine Abwasserwärmepumpe nutzbaren Wärmepotenzials 87
Bild 48: Vorgehen zur Ableitung und Fortschreibung einer Wärme- und Energiestrategie aus Referenzbilanz, Varianten und Lastfällen (Beier et al. 2017) 88
Bild 49: Luftaufnahme der Kläranlage Pattensen 92
Bild 50: Schema der Anlagenumstellung auf der KA Pattensen 92
Bild 51: Erforderliche Beckenvolumina laut Nachbemessung für verschiedene Temperaturbereiche 93
Bild 52: Ergebnisse der dynamischen Simulation für NH_4-N (oben) und NO_3-N (unten) Ablaufwerte jeweils vor der Umstellung (links) und nach der Umstellung (rechts) 94
Bild 53: Stickstoffablaufwerte der Kläranlage Pattensen vor und nach der Umstellung 95
Bild 54: Elektrischer Energiebedarf der Kläranlage Pattensen vor und nach der Außerbetriebnahme von BB1 96
Bild 55: Entwicklung von Schlammalter und Überschussschlammfracht vor und nach der Umstellung 97
Bild 56: Einordnung des Methanpotenzials des Pattensen-Schlamms im Verhältnis zur Gesamtmethanproduktion der Kläranlage Hildesheim 98
Bild 57: Aufbau des Trommelsiebs auf der KA Pattensen 99
Bild 58: Schema des eingesetzten Huber-LIQUID-Mesh-Trommelsiebs 99
Bild 59: Eliminationsleistungen des Trommelsiebs im Testbetrieb: CSB, Trockensubstanz, Gesamtstickstoff, Gesamtphosphor 100
Bild 60: Schlammabtrennung durch das Trommelsieb im Versuchszeitraum 101
Bild 61: mobile Entwässerungsanlage KV für Wasserwirtschaft - Außenansicht 105
Bild 62: Einbindung der mobilen Anlage in die Anlagenkonfiguration (KA Lemke) 106
Bild 63: mobile Entwässerungsanlage KV für Wasserwirtschaft – Innenansicht mit Flockungsmitteldo-sierung (rechts) und Zentrifuge (links) 106
Bild 64: Auszug "Busfahrplan" 108
Bild 65: Überlagerung der Planungsoptionen am Standort Steyerberg mit Stoffströmen, Akteuren und Energieströmen 112
Bild 66: Aufbau der dreistufigen Kostenrechnung zur verursachergerechten Gebührenermittlung. (DWA 2024) 117
Bild 67: Prinzipielles Vorgehen bei der Kostenträgerrechnung zur Gebührenkalkulation 118

8.2 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Eingangsdaten Stoffströme Faulung 16
Tabelle 2: Informationen Faulbehälter 16
Tabelle 3: Genehmigte Annahmestoffe der Kläranlage Hildesheim für die Co-Fermentation 22
Tabelle 4: Stoffliche und betriebliche Einordnung ausgewählter Zusatzströme 24

Tabelle 5: Stoffliche Eingangsdaten beispielhafter Co-Substrate 25
Tabelle 6: Modellvergleich der Temperaturvarianten 40 °C und 35 °C mit Wärmebedarf, erforderlicher Aufenthaltszeit, Stabilisierungsgrad, Methanertrag und MEP 37
Tabelle 7: Modellkennwerte der Wartungsfallvarianten mit verbleibendem Faulraumvolumen von 2.000 m^3 43
Tabelle 8: Betrachtete Szenarien zur Veränderung des aeroben Stabilisierungsgrads 48
Tabelle 9: Modellkennwerte der betrachteten Schlammalter-Szenarien 49
Tabelle 10: Betrachtete Grundvarianten der Klärschlammtrocknung 61
Tabelle 11: Eingangsdaten Stoffstrombilanz entwässerter Faulschlamm KA Göttingen 62
Tabelle 12: Einfache jahresmittlere Energiebilanz KA Göttingen 63
Tabelle 13: Stoffstromergebnisse Variante 2 64
Tabelle 14: Stoffstromergebnisse Variante 3 66
Tabelle 15: Logistische Kenngrößen im Variantenvergleich 68
Tabelle 16: Vergleich der Transportkosten 70
Tabelle 17: aktualisierte Investitionskosten der betrachteten Bandtrockner-Varianten 71
Tabelle 18: Aktualisierte Betriebskosten der betrachteten Bandtrockner-Varianten 72
Tabelle 19: Vergleich der Jahreskosten: Bandtrockner-Varianten und Entsorgung ohne Trocknung 73
Tabelle 20: Beispiele energiebezogener Module und Ergebnisgrößen 78
Tabelle 21: Beispielhafte Datengrundlage einer anlagenweiten Energiebilanz 80
Tabelle 22: Externe Energie- und Stoffstromschnittstellen 83
Tabelle 23: Ergebnisse Entwässerungskampagne Frühjahr 107
Tabelle 24: Ergebnisse Entwässerungskampagne Herbst 107
Tabelle 25: Eingabemaske Einsatzplan 108
Tabelle 26: Offene Schnittstellen und spätere Entscheidungskriterien am Standort Steyerberg 114
Tabelle 27: Aggregierte Kostenträgeranteile der KA Hildesheim, getrennt nach Kapital und Betrieb (relativ) 125

9 Literaturverzeichnis

Beier, M.; Manig, N.; Mieska M. (Hg.) (2017): E-Klär - Entwicklung und Integration innovativer Kläranlagentechnologien für den Transformationsprozess in Richtung Technikwende--Abschlussbericht Teil I des BMBF Forschungsprojekts FKZ 02WER1319A-J. Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik(ISAH), Leibniz Universität Hannover. Online verfügbar unter https://www.isa.rwth-aachen.de/cms/isa/forschung/abgeschlossene-projekte/~sllu/e-klaer/.

Beier, Maike; Weichgrebe, Dirk; Hanke-Rauschenbach, Richard; Freyschmidt, Arne; Zahedi Nezhad, Sara; Matz, Levin (2024): SeWAGE PLANT H - Sektorgekoppelte Wasserstoff-, Sauerstoff- und Abwärmeproduktion auf dem Großklärwerk Hannover-Herrenhausen.

DWA: DWA-A 368-1 GB Biologische Stabilisierung von Klärschlamm - Teil 1: Bemessung von anaeroben Stabilisierungsanlagen. 1. Auflage. Hennef (DWA-Regelwerk) (978-3-96862-905-6).

DWA: DWA-M 368 Biologische Stabilisierung von Klärschlamm. Hennef (DWA-Regelwerk) (978-3-944328-60-7).

DWA (2024): Kalkulation von Gebühren und Beiträgen der Abwasserbeseitigung. 1. Auflage. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V. (DWA-Themen, T3/2024).

Gujer, Willi; Henze, Mogens; Mino, Takashi; van Loosdrecht, Mark C. M. (1999): Activated Sludge Model No. 3. In: *Water Science and Technology* 39 (1), S. 183–193. DOI: 10.1016/S0273-1223(98)00785-9.

Hinken, L.; Beier, M.; Rosenwinkel, K.-H.; Borchmann, A. (2011): Innovationen bei Abwasserbehandlung und Auswirkungen auf den Energieverbrauch., Energietage - Biogas, 2011.

Martens, Torben (2023): Optimierter Betrieb einer zweistufigen thermophi-len/mesophilen Faulung – Betriebskonzepte zur Gasertragssteigerung und für den Wartungsfall. DWA-Klärschlamm-Tage. Würzburg, 24.05.2023.

RePhoR (2026): Rechts- und Organisationsfragen bei der P-Rückgewinnung. DWA-RePhoR Seminar, 15.04.2026.

Verbundprojekt aqua³ (2025): aqua³ – Technische Ausgestaltung und digital gestützte Bewirtschaftung von drei qualitätsgesicherten Wasserkreisläufen zur langfristigen Sicherstellung der städtischen Wasserversorgung als Beitrag zur Entwicklung klimaangepasster Städte. Online verfügbar unter https://www.aquadrei.de/, zuletzt geprüft am 04.05.2026.

Schwerpunktthema C

Modellgestützte smarte Planung und Bewirtschaftung im regionalen Kläranlagen- und überregionalen Klärschlamm-Verbund

Regionaler Stoffstromzwilling (rDSSZ)

Die Klärschlammverwertungsstrategie in Niedersachsen richtete sich im vergangenen Jahrzehnt nach der Siedlungsstruktur und landschaftlichen Ausprägung des Flächenstaats. Nach Bayern (31.277 km²) ist Niedersachsen das Bundesland mit der größten landwirtschaftlich bewirtschafteten Fläche (25.874 km²), die 54% der Gesamtfläche Niedersachsens ausmacht (Statista). Aufgrund des Düngebedarfs wurde die regionale, direkte landwirtschaftliche Ausbringung und Nährstoffrückführung favorisiert was die Beibehaltung einer Vielzahl selbstverwalteter kleiner und mittelgroßer kommunaler Kläranlagen unterstützte. Vor Inkrafttreten der novellierten Klärschlammverordnung zur Neuordnung der Klärschlammverwertung am 03.10.2017 konnte der Großteil (71%) des in den kommunalen Kläranlagen anfallenden Klärschlamms in Niedersachsen bodenbezogen verwertet werden. Mit über 100.000 t TM war Niedersachsen von 2006 bis 2016 bundesweit das Land mit den höchsten stofflich verwerteten Klärschlammmengen und damit auch einer hohen Phosphorrückführungsrate in die Landwirtschaft. SATELLITE hat sich in diesem Kontext die Aufgabe gestellt den **digitalen Stoffstrom-Zwilling als Werkzeug der regionalen Strategieentwicklung** zu einem regionalen digitalen Stoffstromzwilling (rDSSZ) auszubauen.

SATELLITE fokussiert damit mit seinen Untersuchungen auf die Abstimmung der, dem eigentlichen Verbrennungs- und Rückgewinnungsprozess vor- und nachgelagerten Verfahrensschritte auf den zuliefernden Kläranlagen, mit dem Ziel, eine für das zentrale Recyclingzentrum optimale Klärschlammqualität (Heizwert, P-Gehalt) zum optimalen Zeitpunkt (gleichmäßige Auslastung) mit dem geringsten Umweltimpact (Transport) bereitzustellen, bei gleichzeitig positiver Bilanz für die anliefernden regionalen Zentren, durch angepasste Verfahrensauswahl, regionale Wertstoffrückführung und Unterstützung bei der Bewirtschaftung. Die Möglichkeit einer übergreifenden, integralen Betrachtung des sehr komplexen und vielfach verkoppelten Gesamtsystems schafft zum einen **strategische Freiräume für den Anlagenverbund** die Transformation der Schlammentsorgung kosten- und nutzenoptimiert umzusetzen (Investitionsstrategie). Zum anderen ermöglicht die Erweiterung des DSSZ auf die übergeordnete Verbundsebene, die für die Abstimmung mit den beteiligten Kommunen notwendigen **Szenarienanalysen transparent und entscheidungsorientiert** darzulegen indem die Entwicklungsvarianten der einzelnen Anlagen im Verbund im rDSSZ in ihrer **Wirkung auf das Gesamtsystem schnell und flexibel quantitativ definiert** werden können. Es besteht damit die Möglichkeit auch unerwartete Änderungen der Rahmenbedingungen (wie Schließung von Industriebetrieben oder Ziele der kommunalen Wärmeplanung) oder Änderungen in den Stoffströmen der

Einzelanlagen direkt in die Gesamtplanung und zu treffenden Entscheidungen einfließen zu lassen. Dies ist aufgrund der langen Planungs- und Umsetzungszeiträume ein besonders wichtiger Aspekt die Planungen mit einem rDSSZ zu unterstützen.

Im nachfolgenden Berichtsabschnitt C steht die Anwendung und Erprobung des regionale digitale Stoffstromzwilling (rDSSZ) als Werkzeug zur **modellgestützten Planung und Bewirtschaftung von Kläranlagenverbünden** im Fokus. Der Betrachtungsraum reicht von regionalen Teilverbünden mehrerer Kläranlagen bis zum Gesamtverbund der gemeinsamen Klärschlammverwertung einschließlich Transport, Trocknung, Verbrennung, Nährstoffrückgewinnung und Rückführung. Im Mittelpunkt stehen die Bündelung von Stoffströmen, die gemeinsame Nutzung von Behandlungsinfrastrukturen, die Abstimmung zwischen dezentralen Anlagen und zentralen Verwertungsstandorten sowie die Unterstützung von Logistikfragen.

Grundlage bildet die Bilanzierung der relevanten Schlammmengen und -qualitäten, darunter Trockenmasse, Trockenrückstand, organische Fracht, Heizwert und Nährstoffgehalte. Ergänzend werden Transportaufwand, Anlagenkapazitäten, Energiepotenziale, Emissionen und Kosten berücksichtigt. Die in Schwerpunkt A beschriebene Methodik wird hierfür auf regionale Anlagenstrukturen übertragen und durch spezifische Modelle und Werkzeuge für Planung und Betrieb ergänzt.

Die Anwendung/Erprobung des rDSSZ erfolgt zunächst als **modellgestützte Betrachtung eines regionalen Teilverbunds** am Beispiel der Modellregion Nienburg. Hier wurden anlagenspezifische Stoffströme zusammengeführt und unterschiedliche Entwicklungspfade für gemeinsame Behandlungs- und Verwertungsstrukturen untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass für die abgestimmte Planung **nicht allein die Menge, sondern auch die Qualität und zeitliche Verfügbarkeit der Schlammströme entscheidend sind**. Trockenrückstand, organischer Anteil, Heizwert und Methanbildungspotenzial beeinflussen Transport, Faulung, Trocknung und thermische Verwertung wesentlich.

Darauf aufbauend wird die Betrachtung auf die **Logistik des Gesamtverbunds** erweitert. Die Untersuchungen zeigen, dass insbesondere eine abgestimmte dezentrale Entwässerung und die Bündelung an strategisch geeigneten Trocknungsstandorten wesentliche Stellhebel zur Reduzierung der Transportmengen und damit der THG-Emissionen darstellen. **Trocknungsstandorte** mit geeigneter Energieversorgung (und Brüdenentsorgung) und möglichst vorhandener Bahn- oder Schiffanbindung können dazu beitragen, LKW-Transporte zu reduzieren und Stoffströme auf die Schiene/Wasser zu verlagern. Gleichzeitig wird deutlich, dass alternative Verkehrsträger und spezielle Containerlösungen stark von den jeweiligen örtlichen Randbedingungen abhängen und daher standortspezifisch bewertet werden müssen. Hierbei ist es wichtig auch zukünftige Entwicklungen in die Szenarienanalyse mit einzubeziehen. Das betrifft die überregionalen Infrastrukturpläne (Autobahn, Schiene, Binnenschifffahrt) ebenso wie die Dekarbonisierung des Transportwesens.

Mit dem **OptiNETZ-Tool-Werkzeugkasten** wird der rDSSZ schließlich für die praktische Anwendung in der strategischen und perspektivisch operativen Planung und Bewirtschaftung des Gesamtverbunds ausgeweitet. OptiNETZ #plan ermöglicht den Vergleich unterschiedlicher Verfahrensketten, Standortentscheidungen und Bewirtschaftungsstrategien anhand

einheitlicher Zielgrößen und macht Zielkonflikte zwischen Kosten, Energieauskopplung, Treibhausgasemissionen und Nährstoffrückgewinnung sichtbar. OptiNETZ #live überführt diesen Ansatz in Richtung einer operativen Bewirtschaftung und ermöglicht die Ableitung konkreter Transport- und Bewirtschaftungsstrategien auf Basis zeitlich hoch aufgelöster Stoffstromdaten. Die entwickelten Modelle, Logistikkonzepte und digitalen Werkzeuge bilden damit eine **wesentliche Grundlage für die Umsetzung regionaler digitaler Stoffstromzwillinge**. Insbesondere OptiNETZ #plan stellt eine modulare Vorlage dar, die für spezifische Anwendungsfälle angepasst und als digitaler Stoffstromzwilling implementiert werden kann. Damit wurde die in Schwerpunkt A beschriebene Methodik schrittweise konkretisiert und umgesetzt – von der Modellierung eines Teilverbunds über die logistische Verknüpfung und Abbildung des Gesamtverbunds bis hin zu digitalen Werkzeugen für strategische Planung und zukünftige operative Bewirtschaftung.

In Berichtsteil C behandelt nachfolgend **Kapitel 1** die **modellgestützte Investitionsplanung** im regionalen **Teilverbund** am Beispiel der Modellregion Nienburg. Die Entwicklung einer **umwelt- und kostenoptimierten Logistik** für den KNRN-Gesamtverbund wird in **Kapitel 2** dargestellt. **Kapitel 3** beschreibt den **OptiNETZ-Werkzeugkasten** zur Konzeption, Planung und Bewirtschaftung gemeinsamer Klärschlammverwertungsstrukturen.

1 Modellgestützte Investitionsplanung im Verbund 4

2 Umwelt- und kostenoptimierte Logistik KNRN 31

3 OptiNETZ-Tool Werkzeugkasten für eine optimierte Planung und Bewirtschaftung im Verbund 53

4 Verzeichnisse I

5 Literaturverzeichnis V

6 Anhang .....

1 Modellgestützte Investitionsplanung im Verbund

Autor*innen:
Torben Martens, Maike Beier[1] – ISAH, Leibniz Universität Hannover
Dr.-Ing. Sabrina Breitenkamp, Eric Böhler – Ingenieurbüro Dr. Breitenkamp
Axel Brause – Kreisverband für Wasserwirtschaft Nienburg

Inhaltsverzeichnis

1.1 Fragestellungen im Zusammenschluss von Anlagen 4
1.2 Beispiel Modellregion 6
1.3 Verknüpfung der Betrachtungsebenen und Schnittstelle zu OptiNETZ 30

Kurzbeschreibung

*Das Kapitel behandelt die **modellgestützte Investitionsplanung für gemeinsame Behandlungs- und Verwertungsstrukturen mehrerer Kläranlagen**. Am Beispiel der Modellregion Nienburg mit 13 kommunalen Kläranlagen wird untersucht, wie insbesondere kleinere Anlagen ohne eigene Faulung (11) in eine regionale Klärschlammbewirtschaftung eingebunden werden können. Hierzu werden anlagenspezifische Stoffströme in vereinfachten Modellen zusammengeführt und unterschiedliche Entwicklungspfade für den Unterverbund betrachtet.*

*Untersucht wurden die Umstellung von aerober Voll- auf aerobe Teilstabilisierung, zentrale und semizentrale Faulungsstrukturen sowie die Einbindung einer Klärschlammtrocknung. Die Varianten wurden hinsichtlich **Schlammmengen und -qualitäten, Transportaufwand, Anlagenkapazitäten, Energiepotenzialen, Kosten und Stickstoffrückbelastungen** verglichen. Ergänzende Untersuchungen zu Heizwerten, Methanemissionspotenzialen und regional verfügbaren Co-Substraten erweitern die mengenbezogene Betrachtung um qualitative und energetische Kenngrößen.*

*Die Ergebnisse zeigen, dass für die regionale Planung **nicht allein die Menge, sondern auch die Qualität und zeitliche Verfügbarkeit der Schlammströme entscheidend sind**. Trockenrückstand, organischer Anteil, Heizwert und verbleibendes Methanbildungspotenzial beeinflussen Transport, Faulung, Trocknung und thermische Verwertung und damit die Eignung einzelner Entwicklungspfade wesentlich. Das Kapitel zeigt damit, wie **technische Maßnahmen, Standortentscheidungen und qualitative Stoffstromeigenschaften gemeinsam bewertet** und als Grundlage für die weitere Planung und Bewirtschaftung eines regionalen Klärschlammverbunds genutzt werden können.*

1.1 Fragestellungen im Zusammenschluss von Anlagen

Kläranlagenbetreiber stehen aktuell vor einer Reihe neuer Herausforderungen, die eine Umgestaltung der bestehenden Konzepte und Prozesse erfordern. Beispielsweise werden aufgrund der Anforderungen der Klärschlammverordnung an ein künftiges Phosphorrecycling Klärschlämme zunehmend einer Trocknung und thermischen Behandlung mit Phosphorrückgewinnung zugeführt. Die Verfahrenskette Schlammbehandlung und -entsorgung bzw. -verwertung wird erweitert. Anpassungen werden auch in den weiter vorgelagerten Prozessen der

[1] Kai Schumüller hat im Rahmen seiner Tätigkeit am ISAH bis 6'22 für das SATELLITE-Projekt die Daten zu den regionalen Co-Substratverfügbarkeiten erhoben und den halbtechnischen Probebetrieb der Co-Substrat-Zugabe auf der kommunalen Kläranlage Nienburg durchgeführt und wiss. begleitet.

Abwasserreinigung erforderlich bzw. es sind Verfahren in Abhängigkeit der vorangehenden oder nachfolgenden Stufen zu bewerten. Vor dem Hintergrund des Klimawandels werden zudem eine bestmögliche Energieeffizienz und Minimierung des CO_2-Footprints auch im Bereich der Abwasser- und Schlammbehandlung immer wichtiger. Die Notwendigkeit einer Umgestaltung der bestehenden Konzepte und Prozesse wird auch hier insbesondere durch neue bzw. geänderte gesetzliche Anforderungen angetrieben (z. B. Novellierung der Europäischen Kommunalabwasser-Richtlinie 91/271/EWG, Energieeffizienzgesetz). Damit sind Entscheidungs- und Auswahlprozesse nicht mehr allein auf das Kriterium der Wirtschaftlichkeit zu fokussieren - Umweltauswirkungen werden je nach kommunalen Schwerpunkten und gesetzlichen Vorgaben mit einbezogen werden (z. B. Energieeffizienz, CO_2-Footprint, P-Rückgewinnungspotentiale etc.). Die gerade in den letzten Jahren wieder deutlich wahrzunehmenden Schwankungen von wichtigen Basisdaten der Systembewertung wie z. B. Kosten für Energie, Rohstoffe, Aggregate und Maschinen aber auch Abnahmebereitschaft und Betriebsmittelverfügbarkeit zeigen wie wichtig Werkzeuge zur zeitnahen Bewertung und Quantifizierung von Veränderungen für die Verantwortlichen im Betrieb und Planung solch komplexer Systeme ist.

Den aktuellen Herausforderungen in der kommunalen Abwasser- und Klärschlammbewirtschaftung lassen sich gerade von kleineren Anlagen und Kommunen nicht mehr allein bewältigen. Aber auch große Anlagen/Kommunen finden vermehrt Synergien durch den Zusammenschluss und Formen der interkommunalen Zusammenarbeit, um resiliente, wirtschaftlich tragfähige und langfristig planbare Strukturen zu schaffen. Ein zentrales Beispiel hierfür sind interkommunale Zusammenschlüsse zur gemeinsamen Klärschlammverwertung wie im Forschungsvorhaben SATELLITE mit dem kommunalen Entsorgungsverbund KNRN betrachtet werden. Durch die gemeinsame Bewirtschaftung mehrerer Anlagen können Verwertungswege, Transportstrukturen, Entwässerungskapazitäten und Rückgewinnungsoptionen übergreifend bewertet und aufeinander abgestimmt werden, die notwendige Anlagentechnik kann in einer tragfähigen Größenordnung erstellt und betrieben werden.

Neben großen Verbünden, wie beispielsweise dem KNRN, können auch regionale (Unter-)Verbünde bzw. Zusammenschlüsse bereits ein hohes Synergiepotential haben. Anhand der Modellregion Nienburg mit 13 Kläranlagen wird in diesem Kapitel beispielhaft gezeigt, welche Potenziale z. B. durch die Einbindung regionaler Industrien bei der Planung aber auch durch die gemeinsame Nutzung technischer Anlagen, wie Entwässerung und Trocknung für den regionalen Zusammenschluss bestehen und wie Fragestellungen zur technischen Ausgestaltung (Potenziale für Einzelanlagen und deren Auswirkungen, Konzept, Investitionsentscheidungen) solcher Kooperationen modellgestützt bearbeitet werden können.

Neben der Perspektive des „Nutzens“ einer gemeinsamen Planung und Bewirtschaftung für die einzelne Kommune ist in der regionalen Betrachtung auch die Perspektive des Betreibers der (semi-)zentralen Anlage mit aufzunehmen. Welche Auswirkungen sind von Verfahrensentscheidungen der Einzelanlagen zu erwarten. Die Ebene eines überregionalen Gesamtverbundes, beispielsweise des KNRN-Gesamtverbundes, erweitert die Betrachtung nochmals. Hier stehen übergreifende Fragen der Entsorgungssicherheit, der langfristigen Verwertungs- und Bewirtschaftungsstrategie, der Kapazitätsplanung, der Preisstabilität und der Einbindung zentraler Behandlungs- oder Rückgewinnungsinfrastrukturen im Vordergrund (siehe hierzu Kapitel

1.3). Im vorliegenden Berichtsabschnitt geht es hierbei ausschließlich um die Darstellung der modellunterstützten Erarbeitung und Bereitstellung von Kennzahlen zur Entscheidungsunterstützung.

1.2 Beispiel Modellregion

Der Landkreis Nienburg bildet einen geeigneten Anwendungsfall für eine modellgestützte Investitionsplanung im ländlichen Raum. Im Projekt SATELLITE wurde sie als Modellregion eines ländlich geprägter Unterverbund ausgewählt, anhand dessen sich die Herausforderungen einer gemeinsamen Klärschlammbehandlung und -verwertung exemplarisch untersuchen lassen. Der regionale Verbund umfasst 13 kommunale Kläranlagen unterschiedlicher Ausbaugröße. Während die beiden größten Anlagen in Nienburg und Rehburg-Loccum bereits über eine eigene Faulung verfügen, werden die übrigen elf, überwiegend kleineren Anlagen mit aerober Stabilisierung betrieben. Diese kleineren Anlagen standen im Mittelpunkt der Betrachtung, da ihre Schlammbehandlung bislang weitgehend auf eine statische Eindickung mit anschließender landwirtschaftlicher Verwertung ausgerichtet war. Die bestehende Struktur mit zwei größeren Anlagen mit Faulung, elf kleineren Anlagen ohne Faulung, der gemeinsamen organisatorischen Einbindung in den Klärschlammverbund sowie der Schnittstelle zur KNRN bietet geeignete Voraussetzungen, um unterschiedliche technische Entwicklungspfade vergleichend zu untersuchen.

Steigende Anforderungen an Entsorgungssicherheit, Phosphorrückgewinnung, thermische Verwertung, Transportfähigkeit, Lagerung und Schlammqualität führen dazu, dass auch kleinere Kläranlagen zunehmend in übergeordnete Verwertungsstrukturen eingebunden werden müssen. Gleichzeitig sind stationäre Einzelinvestitionen an jedem Standort aufgrund der vergleichsweise geringen Schlammmengen häufig wirtschaftlich nur schwer darstellbar (Righi et al. 2013). Daraus ergibt sich die zentrale Frage, wie kleine und mittlere Anlagen im ländlichen Raum gemeinsam so bewirtschaftet werden können, dass Investitionen gebündelt, vorhandene Infrastruktur genutzt und zukünftige Anforderungen an die Klärschlammverwertung erfüllt werden können.

Die im Kreisverband für Wasserwirtschaft organisierten Betreiber im Landkreis Nienburg bieten hierfür geeignete organisatorische Rahmenbedingungen. Ihre gemeinsame Beteiligung an der KNRN schafft einen übergeordneten Entsorgungs- und Verwertungsrahmen, innerhalb dessen die Schlammströme der einzelnen Anlagen als Bestandteile eines regionalen Gesamtsystems betrachtet werden können. Damit treten neben der einzelnen Kläranlage insbesondere Fragen der Standortbündelung, der Transportlogistik, der gemeinsamen Anlagennutzung, der Schlammqualität und der Schnittstellen zum Gesamtverbund in den Vordergrund.

Die mobile Entwässerung stellt in diesem Zusammenhang einen bereits praktisch erprobten Baustein dar, um kleinere Kläranlagen an die Anforderungen einer thermischen Verwertungskette anzubinden. Die technische Umsetzung auf Einzelanlagenebene, einschließlich der erforderlichen Infrastruktur und Betriebsorganisation, wird in Schwerpunkt B, Kapitel 6.1, beschrieben. Für die Modellregion bildet die mobile Entwässerung vor allem eine wichtige Voraussetzung für weitergehende Verbundlösungen. Durch die Verbesserung der Transport- und

Lagerfähigkeit der Schlämme schafft sie die Grundlage für die Untersuchung gemeinsamer Behandlungs- und Verwertungsstrukturen.

Auf dieser Basis wurden im Projekt SATELLITE verschiedene Entwicklungspfade für die regionale Klärschlammbehandlung untersucht. Ein Entwicklungspfad beschreibt dabei eine mögliche zukünftige Ausgestaltung der Schlammbehandlung unter unterschiedlichen technischen, rechtlichen und organisatorischen Rahmenbedingungen. Im Fokus standen nicht einzelne Maßnahmen, sondern die Bewertung unterschiedlicher Szenarien für den gesamten Unterverbund. Betrachtet wurden insbesondere die Umstellung bislang aerob stabilisierender Satellitenanlagen, die Bündelung von Schlammströmen, die Einrichtung zentraler beziehungsweise semizentraler Faulungsstrukturen sowie die Einbindung einer Klärschlammtrocknung. Ergänzend wurden regionale Co-Substrate, Heizwerte und Restgaspotenziale berücksichtigt, um die energetischen und stofflichen Potenziale der jeweiligen Szenarien umfassend bewerten zu können.

Die Bewertung richtet sich damit nicht allein auf die Eignung einzelner Verfahren, sondern insbesondere auf deren Zusammenwirken innerhalb einer regionalen Verfahrenskette. Berücksichtigt werden Auswirkungen auf Schlammmengen und -qualitäten, Transportaufwand, Energiebedarf, Kosten und CO_2e-Emissionen sowie die Schnittstellen zur übergeordneten Bewirtschaftung im Gesamtverbund.

Ziel der Untersuchung ist es, gemeinschaftliche Behandlungsstrukturen zu identifizieren, die sowohl den aktuellen Anforderungen als auch möglichen zukünftigen Entwicklungen gerecht werden. Die nachfolgenden Kapitel analysieren hierzu die Anlagenstruktur der Modellregion, unterschiedliche Faulungs- und Trocknungskonzepte sowie ergänzende Bewertungsgrößen wie Co-Substrate, Heizwerte und Restgaspotenziale.

1.2.1 Modellregion Nienburg: Anlagenstruktur, Schlammströme und regionale Randbedingungen

Wie bereits dargestellt, umfasst die Modellregion Nienburg 13 kommunale Kläranlagen unterschiedlicher Ausbaugröße. Die Anlagen unterscheiden sich sowohl hinsichtlich ihrer Belastung und technischen Ausstattung als auch hinsichtlich der vorhandenen Schlammbehandlung. Die beiden größten Anlagen in Nienburg und Rehburg-Loccum verfügen bereits über eine eigene Faulung. Die übrigen elf Anlagen werden ohne eigene Faulung betrieben und bildeten daher den maßgeblichen Betrachtungsraum für die Untersuchung gemeinsamer bzw. semizentraler Schlammbehandlungsstrukturen (Tabelle 1).

Die Datengrundlage der Modellrechnungen setzte sich aus zwei Informationsquellen zusammen. Zum einen wurden unmittelbar von den Anlagenbetreibern bereitgestellte Betriebsdaten verwendet. Hierzu gehörten insbesondere Auszüge aus den Anlagenberichten mit Monats- und Jahreswerten zu Zulauf, Ablauf, Belastung und Schlammaufkommen. Zum anderen wurden die im Rahmen der Datenabfrage für die Kommunale Nährstoffrückgewinnung Niedersachsen (KNRN) erstellten Anlagensteckbriefe herangezogen. Diese enthielten neben Angaben zum grundsätzlichen verfahrenstechnischen Aufbau und zu wesentlichen Anlagengrößen, beispielsweise den vorhandenen Beckenvolumina, auch Daten zu Schlammmengen

und -qualitäten vergangener Jahre sowie on den Betreibern für die Jahre 2019 und 2020 vorgenommene Abschätzungen der zu erwartenden Schlammmengen und -qualitäten.

Tabelle 1: Übersicht der Kläranlagen im Klärschlammverbund Nienburg

Kläranlage	Betreiber	Ausbaugröße	Faulung
Diepenau	Abwasserentsorgungsbetrieb SG Uchte	6.800 E	nein
Drakenburg	Wasserverband Nienburger Land	18.000 E	nein
Eystrup	Wasserverband Nienburger Land	15.800 E	nein
Steyerberg	Flecken Steyerberg	9.000 E	nein
Hoya	Wasserverband Nienburger Land	12.500 E	nein
Leese	Wasserverband Nienburger Land	2.000 E	nein
Leeseringen	Wasserverband Nienburger Land	9.000 E	nein
Lemke	Wasserverband Nienburger Land	30.000 E	nein
Nienburg	Stadt Nienburg/Weser	160.000 E	ja
Rehburg	Wasserverband Nienburger Land	70.000 E	ja
Steimbke	Wasserverband Nienburger Land	9.000 E	nein
Stolzenau	Wasserverband Nienburger Land	9.000 E	nein
Uchte	Abwasserentsorgungsbetrieb SG Uchte	8.400 E	nein

Die verfügbaren Daten wurden anlagenspezifisch zusammengeführt und für die elf Satellitenanlagen ohne eigene Faulung aufbereitet. Sie bildeten die Grundlage für die Nachbemessung der biologischen Reinigungsstufen und die Ableitung der in den weiteren Szenarien verwendeten Schlammströme.

In der angesetzten Ausgangsbilanz ergibt sich für die elf kleineren Anlagen ein Rohschlammstrom von rund 117 m³/d mit einer Trockenmassefracht von etwa 3,8 Mg TM/d und einer organischen Trockenmassefracht von etwa 2,6 Mg oTM/d. Diese Werte stellen die modellseitig aufbereiteten Eingangsdaten für die betrachteten Szenarien dar. Die Anlagen weisen zwar jeweils nur begrenzte Einzelmengen auf, im Verbund bilden sie jedoch einen relevanten gemeinsamen Schlammstrom. Die Anlagenstruktur (siehe Bild 1) ist für die Bewertung der regionalen Schlammbehandlung in mehrfacher Hinsicht relevant. Zum einen liegen die meisten Anlagen in einer Größenordnung, in der eigene weitergehende Schlammbehandlungsstufen, insbesondere stationäre Entwässerung, Faulung oder Trocknung, nur eingeschränkt wirtschaftlich auszulasten wären. Zum anderen führt die räumliche Verteilung der Anlagen dazu, dass Transportentfernungen und Standortwahl eine wesentliche Rolle für die Bewertung gemeinsamer Behandlungsstrukturen spielen. Eine rein anlagenspezifische Betrachtung reicht daher nicht aus, um die Optionen im Unterverbund sachgerecht einzuordnen.

Die bisherige Schlammbehandlung der kleineren Anlagen war überwiegend auf statische Eindickung und anschließende flüssige bzw. landwirtschaftliche Verwertung ausgerichtet. Durch die zukünftige Einbindung in eine thermische Verwertungskette verändern sich die Anforderungen an die Schlammqualität. Relevante Größen sind insbesondere der Trockenrückstand,

die transportfähige Originalsubstanzmenge, die organische Fracht, der Heizwert, das Restgaspotential und die mit der Behandlung verbundenen Stickstoffrückbelastungen. Damit verschiebt sich die Betrachtung von der reinen Entsorgung einzelner Anlagen hin zu einer abgestimmten Bewirtschaftung von Mengen und Qualitäten im regionalen Verbund.

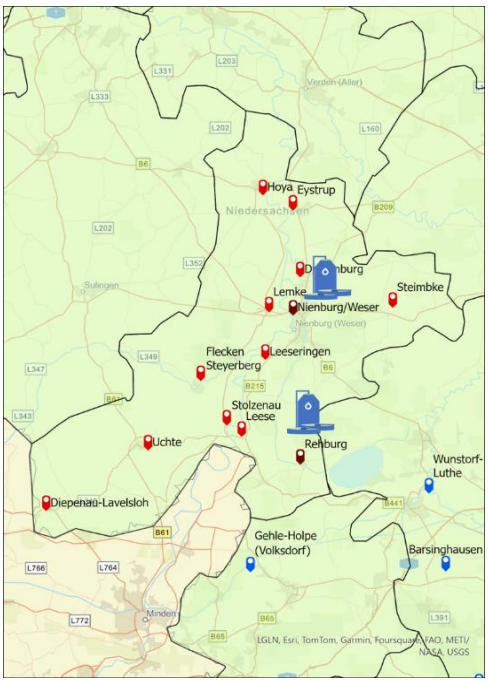


Bild 1: Anlagenstruktur der Modellregion Nienburg mit bestehenden Faulungsstandorten und betrachteten Satellitenanlagen

Die mobile Entwässerung bildet dabei einen bereits praktisch erprobten Basisbaustein, um die Schlämme der kleineren Anlagen in eine transport- und lagerfähige Form zu überführen. Die anlagenbezogene Umsetzung und die hierfür erforderlichen Standortanpassungen werden in Schwerpunkt B beschrieben. Für die Modellregion ist die mobile Entwässerung vor allem als Ausgangsbedingung der weitergehenden Verbundplanung relevant: Sie ermöglicht, die zuvor flüssig bewirtschafteten Schlammströme in Szenarien mit gemeinsamer Faulung, Trocknung und optimierter Transportlogistik einzubinden.

Aus den regionalen Randbedingungen ergeben sich zwei unterschiedliche Betrachtungsebenen. Auf Ebene der Einzelanlage sind technische Mindestanpassungen erforderlich, um Schlamm künftig sicher speichern, entwässern und abgeben zu können. Auf Ebene des Unterverbunds stellt sich dagegen die Frage, ob und in welcher Form weitergehende Behandlungsschritte gemeinsam organisiert werden können. Dazu zählen insbesondere die mögliche Bündelung von Schlammströmen an ausgewählten Standorten, die Einrichtung einer zentralen oder mehrerer semizentraler Faulungen, die Nutzung lokaler Wärmequellen für eine Trocknung sowie die Einbindung regional verfügbarer Co-Substrate.

1.2.2 Umstellung der Satellitenanlagen von aerober Vollstabilisierung auf aerobe Teilstabilisierung

Die Szenarien zur gemeinsamen Schlammbehandlung in der Modellregion setzen nicht erst bei der nachgelagerten Behandlung der heute anfallenden Schlämme an. Für die elf

Satellitenanlagen ohne eigene Faulung wurde eine Anpassung der bisherigen Schlammbehandlung als vorgelagerter Transformationsschritt berücksichtigt, also die Umstellung von einer aeroben Vollstabilisierung auf eine aerobe Teilstabilisierung mit anschließender weitergehender Stabilisierung im regionalen Verbund. Die technische Umsetzung wurde im Projekt großtechnisch am Beispiel der Kläranlage Pattensen umgesetzt, untersucht und wichtige Kenndaten zur Bewertung erhoben (vgl. Kapitel B5).

Bei der aeroben Vollstabilisierung wird der Überschussschlamm durch ein hohes aerobes Schlammalter im Belebungsbecken stabilisiert. Mit zunehmender aerober Aufenthaltszeit werden organische Schlammfraktionen durch endogene Atmung und Zerfallsprozesse weiter umgesetzt. Die aerobe Stabilisierung führt zu einem gegenüber der reinen Aufgabe der Abwasserreinigung erhöhten Sauerstoffbedarf und verringert das für eine nachfolgende Vergärung verbleibende organische Potenzial.

Auf Grundlage der Betriebsdaten und Anlagensteckbriefe wurden für die elf Satellitenanlagen mit aerober Stabilisierung jeweils zwei vereinfachte Nachbemessungsvarianten nach DWA-A 131 (DWA 2016) berechnet. Die erste Variante bildete eine rechnerisch optimierte Betriebsweise mit simultaner aerober Vollstabilisierung ab. In der zweiten Variante wurde das Schlammalter auf die für die Abwasserreinigung erforderliche Größenordnung begrenzt und damit eine aerobe Teilstabilisierung angesetzt. Für beide Varianten wurden die jeweils zu erwartenden Schlammmengen und -qualitäten abgeleitet.

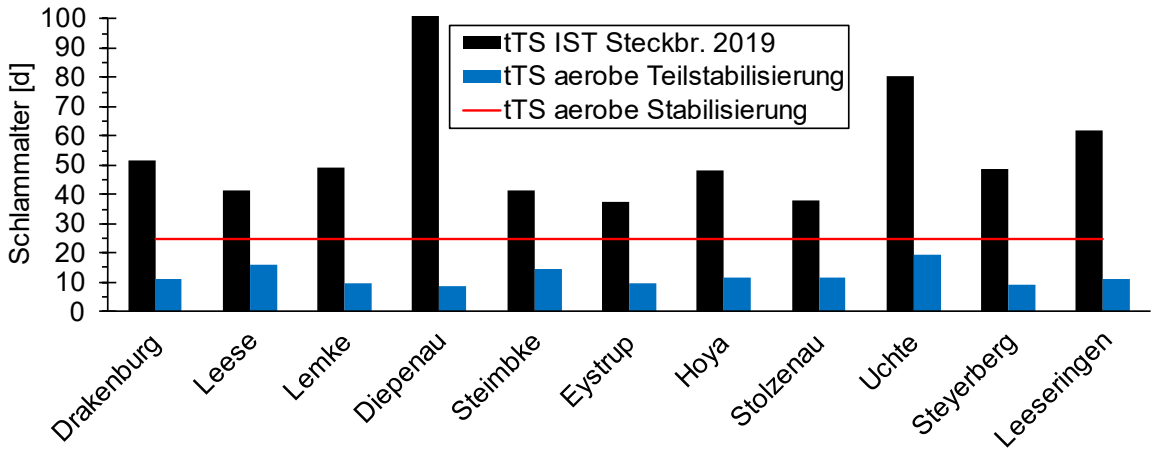


Bild 2: Überblick der erforderlichen Schlammalter nach einfacher Nachbemessung im Vergleich zum vorhandenen Schlammalter nach Betriebsdaten

Die berechneten Schlammalter wurden dem vorhandenen berechneten Schlammalter der Anlagen (auf Basis der abgefragten Steckbriefe des Jahres 2019) gegenübergestellt. Bild 2 zeigt, dass die vorhandenen Schlammalter überwiegend oberhalb der nach der vereinfachten Nachbemessung erforderlichen Werte liegen. Daraus ergibt sich ein rechnerischer Spielraum zur Reduzierung der aeroben Stabilisierung. Die Betrachtung ersetzt keine standortspezifische Nachbemessung, sondern dient der vergleichenden Abschätzung des Umstellungspotenzials und der Ableitung eines einheitlichen Ausgangszustands für die nachfolgenden Szenarien.

Die beiden in Tabelle 2 ausgewiesenen Ist-Zustände beruhen hinsichtlich des Schlammalters auf derselben anlagenspezifischen Ausgangsbasis. Während der erste Ist-Zustand den aus

den Anlagensteckbriefen abgeleiteten realen Klärschlammanfall wiedergibt, beschreibt der zweite Ist-Zustand den für dieselben Betriebsbedingungen nach DWA-A 131 berechneten Schlammanfall. Die Nachbemessung ergibt für die elf Satellitenanlagen mit rund 1.112 Mg TM/a beziehungsweise 34.098 Mg OS/a einen deutlich geringeren Schlammanfall als die realen Betriebsdaten mit rund 1.380 Mg TM/a beziehungsweise 42.812 Mg OS/a. Die Abweichung zeigt, dass die vereinfachte Nachbemessung den tatsächlich beobachteten Schlammanfall nicht vollständig abbildet.

Entsprechend kann nicht ausgeschlossen werden, dass auch der tatsächliche Schlammanfall nach einer Umstellung auf aerobe Teilstabilisierung über den nach DWA-A 131 berechneten Werten liegt. Eine belastbare Quantifizierung ist auf Grundlage der verfügbaren Daten jedoch nicht möglich. Für die nachfolgenden Untersuchungen zur gemeinsamen Faulung und Trocknung werden daher weiterhin die nach DWA-A 131 ermittelten Werte der Teilstabilisierung von rund 1.461 Mg TM/a beziehungsweise 44.973 Mg OS/a verwendet. Dadurch bleibt die Gegenüberstellung der nachbemessenen Voll- und Teilstabilisierung methodisch konsistent; die Abweichung zu den realen Schlammmengen ist bei der Interpretation der absoluten Ergebnisse jedoch als Unsicherheit zu berücksichtigen. Die durch die Umstellung der Stabilisierung entstehende Mehrschlammmenge hat darüber hinaus auch noch einen höheren anaerob abbaubaren Anteil ($f_{CSB,abb}$) des enthaltenen CSB (vgl. Berechnung Schwerpunkt B Kapitel 1.4.1), wodurch das Potential der Methanerzeugung steigt.

Tabelle 2: Gegenüberstellung Klärschlammmengen und der abbaubare Anteil für die Umstellung der Stabilisierung auf 11 Kläranlagen der Modellregion (Informationen der Ist-Zustände stammen aus Anlagensteckbriefen 2019)

Kläranlage	TR_{ist}	Vollstabilisierung Ist-Zustand			Vollstabilisierung Ist-Zustand Nachbemessung		Umstellung Teilstabilisierung		
		Klärschlammanfall		$f_{CSB,abb}$	Klärschlammanfall		Klärschlammanfall		$f_{CSB,abb}$
	%	Mg TM/a	Mg OS/a	-	Mg TM/a	Mg OS/a	Mg TM/a	Mg OS/a	-
Drakenburg	3,1	235	7.484	0,203	184	5.861	247	7.862	0,465
Leese	2,4	27	1.104	0,242	21	871	26	1.049	0,416
Lemke	4,3	250	5.814	0,211	205	4.778	264	6.147	0,484
Diepenau	2,7	48	1.791	0,121	32	1.189	54	2.030	0,496
Steimbke	2,5	89	3.618	0,241	72	2.907	86	3.512	0,431
Eystrup	3,9	208	5.403	0,261	183	4.759	258	6.697	0,482
Hoya	5,4	146	2.687	0,214	123	2.255	152	2.789	0,463
Stolzenau	2,4	114	4.790	0,257	91	3.829	116	4.888	0,463
Uchte	2,9	96	3.341	0,142	67	2.323	83	2.873	0,385
Steyerberg	2,7	73	2.738	0,212	65	2.419	76	2.864	0,490
Leese-ringen	2,3	94	4.043	0,175	69	2.907	99	4.262	0,465
Nienburg	22,5	1.350	6.000		1.350	6.000	1.350	6.000	
Rehburg	18,5	740	4.000		740	4.000	740	4.000	
Gesamt		3.470	52.812		3.200	44.098	3.551	54.973	

Parallel wurde in Tabelle 3 eine Reduktion des Energiebedarfs der Belebung angesetzt. Analog zur großtechnischen Umstellung in Pattensen wurde für die Satellitenanlagen eine Energieeinsparung von 9,1% berücksichtigt. In der Modellregion sinkt der somit berechnete jährliche Energiebedarf dadurch von ca. 3.326 MWh/a auf ca. 3.024 MWh/a. Die absolute Einsparung beträgt damit rund 300 MWh/a.

Tabelle 3: Gegenüberstellung Klärschlammmengen und eingesparter elektrischer Energie für die Umstellung der Stabilisierung auf 11 Kläranlagen der Modellregion (Informationen der Ist-Zustände stammen aus Anlagensteckbriefen 2019)

Kläranlage	TR_{ist}	Vollstabilisierung Ist-Zustand		Umstellung Teilstabilisierung	
		Klärschlammanfall	Energiebedarf	Klärschlammanfall	Energiebedarf
	%	Mg TM/a	MWh/a	Mg TM/a	MWh/a
Drakenburg	3,1	235	703,6	247	639,5
Leese	2,4	27	134,1	26	121,9
Lemke	4,3	250	544,6	264	495,1
Diepenau	2,7	48	140,8	54	128,0
Steimbke	2,5	89	198,5	86	180,4
Eystrup	3,9	208	341,8	258	310,7
Hoya	5,4	146	280,8	152	255,2
Stolzenau	2,4	114	331,5	116	301,3
Uchte	2,9	96	202,0	83	183,6
Steyerberg	2,7	73	199,3	76	181,2
Leeseringen	2,3	94	249,4	99	226,7
Nienburg	22,5	1.350		1.350	
Rehburg	18,5	740		740	
Gesamt		**3.470**	**3.326,3**	**3.551**	**3.023,6**

Die Umstellung von aerober Voll- auf aerobe Teilstabilisierung beeinflusst damit die Eingangsdaten der weiteren Verfahrenskette. Auf den Satellitenanlagen ändern sich insbesondere Schlammalter, Schlammanfall und Energiebedarf der Belebung. Für den Unterverbund ändern sich die organische Fracht, das Methanpotenzial, die Faulraumdimensionierung sowie die Rückbelastungen aus der nachfolgenden anaeroben Behandlung.

Die für die Teilstabilisierung berechneten Schlammmengen und -qualitäten bildeten anschließend die Eingangsdaten für die Untersuchungen zur gemeinsamen bzw. semizentralen Faulung und zur Klärschlammtrocknung. Auf diese Weise wurden die anlagenspezifischen Betriebs- und Bemessungsdaten über die Nachbemessung der Einzelanlagen in eine gemeinsame Stoffstrombasis für die Szenarien des regionalen Unterverbunds überführt.

Für eine spätere Umsetzung wäre die Betriebsumstellung standortspezifisch zu prüfen. Maßgebend sind unter anderem die vorhandenen Beckenvolumina, Nachklärkapazitäten, Sauerstoffeintrag, Ablaufanforderungen, Schlammabzug, Schlammspeicherung und die zeitliche Organisation der Schlammabgabe. Der Klärschlammverbund dient hier als Modellregion, um die Potenziale und Randbedingungen einer solchen Umstellung sichtbar zu machen.

1.2.3 Semizentrale Faulung und Umstellung der Satellitenanlagen

Die in Kapitel 1.2.2 beschriebenen Potentiale einer Umstellung der Satellitenanlagen von aerober auf anaerobe Stabilisierung lassen sich natürlich nur heben, wenn sich die anaerobe

Stabilisierung der Schlämme synergetisch in die vorhandene Anlagenstruktur einbinden lässt. Der nach der Umstellung anfallende Schlamm wird dabei nicht mehr auf den Einzelanlagen vollständig aerob stabilisiert, sondern einer weitergehenden anaeroben Stabilisierung im Verbund zugeführt. Zu berücksichtigen sind bei der Analyse vorhandene freie Faulraumkapazitäten, hochenergetische Teilströme, die ein hohes Co-Substrat-Potential haben, Transportentfernungen bei Neuerrichtung sowie vorhandene Infrastruktur für die Schlammentsorgung und Behandlung der Rückbelastung/Filtrate. Nach einer vorgelagerten Variantenstudie wurden zwei Standortvarianten: eine zentrale Faulung am Standort Steyerberg sowie eine verteilte Variante mit drei Faulungsstandorten in Eystrup, Drakenburg und Steyerberg detailliert betrachtet (Bild 3).

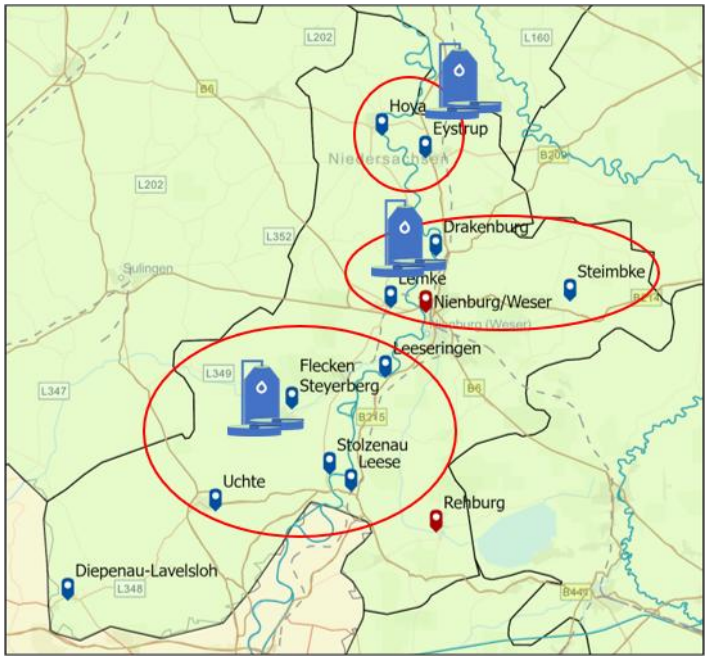


Bild 3: Abbildung der 3 Faulungscluster in der Modellregion Nienburg

Da die kleineren Anlagen aufgrund der aktuellen bodenbezogenen Verwertung den Schlamm z. Zt. als Nassschlamm abgeben mit hohen Wassergehalten, wurden für beide Standortvarianten jeweils zwei Eindickzustände betrachtet. Neben den angesetzten Ist-Trockenrückständen der Schlämme (hoher Wassergehalt) wurde eine vereinheitlichte Eindickung auf 6% TR angesetzt. Damit wurden insgesamt vier Szenarien abgebildet. Die wesentlichen Stoffstrom- und Transportgrößen sind in Tabelle 1-4 zusammengefasst. Die Szenarienanalyse mit einer weitergehenden Entwässerung mit der im Maschinenring einzusetzenden mobilen Zentrifuge wird hier nicht dargestellt – ist aber in der Gesamtszenarienanalyse enthalten. Die Abwägung und Potentiale der Entwässerung sollten aufgrund der Relevanz des Schlammtransports bei der Bewertung zentraler Anlagen unbedingt immer mit in der Analyse aufgenommen werden (vgl. auch Kap. 2.3.

Tabelle 4: Übersicht der betrachteten Faulungsszenarien im Unterverbund Nienburg

Standort	Anzahl Standorte	Klärschlammmengen				Methan-energie	Transportaufwand
			vor Faulung		nach Faulung		
		TR	Mg OS/a	Mg TM/a	Mg TM/a	MWh/a	tkm
Steyerberg	1	IST	44.973	1.461	1.059	2.075	2.831
Steyerberg	1	6%	24.356	1.461	1.059	2.075	1.562
Eystrup		IST	9.486	409	297	581	73
Drakenburg	3	IST	17.521	598	433	848	332
Steyerberg		IST	17.966	454	329	645	832
Eystrup		6%	6.823	409	297	581	66
Drakenburg	3	6%	9.960	598	433	848	188
Steyerberg		6%	7.574	454	329	645	349

In der zentralen Variante werden die gesamten Schlämme am Standort Steyerberg zusammengeführt. Bei den angesetzten Ist-Trockenrückständen entspricht dies einer Menge von rund 45.000 Mg OS/a vor der Faulung. Durch eine Eindickung auf 6% TR reduziert sich die zu transportierende Originalsubstanzmenge auf rund 24.400 Mg OS/a. Die Trockenmassefracht bleibt mit rund 1.461 Mg TM/a unverändert. Nach der Faulung verbleiben rund 1.059 Mg TM/a. Das berechnete Methanpotenzial in der Faulung beträgt rund 2.075 MWh/a.

In der Variante mit drei Faulungsstandorten wird der Schlammstrom auf die Standorte Eystrup, Drakenburg und Steyerberg aufgeteilt. Bei dem Ansatz der Ist-Trockenrückständen entfallen rund 9.500 Mg OS/a auf Eystrup, rund 17.500 Mg OS/a auf Drakenburg und rund 18.000 Mg OS/a auf Steyerberg. Bei einer Eindickung auf 6% TR reduzieren sich diese Mengen auf rund 6.800 Mg OS/a, 10.000 Mg OS/a und 7.600 Mg OS/a. Die Methanpotenziale verteilen sich entsprechend der organischen Frachten auf rund 581 MWh/a in Eystrup, rund 848 MWh/a in Drakenburg und rund 645 MWh/a in Steyerberg.

Die Standortstruktur wirkt sich vor allem auf den Transportaufwand aus (dies war auch die Zielgröße der vorangestellten modellbasierten Systemauswahl → „Optimierungsproblem“). In der zentralen Variante beträgt der berechnete Transportaufwand bei Ist-Trockenrückständen rund 2.830 tkm. Durch eine Eindickung auf 6% TR sinkt dieser Wert auf rund 1.560 tkm. In der Variante mit drei Faulungsstandorten reduziert sich der Transportaufwand bereits bei Ist-Trockenrückständen bereits deutlich. Die Summe der Teilströme liegt bei rund 1.240 tkm. Bei 6% TR halbiert sich der Transportaufwand auf rund 600 tkm.

Für die Auslegung der Faulung wurde aus den jeweiligen hydraulischen Beschickungsmengen ein erforderliches Faulraumvolumen abgeleitet. Für die zentrale Faulung in Steyerberg ergibt sich bei Ist-Trockenrückständen eine Auslegungsgröße von rund 2.800 m³. Bei einer Eindickung auf 6% TR, die natürlich auch zentral der Faulung vorgeschaltet sein kann, reduziert sich diese auf rund 1.500 m³. In der Variante mit drei Faulungsstandorten ergibt sich in Summe ein Faulraumvolumen von rund 3.100 m³ beim Ansatz der Ist-Trockenrückständen und rund 1.700 m³ bei 6% TR. Die Eindickung reduziert damit sowohl die Transportmenge als auch die hydraulische Belastung der Faulung deutlich.

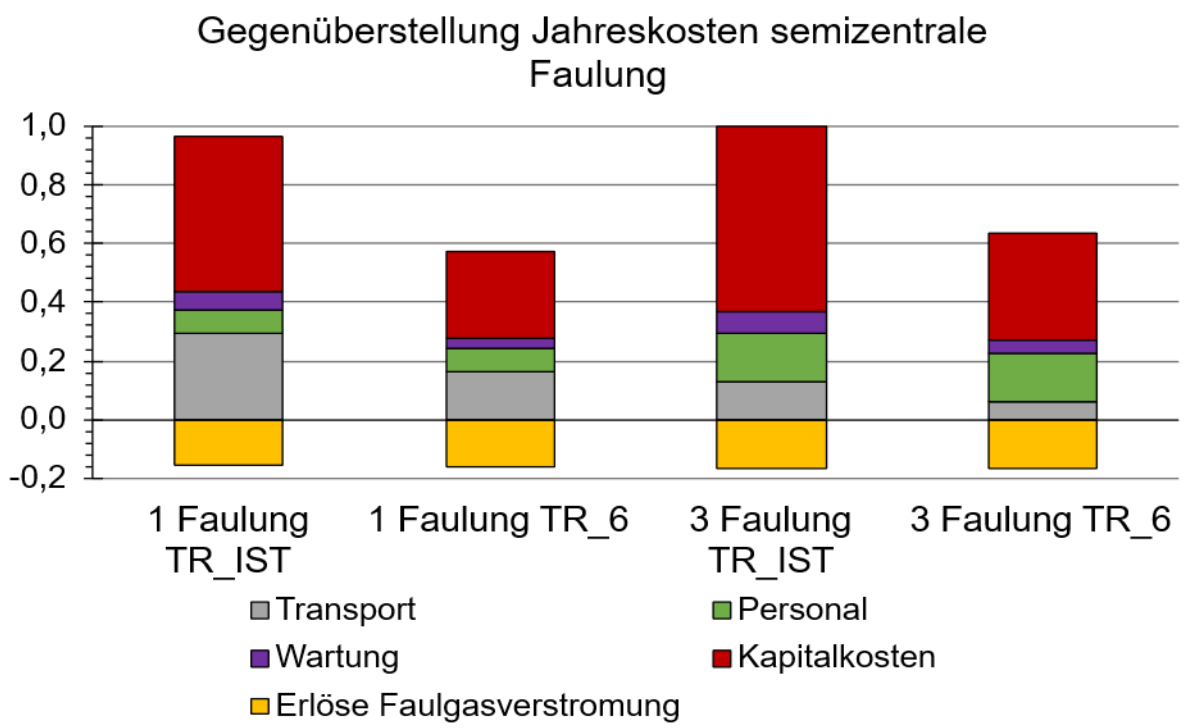


Bild 4: Vergleich der Faulungsszenarien hinsichtlich der Jahreskosten für Investitions-, Wartungs-, Personal- und Transportkosten, sowie dem Erlös aus der Faulgasverstromung bei Eigennutzung

Für eine überschlägige wirtschaftliche Einordnung wurden kapitalgebundene Kosten (Bezugsjahr 2019), Betriebskosten, Transportkosten (Bezugsjahr 2023) und Stromgutschriften berücksichtigt. Die angesetzten Investitionskosten basieren auf Informationen kommunaler Projektpartner zur Errichtung von Faulbehältern sowie auf Ansätzen nach den KVR-Leitlinien (DWA 2012). Sie wurden im Rahmen der Untersuchung nicht verifiziert und dienen daher ausschließlich als Richtwerte für den Variantenvergleich. Die Kostenangaben sind nicht als belastbare Kostenschätzung für eine spätere Umsetzung zu verstehen. Insbesondere Synergien durch bereits vorhandene Infrastrukturen auf den einzelnen Anlagenstandorten oder freie Faulraumkapazitäten sind hier nicht dargestellt, um den Umfang des Berichts nicht zu sprengen. Der rDSSZ ermöglicht aber genau die schnelle Analyse genau solcher Einzelaspekte durch Anpassung von Kennzahlen und variable Umleitung von Teilmengen. Letztlich ist mit dem rDSSZ auch die Voraussetzung geschaffen für eine KI-gestützte Optimierung (wie bei der Standortauswahl bereits erprobt).

Die modellseitige Jahresbilanz zeigt (siehe Bild 4Bild 5), dass die Verteilung auf drei Faulungsstandorte den Transportaufwand deutlich reduziert, aber nicht zwangsläufig zu niedrigeren Gesamtkosten führt. Bei Ist-Trockenrückständen liegen die Jahreskosten der zentralen Variante bei rund 960 T€/a und der verteilten Variante bei rund 990 T€/a. Bei einer Eindickung auf 6% TR sinken die modellierten Jahreskosten auf rund 490 T€/a für die zentrale Faulung und rund 550 T€/a für drei Faulungsstandorte. Der Effekt des Eindickgrades ist damit stärker ausgeprägt als der Unterschied zwischen einer zentralen und einer verteilten Faulungsstruktur.

Bei der anaeroben Stabilisierung wird organisch gebundener Stickstoff teilweise in die flüssige Phase überführt. Die bei der Entwässerung anfallenden Prozesswässer können daher trotz

ihres vergleichsweise geringen Volumenstroms einen erheblichen Anteil der Stickstoffbelastung einer Kläranlage ausmachen.

Neben Transport, Faulraumvolumen und Kosten ist die Stickstoffrückbelastung bzw. die Behandlungsoptionen des Teilstroms ein wesentlicher Standortfaktor (siehe Tabelle 5). Bei einer zentralen Faulung fällt die gesamte Rückbelastung am Standort Steyerberg an. In der Modellrechnung entspricht dies rund 150 kg N/d bei Ist-Trockenrückständen bzw. rund 130 kg N/d bei 6% TR. Bezogen auf die Zulauffracht der Kläranlage Steyerberg entspricht dies einem Anteil von rund 551% bzw. 475%. Diese Größenordnung zeigt, dass eine zentrale Faulung an einem kleinen Standort ohne zusätzliche Einbeziehung einer zusätzlichen Prozesswasserbehandlung betrieblich nicht umsetzbar wäre.

Tabelle 5: Übersicht der potenziellen Stickstoffrückbelastungen and der Faulungsstandorten

Standort	TR	Anzahl Standorte	N-Rückbelastung	N-Zulauf KA_{IST}	Anteil
			kg N/d	kg N/d	%
Steyerberg	IST	1	150,0	27,3	551
Steyerberg	6%	1	129,5	27,3	475
Eystrup	IST		43,3	79,6	54
Drakenburg	IST	3	58,6	173,0	34
Steyerberg	IST		48,2	27,3	177
Eystrup	6%		39,1	79,6	49
Drakenburg	6%	3	50,8	173,0	29
Steyerberg	6%		39,6	27,3	145

In der Variante mit drei Faulungsstandorten verteilt sich die Rückbelastung auf Eystrup, Drakenburg und Steyerberg. Bei Ist-Trockenrückständen ergeben sich rund 43 kg N/d in Eystrup, rund 59 kg N/d in Drakenburg und rund 48 kg N/d in Steyerberg. Bei 6% TR liegen die entsprechenden Frachten bei rund 39 kg N/d, rund 51 kg N/d und rund 40 kg N/d. Insbesondere am Standort Steyerberg bleibt die Rückbelastung auch in der verteilten Variante im Verhältnis zur Zulauffracht relevant. Für eine Umsetzung wären die zusätzlichen Zentratfrachten daher standortspezifisch im Verhältnis zu Zulaufbelastung, Prozessstabilität und gegebenenfalls erforderlicher Teilstrombehandlung zu prüfen. Bei diesen stark stickstoffhaltigen Zentratströmen könnte sich eine großtechnische Rückgewinnung anbieten (vgl. Kapitel D4 & D5) oder zumindest eine gezielte Teilstrombehandlung mittels Deammonifikation (vgl. Kapitel B2).

Die Szenarien zeigen, dass die gemeinsame Faulung nicht allein über das erzeugbare Methanpotenzial bewertet werden kann. Eine zentrale Faulung bündelt die Anlagentechnik an einem Standort, führt jedoch zu höheren Rohschlammtransporten und zentrierten Rückbelastungen. Mehrere Faulungsstandorte reduzieren die Transportwege, erfordern aber mehrere kleinere technische Einheiten mit entsprechendem Betriebs- und Wartungsaufwand. In beiden Varianten ist die Voreindickung des Rohschlamms auf 6% TR ein zentraler Stellhebel für Transport, Faulraumvolumen und Kosten.

Die Auswertung (Bild 4) zeigt, dass die Variante mit einem zentralen Faulungsstandort und einer Eindickung auf 6% TR die wirtschaftlich günstigste Lösung darstellt. Dabei ist jedoch zu

berücksichtigen, dass die Transportkosten maßgeblich von den zukünftigen Kraftstoffpreisen abhängen und sich die Vorteilhaftigkeit der Varianten bei geänderten Rahmenbedingungen verschieben kann (Sensitivitätsanalse ist hinterlegt). Zudem führt die Rückbelastung des Stickstoffs aus der Faulung zu zusätzlichen Anforderungen an die weitergehende Behandlung des Prozesswassers, wodurch weitere Investitions- und Betriebskosten entstehen (im rDSSZ ist die erweiterte Bewertung über die die Integration des Moduls „Teilstrombehandlung“ in den DSSZ der einzelnen Anlage einfach möglich). Gleichzeitig bietet der Aufbau des rDSSZ die Möglichkeit auch positive Effekte, wie die Abwärmenutzung aus Industrien, die zusätzliche Nutzung der Faulung zur Verwertung von Co-Substraten etc. in die Analyse einzubeziehen und entsprechende Gespräche zu führen. Die dargestellten Ergebnisse stellen daher nur einen kleinen Ausschnitt aus den Ergebnissen dar, um das Vorgehen und die Anwendungsbreite der DSSZ zu demonstrieren.

1.2.4 (Solare) Klärschlammtrocknung und Standortoptionen im Unterverbund

Neben der gemeinsamen Faulung wurde für die Modellregion auch die Einbindung einer Klärschlammtrocknung betrachtet. Die Trocknung stellt dabei keinen Ersatz für die vorherigen Behandlungsschritte dar, sondern einen möglichen nachgeschalteten Baustein innerhalb der regionalen Verfahrenskette. Ziel ist vor allem die Reduzierung der zu transportierenden und zu entsorgenden Originalsubstanzmenge. Gleichzeitig verändert sich durch die Erhöhung des Trockenrückstands die stoffliche und energetische Qualität des Schlamms für die nachfolgende thermische Verwertung.

Für die Szenarien wurde eine mechanische Entwässerung auf 22% TR als Ausgangspunkt der weitergehenden Trocknung angesetzt. Darauf aufbauend wurden zwei Trocknungsgrade betrachtet: eine Teiltrocknung auf 45% TR sowie eine weitergehende Trocknung auf 85% TR. Die Betrachtung erfolgte für die Verfahrenskette mit vorheriger Faulung sowie ergänzend für den vollstabilisierten Ausgangszustand. Die Ergebnisse sind in Bild 5 dargestellt.

In der Verfahrenskette mit vorheriger Faulung ergibt sich nach Faulung und Entwässerung auf 22% TR eine zu entsorgende Menge von rund 14.800 Mg OS/a. Durch eine Teiltrocknung auf 45% TR reduziert sich diese Menge auf rund 7.000 Mg OS/a. Bei einer Trocknung auf 85% TR verbleiben rund 3.700 Mg OS/a. Gegenüber dem entwässerten Schlamm entspricht dies einer Mengenreduzierung von rund 7.800 Mg OS/a bei 45% TR bzw. rund 11.100 Mg OS/a bei 85% TR.

Im vollstabilisierten Ausgangszustand liegt die berechnete Menge nach Entwässerung auf 22% TR bei rund 16.300 Mg OS/a. Eine Trocknung auf 45% TR reduziert diese auf rund 7.700 Mg OS/a, eine Trocknung auf 85% TR auf rund 4.100 Mg OS/a. Die etwas höheren Mengen gegenüber der Verfahrenskette mit Faulung ergeben sich aus der fehlenden Massenreduktion durch die anaerobe Stabilisierung.

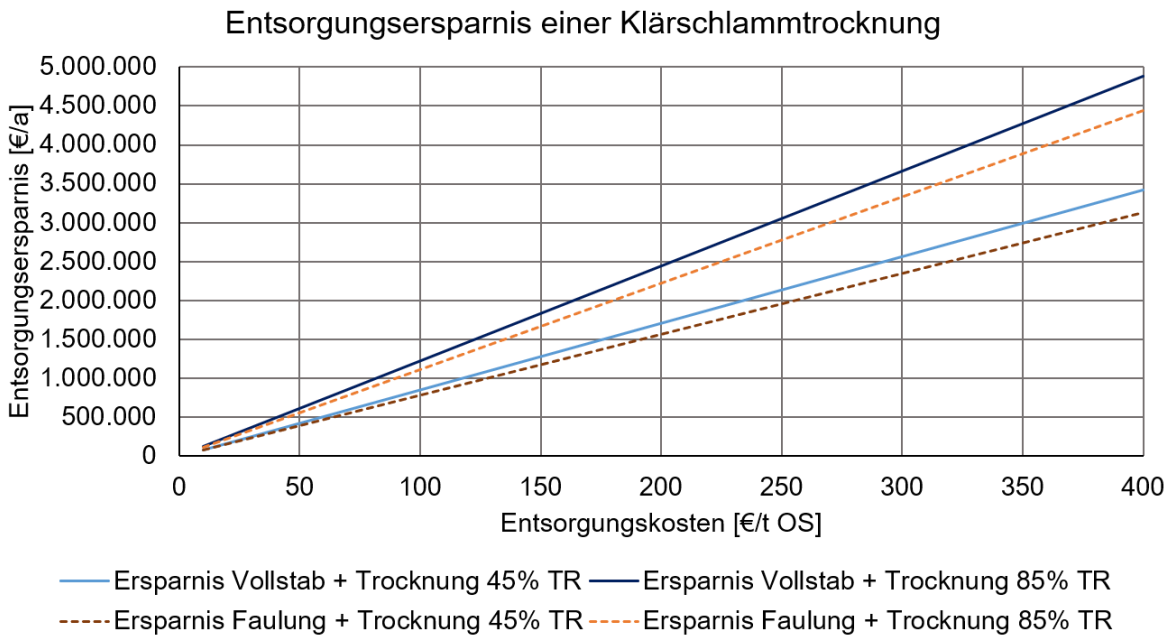


Bild 5: Ersparnis der Entsorgungskosten bei Trocknung der Klärschlämme der Region auf 45% TR oder 85% TR

Die wirtschaftliche Wirkung der Trocknung ergibt sich in der vereinfachten Betrachtung aus der reduzierten Entsorgungsmenge. Der Annahmepreis der KNRN ist mengenbezogen auf die Originalsubstanz des angelieferten Schlamms angegeben. Damit wirkt sich eine Erhöhung des Trockenrückstands direkt auf die Entsorgungskosten aus, da weniger Wasser mitentsorgt wird. Bei einem beispielhaften Entsorgungspreis von 100 €/Mg OS ergibt sich für die Verfahrenskette mit Faulung gegenüber dem entwässerten Schlamm eine rechnerische Einsparung von rund 0,78 Mio. €/a bei 45% TR und rund 1,11 Mio. €/a bei 85% TR. Im vollstabilisierten Ausgangszustand liegen die entsprechenden Einsparungen bei rund 0,86 Mio. €/a bzw. rund 1,22 Mio. €/a. Die in Bild 5 dargestellten Einsparungen skalieren entsprechend mit dem angesetzten Entsorgungspreis.

Die dargestellte Kostenwirkung ist als überschlägige Einordnung des wirtschaftlichen Spielraums für eine Trocknung zu verstehen. Die Kurven in Bild 6 zeigen die durch die Trocknung vermiedenen Entsorgungskosten in Abhängigkeit vom angesetzten Entsorgungspreis. Liegen die jährlichen Gesamtkosten der Trocknung einschließlich kapitalgebundener Kosten, Betrieb, Wärmebereitstellung, Wartung, Personal und gegebenenfalls zusätzlicher Transporte zum Trocknungsstandort unterhalb dieser Kurve, ergibt sich gegenüber der Entsorgung des nur entwässerten Schlamms ein wirtschaftlicher Vorteil. Liegen die Jahreskosten der Trocknung oberhalb der Kurve, wird die Einsparung bei den Entsorgungskosten durch die zusätzlichen Kosten der Trocknung überkompensiert.

Die Darstellung ist nicht als vollständige Wirtschaftlichkeitsberechnung einer konkreten Trocknungsanlage zu verstehen, sondern als Abschätzung des verfügbaren Kostenrahmens. Sie zeigt, welche jährlichen Kosten für Investition und Betrieb der Trocknung maximal angesetzt werden dürften, damit sich die Mengenreduzierung wirtschaftlich positiv auswirkt. Da die Transport- und Entsorgungskosten auf alle Mitglieder des Konsortiums verteilt werden (die OS-Masse ist die Basis) wird im Projektkonsortium diskutiert, ob die anlagenspezifischen

Investitionen z. B. zur Erhöhung des Heizwertes resp. die „Nicht-Investitionen“ z. B. einer Entwässerung, perspektivisch über Gutschriften oder Abschläge auf den Annahmepreis honoriert werden sollen (resp. Zuschlägen bei hohen Wassergehalten). Diese Möglichkeit wurde in den o. g. Berechnungen nicht berücksichtigt und kann aber als zusätzliches Variante mit berücksichtigt werden. Der rDSSZ des Gesamtverbunds bietet hier eine gutes Werkzeug der Variantenprüfung und eine transparente Darstellung, wie sich die Kostenanteile verschieben würden zur Entscheidungsunterstützung.

Für die Modellregion zeigt die Trocknungsbetrachtung vor allem den hohen Einfluss des Trockenrückstands auf Transport- und Entsorgungsmengen. Bereits die Teiltrocknung auf 45% TR führt zu einer deutlichen Reduktion der Originalsubstanzmenge. Eine weitergehende Trocknung auf 85% TR verstärkt diesen Effekt, ist jedoch stärker von Wärmebereitstellung, Flächenverfügbarkeit, Betriebskosten und Standortorganisation abhängig. Gleichzeitig erhöht die Trocknung den Heizwert des Schlamms und beeinflusst damit die Qualität des Inputs für die thermische Verwertung. Die Bewertung der Heizwerte und Restgaspotentiale wird im folgenden Kapitel aufgegriffen.

1.2.5 Co-Substrate, Heizwert und Restgaspotentiale als Bewertungsgrundlage

Zum Abgleich der Kenndaten der Module des rDSSZ für die Szenarienanalyse zur Teilstabilisierung, Faulung und Trocknung wurden ergänzende Untersuchungen zur Schlammqualität auf den Anlagen durchgeführt. Im Fokus standen der Heizwert der Schlämme und das Restgaspotential. Der Heizwert ist für die thermische Verwertung und die Bewertung der Trocknung relevant. Das Restgaspotential beschreibt das verbleibende anaerob nutzbare organische Potenzial und liefert Hinweise auf den Stabilisierungsgrad der Schlämme.

Die Untersuchungen wurden als ergänzende Datengrundlage für die Modellregion genutzt. Sie dienen nicht der vollständigen verfahrenstechnischen Bewertung einzelner Anlagen, sondern der differenzierten Charakterisierung der regionalen Schlammströme. Analysiert wurden dabei sowohl Unterschiede zwischen den Anlagen als auch Unterschiede zwischen Probenahmezeitpunkten, um saisonale Schwankungen im rDSSZ berücksichtigen zu können. Gerade für einen Verbund ist diese Differenzierung relevant, da nicht nur die Menge, sondern auch die Qualität der angelieferten Schlämme die Leistungsdaten nachfolgender Prozessschritte beeinflusst und damit für eine Bewertung des Gesamtsystems in ausreichender Differenzierung hinterlegt sein sollten.

1.2.5.1 Heizwerte der „Satellitenschlämme“

Wichtigste Eingangsgröße jeder Szenarienanalyse zur Strategieentscheidung eines Schlammverbundes ist die Klärschlammqualität (vgl. Berichtsteil B). Für die Schlämme der Satellitenanlagen (Rolle im Verbund: Schlammproduzent – Abgabe zur weiteren Behandlung und Entsorgung) wurden daher Heizwertuntersuchungen durchgeführt und anlagenspezifisch

ausgewertet[2]. Für den Vergleich zwischen den Anlagen wurde vorrangig der untere Heizwert bezogen auf die Trockenmasse herangezogen. Dieser Wert eignet sich für die Einordnung der Schlammqualität, da der unterschiedliche Wassergehalt (Kennzahl für die Bewertung der Entwässerungsstufe) der Originalsubstanz herausgerechnet ist. Ergänzend wurden der Glühverlust bzw. organische Trockenmasseanteil sowie der Aschegehalt betrachtet.

Der untere Heizwert H_u ist für die weitere energetische Bewertung maßgeblich, da er die bei der Verbrennung nutzbare Wärmemenge ohne Kondensation des im Abgas bzw. Brüden enthaltenen Wasserdampfes beschreibt. Der obere Heizwert H_o wurde ergänzend für rechnerische Bilanzierungen mitgeführt. Die Differenz zwischen H_o und H_u zeigt, welche Wärmemenge bei Kondensation prinzipiell zusätzlich verfügbar wäre (Schaum et al. 2016). Dies ist insbesondere bei modernen Monoklärschlammverbrennungsanlagen mit Wärme- bzw. Brüdenkondensation relevant und kann sowohl bei teilgetrockneten als auch bei weitgehend getrockneten Schlämmen eine zusätzliche Bewertungsgröße darstellen.

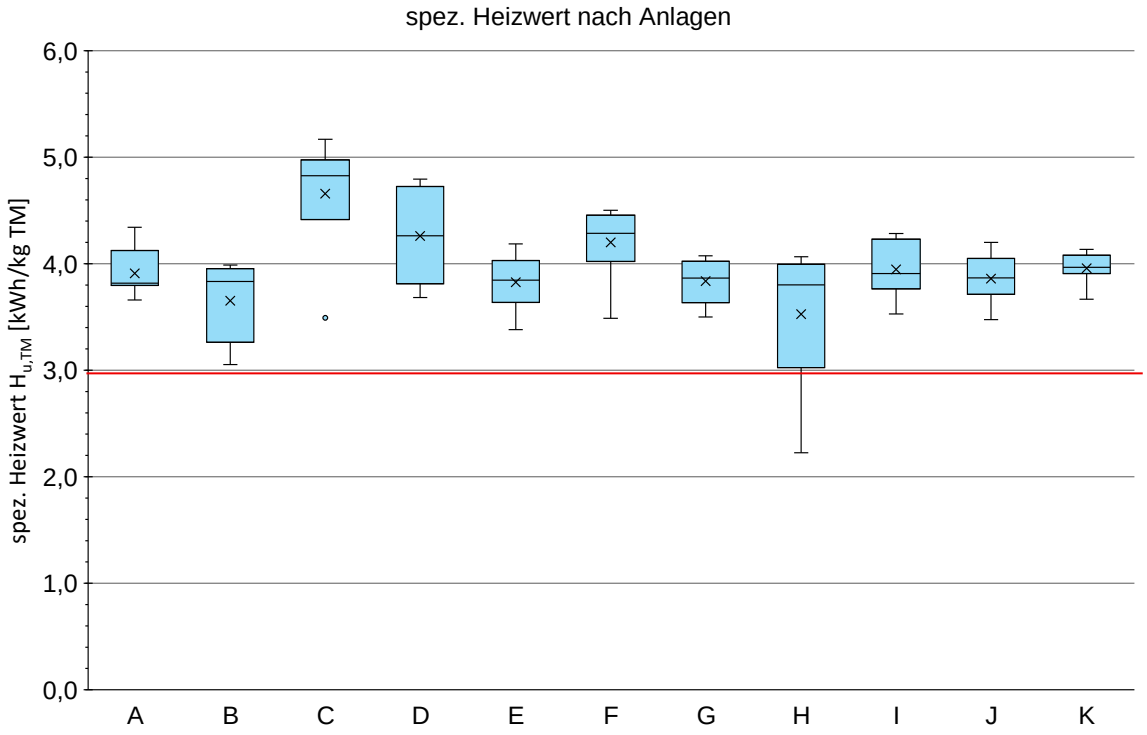


Bild 6: Spezifischer unterer Heizwert Hu bezogen auf Trockenmasse der elf Satellitenanlagen im Vergleich zu einem theoretischen Bilanzwert für Faulschlamm (rot) nach Schaum et al. (2016)

Die spezifischen unteren Heizwerte der untersuchten Satellitenschlämme liegen überwiegend in einer Größenordnung von rund 3,5 bis 4,5 kWh/kg TM. Die Spannweite der Einzelwerte reicht von etwa 2,2 bis 5,2 kWh/kg TM, der Median liegt bei rund 3,9 kWh/kg TM. Damit liegen die untersuchten Schlämme insgesamt in einer plausiblen Größenordnung für kommunale Überschussschlämme. Schaum et al. (2016) geben für Überschussschlamm einen gemessenen unteren Heizwert von 14,3 ± 1,3 MJ/kg TS an, was rund 4,0 ± 0,4 kWh/kg TM entspricht.

[2] Die ebenfalls im RePhoR-Kontext relevanten Daten zum zu erwartenden P-Gehalt und Bindungsform der Schlämme der Satellitenanlagen wurden ebenfalls aufgenommen – die Informationen zu saisonalen Schwankungen und Gehalten sind in Schwerpunkt D zu finden

Für Primärschlamm werden mit 16,4 ± 1,9 MJ/kg TS bzw. rund 4,6 ± 0,5 kWh/kg TM höhere Werte angegeben, während Faulschlamm mit 11,1 ± 1,1 MJ/kg TS bzw. rund 3,1 ± 0,3 kWh/kg TM erwartungsgemäß niedriger liegt. Die Werte der Satellitenanlagen ordnen sich damit wie erwartet im Bereich von Überschussschlämmen ein, wobei niedrigere Einzelwerte auf eine weitergehende aerobe Stabilisierung oder höhere mineralische Anteile hinweisen (Schaum et al. 2016). Die Unterschiede zwischen den Anlagen werden in Bild 6 als Box-Whisker-Darstellung gezeigt.

Die Streuung innerhalb einzelner Anlagen zeigt, wie wichtig es ist die zunächst als Default-Wert angenommenen Kenndaten der Überschussschlämme durch spezifische Werte und Schwankungsbreiten zu ergänzen, da die Heizwerte durch den aktuellen Betriebszustand und damit natürlich auch den Probenahmezeitraum beeinflusst werden (saisonale Schwankungen). Anlagen mit höheren organischen Anteilen weisen tendenziell höhere Heizwerte auf, während höhere mineralische Anteile bzw. Aschegehalte den Heizwert senken (Schaum et al. 2016). Die Auswertung nach Jahreszeit bestätigt die erwartete saisonale Schwankung mit tendenziell höheren Heizwerten in den Winter- bzw. Herbstproben und niedrigeren Werten in den Sommerproben. Mit steigender Temperatur verändern sich Wachstums-, Umsatz- und Zerfallsprozesse der Biomasse, wobei auch das jeweilige Schlammalter maßgebend ist. Da die Proben nicht als kontinuierlicher Jahresgang erhoben wurden, ist die Darstellung als kampagnenbezogene Einordnung zu verstehen.

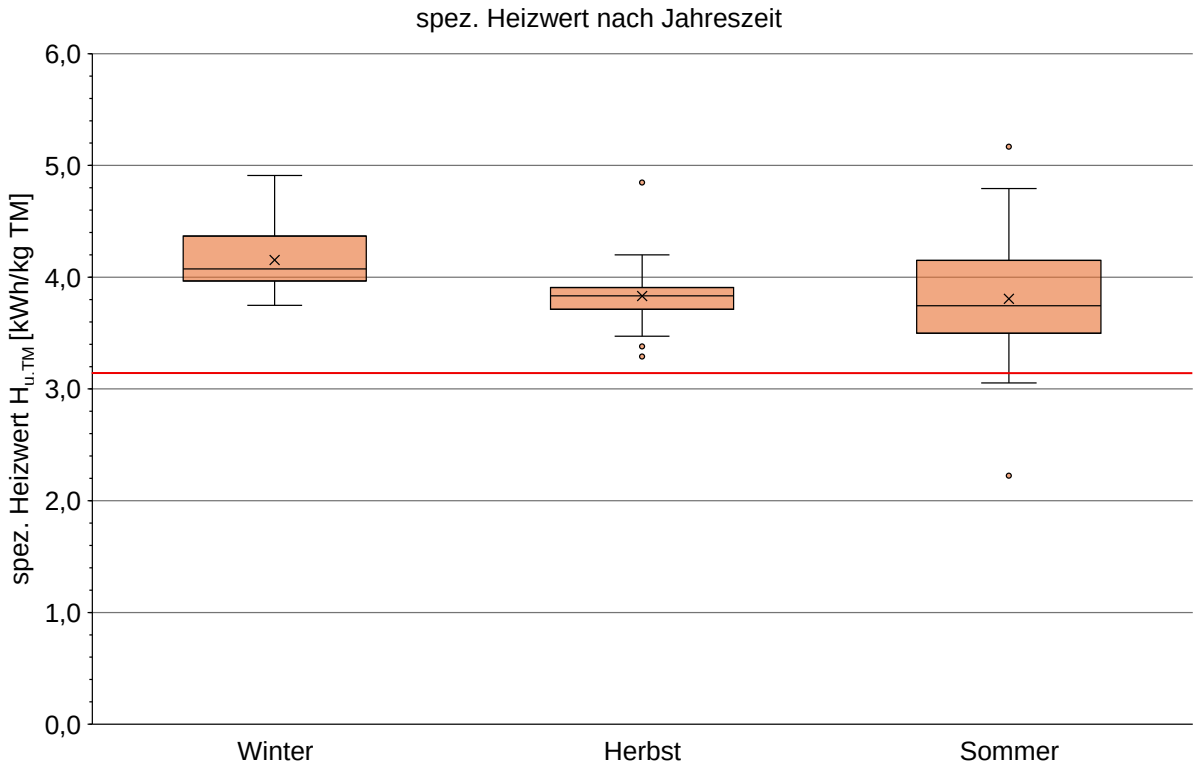


Bild 7: Spezifischer unterer Heizwert Hu bezogen auf Trockenmasse nach Jahreszeit der Probenahme im Vergleich zu einem theoretischen Bilanzwert für Faulschlamm (rot) nach Schaum et al. (2016)

Heizwertbilanz bei unterschiedlichen Trocknungsgraden

Für die Verknüpfung der Heizwertuntersuchungen mit dem DSSZ vorherigen Szenarien wurden die im Labor bestimmten spezifischen Heizwerte auf die jährlichen Klärschlammströme der Satellitenanlagen übertragen. Dabei wurden nicht die einzelnen Heizwertmessungen aufsummiert, sondern zunächst mittlere anlagenspezifische Heizwerte gebildet (hier kann je nach ausgeprägter Schwankung auch periodendifferenziert vorgegangen werden) und anschließend mit den jeweiligen Schlammmengen der Anlagen bilanziert. Die Darstellung in Bild 8 zeigt damit keine Einzelproben, sondern die aggregierte jährliche Heizwertbilanz der betrachteten Satellitenanlagen, wie sie in die Szenarienanalyse berücksichtigt werden.

Betrachtet wurden der Ist-Zustand mit den derzeitigen niedrigen Trockenrückständen, eine mechanische Entwässerung auf 22% TR, eine Teiltrocknung auf 45% TR sowie eine weitergehende Trocknung auf 85% TR. Eine gesonderte Darstellung für eine Eindickung auf 6% TR wurde hier nicht aufgenommen, da die Einbindung in die thermische Verwertung über die KNRN ohnehin eine Entwässerung auf mindestens etwa 21 bis 22% TR voraussetzt.

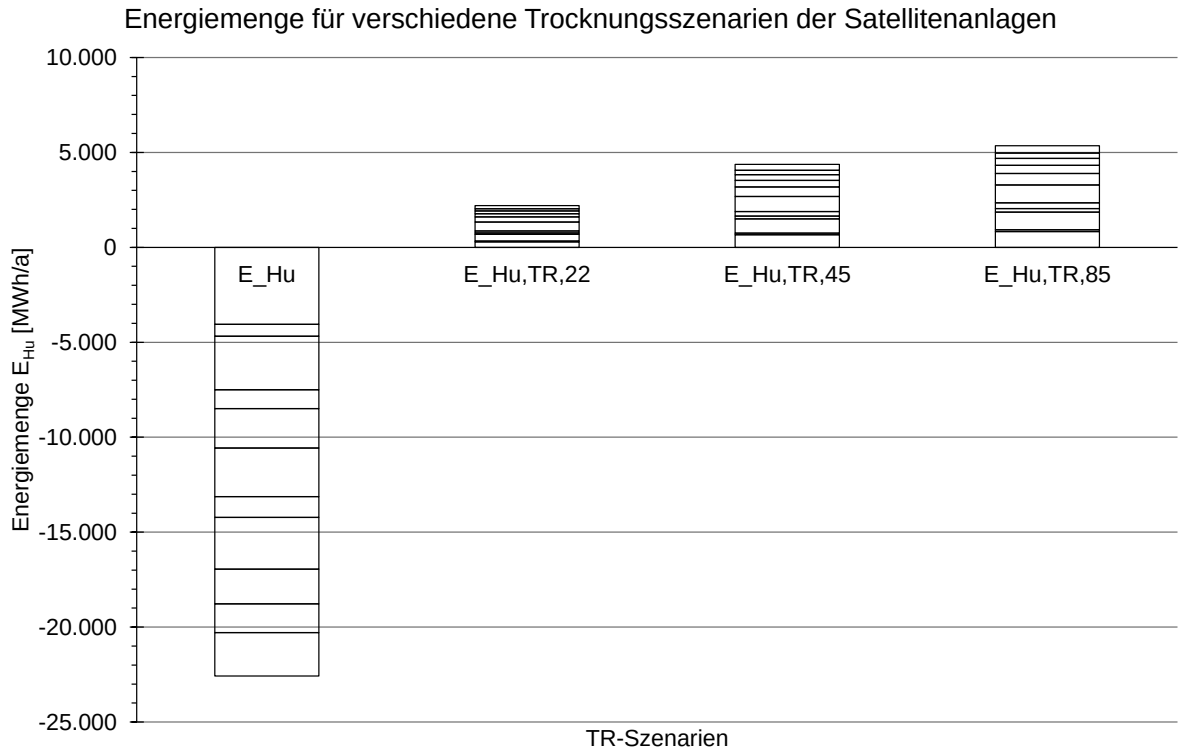


Bild 8: Jährliche Heizwertbilanz der Klärschlammströme der Satellitenanlagen bei unterschiedlichen TR-Stufen

Die jährliche Heizwertbilanz (Bild 8) zeigt den starken Einfluss des Wassergehalts auf die energetische Bewertung der Schlammströme. Im Ist-Zustand ergibt sich für die flüssigen bzw. nur gering eingedickten Schlämme ein deutlich negativer rechnerischer unterer Heizwert bezogen auf die Originalsubstanz mit ca. -22.500 MWh/a. Dies ist plausibel, da der Energiebedarf zur Verdampfung des enthaltenen Wassers den chemischen Energieinhalt der Trockenmasse deutlich übersteigt. Der negative Wert beschreibt die energetisch ungünstige Ausgangssituation nasser Klärschlämme für eine direkte thermische Verwertung.

Durch die mechanische Entwässerung auf 22% TR verschiebt sich die Bilanz in den positiven Bereich auf ca. 2.200 MWh/a. Der Wasseranteil bleibt zwar weiterhin maßgebend, die enthaltene Trockenmasse kann jedoch rechnerisch einen positiven unteren Heizwert bezogen auf den Gesamtstrom erreichen. Mit einer Teiltrocknung auf 45% TR steigt die jährliche Heizwertbilanz weiter deutlich auf ca. 4.400 MWh/a an. Bei 85% TR wird entsprechend der höchste Wert der betrachteten Varianten von ca. 5.350 MWh/a erreicht.

Die Darstellung macht damit sichtbar, dass Entwässerung und Trocknung keine zusätzliche chemisch gebundene Energie erzeugen. Die Trockenmassefracht bleibt in der vereinfachten Umrechnung unverändert. Durch die Entfernung von Wasser verbessert sich jedoch der energetische Nutzwert des angelieferten Schlamms erheblich. Für die thermische Verwertung ist daher nicht nur die absolute Trockenmassefracht relevant, sondern auch der Wassergehalt, mit dem der Schlamm in die Verwertungskette eingebracht wird. Die Auswertung ergänzt die in Kapitel 1.2.4 dargestellte Mengen- und Kostenwirkung der Trocknung. Dort wurde gezeigt, dass eine Erhöhung des Trockenrückstands die zu transportierende und zu entsorgende Originalsubstanzmenge deutlich reduziert. Bild 8 zeigt ergänzend, dass sich gleichzeitig die energetische Qualität des regionalen Klärschlammstroms verbessert.

1.2.5.2 Methanemissionspotenzial als Kenngröße für Stabilisierungsgrad und anaerobes Restpotenzial

Ergänzend zu den Heizwertuntersuchungen wurden ausgewählte Klärschlämme im Labor auf ihr aktuelles Methanbildungspotenzial untersucht. Die Auswertung erfolgte als Methanemissionspotenzial (MEP) nach dem Ansatz des DWA-A 368-1 (DWA 2026). Das MEP beschreibt die unter standardisierten Versuchsbedingungen gebildete Methanmenge, umgerechnet in CSB_{CH4} bezogen auf die Anfangsmasse des CSB der Probe. Es ist damit ein dimensionsloser Kennwert für das im Schlamm verbleibende Methanbildungspotenzial. Es dient zur ergänzenden Einordnung des potentiellen Energiegehalts der Schlämme und gibt einen Hinweis auf den Stabilisierungsgrad bzw. die das Risiko einer ungewollten THG-Emission bei Lagerung und oder Trocknung (C_{org}-Konzentration in der Abluft – limitiert nach TA Luft).

Die Untersuchungen wurden an Proben aus dem laufenden Betrieb der Satellitenanlagen durchgeführt. Die Ergebnisse beschreiben das Restpotenzial der heute anfallenden, aerob bzw. simultan aerob stabilisierten Schlämme. Es handelt sich dabei um eine betrieblich beeinflussbare Größe, die mit Hilfe des DSSZ in der Anwendung der betrieblichen Unterstützung als Betriebszielwert verwendet werden kann. Die nachfolgenden Werte sind nicht mit dem Methanpotenzial eines gezielt teilstabilisierten Schlamms nach Umstellung der Belebung gleichzusetzen, bei dem ja bereits auf diese Größe hin optimiert wurde.

Für die Auswertung wurde zunächst der maximale Methanertrag in mL CH_4/g CSB bestimmt. Daraus wurde das MEP berechnet, indem die Methanbildung auf das theoretische Methanpotenzial aus CSB bezogen wurde. Der theoretische Bezugswert beträgt rund 0,35 L CH_4/g CSB. Ein Messwert von 35 mL CH_4/g CSB entspricht damit beispielsweise einem MEP von 0,10.

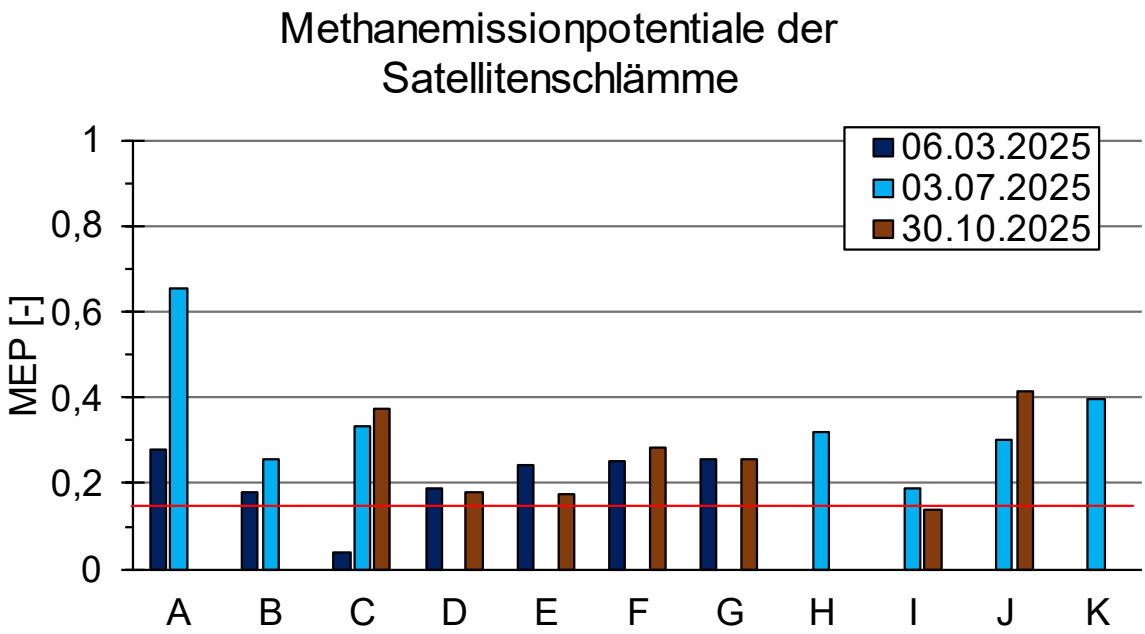


Bild 9: Methanemissionspotenziale ausgewählter, anonymisiert dargestellter Satellitenschlämme in unterschiedlichen Messkampagnen im Vergleich zum Stabilisierungsziel (rot) nach DWA (2026)

Die in den Laboruntersuchungen ermittelten Methanbildungspotenziale der untersuchten Satellitenschlämme liegen zwischen rund 13 und 227 mL CH_4/g CSB. Daraus ergeben sich MEP-Werte zwischen etwa 0,04 und 0,65. Der Median der positiven Werte liegt bei rund 89 mL CH_4/g CSB bzw. einem MEP von rund 0,26.

Bild 9 zeigt deutliche Unterschiede zwischen den untersuchten Anlagen und Messkampagnen. Die MEP-Werte liegen überwiegend zwischen etwa 0,14 und 0,42. Einzelne Proben weisen deutlich niedrigere beziehungsweise höhere Werte auf. Der höchste Einzelwert wurde mit rund 0,65 in der Sommerkampagne ermittelt und entspricht einem Methanbildungspotenzial von etwa 227 mL CH_4/g CSB. Bei einer weiteren Anlage wurden in zwei Messkampagnen MEP-Werte von rund 0,30 und 0,42 beziehungsweise etwa 105 und 146 mL CH_4/g CSB bestimmt. Die Spannweite der MEP-Werte weist auf unterschiedliche Stabilisierungsgrade der Schlämme hin. Mögliche Einflussgrößen sind aerobe Schlammalter, Temperatur, Belastung, Schlammabzug, Speicherzeiten und Betriebsweise der Belebung. Die trotz hohen Gesamtschlammalters auf den Anlagen gemessenen hohen Werte sind vermutlich auf ein zu geringes aerobes Schlammalter zum Zeitpunkt der Probenahme zurückzuführen (20 Tagen (DWA 2016). Auch innerhalb einzelner Anlagen treten Unterschiede zwischen den Messkampagnen auf. Die größte Spannweite reicht von einem MEP von 0,04 bis 0,37 beziehungsweise von etwa 13 bis 131 mL CH_4/g CSB. Mögliche Ursachen sind wechselnde Betriebszustände, Schlammalter, Temperatur, Belastung, Schlammabzug, Speicherzeiten und Unterschiede in der Zusammensetzung der entnommenen Schlammprobe.

Nach DWA-A 368-1 wird für anaerobe Stabilisierungsanlagen im Bemessungsfall ein MEP von ≤ 0,15 angesetzt; für Schlämme, die nicht direkt verwertet werden, wird für den mittleren Schlammanfall ein MEP von ≤ 0,12 genannt. Diese Werte sollen hier nicht als unmittelbarer Bewertungsmaßstab für die untersuchten Satellitenschlämme dienen, da es sich ja nicht um

Faulschlämme nach einer anaeroben Stabilisierung handelt. Der Vergleich verdeutlicht jedoch, dass ein Teil der aerob stabilisierten Schlämme noch ein relevantes Methanbildungspotenzial aufweist.

Für die gemeinsame Faulung ist das MEP als ergänzende Qualitätsgröße relevant. Die Ergebnisse zeigen, dass auch aerob stabilisierte Schlämme noch messbares anaerob nutzbares Potenzial enthalten können. Bei einer Umstellung von aerober Voll- auf aerobe Teilstabilisierung würde sich der in der Belebung abgebaute organische Anteil rechnerisch weiter verringern. In den Faulungsszenarien wurde dieses zusätzliche Potenzial über die veränderte Überschussschlammproduktion und organische Fracht berücksichtigt.

Die MEP-Untersuchungen ersetzen keine kontinuierliche Stabilitätsbewertung der einzelnen Anlagen. Sie liefern jedoch eine zusätzliche stoffliche Kenngröße, die über Trockenmasse, organische Trockenmasse und Heizwert hinausgeht.

Kombination von Heizwert und Restgaspotential

Heizwert und MEP beschreiben unterschiedliche Eigenschaften der Schlämme. Der Heizwert ordnet die energetische Qualität für die thermische Verwertung ein. Das MEP beschreibt das verbleibende Methanbildungspotenzial der organischen Substanz unter anaeroben Bedingungen und damit das Potential einer anaeroben Behandlung.

Eine gemeinsame Betrachtung kann Hinweise auf die Einbindung der Schlämme in die Verfahrenskette geben. Schlämme mit hohem Heizwert und hohem MEP enthalten vergleichsweise viel energetisch nutzbare organische Substanz und sind gleichzeitig biologisch noch reaktiv. Sie sind für eine Faulung interessant, können bei Lagerung oder Trocknung ohne weitergehende Stabilisierung jedoch sensibel sein. Schlämme mit hohem Heizwert und niedrigem MEP sind thermisch energetisch relevant, aber bereits gut stabilisiert (z. B. Kohle). Niedrige Heizwerte können auf höhere mineralische Anteile oder einen geringeren organischen Anteil hinweisen, was letztlich aber einfacher über den GV festgestellt werden kann.

1.2.5.3 Potentialanalyse regionaler Co-Substrate

Neben der Klärschlämmbewirtschaftung im Verbund wurden in der Modellregion beim Aufbau des rDSSZ insbesondere auch regionale Co-Substrate. Im Fokus standen im Hinblick auf den Energiegehalt und ihre Entsorgungsrelevanz organisch belastete Industrieabwässer und gewerbliche Reststoffströme, die grundsätzlich in eine anaerobe Behandlung eingebunden werden können, in jedem Fall aber nach Möglichkeit nicht einer aeroben Abwasserreinigung ohne Vorbehandlung zugeführt werden sollten. Die Betrachtung erfolgt aufgrund des Energiefokus in SATELLITE als Potenzialabschätzung „Energiegewinnung“.

Die erhobene Datengrundlage umfasst Betriebsangaben zu Mengen und CSB-Konzentrationen, projektbezogene Laboranalysen einzelner Substrate, Gasbildungspotentialuntersuchungen im labor- und halbtechnischen kontinuierlichen und Batchbetrieb, sowie überschlägige Berechnungen des Methan- und Energiepotenzials auf Basis anaerober Prozessmodelle. Für die Potenzialabschätzung wird die CSB-Fracht der jeweiligen Substrate herangezogen und daraus eine theoretisch nutzbare Methanmenge abgeleitet (vgl. A2 Vektorerweiterung). Die Ergebnisse sind daher als rechnerische Bruttowerte zu verstehen.

Tabelle 6: Übersicht regionaler Co-Substrate und rechnerischer Methanpotenziale

Co-Substrat/ Einleiter	Zuordnung/ Standort	Q	CSB	CSB-Fracht	CH_4	E_{Hu} Methan	E_{el} Methan
		m^3/d	mg/L	kg/d	m^3/d	MWh/a	MWh/a
Hansen 1	Nienburg	600	8.000	4.800	1.596	5.808	2.149
Hansen 2	Nienburg	50	70.000	3.500	1.164	4.235	1.567
Frischli	Rehburg	1.336	2.500	3.340	1.111	4.041	1.495
Göbber	Eystrup	275	4.330	1.191	396	1.441	533
Oxxynova	Steyerberg	264	3.500	924	307	1.118	414
HB-Fuller	Nienburg	47	5.000	235	78	284	105
Green Polymers	Steyerberg	25	9.000	225	75	272	101
Summe		**ca. 2.597**		**ca. 14.215**	**ca. 4.726**	**ca. 17.200**	**ca. 6.364**

Die höchsten rechnerischen Potenziale ergeben sich für die Teilströme von Hansen, Frischli und Göbber. Für Hansen wurden zwei unterschiedliche Teilströme berücksichtigt. Der mengenstärkere Teilstrom weist bei einem angesetzten Volumenstrom von rund 600 m³/d und einer CSB-Konzentration von rund 8.000 mg/L eine CSB-Fracht von etwa 4.800 kg CSB/d auf. Daraus ergibt sich ein rechnerisches Methanpotenzial von ca. 1.600 m³ CH_4/d bzw. ca. 5.800 MWh/a bezogen auf den unteren Heizwert des Methans. Der zweite, deutlich höher konzentrierte Teilstrom wurde mit rund 50 m³/d und 70.000 mg CSB/L angesetzt. Das daraus berechnete Potenzial liegt bei rund 1.160 m³ CH_4/d bzw. rund 4.200 MWh/a.

Für Frischli ergibt sich aufgrund des hohen Volumenstroms ein ebenfalls relevantes Potenzial. Bei einem angesetzten Abwasserstrom von rund 1.336 m³/d und einer CSB-Konzentration von 2.500 mg/L beträgt die CSB-Fracht rund 3.340 kg/d. Daraus ergibt sich ein rechnerisches Methanpotenzial von etwa 1.110 m³ CH_4/d bzw. rund 4.000 MWh/a. Das Substrat ist im Vergleich zu den hochkonzentrierten Teilströmen stärker hydraulisch geprägt.

Für Göbber wurde ein Abwasserstrom von rund 275 m³/d mit einer CSB-Konzentration von rund 4.330 mg/L angesetzt. Daraus ergibt sich eine CSB-Fracht von rund 1.190 kg/d und ein rechnerisches Methanpotenzial von rund 400 m³ CH_4/d. Am Standort Eystrup ist dieser Stoffstrom auch für die kommunale Abwasserbehandlung relevant, da der Industrieeinleiter in den ausgewerteten Daten einen erheblichen Anteil der gesamten CSB-Fracht ausmacht.

Weitere Potenziale wurden für Oxxynova, HB-Fuller und Green Polymers ermittelt. Die Größenordnung liegt hier deutlich unterhalb der drei größten Stoffströme. Trotzdem ist hier natürlich auch die regionale Lage, also die Zuordnung zur nächstgelegenen Kläranlage wichtig zur Einordnung der Potentiale und nicht der überregionale Vergleich. Für Oxxynova ist die Bewertung aufgrund der veränderten Standortentwicklung in Steyerberg als historisches bzw. unsicheres Potenzial einzuordnen.

In Summe ergibt sich für die betrachteten Co-Substrate ein rechnerisches Methanpotenzial von rund 4.700 m³ CH_4/d. Bezogen auf den unteren Heizwert des Methans entspricht dies etwa 17.200 MWh/a. Bei einer Verwertung in einem BHKW mit dem in der Auswertung angesetzten elektrischen Wirkungsgrad von 37% ergibt sich daraus eine rechnerische elektrische Energiemenge von rund 6.400 MWh/a. Diese Größenordnung liegt deutlich über dem in den Faulungsszenarien allein aus den Satellitenschlämmen berechneten Methanpotenzial.

Ergänzend zum rechnerischen Potenzialscreening wurde auf der Kläranlage Nienburg eine halbtechnische Co-Vergärungsanlage betrieben. Ziel war es, die Mitbehandlung ausgewählter regionaler Co-Substrate unter praxisnahen Bedingungen zu untersuchen und Hinweise auf die betriebliche Integrierbarkeit zu gewinnen. Die Versuchsanlage bestand aus einem mesophil betriebenen anaeroben Reaktor mit einem Arbeitsvolumen von ca. 500 L. Als Grundsubstrat wurde Klärschlamm der Kläranlage Nienburg eingesetzt. Die Zugabe der Co-Substrate erfolgte zusätzlich über eine separate Dosierung.

Tabelle 7: Halbtechnische Untersuchungen zur Mitbehandlung ausgewählter Co-Substrate auf der Kläranlage Nienburg

Co-Substrat	Charakterisierung	Beobachtungen im halbtechnischen Betrieb	Einordnung
Frischli-Abwasser	CSB ca. 2,1–3,0 g/L; geringe N- und NH_4-N-Gehalte; pH überwiegend im neutralen Bereich	stabile pH-Werte im Reaktor; keine eindeutigen Hinweise auf Hemmung; aufgrund des vergleichsweise geringen CSB stärker hydraulisch geprägt	grundsätzlich mitbehandelbar, aber geringeres spezifisches Energiepotenzial
Hansen-Abwasser	CSB ca. 13,5–24,3 g/L; hoher filtrierter CSB-Anteil; erhöhte TN- und NH_4-N-Gehalte; pH ca. 5,7–6,2	erhöhte organische Belastung; zeitweise höhere organische Säuren und Ammoniumgehalte; pH im Reaktor überwiegend stabil; H_2S/Gasqualität betrieblich relevant	hohes energetisches Potenzial, aber höhere Anforderungen an Dosierung, Prozessüberwachung, Gasreinigung und N-Rückbelastung

Die halbtechnischen Untersuchungen zeigen, dass die Mitbehandlung regionaler organischer Stoffströme grundsätzlich möglich ist. Für die untersuchten Substrate ergaben sich keine eindeutigen Hinweise auf eine mögliche Hemmung der Faulung. Die Ergebnisse sind nicht als substratspezifische Bemessungswerte zu verstehen, da der Versuchsbetrieb durch betriebliche Randbedingungen wie Dosierschwankungen, einzelne Störungen und messtechnische Unsicherheiten beeinflusst war. Im Einzelnen:

Für Frischli-Abwasser zeigte sich ein vergleichsweiser unkritischer Betrieb. Das Substrat weist eine moderate organische Belastung und geringe Stickstofffrachten auf. Dadurch ist die Rückbelastung aus der Mitbehandlung begrenzt. Aufgrund des niedrigeren CSB-Gehalts steht jedoch eher der zusätzliche Volumenstrom als die spezifische energetische Dichte im Vordergrund.

Das Hansen-Abwasser weist ein sehr hohes organisches Potenzial auf. Der hohe CSB-Gehalt und der hohe Anteil gelöster bzw. filtrierter organischer Substanz sprechen für eine gute anaerobe Nutzbarkeit. Gleichzeitig wurden erhöhte Stickstoff- und Ammoniumgehalte festgestellt. Vor einer großtechnische Annahme wären daher:

- insbesondere die zusätzliche Stickstoffrückbelastung in das Anlagenschema einzubinden
- die Dosierstrategie festzulegen, um eine möglichst gleichmäßige Gasproduktion und BHKW-Ausnutzung zu gewährleisten
- die Gasqualität und hier insbesondere der Umgang mit den im Abwasser vorhandenen Schwefelverbindungen zu prüfen.
- Zur Vermeidung einer Hemmung durch in der Faulung auftretende erhöhte Ammoniak-Konzentrationen muss eine Adaption der Biomasse in der Faulung möglich sein. Dies erreicht man durch langsame Konzentrationssteigerungen. Dann werden Konzentrationen auch > 2.000 mg/L NH_3-N toleriert.

Die halbtechnischen Untersuchungen ergänzen damit das rechnerische Potenzialscreening. Während Tabelle 6 die theoretisch verfügbare organische Zusatzfracht beschreibt, zeigen die Versuche (Tabelle 7), welche betrieblichen Aspekte bei einer tatsächlichen Mitbehandlung relevant werden. Dazu zählen insbesondere Substratqualität, Dosierung, Prozessstabilität, Gasqualität, Stickstoffrückbelastung und Genehmigungsfähigkeit.

Eine Einbindung von Co-Substraten kann die Auslastung einer Faulung verbessern und die Methanproduktion erhöhen. Gleichzeitig steigen die Anforderungen an Annahme, Speicherung, Vorbehandlung, Dosierung, Genehmigung und Betriebsüberwachung. Vor einer Umsetzung wären die Substrate hinsichtlich Abbaubarkeit, Hemmwirkung, Störstoffen, Nährstofffrachten, Schwefelgehalt, pH-Wert und Schwankungsverhalten zu prüfen (vgl. auch Kapitel B1.2.3 Co-Substrate Hildesheim).

Für die Investitionsplanung im Unterverbund sollten Co-Substrate nicht als feste Bemessungsgrundlage einer regionalen Faulung angesetzt werden, da diese anders als Einwohnerspezifische Frachten auch kurzfristig entfallen können (vgl. auch A1.7 und B6.3). Gleichzeitig müssen auch industrielle Abwasserteilströme angenommen werden und bieten ein sehr hohes Optimierungspotential, wenn diese Teilströme nicht über die aerobe Abwasserreinigung behandelt werden. Das Risiko der Nichtauslastung der Anlagen bei Wegfall besteht damit unabhängig von dem gewählten Verfahren. Anders ist die Situation bei Abfällen. Hier muss ganz besonders im Vorfeld eine gute Abstimmung mit der zugehörigen Wasserwirtschafts- und Abfallbehörde erfolgen. Für kontinuierlich verfügbare und gut charakterisierte Stoffströme kann eine gezielte Annahmestrategie entwickelt werden. Stark schwankende oder genehmigungsseitig unsichere Stoffströme sollten auch unbedingt im DSSZ aufgenommen werden, da hier in der Regel häufig sehr kurzfristig reagiert und entschieden werden muss, was mit dem Teilstrom passiert.

Aus Sicht der Energiebewirtschaftung des Verbunds sind die Co-Substrate vor allem als steuerbare organische Zusatzfracht interessant. Im OptiNETZ-Kontext und Gesamtverbund können sie als separate Stoffströme mit eigenen Mengen, CSB-Frachten, Nährstoffgehalten und

Verfügbarkeiten abgebildet werden. Damit lassen sich unterschiedliche Annahmestrategien und ihre Auswirkungen auf Faulung, Rückbelastung, Energieerzeugung und nachgelagerte Schlammqualität untersuchen ebenso wie Abnehmer für das erzeugte Biogas oder den erzeugten Strom und/oder Wärme identifiziert werden und entsprechende Bewirtschaftungspläne aufgestellt werden.

1.2.5.4 Zusammenfassende Einordnung

Die Untersuchungen zu Heizwert, Methanemissionspotenzial und Co-Substraten ergänzen die mengenbezogenen Szenarien der Modellregion um qualitative Bewertungsgrößen. Während die vorangegangenen Kapitel vor allem Schlammmengen, Trockenmassefrachten, Transportaufwand, Faulraumvolumina und Kosten betrachtet haben, beschreiben diese Kenngrößen die stoffliche und energetische Qualität der Schlammströme. Für eine regionale Bewirtschaftung ist dies relevant, weil gleiche Schlammmengen je nach Trockenrückstand, organischem Anteil, Heizwert, Restpotenzial und Nährstoffgehalt sehr unterschiedliche Auswirkungen auf die Verfahrenskette haben können.

Für die gemeinsame Faulung stehen vor allem organische Fracht, anaerob nutzbares Potenzial und Rückbelastung im Vordergrund. Die MEP-Untersuchungen zeigen, dass auch aerob bzw. simultan aerob stabilisierte Schlämme noch ein messbares Methanbildungspotenzial aufweisen können. Bei einer gezielten Umstellung von aerober Voll- auf aerobe Teilstabilisierung wird ein größerer Anteil der organischen Substanz in die gemeinsame Faulung verlagert. Gleichzeitig erhöhen Co-Substrate die organische Zusatzfracht und können die Methanproduktion steigern. Der Nutzen zusätzlicher Substrate ist daher immer gemeinsam mit Prozessstabilität, Stickstoffrückbelastung, Gasqualität und Genehmigungsfähigkeit zu bewerten.

Für Entwässerung, Trocknung und thermische Verwertung sind andere Kenngrößen maßgebend. Der Trockenrückstand bestimmt die zu transportierende und zu entsorgende Originalsubstanzmenge. Der Heizwert beschreibt die energetische Qualität des Schlamms für die thermische Verwertung. Die Heizwertuntersuchungen zeigen, dass die Satellitenschlämme bezogen auf die Trockenmasse überwiegend in einer plausiblen Größenordnung für kommunale Überschussschlämme liegen. Gleichzeitig zeigen die Umrechnungen auf unterschiedliche Trocknungsgrade, dass der Wasseranteil die energetische Bewertung der Originalsubstanz stark prägt. Entwässerung und Trocknung verändern damit nicht den chemischen Energieinhalt der Trockenmasse, verbessern aber die Qualität des angelieferten Stoffstroms für Transport und Verbrennung deutlich.

Die saisonalen und anlagenspezifischen Unterschiede der Heizwerte und MEP-Werte sowie die schwankende Verfügbarkeit der Co-Substrate verdeutlichen, dass für die regionale Planung und Bewirtschaftung neben den Mengen auch die Qualität und die zeitliche Verfügbarkeit der Stoffströme relevant sind. Während Jahresbilanzen für einen ersten strategischen Variantenvergleich ausreichen können, werden für Kapazitäts-, Transport-, Speicher- und Mischungsfragen höher aufgelöste Daten benötigt. Wie die Ergebnisse der Einzelanlagen und des Unterverbunds hierfür vereinheitlicht, zusammengeführt und an OptiNETZ übergeben werden können, wird in Kapitel 1.3 beschrieben.

1.3 Verknüpfung der Betrachtungsebenen und Schnittstelle zu OptiNETZ

Für die Untersuchung der Modellregion wurden Modellansätze mit unterschiedlichem Detaillierungsgrad eingesetzt. Für die elf Satellitenanlagen wurden anlagenspezifische SIMBA#-Modelle aufgebaut. Ergänzend erfolgte in dem für Kapitel 1.2 verwendeten Excelmodell eine standardisierte Nachbemessung nach DWA-A 131, mit der die aerobe Vollstabilisierung und die aerobe Teilstabilisierung gegenübergestellt wurden. Trotz der unterschiedlichen Modellansätze wird der Schlammoutput der Anlagen an einer definierten Bilanzgrenze mit demselben standardisierten Stoffstromvektor (Tabelle 8) beschrieben. Dieser entspricht zugleich der in OptiNETZ integrierten Eingabestruktur. Ergebnisse aus den SIMBA#-Modellen und dem Excelmodell können damit über eine gemeinsame Schnittstelle weitergegeben werden.

Tabelle 8: Input-Vektor des OptiNETZ-Tools

Bezeichnung	Einheit
N	mg N/L
P	mg P/L
COD	mg/L
K	mg/L
S	mg/L
Reserve1	mg/L
oTS	Mg oTS/L
TS	mg TS/L
Reserve2	mg /L
Reserve3	mg /L
Q	m^3/d

Für die Abbildung eines Unterverbunds wird zunächst jede Anlage in einem eigenen Tabellenblatt modelliert. Die relevanten Verfahrensstufen werden ausgehend vom Ausgangsvektor angeordnet und verknüpft. Die Ausgangsvektoren aller Anlagen werden anschließend zusammengeführt. Additive Größen werden summiert, nicht additive Größen neu berechnet. Gemeinsame Behandlungsstufen wie Eindickung, Faulung, Entwässerung oder Trocknung können nachgeschaltet werden. Bei Bedarf kann die Modellauflösung einzelner Anlagen erhöht werden, um Rückführungen oder spezifische Stoffströme detaillierter abzubilden. Unabhängig vom Detaillierungsgrad erfolgt die Ausgabe stets im standardisierten Vektorformat. Anlagenstandorte, Transportmengen und Metadaten bleiben erhalten.

Für OptiNETZ #plan können die Stoffstromvektoren zur Abbildung von Szenarien genutzt werden, während für OptiNETZ #live möglichst aktuelle Betriebsdaten erforderlich sind. Zur Berücksichtigung zeitlicher Schwankungen sollten vorzugsweise Tages- oder Monatswerte verwendet werden. Liegen nur Jahresmittelwerte vor, kann die Dynamik einer vergleichbaren Referenzanlage übertragen und auf die betrachtete Anlage skaliert werden. Die daraus entstehenden synthetischen Zeitreihen sind entsprechend zu kennzeichnen und zu dokumentieren.

2 Umwelt- und kostenoptimierte Logistik KNRN

Autor*innen:
Sabrina Breitenkamp, Ingenieurbüro Dr. Breitenkamp
Volker Fennemann, Gerd Kuhlmann, Frederic Veit, Denise Zelasny,
Fraunhofer Institut für Materialfluss und Logistik
Maike Beier, ISAH – Leibniz Universität Hannover

Inhaltsverzeichnis

2.1 Fragestellungen Planung / Logistik im Gesamtverbund 31
2.2 Optimiertes Logistikkonzept Gesamtverbund KNRN.....33
2.3 Durchführung und Ergebnisse 34

Kurzbeschreibung

Dieses Kapitel beschäftigt sich mit den zentralen Logistikfragen der Klärschlammverwertung im Verbund am Beispiel der Kommunalen Nährstoffrückgewinnung Niedersachsen (KNRN). Ziel war es im Projekt, ein umwelt- und kostenoptimiertes Logistikkonzept zu entwickeln, das u. a. durch ein effektives Trocknungs- und Entwässerungskonzept gestützt wurde. Durch Szenarienbetrachtungen konnte gezeigt werden, dass Trocknungsanlagen an strategisch günstigen Standorten, vorzugsweise mit Bahnanbindung, die Anlieferungen per LKW nach Hildesheim signifikant reduzieren konnten und dabei zusätzliche ökologische boten.

Die strategische Planung umfasste auch die Entwicklung spezieller Transportcontainer, die Klärschlamm in variierenden Trocknungsgraden sicher bewegen können. Zusammen mit einer automatisierten Annahmestation waren diese Innovationen darauf ausgelegt, die Effizienz der Logistikprozesse zu steigern, obwohl die Implementierung solcher Technologien hinsichtlich Kostenaufwand und praktischem Nutzen kritisch abgewogen werden musste.

Die Kostenanalyse verschiedener Verkehrsträger, insbesondere LKW und Bahn, verdeutlichte die Notwendigkeit einer frühzeitigen Planung und zeigte die wirtschaftlichen Rahmenbedingungen für den Schienentransport auf. Trotz der ökologischen Vorteile stellten Bahntransporte höhere Anforderungen an das Ressourcenmanagement, während LKW-Transporte durch ihre Flexibilität bestachen und mit alternativen Antriebstechnologien umweltfreundlicher gestaltet werden konnten.

Die im Rahmen des Projekts identifizierten Potenziale der Logistikkonzepte lagen in der nachhaltigen Reduktion der Transportvolumina und Emissionen. Empfehlungen zur Umsetzung beinhalten die Nutzung dezentraler Trocknungszentren, wo möglich, und den strategischen Einsatz von LKWs mit modernen Antriebstechnologien. Zukünftige Entwicklungen sollten darauf abzielen, integrierte Logistikkonzepte weiter zu verfeinern, um die Nachhaltigkeit und Effizienz der Klärschlammverwertung langfristig zu sichern.

2.1 Fragestellungen Planung / Logistik im Gesamtverbund

Im Rahmen eines überregionalen Gesamtverbundes ist die Logistik ein zentrales Element der strategischen Planung. Sie umfasst nicht nur den Transport der anfallenden Klärschlämme zwischen den einzelnen Anlagen und den vorgesehenen Behandlungs- oder Verwertungsstandorten, sondern steht in enger Wechselwirkung mit dem gewählten Entwässerungs- und Trocknungskonzept. Der Entwässerungsgrad und eine mögliche vorgelagerte Trocknung

beeinflussen unmittelbar die zu transportierenden Mengen, die Transportfrequenz, den erforderlichen Lager- und Umschlagbedarf sowie die damit verbundenen Kosten und Emissionen.

Eine wesentliche Planungsfrage besteht daher darin, ob und an welchen Standorten zusätzliche Entwässerungs- oder Trocknungskapazitäten aufgebaut werden sollten. Eine vorgelagerte Trocknung kann Transportmengen deutlich reduzieren, ist jedoch mit Investitionskosten, Energiebedarf, Flächenbedarf und betrieblichen Anforderungen verbunden. Die Entscheidung für oder gegen entsprechende Anlagen muss daher im Kontext des gesamten Verbundes bewertet werden. Im KNRN-Gesamtverbund wurde diese Fragestellung bereits in Phase 1 mithilfe des OptiNETZ-Tool-Prototyps untersucht. Dabei wurden verschiedene Szenarien betrachtet, um zu bewerten, ob eine vorgelagerte Trocknung aus wirtschaftlicher, energetischer und logistischer Sicht sinnvoll ist (vgl. Kapitel 3).

Neben dem Entwässerungs- und Trocknungskonzept ist auch die Auswahl geeigneter Transportmittel von Bedeutung. Je nach Schlammmenge, Trockensubstanzgehalt, Transportentfernung, Verfügbarkeit von Infrastruktur und betrieblichen Randbedingungen können unterschiedliche Transportoptionen ökonomisch und ökologisch vorteilhaft sein. Zu bewerten ist beispielsweise, ab welchen Mengen und Entfernungen bestimmte Transportmittel sinnvoll sind und welche Auswirkungen sie auf Kosten, Energiebedarf, CO_2e-Emissionen und betriebliche Abläufe haben.

Darüber hinaus sind geeignete Umschlagplätze und Zwischenlagerkonzepte zu prüfen. Diese können erforderlich sein, um Stoffströme zu bündeln, Transportfahrten zu optimieren, saisonale oder betriebliche Schwankungen auszugleichen und die kontinuierliche Versorgung nachgelagerter Behandlungsstufen sicherzustellen. Auch vorhandene Speicherkapazitäten auf den Kläranlagen können in die Verbundlogistik eingebunden werden. Dadurch können Abholrhythmen flexibler gestaltet und Transportspitzen vermieden werden.

Ein weiterer Aspekt betrifft die Auswahl geeigneter Transportbehälter beziehungsweise Container. Hier ist zu prüfen, ob bestehende Behältersysteme ausreichend sind oder ob für die Anforderungen des Verbundes angepasste Lösungen erforderlich werden. Dies betrifft insbesondere Fragen der Befüllung, Entleerung, Abdichtung, Geruchsminderung, Reinigung, Stapelbarkeit und Kompatibilität mit vorhandener Transport- und Umschlagtechnik. Auch automatisierte Lösungen für Be- und Entladung, beispielsweise an Annahmestationen, können relevant werden, wenn größere Mengen regelmäßig und mit möglichst geringem Personalaufwand umgeschlagen werden sollen.

Für den Betrieb eines Gesamtverbundes ist schließlich ein abgestimmter Abhol- und Transportplan erforderlich. Dieser muss die anfallenden Mengen, die verfügbaren Lagerkapazitäten, die Transportmittel, die Öffnungs- und Annahmezeiten der beteiligten Anlagen sowie mögliche betriebliche Einschränkungen berücksichtigen. Die modellgestützte Bewertung kann hierbei unterstützen, indem unterschiedliche Logistikvarianten transparent gegenübergestellt und ihre Auswirkungen auf Kosten, Emissionen, Auslastung, Versorgungssicherheit und betriebliche Umsetzbarkeit bewertet werden.

Damit wird deutlich, dass Logistik im Gesamtverbund nicht als nachgelagerte Transportfrage verstanden werden kann. Sie ist eng mit technischen Investitionsentscheidungen,

Standortfragen, Behandlungsverfahren und Betriebsorganisation verknüpft. Eine belastbare Planung muss diese Wechselwirkungen berücksichtigen und verschiedene Szenarien systematisch miteinander vergleichen.

2.2 Optimiertes Logistikkonzept Gesamtverbund KNRN

Fokus des Forschungsprojekts SATELLITE war es, die Klärschlammentsorgung, die zunehmend auf eine thermische Verwertung setzt, zu optimieren. Die hier bearbeiteten Schwerpunkte stehen im Zusammenhang mit der Verringerung der Umweltauswirkungen durch ein geeignetes Logistikkonzept unter Einbezug unterschiedlicher Transportmittel (LKW, Bahn, Schiff), optimierter Transportentfernungen und optimierter Entwässerungsgrade zur Minimierung des Transportvolumens.

2.2.1.1 Ausgangssituation

Bevor an dieser Stelle auf die Inhalte des vorliegenden Berichts eingegangen wird, werden die Randbedingungen des Recyclingzentrums der Kommunalen Nährstoffrückgewinnung Niedersachsen GmbH (kurz KNRN) und des Hafen Hildesheim kurz beschrieben.

Der Standort Hildesheim wurde für die KNRN aufgrund der zentralen Lage in Niedersachsen und der Anbindung an Straße, Schiene und Wasserweg ausgewählt. Die Verbrennungsanlage wird zudem im Hafen Hildesheim direkt neben der Kläranlage errichtet, sodass in Hildesheim selbst keine zusätzlichen Transporte anfallen. Aus den Daten der beteiligten Kläranlagen wurde eine Anlieferung von 132.000 Mg Originalsubstanz (OS) pro Jahr angenommen. Dies führt bei ca. 25 Mg/LKW zu jährlich 5.280 Anlieferungen. Die Stadt Hildesheim hat der KNRN jedoch auferlegt, die Zahl der Anlieferungen per LKW auf 3.988 zu begrenzen, um die Belastung der Stadt mit Verkehr und damit verbundenen Emissionen (Lärm, Feinstaub, CO_2-Equivalente (CO_2e)) zu minimieren. An dieser Stelle setzen die hier vorgestellten Untersuchungen an: Ein geeignetes Logistikkonzept und die Nutzung verschiedener Verkehrsträger sollen diese Auflage erfüllen und eine optimale und gleichmäßige Belieferung der KNRN ermöglichen. In SATELLITE wurden sowohl ein Logistikkonzept für den Containertransport sowie ein zentrales und semizentrales Transport- und Lagermanagement erstellt als auch ein geeigneter Transportcontainer und eine Annahmestation konzipiert. Das Logistikkonzept wurde dabei basierend auf Szenarien durchgeführt, um den Einfluss verschiedener Trocknungsgrade, eine unterschiedliche Bündelung der Standorte in Clustern und die Nutzung verschiedener Verkehrsträger darzustellen.

2.2.1.2 Kurze Beschreibung der Arbeitsinhalte

Im Projekt konnten breit gefächerte Ergebnisse erzielt werden. Zum einen haben die Basisszenarien das Erreichen einer allgemeinen Reduktion des Verkehrsaufkommens und der LKW-Transporte aufgezeigt. Die optimierten Szenarien konnten überdies die Auflagen der Stadt Hildesheim erfüllen. Die Betrachtung der einzelnen Verkehrsträger hat gezeigt, dass die Binnenschifffahrt in diesem Anwendungsfall nicht zielführend ist. Zudem wurden für den Bahn- und den Schienentransport Richtpreise angefragt. Das allgemeine Vorgehen dieser Preisermittlung hat Erkenntnisse, insbesondere in Bezug auf die (nicht) Resilienz des

Transportsystems im Kontext von Krisen (Corona, Ukraine-Krieg) gezeigt. Auch konnten Ergebnisse zu einem Logistikkonzept auf Containerbasis, sowie zur Konzeption des Containers selbst gewonnen werden und der Einsatz einer mobilen Entwässerungsanlage für den Kreisverband für Wasserwirtschaft Nienburg (KV Nienburg) wurde anhand eines „Fahrplans“ theoretisch untersucht. Die Ergebnisse sowie ein Ausblick sind ausführlicher in Kapitel 2.3.7 dieses Berichtes erläutert.

2.3 Durchführung und Ergebnisse

2.3.1 Datenbasis

Access Datenbank

Zur Übersicht relevanter Daten wurde bereits in der Konzepthase eine MS Access-Datenbank angelegt, in welcher verschiedene Informationen zu den Kläranlagen gebündelt wurden. Rudimentäre Informationen zu Adressen, Landkreisen, Verbünden und Einwohnerzahlen des Einzugsgebietes sowie quantitative Daten zur Menge an Klärschlamm in Mg OS/a, Gehalt an Trockenrückstand (TR) als historische Daten der Jahre 2016-2018 und Prognosedaten für die Jahre 2019/2020. Diese quantitativen Daten sind insbesondere für die Erstellung eines Logistikkonzeptes maßgeblich. Diese Datenbank wurde im Verlauf des Projektes stetig aktualisiert und erweitert, z. B. um geographische Angaben (Koordinaten) und aktualisierten Adressen der Kläranlagen sowie um Angaben zu Gleis- und Wasseranschlüssen der Standorte.

Standort-Steckbriefe

Um tiefergehende Informationen über die Ausstattung und die Gegebenheiten der einzelnen Kläranlagen, v. a. zu technischen Einrichtungen und vorhandenen Flächen, zu erhalten, haben die Experten des Fraunhofer Institut für Materialfluss und Logistik (IML) Standortsteckbriefe erstellt. Dazu wurde ein Fragebogen konzipiert, welchen die Kläranlagenbetreiber ausfüllen sollten. Leider fiel die Resonanz auch nach mehrfacher Kontaktaufnahme mit den Kläranlagen sehr gering aus. Dennoch sind die Informationen, die gegeben wurden, eine gute Basis, insbesondere um einen Einblick in die Unterschiedlichkeit der Kläranlagen in Bezug auf Schlammmengen/-qualitäten, Verfahren, Größe, Speicherkapazität und technische Ausstattung zu bekommen.

Für eine genauere Vorstellung der Prozesse haben sich mehrere Mitarbeiter des IML die Kläranlage Gümmerwald bei Hannover angesehen. Aufgrund der Pandemie und der Terminsituation war es im Herbst 2020 nicht möglich, eine Kläranlage im Einzugsbereich der KNRN zu besichtigen. Neben den allgemeinen Prozessen einer Kläranlage, waren insbesondere die Schlammbehandlung von Interesse. Durch die verschiedenen Prozessschritte konnte ein Eindruck von den verschiedenen Konsistenzen des Klärschlamms mit unterschiedlichem TR-Gehalt gewonnen werden. Dies war insbesondere im Hinblick auf die Konzeption eines Containers, welcher für verschiedene TR-Gehalte funktionsfähig sein sollte, von Bedeutung. Auch die Lagerung und das Handling von entwässertem Schlamm auf einer überdachten Fläche konnte besichtigt werden. Das Handling erfolgte in der Kläranlage (KA) Gümmerwald mittels Radlader und Muldenkipper bzw. über Förderbänder innerhalb des Gebäudes.

Geoinformationssystem (GIS)

Zur Visualisierung der Lage der einzelnen Kläranlagen innerhalb des Gesamtverbundes und deren Anbindung an das Straßen-, Schienen- und Wassernetz wurde ein GIS-Modell aufgebaut. Die einzelnen Kläranlagen, die geplanten Trocknungszentren sowie die KNRN in Hildesheim wurden als einzelne Layer erstellt. Durch das Einzeichnen von Puffern um die geplanten Trocknungsstandorte mit 30 km Luftlinie, konnte eine räumliche Clusterung der Kläranlagen erstellt werden. Der Layer der Kläranlagenstandorte wurden um Informationen zu den Schlammengen ergänzt, welche so ebenfalls räumlich dargestellt werden konnten.

Durch die Visualisierung und räumliche Clusterung konnten anschließend Szenarien für ein Logistikkonzept erstellt werden, welche die Auswirklungen auf die zu transportierenden Containermengen aufzeigen.

Gespräche

Im Verlauf des Projektes fanden gezielte Gespräche mit Verantwortlichen einzelner Kläranlagen und Verbünden statt. In diesen Gesprächen wurden Anforderungen und Möglichkeiten der Standorte zu Transport und Lagerung des Klärschlamms nochmal deutlicher, z. B.:

- Kleinere Anlagen haben nur eine begrenzte technische Ausstattung, insbesondere im Hinblick auf das Handling von Containern auf der Fläche.
- Je nach TR-Gehalt und der damit verbundenen Konsistenz des Klärschlamms (flüssig/entwässert), unterscheidet sich die Möglichkeit der Containerbeladung.
- Verfügbare Flächen für z. B. die Lagerung von Klärschlamm sind nicht abhängig von der Größe der Kläranlage, sondern vom Standort (stadtnahe Anlagen haben begrenzter Platz als ländliche Anlagen).
- Die Möglichkeiten Schlamm innerhalb der Anlage zu Lagern unterscheiden sich ebenfalls sehr stark und reichen von einigen Tagen bis zu mehreren Monaten (u. a. abhängig vom TR-Gehalt und den damit verbundenen chemischen Eigenschaften des Schlamms).

Datengrundlage für Szenarien

Für die Erstellung des Logistikkonzeptes wurden ausschließlich die Prognosewerte herangezogen, vorzugsweise für das Jahr 2020. Für die Kläranlagen Baddeckenstedt, Edemissen, Eschede, Faßberg, Hambühren, Verden/Aller, Wedemark/Bissendorf, Wienhausen und Winsen werden davon abweichend die Prognosewerte für das Jahr 2019 verwendet. Dies geschah in enger Absprache mit anderen Projektpartnern, da die Prognosen von 2020 nicht vollständig und teilweise nicht korrekt waren. Eine Dateninkonsistenz für die Kläranlage Lachendorf konnte nicht vollständig aufgelöst werden, weshalb dort ebenfalls die Prognosedaten von 2019 verwendet wurden.

2.3.2 Logistik-Szenarien

Aufbauend auf der Datenbasis und dem grundsätzlichen Vorhaben der KNRN, sowie den beschriebenen Randbedingungen, erfolgte die Erstellung von Logistik-Szenarien. Zunächst haben die Experten und Expertinnen des Fraunhofer IML Basisszenarien miteinander verglichen,

um im folgenden Schritt einzelne Szenarien zu optimieren. Daraus lassen sich Schlussfolgerungen sowohl für die KNRN als auch die allgemeine Forschungsfrage ableiten, wie eine optimierte Logistik in einem Verbund aus Kläranlagen aussehen kann.

2.3.2.1 Basisszenarien

Der Erstellung der Basisszenarien liegt die gemeinsam im Projekt zusammengetragene Datenbasis zugrunde. Daraus gehen die jährlichen Mengen an Klärschlamm je Kläranlage hervor, sowie deren TR-Gehalt in Prozent. Mithilfe dieser Angaben lassen sich verschiedene Szenarien berechnen, bspw. der Einfluss von Entwässerung oder Trocknung. Zusätzlich zu den historischen Daten der beteiligten Kläranlagen liegen den Basisszenarien noch einige vereinfachende Annahmen zugrunde. Das Fassungsvermögen des Transportcontainers ist auf 20 Mg festgelegt, das Fassungsvermögen der Muldenkipper auf 24 Mg. Bei der Betrachtung der Szenarien wird das Volumen des Klärschlamms in seinen verschiedenen Zuständen zunächst nicht berücksichtigt. Das Ziel bei der Erstellung der Basisszenarien ist, eine allgemeine Aussage über die notwendigen LKW-Transporte zu treffen und Hebel zur Senkung der LKW-Transporte zu identifizieren.

Insgesamt haben die Forschenden des IML 9 Basisszenarien erstellt, die stufenweise aufeinander aufbauen. Die einzelnen Szenarien mit einer Beschreibung sind im Folgenden Beschrieben:

1. Keine Veränderung der TR-Gehalte, Transport ausschließlich per LKW (24-t-Mulde oder 20-t-Container).
2. Alle Kläranlagen entwässern auf mind. 18% TR-Gehalt, Transport ausschließlich per LKW (24-t-Mulde oder 20-t-Container).
3. Zzgl. zur Erhöhung des TR-Gehalts wird an den Standorten Göttingen und Hameln auf 85% TR-Gehalt getrocknet, Transport ausschließlich per LKW (24-t-Mulde oder 20-t-Container)
4. Zzgl. nehmen Göttingen (Dransfeld, Einbeck, Uschlag, Speele) und Hameln (Bad Pyrmont, Barsinghausen, Gehle-Holpe, Holzminden, Springe, Wunstorf-Luthe, KV Nienburg ohne Drakenburg, Eystrup, Nienburg, Steimbke) Fremdschlamm aus der Umgebung an und trocknen diesen ebenfalls auf 85% TR-Gehalt.
5. Keine Veränderung der TR-Gehalte, Transport von Göttingen und Hameln per Bahn und Container, KV Nienburg (ohne Nienburg und Rehburg) per LKW und Container, alle übrigen Standorte per LKW und Mulde.
6. Keine Veränderung der TR-Gehalte, Transport von Göttingen inkl. umliegender Standorte (Dransfeld, Einbeck, Uschlag, Speele) und Hameln inkl. umliegender Standorte (Bad Pyrmont, Barsinghausen, Gehle-Holpe, Holzminden, Springe, Wunstorf-Luthe, KV Nienburg ohne Drakenburg, Eystrup, Nienburg, Steimbke) per Bahn und Container, alle übrigen Standorte per LKW und Mulde.
7. Der TR-Gehalt wird an allen Kläranlagen auf mind. 18% angehoben, Transport von Göttingen und Hameln per Bahn und Container, KV Nienburg (ohne Nienburg und Rehburg) per LKW und Container, alle übrigen Standorte per LKW und Mulde.

8. Zzgl. zur Erhöhung des TR-Gehalts wird an den Standorten Göttingen und Hameln auf 85% TR-Gehalt getrocknet, Transport von Göttingen und Hameln per Bahn und Container, KV Nienburg (ohne Nienburg und Rehburg) per LKW und Container, alle übrigen Standorte per LKW und Mulde.
9. Zzgl. nehmen Göttingen (Dransfeld, Einbeck, Uschlag, Speele) und Hameln (Bad Pyrmont, Barsinghausen, Gehle-Holpe, Holzminden, Springe, KV Nienburg ohne Drakenburg, Eystrup, Nienburg, Steimbke) Fremdschlamm aus der Umgebung an und trocknen diesen ebenfalls auf 85% TR-Gehalt, Transport von Göttingen inkl. umliegender Standorte (Dransfeld, Einbeck, Uschlag, Speele) und Hameln inkl. umliegender Standorte (Bad Pyrmont, Barsinghausen, Gehle-Holpe, Holzminden, Springe, Wunstorf-Luthe, KV Nienburg ohne Drakenburg, Eystrup, Nienburg, Steimbke) per Bahn und Container, alle übrigen Standorte per LKW und Mulde.

Die beschriebenen Szenarien lassen sich grob in drei Kategorien unterteilen:

1. Anpassung der Mengen über Erhöhung des TR-Gehaltes (gilt für Szenarien 1–4)
2. Nutzung der Verkehrsträger Straße, Schiene und Wasser (gilt für Szenarien 5–6)
3. Kombination beider Ansätze (gilt für Szenarien 7–9)

Mit dieser Einteilung haben die Forschenden des Fraunhofer IML eine Matrix erstellt, um die Ergebnisse der Basisszenarien auf einen Blick sichtbar zu machen.

Bild 10 zu entnehmen ist, dass insbesondere die Erhöhung des TR-Gehalts auf mind. 18% (Entwässerung) einen signifikanten Einfluss auf die zu transportierende Menge hat und die Anzahl der benötigten Container bzw. Muldenkipper deutlich reduziert ist. Trocknung an ausgewählten Standorten und ggf. Kläranlagen in der Umgebung senkt den Bedarf an Transporten weiter. Zusätzlich ist die Verlagerung einzelner Transporte (wenn möglich und sinnvoll) auf die Bahn dargestellt. Mit der Verlagerung ist eine weitere Reduzierung der benötigten LKW-Fahrten möglich, sodass die Vorgaben der Stadt Hildesheim eingehalten werden können.

Unabhängig von den konkreten Zahlen lässt sich festhalten, dass durch Entwässerung und Trocknung ganz allgemein eine Reduktion des Verkehrsaufkommens stattfindet. Aus logistischer Sicht sind beide Maßnahmen sinnvoll, um den (unnötigen) Transport von Wasser zu vermeiden. Die dezentrale Entwässerung an den Kläranlagen ist mit einfachen Mitteln zu organisieren. Größere Kläranlagen können eine stationäre Entwässerungsanlage bauen, kleinere Kläranlagen haben die Möglichkeit auf mobile Entwässerungsanlagen zurückzugreifen.

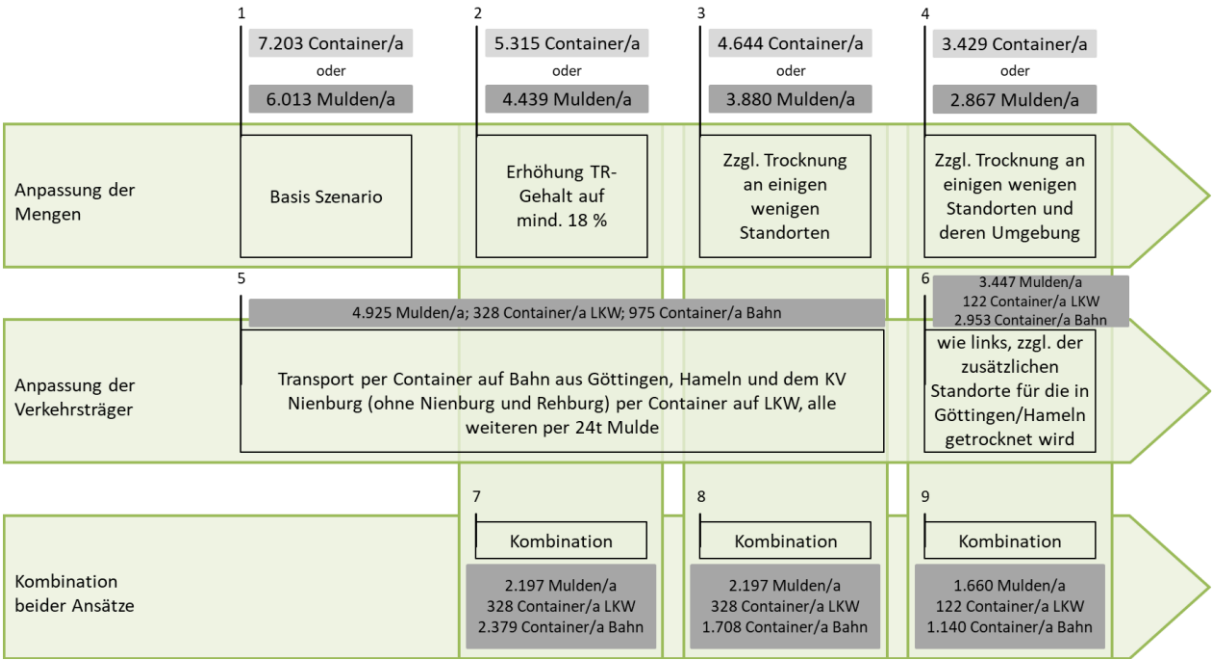


Bild 10: Vergleich der Ergebnisse der betrachteten Szenarien (1 -9)

Hier besteht die Möglichkeit sich mit benachbarten Kläranlagen eine Anlage zu teilen oder eine mobile Entwässerungsanlage bei Bedarf zu mieten. Für die Betreibenden der Kläranlagen muss jedoch ein Anreiz geschaffen werden, dies umzusetzen. Sollten die Kläranlagen nicht selbst für den Transport des Klärschlamms verantwortlich sein und sonst kein finanzieller Anreiz bestehen, ist die Entwässerung nicht wirtschaftlich. Um zusätzlich zur Entwässerung auch eine Trocknung zu betreiben, sind die Anforderungen an den Standort höher. Damit die Trocknung wirtschaftlich ist, sollte eine günstige Energiequelle in der Nähe sein. Beispiele sind produzierende Unternehmen bei denen Wärme entsteht oder Müllverbrennungsanlagen, die ebenfalls einen Wärmeüberschuss aufweisen. Idealerweise befindet sich der Trocknungsstandort in der Nähe eines Gleisanschlusses, um diesen ebenfalls zu benutzen.

2.3.2.2 Binnenschiffe

Grundsätzlich kommt auch ein Transport von Klärschlamm per Schiff infrage. Für das Projektgebiet der KNRN wird diese Option jedoch nach Auswertung und Bewertung aller Daten nicht weiter betrachtet. Keine der Kläranlagen verfügt über einen direkten Wasseranschluss zur einfachen Beladung von Schiffen. Um den Transport dennoch möglich zu machen, müsste an einem Hafen eine Lagerfläche angemietet oder der Klärschlamm just in time zur Verladung angeliefert werden. In beiden Fällen ist ein Vorlauf durch LKW über eine sehr kurze Distanz notwendig. Dieser ist aufgrund der insgesamt geringen Distanzen im Projektgebiet nicht sinnvoll und voraussichtlich auch nicht wirtschaftlich. Hinzukommt, dass auch der Hafen in Hildesheim nicht ideal angebunden ist. Hohe Schiffe können den Hafen in Hildesheim aufgrund einer niedrigen Brücke der B6 über dem Kanal nicht anfahren. Die restlichen Schiffe müssten voraussichtlich an der Kaimauer gegenüber des Recyclingzentrums festmachen, sodass nach der Entladung ebenfalls ein kurzer Transport per LKW auf dem Hafengelände notwendig wäre. Alternativ müsste für die KNRN eine neue Krananlage errichtet werden. Aus den genannten

Gründen ist die Nutzung des Wasserweges für den Klärschlammtransport eher theoretischer Natur und wird für die KNRN nicht weiterverfolgt.

Ganz allgemein sind für eine wirtschaftliche Nutzung des Wasserweges verschiedene Anforderung zu erfüllen. Sowohl Quelle als auch Senke sollten einen Hafen oder eine Anlegestelle in unmittelbarer Nähe haben, um Vor- und Nachlauf gering zu halten bzw. bestenfalls ganz zu vermeiden. Die Verladung des Klärschlamms ist ebenfalls nicht unproblematisch, da entweder spezielle Container notwendig sind oder spezielle Schiffe die Klärschlamm als Schüttgut aufnehmen können. Beide Varianten sind erst bei hohen Mengen sinnvoll, die von kleineren Kläranlagen nicht erreicht werden. Die genannten Voraussetzungen sind für jeden Einzelfall zu prüfen. Erst dann ist eine Preisanfrage sinnvoll.

2.3.2.3 Optimierte Szenarien

Ausgehend von den Basisszenarien haben die Forschenden des IML mit den daraus abgeleiteten Erkenntnissen, aber auch neuen Entwicklungen bei der KNRN eine Iteration durchgeführt. Für die optimierten Szenarien erfolgte deshalb eine Anpassung der Annahmen. Alle Kläranlagen entwässern ihren Schlamm auf mindestens 20% TR-Gehalt, zusätzlich gibt es bis zu drei Trocknungsstandorte (Hameln, Göttingen, Flecken-Steyerberg), an denen eine Trocknung des Klärschlamms auf 85–90% TR-Gehalt stattfinden kann. Diese Standorte wurden ausgewählt, da sie strategisch günstig im Projektgebiet liegen, über Betriebe mit überschüssiger Energie verfügen und an die Schiene angebunden sind. Binnenschifffahrt findet keine Berücksichtigung, aus den im vorherigen Abschnitt dargelegten Gründen. Die Berechnung der Mengen erfolgt auf Basis von Tonnen pro Jahr, eine Umrechnung in Container findet nicht statt, da dieser nicht sinnvoll übergreifend einsetzbar ist.

Bei den vier optimierten Szenarien ist das Ziel ebenfalls die Reduktion der transportierten Menge insgesamt sowie die Senkung der notwendig LKW-Fahrten nach Hildesheim zur KNRN. Entsprechend sind die Szenarien wieder stufenweise aufgebaut.

2.3.2.3.1 Optimiertes Szenario 1

Für dieses Szenario ist nur der Standort Hameln als Trocknungsstandort festgelegt, da dies den Überlegungen der KNRN (zum Zeitpunkt der Ausarbeitung) entspricht. Insgesamt 19 Standorte aus der Umgebung sowie die Kläranlage Hameln liefern ihren Klärschlamm nach Hameln zum Trocknungsstandort. Das entspricht 45.500 Mg Originalsubstanz. Der getrocknete Klärschlamm gelangt mit dem Zug nach Hildesheim zur KNRN. Durch den Trocknungsvorgang reduziert sich die zu transportierende Menge auf 13.200 Mg. Alle Kläranlagen, die ihren Klärschlamm nicht nach Hameln bringen, liefern den Klärschlamm direkt per LKW nach Hildesheim zur KNRN. Insgesamt beträgt die zu transportierende Masse 70.500 Mg, was weniger als 3.000 LKW pro Jahr entspricht.

2.3.2.3.2 Optimiertes Szenario 2

Für das zweite optimierte Szenario kommt ein weiterer Trocknungsstandort in Göttingen hinzu. Für den Trocknungsstandort in Hameln ändern sich weder Anzahl der anliefernden Standorte noch die Menge an Klärschlamm. Der Trocknungsstandort Göttingen wird ausschließlich von

Kläranlagen beliefert, die im ersten Szenario noch direkt nach Hildesheim geliefert haben. Neben der Kläranlage Göttingen selbst, sind dies drei weitere Standorte aus der direkten Umgebung. Da die Kläranlagen in der Umgebung recht klein sind und der Trocknungsstandort direkt an die Kläranlage Göttingen angeschlossen ist, sind nur 1.400 Mg per LKW nach Göttingen zu transportieren. Der getrocknete Klärschlamm wird per Bahn nach Hildesheim gebracht, insgesamt 3.600 Mg. Alle übrigen Kläranlagen liefern weiterhin per LKW den entwässerten Schlamm nach Hildesheim, insgesamt noch 58.500 Mg. Dies entspricht etwas weniger als 2.500 LKW pro Jahr.

2.3.2.3.3 **Optimiertes Szenario 3**

Für das dritte Szenario kommt ein weiterer Trocknungsstandort in Flecken Steyerberg hinzu. Da sich die Einzugsgebiete von Hameln und Flecken Steyerberg leicht überschneiden, findet hier eine Neuzuordnung der Kläranlagen zu Trocknungsstandorten statt. Zum Trocknungsstandort Flecken Steyerberg liefern insgesamt 14 Kläranlagen (inkl. Flecken Steyerberg) ihren Klärschlamm. Dies entspricht einer Masse von 21.300 Mg. Der Transport des getrockneten Klärschlamms erfolgt per Bahn nach Hildesheim. Nach dem Trocknungsvorgang entspricht dies 5.300 Mg. Die Anzahl der Kläranlagen, die den Trocknungsstandort in Hameln beliefern, reduziert sich auf 7 (inkl. der Kläranlage Hameln). Die Menge reduziert sich entsprechend auf 29.300 Mg. Nach dem Trocknungsvorgang bleiben noch 9.100 Mg übrig, die per Bahn nach Hildesheim transportiert werden. Der Trocknungsstandort Göttingen bleibt wie im vorherigen Szenario beschrieben. Alle übrigen Kläranlagen liefern ihren Klärschlamm weiterhin per LKW nach Hildesheim, jetzt mit einer weiter reduzierten gesamten Masse von 53.400 Mg. Dies entspricht ca. 2.250 LKW.

2.3.2.3.4 **Optimiertes Szenario 4**

Dieses Szenario ist dem vorhergehenden Szenario sehr ähnlich. Der Trocknungsstandort Göttingen wird nicht weiter berücksichtigt, stattdessen liefern die vier Kläranlagen, die ursprünglich den Trocknungsstandort Göttingen beliefert haben, nun ihren Klärschlamm direkt nach Hameln. Somit steigt die Menge angelieferten Klärschlamms am Trocknungsstandort Hameln auf 41.300 Mg an. Die entstehenden 12.700 Mg getrockneten Klärschlamm werden wie im vorherigen Szenario per Bahn nach Hildesheim transportiert. Da der Trocknungsstandort Flecken Steyerberg gleich bleibt ändert sich auch an den übrigen Standorten nichts und die Zahl der LKW-Transporte nach Hildesheim bleibt gleich. Der Unterschied zwischen Szenario 3 und 4 ist eine bessere Auslastung des Trocknungsstandortes Hameln in Szenario 4.

Durch die Nutzung von Trocknungsstandorten und den Transport des getrockneten Klärschlamms per Bahn, ist in jedem Szenario die Forderung der Stadt Hildesheim erfüllt, die Zahl der LKW-Transport zu begrenzen. Trocknungsstandorte sind aus rein logistischer Sicht grundsätzlich zu begrüßen, da die zu transportierenden Mengen reduziert werden und insgesamt weniger Transporte stattfinden. Sofern die Trocknungsstandorte einen Gleisanschluss haben, ist aus ökologischer Sicht ein Transport mit der Bahn von Vorteil. Dass sowohl die Anzahl und der Standort der Trocknungszentren als auch die Art des Transportes auch von weiteren Faktoren, insbesondere der Wirtschaftlichkeit, abhängt, versteht sich von selbst. Für die finale

Auswahl der Trocknungsstandorte sind genau solche Fragen zu beantworten. Zunächst ist zu klären, welche Kläranlagen mit der KNRN zusammenarbeiten. Anschließend ist zu prüfen, welche Trocknungsstandorte wirtschaftlich betrieben werden können. In einem weiteren Schritt erfolgt dann die Prüfung, ob der Gleisanschluss wie gewünscht nutzbar ist und ob der Transport per Güterzug wirtschaftlich ist.

2.3.3 Preisermittlung

Auch wenn der ökologische Aspekt bei Entscheidungen bspw. für einen Verkehrsträger mehr und mehr in den Vordergrund rückt, kann die wirtschaftliche Bewertung nicht außer Acht gelassen werden. Zum Vergleich des Klärschlammtransportes per Bahn und LKW haben die Experten und Expertinnen des Fraunhofer IML daher Budgetpreise bei verschiedenen Dienstleistern eingeholt. Der Zeitpunkt lag dabei mitten in einer Polykrise bestehend aus den Ausläufern der Corona Pandemie und dem gerade gestarteten russischen Angriffskrieg auf die Ukraine. Insbesondere die Preise für Energie waren zu dieser Zeit extrem volatil, weshalb die erhaltenen Angebote mit Aufschlägen versehen waren und die Zahlen nur bedingt aussagekräftig. Weil unabhängig von den Krisen der Welt, die Kosten für den Bahntransport aufgrund der komplexen Berechnungsweise grundsätzlich nicht auf andere Regionen übertragbar sind, erfolgt in diesem Bericht kein Vergleich der erhaltenen Angebote, sondern eine Beschreibung der Vorgehensweise zur Einholung von Angeboten im Einzelfall.

2.3.3.1 LKW

Die Einholung von Budgetpreisen für den Transport von Klärschlamm mittels LKW auf der Straße ist verhältnismäßig einfach. Zunächst muss klar sein, welches Gut transportiert wird. Im Falle von Klärschlamm sollte der TR-Gehalt in etwa feststehen, da dieser einen großen Einfluss auf die Wahl des Transportmittels hat. Flüssiger Klärschlamm wird in Tanks transportiert, entwässerter Klärschlamm in Mulden und getrockneter Klärschlamm ggf. in geschlossenen Behältern. Weiterhin sollten die Mengen bekannt sein, die im Laufe einer festgelegten Zeitspanne (bspw. ein Jahr) zu transportieren sind. Falls die Transporte nicht regelmäßig stattfinden, sondern zyklisch, kann dies ebenfalls Einfluss auf den Preis haben. Ebenfalls notwendig ist Angabe der Relationen mit Quellen und Senken sowie die Art der Be- und Entladung. Langsame Beladung führt zu längeren Standzeiten und damit zu höheren Preisen.

Liegen alle genannten Informationen vor oder lassen sich zumindest abschätzen, können Dienstleister angefragt werden. Im Falle des Klärschlammtransportes kommen sowohl Speditionen als auch Lohnunternehmen als Dienstleister infrage. Aufgrund der häufigen Transporte und geringen Distanzen, sollten zunächst lokale oder regionale Anbieter in der Umgebung der Quelle bzw. Senke kontaktiert werden. Um eine größere Vergleichbarkeit zwischen den Dienstleistern zu erzielen, sollten Vorgaben für die Preisauskunft gemacht werden, bspw. Stundensätze oder Entgelte auf Basis von Entfernungen.

Grundsätzlich sind die eingeholten Preise gut miteinander vergleichbar. Auch die Übertragbarkeit auf andere Regionen ist gegeben. Unter der Annahme, dass alle Kläranlagen und Trocknungszentren sowie das Recyclingzentrum gut an das Straßennetz angebunden sind, kann es höchstens zu geringen Abweichungen aufgrund unterschiedlicher Lohnkosten kommen. Ein

weiterer interessanter Aspekt ist, dass geringe bis mittlere Kapazitäten für den Klärschlammtransport häufig kurzfristig zur Verfügung gestellt werden können. Langfristige Ankündigungen bzw. Verträge ermöglichen den Unternehmen jedoch die Anschaffung neuer Betriebsmittel.

2.3.3.2 Bahn

Die Preisanfrage für den Transport auf der Bahn ist deutlich komplexer. Vor einer Anfrage ist zu prüfen, ob Quellen und Senken über einen Gleisanschluss verfügen und ob diese benutzbar sind. Sind die Voraussetzungen gegeben, werden ähnliche Informationen wie für die Preisanfrage beim LKW benötigt: Neben dem zu transportierenden Gut auch die Menge und die Relationen auf denen transportiert werden soll, sowie die Häufigkeit des Transports.

Die Anfrage erfolgt dann unter anderem an die Deutsche Bahn, verschiedene Dienstleister erstellen jedoch ebenfalls Angebote (bspw. BBL und AWILOG). Das Portfolio der Dienstleister unterscheidet sich geringfügig, so sind manche Dienstleister in der Lage kleinere Gruppentransporte anzubieten oder können mit genügend Vorlaufzeit auch Waggons bereitstellen.

Die Preisgestaltung bei Nutzung der Bahn ist sehr komplex, weshalb die Angebote nicht übertragbar sind auf andere Regionen. Auch die Herleitung von Referenzpreisen (bspw. x € pro Tonnenkilometer (tkm)) ist nicht möglich. Der Grund ist die Miete für die Waggons, die in den meisten Fällen anfällt. Die Zahl variiert je nach präferierter Transportart (Gruppentransporte oder Halb- bzw. Ganzzüge). In der Regel werden die Waggons über einen langen Zeitraum gemietet und stehen dann exklusiv zur Verfügung (müssen jedoch auch entsprechend auf eigenen Gleisen abgestellt werden). Lassen sich die Waggons in einem Projektgebiete nicht nur für eine Relation nutzen, steigt der Nutzungsgrad der Waggons und die Kosten je Transport sinken. Aber auch die sonstigen Kosten für den Transport per Bahn unterscheiden sich, da alle Trassen je nach Auslastung mit anderen Preisen bemessen werden. Abschließend zu beachten ist, dass für den Bahntransport eine lange Vorlaufzeit notwendig ist und die Planungen bzw. ersten Anfragen 1-2 Jahre vor dem ersten geplanten Transport stattfinden sollten.

2.3.3.3 Schiff

Zur Preisermittlung für den Transport auf dem Wasser per Binnenschiff konnten im Rahmen dieses Projekts keine Erfahrungen gesammelt werden. Wie bei der Bahn ist jedoch im Vorfeld zu prüfen, ob Quellen und Senken über Verlademöglichkeiten auf ein Schiff verfügen. Ebenfalls muss der Transport zu und von den Verlademöglichkeiten sichergestellt werden, sofern diese nicht auf dem Gelände der Quelle oder Senke liegen. Anschließend ist zu klären, ob es Restriktionen bei der Auswahl der Schiffstypen gibt. Ist beispielsweise durch eine Brücke eine Höhenbegrenzung gegeben oder ist die Anlegestelle sehr kurz.

Die Informationen zu Mengen, zu transportierendes Gut, Relationen und gewünschter Häufigkeit der Transporte sind analog zum Transport mit LKW und Bahn zu ermitteln. Mit den Informationen können Dienstleister kontaktiert werden. Sinnvoll ist dazu eine Anfrage beim Betreiber der Anlegestelle bzw. des nächsten Hafens, um ggf. regelmäßig fahrende Schiffe auf der Relation herauszufinden.

Zu beachten ist, dass Klärschlamm ein spezielles Transportgut ist, sodass ggf. bestimmte Bedingungen erfüllt sein müssen. Diese sind ebenfalls mit den Reedereien bzw. Dienstleistern zu klären, bevor der Transport erfolgen kann.

2.3.4 „Busfahrplan“ mobile Zentrifuge KV Nienburg

Um die Anforderung zu erreichen, nur noch entwässerten Klärschlamm zu liefern, hat sich der KV Nienburg entschieden eine mobile Entwässerungsanlage einzusetzen (Entwässerungsversuche, Überlegungen und das Konzept sind im Detail in Schwerpunkt B Kapitel 6 zu finden). Der KV Nienburg ist ein Zusammenschluss bestehend aus 11 Kläranlagen, deren Mengen zu gering sind für die Errichtung einer stationären Entwässerung. Nach ausführlichen Tests an einer Kläranlage, möchte der KV Nienburg die mobile Entwässerung an fast allen Kläranlagen in seinem Einzugsgebiet einsetzen. Dabei gab es noch offene Fragen, für deren Beantwortung die Forschenden des IML ein auf Excel basierendes Tool entwickelt haben.

Das Excel-Tool beantwortet die Frage, unter welchen Umständen eine mobile Entwässerung für alle Standorte ausreicht. Weiterhin gibt das Tool einen Fahrplan für ein oder zwei mobile Entwässerungsanlagen aus, mit der Angabe an welchen Tagen und wie lange die Anlagen jeweils an welcher Kläranlage eingesetzt werden. Für die erste Frage haben die Forschenden verschiedene Parameter berücksichtigt, etwa den Durchsatz der Anlage (der in einem gewissen Rahmen einstellbar ist), die Betriebszeit der Anlage und die Häufigkeit der Wechsel zwischen den Standorten (um die Rüstzeit zu berücksichtigen). Weiterhin sind dynamische Eingabefelder für die Menge des anfallenden Schlamms und dessen TR-Gehalt vorhanden.

Abhängig von den Eingabeparametern gibt das Tool aus, unter welchen Umständen eine Zentrifuge ausreicht. Möglich ist, dass eine Zentrifuge nur dann ausreicht, wenn sie auch am Samstag und/oder Sonntag in Betrieb ist. Grundsätzlich stellt die tägliche Arbeitszeit den größten Hebel dar. Wird diese auf zwei oder drei Schichten ausgeweitet, reicht in den meisten Fällen eine Zentrifuge für alle Kläranlagen. Soll die Entwässerungsanlage nur innerhalb einer klassischen 5-Tage Woche mit einer täglichen Arbeitszeit von 8 Stunden in Betrieb sein, ist eine Anlage nicht ausreichend.

Ausgehend von den Eingabedaten (bspw. Länge des Zeitraums zwischen zwei Entwässerungsvorgängen) haben die Forschenden einen intern sogenannten „Busfahrplan“ entwickelt. Aus diesem geht hervor, wann die Zentrifugen an welchem Standort eingesetzt werden sollten. Bei der Wahl der Reihenfolge wurden die Entfernungen zwischen den Standorten berücksichtigt, sodass diese minimal gehalten werden und die Anlage maximal genutzt werden kann.

2.3.5 Logistikkonzept Container

Die ursprüngliche Idee dieses Forschungsprojekt war der Einsatz von speziellen Containern für die Lagerung und den Transport von Klärschlamm von der Quelle bis zur Senke. Dabei liegt die Annahme zugrunde, dass der Container Klärschlamm unabhängig vom TR-Gehalt aufnehmen kann (von sehr flüssig bis sehr trocken). Außerdem ist er so gestaltet, dass sich derselbe Container auf verschiedenen Verkehrsmitteln (LKW, Bahn, Schiff) transportieren lässt. Des Weiteren soll er stapelbar sein und der Klärschlamm in den Containern über mehrere Wochen lagerbar sein. Dies bringt für die Quellen und Senken einige Anforderungen mit

sich. So muss Lagerplatz für die leeren und vollen Container vorhanden sein und an der Senke eine Möglichkeit bestehen Container im Winter aufzutauen, außerdem werden Mittel zum Handling der Container benötigt (LKW, Stapler, Reachstacker etc.). An der Senke sind zusätzlich ein Lagerverwaltungssystem hilfreich und eine Station zur Säuberung der Container.

Sind alle Voraussetzungen erfüllt, gibt es zwei Möglichkeiten den Containerstrom zu steuern. Beim Push-Prinzip liefern die Kläranlagen die vollen Container sofort zur Senke und nehmen im Gegenzug einen leeren Container mit. An der Senke erfolgt die Lagerung der Container in einem Blocklager und möglicherweise gestapelt. Über eine visuelle Kennzeichnung und die Hinterlegung der Daten im Lagerverwaltungssystem ist der Inhalt eines jeden Containers bekannt. So kann nach Bedarf jeder Container ausgelagert werden, um Klärschlämme unterschiedlicher Qualitäten zu mischen und so eine im Durchschnitt möglichst gleichmäßige Schlammqualität zu erreichen. Nach der Entleerung der Container, werden diese gesäubert und zur Abholung bereitgestellt.

Beim Pull-Prinzip ist keine zentrale Lagerung der Container vorgesehen. Hier verbleiben die vollen Container so lange an den Kläranlagen, bis von der Quelle das Signal zum Transport kommt. Bei der Abholung eines vollen Containers, wird direkt ein leerer Container bereitgestellt. Auch hier fordert die Quelle die Container nach Bedarf an, um verschiedene Schlammqualitäten zu mischen. Der große Unterschied ist die dezentrale Lagerung und die Anlieferung zur Quelle just in time. Je nach vorhandenem Platz ist auch eine Kombination beider Ansätze möglich. Kläranlagen, die keine Lagerflächen aufweisen, arbeiten nach dem Pull-Prinzip und liefern die Container direkt an, Kläranlagen mit verfügbarer Fläche, lagern die Container zunächst auf einer eigenen Fläche, bis diese transportiert werden.

Unabhängig vom gewählten Prinzip, hat die Nutzung von Containern Auswirkungen auf die Logistik. So ist ein erheblicher Pool an Containern notwendig, um die Mengen an Klärschlamm zu bewegen und zu lagern. Diese Container müssen beschafft, gesäubert und gewartet werden. Der Verschmutzungsgrad der Container unterscheidet sich je nach TR-Gehalt des transportierten Klärschlamms. Eine Säuberung ist nach jedem Transport sinnvoll. Für die Lagerung der Container ist ein Lagerverwaltungssystem und zusätzlich eine visuelle Kennzeichnung sinnvoll, außerdem sollte eine Auftau- oder Warmhaltemöglichkeit vorhanden sein. Die Lagerung der Container erfordert zusätzlichen Aufwand. So sind Betriebsmittel zu beschaffen und Personal abzustellen.

Insgesamt bleibt festzuhalten, dass der Ansatz Container zu verwenden eine interessante Idee ist, in der Realität aber nicht bestehen wird. Zu groß ist der Aufwand und zu hoch sind die Kosten, bei gleichzeitig vorhandenen etablierten Methoden für Transport (LKW) und Lagerung (Becken, Bunker oder Silo). Die Mischung der bevorzugten Klärschlammqualität an der Senke kann auch ohne Container bewerkstelligt werden. Einzig für den Bahntransport (und ggf. Schiffstransport) können Container sinnvoll eingesetzt werden. Da Waggons zur Aufnahme von Containern weit verbreitet sind, ist diese Variante sinnvoller als Waggons für Schüttgut einzusetzen. Wenn nur eine Klärschlammqualität transportiert werden soll, kann der Container entsprechend angepasst werden. Damit sinken die Anforderungen an den Container und damit auch die Kosten für Container.

2.3.6 Container- und Annahmestation

2.3.6.1 Konzeptionierung eines Transport- und Lagerbehälters

Im Rahmen des Projektes wurde die Konzeptionierung eines Transport- und Lagerbehälters für Schlämme mit verschiedenen Trocknungsgraden erarbeitet. Die Anforderungsliste zur Ausprägung des Konzeptes wurde innerhalb des Projektteams erstellt und spiegelt die anwendungsnahen Parameter des Konzepts wider. Primär zu erwähnen ist die Implementierung des Containers in den innerbetrieblichen und außerbetrieblichen Materialfluss. In Bild 11 werden die Charakteristiken des Transport- und Lagerbehälters aufgezeigt.

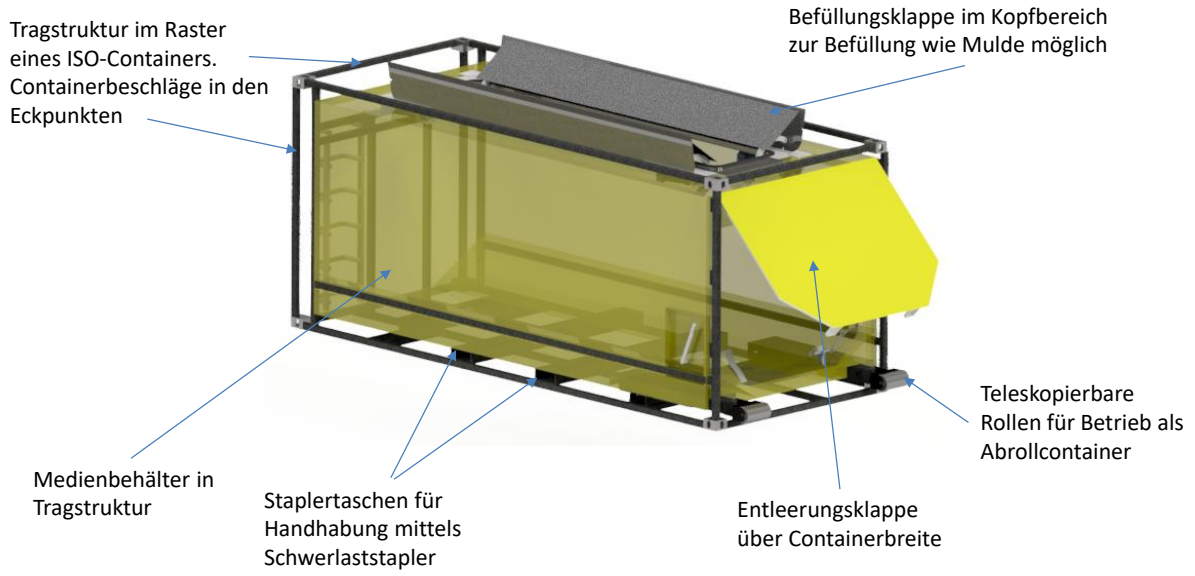


Bild 11: Graphische Darstellung des Transport- und Lagerbehälters mit seinen Charakteristika

2.3.6.2 Einsatzgebiete des Containers

Der Container kann im laufenden Prozess der Befüllung im Einsatz als „Wechselbrücke“ mit Möglichkeit einer beinahe kontinuierlichen Befüllung eingesetzt werden wie in Bild 12 dargestellt.

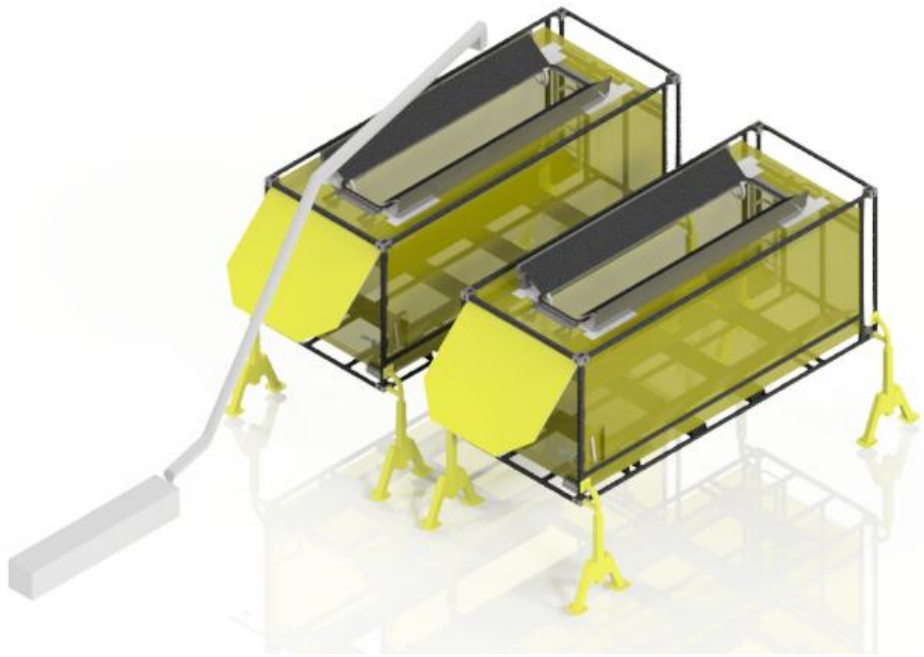


Bild 12: Aufständerung der Container als Adaption an konventionelle Wechselbrücken

Die Darstellung zeigt die Aufständerung der Container (Adaption an klassische Wechselbrücke). Ein gefüllter Container kann mittels geeignetem LKW abgeholt werden. Die Befüllung schwenkt auf einen bereitstehenden zweiten Container um. Im Zeitraum der Befüllung kann nun ein weiterer leerer Container bereitgestellt werden, der dann im Anschluss befüllt wird. Auf diese Weise kann ein kontinuierlicher Prozess realisiert werden, der die Anlieferung und Abholung von Containern zeitlich entzerrt, da die Zeitfenster der jeweiligen Aktivitäten in der Phase der Befüllung eines Containers geschehen können.

2.3.6.3 Das zu transportierende und zu lagernde Medium (Klärschlamm)

Im Rahmen des Projektes wurden verschiedene Trocknungsgrade des Klärschlamms betrachtet. Einhergehend mit dem Grad der Trocknung des Mediums verändern sich die Eigenschaften bzw. die Anforderungen an einen Speicher- und Transportbehälter. Bei steigendem Trocknungsgrad wird die einzulagernde Masse zähflüssig und bei geringer Trocknung bleibt das Medium dementsprechend flüssiger. Wenn das Medium im Container einen wesentlich niedrigeren TR als 24% aufweist, sind für den Transport geeignete Maßnahmen zu empfehlen. Bei sehr flüssigem Medium wurde ein Konzept mit Zwischenschotts im Transportbehälter entwickeln, welche die Dynamik des Mediums im Behälter beim Transport (mittels LKW) reduzieren sollen. Die Zwischenschotts begrenzen die Wellenentwicklung des Mediums, die durch die Fahrbewegungen eines LKW (oder Bahnwaggon) auf das Medium übertragen werden können (Bremsvorgänge, Beschleunigungsvorgänge, etc.).

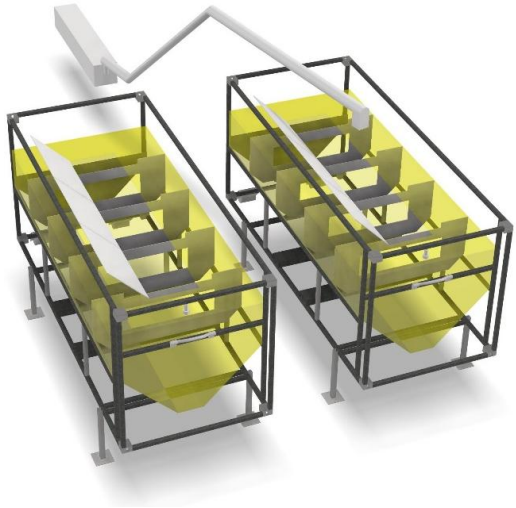


Bild 13: Darstellung der internen Schotts zur Begrenzung der Dynamik des Mediums

Die hier dargestellten Schotts begrenzen die Dynamik des Mediums. Sie sind allerdings zu entfernen, wenn im Container Medien höheren Trocknungsgraden befördert werden, da die Schotts ansonsten die Verteilung des in dem Fall eher zähflüssigen Mediums im Container, sowie die Entleerung des Containers behindern würden.

2.3.6.4 Grobkonzept für automatische Annahmestation

Im Rahmen der durchgeführten Arbeiten wurde ein Grobkonzept einer Annahmestation erarbeitet, welche eine weitestgehende Automatisierung der Containerentleerung anstrebt. Als Referenzcontainer wurde ein marktgängiges Model, das Abrollcontainer-Transportsystem (ACTS), gewählt. Bild 14 zeigt die Komponenten der Annahmestation.

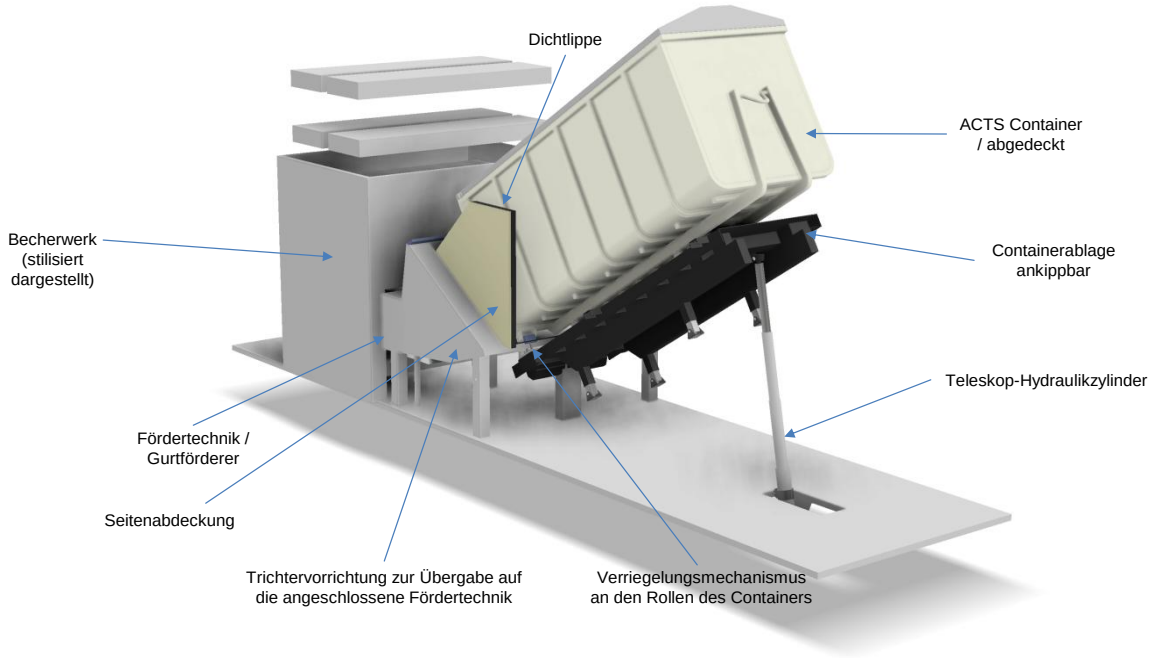


Bild 14: Grobkonzept für automatische Annahmestation (auf Basis eines ACTS-Containers)

Funktionsablauf der Übergabe des Containers an die Annahmestation (vgl.

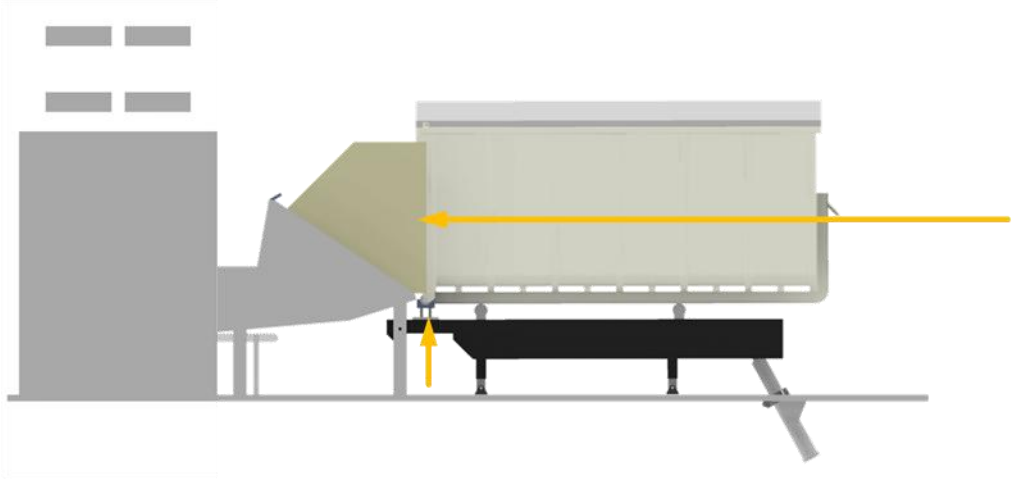


Bild 15):

- Der Container wird mittels Haken-LKW auf die Plattform abgestellt
- Nach dem Abstellen des Containers auf der Plattform wird die Positionierung des Containers durch den Verriegelungsmechanismus (stationsseitig) an den Containerrollen fixiert
- Die Bedienperson (LKW-Fahrer/in) löst den Container vom LKW-Haken und fährt den LKW aus dem Anlagenbereich
- Die Bedienperson (LKW-Fahrer/in) entriegelt die Containerklappe
- Die Bedienperson (LKW-Fahrer/in) erteilt der Containerentladestation die Freigabe zur Leerung des Containers (z. B. per Taster anlagenseitig).

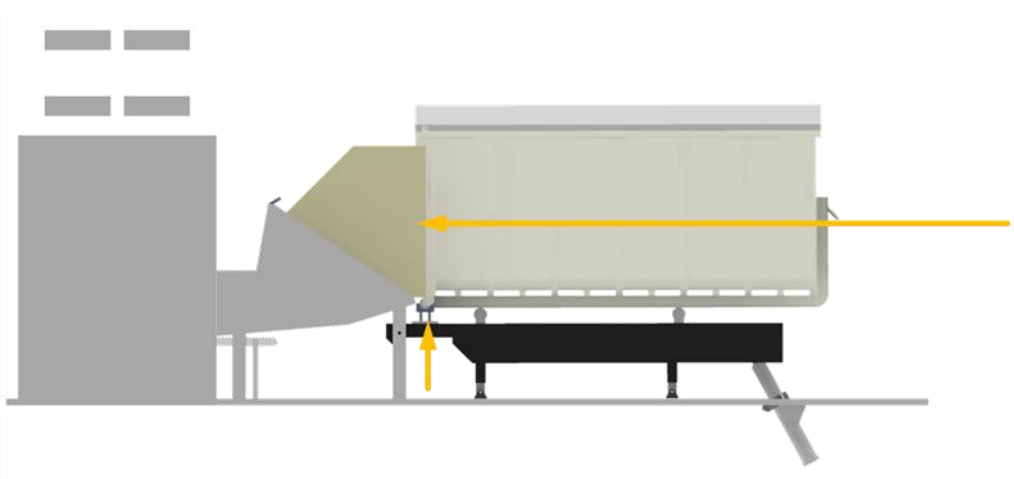


Bild 15: Darstellung der Übergabe des Containers an die Annahmestation

Funktionsablauf des Entleerungsvorganges:

- Nach erteilter Freigabe durch die Bedienperson fährt der Hydraulikzylinder der Station aus und kippt die Containerablage mit fixiertem Container (der geschätzte Zeitaufwand beträgt 20 s)
- Das Material wird in den Trichter entleert (geschätzter Zeitaufwand: 120 s → abhängig von den Eigenschaften des Mediums)

- Der Trichter leitet das Material auf die angeschlossene Fördertechnik
- Die Fördertechnik überführt das Medium in ein Becherwerk
- Nach Leerung des Containers werden die Prozesse reversibel durchgeführt, um den Container für die Abholung freizugeben
- Der Automatisierungsgrad der Anlage ist skalierbar. Ein „Freirütteln“ des Containers, um ggf. Reste zu lösen ist zu prüfen

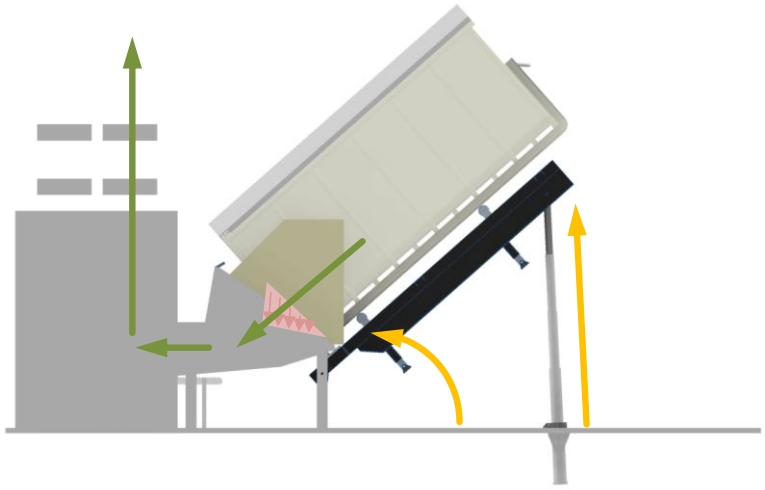


Bild 16: Darstellung des Entleervorgangs

Die gezeigte Entleerungsstation für Container (hier dargestellt für ACTS-Container) stellt ein Konzept dar, das eine maschinenunterstütze Entleerung eines Containers beschreibt. Die Bedienperson positioniert den Container in der Station und löst den Entleerungsvorgang aus. Ab der Auslösung kann ein automatisierter Prozess starten, der dann endet, wenn der entleerte Container wieder aus der Station entnommen werden kann.

2.3.7 Ausblick und zentrale Ergebnisse Logistik

2.3.7.1 Ergebnisse der Szenarien zum Logistikkonzept

Insgesamt kann eine Reduzierung des Verkehrsaufkommens erzielt werden, denn durch eine Erhöhung des TR-Gehalts des Klärschlamms sinkt die zu transportierende Menge erheblich. Bereits durch die Erhöhung des TR-Gehalts auf 18% mittels Entwässerung, kann die Transportmenge um ca. 25% gesenkt werden. Eine Trocknung des Klärschlamms an ausgewählten Standorten (an welchen durch z. B. Industrieunternehmen Abwärme/überschüssige Energie genutzt werden kann), senkt die zu transportierende Menge weiter.

Um nicht nur die Transporte generell, sondern vor allem die LKW-Transporte zu minimieren, ist die Verlagerung auf die Bahn als Verkehrsträger aus logistischer Sicht sinnvoll. Jedoch sind vor allem aus wirtschaftlicher Sicht einige Rahmenbedingungen zu beachten: Gleisanschluss mit Lagerfläche, Auszugsgleise zum Abstellen der Waggons, Abwägung, ob Kauf/Dauermiete der Waggons oder Abwicklung über einen Dienstleiser.

Es kann festgehalten werden, dass eine Reduzierung der Mengen durch die Erhöhung des TR-Gehalts anzustreben ist und zudem eine Bündelung in Trockenzentren, welche im besten Fall einen Bahnanschluss haben, aus logistischer und ökologischer Sicht sinnvoll ist.

2.3.7.2 Ergebnisse zur Nutzung verschiedener Verkehrsträger

Es wurden verschiedene Daten zur Prüfung anderer Verkehrsträger ausgewertet. Dies ergab für das konkrete Projektgebiet, dass keine Kläranlage über einen Anschluss zu einem Wasserweg besitzt, v. a. nicht für eine unkomplizierte Beladung eines Schiffes. Auch der Hafen in Hildesheim weist einige Restriktionen auf: Entweder müsste es einen kurzen Nachlauf per LKW innerhalb des Hafens geben, da die Entladung gegenüber des Recyclingcenters stattfindet oder die Kaimauer auf Seiten der KNRN müsste erneuert werden. Nach Abwägung aller Optionen ist ein Vorlauf mit LKW und einem damit verbundenen zusätzlichen Umschlag im Projektgebiet unumgänglich. Aufgrund dessen und auch gerade im Hinblick auf die ohnehin geringen Distanzen zwischen den Kläranlagen und der KNRN, ist der Transport über Binnengewässer in diesem Fall nicht sinnvoll. Der wirtschaftliche Transport per Binnenschiff ist im Rahmen dieses Projektes sehr unwahrscheinlich und wurde daraufhin nicht weiter betrachtet.

Für zukünftige Arbeiten lässt sich an dieser Stelle jedoch ableiten:

- Nur wenige Kläranlagen liegen in der Nähe eines Flusses/Kanals und Anlegestellen sind oft noch weiter entfernt
- Für den Transport werden schiffkompatible Container benötigt (alternativ ist nur der Transport als Schüttgut möglich)
    - TR-Gehalt und Vorschriften zum Transport von Klärschlamm sind zu beachten
    - Der Umschlag von Klärschlamm als Schüttgut erfordert ggf. zusätzliche Fördertechnik am Umschlagplatz
- Binnenschifffahrt wird erst ab einer gewissen Menge und Transportentfernung wirtschaftlich und ist daher gerade für kleinere Anlagen nicht sinnvoll

Generell müssen die Rahmenbedingungen von Einzelfall zu Einzelfall geprüft werden, jedoch sind für den wirtschaftlichen Transport per Binnenschiff viele Voraussetzungen zu erfüllen.

2.3.7.3 Ergebnisse der optimierten Szenarien

Auf Grundlage der in Kapitel 2.3.2.1 beschriebenen Szenarien, wurden diese v. a. im Hinblick auf die Etablierung von verschiedenen Trocknungszentren sowie der damit einhergehenden Steigerung der TR-Gehalte und den Umschlag auf die Bahn optimiert (Kapitel 2.3.2.3). Alle optimierten Szenarien erfüllen die von der Stadt Hildesheim auferlegten Restriktionen. Grundsätzlich sind aus logistischer Sicht mehrere Trocknungsstandorte aufgrund der geringeren erforderlichen Transportleistung zu präferieren, jedoch ist der Organisationaufwand, gerade bei einem Umschlag auf die Bahn höher und muss in einem gesonderten Schritt bewertet werden. Für die KNRN hängt die Wahl der Trocknungsstandorte und damit verbunden das Logistikkonzept maßgeblich von drei Faktoren ab: An welchen Standorten ist eine Trocknung wirtschaftlich zu betreiben (z. B. durch industrielle Abwärme), welche Standorte der KNRN letztlich beliefern und an welchen potenziellen Trocknungsstandorten Gleisanschlüsse vorhanden und nutzbar sind.

2.3.7.4 Ergebnisse zur Preisermittlung Bahn/Schiff

Die Preisermittlungen zum Bahn- und Schiffstransport sind komplex und gerade im Hinblick auf verschiedene Krisen, wie Ukraine-Krieg oder Corona-Pandemie, sind Preisanfragen lediglich tagesaktuell und nicht belastbar.

Im Fall des Bahntransportes wurde im Vorfeld überprüft, ob Quellen und Senken über Gleisanschlüsse verfügen und wenn ja, ob diese für dieses Vorhaben nutzbar sind (z. B. ob eine ebenerdige Beladung möglich ist). Für eine Preisanfrage müssen Informationen zu Mengen, Relationen, das zu transportierende Gut und das Transportmedium sowie der Transportrhythmus vorliegen. Es können Anfragen über diverse Dienstleister (z. B. BBL, Awilog) erfolgen, jedoch ist die Deutsche Bahn Hauptansprechpartner, da sie Eigentümer des Streckennetzes ist. Aufgrund der hohen Komplexität muss beachtet werden, dass Angebote nicht auf z. B. andere Gebiete/Vorhaben übertragbar sind und eine Herleitung von Standardpreisen nicht möglich ist. Zudem ist das Streckennetz sehr ausgelastet, wodurch eine frühzeitige Planung (ca. 1–2 Jahre vor geplantem Transport) notwendig ist, um in den Regelfahrplan aufgenommen zu werden.

Zur Preisermittlung für den Transport des Klärschlamms über den Wasserweg konnten in diesem Projekt keine Erkenntnisse gesammelt werden. Jedoch sind die benötigten Informationen für eine Anfrage die gleichen wie beim Bahntransport und auch im Vorfeld muss überprüft werden, ob die Quellen und Senken über eine Verlademöglichkeit verfügen und wenn nicht, ob der Transport zur nächsten Verladestelle sichergestellt ist. Ferner ist zu überprüfen, ob die vorhandenen Verladestellen mit allen relevanten Schiffstypen erreichbar sind und keine Brücken/Engstellen etc. den Transport einschränken oder unmöglich machen.

2.3.7.5 Ergebnisse Logistikkonzept auf Containerbasis

Ein Logistikkonzept auf Containerbasis hat Vor- und Nachteile. Zu den Vorteilen zählen, dass der Lagerort unabhängig von Kläranlagen sein kann, da z. B. kein Becken etc. notwendig ist, dass der Transport standardisiert über LKW, Bahn und Schiff erfolgen kann und auch das Handling der Container über Standardequipment möglich ist. Auch die Herstellung einer optimierten Mischung/Konsistenz am Verbrauchsort ist möglich. Zu den Nachteilen gehören u. a., dass ein sehr großer Containerpool notwendig ist, welcher einen hohen Aufwand hinsichtlich Wartung und Reinigung mit sich bringt. Zudem ist die Konzeption und auch die Anschaffung eines Containers, der möglichst alle TR-Gehalte abdeckt, sehr teuer und auch das Leergut muss gelagert und transportiert werden. Insgesamt kann festgehalten werden, dass es gerade für die Straße bereits etablierte Lösungen für den Transport von Klärschlamm gibt (Mulden) und eine Containerlösung lediglich einen höheren Aufwand und höhere Kosten verursacht, aber keine Vorteile bringt. Für den Bahn- oder ggf. auch Schiffstransport sieht dies anders aus und Spezialcontainer (die auf einen definierten TR-Gehalt ausgelegt sind) bringen durchaus Vorteile mit sich.

2.3.7.6 Gesamtfazit

Die Entwicklung eines einzigen Containers für alle Fälle und Anwendungen wurde während des Projektes als wenig sinnvoll herausgearbeitet. Punktuelle Einsatzbereiche für einen

Container konnten dennoch identifiziert werden. Es wird geraten, dass sich in diesem Fall auf eine Variante (nasser oder trockener Schlamm) spezialisiert wird, um die Kosten der Konstruktion des Containers niedrig zu halten.

Das Projekt hat gezeigt, dass es verschiedene und gute Ansätze gibt, das Transportnetzwerk zu optimieren und die Transportleistung dadurch zu senken und zu verlagern (auf die Schiene). Diese Ansätze sind zum Teil auch übertragbar auf andere Regionen. Zudem lassen sich weitere allgemeine Erkenntnisse zu Trocknungsstandorten und entwässerten Schlamm ableiten. Andere Maßnahmen und Ansätze sind jedoch nicht übertragbar, da sie stark von den örtlichen Gegebenheiten abhängen und sind daher nicht zu pauschalisieren und nicht übertragbar (Bahn-/Schiffstransport).

Zudem hat das Projekt Diskrepanzen zwischen Forschung und Praxis aufgedeckt, gerade im Hinblick darauf, wie offen Kläranlagenbetreiber für innovative Ansätze und Prozessveränderungen, gerade im Bereich Transport, sind.

Ferner hatten externe Einflussgrößen wie Corona und der Ukraine-Krieg Einfluss auf das Projekt. Zum einen konnte wenig bis gar kein persönlicher Austausch zwischen den Projektbeteiligten stattfinden (Austausch nur über virtuelle Meetings) und auch die Preisermittlung zur Bahn war aufgrund der Krisen weniger belastbar, da Angaben zu Preisen immer nur tages-, maximal wochenaktuell waren.

2.3.7.7 Innovative Ansätze zur Reduktion des CO_2e-Ausstoßes im Bereich Transport

Unabhängig vom gewählten Konzept (klassisch oder per Container), gibt es Stellhebel zur Reduktion der Emissionen. Insbesondere die in diesem Fall eher kurzen Strecken und maximal 100 km zu den jeweiligen Kläranlagen (Ausgangspunkt Hildesheim), sind attraktive Voraussetzungen für den Einsatz alternativer Antriebstechnologien:

- Ein E-LKW mit Hildesheim als Basis könnte lokal emissionsfrei fahren und über Nacht geladen werden. Die tägliche Fahrstrecke könnte je nach Fahrzeugmodell mit einer Akkuladung geschafft werden
- Wasserstoff-LKW sind dem E-LKW sehr ähnlich, erreichen jedoch höhere Reichweiten und der schnellere Tankvorgang macht den Wasserstoff-LKW auch bei einen Mehrschichtbetrieb attraktiv

Sowohl Strom als auch Wasserstoff könnten von einigen der Kläranlagen und auch der KNRN selbst erzeugt werden. Derzeit stehen die Chancen für eine Förderung solcher Projekte mit eigener LKW-Flotte recht gut und es wird empfohlen dies weiter zu verfolgen.

3 OptiNETZ-Tool Werkzeugkasten für eine optimierte Planung und Bewirtschaftung im Verbund

Autor*innen:
Sabrina Breitenkamp, Eric Böhler, Ingenieurbüro Dr. Breitenkamp

Inhaltsverzeichnis

3.1 Was ist der OptiNETZ-Tool-Werkzeugkasten? 54
3.2 Vorgehen bei der Toolentwicklung....55
3.3 OptiNETZ-Tool #plan – für eine optimierte Planung der Klärschlammverwertung im Verbund....57
3.4 Anwendung im Projektkontext 61
3.5 Anwendung außerhalb des Projektkontextes....86
3.6 Fazit und Empfehlungen zur strategischen regionalen Planung 86
3.7 Prototyp OptiNETZ-Tool #live – für eine optimierte Bewirtschaftung der Klärschlammverwertung im Verbund 87
3.8 Verfügbarkeit und weitere Nutzung der Tools....91
3.9 Fazit und Empfehlungen für den optimierten Betrieb im Verbund 91

Kurzbeschreibung

*Der **OptiNETZ-Tool-Werkzeugkasten** umfasst drei miteinander verbundene digitale Werkzeuge zur Unterstützung regionaler Klärschlammverwertungskonzepte: das **OptiNETZ-Tool #plan zur strategischen Planung und Konzeptauswahl**, den Prototyp **OptiNETZ #live zur optimierten Bewirtschaftung im laufenden Betrieb** sowie ein Planungsmodell zur regionalen Nährstoffbilanzierung und -rückführung. Während #plan und #live in diesem Berichtsteil dargestellt werden, wird das Planungsmodell zur regionalen Nährstoffbilanzierung aufgrund seiner eigenständigen fachlichen Ausrichtung im Schwerpunkt E behandelt.*

*Im Mittelpunkt steht die Überführung modularer Bilanzmodelle in **anwendungsorientierte digitale Werkzeuge**, mit denen unterschiedliche Verfahrensketten, Standortentscheidungen und Bewirtschaftungsstrategien anhand einheitlicher Zielgrößen bewertet werden können. Die Anwendung von OptiNETZ #plan zeigt, dass sich Kosten, Energieauskopplung, Treibhausgasemissionen und Nährstoffrückgewinnung gemeinsam betrachten und Zielkonflikte frühzeitig sichtbar machen lassen. Dabei wird deutlich, dass keine grundsätzlich optimale Variante existiert, sondern die geeignete Lösung von den regionalen Randbedingungen, den verfügbaren Verfahrensoptionen und der Gewichtung der Zielgrößen abhängt.*

*Die Szenarienanalysen verdeutlichen zudem, dass für die Bewertung und Bewirtschaftung eines Verbunds **nicht allein die Schlammmengen, sondern auch deren Qualität und zeitliche Schwankungen** berücksichtigt werden müssen. Die Klärschlammqualität beeinflusst maßgeblich Transport, Energieauskopplung, Kosten, Treibhausgasbilanz und Rückgewinnungspotenziale. Damit eignet sich OptiNETZ #plan insbesondere für die **strategische Planung, Konzeptauswahl und Vorbereitung von Investitionsentscheidungen**.*

*Mit OptiNETZ #plan liegt zugleich eine **modulare „Vorlage“ für die Entwicklung digitaler Stoffstromzwillinge** vor. Die enthaltenen Bilanzierungs- und Verfahrensmodule können für spezifische Anwendungsfälle angepasst und in einen digitalen Stoffstromzwilling überführt werden, der – entsprechend dem in Schwerpunkt A beschriebenen Ansatz – Daten, Modelle und Bewertungsfunktionen miteinander verknüpft.*

*Der Prototyp **OptiNETZ #live überführt diese Ansätze von der strategischen Planung in die operative Bewirtschaftung**. Durch die Verknüpfung von Lagerprozessen, Transportwegen und zeitlich hoch aufgelösten Stoffstromdaten können konkrete Transport- und Bewirtschaftungsentscheidungen abgeleitet werden. Die Kombination aus Simulation und KI-gestützter Optimierung ermöglicht dabei eine **Mehrzieloptimierung**, beispielsweise hinsichtlich Phosphorrückgewinnung, Heizwert und Verstetigung der Stoff- und Energieflüsse. In Verbindung mit automatisiertem Datenmanagement und dem smarten Datencheck (siehe Schwerpunkt A) bildet #live damit einen weiteren Baustein für die **Weiterentwicklung zu einem operativen digitalen Stoffstromzwilling bzw. Entscheidungsunterstützungssystem**.*

*Durch die modulare Struktur können die Werkzeuge auf **andere Regionen und weitere Fragestellungen übertragen und schrittweise erweitert** werden.*

3.1 Was ist der OptiNETZ-Tool-Werkzeugkasten?

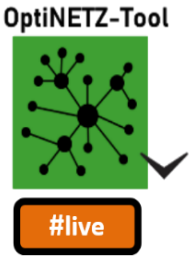
Für ein optimierte Planung und Bewirtschaftung einer Klärschlammverwertung im Verbund besteht eine wesentliche Herausforderung darin, Konzepte, Prozesse und letztlich auch Investitionen vor dem Hintergrund mehrerer unterschiedlicher Zielsetzungen unter Berücksichtigung immer komplexer werdender Rahmenbedingungen als Gesamtsystem zu bewerten, geeignete Optionen auszuwählen und dabei möglichst strategisch zu planen, geeignete Bewirtschaftungsstrategien auszuwählen und Stoffströme entsprechend zu steuern. Erforderlich sind dazu insbesondere Methoden und Werkzeuge, die Betreiber, Kommunen, Betriebe (Entscheider) bei den anstehenden Konzept- bzw. Investitionsentscheidungen im Sinne einer soliden Aufstellung für die Zukunft zu unterstützen.

Hierfür wurde im Projekt SATELLITE der Werkzeugkasten OptiNETZ-Tool entwickelt bzw. prototypisch umgesetzt. Dazu gehören folgende Tools:

1. **OptiNETZ-Tool #plan: Ein Tool zur optimierten Planung und Konzeptauswahl** von Klärschlammnetzwerken
2. **OptiNETZ-Tool #live**: Prototyp eines **Tools zur optimierten operativen Bewirtschaftung** von Klärschlammnetzwerken
3. **Prototyp eines Planungstools zur regionalen Nährstoffrückführung**



Das **OptiNETZ-Tool#plan** unterstützt die optimierte Planung und Konzeptauswahl von Klärschlammnetzwerken. Es integriert Massen- und Energiebilanzen, Kostenberechnungen einschließlich Betriebs- und Investitionskosten sowie eine CO_2e-Bilanzierung. Bereits in einer frühen Planungsphase können unterschiedliche Konzepte systematisch und transparent gegenübergestellt und bewertet werden. Dazu zählen beispielsweise dezentrale und zentrale Verwertungskonzepte, Varianten der thermischen Verwertung, unterschiedliche Verfahren zur Phosphorrückgewinnung, Standortanalysen sowie verschiedene Transport-, Entwässerungs- und Trocknungskonzepte.



Das **OptiNETZ-Tool#live** zielt auf eine effiziente und optimierte Bewirtschaftung von Klärschlammnetzwerken im laufenden Betrieb ab. In der prototypischen Umsetzung wird insbesondere die Logistik der Schlammanlieferung gezielt gesteuert, um bei der thermischen Klärschlammverwertung einen möglichst konstanten Heizwert zu erreichen. Dadurch können die Prozessstabilität verbessert und die energetische Nutzung beziehungsweise Energieauskopplung optimiert werden.

Mit dem **OptiNETZ-Tool#plan,** dem **OptiNETZ-Tool#live** und dem **Planungstool zur regionalen Nährstoffrückführung** steht im Projekt SATELLITE ein integrierter Werkzeugkasten zur Verfügung, der strategische Planung, operative Bewirtschaftung und Nährstoffbilanzierung miteinander verknüpft. Damit werden Kommunen und Betreiber dabei unterstützt, Klärschlammverwertung im Verbund nicht nur technisch und wirtschaftlich, sondern auch unter Berücksichtigung von Klima- und Ressourcenaspekten fundiert zu bewerten und weiterzuentwickeln.

Im Fall des OptiNETZ-Tools #plan wurden verschiedene Szenarienanalysen für die Modellregion Nienburg sowie für den KNRN-Gesamtverbund ausgeführt und das Werkzeug damit erprobt (Kapitel 3.3).

Für das OptiNETZ-Tool #live wurde ein Prototyp umgesetzt in Form eines KI-gestützten abgeleiteten Schlammabholplans, so dass mittels Logistiksteuerung eine energetische Optimierung der Energieauskopplung am Standort der Verbrennung erreicht werden kann (Kapitel 3.7). Für das Planungstool zur Nährstoffrückführung sei hier auf den Schwerpunkt E verwiesen, in dem diese Thematik der Nährstoffrückführung eigenständig im Detail betrachtet wird.

3.2 Vorgehen bei der Toolentwicklung

Die Elemente des Werkzeugkastens OptiNETZ-Tool #plan und #live wurden im Rahmen des Projektes SATELLITE in enger Zusammenarbeit mit dem Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Leibniz Universität Hannover (ISAH) sowie dem Fraunhofer IML entwickelt. Die zugrundeliegende Methodik basiert auf langjährigen Vorarbeiten des ISAH, das entsprechende modellbasierte Ansätze bereits erfolgreich in unterschiedlichen Anwendungsbereichen eingesetzt (für genaue Erläuterung siehe Schwerpunkt A).

Ausgehend von diesen erprobten methodischen Grundlagen erfolgte im Projekt die systematische Überführung von wissenschaftlich erarbeiteten Modellen in anwendungsorientierte digitale Werkzeuge. Dabei lag die Entwicklung neuer Verfahrensmodule und Basismodelle im Wesentlichen in der Verantwortung des ISAH, während die Weiterentwicklung, Integration und technische Umsetzung zum funktionsfähigen Tool bzw. Tool-Prototyp durch das Ingenieurbüro Dr. Breitenkamp erfolgte.

Der Entwicklungsprozess von der Erarbeitung eines Basismodells bis hin zum fertigen Tool gliedert sich in mehrere aufeinander aufbauenden Schritte (siehe Bild 17): Zunächst erfolgt im Rahmen der Zieldefinition und Konzeptionierung die gemeinsame Festlegung der relevanten Module und Systemgrenzen mit Blick auf die Zielsetzung des Modells/Tools (Was soll das Modell - und später Tool - können, welche Bilanzierungs- und Bewertungs- oder

Steuerungsgrößen sind erforderlich?). Gearbeitet wurde mit modular aufgebauten, kennzahlbasierten Bilanzmodellen als Basis (siehe Schwerpunkt A). Es werden einzelne Verfahrensschritte (z. B. Transport, Trocknung, Verbrennung) über definierte, einheitliche Stoffstromvektoren miteinander gekoppelt und sind so flexibel miteinander zu Prozessketten kombinierbar. In der im Rahmen des Forschungsvorhabens durch das ISAH entwickelten Modulbibliothek sind relevante Verfahrensschritte der Klärschlammverwertung standardisiert beschrieben und hinterlegt. Die hier vorhandenen Module können für die Modellbildung als Basis für die Toolentwicklung eingesetzt und für den jeweiligen Anwendungsfall angepasst werden (z. B. einzelne Berechnungsroutinen, hinterlegte Kennzahlen). Darüber hinaus können nach der gleichen Systematik neue Module entwickelt und genutzt werden.

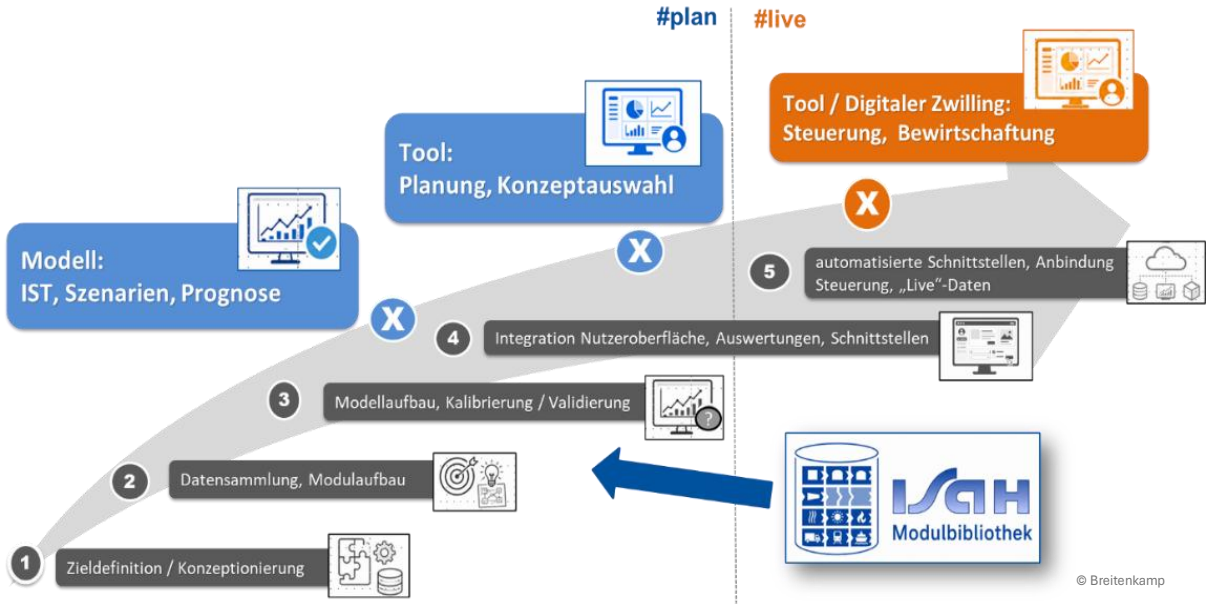


Bild 17: Schematische Darstellung der Schritte zur Toolentwicklung

Im nächsten Schritt werden die Basismodelle aus den Modulen zusammengesetzt, validiert und kalibriert. Mit einem Basismodell ist es dann bereits möglich belastbare Bilanzierungsergebnisse zu ermitteln und diese für Szenarienanalysen oder Prognosebetrachtungen einzusetzen – wie zum Beispiel für die Modellregion Nienburg geschehen (siehe Kapitel 1.2).

Aufbauend auf den erarbeiteten Basismodellen erfolgt anschließend die Konzeptionierung des Tools bzw. zunächst Tool-Prototyps. Im Unterschied zum Modell sieht ein Tool Nutzeroberflächen und Schnittstellen für die Eingabe von Daten sowie automatisierte Auswertungen/Visualisierungen und Datenausgaben vor. Hierfür sind im nächsten Schritt die Anforderungen an Nutzerführung, Auswertungsmöglichkeiten und Schnittstellen zu definieren. Darauf folgt die technische Umsetzung, bei der die Modelle in ein nutzerfreundliches softwaregestütztes Werkzeug überführt und um entsprechende Benutzeroberflächen, Auswertungsfunktionen und Datenschnittstellen ergänzt werden.

Im Folgenden wird den Tools zwischen zwei „Ausbaustufen“ unterschieden: Für die Anwendung im Rahmen einer strategischen Investitionsplanung (Planungs- und Konzeptphase: #plan) sind automatisierte Datenschnittstellen, Nutzeroberfläche und Auswertemöglichkeiten vorhanden. Berechnungen und Auswertungen erfolgen einmalig oder regelmäßig „auf

Knopfdruck“. Für die Anwendung zur optimierten Bewirtschaftung im laufenden Betrieb (#live) ist zusätzlich eine Anbindung an Steuerungs- und Live-Daten vorgesehen, wodurch insbesondere die Funktion eines digitalen (Stoffstrom-)Zwillings zur Steuerung und Bewirtschaftung erreicht werden kann. Abschließend erfolgt die Erprobung der entwickelten Tools anhand konkreter Anwendungsfälle.

3.3 OptiNETZ-Tool #plan – für eine optimierte Planung der Klärschlammverwertung im Verbund

Basis des OptiNETZ-Tools #plan ist die Erstellung belastbarer Klärschlammbilanzen sowie die Abbildung der zugehörigen Prozesse, z. B. Entwässerung, Faulung, Trocknung, Transport, Verbrennung und P-Rückgewinnung. Als Eingangsgrößen werden unter anderem Schlammmengen und -qualitäten, Anlagenstandorte sowie Entfernungen berücksichtigt. Zu den Ausgabegrößen zählen Massen- und Nährstofffrachten, Energiebedarf und Energieauskopplung, Kosten sowie CO_2e-Emissionen.

Das Tool betrachtet nicht nur einzelne Verfahrensschritte, sondern ermöglicht den Vergleich unterschiedlicher Verwertungswege im Verbund mehrerer Kläranlagen. Dabei werden unter anderem Transportwege, Anlagenstandorte und Kapazitäten sowie unterschiedliche Verfahrensketten berücksichtigt. Ziel ist es, effiziente und nachhaltige Lösungen für den Umgang mit Klärschlamm zu identifizieren, miteinander zu vergleichen und nachvollziehbar zu bewerten.

3.3.1 Technische Umsetzung

Die technische Umsetzung des OptiNETZ-Tools #plan basiert auf einem modular aufgebauten Bilanzmodell. Die einzelnen Verfahrensschritte der Klärschlammbehandlung werden als eigenständige Module in einer Bibliothek in SIMBA# implementiert. Hierzu zählen insbesondere Entwässerung, Faulung, Trocknung, Verbrennung und die anschließende Rezyklierung. Ergänzt wird die Modulbibliothek durch ein Eingangsmodul, in dem die jeweiligen Ausgangsdaten der Kläranlagen aufgenommen werden.

Die Module können flexibel zu unterschiedlichen Prozessketten kombiniert werden und bilden damit reale sowie potenzielle Verwertungswege ab. Ausgangspunkt sind die beteiligten Kläranlagen mit ihren jeweiligen Schlammmengen und -qualitäten. Abhängig vom betrachteten Szenario werden die Schlammströme den entsprechenden Behandlungsstufen und Anlagen zugeordnet. Dabei können beispielsweise eine direkte Trocknung, eine Faulung mit anschließender Trocknung oder eine direkte Weiterleitung zur Verbrennung abgebildet werden. Für die konkrete Abbildung der betrachteten Modellregion werden die relevanten Trocknungs- und Verbrennungsstandorte, beispielsweise in Hildesheim, Hameln und Steyerberg, in die Prozessketten eingebunden. Einen Sonderfall stellt die Kläranlage Göttingen dar, deren Schlamm bereits vorgetrocknet ist und daher direkt der Verbrennung in Hildesheim zugeführt werden kann.

Räumliche Fragestellungen werden über eine Schnittstelle zu QGIS in das Modell integriert. Dies umfasst insbesondere die Ermittlung und Berücksichtigung von Entfernungen und Transportwegen, Standortanalysen sowie die entfernungs- und logistikbezogene Optimierung der betrachteten Verwertungswege. SIMBA# und GIS bilden damit ein Hybridkonzept, bei dem die

verfahrenstechnische Modellierung mit der räumlichen Analyse und Optimierung verknüpft wird.

Die Simulation erfolgt auf Basis der erforderlichen Eingangsdaten über einen Zeitraum von 365 Tagen. Dadurch können sowohl mengenbezogene als auch zeitliche Veränderungen innerhalb eines Jahres berücksichtigt werden. Die berechneten Ergebnisse werden abschließend in einer PostgreSQL-Datenbank gespeichert bzw. in Excel-Tabellen ausgegeben und stehen für weiterführende Auswertungen, den Vergleich unterschiedlicher Verwertungswege sowie für die regionale Nährstoffbilanzierung (siehe Schwerpunkt E) zur Verfügung.

Datenbasis

Die Datenbasis des OptiNETZ-Tools #plan umfasst insbesondere die gemeldeten Betriebsdaten der beteiligten Kläranlagen. Diese liegen, soweit verfügbar, als Jahresgänge mit Monatswerten vor, sodass eine zeitlich differenzierte Betrachtung der anfallenden Schlammmengen ermöglicht wird. Für Kläranlagen, für die keine vollständigen Jahresgangdaten vorliegen, wird ein ersatzweiser Ansatz verwendet. In diesem Fall werden die Jahresgänge vergleichbarer Kläranlagen gemittelt und auf die jeweiligen Jahreswerte übertragen, um dennoch eine konsistente zeitliche Abbildung sicherzustellen.

Für die Szenarien auf Ebene des Gesamtverbunds werden überwiegend die gemeldeten Daten des Jahres 2021 verwendet. Hintergrund ist, dass für das Jahr 2022 keine vollständigen und konsistenten Datensätze für alle relevanten Regionen vorlagen, sondern lediglich für den Landkreis Nienburg. Um eine einheitliche Datenbasis für den Gesamtverbund sicherzustellen, wurde daher auf die Daten des Jahres 2021 zurückgegriffen.

Für Szenarien, die sich spezifisch auf die betrachtete Modellregion beziehen, werden hingegen die aktuelleren Daten des Jahres 2022 verwendet, da diese für die Region vollständig vorliegen und somit eine höhere Aktualität und Genauigkeit gewährleisten.

3.3.2 Benutzeroberfläche, Nutzerführung und Visualisierung der Ergebnisse

Der betrachtete Klärschlammprozess wird aus Modulen der SIMBA#-Modulbibliothek (siehe Bild 18) sowie aus selbst entwickelten Modulen aufgebaut. Die einzelnen Module können über die jeweiligen Einstellungen und Blockparameter an die Anforderungen der Simulation angepasst werden. Dadurch lassen sich Prozessabläufe flexibel konfigurieren und spezifische Randbedingungen berücksichtigen. Die entsprechenden Anpassungsmöglichkeiten sind beispielhaft in Bild 19 und Bild 20 dargestellt.

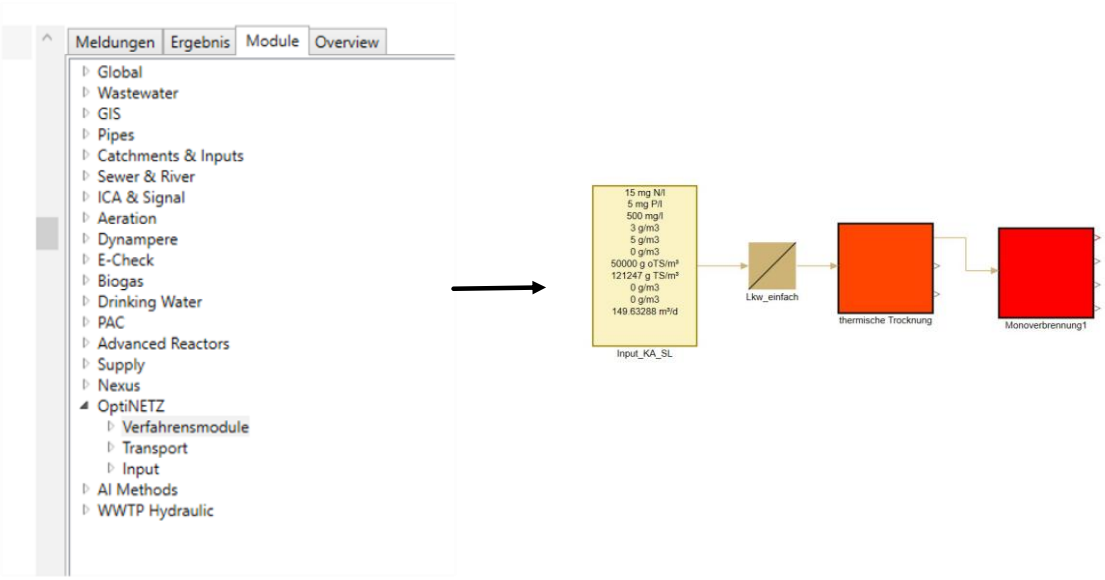


Bild 18: Aufbau Prozesskette aus Modulbibliothek in SIMBA#

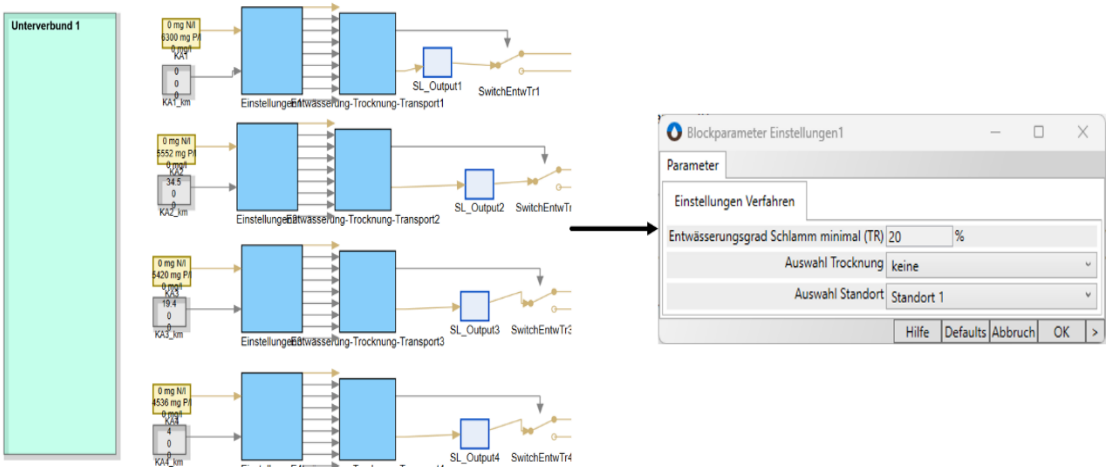


Bild 19: Kläranlagenmodule mit manuellen Einstellungen

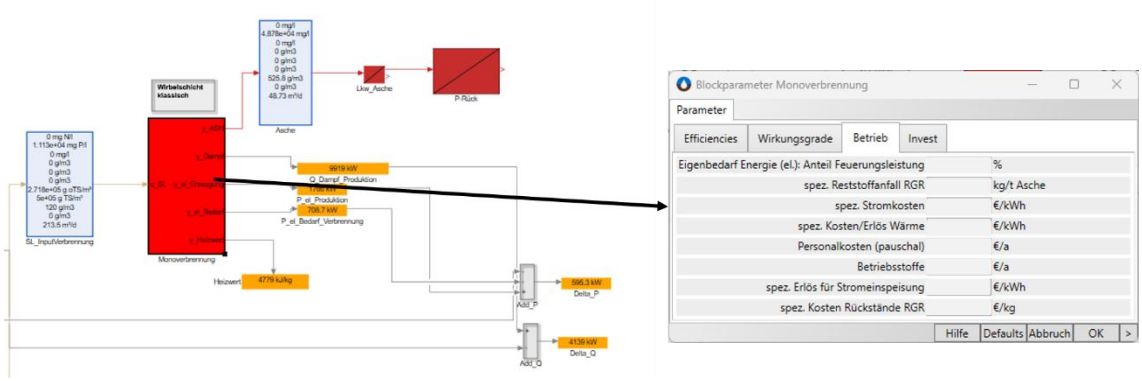


Bild 20: Verbrennungsmodul mit Blockparametern



Bild 21: grüne Blöcke in OptiNETZ #plan für den automatischen Import der KA-Daten, Entfernungen und der Durchführung der Simulation

Die Bedienung des OptiNETZ-Tools #plan erfolgt über eine vereinfachte Benutzeroberfläche mit Funktionsblöcken zur Datenverarbeitung und Simulation. Über die grünen Blöcke werden die Kläranlagendaten sowie die Entfernungen zu den Verfahrensstandorten automatisiert eingelesen und die Simulation gestartet (Bild 21). Dadurch werden Eingabefehler reduziert und die Auswertung standardisiert durchgeführt.

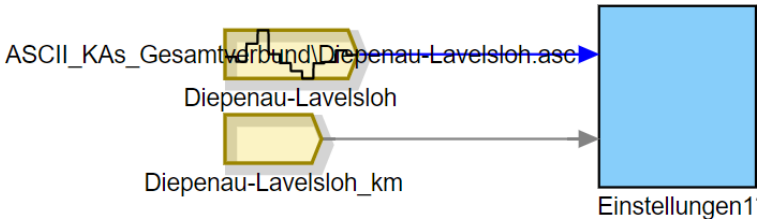


Bild 22: Input der KA-Daten, Entfernungen und blauer Block für Einstellung der Auswahl der nachgelagerten Verfahrensschritt

Die Modulbibliothek bildet die gesamte Prozesskette von der Kläranlage bis zu den nachgelagerten Verwertungs- und Behandlungsverfahren ab. Über die Eingabemaske können einzelne Verfahrensschritte für den jeweiligen Anwendungsfall angepasst werden (Bild 22). So lassen sich beispielsweise Transportziele oder Trockensubstanzgehalte definieren.

Durch die Kombination aus automatisiertem Datenimport, standardisierter Simulation und flexibler Parametrierung können unterschiedliche Infrastruktur- und Logistikszenarien effizient untersucht und miteinander verglichen werden. Dies ermöglicht eine anwendungsspezifische Anpassung des Modells für verschiedene Kläranlagenverbünde.

Nach Abschluss der Simulation werden die Ergebnisse automatisiert in Excel-Dateien ausgegeben. Exportiert werden unter anderem Klärschlamm- und Stoffströme (TS, oTS, Stickstoff, Phosphor), Transportmengen, Kosten, Treibhausgasemissionen (GWP) sowie die erzeugten Strom- und Wärmemengen.

Die standardisierte Ergebnisaufbereitung ermöglicht eine schnelle Auswertung und den direkten Vergleich verschiedener Szenarien. Die Excel-Dateien können zudem für weiterführende

Analysen, Diagramme sowie die Erstellung von Berichten und Präsentationen genutzt werden. Dadurch wird eine transparente und nachvollziehbare Bewertung unterschiedlicher Klärschlammverwertungs- und Entsorgungskonzepte unterstützt.

3.4 Anwendung im Projektkontext

Das OptiNETZ-Tool #plan wurde im Projektverlauf in unterschiedlichen Entwicklungs- und Anwendungskontexten eingesetzt. Die nachfolgenden Beispiele zeigen zum einen die Unterstützung der Konzeptauswahl in einer frühen Projektphase und zum anderen die Anwendung des weiterentwickelten Tools im Rahmen von Szenarienanalysen in Phase 2.

a) Unterstützung der Konzeptauswahl im Sinne einer strategischen Investitionsplanung in einer frühen Projektphase, beispielsweise bei der Auswahl geeigneter Trocknungsstandorte für den KNRN in Phase 1 (Kapitel 3.4.1),

b) Abbildung und systematischer Vergleich unterschiedlicher Varianten und Verwertungswege der Klärschlammverwertung mit dem weiterentwickelten OptiNETZ-Tool #plan in Phase 2. Es wurden Szenarienanalysen sowohl für die Modellregion Nienburg als regionaler Unterverbund (Kapitel 3.4.2) als auch für den Gesamtverbund (Kapitel 3.4.4 und 3.4.4) durchgeführt. Dabei wurden beispielsweise die direkte landwirtschaftliche Ausbringung, die thermische Behandlung mit anschließender Phosphorrückgewinnung sowie kombinierte Ansätze betrachtet.

Im Projektkontext wurden als mögliche Trocknungsstandorte Hameln, ein Standort in der Region Nienburg (hier beispielsweise Steyerberg) sowie Göttingen betrachtet. Als Standort für die Verbrennung war Hildesheim fest vorgesehen und wurde entsprechend als fester Bestandteil der betrachteten Verwertungsstruktur berücksichtigt.

3.4.1 Szenarioanalyse Konzeptauswahl Gesamtverbund - Beispiel vorgelagerte Trocknung

Im Folgenden dargestellt wird eine der ersten für den KNRN-Verbund ausgeführten Szenarienanalysen zur Entscheidungsunterstützung bei der Planung und Konzeptauswahl. Der Fokus lag hier auf einem optimierten Entwässerungs- und Trocknungskonzept für den Gesamtverbund KNRN. Zielsetzung war einerseits eine Optimierung bzw. Maximierung einer möglichen Strom- und Wärmeauskopplung am Standort des Recyclingzentrums in Hildesheim sowie andererseits die Minimierung von Transportkilometern und daraus resultierenden CO_2e-Emissionen. Dazu wurde zum einen die Option von einer oder mehreren (maximal 3) vorgelagerten Trocknungen für den Gesamtverbund betrachtet. Zum anderen wurde die Zuordnung der einzelnen Kläranlagenstandorte den Transportweg betreffend variiert (direkter Transport des entwässerten Klärschlamms zum Recyclingzentrum nach Hildesheim, Transport zu einem vorgelagerten Trocknungsstandort), woraus unterschiedliche „Clusterungen“ (Transportzuordnungen) abgeleitet wurden. Standortkandidaten für eine vorgelagerte Trocknung waren Hameln (Nutzung der Abwärme der Müllverbrennungsanlage), Göttingen (Trocknung wegen eingeschränkter Lagerkapazitäten als Option betrachtet) sowie ein Standort in der Modellregion Nienburg. Außerdem wurden die Auswirkungen des Bahntransports ab Standorten mit vorgelagerter Trocknung auf den Transport betrachtet.

Als Annahmen wurde zugrunde gelegt, dass an allen Trocknungsstandorten eine Volltrocknung des Klärschlamms stattfindet (min. 85% TR) und alle Kläranlagen ihre Schlämme auf min. 22% TR entwässern. Insgesamt wurden 4 grundlegende Szenarien abgeleitet und untersucht:

- Szenario 0: Als Basisszenario dient der „Ist-Zustand“. Alle Kläranlagen liefern ihren Klärschlamm direkt per LKW-Transport nach Hildesheim ohne Änderungen am Entwässerungszustand.
- Szenario 1: Alle Kläranlagen liefern ihren auf min. 24% TR entwässerten Klärschlamm direkt per LKW-Transport nach Hildesheim.
- Szenario 2: Alle Kläranlagen entwässern ihren Klärschlamm auf min. 22% TR. Es wird eine vorgelagerte Trocknung am Standort Hameln betrieben (2 verschiedene Clusterungen berücksichtigt, LKW-Transport zur Trocknung).
- Szenario 3: Alle Kläranlagen entwässern ihren Klärschlamm auf min. 22% TR. Es werden 2 vorgelagerte Trocknungen an den Standorten Hameln und Göttingen betrieben (2 verschiedene Clusterungen berücksichtigt, LKW-Transport zur Trocknung).
- Szenario 4: Alle Kläranlagen entwässern ihren Klärschlamm auf min. 22% TR. Es werden 3 vorgelagerte Trocknungen an den Standorten Hameln, Göttingen und Modellregion Nienburg betrieben (2 verschiedene Clusterungen berücksichtigt, LKW-Transport zur Trocknung). Ein Beispiel für die Clusterung und Basislogistik für dieses Szenario zeigt Bild 23.

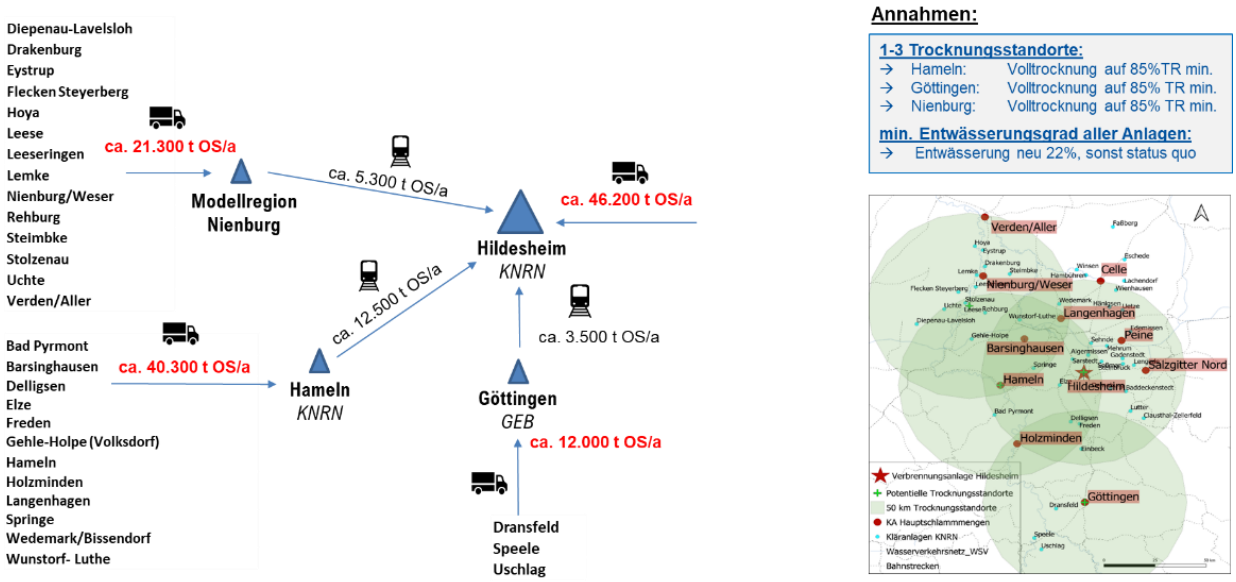


Bild 23: Beispiel Szenarienbetrachtung KNRN (Nr. 4), Hinweis: Gesellschafter + Mengen Stand 06/22

Die erzielten Ergebnisse der Szenarienbetrachtung sind hinsichtlich der möglichen Strom- und Wärmeauskopplung am Standort des Recyclingzentrums in Bild 24 sowie hinsichtlich des Transports und der daraus resultierenden CO_2e-Emissionen in Bild 25 zusammengefasst.

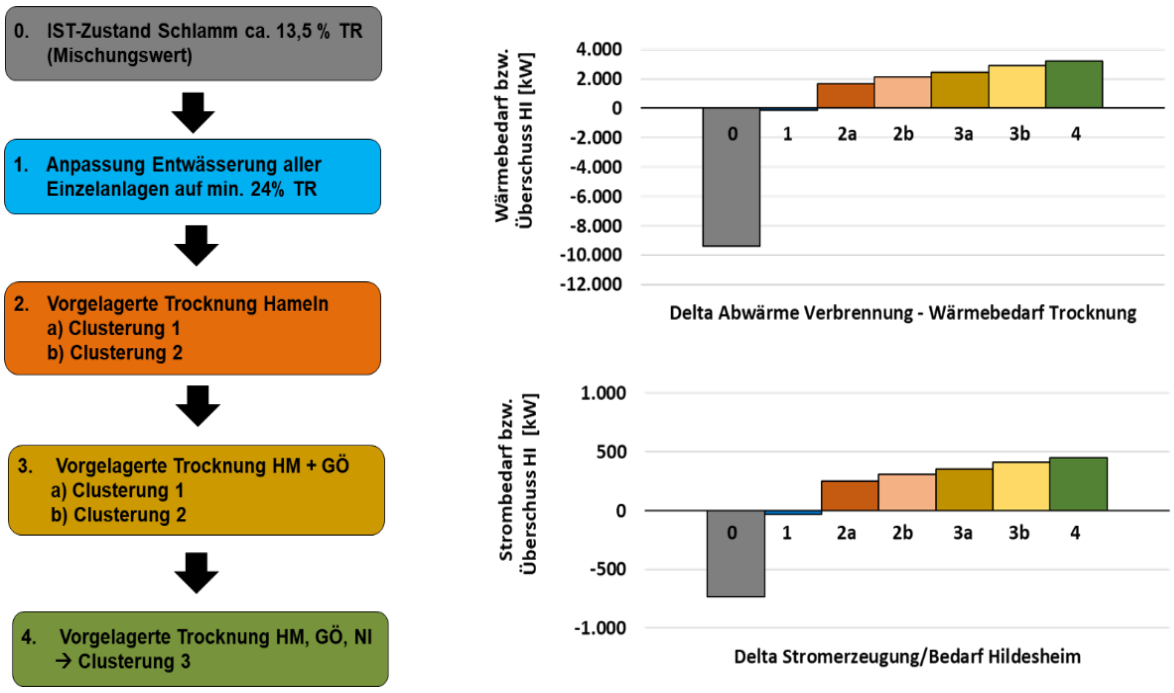


Bild 24: Beispiel Szenarienbetrachtung KNRN mit Zielsetzung Optimierung der Energiebilanz Verbrennung Hildesheim

Im Ergebnis lässt sich festhalten, dass mindestens eine vorgelagerte Trocknung gebraucht wird, um eine Energieauskopplung (Strom, Fernwärme) am Standort Hildesheim sicher zu ermöglichen. Die Energiebilanz verbessert sich mit Erhöhung der Menge getrockneten Schlamms und damit der Anzahl vorgelagerter Trocknungen immer weiter. Die Clusterung hat geringen Einfluss auf die auskoppelbare Energiemenge. Für eine Investitionsentscheidung sind bzw. waren diesem Ergebnis die Kosten für die vorgelagerten Trocknungen gegenüberzustellen.

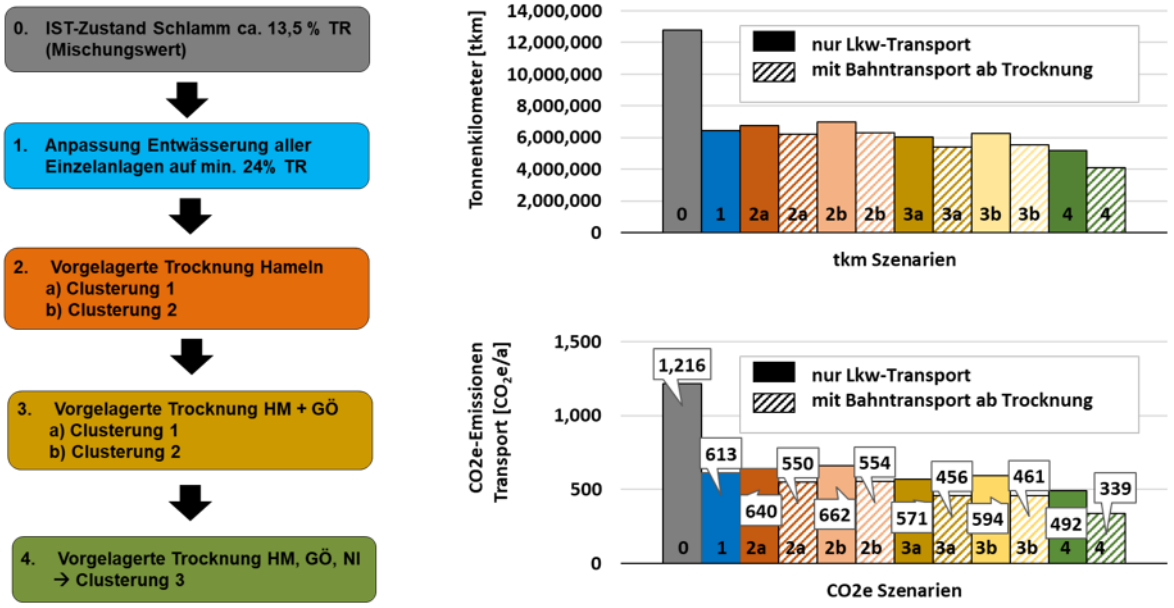


Bild 25: Beispiel Szenarienbetrachtung KNRN mit Zielsetzung Minimierung CO2-Äquivalente Transport

Darüber hinaus kann man erkennen, dass man allein durch Entwässerung des Klärschlamms (hier auf 24% TR) bereits eine Verringerung der CO2-Äquivalente für Transport um ca. 50% erreichen kann. Durch Trocknung in Kombination mit Bahntransport ab der vorgelagerten Trocknung kann eine weitere Reduktion um bis zu 22% erreicht werden.

Insgesamt wurden 4 Optimierte Szenarien für die Logistik abgeleitet:

1) Am Standort Hameln wird eine vorgelagerte Trocknung betrieben. Der Transport des getrockneten Klärschlamms nach Hildesheim erfolgt mit der Bahn.
2) An den Standorten Hameln und Göttingen werden vorgelagerte Trocknungen betrieben. Der Transport des getrockneten Klärschlamms nach Hildesheim aus den Trocknungsanlagen erfolgt mit der Bahn.
3) An den Standorten Hameln, Göttingen und Modellregion Nienburg werden vorgelagerte Trocknungen betrieben. Der Transport des getrockneten Klärschlamms nach Hildesheim aus den Trocknungsanlagen erfolgt mit der Bahn.
4) An den Standorten Hameln und Modellregion Nienburg werden vorgelagerte Trocknungen betrieben. Der Transport des getrockneten Klärschlamms nach Hildesheim aus den Trocknungsanlagen erfolgt mit der Bahn.

3.4.2 Szenarioanalyse zum Einfluss der Konzeptauswahl einer einzelnen Region auf den Gesamtverbund am Beispiel der Modellregion Nienburg

Für die Modellregion Nienburg wurde in Abschnitt 1.1 bereits dargelegt, wie Konzept- und Investitionsentscheidungen modellgestützt unterstützt und unterschiedliche Handlungsoptionen im Rahmen von Szenarien untersucht werden können. Mit der im Folgenden dargestellten, ebenfalls für die Modellregion Nienburg mit dem OptiNETZ-Tool durchgeführten Szenarioanalyse liegt der Fokus nun auf der Frage, wie sich Konzeptentscheidungen auf Ebene einzelner Anlagen bzw. eines Teilverbundes auf den Gesamtverbund auswirken.

Am Beispiel des Teilverbundes Landkreis Nienburg wurden insbesondere die Auswirkungen unterschiedlicher Ausgestaltungen der Klärschlammbehandlung auf die Stoff- und Energieströme sowie auf Kosten und CO_2-Emissionen des Gesamtverbundes untersucht. Grundlage bildeten Daten des Jahres 2021.

Für die Szenarioanalyse wurden die bereits in Abschnitt 1.1 betrachteten Optionen zur Kombination von Faulung und Trocknung aufgegriffen. Auf Ebene des Gesamtverbundes wurden als potentielle Standorte für eine vorgelagerte reginale Klärschlammtrocknung Hameln, Steyerberg und Göttingen berücksichtigt. Hierzu wurden für die Modellregion Nienburg die im Folgenden vorgestellten vier Szenarien definiert:

1. Trocknung Hameln

In diesem Szenario wird angenommen, dass ein Teil des entwässerten Klärschlamms per Lkw zur Trocknungsanlage Hameln transportiert und dort auf einen Trockensubstanzgehalt von min. 90% TR getrocknet wird. Anschließend erfolgt der Weitertransport per Bahn zur Monoverbrennungsanlage Hildesheim. Die Kläranlage Göttingen trocknet hier ihren Klärschlamm dezentral ebenfalls auf 90% TR und liefert diesen anschließend per Bahn nach Hildesheim. Die übrigen Klärschlammmengen werden direkt per Lkw zur Monoverbrennungsanlage

Hildesheim transportiert (nur entwässerte Klärschlamme), wo eine Trocknung auf 48% TR erfolgt. Die Verbrennung sämtlicher Klärschlämme findet in der Monoverbrennungsanlage Hildesheim statt (siehe Bild 26).

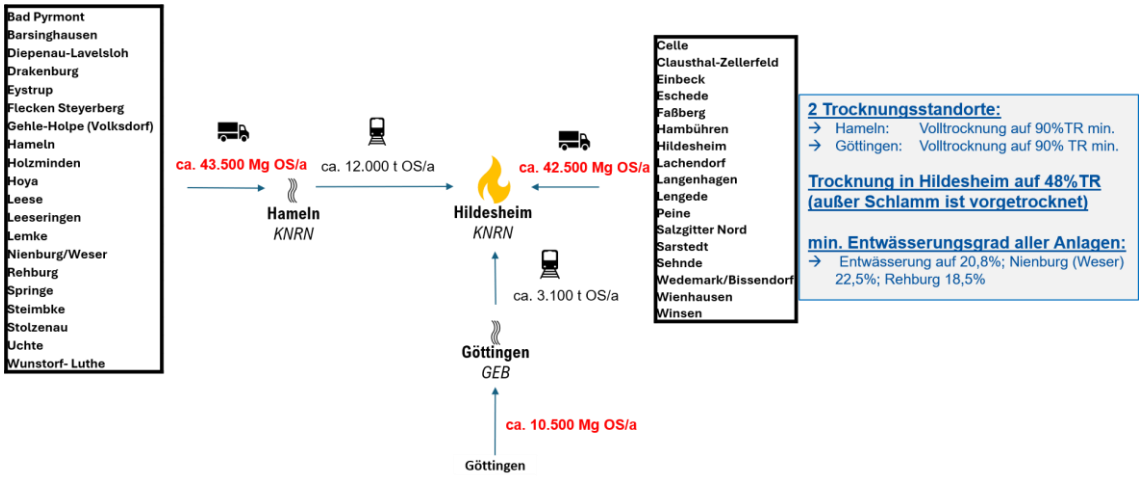


Bild 26: Übersicht Szenario 1 Trocknung Hameln

2. Trocknung Steyerberg

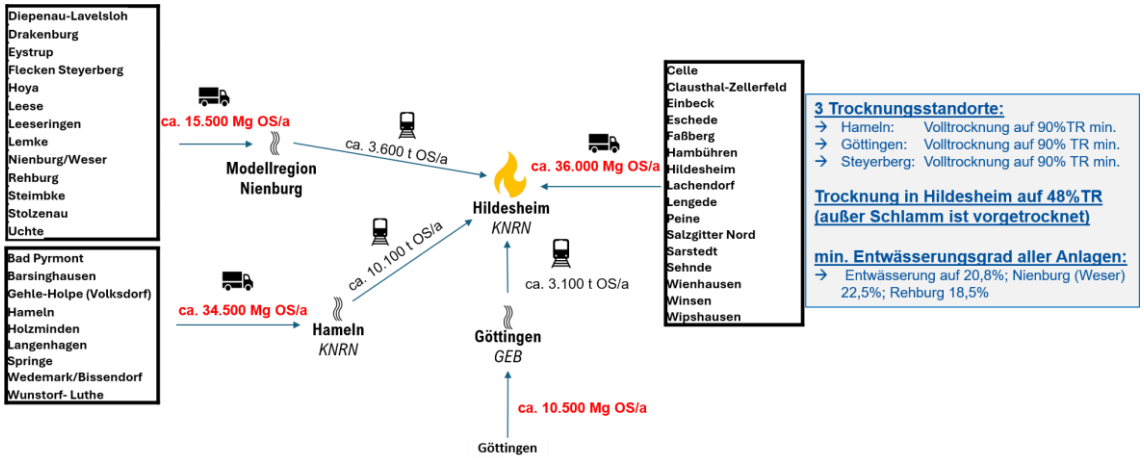


Bild 27: Übersicht Szenario 2 Trocknung Steyerberg

Dieses Szenario basiert auf Szenario 1. Der Klärschlamm aus dem Landkreis Nienburg wird jedoch nicht nach Hameln transportiert, sondern zunächst in einer eigenen regionalen Klärschlammtrocknung am Standort Steyerberg auf 90% TR getrocknet. Darüber hinaus können in diesem Fall aufgrund frei werdender Kapazitäten in Hameln zusätzliche Klärschlammmengen dort getrocknet werden. Dadurch verringert sich die in Hildesheim auf 48% TR zu trocknende Klärschlammmenge. Die Behandlung des Klärschlamms aus Göttingen bleibt in diesem Szenario unverändert (siehe Bild 27).

3. Faulung und Trocknung Steyerberg

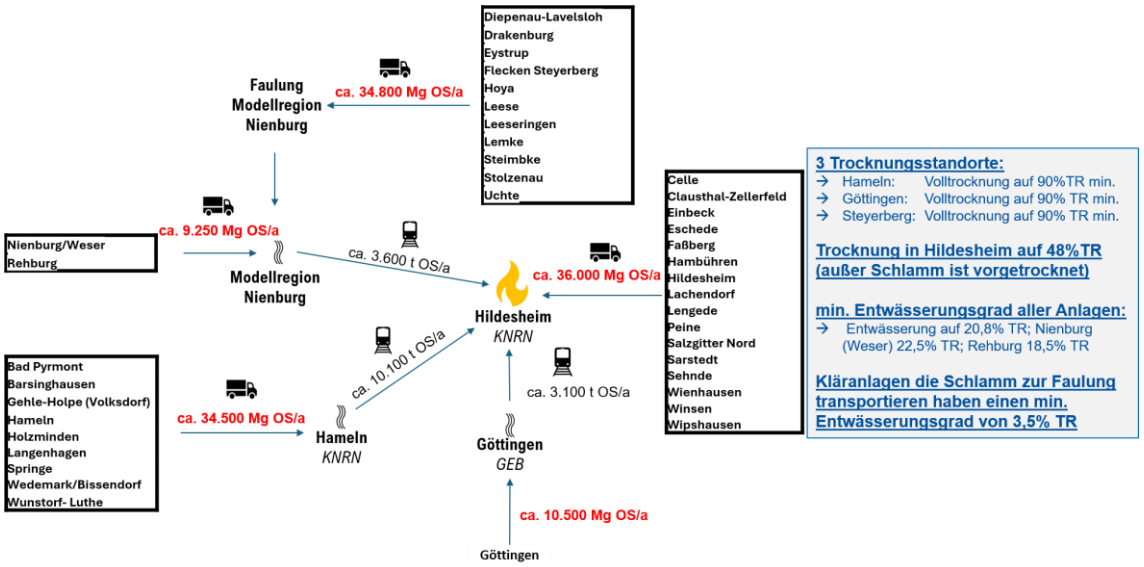


Bild 28: Übersicht Szenario 3 Faulung und Trocknung Steyerberg

Dieses Szenario baut auf Szenario 2 auf: Zusätzlich werden hier aber die Klärschlämme von elf Kläranlagen (aktuell ohne eigene Faulung) im Landkreis Nienburg zunächst einer zentralen Faulung in Steyerberg zugeführt. Nach der Faulung erfolgt eine Entwässerung sowie die anschließende Trocknung am Standort Steyerberg auf 90% TR. Die übrigen im Landkreis Nienburg anfallenden Klärschlämme werden ebenfalls in Steyerberg getrocknet. Der getrocknete Klärschlamm wird anschließend der Monoverbrennung in Hildesheim zugeführt (siehe Bild 28).

4. Faulung Steyerberg

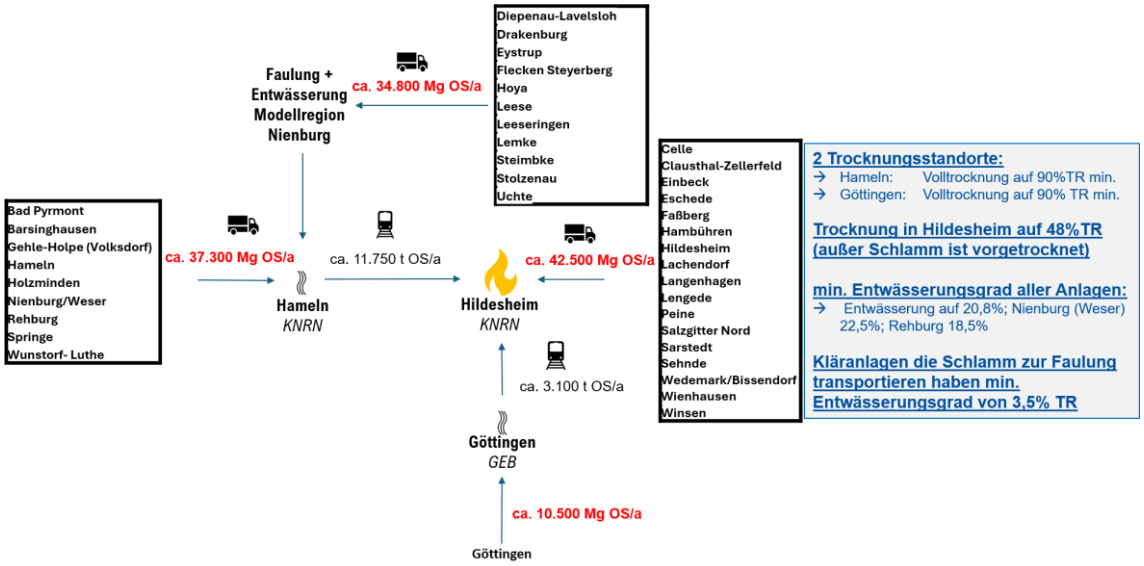


Bild 29: Übersicht Szenario 4 Faulung Steyerberg

Dieses Szenario entspricht weitgehend Szenario 1. Die Klärschlämme von elf Kläranlagen im Landkreis Nienburg werden jedoch zunächst zentral in Steyerberg gefault. Nach der Faulung erfolgt die Entwässerung des Schlamms. Anschließend wird der Klärschlamm zur Trocknungsanlage Hameln transportiert, dort auf 90% TR getrocknet und danach zur

Monoverbrennungsanlage Hildesheim weitergeleitet. Die Behandlung der übrigen Klärschlämme erfolgt entsprechend Szenario 1 (siehe Bild 29).

Ergebnisse Szenarien

Betrachtet werden hier zunächst die Auswirkungen der Konzeptentscheidungen in der Modellregion Nienburg auf den Gesamtverbund für die mögliche Auskopplung von Energie (Überschusswärme und Stromerzeugung) am Standort der Klärschlammverbrennungsanlage in Hildesheim im Jahresverlauf (siehe Bilder 30-33).

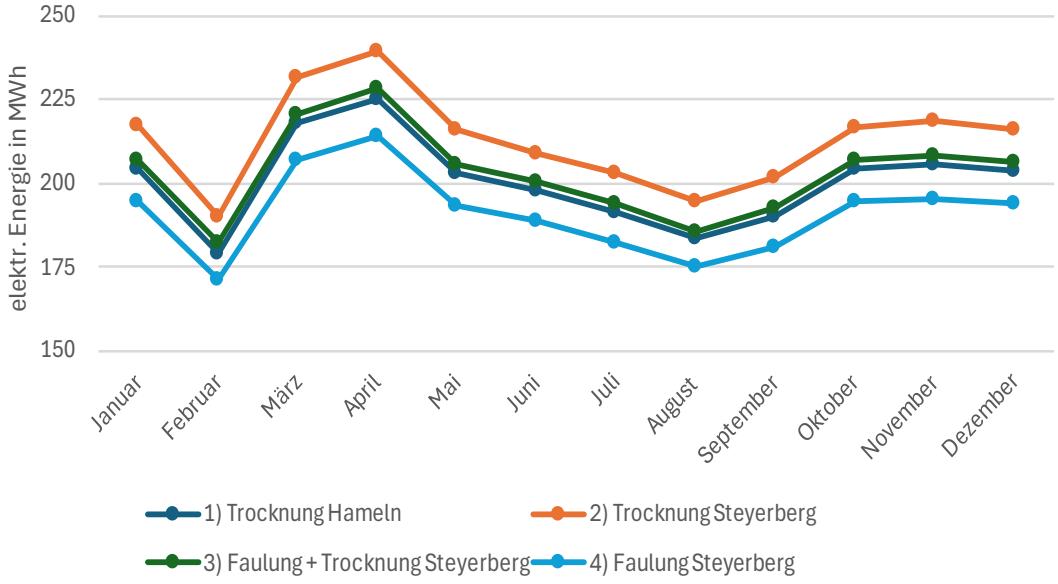


Bild 30: Einfluss der Konzeptauswahl Modellregion Nienburg - Energieauskopplung Strom in der Klärschlammverbrennung in Hildesheim (Monatswerte)

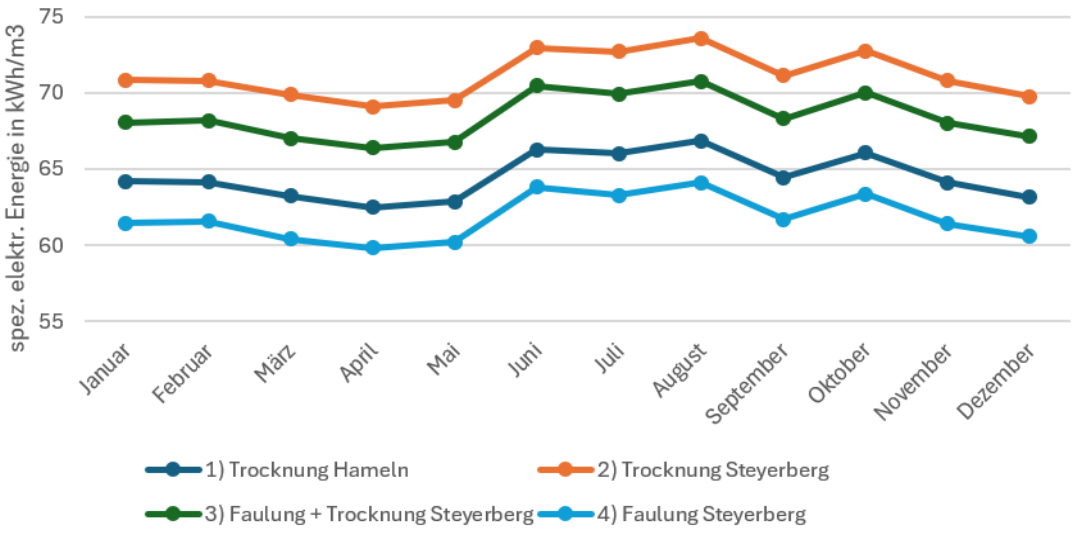


Bild 31: Einfluss der Konzeptauswahl Modellregion Nienburg - spez. Energieauskopplung Strom pro Klärschlammmenge in der Klärschlammverbrennung in Hildesheim (Monatswerte)

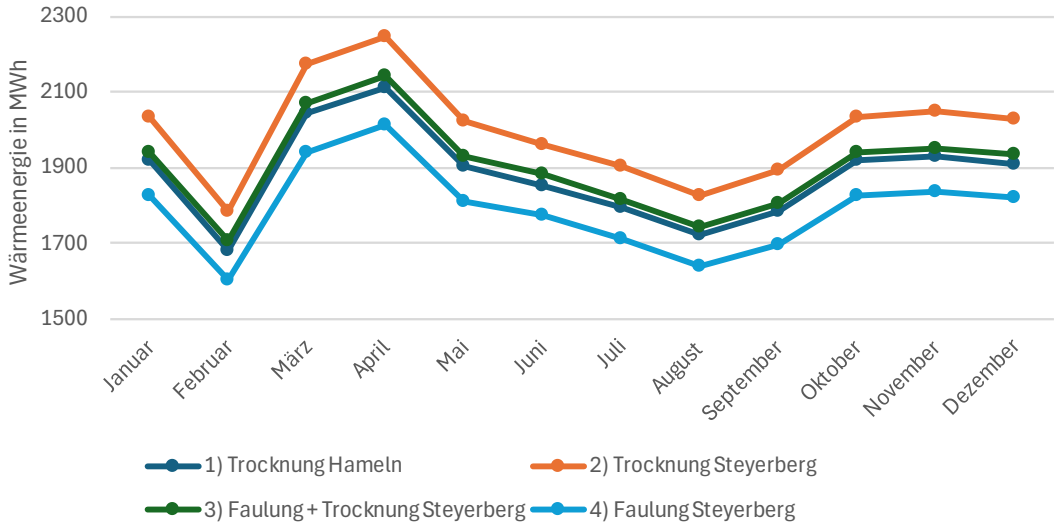


Bild 32: Einfluss der Konzeptauswahl Modellregion Nienburg - Energieauskopplung Wärme in der Klärschlammverbrennung in Hildesheim (Monatswerte)

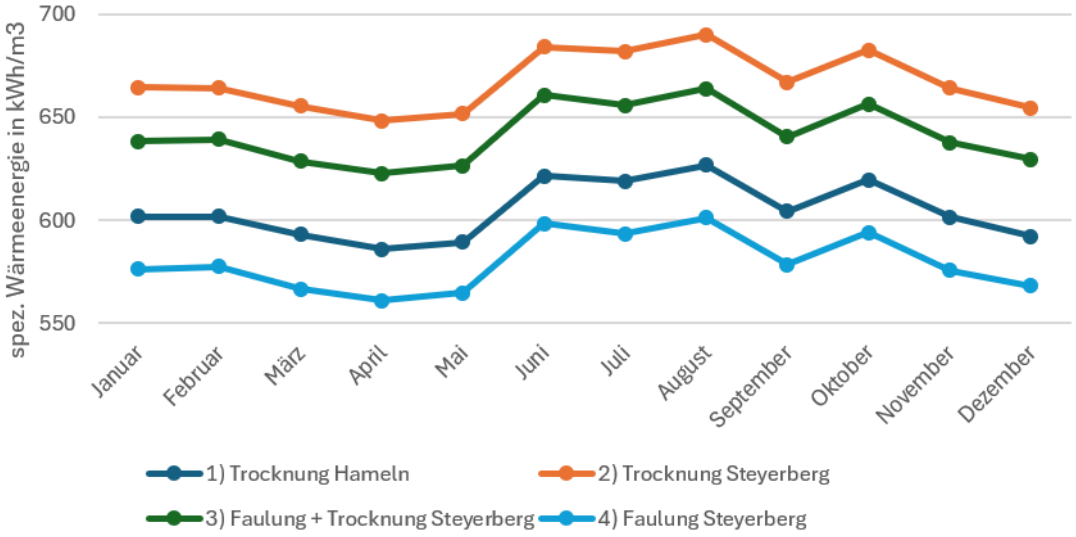


Bild 33: Einfluss der Konzeptauswahl Modellregion Nienburg - spez. Energieauskopplung Wärme pro Klärschlammmenge in der Klärschlammverbrennung in Hildesheim (Monatswerte)

Der Vergleich des Potentials zur Energieauskopplung an der Klärschlammverbrennung zeigt über alle Monate hinweg, dass das Szenario „Trocknung Steyerberg“ die höchste Energieauskopplung aufweist, während das Szenario „Faulung Steyerberg“ die geringste Energieauskopplung ermöglicht.

Die höhere Energieauskopplung im Szenario „Trocknung Steyerberg“ ist darauf zurückzuführen, dass in diesem Szenario mehr Schlämme auf einen Trockensubstanzgehalt von 90% getrocknet und anschließend dem Verbund zugeführt werden. Im Vergleich zu einer Trocknung auf lediglich 48% TS im Basisszenario muss somit weniger Wasser bei der Verbrennung erhitzt werden. Dies führt zu einer höheren Strom- und Wärmeauskopplung.

Das Szenario „Faulung Steyerberg“ weist hingegen die geringste Energieauskopplung bei der Monoverbrennung auf, da ein Abbau organischer Substanz während der Faulung stattfindet und die Energie bereits „vor Ort“ genutzt wird: Da bei der Faulung ein Teil der organischen

Trockensubstanz in Faulgas umgewandelt, wodurch sowohl die TS- als auch die oTS-Menge des verbleibenden Klärschlamms abnimmt und insbesondere die energiereichen organischen Bestandteile reduziert werden, sinkt der Heizwert des Schlamms und folglich auch das energetisch nutzbare Potenzial in der Monoverbrennung.

Die Ergebnisse der spezifischen Energieauskopplung bestätigen diesen Zusammenhang. Sowohl bei der spezifischen Strom- als auch bei der spezifischen Wärmeauskopplung erreicht das Szenario „Trocknung Steyerberg“ die höchsten Werte. Die spezifische Stromauskopplung liegt ganzjährig über dem Basisszenario. Die spezifische Wärmeauskopplung liegt ebenfalls deutlich über den Werten des Basisszenarios. Umgekehrt weist das Szenario „Faulung Steyerberg“ die niedrigsten spezifischen Energieerträge auf. Dies verdeutlicht, dass die Unterschiede nicht ausschließlich auf die behandelten Klärschlammmengen zurückzuführen sind, sondern maßgeblich durch den veränderten Heizwert und die Brennstoffqualität bestimmt werden.

Das Szenario „Faulung + Trocknung Steyerberg“ liegt zwischen diesen beiden Extremen. Während die Trocknung in Steyerberg weiterhin hohe Energieauskopplungen ermöglicht, wirkt sich die vorgeschaltete Faulung durch die Verringerung von TS, oTS und Heizwert negativ auf das energetische Potenzial aus. Dadurch liegen die Energieauskopplungen des kombinierten Szenarios unter denen der ausschließlichen Trocknung, aber oberhalb des reinen Faulungsszenarios.

Die im Jahresverlauf erkennbaren Schwankungen der Strom- und Wärmeauskopplung sind auf die monatlich variierenden Klärschlammmengen und deren stoffliche Zusammensetzung zurückzuführen. Da die Energieauskopplung unmittelbar vom zugeführten Brennstoffstrom und dessen Heizwert abhängt, führen höhere Klärschlammmengen beziehungsweise höhere Anteile organischer Trockensubstanz zu einer erhöhten Strom- und Wärmeerzeugung in der Monoverbrennung. Darüber hinaus wirken sich saisonale Unterschiede in den Abwassermengen auf die anfallenden Klärschlammmengen aus. Niederschlagsereignisse, Fremdwasserzuflüsse sowie jahreszeitlich schwankende Belastungen der Kläranlagen beeinflussen die Schlammerzeugung und damit die dem Verbund zur Verfügung stehende Brennstoffmenge.

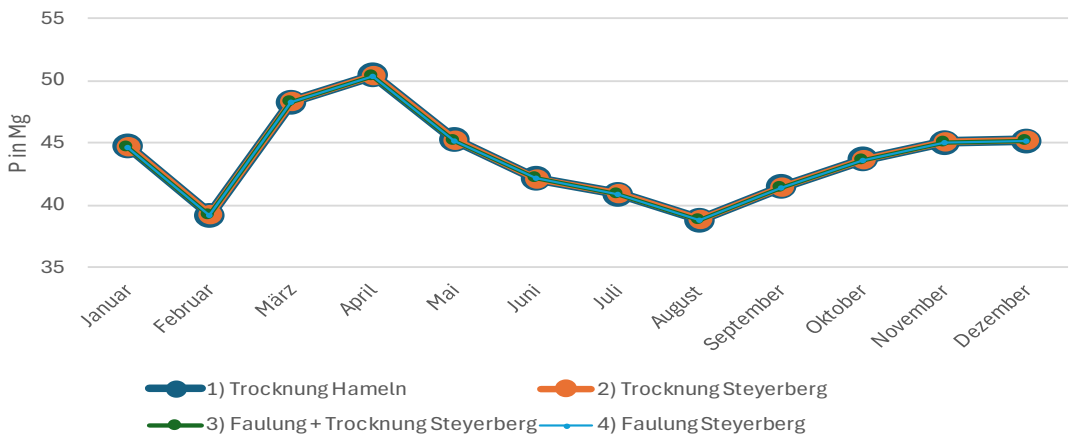


Bild 34: Einfluss der Konzeptauswahl Modellregion Nienburg - Phosphorfracht pro Klärschlammmenge im Schlamm (Monatswerte)

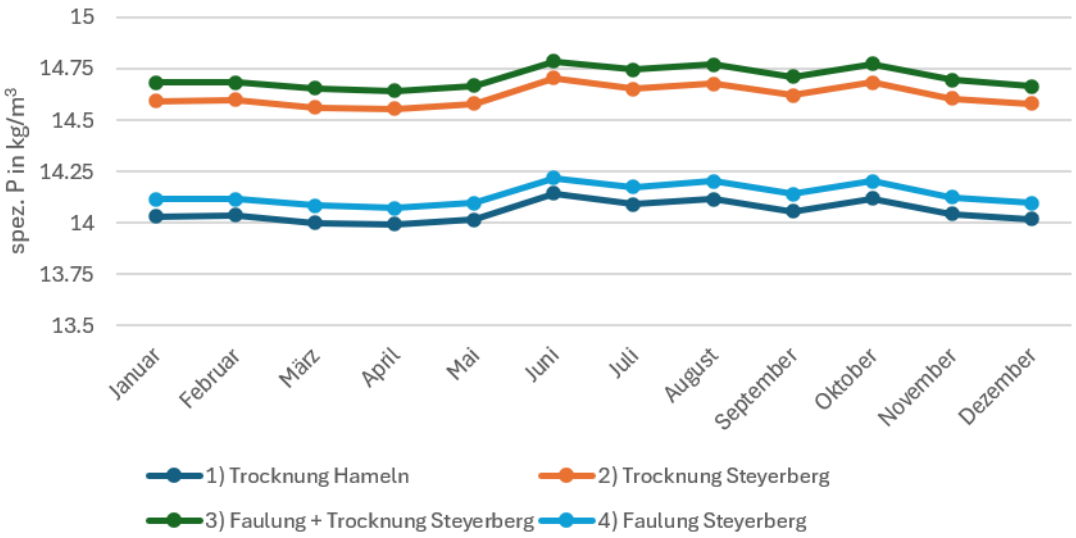


Bild 35: Einfluss der Konzeptauswahl Modellregion Nienburg – spez. Phosphorfracht im Schlamm (Monatswerte)

Die Phosphorfracht im Klärschlamm (siehe Bilder 34 und 35) unterscheidet sich zwischen den betrachteten Szenarien nur geringfügig. Die Konzeptentscheidung zwischen Faulung, Trocknung oder einer Kombination beider Verfahren hat unter den getroffenen Modellannahmen keinen nennenswerten Einfluss auf die insgesamt für die Phosphorrückgewinnung verfügbare Phosphormenge.

Eine Faulung führt zwar zum Abbau organischer Substanz und damit zu einer Verringerung der Schlammmasse, der Phosphor verbleibt jedoch weitgehend im Klärschlamm. Dadurch kann sich die spezifische Phosphorfracht erhöhen, während die absolute Phosphorfracht nahezu unverändert bleibt.

Die dargestellten Unterschiede sind dabei wesentlich durch die im Modell hinterlegten Annahmen zu Verfahrens- und Betriebsweise bestimmt. Reale Betriebsbedingungen können zu abweichenden Phosphorströmen führen. Eine weitergehende Betrachtung der zeitlichen Schwankungen und der Bedeutung aktueller Betriebsdaten erfolgt in Kapitel 3.4.3.

Die wirtschaftliche Bewertung erfolgt hier aus einer neutralen Gesamtsystemsicht. Hierfür werden die in den jeweiligen Szenarien anfallenden Jahreskosten (Invest, Betrieb) unabhängig davon gegenübergestellt, bei welchem Akteur diese tatsächlich entstehen (Bild 36). Dieser Ansatz ermöglicht einen einheitlichen Vergleich der verschiedenen Verwertungskonzepte, bildet jedoch die späteren Finanzierungsansätze innerhalb des Verbundes nicht ab. Für eine Investitionsentscheidung ist insbesondere zu berücksichtigen, wer die zusätzlichen Aufwendungen trägt und wie die durch einzelne Maßnahmen entstehenden Vorteile innerhalb des Verbundes berücksichtigt werden. Im Fall einer Faulung in der Region Nienburg würden die Investitions- und Betriebskosten voraussichtlich bei den beteiligten Anlagen beziehungsweise der Modellregion anfallen. Bei einer zusätzlichen Trocknung sind dagegen unterschiedliche Modelle denkbar: So könnte die Modellregion die Trocknung selbst finanzieren und im Gegenzug von geringeren Entsorgungs- beziehungsweise Verwertungskosten profitieren.

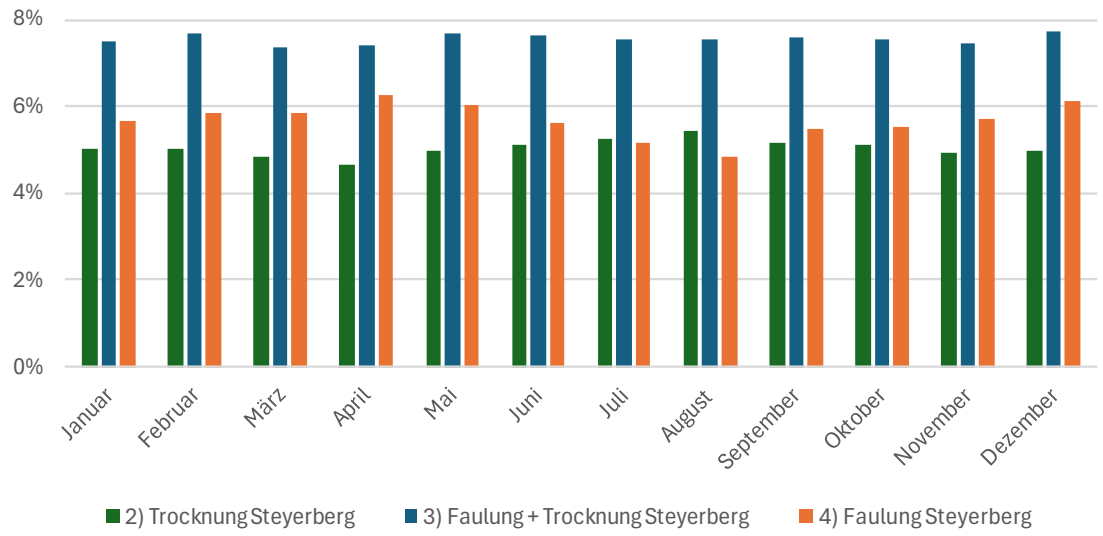


Bild 36: Einfluss der Konzeptauswahl Modellregion Nienburg – Prozentuale Veränderung der Jahreskosten im Vergleich zum Basisszenario

Alternativ könnte eine Trocknungsanlage durch den Gesamtverbund finanziert werden, wenn durch die weitergehende Trocknung Vorteile für die nachfolgenden Verwertungsstufen beziehungsweise den Gesamtverbund entstehen. Diese Finanzierungs- und Verrechnungsmodelle sind in der nachfolgenden Gegenüberstellung zunächst nicht berücksichtigt. Die dargestellten Kosten sind daher als Gesamtkostenansatz zu verstehen. Für eine weitergehende wirtschaftliche Bewertung wäre ergänzend zu untersuchen, wie sich die Entsorgungs- beziehungsweise Verwertungskosten für die Modellregion gegenüber dem Referenzfall verändern. Hierzu könnte beispielsweise ein spezifischer Entsorgungspreis je Tonne Klärschlamm beziehungsweise Trockensubstanz angesetzt und für die einzelnen Szenarien lediglich die Veränderung gegenüber dem Referenzfall ausgewiesen werden.

Die höchsten Jahreskosten ergeben sich im Szenario „Faulung + Trocknung Steyerberg“. Die spezifischen Betriebskosten liegen hier mit rund 7,4 bis 7,8% über denen des Basisszenarios. Die niedrigste Kostensteigerung weist das Szenario „Trocknung Steyerberg“ mit etwa 4,6 bis 5,4% auf. Bei der Interpretation ist zu berücksichtigen, dass mögliche Erlöse beziehungsweise Kosteneinsparungen durch die zusätzliche Faulgasproduktion bislang nicht einbezogen wurden. Der wirtschaftliche Nutzen der Faulung wird dadurch in der vorliegenden Betrachtung tendenziell unterschätzt.

Der Anstieg der Betriebskosten im Szenario „Faulung + Trocknung Steyerberg“ ist auf die zusätzliche Prozesskette zurückzuführen. Neben den Kosten für die Trocknung fallen Aufwendungen für den Betrieb der Faulungsanlage sowie die anschließende Entwässerung des ausgefaulten Schlamms an. Darüber hinaus wird ein größerer Teil des Schlamms auf einen Trockensubstanzgehalt von 90% getrocknet. Da hierbei deutlich mehr Wasser entfernt werden muss als bei einer Entwässerung beziehungsweise Trocknung auf 48% TS, steigen die Betriebsaufwendungen zusätzlich an. Dies betrifft insbesondere die Klärschlämme, die im Referenzfall der Behandlung in Hildesheim zugeführt würden, bei einer Trocknung in Steyerberg jedoch einer weitergehenden Trocknung zugeordnet werden.

Das Szenario „Faulung Steyerberg“ weist geringere Betriebskosten auf als die Kombination aus Faulung und Trocknung, liegt jedoch weiterhin oberhalb der reinen Trocknungsszenarien. Ursache sind die zusätzlichen Kosten für Faulung und Entwässerung, während die energie- und kostenintensive Trocknung auf 90% TS entfällt.

Die niedrigsten Betriebskosten ergeben sich bei der ausschließlichen Trocknung in Steyerberg. Obwohl hier höhere Trocknungsleistungen erforderlich sind, entfallen die zusätzlichen Verfahrensschritte der Faulung und der damit verbundenen Schlammbehandlung. Die geringere technische Komplexität führt insgesamt zu niedrigeren laufenden Betriebskosten. Aufgrund der zusätzlichen Bewirtschaftung einer weiteren Trocknungsanlage liegen die Kosten jedoch weiterhin oberhalb des Basisszenarios.

Die im Jahresverlauf erkennbaren Schwankungen der spezifischen Betriebskosten sind gering und lassen sich hauptsächlich durch die monatlich variierenden Klärschlammmengen erklären. Da viele Betriebskosten direkt von den behandelten Schlammfrachten abhängen, verändern sich die spezifischen Kosten mit der Auslastung der Anlagen. Da die Schlammfrachten in allen Szenarien denselben saisonalen Mustern folgen, weisen auch die Betriebskosten einen vergleichbaren Jahresgang auf.

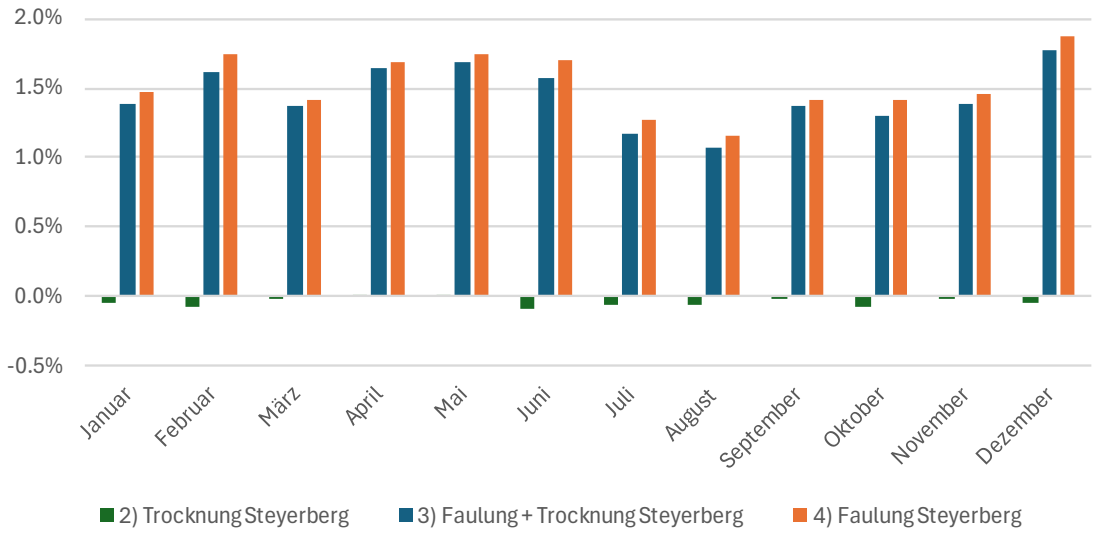


Bild 37: Einfluss der Konzeptauswahl Modellregion Nienburg – Prozentuale Veränderung des GWP ohne Gutschriften im Vergleich zum Basisszenario

Vergleicht man die Werte des GWP ohne Berücksichtigung von Gutschriften aus der Energieauskopplung (Bild 37), zeigen sich die geringsten Umweltwirkungen für das Szenario „Trocknung Steyerberg“, während die höchsten Werte für das Szenario „Faulung Steyerberg“ ermittelt werden. Die Kombination aus Faulung und Trocknung in Steyerberg liegt zwischen diesen beiden Extremen.

Das höhere GWP des Szenarios „Faulung Steyerberg“ ist auf die zusätzlichen Verfahrensschritte der Faulung und der nachgeschalteten Entwässerung zurückzuführen. Für den Betrieb dieser Aggregate werden zusätzliche Energie- und Betriebsmittel benötigt, wodurch die prozessbedingten Treibhausgasemissionen ansteigen.

Das Szenario „Trocknung Steyerberg“ weist ein geringeres GWP als das Basisszenario auf. Ursache hierfür sind die geringeren Transportaufwendungen innerhalb des Verbundes. Durch die geänderte Zuordnung der Stoffströme können Transportemissionen reduziert werden.

Das Szenario „Faulung + Trocknung Steyerberg“ vereint die Effekte beider Szenarien. Einerseits erhöhen Faulung und Entwässerung die prozessbedingten Emissionen, andererseits können durch die optimierten Stoffströme Transportemissionen reduziert werden. Dadurch liegt das GWP zwar oberhalb der reinen Trocknungsvariante, jedoch unter denen des Szenarios „Faulung Steyerberg“.

Die monatlichen Schwankungen des GWP sind auf die im Jahresverlauf variierenden Klärschlammmengen zurückzuführen. In Monaten mit höheren Schlammmengen wird mehr Schlamm in der Monoverbrennung verbrannt, wodurch die Emissionen steigen. Da alle Szenarien auf denselben monatlichen Schlammanfallsmengen basieren, unterscheiden sich zwar die absoluten GWP-Niveaus, die Verläufe über das Jahr bleiben aber weitgehend identisch.

Fazit Szenarioanalyse Konzeptauswahl Modellregion Nienburg

Die Konzeptauswahl in einer einzelnen Region, wie hier der Modellregion Nienburg**, hat deutliche Auswirkungen auf die Energieauskopplungspotenziale der Verbrennung im Gesamtverbund.** Eine stärkere Trocknung erhöht den energetischen Nutzen des Klärschlamms und damit die Energieausbeute in Hildesheim. Eine vorgelagerte Faulung reduziert dagegen das verbleibende energetische Potenzial für die Monoverbrennung. Auch Schwankungen der Schlammmenge und des Heizwertes in der Modellregion wirken sich im Jahresverlauf erkennbar auf den Gesamtverbund aus. Für die Phosphorfracht ergeben sich in der vorliegenden Betrachtung keine wesentlichen Unterschiede. **Ein Einfluss auf das Treibhauspotenzial ist ebenfalls erkennbar, fällt im Vergleich zu den energetischen Auswirkungen jedoch geringer aus**.

Für die wirtschaftliche Bewertung ist entscheidend, wie Kosten und Nutzen innerhalb des Verbundes verteilt werden. Insbesondere regionale Investitionen in Faulung und Trocknung können erheblich sein. Von einer weitergehenden Trocknung profitiert jedoch auch der Gesamtverbund, da der höhere Heizwert die energetische Nutzung verbessert und damit die Kosten der Monoverbrennung beeinflusst.

In der vorliegenden Gesamtverbundbetrachtung zeigt die Trocknung in Steyerberg die günstigsten Auswirkungen auf Energieausbeute, Klimawirkung und Kosten. Eine Faulung kann auf regionaler Ebene Vorteile durch Schlammstabilisierung und Faulgasnutzung bieten, reduziert jedoch das anschließend in der Monoverbrennung nutzbare energetische Potenzial.

3.4.3 Szenarioanalyse zur Identifizierung und Einordnung relevanter Einfluss und Steuerungsgrößen mit Fokus Bewirtschaftung Gesamtverbund

Ziel dieser Szenarioanalyse ist es, wesentliche Einflussgrößen für die Bewirtschaftung des Gesamtverbundes zu untersuchen und deren Relevanz sowie Eignung als Steuerungsgrößen zu bewerten. Dabei wurde betrachtet, welchen Einfluss jahreszeitliche Schwankungen von

a) Schlammanfall (Menge), b) Heizwert (über die oTS-Konzentration) und c) P-Fracht auf den einzelnen Kläranlagen auf den Gesamtverbund haben.

Es wurden Bewertungskriterien definiert und für die Szenarien ermittelt, die eine ganzheitliche Beurteilung der Szenarien ermöglichen. Dazu zählen insbesondere entstehende Jahreskosten (Invest, Betrieb), das GWP (CO_2e-Emissionen), das Energieauskopplungspotential an der Klärschlammverbrennungsanlage (Wärme- und Stromüberschuss) und die Phosphorfracht im Schlamm als Maß für das P-Rückgewinnungspotential. Es wurden Schlammdaten des Jahres 2021 als Datengrundlage verwendet. Die Szenarien wurden mit Hilfe des OptiNETZ-Tools #plan berechnet und ausgewertet.

Tabelle 9: Übersicht Szenarioanalyse

Einflussgröße	Untersuchte Szenarien	Bewertungsgrößen
Einfluss monatlicher Schwankungen Schlammmenge	Jahresgang Schlamminput Gesamtverbund	Energieauskopplung, Phosphorfracht: P-Rückgewinnungspotential, GWP, Kosten
Einfluss monatlicher Schwankungen oTS	keine Saisonalen Schwankungen oTS vs. saisonale Schwankungen oTS	Energieauskopplung, GWP, Kosten
Einfluss monatlicher Schwankungen P-Fracht	keine Saisonalen Schwankungen P vs. saisonale Schwankungen P	Phosphorfracht im Klärschlamm: P-Rückgewinnungspotential
Einfluss Flexibilisierung Verwertungswege	keine landwirt. Verwertung; saisonal landwirt. Verwertung Schlamm der Modellregion NI; landwirt. Verwertung für KAs <50.000 EW	Energieauskopplung, Phosphorfracht: P-Rückgewinnungspotential, GWP, Kosten

3.4.3.1 Jahresgang Schlamminput

Im Folgenden betrachtet wird der Einfluss einer über das Jahr schwankenden Klärschlammmenge auf: a) die aus der Klärschlammmonoverbrennung resultierende mögliche Energieauskopplung in Form von Strom und Wärme, b) die Auswirkungen auf die Phosphorfracht in der Gesamtmenge Klärschlamm bzw. das gesamte enthaltene P-Rückgewinnungspotential (100%), c) die für dieses Szenario ermittelten potentiellen Treibhausgasemissionen sowie d) die ermittelten jeweiligen Jahreskosten. Dieses Szenario dient als Referenz (Basisszenario) für die folgenden Szenarien (Einfluss von Schwankungen oTS/Heizwert, Schwankungen P-Konzentration/Fracht im Schlamm).

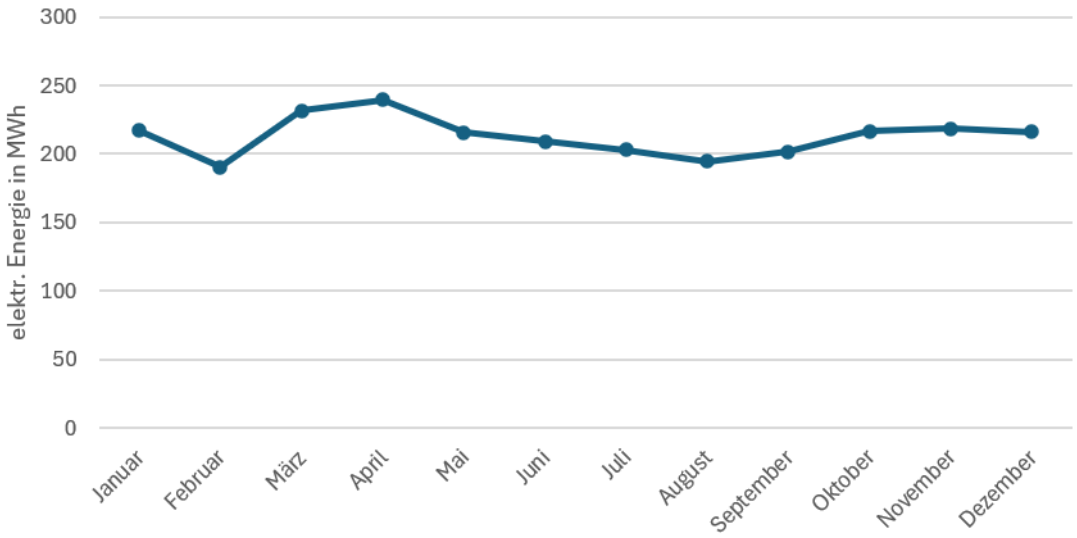


Bild 38: Szenario: Jahresgang Schlamminput - Energieauskopplung Strom (Monatswerte)

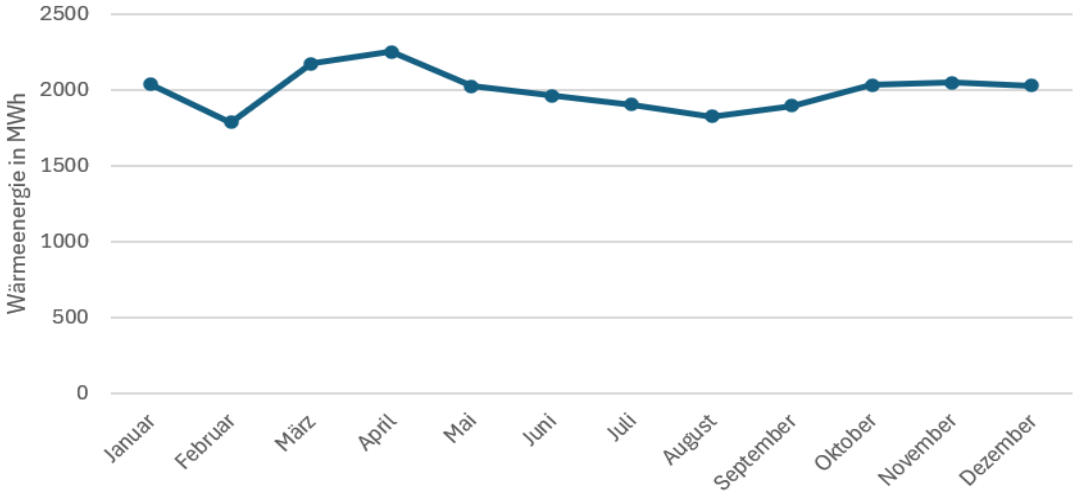


Bild 39: Szenario: Jahresgang Schlamminput - Energieauskopplung Wärme (Monatswerte)

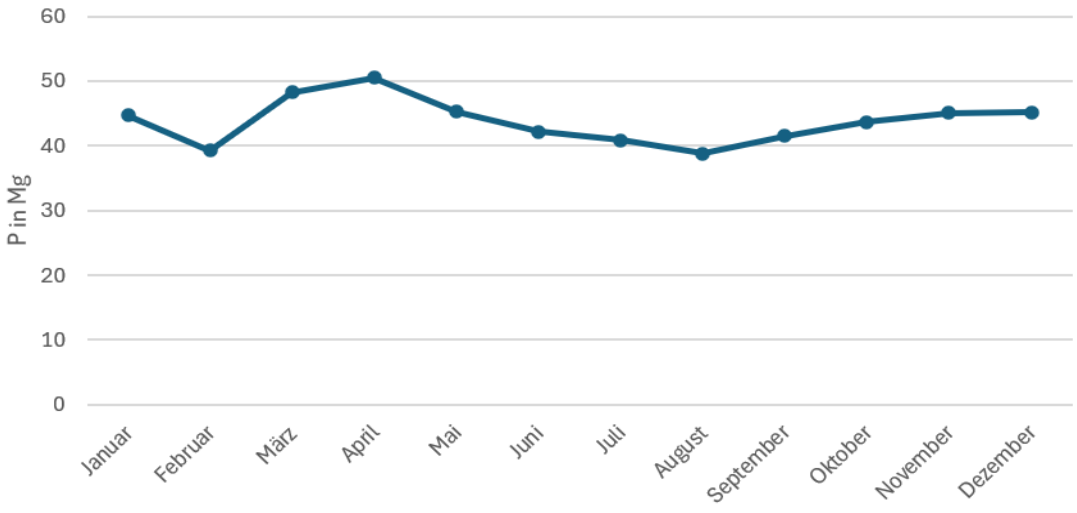


Bild 40: Szenario: Jahresgang Schlamminput - Phosphorfracht im Schlamm (Monatswerte)

Die höchste Energieauskopplung wird hier im April erreicht (Bild 38, Bild 39). Dies ist auf den in diesem Monat höchsten Klärschlamm-Input in den Gesamtverbund zurückzuführen, wodurch der Monoverbrennung die größte Brennstoffmenge zur Verfügung steht. Demgegenüber wird die geringste Energieauskopplung im August erzielt, da in diesem Monat die niedrigsten Klärschlammmengen anfallen. **Der Verlauf der Energieauskopplung folgt damit unmittelbar dem Jahresgang des Klärschlamm-Inputs in den Gesamtverbund** und ist ein wesentlicher Einflussfaktor und damit auch **eine Steuergröße für eine optimierte Bewirtschaftung im Verbund** mit Blick auf einen energieoptimierten Betrieb der Verbrennung.

Zur Einschätzung des Phosphorrückgewinnungspotenzials aus der Klärschlammasche werden die Phosphorgehalte im Schlamm herangezogen wie im Folgenden dargestellt (Bild 40).

Auch hier zeigt sich ein direkter Zusammenhang zwischen Schlamminput und Phosphorfracht. Die höchste Phosphorfracht wird ebenfalls im April erreicht, da in diesem Monat die größten Klärschlammmengen im Gesamtverbund anfallen. Demgegenüber weist der August aufgrund des geringsten Schlamminputs die niedrigste Phosphorfracht auf. Der Jahresgang der Phosphorfracht folgt damit ebenfalls unmittelbar dem Verlauf der dem Gesamtverbund zugeführten Klärschlammmengen. Die Klärschlammmenge ist somit auch eine Steuerungsgröße für das P-Rückgewinnungspotential in den sich anschließenden Rückgewinnungsverfahren aus der Klärschlammasche.

Zur Beurteilung der Umweltwirkungen wurden die resultierenden Treibhausgasemissionen in Form von CO_2-Äquivalenten bilanziert. Dabei wurden sowohl direkte Emissionen aus der Behandlung als auch indirekte Effekte aus Transport und Energieerzeugung berücksichtigt. In Bild 41 sind die jeweiligen monatlichen Anteile am errechneten GWP pro Jahr dargestellt.

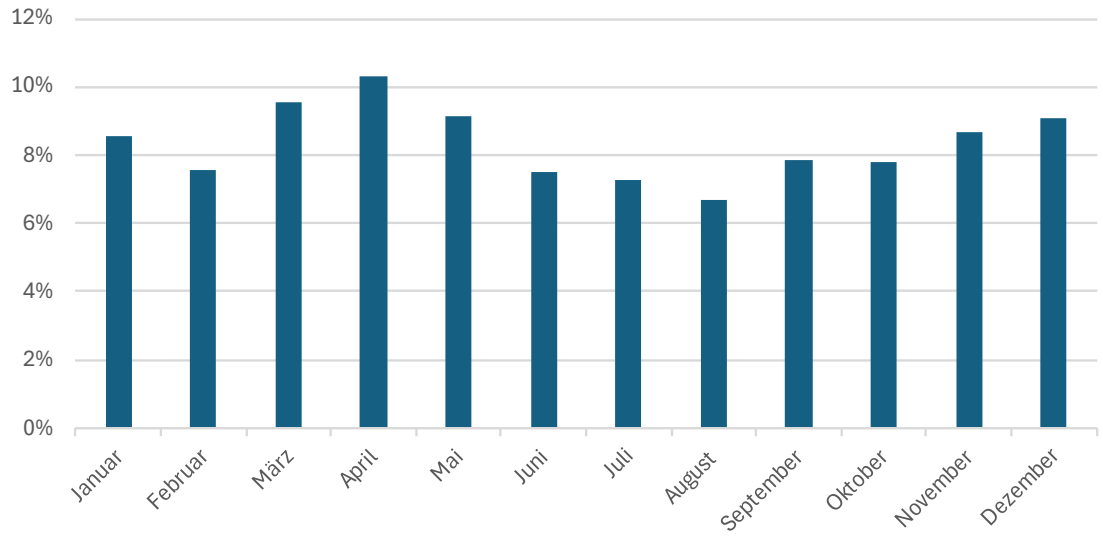


Bild 41: Szenario: Jahresgang Schlamminput - Prozentualer Anteil des spezifischen GWP pro Monat am Jahres-GWP

In diesem Szenario weisen insbesondere die Monate März und April die höchsten spezifischen GWP-Werte auf. Ursache hierfür sind erneut die erhöhten Klärschlammmengen in diesen Monaten, wodurch auch die transportierten, getrockneten und thermisch behandelten Schlammfrachten ansteigen. Die damit verbundenen Prozess- und Transportaufwendungen führen zu

höheren Treibhausgasemissionen. Im Gegensatz dazu weisen die Monate Juli und August aufgrund des geringeren Schlammanfalls die niedrigsten spezifischen GWP-Werte auf.

Abschließend werden die entlang der Prozesskette anfallenden Jahreskosten betrachtet. In Bild 42 sind die monatlichen Anteile an den gesamten Jahreskosten dargestellt.

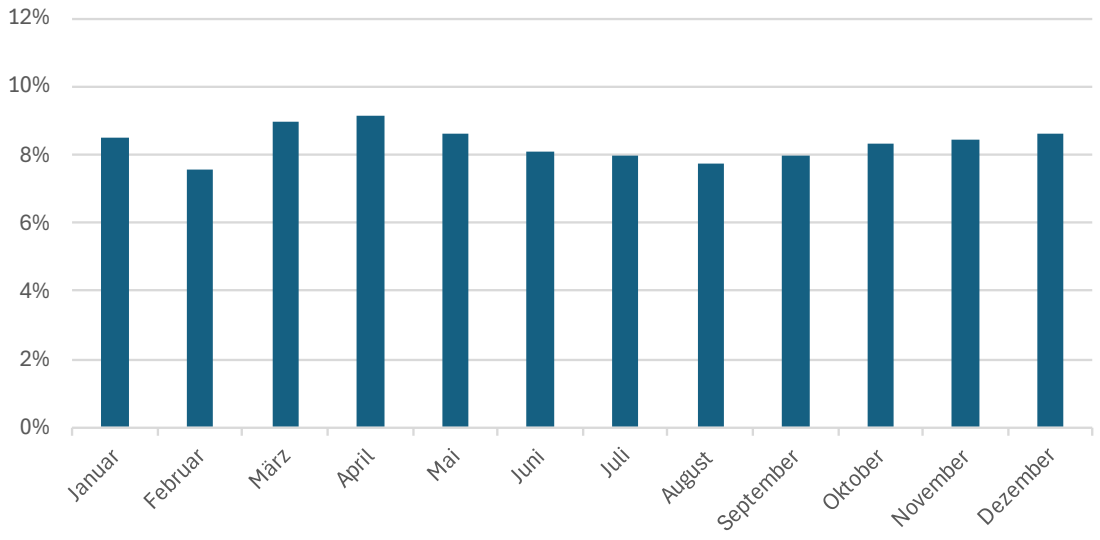


Bild 42: Szenario: Jahresgang Schlamminput – Prozentualer Anteil der spezifischen Betriebskosten pro Monat an den Jahreskosten

Die Entwicklung der spezifischen Betriebskosten folgt ebenfalls dem Jahresgang des Schlamminputs. Die höchsten Werte ergeben sich für die Monate März und April, da bei erhöhtem Klärschlammanfall größere Mengen transportiert, behandelt, getrocknet und thermisch verwertet werden müssen. Die damit verbundenen Aufwendungen führen zu höheren Betriebskosten.

Fazit Szenarioanalyse „Jahresgang Schlammmenge“

Während ein höheres Schlammaufkommen das Potenzial zur Strom- und Wärmeerzeugung sowie zur Phosphorrückgewinnung erhöht, steigen gleichzeitig die für Transport, Behandlung und thermische Verwertung erforderlichen Aufwendungen. Daraus resultieren höhere Umweltwirkungen und Betriebskosten. Für die Auslegung und den Betrieb der Anlagen ist daher insbesondere die Bewältigung von Lastspitzen in Monaten mit hohem Schlammanfall von Bedeutung, da diese Monate sowohl die größten Potenziale als auch die höchsten Belastungen für das Gesamtsystem aufweisen.

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass **aus Sicht des Gesamtverbundes eine möglichst konstante Beschickung der Anlagen** anzustreben ist. Hierdurch können Lastspitzen reduziert, die Auslastung der vorhandenen Infrastruktur verbessert und die Potenziale zur Energiegewinnung sowie Phosphorrückgewinnung bestmöglich genutzt werden. Für die praktische Umsetzung ist daher die Schaffung ausreichender Speicher- und Pufferkapazitäten sowie eine verbundweite, gezielte Bewirtschaftung der Schlammströme sinnvoll, um saisonale Schwankungen des Klärschlammaufkommens auszugleichen und einen wirtschaftlich sowie ökologisch effizienten Anlagenbetrieb sicherzustellen.

3.4.3.2 Saisonale Schwankungen oTS

In diesem Szenario wird untersucht, welche Auswirkungen saisonale Schwankungen des organischen Trockensubstanzgehalts (oTS) und des daraus resultierenden Heizwerts (zusätzlich zu Schwankungen der Schlammmenge wie in 3.4.3.1) auf folgende Faktoren haben:

a) die aus der Klärschlammmonoverbrennung resultierende mögliche Energieauskopplung in Form von Strom und Wärme, b) die für dieses Szenario ermittelten potentiellen Treibhausgasemissionen sowie c) die ermittelten jeweiligen Jahreskosten. Die Schwankungen des oTS bzw. des Heizwerts des Schlamms führen hierbei zu keinen Änderungen der Phosphorfracht im Schlamm, die Betrachtung dieses Faktors ist daher hier ausgeklammert.

Für die Implementierung wurde ein Jahresgang für den oTS-Gehalt in den Inputdaten hinterlegt. Die Modellierung der Schwankungen erfolgt in Abhängigkeit von der Lufttemperatur, wobei höhere Temperaturen zu geringeren oTS-Gehalten führen. Grundlage hierfür bilden langjährige Temperaturmittelwerte des Deutschen Wetterdienstes (1991–2020) sowie funktionale Zusammenhänge aus dem Regelwerk DWA-A 368-1.

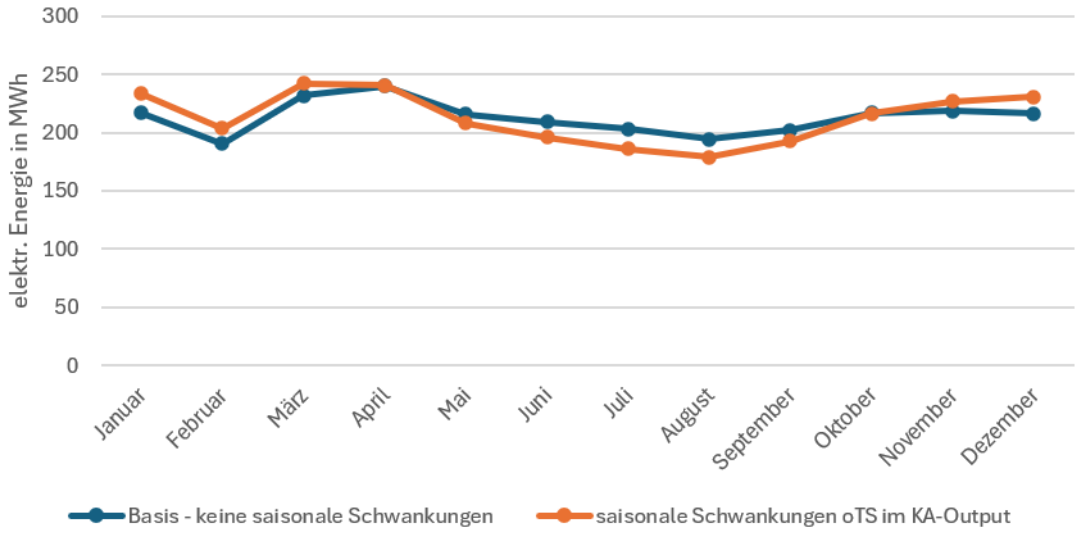


Bild 43: Szenario: Saisonale Schwankungen oTS – Energieauskopplung Strom (Monatswerte)

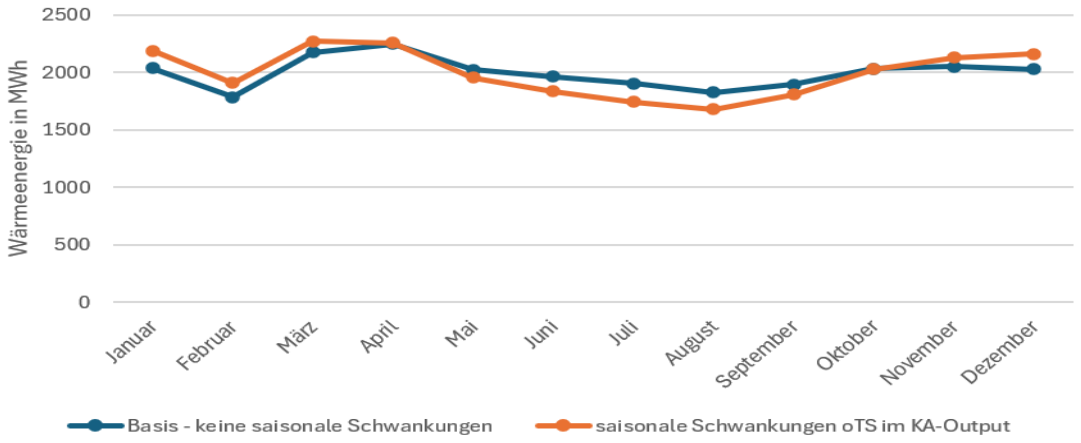


Bild 44: Szenario: Saisonale Schwankungen oTS – Energieauskopplung Wärme (Monatswerte)

oTS-Schwankungen führen dazu, dass die Energieauskopplung von Wärme und Strom in den „kalten Monaten“ größer und in den „warmen Monaten“ kleiner ist. Dies hängt damit zusammen, dass durch den geringeren oTS-Gehalt in bei warmen Temperaturen der Heizwert sinkt, und bei niedrigen Temperaturen der Heizwert somit steigt (Bild 43, Bild 44). Verglichen mit dem Einfluss der Schlammmenge selbst auf die Energieauskopplungspotentiale ist der zusätzliche Einfluss eines schwankenden oTS-Gehaltes aber eher gering (Bild 45).

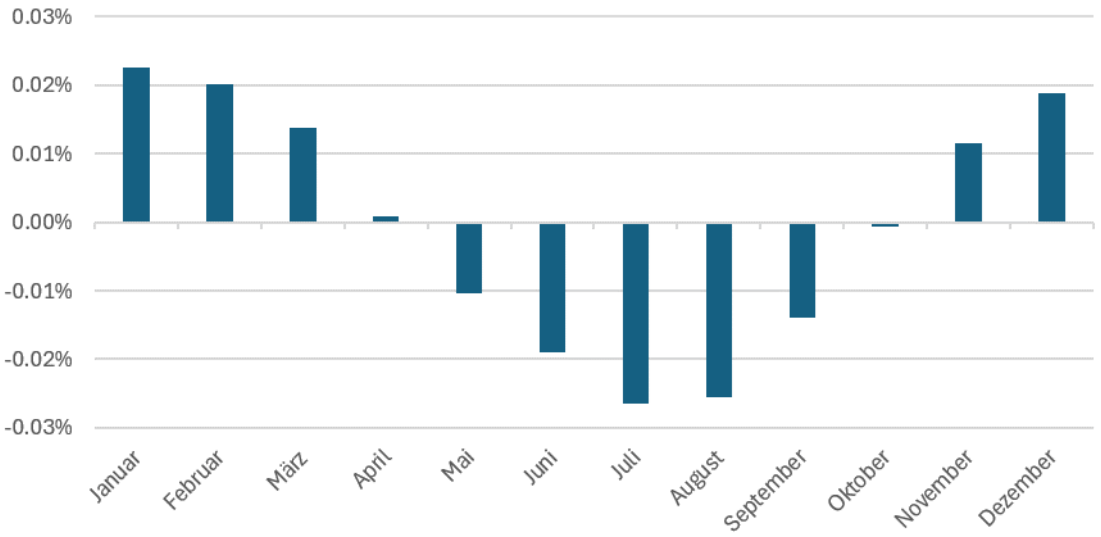


Bild 45: Szenario: Saisonale Schwankungen oTS – Prozentuale Veränderung des monatlichen GWP im Vergleich zum Basisszenario

Bei der Betrachtung des GWP zeigt sich in den Sommermonaten eine Verringerung des GWP gegenüber dem Basisszenario (Jahresgang Schlamminput), da geringere Klärschlammmengen anfallen, sodass weniger Schlamm transportiert, behandelt und thermisch verwertet werden muss. Dadurch sinken die direkten prozess- und transportbedingten Emissionen, was zu niedrigeren GWP-Werten führt, als wenn keine Schwankung des oTS vorherrscht. Insgesamt ist dieser Effekt aber sehr gering (Bild 46).

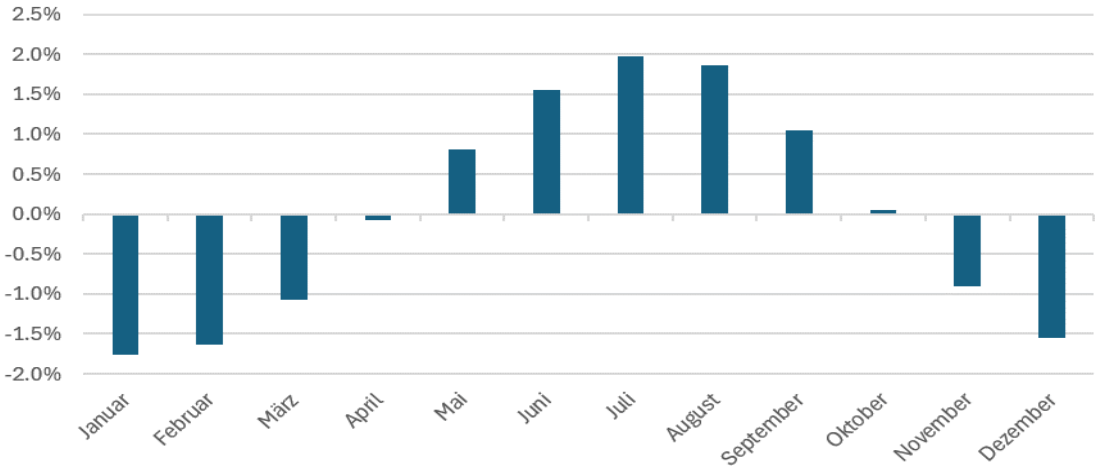


Bild 46: Szenario: Saisonale Schwankungen oTS – Prozentuale Veränderung der Monatskosten im Vergleich zum Basisszenario

Es wird deutlich, dass Schwankungen des oTS-Gehalts nur einen geringen Einfluss auf die Verteilung der Jahreskosten haben. Zwar verändern sie den Heizwert und damit die mögliche Energieauskopplung, der Kosteneffekt bleibt jedoch gering. Deutlich stärker wirken sich Schwankungen der Klärschlammmenge aus.

Fazit Szenarioanalyse „Saisonale Schwankungen oTS“

Insgesamt kann festgehalten werden: Die saisonalen Schwankungen des oTS-Gehalts beeinflussen den Heizwert des Klärschlamms und damit die Strom- und Wärmeauskopplung in der Monoverbrennung. Höhere oTS-Gehalte führen zu einer höheren Energieausbeute, niedrigere oTS-Gehalte entsprechend zu geringeren Energiegutschriften und höheren spezifischen Kosten. Im Vergleich zu den Schwankungen der Klärschlammmengen ist der Einfluss der oTS-Schwankungen auf die Ergebnisse jedoch deutlich geringer. **Der oTS-Gehalt beeinflusst direkt den Heizwert und damit die Brennstoffqualität und hat eine zusätzliche, aber nachrangige Wirkung auf Energieauskopplung, GWP und Kosten.**

3.4.3.3 Saisonale Schwankungen P

In diesem Szenario betrachtet wird der Einfluss saisonaler Schwankungen des Phosphorgehalts im Klärschlamm auf den Gesamtverbund. Zur Umsetzung wurde ein entsprechender Jahresgang für den Phosphorgehalt in die Eingangsdaten integriert, welcher auf den von den Kläranlagen gemeldeten minimalen und maximalen Phosphorfrachten basiert.

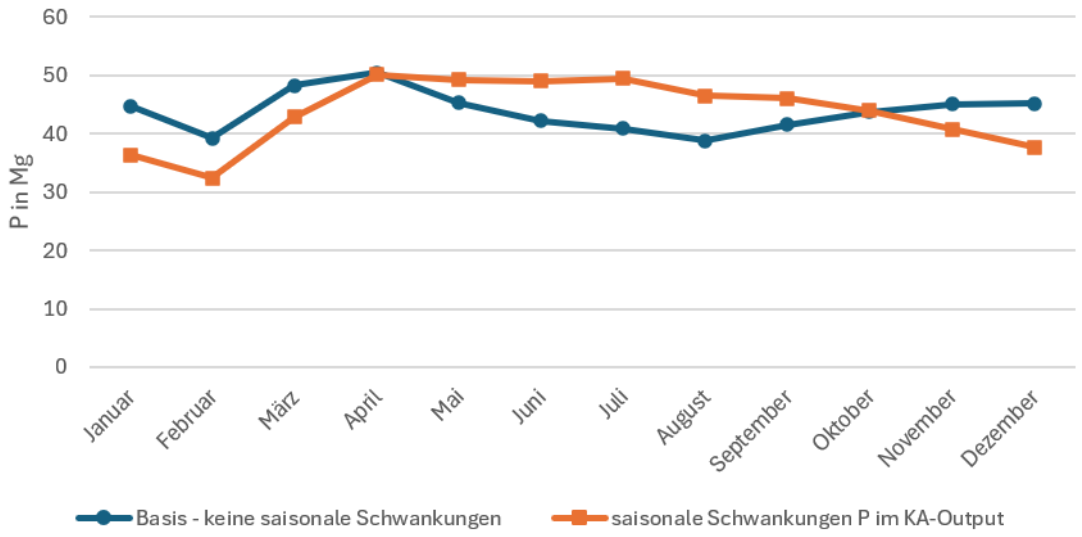


Bild 47: Szenario: Saisonale Schwankungen P - Phosphorfracht im Schlamm (Monatswerte)

Bild 47 zeigt die resultierende Phosphorfracht im Klärschlamm für das Basisszenario (Jahresgang Schlamminput) und für das Szenario mit zusätzlich saisonal schwankendem Phosphorgehalt. Während im Basisszenario die Phosphorfracht weitgehend dem Verlauf der Klärschlammmengen folgt, verändert sich dieser Zusammenhang bei Berücksichtigung saisonaler Schwankungen des Phosphorgehalts. In den Wintermonaten liegen die Phosphorfrachten unterhalb der Werte des Basisszenarios, während sie in den Sommermonaten höher ausfallen.

Ursache hierfür sind die höheren Phosphorkonzentrationen im Klärschlamm während der Sommermonate. Umgekehrt führen die geringeren Phosphorgehalte in den Wintermonaten trotz teilweise hoher Schlammfrachten zu einer reduzierten Phosphorfracht.

Die Ergebnisse zeigen, dass die dem Verbund zur Verfügung stehende Phosphormenge nicht allein durch das Klärschlammaufkommen bestimmt wird. Neben der Schlammmenge ist auch die P-Konzentration im Klärschlamm eine wesentliche Steuerungsgröße für die Bewirtschaftung des Gesamtverbundes hinsichtlich des P-Rückgewinnungspotenzials. Schwankungen der P-Konzentration führen dazu, dass sich die verfügbare P-Fracht im Jahresverlauf verschiebt. Verfahrenstechnische Maßnahmen, die die Bindung beziehungsweise Ausschleusung von Phosphor in den Klärschlamm beeinflussen, können daher gezielt genutzt werden, um die P-Fracht im Input der Verbrennung zu verstetigen (vgl. Schwerpunkt D). Damit wird die P-Konzentration zu einer relevanten Größe für die operative Bewirtschaftung des Gesamtverbundes.

Auf die Energieauskopplung haben Schwankungen des P-Gehalts dagegen keinen direkten Einfluss, da sie den organischen Anteil und damit den Heizwert des Klärschlamms nicht verändern. Entsprechend bleiben in der hier gewählten Systemgrenze auch GWP und Betriebskosten weitgehend unverändert. Dies gilt allerdings nur, solange die P-Rückgewinnung selbst nicht Bestandteil der Betrachtung ist. Wird eine eigene P-Rückgewinnung aus der Klärschlammasche betrieben oder eine externe P-Rückgewinnung einbezogen, können sich insbesondere die Kostenwirkungen deutlich verändern.

Fazit Szenario „Saisonale Schwankungen P“

Für die Bewirtschaftung des Gesamtverbundes hinsichtlich der P-Rückgewinnung sind sowohl Schlammmenge als auch P-Konzentration entscheidend. Die P-Konzentration ist damit eine eigenständige Steuerungsgröße des Verbundes, während sie für Energieauskopplung, GWP und Kosten in der hier betrachteten Systemgrenze keine wesentliche Rolle spielt. Mit Einbeziehung der P-Rückgewinnung in die Systemgrenze kann sich dies insbesondere für GWP und Kosten deutlich ändern.

3.4.4 Szenarioanalyse Bewirtschaftungsstrategien: Flexibilisierung Verwertungswege

Ziel dieser Szenarioanalyse ist es, alternative Verwertungswege bzw. Betriebsstrategien für den Gesamtverbund abzubilden und zu bewerten. Hierzu wurde eine saisonale Flexibilisierung der Verwertungswege betrachtet: Es wurden Ansätze gewählt, bei denen Teilmengen – sofern weiterhin zulässig und möglich – saisonal einer landwirtschaftlichen Verwertung zugeführt werden. Hintergrund ist die Überlegung, wie man auch den Transformationsweg hin zu einer P-Rückgewinnung aus der Klärschlammasche für einen Verbund wie der KNRN sinnvoll gestalten kann, während Rückgewinnungskapazitäten aus der Asche noch knapp sind. Man stärkt mit einer flexibilisierten Verwertung zudem die Resilienz solcher Systeme gegenüber „Störungen“. Die Einhaltung spezifischer Anforderungen an die Schlammqualität für die landwirtschaftliche Verwertung wurde hierbei berücksichtigt.

Es wurden die gleichen Bewertungskriterien wie in 3.4.3 genutzt: Jahreskosten (Invest, Betrieb), GWP (CO_2e-Emissionen), Energieauskopplungspotential an der Klärschlammverbrennungsanlage (Wärme- und Stromüberschuss) sowie die Phosphorfracht im Schlamm als Maß für das P-Rückgewinnungspotential. Auch hier wurden Schlammdaten des Jahres 2021 als Datengrundlage verwendet. Die Szenarien wurden mit Hilfe des OptiNETZ-Tools #plan berechnet und ausgewertet.

Es wurden drei Szenarien definiert:

1. Verbrennung aller Schlämme in Klärschlammmonoverbrennungsanlage (KVA) in Hildesheim (mit anschließender P-Rückgewinnung aus der Asche): keine saisonale landwirtschaftliche Verwertung
2. Es erfolgt eine vorrangige saisonale landwirtschaftliche Verwertung der Klärschlämme in der Modellregion Nienburg. Die Klärschlämme aller anderen Anlagen sowie außerhalb der saisonalen „Nutzungszeiträume“ auch für die Modellregion Nienburg werden wie in 1) der KVA Hildesheim zugeführt (mit anschließender P-Rückgewinnung aus der Asche).
3. Es erfolgt eine saisonale landwirtschaftliche Verwertung der Klärschlämme aller Kläranlagen mit weniger als 50.000 Einwohnerwerten. Außerhalb der saisonalen „Nutzungszeiträume“ anfallende Klärschlammmengen dieser kleinen Anlagen sowie aller anderen Anlagen werden wie in 1) der KVA Hildesheim zugeführt (mit anschließender P-Rückgewinnung aus der Asche).

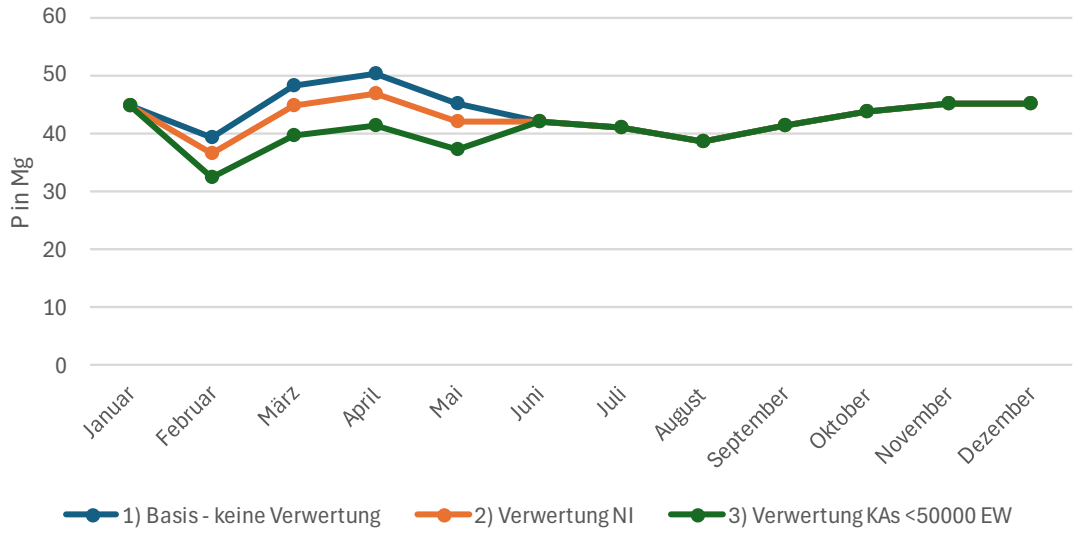


Bild 48: Szenario: Flexibilisierung Verwertungswege – Phosphorfracht im Schlamm (Monatswerte)

Im Vergleich zum Basisszenario ohne saisonal landwirtschaftliche Verwertung sinkt die dem Gesamtverbund zur Verfügung stehende Phosphorfracht insbesondere in den Monaten Februar bis Mai (Bild 48). Dies ist darauf zurückzuführen, dass durch die landwirtschaftliche Verwertung ein Teil des phosphorhaltigen Klärschlamms dem Verbund entzogen wird und somit nicht mehr der Monoverbrennung bzw. einer zentralen Phosphorrückgewinnung zur Verfügung steht. Das Szenario „Verwertung KAs <50.000 EW“ führt zu weiteren Reduzierungen der Phosphorfracht. Insbesondere in den Monaten Februar und Mai werden deutlich geringere

Werte als im Basisszenario erreicht. Im Szenario „Verwertung NI“ fallen die Unterschiede geringer aus, liegen jedoch ebenfalls durchgehend unter den Werten des Basisszenarios. Ab Juni gleichen sich die Verläufe an, da in diesen Monaten kein Klärschlamm direkt landwirtschaftlich verwertet wird.

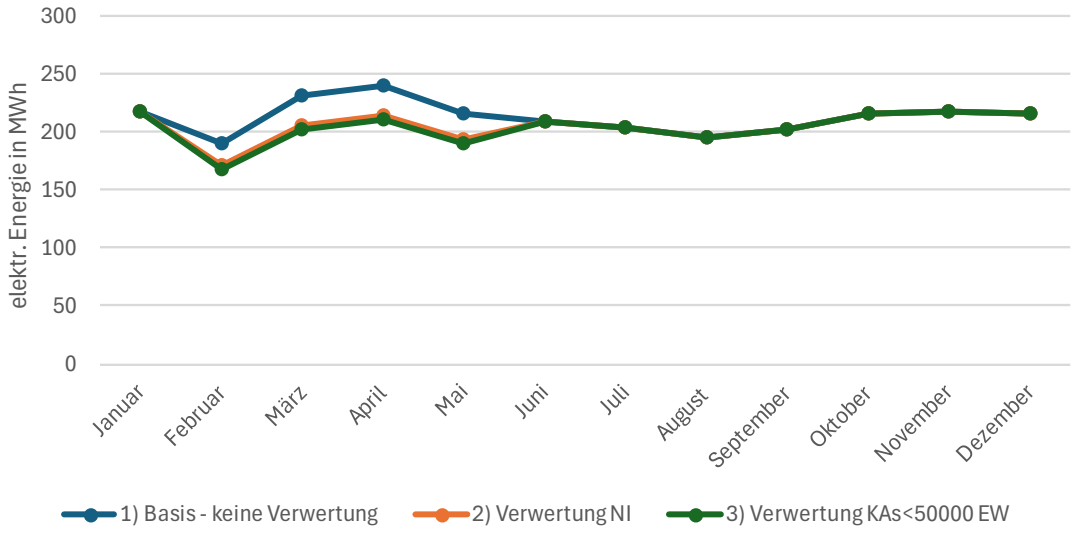


Bild 49: Szenario: Flexibilisierung Verwertungswege – Energieauskopplung Strom (Monatswerte)

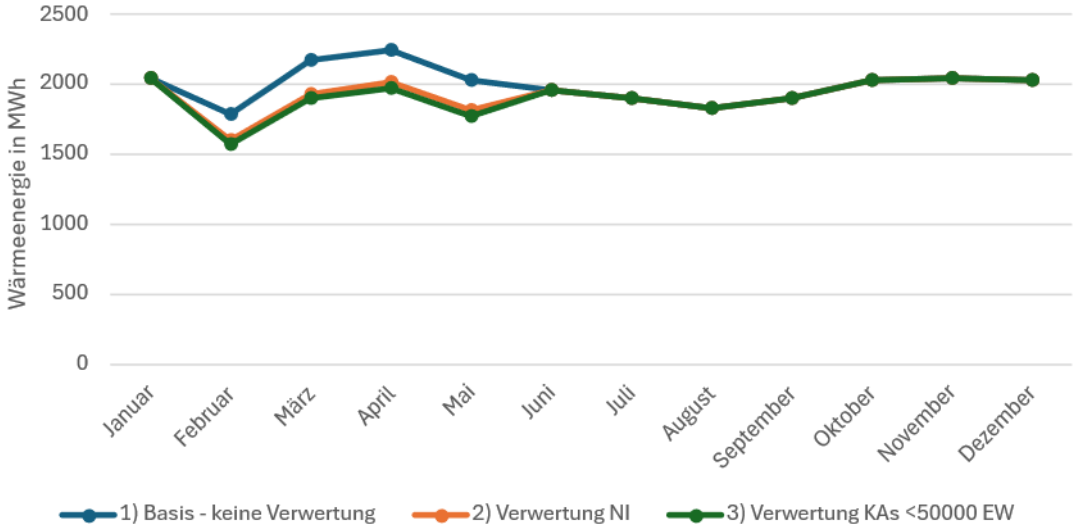


Bild 50: Szenario: Flexibilisierung Verwertungswege – Energieauskopplung Wärme (Monatswerte)

Auch bei der Energieauskopplung zeigt sich ein vergleichbarer Verlauf (Bild 49, Bild 50). Durch die dezentrale Verwertung stehen dem Gesamtverbund geringere Klärschlammmengen für die thermische Behandlung zur Verfügung, wodurch die Energieerzeugung sinkt.

Die größten Unterschiede treten im Frühjahr auf. Im April erreicht das Basisszenario die höchste Energieauskopplung, während die Szenarien „Verwertung NI“ und insbesondere „Verwertung KAs <50.000 EW“ deutlich niedrigere Werte aufweisen. Ursache hierfür ist die Verringerung der dem Gesamtverbund zugeführten Brennstoffmengen. Außerdem hat der Schlamm

bei „Verwertung NI“ einen geringeren Heizwert als bei „Verwertung KAs <50.000 EW“, da ein größerer Anteil des Schlamms zu 48% TS, anstatt zu 90% TS getrocknet wird.

Ab Juni gleichen sich die Verläufe auch hier an, da in diesen Monaten kein Klärschlamm direkt landwirtschaftlich verwertet wird.

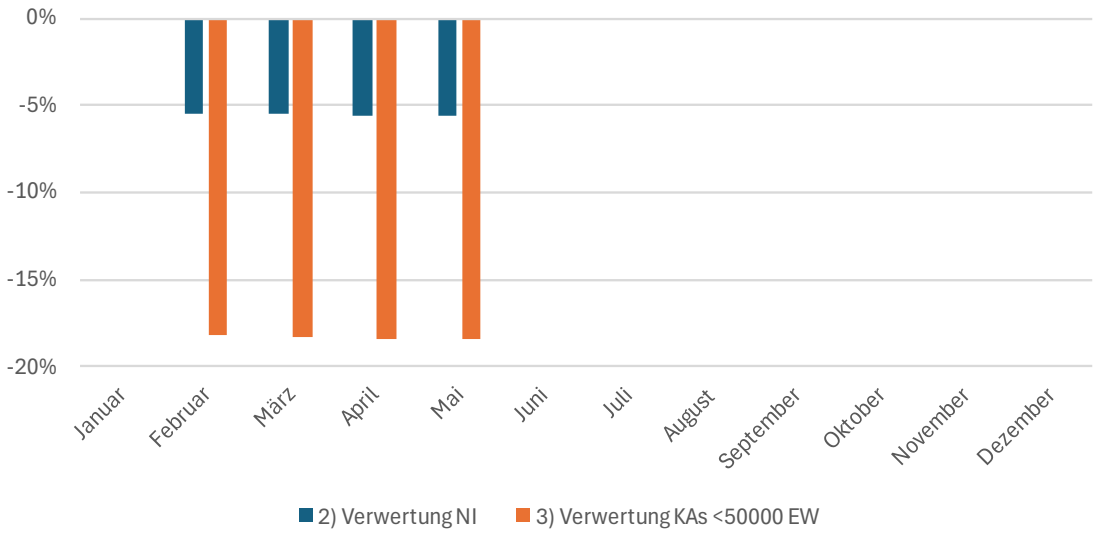


Bild 51: Szenario: Flexibilisierung Verwertungswege - Prozentualer Anteil des spezifischen GWP pro Monat am Jahres-GWP im Vergleich zum Basisszenario

Bei der Betrachtung des spezifischen Treibhauspotenzials (GWP) ohne Berücksichtigung von Gutschriften (Bild 51) zeigen beide Verwertungsszenarien in den Ausbringungsmonaten Februar bis Mai eine Verringerung der Treibhausgasemissionen gegenüber dem Basisszenario. Im Szenario „Verwertung NI“ reduziert sich das GWP um rund 5 bis 6%, während im Szenario „Verwertung KAs < 50.000 EW“ eine deutlich stärkere Minderung von etwa 18 bis 19% erreicht wird. Die Emissionsminderungen resultieren daraus, dass ein Teil des Klärschlamms nicht mehr den thermischen Behandlungsstufen zugeführt wird, sondern direkt landwirtschaftlich verwertet wird. Dadurch verringern sich die erforderlichen Transportleistungen sowie die Aufwendungen für Trocknung und Monoverbrennung. Insbesondere die energieintensiven Trocknungsprozesse verursachen im Basisszenario einen wesentlichen Anteil der prozessbedingten Treibhausgasemissionen, sodass deren Reduzierung unmittelbar zu geringeren GWP-Werten führt.

Die deutlich stärkere Emissionsminderung im Szenario „Verwertung KAs <50.000 EW“ ist darauf zurückzuführen, dass hier größere Klärschlammmengen aus dem Verbund herausgenommen werden. Dadurch reduzieren sich die zu transportierenden und zu trocknenden Schlammfrachten stärker als im Szenario „Verwertung NI“, was zu entsprechend höheren Einsparungen bei den prozessbedingten Emissionen führt.

Da keine Gutschriften für die erzeugte Strom- und Wärmeenergie berücksichtigt werden, wirken sich Veränderungen der Energieauskopplung der Monoverbrennung nicht auf das Ergebnis aus. Die dargestellten Unterschiede werden daher ausschließlich durch die vermiedenen Aufwendungen entlang der Behandlungs- und Transportkette bestimmt.

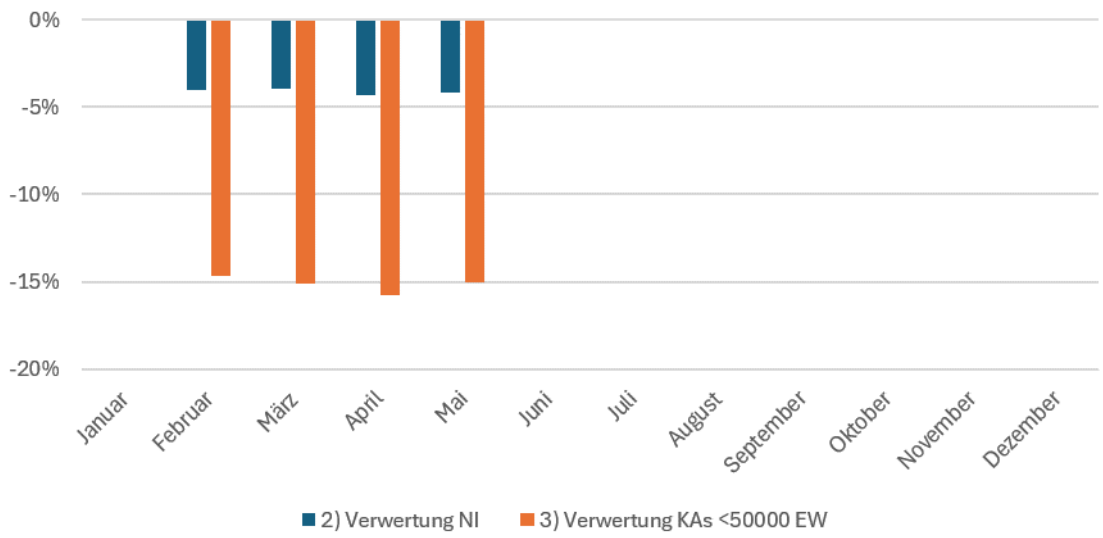


Bild 52: Szenario: Flexibilisierung Verwertungswege – Prozentualer Anteil der Kosten pro Monat an den Jahreskosten im Vergleich zum Basisszenario

Auch bei den Betriebskosten (Bild 52) zeigen sich in den Austragungsmonaten deutliche Einsparungen gegenüber dem Basisszenario. Ursache hierfür ist, dass durch die landwirtschaftliche Verwertung ein Teil des Klärschlamms nicht mehr innerhalb des Verbundes transportiert, getrocknet und thermisch verwertet werden muss. Der geringere Schlammdurchsatz führt zu reduzierten Aufwendungen für Betriebsmittel, Energie und Anlagenbetrieb.

Durch die landwirtschaftliche Verwertung wird ein Teil des Klärschlamms dem Verbund entzogen, wodurch sowohl die der Monoverbrennung zugeführte Phosphorfracht als auch die Energieauskopplung aus Strom und Wärme reduziert werden. Der Effekt ist im Szenario „Verwertung KAs <50.000 EW“ stärker ausgeprägt als im Szenario „Verwertung NI“, da größere Klärschlammmengen nicht mehr der thermischen Verwertung zugeführt werden.

Fazit Szenario „Flexibilisierung der Verwertungswege“

Insgesamt kann festgehalten werden, dass die saisonale landwirtschaftliche Verwertung den Behandlungsaufwand innerhalb des Verbundes reduziert. Die Verringerung der zu transportierenden, zu trocknenden und thermisch zu behandelnden Klärschlammmengen führt zu niedrigeren prozessbedingten Treibhausgasemissionen sowie geringeren Betriebskosten. Die größten Einsparungen werden dabei im Szenario „Verwertung KAs <50.000 EW“ erzielt, da hier die größten Schlammfrachten aus dem Verbund herausgenommen werden.

Eine Flexibilisierung der Verwertungswege kann die Bewirtschaftung des Gesamtverbundes deutlich unterstützen. Vorteile ergeben sich insbesondere durch mögliche Einsparungen bei Kosten und Treibhausgasemissionen sowie durch eine gezieltere Steuerung der zur Verbrennung geführten Klärschlammmengen. Dadurch können Revisions- und Stillstandszeiten besser abgefangen und saisonale Schwankungen in Mengen und Wärmebedarf berücksichtigt werden. Gleichzeitig eröffnet die flexible Verwertung die Möglichkeit, geeignete phosphorreiche Teilströme direkt zu verwerten und die P-Fracht zur zentralen Verbrennung gezielter zu steuern. Für Monate mit höherem Wärmebedarf kann zudem eine vorgeschaltete Schlammspeicherung als ergänzende Bewirtschaftungsoption sinnvoll sein.

3.5 Anwendung außerhalb des Projektkontextes

Neben der Anwendung im Projektkontext ist das OptiNETZ-Tool #plan grundsätzlich auch auf andere Fragestellungen und Regionen übertragbar. Beispiele hierfür sind die Planung von neu entstehenden ländlichen Verbünden, in denen geeignete Verwertungsstrukturen zunächst aufgebaut werden müssen, sowie bestehende Verbünde in Ballungsräumen, die sich bereits in fortgeschrittenen Planungsphasen befinden.

Darüber hinaus werden Teile des Tools aktuell im Kontext weiterführender Themen wie der Flotatbehandlung eingesetzt und kontinuierlich erweitert. Durch die modulare Struktur können zusätzliche Prozesse und Fragestellungen vergleichsweise einfach integriert werden, sodass eine langfristige Weiterentwicklung gewährleistet ist.

3.6 Fazit und Empfehlungen zur strategischen regionalen Planung

Die Szenarienanalysen zeigen, dass das OptiNETZ-Tool #plan geeignet ist, unterschiedliche Verfahrensketten und Bewirtschaftungsstrategien transparent und anhand einheitlicher Zielgrößen zu vergleichen. Zielkonflikte zwischen Kosten, Umweltwirkungen, Energieauskopplung und Nährstoffrückgewinnung werden dadurch frühzeitig sichtbar. Eine für alle Kriterien gleichermaßen optimale Variante konnte erwartungsgemäß nicht identifiziert werden. Die jeweils geeignete Lösung hängt vielmehr von den regionalen Randbedingungen, den verfügbaren Verfahrensoptionen und der Gewichtung der Zielgrößen ab.

Für die Modellregion Nienburg zeigt sich, dass eine vorgelagerte Trocknung energetische und klimatische Vorteile bieten kann, wenn dadurch höhere Trockensubstanzgehalte erreicht und Transportaufwendungen reduziert werden. Diesen Vorteilen stehen jedoch zusätzliche Betriebs- und Investitionskosten gegenüber. Eine zusätzliche Faulung verringert den organischen Anteil des Schlamms und damit dessen Heizwert. Sie ist daher nur dann vorteilhaft, wenn weitere Effekte, etwa eine zusätzliche Biogasproduktion oder betriebliche Synergien, die Nachteile für die nachfolgende thermische Verwertung ausgleichen. Die Phosphorfracht wird durch die betrachteten Vorbehandlungsvarianten nur geringfügig beeinflusst.

Die Untersuchung zeitlicher Schwankungen relevanter Größen verdeutlicht zudem, dass für die Bewirtschaftung des Gesamtverbunds neben eine entscheidende Steuerungsgröße für P-Rückgewinnungspotential, Energieauskopplung, GWP und Kosten die Schlammenge ist. Daneben ist bezogen auf die Schlammqualität von Bedeutung die P-Konzentration im Schlamm – insbesondere für eine nachgeschaltete P-Rückgewinnung sowie die Veränderung des oTS-Gehalts und des daraus resultierenden Heizwerts für die Energieauskopplung, die spezifischen Betriebskosten und die Treibhausgasbilanz.

Flexible Verwertungswege können sowohl Vor- als auch Nachteile haben und müssen standortspezifisch und nicht isoliert bewertet werden. Werden Teilmengen zeitweise aus dem zentralen System herausgenommen, verringert sich zwar der Behandlungsaufwand. Gleichzeitig verändern sich jedoch die Zusammensetzung und der Heizwert des verbleibenden Klärschlamms, die Auslastung der Verbrennungsanlage und die zentral verfügbare Phosphormenge. Flexible Verwertungsstrategien sollten daher gezielt nach Schlammqualität, Zeitraum, Transportweg und Herkunftsanlage ausgewählt werden.

Aus den Ergebnissen ergeben sich folgende Empfehlungen:

1. Konzept- und Investitionsentscheidungen sollten stets anhand mehrerer Zielgrößen getroffen werden. Eine isolierte Optimierung von Kosten, Energieauskopplung oder Treibhausgasemissionen kann zu nachteiligen Wirkungen in anderen Bereichen führen.
2. Bei der Bewertung regionaler Trocknungsstandorte sind insbesondere die Verfügbarkeit geeigneter Wärmequellen, die Verringerung der Transportmengen sowie die zusätzlichen Investitions- und Betriebskosten zu berücksichtigen.
3. Für belastbare Szenarien sollten neben den Schlammmengen insbesondere TS, oTS und möglichst der Heizwert in ausreichender zeitlicher Auflösung vorliegen. Die Ergebnisse zeigen, dass die Schlammqualität für die energetische Bewertung mindestens ebenso relevant ist wie die anfallende Menge.
4. Flexible Verwertungswege sollten nicht pauschal nach Anlagengröße, sondern anhand der jeweiligen Stoffeigenschaften, Transportentfernungen und Auswirkungen auf den Gesamtverbund ausgewählt werden.
5. Die Szenarienanalysen sollten bei veränderten Rahmenbedingungen regelmäßig mit aktualisierten Daten fortgeschrieben und durch Sensitivitäts- und Bandbreitenanalysen ergänzt werden.

OptiNETZ #plan eignet sich damit insbesondere als Werkzeug für die strategische Planung, die Konzeptauswahl und die Vorbereitung von Investitionsentscheidungen. Für die spätere operative Steuerung des Verbunds ist eine Weiterentwicklung in Richtung OptiNETZ #live sowie eine Kopplung mit dem smarten Datencheck und einer kontinuierlich aktualisierten Datenbasis anzustreben.

3.7 Prototyp OptiNETZ-Tool #live – für eine optimierte Bewirtschaftung der Klärschlammverwertung im Verbund

Das OptiNETZ-Tool #live dient der optimierten Bewirtschaftung der Klärschlammverwertung innerhalb eines regionalen Verbunds und bildet damit eine Weiterentwicklung der im OptiNETZ-Tool #plan implementierten Planungsansätze hin zu einer optimierten Bewirtschaftung im laufenden Betrieb.

3.7.1 Zielsetzung und Konzeption

Das OptiNETZ-Tool #live verfolgt das Ziel, die Inputsteuerung der Klärschlammverbrennung durch einen optimierten Abholplan zu unterstützen. Die vorangegangenen Szenarienanalysen haben gezeigt, dass insbesondere die Verstetigung der zugeführten Klärschlammmenge und des Heizwerts wesentliche Steuerungsgrößen für die Bewirtschaftung des Gesamtverbundes darstellen. Aufbauend darauf wird die Abholung der Klärschlämme so optimiert, dass die Verbrennungsanlage möglichst kontinuierlich mit einer definierten Klärschlammmenge und einem möglichst konstanten Heizwert beschickt werden kann. Die Ermittlung des optimierten Abholplans erfolgt als Optimierungsrechnung unter Einsatz eines genetischen Algorithmus.

3.7.2 Grundlagen genetischer Algorithmen

Genetische Algorithmen sind heuristische Optimierungsverfahren, die sich an den Prinzipien der biologischen Evolution orientieren. Sie werden insbesondere für komplexe Problemstellungen eingesetzt, bei denen klassische Optimierungsverfahren an ihre Grenzen stoßen oder keine eindeutige Lösung bekannt ist.

Das Grundprinzip (Bild 53) basiert auf einer Population von möglichen Lösungen, die im Laufe mehrerer Iterationen – sogenannter Generationen – schrittweise verbessert wird. Jede einzelne Lösung wird dabei als „Individuum“ bezeichnet und durch eine geeignete Struktur kodiert, im vorliegenden Fall in Form eines Abholplans.

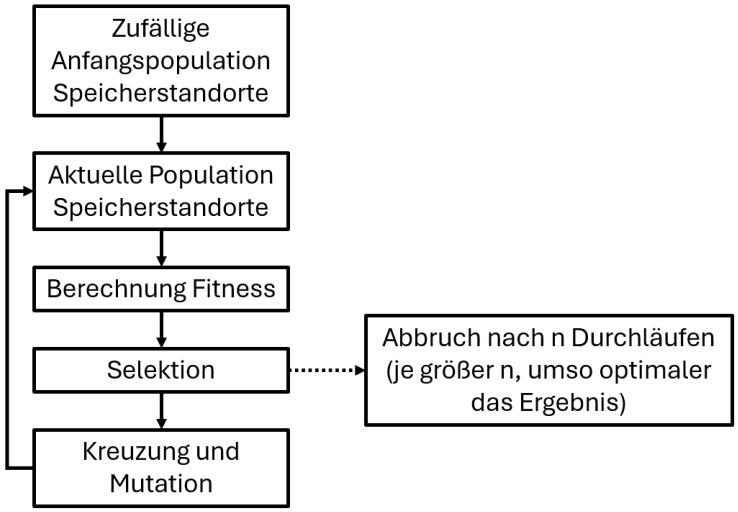


Bild 53: Schema genetischer Algorithmus

Zu Beginn wird eine Startpopulation erzeugt, häufig zufällig, um eine möglichst große Vielfalt an Lösungsansätzen zu gewährleisten. Anschließend werden alle Individuen anhand einer sogenannten Fitnessfunktion bewertet. Diese bewertet die Qualität einer Lösung im Hinblick auf die definierten Zielgrößen, beispielsweise die Höhe der rezyklierten Phosphormenge oder die Stabilität des Heizwerts.

Basierend auf dieser Bewertung werden die besten Individuen für die Erzeugung neuer Lösungen ausgewählt. Durch genetische Operatoren wie Selektion, Kreuzung und Mutation entstehen daraus neue Individuen. Bei der Selektion werden besonders gute Lösungen bevorzugt weiterverwendet. Die Kreuzung kombiniert Eigenschaften zweier Lösungen und erzeugt daraus neue Varianten. Die Mutation sorgt durch zufällige Veränderungen einzelner Parameter für zusätzliche Vielfalt im Lösungsraum.

Dieser Prozess wird über viele Generationen hinweg wiederholt, sodass sich die Population schrittweise verbessert und optimale oder zumindest sehr gute Lösungen annähert.

Ein wesentlicher Vorteil genetischer Algorithmen liegt in ihrer Fähigkeit, auch bei nichtlinearen, diskreten und mehrkriteriellen Problemstellungen robuste Lösungen zu finden. Gleichzeitig erfordern sie jedoch eine geeignete Parametrisierung sowie einen erhöhten Rechenaufwand.

Im OptiNETZ-Tool #live wird dieser Ansatz genutzt, um realistische und effizient umsetzbare Abhol- und Transportpläne unter Berücksichtigung komplexer Randbedingungen zu entwickeln.

3.7.3 Technische Umsetzung des Prototyps am Beispiel KNRN

Die technische Umsetzung des Prototyps erfolgt exemplarisch im Kontext des KNRN und ist auf die Erstellung eines optimierten Abholplans ausgerichtet. Ziel ist es, für alle beteiligten Kläranlagen eine koordinierte und effiziente Logistiklösung zu entwickeln, die sowohl stoffliche als auch energetische Zielgrößen berücksichtigt.

Im Mittelpunkt steht dabei die algorithmische Optimierung von Transportentscheidungen, insbesondere der zeitlichen Planung von Abholungen sowie der Zuordnung zu den jeweiligen Verwertungsanlagen. Die Optimierung erfolgt unter Berücksichtigung realer Randbedingungen und zielt darauf ab, ein Gleichgewicht zwischen maximaler Ressourcennutzung und stabilen Prozessbedingungen zu erreichen.

Der Aufbau des OptiNETZ-Tools #live basiert auf dem bestehenden Modell des OptiNETZ-Tools #plan und wurde um zusätzliche Komponenten zur Abbildung der Logistik und Optimierung erweitert. Eine zentrale Erweiterung stellt ein sogenannter „grüner Block“ dar, in dem ein genetischer Algorithmus zur Optimierung der Transportprozesse implementiert ist. Ergänzend wurden sogenannte Storage-Blöcke eingeführt, die die Zwischenlagerung von Klärschlamm an den einzelnen Kläranlagen abbilden. Innerhalb dieser Speicher wird der anfallende Schlamm gesammelt und in diskreten Transporteinheiten von 27 Tonnen an die jeweils zugeordneten Verfahrensschritte weitergeleitet.

Die Weiterleitung erfolgt abhängig von den durch den Algorithmus generierten Steuerungssignalen und orientiert sich an den definierten Prozessketten, beispielsweise zur Faulung oder Trocknung. Sonderfälle, wie bereits vorgetrockneter Schlamm (z. B. aus Göttingen), werden direkt den entsprechenden Folgeschritten zugeführt.

Die Optimierung der Abhol- und Transportprozesse im OptiNETZ-Tool #live erfolgt mithilfe eines genetischen Algorithmus, dessen Implementierung eng mit der Simulation und den anschließenden Tests verzahnt ist. Ziel dieses Ansatzes ist die Generierung effizienter und praxistauglicher Abholpläne unter Berücksichtigung mehrerer, teilweise konkurrierender Zielgrößen. Ein Abholplan wird im Modell als sogenanntes Chromosom in Form einer Matrix dargestellt. Dabei entspricht jede Zeile einer Kläranlage und jede Spalte einem Tag des Jahres. Der jeweilige Zellwert beschreibt die Anzahl der an diesem Tag eingesetzten LKW und liegt in einem definierten Wertebereich (z. B. 0 bis 2), der bei Bedarf angepasst werden kann. Auf dieser Grundlage wird eine Initialpopulation aus zufällig generierten Abholplänen erzeugt, die als Ausgangspunkt für den Optimierungsprozess dient.

Während der Optimierung werden verschiedene Randbedingungen berücksichtigt, um realitätsnahe Ergebnisse sicherzustellen. So wird verhindert, dass Transporte ohne verfügbare Schlammmenge stattfinden, die maximale Kapazität eines LKW von 27 Tonnen eingehalten wird und keine negativen Lagerbestände entstehen. Diese Nebenbedingungen sind essenziell für die praktische Umsetzbarkeit der generierten Lösungen.

Jede erzeugte Lösung wird vollständig in das Simulationsmodell integriert und über einen Zeitraum von 365 Tagen berechnet. Dabei werden verschiedene Ergebnisgrößen erfasst, darunter insbesondere die Phosphorkonzentration, der Zulauf sowie die Parameter TS und oTS. Aus diesen Größen werden zentrale Bewertungskennzahlen wie die tägliche Phosphorfracht und der Heizwert abgeleitet. Die Optimierung erfolgt multikriteriell und umfasst sowohl Effizienz- als auch Stabilitätsaspekte. Ziel ist es, die insgesamt rezyklierte Phosphormenge sowie den durchschnittlichen Heizwert zu maximieren, während gleichzeitig die Schwankungen dieser Größen im Zeitverlauf minimiert werden. Die Fitnessfunktion bewertet jede Lösung entsprechend: Hohe Mittelwerte werden positiv berücksichtigt, während starke zeitliche Variationen negativ in die Bewertung eingehen.

Die Implementierung des Algorithmus wurde schrittweise getestet, wobei sowohl technische als auch fachliche Aspekte im Fokus standen. Technisch wurde insbesondere überprüft, ob die Einbindung in das Simulationsmodell korrekt funktioniert und die Randbedingungen zuverlässig eingehalten werden. Fachlich wurden die resultierenden Abholpläne und deren Auswirkungen auf die Nährstoff- und Energieflüsse bewertet.

Durch diese enge Verzahnung von Optimierung und Simulation konnte sichergestellt werden, dass die erzeugten Lösungen nicht nur rechnerisch optimal, sondern auch fachlich plausibel und praktisch anwendbar sind.

Tag	Diepenau-Lavelsloh	Drakenburg	Eystrup	Flecken Steyerberg	Hoya	Leese	Leeseringen	Lemke	Nienburg (Weser)	Rehburg	Steimbke	Stolzenau	Uchte	Bad Pyrmont	Barsinghausen	Celle
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
3	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0
4	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
5	0	0	0	1	0	0	2	1	0	0	0	0	0	1	0	1
6	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1	1
7	1	0	1	0	0	0	1	0	2	0	0	0	1	0	0	0
8	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1
9	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0
10	0	1	0	0	0	0	1	1	1	2	0	1	1	1	1	1
11	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
12	0	2	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1
13	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1
14	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0
15	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0
16	0	0	1	0	1	0	0	2	0	0	0	1	0	0	1	1
17	0	1	0	0	0	0	2	0	1	0	1	1	1	0	0	1
18	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
19	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1
20	0	1	1	0	0	0	0	2	0	1	0	1	0	1	0	0
21	1	1	1	0	0	0	0	0	2	0	1	1	1	0	1	0
22	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
23	0	0	0	0	1	0	0	0	1	2	1	1	0	0	0	0
24	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1
25	0	0	0	1	0	0	1	2	0	0	1	0	1	1	0	1
26	0	0	1	0	0	0	1	2	1	1	0	1	0	0	0	1
27	0	2	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0
28	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1
29	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0
30	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0

Bild 54: Beispiel für einen optimierten Abholplan der ersten 30 Tage eines Jahres und 15 Kläranlagen

3.7.4 Ergebnisse

Die Ergebnisse des OptiNETZ-Tools #live werden in strukturierter Form zur weiteren Nutzung bereitgestellt. Hierzu zählen insbesondere CSV-Dateien, die den Jahresverlauf zentraler Zielgrößen wie der Phosphorfracht und des Heizwerts abbilden und somit eine zeitliche Bewertung der Systemleistung ermöglichen.

Darüber hinaus wird ein konkreter Abholplan als CSV-Datei ausgegeben, der die operativ umsetzbare Transportstrategie für alle beteiligten Kläranlagen beschreibt. Diese Ausgabe kann direkt für die praktische Planung und Koordination der Logistik genutzt werden (Bild 54).

3.8 Verfügbarkeit und weitere Nutzung der Tools

Die im Projekt entwickelten OptiNETZ-Tools stehen als methodische und digitale Grundlage für die Planung und Bewirtschaftung regionaler Klärschlammverwertungssysteme zur Verfügung. Dabei ist keine allgemeine Nutzung als standardisierte Software vorgesehen. Vielmehr bilden die Werkzeuge die Grundlage für anwendungsfallspezifische, anlagen- oder regionsbezogene Stoffstromzwillinge. Das OptiNETZ-Tool #plan kann insbesondere für Verfahrensauswahl, Variantenvergleiche und strategische Planungsfragen eingesetzt werden, während das OptiNETZ-Tool #live als Prototyp für die optimierte Bewirtschaftung im laufenden Betrieb entwickelt wurde und daher bislang nicht an eine reale Anlage angebunden ist. Für die praktische Nutzung ist daher jeweils eine fachliche Anpassung an die konkreten Randbedingungen, Datenstrukturen und Zielstellungen erforderlich.

Die Anschlussfähigkeit ist insbesondere durch die modulare Struktur der entwickelten Ansätze gegeben. Die Tools können um weitere Verfahrensmodule, Bewertungsgrößen und Schnittstellen ergänzt und auf andere Anlagen, Regionen und Stoffstromsysteme übertragen werden. Ein wesentlicher nächster Entwicklungsschritt liegt in der stärkeren Einbindung von Betriebs- und Prozessdaten sowie in der Kopplung von Stoffstrommodellierung, Kostenbewertung, CO_2e-Bilanzierung und Logistik. Perspektivisch kann insbesondere OptiNETZ-Tool #live von einer prototypischen Optimierung hin zu einem betriebsbegleitenden Entscheidungsunterstützungssystem weiterentwickelt werden, das aktuelle Betriebszustände bewertet, Handlungsoptionen ableitet und eine dynamische Bewirtschaftung des Gesamtverbundes unterstützt. Damit bilden die im Projekt entwickelten Ansätze zugleich die Grundlage für die Weiterentwicklung hin zu praxisnahen digitalen Stoffstromzwillingen.

3.9 Fazit und Empfehlungen für den optimierten Betrieb im Verbund

Mit dem Prototypen OptiNETZ #live wurde gezeigt, dass die bisher hauptsächlich strategisch ausgerichteten Planungsansätze des OptiNETZ-Tools #plan auf die operative Bewirtschaftung eines Klärschlammverbunds übertragen werden können. Während #plan insbesondere der Bewertung von Anlagenkonzepten und Verwertungsstrategien dient, ermöglicht #live die Ableitung konkreter logistischer Entscheidungen für den laufenden Betrieb.

Durch die Integration von Lagerprozessen, Transportwegen und einer zeitlich hoch aufgelösten Planung können Stoffströme nicht nur bilanziell bewertet, sondern aktiv gesteuert werden. Die entwickelte Modellstruktur erlaubt die Berücksichtigung realer Randbedingungen wie Lagerkapazitäten, Transportbeschränkungen und variierender Klärschlammmengen. Dadurch können praxisnahe Transportpläne erzeugt werden, die unmittelbar für die Betriebsführung nutzbar sind.

Die Implementierung eines genetischen Algorithmus erwies sich als geeignet, um die komplexe Optimierungsaufgabe der Klärschlammlogistik zu lösen. Insbesondere die gleichzeitige Berücksichtigung mehrerer Zielgrößen, wie die Maximierung der Phosphorrückgewinnung, die Erhöhung des mittleren Heizwerts sowie die Reduzierung von Schwankungen der Stoff- und Energieflüsse, kann mit klassischen Optimierungsverfahren nur eingeschränkt abgebildet

werden. Die Verknüpfung des Algorithmus mit der Simulation ermöglicht eine Bewertung jeder einzelnen Lösung unter realitätsnahen Betriebsbedingungen.

Es wurde deutlich, dass die Qualität der Optimierung maßgeblich von der Verfügbarkeit und Güte der Eingangsdaten abhängt. Insbesondere für die Beschreibung von TS-, oTS- und Phosphorgehalten sowie der tatsächlichen Schlammmengen sind belastbare und möglichst zeitlich hoch aufgelöste Daten erforderlich.

Der entwickelte Prototyp stellt einen wichtigen Schritt hin zu einem digitalen Betriebsführungs- und Entscheidungsunterstützungssystem für Klärschlammverbünde dar. Dennoch bestehen weiterhin Einschränkungen. Die aktuelle Umsetzung konzentriert sich auf die Optimierung der Transportlogistik und berücksichtigt nur einen begrenzten Teil möglicher betrieblicher Einflussgrößen. Darüber hinaus wurden Unsicherheiten der Eingangsdaten bislang nur vereinfacht abgebildet.

Für die zukünftige Weiterentwicklung ergeben sich folgende Empfehlungen:

1. Die Kopplung mit einem automatisierten Datenmanagement sollte ausgebaut werden, um aktuelle Betriebs- und Messdaten direkt in die Optimierung einzubinden.
2. Die Modellierung sollte um weitere Randbedingungen ergänzt werden, beispielsweise variable Transportkosten, Anlagenverfügbarkeiten, Wartungszeiten und kurzfristige Betriebsstörungen.
3. Die Fitnessfunktion sollte flexibel konfigurierbar sein, damit unterschiedliche Zielsetzungen, beispielsweise Kostenminimierung, Klimaschutz oder Phosphorrückgewinnung, individuell gewichtet werden können.
4. Zur Verbesserung der Robustheit sollten Unsicherheiten der Eingangsdaten durch Sensitivitätsanalysen berücksichtigt werden.
5. Die Weiterentwicklung zu einem vollständig digitalen Betriebsführungssystem sollte durch die Kopplung mit dem smarten Datencheck sowie weiteren Modulen des OptiNETZ-Ansatzes vorangetrieben werden.

Der entwickelte Prototyp zeigt, dass die Kombination aus Simulation und genetischer Optimierung eine vielversprechende Grundlage für die operative Steuerung regionaler Klärschlammverbünde darstellt. OptiNETZ #live ermöglicht die Erzeugung umsetzbarer Transport- und Bewirtschaftungsstrategien und schafft damit die Voraussetzung, Stoffströme zukünftig nicht nur zu analysieren, sondern aktiv zu optimieren. Langfristig kann das System einen wichtigen Beitrag zur wirtschaftlichen, ressourceneffizienten und klimaschonenden Organisation regionaler Klärschlammverwertungskonzepte leisten.

4 Verzeichnisse

4.1 Abkürzungsverzeichnis

GWP	Global Warming Potential
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
DSSZ	Digitaler Stoffstromzwilling
EWG	Einwohnergleichwert
H_o	oberer Heizwert
H_u	unterer Heizwert
KNRN	Kommunale Nährstoffrückgewinnung Niedersachsen
rDSSZ	Regionaler Digitaler Stoffstromzwilling
THG	Treibhausgase
SG	Samtgemeinde

4.2 Bildverzeichnis

Bild 1: Anlagenstruktur der Modellregion Nienburg mit bestehenden Faulungsstandorten und betrachteten Satellitenanlagen 9
Bild 2: Überblick der erforderlichen Schlammalter nach einfacher Nachbemessung im Vergleich zum vorhandenen Schlammalter nach Betriebsdaten 10
Bild 3: Abbildung der 3 Faulungscluster in der Modellregion Nienburg 13
Bild 4: Vergleich der Faulungsszenarien hinsichtlich der Jahreskosten für Investitions-, Wartungs-, Personal- und Transportkosten, sowie dem Erlös aus der Faulgasverstromung bei Eigennutzung 15
Bild 5: Ersparnis der Entsorgungskosten bei Trocknung der Klärschlämme der Region auf 45% TR oder 85% TR 18
Bild 6: Spezifischer unterer Heizwert Hu bezogen auf Trockenmasse der elf Satellitenanlagen im Vergleich zu einem theoretischen Bilanzwert für Faulschlamm (rot) nach Schaum et al. (2016) 20
Bild 7: Spezifischer unterer Heizwert Hu bezogen auf Trockenmasse nach Jahreszeit der Probenahme im Vergleich zu einem theoretischen Bilanzwert für Faulschlamm (rot) nach Schaum et al. (2016) 21
Bild 8: Jährliche Heizwertbilanz der Klärschlammströme der Satellitenanlagen bei unterschiedlichen TR-Stufen 22
Bild 9: Methanemissionspotenziale ausgewählter, anonymisiert dargestellter Satellitenschlämme in unterschiedlichen Messkampagnen im Vergleich zum Stabilisierungsziel (rot) nach DWA (2026) 24
Bild 10: Vergleich der Ergebnisse der betrachteten Szenarien (1–9) 38
Bild 11: Graphische Darstellung des Transport- und Lagerbehälters mit seinen Charakteristika 45

Bild 12: Aufständerung der Container als Adaption an konventionelle Wechselbrücken ...46
Bild 13: Darstellung der internen Schotts zur Begrenzung der Dynamik des Mediums 47
Bild 14: Grobkonzept für automatische Annahmestation (auf Basis eines ACTS-Containers) 47
Bild 15: Darstellung der Übergabe des Containers an die Annahmestation 48
Bild 16: Darstellung des Entleervorgangs 49
Bild 17: Schematische Darstellung der Schritte zur Toolentwicklung 56
Bild 18: Aufbau Prozesskette aus Modulbibliothek in SIMBA# 59
Bild 19: Kläranlagenmodule mit manuellen Einstellungen 59
Bild 20: Verbrennungsmodul mit Blockparametern 59
Bild 21: grüne Blöcke in OptiNETZ #plan für den automatischen Import der KA-Daten, Entfernungen und der Durchführung der Simulation 60
Bild 22: Input der KA-Daten, Entfernungen und blauer Block für Einstellung der Auswahl der nachgelagerten Verfahrensschritt 60
Bild 23: Beispiel Szenarienbetrachtung KNRN (Nr. 4), Hinweis: Gesellschafter + Mengen Stand 06/22.....62
Bild 24: Beispiel Szenarienbetrachtung KNRN mit Zielsetzung Optimierung der Energiebilanz Verbrennung Hildesheim 63
Bild 25: Beispiel Szenarienbetrachtung KNRN mit Zielsetzung Minimierung CO2-Äquivalente Transport.....63
Bild 26: Übersicht Szenario 1 Trocknung Hameln.....65
Bild 27: Übersicht Szenario 2 Trocknung Steyerberg.....65
Bild 28: Übersicht Szenario 3 Faulung und Trocknung Steyerberg 66
Bild 29: Übersicht Szenario 4 Faulung Steyerberg.....66
Bild 30: Einfluss der Konzeptauswahl Modellregion Nienburg – Energieauskopplung Strom in der Klärschlammverbrennung in Hildesheim (Monatswerte) 67
Bild 31: Einfluss der Konzeptauswahl Modellregion Nienburg – spez. Energieauskopplung Strom pro Klärschlammmenge in der Klärschlammverbrennung in Hildesheim (Monatswerte).....67
Bild 32: Einfluss der Konzeptauswahl Modellregion Nienburg – Energieauskopplung Wärme in der Klärschlammverbrennung in Hildesheim (Monatswerte) 68
Bild 33: Einfluss der Konzeptauswahl Modellregion Nienburg – spez. Energieauskopplung Wärme pro Klärschlammmenge in der Klärschlammverbrennung in Hildesheim (Monatswerte).....68
Bild 34: Einfluss der Konzeptauswahl Modellregion Nienburg – Phosphorfracht pro Klärschlammmenge im Schlamm (Monatswerte) 69
Bild 35: Einfluss der Konzeptauswahl Modellregion Nienburg – spez. Phosphorfracht im Schlamm (Monatswerte) 70
Bild 36: Einfluss der Konzeptauswahl Modellregion Nienburg – Prozentuale Veränderung der Jahreskosten im Vergleich zum Basisszenario 71
Bild 37: Einfluss der Konzeptauswahl Modellregion Nienburg – Prozentuale Veränderung des GWP ohne Gutschriften im Vergleich zum Basisszenario 72

Bild 38: Szenario: Jahresgang Schlamminput – Energieauskopplung Strom (Monatswerte) 75
Bild 39: Szenario: Jahresgang Schlamminput – Energieauskopplung Wärme (Monatswerte) 75
Bild 40: Szenario: Jahresgang Schlamminput - Phosphorfracht im Schlamm (Monatswerte) 75
Bild 41: Szenario: Jahresgang Schlamminput – Prozentualer Anteil des spezifischen GWP pro Monat am Jahres-GWP 76
Bild 42: Szenario: Jahresgang Schlamminput – Prozentualer Anteil der spezifischen Betriebskosten pro Monat an den Jahreskosten 77
Bild 43: Szenario: Saisonale Schwankungen oTS – Energieauskopplung Strom (Monatswerte) 78
Bild 44: Szenario: Saisonale Schwankungen oTS – Energieauskopplung Wärme (Monatswerte) 78
Bild 45: Szenario: Saisonale Schwankungen oTS – Prozentuale Veränderung des monatlichen GWP im Vergleich zum Basisszenario 79
Bild 46: Szenario: Saisonale Schwankungen oTS – Prozentuale Veränderung der Monatskosten im Vergleich zum Basisszenario 79
Bild 47: Szenario: Saisonale Schwankungen P – Phosphorfracht im Schlamm (Monatswerte) 80
Bild 48: Szenario: Flexibilisierung Verwertungswege – Phosphorfracht im Schlamm (Monatswerte) 82
Bild 49: Szenario: Flexibilisierung Verwertungswege – Energieauskopplung Strom (Monatswerte) 83
Bild 50: Szenario: Flexibilisierung Verwertungswege – Energieauskopplung Wärme (Monatswerte) 83
Bild 51: Szenario: Flexibilisierung Verwertungswege – Prozentualer Anteil des spezifischen GWP pro Monat am Jahres-GWP im Vergleich zum Basisszenario 84
Bild 52: Szenario: Flexibilisierung Verwertungswege – Prozentualer Anteil der Kosten pro Monat an den Jahreskosten im Vergleich zum Basisszenario 85
Bild 53: Schema genetischer Algorithmus 88
Bild 54: Beispiel für einen optimierten Abholplan der ersten 30 Tage eines Jahres und 15 Kläranlagen 90

4.3 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht der Kläranlagen im Klärschlammverbund Nienburg 8
Tabelle 2: Gegenüberstellung Klärschlammmengen und der abbaubare Anteil für die Umstellung der Stabilisierung auf 11 Kläranlagen der Modellregion (Informationen der Ist-Zustände stammen aus Anlagensteckbriefen 2019) 11
Tabelle 3: Gegenüberstellung Klärschlammmengen und eingesparter elektrischer Energie für die Umstellung der Stabilisierung auf 11 Kläranlagen der

Modellregion (Informationen der Ist-Zustände stammen aus Anlagensteckbriefen 2019) 12
Tabelle 4: Übersicht der betrachteten Faulungsszenarien im Unterverbund Nienburg 14
Tabelle 5: Übersicht der potenziellen Stickstoffrückbelastungen and der Faulungsstandorten 16
Tabelle 6: Übersicht regionaler Co-Substrate und rechnerischer Methanpotenziale 26
Tabelle 7: Halbtechnische Untersuchungen zur Mitbehandlung ausgewählter Co-Substrate auf der Kläranlage Nienburg 27
Tabelle 8: Input-Vektor des OptiNETZ-Tools 30
Tabelle 9: Übersicht Szenarioanalyse.....74

5 Literaturverzeichnis

Bareha, Y.; Affes, R.; Moinard, V.; Buffet, J.; Girault, R. (2021): A simple mass balance tool to predict carbon and nitrogen fluxes in anaerobic digestion systems. In: *Waste management (New York, N.Y.)* 135, S. 47–59. DOI: 10.1016/j.wasman.2021.08.020.

Bennamoun, Lyes; Arlabosse, Patricia; Léonard, Angélique (2013): Review on fundamental aspect of application of drying process to wastewater sludge. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 28, S. 29–43. DOI: 10.1016/j.rser.2013.07.043.

Bianchini, A.; Bonfiglioli, L.; Pellegrini, M.; Saccani, C. (2015): Sewage sludge drying process integration with a waste-to-energy power plant. In: *Waste management (New York, N.Y.)* 42, S. 159–165. DOI: 10.1016/j.wasman.2015.04.020.

Cao, Yucheng; Pawłowski, Artur (2012): Sewage sludge-to-energy approaches based on anaerobic digestion and pyrolysis: Brief overview and energy efficiency assessment. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16 (3), S. 1657–1665. DOI: 10.1016/j.rser.2011.12.014.

Chow, Wei; Chong, Siewhui; Lim, Jun; Chan, Yi; Chong, Mei; Tiong, Timm et al. (2020): Anaerobic Co-Digestion of Wastewater Sludge: A Review of Potential Co-Substrates and Operating Factors for Improved Methane Yield. In: *Processes* 8 (1), S. 39. DOI: 10.3390/pr8010039.

DWA (2012): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). 8. überarbeitete Auflage. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA). Online verfügbar unter https://shop.dwa.de/Leitlinien-zur-Durchfuehrung-dynamischer-Kostenvergleichsrechnungen-KVR-Leitlinien-8.-ueberarbeitete-Auflage-Juli-2012/KVR-LEIT-PDF-12.

DWA (2016): DWA-A 131: Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. Hennef (DWA-Regelwerk, 978-3-88721-331-2).

DWA (2026): DWA-A 368-1 GB Biologische Stabilisierung von Klärschlamm – Teil 1: Bemessung von anaeroben Stabilisierungsanlagen. 1. Auflage. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. Hennef (DWA-Regelwerk, 978-3-96862-905-6).

Friedrich, M.; Takács, I. (2013): A new interpretation of endogenous respiration profiles for the evaluation of the endogenous decay rate of heterotrophic biomass in activated sludge. In: *Water research* 47 (15), S. 5639–5646. DOI: 10.1016/j.watres.2013.06.043.

Koskue, Veera; Freguia, Stefano; Ledezma, Pablo; Kokko, Marika (2021): Efficient nitrogen removal and recovery from real digested sewage sludge reject water through electroconcentration. In: *Journal of Environmental Chemical Engineering* 9 (5), S. 106286. DOI: 10.1016/j.jece.2021.106286.

Mills, N.; Pearce, P.; Farrow, J.; Thorpe, R. B.; Kirkby, N. F. (2014): Environmental & economic life cycle assessment of current & future sewage sludge to energy technologies. In: *Waste management (New York, N.Y.)* 34 (1), S. 185–195. DOI: 10.1016/j.wasman.2013.08.024.

Nordell, E.; Moestedt, J.; Österman, J.; Shakeri Yekta, S.; Björn, A.; Sun, L.; Schnürer, A. (2021): Post-treatment of dewatered digested sewage sludge by thermophilic high-solid digestion for pasteurization with positive energy output. In: *Waste management (New York, N.Y.)* 119, S. 11–21. DOI: 10.1016/j.wasman.2020.09.028.

Righi, Serena; Oliviero, Luigi; Pedrini, Manuel; Buscaroli, Alessandro; Della Casa, Chato (2013): Life Cycle Assessment of management systems for sewage sludge and food waste: centralized and decentralized approaches. In: *Journal of Cleaner Production* 44, S. 8–17. DOI: 10.1016/j.jclepro.2012.12.004.

Schaum, C.; Lensch, D.; Cornel, P. (2016): Evaluation of the energetic potential of sewage sludge by characterization of its organic composition. In: *Water Science and Technology* 73 (12), S. 3072–3079. DOI: 10.2166/wst.2016.188.

Shahzad, Moazzam; Khan, Sher; Paul, Parneet (2015): Influence of Temperature on the Performance of a Full-Scale Activated Sludge Process Operated at Varying Solids Retention Times Whilst Treating Municipal Sewage. In: *Water* 7 (3), S. 855–867. DOI: 10.3390/w7030855.

Yenigün, Orhan; Demirel, Burak (2013): Ammonia inhibition in anaerobic digestion: A review. In: *Process Biochemistry* 48 (5-6), S. 901–911. DOI: 10.1016/j.procbio.2013.04.012.

6 Anhang

A.1 Eingabeform OptiNETZ-Input einer beispielhaften Anlage

Das Inputformat ist eine Text-Datei wie beispielsweise .csv oder .ascii. Diese enthalten keine Kopfzeile, diese wurde nur zur Verdeutlichung hier beigefügt.

Tag	N	P	COD	K	S	Diclo	oTS	TS	Res1	Res2	Q
1	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
2	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
3	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
4	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
5	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
6	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
7	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
8	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
9	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
10	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
11	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
12	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
13	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
14	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
15	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
16	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
17	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
18	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
19	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
20	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
21	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
22	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
23	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
24	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
25	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
26	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
27	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
28	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
29	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
30	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
31	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19
...											
365	4508,06677	3111,51066	215980,127	0	0	0	134987,579	220000	0	0	13,19

A.2 Folien IML

Projekt SATELLITE – Anlage A

Verfahrenstechniken im Haupt- und Satellitenbetrieb eines interkommunalen Recyclingzentrums für ein optimiertes regionales Nährstoffrecycling

Abschlussbericht Teilprojekt 5

Fraunhofer IML

Stand 20.11.2023

GEFÖRDERT VOM
Bundesministerium für Bildung und Forschung
FONA Forschung für Nachhaltige Entwicklung BMBF
RePhoR REGIONALES PHOSPHOR-RECYCLING
INGENIEURBÜRO DR. SABRINA BREITENKAMP
Fraunhofer IML

Inhaltsverzeichnis I

- **Ausgangssituation**
- **Datenbasis**
- **Basisszenarien**
- **Vor- und Nachteile von dezentraler vs. zentraler Entwässerung/Trocknung**
- **Begründung Ausschluss von Binnenschiffen**
- **Optimierte Szenarien**
- **Standortoptimierung Faulung KV Nienburg**

Inhaltsverzeichnis II

- **Budgetpreisanfrage LKW und Bahn**
- **Allgemeines Vorgehen zur Preisanfrage LKW, Bahn und Schiff**
- **Busfahrplan für die dezentrale Entwässerung in Nienburg**
- **Logistikkonzept auf Containerbasis**
- **Konzeptionierung Container**
- **Konzeptionierung Annahmestation**
- **Innovative Ansätze zur Reduzierung des CO_2-Ausstoßes**
- **Fazit und Ausblick**

Ausgangssituation - Projektziele

Das Forschungsprojekt SATELLITE fokussiert mit seinen Untersuchung auf die, dem eigentlichen Verbrennungs- und Rückgewinnungsprozess vor- und nachgelagerten, relevanten Verfahrensschritte auf den zuliefernden Kläranlagen, mit dem Ziel eine für das zentrale Recycling-Zentrum optimale Klärschlammqualität (Heizwert, P-Gehalt) zum optimalen Zeitpunkt (gleichmäßige Auslastung) mit dem geringsten Umweltimpact (Transport) bereitzustellen, bei gleichzeitig positiver Bilanz für die anliefernden regionalen Zentren, durch angepasste Verfahrensauswahl, regionale Wertstoffrückführung und Unterstützung bei der Bewirtschaftung. Im Einzelnen wird SATELLITE demonstrieren, wie

- durch eine konstruktive interkommunale Zusammenarbeit ein sehr hohes Maß an Synergien und ein in der Gesamtschau deutlich verbesserter Umweltschutz in landwirtschaftlich geprägten Regionen erreicht werden kann.
- durch spezifisch angepasste Anlagentechnik und –betrieb der regionalen Kläranlagen die Klärschlammqualitäten und damit die Wirtschaftlichkeit der Phosphorrückgewinnung gezielt positiv beeinflusst werden kann (TP 1 und TP 2).
- durch die Integration von Wirtschaftssubstraten und Stickstoff (TP 4) als regional relevanter Makronährstoff sowie die zeitliche Entkopplung der Nährstoffbereitstellung vom Nährstoffanfall durch eine bedarfs- und nutzerorientierte Rezyklat Aufbereitung und Lagerung (TP 6) eine erhöhte regionale Wertstoffrückführung erreicht werden kann.
- durch Abstimmung der Anlageninvestitionen in der Schlammbehandlung und hier insbesondere der energetisch relevanten Entwässerung/Trocknung im Gesamtverbund unter Einbeziehung lokaler Spezifika (TP 3) die thermische Klärschlammentsorgung wirtschaftlich und energetisch optimiert umgesetzt werden kann.
- durch Einbeziehung unterschiedlicher Transportmittel (Schiff, Bahn, LKW), Transportentfernung und Vorgabe des Entwässerungsgrades (Transportvolumen) in das Logistikkonzept (TP 5) eine Minimierung des negativen Einflusses auf die Umwelt erreicht werden kann.
- durch kommunale Interessensbündelung in einer GmbH (Risikoverteilung) und die gemeinsame Projektentwicklung eine kurzfristige Umsetzung innovativer, tragfähiger Entsorgungs- und Rückgewinnungskonzepte auch für kleinere und mittlere Kommunen möglich wird, bei gleichzeitig hoher Entsorgungssicherheit und Langfristigkeit.

Ausgangssituation – Arbeitspakete und Ziele Teilprojekt 5

- AP 5.1 Entwicklung Transportcontainer und Konzeptionierung Annahmestation
  - Ziele
    - ausgehend von den Anforderungen wird in der ersten Projektphase ein möglichst generischer Container konzipiert, der mit einfachen Mitteln auf unterschiedlichen Transportmitteln befördert werden kann
    - in der zweiten Projektphase ist eine prototypische Umsetzung des Containers angedacht
    - zur Entladung des Containers wird zusätzlich eine Annahmestation konzipiert, die einen hohen Automatisierungsgrad aufweist und den Anteil manueller Arbeit gering hält
  - Deliverables
    - Anforderungsprofil, Fertigungsunterlagen für die Fertigung eines Prototyps des Transportcontainers
    - (Prototyp des Transportcontainers (ext. Dienstleister/KNRN) in zweiter Projektphase)
    - Konzepte für eine automatisierte Annahmestation
  - Verantwortung
    - IML (in Absprache mit KNRN und Breitenkamp)

Ausgangssituation – Arbeitspakete und Ziele Teilprojekt 5

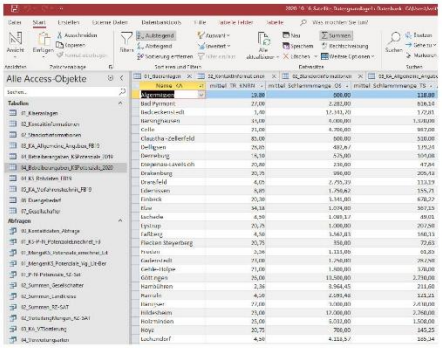
- AP 5.2 Logistikkonzept Containertransport
  - Ziele
    - Erstellung eines Logistikkonzepts im Einzugsgebiet bei Benutzung des entwickelten Transportcontainers
    - Erarbeitung eines möglichen Ablaufs zur Versorgung der Verbrennungsanlage bei möglicher Lagerung der Container auf dem Hof
  - Deliverables
    - Logistikkonzept zur Steuerung der Materialflüsse
  - Verantwortung
    - IML (in Absprache mit KNRN und Breitenkamp)
- AP 5.3 zentrales und semizentrales Transport- und Lagermanagement
  - Ziele
    - Entwicklung eines softwaregestützten Transport- und Lagermanagement Tools
  - Deliverables
    - Szenarienberechung verschiedener Konzepte (Phase 1)
    - D 5.3.2: Prototyp Steuerung Transport- und Lagermanagement (Phase 2)
  - Verantwortung
    - Breitenkamp mit Unterstützung des IML und in Absprache mit dem KNRN und ISAH

Ausgangssituation – Randbedingungen Hildesheim und KNRN

- Der Standort Hildesheim wurde aufgrund seiner zentralen Lage mit Anbindung an Straße, Schiene und Wasserwege ausgewählt
- Die Anlage wird zudem direkt neben der Kläranlage Hildesheim errichtet, sodass hier keine Transporte notwendig sind
- Angenommen wird die Anlieferung von 132.000 OS/a was bei ca. 25 t/LKW und einer 6-Tage-Woche zu insgesamt 5.280 Anlieferungen führen würde
- Um die Belastung in der Stadt zu minimieren hat das KNRN die Vorgabe bekommen, die Zahl der Anlieferungen per LKW auf 3.988 zu begrenzen
- Gelingen soll dies durch die Nutzung der unterschiedlichen Verkehrsträger und ein abgestimmtes Logistikkonzept

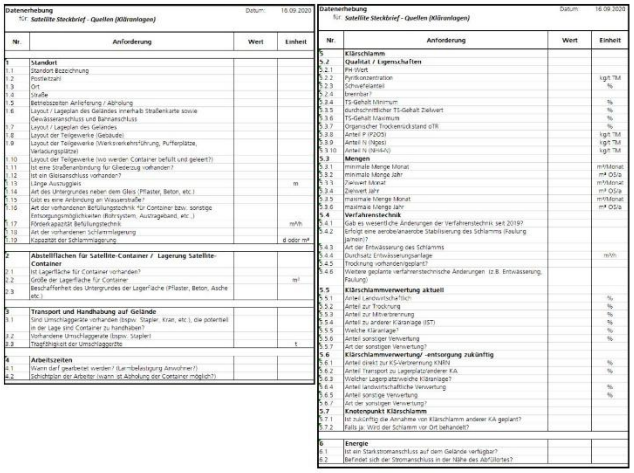
Datenbasis – Access Datenbank

- In der Konzeptphase wurde bereits eine Access Datenbank angelegt, in der verschiedene Informationen gebündelt wurden
  - Rudimentäre Information wie Adresse, Landkreis, Verband, Anzahl angeschlossener Einwohner
  - Quantitative Angaben wie Menge an Klärschlamm in OS/a, TR-Gehalt jeweils als historische Daten aus den Jahren 2016/2017/2018 und als Prognosedaten für die Jahre 2019 und 2020
- Die Datenbank wurde im Rahmen des Projekts aktualisiert und erweitert
  - Geografische Angaben wie Koordinaten und Google-Maps-Koordinaten sowie die Aktualisierung der Adressen
  - Angaben zu Gleis- und Wasserstraßenanschluss



Datenbasis – Standortsteckbriefe

- Um die Gegebenheiten an den einzelnen Kläranlagen näher zu beleuchten haben sich die ExpertInnen entschieden Standortsteckbriefe zu erstellen
- Dazu wurde ein Fragebogen entworfen, um möglichst viele Informationen von den beteiligten Kläranlagen zu sammeln
- Im Vordergrund standen die vorhandenen technischen Einrichtungen und verfügbaren Flächen



Datenerhebung — Datum: 16.09.2020

für: *Satellite Steckbrief - Quellen (Kläranlagen)*

Nr.	Anforderung	Wert	Einheit
1	**Standort**		
1.1	Standort Bezeichnung		
1.2	Postleitzahl		
1.3	Ort		
1.4	Straße		
1.5	Betriebszeiten Anlieferung / Abholung		
1.6	Layout / Lageplan des Geländes innerhalb Straßenkarte sowie Gewässeranschluss und Bahnanschluss		
1.7	Layout / Lageplan des Geländes		
1.8	Layout der Teilgewerke (Gebäude)		
1.9	Layout der Teilgewerke (Werksverkehrsführung, Pufferplätze, Verladungsplätze)		
1.10	Layout der Teilgewerke (wo werden Container befüllt und geleert?)		
1.11	Ist eine Straßenanbindung für Gliederzug vorhanden?		
1.12	Ist ein Gleisanschluss vorhanden?		
1.13	Länge Ausbaugleis		m
1.14	Art des Untergrundes neben dem Gleis (Pflaster, Beton, etc.)		
1.15	Gibt es eine Anbindung an Wasserstraße?		
1.16	Art der vorhandenen Befüllungstechnik für Container bzw. sonstige Entsorgungsmöglichkeiten (Rohrsystem, Austragband, etc.)		
1.17	Pumpenkapazität Befüllungstechnik		m³/h
1.18	Art der vorhandenen Schlammlagerung		
1.19	Kapazität der Schlammlagerung		d oder m³
2	**Abstellflächen für Satellite-Container / Lagerung Satellite-Container**		
2.1	Ist Lagerfläche für Container vorhanden?		
2.2	Größe der Lagerfläche für Container		m²
2.3	Beschaffenheit des Untergrundes der Lagerfläche (Pflaster, Beton, Asche etc.)		
3	**Transport und Handhabung auf Gelände**		
3.1	Sind Umschlaggeräte vorhanden (bspw. Stapler, Kran, etc.), die potentiell in der Lage sind Container zu handhaben?		
3.2	Vorhandene Umschlaggeräte (bspw. Stapler)		
3.3	Tragfähigkeit der Umschlaggeräte		t
4	**Arbeitszeiten**		
4.1	Wann darf gearbeitet werden? (Lärmbelästigung Anwohner?)		
4.2	Schichtplan der Arbeiter (wann ist Abholung der Container möglich?)		

Datenerhebung — Datum: 16.09.2020

für: *Satellite Steckbrief - Quellen (Kläranlagen)*

Nr.	Anforderung	Wert	Einheit
5	**Klärschlamm**		
5.2	**Qualität / Lagerschüttern**		
5.2.1	PH-Wert		
5.2.2	Pyridinzentration		kg/t TM
5.2.3	Schwefelanteil		%
5.2.4	Brennbar?		
5.3.4	TS-Gehalt Minimum		%
5.3.5	durchschnittlicher TS-Gehalt Zielwert		%
5.3.6	TS-Gehalt Maximum		%
5.3.7	Organischer Trockenrückstand oTR		%
5.3.8	Anteil P (P2O5)		kg/t TM
5.3.9	Anteil N (Nges)		kg/t TM
5.3.10	Anteil N (NH4N)		kg/t TM
5.3	**Mengen**		
5.3.1	minimale Menge Monat		m³/Monat
5.3.2	minimale Menge Jahr		m³ OS/a
5.3.3	Zielwert Monat		m³/Monat
5.3.4	Zielwert Jahr		m³ OS/a
5.3.5	maximale Menge Monat		m³/Monat
5.3.6	maximale Menge Jahr		m³ OS/a
5.4	**Verfahrenstechnik**		
5.4.1	Gab es wesentliche Änderungen der Verfahrenstechnik seit 2019?		
5.4.2	Erfolgt eine aerobe/anaerobe Stabilisierung des Schlamms (Faulung Jahrein)?		
5.4.3	Art der Entwässerung des Schlamms		
5.4.4	Durchsatz Entwässerungsanlage		m³/h
5.4.5	Trocknung vorhanden/geplant?		
5.4.6	Weitere geplante verfahrenstechnische Änderungen (z.B. Entwässerung, Faulung)		
5.5	**Klärschlammverwertung aktuell**		
5.5.1	Anteil Landwirtschaftlich		%
5.5.2	Anteil zur Trocknung		%
5.5.3	Anteil zur Mitverbrennung		%
5.5.4	Anteil zu anderer Kläranlage (IST)		%
5.5.5	Welche Kläranlage?		%
5.5.6	Anteil sonstiger Verwertung		%
5.5.7	Art der sonstiger Verwertung?		
5.6	**Klärschlammverwertung/ -entsorgung zukünftig**		
5.6.1	Anteil direkt zur KS-Verbrennung KMBV		%
5.6.2	Anteil Transport zu Lagerplatz/anderer KA		%
5.6.3	Welcher Lagerplatz/welche Kläranlage?		
5.6.4	Anteil landwirtschaftliche Verwertung		%
5.6.5	Anteil sonstige Verwertung		%
5.6.7	Art der sonstigen Verwertung?		
5.7	**Knotenpunkt Klärschlamm**		
5.7.1	Ist zukünftig die Annahme von Klärschlamm anderer KA geplant?		
5.7.2	Falls ja: Wird der Schlamm vor Ort behandelt?		
6	**Energie**		
6.1	Ist ein Starkstromanschluss auf dem Gelände verfügbar?		
6.2	Befindet sich der Stromanschluss in der Nähe des Abfüllortes?		

Fraunhofer IML

Datenbasis – Standortsteckbriefe Auswertung

- Nur wenige Kläranlagen haben sich ausführlich mit der Thematik beschäftigt
- Insgesamt fiel die Resonanz auch nach mehrfachen Nachfragen gering aus
- Die gegebenen Antworten sind trotzdem eine gute Basis und geben ein Gefühl wie unterschiedlich die Anlagen sind hinsichtlich
  - Schlammmengen und Schlammqualitäten
  - Verfahren
  - Größe
  - Speicherkapazität
  - technischer Ausstattung

Fraunhofer IML

Datenbasis – Besichtigung Kläranlage Hannover Gümmerwald

- Für eine genauere Vorstellung der Prozesse haben sich mehrere Mitarbeiter des IML die Kläranlage Gümmerwald bei Hannover angesehen
  - Aufgrund der Pandemie und der Terminsituation war im Herbst 2020 keine Kläranlage im Einzugsbereich des KNRN zu besichtigen
- Neben den allgemeinen Prozessen einer Kläranlage, waren insbesondere die Schlammbehandlung von Interesse
- Durch die verschiedenen Prozessschritte konnte ein Eindruck von den verschiedenen Konsistenzen des Klärschlamms mit unterschiedlichem TR-Gehalt gewonnen werden
- Auch die Lagerung und das Handling von entwässertem Schlamm auf einer überdachten Fläche konnte besichtigt werden
  - Das Handling erfolgte mittels Radlader und Muldenkipper
  - Bzw. über Förderbänder innerhalb der Gebäude



Bildquelle: https://www.hannover.de/Leben-in-der-Region-Hannover/Umwelt-Nachhaltigkeit/Wasser-Abwasser/Abwasser/Stadtentw%C3%A4sserung-Hannover/Abwasserreinigung/Kl%C3%A4rwerke/Kl%C3%A4rwerk-Gl%C3%BCmmerwald

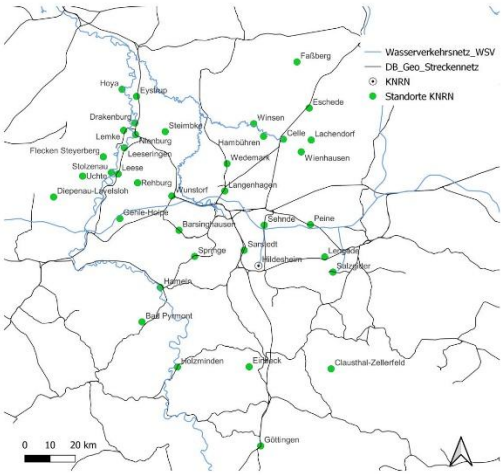
Fraunhofer IML

Datenbasis – Erstellung GIS-Modell

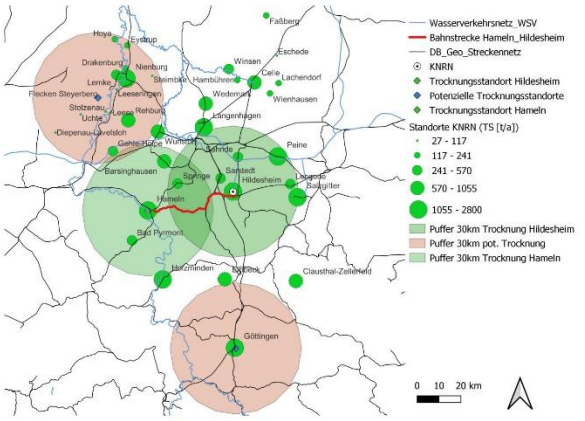
- Zur Visualisierung der Lage der einzelnen Kläranlagen und deren Anbindung an das Straßen-, Schienen- und Wassernetz wurde ein GIS-Modell aufgebaut
- Die einzelnen Kläranlagen, die geplanten Trocknungszentren sowie das KNRN in Hildesheim wurden als einzelne Layer erstellt
- Durch das Einzeichnen von Puffern um die geplanten Trocknungsstandorte mit 30km Luftlinie konnte eine räumliche Clusterung der Kläranlagen erstellt werden
- Der Layer der Kläranlagenstandorte wurden um Informationen zu den Schlammengen ergänzt, welche so ebenfalls räumlich dargestellt werden konnten
- Durch Visualisierung und Clusterung konnten Szenarien für ein Logistikkonzept erstellt werden, welche die Auswirklungen auf die zu transportierenden Container aufzeigen
- Infrastruktur-Layer:
  - DB-Schienen-Netz (OpenSource)
  - OSM-Datensatz (Straßentyen: Autobahn, Bundesstraße etc., Pol, Bahnhaltestellen) (OpenSource)
  - Verkehrsnetz der Bundeswasserstraßen WSV (OpenSource)

Fraunhofer IML

Datenbasis – Erstellung GIS-Modell



Standorte KNRN



Standorte inkl. Puffer und Schlammmengen

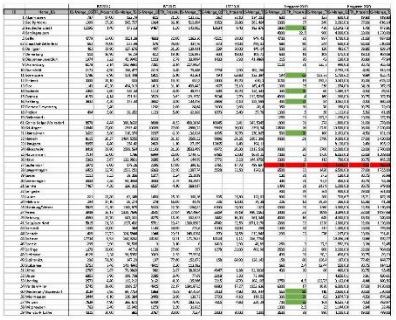
Datenbasis – Rückmeldungen einzelner Kläranlagen oder Verbände

- Zusätzlich zu den Steckbriefen und der Access-Datenbank fanden im Verlauf des Projekts weitere gezielte Gespräche mit Verantwortlichen einzelner Kläranlagen oder Verbünden statt
- In diesen Gesprächen wurden die unterschiedlichen Anforderungen und Möglichkeiten hinsichtlich Lagerung und Transport des Schlamms noch einmal eindrücklich klar
  - kleinere Anlagen haben nur begrenzte technische Ausstattungen, insbesondere hinsichtlich Handling von Containern
  - je nach Art der Schlämme (flüssig oder entwässert) unterscheidet sich auch die Möglichkeit der Containerbeladung
  - verfügbare Flächen sind nicht abhängig von der Größe der Kläranlage, sondern vom Standort (stadtnahe Standorte sind eher eingeschränkt als ländliche Anlagen)
  - die Möglichkeiten Schlamm innerhalb der Anlage zu Lagern unterscheiden sich ebenfalls sehr stark und reichen von einigen Tagen bis zu mehreren Monaten

→ die Gespräche wurden ebenfalls dazu genutzt die Anforderungen an einen Container zu ermitteln und den jeweiligen Entwicklungsstand spiegeln und Rückmeldung aufzunehmen

Datenbasis – Datengrundlage für Szenarien

- für die Erstellung des Logistikkonzeptes werden ausschließlich die Prognosewerte herangezogen, vorzugsweise die Werte für 2020
  - für die Kläranlagen Baddeckenstedt, Edemissen, Eschede, Faßberg, Hambühren, Verden/Aller, Wedemark/Bissendorf, Wienhausen und Winsen werden abweichend die Prognosewerte von 2019 verwendet (nach Absprache mit Fr. Breitenkamp, da die Angaben für 2020 insbesondere beim TR-Gehalt nicht vollständig korrekt sind)
  - die Daten für die Kläranlage Lachendorf sind inkonsistent, hier ist eine weitere Klärung notwendig um verwendbare Daten zu erhalten
- alle Abweichungen sind in der angehängten Excel-Datei markiert



Basisszenarien – Allgemeine Annahmen

- Grundlage für die ersten Szenarien sind die gemeinsam zusammengetragenen Daten
- Folgende Annahmen liegen der Berechnung zugrunde
  - Transportcontainer hat Fassungsvermögen von 20 t
  - Muldenkipper haben ein Fassungsvermögen von 24 t
  - Das Volumen findet zur Vereinfachung zunächst keine Beachtung
- Ziele der Szenarien
  - Grundsätzliche Aussage über notwendige LKW-Transporte
  - Identifizierung von Hebeln zur Senkung der LKW-Transporte

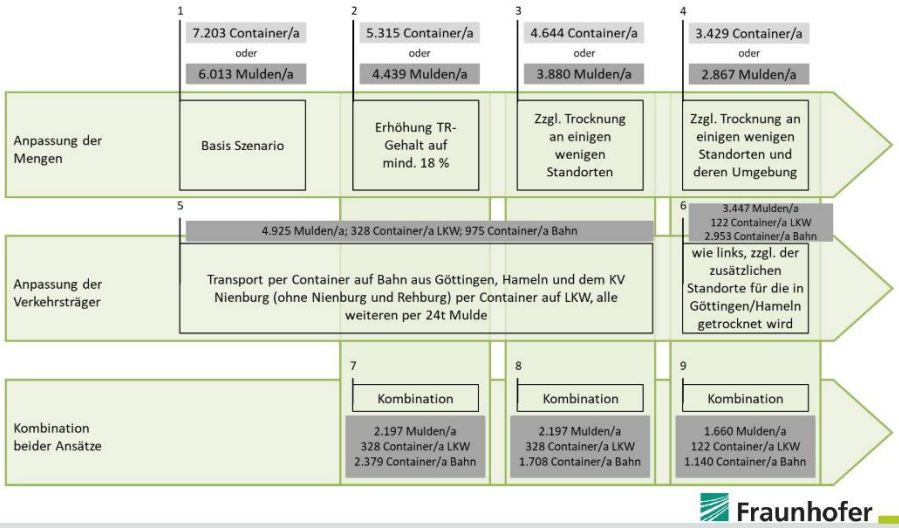
Basisszenarien – Beschreibung der Szenarien I

Szenario	Beschreibung
1	Keine Veränderung der TR-Gehalte, Transport ausschließlich per LKW (24-t-Mulde oder 20-t-Container)
2	Alle Kläranlagen entwässern auf mind. 18 % TR-Gehalt, Transport ausschließlich per LKW (24-t-Mulde oder 20-t-Container)
3	Zzgl. zur Erhöhung des TR-Gehalts wird an den Standorten Göttingen und Hameln auf 85 % TR-Gehalt getrocknet, Transport ausschließlich per LKW (24-t-Mulde oder 20-t-Container)
4	Zzgl. nehmen Göttingen (Dransfeld, Einbeck, Uschlag, Speele) und Hameln (Bad Pyrmont, Barsinghausen, Gehle-Holpe, Holzminden, Springe, Wunstorf-Luthe, KV Nienburg ohne Drakenburg, Eystrup, Nienburg, Steimbke) Fremdschlamm aus der Umgebung an und trocknen diesen ebenfalls auf 85 % TR-Gehalt
5	Keine Veränderung der TR-Gehalte, Transport von Göttingen und Hameln per Bahn und Container, KV Nienburg (ohne Nienburg und Rehburg) per LKW und Container, alle übrigen Standorte per LKW und Mulde
6	Keine Veränderung der TR-Gehalte, Transport von Göttingen inkl. umliegender Standorte (Dransfeld, Einbeck, Uschlag, Speele) und Hameln inkl. umliegender Standorte (Bad Pyrmont, Barsinghausen, Gehle-Holpe, Holzminden, Springe, Wunstorf-Luthe, KV Nienburg ohne Drakenburg, Eystrup, Nienburg, Steimbke) per Bahn und Container, alle übrigen Standorte per LKW und Mulde

Basisszenarien – Beschreibung der Szenarien II

Szenario	Beschreibung
7	Der TR-Gehalt wird an allen Kläranlagen auf mind. 18 % angehoben, Transport von Göttingen und Hameln per Bahn und Container, KV Nienburg (ohne Nienburg und Rehburg) per LKW und Container, alle übrigen Standorte per LKW und Mulde
8	Zzgl. zur Erhöhung des TR-Gehalts wird an den Standorten Göttingen und Hameln auf 85 % TR-Gehalt getrocknet, Transport von Göttingen und Hameln per Bahn und Container, KV Nienburg (ohne Nienburg und Rehburg) per LKW und Container, alle übrigen Standorte per LKW und Mulde
9	Zzgl. nehmen Göttingen (Dransfeld, Einbeck, Uschlag, Speele) und Hameln (Bad Pyrmont, Barsinghausen, Gehle-Holpe, Holzminden, Springe, KV Nienburg ohne Drakenburg, Eystrup, Nienburg, Steimbke) Fremdschlamm aus der Umgebung an und trocknen diesen ebenfalls auf 85 % TR-Gehalt, Transport von Göttingen inkl. umliegender Standorte (Dransfeld, Einbeck, Uschlag, Speele) und Hameln inkl. umliegender Standorte (Bad Pyrmont, Barsinghausen, Gehle-Holpe, Holzminden, Springe, Wunstorf-Luthe, KV Nienburg ohne Drakenburg, Eystrup, Nienburg, Steimbke) per Bahn und Container, alle übrigen Standorte per LKW und Mulde

Basisszenarien – Matrixdarstellung der Transporte



Fraunhofer IML

Basisszenarien – Berechnungen auf Containerbasis

0. Ist-Zustand

28-69 Container/Tag

Ø 36 Container am Tag (Betrachtung über vier Wochen, Sonntage mitgerechnet)

ca. 5.300 km je Tag (Hin- und Rückfahrt)

KNRN - Hildesheim

Mo	Di	Mi	Do	Fr	Sa	So	Mo	Di	Mi	Do	Fr	Sa	So	Mo	Di	Mi	Do	Fr	Sa	So	Mo	Di	Mi	Do	Fr	Sa	So	Sparklines
64	36	41	37	45	28	0	69	58	29	45	28	40	0	78	31	46	28	55	33	0	64	48	39	40	33	40	0	

Durchschnittliche Betrachtung über vier Wochen

1. Einstufige Entwässerung auf min. 24% TR

11-56 Container/Tag

Ø 19 Container am Tag (Betrachtung über vier Wochen, Sonntage mitgerechnet)

ca. 2.480 km je Tag (Hin- und Rückfahrt)

KNRN - Hildesheim

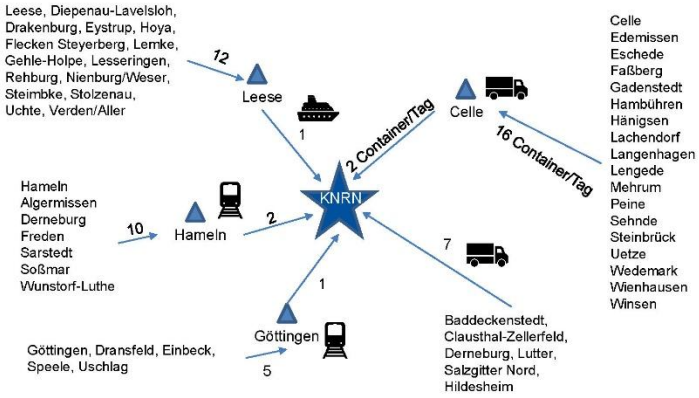
Mo	Di	Mi	Do	Fr	Sa	So	Mo	Di	Mi	Do	Fr	Sa	So	Mo	Di	Mi	Do	Fr	Sa	So	Mo	Di	Mi	Do	Fr	Sa	So	Sparklines
29	14	19	22	21	11	0	31	56	11	21	11	19	0	29	12	21	11	55	13	0	29	22	22	19	13	19	0	

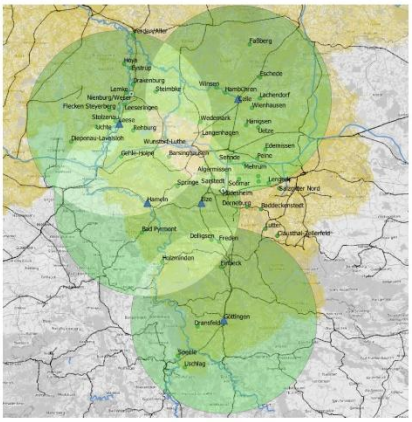
Durchschnittliche Betrachtung über vier Wochen

Fraunhofer IML

Basisszenarien – Berechnungen auf Containerbasis

4 Trocknungsstandorte





→ **ca. 13** Container pro Tag
(großzügig berechnet, Durchschnittsbetrachtung)

Fraunhofer IML

Basisszenarien – Erkenntnisse

- Reduzierung Verkehrsaufkommen allgemein
  - Durch eine Erhöhung des TR-Gehalts sinkt die zu transportierende Menge erheblich
  - Bereits eine Entwässerung und eine Steigerung auf mind. 18% TR-Gehalt senkt die Anzahl der Transport im vorliegenden Fall um ca. 25%
  - Die Trocknung an ausgewählten Standorten (an denen die Voraussetzungen stimmen) reduziert das Aufkommen weiter, verstärkt wird dieser Effekt, wenn auch Kläranlagen in unmittelbarer Nähe der Trocknungsstandorte ihren Klärschlamm dort trocknen lassen
- Senkung der LKW-Transporte
  - Eine Verlagerung auf die Bahn ist aus logistischer Sicht sinnvoll
  - Damit die Verlagerung für die Kommunen wirtschaftlich ist, sind viele Randbedingungen zu beachten (z.B. Gleisanschluss mit Lagerfläche erreichbar, Auszugsgleise zum Abstellen der Waggons, Abwägungen Kauf/Dauermiete/Dienstleister (darauf wird an anderer Stelle genauer eingegangen))
- Zwischenfazit
  - Aus logistischer Sicht ist eine Reduzierung der zu transportierenden Mengen anzustreben
  - Eine Bündelung in Trocknungszentren senkt die erforderliche Transportleistung zusätzlich

Fraunhofer IML

Zentrale/dezentrale Entwässerung und Trocknung

- Dezentrale Entwässerung an den Kläranlagen
  - \+ Verringert die zu transportierende Masse an Klärschlamm
  - \+ Ist mit verhältnismäßig einfachen Mitteln zu organisieren
    - Mobile Entwässerungsanlagen können im Wechsel mehrere Kläranlagen bedienen
    - Für größere Kläranlagen kann eine stationäre Entwässerung gebaut werden
  - – Je nach Geschäfts- bzw. Vergütungsmodell bringt die Entwässerung den Kläranlagen keine Vorteile
- Zentrale Trocknung in Trocknungszentren
  - \+ Transportwege können minimiert werden
  - \+ Gesamtmasse zum Transport in das Recyclingzentrum wird reduziert
  - \+ Überschüssige Energie an ausgewählten Standorten kann genutzt werden
  - – Nur wenige Standorte eignen sich für die Trocknung, da häufig keine günstige Energiequelle vorhanden ist

→ Aus logistischer Sicht sind beide Schritte sinnvoll um die zu transportierende Gesamtmasse gering zu halten und unnötige Transporte zu vermeiden

Ausschluss von Binnenschiffen für den KNRN

- Nach Auswertung aller Daten, ergibt sich für das Projektgebiet folgende Situation
  - Kläranlagen mit direktem Anschluss für eine einfache Beladung eines Schiffes sind nicht vorhanden
  - Alternativ müsste eine Fläche an einem Hafen angemietet werden bzw. das Transportgut just in time angeliefert werden – in beiden Fällen ist ein Vorlauf per LKW notwendig
  - Aufgrund der insgesamt geringen Entfernungen im Projektgebiet, ist ein zusätzlicher Umschlag mit einem Vorlauf über wenige Kilometer für eine Schifffahrt mit ebenfalls geringen Distanzen nicht sinnvoll
  - Der Hafen in Hildesheim liegt direkt am geplanten Recyclingzentrum, weist aber ebenfalls Restriktionen auf
    - hohe Schiffe sind aufgrund einer Straßenbrücke vor der Hafeneinfahrt nicht zulässig
    - für die Entladung des Schiffes müsste entweder die dem Recyclingzentrum gegenüberliegende Seite des Hafens genutzt werden (was einen kurzen Nachlauf innerhalb des Hafens erfordern würde) oder die Krananlage an der Kaimauer des Recyclingszentrums müsste erneuert werden

→ der wirtschaftliche Transport per Schiff ist in diesem Fall sehr unwahrscheinlich und wird daher nicht weiter betrachtet

Transport von Klärschlamm per Binnenschiff

- Aus dem Forschungsprojekt lassen sich folgende Erkenntnisse ableiten
  - Nur wenige Kläranlagen befinden sich überhaupt in der Nähe eines Flusses oder Kanals der Binnenschifffahrt ermöglicht (Anlegestellen sind ggf. noch weiter entfernt)
  - Ein Recyclingzentrum oder eine Klärschlammverbrennungsanlage mit eigener Anlegestelle oder im direkten Umfeld eines Hafens ist die Ausnahme
  - Für den Transport werden Container benötigt, die auch an Bord der Binnenschiffe transportiert werden können oder der Klärschlamm muss als Schüttgut transportiert werden
    - dabei muss der TR-Gehalt passen sowie ggf. Vorschriften für den Transport berücksichtigt werden
    - der Umschlag von Klärschlamm als Schüttgut erfordert ggf. zusätzliche Fördertechnik an den Umschlagstellen
  - Binnenschiffe sind erst bei gewissen Mengen wirtschaftlich, die von kleineren Kläranlagen nicht erreicht werden

→ Insgesamt müssen viele Voraussetzungen erfüllt werden, um einen wirtschaftlichen Transport per Binnenschiff sicherzustellen

→ Die Voraussetzungen sind im Einzelfall zu prüfen

Optimierte Szenarien – Ausgangssituation

- Ausgehend von den ersten Szenarien werden bei den optimierten Szenarien weitere Randbedingungen berücksichtigt
  - alle Standorte entwässern ihren Schlamm auf mindestens 20% TR-Gehalt
  - KNRN hat potentielle Trocknungsstandorte festgelegt (Hameln, Göttingen, Flecken-Steyerberg (Oxxynova))
  - Binnenschifffahrt ist aufgrund der örtlichen Gegebenheiten und der geringen Mengen keine Option
- Für unterschiedliche Cluster wird jeweils die zu transportierende Menge in Tonnen angegeben
  - Eine Umrechnung in Container erfolgt nicht, da dieser nicht für alle Relationen sinnvoll nutzbar ist
- Annahmen
  - Für alle Trocknungsstandorte wird eine Trocknung auf 85-90% angenommen

Optimierte Szenarien 1 – semizentrale Trocknung

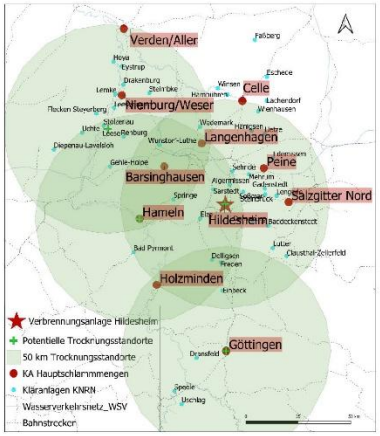
→ Trocknungsstandort Hameln
→ Entwässerung auf min. 20/23%

Bad Pyrmont
Barsinghausen
Diepenau-Lavelsloh
Drakenburg
Eystrup
Flecken Steyerberg
Gehle-Holpe
(Volksdorf)
Hameln
Holzminden
Hoya
Leese
Leeseringen
Lemke
Nienburg/Weser
Rehburg
Springe
Steimbke
Stolzenau
Uchte
Wunstorf- Luthe



Algermissen
Baddeckenstedt
Celle
Clausthal-Zellerfeld
Delligsen
Derneburg
Edemissen
Einbeck
Elze
Eschede
Faßberg
Freden
Gadenstedt
Hambühren
Hänigsen
Hildesheim
Lachendorf
Langenhagen
Lengede
Lutter
Mehrum
Peine
Salzgitter Nord
Sarstedt
Sehnde
Soßmar
Steinbrück
Uetze
Verden/Aller
Wedemark/Bissendorf
Wienhausen
Winsen
Wipshausen

Göttingen
Dransfeld
Speele
Uschlag

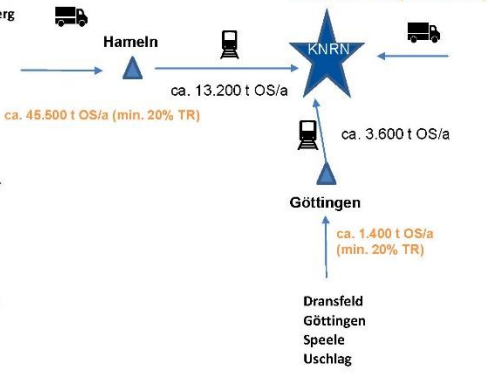


Fraunhofer IML

Optimierte Szenarien 2 – semizentrale Trocknung

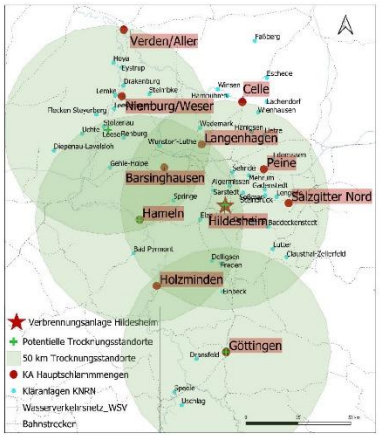
→ Trocknungsstandorte Hameln, Göttingen
→ Entwässerung auf min. 20/23%

Bad Pyrmont
Barsinghausen
Diepenau-Lavelsloh
Drakenburg
Eystrup
Flecken Steyerberg
Gehle-Holpe
(Volksdorf)
Hameln
Holzminden
Hoya
Leese
Leeseringen
Lemke
Nienburg/Weser
Rehburg
Springe
Steimbke
Stolzenau
Uchte
Wunstorf- Luthe



Dransfeld
Göttingen
Speele
Uschlag

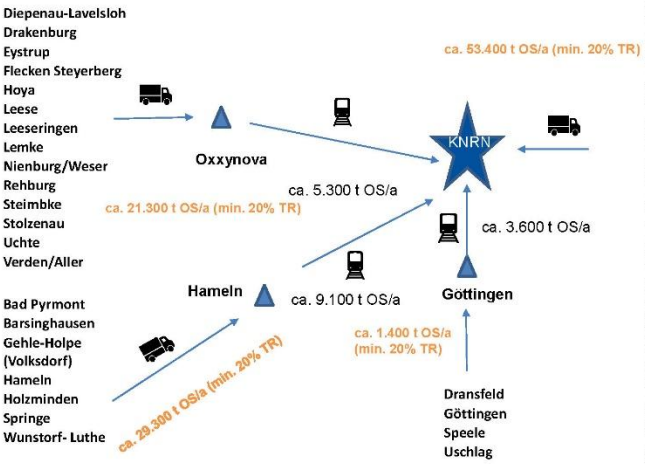
Algermissen
Baddeckenstedt
Celle
Clausthal-Zellerfeld
Delligsen
Derneburg
Edemissen
Einbeck
Elze
Eschede
Faßberg
Freden
Gadenstedt
Hambühren
Hänigsen
Hildesheim
Lachendorf
Langenhagen
Lengede
Lutter
Mehrum
Peine
Salzgitter Nord
Sarstedt
Sehnde
Soßmar
Steinbrück
Uetze
Verden/Aller
Wedemark/Bissendorf
Wienhausen
Winsen
Wipshausen



Fraunhofer IML

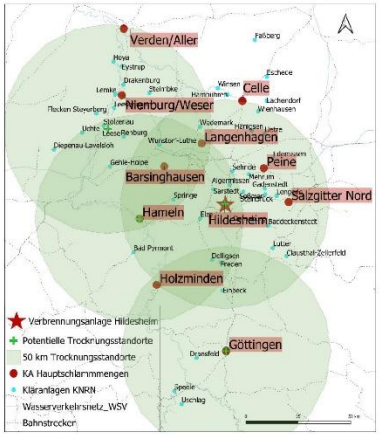
Optimierte Szenarien 3 – semizentrale Trocknung

→ Trocknungsstandorte Hameln, Göttingen, Nienburg
→ Entwässerung auf min. 20/23%



Algermissen
Baddeckenstedt
Celle
Clausthal-Zellerfeld
Delligsen
Derneburg
Edemissen
Einbeck
Elze
Eschede
Faßberg
Freden
Gadenstedt
Hambühren
Hänigsen
Hildesheim
Lachendorf

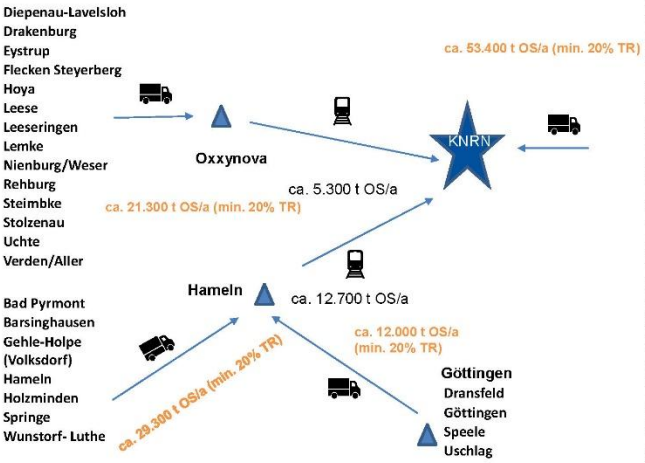
Langenhagen
Lengede
Lutter
Mehrum
Peine
Salzgitter Nord
Sarstedt
Sehnde
Soßmar
Steinbrück
Uetze
Wedemark/Bissendorf
Wienhausen
Winsen
Wipshausen



Fraunhofer IML

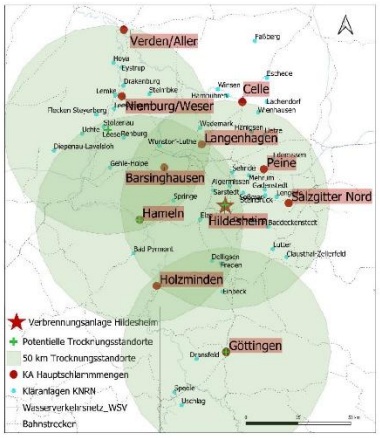
Optimierte Szenarien 4 – semizentrale Trocknung

→ Trocknungsstandorte Hameln, Nienburg
→ Entwässerung auf min. 20/23%



Algermissen
Baddeckenstedt
Celle
Clausthal-Zellerfeld
Delligsen
Derneburg
Edemissen
Einbeck
Elze
Eschede
Faßberg
Freden
Gadenstedt
Hambühren
Hänigsen
Hildesheim
Lachendorf

Langenhagen
Lengede
Lutter
Mehrum
Peine
Salzgitter Nord
Sarstedt
Sehnde
Soßmar
Steinbrück
Uetze
Wedemark/Bissendorf
Wienhausen
Winsen
Wipshausen



Fraunhofer IML

Optimierte Szenarien – Zwischenfazit

- Alle Szenarien erfüllen die von der Stadt Hildesheim auferlegten Restriktionen
- Aus rein logistischer Sicht, sind mehrere Trocknungsstandorte aufgrund der geringeren erforderlichen Transportleistung wünschenswert
  - Der höhere Organisationsaufwand durch den Bahntransport von mehreren Trocknungszentren ist in einem weiteren Schritt zu bewerten
- Welches Szenario für den KNRN letztlich gewählt wird, hängt von vielen Faktoren ab
  - Welche Standorte beliefern das Recyclingzentrum letztlich?
  - Wo sind Trocknungsstandorte wirtschaftlich zu betreiben?
  - Sind Gleisanschlüsse wie gewünscht nutzbar und sinnvoll?

Standortoptimierung – Faulung KV Nienburg

- Unabhängig von allen Überlegungen des KNRN entwickelt der KV Nienburg eigene Ideen zur Verbesserung der Klärschlämme seiner Kläranlagen
- Neben der Schlammqualität und der benötigten Transportleistung, erfolgt eine Betrachtung der wirtschaftlichen Faktoren
- Durch den Einsatz einer semizentralen Faulung an einem gut gewählten Standort, lassen sich Einnahmen erzielen
- Zur Auswahl des Standortes haben die Experten des IML ein Excel-Tool erstellt, um die minimale Transportleistung zu ermitteln
- In der Auswertung wurden auch die Einflüsse einer solaren Trocknung bzw. einer Volltrocknung im Einzugsgebiet des KV Nienburg untersucht
- Zu beachten ist, dass im Fall der semizentralen Faulung auch die Entwässerung am Standort der Faulung erfolgt

Standortoptimierung 1 – Nur Entwässerung

Szenario 1:
→ Schlammtransport (alle KA) zu Trocknungsstandort HM
→ Entwässerung auf min. 20-23% (→ Abstimmung Wert mit KNRN am 22.02.22)

Diepenau-Lavelsloh
Drakenburg
Eystrup
Flecken Steyerberg
Hoya
Leese
Leeseringen
Lemke
Nienburg/Weser
Rehburg
Steimbke
Stolzenau
Uchte

16.122 t OS/a
→ ~ 650 LKW/a
→ 1.379.206 tkm/a

4.080 t/a mit 85% TR-Gehalt
→ ~ 164 Container/a
→ 195.771 tkm/a



Gesamttransportleistung: 1.574.977 tkm/a

Investitionsentscheidungen
→ Anzahl erforderlicher mobiler Entwässerungseinheiten (→ anhand „Busfahrplan“)

Bewertungskriterien
→ Kosten: Invest, Betrieb, Transport
→ CO2e: ggf. Bau/Betrieb, Transport

Standortoptimierung 2a – semizentrale Faulung

→ Semizentrale Faulung + Entwässerung im Landkreis Nienburg
→ Schlammtransport zu Trocknungsstandort HM

Diepenau-Lavelsloh
Drakenburg
Eystrup
Flecken Steyerberg
Hoya
Leese
Leeseringen
Lemke
Nienburg/Weser
Rehburg
Steimbke
Stolzenau
Uchte



Transportleistung von den Kläranlagen zu einem semizentralen Standort in tkm/a

	Diepenau-Lavelsloh	Drakenburg	Eystrup	Flecken Steyerberg	Hoya	Leese	Leeseringen	Lemke	Nienburg/Weser	Rehburg	Steimbke	Stolzenau	Uchte
Diepenau-Lavelsloh	-	80.248	93.145	43.836	93.145	47.289	65.938	67.351	73.083	61.619	93.145	44.423	28.660
Drakenburg	406.676	-	79.871	188.786	130.698	196.047	108.915	79.871	50.827	210.569	123.437	208.308	297.701
Eystrup	366.210	61.974	-	202.824	56.340	202.824	135.236	112.680	90.144	214.092	146.484	208.458	281.700
Flecken Steyerberg	99.200	80.600	111.600	-	111.600	37.200	52.700	52.700	65.100	83.700	108.500	27.900	49.600
Hoya	180.180	49.896	27.720	99.792	-	113.652	80.388	52.668	58.212	119.196	85.932	105.336	138.600
Leese	35.541	29.079	38.772	12.924	44.157	-	14.001	24.771	22.617	24.771	36.618	4.308	15.078
Leeseringen	181.378	59.145	94.632	67.081	114.347	51.259	-	59.145	35.487	82.803	86.746	55.202	106.461
Lemke	307.239	71.907	130.740	111.129	124.203	150.351	98.055	-	32.685	176.499	124.203	124.203	202.647
Nienburg/Weser	306.000	42.000	96.000	126.000	126.000	126.000	54.000	30.000	-	144.000	90.000	138.000	210.000
Rehburg	172.000	116.000	152.000	108.000	172.000	92.000	84.000	108.000	96.000	-	112.000	96.000	108.000
Steimbke	196.495	51.391	78.598	103.805	93.713	102.782	66.506	57.437	43.345	84.644	-	103.805	148.127
Stolzenau	152.551	187.788	182.077	44.289	186.998	19.684	68.894	93.498	113.183	118.104	172.235	-	68.894
Uchte	98.940	202.827	247.330	79.132	247.330	69.258	133.569	153.357	173.145	138.569	242.403	69.258	-
tkm	2.502.350	982.855	1.332.505	1.191.588	1.300.551	1.208.346	962.167	891.479	855.828	1.433.566	1.421.708	1.182.201	1.655.468
Rang	13	4	8	6	11	7	3	2	1	10	9	5	12

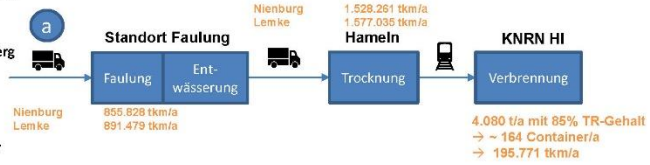
Transportleistung von den Kläranlagen zu einem semizentralen Standort in tkm/a (ohne Nienburg und Rehburg)

tkm	2.024.300	824.855	1.084.505	957.588	1.202.551	990.346	824.162	753.479	759.828	1.309.566	1.219.708	948.201	1.337.468
Rang	13	4	8	6	9	7	3	1	2	11	10	5	12

Standortoptimierung 2a – semizentrale Faulung

→ Semizentrale Faulung + Entwässerung im Landkreis Nienburg
→ Schlammtransport zu Trocknungsstandort HM

Diepenau-Lavelsloh
Drakenburg
Eystrup
Flecken Steyerberg
Hoya
Leese
Leeseringen
Lemke
Nienburg/Weser
Rehburg
Steimbke
Stolzenau
Uchte



	Diepenau-Lavelsloh	Drakenburg	Eystrup	Flecken Steyerberg	Hoya	Leese	Leeseringen	Lemke	Nienburg/Weser	Rehburg	Steimbke	Stolzenau	Uchte
Diepenau-Lavelsloh	-	80.248	93.145	45.856	93.145	47.289	60.918	67.351	73.083	61.619	93.145	44.423	28.660
Drakenburg	406.636	-	79.871	188.786	130.698	196.047	108.915	79.871	50.827	210.568	123.437	208.308	297.701
Eystrup	366.230	61.974	-	202.824	96.340	202.824	135.216	112.680	90.144	214.052	146.484	208.458	281.700
Flecken Steyerberg	99.200	80.600	111.600	-	111.600	37.200	52.700	52.700	65.100	83.700	108.500	27.900	48.600
Hoya	180.180	49.896	27.720	99.792	-	113.652	80.388	52.668	58.212	119.196	85.932	105.336	138.600
Leese	35.541	29.079	38.772	12.924	44.157	-	14.001	24.771	22.617	24.771	36.618	4.308	13.078
Leeseringen	181.378	59.145	94.632	67.081	114.347	51.259	-	59.145	35.487	82.803	86.746	55.202	106.461
Lemke	307.239	71.907	130.740	111.129	124.203	150.351	98.055	-	32.685	176.499	124.203	124.203	202.647
Nienburg/Weser	306.000	42.000	96.000	126.000	126.000	126.000	54.000	30.000	-	144.000	90.000	138.000	210.000
Rehburg	172.000	116.000	152.000	108.000	172.000	92.000	84.000	108.000	96.000	-	112.000	96.000	108.000
Steimbke	196.495	51.391	78.598	105.805	93.713	102.782	66.506	57.437	45.345	84.644	-	105.805	148.127
Stolzenau	152.551	137.788	182.077	44.289	186.598	19.684	68.894	93.499	113.188	118.104	172.235	-	68.894
Uchte	98.940	202.827	247.350	79.152	247.350	69.258	133.569	153.357	173.145	133.569	242.403	69.258	-
tkm	2.302.350	982.835	1.342.505	1.191.588	1.500.551	1.208.346	962.162	891.479	855.828	1.463.566	1.421.703	1.182.201	1.665.468
Rang	13	4	8	6	11	7	3	2	1	10	9	5	12

Gesamttransportleistung:
Semizentraler Standort Nienburg 2.403.660 tkm/a
Semizentraler Standort Lemke 2.488.085 tkm/a

Standortoptimierung 2b – semizentrale Faulung

→ Semizentrale Faulung + Entwässerung im Landkreis Nienburg
→ Schlammtransport zu Trocknungsstandort HM

Diepenau-Lavelsloh
Drakenburg
Eystrup
Flecken Steyerberg
Hoya
Leese
Leeseringen
Lemke
Nienburg/Weser
Rehburg
Steimbke
Stolzenau
Uchte

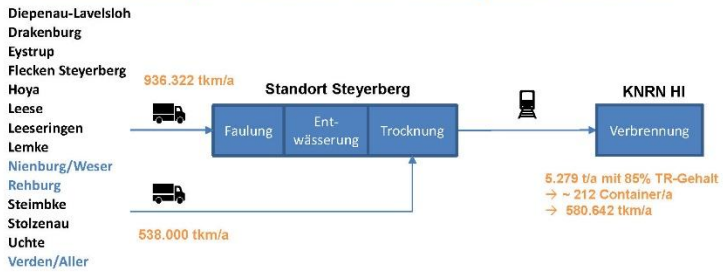


Gesamttransportleistung bei zusätzlicher Trocknung in Hameln:
Semizentraler Standort Nienburg 1.594.728 tkm/a
Semizentraler Standort Lemke 1.647.713 tkm/a

Gesamttransportleistung ohne zusätzliche Trocknung (Direkttransport nach Hildesheim):
Semizentraler Standort Nienburg 1.393.179 tkm/a
Semizentraler Standort Lemke 1.405.718 tkm/a

Standortoptimierung 3 – semizentrale Faulung + Trocknung

→ Semizentrale Faulung + Entwässerung + Trocknung im Landkreis Nienburg
→ Standort Steyerberg / Abwärme Oxxynova
→ Schlammtransport direkt zur Verbrennung nach Hildesheim



Gesamttransportleistung (inkl. Verden): 2.054.964 tkm/a
Gesamttransportleistung (ohne Verden): 1.610.964 tkm/a

Standortoptimierung – Fazit

- Die Bewertung der Ergebnisse erfolgt aus rein logistischer Sicht und aus der Perspektive des KV Nienburg
- Wenn eine Faulung errichtet werden soll, sind aus dem Tool zwei geeignete Standorte ersichtlich
  - Der Unterschied zwischen Lemke und Nienburg ist aus logistischer Sicht marginal
  - Entscheidend sind letztlich Standortfaktoren (verfügbarer Platz für Anlage und Transport)
- Wird an die Faulung noch eine solare Trocknung angehangen, ergeben sich aus logistischer Sicht Vorteile gegenüber dem Basisszenario (Transport von entwässertem Schlamm direkt nach Hildesheim)
  - Hier sind Wechselwirkungen mit den Prozessen in Hildesheim und Hameln zu überprüfen
- Die Schlammbehandlung in Steyerberg hat den Vorteil, dass ein größerer Teil der Transporte über die Schiene abgewickelt werden kann

Budgetpreise Bahn- und LKW – Grundlagen

- Zur Herstellung eines Vergleichs zwischen Straßen- und Schienentransport ist eine Budgetanfrage durchgeführt worden
- Das Projektteam hat dazu je ein Dokument für Straße und Schiene erstellt, aus dem die Anforderungen und Rahmenbedingungen hervorgehen
- Für die Ergebnisse ist zu beachten, dass die Anfrage kurz nach dem Start des russischen Angriffskrieges auf die Ukraine stattgefunden hat
  - Insbesondere für Transportunternehmen war dies eine sehr unsichere Zeit, da extreme Schwankungen bei den Energiekosten zu berücksichtigen waren
  - Die eingeholten Budgetpreise sind daher mit einem hohen Risikoaufschlag belegt
  - Da alle Angebote in einem Zeitraum von wenigen Wochen eingeholt wurden, sind diese untereinander vergleichbar
  - Die Preise können kaum als Kalkulationsgrundlage für allgemeine Modelle dienen!

Budgetpreise LKW – Anforderungen und Rahmenbedingungen

- Zur Vereinfachung erfolgte die Anfrage für den Straßentransport nur für die Kläranlagen des KV Nienburg (von einer Übertragbarkeit auf andere Relationen ist auszugehen)
- Die Dienstleister haben verschiedene Szenarien erhalten
  - flüssiger, nicht entwässerter Schlamm zur Entwässerungszentren
  - entwässerter Schlamm zu Trocknungszentren
  - Transport per Container oder Muldenkipper bzw. Tankwagen für flüssigen Schlamm
- Ausgegangen wird von
  - einem gleichmäßigen Anfall der Schlämme
  - hohe Lagerkapazität an den einzelnen Standorten, sodass tägliche Abholung nicht notwendig ist
  - Laufzeit mind. 2 Jahre

Budgetpreise LKW – Möglichkeiten des Transports

- Abhängig vom TR-Gehalt des Klärschlamms kommen verschiedene Möglichkeiten des Transports infrage
- Für sehr flüssigen Schlamm werden Tankauflieger verwendet
  - Schlamm wird über Pumpen und Schläuche in den LKW befördert
- Entwässerter oder getrockneter Schlamm wird häufig von Muldenkippern transportiert
  - Beladung der LKW erfolgt über Radlader oder Silo, bzw. Förderband
  - Entladung durch kippen der Ladefläche
- Alternativ könnte ein speziell entwickelter Container zum Einsatz kommen
  - Maße wie Standard-Container
  - Handhabung über Gabelstapler, Reackstacker, durch Unterfahren wie Wechselbrücke oder wie Abrollcontainer
  - Vorteil: Lagerung an den Kläranlagen oder dem Recyclingzentrum möglich







Quellen: https://www.francois-entsorgung.eu/wp-content/uploads/2020/08/klaerschlamm-sattel-600x400.jpg; https://www.agrarheute.com/technik/traktoren/agrotruck-lof-zugmaschine-macht-traktor-konkurrenz-586517

Budgetpreise LKW – Rückmeldungen

- Lediglich zwei Dienstleister haben ein Budgetangebot abgegeben
  - Viele Dienstleister haben mit Verweis auf die unsichere Situation auf eine Angebotsabgabe verzichtet
- Die Budgetangebote der beiden Dienstleister unterscheiden sich stark in der Form, sodass eine zusätzliche Auswertung per Excel erforderlich war
- In der Excelauswertung wurden ebenfalls aufgrund der unsicheren Situation verschiedene Szenarien gebildet: Best-Case, Realistic-Case und Worst-Case
- Die Preise für einen Tonnenkilometer liegen je nach Entfernung zwischen 0,28 – 0,31 €/tkm im Optimistic-Case und 0,37 – 0,41 €/tkm im Worst-Case für kurze Strecken und 0,20 – 0,21 €/tkm im Optimistic-Case und 0,26 – 0,28 €/tkm im Worst-Case für lange Strecken
- Berücksichtigt wurden dabei auch Zeiten für Be- und Entladung
- Stand der Budgetpreise 04/2022

Bugetpreise Bahn – Anforderungen und Rahmenbedingungen

- Angefragt wurde der Transport von den (potentiellen) Trocknungsstandorten Göttingen (GVZ Göttingen), Hameln (Enertec) und Flecken-Steyerberg (Oxxynova) mit den folgenden Mengen
  1. Relation Oxxynova – Hafen Hildesheim
     - Jahresmenge: 5.300 t/a → 212 Container/a
  2. Relation Enertec – Hafen Hildesheim
     - Jahresmenge: 9.100 t/a → 364 Container/a
  3. Relation GVZ Göttingen – Hafen Hildesheim
     - Jahresmenge: 8.700 t/a → 348 Container/a
- Als Transportgut wird von einem Container ausgegangen
  - bis zu 25 Tonnen Zuladung oder 26 m³
  - Gesamtgewicht < 30 Tonnen
- Sonstige Rahmenbedingungen
  - 2 Jahre Laufzeit
  - Leere Container müssen zurückgefahren werden

Budgetpreise Bahn – Grundsätzliche Überlegungen

- Zuglänge
  - Ganzzüge oder Halbzüge bestehen aus bis zu 30 Waggons (bzw. 15 Waggons)
    - langes Auszugsgleis notwendig
    - wenige Transporte pro Jahr
    - Abstellmöglichkeit für Waggons notwendig
  - Gruppenzüge sind regulär fahrende Güterzüge die aus mehreren Gruppen von Container bestehen
    - häufige Transporte im Jahr mit wenigen Waggons
    - Rangierlok vor Ort benötigt
    - Anbieter für Gruppenzüge derzeit begrenzt
- Verfügbarkeit Waggons
  - spontane Anmietung für vereinzelte Transporte innerhalb eines Jahres fast unmöglich
  - Alternative ist die dauerhafte Anmietung oder sogar der Kauf von Waggons (die dann häufig ungenutzt sind)
- Fahrplan
  - Einbindung in den regulären Fahrplan möglich und präferiert, Beginn der Planungen bereits im Frühjahr für das Folgejahr, bis September dann Abschluss der Fahrpläne
  - Alternative sind Sonderzüge außerhalb des regulären Fahrplans, die aber zum regulären Fahrplan passen müssen und nie sicher sind

Budgetpreise Bahn – Möglichkeiten des Transports

- Containertransport
  - die größte Verfügbarkeit gibt es im Bereich von Containerwaggons, die Standardcontainer aufnehmen
  - Container benötigen eine spezielle Lizenz für den Transport auf der Schiene
  - Geschlossene Ausführung oder als Tankcontainer möglich
  - Vorteile Containerwaggons:
    - verschiedene Container für unterschiedliche Relationen einsetzbar
    - Beladung der Container nicht notwendigerweise an der Schiene
- Spezialwaggons
  - Waggons selber können als Tankwaggon oder Muldenwagen ausgeführt sein
  - Be- und Entladung ggf. einfacher, aber nur direkt am Gleis möglich
  - Nachteile:
    - Beschränkung auf ein Transportgut (entwässerter oder getrockneter Schlamm bei Muldenwagen, nasser Schlamm bei Tankwaggons)

Budgetpreise Bahn – Alternative zum Standardcontainer

- Konzipierter Container benötigt für Bahntransport spezielle Lizensierung
- Für das Handling und den Straßentransport sind Spezialgeräte (schwerer LKW, Reachstacker) notwendig
- Von AWILOG vorgeschlagene Alternative: AWILOG System
  - Bis zu 8 Mulden auf einem Bahnwaggon
  - Kapazität je Mulde bis zu 10 Tonnen
  - Für das Handling sind Standard-LKW ausreichend
  - Keine zusätzliche Zertifizierung für Mulden notwendig
  - Bis auf Grundfläche ist eine fast freie Gestaltung der Mulde möglich (einseitige oder beidseitige Öffnung, Plane oder fester Deckel als Abdeckung)
  - Nachteil: keine freie Anbieterwahl





Budgetpreise Bahn – Rückmeldungen

Ganzzüge	AWILOG	BBL
Anzahl Wagen	29	min. 27
Anzahl Umläufe gesamt	20	20
Kosten je Umlauf	30.000 €	37.500 – 38.500 €
Gesamtkosten pro Jahr	600.000 €	758.000 €

Gruppenzüge	AWILOG	DB CARGO
Anzahl Wagen	12	12
Wagenmiete pro Jahr [€/Wagen]	15.000 – 16.000 €*	11.000 €
Transport je Waggon in Wagengruppe	490 – 610 €	510 – 610 €
Gesamtkosten pro Jahr	447.280 €	393.500 €

- Gruppenzüge bieten deutliche Vorteile gegenüber Ganzzügen
- Stand der Budgetpreise 04/2022

Budgetpreise – Vergleich Bahn und LKW

- Relationen Hameln, Oxxynova, Göttingen nach Hildesheim (analog Bahntransport)
- Berechnete Kosten
  - Hameln – Hildesheim Optimistic-Case 78.000 €/a Worst-Case 105.000 €/a
  - Oxxynova – Hildesheim Optimistic-Case 100.000 €/a Worst-Case 131.000 €/a
  - Göttingen – Hildesheim Optimistic-Case 139.000 €/a Worst-Case 183.000 €/a
  - **Gesamtkosten LKW Optimistic-Case 317.000 €/a Worst-Case 419.000 €/a**

- Straßentransport ist selbst mit vorsichtigen Annahmen wahrscheinlich günstiger als Bahntransport
- Straßentransport bietet mehr Flexibilität
- Bahntransport hilft bei der Einhaltung der politischen Rahmenbedingungen und ist ökologisch die sinnvollere Variante

Allgemeines Vorgehen zur Preisermittlung – Straße

- Die Preisermittlung für den Transport auf der Straße mittels LKW ist verhältnismäßig einfach
- Benötigte Informationen
  - Zu transportierendes Gut (im vorliegenden Fall TR-Gehalt des Schlammes)
  - Mengen
  - Relationen (Quellen und Senken mit Adresse)
  - Art der Be- und Entladung
  - Häufigkeit des Transports
- Unternehmen
  - Speditionen
  - Lohnunternehmen
  - Lokal/regional im Bereich von Quelle oder Senke
- Zu beachten
  - Geringe bis mittlere Kapazitäten können auch kurzfristig zur Verfügung gestellt werden
  - Langfristige Verträge ermöglichen den Unternehmen die Anschaffung neuer Betriebsmittel
  - Übertragbarkeit der eingeholten Preise ist gegeben

Allgemeines Vorgehen zur Preisermittlung – Bahn

- Die Preisermittlung für den Transport auf der Schiene mittels Bahn ist komplex
- Vorhergehende Überprüfung
  - Verfügen Quellen und Senken über Gleisanschluss?
  - Kann der Gleisanschluss benutzt werden?
- Benötigte Informationen
  - Mengen
  - Relationen
  - Zu transportierendes Gut (Container, Mulde, sonstiges)
  - Gewünschte Häufigkeit des Transports
- Unternehmen
  - DB ist Hauptansprechpartner
  - Verschiedene Dienstleister erstellen ebenfalls Angebote (bspw. BBL und AWILOG)
- Zu beachten
  - Aufgrund der Komplexität sind Angebote nicht übertragbar, auch die Herleitung von Standardpreisen ist nicht möglich
  - Hauptproblem ist die Miete für Waggons, die sich je nach Anwendungsfall auf mehrere Relationen aufteilen lässt
  - Planung für Bahntransport sollte frühzeitig beginnen (1-2 Jahre vor geplantem Transport), um in den Regelfahrplan zu kommen

Allgemeines Vorgehen zur Preisermittlung – Schiff

- Zur Preisermittlung für den Transport auf dem Wasser per Binnenschifffahrt konnten im Rahmen des Projekts keine Erkenntnisse gesammelt werden
- Vorhergehende Überprüfung
  - Verfügen Quellen und Senken über Verlademöglichkeiten auf ein Schiff
  - Ist der Transport zu und von den Verlademöglichkeiten sichergestellt (sofern nicht auf Gelände der Kläranlage)
  - Sind die Häfen/Anlegestellen mit allen Schiffstypen zu erreichen (Größe der Hafenbecken oder Hindernisse auf dem Weg, wie Brücken, könnten einschränken)
- Benötigte Informationen
  - Mengen
  - Relationen
  - Zu transportierendes Gut (Container, Mulde, Schüttgut)
  - Gewünschte Häufigkeit des Transports
- Unternehmen
  - Konkrete Unternehmen können nicht benannt werden, mögliche Ansprechpartner können die Häfen vor Ort sein
- Zu beachten
  - Klärschlamm ist spezielles Transportgut, sodass ggf. bestimmte Bedingungen erfüllt sein müssen

„Busfahrplan“ Nienburg - Ausgangssituation

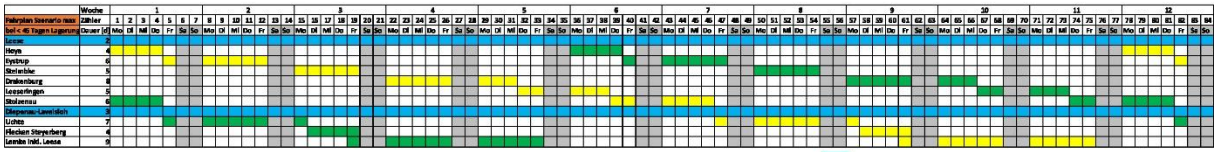
- Der KV Nienburg mit seinen 11 Kläranlagen (Leese, Hoya, Eystrup, Steimbke, Drakenburg, Leeseringen, Stolzenau, Diepenau-Lavelsloh, Uchte, Flecken-Steyerberg und Lemke) hat eine mobile Entwässerungsanlage angeschafft
- Nach ausführlichen Tests an einer Kläranlage, soll die mobile Entwässerungsanlage an allen Kläranlagen (Leese und Diepenau-Lavelsloh werden in Lemke bzw. Uchte mit entwässert) zum Einsatz kommen
- Die Experten des IML haben ein auf Excel basierendes Tool entwickelt, mit dem verschiedene Fragestellungen beantwortet werden
  - Unter welchem Umständen (Durchsatz der Anlage, Wechselhäufigkeit zwischen Standorten und Betriebszeit (Wochenende, Nacht, etc.) reicht eine mobile Entwässerungsanlage aus?
  - Wie sieht ein Fahrplan für ein oder zwei mobile Entwässerungsanlagen aus (wann kommt die mobile Zentrifuge wo zum Einsatz)?

„Busfahrplan“ Nienburg - Ergebnis

- Ausgehend von verschiedenen dynamischen Eingabeparametern und festen Parametern (anfallender Schlamm je Kläranlage, TR-Gehalt, etc.) erfolgt eine Ausgabe unter welchen Umständen eine Zentrifuge ausreicht (rechts) sowie die Erstellung eines „Busfahrplans“ (unten)
- Die Ausweitung der täglichen Arbeitszeit stellt dabei den größten Hebel dar, aber auch andere Anpassungen erhöhen den täglichen Durchsatz
- Der „Busfahrplan“ an welchen Tagen jeweils eine mobile Entwässerungsanlage in welcher Kläranlage vor Ort ist

Eingabefelder Berechnungen		
Parameter	**Wert**	**Einheit**
Durchsatz Zentrifuge	16	[t/h]
Rüstzeit Zentrifuge inkl. Fahrzeit	4	[h]
Ziel-TR-Gehalt	20	[%]
Arbeitszeit/Tag	8	[h]
Tage Klärschlammsammlung (maximal)	45	[d]
Fassungsvermögen Container	20	[t]

Auswertung		
Eine mobile Zentrifuge	**Ergebnis**	**Anzahl Tage für Zyklus**
Funktioniert ohne Wochenendarbeit?	Nein	75,6
Funktioniert mit Arbeit am Samstag?	Nein	64,8
Funktioniert mit 7-Tage-Woche?	Nein	54
Zwei mobile Zentrifugen		
Funktioniert ohne Wochenendarbeit?	Ja	37,8
Funktioniert mit Arbeit am Samstag?	Ja	32,4
Funktioniert mit 7-Tage-Woche?	Ja	27



Logistikkonzept auf Containerbasis – Beschreibung

- Allgemeine Annahme
  - Transportcontainer für Klärschlamm mit folgenden Eigenschaften wird eingeführt
    - Transport von Klärschlamm unabhängig vom TR-Gehalt
    - Tragstruktur im Raster eines ISO-Containers, zusätzlich Staplertaschen und Haken zur Aufnahme als Abrollcontainer sowie Standfüße analog denen einer Wechselbrücke
    - Unterschiedlichste LKW, Waggons und Schiffe können Container aufnehmen
    - Stapelbar
    - Lagerung des Materials über mehrere Wochen im Container möglich
- Voraussetzungen an den Quellen
  - Lagerplatz für definierte Anzahl an Containern
  - Möglichkeiten zum Handling der Container
    - LKW, Stapler etc.
- Voraussetzungen an den Senken
  - Lagerplatz für definierte Anzahl an Containern
    - Idealerweise beheizt, um Einfrieren des Inhalts zu verhindern oder bereits gefrorenes wieder aufzutauen
  - Möglichkeiten zum Handling der Container
    - LKW, Stapler etc.
  - Möglichkeit zum Stapeln der Container
    - Reachstacker, (Portal-)Kran
  - Lagerverwaltungssystem zur Durchsetzung logistischer Prinzipien (bspw. First-in-First-out)
  - Station zur Säuberung der Container

Logistikkonzept auf Containerbasis – Konzept Push-Prinzip

- Vollständig gefüllte Container werden sofort von der Kläranlage in das Lager am Verbrauchsort transportiert
  - Im Gegenzug wird der Kläranlage ein neuer leerer Container zur Verfügung gestellt
- Am Verbrauchsort erfolgt die Lagerung der Container
  - je nach Beschaffenheit des Lagerplatzes in Blocklager und gestapelt
  - Kennzeichnung des Containerinhalts visuell am Container und zusätzlich Erfassung in Lagerverwaltungssystem
- Verbrauchsort veranlasst Entnahme der Container aus dem Lager nach Bedarf
  - Container unterschiedlicher Kläranlagen mit unterschiedlichen TR-Gehalten werden gleichzeitig ausgelagert und entleert
  - Dadurch entsteht eine im Durchschnitt möglichst gleichmäßige Schlammqualität
- Entleerung und Säuberung der Container, anschließend Bereitstellung der leeren Container

Logistikkonzept auf Containerbasis – Konzept Pull-Prinzip

- Vollständig gefüllte Container lagern an der Kläranlage, bis sie vom Verbrauchsort angefordert werden
  - Bei der Abholung wird der Kläranlage ein neuer leerer Container zur Verfügung gestellt
- Der Verbrauchsort fordert die Container nach Bedarf an
  - Container unterschiedlicher Kläranlagen mit unterschiedlichen TR-Gehalten werden gleichzeitig angefordert
  - Dadurch entsteht eine im Durchschnitt möglichst gleichmäßige Schlammqualität
- Entleerung und Säuberung der Container erfolgt am Verbrauchsort

Logistikkonzept auf Containerbasis – Vor- und Nachteile der Konzepte

- Vorteile Push-Konzept
  - Lagerflächen an den Kläranlagen nur bei Bahntransport notwendig
  - Bahntransport kann durch bestehendes Lager und langfristige Planung gut ausgeglichen werden
  - nur am Verbrauchsort beheizte Lagerfläche und Equipment zum Handling nötig
  - alle Container direkt im Zugriff am Verbrauchsort
- Nachteile Push-Konzept
  - große Lagerfläche am Verbrauchsort notwendig
  - Routenplanung für LKW nur eingeschränkt möglich
- Vorteile Pull-Konzept
  - nur kleine Lagerfläche am Verbrauchsort notwendig
  - bessere Routenplanung für LKW möglich
- Nachteile Pull-Konzept
  - große Lagerfläche an allen Kläranlagen notwendig
  - Container nicht im direkten Zugriff, flexible Änderungen nur schwierig umsetzbar
  - Bahntransport nur für größere Mengen sinnvoll und möglichst weit im voraus geplant

Logistikkonzept auf Containerbasis – Auswirkung auf Logistik

- Containerpool notwendig
  - je nach Anzahl der Kläranlagen und Menge des Schlamms ist eine signifikante Zahl an Containern notwendig
  - Container müssen beschafft, gesäubert und gewartet werden
- Säuberung Container
  - je nach TR-Gehalt ändert sich Verschmutzungsgrad
  - Reinigung nach jedem Gebrauch sinnvoll
- Lagerung Container (mit Auftau- oder Warmhaltemöglichkeit)
  - Kennzeichnung der Container bzw. Lagerverwaltungssystem notwendig
  - Zusätzlicher Aufwand für Lagerung (Personal, FFZ)

Logistikkonzept auf Containerbasis – Fazit

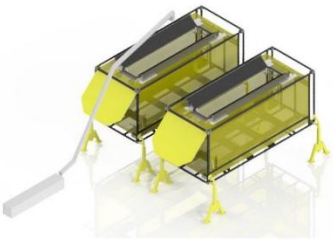
- Vorteile der Nutzung des Containers zum Transport und zur Lagerung
  - Lagerort unabhängig von Standorten (keine Becken etc.) nötig
  - Transport über standardisierte LKW, Bahn und Schiff möglich
  - Handling über Standardequipment möglich
  - Herstellung einer optimierten Mischung am Verbrauchsort
- Nachteile der Nutzung des Containers zum Transport und zur Lagerung
  - Großer Containerpool notwendig
  - Hoher Aufwand (Wartung, Reinigung)
  - Teurer Container, wenn alle Funktionen und alle TR-Gehalte abgedeckt werden
  - Leergut muss transportiert und gelagert werden
- Fazit
  - Für den Straßentransport gibt es etablierte Lösungen für den Transport von Klärschlamm
  - Mischung am Verbrauchsort kann auch ohne Containerlager realisiert werden
  - Container für den Straßentransport bringt keine Vorteile, sondern zieht zusätzlichen Aufwand und Kosten nach sich

  → Spezialcontainer ergeben nur für den Bahn- oder (wenn vorhanden) Schiffstransport Sinn

Fraunhofer IML Ergebnisse | Abschluss Phase 1 | 20.11.2023 | Fraunhofer IML 59

Konzeptionierung Container und Annahmestation

- Container
  - Konzeptionierung eines Transport- und Lagerbehälters
  - Möglichkeit Schlamm mit jeglichem TR-Gehalt aufzunehmen
- Annahmestation
  - Grobkonzept für automatische Annahmestation (auf Basis eines ACTS-Containers)





Fraunhofer IML Ergebnisse | Abschluss Phase 1 | 20.11.2023 | Fraunhofer IML 60

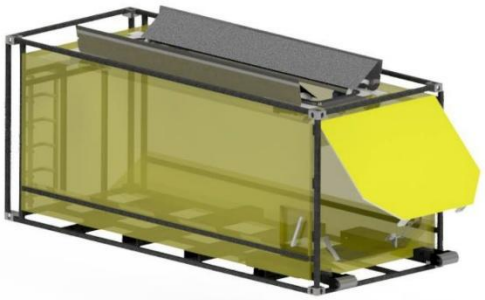
Konzeptionierung Container – Anforderungen

Konzeptionierung eines Transport- und Lagerbehälters

Im Rahmen des Projektes wurde die Konzeptionierung eines Transport- und Lagerbehälters für Schlämme mit verschiedenen Trocknungsgraden erarbeitet

Die Anforderungsliste zur Ausprägung des Konzeptes wurde innerhalb des Projektteams erstellt und spiegelt die anwendungsnahen Parameter des Konzepts wider. Primär zu erwähnen ist die Implementierung des Containers in den innerbetrieblichen und außerbetrieblichen Materialfluss

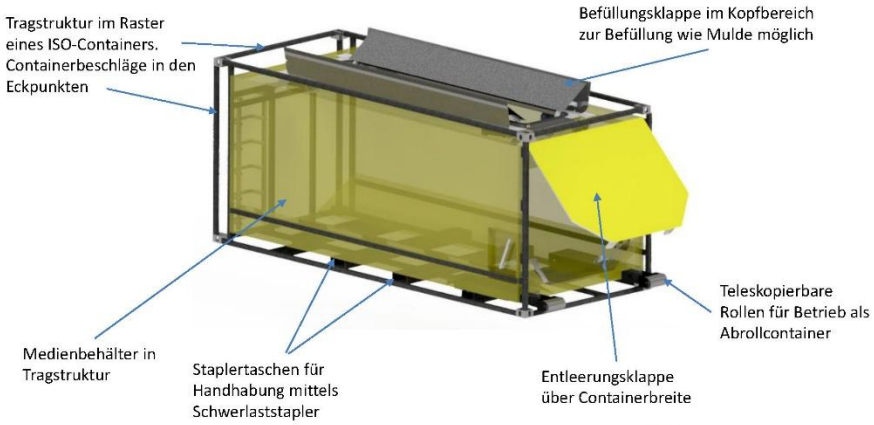
Nachfolgend werden die Charakteristiken des Transport- und Lagerbehälters aufgezeigt:



Fraunhofer IML

Fraunhofer IML Ergebnisse | Abschluss Phase 1 | 20.11.2023 | 61

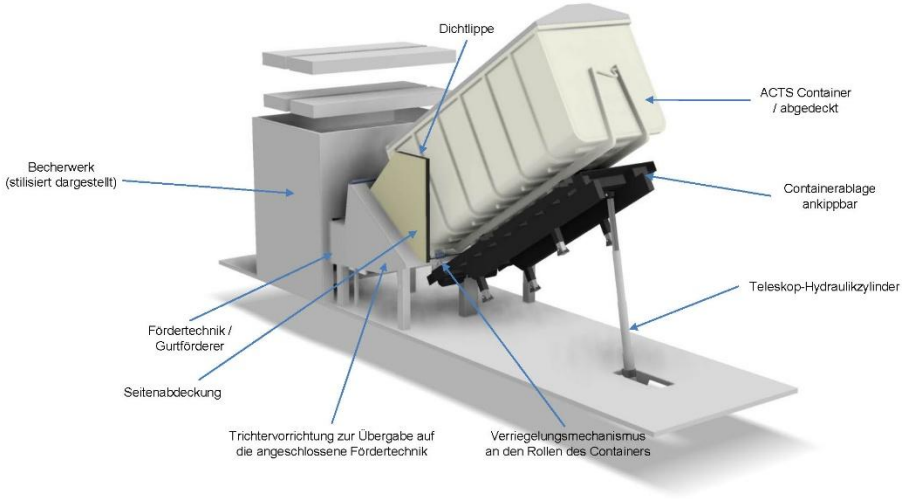
Konzeptionierung Container – Charakteristika



Fraunhofer IML

Fraunhofer IML Ergebnisse | Abschluss Phase 1 | 20.11.2023 | 62

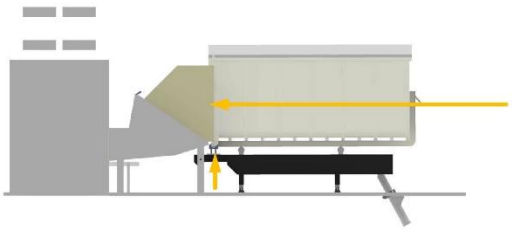
Grobkonzept Annahmestation – Charakteristika



Fraunhofer IML

Grobkonzept Annahmestation – Funktionsablauf Aufsetzen Cont

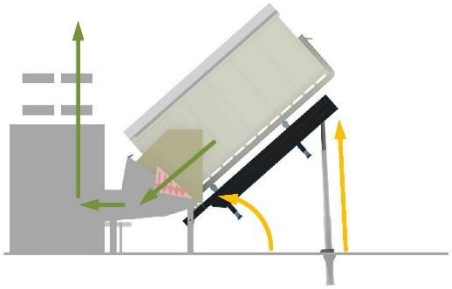
- Der Container wird mittels Haken-LKW auf die Plattform abgestellt
- Nach dem Abstellen des Containers auf der Plattform wird die Positionierung des Containers durch den Verriegelungsmechanismus (stationsseitig) an den Containerrollen fixiert
- Bedienperson (LKW-Fahrer/in) löst den Container vom LKW-Haken und fährt den LKW aus dem Anlagenbereich
- Bedienperson (LKW-Fahrer/in) entriegelt die Containerklappe
- Bedienperson (LKW-Fahrer/in) erteilt Containerentladestation Freigabe zur Leerung des Containers (z.B. per Taster anlagenseitig)



Fraunhofer IML

Grobkonzept Annahmestation – Funktionsablauf Start Automatik

- Nach erteilter Freigabe durch die Bedienperson fährt der Hydraulikzylinder der Station aus und kippt die Containerablage mit fixiertem Container (geschätzter Zeitaufwand: 20s)
- Das Material wird in den Trichter entleert (geschätzter Zeitaufwand: 120s → abhängig von den Eigenschaften des Mediums)
- Der Trichter leitet das Material auf die angeschlossene Fördertechnik
- Die Fördertechnik überführt das Medium in ein Becherwerk
- Nach Leerung des Containers werden die Prozesse reversibel durchgeführt, um den Container für die Abholung freizugeben



- Der Automatisierungsgrad der Anlage ist skalierbar. Ein „Freirütteln“ des Containers, um ggf. Reste zu lösen muss hierbei geprüft werden.

Innovative Ansätze zur Reduzierung des CO_2-Ausstoßes

- Unabhängig vom gewählten Konzept (mit Container oder mit klassischen LKW) gibt es Ansatzpunkte den CO_2-Ausstoß zu senken
- Insbesondere die eher kurzen Strecken mit festgelegter Basis (im konkreten Fall in Hildesheim) und maximal 100 km Entfernung zu einer Kläranlage, machen den Anwendungsfall attraktiv für den Einsatz alternativer Antriebe
  - Elektro-LKW mit Hildesheim als Basis fahren lokal emissionsfrei und können über Nacht geladen werden, die maximale tägliche Fahrstrecke kann je nach Modell mit einer Akkuladung geschafft werden
  - Wasserstoff-LKW sind den Elektro-LKW sehr ähnlich, kommen aber auf höhere Reichweiten bzw. sind durch den schnelleren Tankvorgang auch für den Mehrschichtbetrieb geeignet
- Strom und Wasserstoff kann von einigen Anlagen selbst produziert werden
- Derzeit wären solche Projekte mit einer eigenen LKW-Flotte voraussichtlich förderfähig

Fazit I

- Ein „Container für alles“ wenig sinnvoll, Gründe dafür sind
  - hohe Kosten
  - hoher Organisationsaufwand
  - geringer Nutzen
- Punktuell gibt es Einsatzbereiche für Container
  - spezialisierte Version für flüssigen oder entwässerten/getrockneten Schlamm
  - ausgelegt auf bestimmtes Transportmittel
- Projekt hat gezeigt, dass es gute Ansätze gibt, das Transportnetzwerk grundsätzlich zu optimieren
  - Trocknungsstandorte sind aus logistischer Sicht sinnvoll
  - Schlamm sollte nur entwässert transportiert werden
  - Verlagerung auf Bahn oder Schiff sind stark von den örtlichen Gegebenheiten abhängig

Fazit II

- Diskrepanz Forschung und Praxis
  - das Projekt hat gezeigt, dass der Bereich der Klärschlammentsorgung hinsichtlich der Logistik wenig innovativ ist
  - viele Prozesse haben sich etabliert, sodass für eine Anpassung sehr starke Anreize von außen notwendig sind
  - um Forschungsergebnisse auf die Praxis zu übertragen, müssen gute Gründe vorgelegt werden die mit einer deutlichen Verbesserung der Situation (Arbeitserleichterung und Kosteneinsparung) einhergehen
- Polykrise (Corona, Ukraine)
  - Krisen haben nur geringen Einfluss auf die Logistik, da Klärschlamm immer anfällt
  - lediglich steigende Kosten müssen berücksichtigt werden

Ausblick

- Für die zweite Projektphase liegt ein Angebot für eine Kurzstudie zur Verlagerung der Transporte ab Göttingen auf die Schiene vor
  - Im ersten Schritt erfolgt die Aufnahme der IST-Prozesse und die Beschreibung der SOLL-Prozesse
  - Anschließend werden daraus Transportvarianten abgeleitet und gegenübergestellt
  - Abschließend erfolgt eine Sensitivitätsanalyse, um herauszufinden ab welchen geänderten Parametern eine andere Transportalternative sinnvoller ist
  - Ergebnis der Kurzstudie ist die Darstellung der Verlagerungspotentiale der Klärschlammtransporte von der Straße auf die Schiene aus logistischer und wirtschaftlicher Sicht

Kontakt



M.Sc. Frederic Veit
Wissenschaftlicher Mitarbeiter
Abteilung Maschinen und Anlagen
Mail: frederic.veit@iml.fraunhofer.de
Tel.: +49 231 9743 342



M.Sc. Denise Zelasny
Wissenschaftliche Mitarbeiterin
Abteilung Umwelt und Ressourcenlogistik
Mail: denise.zelasny@iml.fraunhofer.de
Tel.: +49 231 9743 359



Dipl.-Ing. Gerd Kuhlmann
Wissenschaftlicher Mitarbeiter
Abteilung Maschinen und Anlagen
Mail: gerd.kuhlmann@iml.fraunhofer.de
Tel.: +49 231 9743 268

Schwerpunktthema D

Modellgestützte Szenarienanalyse zur Identifikation von optimalen Ausschleusungspunkten und -verfahren der Nährsalzrückgewinnung aus Abwasser

Phosphor und Stickstoff

Kommunaler Klärschlamm enthält relevante Nährstofffrachten, die im Zuge der Abwasserreinigung aus der flüssigen Phase entfernt und in Schlamm- bzw. Prozesswasserströmen angereichert werden. Fokus der RePhoR-Maßnahme liegt – aufgrund der rechtlichen verbindlichen Regelung einer Rezyklierung – auf dem Rohstoff **Phosphor**. In SATELLITE wurde mit Blick auf die ebenfalls hohe Relevanz der **Stickstoff**ströme in der Umwelt (Grundwasserschutz), der variablen Verfügbarkeit (relevanter Dünger) und dem Energieeinsatz zur Gewinnung aus dem Luft-Stickstoff (Haber-Bosch-Verfahren) die Stickstoff-Rezyklierung ergänzend adressiert, da die Transformation der Schlammentsorgung Richtung thermischer Verwertung neue Potentiale der verfahrenstechnischen Einbindung von bekannten Stickstoffrückgewinnungsverfahren bietet. Der in SATELLITE aufgebaute digitale Stoffstrom-Zwilling (**DSSZ**) bietet durch die detaillierte Ausweisung der Stoffstromzusammensetzung entlang der Prozesskette die Basis für i) die **Identifikation optimaler Ausschleusungspunkte**, ii) betrieblicher **Optimierungspotentiale der Stoffstromführung** zur Steigerung der Effizienz der Rückgewinnungsverfahren sowie durch die definierten Schnittstellen die Voraussetzung für iii) eine **modellgestützte Verfahrensbewertung aktueller und innovativer Rückgewinnungsverfahren**. Die Erweiterung auf den regionalen Stoffstromzwilling ermöglich anschließend auch nicht nur die Rückgewinnung zu betrachten, sondern auch die Rückführung in die Nutzung durch eine **regionale Nährstoffbewirtschaftung** durch die Bereitstellung regionaler quantitative Stoffstromdaten zu Angebot und Bedarf mit in die strategischen Betrachtungen einzubinden (vgl. Schwerpunkt E).

Phosphor wird bei der Abwasserreinigung biologisch oder chemisch aus der Wasserphase in eine abtrennbare, unlösliche Form überführt und bildet so einen Teilstrom des Klärschlamms. Menge, Konzentration und Bindungsform des Phosphors hängen wesentlich davon ab, wie die Kläranlage betrieben wird bzw. an welcher Prozessstufe des Verfahrens man sich den Abwasser-/Schlammstrom betrachtet. Damit wird zum einen durch die Verfahrenskette Abwasserreinigung vorgeprägt, welche P-Fraktionen im Schlamm vorliegen und damit, mit welcher Effizienz und Aufwand sie später rückgewonnen werden können. Zum anderen ergeben sich spezifische Verfahrenspunkte im Prozessablauf an denen aufgrund der hier vorliegenden Bindungsform und Konzentration eine gezielte Ausschleusung des Phosphors besonders effizient ist. Der in SATELLITE aufgebaute digitale Stoffstrom-Zwilling weist daher für jeden Verfahrenspunkt Prozesskette die **vier feststoffgebundenen Fraktionen** $P_{phys.}$, $P_{min.}$, P_{lux} , P_{Inert} sowie die **zwei gelösten Fraktionen** PO_4-P und P_GUP

und bietet damit erst die Basis für eine modellgestützte Verfahrensausauswahl im Kontext der Phosphorrückgewinnung (vgl. Schwerpunkt A Kapitel 2.2.1).

Stickstoff wird neben dem im Schlamm organisch gebundenen Anteil (Biomassenwachstum) durch Überführung in elementaren Stickstoff aus dem Abwasser entfernt. Die Oxidation des Ammoniums benötigt Sauerstoff, sodass dieser Schritt ein im Hinblick auf die Energiebilanz relevanter Prozessschritt ist. Für die Reduktion der oxidierten Verbindungen wird organischer Kohlenstoff benötigt, sodass auch dieser Schritt in die Energiebilanz der Kläranlage eingreift, da diese Organik/CSB nicht mehr für die Energiegewinnung zur Verfügung steht. Verfahrenstechnisch stehen mit Blick auf die strategische Transformation der Schlammbehandlung insbesondere die hochbelasteten Teilströme im Fokus. Dazu zählen Prozesswässer aus der Entwässerung (Hydrolyse“produkte“ aus der Faulgasgewinnung) sowie Brüden bzw. Brüdenkondensate aus der Klärschlammtrocknung. Im Kontext der regionalen Betrachtung sind die enthaltenen Nährsalze der Wirtschaftssubstrate in die Planung mit einzubeziehen.

Dieser Berichtsteil bündelt die phosphorbezogenen Untersuchungen unter dem Leitbegriff der P-Ausschleusung. Gemeint ist die gezielte Ausschleusung rückgewinnbarer P-Fraktionen, um die P-Fracht und P-Bindungsform im Klärschlamm aktiv zu beeinflussen. Für Stickstoff wird zunächst der „neue Stoffstrom Brüden“ charakterisiert, damit er im DSSZ systemspezifisch für die strategische Verfahrensprüfung eingebunden werden kann (Formulierung eine Default-Parametrisierung des Teilstrom-Vektors). Nachfolgend werden Verfahrenshinweise gegeben, wie hochbelastete Teilströme der Schlammbehandlung zur Rückgewinnung genutzt und in verwertbare Nährstoffprodukte überführt werden können.

1 Ausschleusung von Phosphor auf der Kläranlage 3

2 Brüdencharakterisierung 27

3 Stickstoffrückgewinnungsverfahren 48

4 Düngemittelherstellung on demand – Verfahrensentwicklung und Betriebskonzept 71

5 Verzeichnisse I

6 Literaturverzeichnis VI

1 Ausschleusung von Phosphor auf der Kläranlage

Autor*innen:
Maike Beier, Kasra Saadlou, ISAH – Leibniz Universität Hannover

Inhaltsverzeichnis

1.1 Phosphor im Prozessgeschehen der Kläranlage und Abbildung im DSSZ..... 4
1.2 Modellansätze und beispielhafter Aufbau eines Stoffstromzwillings..... 6
1.3 P-Ausschleusung – Potentialanalyse mit dem DSSZ.....11
1.4 Anwendung des DSSZ im Betrieb: Controlling und Soft-Sensoren 19
1.5 Schlammscreening in der Modellregion Nienburg.....20

Kurzbeschreibung

Dieses Kapitel zeigt, wie mit Hilfe des DSSZ die verschiedenen Phosphorrückgewinnungsverfahren in ihrer Effizienz und Aufwand im jeweiligen spezifischen Anlagenkontext bewertet werden können.

Da die Leistungs- und Wirkungsindikatoren der Verfahren direkt von den in der Prozessstufe vorliegenden Konzentrationen und Bindungsformen abhängig sind (Eingangsgrößen der Stoffänderungsfunktion im Modulmodel) wurde der Stoffstromvektor in SATELLITE auf 5 P-Fraktionen erweitert:

- *P_physiologisch,*
- *P_mineralisch,*
- *P_luxury uptake*
- *PO4-P*
- *P_GUP*

Dadurch wird die, zur Abbildung der P-Ausschleusung oder -anreicherung notwendige Differenzierung der P-Fracht für jede Stelle im Prozessablauf durch den DSSZ ermöglicht und steht als Information für die Szenarienanalyse und Betrieb zur Verfügung

Für die Betriebsunterstützung dienen die differenzierten Stoffstromdaten dazu, Informationen zur intern zirkulierende Phosphorlast bereitzustellen. Hierdurch können potentielle Betriebsstörungsrisiken (Ausfällung) und Speicherkapazität der Bio-P identifiziert und durch betriebliche Maßnahmen vermieden bzw. aktiviert werden.

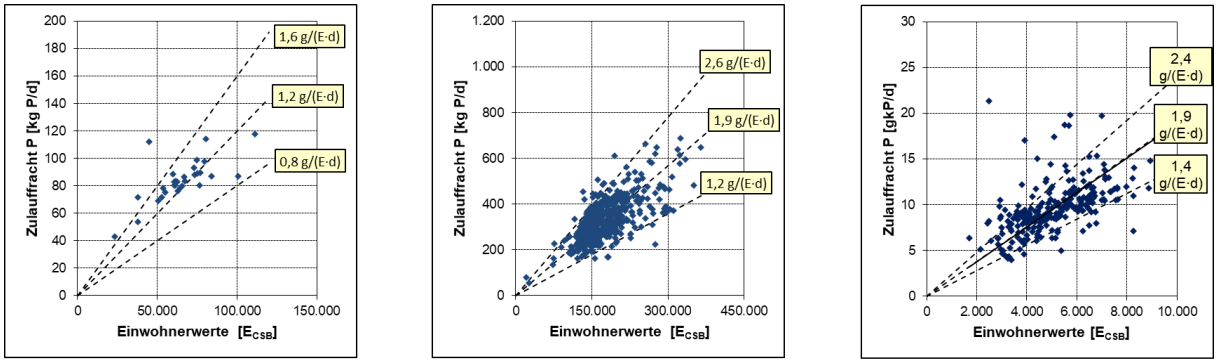
Am Beispiel der Kläranlage Hildesheim wird der DSSZ zur Darstellung der P-Bilanz erstellt und kalibriert. An diesem Modell wird in Kapitel 1.4 gezeigt, wie neue Verfahrensansätze erprobt und für den Einsatz anlagenspezifische bewertet werden können. Hierzu wurde aus dem Steckbrief des im P-Net-Projekt entwickelten PECO-Verfahren (Dockhorn et al. 2026) ein Modellmodul erstellt (vgl. Schwerpunkt A Kapitel 4) und in die Prozesskette des DSSZ eingebunden. Es ergibt sich auf Basis der Bilanzdaten 2021 für die KA Hildesheim ein Rückgewinnungspotenzial von rund 66% der behandelten P-Fracht im Schlamm rund 68% mit den Betriebsdaten des Jahres 2024. Der Phosphorgehalt des verbleibenden Schlamms sinkt unter den Schwellenwert der Rückgewinnungspflicht.

Ein Schlammscreening in der Modellregion Nienburg gibt einen Einblick in die saisonalen und anlagenspezifischen Schwankungen der P-Gehalte im Schlamm und ist damit eine relevante Betriebsführungsgröße für das KNRN.

1.1 Phosphor im Prozessgeschehen der Kläranlage und Abbildung im DSSZ

Phosphor ist auf der Kläranlage zugleich ein Nährstoff, dessen Eintrag in die Gewässer zu begrenzen ist und ein Wertstoff, dessen Rückgewinnung aus dem Klärschlamm der Gesetzgeber künftig vorschreibt. Seit Ende der 1980er Jahre ist die Gewässerbelastung durch Phosphor um rund 85% zurückgegangen (DWA-A 202 2026). Wesentlichen Anteil daran hat die auf kommunalen Kläranlagen flächendeckend eingeführte Elimination des Phosphors aus der Wasserphase (P-Elimination). Mit der Pflicht zur Phosphorrückgewinnung erweitert sich der Schwerpunkt vom Gewässerschutz hin zur Nutzbarmachung des Phosphors. Gleichzeitig wurden mit der Oberflächengewässerverordnung die Anforderung an die Ablaufkonzentration insbesondere für kleine Gewässer weiter verschärft.

Der Phosphor gelangt überwiegend mit dem kommunalen Abwasser auf die Kläranlage, ergänzt, je nach Einzugsgebiet, um gewerbliche und industrielle Einträge. Hinzu kommen interne Rückläufe aus der Schlammbehandlung (Rückbelastung). Der einwohnerbezogene Anfall liegt bei rund 1,8 g P/(E·d) mit sinkender Tendenz in Richtung 1,5 g P/(E·d), die Zulaufkonzentration liegen typischerweise zwischen 5 und 15 mg/L bei einem Mittel um 7 mg/L (DWA-A 202 2026). Im Verlauf der Reinigung wird der Phosphor weitestgehend in die Feststoffphase überführt: Rund 90% des im Zulauf enthaltenen Phosphors werden im Schlamm gebunden (Beier und Schneider 2018). Die Kläranlage ist damit die Quelle eines phosphorreichen Schlamms und der Ort, an dem über Menge und Bindungsform des später rückgewinnbaren Phosphors entschieden wird.



Kläranlage 1 - 70.000 EW_{CSB} | Kläranlage 2 - 200.000 EW_{CSB} | Kläranlage 3 - 7.500 EW_{CSB}

Bild 1: Beispiele der Bandbreite der P-Zulauffrachten für Kläranlagen verschiedener Größenklasse (Hiller et al. 2023)

Zwei Verfahrenswege überführen den gelösten Phosphor aus der Wasserphase in den Schlamm. Die vermehrte biologische Phosphorelimination (Bio-P-Verfahren) speichert Phosphor biologisch als Polyphosphat über den physiologischen Bedarf hinaus (luxury uptake) und bildet so die Fraktion P_{lux}. Die chemische Fällung (als Vor-, Simultan- oder Nachfällung) bindet gelöstes Orthophosphat mit Eisen- oder Aluminiumsalzen zu schwerlöslichen Verbindungen und bildet die mineralische Fraktion P_{min}. Im Kläranlagenverbund des KNRN haben bis auf wenige Ausnahmen alle Kläranlagen eine biologische Phosphorelimination (Bio-P) ergänzt um eine (Not-)Fällungsstufe. Je nach Umfang der Bio-P ist die Fällungsstufe im Ablauf oder als Simultanfällung angeordnet oder bei sehr hohen Einleitungsanforderungen auch als

Zweipunktfällung meist zusammen mit einer Filtration. Zur Vermeidung von Fäden (verschlechtertes Absetzen, Schaumbildung) wird inzwischen bei einer Vielzahl von Anlagen im Winterhalbjahr das Fällmittel gewechselt (von Eisen auf Aluminium), was im Hinblick auf die Rückgewinnung aus der Asche und die Prognose von Schlammmenge eine wichtige Verfahrensinformation ist. Die vollständige Systematik der Phosphorfraktionen und ihre Veränderung entlang der Prozesskette Abwasserreinigung/Klärschlammentsorgung ist Kapitel A 2.2.1 zu entnehmen.

Anders als beim Stickstoff ist die Phosphorbilanz immer geschlossen – es verändern sich über den Verfahrensverlauf lediglich die „Bindungsform“. Wichtig für die Bilanzierung und Abbildung der Umlagerungsprozesse in den einzelnen Modulen ist daher die Unterscheidung in die folgenden fünf P-Fraktionen, um die Leistungs- und Wirkungsindikatoren der Verfahren auf die Fraktionen, die von den in der Prozessstufe vorliegenden Konzentrationen und Bindungsformen abhängig sind, korrekt zuzuordnen und die Änderung des Stoffstrom entsprechend zu berechnen. Die Fraktionen leiten sich von verschiedenen Systemprozessen, über die die Änderung im Modul als Funktion hinterlegt ist:

- P_physiologisch – abhängig vom Biomasseaufbau (partikulär)
- P_mineralisch – abhängig von Fällungsreaktionen und dem Zulauf (partikulär)
- P_luxury uptake – zusätzliche Speicherkapazität, kann versuchstechnisch über Rücklöseversuche bestimmt werden und wird im Modell als Rechengröße/Softsensor zur Verfügung gestellt (partikulär)
- PO_4-P – fällbare Fraktion (gelöst)
- P_GUP – nicht reaktive P-Verbindungen, werden im DSSZ als „biologisch inert“ definiert, ein %Anteil Reduktion durch Adsorption kann in Abhängigkeit einer Eisenfällung definiert werden (gelöst)

Dadurch wird die, zur Abbildung der P-Ausschleusung oder -anreicherung notwendige Differenzierung der P-Fracht für jede Stelle im Prozessablauf durch den DSSZ ermöglicht und steht als Information für die Szenarienanalyse und Betrieb zur Verfügung

Je nach Entsorgungspfad des Klärschlamms ergeben sich unterschiedliche Ziele des P-Handlings auf den Anlagen:

- Ist, wie im Falle des KNRN die Klärschlammmonoverbrennung mit anschließender Rückgewinnung aus der Asche geplant, ist die Verfahrenstechnik auf die Erstellung eines hoch-P-haltigen, energetisch hochwertigen Schlamms mit wenig, die P-Rezyklierung behindernden Inhaltsstoffen ausgerichtet
- Sieht die Klärschlammentsorgung die Bodenbezogene Verwertung vor, ist das Verfahrensziel den größtmöglichen Anteil des Phosphors als gut pflanzenverfügbare P-Verbindungen wie MAP oder CaP in den Schlamm einzubinden (die Qualitätssicherung des Klärschlammes an sich ist selbstverständlich mit sicherzustellen)
- Ist der Entsorgungsweg noch offen, kann die Ausschleusung von Phosphor auf der Kläranlage aus der wässerigen Phase priorisiert werden, mit dem Ziel 20 g P/kg TM im Schlamm zu unterschreiten. Das Betriebsziel verschiebt sich von „Anreicherung von P

im Schlamm“ zu „Abreicherung“ um z. B. (in der Übergangsphase) alternative Entsorgungsoptionen zu nutzen und das Rezyklat direkt als Fällprodukt auf der Kläranlage „zu ernten“ (vgl. Kap. 1.3 Einbindung PECO und Bild 6).

Den zentralen Verwertungspfad des KNRN und damit im Projekt SATELLITE bildet die Mono-Klärschlammverbrennung mit anschließender Phosphorrückgewinnung aus der Asche. Wie viel Phosphor auf diesem Weg zurückgewonnen werden kann und mit welchem Aufwand wird beeinflusst durch den P-Gehalt der Schlämme, die Bindungsformen und mögliche „Begleitstoffen“ des angelieferten Schlamms. Im Projekt SATELLITE ist dieser anlagenseitige Ansatz Teil eines interkommunalen Klärschlamm- und Nährstoffverbunds (KNRN). Kleinere und mittlere Anlagen (Satellitenanlagen) behandeln ihren Schlamm oder Teilströme vor und geben sie an aufnehmende Regionale Zentren ab. Entsprechend sollte im Betrieb und bei der Verfahrensauswahl die prozessrelevanten Größen optimal eingestellt werden. Der Verbund umfasst damit Kläranlagen sehr unterschiedlicher Größe, für die Menge und Qualität des ausschleusbaren Phosphors einzuschätzen sind. Liegen ausformulierte DSSZ der Einzelanlagen vor können diese Informationen zur Planung und Bewirtschaftung direkt an das Verbundmodell weitergegeben werden (vgl. Kapitel C.3 *und C.1,* Aufbau eines regionalen DSSZ).

1.2 Modellansätze und beispielhafter Aufbau eines Stoffstromzwillings

Der Phosphor auf einer Kläranlage verteilt sich über mehrere Fraktionen und Prozessstufen, und die für die Ausschleusung entscheidenden Zielgrößen (das Ausschleusungspotenzial oder die Belastung der Schlammlinie durch interne Rückläufe) sind der direkten Messung nicht zugänglich. Sie ergeben sich erst aus der gekoppelten Bilanz von Wasser- und Schlammschiene über die gesamte Prozesskette. Ein anlagenweites Stoffstrommodell schließt diese Lücke, indem es die Prozesse rechnerisch verknüpft und die nicht messbaren Größen aus den messbaren ableitet.

Für diese Aufgabe stehen zwei zwar miteinander koppelbare, aber grundsätzlich zu unterscheidende Modellansätze zur Verfügung, die sich in zeitlicher Auflösung, Datenbedarf und Reichweite unterscheiden.

- **Dynamische, biokinetische Modelle** bilden die Prozesskinetik zeitaufgelöst ab, etwa nach dem Belebtschlammmodell ASM3 in einer Simulationsumgebung wie SIMBA#. Sie sind betriebsnah und für detaillierte Prozess- und Regelungsfragen geeignet, erkaufen diese Nähe zum Prozess jedoch mit einem hohen Daten- und Kalibrieraufwand. Für die anlagenweite P-Modellierung ist der Ansatz bis in den großtechnischen Maßstab an einer realen Anlage geprüft worden, dort als anlagenweites Modell aus gekoppeltem Belebtschlamm- und Faulungsmodell (BSM2-P, Kopplung von ASM2d und ADM1).
- **Stationäre** anlagenweite **Massenbilanzmodelle** lösen die Anlage nicht zeitaufgelöst, sondern über gekoppelte Bilanzen im Beharrungszustand. Sie bilden die gesamte Prozesskette von der mechanischen Reinigung bis zur Schlammbehandlung durchgängig ab, kommen mit vergleichsweise wenigen Betriebsdaten aus und sind entsprechend ressourcenschonend zu pflegen. In tabellenbasierter Form (als betriebsdatengespeiste

Bilanz in einer Tabellenkalkulation) lässt sich ein solches Modell eng an die vorhandene Betriebsdatenerfassung koppeln und laufend fortschreiben.

Für die Anwendung in SATELLITE (eine durchgängige, ressourcenschonende und betriebsdatengekoppelte Abbildung der P- und Schlammströme) trägt der stationäre, anlagenweite Ansatz bei. Der Stoffstromzwilling wurde im Projekt als ein betriebsnahes, tabellenbasiertes kalibriertes und datengekoppeltes stationäres Stoffstrommodell umgesetzt, das laufend an den realen Betriebszustand angepasst wird. Die zeitaufgelöste Prozesskinetik eines dynamischen Modells wurde für Fragestellungen der dynamischen Steuerung und in der Analyse von z. B. THG-Potentialen in der Teilstrombehandlung ergänzend verwendet, ist für die hier verfolgten Bilanz- und Planungsfragen aber nicht erforderlich.

Auf dieser Grundlage erfüllt der Stoffstromzwilling drei aufeinander aufbauende Funktionen:

1. Als Bilanz führt er einen einheitlichen Stoffstromvektor durch die gesamte Modulkette und liefert daraus eine in sich konsistente Bilanz der Phosphor-, Schlamm- und Ressourcenströme, in der jede Fraktion an jedem Übergabepunkt ausgewiesen ist.
2. Als Soft-Sensor schätzt er aus den gekoppelten Bilanzen Größen, die einer direkten Messung nicht zugänglich sind, vor allem das Ausschleusungspotenzial, das im Kern von der biologisch als Polyphosphat gespeicherten, anaerob rücklösbaren Bio-P-Fraktion (P_{lux}) getragen wird und daneben das gelöste Ortho-phosphat (P_{PO4}) einschließt. Seine laufende Schätzung bildet die Grundlage des betrieblichen Controllings.
3. Als Szenariorechner rechnet er Annahmen über zusätzliche Eingangsströme durch (z. B. die Aufnahme von Fremdschlamm, die Rückführung von Brüdenkondensat oder die Zugabe von Co-Substrat) und weist deren Folgen für die Bilanz und, darauf aufbauend, für die Kosten aus.

Über diese Rechenfunktionen hinaus fasst der DSSZ die für Betrieb, Planung und Ressourcenmanagement verwendeten wesentlichen Größen in einer gemeinsamen, technisch nachvollziehbaren Repräsentation zusammen. Hierdurch bleiben P- und Schlammströme quantitativ vergleichbar, Bewertungskennzahlen sind für die Beteiligten nachvollziehbar auf gleicher Basis bereit. Damit tritt an die Stelle einer qualitativen Einschätzung eine quantitative, begründbare Grundlage für die Bewertung von Maßnahmen.

Aufbau und Kalibrierung eines anlagenspezifischen Stoffstromzwillings folgen einem allgemeinen Vorgehen, das an anderer Stelle dargestellt ist (vgl. Kapitel A3). Im Folgenden dient das Stoffstrommodell der Kläranlage der SEHi als konkretes Beispiel der Bilanzierung mit dem DSSZ.

Beispielmodel Kläranlage Hildesheim

Kern des Modells ist der Standardvektor, der Modellvektor. Er führt an jedem Prozessübergabepunkt fünf Größengruppen mit: den Durchfluss (Q), die Feststoffgrößen Trockensubstanz (TS), organische Trockensubstanz (oTS) und Glühverlust (GV), die Phosphorfraktionen, die Stickstofffraktionen und die Fraktionen des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) (Tabelle 1). Die Phosphorgruppe trägt fünf Modellfraktionen, die auch im Vektor des Stoffstromzwillings durchgängig geführt werden: das gelöste Orthophosphat (P_{PO4}), den partikulär-inert gebundenen Phosphor (P_{Inert}), den biologisch als Polyphosphat gespeicherten Phosphor (P_{lux}), den in

der Biomasse als Zellbaustein gebundenen Phosphor ($P_{phys.}$) und den mineralisch gefällten Phosphor (P_{min}). Diese Fraktionierung ist bereits als gemeinsame Grundlage eingeführt (Kapitel A 2.2.1).

Tabelle 1: Die fünf Gruppen des Standardvektors und deren Komponente

Vektorgruppe	Komponenten	Rolle in der Bilanz
Volumenstrom	Q	hydraulischer Träger sämtlicher Frachten
Feststoffe	TS, oTS, GV (Glühverlust)	Schlammanfall und sein organischer Anteil
P-Fraktionen	P_{PO4}, P_{Inert}, P_{lux}, $P_{phys.}$, P_{min}	Bindungsform und Verbleib des Phosphors - für die Ausschleusung entscheidend
N-Fraktionen	NH_4-N, NO_x-N, partikulärer N	Stickstofffracht, auch aus der Rückbelastung
CSB-Fraktionen	gelöst/partikulär, abbaubar/inert, Biomasse	Grundlage von Gas-/Energie- und Biomassebildung

Der Standardvektor läuft durch alle Module der Anlage. Jedes Modul bildet einen Prozessschritt ab, indem es aus dem Eingangsvektor über Stoffbilanzen und prozessspezifische Faktoren den Ausgangsvektor berechnet (Ausgangsvektor = f(Eingangsvektor)). Die Faktoren sind der Modulbibliothek (siehe Kapitel A.1.4) entnommen, aus der die Anlage im Modell zusammengesetzt wird. Innerhalb der Phosphorbilanz unterscheidet das Modell die biologisch und die chemisch gebundene P-Elimination, deren Aufteilung aus Betriebsdaten berechnet wird auf Basis von Schlammwachstum und Fällmittelmenge.

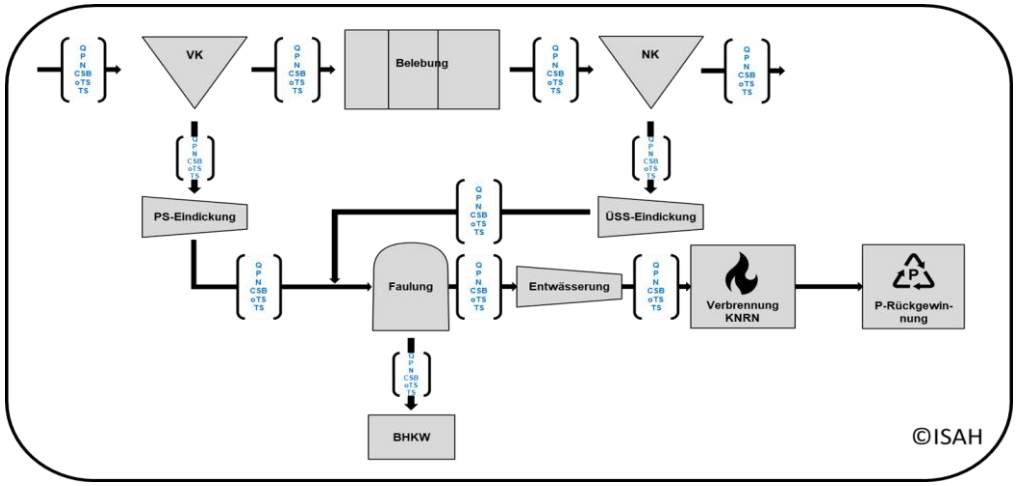


Bild 2: Modulkette des DSSZ der KA-Hildesheim zur Verfahrensauswahl und Szenarienerprobung

Die internen Rückläufe der Schlammbehandlung (Filtrat und Zentrat) sind zirkulär modelliert und als Rückbelastung in den Zulauf zurückgeführt. Die im Schlammpfad freigesetzten und in die flüssige Phase remobilisierten Phosphorfrachten wirken damit auf den Zulauf zurück und werden in der Bilanzierung berücksichtigt. Bild 2 zeigt die abstrahierte Modulkette des DSSZ der KA Hildesheim und in Bild 4 eine Abbildung der Stoffströme in einem Sankeydiagramm von der Vorklärung über Belebung und Nachklärung, Eindickung und Faulung bis zur MAP-Fällung (Magnesium-Ammonium-Phosphat, Struvit), ergänzt um Co-Substrat und Biogas, mit

den Werten des Standardvektors an den Knoten und der geschlossenen Rückbelastungsschleife.

Die Kalibrierung der für die Aufteilung hinterlegten Verteilungsfunktionen insbesondere den luxury Uptake und die Fällungs-/Flockungskenndaten anhand aus dem Betrieb erhobener Messdaten oder ergänzenden Laboranalysen, stellt sicher, dass der Stoffstromzwilling den realen Anlagenzustand abbildet, die Bilanz den abgeleiteten Betriebsgrößen folgt und der modellierte biomassegebundene Phosphor den zugrunde gelegten Zielwert trifft.

In die Kalibrierung gehen drei Arten von Größen ein (Tabelle 2). Aus den Realdaten der KA Hildesheim abgeleitete Betriebsgrößen (ein Schlammalter der biologischen Stufe von rund 22,1 d und ein mittlerer Fest-stoffgehalt des Belebungsbeckens von rund 2,87 g/L) beschreiben den Betriebspunkt. Normbasierte Bemessungskoeffizienten, ein Ertragskoeffizient von 0,67 g Biomasse je g CSB und ein Zerfallskoeffizient von 0,17 1/d (DWA-A 131 2016),bestimmen den Biomasseaufbau. Hinzu kommt ein einziger freier Parameter, der bei der Kalibrierung eingestellt wird.

Tabelle 2: Faktoren des Kalibrierbeispiels „biologische Stufe / Bio-P" und ihre Herkunft

Faktor (Name)	Wert	Herkunft
Schlammalter (biol. Stufe)	22,1 d	aus Hildesheim-Realdaten abgeleitet
mittlerer TS im Belebungsbecken	2,87 g/L	aus Realdaten abgeleitet
Ertragskoeffizient	0,67 g BM/g CSB	nach DWA-A 131
Zerfallskoeffizient	0,17 1/d	nach DWA-A 131
P-Eliminationsrate durch Bio-P	0,0052 g P/g CSB_{ZB}	Kalibriert (In Übereinstimmung mit DWA-A 131)
Rücklösliches Bio-P luxuryuptake	18 g P/kg TS	Rücklöse-Versuch Jan. 2023
Anteil $P_{phys.}$ an P_{ges}	0,574 (kalibriert)	so eingestellt, dass $P_{phys.}$/oTS = 3,3% (in Anlehnung an ProPhos-Schlussbericht TP A1)

Auch die biologische P-Elimination ist im Modell an einen Normkoeffizienten gebunden. Die angesetzte P-Eliminationsrate durch Bio-P von 0,0052 g P je g CSB im Zulauf der Belebung ($C_{CSB,ZB}$) ist ein normgestützter Modellparameter nach dem Bemessungskoeffizienten $X_{P,lux}$ und damit nicht systemabhängig. Der in der Biomasse als Zellbaustein gebundene Phosphor ($P_{phys.}$) wird hingegen nicht aus dem zugehörigen Normkoeffizienten $X_{P,phys.}$ (0,005 · $C_{CSB,ZB}$; DWA-A 131 2016) übernommen, sondern kalibriert über den freien Parameter eingestellt. Dessen Wert von 0,574 (der Anteil von $P_{phys.}$ am Gesamtphosphor) ist so kalibriert, dass das modellierte Verhältnis von biomassegebundenem Phosphor zur organischen Trockensubstanz ($P_{phys.}$/oTS) 3,3% ist. Dieser Zielwert ist in Anlehnung an die Ergebnisse des Teilprojekts A1 des Verbundprojekts ProPhos übernommen (Beier et al. 2010). Für die Bio-P-Fraktion stützt sich das Modell zusätzlich auf eigene Messwerte. Ein Rücklöseversuch ergab eine rücklösbare Bio-P-Menge von 18 g P je kg TS. Sie beziffert das als Polyphosphat gespeicherte Produkt des luxury uptake und bestimmt damit den ausschleusbaren Anteil des Phosphors, da dieser

aber abhängig von der Zulauffracht schwankt, wird er im Modell nicht als Kennwert verwendet, sondern dient der Plausibilisierung.

Da die Kenndaten des P-Anteils für den Zellaufbau und auch die Fällungsanteile in Abhängigkeit von Fällmittelzugabe belastbare Normkoeffizienten sind, wird der Luxury Uptake über die Differenzmessung mit dem den Ablaufdaten und Pges berechnet und hinterlegt. Da in Hildesheim kein Fällmittel zugegeben wird (100% Bio-P) kann die Differenz zu Pges und dem physiologischen Anteil direkt dem luxury Uptake zugeordnet werden (vgl. Bild 3).

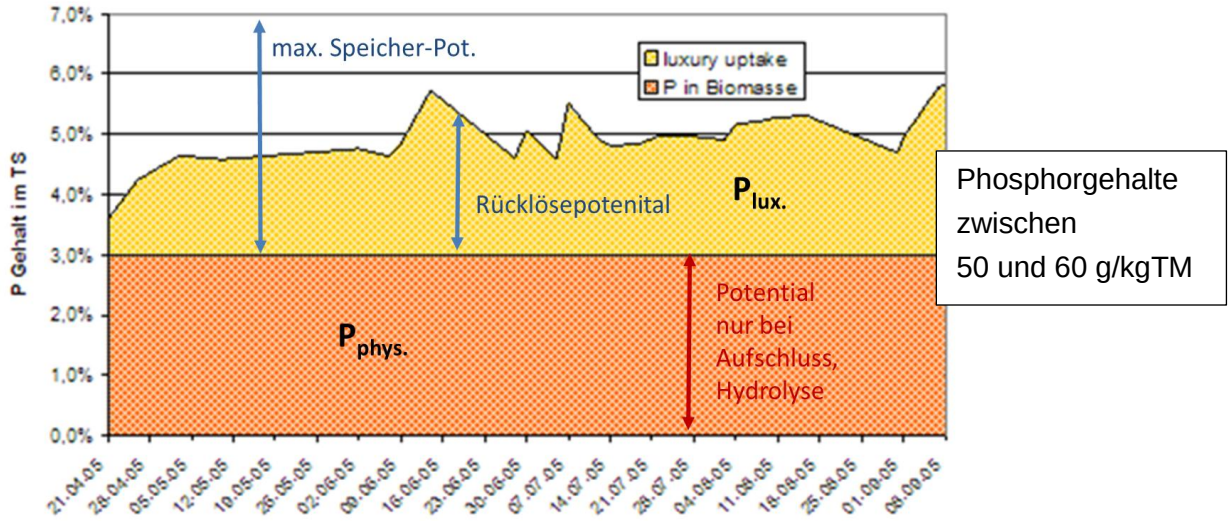


Bild 3: Fraktionierung von $P_{ges,partikulär}$ und Ausweisung verschiedener Potentiale (freie Speicherkapazität, Rücklösung und durch Hydrolyse aktivierbarer Anteil) der biologischen Phosphorelimination auf der Kläranlage Hildesheim (Beier et al. 2010)

Der rücklösbare Anteil wird unter anaeroben Bedingungen in der Faulung durch die Entstehung von organischen Säuren komplett zurückgelöst, genauso wie ein Anteil des physiologisch gebundenen Phosphors (in demselben Verhältnis wie der oTM-Abbau η_{oTM}). Die Kalibrierung der Faulungsstufe (siehe auch Kapitel A.3) erfolgt maßgeblich über die eingehenden Schlammmengen, insbesondere die Primärschlammmenge und die inerten TM-Anteile des Überschussschlamms bzw. des Zulaufs, da die Faulungsstufe selbst mit ihren biologischen Prozessen wenig verfahrensspezifische Ausprägung zeigt und maßgeblich von Verweilzeit und Temperatur bestimmt ist.

Da die Prozessfaktoren des DSSZ regelmäßig aus der laufenden Betriebsdatenerfassung aktualisiert werden, folgt die Bilanz dem tatsächlichen Anlagenzustand. Darin unterscheidet sich der Stoffstromzwilling von einer einmaligen, statischen Bilanz. In dieser kalibrierten Form stellt er die durchgängige, betriebsdatengekoppelte Repräsentation der Anlage ab, auf der die P-Ausschleusung und der Betrieb aufbauen.

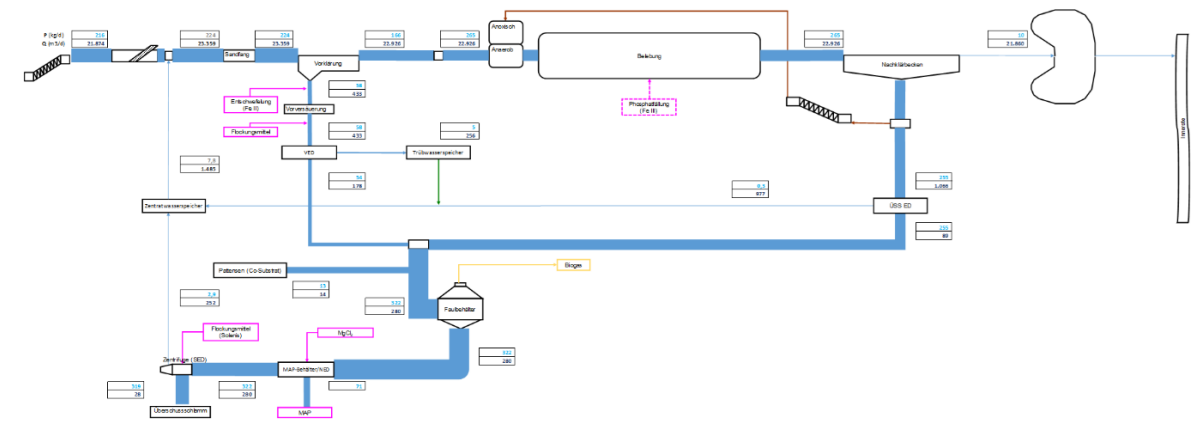


Bild 4: Sankey-Diagramm der Phosphorfracht im digitalen Stoffstromzwilling der KA Hildesheim

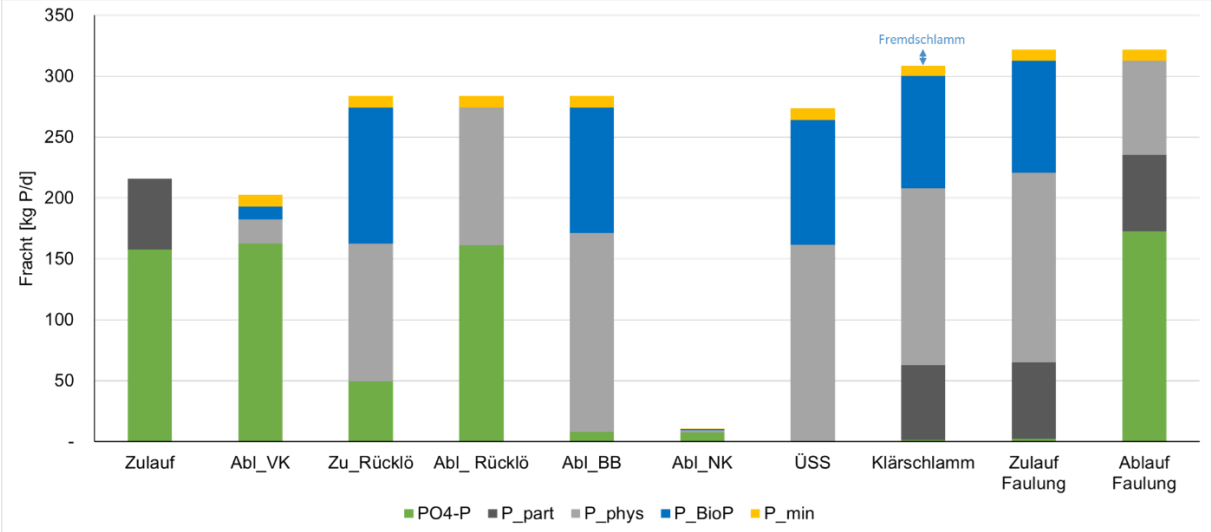


Bild 5: Aufteilung des gesamten Schlamm-Phosphors im SEHi-Modell nach Herkunft und Fraktion, Jahr 2021

Die folgenden Beispiele zur P-Bilanz und P-Ausschleusung bauen auf diesem anlagenweiten, in sich konsistenten Abbild der Stoffströme als DSSZ auf. Solche DSSZ wurden in SATELLITE für alle Anlagen im Verbund erstellt (vgl. Kapitel A.3).

1.3 P-Ausschleusung – Potentialanalyse mit dem DSSZ

Als P-Ausschleusung wird hierbei das gezielte Herausführen rückgewinnbarer Phosphorfraktionen aus dem Schlamm bezeichnet, insbesondere der in der Faulung oder ergänzenden Verfahrensstufen (vgl. Kapitel 1.3.1) rücklösbare Phosphor. Der Begriff grenzt sich nach zwei Seiten ab.

- Gegenüber der P-Elimination unterscheidet er sich im Ziel. Die Elimination führt den Phosphor aus der Wasserphase, um die Ablaufanforderungen einzuhalten, die Abtrennung von der Organik ist kein Verfahrensziel. Die Ausschleusung dagegen fokussiert auf die Überführung in eine rückgewinnbare also abtrennbare separate „Schlamm“-Fraktion. Dies geschieht üblicherweise durch eine Anreicherung des Phosphors als Phosphat und dann gezielte Fällung.

- Gegenüber der P-Rückgewinnung aus der Klärschlamm-Asche, also nach der Verbrennung, ist die Ausschleusung der vorgelagerte, Kläranlagen-seitige Schritt vor der Schlammentsorgung.

Der regulatorische Rahmen wirkt dabei als Treiber der Rückgewinnung. Der Schwellenwert von 20 g P/kg TM (bezogen auf den Trockenrückstand) macht die Phosphorrückgewinnung für typischen kommunalen Klärschlamm verbindlich (AbfKlärV 2017, § 3 Abs. 1, Fassung ab 2029). Eine Ausschleusung an den Stellen der Prozesskette an denen eine Rücklösung des luxury Uptake induziert wird führt den Schlamm nicht generell unter diese Schwelle, sondern senkt im Wesentlichen die intern zirkulierende Phosphorlast. Wie weit reicht und ob sie den Phosphorgehalt eines Schlamms im Einzelfall bis unter die Schwelle senken kann, hängt vom eingesetzten Verfahren und vom Fraktionsprofil der jeweiligen Anlage ab. Diese Einschätzung ist damit anlagenspezifisch zu treffen. Genau dafür liefert ein je Anlage kalibriertes Stoffstrommodell die belastbare Grundlage (vgl. Schwerpunkt A Kapitel 2.2 u. 3). Wird der Schlamm bodenbezogen verwertet, kann diese gezielte Festlegung der Rücklösung dazu genutzt werden gut pflanzenverfügbare P-Verbindungen zu „erzeugen“, wie MAP oder Ca-Phosphat.

Ein Teil des im Schlamm gebundenen Phosphors lässt sich bereits auf der Kläranlage (KA) zurückgewinnen, bevor der Schlamm in die zentrale Verwertung geht. Angriffspunkt ist der biologisch gebundene Phosphor, der sich anaerob rücklösen und aus der flüssigen Phase als Struvit ausschleusen lässt. Der Abschnitt führt mit PECO ein solches Verfahren ein, ordnet es über die Modulbibliothek des Projekts in den Stoffstromzwilling ein (vgl. Schwerpunkt A Kapitel 1) und zeigt an einem Ausschleusungsbeispiel, wie sich sein Rückgewinnungspotenzial modellgestützt bewerten lässt.

1.3.1 Beispiel PECO-Verfahren

Im Verbundprojekt RePhoR werden Rückgewinnungsverfahren über Verfahrenssteckbriefe dokumentiert. Ein solcher Steckbrief beschreibt das Wirkprinzip, Einbindepunkt und die verfahrensspezifischen Kennwerte und bildet damit die Grundlage, ein Verfahren als Modul in den vorhandenen anlagenspezifischen Stoffstromzwilling zu überführen, um seine Performance und Eignung unter den anlagenspezifischen Rahmenbedingungen zu prüfen. Für die im Rahmen der RePhoR-Maßnahme untersuchten Rückgewinnungsverfahren wurden durch die Verfahrensgeber Steckbriefe veröffentlicht (https://www.isah.uni-hannover.de/forschung/forschungsprojekte/forschungsprojekte-detailansicht/projects/satellite) anhand derer die Verfahren durch das ISAH in Modellmodule überführt wurden und in der Modulbibliothek veröffentlicht werden. Die Modulbibliothek ist ein Produkt des SATLLITE-Projekts. Sie erfasst die Prozesse der Abwasser- und Schlammbehandlung sowie der P-Rückgewinnung über ihre Wirkung auf den Stoffstromvektor, indem der Ausgangsvektor eines Prozesses als Funktion des Eingangsvektors beschrieben wird, ergänzt um prozessspezifische Faktoren sowie die Verbräuche an Energie und Chemikalien (vgl. Kapitel A.1.4). Für jede Technologie hält ein Steckbrief diese Parametrierung fest. Das einzelne Modul ist dann als Excel-Blatt oder Python-Skript hinterlegt. Bereits die im Steckbrief dokumentierten Kennwerte genügen, um ein Verfahren im Anlagenverbund bilanziell einzuordnen, auch wenn es großtechnisch noch nicht im Detail erprobt ist. Über die Kopplung an das Stoffstrommodell wird es damit auf einer konsistenten, vergleichbaren Grundlage

bewertbar und Potentiale der Verfahrenstechnik können abgeschätzt werden unter anlagenspezifischen Randbedingungen (vgl. Schwerpunkt A Kapitel 1.7).

Wie einfach eine erste Einschätzung der Potentiale eines Verfahrens durch den DSSZ wird, wird für das PECO-Verfahrens auf der Kläranlage Hildesheim (vgl. RePhoR-Projekt P-Net https://bmbf-rephor.de/verbundprojekte/p-net/). im Folgenden als Beispiel für die Anwendung „neuer“ Module erläutert.

Das PECO-Verfahren, entwickelt im Verbundprojekt P-Net, gewinnt Phosphor unmittelbar auf der Kläranlage zurück und verbindet dazu zwei Schritte (Bild 6). In einem anaeroben Remobilisator wird bio-P-haltiger Überschussschlamm (ÜSS), anteilig mit Primärschlamm (PS) als Kohlenstoffquelle, inkubiert, sodass der biologisch als Polyphosphat gespeicherte Phosphor (der luxury uptake, Fraktion P_{lux}) rückgelöst wird und als gelöstes Orthophosphat (P_{PO4}) in die flüssige Phase übergeht. Durch die organischen Säuren werden auch metallische Phosphor-Verbindung gelöst. Aus den so gewonnenen phosphorreichen Strömen wird der Phosphor durch Anhebung des pH-Werts und Zugabe einer Magnesiumquelle als Struvit (Magnesium-Ammonium-Phosphat, MAP) gefällt und abgetrennt (P-Net 2025a). Der Einbindepunkt liegt in der Schlamm- und Prozesswasserlinie zwischen Eindickung und Faulung. Die P-Rücklösung aus Überschussschlamm mit anschließender MAP-Fällung ist als Rückgewinnungspfad fachlich etabliert. Für die Abbildung als Modul sind Wirkprinzip, Einbindepunkt und die vom Verfahrensgeber genannten Umsatzkennwerte maßgeblich. Der Steckbrief weist das Verfahren mit einem Technologiereifegrad (TRL) von 7 bis 8 aus und nennt als Rückgewinnungsgrad einen Auslegungs- bzw. Zielwert von über 50% der Rohschlamm-P-Fracht (P-Net Verfahrenssteckbrief). Diese Angaben sind ein quellenattributierter Zwischenstand. Die endgültige Festlegung der Verfahrenskennwerte liegt beim Verfahrensgeber. Weiterführende Verfahrensinformationen stellt das Verbundprojekt P-Net über seine Projektseite bereit.

Tabelle 3 fasst den Steckbrief zusammen.

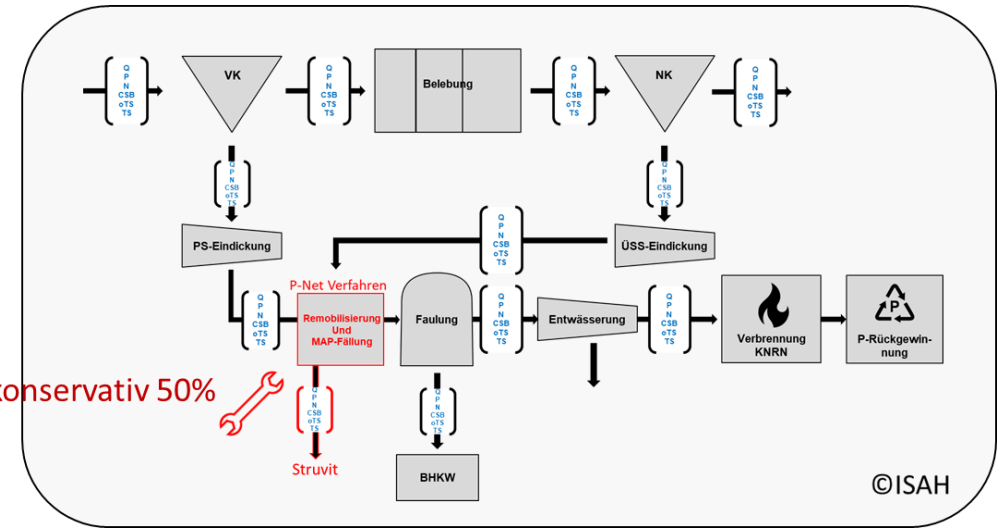


Bild 6: Einbindung des PECO-Moduls (anaerobe P-Remobilisierung und MAP-Fällung zu Struvit)

Tabelle 3: Verfahrenssteckbrief PECO (Quelle: Verfahrenssteckbrief PECO)

Merkmal	Angabe
Wirkprinzip	anaerob-biologische P-Remobilisierung aus (Bio-P-)ÜSS mit anschließender Struvit-/MAP-Fällung
Einbindepunkt	Schlamm- und Prozesswasserlinie (zwischen Eindickung und Faulung)
Rückgewinnungsgrad (Auslegung/Ziel)	~50% der Rohschlamm-P-Fracht (großtechnisch noch nicht bestätigt)
P-Remobilisierungsrate	50-70% (Auslegung)
Produkt	Struvit-Dünger (MAP; Pellets/Granulat)

Vorgehen:

1. „Einbinden des Verfahrensmoduls in die Prozesskette“: PECO wurde als Modul in die Bibliothek eingefügt, Wirkprinzip, Einbindepunkt und die stromspezifischen Umsatzfaktoren des Hydrolysereaktors wurden in eine Vektortransformation überführt und können so direkt an der entsprechenden Stelle in die Modulkette der Anlage eingebunden werden (Bild 6). Alternativ kann man auch die excelbasierte Modulbeschreibung verwenden und händisch mit den Stoffstromvektoren der Teilströme verknüpfen. Zulaufströme sind Primär- und Überschussschlamm wie im DSSZ bereits angelegt.

2. „Parametrisieren“: Als nächstes muss das Modul parametrisiert werden, d. h. Größe, gewünschte Milieubedingungen, Betriebsmittelzugabe etc. müssen mit den spezifischen Kenndaten hinterlegt werden, um die Betriebsbedingungen zu definieren und die hiermit korrelierenden Verbräuche, Kosten und Emissionen zu ermitteln.
   Die Remobilisierungsleistung kann dabei als „einfacher“ Anlagenwert durch den Verfahrensgeber vorgegeben werden „bei XX Betriebsbedingungen werden YY % des Phosphors remobilisiert“. Alternativ können die Remobilisierungsquoten aber durch die Fraktionierung des DSSZ auch spezifisch für einzelne Teilströme/Bindungsformen in Abhängigkeit der Schlammcharakteristika berechnet werden: die gesamte luxury-uptake-Fraktion (P_{lux}) und darüber hinaus über die anaerobe Hydrolyse etwa die Hälfte der übrigen, partikulär, mineralisch und in der Biomasse gebundenen Fraktionen werden als Orthophosphat freigesetzt und das der Fällung zugeführte Phosphat wird vollständig als Struvit gebunden (keine Nebenfällung).

Die weiteren Verfahrensstufen Fest/Flüssig-Trennung und Fällung sind in verschiedenen möglichen Verfahrensausprägungen in der Modulbibliothek enthalten, die Module Faulung und Entwässerung bereits im DSSZ da anlagenseitig vorhanden.

3. „Berechnen“: Nun kann die Verfahrenskette mit verschiedenen Belastungen und Zulaufszenarien „beschickt“ werden und die Stoffströme vom DSSZ berechnet und ausgegeben werden. Neben den Ausgeschleusten P-Mengen, gehören dazu Verbräuche und Kosten.

Für das Jahr 2021 (Basis für die Kalibrierung des Stoffstromzwilling) weist das Modell eine Rückgewinnungsquote von rund 66% der behandelten P-Fracht im Schlamm als Struvit-Produkt aus (206,3 von 312,6 kg P/d). Dieser Wert bildet das kalibrierbare Rückgewinnungspotenzial des Verfahrens ab und ist ein eigenes Ergebnis des SEHi-Modells. Von ihm zu trennen

ist der dokumentierte PECO-Auslegungswert von rund 50% der Rohschlamm-P-Fracht (Annahme nach dem Steckbrief PECO). Es zeigt sich, wie wichtig die anlagenspezifische Bewertung ist. Aufgrund des hohen Anteils an Bio-P liegt das Potential höher als vom Verfahrensgeber angegeben. Vermutlich haben die Schlämme im Durchschnitt auch noch einen Anteil metallgebundenen Phosphor, der weniger gut aktiviert werden kann.

Den größten Beitrag zu diesem Potenzial liefert der luxury uptake. Die biologisch als Polyphosphat gespeicherte Fraktion (P_{lux}) macht im SEHi-Modell 2021 rund 30% des gesamten Schlamm-Phosphors aus (Bild 7). Diese Fraktion lässt sich anaerob rücklösen und ist damit die eigentliche Zielfraktion der Ausschleusung. Von der P-Bindung durch Biomassewachstum ist sie zu unterscheiden. Dieser wird nur entsprechend anteilig einer Biomassenhydrolyse freigesetzt. Wie sich der Phosphor entlang der Prozesskette verteilt und welcher Anteil als Produkt gewinnbar ist, zeigt die P-Fracht-Bilanz des Beispiels (Bild 8 und Bild 9). Von der behandelten P-Fracht im Schlamm von 312,6 kg P/d bucht das Modell 206,3 kg P/d (rund 66%) als Struvit. Der übrige Phosphor verbleibt als nicht remobilisierter oder nicht hydrolysierter Anteil im Schlamm (rund 100 kg P/d) oder geht mit dem Ablauf ab. Da die Remobilisierung zugleich einen Teil der organischen Feststoffe abbaut, sinkt der auf die Trockenmasse bezogene Phosphorgehalt des verbleibenden Schlamms weniger stark als die Fracht, nämlich von rund 31 auf rund 13 g P/kg TM. Damit unterschreitet er den Schwellenwert von 20 g P/kg TM, ab dem die Rückgewinnungspflicht greift.

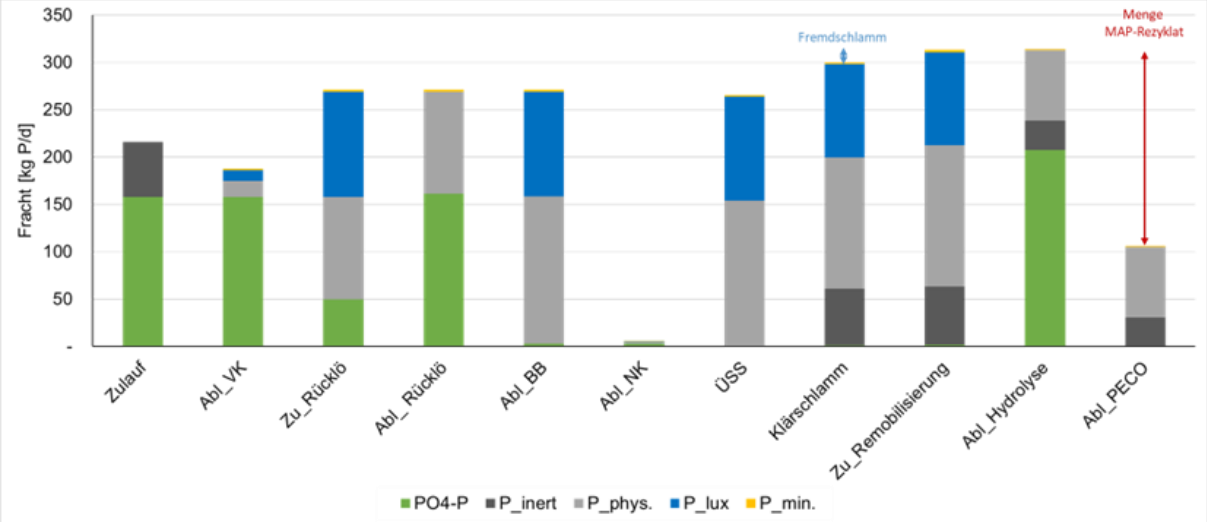


Bild 7: Aufteilung des gesamten Schlamm-Phosphors im SEHi-Modell nach Herkunft und Fraktion, Jahr 2021 mit PECO-Verfahren (Frachten in kg P/d)

Das so bezifferte Potenzial lässt sich wie folgt einordnen.

- Ohne weitergehende Remobilisierung ist im Wesentlichen der luxury uptake unmittelbar verfügbar. Zusammen mit dem geringen gelösten Anteil macht dieser knapp ein Drittel der behandelten Schlamm P-Fracht aus und liegt damit in der Größenordnung der rund 42%, die die Literatur für den unmittelbar rückgewinnbaren Anteil (direkt gefällter und biologisch gespeicherter Phosphor) nennt.
- Erst die anaerobe Hydrolyse der übrigen gebundenen Fraktionen hebt das Potenzial auf rund zwei Drittel, vergleichbar mit den rund 60%, die die Literatur unter Nutzung

der Faulungs-Hydrolyse ausweist.

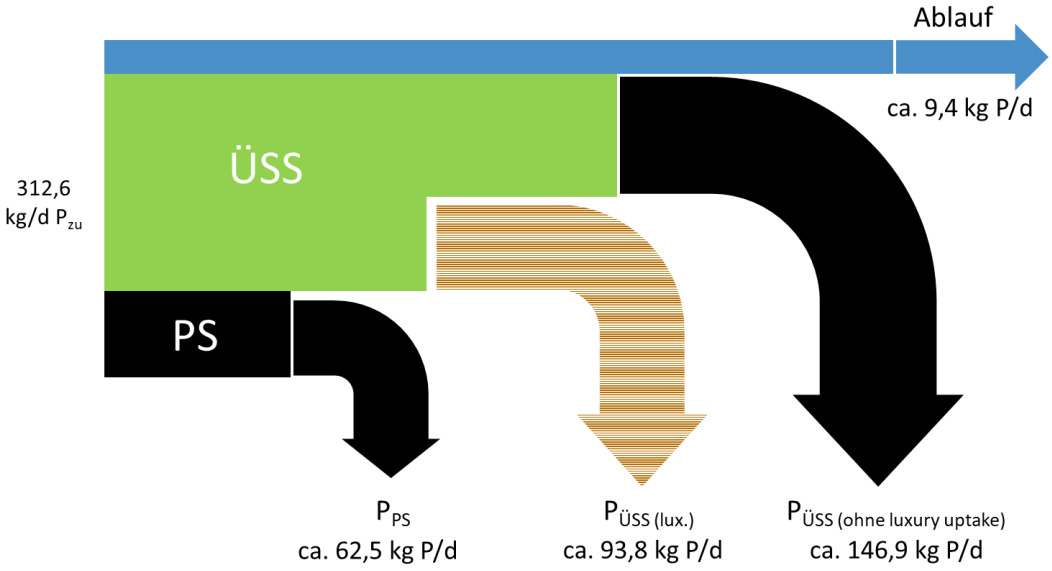


Bild 8: P-Fracht-Bilanz des Ausschleusungsbeispiels (kg P/d) im normalen Betrieb, 2021 (Rest-P-Gehalt des Schlamms rund 31 g P/kg TM)

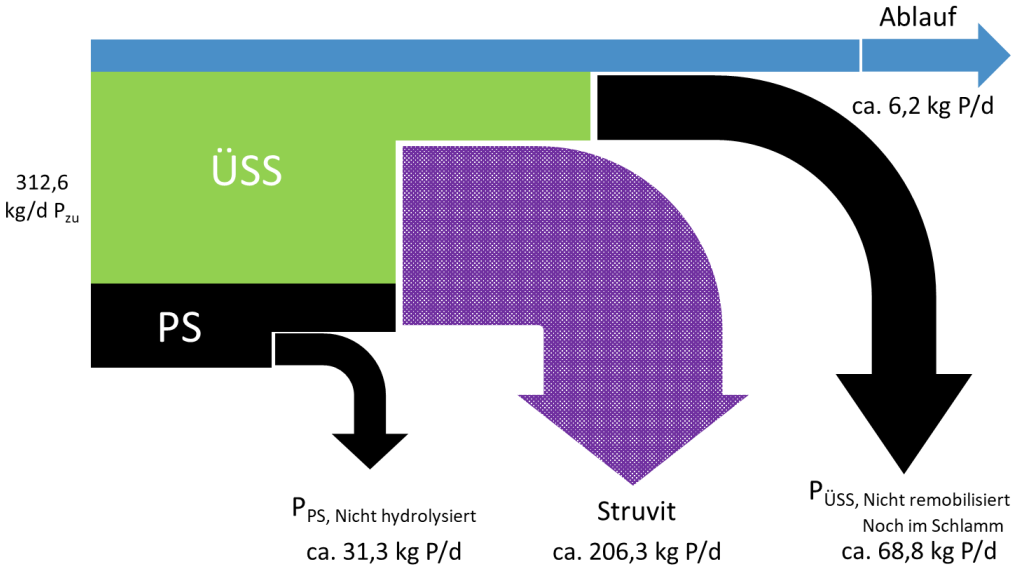


Bild 9: P-Fracht-Bilanz des Ausschleusungsbeispiels (kg P/d) mit Aus-schleusung durch das PECO-Verfahren, 2021 (Rest-P-Gehalt des Schlamms rund 13 g P/kg TM)

Über das Jahr 2021 hinaus lässt sich der einmal kalibrierte Stoffstromzwilling auf neue Betriebsdaten anwenden. Für das Jahr 2024, mit an die realen Zuläufe und die Faulung angepassten Eingangsdaten, ändert sich das Bild nur graduell: Die behandelte P-Fracht im Schlamm steigt auf 360,0 kg P/d und das modellierte Rückgewinnungspotenzial auf rund 68% (244,8 kg P/d als Struvit; Bild 10 bis Bild 12). Der Phosphorgehalt des verbleibenden Schlamms sinkt entsprechend von rund 36 auf rund 14 g P/kg TM. Das Beispiel zeigt damit zugleich, dass der kalibrierte Zwilling belastbare Potentialaussagen auch für ein neues Betriebsjahr liefert, ohne neu aufgebaut werden zu müssen.

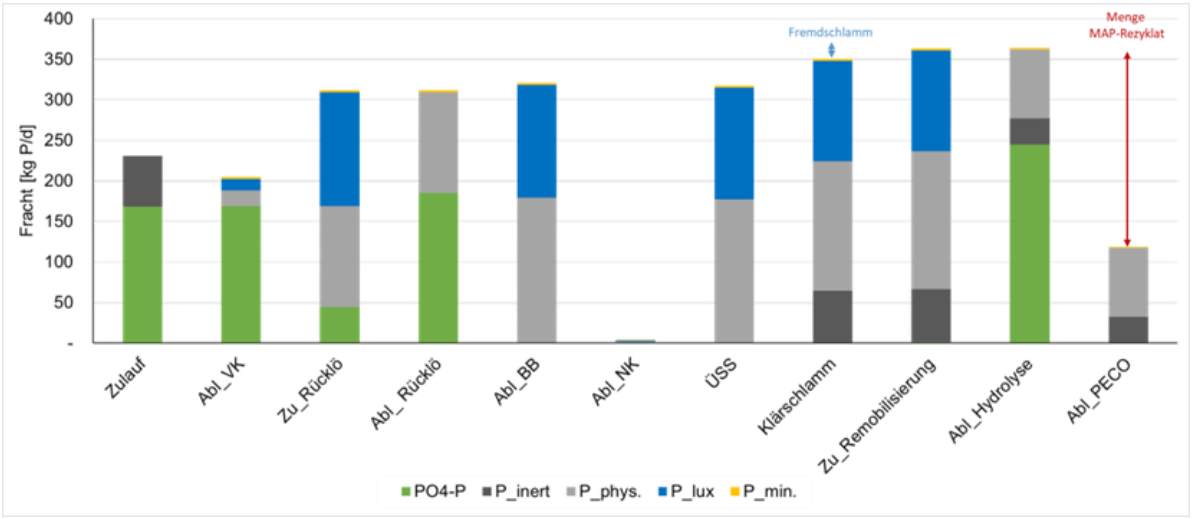


Bild 10: Aufteilung des gesamten Schlamm-Phosphors im SEHi-Modell nach Herkunft und Fraktion, Jahr 2024 mit PECO-Verfahren (Frachten in kg P/d)

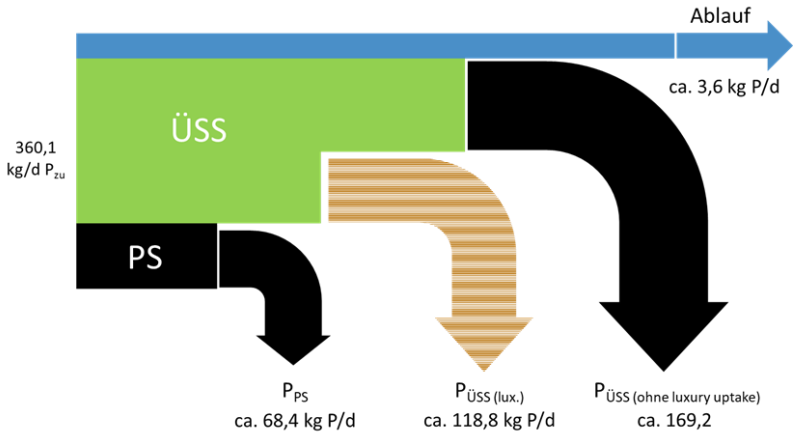


Bild 11: P-Fracht-Bilanz des Ausschleusungsbeispiels (kg P/d) im normalen Betrieb, 2024 (Rest-P-Gehalt des Schlamms rund 36 g P/kg TM)

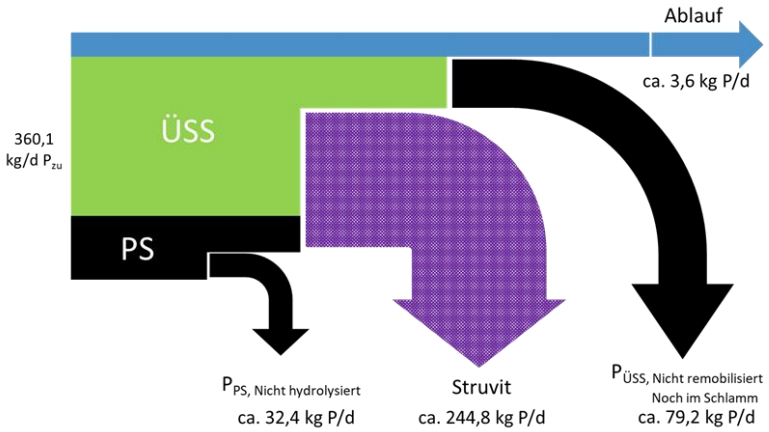


Bild 12: P-Fracht-Bilanz des Ausschleusungsbeispiels (kg P/d) mit Aus-schleusung durch das PECO-Verfahren, 2024 (Rest-P-Gehalt des Schlamms rund 14 g P/kg TM)

1.3.2 Verfahrensalternativen unter veränderten Rahmenbedingungen

Die verfahrensoffene Szenarienanalyse mit dem DSSZ erlaubt auf recht einfache Weise, sich

einen Überblick über alternative Verfahrensvarianten zu verschaffen. Bild 13 zeigt am Beispiel der disruptiven „neuen“ Anforderungen an die Kläranlagen, welche Verfahrensalternativen auch denkbar wären.

Ausgangssituation: Der Schlamm wird landwirtschaftlich verwertet, es gibt kein Rückgewinnungsgebot, die zu erreichenden P-Ablaufwerte liegen im Bereich von 0,5 mgP/L bis 2 mgP/L.

➔ Verfahrenstechnisch wird der Phosphor i. d. R. als Simultanfällung oder Bio-P gleich mit dem Überschussschlamm zusammen erzeugt, abgetrennt und der Faulung zugeführt.

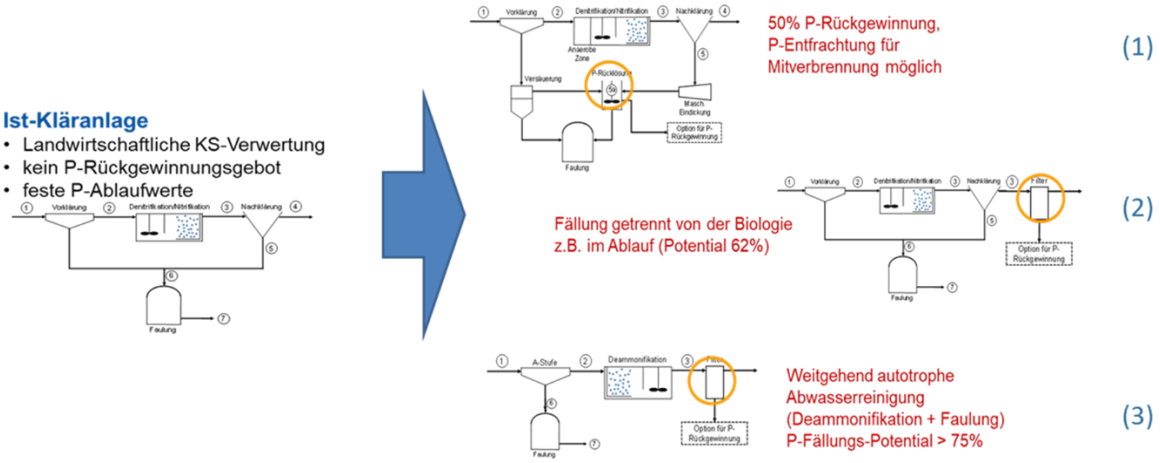


Bild 13: Verfahrensalternativen und Einordnung verschiedener P-Ausschleusungskonzepte - Beispiel kommunale Kläranlage 100.000 EW

1) Die erste Alternative die vermehrte Remobilisierung vor der Faulung ist oben mit dem PECO-Verfahren schon einmal in einer Verfahrensausprägung beschrieben.

2) Aber mit dem Rückgewinnungsgebot ist ja vor allem das Vorgehen in die Belebung zu fällen (simultan) erst einmal grundsätzlich in Frage zu stellen – warum etwas simultan durchführen, wenn die Stoffströme/Produkte getrennt gehalten werden sollen? Prozesstechnisch ist es einfach möglich auf eine Nachfällung umzustellen, bei der das Fällungsprodukt getrennt vom Überschussschlamm gewonnen werden kann. Die Verfahrenskonzept wird durch die, mit zunehmender Anforderung an die P-Ablaufkonzentration notwendigen Filtrationen noch gestützt.

3) Im dritten Szenario richten wir den Blick auf zukünftige Verfahrensentwicklungen. Mit der zunehmend gewünschten Ausschleusung der Kohlenstofffraktion zur Faulgasgewinnung wird das Konzept der Nitrifikation/Denitrifikation vielleicht in den nächsten Jahren durch eine Hauptstrom-Deammonifikation abgelöst. Sowohl die Nitrifikanten als auch die Anammox-Bakterien sind autotrophe Bakterien und haben ein sehr geringes Schlammwachstum. Die zur Zeit noch, je nach Kohlenstoffumsatz, dominante Bindung in den Schlamm durch Zellwachstum würde mit der Reduzierung des Überschussschlammanfalls ebenfalls deutlich sinken. Die Szenarienerprobung ergibt ein P-Fällungs- und damit Rezyklierungspotential von > 75%.

Es ist deutlich zu erkennen, wie eine solche modellgestützte Szenarienanalyse eine strategische Investitionsplanung unterstützt. Auch wenn das untersuchte Verfahren vielleicht noch

nicht den technischen Reifegrad hat, gibt die Potentialanalyse einen Hinweis, ob man ggf. weiter auf das Verfahren achten sollte und vielleicht Investitionsentscheidungen, die die Umsetzung des Verfahrens in der Zukunft behindern würden noch einmal auf ihre Notwendigkeit überprüft.

1.4 Anwendung des DSSZ im Betrieb: Controlling und Soft-Sensoren

Der laufende Betrieb einer gezielten P-Ausschleusung ist auf Informationen angewiesen, die sich der täglichen Messung nur zum Teil erschließen. Das gelöste Orthophosphat P_{PO4} lässt sich messtechnisch erfassen. Die feststoffgebundenen Phosphorfraktionen der Biomasse, der biologisch als Polyphosphat gespeicherte Phosphor P_{lux} und der in der Biomasse gebundene Zellbaustein-Phosphor $P_{phys.}$, entziehen sich dagegen der direkten Messung, obwohl P_{lux} einen wesentlichen Teil, der über die flüssige Phase rückgewinnbaren P-Fracht trägt (siehe Kapitel 1.1). Der kalibrierte Stoffstromzwilling überbrückt diese Messlücke, indem er seine Prozessfaktoren an die regelmäßig aktualisierten Prozessdaten koppelt. Damit wird das Modell dem Anlagenzustand fortlaufend nachgeführt und schätzt die nicht messbaren Größen aus den messbaren ab. Der so mit der Anlage synchronisierte Zwilling entfaltet seinen operativen Nutzen in drei Feldern: i) Controlling-Kennzahlen zur Bewertung und Steuerung, ii) Soft-Sensorik zur Schätzung nicht messbarer Größen und iii) ein Berichtswesen unmittelbar aus dem Modellzustand.

Die Controlling-Kennzahlen bilden dabei eine Bewertungs- und Steuerungsbasis für die Stoffströme, nicht für Kosten. Für die kostenbasierte Bepreisung gemeinsam genutzter Leistungen greift das Rechnungswesen auf spezifisch ausgewählte Bilanzgrößen zu (vgl. B7). Leitgröße ist das geschätzte Ausschleusungspotenzial, das Maß der zuverlässig rück-gewinnbaren P-Fracht, an dem sich Bewertung und Steuerung der Ausschleusung ausrichten.

Überwachung mittels Soft-Sensorik: Wie ein Soft-Sensor eine nicht messbare Größe aus messbaren Eingangsgrößen ermittelt, ist für die verschiedenen Prozessstufen und Vektorgrößen bereits eingeführt. Hier soll auf seine konkrete Ausführung DSSZ der Kläranlage Hildesheim zur Abschätzung der als Bio-P verfügbaren P-Menge beschrieben werden. Während das gelöste P_{PO4} direkt gemessen wird, schätzt der Soft-Sensor das nicht messbare P_{lux} aus den laufend erfassten messbaren Größen (vor allem der Feststoffkonzentration der biologischen Stufe und der CSB-Zulauffracht) über die kalibrierten Modellfaktoren: den in der Biomasse gespeicherten Bio-P-Anteil nach DWA-A 131 und die anaerob rücklösbare, über die flüssige Phase verfügbare Menge über einen aus einem eigenen Rücklöse-Versuch (Januar 2023) abgeleiteten Faktor. Aus der Summe des gemessenen P_{PO4} und des geschätzten P_{lux} ergibt sich dann das Ausschleusungspotenzial (die P-Fracht, die sich über die flüssige Phase, durch biologische Rücklösung mit anschließender Fällung, zurückgewinnen ließe).

Das Ausschleusungspotenzial ist anhand des Verfahrenssteckbriefs als konservative, zuverlässig verfügbare Größe angelegt und nicht mit der im Ausschleusungsbeispiel erzielten Rückgewinnung gleichzusetzen. Es bemisst den zuverlässig rückgewinnbaren Kern der Schlamm-P-Fracht (das gelöste P_{PO4} und das rücklösbare P_{lux}), an dem ein Rückgewinnungsverfahren ansetzt. Das geschätzte Ausschleusungspotenzial ist ein Ergebnis des

DSSZ und kann als ein Softsensor den Prozessbedienenden als Information dienen

Stellhebel der Prozesssteuerung. Für die P-Ausschleusung sind vor allem drei Eingriffe relevant. Erstens steuert[1] die modellierte rücklösbare Bio-P-Menge, ob und in welchem Umfang Überschussschlamm (ÜSS) in die anaerobe Rücklösung und damit in die Ausschleusung geführt wird. Je höher der abgeschätzte rückgewinnbare Anteil, desto mehr trägt dieser Weg bei. Zweitens steuert der modellierte Rücklöse- und Rückbelastungsanteil aus der Faulung die Führung des Prozesswasserstroms, da der in der Faulung freigesetzte Phosphor andernfalls als gelöstes P_{PO4} mit dem Trübwasser in den Zulauf zurückkehrt. Das Modell macht diese Rückbelastung sichtbar und erlaubt, sie gezielt zu bewirtschaften. Drittens steuert die modellierte gelöste P-Fracht im Zulauf der Fällung die Magnesium-Dosierung (als Magnesiumchlorid, $MgCl_2$) und den Zeitpunkt der MAP-Fällung, mit der der Phosphor als Struvit (Magnesium-Ammonium-Phosphat, $MgNH_4PO_4 \cdot 6\ H_2O$) als Produkt ausgeschleust wird.

Berichtswesen. Da der Stoffstromvektor an jedem Prozess-Übergabepunkt mitgeführt wird, liegen Frachten und Konzentrationen an jedem Referenzpunkt der Anlage im fortgeschriebenen Modellzustand vor. Regelmäßige Betriebs- und Nachweisberichte entstehen dadurch unmittelbar aus diesem Zustand, ohne dass für den einzelnen Bericht eine erneute Berechnung anzustoßen wäre. Der Gewinn liegt weniger in der Rechenersparnis als in der Konsistenz. Berichte, Controlling-Kennzahlen und die Schätzwerte der Soft-Sensorik greifen auf denselben Modellzustand zu und liefern damit vergleichbare, konsistente und kommunizierbare Werte.

Die Aussagekraft dieser Kennzahlen, Schätzwerte und Berichte ist an den Kalibrierstand des Modells gebunden. Die geschätzten Größen (insbesondere das Ausschleusungspotenzial) sind daher als kalibrierte, noch nicht unabhängig validierte Werte zu lesen. Ihre Güte folgt unmittelbar der Güte der Kalibrierung. Belastbar sind die abgeleiteten Kennzahlen somit im Rahmen dieses Status, nicht darüber hinaus.

Über die alle Nutzungsbereiche wirkt derselbe Mechanismus. Der mit der Anlage synchronisierte Stoffstromzwilling überführt nicht messbare Größen in bewertbare, überwachbare und kommunizierbare Kennzahlen, im Rahmen seines Kalibrierstands. Der Betrieb gewinnt damit eine durchgängige, quantitative Sicht auf die Phosphorströme, die ihm die direkte Messung allein nicht liefert. Er kann die zuverlässig rückgewinnbare P-Fracht beziffern, die dafür entscheidenden Prozessschritte gezielt steuern und aus einem einzigen, konsistenten Modellzustand berichten. So fügt sich das an anderer Stelle aufgebaute Modell im Betrieb zu einer belastbaren Grundlage, auf der sich die P-Ausschleusung überwachen, kennzahlengestützt bewerten und risikobewusst steuern lässt, und schließt den Phosphor-Teil des Berichts von der Modellbildung bis zur betrieblichen Anwendung.

1.5 Schlammscreening in der Modellregion Nienburg

Menge und stoffliche Zusammensetzung des anfallenden Klärschlamms zu kennen, ist die

[1] Mit „steuern“ ist hier nicht ein direkter Eingriff in den Prozess gemeint, sondern die Informationsbereitstellung zur Unterstützung des Betriebs als Entscheidungshilfe für einen möglichen Betriebseingriff

Voraussetzung für ein belastbares Schlamm- und Nährstoffmanagement im Verbund. Zum einen schwanken die Gehalte saisonal und über die aktuelle Betriebsweise, zum anderen ist im Handling und mit Blick auf die Verfahrenskette Schlammentsorgung und Rückgewinnung seine Bindungsform wie oben erläutert von erheblicher Bedeutung (so sinkt z. B. die Entwässerbarkeit mit einem hohen Phosphatgehalt).

Für die Modellregion Nienburg schafft das Schlammscreening des Kreisverbands für Wasserwirtschaft Nienburg diese Grundlage. Es wurde die Phosphor-Charakteristik der Schlämme von 13 Kläranlagen (KA) erfasst. Hierdurch wurden anlagenspezifische Fraktionsmuster und ihre zeitliche Streuung sichtbar und erlaubt, sie über die Anlagenmodelle der Modellregion nachzuverfolgen. Die zugrunde liegende P-Fraktionierung ist mit den Vektorfraktionen von Schwerpunkt A Kapitel 2.2.1 eingeführt und wird hier genutzt, nicht neu hergeleitet.

1.5.1 P-Fraktionen und ihre Bestimmung im Schlammscreening

Das Schlammscreening teilt den Gesamtphosphor eines Schlamms in fünf messtechnisch getrennte Wege auf. Welche Fraktionen dabei unterschieden werden, ergibt sich aus den Vektorfraktionen: gelöstes Orthophosphat, biologisch als Polyphosphat gespeicherter Phosphor (Bio-P), mineralisch gefällter und strukturell in der Biomasse gebundener Phosphor. Das Screening führt dazu ein eigenes, an der Messung orientiertes Vokabular (PO_4-P, P-GUP, P_{lux}, P_{min}, P_{phys}) ein. Eine Zuordnung erfolgt nur dort, wo sie messtechnisch eindeutig ist (Tabelle 4).

Tabelle 4: Zuordnung der Screening-Messgrößen zu den Modellfraktionen (Vektorfraktionen nach Schwerpunkt A Kapitel 2.2.1)

Screening-Messgröße	bestimmt aus	Modellfraktion (Zuordnung)
PO_4-P (gelöstes reaktives Orthophosphat)	filtriertes Orthophosphat (photometrisch)	P_{PO4}
P-GUP (gelöster unreaktiver Phosphor)	filtriertes P_{ges} minus PO_4-P	im SEHi-Modell nicht als eigene Fraktion geführt
P_{lux} (rücklösbarer Bio-P Anteil)	Rücklöseversuch (freigesetztes Orthophosphat)	P_{lux}
P_{min} (fällmittelgebundenes P)	ICP-Stöchiometrie über Fe und Al (β = 1,5)	P_{min}
P_{phys} (Zellgebundenes-P)	Restgröße P_ges minus (PO_4-P + P-GUP + P_{lux} + P_{min})	dem biomassegebundenen $P_{phys.}$ zugeordnet; die Rest-größe umfasst zudem den partikulär-inerten P_{Inert} (das Screening trennt beide nicht)

Die Größe P-GUP bleibt dabei eine Screening- und Wasserpfad-Größe: In dem Modell ist sie eine eigene Fraktion des Wasserpfads, im Schlamm jedoch durchweg unter einem Prozent, und im SEHi-Modell wird sie nicht als eigene Zeile geführt.

Die Bestimmung beruht auf einem berechneten Split aus Direktmessungen, einem Rücklöseversuch und einer ICP-Stöchiometrie, nicht auf einer klassischen sequenziellen chemischen Extraktion. Es wurden aus dem Überschussschlamm (ÜSS) aller 13 Kläranlagen Proben gezogen und auf vier Wegen analysiert:

- **Gelöste Phase:** Die Probe wird unmittelbar nach der Entnahme filtriert. Im Filtrat werden Orthophosphat und Gesamtphosphor photometrisch bestimmt. Daraus ergeben sich das gelöste reaktive Orthophosphat (PO_4-P) und, als Differenz zum filtrierten Gesamtphosphor, der gelöste unreaktive Anteil (P-GUP).
- **Gesamtprobe:** An der homogenisierten Probe werden Trockenrückstand (TR), organischer Trockenrückstand (oTR) und Gesamtphosphor (P_{ges}) bestimmt. Sie liefern die Summe des Splits sowie den auf den Trockenrückstand bezogenen P-Gehalt (P_{ges}/TR).
- **Rücklöseversuch:** Eine Teilprobe wird unter anaeroben Bedingungen mit Acetat als leicht abbaubarem Substrat im Überschuss versetzt.Die Zunahme des gelösten Orthophosphats nach etwa acht Stunden zeigt das rücklösbare, als Polyphosphat gespeicherte Bio-P an, die Screening-Größe P_{lux} (luxury uptake). Die Methode geht auf den Rücklöseversuch nach ProPhos zurück.
- **ICP-Elementanalyse** (optische Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma): Sie liefert die Metallgehalte der Probe. Aus Eisen und Aluminium wird der mineralisch gefällte Anteil (P_{min}) berechnet, aus den Schwermetallgehalten die Bewertung über die Düngemittelverordnung (DüMV 2012).

Als wirksame Fällmetalle gehen ausschließlich Eisen und Aluminium in Bindung mit P_{min} ein. Calcium und Magnesium werden vorzugsweise nicht als P-Fällmittel angesetzt (DWA-A 202 2026, Tab. 3). Der stöchiometrische Ansatz rechnet das über Eisen und Aluminium maximal bindbare Phosphat und berücksichtigt die Überdosierung über das molare Fällmittelverhältnis β = 1,5, den normativen Auslegungswert. Der strukturell in der Biomasse gebundene Phosphor (P-Biomasse) verbleibt als Restgröße:

$$P_{ges} = P_{PO4} + P_{lux.} + P_{min.} + P_{phys.}$$

P_{lux} wird als Differenz zwischen dem nach acht Stunden gemessenen Orthophosphat und dem Feld-Filtrat angesetzt.

1.5.2 Ergebnisse des Schlammscreenings und ihre Bedeutung

Die Klärschlämme der Modellregion sind durchweg von biomassegebundenem Phosphor dominiert. Gelöster Phosphor spielt praktisch keine Rolle, und der ausschleusbare Anteil variiert mit dem Anlagentyp erheblich. Der gelöste Phosphor (PO_4-P + P-GUP) liegt an allen Anlagen bei etwa null bis zwei Prozent des Gesamtphosphors, sodass sich die Zusammensetzung im partikulären Anteil entscheidet, zwischen dem rücklösbaren Bio-P (P_{lux}), dem mineralisch gebundenen P_{min} und der biomassegebundenen Restgröße. Diese Befunde stützen sich auf die drei belastbaren Kampagnen des Jahres 2025. Der Juni-Datensatz ist der einzige vollständige anlagenübergreifende Satz und trägt den Fraktionsvergleich (

Tabelle 5).

Tabelle 5: P-Fraktionsanteile im Überschussschlamm der 13 Kläranlagen, Juni 2025. Anteile gerundet in % von P_{ges}

KA	Typ	P_{PO4}	$P_{lux.}$	$P_{min.}$	$P_{phys.}$
Hoya	Bio-P	2	25	4	69
Uchte	Bio-P	1	11	28	61
Rehburg	Bio-P	2	22	4	71
Drakenburg	Fe	0	1	27	71
Leese	Fe	1	2	27	70
Lemke	Fe + Kalk	1	2	17	80
Steimbke	Fe + Kalk	0	1	24	75
Stolzenau	Fe/Al	1	4	34	60
Steyerberg	Al	0	8	13	78
Leeseringen	Fe + Kalk	0	5	5	89
Eystrup	Fe	0	15	5	80
Diepenau- Lavelsloh	Al	1	4	22	72
Nienburg	Fe	0	26	9	65

Die gemessenen Muster folgen dem Anlagentyp. Über alle Anlagen ist P_{lux} an den Bio-P-Anlagen am höchsten (Hoya 25%, Rehburg 22%, Uchte 11%) und an den übrigen Anlagen klein. Zwei Anlagen fallen mit hohem P_{lux} (Luxury Uptake) aus diesem Muster, obwohl sie keine Bio-P-Anlagen sind: Nienburg (26%) und Eystrup (15%). Beide sind als überschätzt einzustufen (es müssen zur Plausibilisierung weitere Werte aufgenommen werden). Nienburg betreibt eine vorgeschaltete Denitrifikation ohne Anaerobbecken, sodass die Deutung als biologisch gespeichertes Bio-P fraglich ist, und die genannte P_{lux}-Definition wirkt hier zusätzlich erhöhend. Die Aussage, P_{lux} sei an den Bio-P-Anlagen am höchsten, gilt daher für die verfahrenstechnisch erwartbaren Fälle. Das fällmittelgebundene P_{min} folgt umgekehrt der Eisen- und Aluminiumdosierung. An im Schwerpunkt über die Fällung eliminierenden Anlagen wie Stolzenau (34%) sowie Drakenburg, Leese und Steimbke (24-27%) beträgt der Anteil einen erheblichen Teil, bei den Bio-P-Anlagen Hoya und Rehburg dagegen wie erwartet nur etwa 4%.

Der strukturell in der Biomasse gebundene Phosphor lässt sich über den P-Anteil in oTR (P/oTR) ausdrücken, die Restgröße P-Biomasse bezogen auf den organischen Trockenrückstand. Über die Anlagen streut P-Anteil an der oTM von rund 1,5% bis 4,6%, mit einem Median um 3%. Dieser Medi-an liegt in der Größenordnung des physiologischen Richtwerts von etwa 3% der Biomasse-Trockenmasse. Die Bezugsbasen unterscheiden sich allerdings (der organische Trockenrückstand ist nicht mit der Biomasse gleichzusetzen), sodass die Überein-stimmung orientierend und nicht als exakte Deckung zu verstehen ist. Auffällig hoch liegen die

kalkkonditionierten Anlagen Lemke (4,33%) und Leeseringen (4,58%). Diese Erhöhung geht primär auf eine reale, anlagenspezifische Variation des strukturellen Biomasse-Phosphors zurück, nicht auf einen Kalk-Artefakt. Als Gegenprobe zeigt die ebenfalls kalkkonditionierte Anlage Steimbke (P-Anteil von 2,99%), dass die Erhöhung nicht auf das Kalkhydrat zurückgeht.

Für eine bodenbezogene Verwertung ist die Schlammqualität unkritisch. Die Schwermetallgehalte liegen an allen Anlagen deutlich unter den Grenzwerten der Düngemittelverordnung (As 40, Pb 150, Cd 1,5, Cr(VI) 2, Ni 80, Hg 1, Tl 1 mg/kg TM). Die im ICP erhöhten Eisen- und (an den aluminiumdosierenden Anlagen) Aluminiumgehalte stammen aus der Fällmitteldosierung (eigenes Ergebnis, Modellregion Nienburg) und sind relevante Größen für die Verbrennung und nachgelagerte P-Rückgewinnung aus der Asche.

Die saisonale Betrachtung ergab ein uneinheitliches Bild – die Schwankungen der P-Gehalte in den Schlämmen waren aber deutlich. 10 – 15 mg/gTM. Über die drei Kampagnen des Jahres 2025 verändert sich der Gesamt P-Gehalt der Schlämme uneinheitlich. Die Richtung der Änderung unterscheidet sich von Anlage zu Anlage: An einigen steigt der Gehalt, an anderen fällt er oder erreicht im Juni ein Maximum. Ein belegter saisonaler Trend lässt sich aus diesen drei Probenahmeterminen nicht ableiten. Auch einzelne Termin-zu-Termin Sprünge, etwa der zwischen Juni und Oktober deutlich abweichende gelöste Orthophosphat der KA Hoya, sind nicht zu überinterpretieren. Eine unabhängige, über mehrere Jahre geführte monatliche Messreihe der LWK Niedersachsen ordnet die monatliche Schwankung des Phosphorgehalts in einen breiteren Rahmen ein (Bild 14).

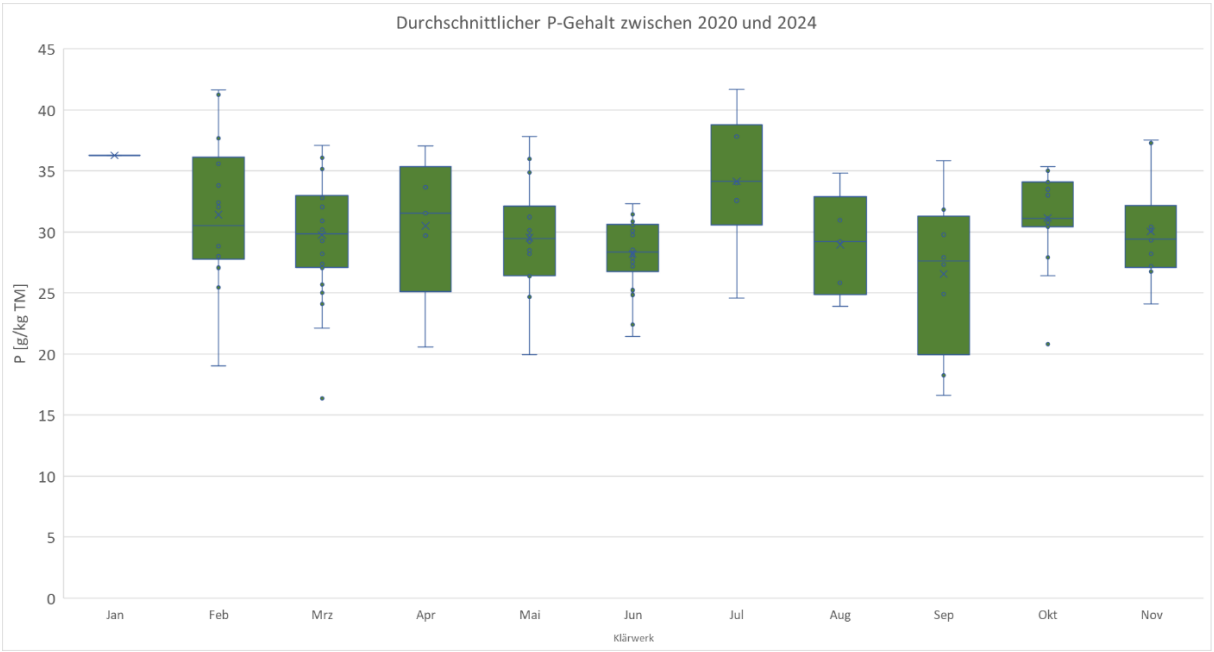


Bild 14: P-Gehalt des Klärschlamms (g/kg TM) nach Monat (Messungen von LWK Niedersachsen)

Regulatorisch entscheidend ist der auf den Trockenrückstand bezogene Gesamt-P-Gehalt (P_{ges}/TR). Eine auf die Konzentration bezogene Grenze wäre hierfür ungeeignet, da sie mit dem Wassergehalt des Schlamms schwankt. Ab dem 01.01.2029 löst ein Gehalt von mindestens 20 g P/kg TM, bezogen auf den Trockenrückstand (TR) und gleichbedeutend mit kg P/t TR, die Pflicht zur Phosphorrückgewinnung aus (AbfKlärV 2017, § 3 Abs. 1 i. d. F. ab

01.01.2029, eingefügt durch Art. 5 AbfKlärVNOV). Gemessen an dieser Schwelle liegen die meisten Anlagen der Modellregion darüber. Der Vergleich der Anlagen im Boxplot (Bild 15) weist Eystrup als die Anlage mit dem niedrigsten P-Gehalt aus und stützt den Schwellenbefund. Im Boxplot sind zwei Grenzen markiert: eine rote Linie bei 20 g P/kg TM als Schwellenwert der Rückgewinnungspflicht und eine orange Linie bei 40 g P/kg TM, unterhalb derer sich der Phosphorgehalt durch die betrachteten Rückgewinnungsverfahren rechnerisch unter die Schwelle senken lässt, da diese etwa die Hälfte der Rohschlamm P-Fracht ausschleusen (Auslegungswert von PECO rund 50%).

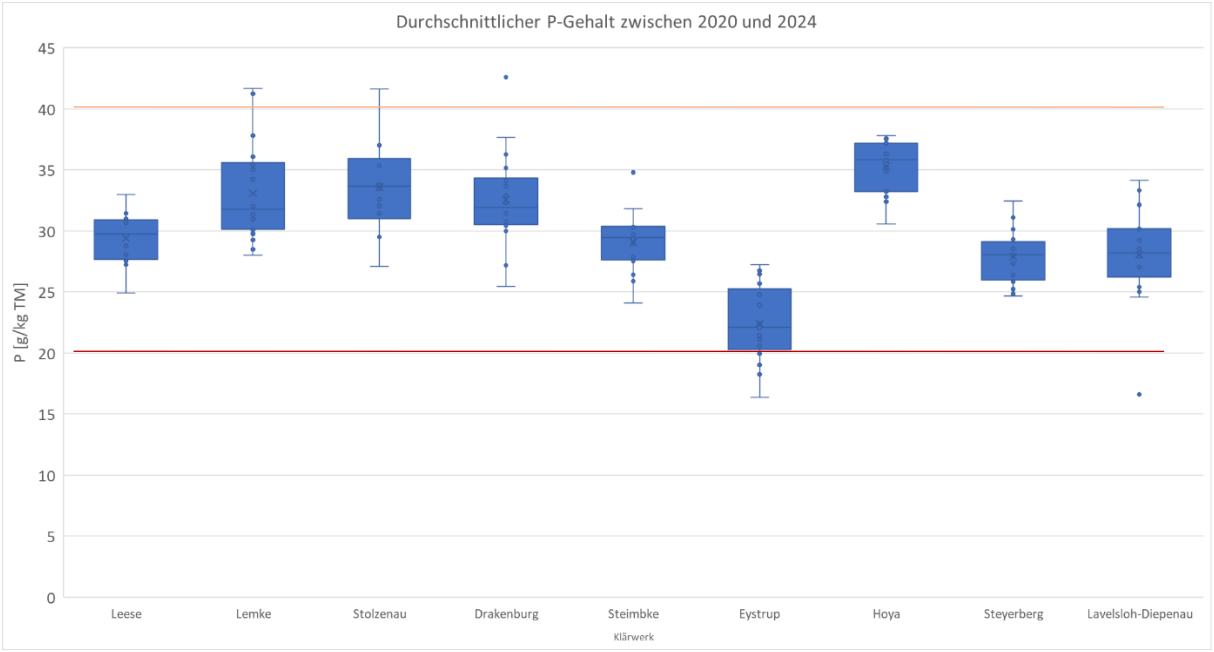


Bild 15: P-Gehalt des Klärschlamms (g/kg TM) nach Kläranlage (Messungen von LWK Niedersachsen)

Die in Bild 15 markierten Grenzen deuten zugleich einen Spielraum für eine flexible Bewirtschaftung an. Weil die Schlämme der Modellregion überwiegend unter 40 g P/kg TM liegen, ließe sich ihr Phosphorgehalt durch eine weitergehende Ausschleusung rechnerisch bis unter den Schwellenwert senken. Gleichzeitig könnte ein Teil der Anlagen z. B. im Sommer den Schlamm aufgrund ihrer Größenklasse noch weiterhin bodenbezogen verwerten. Da die im Bezug auf die Gesamtschlammmenge nur geringen Schlammanteile keinen Einfluss auf die Auslastung oder den Betrieb des KNRN haben, ist zu überlegen, ob nicht in der Pflanzperiode der Nassschlamm weiter genutzt wird. Für die Landwirtschaft wird neben den Nährstoffen auch noch eine „kostenlose“ Wassergabe mitgeliefert, der Klärschlammverbund spart Transport- und Behandlungskosten und die Rückführung liegt bei 100%. Die Überlegungen verdeutlichen die grundsätzlichen Handlungsspielräume des Anlagenbetreibers, sind nicht als Verfahrensempfehlung zu werten. Die flexible Bewirtschaftung anhand einiger betrieblicher- und Umweltkenndaten bietet in jedem Fall ein Potential die P-Rückgewinnung etwas ökologischer und ökonomischer zu gestalten.

Insgesamt liefert das Schlammscreening eine gute Informationsbasis der Modellregion Nienburg zu den anlagenspezifischen P-Fraktionierungen, die daraus folgende Zugänglichkeit für die Ausschleusung und die Position jedes Schlamms zum regulatorischen Schwellenwert.

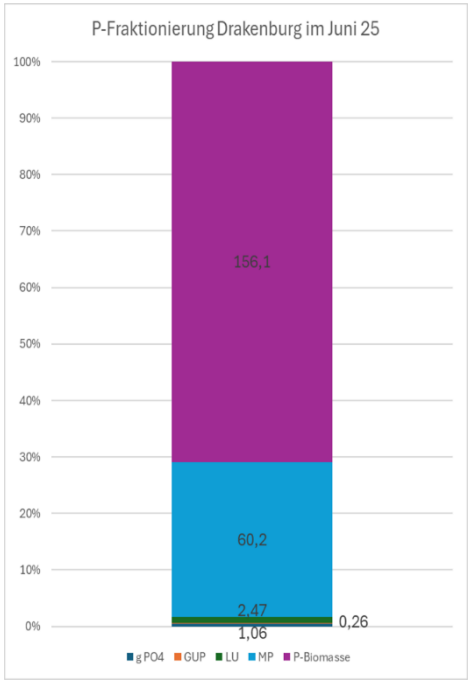


Bild 16: P-Fraktionierung des Überschussschlamms der KA Drakenburg (Fällungsanlage), Juni 2025

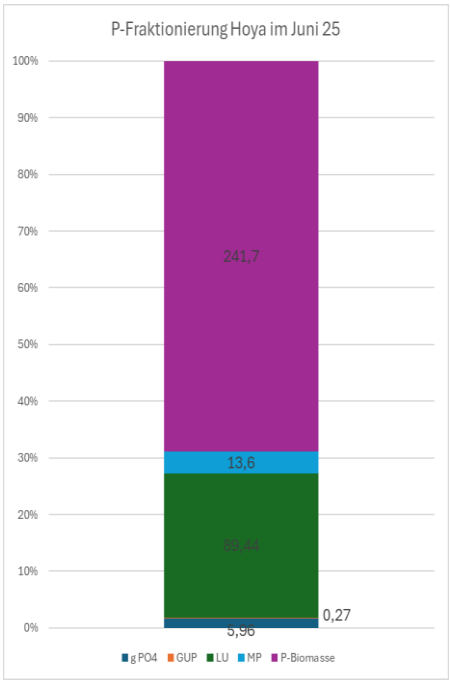


Bild 17: P-Fraktionierung des Überschussschlamms der KA Hoya (Bio-P-Anlage), Juni 2025

2 Brüdencharakterisierung

Autor*innen:
Johannes Reiter, ISAH – Leibniz Universität Hannover

Inhaltsverzeichnis

2.1 Brüdencharakterisierung 27
2.2 Charakterisierung der Brüdenkondensate 28
2.3 Untersuchte Brüdenkondensate 28
2.4 Elementaranalyse der Brüdenkondensate 42

Kurzbeschreibung

In diesem Kapitel werden die Zusammensetzung und Behandelbarkeit von Brüdenkondensaten aus der Klärschlammtrocknung untersucht. Mit der zunehmenden Zentralisierung der Schlammbehandlung fallen diese stickstoffreichen Teilströme verstärkt an einzelnen Standorten an und können dort eine erhebliche Rückbelastung für die Abwasserbehandlung darstellen. Als Grundlage für die Auswahl geeigneter Behandlungsverfahren wurden Brüdenkondensate aus mehreren großtechnischen Trocknungsanlagen hinsichtlich ihrer physikochemischen Eigenschaften, Stickstoff- und Kohlenstoffgehalte, Nährstoffverhältnisse sowie weiterer Inhaltsstoffe untersucht. Ergänzend wurden Daten aus einem mehrjährigen Kondensatmonitoring ausgewertet.

Die Ergebnisse zeigen eine große Spannweite der Kondensatqualitäten und deutliche zeitliche Schwankungen selbst bei weitgehend konstantem Trocknungsbetrieb. Allgemeingültige Vorhersagen allein anhand von Trocknertyp, Temperatur oder Trocknungsgrad sind daher nicht möglich. Auch die Schlammqualität, der Einsatz von Co-Substraten und die Ausführung der Kondensation beeinflussen die Zusammensetzung. Die überwiegend niedrigen Verhältnisse von verfügbarem Kohlenstoff zu Ammonium sprechen grundsätzlich für eine Deammonifikation. In den Hemmversuchen beeinträchtigten jedoch mehrere Kondensate die Aktivität der Ammonium-oxidierenden Bakterien deutlich. Eine Verdünnung reduzierte die Hemmwirkung, während kein einzelner, allgemeingültiger Hemmstoff identifiziert werden konnte. Für die Planung einer biologischen Behandlung sind deshalb eine standortspezifische Charakterisierung und Hemmprüfung erforderlich.

2.1 Brüdencharakterisierung

Im Rahmen der deutschen Phosphorstrategie wird in der Abwasserbehandlung primär auf eine thermische Verwertung der Klärschlämme und eine anschließende Rückgewinnung aus der Klärschlammasche gesetzt. Das vermehrte Errichten von Monoklärschlammverbrennungsanlagen geht mit einer gewissen Zentralisierung der Schlammbehandlung einher, sodass nun an einzelnen Standorten in Vorbereitung zur Verbrennung vermehrt Schlämme mehrerer Anlagen getrocknet werden. Hierdurch erhöht sich vor Ort die Rückbelastung durch stickstoffhaltige Brüdenkondensate, die einer Behandlung bedürfen und je nach Stickstofffracht die Kapazität der angeschlossenen Kläranlage im Hauptstrom überschreiten können. In diesem Fall ist eine Behandlung der Brüdenkondensate im Teilstrom anzustreben. Allerdings weisen die Brüdenkondensate in der Literatur eine breite Spannweite an Qualitäten auf. Zudem fehlt eine verlässliche, systematische Einordnung möglicher Einflussfaktoren auf die Qualität der Kondensate, die für die technische Planung von großer Bedeutung ist. Generell ist der derzeitige

wissenschaftliche Kenntnisstand über erwartbare Qualitäten von Brüdenkondensaten gering. Aus diesem Grund wurden – neben einer ausführlichen Betrachtung der Literatur – Brüdenkondensate verschiedener großtechnischer Klärschlammtrocknungen auf ihre Zusammensetzung untersucht und Daten zur beteiligten Verfahrenstechnik (Trocknertyp, Temperatur, Trocknungsgrad, etc.) aufgenommen. Die Kondensate wurden zum einen auf ihre physikochemischen Eigenschaften hin untersucht und zum anderen die für die biologische Behandlung relevanten Nährstoffverhältnisse ermittelt. Abschließend wurden Daten über die regelmäßige Analyse von Brüdenkondensaten aus drei Jahren Trocknungsbetrieb einer Kläranlage der Größenklasse 5 ausgewertet.

Bei der Behandlung von Brüdenkondensaten aus der Klärschlammtrocknung gibt es immer wieder Bericht über eine Hemmung der Nitrifikation (Karwowska et al. 2016; Beier et al. 2018). In erster Linie geht es hierbei um eine Hemmung der Ammonium-oxidierenden Bakterien (AOB), die für den ersten Teilschritt der Nitrifikation, die Nitritation, verantwortlich sind. Eine Hemmung der AOB hat direkte Auswirkungen auf alle möglichen anschließenden biologischen Prozesse wir die Nitratation – durchgeführt von sogenannten Nitrit-oxidierenden Bakterien (NOB) – oder die anaerobe Ammonium-Oxidation (Anammox) – durchgeführt von den anaerob Ammonium-oxidierenden Bakterien (AnAOB). In Zusammenhang mit dem Nährstoffprofil der Brüdenkondensate (siehe Kapitel 2.3.1) ist besonders die Kombination aus Nitritation und Anammox, die Deammonifikation, zu deren Behandlung interessant. Parallel zur Charakterisierung der Brüdenkondensate wurden Versuche zur AOB-Hemmung und eine Element-Analyse durchgeführt.

2.2 Charakterisierung der Brüdenkondensate

Im Rahmen einer intensiven Literaturrecherche wurde ein Überblick über den aktuellen wissenschaftlichen Kenntnisstand zur Qualität von Brüdenkondensaten aus der Klärschlammtrocknung erarbeitet. Im Folgenden werden die Ergebnisse der durchgeführten Laboruntersuchgen vorgestellt. Eine detaillierte Einordnung der hier vorgestellten Ergebnisse in die Literatur sowie den ausführlichen Literaturüberblick ist in der in Rahmen des SATELLITE-Projekts entstandenen Veröffentlichung zu diesem Thema nachzulesen (Reiter und Beier 2023).

2.3 Untersuchte Brüdenkondensate

Im Rahmen der Charakterisierung wurden neben einer ausführlichen Literaturrecherche 8 Brüdenkondensate aus 7 großtechnischen Trocknungsanlagen in Deutschland untersucht. Bei allen Anlagen handelt es sich um Trockner, die im Hoch- und Mitteltemperaturbereich betrieben und zur alleinigen Trocknung von Klärschlämmen auf Kläranlagen eingesetzt werden. Zwei der Anlagen betreiben ihre Trockner parallel. Aber nur bei einer Anlage war es möglich, beide Trockner einzeln zu beproben. Zudem wurden Daten einer externen Kondensatanalyse einer Müllverbrennungsanlage mit separatem Klärschlammtrockner und Monitoring-Daten aus drei Jahren Betrieb einer der beprobten Anlagen in das Screening mit aufgenommen. In Tabelle 6 sind die untersuchten Kondensate und deren Herkunft aufgeführt. Neben dem Trocknertyp, dem Trocknungsgrad und der Temperatur wurden ebenfalls die Trockensubstanz (TS) des Inputs (ausschließlich anaerob stabilisierte Schlämme) und mögliche Co-Substrate als Information aufgenommen.

Tabelle 6: Untersuchte Brüdenkondensate und deren Herkunft

Proben-Nr.	Co-Substrat	TS Input [%]	Trocknertyp	Trocknungsgrad [%]	Temperatur [°C]
K-1*	Fette aus der Lebensmittelindustrie	25	Dünnschichttrockner und Linear-trockner	50 – 60 und 75 – 80	225 – 230 und 95 – 100
K-2	Keine	25	Dünnschichttrockner und Scheibentrockner	80 – 85	190
K-3	Unbekannte Co-Substrate	21 – 23	Dünnschicht-trockner	42.5	170
K-4	Keine	25	Trommeltrockner	93	360
K-5	Rückstände aus Fettabscheidern	25.7	Scheibentrockner	93	110 – 120
K-6	Rückstände aus Fettabscheidern, Nassmüll, Glycerol	20.5	Scheibentrockner	39	168
K-7**	n. a.	n. a.	Wirbelschicht-trockner	98	150
K-8***	Keine	25	Dünnschicht-trommeltrockner	40 – 45	135
K-9***	Keine	25	Dünnschicht-trommeltrockner	40 – 45	135

*Gemischtes Kondensat beider Trockner. **Externe Analyse. ***Trockner der gleichen Kläranlage

Tabelle 7: Untersuchte Parameter und verwendete Methodik zu deren Bestimmung

Parameter	Messmethode
NH_4-N	Küvettentest Hach LCK 303, papierfiltriert
CSB_{fil}	Küvettentest Hach LCK 314/514/1414, membranfiltriert (0,45 µm)
CSB_{hom}	Küvettentest Hach LCK 314/514/1414, homogenisiert
P_{ges}	Küvettentest Hach LCK 349, homogenisiert
N_{ges}	Küvettentest Hach LCK 338, homogenisiert
GV_{TS}	DIN 38409-1
Lf	Digitales Multimeter HQ40D (Hach Lange)
NO_3-N	Küvettentest Hach LCK 339, papierfiltriert
NO_2-N	Küvettentest Hach LCK 342, papierfiltriert
PO_4-P	Küvettentest Hach LCK 349, papierfiltriert
pH	Digitales Multimeter HQ40D (Hach Lange)
$SK_{4,3}$	Küvettentest Hach LCK 362, papierfiltriert, pH 4,3
TS	DIN 38409-1

Neben der chemischen Analyse wurden auch Erscheinungsbild und Geruch der Im Labor wurden die Kondensate auf TS, Glühverlust (GV_{TS}), pH-Wert, Leitfähigkeit (Lf), den gesamten, homogenisierten CSB (CSB_{hom}), den filtrierten CSB (CSB_{fil}), Gesamtstickstoff (N_{ges}), Ammonium-Stickstoff (NH_4-N), Nitrit-Stickstoff (NO_2-N), Nitrat-Stickstoff (NO_3-N), Gesamtphosphor

(P_{ges}), Orthophosphat-Phosphor (PO_4-P) und Säurekapazität (SK) untersucht. Die Methodik zur Analyse der einzelnen Parameter ist Tabelle 7 zu entnehmen.

Brüdenkondensate aufgenommen, um einen besseren Eindruck der Kondensate zu erhalten. Optisch reichte die Bandbreite von wässrig-klarem bis zu trüb-braunem Kondensat. Ausgewählte Kondensate sind in den Bildern Bild 18 bis Bild 21 zu sehen. Auch olfaktorisch unterscheiden sich die Kondensate, ein weiterer Hinweis auf eine breite Palette an Inhaltsstoffen, besonders von leicht flüchtigen. Nur eine Probe (K-1) wies einen unauffälligen Geruch auf. Bei fast allen anderen Proben war ein teils sehr starker Ammoniakgeruch wahrnehmbar. Zusätzlich wiesen einige Proben einen bitteren oder stechenden Geruch auf. Einige Proben hatten zudem noch auffällige Geruchsnoten, die an Urin, Zoo oder Seetang erinnerten.

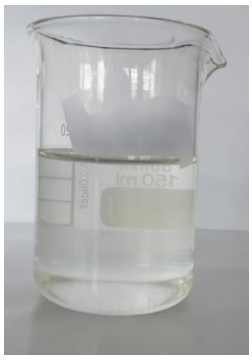


Bild 18: Kondensat K-3 unfiltriert



Bild 19: Kondensat K-1 unfiltriert (l.) und papierfiltriert (r.)



Bild 20: Kondensat K-6 unfiltriert (l.) und papierfiltriert (r.)



Bild 21: Kondensat K-5 unfiltriert (l.) und papierfiltriert (r.)

2.3.1 Charakterisierung der Kondensat-Proben

Im Folgenden werden die Messergebnisse der Charakterisierung und davon abgeleitete, für die biologische Behandlung wichtige Nährstoffverhältnisse, sowie die Auswertung des Brüdenkondensat-Monitorings vorgestellt.

Physikochemische Eigenschaften

Die untersuchten Brüdenkondensate unterscheiden sich in ihren physikochemischen Eigenschaften teils stark und zeichnen so ein komplexes Bild möglicher Qualitäten. In Bild 22 sind CSB_{hom}, CSB_{fil} und NH_4-N-Gehalt der Kondensate dargestellt, wodurch die deutlich unterschiedliche Zusammensetzung anschaulich wird. Für Kondensat K-7 liegt keine Messung des

CSB_{fil} vor.

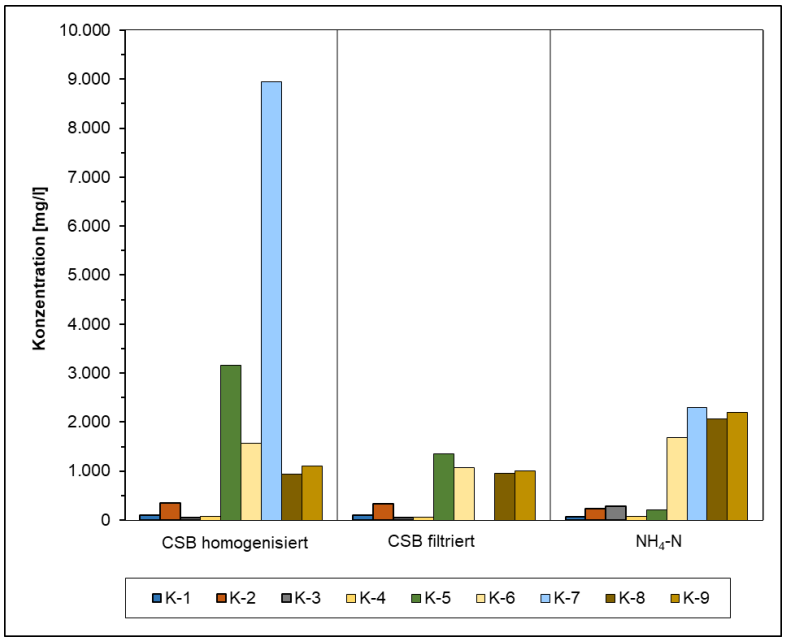


Bild 22: CSB_{hom}, CSB_{fil} und NH_4-N-Gehalt der untersuchten Brüdenkondensate

Bei diesen drei Parametern unterscheiden sich die Konzentrationen teils um einen Faktor von 8 bis 30. Zudem ist zu sehen, dass keine direkte Verbindung zwischen einer hohen CSB- und einer hohen NH_4-N-Belastung besteht. Allerdings geht mit einem erhöhten TS-Gehalt häufig ein hoher Gehalt an CSB_{hom} einher. Dies zeigt auch der Vergleich mit Literaturdaten. Generell die Kondensatproben im erwartbaren Bereich der Konzentrationen (Reiter und Beier 2023). In Tabelle 8 sind alle gemessenen Parameter aufgeführt. Besonders der häufig sehr hohe pH-Wert fällt neben den hohen NH_4-N- und CSB-Konzentrationen auf.

Tabelle 8: Ergebnisse der Kondensat-Charakterisierung im Detail

Parameter	Einheit	K-1	K-2	K-3	K-4	K-5	K-6	K-7	K-8	K-9
TS	[mg/L]	60,0	49,7	0,5	16,9	700	62,7	-	10	2,4
GV	[%]	47,8	78,2	n.e.	33,3	68,0	83,0	-	n.e.	n.e.
pH	[-]	7,27	9,70	10,18	8,92	8,64	9,57	9,30	10,18	10,10
Lf	[µS/cm]	1.564	818	714	1.230	1.988	4.310	10.039	4.250	4.900
CSB_{hom}	[mg/L]	108	348	54,2	69,8	3.158	1.560	8.950	947	1.104
CSB_{fil}	[mg/L]	104	324	53,3	60,2	1347	1.072	-	945	1.009
TN	[mg/L]	66	261	343	91	302	1.780	2.600	2.085	2.290
NH_4-N	[mg/L]	58,5	228	286	76,4	207	1.690	2.300	2.060	2.200
NO_2-N	[mg/L]	0,024	0,033	0,364	0,803	0,682	0,315	-	n.e.	n.e.
NO_3-N	[mg/L]	1,02	1,33	2,9	0,343	4,5	0,918	-	0,426	0,366
P_{ges}	[mg/L]	38,4	2,425	0,014	0,446	1,51	1,74	120	0,305	0,335
PO_4-P	[mg/L]	38,4	2,4	n.e.	0,333	1,42	1,41	-	0,127	0,186
$SK_{4,3}$	[mmol/L]	11,0	13,5	22,8	11,8	18,5	73,4	-	138	145

n.e.: nicht ermittelbar

Eine detailliierte Einordnung der gemessenen Werte in den Kontext aktueller Literatur ist oben genannter Veröffentlichung zu entnehmen.

Nährstoffverhältnisse

Für die Einordnung der Kondensatqualität in Hinblick auf eine biologische Behandlung sind nicht nur die reinen Nährstoffparameter interessant, sondern besonders auch deren Verhältnisse. Der in den Kondensaten enthaltene Stickstoff liegt zum Großteil als NH_4-N vor. In den untersuchten Proben macht NH_4-N zwischen 69 und 99% des TN aus (vgl. Bild 23). Diese Verteilung scheint plausibel, aber ob sie repräsentativ ist, kann nicht gesagt werden, da keine Veröffentlichungen gefunden werden konnten, in denen NH_4-N und TN gemeinsam analysiert wurden. Der in den Kondensatproben gemessene CSB lag in den meisten Fällen deutlich überwiegend als CSB_{fil} vor und machte zwischen 43 und 99% des CSB_{hom} aus (vgl. Bild 24). In der Literatur werden allerdings auch Werte von nur 21% genannt. Besonders der CSB_{hom}-Gehalt des Brüdenkondensats geht stark mit dessen Feststoffgehalt aus einer Verschleppung von Staub in den Brüden einher. Je höher der Anteil von Staub im Brüden und je geringer dessen Abscheidung durch eine Entstaubung, desto höher ist der CSB-Gehalt im Kondensat. Somit lässt sich über das Verhältnis von CSB_{fil} und CSB_{hom} auch eine geringe Feststoffabscheidung erkennen. Hier ist die Probe K-5 beispielhaft mit ihrem vergleichsweise hohen TS und CSB_{hom} (vgl. Bild 24) und ihrem CSB_{fil}-Anteil von lediglich 43% zu nennen.

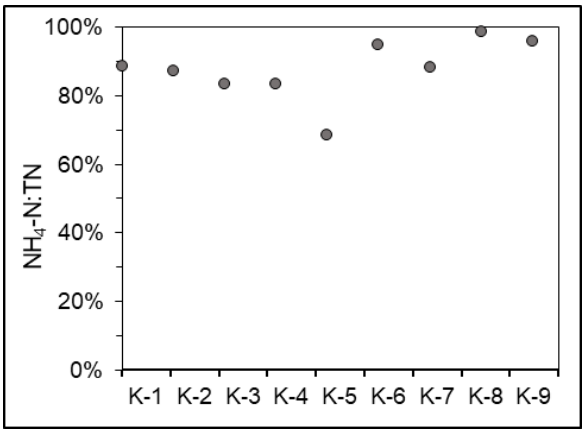


Bild 23: Anteil von NH_4-N am TN der untersuchten Kondensatproben

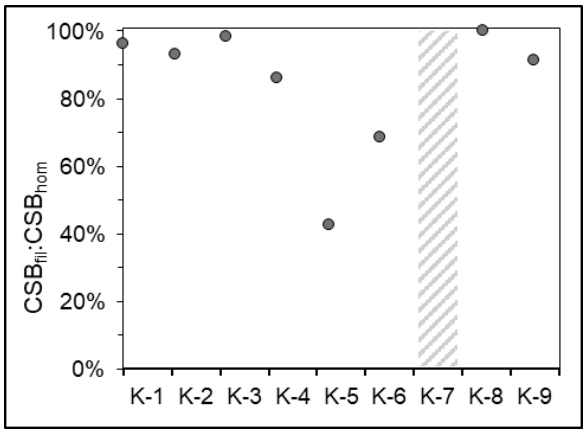


Bild 24: Anteil von CSB_{fil} am CSB_{hom} der untersuchten Kondensatproben

In Bezug auf die biologische Stickstoffelimination sind im Besonderen das Verhältnis von biologisch abbaubarem CSB (hier näherungsweise durch den CSB_{fil} abgeschätzt) zu NH_4-N und das Verhältnis von Säurekapazität zu NH_4-N von Bedeutung. Das Verhältnis von abbaubarem Kohlenstoff und NH_4-N entscheidet darüber, welches biologische Verfahren sich zur Stickstoffelimination eignet, denn je nach Verfügbarkeit und Bedarf kommt der Einsatz unterschiedlicher Mikroorgansimen und somit biologischer Prozesse in Frage. Die Säurekapazität spielt während der Nitrifikation eine besondere Rolle, da mit jedem Milligramm oxidiertem NH_4-N 0,14 mmol Säurekapazität verbraucht werden. Ist nicht genügend Säurekapazität vorhanden, stoppt auch die Nitrifikation. Von den untersuchten Kondensatproben weisen fast alle ein CSB_{fil}/NH_4-N-Verhältnis von unter 2 auf, wobei der Großteil unter 1 liegt. Nur eine Probe sticht mit einem CSB_{fil}/NH_4-N-Verhältnis von über 6 heraus (vgl. Bild 25). Dies deckt sich mit den Werten aus der Literatur. Es konnten neun Wertepaare zusammengetragen werden, von denen nur zwei ein CSB_{fil}/NH_4-N-Verhältnis von größer 2 darstellen, die aber dennoch unter 3 bleiben. Für eine Nitrifikation und Denitrifikation wird ein Verhältnis von 5,8 benötigt. Sie ist durch die

beteiligten heterotrophen Organismen auf organischen Kohlenstoff angewiesen. Im Gegensatz dazu kommt die Deammonifikation (Nitritation + anaerobe Ammoniumoxidation) komplett ohne organischen Kohlenstoff aus und eignet sich besonders für Abwässer mit einem CSB_{fil}/NH_4-N-Verhältnis von weniger als 2. Die Deammonifikation scheint also auf Nährstoffebene ein vielversprechendes Verfahren zur Behandlung von Brüdenkondensaten zu sein.

Während der Nitritation wird Nitrit gebildet, das während der anaeroben Ammonium-Oxidation (Anammox) zusammen mit Ammonium zu Luftstickstoff umgesetzt wird. Für einen optimalen Umsatz der Anammox ist ein NH_4-N/NO_2-N-Verhältnis von 1:1,32, das über die Nitritation eingestellt wird. Es muss also ausreichend NH_4-N zu NO_2-N umgesetzt werden. Um das optimale Verhältnis zu erreichen, ergibt sich rechnerisch über die Stöchiometrie ein minimales SK/NH_4-N-Verhältnis von 0,0748 mmol/mg. Von den untersuchten Proben erreichen 4 Kondensate dieses Verhältnis nicht (vgl. Bild 26). Bei einer biologischen Behandlung müsste demnach die Säurekapazität gezielt gestützt werden. Bei den restlichen Proben ist genügend Säurekapazität vorhanden, um ausreichen Ammonium zu oxidieren (für K-7 liegt keine Information über die SK vor). In der Literatur zu Brüdenkondensaten wird die Säurekapazität kaum berücksichtigt. Im BMBF-Forschungsprojekt E-Klär wurde sie allerdings betrachtet. Das SK/NH_4N-Verhältnis der Proben liegt zwischen 0,06 und 0,09 mmol/mg und somit der gleichen Größenordnung.

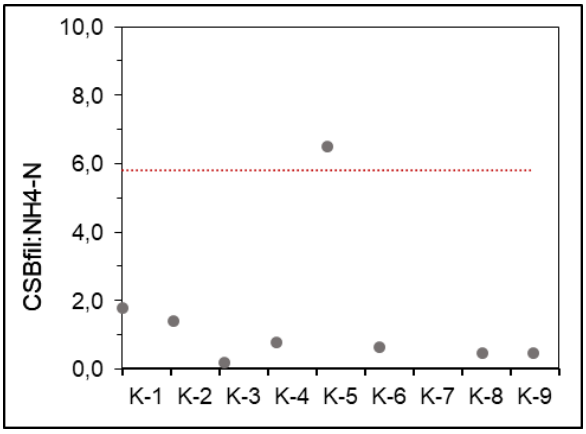


Bild 25: Verhältnis von CSB_{fil} zu NH_4-N der Kondenstaproben. Die rote Linie markiert den für eine optimale Nitrifikation/Denitrifikation nötigen Wert von 5,8

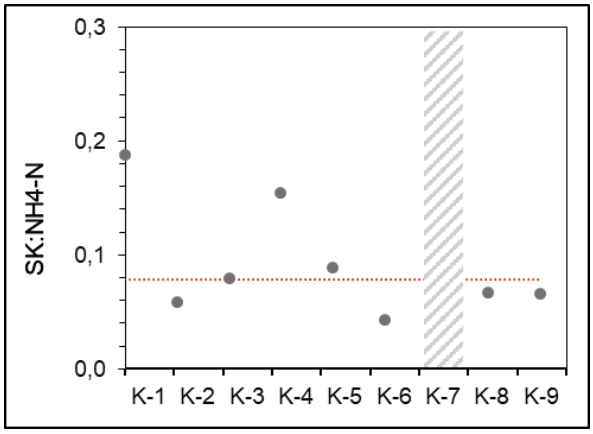


Bild 26: Verhältnis von SK zu NH_4-N der Kondenstaproben. Die rote Linie markiert den für eine optimale Deammonifikation nötigen Wert von 0,0784

Kondensatmonitoring

Im Rahmen des Monitorings von Brüdenkondesaten einer Kläranlage mit eigener Klärschlammtrocknung im Scheibentrockner wurden fortlaufend Daten zur Kondensatqualität aufgenommen. Die Daten für die Jahre 2018, 2021 und 2022 standen für die Auswertung in SATELLITE zur Verfügung. Über den Jahresverlauf zeigen alle Parameter einen großen Schwankungsbereich wie in Bild 27, Bild 28 und Bild 29 beim TR, dem CSB_{hom} und NH_4-N beispielhaft zu sehen ist. Nur der pH-Wert liegt recht konstant zwischen 9 und 10,1 (vgl. Bild 30).

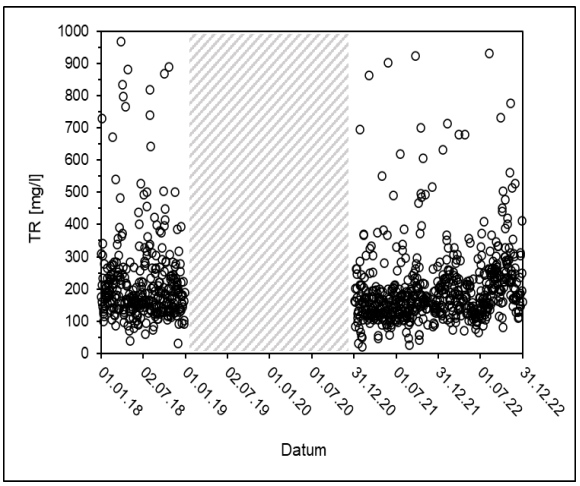


Bild 27: TR des Brüdenkondensats in den Jahren 2018, 2021 und 2022

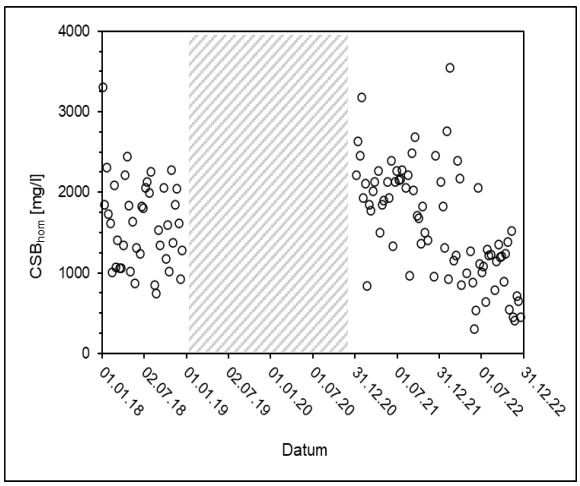


Bild 28: CSB_{hom} des Brüdenkondensats in den Jahren 2018, 2021 und 2022

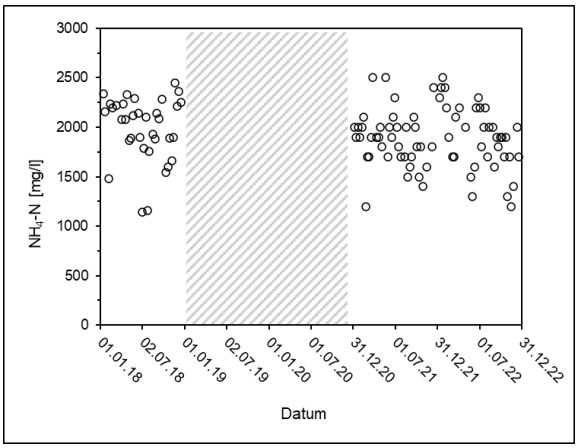


Bild 29: NH_4-N-Gehalt des Brüdenkondensats in den Jahren 2018, 2021 und 2022

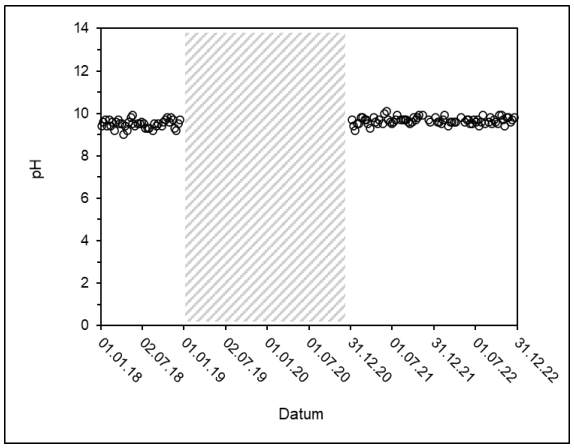


Bild 30: pH-Wert des Brüdenkondensats in den Jahren 2018, 2021 und 2022

Während der betrachteten Jahre wurden die technischen Einstellungen der Trocknung (Temperatur, TR im Input, TR im Output) nicht nennenswert geändert. Die beobachtete Schwankung liegt also trotz eines stabilen Betriebs vor. Dennoch fällt beim CSB_{fil} ein Absinken der Werte im Jahr 2022 auf (vgl. Bild 28). Bei der Betrachtung der Jahre 2021 und 2022 zeigen sich zwei unterschiedliche CSB_{hom}-Punktwolken, deren Grenze etwa am Jahreswechselliegt. Dies wird durch Hinzufügen der Jahresmittelwerte in Bild 31 verdeutlicht. Der mittlere CSB_{hom} verringerte sich von 1.967 mg/L im Jahr 2021 auf 1.227 mg/L im Jahr 2022. Auch wenn sich die Betriebsparameter der Trocknung in diesem Zeitraum nicht änderten, gab es in einem der vorgelagerten Verfahren eine deutliche Anpassung. So wurde zum Jahreswechsel 2021/2022 die Zugabe von Glycerol als Co-Substrat in der Faulung der Kläranlage drastisch reduziert. Glycerol zeichnet sich durch einen CSB von bis zu 1.600 g/L aus. Das Wegbleiben dieser CSB-Fracht scheint für den Rückgang des CSB_{hom}-Gehalts des Brüdenkondensats in 2022 verantwortlich zu sein und lenkt den Blick bei der Betrachtung möglicher Einflussfaktoren auf die Qualität und Zusammensetzung des zu trocknenden Schlamms.

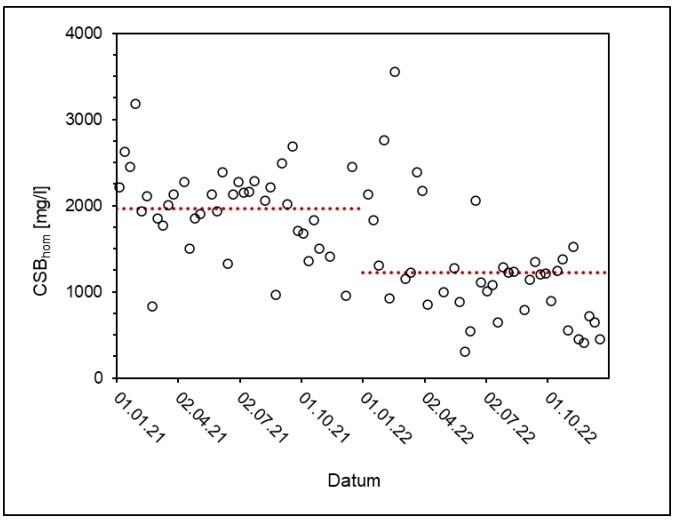


Bild 31: CSB_{hom} des Brüdenkondensats in den Jahren 2021 und 2022 mit dem jeweiligen Jahresmittel (rote Linie)

Im Gegensatz zu den eigenen Untersuchungen, wurde beim Kondensat-Monitoring nicht der Gesamtstickstoff, sondern der gesamte Kjeldahl-Stickstoff (TKN) bestimmt, der sich aus dem NH_4-N-Gehalt und dem Gehalt an organischem Stickstoff zusammensetzt. Im Gegensatz zum TN enthält der TKN also kein NO_2-N und NO_3-N. Aufgrund der sehr geringen Menge an NO_2-N und NO_3-N in den beprobten Brüdenkondensaten sind TKN und TN in diesem Fall dennoch miteinander vergleichbar. Auch beim Monitoring machte NH_4-N den mit Abstand größten Anteil der Stickstofffraktionen aus. In den Jahren 2018, 2021 und 2022 machte NH_4-N im Mittel 97%, 95% und 93% aus. Das CSB/NH_4N-Verhältnis übersteigt nur selten 1. Der Median liegt in den Jahren 2018, 2021 und 2022 bei 0,8, 1,0 und 0,6. Leider wurden keine Daten zur Säurekapazität erhoben. Die Auswertung der Monitoringdaten ist in Tabelle 9 zu sehen. Hier sind die Minima und Maxima der aufgenommenen Parameter der verschiedenen Jahre sowie das Jahresmittel (Arithmetisches Mittel, AM) aufgeführt. Zusätzlich ist die Standardabweichung (engl. Standard Deviation, SD) aufgeführt.

2.3.2 Vorhersagbarkeit der Kondensatqualität

In der im Rahmen des SATELLITE-Projekts veröffentlichten Studie konnten auch bei ausgiebiger Betrachtung der aktuellen Literatur keine allgemeingültigen Vorhersagen über die zu erwartende Qualität des Brüdenkondensat auf Grundlage der technischen Rahmenbedingungen wie Trocknertyp, Temperatur oder Trocknungsgrad abgeleitet werden (Reiter und Beier 2023). Zwar gibt der Trocknertyp und der Trocknungsgrad Auskunft über ein Potential zur Staubbildung und damit einer CSB-Belastung des Brüdens, verallgemeinern oder quantifizieren lässt sich dies aber nach aktuellem Kenntnisstand nicht. Im Labor wurde mehrfach der Einfluss der Temperatur auf den CSB- und NH_4-N-Gehalt des Brüdenkondensats nachgewiesen. Im Vergleich mit den Schwankungen, die beim Großtechnischen Betrieb zu erwarten sind, ist aber auch sie kein geeigneter Parameter, um eine quantitative Abschätzung der Belastung der Brüden zu erlauben. Hier scheint viel mehr die Qualität des getrockneten Schlamms eine große Rolle zu spielen. So kann beispielsweise der Einsatz oder Wegfall von Co-Substraten die Belastung der Brüden maßgeblich beeinflussen.

Tabelle 9: Auswertung der Daten des Brüdenkondensat-Monitorings der Jahre 2018, 2021 und 2022

		pH [-]	Lf [mS/cm]	TR [mg/L]	GV [%]	CSB_{hom} [mg/L]	TKN [mg/L]	NH_4-N [mg/L]
	Min.	9,0	3.420	32	2,6	747	1.150	1.140
	Max.	9,9	11.800	1.630	99,4	3.300	2.510	2.450
2018	AM	9,5	7.412	249	80,3	1.613	2.077	1.992
	SD	0,2	1.880	226	14,8	537	328	317
	n	42	41	345	343	41	37	35
	Min.	9,2	3.360	20	3,4	836	1.490	1.200
	Max.	10,1	10.600	7.840	99,3	3.180	2.730	2.500
2021	AM	9,7	6.443	225	85,2	1.967	1.997	1.879
	SD	0,2	1.641	485	13,4	487	268	274
	n	38	38	321	321	38	38	38
	Min.	9,4	3.050	66	8,6	308	1.290	1.200
	Max.	9,9	9.430	3.600	100,0	3.550	2.590	2.500
2022	AM	9,7	6.269	286	86,0	1.227	2.034	1.894
	SD	0,1	1.580	74	13,8	668	338	324
	n	39	39	314	312	39	38	36

Auch der Ausfaulgrad und die Dauer der Lagerung können durch ihren Einfluss auf die Schlammqualität die Zusammensetzung des Brüdenkondensats beeinflussen. Für das Konzentrationsniveau im Brüdenkondensat ist allerdings maßgeblich die Kondensationsart mitentscheidend. Während die oben genannten Einflussgrößen für den Stoffübergang während der Trocknung und somit die Fracht im Brüden verantwortlich sind, hat die technische Ausführung der Kondensation einen direkten Einfluss auf das Konzentrationsniveau im Brüdenkondensat. So sind die Konzentrationen aus einer Kontaktkondensation zwangsläufig höher als bspw. aus einer Sprühkondensation, in der der Brüden mithilfe von eingedüstem Prozesswasser kondensiert und das Kondensat somit verdünnt wird. Leider fehlt zurzeit ein Verständnis für die Komplexität und Anzahl der Einflussfaktoren, das es ermöglichen würde, sicherere Erwartungswerte für die Planung von Trocknungsanlagen zu benennen. Hier sind weitere, gezielte und systematische Untersuchungen nötig.

Dennoch lassen sich zusammenfassend folgende Bandbreiten für die für eine biologische Behandlung relevanten Parameter aus den eigenen Untersuchungen und er Literatur ableiten:

- Ein NH_4-N-Gehalt von 200 bis 3.100 mg/L (vereinzelt < 100 mg/L)
- Ein CSB_{hom}-Gehalt von 300 bis 9.500 mg/L (vereinzelt < 100 mg/L)
- Ein CSB_{fil}-Gehalt von 250 bis 8.500 mg/L (vereinzelt < 100 mg/L)
- Der Anteil von CSB_{fil} an CSB_{hom} liegt bei 80 – 98% (vereinzelt ~20% bei schlechter Entstaubung)
- pH-Wert von 8,5 bis 10,5 (vereinzelt 6,5 – 7,5)
- Ein verhältnismäßig geringes CSB/N-Verhältnis von 1 bis 5 (vereinzelt > 10)
- Ein sehr geringes CSB_{fil}/NH_4-N-Verhältnis von 0,2 bis 3 (vereinzelt > 5)
- Ein Verhältnis von Säurekapazität zu NH_4-N von 0,04 bis 0,19

2.3.3 Hemmung der Nitritation durch Brüdenkondensate

Die hier vorgestellten Ergebnisse sind Teil der im Rahmen von SATELLITE veröffentlichten Studie zur Deammonifizierbarkeit von Brüdenkondensaten. Zusätzlich wurden Elementaranalysen mittels optischer Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-OES) für ausgewählte Proben durchgeführt, um möglichen Auffälligkeiten in Bezug auf eine Nitrifikationshemmung nachzugehen.

2.3.4 Methodik zur Untersuchung der AOB-Hemmung

Die Versuche zur Ermittlung einer möglichen Hemmung der Nitritation basierten auf der am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Leibniz Universität Hannover (ISAH) entwickelten Methodik zur Bestimmung der Sauerstoffzehrungsrate (engl. Oxygen Uptake Rate, OUR) mit Hilfe einer Intervallbelüftung, die im BMBF-Forschungsprojekt KompaGG-N (FKZ: 02WQ1516A-D) an die Anforderungen einer Untersuchung von autotrophen Hochlastschlämmen angepasst wurde. Die OUR wird hier als Maß der Aktivität der aeroben Biomasse verstanden, wobei eine Abweichung von der maximalen OUR zu einer Referenz (aufgezeichnet mit synthetischem Substrat) als Hemmung gewertet wird.

Zur Ermittlung der OUR wird der nitrifizierende Belebtschlamm in einem Batch-Reaktor nach Zugabe des Substrats (zu untersuchendes Abwasser) mittels intermittierender Belüftung mit Sauerstoff versorgt. Sinkt die Sauerstoffkonzentration unter einen festgelegten Wert, wird die Belüftung automatisch eingeschaltet, bevor sie nach Erreichen einer oberen Sauerstoffgrenze abschaltet. Die OUR wird nun als Differenz der oberen und unteren Sauerstoffkonzentration über den unbelüfteten Zeitraum berechnet [mg/L/h]. Da die Versuche auf eine Hemmung der Nitritation abzielen, wird Schlamm aus einer Deammonifikationsanlage eingesetzt, der auf die Bildung von Nitrit spezialisiert ist. Er enthält als Nitrifikanten also primär AOB und keine relevanten Mengen Nitrit-oxidierender Bakterien (NOB). Um Aussagen über die Aktivität der AOB treffen zu können, muss allein der Teil der OUR betrachtet werden, der aus autotrophem Stoffwechsel resultiert. Die aufgezeichnete OUR umfasst jedoch jeglichen Sauerstoffverbrauch, also auch die endogene Atmung des Schlamms sowie den Sauerstoffverbrauch des heterotrophen Stoffwechsels anderer Organismen. Über einen separaten Versuchsansatz, in dem die AOB mittels Allylthioharnstoff (ATH) gehemmt werden, kann der heterotrophe Anteil der OUR bestimmt und anschließend von der gesamten OUR der anderen Versuchsansätze abgezogen werden. Die endogene OUR wird im Vorfeld der Versuche ermittelt und ebenfalls von der aufgezeichneten OUR abgezogen.

Um die Aktivität verschiedener Schlämme vergleichbar zu machen, wird die autotrophe OUR abschließend auf die organische Trockensubstanz (oTS) des Belebtschlamms bezogen und bildet so die spezifische OUR (SOUR) [mg/g_{oTS}/h]. Über die autotrophe OUR kann zudem stöchiometrisch die Ammoniumkonzentration an den einzelnen Messzeitpunkten berechnet werden. Hieraus ergibt sich im Weiteren auch die Ammoniumumsatzrate, die Nitritbildungsrate und unter Einbezug des pH-Werts und der Temperatur die Konzentration von Ammoniak und salpetriger Säure, die als Inhibitoren der Nitrifikation bekannt sind. Bei der Durchführung der Versuche mit relativ hohen NH_4-N-Konzentrationen, ist es demnach besonders darauf zu achten, dass der pH-Wert stabil gehalten wird. Über die Berechnung von NH_3 und HNO_2 kann im

Nachhinein eine Hemmung durch den zugeführten Stickstoff, die mögliche andere Hemmeffekte maskiert kann, ausgeschlossen werden.

Die Methodik ist in Anhang B des Abschlussberichts des Forschungsprojekts KompaGG-N im Detail beschrieben.

2.3.5 Versuchsaufbau und -ansätze

Die Versuche wurden in einer labortechnischen Batch-Anlage durchgeführt, die aus vier einzelnen Reaktoren besteht, wobei für einen Versuchsansatz jeder Reaktor leicht unterschiedlich befüllt wird. Die Reaktoren haben ein Volumen von 2 l und sind doppelwandig ausgeführt, um so über ein Umwälzthermostat gleichmäßig beheizt werden zu können. Die Reaktoren sind zur Durchmischung auf Magnetrührplatten platziert und werden über Membranluftpumpen belüftet. Zur Aufzeichnung versuchsrelevanter Daten sind in jedem Reaktor eine Sauerstoffsonde zur Messung der Gelöstsauerstoffkonzentration (engl. Dissolved Oxygen, DO) und eine pH-Sonde, die neben dem pH-Wert auch die Temperatur aufzeichnet. Die Steuerung der Belüftung, die Datenaufzeichnung und die automatisierte Berechnung der OUR wird über eine speicherprogrammierbare Steuerung realisiert. Der Versuchsaufbau ist schematisch in Bild 32 dargestellt.

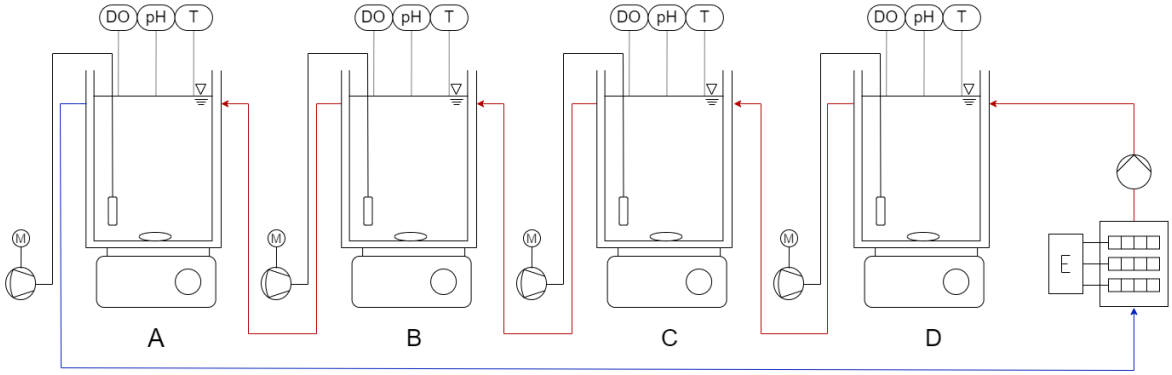


Bild 32: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus zur Ermittlung der OUR

Für die Versuche wurde Schlamm aus einer einstufigen Deammonifikationsanlage eingesetzt, die für die Schlammwasserbehandlung einer kommunalen Kläranlage eingesetzt wird. Die vier Reaktoren erhielten alle die gleiche Menge Schlamm, wurden aber mit unterschiedlichen Zusätzen beaufschlagt. Dem ersten Ansatz (A) wurde unverdünntes Brüdenkondensat zugegeben, um die Aktivität bei dessen Abbau zu ermitteln. Im zweiten Ansatz (B) wurde das Brüdenkondensat 1:2 verdünnt (Leitungswasser), wobei die NH_4-N-Konzentration durch die Zugabe von NH_4Cl dem Ansatz A gleichgesetzt wurde. Hierdurch wird eine mögliche Reduktion der Hemmung aufgrund von Verdünnungseffekten sichtbar. Der dritte Ansatz (C) diente der Ermittlung des heterotrophen OUR-Anteils. Hier wurde nach einer Hemmung der AOB durch die Zugabe von ATH unverdünntes Brüdenkondensat zugegeben. Im letzten Ansatz (D) wurde ausschließlich synthetisches Substrat (Leitungswasser + NH_4Cl) zugegeben, um den Referenzwert zu liefern. In allen Ansätzen wurde die Säurekapazität durch die Zugabe von $NaHCO_3$ gestützt. In

Tabelle 10 sind die Versuchseinstellungen zusammengefasst.

Tabelle 10: Übersicht über die Versuchseinstellungen der einzelnen Ansätze

Ansatz	A	B	C	D
Brüdenkondensat	100%	50%	100%	-
LW + NH_4CL	-	50%	-	100%
ATH	-	-	86 µmol/L	-
oTS	1,3 g/L	1,3 g/L	1,3 g/L	1,3 g/L
Schlammbelastung	0,06 g_N/g_{oTS}	0,06 g_N/g_{oTS}	0,06 g_N/g_{oTS}	0,06 g_N/g_{oTS}
Sauerstoffgehalt	2 – 4 mg/L	2 – 4 mg/L	2 – 4 mg/L	2 – 4 mg/L
OUR-Berechnung	2,2 – 3,8 mg/L	2,2 – 3,8 mg/L	2,2 – 3,8 mg/L	2,2 – 3,8 mg/L
Temperatur	26 °C	26 °C	26 °C	26 °C
pH	7,5 - 8	7,5 - 8	7,5 - 8	7,5 - 8

2.3.6 Ergebnisse der Hemmversuche

Als Hemmung wurde eine negative Abweichung der maximalen SOUR eines Ansatzes um mehr als 5% der maximalen SOUR des Referenzansatzes gewertet. Als maximale SOUR wird hierbei die mittlere SOUR verstanden, die über einen Zeitraum von konstant höchster Aktivität registirert wurde. Von den untersuchten Kondensatproben wiesen nur zwei Proben keine Hemmung der Nitrifikation auf (K-1 und K-7) und eine weitere eine nur sehr geringe (K-3). Die anderen sechs Brüdenkondensate (K-2, K-4, K-5, K-6, K-8, K-9) zeigten eine deutliche Hemmung der AOB. Bei allen hemmenden Proben konnte aber ein deutlicher Rückgang der Hemmung im verdünnten Ansatz festgestellt werden. Die Ergebnisse sind in Tabelle 11 aufgelistet, wobei zu betonen ist, dass die Kondensate K-8 und K-9 der gleichen Anlage entstammen und lediglich aus unterschiedlichen Trocknern entnommen wurden. Um die Auswertung der einzelnen Versuchsansätze zu veranschaulichen, sind beispielhaft die Ergebnisse des Versuchs mit K-6 in Bild 33 dargestellt.

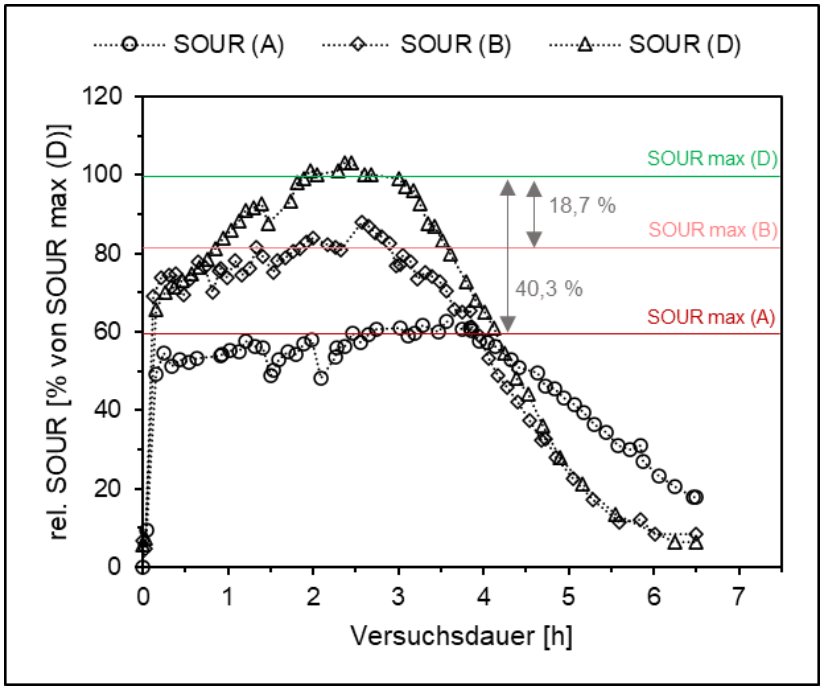


Bild 33: Berechnete SOUR der Versuchsansätze mit der Kondensatprobe K-6 über den Versuchsablauf, dargestellt als Anteil der maximalen SOUR der Referenz

Eine Besonderheit bei den Versuchen zur Probe K-1 ist gesondert zu erwähnen. Bei der Zugabe von Kondensat K-1 erreichte der Ansatz A lediglich 48,8% der AOB-Aktivität der Referenz. Durch die geringe Stickstoffkonzentration im Brüdenkondensat (58,5 mg/L NH_4-N) lag hier die initiale NH_4-N-Konzentration im Reaktor aber lediglich bei 14,5 mg/L, was einer Schlammbelastung von 0,01 g_N/g_{oTS}. Die Belastung ist also nur ein Sechstel der angestrebten Schlammbelastung. Aus diesem Grund wurde die Probe in Ansatz B nicht verdünnt, sondern mit NH_4Cl aufgestockt, um bei gleichem Volumen die angestrebte Schlammbelastung zu erreichen. Ansatz B zeigte daraufhin eine um 11% gesteigerte Aktivität gegenüber der Referenz. Die geringe Aktivität des Ansatz A ist daher auf eine Substratlimitierung zurückzuführen. Von K-1 geht also keine Hemmung auf die AOB aus.

Tabelle 11: Maximale SOUR der einzelnen Ansätze bei der Untersuchung der verschiedenen Kondensatproben und deren Abweichung zur jeweiligen Referenz

Probe	Ansatz	Max. SOUR [$mg_{O2}/(g_{oTS}/h)$]	Abweichung zur Ref. [%]
	A (100%)	10,1	- 51,2
K-1	B (100 + N%)	23,0	11,0
	D (Ref.)	20,7	-
	A (100%)	15,6	- 60,5
K-2	B (50%)	29,7	- 24,5
	D (Ref.)	39,4	-
	A (100%)	36,5	- 5,8
K-3	B (50%)	38,2	- 1,3
	D (Ref.)	38,7	-
	A (100%)	30,8	- 40,3
K-6	B (50%)	42,0	- 18,7
	D (Ref.)	51,7	-
K-7*	-	-	0
	A (100%)	52,0	- 36,3
K-8	B (50%)	61,2	- 25,0
	D (Ref.)	81,7	-
	A (100%)	44,0	- 48,8
K-9	B (50%)	47,8	- 44,3
	D (Ref.)	85,9	-

***Ergebnis wurde von einem externen Labor erbracht**

Diese Ergebnisse der Untersuchung reihen sich gut in die Literatur ein – Beier et al. (2018) stellten beispielsweise eine Hemmung der AOB zwischen 30% und 45% bei drei von fünf Proben fest – und zeigen deutlich auf, wie unterschiedlich sich Brüdenkondensate verschiedener Herkunft auf die Nitritation auswirken können.

2.3.7 Reversibilität der Hemmung

Hemmungen können generell in reversible und irreversible Hemmungen unterschieden werden. Bei reversiblen Hemmungen ist der Effekt, der durch einen Hemmstoff ausgelöst umkehrbar oder zeitlich begrenzt. Dies ist beispielsweise der Fall, wenn der Hemmstoff mit dem eigentlichen Substrat konkurriert. Für die Ammoniak-Monooxygenase (AMO), dem für die Oxidation

von Ammoniak zu Nitrit wichtigen Enzym, sind eine Reihe von Verbindungen bekannt, die alternativ statt des Ammoniaks oxidiert werden können. Sie führen also zu einer Hemmung des Ammoniumumsatzes, da die Enzyme mit der Oxidation anderer Verbindungen beansprucht werden. Das Enzym selbst wird nicht beschädigt, wodurch beim Ausbleiben des Hemmstoffs der ursprüngliche Ammoniumumsatz wiederhergestellt werden kann. Wird allerdings die Funktionsweise der AMO durch einen Stoff selbst oder durch einen Metaboliten beeinträchtigt, führt dies in der Regel zu einem Verlust der Umsatzleistung, der nicht ausgeglichen werden kann. In diesem Fall spricht man von einer irreversiblen Hemmung.

Um den Hemmmechanismus der Brüdenkondensate auf die Nitritation genauer einordnen zu können, wurden die Batch-Reaktoren im Anschluss an die Hemmversuche zu K-9 über einen Zeitraum von zwei Tagen weiterbetrieben. Nach Abschluss der Hemmversuche nach etwa 7 Stunden wurde der Schlamm über Nacht weiterhin belüftet. 22 Stunden nach Versuchsbeginn wurde jedem Reaktor 425 mg/L NH_4Cl als Substrat hinzugegeben. Nachdem das Substrat abgebaut wurde, wurde der Vorgang wiederholt. Die Ergebnisse sind als relative SOUR (prozentualer Anteil an der maximalen SOUR des Referenzansatzes) in Bild 34 dargestellt.

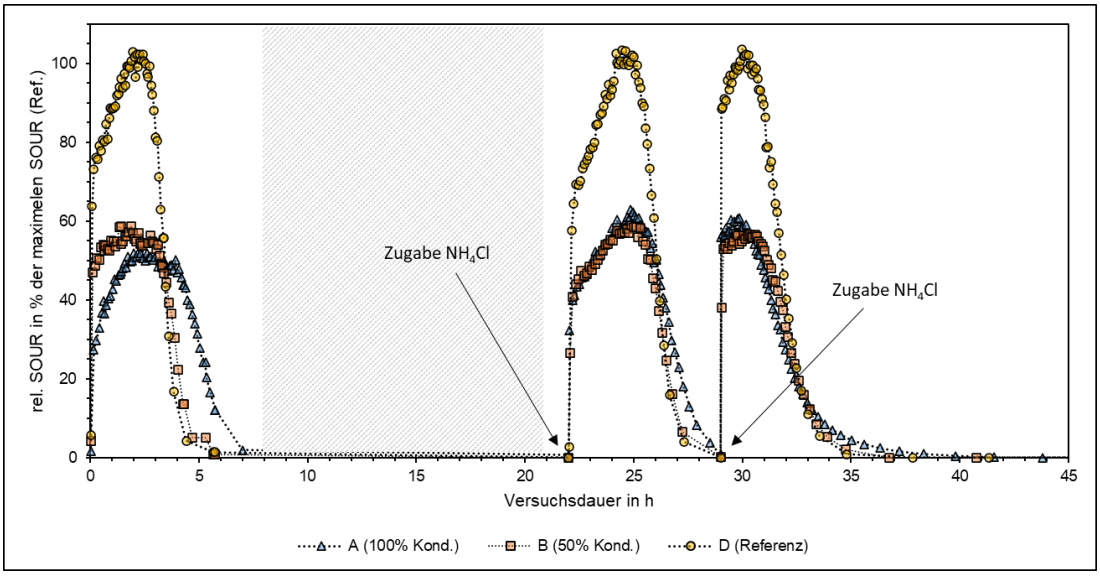


Bild 34: SOUR des Hemmversuchs mit Kondensat K-9 und zusätzlicher Substratzugabe nach 22 und 29 h

Zu Beginn des Versuchs ist die Hemmung durch das Brüdenkondensat in Ansatz A deutlich zu erkennen (vgl. Bild 34). Nach Substratdepletion wurde nur eine sehr geringe Aktivität aufgezeichnet, sodass die Rohdaten für den Zeitraum zwischen 7 und 21 h nicht weiter ausgewertet wurden. Bei Substratzugabe nach bei 22 h ist ein deutlicher Anstieg der Aktivität in jedem Reaktor zu erkennen. Jedoch zeigt sich das gleiche Bild wie zu Beginn des Hemmversuchs. Die Ansätze, die anfangs mit Brüdenkondensat (A = unverdünt, B = 1:2 verdünnt) beschickt wurden, erreichen nicht das gleiche Aktivitätsniveau wie die Referenz. Auch bei der nächsten Substratzugabe bei 29 h zeigen die beiden Ansätze eine Hemmung. Nur die zeitliche Verzögerung beim Aktivitätsanstieg, der bei Versuchsstart in Ansatz A zu beobachten ist, lässt sich bei erneuter Substratzugabe nicht mehr erkennen. Hier scheint also eine gewisse Anpassung an die Prozessbedingungen stattgefunden zu haben. Schlussendlich kann die Hemmung durch die Kondensatprobe K-9 als irreversibel eingeordnet werden. Aufgrund der möglichen

Auslöser für die beobachtete Hemmung (vgl. Kapitel 2.4.3) scheint die Beschreibung der Hemmung als irreversibel auch für die anderen hemmenden Brüdenkondensate zu gelten.

2.3.8 Abgeleitete Erkenntnisse

Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass bei Brüdenkondensaten die Möglichkeit besteht, dass sie sich negativ auf die Aktivität der AOB und somit auf die Nitritation (infolgedessen auch auf die gesamte Nitrifikation) auswirken. Die Hemmung scheint hierbei irreversibel zu sein. Es konnte gezeigt werden, dass mit einer Verdünnung der hemmenden Brüdenkondensats eine Verminderung der Hemmung einhergeht. Bei einer Verdünnung von 1:2 ging die Hemmwirkung in den meisten Fällen um über 50% zurück. Nur in einer Probe (K-9) verringerte sich die Hemmwirkung bei einer Verdünnung von 1:2 lediglich um 9%. Aufgrund der möglichen Hemmung der AOB und des teils sehr hohen pH-Werts ist eine biologische Behandlung der Brüdenkondensate als einzelnem Teilstrom daher nicht uneingeschränkt zu empfehlen. Vielmehr ist die gemeinsame Behandlung der Brüdenkondensate mit anderen Prozesswässern, wie dem Schlammwasser der Entwässerung, vielversprechend. Aufgrund der typischen Mengenverhältnisse ist mit einer deutlichen Reduzierung der Hemmwirkung zu rechnen. Gerade bei einem Brüdenkondensat mit geringen Hemmpotential kann davon ausgegangen werden, dass eine Mitbehandlung im Teilstrom keine Probleme auslöst.

Aufgrund der sehr unterschiedlichen möglichen Zusammensetzung der Brüdenkondensate und deren variablem Hemmpotential, wäre es für die Planung einer (Mit-)Behandlung von Brüdenkondensaten von großem Vorteil, wenn sich das Hemmpotential eines Brüdenkondensats vorhersagen ließe. Allerdings konnten beim Vergleich der Hemmuntersuchung mit der durchgeführten Charakterisierung keine direkten Verbindungen zwischen erfassten technischen Daten (Trocknertyp, Temperatur, Trocknungsgrad) oder den gemessenen Parametern und der Hemmwirkung des Kondensats gezogen werden. So gab es sowohl vergleichsweise gering belastete Brüdenkondensate mit signifikanter Hemmwirkung (K-2) als auch hoch belastete Brüdenkondensate, bei den mit eingestelltem pH-Wert (Vermeidung einer Ammoniakhemmung) keine Nitrifikationshemmung auftrat (K-7). Ähnlich verhält es sich mit den partikulären Feststoffen. Auch wenn es Beispiele von hemmenden Brüdenkondensaten gibt, bei denen die Hemmung mit den Feststoffen assoziiert ist, ist das Fehlen von Feststoffen kein Indikator für eine fehlende AOB-Hemmung.

2.4 Elementaranalyse der Brüdenkondensate

Als Auslöser der Nitrifikationshemmung schlagen Karwowska et al. (2016) Metalle wie Zink, Nickel oder Kupfer vor, die im Rahmen der Charakterisierung nicht gemessen wurden. Aus diesem Grund wurde im Nachgang zu den Hemmversuchen eine Elementaranalyse einiger Kondensatproben durchgeführt, um die Konzentration der gemessenen Elemente mit der jeweiligen Hemmwirkung in Verbindung zu bringen. Hierfür wurden Proben der Brüdenkondensate K-1, K-2, K-3, K-6, K-8 und K-9 für eine Untersuchung mittels ICP-OES an das Institut für Botanik der Leibniz Universität Hannover übergeben.

2.4.1 Untersuchte Elemente

Um eine möglichst breite Auswahl an Parametern für den Abgleich mit der ermittelten AOB-Hemmung zur Verfügung zu haben, wurden die Proben auf insgesamt 24 verschiedene Elemente untersucht. Hierfür wurden bestimmte Metalle, Halbmetalle, Übergangsmetalle, Erdalkalimetalle, Alkalimetalle und ein Nichtmetall gezielt betrachtet. Um welche Elemente es sich im Einzelnen handelt, ist Tabelle 12 zu entnehmen.

Tabelle 12: Liste der mittels ICP-OES betrachteten Elemente

Alkalimetalle	Erdalkalimetalle	Übergangs-metalle	Metalle	Halbmetalle	Nichtmetalle
Kalium (K)	Barium (Ba)	Cadmium (Cd)	Aluminium (Al)	Bor (B)	Schwefel (S)
Lithium (Li)	Beryllium (Be)	Cobalt (Co)	Bismut (Bi)	Selen (Se)	
Natrium (Na)	Calcium (Ca)	Chrom (Cr)	Gallium (Ga)		
	Magnesium (Mg)	Kupfer (Cu)	Blei (Pb)		
	Strontium (Sr)	Eisen (Fe)	Thallium (Tl)		
		Mangan (Mn)			
		Nickel (Ni)			
		Zink (Zn)			

Aufgrund der Funktionsweise des ICP-OES werden die in der Probe enthaltenen Inhaltsstoffe beim Zusammentreffen mit dem Plasma ionisiert. Moleküle zerfallen in ihre einzelnen Atome, die wiederum eine für sie charakteristische Strahlung bei der Interaktion mit dem Plasma abgeben. Elemente können so also nur als Menge der Atome gemessen werden. Es ist demnach nicht rekonstruierbar, in welchen Molekülen, und in welchen Anteilen dieser, die gemessen Elemente vorliegen. Die Ergebnisse der ICP-OES wurden als Konzentration des Elements in der Probe in mg/L angegeben. Die Nachweisgrenze lag bei 0,0001 mg/L.

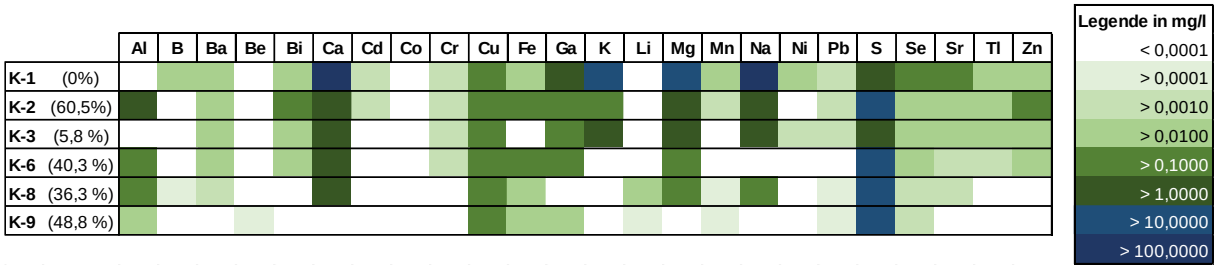


Bild 35: In den Kondensatproben (mit der korrespondierenden AOB-Hemmung) nachgewiesene Elemente, eingefärbt nach dem entsprechenden Konzentrationsbereich

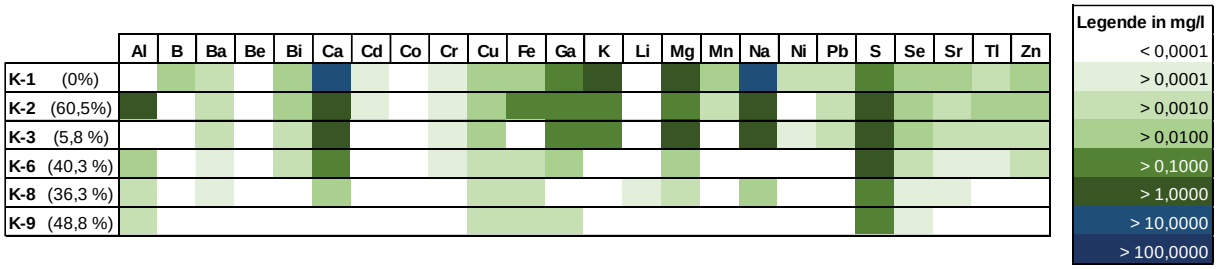


Bild 36: Theoretische Konzentration der einzelnen Elemente in den jeweiligen Versuchsansätzen (mit der korrespondierenden AOB-Hemmung), eingefärbt nach dem entsprechenden Konzentrationsbereich

Tabelle 13: Gemessene Konzentrationen der verschiedenen Elemente in den jeweiligen Brüdenkondensatproben und theoretische Konzentration im Versuchsreaktor (in Klammern) in mg/L

Element	K-1	K-2	K-3	K-6	K-7	K-8	K-9
Aluminium	n. d.	4,3035 (1,5540)	n. d.	0,4365 (0,0218)	-	0,1056 (0,0044)	0,0882 (0,0035)
Bor	0,0765 (0,0213)	n. d.	n. d.	n. d.	-	0,0006 (n. d.)	n. d.
Barium	0,0105 (0,0029)	0,0210 (0,0076)	0,0165 (0,0046)	0,0150 (0,0008)	-	0,0048 (0,0002)	n. d.
Beryllium	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	-	n. d.	0,0003 (n. d.)
Bismut	0,0570 (0,0158)	0,1500 (0,0542)	0,0225 (0,0063)	0,0735 (0,0037)	-	n. d.	n. d.
Calcium	100,2195 (27,8388)	9,7680 (3,5273)	6,4725 (1,7979)	4,5855 (0,2293)	n. d.	1,8750 (0,0781)	n. d.
Cadmium	0,0015 (0,0004)	0,0015 (0,0005)	n. d.	n. d.	-	n. d.	n. d.
Cobalt	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	-	n. d.	n. d.
Chrom	0,0015 (0,0004)	0,0015 (0,0005)	0,0030 (0,0008)	0,0030 (0,0002)	0,018	n. d.	n. d.
Kupfer	0,1350 (0,0375)	0,1320 (0,0477)	0,1140 (0,0317)	0,1440 (0,0072)	2,000	0,1521 (0,0063)	0,1050 (0,0042)
Eisen	0,0420 (0,0117)	0,4320 (0,1560)	n. d.	0,1170 (0,0059)	-	0,0558 (0,0023)	0,0405 (0,0016)
Gallium	1,5960 (0,0443)	0,8235 (0,2974)	0,8445 (0,2346)	0,6495 (0,0325)	-	n. d.	0,0246 (0,0010)
Kalium	31,7445 (8,8179)	0,9570 (0,3456)	1,3410 (0,3725)	n. d.	-	n. d.	n. d.
Lithium	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	-	0,0165 (0,0007)	0,0006 (n. d.)
Magnesium	16,9755 (4,7154)	1,9770 (0,7139)	5,1015 (1,4171)	0,3840 (0,0192)	-	0,1176 (0,0049)	n. d.
Mangan	0,0615 (0,0171)	0,0045 (0,0016)	n. d.	n. d.	-	0,0003 (n. d.)	0,0009 (n. d.)
Natrium	134,0100 (37,2250)	3,3975 (1,2269)	7,5180 (2,0883)	n. d.	-	0,3480 (0,0145)	n. d.
Nickel	0,0135 (0,0038)	n. d.	0,0015 (0,0004)	n. d.	0,100	n. d.	n. d.
Blei	0,0060 (0,0017)	0,0045 (0,0016)	0,0060 (0,0017)	n. d.	-	0,0003 (n. d.)	0,0009 (n. d.)
Schwefel	3,5310 (0,9808)	19,4955 (7,0400)	9,3825 (2,6063)	74,1600 (3,7080)	0,340	17,7780 (0,7408)	15,1110 (0,6044)
Selen	0,1245 (0,0346)	0,0975 (0,0352)	0,0750 (0,0208)	0,0675 (0,0034)	-	0,0018 (0,0001)	0,0048 (0,0002)
Strontium	0,2250 (0,0625)	0,0210 (0,0076)	0,0270 (0,0075)	0,0090 (0,0005)	-	0,0063 (0,0003)	n. d.
Thallium	0,0195 (0,0054)	0,0285 (0,0103)	0,0315 (0,0088)	0,0060 (0,0003)	-	n. d.	n. d.
Zink	0,0585 (0,0163)	0,1500 (0,0542)	0,0180 (0,0050)	0,0690 (0,0035)	-	n. d.	n. d.

n. d. = nicht detektierbar

2.4.2 Ergebnisse der Elementaranalyse

Auch bei der Elementaranalyse zeigt sich, wie bei der Charakterisierung der physikochemischen Parameter, eine große Vielfalt bei der Zusammensetzung der untersuchten Proben. Nicht nur unterscheiden sich die Konzentrationen bestimmter Elemente in den Proben voneinander, auch die Anzahl und Art der nachgewiesenen Elemente unterscheidet sich. Während in der Probe K-1 21 Elemente nachgewiesen werden konnten, waren es in der Probe K-9 lediglich 11. Interessant ist auch, dass sich die Proben K-9 und K-8, die derselben Kläranlage entstammen, auch in der Anzahl der nachgewiesenen Elemente voneinander unterscheiden. Auch wenn in der Probe K-8 mehr Elemente als in K-9 nachgewiesen wurden, wurden in K-9 Elemente nachgewiesen, die in K-8 nicht nachweisbar waren. Cobalt ist das einzige der betrachteten Elemente, das in keiner der Proben nachgewiesen werden konnte. Beryllium wurde nur in der Probe K-9 in geringen Mengen nachgewiesen. In jeweils nur zwei der sechs untersuchten Proben wurden die Elemente Bor (K-1, K-8), Cadmium (K-1, K-2), Nickel (K-1, K-3) und Lithium (K-8, K-9) nachgewiesen, wobei Lithium somit nur in den Kondensaten einer Kläranlage nachgewiesen wurde. Alle anderen Elemente traten häufiger auf. In Bild 35 ist die Verteilung der nachgewiesenen Elemente in den Brüdenkondensaten dargestellt. In Bild 36 ist die theoretisch durch das Brüdenkondensat eingebrachte Konzentration der Elemente im Versuchsreaktor (100% Probe) dargestellt.

Die genauen Messergebnisse und berechneten Konzentrationen im Reaktor sind in Tabelle 13 gegenübergestellt. Für die Probe K-7 lagen durch die externe Analyse ausschließlich Ergebnisse für Calcium, Chrom, Kupfer, Nickel und Schwefel vor.

2.4.3 Möglicher Zusammenhang mit der Hemmung der AOB

Eine eindeutige Korrelation zwischen der festgestellten AOB-Hemmung und einem einzelnen der gemessenen der Elemente in den verschiedenen Proben lässt sich nicht feststellen. Dennoch zeigen die Ergebnisse gewisse Auffälligkeiten, aus denen sich Erkenntnisse ableiten lassen.

Beryllium, Cadmium, Cobalt, Chrom, Lithium und Blei wurden nur in wenigen Proben bzw. nur in sehr geringen Mengen nachgewiesen. Sie scheiden demnach als Erklärung für die beobachtete AOB-Hemmung aus. Die Elemente Bor, Calcium, Kalium, Magnesium, Mangan, Natrium, Nickel und Strontium sind besonders in Brüdenkondensat K-1 und dem korrespondierendem Versuchsansatz in vergleichsweise hohen Konzentrationen zu finden (vgl. Bild 36). Von ihnen scheint also in dem Konzentrationsbereich kein Hemmpotential auszugehen. Barium, Bismut, Cadmium, Gallium, Selen und Thallium sind in ihrer Konzentration recht unterschiedlich auf die verschiedenen Proben verteilt und zeigen im Hinblick auf die aufgezeichnete AOB-Hemmung keine Auffälligkeiten.

Die mit Abstand höchste Kupfer-Konzentration mit 2 mg/L wurde der Probe K-7 gemessen, die keine Nitrifikationshemmung auslöste. Nickel wurde nur in sehr geringen Konzentrationen in K-1, K-3 und K-7 (< 0,1 mg/L) nachgewiesen. Es lag also nur in den Kondensaten, die keine oder nur eine sehr geringe Hemmung auslösten, vor. Kupfer und Nickel können daher nicht zur Erklärung der beobachteten Hemmung herangezogen werden. Zink fällt zwar in seiner

vergleichsweise hohen Konzentration in der Probe K-2 auf, die eine AOB-Hemmung von 60,5% auslöste. Allerdings konnte Zink in den stark hemmenden Proben K-8 und K-9 nicht nachgewiesen werden. Zudem ist die Zink-Konzentration in den Kondensaten vermutlich nicht hoch genug, um eine Hemmung der AOB im Versuch auszulösen. Die Zink-Konzentration, die zu einer Hemmung der Nitrifikation führt, ist zwar nicht eindeutig bestimmt – Daverey et al. (2014)und Zhang et al. (2017) sprechen von einer Steigerung der Nitrifikation bei einer Konzentration von < 5 mg/L, während Sarker et al. (2018) schon bei einer Konzentration von 0,25 mg/L eine Hemmung der Nitrifikation feststellten – allerdings beträgt die höchste theoretische Konzentration in den Versuchsreaktoren lediglich 0,0542 mg/L. Aus diesem Grund wird auch Zink zur Erklärung der Beobachteten Hemmung ausgeschlossen. Auch wenn Kupfer, Nickel und Zink bekanntermaßen eine Hemmung der Nitrifikation auslösen können, lässt sich der generalisierte Verdacht von Karwowska et al. (2016) auf Grundlage der ermittelten Ergebnisse nicht erhärten. Weder Kupfer noch Nickel, noch Zink scheinen in ausreichender Konzentration in den jeweiligen untersuchten Brüdenkondensaten vorhanden zu sein, um die beobachtete Hemmung zu erklären. Die höchsten Gehalte an Eisen sind zwar in den Proben mit der stärksten Hemmung gemessen worden (K-2 und K-6), jedoch liegt die Konzentration in der nicht-hemmenden Probe K-1 auf ähnlichem Niveau wie bei den anderen stark hemmenden Proben K-8 und K-9. Somit scheidet auch Eisen als alleinige Erklärung für die beobachtete Hemmung aus.

Auffällig scheinen hingegen Aluminium und Schwefel. Aluminium wurde in besonders hohen Konzentrationen in K-2 (60,5% Hemmung) nachgewiesen. Auch in K-6, K-8 und K-9 (36 – 49% Hemmung) fand sich Aluminium. Lediglich in den Kondensatproben ohne oder mit nur sehr geringer Hemmung konnte kein Aluminium nachgewiesen werden (vgl. Bild 37). Auch Schwefel ist in den hemmenden Brüdenkondensaten vergleichsweise hoch konzentriert (vgl. Bild 38).

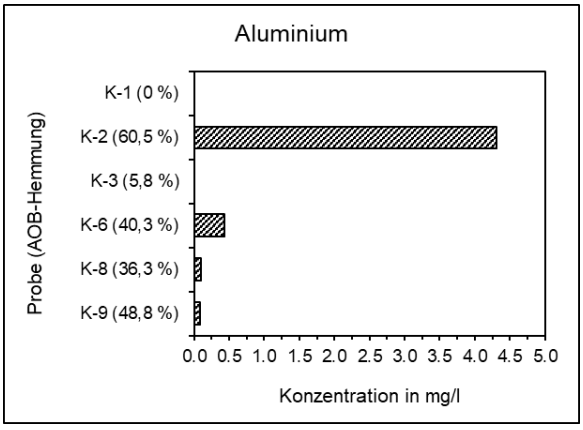


Bild 37: Aluminium-Konzentration in den untersuchten Brüdenkondensaten

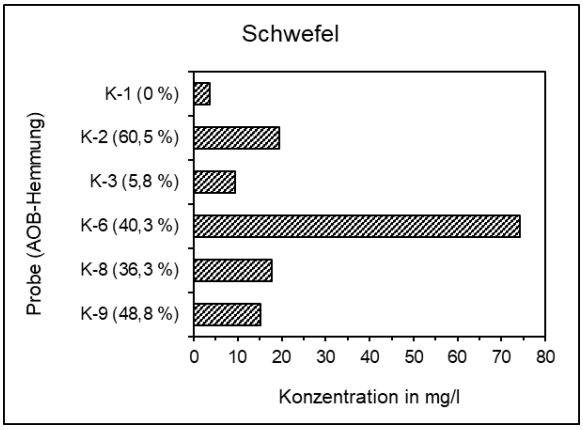


Bild 38: Schwefel-Konzentration in den untersuchten Brüdenkondensaten

Aluminium ist schon seit geraumer Zeit für seine hemmende Wirkung auf die Nitrifikation in Böden bekannt. In der Abwasserbehandlung wurde allerdings primär der hemmende Effekt von akkumuliertem Aluminium auf die Nitrifikation beschreiben. Ab welcher Konzentration und in welcher Form genau Aluminium allerdings bei einmaliger Zugabe hemmend auf die AOB wirkt, scheint zurzeit nicht näher untersucht zu sein. Auch Schwefel ist mit der Hemmung der Nitrifikation assoziiert. Hierbei ist es jedoch weniger der Schwefel als solches, der für eine

Hemmung sorgt, sondern vielmehr bestimme schwefelhaltige Verbindungen. Dies sind beispielsweise Thiosulfate, Thiourethane, Xanthogenate, Thioharnstoffe, Kohlenstoffdisulfid und viele mehr. Auch der häufig genutzte Nitrifikationshemmer ATH gehört zu diesen schwefelhaltigen Verbindungen. Schwefelhaltige Aminosäuren werden beim Abbau häufig in volatile Schwefelverbindungen wie Kohlenstoffdisulfid, Schwefelwasserstoff oder Dimethylsulfid umgewandelt, die auch für ihre Nitrifikationshemmung bekannt sind. Auch schwefelhaltige Azoverbindungen können die Nitrifikation hemmen. Ob und in welcher Menge diese Verbindungen allerdings in den Brüdenkondensaten vorliegen, kann aufgrund fehlender Möglichkeit zur Analyse nicht festgestellt werden. In Anbetracht der Vielzahl an bekannten, schwefelhaltigen Hemmstoffen ist auch in den betrachteten Brüdenkondensaten die hemmende Wirkung vermutlich primär auf enthaltene Schwefelverbindungen zurückzuführen. Hierbei kann die Schwefelkonzentration im Kondensat aber lediglich als loser Anhaltspunkt für eine mögliche Hemmung herangezogen werden. Mit einer hohen Schwefelkonzentration steigt allerdings die Wahrscheinlichkeit, dass sich auch signifikante Mengen hemmender Schwefelverbindungen im Kondensat befinden.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Aluminium- und besonders die Schwefelkonzentration in den Brüdenkondensaten auf eine mögliche Hemmung hinweisen. Auch wenn Metalle wie Nickel, Kupfer oder Zinn in diesem Fall vermutlich nicht zu der beobachteten Hemmung geführt haben, ist es für andere Brüdenkondensate nicht auszuschließen. Schwierig wird ein Abschätzen des Hemmpotentials auch durch mögliche Wechselwirkungen verschiedener Inhaltsstoffe, die bei der Betrachtung der Elemente nicht unbedingt abgedeckt werden können. So zeigte sich in Studien beispielsweise eine verstärkte Hemmwirkung beim Zusammenspiel von Zink und Kupfer oder Nickel und Kupfer.

3 Stickstoffrückgewinnungsverfahren

Autor*innen:
Johannes Reiter, Maike Beier, ISAH – Leibniz Universität Hannover
Paul Stopp, Jakub Krajewski, BIORESTEC GmbH

Inhaltsverzeichnis

3.1 Hintergrund und Einführung Stickstoffrückgewinnungsverfahren 49
3.2 Stickstoffrückgewinnung mit Hilfe von Strippverfahren 50
3.3 Stickstoffrückgewinnung durch Trocknung mit sequentiellem Brüdenabzug (SEQUESTA-Verfahren).....52
3.4 Weitere Verfahren 68
3.5 Fazit Stickstoffrückgewinnungsverfahren.....69

Kurzbeschreibung

Rückgewinnungsprozesse, *nicht nur für Phosphor, sondern auch für* ***Stickstoff*** *aus regional verfügbaren Stoffströmen wie Abwasser, Klärschlamm und auch Wirtschaftssubstraten (z. B. Gülle) sind ein* ***wesentliches Element eines optimierten regionalen Nährstoffmanagements und -recyclings*** *(vgl. Schwerpunkt E).*

Dieses Kapitel beschreibt N-Rückgewinnungsverfahren aus hoch ammoniumbelasteten Prozesswässern der Schlammbehandlung. Solche Teilströme entstehen insbesondere bei der Entwässerung anaerob stabilisierter Schlämme sowie als Brüdenkondensate bei der Klärschlammtrocknung. Aufgrund ihrer hohen Stickstoffkonzentrationen bieten sie günstige Voraussetzungen, Stickstoff nicht nur zu eliminieren, sondern als verwertbaren Rohstoff zurückzugewinnen. Dadurch können zugleich die Rückbelastung der Kläranlage reduziert und regionale Nährstoffkreisläufe unterstützt werden. Im Mittelpunkt des Kapitels stehen zum einen etablierte Verfahren wie die ***Ammoniakstrippung*** *(inkl. verschiedener Verfahrensausprägungen wie Luftstrippung, Dampfstrippung, s. 3.2), weitere Verfahren (s. 3.4) sowie ein* ***innovatives Verfahren zur Stickstoffrückgewinnung: das SEQUESTA-Verfahren*** *(s. 3.3). Im Rahmen halbtechnischer Versuche wurde die N-Rückgewinnung nach dem SEQUESTA-Verfahren bei der Trocknung von Klärschlamm untersucht. Der innovative Kern des Verfahrens besteht in der Fraktionierung der Brüden über die Anordnung mehrerer Brüdenabzüge entlang eines Schneckentrockners. Dadurch werden Brüdenkondensate mit unterschiedlichen Ammoniumgehalten erzeugt, welche jeweils einer bedarfsgerechten Behandlung oder Verwertung zugeführt werden können. Im Ergebnis wurden im ersten Abzug Konzentrationen von bis zu 33 g/L NH_4-N erzielt. Durch eine nachgeschaltete Rektifikationskolonne konnte der Gehalt weiter auf 149 g/L NH_4-N gesteigert werden. Somit liegt eine hochkonzentrierte, wässrige Ammoniaklösung vor, welche aus der kommunalen Abwasserbehandlung ausgeschleust und zum Beispiel für die Düngemittelherstellung oder Rauchgasreinigung eingesetzt werden kann.*

Im Ergebnis wurden zwei ***Verfahrensmodule*** *erarbeitet, die in der* ***ISAH-Modulbibliothek*** *veröffentlicht werden (siehe Schwerpunkt A1): das Modul* ***„Strippung“*** *mit verschiedenen Verfahrensausprägungen sowie das Modul* ***„SEQUESTA“.*** *Diese Module können wiederum direkt in* ***(regionale) digitale Stoffstromzwillinge für Szenarienanalysen*** *usw. integriert und z. B. zur Unterstützung von Verfahrens- und Investitionsentscheidungen genutzt werden.*

3.1 Hintergrund und Einführung Stickstoffrückgewinnungsverfahren

Die Umstellung in der Siedlungswasserwirtschaft hin zu einer Phosphorrückgewinnung über eine thermische Klärschlammbehandlung geht mit hohen Investitionen in Anlagentechnik und Infrastruktur einher und schafft die Grundlage für das Bewirtschaften in den nächsten Jahrzehnten. Vor diesem Hintergrund sollte in der strategischen Ausrichtung auch die Rückgewinnung von Stickstoff betrachtet werden, denn Phosphor ist nicht die einzige Ressource, die in der Abwasserbehandlung in relevanten Mengen vorkommt. Auch wenn Stickstoff durch die Möglichkeit der Ammoniaksynthese aus Luftstickstoff (Haber-Bosch-Verfahren) gemeinhin als nicht-endliche Ressource angesehen wird, ergibt sich aus dem hohen Energiebedarf bei der Ammoniak-Synthese zusätzlich zu den über Aufbereitung und Transport anfallenden Umweltbelastungen, auch für den Stickstoff ein eindeutiges Gebot der Schließung kleiner Kreisläufe: Die Herstellung von Ammoniak (NH_3) nach dem Haber-Bosch-Verfahren geht mit einem Energiebedarf von etwa 28–50 MJ/kg NH_3 (bzw. ca. 8–14 kWh/kg) einher. Darüber hinaus werden pro t NH_3 bis zu 2,4 Mg CO_2 emittiert. Im Jahr 2021 wurden weltweit etwa 185 Mio. Mg NH_3 produziert, wovon etwa 70% auf die Herstellung von Dünger entfielen.

Das Größte Potenzial zur Rückgewinnung in der Abwasserbehandlung liegt in Strömen mit besonders hohen Stickstoffkonzentrationen. Diese finden sich beispielsweise im Schlammwasser der Entwässerung anaerob stabilisierter Schlämme, wo NH_4-N-Konzentrationen von 500 – 1.500 mg/L erreicht werden. Einen weiteren Teilstrom mit hohem Rückgewinnungspotential bilden die Brüdenkondensate aus der Klärschlammtrocknung. Durch die hohe Flüchtigkeit von Ammoniak kommt es während der Trocknung zu einem Aufkonzentrieren im Brüden, wodurch Konzentrationen von bis zu 3.100 mg/L NH_4-N im Brüdenkondensat erreicht werden können.

Zur Rückgewinnung von Stickstoff stehen verfahrenstechnisch verschiedene Möglichkeiten zur Verfügung, die sich grundsätzlich in physikalische, chemische und biologische Verfahren einteilen lassen. Zu den physikalischen Verfahren zählen insbesondere Strippverfahren, Membranverfahren, Filtration und Adsorption. Chemische Verfahren umfassen beispielsweise die Fällung von Stickstoff als Magnesiumammoniumphosphat (MAP), während biologische Ansätze unter anderem auf dem Einsatz elektroaktiver Mikroorganismen beruhen und die Stickstoffrückgewinnung teilweise mit einer Strom- oder Wasserstofferzeugung koppeln (Beckinghausen et al. 2020; Deng et al. 2021).

Bei den meisten Verfahren wird Stickstoff als Ammoniak dem Abwasser entzogen. Hierbei spielt das Verhältnis von Ammonium (NH_4^+) zu Ammoniak (NH_3) die entscheidende Rolle, wobei hohe Temperaturen und pH-Werte das Verhältnis zugunsten von NH_3 verschieben. So wird der pH-Wert des Abwassers in der Großtechnik häufig über die Zugabe von Natronlauge angehoben.

Für Prozesswasser aus der anaeroben Schlammbehandlung bzw. Schlammentwässerung haben sich bislang insbesondere Strippverfahren großtechnisch etabliert (Kollbach und Grömping 1996; Sattler 2001). Andere Verfahren befinden sich je nach Technologie und Anwendungsfall noch in unterschiedlichen Entwicklungs- und Umsetzungsstadien.

3.2 Stickstoffrückgewinnung mit Hilfe von Strippverfahren

Die Strippung gilt als etabliertes Verfahren zur Stickstoffrückgewinnung im Bereich der kommunalen Abwasserbehandlung, aber auch beispielsweise für die Aufbereitung von Gärresten und weiterer stickstoffhaltiger Stoffströme industrieller Herkunft. Es handelt sich um ein physikalisches Trennverfahren, bei welchem Stoffe aus einer flüssigen Phase durch Desorption in die Gasphase überführt werden. Als Strippmedium werden Luft bzw. Gas oder Dampf eingesetzt. Strippverfahren können auf eine Vielzahl von Abwasserströmen angewendet werden und weisen hohe Rückgewinnungsraten auf (> 95%) (Sheikh et al. 2023). Der Energieverbrauch wird je nach Verfahren mit etwa 14–50 MJ/kg N angegeben (Deng et al. 2021). In Deutschland sind sechs kommunale Kläranlagen bekannt, auf denen eine Strippung zur Stickstoffrückgewinnung betrieben wird (Grömping 2025).

3.2.1 Luftstrippung und Saure Wäsche

Für die Luftstrippung wird der Abwasserstrom in der Regel auf eine Temperatur von > 55 °C und einen pH > 9,5 (Ausnahme bei Schlammwasser von mit Kalk konditionierten Schlämmen, da pH > 10) gebracht. Der Strippvorgang erfolgt üblicherweise in Füllkörperkolonnen durch Verrieselung des Prozesswassers über die Füllelemente bei gleichzeitiger Begasung im Gegenstrom bei Betriebstemperaturen von 60 – 70 °C. Praktisch sind auch wesentlich niedrigere Temperaturen (z. B. 25 °C) möglich, schlagen sich aber in erhöhtem Chemikalienverbrauch nieder. Während das Wasser in der Kolonne herunter rieselt, geht das Ammoniak aus dem Wasser in die Gasphase über.

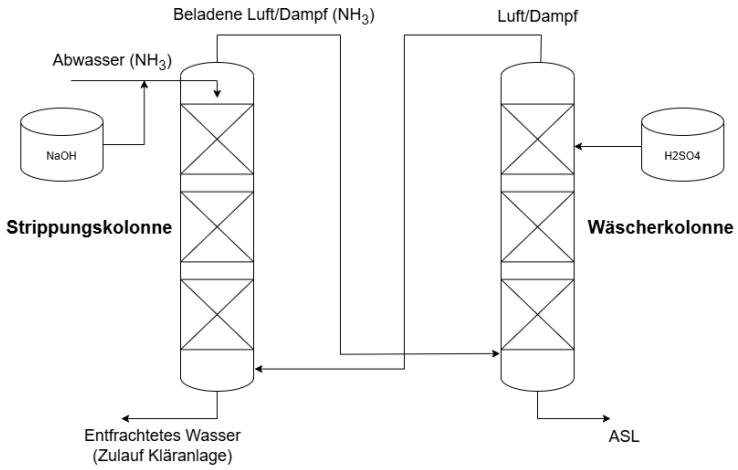


Bild 39: Verfahrensschema der Luftstrippung mit anschließender Saurer Wäsche (eigene Darstellung)

Bei der Luftstrippung in großtechnischen Anlagen wird das Ammoniak mittels Saurer Wäsche dem Gasstrom entzogen. Dies erfolgt ebenfalls in Füllkörperkolonnen, wo die beladene Strippluft im Gegenstrom zu einer Säure geführt wird. Das Ammoniak wechselt nun von der Gas- in die Flüssigphase und reagiert mit der Säure zum entsprechenden Salz: Beim Einsatz von Schwefelsäure erhält man so bspw. eine ca. 35 – 45%ige Ammoniumsulfatlösung (ASL) als Produkt, das langfristig in der Landwirtschaft oder ausgewählten Industriebetrieben vermarkten werden kann. Die gereinigte Luft kann anschließend wieder als Strippmedium genutzt werden. Das Verfahrensschema ist in Bild 39 dargestellt.

3.2.2 Dampfstrippung

Das Verfahrensprinzip Dampfstrippung ist analog dem der Luftstrippung mit dem Unterschied, dass hier statt Luft Wasserdampf als Strippgas eingesetzt wird. Zwar steigt der Wärmebedarf gegenüber der Luftstrippung durch die Dampfbereitstellung, allerdings sinkt hierdurch der für die Strippung notwendige pH-Wert und somit der Chemikalienbedarf. Zudem ist keine Saure Wäsche zur Überführung des Ammoniaks in eine Flüssigphase nötig, da das Strippmedium selbst kondensierbar ist. De Aufbereitung des mit Ammoniak beladenen Dampfs kann direkt im gleichen Apparat durch Aufkonzentrierung in einem oberen, sogenannten Aufbereitungsteil der Kolonne erfolgen. Die Gesamtkolonne funktioniert dann wie eine klassische Rektifikationskolonn: Das Abwasser wird in der Mitte der Kolonne zugespeist, d. h. am Kopf des Abtriebteils. Das leichtflüchtige Ammoniak geht in den entgegenströmenden Wasserdampfstrom über, so dass unten am Fuß der Kolonne, im Kolonnensumpf, gereinigtes Abwasser abgezogen werden kann. Im Kolonnensumpf wird währenddessen durch Wärmezufuhr oder direkte Dampfzufuhr ein Teilstrom des ablaufenden Abwassers verdampft, der dann in der Kolonne aufsteigt. Im Auftriebsteil wird der bereits ammoniakbeladene Dampf weiter aufkonzentriert, indem ein Teilstrom des Brüdens oben am Kopf der Kolonne kondensiert und zurück in die Rektifikationskolonne geführt wird. Das stark ammoniakbeladene Kondensat gibt das Ammoniak an den aufsteigenden Brüden ab, so dass am Kopf der Kolonne nach der Kondensation des Restbrüdens i. d. R. 25%-iges Ammoniakwasser abgezogen werden kann. Zum Einsparen von Wärme kann zusätzlich ein Verdichter zur Verdichtung der Ammoniakbrüden eingesetzt werden. Der abgezogene Ammoniakbrüden wird durch die Verdichtung auf ein höheres Temperaturniveau gebracht, sodass der verdichtete Brüden in einem Wärmetauscher zur Dampferzeugung im kälteren Sumpf der Kolonne genutzt werden kann. So reduziert sich der Wärmebedarf auf 15 - 20% der ohne Brüdenverdichtung benötigten Wärmemenge. Allerdings steigt der Verbrauch an elektrischer Energie deutlich. Alternativ bietet sich zur Reduzierung des thermischen Energiebedarfs die Rektifikation im Unterdruck mit Nutzung der Abwärme von Gasmotoren an. Bei dieser Verfahrensausprägung wird die Abwärme auf hohem Temperaturniveau genutzt, um den Dampf in einer Strippkolonne zu erzeugen, die im Unterdruck von 250 $mbar_{abs.}$ betrieben wird, so dass eine Dampferzeugung schon bei ca. 65 °C erfolgen kann. Durch eine geeignete, schrittweise Kondensation wird 90% der ausgekoppelten Wärme auf diesem Temperaturniveau für andere Nutzung wieder zur Verfügung gestellt.

Tabelle 14: Qualitativer Vergleich der Verfahrensausprägungen der Strippung

	Luftstrippung / Saure Wäsche	Dampfstrippung	Dampfstrippung mit Brüdenverdichtung	Dampfstrippung im Unterdruck
Investitionen	+	0	--	-
Stromverbrauch	0	+	--	-
Wärmebedarf	++	--	+	+
Chemikalienbedarf	--	++	++	++
Produktmenge	-	+	+	+

3.2.3 Strippung im Vergleich

Im Folgenden werden die verschiedenen Verfahrensausprägungen der Strippung qualitativ miteinander verglichen. In Tabelle 14 sind die Ergebnisse für die verschiedenen

Verfahrensausprägungen der Strippung sowie die genutzten Bewertungskriterien für den Vergleich zusammengestellt.

3.3 Stickstoffrückgewinnung durch Trocknung mit sequentiellem Brüdenabzug (SEQUESTA-Verfahren)

Eine Möglichkeit zur Stickstoffrückgewinnung aus ammoniumhaltigen Schlämmen und Abwässern bietet das SEQUESTA-Verfahren (sequencing sludge to ammonia), dessen Eignung bereits erfolgreich nach dem Prinzip der fraktionierten Eindampfung zur Stickstoffentfrachtung und Volumenreduzierung von landwirtschaftlichen Substraten wie Gärresten oder Gülle nachgewiesen werden konnte. Das Verfahren ermöglicht die Erzeugung von Kondensatströmen mit unterschiedlichen Stickstoffgehalten, welche jeweils einer bedarfsgerechten Verwertung oder Behandlung zugeführt werden können. Das hochkonzentrierte Kondensat kann dabei durch eine nachgeschaltete Rektifikation zu einer vermarktungsfähigen Ammoniaklösung (bis zu 25% N) aufgewertet und zum Beispiel in der Düngemittelherstellung oder Rauchgasreinigung eingesetzt werden. Durch die Entfrachtung kann zudem eine deutliche Verringerung des Behandlungsaufwands für die verbleibenden Brüden erzielt werden.

Im Rahmen von SATELLITE wurden durch die BIORESTEC GmbH verfahrenstechnische Anpassungen des SEQUESTA-Verfahrens an die Spezifikationen von Klärschlamm vorgenommen, um in halbtechnischen Versuchen eine innovative Behandlungsmethode zur Stickstoffrückgewinnung aus den bei der Trocknung resultierenden Brüden zu erproben.

Im Rahmen des Projekts SATELLITE wurde eine halbtechnische Versuchsanlage zur Klärschlammtrocknung mit fraktionierter Stickstoffrückgewinnung nach dem SEQUESTA-Verfahren errichtet und betrieben. Der Betrieb erfolgte auf dem Klärwerksgelände der Stadtentwässerung Hildesheim (SEHi), als Inputstoff diente der am Standort anfallende, mechanisch entwässerte Klärschlamm. Die bei der Trocknung erzeugten Brüdenkondensate wurden zur weiteren Aufkonzentrierung des Ammoniumstickstoffs in einer weiteren Versuchsanlage zur Rektifikation nachbehandelt.

Darüber hinaus erfolgten Vorversuche mit Klärschlamm vor der mechanischen Entwässerung, welcher in einer Versuchsanlage zur fraktionierten Eindampfung behandelt wurde. Das Ziel der Vorversuche war dabei die Überführung des Ammoniumstickstoffs in ein Kondensat zu untersuchen und dabei ein allgemeines Rückgewinnungspotenzial zu ermitteln.

3.3.1.1 Funktionsprinzip der fraktionierten Stickstoffrückgewinnung (SEQUESTA)

Der innovative Kern der im Projekt untersuchten Behandlungsmethode für Klärschlamm liegt in der Fraktionierung der Brüdenkondensate nach dem SEQUESTA-Verfahren. Das Prinzip des Verfahrens beruht auf dem im Vergleich zu Wasser niedrigeren Siedepunkts von Ammoniumstickstoff. Zu Beginn der thermischen Einwirkung entsteht dabei ein Kondensatstrom mit hoher Ammoniumkonzentration, welche mit fortschreitender Behandlungsdauer abnimmt. Durch die Anordnung mehrerer Brüdenabzüge entlang des Schneckentrockners können somit Brüdenkondensate mit unterschiedlichen Stickstoffgehalten erzeugt werden, welche jeweils einer bedarfsgerechten Verwertung oder Behandlung zugeführt werden können. Durch eine

nachgeschaltete Rektifikation kann das hochkonzentrierte Brüdenkondensat zu Ammoniakstarkwasser (bis zu 25% N) aufgewertet und zum Beispiel für die Rauchgasreinigung oder Herstellung von Düngemittel genutzt werden, wodurch gleichzeitig eine deutliche Entlastung des Reinigungsaufwands der zurückgeführten Brüden erreicht wird.

Das Verfahren konnte bereits als fraktionierte Eindampfung erfolgreich für die Behandlung landwirtschaftlicher Substrate wie Gärreste oder Gülle nachgewiesen werden. Bei einer Volumenreduzierung von 50% konnten dabei > 90% der ursprünglichen Ammoniumfracht im Kondensat zurückgewonnen werden (Beier et al. 2023). Seit 2024 wird eine Demonstrationsanlage zur fraktionierten Eindampfung im Pilotmaßstab mit einer Kapazität von 13.000 Mg/a in Merkendorf, Bayern betrieben (GFA 2024).

3.3.1.2 Klärschlammtrocknung mit fraktionierter Stickstoffrückgewinnung

Aufgrund der vergleichsweise hohen Feststoffgehalte im entwässerten Klärschlamm erfolgte die Verfahrensumsetzung anders als bei landwirtschaftlichen Substraten nicht in einem Eindampfkessel, sondern über ein Trockneraggregat. Zudem bestand eine Anforderung darin, einen kontinuierlichen Betrieb zu ermöglichen, sodass der sequentielle Abzug der Brüden im Rahmen der Klärschlammbehandlung entlang der Trocknerlänge erfolgte in Abgrenzung zum bisherigen volumengesteuerten Kondensatabzug. Zur Vermeidung von Verunreinigungen der Brüden mit dem Wärmeträger war außerdem eine indirekte Trocknung (Kontakttrocknung) erforderlich, sodass sich aufgrund der beschriebenen Anforderungen ein Schneckentrockner mit mehreren Brüdenabzügen als günstigste Option erwies.

Die Versuchsanlage zur Klärschlammtrocknung mit sequentieller Stickstoffrückgewinnung bestand im Wesentlichen aus einem doppelwandigen Schneckentrockner mit einer Troglänge von 4.400 mm und einem Durchmesser von 250 mm. Die Wärmeversorgung erfolgte über eine Thermalölheizung mit einer Wärmeleistung von 20 kW. Die Fraktionierung der Brüdenkondensate erfolgte durch die Anordnung von drei Brüdenabzügen entlang des Schneckentrockners. Die Kondensation erfolgte jeweils in Rohrbündelwärmetauschern, welche über einen Kaltwassersatz gekühlt wurden. Die kondensierten Brüden wurden über analoge Mengenzähler erfasst und in Behältern gesammelt, in welchen eine Leitfähigkeitsmessung erfolgte (JUMO digiLine Ci). Der getrocknete Schlamm wurde am Ende des Trogs abgeworfen und gemeinsam mit dem Input und den erzeugten Brüdenkondensaten für Laboranalysen an das Institut für Siedlungswasserwirtschaft Hannover (ISAH) übergeben. Die Analysen umfassten die Konzentration an Ammoniumstickstoff sowie für den Input und Output jeweils noch den Trockenrückstand TR sowie organischen Trockenrückstand (oTR). In Bild 40 ist der schematische Aufbau der Versuchsanlage dargestellt, Bild 41 zeigt die aufgebaute Versuchsanlage am Standort in Hildesheim.

Die Beschickung der Anlage erfolgte manuell mit mechanisch entwässertem Klärschlamm der SEHi. Die Versuchsdurchführung erfolgte im Batchbetrieb. Eine Zusammenfassung der Versuchseinstellungen ist in Tabelle 15 enthalten.

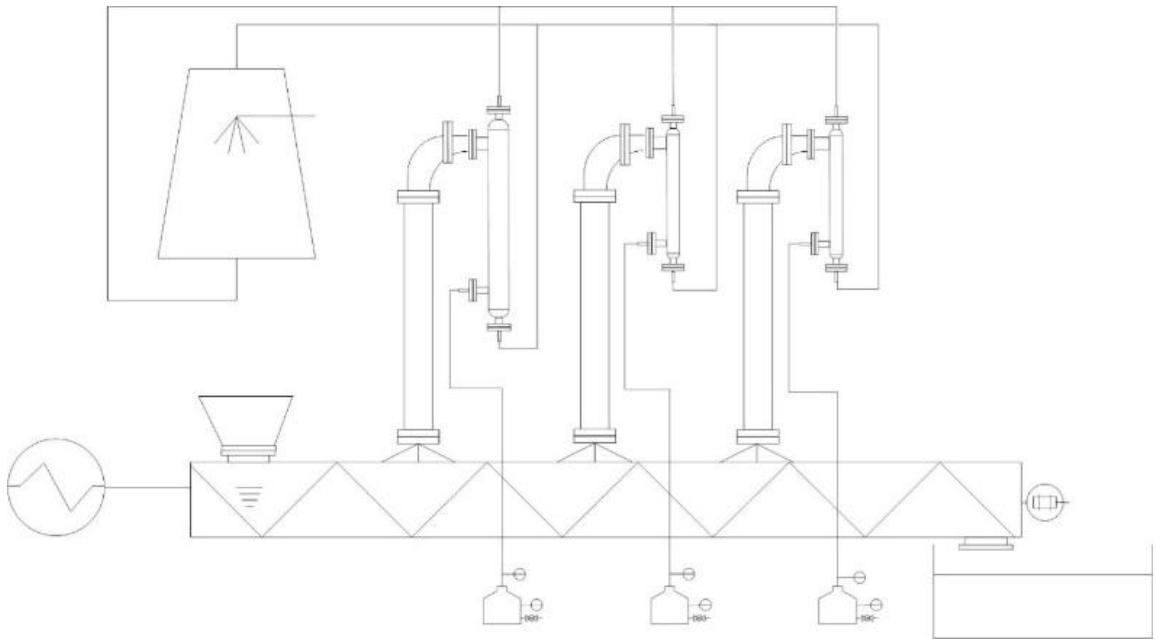


Bild 40: Schematischer Aufbau der halbtechnischen Versuchsanlage zur Klärschlammtrocknung mit fraktionierter Stickstoffrückgewinnung

Tabelle 15: Versuchseinstellungen der halbtechnischen Versuchsanlage zur Klärschlammtrocknung

	Mittelwert	Min	Max
Temperatur [°C]		110	160
Umdrehungen [min^{-1}]		0,1	0,2
Durchsatz [kg/h]	10,7	7,0	13,9

3.3.1.3 Fraktionierte Eindampfung

Die Versuchsanlage zur fraktionierten Eindampfung von pumpfähigen Medien bestand im Wesentlichen aus einem elektrisch beheizten Rührwerksbehälter, in welchem das Substrat unter atmosphärischem Druck zum Sieden gebracht wurde. Der entstehende Dampf stieg über einen mit Füllkörpern besetzten Dephlegmatoraufsatz oberhalb des Behälters auf, hin zu einem wassergekühlten Rohrbündelwärmetauscher, wo er kondensierte und in einem Probenbehälter floss. Das Kondensat wurde solange gesammelt, bis ein zuvor definiertes Volumen einer Fraktion erreicht wurde. Die Versuche erfolgten im Batch-Betrieb.

Im Rahmen von Vorversuchen wurde die Versuchsanlage zur fraktionierten Eindampfung von Klärschlamm vor der mechanischen Entwässerung eingesetzt, um die Überführbarkeit des Stickstoffs in das Kondensat zu untersuchen und daraus ein allgemeines Rückgewinnungspotenzial abzuleiten. Für die Versuche wurde eine Standardeinstellung mit einer Volumenreduktion von 50% vorgenommen. Bild 42 zeigt die auf einem PKW-Anhänger montierte Versuchsanlage mit beheiztem Rührwerksbehälter (mittig) sowie dem Dephlegmatoraufsatz und den daran vertikal angeschlossenen Rohrbündelwärmetauscher.



Bild 41: Versuchsanlage zur Klärschlammtrocknung mit sequentieller Stickstoffrückgewinnung am Standort Hildesheim



Bild 42: Versuchsanlage zur fraktionierten Eindampfung

3.3.1.4 Rektifikation

Die Rektifikation ist ein mehrstufiges Destillationsverfahren zur Trennung von Mehrstoffgemischen. Die Versuchsanlage bestand im Wesentlichen aus einer elektrischen Sumpfheizung sowie einer Kolonne mit einer Gesamthöhe von ca. 2 m. Zur Vergrößerung der Kondensationsfläche enthielt die Kolonne im Inneren Füllkörper. Das Kopfprodukt konnte zur weiteren Konzentrationssteigerung in die Kolonne zurückgeführt werden. Die Versuchsdurchführung erfolgte im Batch-Betrieb. Bild 43 zeigt die mobile Versuchsanlage, bestehend aus elektrisch beheiztem Behälter (Sumpfheizung) sowie Kolonne und Rohrbündelwärmetauscher.



Bild 43: Versuchsanlage zur Rektifikation

3.3.2 Ergebnisse der der fraktionierten Stickstoffrückgewinnung (SEQUESTA)

3.3.2.1 Vorversuche

Das SEQUESTA-Verfahren wurde bisher zur Behandlung landwirtschaftlicher Substrate wie Gärreste oder Gülle als fraktionierte Eindampfung erprobt und in einen Pilotmaßstab überführt. Die fraktionierte Eindampfung eignet sich grundsätzlich für stickstoffhaltige Schlämme mit einem Trockensubstanzgehalt von bis zu etwa 6% TR im Input. Zur Sicherstellung der Pumpfähigkeit stellt der TR-Gehalt im Konzentrat den limitierenden Faktor dar.

Im Forschungsprojekt SATELLITE wurde die Behandlungsmethode erstmals für kommunalen Klärschlamm angewandt. Im Rahmen von Vorversuchen wurde Klärschlamm vor der mechanischen Entwässerung eingedampft, um die Überführung von Stickstoff in das Kondensat zu untersuchen und somit ein Rückgewinnungspotenzial zu ermitteln.

Eindampfung von Klärschlamm

Als Input für die Versuche zur Eindampfung diente Faulschlamm der SEHi vor der mechanischen Entwässerung. In Tabelle 16 wird der untersuchte Schlamm hinsichtlich Feststoffgehalt sowie Stickstoff- und CSB-Konzentrationen (homogenisierter CSB, (CSB_{hom})) charakterisiert. Im Vergleich zu landwirtschaftlichen Substraten weist der Schlamm einen tendenziell geringeren Gehalt an Feststoffen auf, liegt jedoch noch in der bisher untersuchten Bandbreite. Die Ammoniumkonzentration weist mit etwas mehr als 1.000 mg/L allerdings einen deutlichen niedrigeren Wert auf als bisher eingedampfter Gärrest bzw. Gülle.

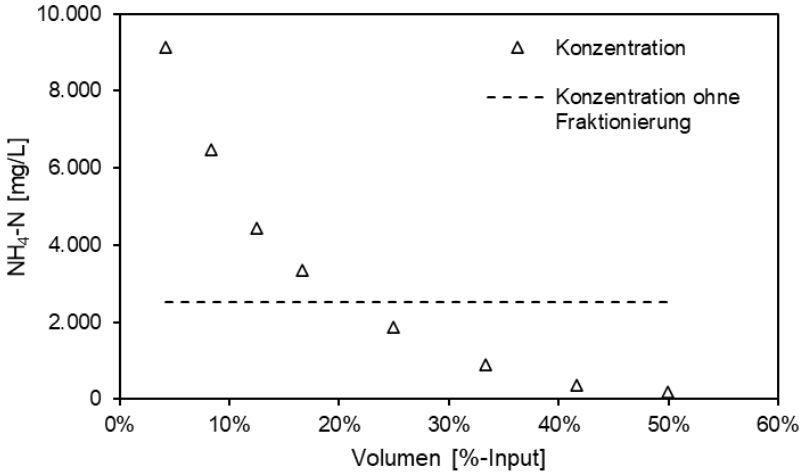


Bild 44: NH4-N-Konzentrationen nach fraktionierter Eindampfung von Klärschlamm

Tabelle 16: Eigenschaften des eingesetzten Klärschlamms (Input zur fraktionierten Eindampfung)

TR in%	oTR [%]	N_{ges} [mg/L]	NH_4-N [mg/L]	CSB_{hom} [mg/L]
2,7	1,8	3.275	1.068	5.500

Die Ergebnisse aus den Versuchsdurchläufen sind in Bild 44 als Mittelwert dargestellt. In der ersten Fraktion (etwa 4 Vol.% des Inputs) konnte eine Konzentration von 9.150 mg/L NH_4-N erzielt werden, was einer Aufkonzentrierung des Ausgangssubtrats um den Faktor 8,6 entspricht. Im weiteren Verlauf ist eine exponentielle Abnahme der Konzentration zu verzeichnen, bis der Ammoniumgehalt nach 50%-iger Volumenreduktion in der letzten Fraktion lediglich noch 200 mg/L betrug. Das resultierende Konzentrat wies eine Konzentration von 113 mg/L NH_4-N auf, was einer Entfrachtung von 94,7% entspricht. Ohne Fraktionierung ergäbe sich rechnerisch eine Konzentration von 2.500 mg/L NH_4-N (gestrichelte Linie).

Die Versuchsergebnisse entsprechen in Hinblick auf die Rückgewinnung des Ammoniumstickstoffs im Kondensat den bisherigen Betriebserfahrungen mit landwirtschaftlichen Substraten, sodass eine grundsätzliche Übertragbarkeit des Verfahrens auf Klärschlamm bestätigt werden kann. Durch Zusammenlegung der höher konzentrierten Fraktionen und weiterer Aufkonzentrierung mittels Rektifikation kann auch bei diesem Substrat eine Ammoniaklösung erzeugt werden, welche beispielsweise für die Herstellung von Düngemitteln oder die Rauchgasreinigung eingesetzt werden kann.

Rektifikation

Das bei der fraktionierten Eindampfung erzeugte Kondensat wurde zur weiteren Aufkonzentrierung einer Nachbehandlung mittels Rektifikation unterzogen. Die Ergebnisse sind in Bild 45 dargestellt. Die ursprüngliche Konzentration im Input von 5,5 g/L NH_4-N konnte im Kopfprodukt auf 88,4 g/L gesteigert werden, was einer Aufkonzentrierung um den Faktor 16,1 entspricht. Im Sumpf resultierte ein Gehalt von 2,1 g/L, was einer weiteren Entfrachtung von > 67% entspricht.

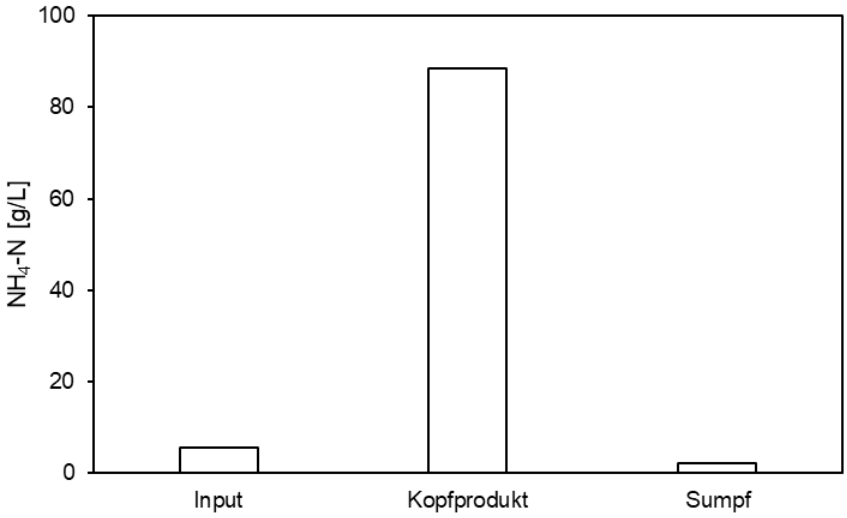


Bild 45: NH_4-N-Konzentrationen nach Rektifikation von Kondensat aus der Eindampfung

3.3.2.2 Halbtechnische Versuche zur Klärschlammtrocknung mit sequentieller Stickstoffrückgewinnung

Schlammeigenschaften

Die Eigenschaften des Inputs zur Klärschlammtrocknung sind in

Tabelle 17 zusammengefasst. In Bezug auf die Inputeigenschaften sind sowohl für den TR als auch auf die Stickstoffkonzentrationen hohe Schwankungen festzustellen, was auf verschiedene Ursachen zurückzuführen ist.

Zum einen ist wenige Monate vor Beginn der Versuche bei der SEHi ein neuer Faulturm in Betrieb genommen worden, wobei erfahrungsgemäß mit einer mehrmonatigen Einstellung einer entsprechenden Biozönose zu rechnen ist und der resultierende Faulschlamm somit entsprechenden Schwankungen unterliegt.

Darüber hinaus zeigten sich an mehreren Versuchstagen auch Betriebsschwierigkeiten im Prozess der Schlammentwässerung, was sich in einem Abwurf von nahezu unentwässertem Schlamm auf dem Lagerplatz äußerte. Da im Normalbetrieb ein hoher Anteil des NH_4-N-Gehalts im Zuge der Entwässerung in die flüssige Phase überführt wird, erfolgte durch den Fehlbetrieb der Zentrifugen ein entsprechend höherer Eintrag an Ammoniumstickstoff in den zu untersuchenden Schlamm.

Eine weitere Ursache für die Schwankungen kann damit begründet werden, dass aufgrund der betriebsbedingt schlechten Zugänglichkeit zum frisch abgeworfenen Schlamm in der Regel auf Substrat zurückgegriffen wurde, welches sich am Rande des Schlammlagerplatzes sammelte und somit entsprechende witterungsbedingte Einflüsse vorliegen konnten. Mit einer Bandbreite von 2,1–11,4 g/kg liegt der Gehalt an Ammoniumstickstoff insgesamt jedoch im Bereich des aus Literaturwerten ermittelten Spektrums (vgl. Kapitel 2).

Tabelle 17: Eigenschaften des eingesetzten Klärschlamms (Input zur Trocknung)

	TR [%]	N_{ges} [g/kg]	NH_4-N [g/kg]
Min	25	5,8	2,1
Max	35	29,7	11,4
Mittelwert	28	17,9	7,0

Insgesamt konnte so aber eine hohe Bandbreite an unterschiedlichen Inputqualitäten untersucht werden.

Kontinuierlicher Betrieb

Zum Erreichen eines Gleichgewichtszustandes wurde der Schneckentrockner stetig mit entwässertem Klärschlamm beschickt, bis sich am Austrag ein regelmäßiger Auswurf einstellte. Nach einem Durchsatz von etwa 100 kg stellte sich hierbei ein kontinuierlicher Betrieb ein.

Zu Beginn der Versuche wurde eine Trocknungstemperatur von 120 °C eingestellt und über den gesamten Versuchszeitraum stetig erhöht. Die resultierenden NH_4-N-Konzentrationen aus den jeweiligen Brüdenabzügen sind als Bandbreiten in Bild 46 zusammengefasst, Bild 47 enthält die einzelnen NH_4-N-Konzentrationen über den gesamten Versuchszeitraum. Zur besseren Vergleichbarkeit wurden jeweils die Konzentrationen in den Abzügen bei einem Liter Brüdenvolumen berücksichtigt.

Entsprechend der Annahme, dass sich zu Beginn der Trocknung unmittelbar hinter dem Substrateintrag die höchste Ammoniumkonzentration einstellt und der Gehalt über die Trocknerlänge abnimmt, wurden in der Regel in Abzug 1 die höchsten Konzentrationen erzielt. Der Wertebereich schwankte dabei je nach Inputqualität und Betriebseinstellungen zwischen 5,8 und 33,1 g/L NH_4-N. Unter Berücksichtigung des erzeugten Brüdenvolumens resultiert ein rechnerischer TR-Gehalt von 33%, wobei etwa 40% der ursprünglichen Ammoniumfracht in die Brüden des ersten Abzugs überführt wurden.

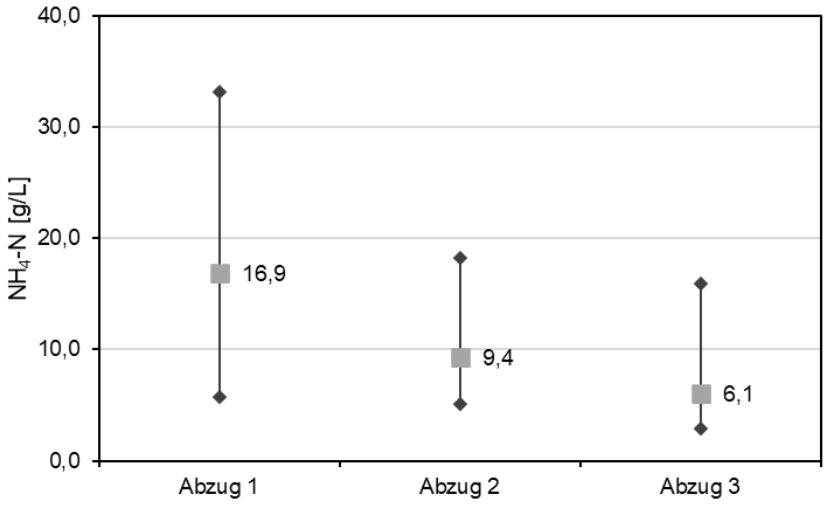


Bild 46: Bandbreite der in den Brüden resultierenden NH4-N-Konzentrationen

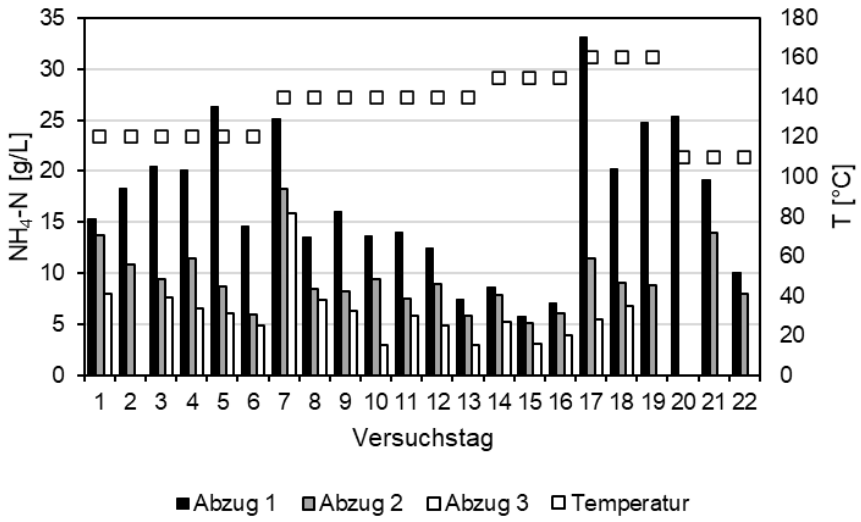


Bild 47: Verlauf der NH4-N-Konzentrationen in den Brüdenabzügen

Die Bandbreite der NH_4-N-Konzentration in Abzug 2 lag zwischen 5,1 und 18,2 g/L, sodass im Vergleich zum vorherigen Abzug bereits eine deutliche Verringerung erfolgte. Im Mittel enthielt diese Brüdenfraktion noch etwa 15% der ursprünglichen NH_4-N-Fracht des Inputs.

Für Abzug 3 ist eine weitere Abreicherung der Ammoniumkonzentration zu beobachten, wobei sich hier Werte zwischen 2,9 –15,9 g/L einstellten. Bezogen auf die Inputmenge entsprach der Ammoniumgehalt hierbei etwa 6% der ursprünglichen Fracht.

Insgesamt konnte in den halbtechnischen Versuchen durch die Anordnung der Brüdenabzüge eine Fraktionierung des Stickstoffgehalts mit jeweils abnehmender Konzentration erzielt werden. Bei einer mittleren Konzentration von 16,9 g/L NH_4-N lag in Abzug 1 eine hochkonzentrierte Lösung vor, welche sich für eine weitere Aufkonzentrierung durch eine nachgeschaltete Rektifikation eignet. Für Abzug 2 und 3 konnte zwar eine signifikante Abnahme der Stickstoffkonzentrationen erreicht werden, jedoch liegen die Mittelwerte mit 9,4 bzw. 6,1 noch deutlich oberhalb des üblichen Bereichs einer Klärschlammtrocknung. Im Rahmen einer großtechnischen Umsetzung des Verfahrens ist zur Senkung der Gehalte in diesen Fraktionen eine entsprechende Trocknergeometrie und Aufenthaltszeit zu berücksichtigen.

Zudem ist in Bild 47 zwischen den Versuchstagen 13 bis 16 eine Annäherung der NH_4-N-Konzentrationen in den Brüden zu beobachten, sodass im Vergleich zum vorherigen Versuchsverlauf eine weniger scharfe Fraktionierung erzielt werden konnte. Diese Betriebsstörung war darauf zurückzuführen, dass sich über die Zeit unter Abzug 1 Schlamm aufgestaut hat, sodass sich die Brüden aufgrund des geringeren Widerstands vermehrt in Abzug 2 und Abzug 3 gesammelt haben. Dieser Effekt zeigte sich ebenfalls in verringerten Brüdenmengen in Abzug 1. Im Zuge von Wartungs- und Reinigungsarbeiten konnte dieses Problem behoben werden.

Für den Output wurde im Mittel ein TR-Gehalt von 44% erzielt, während die NH_4-N-Konzentrationen je nach Beschaffenheit des Ausgangsmaterials in einem Bereich zwischen 1,2–11,1 g/kg schwankten.

Des Weiteren waren für die Mengen- und Stickstoffbilanzierung betriebsbedingte Verluste zu

berücksichtigen. Aufgrund des offenen Austrags gelangte dabei ein Teil der Brüden in den Auffangbehälter für den getrockneten Schlamm, ohne mengenmäßig erfasst zu werden. Eine stichprobenartige Analyse der über den Austrag verlorenen Brüden ergab dabei eine Konzentration von 5,7 g/L NH_4-N, sodass das Potential zur Stickstoffrückgewinnung grundsätzlich noch höher einzustufen ist.

In Bezug auf die jeweils eingestellte Trocknungstemperatur ist in Bild 47 für den ersten Abzug zudem tendenziell eine Zunahme der Ammoniumkonzentration mit steigender Temperatur zu beobachten. Die Konzentration von 33,1 g/L NH_4-N an Versuchstag 17 wird dabei als nicht repräsentativ erachtet, da dieser Wert unmittelbar auf eine erneute Inbetriebnahme nach einer Unterbrechung zur Durchführung von Wartungsarbeiten und Rektifikationsversuchen folgte und die Anlage sich somit nicht in einem Gleichgewichtszustand befand. Mit einer Betriebseinstellung von T = 110 °C konnte im Mittel ein Gehalt von 9,5 g/L NH_4-N erzielt werden. Im Vergleich dazu ist für die Mittelwerte der jeweiligen Trocknungstemperaturen ein stetiger Anstieg der NH_4-N-Konzentrationen bis hin zu 15,5 g/L bei T = 160 °C zu verzeichnen. Diese Versuchseinstellung fällt allerdings in den Zeitraum der zuvor beschriebenen Betriebsstörung durch die Aufstauung von Schlamm unterhalb des ersten Brüdenabzugs, sodass tendenziell mit noch höheren Konzentrationen zu rechnen ist. Der Zusammenhang einer erhöhten N-Rückgewinnung bei steigender Betriebstemperatur wurde im Kontext der thermischen Behandlung von Schlämmen in vergleichbaren Studien ebenfalls beobachtet (Deviatkin et al. 2018; Horttanainen et al. 2017).

Rektifikation

Zur Steigerung des Ammoniumgehalts wurden die hochkonzentrierten Brüden aus der Trocknung gesammelt und anschließend der Rektifikationskolonne zugeführt. Die aus den halbtechnischen Versuchen resultierenden Ammoniumkonzentrationen im Input sowie Kopf- und Sumpfprodukt können Bild 48 entnommen werden. Hierbei konnte der anfängliche Gehalt von 13,2 g/L NH_4-N auf bis zu 149,0 g/L im Kopfprodukt gesteigert werden. Im Sumpfprodukt resultierte eine Konzentration von 1,4 g/L, was einer weiteren Entfrachtung von > 90% entspricht.

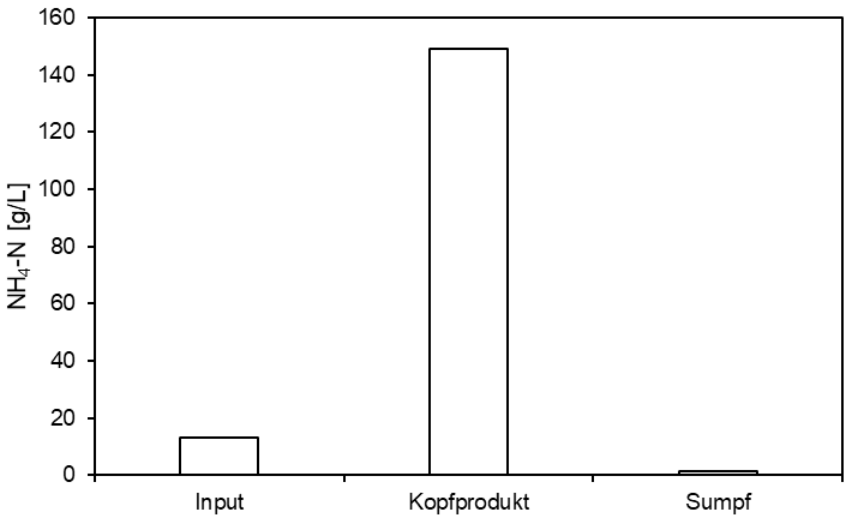


Bild 48: NH4-N-Konzentrationen nach Rektifikation von Bürden aus der Trocknung

In Bild 49 ist die resultierende Stickstoffbilanz aus den Versuchen enthalten. Je nach abgezogenem Volumen des Kopfprodukts konnten bis zu 87% der ursprünglichen Stickstofffracht zurückgewonnen werden. Umgerechnet auf die molare Masse von Ammoniak ergibt sich in der wässrigen Lösung ein Gehalt von 18% NH_3.

Für einen universellen Einsatz zur Untersuchung von Substraten unterschiedlichster Herkunft verfügt die in der Halbtechnik eingesetzte Rektifikationskolonne über keine automatisierte Steuerung, sodass der Betrieb (Beschickung, Abzug des Kopf- und Sumpfprodukts) manuell erfolgte. Die Beschickung der Anlage ist zudem lediglich über die Sumpfheizung möglich, was sich ebenfalls ggf. limitierend auf die erreichbare Konzentration im Kopfprodukt auswirkte.

Eine wesentliche Bemessungsgröße für großtechnische Rektifikationskolonnen ist die Anzahl der Trennstufen und die daraus resultierende Kolonnenhöhe. Weitere wichtige Betriebsparameter sind die Position der Beschickung sowie das Rücklaufverhältnis des Kopfprodukts (Mersmann et al. 2005). Bei einer projektspezifischen Auslegung ist physikalisch die Erzeugung einer Ammoniaklösung in einem handelsüblichen Bereich von 25% NH_3 möglich.

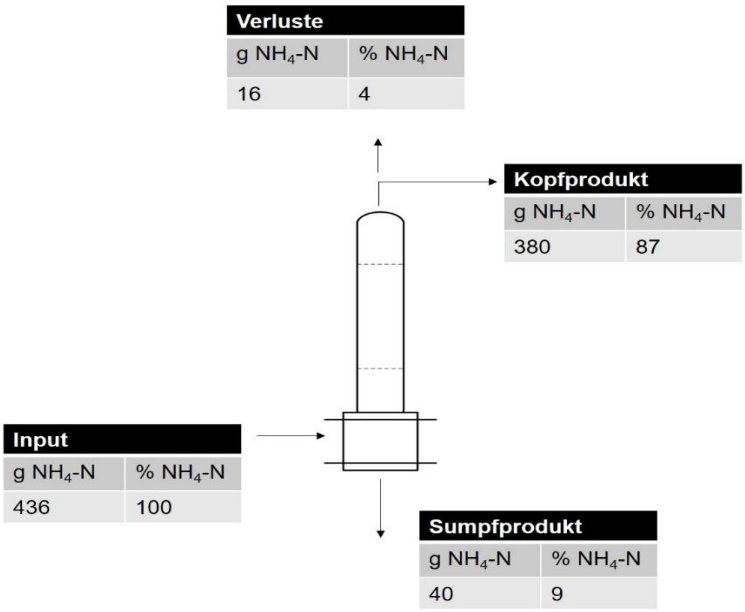


Bild 49: Stickstoffbilanz der Rektifikation von Brüden aus der Klärschlammtrocknung

3.3.2.3 Großtechnische Umsetzung

Beispielrechnung für eine Modellanlage (100.000 Mg/a)

Der Fokus des Forschungsprojekts SATELLITE stand die Konzeptionierung eines Klärschlamm- und Nährstoffmanagements für einen interkommunalen Verbund aus Kläranlagen unterschiedlichster Größenordnung in Norddeutschland. Ein wesentlicher Aspekt des Konzepts ist die thermische Behandlung des bei den Verbundpartnern anfallenden Klärschlamms an einem zentralen Standort. Die hierzu geplante Trocknungs- und Verbrennungsanlage diente als Grundlage für die nachfolgende Beispielrechnung zur großtechnischen Umsetzung der Stickstoffrückgewinnung aus Klärschlamm nach dem SEQUESTA-Verfahren. Die Betriebsbedingungen der thermischen Behandlungsanlage sind in Tabelle 18 zusammengefasst. Zur Vereinfachung wird die Inputmenge in den folgenden Berechnungen zu 100.000 Mg/a

angenommen.

Im Zuge der Versuchsdurchführung zur sequenziellen Stickstoffrückgewinnung hat sich die Wahl eines Schneckentrockners als geeignete Technik erwiesen. Die lineare Substratführung ermöglicht hierbei eine Reduzierung der Stickstoffkonzentration in den Brüden über die Troglänge. Außerdem handelt es sich hierbei um einen Kontakttrockner, sodass keine Vermischung der Brüden mit dem Wärmeträger erfolgt. Als Nachteile eines Schneckentrockners sind Betriebsschwierigkeiten und ein hoher Wartungsaufwand infolge der Leimphase bekannt, welche während der Trocknung in einem Bereich von etwa 45–65% TR auftritt.

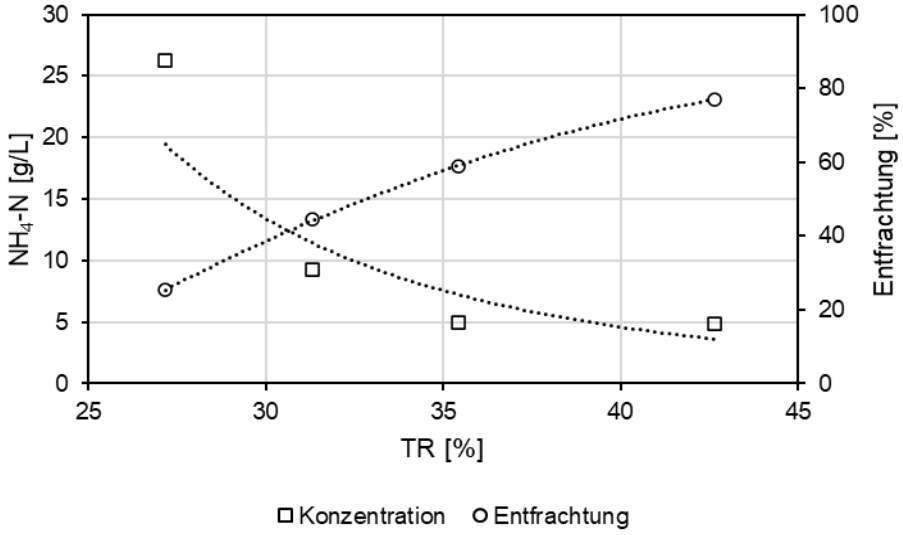


Bild 50: Stickstoffentfrachtung während der Klärschlammtrocknung in Abhängigkeit des Trockenrückstands

Die Auswertung der Versuche hat gezeigt, dass bereits bei einer Trocknung von 25 auf etwa 45% ca. 77% des Ammoniumstickstoffs in den Brüden zurückgewonnen werden können (vgl. Bild 50). Vor diesem Hintergrund wurde ein Konzept ausgearbeitet, welches die Stickstoffentfrachtung und -aufkonzentrierung als vorgeschaltetes Modul vor der eigentlichen Trocknung ermöglicht. Dies bietet zusätzlich den Vorteil einer einfachen Integration in bereits bestehende Systeme, auch wenn diese als Konvektionstrocknung ausgeführt sind. Da ein Großteil des Stickstoffs bereits in der vorgeschalteten Einheit zurückgewonnen wird, hat die Vermischung der Brüden mit dem Wärmeträger keine Relevanz mehr für die angestrebte Brüdenqualität. Durch die Trocknung bis zu einem TR von 45% sind zudem auch keine Einschränkungen infolge der Leimphase zu erwarten.

Tabelle 18: Betriebsdaten der thermischen Klärschlammverwertung

Größe	Wert	Anmerkung
Input Kläschlamm-trocknung	95.000 Mg/a bzw. 11 Mg/h	38 Standorte mit 4,5–85,0% TR, Inputmenge umgerechnet auf mind. 25% TR
Zielwert TR (= Input Verbrennung)	45,8% TR	Mischung aus vollgetrocknetem, teilgetrocknetem und mechanisch entwässertem Schlamm
Wärmeversorgung	4,2–5,5 MW	Heißdampf (6,6–8,7 Mg/h, 6 bar, 159 °C)

Stoffstrombilanz der Modellanlage

Bild 51 zeigt zunächst die Stoffströme und die Stickstoffbilanz einer konventionellen Klärschlammtrocknung ohne Stickstoffrückgewinnung. Die angenommenen Substrateigenschaften basieren hierbei auf den im Rahmen der Versuchsdurchführung erhobenen Mittelwerten sowie auf den Betriebsdaten der geplanten Anlage zur thermischen Klärschlammverwertung. Bei einem angenommenen TR-Gehalten von 27% im Input und 85% im Output sowie einer NH_4-N-Konzentration von 3.500 mg/L in den Brüden resultiert eine Stickstofffracht von 239 Mg/a NH_4-N, welche je nach Kapazität der Kläranlage zur Behandlung in den Haupt- oder einen Nebenstrom zurückgeführt werden muss. Gemeinsam mit dem Prozesswasser aus der mechanischen Entwässerung kann dieser Strom zwischen 15 und 25% der Stickstoffbelastung im Zulauf der Kläranlage ausmachen. Neben dem erhöhten Energiebedarf für die Belüftung kann ein ungünstiges C/N-Verhältnis bei biologischer Behandlung im Hauptstrom ein größeres Volumen für die Denitrifikation oder die externe Zugabe einer Kohlenstoffquelle erfordern.

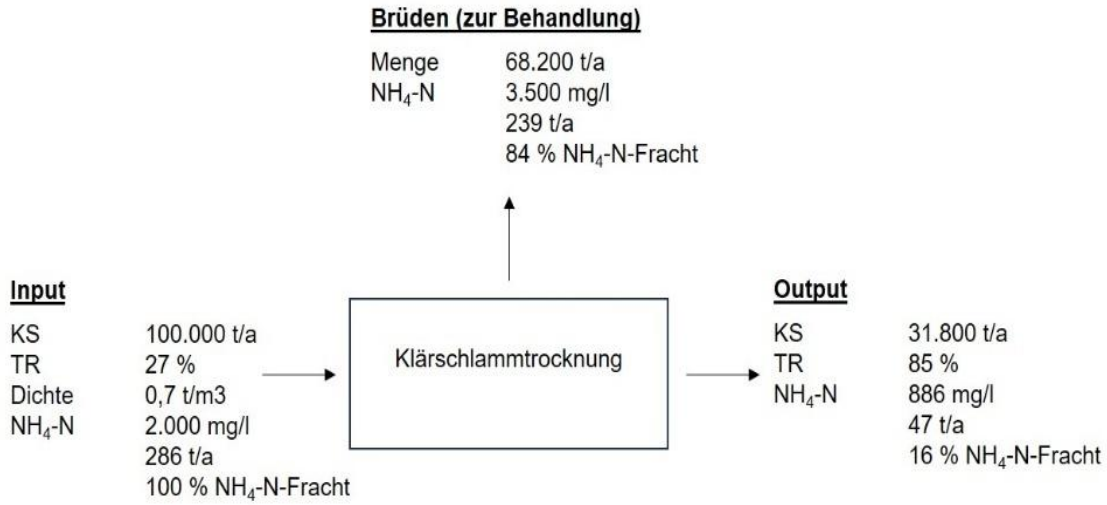


Bild 51: Fließschema und Stickstoffbilanz einer konventionellen Klärschlammtrocknung

Die Stoffströme für das ausgearbeitete Konzept zur Klärschlammtrocknung mit vorgeschalteter Stickstoffrückgewinnung sind in Bild 51 enthalten. In der Modellrechnung wurde basierend auf der in den Versuchen ermittelten Korrelation zwischen Feststoffgehalt und Stickstoffkonzentration (Bild 50) ein Gehalt von 12.000 mg/L NH_4-N in den Brüden der vorgeschalteten Trocknung angenommen, wobei im Output ein TR-Gehalt von 32% resultiert. Bei der nachgeschalteten Rektifikation werden die Brüden zu Ammoniakstarkwasser mit einer Konzentration von 25% NH_3 aufbereitet, wodurch bei entsprechender Vermarktung 65% der ursprünglichen Ammoniumfracht aus dem Kreislauf der kommunalen Abwasserbehandlung ausgeschleust werden können.

Die aus der eigentlichen Trocknung anfallende Stickstoffrückbelastung beträgt gemeinsam mit dem Sumpfprodukt aus der Rektifikation lediglich nur noch 53 Mg/a NH_4-N bzw. 19% der ursprünglichen Ammoniumfracht. In Bezug auf die konventionelle Behandlung ergibt sich eine Reduzierung der Rückbelastung um knapp 78%.

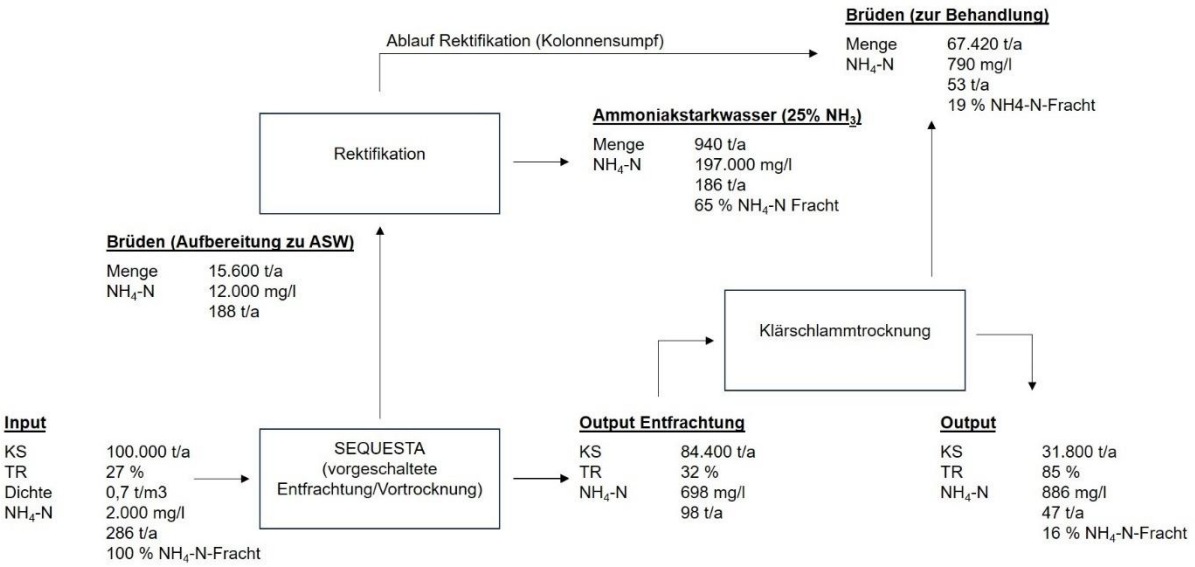


Bild 52: Fließschema und Stickstoffbilanz einer Klärschlammtrocknung mit vorgeschalteter Entfrachtung nach dem SEQUESTA-Verfahren und Rektifikation

Energiebilanz

Basierend auf den aufgestellten Stoffströmen erfolgte eine Abschätzung des Energiebedarfs für das SEQUESTA-Verfahren als vorgeschaltetes Modul sowie ein Vergleich der Ergebnisse mit Verfahren zur Brüdenbehandlung nach dem Stand der Technik (biologische Behandlung, Strippung mit Rektifikation, siehe Tabelle 19).

Für die biologische Behandlung (Nitrifikation/Denitrifikation) wurde konservativ ein spezifischer Energiebedarf von 4 kWh/kg Neliminiert angenommen (Lackner et al. 2015). Da in dieser Verfahrensvariante keine Rückgewinnung von Stickstoff erfolgt, resultiert aufgrund der hohen zu eliminierenden Menge ein vergleichsweise hoher elektrischer Energiebedarf von 950.000 kWh/a. Im Vergleich zu den Techniken mit Stickstoffrückgewinnung ist hierbei allerdings keine thermische Energie erforderlich.

Tabelle 19: Vergleich des Energiebedarfs für die Brüdenbehandlung nach dem Stand der Technik und dem SEQUESTA-Verfahren

	Einheit	Biol. Behandlung	Strippung mit Rektifikation	SEQUESTA-Verfahren mit Rektifikation
Brüden	Mg/a	68.200	68.200	15.600
NH_4-N	g/L	3,5	3,5	12
Rückgewinnung	Mg/a NH_4-N	-	186	186
Elimination	Mg/a NH_4-N	238	46	46
Energiebedarf (th.)	kW		1.280	210
	kWh/a		11.240.000	1.840.000
	kWh/kg $N_{recycled}$		60,6	9,9
Energiebedarf (el.)	kWh/kg $N_{eliminiert}$	4	4*	4*
	kWh/a	950.000	208.000	208.000

***biologische Nachbehandlung**

Für die Variante mit Strippung und Rektifikation resultiert im Vergleich zum SEQUESTA-Verfahren ein um mehr als 6-fach erhöhter Bedarf an thermischer Energie, was auf den höheren Volumenstrom im Input zur Behandlung zurückzuführen ist. Hierbei zeigt sich der Vorteil der Fraktionierung, wobei ein Großteil der Stickstofffracht in ein vergleichsweise kleines Volumen überführt wird und somit der Reinigungsaufwand nachgeschalteter Verfahren deutlich verringert werden kann.

Der Bedarf für die biologische Nachbehandlung im Rahmen der Strippung und des SEQUESTA-Verfahrens resultiert aus dem Sumpfprodukt der Rektifikation.

3.3.3 Fazit und Ausblick zur fraktionierten Stickstoffrückgewinnung (SEQUESTA)

Im Rahmen der halbtechnischen Versuche konnte die Stickstoffrückgewinnung aus der Klärschlammtrocknung nach dem SEQUESTA-Verfahren erfolgreich nachgewiesen werden. Durch die Anordnung mehrerer Brüdenabzüge über die Troglänge wurden Brüdenkondensate mit unterschiedlichen Stickstoffgehalten erzeugt, wobei in der ersten Fraktion eine Konzentration von bis zu 33,1 g/L NH_4-N erzielt werden konnte. Damit liegt eine konzentrierte Lösung vor, welche mittels nachgeschalteter Rektifikation zu Ammoniakstarkwasser weiter aufgewertet werden kann. Bei Ammoniakstarkwasser handelt es sich um ein Produkt, welches zum Beispiel für die Herstellung von Düngemittel oder für die Rauchgasreinigung eingesetzt werden kann, wodurch eine teilweise Substitution von synthetisch hergestelltem Ammoniak nach dem Haber-Bosch-Verfahren ermöglicht wird und somit Energie und CO_2-Emissionen eingespart werden. Weitere Energie- und Emissionseinsparungen ergeben sich durch die Stickstoffentfrachtung und dem daraus resultierend verringerten Reinigungsaufwand für die Kläranlage. Die Stickstoffgehalte in den übrigen zwei Fraktionen konnten zwar deutlich reduziert werden, lagen aber mit im Mittel 9,4 bzw. 6,1 g/L NH_4-N noch deutlich oberhalb des innerhalb der Klärschlammtrocknung üblichen Bereichs. Für eine großtechnische Anwendung ist zur Reduzierung dieser Stickstoffgehalte in der Bemessung eine entsprechende Trocknergeometrie und Aufenthaltszeit zu berücksichtigen.

Die Ergebnisse der halbtechnischen Versuche bestätigen die grundsätzliche Eignung des SEQUESTA-Verfahrens zur fraktionierten Stickstoffrückgewinnung aus Brüden der Klärschlammtrocknung. Die erzielte starke Aufkonzentrierung des Ammoniumstickstoffs auf bis zu 149 g/L NH_4-N durch die Kombination aus fraktionierter Brüdenabscheidung und Rektifikation im halbtechnischen Maßstab ist verfahrenstechnisch hochrelevant.

Übertragung in die Großtechnik (Upscaling)

Bei einer Trocknung von etwa 25 auf 45% TR wurde bereits eine Überführung von 77% des ursprünglichen Ammoniumgehalts in die Brüden ermittelt. Auf dieser Grundlage wurde im Rahmen einer Beispielrechnung für eine großtechnische Anwendung ein Konzept zur Vorbehandlung des Klärschlamms mit integrierter Stickstoffrückgewinnung ausgearbeitet. Die Anwendung des SEQUESTA-Verfahrens als Vorbehandlungsschritt vor der eigentlichen Klärschlammtrocknung bietet den Vorteil einer einfachen Integration in bereits bestehende Systeme. Somit erlaubt dieses Konzept auch eine Einbindung in Systeme mit

Konvektionstrocknern, in welchen eine Vermischung der Brüden mit dem Wärmeträger erfolgt. Da ein Großteil des Stickstoffs bereits im vorgeschalteten Modul zurückgewonnen wird, hat die Vermischung der Brüden mit dem Wärmeträger keine große Relevanz für die angestrebte Brüdenqualität.

Beitrag zur Kreislaufwirtschaft und Ressourceneffizienz

Durch die Substitution des Haber-Bosch-Verfahrens ermöglicht das SEQUESTA-Verfahren die Rückgewinnung von Stickstoff in Form einer marktfähigen Ammoniaklösung. Angesichts des hohen Energiebedarfs (28–50 MJ/kg NH_3, bzw. ca. 8–14 kWh/kg) und der signifikanten CO_2-Emissionen des Haber-Bosch-Verfahrens zur synthetischen Ammoniakherstellung bietet die Technologie einen wichtigen Beitrag zur Dekarbonisierung und zur regionalen, nachhaltigen Nährstoffwirtschaft.

Energiebilanz der Kläranlage: Die Stickstoffelimination in konventionellen Kläranlagen ist energieintensiv (1,5–4,0 kWh/kg N). Durch die Entfrachtung der Brüden im SEQUESTA-Verfahren kann der Rücklauf in den Hauptstrom der Kläranlage signifikant entlastet werden. Dies reduziert den Energiebedarf für die dort notwendige Nitrifikation und erhöht die Gesamteffizienz der Kläranlage. Die quantitative Bewertung dieser Energieeinsparungen im großtechnischen Maßstab ist ein kritischer Faktor für die Wirtschaftlichkeit.

Vergleich mit dem Stand der Technik

Im Vergleich zu anderen Verfahren zur Stickstoffrückgewinnung auf Kläranlagen, wie der Luft- oder Dampfstrippung, bietet SEQUESTA den Vorteil der Fraktionierung (vgl. Tabelle 20).

Infolge der Fraktionierung ergeben sich im Vergleich zu Verfahren nach dem Stand der Technik zudem auch energetische Vorteile. Biologische Verfahren zur Brüdenbehandlung mit dem Ziel der Stickstoffelimination ohne Rückgewinnung gehen mit einem hohen Bedarf an elektrischer Energie für den Sauerstoffeintrag in den belüfteten Belebungsbecken einher. Zudem ergibt sich für die biologische Behandlung ein deutlich höherer Volumenstrom. Im Vergleich zur Stickstoffrückgewinnung durch Strippung und anschließende Rektifikation ergibt sich im Rahmen der aufgestellten Modellrechnung für das SEQUESTA-Verfahren zudem auch ein geringerer Bedarf an thermischer Energie. Infolge der Fraktionierung wird dabei ein Großteil der Stickstofffracht in einem vergleichsweise kleinen Volumen zurückgewonnen, sodass für die nachgeschaltete Rektifikation ein geringerer Volumenstrom resultiert.

Tabelle 20: Vergleich des SEQUESTA-Verfahrens mit dem Stand der Technik

Verfahren	Prinzip	Vorteile	Nachteile/Herausforderungen
SEQUESTA	Fraktionierte Eindampfung/Trocknung	Erzeugt hochkonzentrierte Lösung in einem Schritt; entlastet Hauptstrom; ohne Säureeinsatz (i. d. R.)	Hoher Energiebedarf für die Verdampfung; Abhängigkeit vom Trocknungsprozess
Strippung	Physikalische Desorption	Hohe Rückgewinnungsraten (> 95%); etabliert	Energieintensiv; erfordert Chemikalien (pH-Anhebung)
Belebung	Biologisch	Etabliert, kein Wärmebedarf	Hoher Flächenbedarf, hoher Verbrauch an el. Energie; keine N-Rückgewinnung

Das SEQUESTA-Verfahren stellt eine technisch überzeugende Weiterentwicklung der thermischen Vorbehandlung dar, indem es die notwendige Klärschlammtrocknung direkt mit der gewinnbringenden Nährstoffrückgewinnung koppelt. Die großtechnische Umsetzung und die langfristige Wirtschaftlichkeit (Investitions- und Betriebskosten) müssen nun im Zentrum weiterer Schritte stehen.

Technische und operative Herausforderungen**:** Obwohl die chemisch-physikalischen Grundlagen des SEQUESTA-Verfahrens (niedrigerer Siedepunkt von Ammoniumstickstoff im Vergleich zu Wasser) erfolgreich auf Klärschlamm übertragen werden konnten, müssen spezifische Herausforderungen berücksichtigt werden:

- Umgang mit Feststoffen: entwässerter Klärschlamm besitzt höhere Feststoffgehalte und eine andere Rheologie als landwirtschaftliche Substrate (wie Gülle oder Gärrest). Die Umstellung von der fraktionierten Eindampfung (für pumpfähige Medien) auf die Kontakttrocknung mittels Schneckentrockner mit sequenziellem Brüdenabzug ist eine notwendige Anpassung. Die Betriebssicherheit und Wartungsintensität des Schneckentrockners (z. B. Vermeidung von Ablagerungen/Fouling) im Dauerbetrieb müssen großtechnisch evaluiert werden.
- Schwankende Inputqualität: Die Versuche zeigten hohe Schwankungen im TR und der Stickstoffkonzentration des eingesetzten Klärschlamms. Die Robustheit der Prozesssteuerung und die resultierende Konstanz der Produktqualität (Ammoniaklösung) trotz variabler Inputstoffe sind entscheidend für die Marktfähigkeit des Produkts.
- Qualität der Ammoniaklösung: Die erzeugte Ammoniaklösung muss die Qualitätsstandards und rechtlichen Vorgaben (Düngemittelverordnung) für den Einsatz in der Landwirtschaft oder Industrie erfüllen. Die Abwesenheit von Schadstoffen aus dem Klärschlamm in der hochkonzentrierten Lösung ist aufgrund des physikalischen Prinzips der Verdampfung zu erwarten, muss jedoch kontinuierlich überprüft werden.
- Automatisierung: Personalkosten und die notwendige Qualifikation sind ein wesentlicher Entscheidungsfaktor bei der Verfahrensauswahl auf Kläranlagen. Der Prozess muss daher hoch automatisiert und betriebssicher sein. Eine Implementierung dieser Faktoren kann erst in der Großtechnik vollständig erfolgen.

3.4 Weitere Verfahren

3.4.1 Membranverfahren

Als alternative Verfahrensvarianten wurden in den letzten Jahren auf einigen Kläranlagen Membrankontaktoren eingesetzt (zum Beispiel Kläranlage Münster), bei denen der Stoffaustausch zwischen der ammoniakbeladenen Wasserphase und einer Säure direkt über eine hydrophobe Membran erfolgt. Bei diesem Verfahren kann auf den Übergang in eine aufzubereitende Gasphase verzichtet werden. Aufgrund des Konzentrationsgefälles diffundiert das gelöste Ammoniak im Abwasser zur Membran und geht dort in die Gasphase der Poren über, bevor es anschließend in der sog. Ziehlösung gelöst wird, dort aufgrund der hohen Protonendichte dieser Lösung reagiert und so stabilisiert wird. Am häufigsten wird Schwefelsäure als Ziehlösung eingesetzt, bei der der Ammoniak zu Ammoniumsulfat reagiert. Das Produkt ist

daher eine ASL-Lösung. Um auch andere Düngeprodukte zu erzeugen, kann auch Salpetersäure (Ammoniumnitrat) oder Phosphorsäure (Ammoniumphosphat) eingesetzt werden. Zur Gewährleistung der Temperaturbeständigkeit des Membranmaterials werden die Membrankontaktoren eher bei niedrigeren Temperaturen betrieben als die Strippung in Füllkörperkolonnen, weshalb sie mit einem höheren Betriebsmittelverbrauch zur pH-Wert-Einstellung verbunden sind. Membrankontaktoren entsprechen noch nicht dem Stand der Technik, eine großtechnische Erprobung und „Bewährung“ steht noch aus.

3.4.2 Adsorption, Desorption und Ionenaustausch

Für die Stickstoffrückgewinnung sind primär die sogenannten „Neuartigen Materialien und Nanomaterialien“ interessant, darunter besonders mikroporöse kristalline Zeolithe (Zeolith (Lubensky und Ellersdorfer 2021; Grömping 2025). Sie haben nicht nur eine sehr hohe spezifische Oberfläche, sondern sind zudem in der Lage, an Ionenaustausch-Prozessen teilzunehmen. Die besten Adsorptionsleistungen werden hierbei bei relativ neutralen pH-Werten erreicht. Die Adsorption an Zeolithe mit anschließender Desorption wird so seit Jahrzehnten wiederkehrend untersucht, konnte sich aber aufgrund der erreichbaren Adsorptionsraten und der Desorptionseffektivität bisher großtechnisch für Abwasser nicht etablieren. Es handelt sich um ein vergleichsweise günstiges und leicht handhabbares Material, jedoch können hohe Betriebskosten durch den Einsatz von Chemikalien zur Regeneration der Zeolithen anfallen (Krakat et al. 2017).

3.4.3 MAP-Fällung

Die MAP-Fällung dient zwar auch der Stickstoffrückgewinnung, ist aber verfahrenstechnisch phosphorseitig getrieben. Um eine hohe Stickstoffrückgewinnungsrate zu erreichen, müsste aufgrund der Zusammensetzung des Schlammwassers in der Regel nicht nur Magnesium, sondern auch Phosphor (z. B. in Form von Phosphorsäure) als Reaktionspartner zuzugeben werden.

3.5 Fazit Stickstoffrückgewinnungsverfahren

Insgesamt ist festzuhalten, dass die Auswahl eines geeigneten Verfahrens zur Stickstoffrückgewinnung stark von den standortspezifischen Randbedingungen abhängt. Maßgeblich sind insbesondere die Zusammensetzung des zu behandelnden Teilstroms, die Verfügbarkeit von Wärme am Standort, die Kosten für erforderliche Betriebsmittel sowie das angestrebte Stickstoffprodukt. Hinzu kommen verfahrensspezifische Anforderungen, beispielsweise an die Feststoffkonzentration oder das Verhältnis von Ammonium zu weiteren relevanten Inhaltsstoffen. Eine pauschale Empfehlung für ein einzelnes Rückgewinnungsverfahren ist daher nicht zielführend.

Für die Verfahrensauswahl empfiehlt sich eine standortbezogene Bewertung, bei der technische, energetische und wirtschaftliche Randbedingungen gemeinsam betrachtet werden. Digitale Stoffstromzwillinge können hierbei sowohl auf Ebene einzelner Kläranlagen (DSSZ) als auch für regionale Verbünde eingesetzt werden (rDSSZ). Zum einen ermöglichen sie die Ermittlung und Bewertung relevanter Teilströme und ihrer Zusammensetzung, zum anderen

können unterschiedliche Rückgewinnungsverfahren als Varianten in Szenarienanalysen integriert werden. Auf diese Weise lassen sich verfahrensspezifische Auswirkungen auf Stoff- und Energieströme sowie Kosten systematisch vergleichen und Investitionsentscheidungen anwendungsfallbezogen unterstützen.

Im Rahmen des Vorhabens konnte darüber hinaus eine verfahrenstechnisch relevante Technologie zur Stickstoffrückgewinnung entwickelt und erprobt werden. Das untersuchte Upscale-Szenario zeigt grundsätzlich Einsparpotenziale für Kläranlagen auf. Gleichzeitig wird auch hier deutlich, dass eine wirtschaftliche Umsetzung wesentlich von den jeweiligen Standortbedingungen und von der Lösung der identifizierten verfahrenstechnischen Herausforderungen abhängt. Diese Fragestellungen sollen durch BIORESTEC in einem weiterführenden F&E-Projekt adressiert werden. Parallel wird eine direkte Implementierung des Verfahrens auf Kläranlagen zur gezielten Teilentfrachtung stickstoffhaltiger Schlämme angestrebt.

4 Düngemittelherstellung on demand – Verfahrensentwicklung und Betriebskonzept

Autor*innen:
Joachim Clemens, SF Soepenberg GmbH

Inhaltsverzeichnis

4.1 Einleitung 71
4.2 Stickstoffhaltige Stoffströme bei der Trocknung von Klärschlämmen 72
4.3 Planung und Bau einer Station zur Herstellung von flüssigen N- und P-Düngemitteln 73
4.4 Betrieb der Anlage 80
4.5 Konzept zur Realisierung einer Düngemittelstation 82
4.6 Vergleich RFA und Küvettentests – Schnellmethode zur Bestimmung der P-Gehalte in Klärschlamm 83

Kurzbeschreibung

Bei der Trocknung von Klärschlämmen entweicht der im Klärschlamm vorliegende Ammonium-Stickstoff in Form von Ammoniak gemeinsam mit dem Wasserdampf und wird anschließend aus der Abluft entfernt. Je nach Verfahren der Brüdenbehandlung entstehen dabei unterschiedliche stickstoffhaltige Stoffströme, die im besten Fall weiterverwertet werden können, beispielsweise als Düngemittel in der Landwirtschaft. Um eine möglichst direkte Nutzbarmachung zu gewährleisten, wurde untersucht, ob und wie Brüdenkondensate oder Ammoniumsulfatlösungen aus der Brüdenbehandlung in einer Behandlungsstation am Standort der trocknenden Kläranlage zu einem Düngemittel aufbereitet werden können. Hierzu wurde eine Versuchsanlage konzipiert, errichtet und betrieben. Die stickstoffhaltigen Ströme konnten erfolgreich zu N- und N-P-Düngemitteln aufbereitet werden. Die Düngemittel entsprechen den rechtlichen Anforderungen mit mindestens 15% N für N-Lösungen oder mindestens jeweils 1% N und 1% P_2O_5 für N-P-Lösungen.

Das gezielte Einstellen des N- und P-Gehalts wird über die Zugabe von Harnstoff und Phosphorsäure realisiert. Für Brüdenkondensate empfiehlt sich hierbei eine vorherige Aufkonzentrierung. Bei NH_4-N-Konzentrationen von < 2.000 mg/L ist eine Düngemittelproduktion vor Ort aufgrund der großen Mengen an benötigtem Harnstoff und entsprechend hohem erzeugtem Düngemittelvolumen nicht sinnvoll.

4.1 Einleitung

Bei dem zukünftigen Phosphor-Recycling aus Klärschlämmen stellt die Monoverbrennung von Klärschlamm mit anschließendem P-Recycling eine wesentliche Technik dar. Zur Monoverbrennung muss der Klärschlamm erst getrocknet werden, bevor er der Verbrennung zugeführt wird. Dabei entweicht der im Klärschlamm vorliegende Ammonium-Stickstoff in Form von Ammoniak gemeinsam mit dem Wasserdampf und wird mit der Abluft entfernt. Da die Abluft weitergehend gereinigt werden muss, gibt es verschiedene Techniken zur N-Rückhaltung.

Dabei entstehen stickstoffhaltige Stoffströme, die im besten Fall weiterverwertet werden

können, z. B. als Düngemittel in der Landwirtschaft.

Im Rahmen des Verbundprojektes SATELLITE leistete die SF-Soepenberg GmbH einen Beitrag zur möglichen Verwertung von stickstoffhaltigen Stoffströmen. Dabei untersuchte die SF-Soepenberg GmbH, ob anfallende stickstoffhaltige Stoffströme als Basis für einen dezentral hergestellten N- oder N-P-Dünger dienen können:

- Hierfür wurden in einem ersten Schritt die stickstoffhaltigen Stoffströme recherchiert, die im Kontext der Klärschlammtrocknung anfallen.
- Danach erfolgten die Planung und der Bau einer Station zur Herstellung von flüssigen N- und N-P-Düngemitteln.
- Die Station wurde anschließend mit verschiedenen stickstoffhaltigen Stoffströmen getestet.
- Dann überprüfte die SF-Soepenberg GmbH ein Konzept zur Realisierung von Düngestationen.

Darüber hinaus überprüfte sie, ob eine Schnellmethode zur Bestimmung des P-Gehaltes im Klärschlamm mittels Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) möglich ist.

4.2 Stickstoffhaltige Stoffströme bei der Trocknung von Klärschlämmen

4.2.1 Brüdenkondensat

Der Brüden ist mit Wasserdampf gesättigte Luft, die beim Trocknen von Feststoffen entsteht. Meist wird die Wärme aus der Abluft mittels Kondensation zurückgewonnen. Dabei wird das Wasser aus den dampfförmigen in den flüssigen Aggregatzustand überführt und bildet das Brüdenkondensat. Dabei gehen Gase (z. B. NH_3) auch in die wässrige Phase über.

In Kapitel 2.3.1 ist die Zusammensetzung der Brüdenkondensate in Hinblick auf den Chemischen Sauerstoffbedarf (CSB), den Biologischen Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen (BSB_5), Gesamtstickstoff (N_{ges}) und Gesatm-Phosphor (P_{ges}) dargestellt. Dabei sind CSB-Konzentration von bis 10.000 mg/L und BSB_5-Konzentrationen bis zu 3.000 mg/L zu erwarten. Die Nährstoffgehalte können bis zu 2.500 mg/L Ammoniumstickstoff (NH_4-N) und bis 30 mg/L P_{ges} betragen. Eine detaillierte Zusammenfassung der Qualität von Brüdenkondensaten ist in Kapitel 2.3.2 zu finden. In der folgenden Tabelle 21 sind Schätzwerte der Brüdenkondensatqualität einer geplanten Klärschlammverbrennungsanlage dargestellt, die für die Untersuchungen angenommen wurden. Dabei wurde von einem Trocknungsgrad von 40% Trockenrückstand (TR) und einer Trocknungstemperatur von 170 °C bei 7 bar ausgegangen.

Das Brüdenkondensat kann aufkonzentriert werden, in dem es entweder mittels Membranverfahren oder Rektifikation behandelt wird. Es können dann N-haltige Wässer mit mehr als 2% NH_3-N hergestellt werden.

Tabelle 21: Zusammensetzung der Brüdenkondensate einer Klärschlammverbrennungsanlag

Parameter	Einheit	Werte
Feststoffe absetzbar	ml/L	<0,2
CSB	mg/L	3.500

BSB_5	mg/L	650
N_{ges}	mg/L	1.300
NH_4-N	mg/L	1.200
Temperatur	°C	60 - 70
P_{ges}	mg/L	0,3
Chlorid	µg/L	42

4.2.2 Luftstripper

Eine Alternative zur Kondensation stellt die Behandlung der Abluft mit einem sogenannten Sauren Wäscher dar. Die Ammoniak-haltige Abluft wird in einer Säule im Gegenstromprinzip mit einem sauren Waschwasser (in der Regel Schwefelsäure) geführt und so „ausgewaschen“. Es entsteht eine Ammoniumsulfat-haltige Lösung, die N-Konzentrationen > 8% erreicht.

4.3 Planung und Bau einer Station zur Herstellung von flüssigen N- und P-Düngemitteln

In ersten Versuchen wurde auf dem Betriebsgelände der SF-Soepenberg GmbH ein System zur Anpassung des N-Gehalts und zur Zudosierung von Schwefel- (67%ig) oder Phosphorsäure (10%ig) erprobt. Zu diesem Zweck wurde ein N-haltiger Stoffstrom durch einen Rohrreaktor gepumpt, in den Schwefel- bzw. Phosphorsäure eingemischt wurde. Über einen pH-Sensor wurde das System gesteuert. Verunreinigungen wurden mittels Filtersäcken (5–50 µm) und einem Tuchfilter (7,5–20 µm) aus dem Stoffstrom entfernt (vgl. Bild 53 und Bild 54).



Bild 53: Rohrreaktor mit Substratpumpe, über dem Rohrreaktor befindet sich ein pH-Wert Messumformer. Grüner Schlauch, der rechts unten in den Rohrreaktor führt: Zulauf von Phosphorsäure



Bild 54: Pumpe zwischen Tuch- (hinter der Pumpe) und Kerzenfilter (rechts hinten im Bild)

Mit diesem Versuchsaufbau wurden Erfahrungen für die zu planende Düngemittelstation gewonnen.

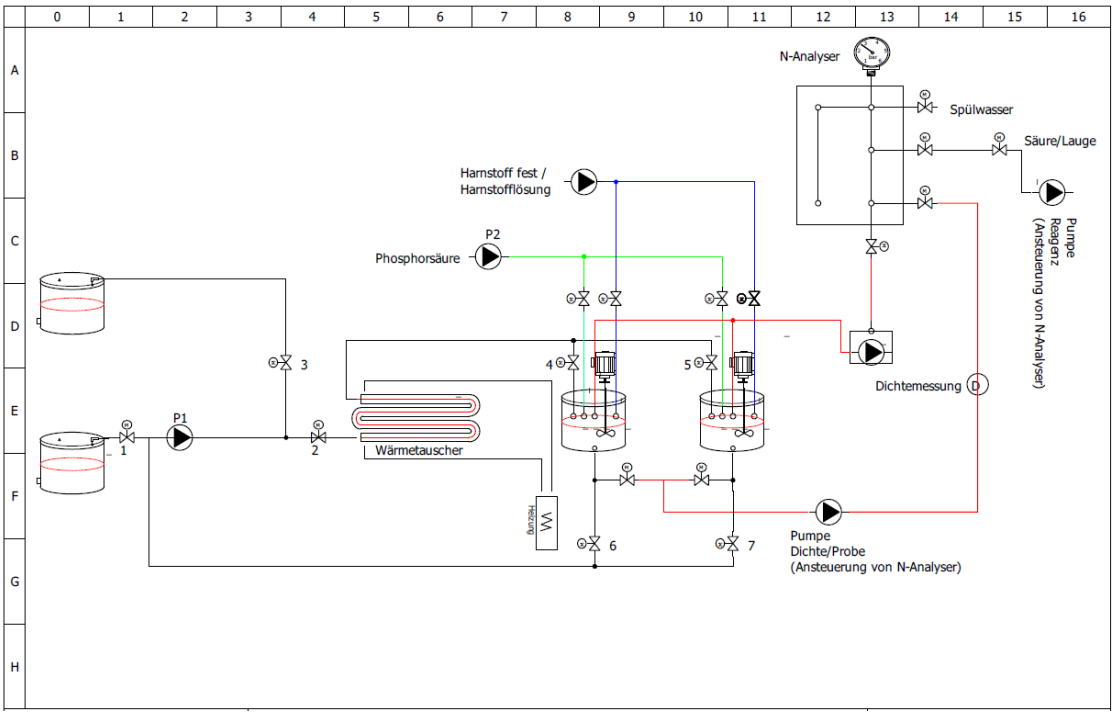


Bild 55: R&I Schema zur Behandlung der N-haltigen Stoffströme

4.3.1 Prinzipielles Verfahren

Die prinzipielle Verfahrensschema ist in Bild 55 dargestellt. Prinzipiell gingen wir von folgenden Bedingungen aus:

- Dem System werden saure Lösungen mit Ammoniumsulfat oder Ammonium/Ammoniak-haltige Brüdenkondensate zugeführt.

- Es sind keine anderen N-Formen als NH_4^+ bzw. NH_3 enthalten. Somit ist eine Bestimmung der N-Konzentration über eine NH_4/NH_3-Bestimmung möglich.
- Alternativ kann beim Einsatz von Lösungen aus einem Sauren Wäscher die ursprüngliche Konzentration an NH_4^+ über die Dichtebestimmung in der Lösung ermittelt werden.
- Die Zudosierung der Stickstoffkomponente erfolgt fest.
- Die pH-Anpassung erfolgt mit Phosphor- oder Schwefelsäure, je nach Versuchsziel bzw. Art des zu produzierenden Düngemittels.

Schritt 1: Sedimentation

Eine Sedimentation des Brüdenkondensats erfolgt in einem Absetztank. Die Sedimentation dient der Feststoffelimination. Das Brüdenkondensat ist nach dieser Behandlung nahezu feststofffrei. Wird das Brüdenkondensat vorab mittels Membrantechnologie aufgearbeitet, ist der N-haltige Stoffstrom bereits partikelfrei. Gleiches gilt auch für anfallende Ammoniumsulfatlösungen (ASL).

Schritt 2: Analyse

Bevor der N-haltige Stoffstrom in die Konditionierungstanks gepumpt wird, erfolgt eine Dichte- und Ammoniumbestimmung. Die Dichte wird über einen Sensor gemessen, welcher angeströmt wird (Anton Paar, L-Dens 3300; Einbau in die Rohrleitung). Für die Ammoniumbestimmung wurde eine robuste Online-Stickstoffanalytik entwickelt. Dabei wird Ammonium oder Ammoniak mit starken Oxidationsmittel zu Stickstoffgas oxidiert.

Schritt 3: Konditionierung

Um einen handelsfähigen Dünger aus den N-haltigen Stoffströmen herzustellen, muss eine genaue Nährstoffkonzentration eingehalten werden. Basierend auf der Analytik des Stickstoffgehaltes kann die Speicherprogrammierbare Steuerung (SPS) nach Vorgabe der gewünschten Stickstoff- und Phosphorkonzentration die Nährstoffe zudosieren.

Stickstoff wird in Form von Harnstoff zugegeben, Phosphor in Form von Phosphorsäure. Das Lösen von Harnstoff erfordert Energie (15,39 kJ/mol), so dass sich die N-haltige Lösung beim Eindosieren von Harnstoff abkühlt und die Harnstoffauflösung quasi zum Erliegen kommt. Aus diesem Grund wurde eine Heizung installiert, mit der die Lösung erwärmt wird.

In zwei Mischtanks, die gerührt werden und auf Wiegestäben stehen, wird der Harnstoff oder Phosphorsäure in die nun erwärmte Lösung zudosiert. Dabei errechnet die Software das notwendige Gewicht an Harnstoff bzw. Phosphorsäure, welche zudosiert werden müssen. Die Zudosierung stoppt, sobald das berechnete Gewicht erreicht ist.

4.3.2 Komponenten der Anlage

Düngemittelstation

Die Station wurde in einem 20-Fuß-Container verbaut. Harnstoff und Phosphorsäure wurden außerhalb des Containers gelagert. N-haltige Stoffströme wurden in den Container zur Analyse und Konditionierung gepumpt. Das fertige Flüssigdüngemittel wurde in ein externes Lager gepumpt (vgl. Bild 56).



Bild 56: Blick in den Container, 1: Schaltschrank, 2: Heizung, 3: Pumpe; 4 Wärmetauscher; 5: 2 gerührte Reaktionstanks à 1 m³ auf Wiegestäben; 6: Zufuhr von Harnstoff; 7: Phosphorsäurepumpe; 8: Ammonium-Analysegerat



Bild 57: Stickstoffanalysator zur manuellen Messung von Ammonium

Ammonium-Analyse

Der Ammoniumanalysator wurde erst als manuelles Messsystem mit einem analogen Manometer gebaut (Bild 57).

Damit wurde die Tauglichkeit des Systems erprobt und manuelle Kalibrierungen vorgenommen. Das Messprinzip ist der Druckaufbau im geschlossenen Raum des Analysators durch die Bildung von N_2 aus NH_3:

$$NH_4^+ + NaOH \rightarrow NH_3 + Na^+ + H_2O$$

$$2NH_3 + 3NaOCl \rightarrow N_2 + 3\,NaCl + 3\,H_2O$$

Nachdem die Eignung des Messgerätes manuell gezeigt wurde, erfolgte eine Anpassung in ein automatisiertes System. Dabei wurde das Manometer digitalisiert und alle Zwei-Wege-Ventile automatisiert. Der U-förmige Reaktionsraum wurde übernommen. Zusätzlich wurde die Regeltechnik verbaut. Das gesamte automatisierte System ist in Bild 58 dargestellt. Zusätzlich wurde die Dichtemessung installiert.

Der Ammonium-Analysator war hinter der Dichtebestimmung verbaut. Eine Peristaltik Pumpe förderte ein definiertes Volumen durch den Dichteanalysator in den Ammonium-Analysator.



Bild 58: Automatisierter Ammonium-Analysator mit digitalem Manometer und automatisierten elektrischen Schiebern; der große Kasten enthält die Regeltechnik, der kleine Kasten ist die Dichtemesszelle

Es erfolgte eine Kalibrierung mit verschiedenen Substraten. Dabei wurden verschiedene Stoffmengen an NH_4-N/NH_3-N in den Analysator über die Peristaltikpumpe in das System dosiert und dann der Druckaufbau im Gerät untersucht. Die Reaktion war schnell, und nach 60 Sekunden war die Druckänderung stabil. Bild 59 zeigt exemplarisch Ergebnisse der Kalibrierung. Zur Kalibrierung wurden Brüdenkondensate ohne Aufkonzentrieung (< 2.000 mg/kg NH_4-N,

n = 2), membranaufbereitete Brüdenkondensate (< 20.0000 mg/kg NH_4-N, n=1), Ammoniakwasser (< 250.000 mg/kg NH_4-N, n=2) und Ammoniumsulfat-haltige Lösungen (75.000 mg/kg NH_4-N, n=4) verwendet. Die Originalsubstanzen wurden in verschiedenen Mengen zudosiert. Die Kalibrierkurve wurde in der Steuerung hinterlegt.

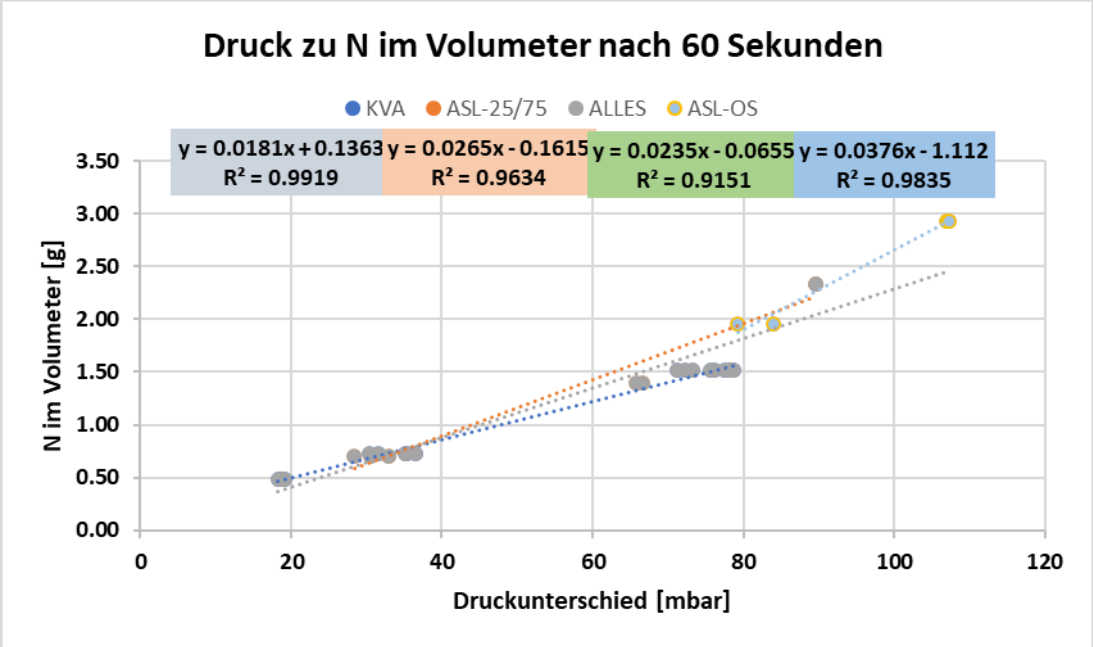


Bild 59: Exemplarische Kalibrierkurve mit Brüdenkondensat einer Klärschlammverbrennungsanlage (KVA) und Ammoniumsulfatlösung (ASL) in verschiedenen Mengen und Konzentrationen

Steuerung

Die Steuerung erfolgte über ein LOGO-System der Firma Siemens, die entsprechend programmiert wurde. Ein Ausschnitt ist in Bild 60 dargestellt.

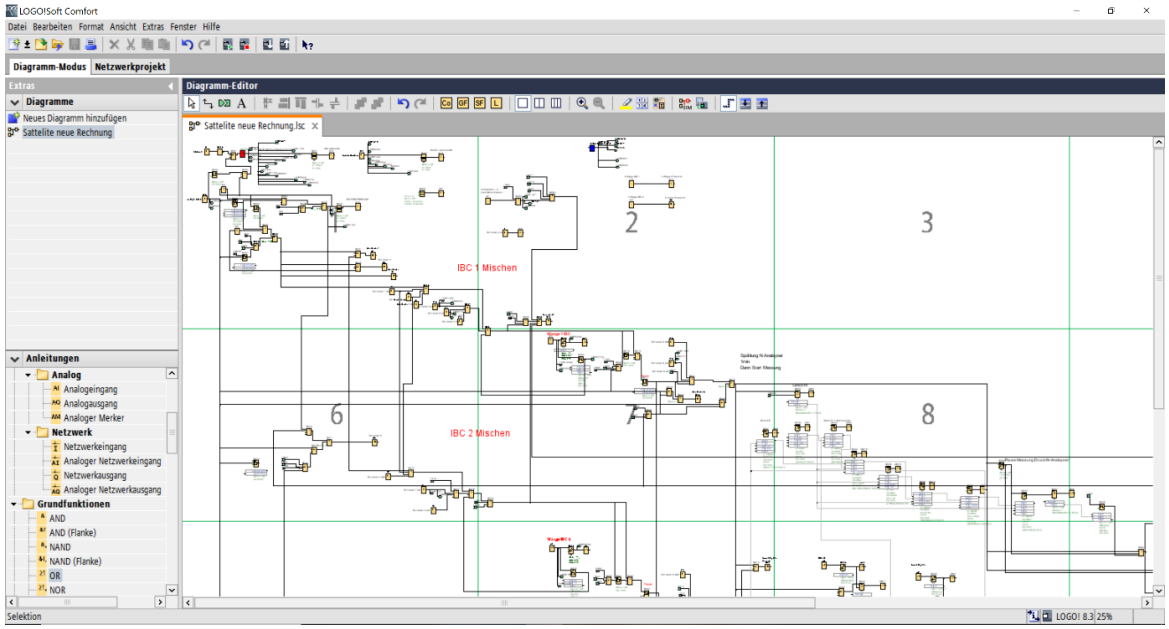


Bild 60: Ausschnitt aus der Programmierung

4.4 Betrieb der Anlage

4.4.1 Betriebsweise

Die Anlage wurde verschiedenen Stoffen betrieben:

- Brüdenkondensat mit N-Gehalten < 2.000 mg/L
- Aufkonzentrierte Brüdenkondensate 12.000 und 20.000 mg/L N
- Ammoniakwasser (5%)
- ASL (4%) verschiedener Herkunft

Ziel war es, jeweils eine Düngemittellösung herzustellen, die den Konzentrationen nach einem Düngemitteltyp der deutschen Düngemittelverordnung (DüMV) entspricht. Dabei wurde für einen N-Dünger eine Mindestkonzentration von 15% (Düngemitteltyp laut DüMV: Stickstoffdünger-Lösung 1.1.16) und für einen N-P-Dünger von 1% N und 1% P_2O_5 (Düngemitteltyp laut DüMV: N-P Mehrnährstoffdünger 2.1.) angestrebt. Für die basischen Lösungen wurde die Zudosierung von Phosphorsäure untersucht. Für die Ammoniumsulfat-haltige Lösung wurde fester Harnstoff zudosiert.

ASL mit einem N-Gehalt von 5% und einem S-Gehalt von 6% sind als Düngemittel verwendbar. Gleiches gilt für Ammoniakwasser über 10% N. In diesen Fällen wäre keine weitere Zugabe von Nährstoffen erforderlich.

Je nach N-Konzentration muss eine entsprechend große Menge an Harnstoff bzw. Phosphorsäure zudosiert werden. Tabelle 22 verdeutlicht die Menge an Harnstoff und die dabei produzierte Düngermenge in Abhängigkeit des N-Gehaltes des Brüdenkondensats. Es sind je Tonne Brüdenkondensat zwischen 484 und 420 kg Harnstoff notwendig, um eine N-Lösung mit 15% N zu erreichen.

Tabelle 22: Menge an Harnstoff je Tonne Brüdenkondensat (BK) und die dabei entstehende Menge an Düngerlösung in Abhängigkeit des N-Gehaltes des Brüdenkondensats (N-Dünger-Lösung von 15%)

N-Konzentration im BK [kg/Mg]	Harnstoff pro Menge BK [kg/Mg]	Düngemittel pro Menge BK [Mg/Mg]
2	484	1.484
5	479	1.479
10	471	1.471
20	451	1.451
50	420	1.420

Eine Alternative wäre bei geringen N-Konzentrationen der Einsatz von Phosphorsäure (H_3PO_4) zur Produktion eines flüssigen N-P-Düngers. Bei einer N-Konzentration ab 11.000 mg/kg kann man mit einer 85% H_3PO_4 eine N-P-Düngemittellösungen herstellen (

Tabelle 23). Bei Brüdenkondensaten mit geringeren N-Konzentrationen ist eine Zudosierung von Stickstoff notwendig, damit der Mindestgehalt von 1% N eingehalten werden kann.

Tabelle 23: Menge an H_3PO_4 (85%) je Tonne Brüdenkondensat (BK) und die dabei entstehende

N-Konzentration im BK [kg/Mg]	H_3PO_4 (85%) pro Menge BK [kg/Mg]	Düngemittel pro Menge BK [Mg/Mg]	N-Gehalt [% N]	P-Gehalt [% P_2O_5]
11	91	1,1	1	5
20	165	1,2	1,7	10,2

4.4.2 Versuchsbetrieb

Im Container wurden insgesamt zwei verschiedene Brüdenkondensate, drei aufkonzentrierte Kondensate und vier ammoniumsulfathaltige Lösungen im Maßstab von 1–4 m³ behandelt (vgl. Bild 61)



Bild 61: Einsatz von Brüdenkondensat in Intermediate Bulk Containern (IBC) zur Düngemittelherstellung

Die Stickstoffgehalte der Lösungen und das jeweilige Behandlungsziel sind in Tabelle 24 zusammengefasst.

Tabelle 24: Behandelte N-haltige Stoffströme und das Behandlungsziel (X)

	Brüdenkondensat	N-haltige Stoffströme aus aufkonzentrierten Brüdenkondensaten			ASL
Anzahl Proben	2	1	1	1	4
N-Gehalt [mg/kg]	< 2.000	12.000	20.000	50.000	30.000 – 45.000
N-Lösung (> 15% N)	X	X	X	X	X
N-P-Lösung (> 1%N, > 1% P2O5)		X	X		

Die Behandlungsziele für die N-P-Düngerlösungen konnten gut erreicht werden. Für das Behandlungsziel einer 15% N-Lösung konnte dies nur zum Teil erreicht werden. Dies lag an der Qualität des eingesetzten Harnstoffes, nicht an den eingesetzten N-haltigen Stoffströmen. Während sich Harnstoff in A-Qualität sehr gut auflöste, zeigten Fehlchargen eine zum Teil sehr

schlechte Löslichkeit. Dies zeigte sich darin, dass in den Rührbehältern noch nach mehr als einer Stunde noch festes Material in Form von Schlamm vorhanden war (vgl. Bild 62).



Bild 62: Nicht aufgelöster Harnstoff nach einem Lösungsexperiment

Eine Nebenuntersuchung mit verschiedenen Harnstoffen bestätigte die Aussage. Dabei wurden verschiedene Harnstofftypen zu temperiertem Wasser gegeben und die Auflösung beobachtet. Zur kompletten Auflösung benötigten die Proben je nach Qualität zwischen 3 Minuten und 47 Minuten, wobei einige Proben sich nicht komplett auflösten. Bild 63 verdeutlicht den endothermen Charakter der Harnstofflösung in einer A-Waren-Charge. Die Auflösung erfolgt in nur 6 Minuten.

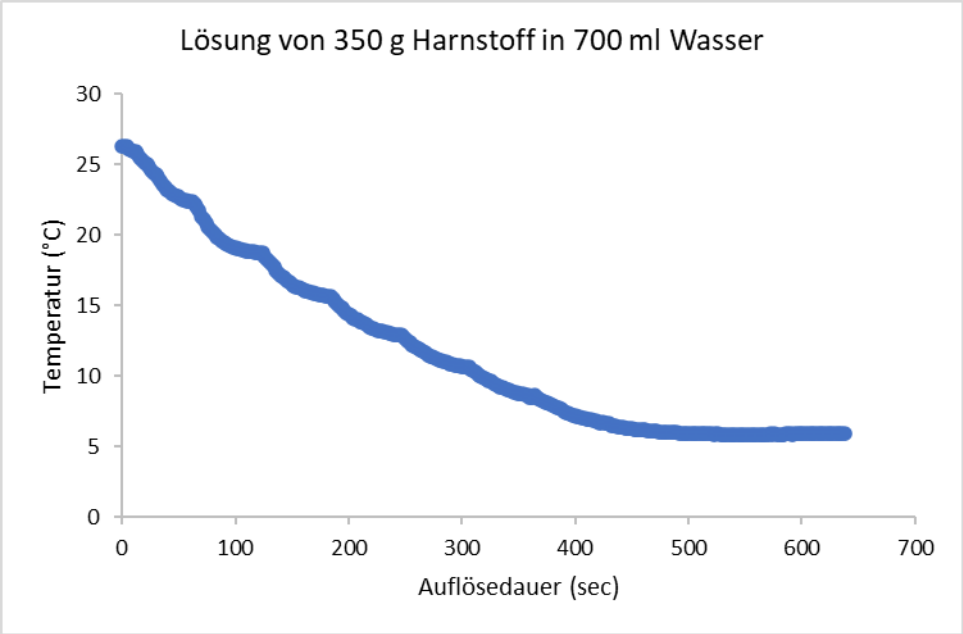


Bild 63: Temperaturabfall einer Lösung beim Auflösen von Harnstoff: Die Starttemperatur betrug 41–44 °C, nach Auflösung des Harnstoffes betrug die Temperatur 23–27 °C

4.5 Konzept zur Realisierung einer Düngemittelstation

Der ursprüngliche Gedanke war, eine Errichtung von Düngemittelstationen am Ort der

Entstehung der Brüdenkondensate zu realisieren. Allerdings wurde bei der Planung deutlich, dass dadurch erhebliche Rohstoffmengen wie Phosphorsäure oder Harnstoff an den Anfallort zu transportieren wären: Wenn Klärschlamm mit 25% TR auf 95% TR getrocknet wird, fallen je Tonne getrocknetem Klärschlamm etwa 2,9 Tonnen Brüdenkondensat an, bzw. je Tonne Klärschlamm fallen etwa 740 kg Brüdenkondensat an. Je nach Aufbereitungsart werden so unterschiedliche Mengen an Düngemittel-Lösungen hergestellt.

Für unbehandelte (nicht weiter aufkonzentrierte) N-haltige Stoffströme ergibt sich damit Folgendes: Für eine geplante N-Dünger-Lösung mit 15% N bedeutet dies, dass im besten Fall (Annahme: ASL mit knapp unter 5% N) je Tonne entwässertem Klärschlamm etwa 310 kg Harnstoff (46% N) notwendig sind. Im schlechtesten Fall, bei einer N-Konzentration von 2.000 mg/L, würden je Tonne entwässertem Klärschlamm 354 kg Harnstoff benötigt. Entsprechend groß werden dann die notwendigen Lager, um die produzierten N-Lösungsmengen zu bevorraten. Je Tonne angelieferter Klärschlamm entsteht etwa 1 Tonne Düngemittellösung. Düngerlösungen werden in der Regel hauptsächlich im Frühjahr und zum Teil im Herbst benötigt, so dass bei einer kontinuierlichen Klärschlammtrocknung eine Mindestbevorratung von 6 Monaten vorzusehen ist. Würden unbehandelte Brüdenkondensate zur Düngemittelherstellung verwendet, dann würden bei einer Klärschlammtrocknung mit 100.000 Mg entwässertem Klärschlamm jährlich mehr als 109.000 Mg N-Dünger-Lösung mit 15% N anfallen (vgl. Tabelle 25).

Durch die Aufkonzentrierung der Brüdenkondensate durch bspw. Membrantechnik oder Strippung werden die benötigten Mengen an Zusatzstoffen wie Harnstoff und Phosphorsäure verringert, da sich die anfallenden Mengen an N-haltigen Lösungen entsprechend verkleinern (vgl. Tabelle 25). Aber in diesen Fällen ergaben betriebsinterne Kalkulationen, dass der Transport zu einer bereits bestehenden Düngemittelanlage, die weniger als 100 km entfernt ist, preisgünstiger wäre als die Errichtung großer Lager vor Ort bei der Klärschlammtrocknung.

Tabelle 25: Anfallende N-Düngemittellösung (15%) bei verschiedenen Stickstoffkonzentrationen im Brüdenkondensat (BK), bezogen auf die Menge Klärschlamm (KS). Der Anfall an N-haltigen Stoffströmen bei aufkonzentrierten Brüdenkondensaten wurde abgeschätzt, die Basis

N-Konzentration BK [mg/kg]	BK pro Menge KS [kg/Mg]	Harnstoff pro Menge KS [kg/Mg]	Harnstoff pro Menge KS [Mg/100.000 Mg]	Düngemittellösung Jahresanfall in Mg bei 100.000 Mg KS
2.000	740	354	35.446	109.446
20.000	74	31	3.108	10.508
50.000	30	10	950	3.910

Ähnliches gilt für N-P-Lösungen, auch wenn hier die anfallenden Düngemittellösungen etwa 10–20% geringer sind.

4.6 Vergleich RFA und Küvettentests – Schnellmethode zur Bestimmung der P-Gehalte in Klärschlamm

Es sollte überprüft werden, ob Schlammproben ohne Vorbehandlung direkt mittels RFA verlässlich bestimmt werden können. Hierfür erhielt die SF-Soepenberg GmbH 2024 13

Schlammproben. Die Proben wurden am ISAH mittels Küvettentests photometrisch und bei der SF-Soepenberg GmbH mittels RFA vergleichend untersucht. Die bestehende RFA-Methode wurde dadurch angepasst, dass die Proben ohne Vorbehandlung aber dafür rasch und nur für eine kurze Zeit vermessen wurden. Es wurden als Messintervall 60/120/300 und 600 Sekunden untersucht. Jede Probe wurde einzeln vermessen und kurz vor der Probe aufgeschüttelt. Die Ergebnisse wurden mit den Ergebnisse der photometrischen Analyitk verglichen. Die beste Übereinstimmung ergab sich bei einer Messung von nur 60 Sekunden (R^2= 0,794, vgl. Bild 64). Diese zwar signifikante Korrelation wurde von uns als noch nicht ausreichend bewertet, um diese Methode ab sofort zu verwenden. Aus diesem Grund wurden die Arbeiten (erneute Messung von 12 unterschiedlichen Schlämmen) bei der SF-Soepenberg GmbH 2025 wiederholt, um das Ergebnis zu überprüfen. Allerdings standen 2025 leider keine Gesamt-P-Gehalte durch photometrische Messung zum Vergleich zur Verfügung.

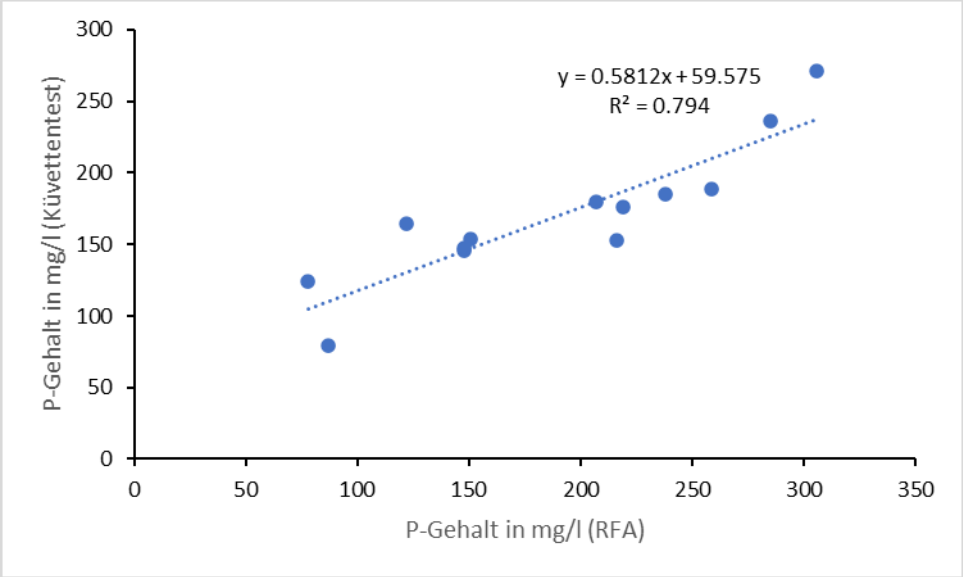


Bild 64: Vergleichsmessung von 13 verschiedenen Klärschlammproben mittels RFA und Küvettentests

5 Verzeichnisse

5.1 Abkürzungsverzeichnis

ASL	Ammoniumsulfatlösung
BK	Brüdenkondesat
BSB_5	Biologischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
CSB_{hom}	Homogenisierter Sauerstoffbedarf
DüMV	Düngemittelverordnung
IBC	Intermediate Bulk Container
ISAH	Institut für Siedlungswasserwirtschaft Hannover
KS	Klärschlamm
KVA	Klärschlammverbrennungsanlage
MAP	Magnesiumammoniumphosphat
N_{ges}	Gesamtstickstoff
NH_4-N	Ammoniumstickstoff
oTR	Organischer Trockenrückstand
P_{ges}	Gesamtphosphor
RFA	Röntgenfluoreszenzanalyse
SEHi	Stadtentwässerung Hildesheim AöR
SEQUESTA	Sequencing Sludge to Ammonia
SPS	Speicherprogrammierbare Steuerung
TR	Trockenrückstand
TS	Trockensubstanz

5.2 Bildverzeichnis

Bild 1: Beispiele der Bandbreite der P-Zulauffrachten für Kläranlagen verschiedener Größenklasse (Hiller et al. 2023) 4
Bild 2: Modulkette des DSSZ der KA-Hildesheim zur Verfahrensauswahl und Szenarienerprobung 8
Bild 3: Fraktionierung von $P_{ges,partikulär}$ und Ausweisung verschiedener Potentiale (freie Speicherkapazität, Rücklösung und durch Hydrolyse aktivierbarer Anteil) der biologischen Phosphorelimination auf der Kläranlage Hildesheim (Beier et al. 2010) 10
Bild 4: Sankey-Diagramm der Phosphorfracht im digitalen Stoffstromzwilling der KA

Hildesheim 11
Bild 5: Aufteilung des gesamten Schlamm-Phosphors im SEHi-Modell nach Herkunft und Fraktion, Jahr 2021 11
Bild 6: Einbindung des PECO-Moduls (anaerobe P-Remobilisierung und MAP-Fällung zu Struvit) 13
Bild 7: Aufteilung des gesamten Schlamm-Phosphors im SEHi-Modell nach Herkunft und Fraktion, Jahr 2021 mit PECO-Verfahren (Frachten in kg P/d) 15
Bild 8: P-Fracht-Bilanz des Ausschleusungsbeispiels (kg P/d) im normalen Betrieb, 2021 (Rest-P-Gehalt des Schlamms rund 31 g P/kg TM) 16
Bild 9: P-Fracht-Bilanz des Ausschleusungsbeispiels (kg P/d) mit Aus-schleusung durch das PECO-Verfahren, 2021 (Rest-P-Gehalt des Schlamms rund 13 g P/kg TM) 16
Bild 10: Aufteilung des gesamten Schlamm-Phosphors im SEHi-Modell nach Herkunft und Fraktion, Jahr 2024 mit PECO-Verfahren (Frachten in kg P/d) 17
Bild 11: P-Fracht-Bilanz des Ausschleusungsbeispiels (kg P/d) im normalen Betrieb, 2024 (Rest-P-Gehalt des Schlamms rund 36 g P/kg TM) 17
Bild 12: P-Fracht-Bilanz des Ausschleusungsbeispiels (kg P/d) mit Aus-schleusung durch das PECO-Verfahren, 2024 (Rest-P-Gehalt des Schlamms rund 14 g P/kg TM) 17
Bild 13: Verfahrensalternativen und Einordnung verschiedener P-Ausschleusungskonzepte - Beispiel kommunale Kläranlage 100.000 EW 18
Bild 14: P-Gehalt des Klärschlamms (g/kg TM) nach Monat (Messungen von LWK Niedersachsen) 24
Bild 15: P-Gehalt des Klärschlamms (g/kg TM) nach Kläranlage (Messungen von LWK Niedersachsen) 25
Bild 16: P-Fraktionierung des Überschussschlamms der KA Drakenburg (Fällungsanlage), Juni 2025 26
Bild 17: P-Fraktionierung des Überschussschlamms der KA Hoya (Bio-P-Anlage), Juni 2025 26
Bild 18: Kondensat K-3 unfiltriert 30
Bild 19: Kondensat K-1 unfiltriert (l.) und papierfiltriert (r.) 30
Bild 20: Kondensat K-6 unfiltriert (l.) und papierfiltriert (r.) 30
Bild 21: Kondensat K-5 unfiltriert (l.) und papierfiltriert (r.) 30
Bild 22: CSB_{hom}, CSB_{fil} und NH_4-N-Gehalt der untersuchten Brüdenkondensate 31
Bild 23: Anteil von NH_4-N am TN der untersuchten Kondensatproben 32
Bild 24: Anteil von CSB_{fil} am CSB_{hom} der untersuchten Kondensatproben 32
Bild 25: Verhältnis von CSB_{fil} zu NH_4-N der Kondenstaproben. Die rote Linie markiert den für eine optimale Nitrifikation/Denitrifikation nötigen Wert von 5,8 33
Bild 26: Verhältnis von SK zu NH_4-N der Kondenstaproben. Die rote Linie markiert den für eine optimale Deammonifikation nötigen Wert von 0,0784 33
Bild 27: TR des Brüdenkondensats in den Jahren 2018, 2021 und 2022 34
Bild 28: CSB_{hom} des Brüdenkondensats in den Jahren 2018, 2021 und 2022 34
Bild 29: NH_4-N-Gehalt des Brüdenkondensats in den Jahren 2018, 2021 und 2022 34

Bild 30: pH-Wert des Brüdenkondensats in den Jahren 2018, 2021 und 2022 34
Bild 31: CSB_{hom} des Brüdenkondensats in den Jahren 2021 und 2022 mit dem jeweiligen Jahresmittel (rote Linie).....35
Bild 32: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus zur Ermittlung der OUR 38
Bild 33: Berechnete SOUR der Versuchsansätze mit der Kondensatprobe K-6 über den Versuchsablauf, dargestellt als Anteil der maximalen SOUR der Referenz 39
Bild 34: SOUR des Hemmversuchs mit Kondensat K-9 und zusätzlicher Substratzugabe nach 22 und 29 h 41
Bild 35: In den Kondensatproben (mit der korrespondierenden AOB-Hemmung) nachgewiesene Elemente, eingefärbt nach dem entsprechenden Konzentrationsbereich 43
Bild 36: Theoretische Konzentration der einzelnen Elemente in den jeweiligen Versuchsansätzen (mit der korrespondierenden AOB-Hemmung), eingefärbt nach dem entsprechenden Konzentrationsbereich.....43
Bild 37: Aluminium-Konzentration in den untersuchten Brüdenkondensaten 46
Bild 38: Schwefel-Konzentration in den untersuchten Brüdenkondensaten 46
Bild 39: Verfahrensschema der Luftstrippung mit anschließender Saurer Wäsche (eigene Darstellung).....50
Bild 40: Schematischer Aufbau der halbtechnischen Versuchsanlage zur Klärschlammtrocknung mit fraktionierter Stickstoffrückgewinnung 54
Bild 41: Versuchsanlage zur Klärschlammtrocknung mit sequentieller Stickstoffrückgewinnung am Standort Hildesheim.....55
Bild 42: Versuchsanlage zur fraktionierten Eindampfung 55
Bild 43: Versuchsanlage zur Rektifikation 56
Bild 44: NH4-N-Konzentrationen nach fraktionierter Eindampfung von Klärschlamm.....57
Bild 45: NH_4-N-Konzentrationen nach Rektifikation von Kondensat aus der Eindampfung 58
Bild 46: Bandbreite der in den Brüden resultierenden NH4-N-Konzentrationen 59
Bild 47: Verlauf der NH4-N-Konzentrationen in den Brüdenabzügen 60
Bild 48: NH4-N-Konzentrationen nach Rektifikation von Bürden aus der Trocknung.....61
Bild 49: Stickstoffbilanz der Rektifikation von Brüden aus der Klärschlammtrocknung 62
Bild 50: Stickstoffentfrachtung während der Klärschlammtrocknung in Abhängigkeit des Trockenrückstands.....63
Bild 51: Fließschema und Stickstoffbilanz einer konventionellen Klärschlammtrocknung..64
Bild 52: Fließschema und Stickstoffbilanz einer Klärschlammtrocknung mit vorgeschalteter Entfrachtung nach dem SEQUESTA-Verfahren und Rektifikation 65
Bild 53: Rohrreaktor mit Substratpumpe, über dem Rohrreaktor befindet sich ein pH-Wert Messumformer. Grüner Schlauch, der rechts unten in den Rohrreaktor führt: Zulauf von Phosphorsäure 74
Bild 54: Pumpe zwischen Tuch- (hinter der Pumpe) und Kerzenfilter (rechts hinten im Bild) 74
Bild 55: R&I Schema zur Behandlung der N-haltigen Stoffströme.....75

Bild 56: Blick in den Container, 1: Schaltschrank, 2: Heizung, 3: Pumpe; 4 Wärmetauscher; 5: 2 gerührte Reaktionstanks à 1 m^3 auf Wiegestäben; 6: Zufuhr von Harnstoff; 7: Phosphorsäurepumpe; 8: Ammonium-Analysegerat 77
Bild 57: Stickstoffanalysator zur manuellen Messung von Ammonium 77
Bild 58: Automatisierter Ammonium-Analysator mit digitalem Manometer und automatisierten elektrischen Schiebern; der große Kasten enthält die Regeltechnik, der kleine Kasten ist die Dichtemesszelle 78
Bild 59: Exemplarische Kalibrierkurve mit Brüdenkondensat einer Klärschlammverbrennungsanlage (KVA) und Ammoniumsulfatlösung (ASL) in verschiedenen Mengen und Konzentrationen 79
Bild 60: Ausschnitt aus der Programmierung 79
Bild 61: Einsatz von Brüdenkondensat in Intermediate Bulk Containern (IBC) zur Düngemittelherstellung 81
Bild 62: Nicht aufgelöster Harnstoff nach einem Lösungsexperiment.....82
Bild 63: Temperaturabfall einer Lösung beim Auflösen von Harnstoff: Die Starttemperatur betrug 41–44 °C, nach Auflösung des Harnstoffes betrug die Temperatur 23–27 °C 82
Bild 64: Vergleichsmessung von 13 verschiedenen Klärschlammproben mittels RFA und Küvettentests 84

5.3 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Die fünf Gruppen des Standardvektors und deren Komponente 8
Tabelle 2: Faktoren des Kalibrierbeispiels „biologische Stufe / Bio-P" und ihre Herkunft 9
Tabelle 3: Verfahrenssteckbrief PECO (Quelle: Verfahrenssteckbrief PECO) 14
Tabelle 4: Zuordnung der Screening-Messgrößen zu den Modellfraktionen (Vektorfraktionen nach Schwerpunkt A Kapitel 2.2.1).....21
Tabelle 5: P-Fraktionsanteile im Überschussschlamm der 13 Kläranlagen, Juni 2025. Anteile gerundet in % von P_{ges} 23
Tabelle 6: Untersuchte Brüdenkondensate und deren Herkunft.....29
Tabelle 7: Untersuchte Parameter und verwendete Methodik zu deren Bestimmung 29
Tabelle 8: Ergebnisse der Kondensat-Charakterisierung im Detail 31
Tabelle 9: Auswertung der Daten des Brüdenkondensat-Monitorings der Jahre 2018, 2021 und 2022.....36
Tabelle 10: Übersicht über die Versuchseinstellungen der einzelnen Ansätze 39
Tabelle 11: Maximale SOUR der einzelnen Ansätze bei der Untersuchung der verschiedenen Kondensatproben und deren Abweichung zur jeweiligen Referenz 40
Tabelle 12: Liste der mittels ICP-OES betrachteten Elemente 43
Tabelle 13: Gemessene Konzentrationen der verschiedenen Elemente in den jeweiligen Brüdenkon-densatproben und theoretische Konzentration im Versuchsreaktor (in Klammern) in mg/L 44
Tabelle 14: Qualitativer Vergleich der Verfahrensausprägungen der Strippung.....51
Tabelle 15: Versuchseinstellungen der halbtechnischen Versuchsanlage zur

Klärschlammtrocknung.....54
Tabelle 16: Eigenschaften des eingesetzten Klärschlamms (Input zur fraktionierten Eindampfung) 57
Tabelle 17: Eigenschaften des eingesetzten Klärschlamms (Input zur Trocknung) 59
Tabelle 18: Betriebsdaten der thermischen Klärschlammverwertung 63
Tabelle 19: Vergleich des Energiebedarfs für die Brüdenbehandlung nach dem Stand der Technik und dem SEQUESTA-Verfahren 65
Tabelle 20: Vergleich des SEQUESTA-Verfahrens mit dem Stand der Technik.....67
Tabelle 21: Zusammensetzung der Brüdenkondensate einer Klärschlammverbrennungsanlag.....73
Tabelle 22: Menge an Harnstoff je Tonne Brüdenkondensat (BK) und die dabei entstehende Menge an Düngerlösung in Abhängigkeit des N-Gehaltes des Brüdenkondensats (N-Dünger-Lösung von 15%).....80
Tabelle 23: Menge an H_3PO_4 (85%) je Tonne Brüdenkondensat (BK) und die dabei entstehende.....81
Tabelle 24: Behandelte N-haltige Stoffströme und das Behandlungsziel (X) 81
Tabelle 25: Anfallende N-Düngemittellösung (15%) bei verschiedenen Stickstoffkonzentrationen im Brüdenkondensat (BK), bezogen auf die Menge Klärschlamm (KS). Der Anfall an N-haltigen Stoffströmen bei aufkonzentrierten Brüdenkondensaten wurde abgeschätzt, die Basis.....83

6 Literaturverzeichnis

Beckinghausen, Aubrey; Odlare, Monica; Thorin, Eva; Schwede, Sebastian (2020): From removal to recovery: An evaluation of nitrogen recovery techniques from wastewater. In: *Applied Energy* 263, S. 114616. DOI: 10.1016/j.apenergy.2020.114616.

Beier, M.; Horn, H.; Krajewski, J.; Reiter, J.; Samanta, P.; Saravia, F.; Stopp, P. (2023): Abschlussbericht des BMBF-Forschungsprojekts Komplettaufbereitung von Gülle und Gärresten. Verfahrensentwicklung unter Berücksichtigung regionaler Stoffstromkonzepte für Nähr- und Schadstoffe - KompaGG-N. FKZ 02WQ1516A-D.

Beier, Maike; Manig, Nina; Rosenwinkel, Karl-Heinz (Hg.) (2018): Entwicklung und Integration innovativer Kläranlagentechnologien für den Transformationsprozess in Richtung Technikwende – E-Klär. Abschlussbericht zum gleichnamigen Forschungsprojekt, gefördert im Rahmen der BMBF-Fördermaßnahme „Zukunftsfähige Technologien und Konzepte für eine energieeffiziente und ressourcenschonende Wasserwirtschaft – ERWAS“.

Beier, Maike; Rosenwinkel, Karl-Heinz; Pikula, Ron; Spering, Volker (2010): Abschlussbericht Verbundprojekt ProPhos - Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser, Klärschlamm und Rückständen thermischer Klär- schlammbehandlung (FKZ: 02WA0784): Teilstudie A, Teilprojekt 1 (TP A1): Rückgewinnung von Phosphor aus der wässrigen Phase - Erhöhung der P-Konzentration in der Wasserphase und MAP-Fällung. Hannover.

Beier, Maike; Schneider, Yvonne (2018): Phosphorus removal and recovery in focus of a holistic wastewater treatment of the future. In: *IWA Publishing* 71, S. 175–203.

Daverey, A.; Chen, Y. C.; Sung, S.; Lin, J. G. (2014): Effect of zinc on anammox activity and performance of simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) process. In: *Bioresour Technol* 165, S. 105–110. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.04.034.

Deng, Zhe; van Linden, Niels; Guillen, Elena; Spanjers, Henri; van Lier, Jules B. (2021): Recovery and applications of ammoniacal nitrogen from nitrogen-loaded residual streams: A review. In: *Journal of environmental management* 295, S. 113096. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.113096.

Deviatkin, I.; Havukainen, J.; Horttanainen, M. (2018): Possibilities for enhanced nitrogen recovery from digestate through thermal drying. In: *Journal of Material Cycles and Waste Management* 20 (2), S. 1016–1025. DOI: 10.1007/s10163-017-0663-8.

Dockhorn, Thomas; Kolb, Andreas; Winker, Martina (2026): Großtechnische Demonstration – P-Net. Online verfügbar unter https://bmbf-rephor.de/grosstechnische-demonstrationen/p-net/, zuletzt geprüft am 01.06.2026.

DWA (2016): DWA-A 131: Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Hennef (DWA-Regelwerk) (978-3-88721-331-2).

DWA (2026): Arbeitsblatt DWA-A 202 Elimination von Phosphor aus Abwasser. Mai 2026. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA-Arbeitsblatt, 202).

GFA (2024): Neues Verfahren für Gärreste aus Biogasanlagen spart Ressourcen und Energie. Hg. v. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA). Online verfügbar unter https://www.gfa-news.de/news/neues-verfahren-fuer-gaerreste-aus-biogasanlagen-spart-ressourcen-und-energie, zuletzt geprüft am 07.10.2025.

Grömping, M. (2025): Stand der Stickstoffrückgewinnung auf kommunalen Kläranlagen. DWA KlärschlammTage. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA). Würzburg, 04.06.2025.

Hiller, J.; Beier, M.; Ehbrecht, A.; Evers, H. (2023): Phoshorgehalte kommunaler Schlämme. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. Würzburg. DWA KlärschlammTage 2023, 2023.

Horttanainen, Mika; Deviatkin, Ivan; Havukainen, Jouni (2017): Nitrogen release from mechanically dewatered sewage sludge during thermal drying and potential for recovery. In: *Journal of Cleaner Production* 142, S. 1819–1826. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.11.102.

Karwowska, Beata; Sperczyńska, Elżbieta; Wiśniowska, Ewa (2016): Characteristics of reject waters and condensates generated during drying of sewage sludge from selected wastewater treatment plants. In: *Desalination and Water Treatment* 57 (3), S. 1176–1183. DOI: 10.1080/19443994.2014.989633.

Krakat, Niclas; Demirel, Burak; Anjum, Reshma; Dietz, Donna (2017): Methods of ammonia removal in anaerobic digestion: a review. In: *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 76 (7-8), S. 1925–1938. DOI: 10.2166/wst.2017.406.

Lackner, Susanne; Thoma, Konrad; Gilbert, Eva M.; Gander, Wolfgang; Schreff, Dieter; Horn, Harald (2015): Start-up of a full-scale deammonification SBR-treating effluent from digested sludge dewatering. In: *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 71 (4), S. 553–559. DOI: 10.2166/wst.2014.421.

Lubensky, Jan; Ellersdorfer, Markus (2021): Pilot Scale Experiments for Ammonium Recovery from Sludge Liquor at a Municipal Waste Water Treatment Plant. In: *Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems* 9 (2), Artikel 1080349, S. 1–11. DOI: 10.13044/j.sdewes.d8.0349.

Mersmann, Alfons; Stichlmair, Johann; Kind, Matthias (2005): Thermische Verfahrenstechnik. Grundlagen und Methoden. 2., wesentlich erweiterte and aktualisierte Auflage. Berlin: Springer (Chemische Technik/Verfahrenstechnik). Online verfügbar unter https://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&scope=site&db=nlebk&db=nlabk&AN=146803.

Reiter, Johannes; Beier, Maike (2023): Deammonification Potential of Pig Slurries and Vapor Condensates from Sewage Sludge Drying-Substrate Quality and Inhibition. In: *Bioengineering (Basel, Switzerland)* 10 (7). DOI: 10.3390/bioengineering10070826.

Sarker, Dipok Chandra; Patel, Chandni Manji; Heitz, Anna; Anwar, A. H. M. Faisal (2018): Evaluation of zinc and copper for co-inhibition of nitrification in mild nitrified drinking water. In: *Journal of Environmental Chemical Engineering* 6 (2), S. 2939–2943. DOI: 10.1016/j.jece.2018.04.028.

Sheikh, Mahdi; Harami, Hossein Riasat; Rezakazemi, Mashallah; Cortina, Jose Luis; Aminabhavi, Tejraj M.; Valderrama, Cesar (2023): Towards a sustainable transformation of municipal wastewater treatment plants into biofactories using advanced NH3-N recovery technologies: A review. In: *The Science of the total environment* 904, S. 166077. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.166077.

Zhang, X.; Zhou, Y.; Zhang, N.; Zheng, K.; Wang, L.; Han, G.; Zhang, H. (2017): Short-term and long-term effects of Zn (II) on the microbial activity and sludge property of partial nitrification process. In: *Bioresour Technol* 228, S. 315–321. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.12.099.

Schwerpunktthema E

Regionale Nährstoffbilanzierung zur Planung und Bewirtschaftung von interkommunalen Verbünden

Schnittstelle Landwirtschaft / Verwertung

Eine Vielzahl von Kläranlagen des südlichen Niedersachsens ist Teil der KNRN und befindet sich in einem strukturell überwiegend landwirtschaftlich geprägten Raum. Damit treffen hier **unterschiedliche regionale Nährstoffquellen und -senken unmittelbar aufeinander**. Neben Nährstoffen aus der Tierhaltung, der Biogasproduktion und der landwirtschaftlichen Nutzung spielen auch Klärschlämme als potenzielle Quelle insbesondere für Phosphor eine Rolle. Die Rahmenbedingungen für die Nutzung dieser Nährstoffe haben sich in den vergangenen Jahren deutlich verändert. Während Klärschlämme in Niedersachsen lange Zeit in erheblichem Umfang landwirtschaftlich verwertet wurden, führen die Anforderungen der novellierten Klärschlammverordnung sowie des Düngerechts zunehmend zu einer thermischen Verwertung. Gleichzeitig bestehen regional teils erhebliche Nährstoffüberschüsse aus Tierhaltung und Biogasproduktion, während an anderer Stelle oder zu anderen Zeitpunkten landwirtschaftliche Nährstoffbedarfe auftreten. **Die zentrale Herausforderung liegt damit nicht allein in der insgesamt verfügbaren Nährstoffmenge, sondern insbesondere in deren räumlicher und zeitlicher Verteilung.**

Für ein regional abgestimmtes Nährstoffmanagement ist daher eine Betrachtung erforderlich, die unterschiedliche Nährstoffquellen, landwirtschaftliche Bedarfe und potenzielle Rückgewinnungswege gemeinsam abbildet. Im Rahmen des SATELLITE-Projekts wurde hierzu **ein Planungsmodell entwickelt, das Nährstoffanfall und -bedarf räumlich und zeitlich aufgelöst bilanziert und unterschiedliche zukünftige Entwicklungen in Form von Szenarien abbilden kann**. In das Modell werden Daten aus Landwirtschaft, Tierhaltung, Biogasproduktion und Abwasserwirtschaft integriert und deren Wechselwirkungen innerhalb einer definierten Modellregion berücksichtigt. Auch hier werden die einzelnen Stoffströme charakterisiert, um sie systemspezifisch in das Planungsmodell einbinden zu können (entsprechend der Formulierung einer Default-Parametrisierung von Teilstrom-Vektoren, vgl. Schwerpunkt A).

Am Beispiel des Landkreises Nienburg/Weser konnte gezeigt werden, dass mit diesem Ansatz **regionale Nährstoffströme detailliert erfasst und potenzielle Engpässe sowie Überschüsse sichtbar gemacht werden können**. Die Ergebnisse verdeutlichen insbesondere eine **ausgeprägte saisonale Diskrepanz zwischen Nährstoffanfall und Düngebedarf**: Während in den Frühjahrsmonaten ein hoher Bedarf an Stickstoff und Phosphor besteht, treten in den Sommer- und Herbstmonaten zum Teil deutliche Überschüsse auf. Damit wird sichtbar, **wann und wo eine Aufbereitung, Speicherung oder Verlagerung von Nährstoffen erforderlich beziehungsweise sinnvoll sein kann**.

Darüber hinaus erlaubt das Modell, **die Auswirkungen unterschiedlicher Entwicklungen**

und Handlungsoptionen systematisch zu untersuchen. Hierzu zählen beispielsweise Veränderungen der Tierhaltung und der Fruchtfolgen, regulatorisch bedingte Änderungen des Düngebedarfs sowie unterschiedliche Strategien für die Klärschlammverwertung und Nährstoffrückgewinnung. Auf diese Weise kann nicht nur abgeschätzt werden, wie sich einzelne Maßnahmen auf die regionale Nährstoffbilanz auswirken, sondern auch, **in welchem Umfang sie zu einer besseren Abstimmung von Nährstoffangebot und -nachfrage beitragen können**.

Die Szenarien zeigen dabei, dass **die Tierhaltung die regionale Nährstoffsituation weiterhin maßgeblich bestimmt**, während die aus Klärschlämmen rückgewinnbaren Nährstoffmengen bezogen auf die Gesamtbilanz vergleichsweise gering sind. Dennoch kann insbesondere die **Phosphorrückgewinnung einen wichtigen Beitrag zur Schließung von Stoffkreisläufen leisten**. Gleichzeitig zeigen die Ergebnisse, dass **die Aufbereitung und gezielte Verteilung von Wirtschaftsdüngern ein erhebliches Potenzial besitzt, räumliche und zeitliche Unterschiede zwischen Nährstoffanfall und -bedarf auszugleichen**.

Das entwickelte Planungsmodell schafft damit eine Grundlage, um **regionale Nährstoffmanagementstrategien nicht nur bilanziell zu beschreiben, sondern unterschiedliche Maßnahmen und Entwicklungspfade vergleichend zu bewerten**. Es kann genutzt werden, um **Rückgewinnungspotenziale einzuordnen, geeignete Zeiträume und Regionen für die Nutzung von Nährstoffen zu identifizieren und den Bedarf an Aufbereitung, Speicherung und Transport abzuschätzen**. Damit unterstützt der Ansatz die **strategische Planung regionaler Stoffkreisläufe** und bietet eine Grundlage für die zukünftige Entwicklung stärker vernetzter und ressourceneffizienter Nährstoffmanagementsysteme.

Kapitel 1 beschreibt die entwickelte **Systematik** eines modellgestützten **Nährstoffmanagements**. Die **Datengrundlagen** zu Nährstoffverfügbarkeit, Düngebedarf und jahreszeitlicher Dynamik werden in **Kapitel 2** dargestellt. **Kapitel 3** behandelt die **Bilanzierung und Prognose** des regionalen Nährstoffanfalls und Düngebedarfs. In **Kapitel 4** wird die **Entwicklung** und technische **Umsetzung** des Planungsmodells erläutert, während in **Kapitel 5** die Anwendung und Erprobung des Modells anhand verschiedener **Szenarien** im Fokus stehen.

1 Systematik eines Tools für ein modellgestütztes Nährstoffmanagement 3

2 Datenbasis zu Nährstoffverfügbarkeit und -bedarf und jahreszeitliche Dynamik des Nährstoffangebots 14

3 Bilanz und Prognose von regionalem Düngebedarf und Nährstoffanfall 36

4 Technische Umsetzung eines Planungsmodells zur gezielten Nährstoffrückführung .. 59

5 Anwendung des Planungsmodells für die Modellregion Nienburg 74

6 Verzeichnisse I

7 Literaturverzeichnis III

1 Systematik eines Tools für ein modellgestütztes Nährstoffmanagement

Autor*innen:
Johannes Reiter, Maike Beier – ISAH, Leibniz Universität Hannover
Sabrina Breitenkamp – Ingenieurbüro Dr. Breitenkamp
Hauke Ahnemann – Landwirtschaftskammer Niedersachsen

Inhaltsverzeichnis

1.1 Hintergrund 3
1.2 Veranlassung und Konzept 5
1.3 Inputdaten für das Nährstoff-Tool und Schnittstelle zu OptiNETZ 6
1.4 Ausgabe der Stoffströme und Ermittlung von Bewertungsgrößen 9
1.5 Entscheidungsfindung und Nährstoffkonzept 11
1.6 Adaption der Kernelemente des Konzepts als funktioneller Prototyp 12

Kurzbeschreibung

Dieses Kapitel beschreibt die entwickelte Systematik eines prototypischen Nährstoff-Tools zur regionalen Planung und Optimierung von Nährstoffströmen zwischen Landwirtschaft und Siedlungswasserwirtschaft. Vorgestellt werden die erforderlichen Eingangsdaten zur Ermittlung von Nährstoffanfall und Düngebedarf, die Schnittstelle zum OptiNETZ-Tool (vgl. Schwerpunkt C) sowie die Methoden zur Bilanzierung, Prognose und Bewertung von Nährstoffströmen. Darüber hinaus werden die aus den Stoffströmen abgeleiteten Bewertungsgrößen, die Entscheidungsunterstützung für ein regionales Nährstoffmanagement sowie die Ableitung von Nährstoffkonzepten erläutert. Es wird dargestellt, wie die zentralen Elemente des Gesamtkonzepts im Projekt in Form eines funktionalen, GIS-basierten Planungsmodells zur räumlich und zeitlich aufgelösten Nährstoffbilanzierung umgesetzt wurden.

1.1 Hintergrund

Eine Vielzahl von Kläranlagen des südlichen Niedersachsens ist Teil der KNRN. Diese befinden sich in einem strukturell primär landwirtschaftlich genutzten Raum. Aufgrund der landwirtschaftlichen Prägung Niedersachsens sah die Klärschlammverwertungsstrategie im Bundesland in den letzten Jahrzehnten primär die landwirtschaftliche Verwertung der Klärschlämme vor. Vor der Novellierung der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) im Jahr 2017 wurden bis über 70% der niedersächsischen Klärschlämme bodenbezogen verwertet. Dies änderte sich erst in den Vorjahren der Novellierung deutlich (NLWKN 2023). So wurden 2010 in Niedersachsen noch 129.071 Mg Klärschlammtrockenmasse in der Landwirtschaft ausgebracht, wodurch erhebliche Mengen an Nährstoffen, insbesondere Phosphor, in den landwirtschaftlichen Stoffkreislauf zurückgeführt wurden. 2023 waren es nur noch 48.433 Mg, die in der Landwirtschaft genutzt wurden. Ungeachtet dessen war und ist Niedersachsen bundesweit das Land mit der höchsten stofflichen Verwertung von Klärschlämmen (Statistisches Bundesamt 2023). Durch die Einschränkungen in der AbfKlärV und der novellierten

Düngemittelverordnung (DüMV) sowie durch das perspektivische Verbot der landbaulichen Verwertung von Klärschlämmen aus Kläranlagen > 50.000 Einwohnerwerten (EW) muss nun in diese in vielen Fällen etablierte Verwertungsstrategie angepasst werden.

Mit der Verbrennung von Klärschlämmen werden potenziell und auch **praktisch pflanzenbaulich nutzbare Nährstoffe, in erster Linie Phosphor, aber auch Stickstoff, dem landwirtschaftlichen System entzogen**. Dort, wo bisher noch eine direkte landwirtschaftliche Verwertung stattfindet, fehlen sie direkt. Doch auch die Nährstoffe bereits heute thermisch verwerteter Schlämme können als Düngemittel verwendet werden. Dies ist insbesondere vor dem Hintergrund endlicher und zunehmend schwer erreichbarer Lagerstätten für Phosphordünger, aber auch hohen Herstellungskosten für Stickstoffdünger von steigender Relevanz. **Hier setzt SATELLITE mit Verfahren zur Rückgewinnung von Stickstoff und Phosphor aus Klärschlamm an**, die vielfach auch für die Aufbereitung tierischer und pflanzlicher Wirtschaftsdünger geeignet sind (vgl. beispielsweise D3 Strippung). Während die Phosphorrückführung allein bereits einen besonderen Umgang erfordert, spielen die Aufbereitung und Rückführung von Nährstoffen in Niedersachsen insgesamt eine große Rolle. Mit dem Aufkommen der Biogasanlagen und einer parallel stattfindenden Intensivierung in der Tierhaltung zwischen 2008 und 2018, insbesondere im westlichen Niedersachsen, kam es regional zu einer zum Teil deutlichen Entkoppelung von Nährstoffanfall und Nährstoffbedarf. Um die aus dem Nährstoffüberangebot resultierenden negativen Auswirkungen auf das Grundwasser und die Umwelt zu begrenzen, wurde das Düngerecht auf Bundes- und Landesebene zunehmend verschärft und strikte Regelungen zur Ermittlung der zulässigen Düngemenge und zum Düngereinsatz generell erlassen. Der daraus resultierende Druck zur Verbringung der überschüssigen Wirtschaftsdünger in die östlichen Regionen Niedersachsens schränkte auch die Kapazitäten der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung temporär ein und führte zu einer ersten Welle der Umstrukturierung in den Verwertungswegen. Die so zunehmend verbrachten Wirtschaftsdüngermengen setzen sich jedoch im überwiegenden Teil aus flüssigen und damit gering konzentrierten Güllen und Gärresten zusammen. Gleichzeitig sind die Ausbringzeitfenster begrenzt, sodass aufgrund des kontinuierlichen Anfalls zum einen große Lagerkapazitäten vorgehalten und zum anderen in kurzer Zeit große Mengen verbracht werden müssen, wofür das Vorhalten entsprechender Transportkapazitäten notwendig ist. Eine Aufbereitung dieser Wirtschaftsdünger zur Erhöhung der Transportwürdigkeit und zur Entkoppelung von Anfall und Bedarf würde daher deutliche positive Auswirkungen auf die Nährstoffsituation zeigen.

Vor diesem Hintergrund gewinnt die regionale Abstimmung von Nährstoffaufkommen und -bedarf an Bedeutung. Im Fokus stehen dabei insbesondere die Nährstoffe Phosphor (P) und Stickstoff (N), deren Aufkommen, Verfügbarkeit und landwirtschaftlicher Bedarf räumlich und zeitlich variieren. Für eine möglichst effiziente Nutzung der vorhandenen Nährstoffressourcen reicht daher die isolierte Betrachtung einzelner Kläranlagen oder Verwertungswege nicht aus. Erforderlich ist vielmehr ein regional abgestimmtes Nährstoffmanagement, das Nährstoffaufkommen, Rückgewinnungspotenziale und landwirtschaftliche Bedarfe räumlich und zeitlich miteinander verknüpft. Dabei sind neben Klärschlämmen auch weitere regionale Nährstoffquellen und insbesondere aufbereitete Wirtschaftsdünger sowie geeignete Technologien zur Nährstoffrückgewinnung in die Betrachtung einzubeziehen.

1.2 Veranlassung und Konzept

Parallel zur Zusammenstellung der Datenbasis zur Nährstoffverfügbarkeit, Nährstoffbedarf und jahreszeitlicher Dynamik der Nährstoffe und zugehörigen Stoffströme sowie der Entwicklung der Berechnungsmethoden zum Bilanzieren und Prognostizieren von regionalem Nährstoffanfall und -bedarf wurde eine Systematik für einen Prototyp eines Tools für eine gezielte Nährstoffrückgewinnung (kurz: Nährstoff-Tool) entwickelt. Dieses Nährstoff-Tool soll es ermöglichen, auf Grundlage der verfügbaren Daten in den Sektoren Landwirtschaft und Siedlungswasserwirtschaft eine regional angepasste und räumlich differenzierte Nährstoffstrategie zu entwickeln. Aufgrund der Komplexität des angestrebten Nährstoff-Tools wurden im Projekt ausschließlich die wesentlichen Kernelemente und Funktionen in Form eines **Planungsmodells zur Nährstoffrückführung** als funktionellen Tool-Prototyp weiterentwickelt. Dieses Planungsmodell ist in die Systematik des Nährstoff-Tools eingebettet und bildet einen Teil dessen konkret ab, seine technische Umsetzung und Anwendung werden in den Kapiteln 4 und 5 vorgestellt. Im Folgenden wird daher zuerst die Systematik des entworfenen Prototyps in Gänze vorgestellt, bevor das entwickelte Planungsmodell mit seinen Bausteinen beschrieben wird.

Die Kernelemente des Prototyps sind die landwirtschaftlichen Datenquellen, die Prognose des Nährstoffanfalls und Düngebedarfs sowie die berechnete Nährstoffbilanz. Außerdem ist die Schnittstelle mit dem OptiNETZ-Tool (vgl. Schwerpunkt C Kapitel 3), die die Schnittstelle in den Sektor Siedlungswasserwirtschaft darstellt, ein entscheidendes Element. Hier erfolgt nicht nur die Übergabe der Daten zum Klärschlammmanagement der betrachteten Region, es besteht auch eine direkte Feedback-Schleife. Denn die berechnete regionale Nährstoffbilanz kann direkten Einfluss auf die strategischen Ziele im Klärschlammmanagement haben und somit die Prognose der verfügbaren Klärschlämme beeinflussen, was wiederum in einem zweiten Schritt eine Anpassung der Nährstoffprognose bedingt. Nach der Rückkopplung werden entsprechend alle relevanten Stoffströme berechnet und mit ihnen die Bewertungsgrößen, die für die Entscheidungsfindung im Nährstoffmanagement wichtig sind. Über einen Szenarienvergleich kann nun mit Hilfe dieser Bewertungsgrößen ein Nährstoffkonzept erarbeitet werden. Eine vereinfachte Übersicht über die Systematik des Nährstoff-Tools ist in Bild 1 dargestellt.

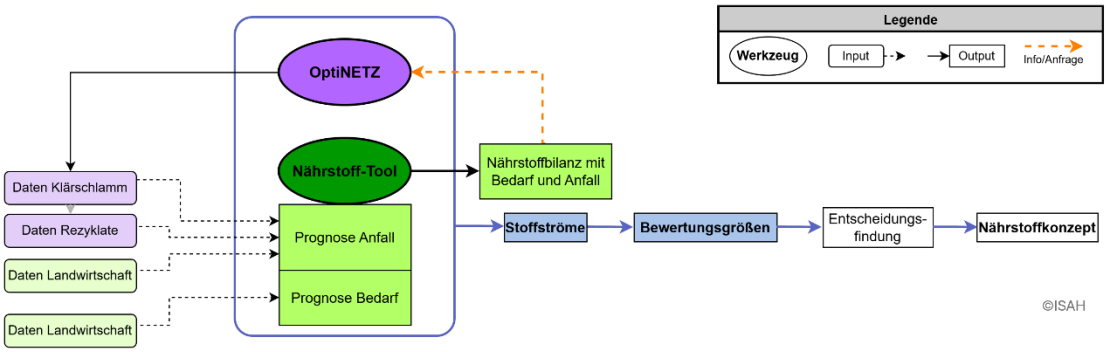


Bild 1: Vereinfachte Darstellung der Systematik für den Prototyp des Nährstoff-Tools

1.3 Inputdaten für das Nährstoff-Tool und Schnittstelle zu OptiNETZ

Die Inputdaten für das Nährstoff-Tool können in zwei Bereiche unterschieden werden: Daten für die Berechnung des Nährstoffanfalls und Daten zur Berechnung des Düngebedarfs. Wichtig ist hierbei die räumliche und zeitliche Zuordnung der Daten, um die Prognosen regional und saisonal abbilden zu können. Aufgrund der räumlichen Auflösung der verfügbaren landwirtschaftlichen Daten wurde im Projekt eine Betrachtung auf Ebene der Samtgemeinden gewählt. Eine schlagbezogene Betrachtung ist im Rahmen einer regionalen Planung hingegen nur eingeschränkt umsetzbar und stößt aufgrund betriebsindividueller Bewirtschaftungsentscheidungen an Grenzen. Grundsätzlich ist die räumliche Systemgrenze des Nährstoff-Tools jedoch flexibel und kann bei entsprechend angepasster Datengrundlage auch auf andere Gebietszuschnitte, etwa Betriebszusammenschlüsse oder variable regionale Verbünde, übertragen werden. Neben dieser räumlichen Differenzierung ermöglicht die zeitliche Auflösung der Eingangsdaten eine monatsscharfe Abbildung von Nährstoffanfall und -bedarf.

Die meisten Inputdaten sind auch gleichzeitig die Stellschrauben für den Vergleich von unterschiedlichen Szenarien und damit als Prognoseparameter nutzbar. Sie können für die Betrachtung bestimmter Szenarien variiert oder durch Stammdaten aus der Landwirtschaft abgebildet werden. Die landwirtschaftlichen Stammdaten bilden hierbei die Grundlage aller der Berechnungen und den Ausgangspunkt für eine realistische Szenarienbildung. Dies sind Daten zum Düngebedarf bestimmter Kulturen, spezifischem Dunganfall verschiedener Tierarten oder spezifische rechtliche Regelungen sowie den erhobenen Daten zu Nährstoffanafall und Düngebedarf der letzten Jahre (vgl. Kapitel 2). Sie sind nicht einfach veränderbar und stehen somit nicht zur Szenarienbildung zur Verfügung. Eine Änderung der Stammdaten kann nur über eine Änderung der Einschätzung der jeweils zuständigen Fachbehörden oder gesetzliche Anpassungen ausgelöst werden.

Eine besondere Rolle nehmen die Bodenparameter ein. Hierzu zählen insbesondere der verfügbare mineralische Stickstoff (N_{min}), die Phosphorverfügbarkeit sowie Eigenschaften der Bodenbeschaffenheit, etwa die Befahrbarkeit der Flächen. Diese Parameter beeinflussen den Dünge- und Nährstoffbedarf sowie die Möglichkeiten der Flächenbewirtschaftung. Für kurzfristige Prognosen sind sie nur eingeschränkt als Stellschrauben nutzbar, da sie nicht unmittelbar steuerbar sind. Bei langfristigen Szenarien können Veränderungen der Bodenparameter jedoch berücksichtigt werden, beispielsweise im Zusammenhang mit klimatischen Veränderungen und daraus resultierenden Trockenperioden, Überschwemmungen oder Starkregenereignissen. Im hier entwickelten Planungsmodell wurde als Bodenparameter vor diesem Hintergrund ausschließlich der verfügbare mineralische Stickstoff (N_{min}) berücksichtigt.

Für die Bilanzierung und Prognose des Nährstoffanfalls gehen darüber hinaus folgende, als Stellschrauben nutzbare Daten in das Nährstoff-Tool ein (für Details siehe Kapitel 2):

- Tierzahlen: Die Anzahl der gehaltenen Tiere, unterteilt nach Tierart, wird mit dem Nährstoffbericht erfasst. Sie ist einer der Haupttreiber des Nährstoffanfalls und eine der zentralen Stellschrauben bei der Prognose. Trends in der Tierhaltung werden statistisch erfasst und können so mit entsprechender fachlicher Expertise für bestimmte

Szenarien extrapoliert werden. Auch politische Trends können für eine Anpassung der Tierzahlen für den Szenarienvergleich herangezogen werden.

- Haltungsformen: Je nach Haltungsverfahren unterscheidet sich der spezifische Nährstoffanfall der verschiedenen Tiere. Die Art und Häufigkeit der verschiedener Haltungsverfahren wird statistisch erfasst und kann so zum Abbilden des Ist-Zustands oder zum Prognostizieren von möglichen Trends genutzt werden.
- Gärrestanfall: Auch der Gärrestanfall wird im Nährstoffbericht erfasst und ist die zweite wichtige Quelle organischer Düngemittel. Über ihn können bspw. energiepolitische Trends (wie die Neureglung der Biogasbranche) abgebildet werden. Da neben nachwachsenden Rohstoffen auch Gülle und Mist ein Teil des Inputs der Biogasanalagen ausmachen, ist der Anteil der verfügbaren tierischen Wirtschaftsdünger (WD) eng mit dem Betrieb der Biogasanlagen verknüpft. Die Nährstoffe aus Gülle und Mist, die als Substrat in Biogasanlagen eingesetzt werden, fallen so am Ende als Gärreste an.
- Im- und Exporte von Wirtschaftsdüngern: Besonders wichtig für eine regionale Betrachtung sind die Im- und Exporte von Wirtschaftsdüngern. Auch sie werden im Nährstoffbericht erfasst. Sie stehen in direkter Rückkopplung mit dem Nährstoffanfall aus der Tierhaltung und aus Biogasanlagen. Herrscht ein lokaler Nährstoffüberschuss, steigt der Export von Wirtschaftsdüngern an. Herrscht ein lokales Nährstoffdefizit, kommt es vermehrt zu Importen. Es kann aber auch zu Nährstoffexporten kommen, obwohl in der Region Nährstoffdefizite zu verzeichnen sind, was das Nutzen dieser Daten zur Prognose und als Stellschraube zu Szenarienbildung erschwert.
- Sonstige Bioabfälle: Sonstige als Nährstoffe verfügbare Düngemittel in Form von biogenen Abfällen werden ebenfalls im Nährstoffbericht erfasst. In der Regel ist ihr Anteil an der gesamten Nährstoffmenge jedoch so gering, dass sie als Stellschraube bei der Szenarienbildung nicht ins Gewicht fallen.
- Landwirtschaftlich (LW) verfügbare Klärschlammmenge: Zwar wird die in der Landwirtschaft genutzte Menge an Klärschlamm jährlich im Nährstoffbericht erfasst, für die Prognose ist hier aber die Schnittstelle zum OptiNETZ-Tool entscheidend. Die Daten des OptiNETZ-Tools spiegeln die Klärschlammstrategie der regionalen Akteure (Einzelanlagen, Verbände, Verbünde) wider. Setzt bspw. ein Verband kleinerer Anlagen mit dem strategischen Ziel der langfristigen Entsorgungssicherheit auf eine thermische Verwertung seiner Klärschlämme, so stehen sie – auch wenn nach AbfallKlärV zulässig – der Landwirtschaft nicht mehr zur Verfügung. Dies ist in der Prognose des Nährstoffanfalls zu berücksichtigen. Auf der anderen Seite kann ein prognostiziertes regionales Nährstoffdefizit die Klärschlammstrategie beeinflussen und bspw. zu einer Bevorzugung der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung führen, was wiederum eine Anpassung der Nährstoffprognose nach sich zieht. Der Output des OptiNETZ-Tools ist hierbei der Input des Nährstoff-Tools.
- Verfügbare Rezyklate aus der Rückgewinnung: Ebenso wie die Menge der landwirtschaftlich verwertbaren Klärschlämme kommen die Daten für die verfügbare Menge an Rezyklaten (Phosphor und Stickstoff) aus dem OptiNETZ-Tool (Output OptiNETZ). Auf Grundlage der Klärschlammstrategie der betrachteten Akteure und der gewählten

Verfahrenstechnik kann die zu erwartende Menge an rezyklierten Nährstoffen mit dem OptiNETZ-Tool prognostiziert werden.

Für die Prognose des Düngebedarfs werden folgende Daten aufgenommen (für Details siehe Kapitel 2) und können meist als Stellschraube verwendet werden:

- Fläche im Gebiet: Welcher Teil der Fläche einer betrachten Region für welchen Zweck genutzt wird, wird statistisch erfasst. Welche der Flächen tatsächlich landwirtschaftlich genutzt wird, ist von zentraler Bedeutung, um den Düngebedarf einer Region abzuschätzen, denn nur dort wo Ackerbau oder Grünlandwirtschaft betrieben wird, ist mit einem Düngebedarf zu rechnen. Die landwirtschaftlich genutzte Fläche kann auch als Stellschraube für einen Szenarienvergleich genutzt werden.
- Anbauprognose: Daten zum Anbau verschiedener Feldfrüchte und zur Bewirtschaftung von Grünland werden mit dem Nährstoffbericht erhoben. Eine Prognose der Entwicklung des regionalen Anbaus kann mit fachlicher Expertise getroffen werden, wobei eine Vielzahl von Faktoren (Kenntnis über die Bodenparameter der Region, betriebliche Anpassungsstrategien an gesetzliche Vorgaben etc.) zu berücksichtigen sind.

In Bild 2 ist das Grundgerüst aus Bild 1 um den Eingang der unterschiedlichen Daten und deren Verwendung im Nährstoff-Tool zur Übersicht erweitert dargestellt. Eine erste Rückkopplung mit dem OptiNETZ-Tool findet über die Abfrage der verfügbaren Klärschlamm- und Rezyklatmengen statt, die wiederum vom regionalen Klärschlammanfall und den strategischen Zielen des Verbunds abhängen. Zudem bildet die Übergabe der Nährstoffprognose ans OptiNETZ-Tool für die strategische Ausrichtung der Klärschlammstrategie den zweiten Aspekt der Rückkopplung ab.

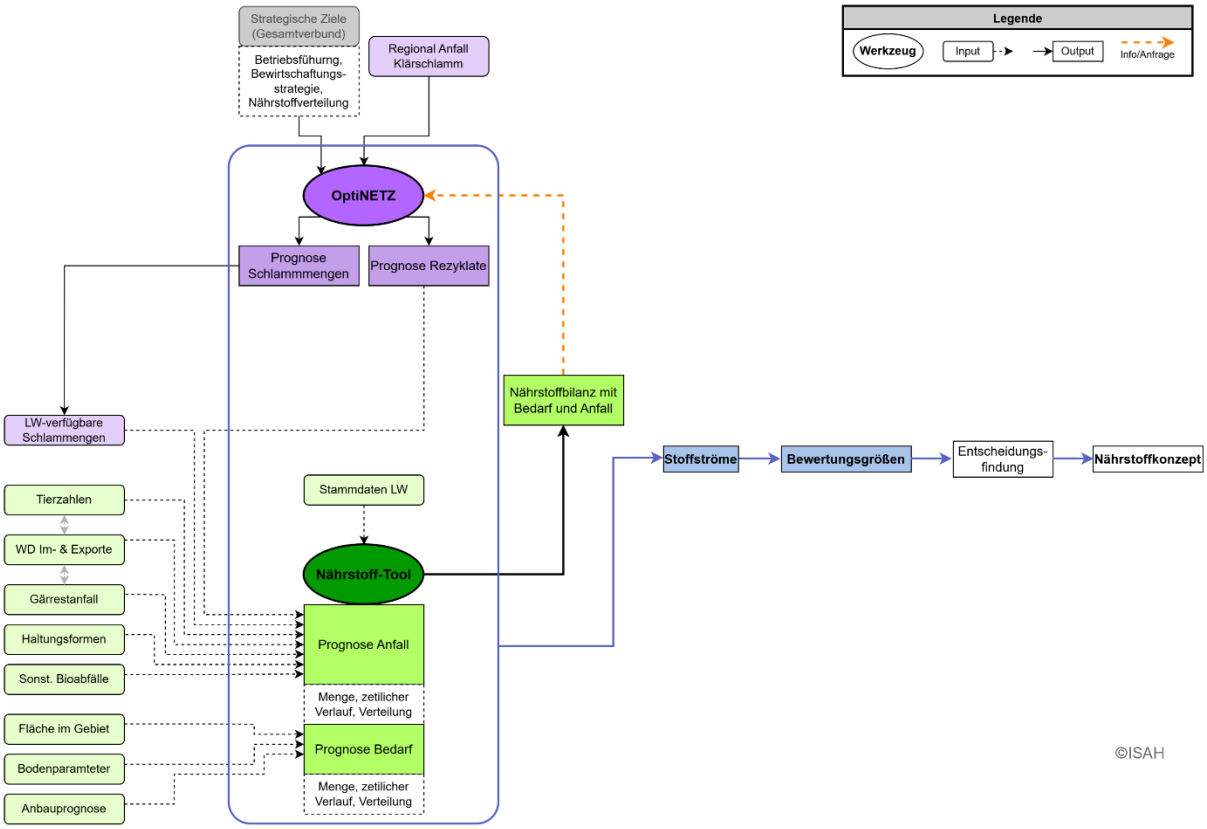


Bild 2: Darstellung der Systematik des Nährstoff-Tools erweitert um die Input-Daten und die Datenübergabe durch das OptiNETZ-Tool

1.4 Ausgabe der Stoffströme und Ermittlung von Bewertungsgrößen

Während die Nährstoffbilanz wie oben vorgestellt dazu dient, ein Nährstoffsaldo räumlich und zeitlich aufgelöst zu ermitteln und Prognosen für bestimmte Szenarien zu entwickeln, ist für die Entwicklung eines strategischen Nährstoffkonzepts eine möglichst detaillierte Aufgliederung der Stoffströme dieser Bilanz von besonderer Bedeutung. Das Nährstoff-Tool erlaubt über die Bündelung der vorhandenen Daten und der Prognostizierung von möglichen Szenarien eine Sammlung der Stoffströme in der betrachteten Region. Dies sind in erste Linie:

- Menge der verschiedenen Wirtschaftsdünger nach Art und die Summe aller Wirtschaftsdünger.
- Menge der landwirtschaftlich verwertbaren Klärschlämme sowohl als Originalsubstanz als auch des in ihnen enthaltenen Trockenrückstands (TR)
- Mengen des in den verschiedenen Wirtschaftsdüngern und im Klärschlamm enthaltenen Stickstoffs und Phosphors und deren Summen. Die Nährstoffmengen können sowohl als Gesamtstickstoff (N_{ges}) und Gesamtphosphor (P_{ges}) angegeben werden oder nur als deren pflanzenverfügbarer Anteil. Während es beim Stickstoff hier rechtlich verbindliche Werte zur Berechnung gibt (vgl. Kapitel 2.2.1.2), ist beim Phosphor eine fachlich begründete Annahme nötig.
- Die Menge der erzeugten Rezyklate und die in ihnen enthaltenen Mengen an (pflanzenverfügbarem) Stickstoff und Phosphor.

Je nach Datenlage könnte diese Sammlung auch um weitere relevante Stoffströme wie

Schwermetalle, Schadstoffe oder pharmazeutische Rückstände erweitert werden. Dies ist zum jetzigen Zeitpunkt allerdings nicht ohne erhebliche Unsicherheiten möglich.

Die Stoffströme bilden die Grundlage für die Berechnung von Bewertungsgrößen, die für die Entscheidungsunterstützung bei der Gestaltung eines Nährstoffkonzepts herangezogen werden. Die räumliche Zuordnung der Stoffströme ist hierbei für die Bewertung der Transportwürdigkeit einzelner Ströme von zentraler Bedeutung. In Anlehnung an die in Kapitel 3.3 vorgestellte Methodik zur strategischen Investitionsplanung und modellgestützten Bewertung werden die Bewertungsgrößen auf eine spezifische Einheit (in diesem Fall kg des verfügbaren Nährstoffs) bezogen. So können verschiedene Szenarien des Nährstoffmanagements miteinander verglichen werden und auf Grundlage des im Vorfeld definierten Optimierungsziels bewertet werden. Die Bewertungsgrößen, die im Nährstoff-Tool berechnet werden, sind:

- Der Energieverbrauch, der der direkten (verfahrenstechnischen) Erzeugung der Nährstoffrezyklate (inkl. Schlammbehandlung) zuzurechnen ist.
- Der Energieverbrauch, der für die Konditionierung des Klärschlamms für die landwirtschaftliche Anwendung zu berücksichtigen ist.
- Der jeweils indirekte Energieverbrauch, der für die Bereitstellung der oben genannten Nährstoffträger nötig ist.
- Die mit dem Erzeugen von Rezyklaten und verwertbarem Schlamm einhergehenden Emissionen von CO_2-Equivaltenen (CO_2e).
- Die Menge an CO_2-Equivaltenten, die beim Transport der jeweiligen Stoffströme anzurechnen ist. Sie ist nicht nur abhängig von der transportierten Menge, sondern auch vom gewählten Transportmittel.
- Die Menge an CO_2e, die für den Einsatz von Wirtschaftsdüngern (Lagerung, Ausbringung) anfällt.
- Die Menge an CO_2e, die für den Einsatz von Mineraldünger anfällt.
- Die Kosten für den Transport der verschiedenen Stoffströme
- Die Kosten für die Bereitstellung der verschiedenen Nährstoffträger (sowohl in ihrer Herstellung als auch für ihre Ausbringung)
- Die Düngewirkung der verschiedenen Nährstoffträger
- Kosten und Preis für die Entsorgung bzw. Nutzung von Wirtschaftsdüngern, die besonders für das Import- und Exportgeschehen wichtig sind.

Ein weiterer Faktor, der sich nicht ohne weiteres als Bewertungsgröße berechnen lässt, hier aber dennoch aufgeführt werden soll, ist die Akzeptanz von Rezyklaten aus der Nährstoffrückgewinnung. Es ist allerdings davon auszugehen, dass die Akzeptanz dieser Düngemittel bei gleichwertiger Qualität zu anderen verfügbaren Düngemitteln unmittelbar an deren Preis gekoppelt ist. In Bild 3 sind die Inhalte aus Bild 2 um die oben genannten Stoffströme und Bewertungsgrößen erweitert.

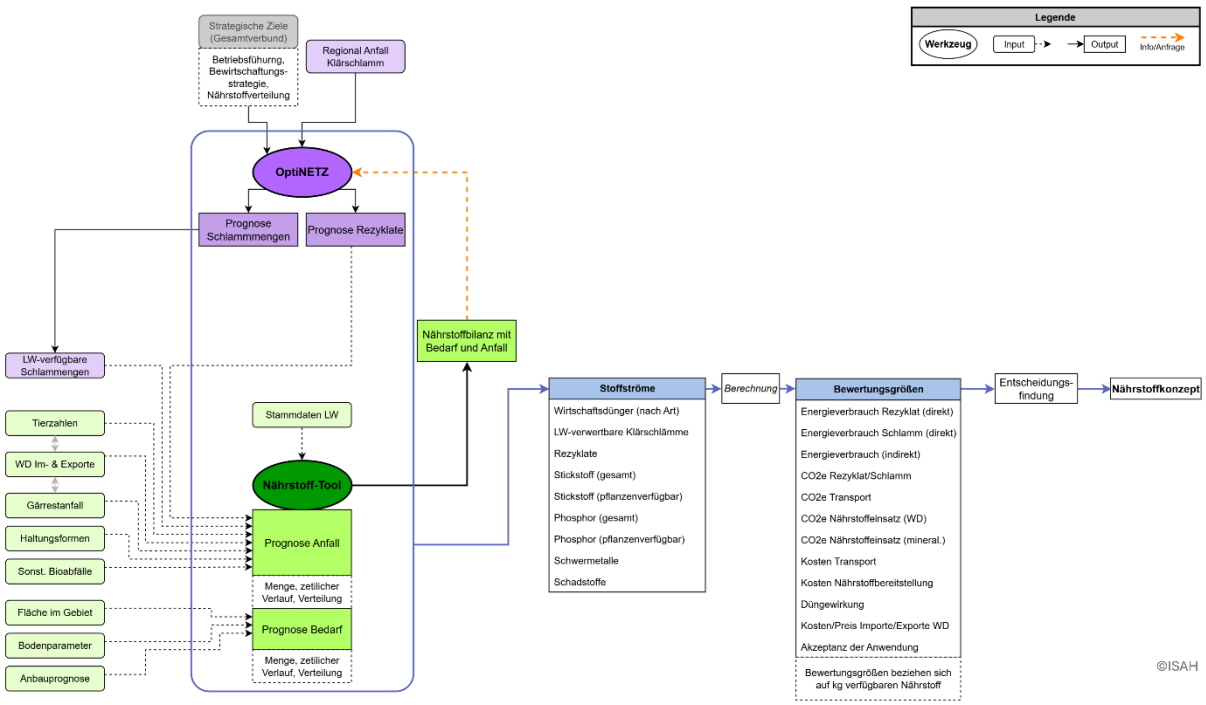


Bild 3: Darstellung der Systematik des Nährstoff-Tools, erweitert um die Stoffströme und Bewertungsgrößen

1.5 Entscheidungsfindung und Nährstoffkonzept

Durch die Berechnung der Bewertungsgrößen erlaubt das Nährstoff-Tool nicht nur eine regionale und saisonale Prognose der Nährstoffströme, sondern bildet eine zweite Schnittstelle zum OptiNETZ-Tool bzw. zur strategischen Ausrichtung des Kläranalgenverbunds. Besonders die Klärschlamm- und Rezyklatströme hängen direkt von den eingesetzten Verfahren ab. Während eine bodenbezogene Verwertung des Klärschlamms den enthaltenen Stickstoff nutzbar macht, geht dieser in der Regel bei der thermischen Verwertung verloren. Auf der anderen Seite können sich Kläranlagen nicht nur bei der Verwertung der Klärschlämme, sondern auch bspw. in der Teilstrombehandlung vermehrt für eine Stickstoffrückgewinnung und gegen eine Stickstoffelimination entscheiden und so die rezyklierte Menge an Stickstoff erhöhen. Welche Verfahren unter welchen Umständen und mit welchem Optimierungsziel vorzugswürdig sind, wird mit Hilfe des OptiNETZ-Tools ermittelt (vgl. Schwerpunkt C Kapitel 3). Durch das Nährstoff-Tool kann diese Entscheidungsunterstützung mit der Dimension der Nährstoffe erweitert werden. So kann auch der Energieaufwand der Herstellung von mineralischen Düngemitteln oder der Preis bzw. die Kosten der Rezyklate mit denen von organischen Düngern verglichen werden und eine alternative Verfahrensauswahl ist möglich. Zudem kann so die Aufbereitung von Wirtschaftsdüngern im Kontext der Region bewertet werden. Die Bewertung folgt hierbei mit der in Kapitel 3.3 vorgestellten Methodik.

Mit den so ermittelten Daten kann im Anschluss das Nährstoffkonzept abgeleitet werden. Hierbei geht es primär um die Verfahrensauswahl und Steuerung der Nährstoffströme. Die drei Kernelemente des Nährstoffkonzepts sind:

1. Umfang: Gemeint ist, der Umfang der eingesetzten Verfahrenstechnik (Aufbereitung von Gülle und Gärresten, thermische oder landwirtschaftliche Klärschlammverwertung, Stickstoffrückgewinnung auf der Kläranlage etc.).
2. Zeit: Hierbei geht es um die zeitliche Komponente der gewählten Verfahrenstechnik und/oder Entsorgungswege, also die Frage, ob das gesamte Jahr nach dem gleichen Prinzip verfahren wird oder es saisonal angepasste Betriebszustände gibt (bspw. Ausbringung von Klärschlämmen in den Düngemonaten und Verbrennung und Rezyklierung während der Sperrzeiten).
3. Ort: Die örtliche Komponente ist Ausdruck der Transportoptimierung und bestimmt, welche Verfahren an welchem Ort zum Einsatz kommen.

So lässt sich das Nährstoffkonzept gezielt an die Begebenheiten einer bestimmten Region anpassen. In Bild 4 ist nun die Systematik des gesamten Nährstoff-Tools dargestellt.

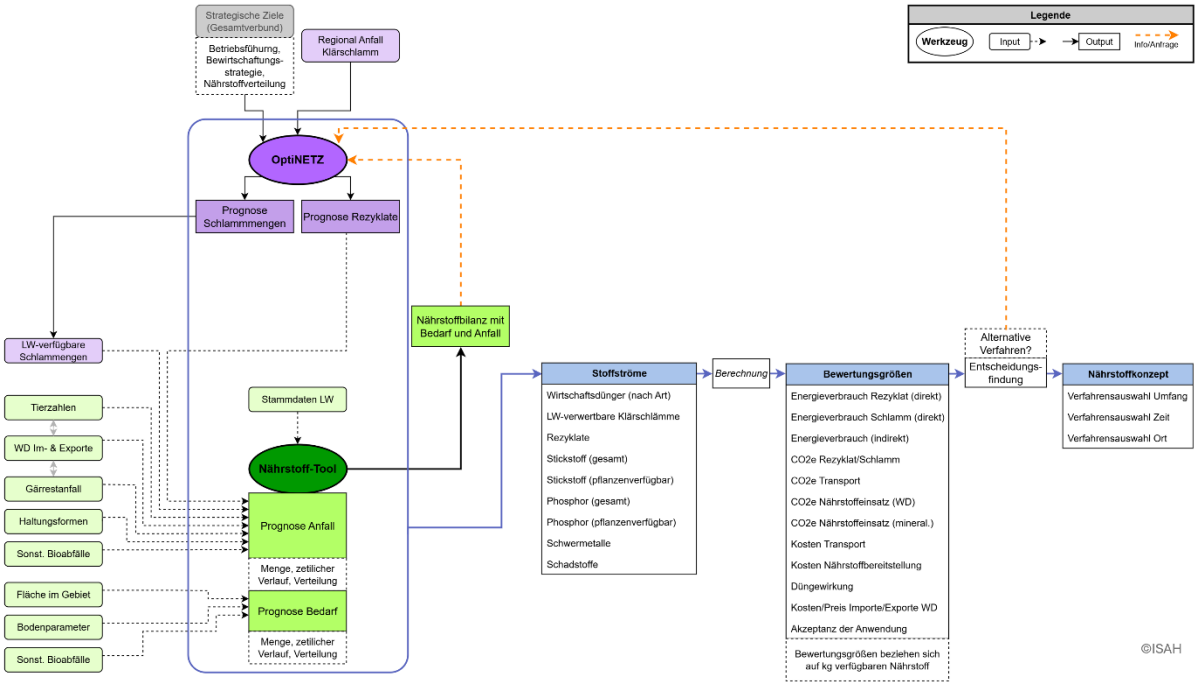


Bild 4: Gesamtübersicht über die Systematik der Nährstoff-Tools

1.6 Adaption der Kernelemente des Konzepts als funktioneller Prototyp

Aufgrund der Komplexität der vorgestellten Systematik wurde in SATELLITE mit der Implementierung einzelner Inhalte in Form eines **Planungsmodells zur gezielten Nährstoffrückführung** begonnen. Das Planungsmodell bedient sich hierbei der Kernelemente des Nährstoff-Tools erlaubt aber keine umfassende Berechnung von Bewertungsgrößen oder eine dynamische Rückkopplung mit dem OptiNETZ-Tool. Stattdessen kann das Planungsmodell für die Berechnung von räumlich und zeitlich aufgelösten Nährstoffbilanzen genutzt werden und gibt verlässlich Daten zu bestimmten Stoffströmen aus. Während das Nährstoff-Tool die konzeptionelle Grundlage für weitere Entwicklungen bildet, wurde das Planungsmodell im Projekt technisch umgesetzt und für verschiedene Szenariengruppen eingesetzt (siehe Kapitel 5). In Bild 5 sind die Elemente des Nährstoff-Tools, aus denen das Planungsmodell zusammengesetzt ist, hervorgehoben dargestellt.

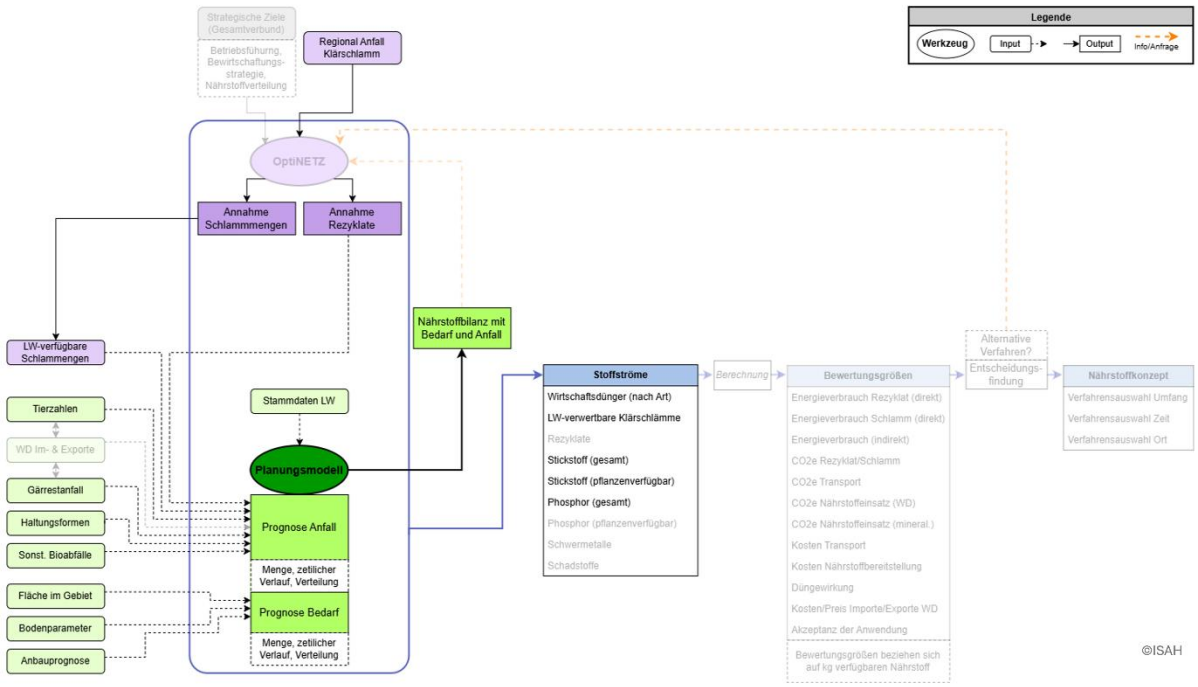


Bild 5: Elemente des Nährstoff-Tools, die zur Umsetzung des Planungsmodells herangezogen wurden

Die landwirtschaftlichen Eingangsdaten werden wie in Kapitel 2 beschrieben berechnet. Das OptiNETZ-Tool berechnet die landwirtschaftlich verwertbaren Schlämme sowie die zu erwartenden Rezyklate und übergibt diese über eine Schnittstelle an das Nährstoff-Tool. Dabei beruhen die Eingangsparameter des OptiNETZ-Tools im vorliegenden Fall auf vereinfachten Annahmen zum Klärschlammanfall. Die Mengen an Gärresten und sonstigen Bioabfällen werden aus einem wählbaren Referenzjahr übernommen und für die Szenarienberechnung mit einem anwenderdefinierten Faktor skaliert. Im- und Exporte von Wirtschaftsdüngern werden in der vorliegenden Anwendung nicht berücksichtigt. Ursprünglich war die Nutzung einer Schnittstelle zu den regionalen Kläranlagenmodellen vorgesehen. Diese wurde zwar implementiert und ist grundsätzlich funktionsfähig, im vorliegenden Anwendungsfall jedoch nicht genutzt worden. Grund hierfür sind Abweichungen zwischen den bei der Landwirtschaftskammer vorliegenden (von den Abwasserbetrieben gemeldeten) Daten und den ebenfalls im Auftrag der jeweiligen Abwasserbetriebe erhobenen und für die Modellierung zur Verfügung gestellten Klärschlammanalysen. Eine belastbare Prüfung und Validierung der Ergebnisse wäre auf dieser Datengrundlage daher nur eingeschränkt möglich gewesen.

Aufgrund der räumlichen Dimension der Bilanzierung wurde das Planungsmodell in ein Geoinformationssystem (GIS) eingebettet (siehe Kapitel 4.3). Das so entwickelte Planungsmodell kann beispielsweise behördenintern bei der Landwirtschaftskammer zur Bearbeitung regionaler Fragestellungen genutzt werden.

2 Datenbasis zu Nährstoffverfügbarkeit und -bedarf und jahreszeitliche Dynamik des Nährstoffangebots

Autor*innen:
Hauke Ahnemann – Landwirtschaftskammer Niedersachsen

Inhaltsverzeichnis

2.1 Einleitung 14
2.2 Nährstoffangebot 15
2.3 Nährstoffbedarf 24
2.4 Zeitliche Dynamik 28
2.5 Fazit 34

Kurzbeschreibung

*Die **effiziente Rückführung von Nährstoffen aus Klärschlamm und Wirtschaftsdüngern** gewinnt vor dem Hintergrund knapper Phosphorressourcen, steigender Mineraldüngerpreise und verschärfter Umweltauflagen zunehmend an Bedeutung.*

*Das folgende Kapitel analysiert die **komplexe Situation des Nährstoffmarktes am Beispiel Niedersachsens**, die durch eine Entkopplung von Nährstoffanfall und -bedarf, rechtliche Restriktionen und zeitliche Asynchronitäten geprägt ist. Es beleuchtet die wichtigsten **Nährstoffquellen** – von Mineraldüngern über tierische Wirtschaftsdünger und Gärreste bis hin zu Klärschlamm – sowie deren **Verfügbarkeit, Verluste und logistische Herausforderungen**. Ergänzend werden die rechtlichen und fachlichen Grundlagen zur Ermittlung des Nährstoffbedarfs sowie die zeitliche Dynamik zwischen Anfall und Bedarf dargestellt.*

*Die Ergebnisse zeigen, dass ein wirksames regionales Nährstoffmanagement auf dem Zusammenspiel von **robuster Bilanzierung, technischer Aufbereitung und regionaler Koordination** beruht. Die erarbeitete Datengrundlage bildet damit die Basis für die nachfolgende Bilanzierung, Prognose und Bewertung regionaler Nährstoffströme.*

2.1 Einleitung

Für die regionale Rückführung recycelter Nährstoffe aus der Klärschlammaufbereitung und -verbrennung ist die Kenntnis der verfügbaren Nährstoffmengen und des regionalen Nährstoffbedarfs eine zentrale Grundlage. Sie bestimmt, in welchem Umfang zurückgewonnene Nährstoffe regional aufgenommen und sinnvoll verteilt werden können.

Durch die enge Verbindung zu sehr variabel aufgestellten und volatilen landwirtschaftlichen Strukturen müssen Vorhaben zur Planung und Steuerung einer Nährstoffaufbereitung und -rückführung eine Vielzahl an Einfluss- und Stellgrößen berücksichtigen. Für belastbare Aussagen über Nährstoffbilanzen müssen folgende Aspekte präzise erfasst werden:

- Der tatsächliche Nährstoffanfall aus verschiedenen Quellen (Tierhaltung, Biogasanlagen, Wirtschaftsdüngerimporte, Mineraldünger, Klärschlamm)

- Die pflanzenverfügbaren Nährstoffmengen unter Berücksichtigung von Ausbringverlusten und Anrechnungsfaktoren
- Der kulturspezifische Nährstoffbedarf unter Einbeziehung von Bodenversorgung, Ertragsniveau und standörtlichen Gegebenheiten
- Die räumliche Verteilung von Anfall und Bedarf
- Die zeitliche Verfügbarkeit von Nährstoffen im Verhältnis zum Pflanzenbedarf

Die Herausforderung besteht darin, aus den verfügbaren Datenquellen ein konsistentes und belastbares Bild der tatsächlichen Nährstoffsituation zu gewinnen. Hierbei sind methodische Unsicherheiten bei der Ermittlung von Tierbeständen, Nährstoffausscheidungen, Lager- und Ausbringverlusten sowie beim Düngebedarf zu berücksichtigen. Im Folgenden werden die Grundlagen und Berechnungsmethoden für die Ermittlung von Nährstoffanfall und Nährstoffbedarf, die Faktoren, die bei der Bilanzierung zu berücksichtigen sind, und die Unsicherheiten, die dabei bestehen, erläutert. Nur auf dieser Basis können Nährstoffmanagementstrategien entwickelt werden, die sowohl ökonomisch tragfähig als auch ökologisch wirksam sind.

2.2 Nährstoffangebot

Die Erfassung und Einordnung des Nährstoffangebots bilden die Grundlage jeder Nährstoffbilanzierung. Sie erfordert eine präzise Erfassung der verfügbaren Quellen und ihrer spezifischen Eigenschaften, da diese maßgeblich die pflanzenbauliche Nutzung und die regionale Nährstoffsituation bestimmen. Neben Mineraldüngern, deren Einsatz flexibel und bedarfsorientiert erfolgen kann, stehen organische Nährstoffträger im Fokus, die als Nebenprodukte der Tierhaltung, Biogasproduktion und Abwasserbehandlung kontinuierlich anfallen. Ihre heterogene Zusammensetzung, unterschiedliche Verfügbarkeiten und logistische Herausforderungen machen eine differenzierte Betrachtung notwendig. Dieses Kapitel stellt die relevanten Nährstoffquellen vor, beschreibt deren Mengen, Eigenschaften und rechtliche Rahmenbedingungen und beleuchtet die Faktoren, die den tatsächlichen Anfall und die Verfügbarkeit beeinflussen.

2.2.1 Arten des Nährstoffanfalls

Die Art, Zusammensetzung und Herkunft der verfügbaren Nährstoffquellen bestimmen maßgeblich die Möglichkeiten und Grenzen einer bedarfsgerechten Düngung. Während Mineraldünger eine planbare und standardisierte Versorgung erlauben, sind organische Nährstoffträger durch ihre heterogene Struktur, variierenden Konzentrationen und unterschiedlichen Verfügbarkeiten geprägt. Im Folgenden werden die wichtigsten Nährstoffquellen – Mineraldünger, Wirtschaftsdünger, Gärreste und Klärschlamm – sowie deren Eigenschaften und pflanzenbauliche Bedeutung vorgestellt.

2.2.1.1 Mineraldünger

Maßgeblich für weite Teile der Produktivitätszugewinne in der Landwirtschaft der vergangenen 150 Jahre ist die Herstellung und Verfügbarmachung von Mineraldüngern. Hierbei handelt es sich um industriell gefertigte Nährstoffträger mit definierten Nährstoffgehalten und hohen Nährstoffverfügbarkeiten. Dies ermöglicht einen gezielten Einsatz in der Pflanzenproduktion,

unabhängig von betriebseigenen oder in der Region verfügbaren organischen Nährstoffträgern. Mineraldünger sind sowohl als spezielle Einnährstoffdünger als auch als Mehrnährstoffdünger und in individuellen Mischungen verfügbar und können so prinzipiell für eine mengenmäßig und zeitlich optimale Nährstoffversorgung der Zielkultur bezogen werden.

Zu den gängigen und leicht verfügbaren Stickstoffdüngern gehören auf Ammoniumnitrat basierende Düngemittel, wie etwa Kalkammonsalpeter, welche schnell wirken und gut pflanzenverfügbar sind, Harnstoff, welcher durch die notwendigen Hydrolyseprozesse langsamer wirkt aber im Vergleich sehr kostengünstig ist, Ammoniumsulfate, wie etwa Ammoniumsulfatsalpeter, welche schnell verfügbaren Stickstoff und gleichzeitig Schwefel zur Verfügung stellen und Nitratdünger, wie etwa Kalksalpeter, mit sehr schnellen Wirksamkeiten. Als Phosphordünger werden insbesondere Superphosphate oder Triplesuperphosphate mit hohen Konzentrationen und einer hohen Wasserlöslichkeit als Einnährstoffdünger eingesetzt. In Kombination mit einem Stickstoffanteil ist auch Diammonphosphat als Kombinationslösung für die Grunddüngung in der Praxis weit verbreitet.

Mineraldünger liegen entweder in granulierter Form, oder gelöst vor, sodass sie als Schüttgut oder in Tanks transportiert werden können. Aufgrund der hohen Nährstoffkonzentrationen (>10%) ist die Logistik durch die geringeren Mengen deutlich leichter, als beim Einsatz von Wirtschaftsdüngern. Die Ausbringung erfolgt über entsprechende Streuer für Granulate, mittels Pflanzenschutzspritze bei Flüssigdüngern oder auch direkt bei der Aussaat über die Sämaschine. Hierbei wird der Dünger exakt an der Pflanze platziert und eine optimale Ausnutzung gewährleistet. Im Gegensatz dazu ist die Ausbringung per Düngerstreuer aufgrund der physikalischen Eigenschaften und möglicher Windeffekte mit der höchsten Ungenauigkeit versehen.

2.2.1.2 Organische Düngemittel aus der Tierhaltung

Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung stellen bezogen auf die Düngermenge die bedeutendste Quelle organischer Nährstoffe dar. Sie unterscheiden sich erheblich hinsichtlich ihrer physikalischen Eigenschaften, Nährstoffkonzentrationen und Verfügbarkeitscharakteristik von den oben genannten Mineraldüngern. Obwohl sich die jeweiligen organischen Düngemittel auch nach der produzierenden Tierart unterscheiden, können sie generell in drei Kategorien eingeteilt werden: Güllen als flüssiges und pumpfähiges Gemisch aus Kot und Harn, Festmist als festes Gemisch aus Kot, Harn und Einstreumaterial wie etwa Stroh und Geflügeltrockenkot in Form von streufähigem, einstreufreiem Geflügelkot.

Güllen fallen überwiegend in der Rinder- und Schweinehaltung an, wo Haltungsformen auf Spaltenböden oder Entmistungsvarianten mit Schieberlösungen auf Laufgängen dominieren und somit Kot und Harn nicht separat erfasst werden. Sie machen in Niedersachsen mit einer Gesamtmenge von 34.290.025 m³ im Bilanzzeitraum 2023/2024 (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2025, S. 29) einen überwiegenden Teil der organischen Düngemittel tierischen Ursprungs aus. Auch können gewisse Mengen an Wasch- oder Prozesswässern enthalten sein, wie etwa aus dem Betrieb der Melkanlagen oder die beim Reinigen der Mastabteile anfallenden Reinigungswässer. Nährstoffgehalte und Konsistenzen unterscheiden sich je nach Tierart. So sind Rindergüllen in der Regel trockener und enthalten weniger Nährstoffe als

Schweinegüllen. Diese variieren wiederum stark in Abhängigkeit der Haltungsform (bspw. Sauenhaltung, Ferkelproduktion und Schweinemast) aber auch durch unterschiedliche Fütterungsvarianten (siehe dazu Kapitel 2.2.2.1).

Gelagert werden Güllen in der Regel in Güllekellern unterhalb der Ställe oder in separaten Hochbehältern. Da sie flüssig und pumpfähig vorliegen, lassen sie sich vergleichsweise einfach transportieren und mit der vorgeschriebenen Ausbringtechnik genau und emissionsmindernd ausbringen. Je nach Trockensubstanzgehalt infiltrieren sie direkt in den Boden oder werden zeitnah eingearbeitet, wodurch die Nährstoffe den Pflanzen überwiegend im Jahr der Ausbringung zur Verfügung stehen. Für den enthaltenen Stickstoff ist im Jahr der Aufbringung auf Ackerland eine Mindestausnutzung von 60% für Rindergülle und 70% für Schweinegülle anzusetzen (Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz 2017, Anlage 3), sodass mindestens 60% bzw. 70% des aufgebrachten Gesamtstickstoffs der gedüngten Kultur düngewirksam anzurechnen sind.

Dort, wo Tiere ganz oder teilweise auf Einstreu gehalten werden, fallen Festmiste an. Dies kann bei allen landwirtschaftlich genutzten Tierarten der Fall sein, wobei die Rinderhaltung in Niedersachsen mit einem Anteil von 54% vor der Pferdehaltung mit einem Anteil von 25% der für den Bilanzzeitraum 2023/2024 berechneten Menge von 9.030.597 t der größte Produzent von Festmisten ist (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2025, S. 29). Als Einstreumaterial wird größtenteils Getreidestroh verwendet, nur in Einzelfällen andere Materialien. Festmiste sind in der Regel deutlich inhomogener in ihrer Form und Nährstoffkonzentration als Güllen. Dies resultiert überwiegend aus den tierartbedingten Haltungsformen. Während in der Rinderhaltung Tretmistställe mit festen Matratzen und somit längeren Verweildauern des Mists in den Ställen vorherrschen, sind die Einstreumengen in der Pferdehaltung häufig größer und es wird in kürzeren Abständen entmistet. Dadurch fallen Rindermiste oft stärker verrottet aus, wodurch die Streufähigkeit und Nährstoffverfügbarkeit zunehmen.

Die Lagerung von Festmisten findet entweder direkt in den Ställen statt, oder in Form von Mieten, jeweils unter aeroben Verhältnissen, wodurch kontinuierlich Kompostierungsprozesse stattfinden. Die Ausbringung erfolgt über Anhänger mit entsprechenden Streuvorrichtungen, wobei die Inhomogenität des Materials eine exakte und gleichmäßige Verteilung auf der Fläche erschwert. Je nach Kompostierungsgrad und Lagerdauer des Materials sind in der Regel nur geringe Mengen Stickstoff schnell verfügbar. Der überwiegende Teil befindet sich in unterschiedlich stabilen organischen Bindungen und mineralisiert in den Folgejahren oder wird als Humus im Boden gespeichert. Mit Ausnahme von Geflügelmisten sind Mindestausnutzungsgrade von 25% zu kalkulieren. Durch die geringen Mengen an verfügbarem Stickstoff ist im Rahmen der Düngeverordnung anders als bei Güllen und Geflügelkot und -misten, eine Ausbringung gewisser Mengen auch noch im Herbst erlaubt.

Eine Sonderstellung fällt den Geflügelmisten zu. Aufgrund der hohen Nährstoffkonzentration des Geflügelkots und ihrer Beschaffenheit sind Geflügelmiste deutlich nährstoffreicher und die Stickstoffmengen ebenfalls schneller verfügbar als bei Festmisten von Huf- und Klauentieren. Die Mindestwirksamkeiten im Jahr der Ausbringung liegen hier zwischen 50 und 60%. Aus diesem Grund sind Geflügelmiste bei Ausbringungsbeschränkungen laut Düngeverordnung in

der Regel den Güllen gleichgesetzt. Sie sind, genauso wie Geflügeltrockenkot, streufähig und leicht zu transportieren. Beide Materialien lassen sich aufgrund geringer oder komplett fehlender Einstreumengen gleichmäßiger verteilen und weisen insgesamt homogenere Beschaffenheiten auf als es bei den bereits dargestellten Festmisten der Fall ist.

2.2.1.3 Gärreste aus Biogasanlagen

Neben organischen Düngemitteln aus der Tierhaltung sind Gärreste, in der Regel Rückstände aus der anaeroben Vergärung von Wirtschaftsdüngern und pflanzlichen Substraten in Biogasanlagen, die zweite leicht verfügbare und häufig genutzte Kategorie organischer Düngemittel. Mit 18,7 Mio. t im Berichtsjahr 2023/2024 (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2025, S. 33) nehmen sie in Niedersachsen einen Anteil von ca. 35% der anfallenden organischen Düngemittel ohne Komposte und Klärschlämme ein. Die Zusammensetzung und Nährstoffkonzentration ist stark abhängig von den eingesetzten Inputmaterialien. Der überwiegende Teil der Biogasanlagen verwertet ausschließlich pflanzliche Materialien, wie Mais- und Getreidesilagen, Zuckerrüben oder auch Getreide, in Verbindung mit Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft. Nur in sehr geringem Umfang finden sich Coferment-Anlagen, welche diverse Bioabfälle verwerten. Der Anteil der tierischen Wirtschaftsdünger im Substratinput beläuft sich dabei im Mittel der Jahre 2019-2024 auf ca. 43% (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2025, S. 32). Wobei flüssige Wirtschaftsdünger am häufigsten eingesetzt werden. Aufgrund der Form der Inputstoffe und der Anlagentechnik fallen die Gärreste in flüssiger Form an. Die Nährstoffzusammensetzung ist ähnlich der von Rindergülle, jedoch mit höheren Anteilen von Ammoniumstickstoff, weshalb die Pflanzenverfügbarkeit im Jahr der Aufbringung höher ist. Werden in größeren Mengen nährstoffreiche Wirtschaftsdünger wie Geflügelmiste eingesetzt, können die Nährstoffkonzentrationen stark ansteigen. Da Gärreste in ihren Eigenschaften stark den Gülle ähneln, gelten für sie die gleichen rechtlichen Vorgaben. Auch Transport und Ausbringung sind identisch und mit der gleichen Technik durchführbar, wobei die Gärrestlagerung aufgrund des Restgaspotenzials (Methanbildung) stets in abgeschlossenen Hochbehältern stattfindet.

2.2.1.4 Klärschlamm

Eine weitere organische Nährstoffquelle sind die Klärschlämme aus der Abwasserbehandlung. Grundlage für eine Verwertung als Dünger in der Landwirtschaft ist hier die Eignung und Einhaltung der Schadstoffgrenzwerte in Einklang mit der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) und der Düngemittelverordnung (DüMV) sowie weiterer Beschränkungen der AbfKlärV. Die Ausbringzeitpunkte für Klärschlämme sind über die Vorgaben der Düngeverordnung (DüV) hinaus begrenzt und Anwendungsverbote im Futterbau und im Gemüseanbau definiert, um ein höchstmögliches Maß an Sicherheit zu gewährleisten. Ähnlich den tierischen Wirtschaftsdüngern unterscheiden sich die Beschaffenheit und die Nährstoffkonzentration je nach Anlagentechnik aber auch anhand der Zusammensetzung der Einleiter der jeweiligen Kläranlagen. Während kleinere, kommunale Kläranlagen vorrangig einfache Aufbereitungstechnik, wie den Zusatz von Polymeren und Eindicker nutzen, die Klärschlämme aber flüssig und schwach konzentriert bleiben, sind auf größeren Anlagen zusätzliche Entwässerungstechniken, wie etwa Dekanter oder Zentrifugen zu finden, wodurch die Klärschlämme schütt- und streufähig werden. Auch der Zusatz von Kalk zur Verbesserung der Handhabung und der Wertigkeit in der

Landwirtschaft ist hier etabliert.

Im Vergleich zu Wirtschaftsdüngern sind insbesondere die Stickstoffverfügbarkeiten der meisten Klärschlämme deutlich geringer, unteranderem weil oft kaum Ammoniumstickstoff enthalten ist. Die DüV sieht hier Mindestausnutzungen von 25–30% im Jahr der Aufbringung vor. Auch die Verfügbarkeit des enthaltenen Phosphors ist häufig durch das Zusetzen von Eisen als Fällmittel erschwert. Der Transport und die Ausbringung erfolgen in Abhängigkeit der vorliegenden Form (fest/flüssig) analog zu anderen organischen Düngemitteln.

2.2.1.5 Weitere organische Düngemittel

Die vorangehend beschriebenen Nährstoffquellen bilden die wesentlichen Nährstoffquellen mit landwirtschaftlicher Nutzung ab. Zusätzlich werden noch weitere organische Düngemittel in der Landwirtschaft eingesetzt, die – gemessen am Stickstoffanfall – jedoch nur 0,7% des Nährstoffanfalls ausmachen (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2025, S. 37). Zu diesen gehören etwa Pilzsubstrate aus der Champignonproduktion, Grünguthäcksel oder Komposte, sowie weitere nach Bioabfallverordnung (BioAbfV) zugelassene pflanzliche Reststoffe. Aufgrund ihrer vielfältigen Herkunft unterscheidet sich die Beschaffenheit dieser Stoffe stark. Sie liegen größtenteils in fester Form vor und sind somit schütt- und streufähig. Allerdings sind sie häufig von inhomogener Qualität und geringer Nährstoffverfügbarkeit (< 10% für Komposte und Pilzsubstrate).

2.2.2 Determinanten des Nährstoffanfalls

Die Ermittlung des tatsächlichen Nährstoffanfalls erfordert belastbare Ausgangsdaten und validierte Berechnungsmethoden. Die Qualität der Nährstoffbilanzierung steht und fällt dabei mit der Qualität der verwendeten Datengrundlagen. Diese unterscheiden sich je nach Nährstoffquelle und bringen jeweils eigene zu berücksichtigende Faktoren mit sich.

Bei den betrachteten Düngemitteln unterscheiden sich die Mineraldünger in Verfügbarkeit und Anfall deutlich von den organischen Düngemitteln. Organische Düngemittel fallen immer als Neben- oder Abfallprodukt an, wodurch eine möglichst kostengünstige Verwertung im Vordergrund steht. Somit ist davon auszugehen, dass sie im Rahmen der gesetzlichen Vorgaben genutzt werden, bevor auf Mineraldünger zurückgegriffen wird, welche zum einen teurer in der Beschaffung sind und flexibel ohne Verwertungsproblematik eingesetzt werden können. Andererseits ist ihr Bezug für eine erfolgreiche Pflanzenproduktion in gewissem Umfang unausweichlich, wenn keine organischen Düngemittel zur Verfügung stehen. In der hier angestellten Betrachtung ist davon auszugehen, dass die Verfügbarkeit von Mineraldüngern zu jeder Zeit ausreichend gesichert ist und sie vornehmlich zum Ausgleich der gegebenenfalls vorhanden Restnährstoffbedarfe nach Verwendung der organischen Düngemittel verwendet werden.

2.2.2.1 Tierhaltung

Düngemittel tierischer Herkunft fallen überall dort an, wo Tiere gehalten werden. Dabei variieren sowohl die Art der Tierhaltung als auch deren Umfang in Abhängigkeit der regionalen Bodenverhältnisse. Böden mit hohem natürlichen Ertragspotenzial ermöglichen einen erfolgreichen Ackerbau, ohne eine zusätzliche Wertschöpfung durch die Nutzung der Erzeugnisse in

der Tierhaltung zu erfordern. Mit abnehmender Ertragskraft der Böden nehmen Erträge und Qualitäten ab und eine Futternutzung der Kulturen wird attraktiver, sodass in Regionen mit weniger ertragreichen Böden mehr tierhaltende Betriebe zu finden sind. Dies trifft vornehmlich um die Zucht und Mast von Schweinen und Geflügel zu, während die Rinderhaltung durch die Möglichkeit der Verwertung von Grünlandaufwüchsen häufig auch dort zu finden ist, wo die Böden durch Bodengüte oder -feuchte keine oder nur eine eingeschränkte Ackernutzung zulassen.

Neben den gehaltenen Tierarten und dem regionalen Umfang sind oft die unterschiedlichen Haltungsformen der jeweiligen Tiere ausschlaggebend für Art und Menge des Nährstoffanfalls. Hierbei spielt sowohl die Unterscheidung zwischen Haltungsverfahren – bspw. auf Spaltenböden mit entsprechendem Gülleanfall – eine Rolle als auch die Fütterung bzw. die Leistungsintensität – etwa bei der Milchviehhaltung. So werden in Abhängigkeit der Tierart und Haltungsform unterschiedlich viele Nährstoffe übers Futter zugeführt, die später über Kot und Harn im Wirtschaftsdünger anfallen. Die Art der gehaltenen Tiere lässt sich nicht pauschal annehmen oder abgrenzen und auch die Haltungsform der jeweiligen Tiere ist hoch variabel und hängt von individuellen Faktoren der wirtschaftenden Betriebe ab, sodass für eine betrachtete Region häufig verschiedene Haltungsverfahren berücksichtigt werden müssen.

Die wichtigste Unterscheidung mit Blick auf den Nährstoffanfall ist die Frage nach dem jeweiligen Produktionsverfahren der einzelnen Tierart. In der Regel lässt sich hier zwischen Zucht (Produktion neuer Tiere) sowie Aufzucht und Mast (Haltung bis zur Schlachtreife) unterscheiden. Für einige Tierarten, vornehmlich bei Rindern und Ziegen, kommt die Haltung zur Milcherzeugung hinzu. Im Vergleich zur Mast und zur Milcherzeugung sind die Nährstoffanfälle in der Zucht und Aufzucht im Vergleich zu den zugeführten Nährstoffen geringer, da sie zu größeren Anteilen im heranwachsenden Tierkörper selbst gebunden werden. Dem gegenüber wächst bei der Mast und der Milcherzeugung der Energiebedarf für die Eigenerhaltung und der Nährstoffbedarf sinkt. Demnach wird ein geringerer Anteil der zugeführten Nährstoffe im Fleisch oder in der Milch angesetzt und so mehr Nährstoffe im Wirtschaftsdünger ausgeschieden.

Als Reaktion auf die unterschiedlichen Energie- und Nährstoffbedarfe der unterschiedlichen Haltungsverfahren aber auch der Lebensphasen der jeweiligen Tiere wird die Fütterung in der Regel speziell auf die jeweilige Zielsetzung angepasst. Hierbei wird zudem versucht, die Nährstoffausscheidungen weiter zu minimieren. Die Rinderhaltung mit der Möglichkeit der Raufutterverwertung – also des Einsatzes von Gräsern – bildet hier eine Sonderstellung. Je intensiver die Nutzung ist, desto höherwertiger muss das Futter bezogen auf Energiegehalte und Verdaulichkeit sein, was sich in diesem Fall auch auf die Nutzung des Grünlands bezieht. Extensive Mastverfahren setzen in vielen Fällen auf geringwertigeren Aufwuchs extensiv geführter Grünlandflächen, wie etwa von Naturschutzflächen. Dort, wo wenig Ackerfläche zur Verfügung steht, kann durch eine intensive Grünlandnutzung eine gräserdominierte Fütterung für intensivere Produktionsverfahren verwendet werden. Die Hochleistungsverfahren greifen zusätzlich auf Maissilagen zurück, welche eine deutlich höhere Energie- und damit verbundene Nährstoffdichte aufweisen. Da sich ab gewissen Milch- und Mastleistungsniveaus nicht mehr der gesamte Energiebedarf über das Grundfutter decken lässt, wird zunehmend Kraftfutter in Form von Mischfutter aus Getreide und Soja eingesetzt. Im Gegensatz zur Rinderhaltung besteht

die Fütterung von Schweinen und Geflügel überwiegend aus getreidebasierten Mischfuttern. Diese können durch gezielte Rationsberechnungen und verhältnismäßig homogene Ausgangsstoffe gezielt zusammengestellt werden. Dies ermöglicht auch eine kleinteiligere und gleichzeitig aufwendigere Untergliederung der Fütterungsphasen, wodurch die Reduktion der N- und P-Gehalte im Futter ermöglicht wird (Stalljohann et al. 2019).

Wie bereits unter 2.2.1.2 dargestellt, ist die Art des anfallenden Wirtschaftsdüngers relevant für die später zur Verfügung stehenden Nährstoffmengen, sowie für ggf. notwendige und mögliche Aufbereitungsprozesse. So wird grundsätzlich zwischen der Tierhaltung mit Gülleanfall und der auf Stroh oder sonstigen Einstreumaterialien unterschieden. Der Nährstoffanfall ändert sich hierbei in Summe nicht, jedoch entstehen je nach Anfallsart unterschiedliche Verluste durch die Lagerung (siehe 2.2.3.2). Ebenso enthalten Güllen durch den Harnanteil höhere Mengen Ammoniumstickstoff, wodurch sich die zeitnahe Düngewirksamkeit im Vergleich zu Trockenkoten oder Festmisten erhöht. Diese hingegen erzielen durch das höhere C/N-Verhältnis eine längere Düngewirksamkeit.

2.2.2.2 Substratinput in Biogasanlagen

Wie in 2.2.1.3 dargestellt, stellen Gärreste mit ca. 35% des niedersächsischen Nährstoffanfalls eine wichtige Nährstoffquelle dar. Die Beschaffenheit der Gärreste ist dabei stark abhängig von den zur Vergärung eingesetzten Materialien. Zum einen bestimmt der durchschnittliche Trockensubstanzgehalt der Inputstoffe maßgeblich die später anfallende Gärrestmenge und die Nährstoffgehalte, indem feuchtere Inputstoffe in der Regel geringere Nährstoffkonzentrationen und geringere Biogaserträge aufweisen. Somit erzeugen sie bei gleichem Biogasertrag eine größere Gesamtgärrestmenge als trockenere Inputmaterialien. Dies wird zum anderen noch durch die geringeren Fugatfaktoren – also eine höhere Masseabnahme im Gärprozess – besonders energiehaltiger Inputsubstrate wie etwa Getreide oder Körnermais begünstigt. Zwar tragen diese Stoffe pro Tonne Input deutlich mehr Nährstoffe ein, führen aber im Zuge der Vergärung zu deutlich weniger Gärrest.

Diese Effekte beschränken sich nicht auf pflanzliche Substrate, sondern gelten auch für eingesetzte Wirtschaftsdünger. Hier bilden Geflügelkote und -Miste Substrate, die bei verstärktem Einsatz zu höher konzentrierten Gärresten führen, da sowohl viele Nährstoffe eingebracht werden als auch gleichzeitig weniger Gärrest entsteht. Der Wirtschaftsdüngerinput in die Biogasanlagen ist dabei von besonderer Bedeutung, da dieser in der Regel aus der umliegenden Tierhaltung stammt. Für eine sachgerechte Bewertung der Nährstoffanfälle ist also zu berücksichtigen, wie viele der anfallenden Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung in Biogasanlagen Verwendung finden, da diese hier pflanzliche Substrate und somit weitere Nährstoffinputs ersetzen.

2.2.3 Determinanten der Nährstoffverfügbarkeit

In Abhängigkeit der Zielrichtung einer Nährstoffbilanzierung ist es oft nicht ausreichend, den bloßen Nährstoffanfall einer Region zu quantifizieren. Je nach Nährstoffquelle existieren weitere Faktoren, die Einfluss auf die tatsächlich nutzbare oder zur Verfügung stehende Nährstoffmenge – die Nährstoffverfügbarkeit – haben.

2.2.3.1 Im- und Exporte von Nährstoffen

Obwohl viele der betrachteten landwirtschaftlichen Nährstoffquellen durch die geringen Trockensubstanzgehalte verhältnismäßig transportunwürdig sind, findet eine wesentliche Verbringung von Wirtschaftsdüngern und anderen Nährstoffträgern zwischen verschieden Regionen statt. So sorgt die inzwischen weitestgehend etablierte Verbringung von Wirtschaftsdüngern aus dem Westen Niedersachsens in die östlichen, viehärmeren Regionen dafür, dass vormals bestehende Nährstoffüberschüsse überwiegend abgebaut werden konnten (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2025, S. 23). Im Rahmen einer Nährstoffbilanzierung zur Bewertung möglicher Nährstoffrückführungen aus der Klärschlammaufbereitung und -verbrennung ist dabei zu berücksichtigen, dass die Verbringung von Wirtschaftsdüngern sowohl im Rahmen des freien Marktes ohne vertragliche Verpflichtungen zur Aufnahme oder Abgabe als auch vertraglich vereinbart in Form von Aufnahme- oder Abgabeverträgen stattfindet. Da die in der Düngeverordnung definierten Kontrollwerte betriebsindividuell einzuhalten sind, ist es außerdem möglich, dass selbst in einer Region mit bilanziellen Nährstoffdefiziten einzelne Betriebe Wirtschaftsdünger abgeben müssen und diese nicht immer innerhalb der Region belassen, sondern auch aus der Region exportieren.

Während Im- und Exporte basierend auf vertraglichen Verpflichtungen kalkulierbar und über mehrere Jahre konstant sein können, sind freie Mengen schwer zu kalkulieren. Im Überschussfall führen die Vorgaben des Düngerechts dazu, dass die Wirtschaftsdünger abgegeben werden müssen. Damit stehen diese Mengen häufig mit verhältnismäßig geringen Kosten als Alternative zu Mineraldüngern oder sonstigen organischen Düngemitteln und Klärschlämmen zur Verfügung. Hierbei macht der Transport und somit die Transportentfernung den größten Anteil der Kosten aus. Die Entscheidung zur Aufnahme von fremden Wirtschaftsdüngern über andere zur Verfügung stehende Nährstoffquellen wird wiederum im Falle organischer Nährstoffquellen überwiegend anhand der Kosten getroffen. Aufgrund der geringeren Stickstoffverfügbarkeit und der Witterungsabhängigkeit in der Düngewirkung von Wirtschaftsdüngern werden Mineraldünger häufig nicht komplett durch diese kompensiert, auch wenn Wirtschaftsdünger kostengünstiger zur Verfügung stehen.

Die Klärschlammverbrennung ohne regionsspezifische Rückführung der Nährstoffe ist als Export von Nährstoffen zu verstehen, auch wenn sie im Vergleich zu den Im- und Exportmengen der Wirtschaftsdünger in Niedersachsen eine untergeordnete Rolle spielt. Gleichermaßen fällt eine Rückführung der Nährstoffe in andere Regionen dort in die Kategorie des Nährstoffimports. So trat die direkte landwirtschaftliche Klärschlammverwertung mit den Verschärfungen des Düngerechts und der AbfKlärV in 2017 in direkte Konkurrenz zu übermäßig verfügbaren Wirtschaftsdüngern, was die ausreichende Verwertung deutlich erschwerte und zur verstärkten Suche nach alternativen Entsorgungswegen führte. Mit Ausweitung des Ukraine-Krieges 2022 und dem damit verbundenen Anstieg der Energie- und Mineraldüngerpreise hingegen stieg die Nachfrage wieder deutlich. Regionsabhängig kann daher auch der Klärschlamm als relevante Nährstoffquelle sowohl im Kontext eines Nährstoffüberschusses als auch eines ungedeckten Nährstoffbedarfs darstellen.

2.2.3.2 Verluste bei Lagerung und Ausbringung

Abseits der direkt zur Verfügung stehenden Düngermengen stellen Nährstoffverluste bei der Lagerung und Ausbringung von Düngemitteln eine wesentliche Größe beim Vergleich des Nährstoffanfalls und der tatsächlich pflanzenbaulich verfügbaren Nährstoffmenge dar. Die meisten dieser Verluste betreffen ausschließlich organische Nährstoffquellen und unterscheiden sich zwischen diesen.

Wesentliche Stickstoffverluste treten vor allem bei der Lagerung der Wirtschaftsdünger auf. Da diese nicht direkt nach dem Anfall ausgebracht werden, sondern bei Gülle eine gewisse Zeit im Lagerbehälter mit unterschiedlicher Oberfläche und Beschaffenheit gelagert werden (siehe 2.2.1.2), treten zunehmend gasförmige Ammoniakverluste auf. Die Düngeverordnung gibt hier in Anlage 2 (Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz 2017) für flüssige Wirtschaftsdünger Verluste von 5% für Gärreste aus Biogasanlagen und bis zu 20% für Schweinegüllen aufgrund des höheren Ammonium-N-Gehalts an. Die niedrigen Verluste bei Gärresten resultieren aus der überwiegenden Lagerung in abgedeckten Behältern. Bei Haltungsverfahren auf Einstreu fallen die gasförmigen N-Verluste mit 30% bei Rinder- und Schweinemisten und bis zu 45% bei Pferde- oder Schafmisten deutlich höher aus. Dies ist in häufig längeren Lagerdauern, einem Mikroklima, das mikrobielle Abbauprozesse fördert und einer höheren spezifischen Oberfläche begründet, sodass größere N-Mengen aus dem Kot und Harn als Ammoniak entweichen können und zum Zeitpunkt der Düngung nicht mehr zur Verfügung stehen.

Ein weiterer N-Verlustpfad zwischen Anfall und Düngewirksamkeit an der Pflanze ist die Ausbringung der Düngemittel. Neben den bereits in 2.2.1 dargestellten physikalischen Problematiken bei der Ausbringung, spielt bei organischen Düngemitteln auch die genutzte Ausbringtechnik eine Rolle bei der Dimensionierung der auftretenden Stickstoffverluste. Die Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger erfolgte lange Zeit mittels einfacher Verfahren zur Breitverteilung, die jedoch eine hohe Tröpfchenbildung der Gülle in Verbindung mit einer starken Durchmischung mit Luft mit sich bringen. Diese intensive Durchmischung bringt bis zu 30% zusätzliche NH_4-N-Verluste mit sich und ist seit 2025 bundesweit mit wenigen Ausnahmen verboten. Emissionsmindernde Verfahren stellen Schleppschlauch-, Schleppschuh, oder auch Schlitzverteiler dar, welche die flüssigen Wirtschaftsdünger deutlich bodennäher platzieren und die Durchmischung mit der Luft vermindern. Diese zum Stand der Technik gehörenden Verteilsysteme senken die NH_4-N-Verluste auf 20% für Schleppschläuche, 10% für Schleppschuhe und < 5% bei Schlitzverteilern. Die Verkürzung der maximal zulässigen Zeit zur Einarbeitung flüssiger Wirtschaftsdünger auf unbestelltem Ackerland auf eine Stunde führt zu weiteren Reduktionen (Offenberger et al. 2017; Amon et al. 2021). Für die Ausbringung von Festmisten besteht ausschließlich die Möglichkeit einer Breitverteilung, sodass auch hier entsprechend hohe NH_4-N-Verluste in Verbindung mit einer geförderten Mineralisation durch die Belüftung auftreten. Während für entwässerte und getrocknete Güllen, sowie für Geflügelmiste und -kote die gleichen Vorgaben zur Einarbeitung auf unbestelltem Ackerland gelten wie für flüssige Wirtschaftsdünger, bleibt dies für Festmiste von Huf- und Klauentieren unreglementiert. Als Bilanzierungsgröße gibt die Düngeverordnung in Anlage 3 (Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz 2017) bundeseinheitliche Mindestwirksamkeiten des

aufgebrachten Stickstoffs im Jahr der Aufbringung an. Diese berücksichtigen in Abhängigkeit der Wirtschaftsdüngerart die im Rahmen der Ausbringung auftretenden gasförmigen Ammoniakverluste, sowie eine Mineralisation des organisch gebundenen Stickstoffs im Laufe der Vegetationsperiode. Darüber hinaus sind 10% der aus organischen Nährstoffquellen zugeführten Stickstoffmenge als weitere Mineralisation organisch gebundener Stickstofffraktionen im Folgejahr zu berücksichtigen.

2.3 Nährstoffbedarf

Die Ermittlung des Nährstoffbedarfs der landwirtschaftlichen Kulturen bildet die zweite zentrale Säule der Nährstoffbilanzierung. Nur wenn Anfall und Bedarf gleichermaßen präzise bestimmt werden, kann eine belastbare Aussage über Nährstoffbilanzen getroffen werden. Der Nährstoffbedarf unterliegt sowohl fachlichen Grundlagen als auch rechtlichen Vorgaben, die sich teilweise überlagern und in ihrer Anwendung spezifische Herausforderungen mit sich bringen.

2.3.1 Rechtliche und fachliche Grundlagen

Die Ermittlung des pflanzenbaulichen Nährstoffbedarfs setzt sich sowohl aus fachlichen Grundlagen und daraus abgeleiteten und über die Düngeverordnung definierten rechtlichen Vorgaben zusammen. Während aus fachlicher Sicht oft eine optimale Ernährung der Pflanze für einen maximalen Ertrag oder eine an den wirtschaftlich optimalen Ertrag angepasste Düngung das Ziel ist, liegt die Zielsetzung der rechtlichen Rahmenbedingungen darin, Nährstoffüberschüsse und die damit einhergehenden vielfältigen negativen Umweltauswirkungen zu begrenzen.

Grundlegend bestimmen sich die Nährstoffbedarfe einer Pflanze durch den Zuwachs an Biomasse im betrachteten Zeitraum und die dafür benötigten Nährstoffmengen. Für die meisten landwirtschaftlichen Kulturen ist dieser Zeitraum mit der jährlichen Vegetationsperiode zwischen Aussaat und Ernte abgebildet, welche frühe Nährstoffbedarfe bei Aussaat im Herbst einschließt. Da in der Umwelt jedoch sowohl Nährstoffe vorhanden sind als auch im Laufe der Vegetationsperiode in den Böden pflanzenverfügbar freigesetzt werden, ist zur Bemessung des Nährstoffbedarfs für die Düngung ein möglichst detaillierter Einbezug dieser zusätzlichen Nährstoffpools notwendig. Aufgrund der größeren atmosphärischen, chemischen und mikrobiellen Dynamik ist der Stickstoffbedarf der Pflanzen dabei deutlich komplexer zu ermitteln, als der Phosphorbedarf. Der Nährstoffbedarf unterscheidet sich demnach vom Düngebedarf. Da für die Bilanzierung die von der Landwirtschaft benötigte Nährstoffmenge entscheidend ist, werden die Bedarfe im Folgenden als Düngebedarfe dargestellt. Der Nährstoffbedarf ist also als Sicht der Landwirtschaft und nicht aus Sicht der Kulturpflanze zu verstehen.

Die Ermittlung des Stickstoffbedarfs basiert auf bundeseinheitlich vorgegebenen Bedarfswerten für die jeweiligen Kulturen, die sich an einem mittleren Ertragsniveau orientieren. Abweichungen vom Standardertrag können durch Zu- oder Abschläge berücksichtigt werden, wobei das betriebliche Ertragsniveau der letzten fünf Jahre als Referenz dient. In nitratsensiblen Gebieten („rote Gebiete“) ist der Zeitraum auf die Jahre vor Einführung der Kulisse 2015–2019 festgelegt, zudem ist dort eine pauschale Reduktion des ermittelten Stickstoffbedarfs um 20% vorgeschrieben.

Weitere einzubeziehende Korrekturfaktoren sind:

- Bei Ackerland der im Boden verfügbare Stickstoffvorrat (N_{min}) zu Vegetationsbeginn oder Aussaat
- der Humusgehalt (>4%: –20 kg N/ha bei Ackerland, -10 kg N/ha bis -80 kg N/ha bei Dauergrünland)
- die Nährstoffrücklieferung aus der Vor- und Zwischenfrucht (z. B. Leguminosen: –10 bis –40 kg N/ha),
- die Nachlieferung aus organischer Düngung im Vorjahr (10% der aufgebrachten Gesamt-N-Menge),

Der so ermittelte Düngebedarf stellt eine verbindliche Obergrenze dar. Eine Überschreitung ist nur in Ausnahmefällen wie etwa nach Starkregenereignissen mit Genehmigung der Düngebehörde zulässig.

Die Stickstoffdüngung erfolgt in der Regel in zwei bis drei Gaben ab Februar, abgestimmt auf die Entwicklungsstadien der Kultur. Die Herbstdüngung ist stark reglementiert und nur bei nachgewiesenem Bedarf zulässig. In „roten Gebieten“ ist sie zu bestimmten Kulturen (z. B. Winterraps) nur unter Einhaltung strenger Auflagen erlaubt (siehe 2.4.3.2).

Die Ermittlung des Phosphorbedarfs erfolgt auf Grundlage regelmäßiger Bodenuntersuchungen, die mindestens alle sechs Jahre auf Schlägen über 1 ha durchzuführen sind. Die Ergebnisse werden in Gehaltsklassen (A bis F) eingeteilt. Die Gehaltsklasse C gilt als anzustrebender Zielwert und entspricht der Erhaltungsdüngung, bei der die P-Zufuhr der P-Abfuhr entspricht.

Liegt der Phosphatgehalt über 20 mg P_2O_5/100 g Boden (CAL-Methode), darf maximal die mit der Ernte abgeführte Menge gedüngt werden. In Gehaltsklasse E ist keine Düngung mehr erforderlich. Die P-Abfuhr wird kulturartspezifisch anhand von Ertrag und Nährstoffgehalt des Ernteguts berechnet.

In eutrophierten Gebieten („gelbe Gebiete“) gelten verschärfte Vorgaben, darunter eine verlängerte Sperrfrist für P-haltige Düngemittel (01.12.–15.02.) und eine Reduktion der P-Düngung auf hoch versorgten Flächen.

2.3.2 Determinanten des Nährstoffbedarfs

Im Gegensatz zur Bemessung der Nährstoffquellen sind die Determinanten des Nährstoffbedarfs weniger zahlreich und durch bestehende rechtliche Rahmenbedingungen auf den ersten Blick leichter abzubilden. Die dargestellten Korrekturfaktoren zur Ermittlung des Stickstoffbedarfs zeigen jedoch bereits, dass viele jährlich und räumlich individuelle Faktoren Einfluss auf den Nährstoffbedarf haben und bei der Kalkulation und Bewertung berücksichtigt werden müssen.

2.3.2.1 Anbaustruktur und Erträge

Maßgeblich für die Berechnung des Nährstoffbedarfs einer Region sind die bewirtschaftete Fläche und die angebauten Kulturen. Während sich die bewirtschaftete Fläche im Laufe der

Jahre kaum verändert und auch die Verteilung zwischen Ackerland und Grünland überwiegend konstant bleibt, ist die Auswahl der angebauten Kulturen und deren Umfang variabel. Grundlegend bestimmen die regionalen Bodenverhältnisse einen Großteil der angebauten Hauptkulturen, sodass auf ertragsstarken Böden vermehrt Marktfrüchte wie Weizen, Zuckerrüben und Raps angebaut werden und auf den ertragsschwächeren Böden Roggen, Gerste und Mais dominieren. Durch die unterschiedlichen Betriebsschwerpunkte der jeweiligen Regionen können die Anbauanteile der jeweiligen Kulturen deutlich schwanken. In Regionen mit ertragsschwächeren Böden fallen die Maisanteile häufig höher aus, wenn mehr oder größere Biogasanlagen oder Milchviehbetriebe vorzufinden sind, während die Anwesenheit von Mastbetrieben zu höheren Getreideanteilen führt.

Hinzu kommen Einflüsse durch das Marktgeschehen und die Witterung. In angespannten Preissituationen für einzelne Kulturen reduziert sich die Anbaufläche in den Folgejahren. Nachfragesituationen hingegen können über die regionalen Gegebenheiten hinaus zu einer Ausweitung des Anbaus führen, wie es etwa im Kartoffelanbau in einigen Regionen Niedersachsens zu beobachten ist.

Im Vorfeld schwer zu kalkulieren sind Einflüsse der Witterung auf die Anbaustruktur. So können ungünstige Witterungsbedingungen in den Aussaatzeitfenstern der jeweiligen Kulturen dazu führen, dass geplante Bestellungen nicht durchgeführt werden und andere Kulturen als Alternative angebaut werden. Gleichzeitig sind in der niedersächsischen Anbaustruktur viele Winterrungen (also im Herbst ausgesäte Kulturen) vertreten. Nasse Bedingungen im Herbst und frühen Winter und starke Fröste sorgten hier in der Vergangenheit immer wieder für eine ausbleibende Aussaat, spätere Witterungsumbrüche zu stark geschädigten Beständen. In diesen Fällen verschiebt sich der Anbau und damit der Zeitpunkt des Nährstoffbedarfs und seine Höhe deutlich zu Sommerungen (im Frühjahr ausgesäte Kulturen). Ähnliche Effekte sind, wenn auch häufig lokal begrenzt, durch extremen Schädlings- oder Krankheitsbefall möglich.

In Abhängigkeit der Hauptkultur und des Betriebsschwerpunktes werden außerdem unterschiedliche Zweit- oder Zwischenfrüchte angebaut. Zweitfrüchte stellen Kulturen dar, welche nach der Hauptfruchternte etabliert werden und noch im gleichen Jahr geerntet werden, während Zwischenfrüchte ebenfalls nach der Hauptfrucht etabliert, aber nicht beerntet werden und als Gründüngung dienen. Während der Zwischenfruchtanbau zwischen einer Winterung und einer nachfolgenden Sommerung im Rahmen der Agrarförderung zu gewissen Anteilen verpflichtend ist, ist die Entscheidung zu einem Zweitfruchtanbau betriebsindividuell. Durch die Beerntung weist die Zweitfrucht dabei unabhängig der Fruchtfolgestellung einen Düngebedarf auf, solange sie ausreichend früh etabliert wird. Im Falle der Zwischenfrucht ist neben einer ausreichend frühen Aussaat auch das Vorangehen eines Getreides notwendig, um nach den Vorgaben der Düngeverordnung einen ausreichenden Düngebedarf aufzuweisen. Somit kann nicht automatisch von einer zu düngenden Zwischenfrucht vor einer Sommerung ausgegangen werden.

Neben der bloßen Anbaufläche der jeweiligen Kultur ist, wie in 2.3.1 beschrieben, auch der Ertrag der jeweiligen Kultur maßgeblich für den Nährstoffbedarf. So bestimmt dieser nicht nur die potenzielle Phosphorabfuhr über das Erntegut, sondern ist im Rahmen der gesetzlichen

Regelungen auch mit Zu- oder Abschlägen für den Stickstoffbedarf versehen. Dort, wo die betriebsindividuellen Erträge in entsprechenden Größenordnungen von den in Anlage 4 der Düngeverordnung (Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz 2017) definierten Richterträgen abweichen, variiert der errechnete Düngebedarf. Maßgeblich hierfür sind auf der einen Seite betriebsindividuelle Entscheidungen, wie etwa geringere Ertragserwartungen durch eine ökologische Bewirtschaftung, eine extensive Grünlandnutzung, oder eine hohe Spezialisierung und Professionalisierung. Auf der anderen Seite ist der bewirtschaftete Standort eine wichtige Determinante für die im Durchschnitt der Jahre zu erzielenden Erträge. Auf ertragsstarken Böden werden nicht nur vornehmlich Marktfrüchte angebaut, auch die zu erzielenden Erträge sind oft höher als beim Anbau auf ertragsschwächeren Standorten. Der Anbau widerstandsfähigerer Kulturen auf diesen ertragsschwächeren Standorten kann nicht in jedem Fall die Standortnachteile kompensieren, sodass zusätzlich mit Abschlägen des Stickstoffdüngebedarfs zu rechnen ist.

2.3.2.2 N_{min}-Richtwerte und Bodenstickstoffnachlieferung

Einer der größten Stickstoffvorräte, der bei der Ermittlung des Stickstoffdüngebedarfs zu berücksichtigenden ist, ist der im Boden bereits pflanzenverfügbare Stickstoff, der N_{min}-Wert. Dieser beschreibt bei Winterungen die im Boden verfügbare Stickstoffmenge zu Vegetationsbeginn des Jahres, bei Sommerungen den Wert zur Aussaat der jeweiligen Kultur. Die N_{min}-Werte unterliegen einer erheblichen räumlichen und zeitlichen Variabilität. So werden sie durch Witterung, Vorfrucht, organische Düngung, Bearbeitungszeitpunkt und weitere Faktoren beeinflusst und sind somit räumlich und zwischen einzelnen Betrieben variabel.

Die Ermittlung der jeweiligen N_{min}-Werte erfolgt durch zu den jeweiligen Zeitpunkten durchgeführten Bodenuntersuchungen. Hier ist eine betriebsindividuelle Beprobung in Abhängigkeit der Bewirtschaftungseinheiten empfohlen und in Niedersachsen für Flächen in den nitratsensiblen Gebieten vorgeschrieben. Die Bewirtschaftungseinheiten definieren sich aus gleichen oder ähnlichen Kulturen und gleichen Standortbedingungen. Alternativ können in Niedersachsen außerhalb der nitratsensiblen Gebiete durch Referenzmessungen erstellte Richtwerte der Düngebehörde verwendet werden. Dies ist in anderen Bundesländern vergleichbar geregelt. Die Richtwerte für Niedersachsen untergliedern sich dabei in definierte Bodenklimaräume, also Areale mit ähnlichen klimatischen und pedogenen Verhältnissen und den jeweiligen Hauptkulturgruppen.

Zusätzlich zum bereits pflanzenverfügbaren Stickstoff ist die Nachlieferung von Stickstoff aus dem Bodenhumus zu berücksichtigen. Sie ist abhängig vom Humusgehalt, der Bodenart, der Bodentemperatur, der Durchfeuchtung und weiteren Standortfaktoren. Die Düngeverordnung sieht für Ackerland einen pauschalen Abzug von 20 kg N/ha bei Humusgehalten von > 4% vor, während Grünland aufgrund der längeren Vegetationszeit und des größeren Wurzelstocks einen generellen Abzug von 10 kg N/ha und bis zu 80 kg N/ha auf stark nachmineralisierenden Niedermoorstandorten (vgl. Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz 2017, Anlage 4 Tabelle 11) vorsieht.

Als weitere Quelle für eine pedogene Stickstoffnachlieferung ist die Nachmineralisation der organischen Düngung des Vorjahres zu berücksichtigen, wie sie in 2.2.3.2 beschrieben wird.

Hierbei handelt es sich um leicht zu mineralisierende, aber im Jahr der Aufbringung noch nicht pflanzenverfügbar gewordene Anteile des organisch gebundenen Stickstoffs. Diese sind in der darauffolgenden Vegetation zu berücksichtigen. Die pauschalen Werte können von der tatsächlichen Nachlieferung abweichen, die von Faktoren wie Temperatur, Bodenfeuchte, Bodenart und Menge der organischen Düngung abhängt.

2.3.2.3 Vorfrucht- und Zwischenfruchteffekte

Der Vorfruchtwert beschreibt die Stickstoffnachlieferung aus Ernteresten und Wurzelmasse der Vorfrucht. Leguminosen wie Ackerbohnen, Erbsen oder Kleegras hinterlassen erhebliche Stickstoffmengen (40 bis 80 kg N/ha), die bei der Bedarfsermittlung der Folgefrucht anzurechnen sind. Zwischenfrüchte können Stickstoff binden und der Folgefrucht zur Verfügung stellen. Der Anrechnungswert ist abhängig vom Leguminosenanteil, der Standzeit und dem Zeitpunkt des Umbruchs der Zwischenfrucht. Zu berücksichtigende Mindestabschläge sind hierbei durch die Düngeverordnung definiert. Die tatsächliche Stickstoffnachlieferung aus Vor- und Zwischenfrüchten ist jedoch hochvariabel und schwer präzise zu quantifizieren. Sie wird von der Abbaugeschwindigkeit der organischen Substanz bestimmt, die wiederum von Temperatur, Feuchtigkeit und weiteren Faktoren abhängt. In einer regionalen Bilanzierung besteht außerdem die Herausforderung, dass Vorfruchteffekte durch Kenntnis der Hauptfrüchte leicht zu quantifizieren sind, der Zwischenfruchtanbau selbst jedoch, wie in 2.3.2.1 diskutiert, schwer zu beziffern ist und die weiteren Faktoren häufig betriebsindividuell sind.

2.3.2.4 Bodenversorgung mit Phosphor

Die Bemessung des Phosphorbedarfs kann grundsätzlich sowohl über die Berechnung der Phosphorabfuhr, als auch über die mittels Bodenuntersuchung ermittelte Phosphorversorgung der jeweiligen Fläche erfolgen. Hierbei können bei hohen Versorgungsstufen und in den gelben Gebieten Einschränkungen bei der entzugsbasierten Ermittlung auftreten. Die Bodenversorgung ist dabei vorrangig bedingt durch die flächenbezogene Fruchtfolge und die betriebsindividuelle Phosphordüngung im Laufe der Jahre und setzt somit für eine exakte Bestimmung eine betriebsindividuelle Betrachtung und Kalkulation voraus.

2.4 Zeitliche Dynamik

Eine zentrale Herausforderung im Nährstoffmanagement ergibt sich aus der zeitlichen Asynchronität zwischen dem Anfall organischer Nährstoffträger und dem Nährstoffbedarf der Pflanzen. Diese zeitliche Dimension ist für das Verständnis der Nährstoffproblematik und für die Entwicklung praktischer Lösungsansätze von entscheidender Bedeutung. Die Diskrepanz zwischen kontinuierlichem Anfall und diskontinuierlichem Bedarf erfordert erhebliche Lagerkapazitäten und birgt das Risiko von Nährstoffverlusten und Umweltbelastungen, wenn die Ausbringung nicht optimal auf die Pflanzenaufnahme abgestimmt werden kann.

2.4.1 Kontinuität des Nährstoffanfalls

Der Anfall organischer Nährstoffe aus Tierhaltung und Biogasanlagen erfolgt weitgehend kontinuierlich über das gesamte Jahr, wobei die verschiedenen Nährstoffquellen unterschiedliche

Anfallsmuster aufweisen.

2.4.1.1 Organische Nährstoffquellen

In der Milchviehhaltung und der Rindermast fallen Gülle und Mist kontinuierlich während des gesamten Jahres an. Bei ganzjähriger Stallhaltung ist der Dunganfall über alle Monate nahezu konstant. Aufgrund dieser Kontinuität wird vorhandener Lagerraum täglich weiter gefüllt, sodass entsprechend dimensionierte Lagerkapazitäten benötigt werden. Bei Weidehaltung verringert sich der Dunganfall im Stall während der Weidesaison (typischerweise zwischen Mai und Oktober) um 30 bis 60%, abhängig von der Dauer und Intensität der Weidenutzung. Die Nährstoffe gelangen in dieser Zeit direkt über Weidekot und -harn auf die Grünlandflächen.

Bei Festmistsystemen in der Rinderhaltung erfolgt die Entmistung üblicherweise in größeren zeitlichen Abständen, typischerweise zwei- bis viermal jährlich. Der Mist wird während der Lagerung kompostiert, wobei Stickstoffverluste auftreten (siehe 2.2.3.2). Der tatsächliche Anfallszeitpunkt für die Ausbringung konzentriert sich daher auf wenige Entmistungstermine, oft im Frühjahr und Herbst.

In der Schweinehaltung ist der Dunganfall ebenfalls weitgehend kontinuierlich, da in der Zucht durchgängig Tiere gehalten werden und auch in der Mast in der Regel nie der ganze Stall in einer Einheit geleert und im Anschluss neu aufgestallt wird. Nur bei Betrieben mit diskontinuierlicher Belegung im Rein-Raus-Verfahren ergibt sich ein leicht wellenförmiger Verlauf des Gülleaufkommens. Während der Mastphase steigt der tägliche Gülleaufwuchs mit zunehmendem Tiergewicht an. Nach der Ausstallung und während der Reinigungsphase fällt praktisch keine Gülle an. In der Sauenhaltung und Ferkelaufzucht ist der Anfall praktisch konstant, da hier keine umtriebsweise, also schrittweise, Belegung erfolgt.

Ausschlaggebend für die Anfallsmuster in der Geflügelhaltung sind Produktionsrichtung und Haltungsform. Bei der Legehennenhaltung erfolgt der Kotanfall kontinuierlich über das gesamte Jahr. Die Art der Entmistung ist jedoch stark haltungsabhängig. In Volierenhaltung mit Kotbändern kann die Entmistung täglich bis mehrmals wöchentlich erfolgen, wodurch sich ein quasi-kontinuierlicher Anfall ergibt. In Bodenhaltungssystemen mit Tiefstreu erfolgt die Entmistung üblicherweise nach Legeperioden, also ein- bis zweimal jährlich. Der Kot hat dann bereits einen höheren Trockensubstanzgehalt und kann als Festmist bezeichnet werden.

In der Hähnchen- und Putenmastmast mit umtriebsweiser Belegung fällt der Mist periodisch bei der Ausstallung an.

Der periodische und konzentrierte Anfall in der Geflügelmast stellt besondere Anforderungen an die Logistik der Verwertung. Hähnchen- und Putenmist fallen häufig zu Zeitpunkten an, zu denen eine direkte Ausbringung aufgrund von Witterung, Sperrfristen oder fehlendem Pflanzenbedarf nicht möglich ist. Dies erfordert entweder ausreichende eigene Lagerkapazitäten oder die zeitnahe Abgabe an Abnehmer mit entsprechenden Lagermöglichkeiten.

Trotz einer teilweise bedarfsgesteuerten Strom- oder Wärmeproduktion produzieren Biogasanlagen kontinuierlich Biogas und somit auch kontinuierlich Gärrest. Der tägliche Gärrestanfall entspricht näherungsweise der Substratinputmenge, abzüglich geringer Masseverluste durch die Gasproduktion und Wasserverdunstung. Da sich die zur Verfügung stehenden Substrate

zumeist nicht kurzfristig ändern und Anpassungsprozesse in der Biologie erfordern, bleibt auch der Gärrestanfall im Laufe des Jahres weitestgehend konstant.

Da in Kläranlagen mit konstant ablaufenden mikrobiellen Prozessen gearbeitet wird, ist der Klärschlammanfall ebenfalls kontinuierlich. Dies verstärkt sich in Abhängigkeit der Größe der Anlage und somit der täglich zu verarbeitenden Abwassermenge. Ausnahmen hierzu können vorwiegend durch Großeinleiter mit schwankenden Abwassermengen entstehen. Je nach Art der weiteren Aufbereitung des Klärschlamms sowie bestehender Verwertungsmöglichkeiten auf der jeweiligen Anlage sind so vergleichsweise ausreichend dimensionierte Lagermöglichkeiten wie in der Tierhaltung und der Biogasproduktion notwendig.

2.4.1.2 Mineraldünger

Im Gegensatz zu organischen Düngern steht Mineraldünger nach Bedarf zur Verfügung. Mineraldünger kann zeitnah vor der geplanten Ausbringung beschafft werden und so muss keine Lagerung über längere Zeiträume eingeplant werden. Diese Flexibilität ist ein wesentlicher Vorteil von Mineraldüngern gegenüber organischen Düngern.

Allerdings zeigen sich auch beim Mineraldünger saisonale Muster in Beschaffung und Einsatz. Die Hauptbeschaffung erfolgt üblicherweise im Spätwinter und Frühjahr vor der Hauptdüngungssaison. Die Mineraldüngerpreise unterliegen zum Teil erheblichen saisonalen und konjunkturellen Schwankungen, was strategische Beschaffungsentscheidungen erforderlich macht.

2.4.2 Diskontinuität des Nährstoffbedarfs

Im Gegensatz zum kontinuierlichen Nährstoffanfall ist der Nährstoffbedarf der Pflanzen zeitlich hochgradig konzentriert und variiert nach Kultur, Entwicklungsstadium und Witterung. Diese zeitliche Diskrepanz zwischen Anfall und Bedarf stellt eine zentrale Herausforderung für das betriebliche und regionale Nährstoffmanagement dar.

2.4.2.1 Stickstoffbedarf im Jahresverlauf

Die zeitliche Verteilung des Stickstoffbedarfs im Jahresverlauf unterscheidet sich grundlegend zwischen Ackerkulturen und Grünland, sowie Feldfutter. Während sich der Stickstoffbedarf der Ackerkulturen im Frühjahr konzentriert und spätestens mit der Ernte im Sommer endet, werden Grünland und Feldfutterflächen mehrjährig genutzt, sodass in der kompletten Vegetationsperiode ein Wachstum stattfindet, welches einen Nährstoffbedarf mit sich bringt.

Maßgeblich für den Stickstoffbedarf ist die Standzeit der jeweiligen Kulturen zwischen Aussaat und Ernte. Hier ist zwischen Winterungen mit Aussaat im Herbst des Vorjahres, Sommerungen mit Aussaat im Frühjahr des Erntejahres und Zwischen-, bzw. Zweitfrüchten zu unterscheiden. Diese werden nach der Ernte der Hauptkultur im Sommer gesät und im darauffolgenden Herbst genutzt, oder verbleiben ungenutzt als Gründüngung.

Den Großteil der Winterungen auf den niedersächsischen Ackerflächen bildet Wintergetreide. Hierzu zählen Winterweizen, Wintergerste, Wintertriticale und Winterroggen. Jede dieser Kulturen weist bereits im Herbst ein gewisses Wachstum und somit eine Stickstoffaufnahme auf,

allerdings fällt diese lediglich bei Wintergerste durch die früheste Aussaat in dieser Gruppe so hoch aus, dass die N-Aufnahme nicht in jedem Fall durch den Bodenstickstoffvorrat gedeckt wird und ein geringer Düngebedarf besteht. Der überwiegende Stickstoffbedarf des Wintergetreides besteht zwischen März und Juni. Hierbei weist Weizen den höchsten Gesamtbedarf und die längste N-Aufnahme auf, während der Stickstoffbedarf von Roggen am geringsten ausfällt. Durch die frühe Abreife der Wintergerste endet hier die N-Aufnahme am ehesten. Neben dem Getreide stellt Winterraps eine weitere bedeutsame Winterung in Niedersachsen dar. Mit der Aussaat Ende August und einer raschen Jugendentwicklung besteht bereits im Herbst der Aussaat eine entsprechende N-Aufnahme, sodass auch hier nicht in jedem Fall der gesamte Stickstoffbedarf durch den Bodenvorrat gedeckt werden kann und ein Düngebedarf bestehen kann. Der überwiegende Stickstoffbedarf besteht auch beim Raps zwischen März und Mai. Durch das rasche Wachstum und den verzweigten Wuchs wird die Düngung mit zunehmendem Pflanzenbestand stark erschwert, weshalb sie in der Regel im zeitigen Frühjahr durchgeführt wird.

Bei den Sommerungen gibt es je nach Kultur ebenfalls deutliche Unterschiede im Zeitraum der N-Aufnahme. Das kürzeste Zeitfenster weist hier das Sommergetreide – überwiegend Sommergerste, Hafer und Sommerweizen – auf. Da sie nach der gleichen Zeit abreifen, wie die Winterformen, aber deutlich später gesät werden, liegt die N-Aufnahme hier zwischen April und Juni. Ebenfalls häufig im März ausgesät werden Zuckerrüben und Kartoffeln, wobei die frostempfindlicheren Kartoffeln später, bis in den April hinein, gelegt werden. Die überwiegende N-Aufnahme beider Kulturen findet von der Aussaat bis in den August hinein statt, bevor beide Kulturen mit der Abreife beginnen. Mais stellt in Niedersachsen eine der bedeutendsten Sommerungen dar. Die Aussaat findet bei ausreichender Bodentemperatur Ende April und Anfang Mai statt und die N-Aufnahme endet ebenfalls im August. Bei allen Sommerungen konzentriert sich die Düngung auf die erste Gabe zur Aussaat, der bei hohem Stickstoffbedarf eine zweite Gabe wenige Wochen später folgt, sodass jedoch ab Juni keine Düngung mehr stattfindet.

Wird die Hauptfrucht früh genug geerntet und ist bis zur Aussaat der Folgekultur ausreichend Zeit, etwa weil eine Sommerung folgt, ist der Anbau einer Zwischen- oder auch Zweitfrucht möglich. Zwischenfrüchte sollen eine Bodenbedeckung zwischen den Hauptkulturen bilden, Beikräuter unterdrücken, den Boden auflockern und verbliebene Nährstoffe aufnehmen, um sie der Folgekultur zur Verfügung zu stellen. Hierbei weisen sie einen gewissen Stickstoffbedarf nach der Aussaat auf. Da eine frühe Aussaat die zur Verfügung stehende Vegetationszeit verlängert, ist der Stickstoffbedarf bei frühen Aussaatterminen höher, als bei späteren Terminen und kann, ähnlich zu Raps und Wintergerste, die im Boden verfügbare Stickstoffmenge übersteigen und einen Düngebedarf erzeugen. Da Zwischenfrüchte nicht geerntet werden und die Nährstoffe so auf der Fläche verbleiben, ist der Stickstoffbedarf hier jedoch geringer, als bei Hauptkulturen oder auch Zweitfrüchten. Diese werden noch im Jahr der Aussaat beerntet, wobei es sich überwiegend um Gräser, Sommergetreide oder Mais für die Silagenutzung handelt. Im Vergleich zum Anbau als Hauptkultur begrenzt die verbleibende Vegetationszeit das Wachstum und der Stickstoffbedarf fällt entsprechend geringer aus. So entsteht durch den Anbau von Zwischen- oder Zweitfrüchten ein weiteres Bedarfsfenster zwischen Juni und

September.

Grünland und Feldfutter zeigen ein anderes Muster der Stickstoffaufnahme als Ackerkulturen. Die Hauptaufnahme erfolgt im Frühjahr und nach jedem Schnitt, wobei die Anzahl der Schnitte von der Nutzungsintensität abhängt. Da es mehrjährig genutzt wird, steht zu Vegetationsbeginn ein entwickeltes Wurzelsystem zur Verfügung, gleichzeitig wird durch die mehrfache Nutzung das Abfallen der N-Aufnahme durch die Abreife der Gräser unterbunden. Somit besteht über die gesamte Vegetationsperiode ein Stickstoffbedarf. Durch ein stärkeres Gräserwachstum im Frühjahr fällt dieser zwischen April und Juli am höchsten aus und nimmt bis September stetig ab.

2.4.2.2 Phosphorbedarf im Jahresverlauf

Der Phosphorbedarf der Pflanzen folgt grundsätzlich ähnlichen Mustern wie der Stickstoffbedarf, ist aber weniger zeitkritisch, da Phosphor im Boden deutlich weniger mobil ist als Stickstoff und nicht ausgewaschen wird.

Phosphor wird von den Pflanzen während der gesamten Vegetationsperiode aufgenommen, mit Schwerpunkt in den Phasen intensiven Wachstums. Die Phosphatdüngung kann zeitlich flexibler erfolgen als die Stickstoffdüngung. Eine Phosphatdüngung im Herbst oder Winter ist bodenschutzrechtlich unbedenklich (sofern Abschwemmung vermieden wird) und düngerechtlich unter Beachtung des Düngebedarfs und der Sperrfristen möglich.

2.4.3 Asynchronität zwischen Anfall und Bedarf

Aus dem überwiegend kontinuierlichen Anfall der Nährstoffe und wenigen zeitlich begrenzten Fenstern des Nährstoffbedarfs ergeben sich temporäre Differenzen zwischen Anfall und Bedarf. Diese werden dabei nicht nur durch die Faktoren des Anfalls und Bedarfs bedingt, sondern unterliegen zusätzlich Einflüssen durch die Witterung und werden darüber hinaus durch das Düngerecht bedingt.

2.4.3.1 Fachlich begründete Asynchronität

Die Gegenüberstellung des kontinuierlichen Nährstoffanfalls mit dem konzentrierten Nährstoffbedarf verdeutlicht die zeitliche Asynchronität. So zeigt sich ein Zeitraum mit hohem Nährstoffbedarf bei gleichzeitig hoher Nährstoffverfügbarkeit von März bis Mai. Im Frühjahr besteht bei den meisten Ackerkulturen und bei Grünland ein hoher Stickstoffbedarf. Gleichzeitig fallen kontinuierlich Gülle, Mist und Gärreste an und es stehen Lagermengen aus dem Herbst und Winter zur Verfügung. In diesem Zeitraum können organische Dünger bedarfsgerecht eingesetzt werden. Die Lagerkapazitäten werden entleert, um Raum für den weiter anfallenden Dünger zu schaffen. Diese Phase ist optimal für die Verwertung organischer Dünger, allerdings können Witterungseinflüsse wie Nässe und Frost die Ausbringung einschränken.

Zwischen Juni und August liegt ein Zeitraum mit mäßigen Nährstoffbedarfen und geringer Nährstoffverfügbarkeit. So besteht im Sommer noch Nährstoffbedarf bei Mais, Zuckerrüben, Kartoffeln und bei Grünland nach den erfolgten Schnitten. Der Anfall organischer Dünger ist unverändert, aber die Ausbringungsmöglichkeiten können durch die Bestandsdichte der

Kulturen, wie etwa im hochgewachsenen Mais und durch Trockenheit eingeschränkt sein. Bei Grünland bietet die Nachdüngung nach den Schnitten gute Verwertungsmöglichkeiten für Gülle und flüssige Gärreste.

Zwischen September und Februar des Folgejahres ist der Nährstoffbedarf deutlich geringer, als der Nährstoffanfall. Dies ist die kritische Phase für das Nährstoffmanagement. Der Anfall organischer Dünger ist unverändert hoch, der Nährstoffbedarf jedoch sehr begrenzt. In dieser Phase füllen sich die Lager kontinuierlich, während kaum Entleerungsmöglichkeiten bestehen. Dies erfordert ausreichende Lagerkapazitäten und führt häufig zu Engpässen, insbesondere bei Betrieben mit knapper Lagerraumdimensionierung.

Die Auswertung der Wirtschaftsdüngermeldungen im Rahmen der Nährstoffberichte zeigen deutlich diese saisonalen Schwankungen: Während über die Sperrfrist von Oktober bis Januar etwa 15% der gemeldeten Wirtschaftsdünger verbracht wurden, wurden allein im März 2023 über 7,2 Millionen Tonnen Wirtschaftsdünger und Gärreste ausgebracht. Dies entspricht etwa 20% der gesamten Jahresmenge in einem einzigen Monat. Ein Vergleich mit der Verbringung 2024 zeigt zusätzlich den signifikanten und schwer vorherzusehenden Witterungseinfluss. Aus einem sehr niederschlagsreichen Winter kommend, waren viele Flächen im Frühjahr 2024 kaum bis gar nicht befahrbar. Zusätzlich kam es regionsweise zu Umbrüchen von Wintergetreide aufgrund der Hochwassersituation und zu einem verstärkten Anbau von Sommerungen zur Kompensation. Somit verschob sich der Hauptzeitpunkt der Wirtschaftsdüngerverbringung vom März in die Monate April und Mai mit 21% und 19% der insgesamt im Berichtszeitraum 2023/2024 verbrachten Wirtschaftsdünger (Landwirtschaftskammer Niedersachsen (Hrsg.) 2025, 2024).

2.4.3.2 Rechtliche Einschränkungen

Über die natürlichen Beschränkungen durch Pflanzenbedarf und Witterung hinaus bestehen rechtliche Restriktionen, die die zeitliche Flexibilität in der Nährstoffverwertung weiter einschränken. Den größten Einfluss haben dabei die Sperrfristen nach § 6 Absatz 8 und 9 der Düngeverordnung. So gilt für Gülle, Jauche, Geflügelkot, Biogasgärreste und andere flüssige organische Düngemittel auf Ackerflächen eine Sperrfrist ab Ernte der letzten Hauptfrucht. Ausgenommen hiervon ist die Düngung zu Zwischenfrüchten, Winterraps und Feldfutter, jeweils mit Aussaat bis 15. September und bis zum 1. Oktober allerdings nur, wenn die Vorfrucht Getreide war. Die gleiche Ausnahme gilt für Wintergerste, hier bei einer Aussaat bis zum 01. Oktober, aber gleichbleibenden Bedingungen. In jedem Fall ist die Düngemenge auf maximal 60 kg N_{ges}/ha, 30 kg NH_4-N/ha oder den errechneten Düngebedarf begrenzt. Die als erstes erreichte Grenze gibt dabei die maximale Düngemenge vor. Im Fall eines Zweitfruchtanbaus (siehe 2.4.2.1) kann unabhängig der Vorfrucht und einer Aussaat bis zum 15.08. in Höhe des Düngebedarfs gedüngt werden. Auf Grünland und mehrjährigem Feldfutterbau dürfen diese Nährstoffträger zwischen dem 01. November und 31. Januar nicht ausgebracht werden. Hierbei ist die Menge zwischen dem 01. September und dem Beginn der Sperrfrist auf 80 kg N_{ges}/ha begrenzt. Aufgrund der geringeren Gehalte an verfügbarem Stickstoff gelten für Festmist von Huf- und Klauentieren, Kompost und andere feste organische Düngemittel abweichende Sperrfristen vom 01. Dezember bis zum 15. Januar. Generell ausgenommen von

diesen Sperrfristen sind Düngemittel mit weniger als 1,5% Stickstoff in der Trockensubstanz. Für Düngemittel ohne diesen wesentlichen Stickstoffgehalt, aber mit wesentlichem Gehalt an Phosphat (>0,5% P_2O_5 in der Trockensubstanz) gilt unabhängig der Aufbringung auf Acker- oder Grünlandflächen eine Sperrfrist vom 01. Dezember bis zum 15. Januar.

Im Rahmen der Ausweisung nitratsensibler und eutrophierter Gebiete nach § 13a der DüV werden strengere Vorgaben für die Sperrfristen in diesen Gebieten definiert. So fallen in den nitratsensiblen Gebieten die Ausnahmen zur Herbstdüngung für Zwischenfrüchte, Wintergerste und Feldfutter weg. Lediglich Raps darf weiterhin nach den oben genannten Vorgaben gedüngt werden, jedoch nur, wenn eine N_{min}-Untersuchung mit einem Wert unter 45 kg/ha vorliegt. Die Ausbringung von Festmist von Huf- und Klauentieren, Kompost und anderen festen organischen Düngemitteln wird in diesen Gebieten auf 120 kg N_{ges}/ha begrenzt und die Sperrfrist zur Ausbringung flüssiger organischer Düngemittel auf Dauergrünland und mehrjährigem Feldfutterbau auf den 01. Oktober vorgezogen. Gleichzeitig wird die maximal zulässige Düngemenge von 80 kg N_{ges}/ha auf 60 kg N_{ges}/ha ab dem 01. September reduziert. In eutrophierten Gebieten wird die Sperrfrist für Düngemittel mit wesentlichem Gehalt an Phosphat unabhängig der Aufbringung auf Acker- oder Grünlandflächen vom 01. Dezember bis zum 15. Februar verlängert.

Über die kalenderbasierten Sperrfristen hinaus bestehen situationsbezogene Ausbringungsverbote nach § 5 Absatz 1 DüV. So ist die Düngung auf überschwemmten, wassergesättigten, gefrorenen oder schneebedeckten Böden verboten. Diese Regelungen sind fachlich geboten, schränken aber die praktischen Ausbringungsmöglichkeiten zusätzlich ein, insbesondere in niederschlagsreichen Abschnitten oder in Kälteperioden. Im Winter und zeitigen Frühjahr können Bodenfrost und Schneelage über Wochen eine Ausbringung verhindern, auch außerhalb der kalenderbasierten Sperrfristen. In nassen Frühjahren kann die Befahrbarkeit bis in den April hinein eingeschränkt sein, gerade auf schweren Böden und in Grünlandlagen.

2.5 Fazit

Die Analyse zeigt deutlich, dass die Ausgangsproblematik – die Entkopplung von Nährstoffanfall und Nährstoffbedarf sowie die damit verbundenen ökologischen und ökonomischen Herausforderungen – nur durch ein integratives Nährstoffmanagement lösbar ist. Die dargestellten Kapitel verdeutlichen, dass sowohl die Vielfalt der Nährstoffquellen als auch die rechtlichen und zeitlichen Restriktionen eine komplexe Ausgangslage schaffen.

Zum einen ist der Nährstoffanfall aus Tierhaltung, Biogasanlagen und Klärschlamm weitgehend kontinuierlich und mengenmäßig erheblich, während der pflanzenbauliche Bedarf zeitlich konzentriert und stark kultur- sowie standortabhängig ist. Diese Asynchronität erfordert nicht nur ausreichend dimensionierte Lagerkapazitäten, sondern auch Verfahren zur Aufbereitung und Konzentrierung organischer Dünger, um Transportwürdigkeit und Flexibilität zu erhöhen. Die rechtlichen Rahmenbedingungen, insbesondere Sperrfristen und Obergrenzen, verstärken den Druck auf eine präzise Planung und eine regionale Abstimmung der Stoffströme. Eine Bilanzierung von Anfall und Bedarf erfordert, dass methodische Unsicherheiten – etwa bei Tierbeständen, Lagerverlusten oder der Nachlieferung aus Böden – in die Planung einbezogen werden. Eine belastbare Datengrundlage ist dabei unverzichtbar, um Strategien zur

Rückführung von Nährstoffen aus Klärschlamm und Wirtschaftsdüngern zu entwickeln. Hierbei kommt der Kopplung von technischen Verfahren zur Nährstoffrückgewinnung mit einer regional differenzierten Steuerung der Stoffströme besondere Bedeutung zu.

Insgesamt wird deutlich: Eine ökonomisch tragfähige und ökologisch wirksame Lösung setzt auf drei Säulen – robuste Bilanzierung (Einbezug von Unsicherheiten und entsprechend richtig interpretiert), technische Aufbereitung und regionale Koordination. Nur wenn diese Elemente ineinandergreifen, kann die Rückführung endlicher Nährstoffe wie Phosphor und die effiziente Nutzung von Stickstoff gelingen, ohne die Umweltbelastungen weiter zu verschärfen. Damit bildet die hier erarbeitete Datengrundlage einen zentralen Baustein für die Entwicklung nachhaltiger Nährstoffmanagementstrategien in Niedersachsen.

3 Bilanz und Prognose von regionalem Düngebedarf und Nährstoffanfall

Autor*innen:
Hauke Ahnemann – Landwirtschaftskammer Niedersachsen

Inhaltsverzeichnis

3.1 Fragestellung....36
3.2 Verfügbare Bilanzen und Abgrenzung der eigenen Bilanzierung....37
3.3 Bilanzierungsmethodik....45
3.4 Prognose von Düngebedarf und Nährstoffanfall....51
3.5 Weitere Verwendung....54

Kurzbeschreibung

Im folgenden Kapitel werden die methodischen Grundlagen einer regionalisierten Nährstoffbilanzierung für die Modellregion Landkreis Nienburg dargestellt. Ausgangspunkt ist die Frage, wie die Nährstoffflüsse einer Verbundregion quantifiziert werden können, in der bisher landwirtschaftlich verwertete Klärschlämme künftig verbrannt und die enthaltenen Nährstoffe recycelt werden müssen.

Bestehende Bilanzierungsinstrumente auf Landes- und Bundesebene erfüllen diese Anforderung nicht. Das entwickelte Planungsmodell weist drei Kerneigenschaften auf, um diese Herausforderung zu adressieren: flexible Bilanzraumdefinition, regionalisierbare Annahmen zur Düngebedarfsermittlung und Prognosefähigkeit durch szenarienbasierte Parameteranpassung. Das Modell ist ein wertvolles Planungsinstrument für Verbundkonfigurationen, betriebliche Nährstoffplanung und Szenarienanalysen – unter dem ausdrücklichen Vorbehalt seines Prototypstatus und der fehlenden Rechtssicherheit der Ergebnisse.

3.1 Fragestellung

Mit der Verbrennung von Klärschlämmen, die bisher direkt als Düngemittel in der Landwirtschaft verwertet wurden, werden dem landwirtschaftlichen System wertvolle Nährstoffe entzogen. Das größte Augenmerk liegt hierbei auf Phosphor, welcher als einer der drei Hauptnährstoffe in der Pflanzenproduktion in der landwirtschaftlichen Urproduktion unverzichtbar ist, jedoch zu einem Großteil derzeit aus endlichen Abbaugebieten stammt. Vor dem Hintergrund der Vielzahl potenziell problematischer enthaltener Stoffe wird die thermische Verwertung der Klärschlämme zukünftig nach den Vorgaben der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) deutlich ausgeweitet. Um die so der landwirtschaftlichen Verwertung entzogenen Phosphormengen im System zu halten, ist eine Pflicht zum Phosphor-Recycling vorgeschrieben.

Dort, wo Verbrennungs- und Recyclingkapazitäten in einem Verbund geplant, errichtet und betrieben werden und nicht nur große Städte oder deutlich urban geprägte Regionen Teile des Verbunds sind, spielt häufig die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung noch eine gewisse Rolle. Ein solcher Verbund wird im Projekt „SATELLITE“ betrachtet. Teil des hier betrachteten Verbunds sind kleine und dezentral gelegene Anlagen, deren Schlämme zu großen

Teilen lokal landwirtschaftlich verwertet werden. Der Wechsel hin zu einer Verbrennung der Schlämme bringt daher einen Nährstoffentzug aus den jeweiligen landwirtschaftlichen Systemen mit sich. Gleichzeitig werden durch zentrale Verbrennungs- und Recyclingeinrichtungen Nährstoffe an einem Ort konzentriert, ohne dort direkt kontinuierlich und in der gesamten Menge wieder in der Landwirtschaft eingesetzt werden zu können. Eine Rückführung der Nährstoffe ist daher notwendig. Da jedoch nicht in jeder Herkunftsregion der Klärschlämme ein deutlicher Mangel an leicht verfügbaren Nährstoffen herrscht, sondern insbesondere in Niedersachsen durch die lokale Tierhaltung und Biogasproduktion in der Vergangenheit bilanzielle Nährstoffüberschüsse aufgetreten sind, kann nicht automatisch von einer der Nährstoffanlieferung entsprechenden Rückführung ausgegangen werden.

Um die Auswirkungen der Klärschlammverbrennung auf die Nährstoffflüsse einer Verbundregion quantifizieren zu können und sinnvolle Strategien zur Rückführung der recycelten Nährstoffe zu entwickeln, ist daher eine Bilanzierung der landwirtschaftlichen Nährstoffflüsse in der betrachteten Verbundregion unerlässlich. Anhand dieser kann auf unterschiedlichen Skalen bewertet werden, wie signifikant der Nährstoffentzug durch eine Verbrennung der Klärschlämme ausfällt. Außerdem lässt sich so eine Aussage darüber treffen, wann, wo und in welchen Mengen Rückführungsmöglichkeiten und -bedarfe für recycelte Nährstoffe vorhanden sind.

Dabei sind die für den Nährstoffanfall und -bedarf entscheidenden Faktoren im Laufe der Jahre nicht statisch. Wirtschaftliche, politische und natürliche Einflüsse bedingen sowohl kurz-, als auch mittelfristig die Flächennutzung, Tierhaltung und weitere Parameter. Gleichzeitig wird mit der zentralen Verbrennung von Klärschlämmen und dem Nährstoffrecycling ein auf Dauer angelegter Verfahrensweg etabliert, der einen ebenso auf Dauer angelegte Rückführungsweg für die Nährstoffe erfordert. Um hier bestmöglich auf Veränderungen in der regionalen Landwirtschaft reagieren zu können, ist ausgehend aus der Nährstoffbilanzierung die Möglichkeit einer Prognose des Nährstoffanfalls und -bedarfs von großem Wert.

Dieses Kapitel stellt die Grundlagen und das methodische Vorgehen sowohl für die Bilanzierung als auch für die Prognose von Nährstoffanfall und -bedarf für die Modellregion Nienburg dar.

3.2 Verfügbare Bilanzen und Abgrenzung der eigenen Bilanzierung

Die Notwendigkeit einer belastbaren Nährstoffbilanzierung für die Modellregion Nienburg ergibt sich nicht aus einem Fehlen von Bilanzierungsinstrumenten im deutschen Agrarsektor. Vielmehr existiert auf Bundes- und Landesebene eine Vielzahl etablierter Methoden und regelmäßig veröffentlichter Berichte, die die Nährstoffsituation der deutschen Landwirtschaft aus unterschiedlichen Blickwinkeln beleuchten. Um nachvollziehbar zu machen, warum eine eigenständige, regionalisierte Bilanzierung für das hier betrachtete Vorhaben dennoch unerlässlich ist, werden im Folgenden die wesentlichen verfügbaren Instrumente dargestellt, ihre Methodik und Zielstellung skizziert und ihre Grenzen im Hinblick auf die spezifische Fragestellung des Projekts SATELLITE herausgearbeitet.

3.2.1 Der Nährstoffbericht Niedersachsen

Das für Niedersachsen charakteristischste und detaillierteste Instrument der regionalen Nährstoffbilanzierung ist der Nährstoffbericht, der von der Düngebehörde der Landwirtschaftskammer Niedersachsen jährlich erstellt und vom Niedersächsischen Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz veröffentlicht wird.

Grundlage des Berichts sind die nach § 21 und 24 der Düngeverordnung (DüV) meldepflichtigen Wirtschaftsdünger- und Gärrestverbringungen, die von abgebenden Betrieben im niedersächsischen Meldeprogramm zu erfassen sind. Daraus ergibt sich eine belastbare, auf tatsächlichen Meldevorgängen basierende Datenbasis für den Nährstoffanfall aus Tierhaltung und Biogasanlagen, die auf Kreisebene ausgewiesen wird (Landwirtschaftskammer Niedersachsen (Hrsg.) 2025, 2025). Darüber hinaus beinhaltet der Bericht Auswertungen zu Verbringungsmengen und -wegen sowie zu den Im- und Exporten von Wirtschaftsdüngern, auch über Landesgrenzen hinaus. Auf dieser Grundlage werden Nährstoffdüngesalden für Stickstoff und Phosphat (P_2O_5) berechnet, die den ermittelten Düngebedarf der tatsächlich ausgebrachten Nährstoffmenge gegenüberstellen.

Der Nährstoffbericht ist damit das in Niedersachsen am besten geeignete Instrument, um die Gesamtsituation des Nährstoffaufkommens aus der Tierhaltung und den Biogasanlagen darzustellen und deren Entwicklung im Zeitverlauf zu verfolgen. Die räumliche Auflösung auf Kreisebene erlaubt es, regionale Unterschiede innerhalb des Landes sichtbar zu machen. Gleichzeitig bildet der Bericht einen Ist-Zustand ab: Er beschreibt, was im abgelaufenen Berichtszeitraum tatsächlich angefallen, verbracht und ausgebracht wurde, und gibt eine Einschätzung dazu, ob die rechtlichen Vorgaben der DüV eingehalten wurden.

Der Düngebedarf wird im Rahmen des Nährstoffberichts auf Basis teils landesweit hinterlegter Annahmen ermittelt. Hierzu zählen standardisierte Ertragsannahmen, die, wenn vorhanden, auf der Erntestatistik des Landes mit Daten auf Kreisebene aufbauen, oder, wo nicht vorhanden, dem Richtertragsniveau der Düngeverordnung entsprechen. Mit Rückgriff auf detailliertere Daten aus der ENNI-Meldung, konnten seit 2023 landesweite Annahmen unter anderem zu Qualitätsgruppen, Bodenversorgungsklassen und zur Herbstdüngung detailliert werden. Im Rahmen der sog. ENNI-Meldung sind alle nach DüV aufzeichnungspflichtigen Betriebe mit Sitz in Niedersachsen verpflichtet, die Düngebedarfsermittlung, die Dokumentation der Stickstoff- und Phosphordüngung schlagbezogen, sowie den gesamtbetrieblichen Stickstoffanfall nach Ablauf des Düngejahres in einem Onlineportal zu melden. Die Richtwerte für mineralischen Stickstoff (N_{min}) werden nach Bodenklimaräumen differenziert, die Grünlandnutzung anhand pauschaler Nutzungsintensitäten abgebildet. Diese Vereinheitlichung ist methodisch notwendig, um eine reproduzierbare und vergleichbare Bilanzierung auf Landesebene zu gewährleisten, führt aber zwangsläufig zu einer Nivellierung standortspezifischer Besonderheiten.

3.2.2 Weitere länderspezifische Nährstoffberichte in Deutschland

Niedersachsen ist nicht das einzige Bundesland, das regelmäßig Nährstoffberichte veröffentlicht. Auch andere Länder mit intensiver Tierhaltung haben entsprechende Berichtssysteme etabliert, die sich in Methodik, Berichtszeitraum und räumlicher Auflösung jedoch zum Teil

erheblich voneinander unterscheiden.

3.2.2.1 Nordrhein-Westfalen

Die Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen legt in mehrjährigen Abständen einen Nährstoffbericht vor, der zuletzt für den Zeitraum 2014 bis 2024 veröffentlicht wurde (Landwirtschaftskammer NRW 2025). Wie der niedersächsische Bericht weist er auf Kreisebene die Stickstoff- und Phosphorbilanzen aus und macht regionale Unterschiede sichtbar. In wesentlichen Punkten der Methodik und der institutionellen Einbettung bestehen jedoch Unterschiede zu Niedersachsen, die für eine vergleichende Einordnung relevant sind.

Der auffälligste methodische Unterschied betrifft die Datenbasis zur Ermittlung des Nährstoffanfalls und des Düngebedarfs. Während der niedersächsische Bericht auf den im Meldeprogramm erfassten Verbringungsmeldungen aufbaut und den Nährstoffanfall aus den gemeldeten Tierzahlen und standardisierten Ausscheidungskoeffizienten, sowie den in ENNI erfassten Daten ableitet, stützte sich der nordrhein-westfälische Bericht bis zum Berichtsjahr 2021 auf die Auswertung einzelbetrieblicher Nährstoffvergleiche, also der Gegenüberstellung des betrieblichen Nährstoffeinsatzes und der Nährstoffentzüge über die produzierten Pflanzen, als zentrale Datengrundlage. Für den Bericht 2021 wurden so rund 35.000 betriebliche Nährstoffvergleiche ausgewertet, um daraus kreisaggregierte Aussagen zum Nährstoffeinsatz und zur Nährstoffabfuhr abzuleiten. Mit dem Wegfall der Pflicht zur Erstellung betrieblicher Nährstoffvergleiche durch die Novelle der Düngeverordnung 2020 entfiel diese Datenbasis. Der aktuellste Bericht aus dem Jahr 2025 trägt dieser veränderten Rechtslage Rechnung und nutzt eine überarbeitete Datenbasis, die sich nunmehr stärker auf statistische Tier- und Flächenzahlen sowie das Wirtschaftsdüngermeldewesen stützt. Die Autoren weisen ausdrücklich darauf hin, dass der aktuelle Bericht aufgrund dieser methodischen Änderungen nur eingeschränkt mit den Vorgängerberichten vergleichbar ist.

Ein weiterer struktureller Unterschied besteht in der Berücksichtigung grenzüberschreitender Wirtschaftsdüngerströme. Während die niedersächsische Nährstoffsituation maßgeblich durch den interregionalen Wirtschaftsdüngertransport innerhalb Deutschlands geprägt ist, weist Nordrhein-Westfalen aufgrund seiner Lage an der niederländischen Grenze eine besondere Exposition gegenüber Wirtschaftsdüngerimporten aus den Niederlanden auf. Im Zeitraum von 2016 bis 2020 gingen diese Importe zwar um etwa 50 Prozent zurück, waren aber in der Vergangenheit ein zentraler Treiber der regionalen Nährstoffüberschüsse in den westlichen Kreisen des Landes. Der Nährstoffbericht NRW behandelt diese grenzüberschreitenden Ströme explizit als eigenständige Bilanzkomponente und ermöglicht damit eine differenziertere Betrachtung des Nährstoffmarktes in der Grenzregion, die im niedersächsischen Bericht in dieser Form nicht vorgesehen ist.

Schließlich unterscheidet sich der Veröffentlichungsrhythmus beider Berichte erheblich. Während der niedersächsische Nährstoffbericht jährlich erscheint und damit eine zeitnahe Beobachtung der Nährstoffsituation ermöglicht, erscheint der nordrhein-westfälische Bericht in mehrjährigen Abständen. Für eine dynamische Beobachtung der Nährstoffentwicklung ist diese geringere Aktualität ein Nachteil, wenngleich der mehrjährige Betrachtungszeitraum den Vorteil birgt, kurzfristige witterungsbedingte Schwankungen zu nivellieren und belastbarere

Trendaussagen zu ermöglichen (Landwirtschaftskammer NRW 2025).

3.2.2.2 Schleswig-Holstein

Schleswig-Holstein hat mit den beiden Nährstoffberichten der Christian-Albrechts-Universität Kiel aus den Jahren 2015 und 2020 einen methodisch eigenständigen und wissenschaftlich ambitionierten Ansatz zur Nährstoffbilanzierung etabliert, der sich in mehrfacher Hinsicht sowohl vom niedersächsischen Bericht als auch vom nordrhein-westfälischen Ansatz abhebt (Taube et al. 2015; Henning & Taube 2019).

Ein zentrales methodisches Merkmal der schleswig-holsteinischen Berichte ist die simultane Berechnung zweier konzeptionell unterschiedlicher Bilanztypen: der Flächenbilanz (auch Bodenbilanz genannt) und der Stoffstrombilanz (auch Hoftorbilanz). Während die Flächenbilanz – ähnlich wie der niedersächsische Nährstoffbericht – die Nährstoffzufuhr über Düngemittel der Nährstoffabfuhr über das Erntegut auf der Fläche gegenüberstellt, erfasst die Stoffstrombilanz alle Nährstoffströme, die einen landwirtschaftlichen Betrieb über das sprichwörtliche Hoftor passieren. Somit werden auf der Zufuhrseite neben Düngemitteln auch Futtermittelimporte, Saatgut und atmosphärische Depositionen erfasst, während auf der Abfuhrseite neben dem Erntegut auch tierische Erzeugnisse wie Milch und Fleisch berücksichtigt werden.

Der wesentliche Erkenntnisgewinn der Stoffstrombilanz gegenüber einer reinen Flächenbilanz liegt darin, dass sie die tatsächliche Nährstoffeffizienz des Gesamtbetriebs und nicht nur der bewirtschafteten Fläche abbildet. Besonders für Betriebe mit intensiver Tierhaltung ist dieser Unterschied erheblich, da ein Betrieb, der große Mengen Futtermittel zukauft und deren Nährstoffe über die Tierhaltung in Wirtschaftsdünger umwandelt, auf Flächenbilanzbasis scheinbar ausgeglichene Salden ausweisen kann, wenn er diese Wirtschaftsdünger über ausreichend Fläche verteilt. Die Hoftor-Stoffstrombilanz hingegen macht sichtbar, wie viele externe Nährstoffe dem betrieblichen System insgesamt zugeführt werden und damit auch, welche Mengen an Ammoniak, Lachgas und Nitrat potenziell in die Umwelt emittiert werden können. Im Unterschied zur Nettobilanz, die gasförmige und auswaschungsbedingte Verluste bereits vor der Saldierung abzieht, bildet die Brutto-Stoffstrombilanz diese unvermeidbaren Verluste explizit ab. Dies erlaubt eine direktere Einschätzung der ökosystemaren Umweltbelastung, die mit der Nährstoffsituation eines Betriebs oder einer Region verbunden ist.

Ein wesentlicher struktureller Unterschied betrifft die Datenbasis. Da Schleswig-Holstein zum Zeitpunkt der Erstellung des ersten Berichts im Jahr 2015 kein mit ENNI vergleichbares, vollständiges Meldeprogramm für Wirtschaftsdüngerverbringungen besaß, kombinierten die Autoren in methodisch innovativer Weise einen Top-down-Ansatz auf Basis statistischer Bundes- und Landesdaten mit einem Bottom-up-Ansatz, der auf den modellierten Betriebsdaten von rund 14.700 Betrieben aus der Datenbank der Agrarförderung (InVeKoS-Datenbank) aufbaute. Dieser Bottom-up-Ansatz erlaubte erstmals eine betriebstypenspezifische Modellierung des Mineraldüngereinsatzes auf Kreisebene – eine Datenlücke, die in anderen Bundesländern und insbesondere bei der Flächenbilanzierung des Umweltbundesamts (UBA) eine methodische Schwachstelle darstellt (Taube et al. 2015). Gleichzeitig bedingt die modellbasierte Herleitung der Einzeldaten, dass der schleswig-holsteinische Bericht keine auf betrieblichen Meldedaten gestützte Abbildung tatsächlicher Verbringungsmengen liefert, sondern eine

modellierte Schätzung der wahrscheinlichen Nährstoffsituation.

3.2.2.3 Bayern

In Bayern hat die Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) mit dem EDV-Programm "Nährstoffbilanz Bayern" ein betriebliches Bilanzierungsinstrument bereitgestellt, das primär auf die Betriebsebene ausgerichtet ist und sowohl die Stallbilanz als auch die betriebliche Stoffstrombilanz abbildet (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft 2025). Die Stallbilanz bildet dabei analog zur Hoftorbilanz alle Nährstoffströme ab, die dem Stall als Bilanzierungsebene durch Futtermittel, Tiere und sonstige Stoffe betreten, sowie über Wirtschaftsdünger und tierirische Erzeugnisse wieder verlassen. Sie kann somit als eine Untereinheit der Hoftorbilanz verstanden werden, welche alle Nährstoffströme von Stickstoff und Phosphor bilanziert, die in einen landwirtschaftlichen Betrieb hinein- und aus ihm herausfließen. Eine regelmäßige, für Bayern als Ganzes veröffentlichte regionale Nährstoffbilanz auf Kreisebene, vergleichbar mit dem niedersächsischen Nährstoffbericht, existiert in dieser Form nicht. Die bayerische Bilanzierung ist damit stärker auf die betriebliche Beratungsebene ausgerichtet und weniger auf die Darstellung regionaler Nährstoffsituationen für Zwecke der Planung oder Politikbewertung.

3.2.3 Nährstoffbilanzierung auf Bundesebene

3.2.3.1 BMLEH-Stickstoff-Gesamtbilanz

Das Bundesministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Heimat (BMLEH) veröffentlicht jährlich im Rahmen seiner statistischen Monatsberichte die Stickstoff-Gesamtbilanz der deutschen Landwirtschaft, die vom Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde des Julius-Kühn-Instituts (JKI) in Kooperation mit dem Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement der Universität Gießen berechnet wird (BMLEH 2026). Die Gesamtbilanz setzt sich dabei aus drei konzeptionell eigenständigen Teilbilanzen zusammen, die unterschiedliche Systemebenen der landwirtschaftlichen Stickstoffnutzung abbilden.

Wie zuvor erläutert stellt die Flächenbilanz die Stickstoffzufuhren auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche – aus Mineraldüngern, Wirtschaftsdüngern, Gärresten, Sekundärrohstoffdüngern sowie atmosphärischen Einträgen und biologischer Stickstofffixierung – den Stickstoffabfuhren über das Erntegut gegenüber. Sie bildet damit den auf der Fläche entstehenden Anteil des Nährstoffüberschusses ab. Die Stallbilanz die demgegenüber die Stickstoffströme innerhalb der Tierhaltung erfasst, weist den im Stall entstehenden Stickstoffüberschuss aus, der über Wirtschaftsdünger in die Flächenbilanz zurückfließt. Analoges gilt für die Biogasbilanz, die den Stickstoffffluss durch landwirtschaftliche Biogasanlagen abbildet: Energiepflanzen und Wirtschaftsdünger werden als Substrate eingesetzt, die nach der Vergärung als Gärreste mit veränderter Nährstoffverfügbarkeit auf die Fläche zurückgebracht werden. Die BMLEH-Gesamtbilanz summiert die Überschüsse aller drei Teilbilanzen und bildet damit den auf Bundesebene relevanten Indikator für das Nachhaltigkeitsziel der Bundesregierung, den Stickstoffüberschuss im Mittel der Jahre 2028 bis 2032 auf 70 kg N/ha zu senken.

Diese Dreiteilung ist methodisch bedeutsam, weil sie eine differenziertere Bewertung ermöglicht als die bloße Flächenbilanz: Regionen mit hohem Viehbesatz weisen häufig

Stallbilanzüberschüsse auf, die ein Mehrfaches des Flächenbilanzüberschusses betragen können, da die Nährstoffe aus importierten Futtermitteln in der Tierhaltung anfallen, auf der Fläche aber nach geltenden Ausbringregeln verteilt werden. Allerdings sind die für die Stallbilanz und die Biogasbilanz benötigten statistischen Informationen – insbesondere zur Futtermittelbeschaffung und zu den je Biogasanlage eingesetzten Substraten – auf Ebene der Bundesländer oder Kreise nicht verfügbar. Damit ist die Gesamtbilanz ausschließlich auf der nationalen Ebene berechenbar. Auf der Ebene der Bundesländer und Kreise kann lediglich die Flächenbilanz ausgewiesen werden, nicht aber die Stall- und Biogasbilanz. Die BMLEH-Gesamtbilanz liefert damit zwar eine politisch und konzeptionell bedeutsame Referenzgröße, ist aber für eine regional differenzierte Bewertung von Nährstoffsituationen, wie sie für das Projekt SATELLITE erforderlich ist, nicht unmittelbar verwendbar.

3.2.3.2 Stickstoff-Flächenbilanzierung des UBA und Fortschreibung als LiKi-Indikator

Die regional differenzierteste öffentlich verfügbare Nährstoffbilanz auf Bundesebene stellt die Stickstoff-Flächenbilanzierung des Umweltbundesamtes dar. Grundlage ist der UBA-Texte-Bericht 131/2019 (Häußermann et al. 2019), der die Methodik und Ergebnisse der N-Flächenbilanzierung für Bundesländer und Kreise für die Zeitreihe 1995 bis 2017 vollständig dokumentiert (Häußermann et al. 2019). Die Berechnungen werden vom Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement der Universität Gießen im Auftrag des UBA durchgeführt und nutzen als Datenbasis im Wesentlichen die Veröffentlichungen des Statistischen Bundesamts zu Tier- und Pflanzenproduktion, ergänzt um Daten der Agrarstrukturerhebung sowie – für die intensiven Tierhaltungsregionen Niedersachsens, Nordrhein-Westfalens und Schleswig-Holsteins – erstmals auch um die regionalen Wirtschaftsdüngertransfermengen aus den jeweiligen Landesnährstoffberichten.

Die Flächenbilanz des UBA entspricht konzeptionell der Flächenbilanz-Teilgröße der BMLEH-Gesamtbilanz und ist ausdrücklich als deren regionale Erweiterung angelegt, wobei die BMLEH-Zeitreihe als nationaler Referenzwert dient. Ein methodisch zentrales und explizit diskutiertes Problem ist die fehlende amtliche Statistik zur regionalen Mineraldüngerverteilung: Da unterhalb der Bundesebene keine belastbaren Absatzdaten für Mineraldünger verfügbar sind, wird der Mineraldüngereinsatz auf Kreis- und Landesebene rechnerisch als Restgröße aus dem ermittelten Pflanzenbedarf und den verfügbaren organischen Düngemengen hergeleitet. Dies ist die größte Unsicherheitsquelle der Bilanzierung; die Autoren schätzen die Genauigkeit der kreisscharf ausgewiesenen N-Überschüsse auf ± 10 kg N/ha.

Im Jahr 2019 wurde die Methodik für den Zeitraum 1995 bis 2017 grundlegend weiterentwickelt, unter anderem durch die Integration der Biogasbilanz als eigenständige Systemeinheit. Diese schließt eine bis dahin bestehende Lücke im Bilanzschema: Stickstoff in Energiepflanzen wurde zuvor zwar als Ernteabfuhr erfasst, der Rückfluss über Gärreste jedoch nicht konsistent der Flächenbilanz zugerechnet. Die so überarbeitete Methodik wurde für rückliegende Jahre rückgerechnet, um Zeitreihenkontinuität zu gewährleisten. In Reaktion auf die verschärften düngemittelrechtlichen Anforderungen und den damit verbundenen Rückgang der Nährstoffüberschüsse in den intensiven Tierhaltungsregionen wird die Zeitreihe als

Umweltindikator B6 der Länderinitiative Kernindikatoren (LiKi) regelmäßig fortgeschrieben (LiKi 2025). Die Fortschreibung erfolgt durch die Universität Gießen im Auftrag des UBA in mehrjährigen Abständen und umfasst nach aktuellem Stand Jahreswerte bis 2022 bzw. 2023. Sie ist über einen interaktiven Kartendienst des UBA als Drei-Jahres-Mittelwert auf Kreisebene öffentlich zugänglich.

Die UBA-Flächenbilanz ist damit das einzige öffentlich verfügbare Instrument, das auf Kreisebene eine historische Zeitreihe der N-Flächenbilanzen und ihre regionale Differenzierung für das gesamte Bundesgebiet ausweist. Ihre Stärke liegt in der Vergleichbarkeit über Bundesländer- und Kreisgrenzen hinweg sowie in der langen und methodisch konsistenten Zeitreihe. Ihre wesentlichen Grenzen für das vorliegende Vorhaben sind die fixierte kreisscharfe Abgrenzung des Bilanzraums, die auf die Flächenbilanz beschränkte Systemgrenze ohne Einbeziehung der Stallbilanz sowie die fehlende Möglichkeit einer zukunftsbezogenen Szenarienbetrachtung.

3.2.3.3 Thünen-Baseline und Thünen-Bilanzierungsansätze

Das Johann Heinrich von Thünen-Institut (Thünen-Institut) veröffentlicht in regelmäßigen Abständen die sogenannte Thünen-Baseline, ein Basisszenario zur zukünftigen Entwicklung der deutschen Agrarmärkte unter definierten politischen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen (Haß et al. 2024). Im Rahmen dieser Baseline werden auch Projektionen zur Entwicklung der Stickstoffbilanzüberschüsse bis in das jeweilige Zieljahr berechnet. Die Methodik beruht auf einem Verbund mehrerer agrarökonometrischer Modelle (u. a. MAGNET, AGMEMOD, RAUMIS, CAPRI, FARMIS), die Agrarhandel, Produktion, Einkommen und Umweltwirkungen auf sektoraler Ebene für Deutschland projizieren. Die Aussagen zur Stickstoffbilanz sind dabei gesamtdeutsch ausgerichtet; eine räumlich differenzierte Prognose auf Kreis- oder Gemeindeebene ist nicht Gegenstand der Thünen-Baseline.

Darüber hinaus hat das Thünen-Institut methodische Arbeiten zur betrieblichen Stoffstrombilanzierung veröffentlicht, die im Kontext der 2017 in Kraft getretenen Stoffstrombilanzverordnung (StoffBilV) und der damit einhergehenden bundesweiten Harmonisierungsbemühungen entstanden sind. Diese Arbeiten legen den Fokus auf die Betriebsebene und auf die Entwicklung einer bundeseinheitlichen Berechnungsmethode für betriebliche N- und P-Bilanzen, nicht auf eine regionale Flächenbilanzierung.

3.2.4 Grenzen der vorhandenen Bilanzierungsinstrumente für das vorliegende Vorhaben

Die skizzierten Bilanzierungsinstrumente erfüllen ihren jeweiligen Zweck – sei es die Überwachung der landesweiten Nährstoffsituation, die Bewertung des betrieblichen Nährstoffmanagements oder die Projektion nationaler Agrarmarktentwicklungen – in hohem Maße. Für die spezifische Fragestellung des Projekts SATELLITE, nämlich die Quantifizierung der Nährstoffflüsse einer variabel definierten Verbundregion um die Modellregion Nienburg und die Bewertung der Auswirkungen einer Klärschlammverbrennung auf diese Flüsse, weisen sie jedoch methodische Grenzen auf, die im Folgenden dargestellt werden.

3.2.4.1 Fixierte Bilanzräume auf Verwaltungsebene

Alle hier beschriebenen Instrumente operieren mit administrativ definierten Bilanzräumen – in der Regel Bundesländer, Kreise oder kreisfreie Städte. Eine variable Definition des Bilanzraums, die sich an den tatsächlichen Einzugsbereichen von Kläranlagen oder an möglichen Verbundkonfigurationen orientiert, ist in diesen Systemen nicht vorgesehen. Für das Projekt SATELLITE ist jedoch gerade die flexible Abgrenzung des Bilanzraums entscheidend: Die Einzugsgebiete einzelner Kläranlagen folgen keiner kreisscharfen Grenze, und Verbünde mehrerer kleiner oder mittelgroßer Anlagen können unterschiedlich konfiguriert sein. Die Anforderung, Nährstoffsituationen für solche variablen Bilanzräume differenziert darstellen und bewerten zu können, lässt sich mit den vorhandenen Instrumenten nicht erfüllen.

3.2.4.2 Landesweit einheitliche Annahmen zur Düngebedarfsermittlung

Auch die Annahmen, die der Ermittlung des Düngebedarfs zugrunde liegen, sind in den bestehenden Berichten auf eine landesweite Anwendbarkeit ausgelegt. Ertragsannahmen, Anbauverteilungen, Qualitätseinstufungen von Kulturen, Bodenversorgungsklassen, Grünlandnutzungsintensitäten und Herbstdüngungsanteile werden in der Regel als landesweite Pauschalwerte oder als Richtwerte für grob definierte Bodenklimaräume hinterlegt. Für eine kleinteilige, regionalisierte Bilanzierung, die den spezifischen Verhältnissen einer Teilregion Niedersachsens gerecht werden soll, sind diese Pauschalwerte häufig zu unspezifisch. Die Anbaustruktur und die Ertragserwartungen im Landkreis Nienburg unterscheiden sich etwa von denjenigen in den Geestregionen Westniedersachsens oder in den ertragsstarken Lössböden der südlichen Landesteile, was bei einer Anwendung landesweiter Standardannahmen zu einer verzerrten Darstellung des lokalen Düngebedarfs führen kann.

3.2.4.3 Abbildung des Ist-Zustands ohne Prognosefähigkeit

Die bestehenden Nährstoffberichte auf Landes- und Bundesebene sind auf die Darstellung eines vergangenen Ist-Zustands ausgerichtet. Sie beschreiben, was in einem zurückliegenden Berichtszeitraum tatsächlich angefallen, verbracht und ausgebracht wurde. Eine vorausschauende Betrachtung – etwa im Sinne einer Abschätzung, wie sich der Nährstoffanfall und -bedarf einer Region unter veränderten Rahmenbedingungen entwickeln könnte – ist nicht Gegenstand dieser Instrumente. Für das Projekt SATELLITE ist jedoch gerade die Prognosefähigkeit von zentraler Bedeutung: Die Klärschlammverbrennung und das damit verbundene Nährstoffrecycling werden als dauerhafter Verfahrensweg etabliert, der eine langfristig stabile Planung der Nährstoffrückführung erfordert. Dafür ist es unerlässlich, die Entwicklung der regionalen Nährstoffbilanzen unter verschiedenen Szenarien abschätzen zu können – etwa unter Berücksichtigung möglicher Veränderungen in der Tierhaltung, der Flächennutzung oder der Biogasproduktion.

3.2.4.4 Klärschlamm als nachgeordnete Bilanzgröße

In den bestehenden Nährstoffberichten wird der Klärschlamm, sofern er überhaupt berücksichtigt wird, als untergeordnete Nährstoffquelle behandelt. Angesichts des bisher geringen Anteils an der Gesamtnährstoffmenge ist dies für die landesweite Betrachtung

nachvollziehbar. Für eine regionalisierte Bilanzierung, die explizit die Konsequenzen eines Wechsels von der direkten landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung hin zur Verbrennung mit anschließendem Recycling quantifizieren soll, ist eine differenzierte Berücksichtigung der kläranlagenspezifischen Nährstoffmengen und ihrer räumlichen Verteilung jedoch unabdingbar. Diese Anforderung können die bestehenden Landesberichte strukturbedingt nicht erfüllen.

Vor diesem Hintergrund wird deutlich, dass die für das Projekt SATELLITE erforderliche Bilanzierung nicht durch eine Adaption bestehender Instrumente geleistet werden kann, sondern eine eigene methodische Grundlage erfordert, die variable Bilanzräume, regionalisierte Annahmen zur Düngebedarfsermittlung und zum Nährstoffanfall sowie eine Prognosefähigkeit miteinander verbindet. Die folgenden Kapitel beschreiben, wie diese Anforderungen im Rahmen des Projekts methodisch umgesetzt wurden.

3.3 Bilanzierungsmethodik

Die in den vorangegangenen Abschnitten herausgearbeiteten Grenzen bestehender Bilanzierungsinstrumente definieren die Mindestanforderungen, die das im Rahmen des Projekts SATELLITE Planungsmodell erfüllen muss. Im Folgenden werden zunächst die konzeptionellen Grundanforderungen beschrieben, die aus dem Ziel einer regionalisierten, flexiblen und prognosefähigen Bilanzierung resultieren. Daran anschließend wird das methodische Vorgehen bei der Bilanzierung dargelegt, einschließlich der getroffenen Annahmen und der verwendeten Datenbasis.

3.3.1 Grundanforderungen an das Planungsmodell

3.3.1.1 Flexibler Bilanzraum

Die grundlegendste Anforderung an das Planungsmodell ist die Möglichkeit, den Bilanzraum frei und variabel zu definieren. Der Bilanzraum soll sich weder an administrativen Grenzen wie Landkreisen noch an festen Verwaltungseinheiten orientieren müssen, sondern beliebig konfigurierbare Gebiete abbilden können – von der Einzugsregion einer einzelnen Kläranlage bis hin zu wechselnden Verbünden mehrerer Anlagen unterschiedlicher Größe. Dies erfordert, dass alle dem Bilanzierungsmodell zugrunde liegenden Eingangsdaten räumlich verortbar und flexibel aggregierbar sein müssen. Das bedeutet konkret, dass sowohl die Flächendaten und die daraus abgeleiteten Nährstoffbedarfe als auch die Nährstoffanfalldaten aus der Tierhaltung auf der kleinstmöglichen Einheit vorgehalten und erst auf der Ebene des gewählten Bilanzraums aggregiert werden. Für die vorliegende Bilanzierung wurde der Landkreis Nienburg als Modellregion gewählt; methodisch ist die Anwendung jedoch auf eine beliebige geographische Region in Niedersachsen übertragbar.

3.3.1.2 Regionalisierbare Annahmen

Eine zweite wesentliche Anforderung betrifft die Regionalisierbarkeit der Annahmen, die der Düngebedarfsermittlung und der Einschätzung des Nährstoffanfalls aus der Tierhaltung zugrunde liegen. Landesweite Pauschalwerte, wie sie in den bestehenden Landesberichten verwendet werden, können die tatsächlichen Verhältnisse einer spezifischen Teilregion

systematisch verzerren. Das Planungsmodell muss daher die Möglichkeit bieten, Ertragsannahmen, Anbauverteilungen, Qualitätsklassen der Kulturen, Anteile humoser Böden, Nutzungsintensitäten des Grünlands sowie Annahmen zu Haltungsformen und Leistungsklassen in der Tierhaltung für die gewählte Region individuell anzupassen und, wo möglich, auf regionalspezifischen Daten aufzubauen.

3.3.1.3 Prognosefähigkeit

Als dritte Kernforderung ergibt sich aus dem Projektzweck die Notwendigkeit einer Prognosefähigkeit. Eine reine Ist-Bilanzierung eines historischen Standes ist für die Planung einer dauerhaft angelegten Nährstoffrückführung aus der Klärschlammverbrennung nicht ausreichend. Das Planungsmodell muss in der Lage sein, auf der Grundlage der Ist-Bilanzierung Szenarien für mögliche Entwicklungen des Nährstoffanfalls und -bedarfs zu berechnen. Relevante variable Parameter sind dabei insbesondere die Veränderung von Tierbeständen und Haltungsformen, Verschiebungen in der Anbaustruktur sowie strukturelle Veränderungen bei der Biogasproduktion und der Wirtschaftsdüngerverbringung. Hierfür ist eine interaktive Nutzereingabe für zentrale Annahmen vorzusehen, sodass verschiedene Szenarien flexibel berechnet werden können.

3.3.2 Methodik der Bilanzierung

Die Bilanzierung folgt in ihrer grundlegenden Struktur den rechtlichen und fachlichen Vorgaben der Düngeverordnung in der Fassung vom 11.12.2024 in Verbindung mit den niedersächsischen Ausführungsbestimmungen, insbesondere der Niedersächsischen Verordnung über Meldepflichten und Aufbewahrung von Aufzeichnungen sowie den Richtwerten der Düngebehörde der Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Stand 2022. Als Datenbasis für die flächenbezogene Bedarfsermittlung dienen die jährlich durch das Servicezentrum Landentwicklung und Agrarförderung (SLA) Hannover anonymisiert zur Verfügung gestellten Schlagdaten (https://sla.niedersachsen.de/mapbender_sla/download/). Diese Daten enthalten für das Antragsjahr 2022 geometrisch verortete Angaben zur Lage, Größe und beantragten Hauptkultur jedes gemeldeten Schlags. Da sämtliche in Niedersachsen landwirtschaftlich genutzten Flächen, auf denen Agrarförderung beantragt wird, in diesem System erfasst sind, stellen die Daten eine nahezu vollständige Grundgesamtheit der landwirtschaftlich genutzten Fläche im Bilanzierungsgebiet dar. Im Folgenden werden die Methodik der Düngebedarfsermittlung sowie die Ermittlung des Nährstoffanfalls aus der Tierhaltung einschließlich der jeweils getroffenen Annahmen erläutert.

3.3.2.1 Düngebedarfsermittlung Stickstoff

Die Ermittlung des stickstoffbezogenen Düngebedarfs erfolgt schlagspezifisch auf Basis der mit den Schlaggeometrien ausgewiesenen Hauptkultur und Schlaggröße gemäß dem in Anlage 4 der Düngeverordnung (Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz 2017) definierten Rechenschema. Ausgangspunkt sind die kulturartspezifischen N-Bedarfswerte (N-Sollwerte), die für ein mittleres Ertragsniveau in Deutschland bundeseinheitlich festgelegt sind. Abweichungen vom mittleren Ertragsniveau können im Rahmen der Düngeverordnung durch

Zu- oder Abschläge berücksichtigt werden, wobei das betriebliche Ertragsmittel der letzten fünf Jahre als Referenz gilt. Da betriebsindividuelle Ertragsdaten für die betrachtete Region nicht vorliegen, werden in der Bilanzierung regionsweite Ertragsklassen je Kultur unterstellt, die auf Grundlage der für den Landkreis Nienburg typischen Standortverhältnisse und der verfügbaren Ertragsstatistik der amtlichen Agrarstatistik mit Expertenschätzung hinterlegt wurden. Eine Differenzierung nach Bodenqualitätsgruppen innerhalb der Region erfolgt nicht auf Einzelschlagebene, sondern als pauschale regionsweite Abschätzung.

Als im Boden verfügbarer Stickstoff zu Vegetationsbeginn (N_{min}) werden die von der Düngebehörde der Landwirtschaftskammer Niedersachsen jährlich veröffentlichten N_{min}-Richtwerte für das Jahr 2022 verwendet (Beratungsring Osnabrück 2022). Diese werden nach Bodenklimaräumen (BKR) differenziert ausgewiesen und berücksichtigen typische Witterungsverläufe und Vorfruchtsituationen. Für die Berechnung werden hier alle Winterungen zusammengefasst sowie alle frühen Sommerungen und alle späten Sommerungen, ungeachtet der Vorfrucht. Hierbei können zwei BKR in Abhängigkeit der regionalen Standortverhältnisse berücksichtigt werden.

Der Abzug für den im Boden verfügbaren Stickstoff aus humusreichen Böden (Humusgehalt > 4%) wird als pauschale regionsweite Schätzung für den Anteil humoser Böden vorgenommen. Da keine schlagbezogenen Bodeninformationen vorliegen, wird der Anteil der als humos einzustufenden Acker- und Grünlandflächen auf Basis verfügbarer Bodenkarten und Expertenwissen für die betrachtete Region regional einheitlich abgeschätzt. Für Ackerland wird dabei der von der Düngeverordnung vorgesehene pauschale Abzug vom Düngebedarf von 20 kg N/ha angewendet, für Grünland auf stark nachmineralisierenden Standorten ein pauschaler Abzug von 20 kg N/ha. Diese Vereinfachung kann allerdings die standörtliche Variabilität innerhalb der Region nicht vollständig abbilden; sowohl eine Über- als auch eine Unterschätzung des tatsächlichen Bedarfsniveaus auf Einzelflächenebene sind möglich.

Die Nachlieferung aus organischer Düngung des Vorjahres wird pauschal über die für die Region ermittelte durchschnittliche Aufbringungsmenge des organischen Stickstoffs (N_{org}) des Vorjahres berechnet. Diese ergibt sich aus dem regionalen Nährstoffanfall aus der Tierhaltung und den Biogas- und Verbringungsmengen des Bilanzierungsjahres 2022 und wird mit dem Faktor 10% als Nachlieferung für das Folgejahr angerechnet, wie von der Düngeverordnung in Anlage 4 (Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz 2017) vorgesehen. Individuelle Fruchtfolgen einzelner Betriebe, Vorfrucht- und Zwischenfruchteffekte aus Leguminosen sowie betriebsspezifische Variationen im Ausmaß der organischen Düngung des Vorjahres werden dabei nicht berücksichtigt, da entsprechende schlagbezogene Informationen nicht vorliegen. Für die Bilanzierung wird von keinem Zweitfruchtanbau ausgegangen, da für die Modellregion kein zuverlässiger Datenzugang zum Umfang des Zweitfruchtanbaus besteht.

Für Kulturen, bei denen nach § 6 Absatz 8 DüV eine Herbstdüngung zulässig ist – insbesondere Winterraps sowie Wintergerste mit Aussaat bis zum 1. Oktober –, wird ein regionaler Anteil der Flächen mit tatsächlich durchgeführter Herbstdüngung auf Basis einer Expertenschätzung unter Berücksichtigung der generellen Anbauanteile in der Modellregion

festgesetzt. Dabei wird vereinfachend unterstellt, dass dort, wo eine Herbstdüngung zulässig ist, diese auch in voller zulässiger Höhe durchgeführt wird. Individuelle Fruchtfolgen, die eine Maximierung der Herbstdüngemenge über die Kombination mehrerer herbstdüngungsfähiger Kulturen ermöglichen, werden dabei nicht abgebildet, sodass der tatsächliche Umfang der Herbstdüngung in der Region sowohl über- als auch unterschätzt werden kann.

3.3.2.2 Berücksichtigung der § 13a-Gebietskulissen

Gemäß § 13a DüV gelten in den als nitratsensibel eingestuften roten Gebieten und in den gelben Gebieten (eutrophierte Gebiete) verschärfte Anforderungen an die Düngebedarfsermittlung und die Ausbringung von Düngemitteln (Niedersachsen 2021). Die Kulissen dieser Gebietsausweisungen liegen als Grundlage als georeferenzierte Flächeninformation vor und werden über eine räumliche Verschneidung mit den SLA-Schlaggeometrien auf die betroffenen Einzelschläge übertragen und in das Planungsmodell eingespeist. Für Flächen in nitratsensiblen Gebieten wird der ermittelte N-Düngebedarf gemäß den gesetzlichen Vorgaben um 20% reduziert. Aufgrund der Rechtslage entfällt darüber hinaus für diese Flächen die Möglichkeit der Herbstdüngung zu Zwischenfrüchten, Wintergerste und Feldfutter; lediglich die Herbstdüngung zu Winterraps bleibt unter der Bedingung eines N_{min}-Werts unter 45 kg N/ha zulässig. Diese Umständewerden für den entsprechenden Flächenanteil in der Region in Verbindung mit der Expertenschätzung zum Anteil der Fläche mit Herbstdüngung pauschal berücksichtigt. Für Flächen in den gelben Gebieten werden keine weiteren Abzüge innerhalb der Berechnung durchgeführt, da keine Angaben zur Phosphorversorgung der einzelnen Flächen zur Verfügung stehen, welche ausschlaggebend für die Höhe der Abschläge und weitere Einschränkungen ist.

3.3.2.3 Düngebedarfsermittlung Phosphor

Die Ermittlung des Phosphorbedarfs erfolgt auf Basis der kulturspezifischen P-Abfuhr über das Erntegut, berechnet als Produkt aus dem angesetzten Ertragsniveau und dem in Anlage 4 der Düngeverordnung (Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz 2017) vorgegebenen kulturartspezifischen P-Gehalt des Ernteguts. Für Ernterückstände wird grundsätzlich ein vollständiger Verbleib auf der Fläche unterstellt, sodass nur die über das marktfähige Erntegut abgeführten Phosphormengen als Düngebedarf angerechnet werden.

Diese Methodik stellt eine methodisch notwendige Vereinfachung dar, da für die einzelnen Schläge der Modellregion keine schlagbezogenen P-Bodenversorgungsklassen vorliegen. Im Rahmen der Düngeverordnung sind die Vorgaben zur P-Düngung maßgeblich von der Bodenversorgungsklasse abhängig: Bei hoch versorgten Flächen (Gehaltsklasse D und E) ist die Phosphordüngung auf den Entzug begrenzt oder gänzlich untersagt, bei gering versorgten Flächen sind Zuschläge über den Entzug hinaus möglich. Da diese Information nicht vorliegt, wird pauschal eine bedarfsdeckende Erhaltungsdüngung in Höhe des Entzugs (entsprechend Gehaltsklasse C) unterstellt. Je nach tatsächlicher Bodenversorgungsverteilung in der Region kann dies den tatsächlichen P-Düngebedarf sowohl überschätzen – wenn überdurchschnittlich viele Flächen höhere Versorgungsklassen aufweisen – als auch unterschätzen – wenn ein erheblicher Anteil der Flächen in den Gehaltsklassen A oder B liegt und Nachholbedarf

besteht.

3.3.2.4 Nährstoffanfall aus der Tierhaltung

Die Ermittlung des Nährstoffanfalls aus der Tierhaltung in der Modellregion basiert auf regionalisierten und anonymisierten Auswertungen der Landwirtschaftskammer (LWK) Niedersachsen im Rahmen der Agrarförderung. Die statistischen Kategorien entsprechen dabei nicht unmittelbar den Nährstoffanfallskategorien der Düngeverordnung und der von der niedersächsischen Düngebehörde veröffentlichten Richtwerte für den Nährstoffanfall je Tierplatz (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2022, Stand 2022). Eine direkte Zuordnung der statistischen Tierzahlen zu den düngerechtlich definierten Haltungsverfahren und Produktionskategorien ist daher nicht ohne weiteres möglich.

Um diese Diskrepanz zu überbrücken, werden die statistischen Tierzahlen je Tierart anhand von Verteilschlüsseln auf die Nährstoffanfallskategorien der Düngebehörde aufgeteilt. Diese Schlüssel beruhen auf Expertenwissen zur typischen Betriebsstruktur und Haltungsformverteilung in niedersächsischen Regionen vergleichbarer Prägung und wurden für die Bilanzierung fest hinterlegt. Bei Tierarten mit vergleichsweise homogenen Haltungsformen, insbesondere bei Milchvieh, ist die Unsicherheit dieser Zuordnung gering. Bei Tierarten mit stark differenzierten Produktionssystemen – vor allem bei Geflügel, wo neben der Legehennenhaltung verschiedene Mastformen in unterschiedlichen Haltungsintensitäten koexistieren und einzelne Betriebe eine sehr hohe Tierzahl aufweisen – ist die Zuordnungsunsicherheit potenziell größer und kann die regionalen Nährstoffbilanzen merklich beeinflussen.

Gewerbliche Tierhaltungsbetriebe, die oft aufgrund ihrer flächenlosen Wirtschaftsweise in der Datengrundlage nicht oder nur inkonsistent erfasst sind, werden in der Bilanzierung des Nährstoffanfalls aus der Tierhaltung nicht gesondert berücksichtigt. Die von diesen Betrieben anfallenden Wirtschaftsdüngermengen sind jedoch über das Meldeprogramm der Wirtschaftsdüngerdatenbank vollständig meldepflichtig und fließen über die Bilanzkomponenten Verbringung und Biogasinput in die Gesamtbilanzierung ein, wenn sie abgegeben oder als Substrat in Biogasanlagen eingesetzt werden.

Auf Basis der den Nährstoffanfallskategorien zugeordneten Tierplatzzahlen wird der Nährstoffanfall je Tierplatz und Jahr nach den Richtwerten der Düngebehörde der Landwirtschaftskammer Niedersachsen in der zum Bilanzierungsjahr 2022 gültigen Fassung berechnet (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2022, Stand 2022). Die Richtwerte weisen je Tierart und Produktionsverfahren den Nährstoffanfall an Gesamtstickstoff und Phosphat je durchschnittlich belegtem Stallplatz aus, getrennt nach Gülle-, Festmist- und Geflügelkotkategorien. Aus dem Nährstoffanfall und den nach Anlage 2 DüV (Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz 2017) definierten Stall- und Lagerungsverlusten ergibt sich der Nährstoffanfall nach Abzug der Lagerungsverluste, der als pflanzenbaulich verwertbarer Nährstoffpool der Region zur Verfügung steht. Die Mindestwirksamkeit des im Wirtschaftsdünger enthaltenen Stickstoffs im Jahr der Aufbringung – also die anrechenbare Stickstoffmenge nach Ausbringungsverlusten gemäß Anlage 3 DüV (Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz 2017) – wird ebenfalls je Wirtschaftsdüngerart hinterlegt und erlaubt die Berechnung des anrechenbaren Stickstoffs aus der Tierhaltung, der dem ermittelten Nährstoffbedarf gegenübergestellt

wird. Weidehaltung ist in den verwendeten Fütterungsannahmen der jeweiligen Rinderhaltungsverfahren berücksichtigt; Weidetage, bei denen Nährstoffe direkt auf die Fläche ausgeschieden werden, werden jedoch in der Bilanzierung nicht explizit eingerechnet.

3.3.2.5 Biogas und Wirtschaftsdüngerverbringung

Der Einsatz von Wirtschaftsdüngern aus der Tierhaltung der Modellregion als Substrat in Biogasanlagen sowie die regionsüberschreitende Verbringung von Wirtschaftsdüngern stellen zwei weitere wesentliche Bilanzkomponenten dar. Beide Größen beeinflussen die im Bilanzraum tatsächlich zur Verfügung stehenden Nährstoffmengen erheblich. Während die Vergärung von im Bilanzraum anfallenden Wirtschaftsdüngern bilanziell keinen Einfluss auf die zur Verfügung stehenden Nährstoffmengen hat, werden durch die eingesetzten pflanzlichen Substrate zusätzliche Nährstoffe in Form von Wirtschaftsdüngern produziert. Auch die Vergärung von regionsfremden Wirtschaftsdüngern, sowie die Behandlung von Co-Fermenten fügt dem Bilanzraum zusätzliche Nährstoffmengen hinzu.

Die Verbringung von Wirtschaftsdüngern aus der Region heraus reduziert dagegen die insgesamt im Bilanzraum verbleibenden Nährstoffmengen direkt. Umgekehrt erhöhen Verbringungsimporte das verfügbare Nährstoffangebot der Region. Als Datengrundlage für beide Bilanzkomponenten dient eine Sonderauswertung des Nährstoffberichts 2021/2022. Die daraus abgeleiteten Mengen für Biogasinput und -output sowie für regionseingehende und -ausgehende Wirtschaftsdüngerverbringungen werden im Rahmen der Ist-Bilanzierung als konstante Werte für das Bilanzjahr 2022 angesetzt.

3.3.2.6 Mineralischer Düngebedarf

Der nach Abzug der anrechenbaren organischen Nährstoffmengen verbleibende Nährstoffbedarf wird im Rahmen der Bilanzierung als rechnerischer Restbedarf ausgewiesen, der typischerweise durch mineralische Düngemittel gedeckt wird. Eine explizite Bilanzierung des Mineraldüngereinsatzes erfolgt nicht, da hierfür keine belastbaren regionalen Daten verfügbar sind. Es wird vereinfachend unterstellt, dass der errechnete Restbedarf vollständig durch Mineraldünger abgedeckt wird, sofern die organischen Nährstoffmengen nicht zur vollständigen Bedarfsdeckung ausreichen. Umgekehrt stellen die Ergebnisse der Bilanzierung für Regionen oder Teilflächen mit organischem Nährstoffüberschuss den über den erlaubten Düngebedarf hinausgehenden Überschuss als Abgabemenge dar, die in andere Regionen verbracht werden müsste.

3.3.2.7 Zusammenfassende Bewertung der Annahmen

Die getroffenen Annahmen sind in ihrer Gesamtheit darauf ausgerichtet, eine methodisch reproduzierbare und nachvollziehbare Bilanzierung zu ermöglichen, die auf verfügbaren Datenquellen aufbaut und die rechtlichen Vorgaben der Düngeverordnung konsequent als Berechnungsrahmen nutzt. Sie sind unvermeidlich mit Vereinfachungen verbunden, deren Richtung und Größenordnung im Einzelfall schwer zu quantifizieren ist. Die wesentlichen Unsicherheitsquellen liegen in der pauschalen regionsweiten Hinterlegung von Ertrags- und Bodenparametern ohne schlagbezogene Differenzierung, in der modellbasierten Zuordnung von

Agrarstatistik-Tierzahlen zu düngerechtlichen Nährstoffanfallskategorien sowie in der Nutzung des P-Entzugs als Proxy für den P-Düngebedarf ohne Kenntnis der tatsächlichen Bodenversorgungsklassen. Im Rahmen der Interpretation der Bilanzierungsergebnisse ist daher stets zu berücksichtigen, dass es sich um Planungs- und Orientierungsgrößen handelt, keine Präzisionsprognosen auf Einzelschlagebene.

3.4 Prognose von Düngebedarf und Nährstoffanfall

Die in Kapitel 3.2.4 herausgearbeiteten Grenzen bestehender Bilanzierungsinstrumente schließen neben der fixierten räumlichen Abgrenzung und den landesweit einheitlichen Annahmen zur Düngebedarfsermittlung insbesondere die fehlende Prognosefähigkeit ein. Alle verfügbaren Instrumente auf Landes- und Bundesebene bilden einen zurückliegenden Ist-Zustand ab und beschreiben, was in einem definierten Berichtszeitraum tatsächlich angefallen, im- und exportiert und ausgebracht wurde. Eine vorausschauende Abschätzung der Nährstoffsituation unter veränderten Rahmenbedingungen ist nicht Gegenstand dieser Berichte.

Für das Projekt SATELLITE ist die Prognosefähigkeit jedoch von zentraler Bedeutung. Die zentrale Klärschlammverbrennung und das daran anknüpfende Nährstoffrecycling werden als dauerhaft angelegter Verfahrensweg etabliert, der eine langfristig stabile Planung der Nährstoffrückführung voraussetzt. Da die für den Nährstoffanfall und Düngebedarf entscheidenden Faktoren – Flächennutzung, Tierhaltung, Biogasproduktion und Wirtschaftsdüngerverbringung – im Zeitverlauf wirtschaftlichen, politischen und natürlichen Einflüssen unterliegen und sich sowohl kurz- als auch mittelfristig verändern können, reicht eine einmalige Ist-Bilanzierung für die Planung einer dauerhaften Rückführungsstrategie nicht aus.

Hinzu kommt eine weitere Anforderung, die aus dem spezifischen Projektzusammenhang erwächst: Die potenziell begrenzte Marktakzeptanz von Recyclingdüngern aus der Klärschlammverbrennung erfordert eine differenzierte Kenntnis der regionalen Rahmenbedingungen, unter denen verbleibende Aufnehmer von Recyclingprodukten agieren. Bestehende Bilanzierungsinstrumente erfassen diesen Nährstoffpfad nicht oder nur als nachgeordnete Bilanzgröße (vgl. Kapitel 3.2.4.4) und sind daher nicht geeignet, die relevanten Verwertungsoptionen und -bedarfe abzubilden. Das im Rahmen des Projekts entwickelte Planungsmodell schafft dafür die methodische Grundlage, indem es die Ist-Bilanzierung um eine szenarien- und parameterbasierte Prognosefunktion erweitert.

3.4.1 Konzeptionelle Grundlage der Prognose

Die Prognose baut unmittelbar auf der in Kapitel 3.3 beschriebenen Bilanzierungsmethodik auf und nutzt deren Struktur als Ausgangspunkt. Alle Parameter, die in der Ist-Bilanzierung für das Referenzjahr 2022 hinterlegt sind, bleiben in der Prognose grundsätzlich verfügbar und können wahlweise beibehalten oder für die Abbildung veränderter Rahmenbedingungen angepasst werden. Das Modell ist dabei so aufgebaut, dass für jede Bilanzkomponente eine unabhängige Parameteranpassung möglich ist, ohne die übrigen Komponenten zwingend zu verändern. Dies erlaubt eine isolierte Betrachtung einzelner Einflussfaktoren ebenso wie die Modellierung kombinierter Szenarien.

Von besonderer Bedeutung ist dabei die Möglichkeit, variable Bilanzräume unterschiedlicher Konfiguration zu betrachten. Da sich die Prognoseunsicherheit mit abnehmender Regionsgröße und abnehmender Anzahl der betrachteten Akteure tendenziell erhöht – einzelne Faktoren wie eine Betriebsaufgabe oder eine Veränderung der Anbaustruktur auf wenigen Großschlägen gewinnen dann erheblich an Gewicht –, ist dieser flexible Aufbau gerade für kleinteilige Verbundkonfigurationen besonders relevant. Das Planungsmodell bietet ausreichend Raum für Experteneinschätzungen, um regionsspezifischen Gegebenheiten Rechnung zu tragen und die Plausibilität der Prognoseergebnisse auf Basis lokalen Wissens zu bewerten.

3.4.2 Variable Parameter der Prognose

Der sich aus dem Anspruch einer variablen Modellregion ergebende methodische Ansatz der Bilanzierung bildet sowohl den Grundstein, als auch eine gute Ausgangslage für die Verwendung des Planungsmodells zur Prognose von Nährstoffanfall und Düngebedarf. So ermöglichen die Variablen zur Abbildung unterschiedlicher Modellregionen die Anpassung von Ist-Daten an zukünftige Szenarien, wie auch die Eingabe durch Expertenschätzungen. Dabei folgt die Prognose dem Aufbau der Bilanzierung.

3.4.2.1 Düngebedarfsermittlung Stickstoff

Die Prognose des stickstoffbezogenen Düngebedarfs folgt methodisch dem gleichen Rechenschema wie die Ist-Bilanzierung nach Anlage 4 DüV (Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz 2017). Die Parameter der Bedarfsermittlung – Ertragsannahmen, N_{min}-Richtwerte, Humusabschläge, Nachlieferung aus organischer Düngung des Vorjahres sowie Anteile der Fläche mit Herbstdüngung – bleiben im Ausgangszustand der Prognose auf dem Stand der Ist-Bilanzierung und können individuell für das jeweilige Prognosejahr angepasst werden. Besondere Bedeutung kommt dabei der Anpassung der Anbauverhältnisse zu: Kulturartenverteilungen können verändert werden, um sowohl strukturelle Trends als auch witterungsbedingte Jahreseffekte, wie etwa eine kurzfristige Ausweitung des Rapsanbaus bei veränderten Marktpreisen oder ein Ausweichen auf robustere Kulturen in Trockenjahren, abzubilden. Darüber hinaus lassen sich Zweit- und Zwischenfrüchte berücksichtigen, die in der Ist-Bilanzierung vereinfachend ausgeblendet wurden.

Veränderungen der § 13a-Gebietskulissen, wie sie in der Vergangenheit infolge der Novellierungen der Düngeverordnung und den damit verbundenen Ausführungsverordnungen bereits aufgetreten sind, können im Rahmen der Prognose schnell eingearbeitet werden. Da das Planungsmodell kulissenbezogen arbeitet, lassen sich auch befristete Ausweisungsänderungen flexibel berücksichtigen, was für die mittelfristige Planung der Nährstoffrückführung in regulatorisch unsicheren Zeiten von praktischem Wert ist.

3.4.2.2 Düngebedarfsermittlung Phosphor

Das in der Ist-Bilanzierung gewählte Vorgehen, den Phosphorbedarf als kulturspezifischen P-Entzug über das Erntegut auf Basis der angesetzten Erträge zu berechnen, bietet eine ausreichende Robustheit für die Prognosezwecke des Projekts. Eine gesonderte Parameterisierung des P-Bedarfs in der Prognose ist daher nicht vorgesehen; Änderungen des Ertragsniveaus

oder der Anbauverhältnisse, die im Rahmen der Stickstoffprognose angepasst werden, wirken sich automatisch auf den berechneten P-Entzug aus.

3.4.2.3 Nährstoffanfall aus der Tierhaltung

Der Nährstoffanfall aus der Tierhaltung zählt zu den variabelsten Komponenten der regionalen Nährstoffbilanz. Kurzfristige wirtschaftliche Effekte können innerhalb eines Bilanzzeitraums zu deutlichen Veränderungen in den Tierzahlen führen – etwa ein Rückgang der Mastschweinebelegung bei ungünstigen Schlachtpreisen oder eine Bestandsreduzierung durch Tierseuchengeschehen wie die Blauzungenkrankheit im Jahr 2024. Mittelfristig sind strukturelle Veränderungen in den Haltungsverfahren relevant, die sich auf die Nährstoffanfallskategorien und damit auf die Ausbringungs- und Anrechnungsparameter auswirken. Im Rahmen der Prognose können sowohl die regionalen Tierzahlen als auch die ihnen zugrunde liegenden Haltungsverfahrensverteilungen angepasst werden. Der flexible Aufbau des Bilanzierungsmodells erlaubt es dabei insbesondere, die Ungenauigkeiten, die bei der Überführung aggregierter Statistikdaten in düngerechtliche Nährstoffanfallskategorien entstehen, durch gezielte Experteneinschätzungen zu korrigieren.

3.4.2.4 Biogas und Wirtschaftsdüngerverbringung

Wirtschaftsdüngerverbringungen und Biogasinputs sind in der Ist-Bilanzierung als konstante Werte auf Basis der niedersächsischen Nährstoffberichte hinterlegt. Für die Prognose können diese Werte angepasst werden, wobei zu beachten ist, dass im Planungsmodell jeweils stark aggregierte Größen verändert werden. Eine belastbare Prognose dieser Komponenten setzt daher entweder eine Ableitung aus historischen Zeitreihen der Nährstoffberichte oder eine gute Kenntnis der konkreten regionalen Verhältnisse voraus.

Die Prognostizierbarkeit der Wirtschaftsdüngerverbringung ist eng an die Entwicklung der Tierhaltung geknüpft: Ein Rückgang der Tierbestände in einer Region geht in der Regel mit einer Abnahme der abzugebenden Wirtschaftsdüngermengen einher, kann aber aufgrund regionaler Unterschiede im Viehbesatz nicht direkt auf andere Regionen übertragen werden. Gerade hier bietet die Möglichkeit zur Regionalisierung praktische Vorteile, weil auf lokales Wissen über individuelle Betriebsstrategien zurückgegriffen werden kann. Die Biogaskomponente unterliegt einem strukturellen Wandel, der durch veränderte politische Rahmenbedingungen ausgelöst wurde: Ein Rückgang des Maisanbaus zugunsten eines höheren Anteils von Wirtschaftsdüngern als Substrat verändert sowohl die verfügbaren Wirtschaftsdüngermengen als auch in gewissem Umfang die regionalen Anbauverhältnisse. Beide Effekte können im Rahmen der Prognose iterativ berücksichtigt werden.

3.4.3 Aussagegenauigkeit und methodische Grenzen der Prognose

Die Prognosefähigkeit des Planungsmodells ist darauf ausgelegt, Planungs- und Orientierungsgrößen für die mittelfristige Entwicklung der regionalen Nährstoffsituation bereitzustellen. Die Unsicherheiten, die bereits für die Ist-Bilanzierung beschrieben wurden – insbesondere die pauschale Hinterlegung von Ertrags- und Bodenparametern, die modellbasierte Zuordnung von Tierzahlen zu Nährstoffanfallskategorien und die Verwendung des P-Entzugs als

Proxy für den Düngebedarf –, setzen sich in der Prognose fort und können sich je nach Parametrisierung verstärken oder abschwächen.

Darüber hinaus nimmt die Prognoseunsicherheit naturgemäß mit dem Betrachtungshorizont zu. Kurzfristige Anpassungen – etwa die Berücksichtigung veränderter Anbauanteile für das folgende Wirtschaftsjahr oder die Einarbeitung aktualisierter Tierzahlen – lassen sich mit vergleichsweise hoher Verlässlichkeit abbilden. Mittelfristige Projektionen, die strukturelle Veränderungen in der Tierhaltung, politische Regulierungsänderungen oder Marktentwicklungen voraussetzen, sind dagegen mit einer größeren Bandbreite von Unsicherheiten behaftet. Die Ergebnisse der Prognose sind daher stets im Kontext der getroffenen Annahmen zu interpretieren und nicht als Punktprognosen, sondern als szenarienabhängige Orientierungsgrößen zu verstehen, die eine fundierte Diskussion über mögliche Entwicklungen der regionalen Nährstoffsituation ermöglichen.

3.5 Weitere Verwendung

Die Entwicklung des Planungsmodells hat gezeigt, dass eine regionalisierte, flexible und prognosefähige Nährstoffbilanzierung für Verbundkonfigurationen im Kontext der Klärschlammverwertung methodisch umsetzbar ist. Die mit dem Planungsmodell berechneten Szenarien für die Modellregion Nienburg ergeben in ihrer Gesamtschau ein Bild, das hinter den Erwartungen zurückbleibt, die zu Beginn des Projekts SATELLITE bestanden: Die Nährstoffsituation der Region erweist sich als weitgehend stabil, und die verschiedenen modellierten Entwicklungspfade bedingen nur vergleichsweise geringe Verschiebungen im Nährstoffanfall und Düngebedarf (siehe hierzu Kapitel 5.3).

Diese Beobachtung ist zwingend im zeitlichen Kontext des Projekts zu interpretieren. Die Laufzeit zwischen Projektidee und Fertigstellung war durch zwei weitreichende und in ihrem Ausmaß nicht antizipierte Ereignisse geprägt: die COVID-19-Pandemie und den russischen Angriff auf die Ukraine im Februar 2022. Beide Ereignisse haben die Rahmenbedingungen für die Energiemärkte und die landwirtschaftliche Produktion erheblich verändert und in der Folge auch die regionalen Nährstoffflüsse beeinflusst. Vor diesem Hintergrund bildet das Referenzjahr 2022 einen Ist-Zustand ab, der in wesentlichen Parametern – insbesondere den Düngemittelpreisen und den verfügbaren Wirtschaftsdüngemengen – von strukturellen Ausnahmebedingungen geprägt war. Die darauf aufbauenden Prognosen spiegeln eine Ausgangslage wider, die bei Projektbeginn nicht absehbar war.

Der für das Projekt ursprünglich antizipierte direkte Handlungsbedarf – eine angespannte regionale Nährstoffsituation, die eine unmittelbare Verwertungsstrategie für die recycelten Nährstoffe aus der Klärschlammverbrennung erzwingt – ist auf Basis der vorliegenden Berechnungen und Szenarien für die Modellregion derzeit in dieser Form nicht erkennbar. Der unmittelbare Einsatz des Planungsmodell als operatives Planungsinstrument ist damit zum aktuellen Zeitpunkt von geringerer Dringlichkeit als zu Projektbeginn angenommen. Doch auch ohne die Notwendigkeit einer detaillierten Planung aufgrund einer angespannten Nährstoffsituation in der Modellregion erfordert ein effizientes Nährstoffrecycling mit verschiedenen möglichen Nährstoffströmen eine detaillierte Kenntnis und Planung der Modellregion. Der Wert des entwickelten Instruments ist somit nicht grundsätzlich gemindert, sondern verschiebt seinen

praktischen Mehrwert in Richtung einer mittelfristigen Planungsgrundlage und eines strukturierten Analyseinstruments für eine Vielzahl verwandter Fragestellungen.

3.5.1 Grundlegende Anwendungsmöglichkeiten

Obwohl das im Rahmen des Projekts SATELLITE entwickelte Planungsmodell im Kontext der Klärschlammverwertung konzipiert wurde, ist es in seiner Grundkonzeption nicht darauf beschränkt. Es bildet alle wesentlichen landwirtschaftlichen Nährstoffströme einer definierten Region ab – Düngebedarf, Nährstoffanfall aus der Tierhaltung, Biogasinputs und -outputs, Wirtschaftsdüngerverbringungen sowie den verbleibenden Restdüngebedarf – und ist damit prinzipiell für jede Fragestellung anwendbar, bei der die Nährstoffverwertbarkeit in einem variablen räumlichen Zusammenhang bewertet werden soll.

Seine besondere Stärke entfaltet das Planungsmodell dort, wo mehrere Nährstofferzeuger und -verwerter gemeinsam betrachtet werden müssen und bestehende Instrumente an ihre Grenzen stoßen. Die Aggregation von Nährstoffinformationen über Betriebsgrenzen, Gemeindestrukturen oder administrative Einheiten hinweg – wie sie im Planungskontext von Verbundlösungen typischerweise erforderlich ist – lässt sich mit herkömmlichen Planungsmodellen nur umständlich und mit erheblichem Mehraufwand darstellen. Das hier entwickelte Planungsmodell ermöglicht diese Aggregation flexibel und in der für den Planungskontext notwendigen Geschwindigkeit.

Im Einzelnen lassen sich folgende Anwendungsfelder unterscheiden:

3.5.1.1 Szenarienanalyse für Verbundkonfigurationen und kommunale Planung

Das Planungsmodell eignet sich für die überschlägige Abschätzung der Nährstoffverwertbarkeit in variabel konfigurierten Verbünden – sowohl für rein landwirtschaftliche Zusammenschlüsse als auch für kommunale Kooperationen im Kontext der Klärschlammentsorgung. Damit ist es nicht nur auf den im Projekt SATELLITE betrachteten Verbundansatz anwendbar, sondern auf vergleichbare Konstellationen in anderen Regionen Niedersachsens oder anderer Bundesländer übertragbar, sofern die erforderliche Datenbasis verfügbar gemacht werden kann.

Im Klärschlammkontext kann das Planungsmodell darstellen, welche Mengen recycelter Nährstoffe zu welchem Zeitpunkt in welcher Region und in welcher Form verwertbar wären – unter Berücksichtigung des vorhandenen Düngebedarfs, bereits vorhandener organischer Nährstoffquellen und der saisonalen Verteilung des Ausbringungszeitpunkts. Diese Analyse lässt sich für unterschiedliche Recyclingprodukte und ihre jeweiligen Anrechnungsparameter durchführen und schafft so eine fundierte Entscheidungsgrundlage für die Auswahl geeigneter Verwertungspfade.

3.5.1.2 Betriebliche und überbetriebliche Nährstoffplanung

Das Planungsmodell ist nicht auf die regionale Ebene beschränkt. Es kann ebenso zur Darstellung betrieblicher Nährstoffsituationen eingesetzt werden, etwa um für einen einzelnen Betrieb oder eine Betriebsgemeinschaft den verfügbaren Düngebedarf, die eigenen

Nährstoffquellen und den verbleibenden Restbedarf oder -überschuss zu ermitteln. Dabei sind landwirtschaftliche Betriebe ebenso abbildbar wie Zusammenschlüsse unterschiedlicher Akteure – zum Beispiel im Rahmen von Nährstoffaustauschkooperationen zwischen viehreichen und viehharmen Betrieben.

Die Möglichkeit, Verteilung und Zeitpunkt der Nährstoffverfügbarkeit differenziert darzustellen, ist dabei von praktischem Wert: In der betrieblichen Praxis entscheidet nicht allein die Gesamtmenge verfügbarer Nährstoffe über die Verwertbarkeit, sondern auch deren Verteilung über das Wirtschaftsjahr und die zeitliche Übereinstimmung von Angebot und Nachfrage. Das Planungsmodell kann diese zeitliche Dimension abbilden und damit eine realistischere Einschätzung der Verwertungsoptionen ermöglichen als es eine statische Jahresbilanz erlaubt.

3.5.1.3 Szenarienanalyse ohne Klärschlammkontext

Da das Planungsmodell alle wesentlichen Nährstoffströme der Region abbildet, lassen sich mit ihm grundsätzlich auch Fragen beantworten, die keinen Bezug zur Klärschlammverwertung aufweisen. Mögliche Anwendungsfelder umfassen die Bewertung der Auswirkungen eines Rückgangs der Tierhaltung auf die regionale Nährstoffsituation, die Abschätzung der Folgen einer veränderten Biogassubstratstruktur, die Planung der Einführung neuer Düngertechnologien oder die Frage, unter welchen Bedingungen weitere organische Nährstoffquellen – etwa Kompost oder anderweitig aufbereitete Sekundärrohstoffdünger – in einer Region sinnvoll eingesetzt werden könnten. Kompost stellt dabei allerdings eine Ausnahme dar, da dessen düngerechtliche Verrechnung spezifische Berechnungsschritte erfordert, die im derzeitigen Planungsmodell nicht vollständig abgebildet sind und im Bedarfsfall ergänzt werden müssten.

3.5.2 Einschränkung der Verwendbarkeit

Den skizzierten Anwendungsmöglichkeiten stehen strukturelle Einschränkungen gegenüber, die bei einer weiteren Nutzung des Planungsmodells stets berücksichtigt werden müssen. Sie ergeben sich einerseits aus dem erreichten Entwicklungsstand, andererseits aus den methodischen Grundentscheidungen, die der Bilanzierung zugrunde liegen.

3.5.2.1 Prototypstatus und Zugangsvoraussetzungen

Das Planungsmodell befindet sich im Stadium eines funktionsfähigen Prototyps. Ein breiter Rollout oder eine allgemeine Verfügbarkeit für externe Nutzende ist in diesem Entwicklungsstand nicht vorgesehen. Die Anwendung setzt in ihrer derzeitigen Form sowohl Kenntnis des Planungsmodells selbst als auch fachliche Kenntnisse im Bereich der Düngebedarfsermittlung, der Nährstoffbilanzierung und der regionalen Agrarstruktur voraus, um die notwendigen Eingaben korrekt zu parametrisieren und die Ergebnisse sachgerecht zu interpretieren.

Darüber hinaus erfordert der notwendige Detailgrad der Bilanzierung Eingangsdaten, die nicht ohne weiteres und nicht immer in aktueller Form verfügbar sind. Die Schlagdaten des SLA, die Sonderauswertung des Nährstoffberichts der LWK Niedersachsen sowie die verwendeten Tierzahlen müssen für die jeweilige Anwendungsregion und das jeweilige Bezugsjahr beschafft und aufbereitet werden. Für Regionen außerhalb Niedersachsens wären zudem die entsprechenden länderspezifischen Regelwerke und Datenquellen zu adaptieren.

3.5.2.2 Rechtssicherheit oder amtliche Verwertbarkeit

Aus der methodischen Konzeption des Planungsmodells ergibt sich ein weiterer, grundsätzlicher Vorbehalt: Die erzielten Ergebnisse sind Planungs- und Orientierungsgrößen, keine rechtssicheren Berechnungen im Sinne des Düngerechts. Die Berechnungsweise weicht in einzelnen Schritten und Annahmen vom Vorgehen des amtlichen Nährstoffberichts der Düngebehörde der LWK Niedersachsen ab. Da zudem an mehreren Stellen Expertenschätzungen eingeflossen sind – insbesondere bei der Verteilung der Tierzahlen auf düngerechtliche Nährstoffanfallskategorien, bei den Herbstdüngungsanteilen und bei der Hinterlegung regionaler Ertragsklassen –, können die Ergebnisse nicht den Anspruch offizieller Zahlen erheben und sind nicht für rechtlich bindende Verwendungszwecke geeignet.

Für Berechnungen mit amtlichem Anspruch – etwa im Rahmen von behördlichen Genehmigungsverfahren oder der Aufsicht über die Einhaltung düngemittelrechtlicher Vorgaben – sind die Datenbasis und die Berechnungskapazitäten der zuständigen Düngebehörde erforderlich. Das hier entwickelte Planungsmodell ist ausdrücklich kein Ersatz für diese Instrumente, sondern ein ergänzendes Analyse- und Planungswerkzeug für Szenarien und Planungsvorhaben, die eine schnelle, flexible und überschlägige Einschätzung der regionalen Nährstoffsituation erfordern.

3.5.3 Fazit

Das im Rahmen des Projekts SATELLITE entwickelte Planungsmodell stellt ein methodisch fundiertes Instrument dar, das eine Lücke zwischen der betrieblichen Beratungsebene und den auf Landkreisebene aggregierten amtlichen Nährstoffberichten schließt. Es erlaubt die flexible Betrachtung variabler Bilanzräume, die Regionalisierung zentraler Annahmen und die szenarienbasierte Projektion von Nährstoffanfall und Düngebedarf – Eigenschaften, die bestehende Instrumente in dieser Kombination nicht aufweisen.

Dass die Anwendung auf die Modellregion Nienburg keine akut angespannte Nährstoffsituation aufzeigt, ist in erster Linie ein Ergebnis, das die Realität der Region unter den gegebenen

Rahmenbedingungen abbildet – und nicht ein Hinweis auf eine methodische Schwäche des Planungsmodells. Die Möglichkeit, diese Aussage belastbar und nachvollziehbar herzuleiten, ist selbst ein Mehrwert: Sie ersetzt eine diffuse Einschätzung durch eine strukturierte, parametrisierbare Analyse.

4 Technische Umsetzung eines Planungsmodells zur gezielten Nährstoffrückführung

Autor*innen:
Sabrina Breitenkamp, Eric Böhler – Ingenieurbüro Dr. Breitenkamp

Inhaltsverzeichnis

4.1 Zielsetzung und Einordnung in das Gesamtprojekt.....59
4.2 Fachliche und methodische Grundlagen.....60
4.3 Technische Umsetzung.....60
4.4 Fazit und Ausblick Planungsmodell.....72

Kurzbeschreibung

Dieses Kapitel beschreibt die technische Entwicklung, Implementierung und Erprobung eines ***Planungsmodells zur gezielten regionalen Nährstoffrückführung*** *im Rahmen des Forschungsvorhabens SATELLITE. Ausgehend von den fachlichen und methodischen Grundlagen der Nährstoffbilanzierung für Stickstoff und Phosphor werden die konzeptionelle Entwicklung und die Überführung des Bilanzmodells in eine softwaregestützte Anwendung dargestellt. Im Fokus stehen dabei die Systemarchitektur auf Basis von PostgreSQL/PostGIS, QGIS und Python, die Einbindung und Verarbeitung der Datenbasis sowie die Umsetzung von Bilanzierungs- und Prognoseberechnungen und deren Visualisierung.*

Mit dem entwickelten Modell können ***regionale Nährstoffbilanzen sowohl für den IST-Zustand als auch für zukünftige Entwicklungen abgebildet und unterschiedliche Szenarien der Nährstoffrückführung systematisch miteinander verglichen werden****. Die Anwendung in der Modellregion Nienburg zeigt, dass der Ansatz eine geeignete Grundlage für die Planung und Bewertung entsprechender Maßnahmen bietet. Eine besondere Stärke liegt in der* ***flexiblen Aggregation von Nährstoffdaten über unterschiedliche räumliche Ebenen*** *sowie in der Möglichkeit, Verbundlösungen, betriebliche Planungen und allgemeine Entwicklungen der regionalen Nährstoffsituation zu untersuchen.*

Gleichzeitig hängen Aussagekraft und Übertragbarkeit wesentlich von der ***Verfügbarkeit und Qualität der zugrunde liegenden Daten sowie von einer fachlich fundierten Interpretation der Ergebnisse*** *ab. Datenunsicherheiten und regionale Unterschiede in Datenverfügbarkeit, Erhebungsmethoden und Auswertungslogiken müssen daher bei der Anwendung berücksichtigt werden.*

Insgesamt konnte ein ***funktioneller Tool-Prototyp für die Planung regionaler Nährstoffrückführung erfolgreich entwickelt und erprobt werden****. Das Modell ist grundsätzlich auf andere Regionen übertragbar und soll insbesondere durch die Landwirtschaftskammer Niedersachsen weitergenutzt werden. Darüber hinaus besteht Potenzial für eine* ***Weiterentwicklung zu einem umfassenden Nährstoffmanagement-Tool****, das neben der Bilanzierung und Prognose künftig auch weitere planerische und gegebenenfalls ökonomische Fragestellungen integrieren kann.*

4.1 Zielsetzung und Einordnung in das Gesamtprojekt

Ausgehend von der bereits erläuterten Fragestellung zur sinnvollen Nutzung der im Klärschlamm enthaltenen Nährstoffe und deren Auswirkungen auf die regionale Nährstoffsituation wurde im Projekt die modellgestützte Unterstützung einer gezielten Nährstoffrückgewinnung

und -rückführung betrachtet. Die hierzu entwickelte Methodik ist in Kapitel 1 dargestellt. Aufgrund der Komplexität des angestrebten Nährstoff-Tools wurden im Projekt dessen wesentliche Kernelemente und Funktionen in Form eines funktionellen Prototyps als Planungsmodell zur Nährstoffrückführung umgesetzt, dessen technische Ausgestaltung im Folgenden beschrieben wird. Die Anwendung und Erprobung des Modells anhand von Szenarienbetrachtungen für die Modellregion Nienburg ist in Kapitel 5 erläutert.

Die fachliche Ausgestaltung des Planungsmodells, die Aufbereitung der Datengrundlagen sowie die gemeinsame Modellentwicklung erfolgten in enger Zusammenarbeit mit dem ISAH und der Landwirtschaftskammer Niedersachsen. Die technische Konzeption und Implementierung wurden durch das Ingenieurbüro Dr. Breitenkamp umgesetzt.

4.2 Fachliche und methodische Grundlagen

Elementare fachliche Grundlage für die Erarbeitung des Prototyps eines Planungsmodells zur Nährstoffrückführung war zunächst die regionale Nährstoffbilanzierung für die im Projekt betrachteten Nährstoffe Stickstoff (N) und Phosphor (P). Dazu musste das Konzept mit geeigneten Daten, Berechnungsansätzen und – soweit erforderlich – Annahmen hinterlegt werden. Dies betraf sowohl die Bilanzierung mit vorhandenen Daten (Ist-Bilanz/ Jahresbilanz in der Rückschau) als auch die darauf aufbauenden Prognoseberechnungen.

Für beide Betrachtungsebenen waren insbesondere die Fragen relevant, welche Nährstoffströme zu berücksichtigen sind, wie diese bilanziell rechnerisch abgebildet werden können, welche Daten aus welchen Datenquellen hierfür erforderlich sind und welche Annahmen konkret getroffen werden können bzw. müssen. Die entsprechenden Grundlagen und Berechnungsansätze sind in den Kapiteln 2 „Datenbasis zu Nährstoffverfügbarkeit und -bedarf und jahreszeitliche Dynamik des Nährstoffangebots“ und Kapitel 3 „Bilanz und Prognose von regionalem Düngebedarf und Nährstoffanfall“ ausführlich dargestellt.

Die übergeordnete Systematik und Methodik für ein modellgestütztes regionales Nährstoffmanagement ist in Kapitel 1 beschrieben. Auf dieser Grundlage wurde im Projekt gemeinsam durch ISAH, Landwirtschaftskammer Niedersachsen und Ingenieurbüro Dr. Breitenkamp eine auf die Anforderungen des Planungsmodells (siehe Kapitel 1.5) zugeschnittene Umsetzung entwickelt.

4.3 Technische Umsetzung

Im Folgenden wird die konkrete technische Umsetzung des Planungsmodells zur gezielten regionalen Nährstoffrückführung für die Modellregion Nienburg näher erläutert.

4.3.1 Konzeption und Genese des Planungsmodells im Projektverlauf

Grundsätzlich erfolgt die Entwicklung eines softwaregestützten Bilanzierungs- und Planungsmodells entlang eines strukturierten, mehrstufigen Prozesses. Basis bildet dabei die Konzeption eines Modells (hier: Bilanzmodell), in dem relevante Zusammenhänge, Systemgrenzen sowie die erforderlichen Berechnungsroutinen definiert werden. Das Modell stellt damit die fachliche und methodische Grundlage für alle weiteren Entwicklungsschritte dar.

Parallel dazu werden die für die Umsetzung notwendigen Daten identifiziert, gegebenenfalls erhoben und in geeigneter Form aufbereitet, sodass sie für die Berechnungen im Modell verfügbar sind. Im nächsten Schritt erfolgt Test und Validierung des Modells, um sowohl die methodische Korrektheit als auch die Belastbarkeit der Ergebnisse sicherzustellen. Darauf aufbauend wird das Modell in ein anwenderorientiertes Modell überführt. Dies umfasst insbesondere die Automatisierung von Abläufen, die Integration der Daten- und Berechnungsstrukturen sowie die Entwicklung einer geeigneten Benutzeroberfläche (siehe Bild 6).

Auch in diesem Fall wurde dieser grundsätzliche Entwicklungsansatz verfolgt. Allerdings zeigte sich Projektverlauf, dass mehrere Iterationsschleifen erforderlich waren, um das Modell schrittweise zu präzisieren und die spezifischen Anforderungen umzusetzen. Erst durch diese iterative Vorgehensweise konnte die nun vorliegende finale Version des Planungsmodells als funktioneller Tool-Prototyp entwickelt werden. Im Folgenden wird daher die Genese des Planungsmodells einmal näher erläutert.

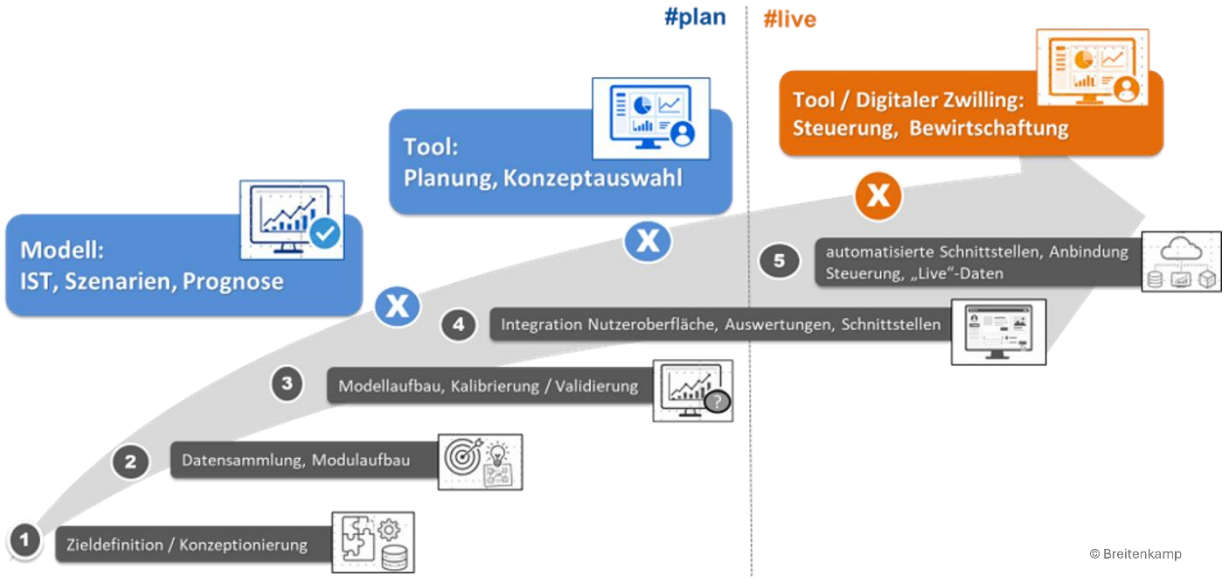


Bild 6: Schematische Darstellung der Schritte zur Toolentwicklung

Die technische Konzeptionierung des Planungsmodells begann parallel zur Erarbeitung der grundlegenden **Struktur und Systematik** für die Bilanzierung und Prognose von Nährstoffangebot bzw. -anfall und Düngebedarf (im Detail dargestellt siehe Kapitel 3).

In einem ersten Ansatz wurde hierfür eine Struktur konzipiert, die eine Bilanzierung auf zwei Ebenen vorsieht: a) gesamter Landkreis und b) detaillierter durch Betrachtung der Ebene „Samtgemeinde" bzw. einzelne Verwaltungseinhalt (siehe Bild 7).

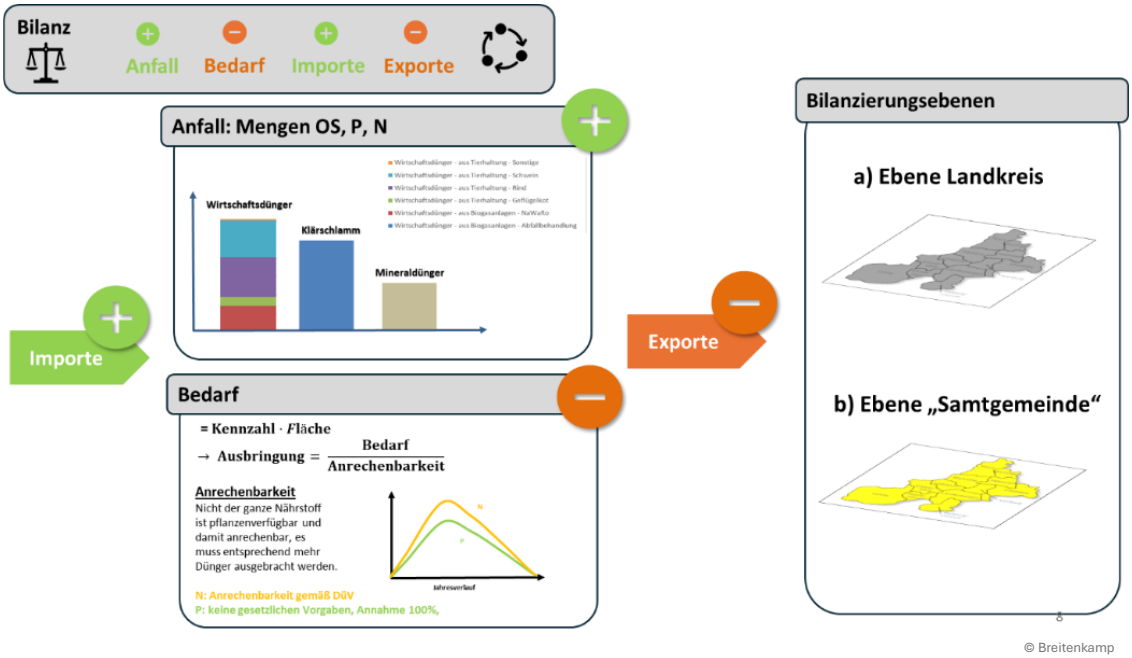


Bild 7: Schematische Darstellung Grundkonzept Nährstoffbilanz auf 2 Ebenen

Im ersten Schritt wurde das Modell auf der Bilanzierungsebene des gesamten Landkreises Nienburg in Excel implementiert. Für diese erste Bilanzierungsebene funktionierte der Ansatz grundsätzlich gut. Die Umsetzung in Excel war naheliegend, da Excel niedrigschwellig nutzbar, breit verfügbar und für alle Projektpartner gut zugänglich war. Im weiteren Verlauf zeigte sich jedoch, dass die angestrebte Funktionalität in Excel nur eingeschränkt abbildbar war. Dies betraf insbesondere die im nächsten Schritt vorgesehene tiefere räumliche Bilanzierungsebene, beispielsweise auf Ebene der **Samtgemeinden bzw. einzelnen Verwaltungseinheiten**. Auch mit Blick die Umsetzung der Prognoseberechnungen, strukturierte Datenhaltung, automatisierte Auswertungen und spätere Erweiterbarkeit stieß der Excel-basierte Ansatz zunehmend an Grenzen.

Im Zuge der technischen Konzeption wurde daher zunächst eine datenbankgestützte GIS-Lösung auf Basis von **Access** bzw. einer vergleichbaren Datenbanklösung in Verbindung mit **ArcGIS** geprüft. Dieser Ansatz hätte grundsätzlich die Verbindung von Datenhaltung und räumlicher Auswertung ermöglicht. Im Projektverlauf zeigte sich jedoch, dass die erforderlichen Funktionalitäten, die praktische Handhabbarkeit sowie die Einbindung in die Arbeitsabläufe der Projektpartner damit nicht in der gewünschten Form abgebildet werden konnten.

Als finale Lösung wurde daher eine **GIS-referenzierte Datenbanklösung auf Basis von PostgreSQL/PostGIS in Verbindung mit QGIS** gewählt. PostgreSQL bietet als relationale Datenbank eine robuste Grundlage für die strukturierte und konsistente Datenhaltung. Durch die Erweiterung PostGIS können zusätzlich räumliche Informationen gespeichert, mit Sachdaten verknüpft und über räumliche Abfragen ausgewertet werden. PostGIS erweitert PostgreSQL hierfür unter anderem um räumliche Datentypen, räumliche Indizes und geografische Analysefunktionen.

Für das Nährstoffbilanzierungs- und Prognosemodell ist dies besonders vorteilhaft, da unterschiedliche Datenebenen – etwa Nährstoffanfall, Düngebedarf, Verwaltungsgrenzen,

landwirtschaftliche Flächen, Tierhaltungsdaten, Kläranlagenstandorte und Prognoseannahmen – zentral in einer konsistenten Datenstruktur zusammengeführt werden können. Die Daten liegen damit nicht nur als einzelne Dateien vor, sondern können systematisch verknüpft, abgefragt, fortgeschrieben und räumlich ausgewertet werden.

QGIS kann direkt mit PostgreSQL/PostGIS-Datenbanken verbunden werden und ermöglicht es, die dort gespeicherten Daten zu visualisieren, zu prüfen, zu filtern, zu bearbeiten und kartografisch auszuwerten. Zudem ist QGIS als frei verfügbare Open-Source-GIS-Software niedrigschwellig einsetzbar. Da die Landwirtschaftskammer Niedersachsen bereits mit QGIS arbeitete, konnten bestehende Kompetenzen und Arbeitsabläufe aufgegriffen werden.

Ergänzend zur Datenbank- und GIS-Struktur wurden die Steuerung der Datenkommunikation zwischen Datenbank und QGIS, die Benutzeroberfläche sowie die automatisierten Auswertungen mit Python umgesetzt. Die konkrete technische Umsetzung und Funktionsweise des Prototyps werden in den folgenden Abschnitten näher beschrieben.

Damit wurde der ursprüngliche Excel-basierte Ansatz über die zwischenzeitlich geprüfte Access-/ArcGIS-Variante in eine deutlich robustere, räumlich differenzierbare und erweiterbare Modellstruktur überführt. Die Kombination aus PostgreSQL/PostGIS mit QGIS und Python bildet somit eine geeignete technische Grundlage, um Nährstoffanfall, Düngebedarf und Prognoseannahmen datenbankgestützt zu verarbeiten, räumlich auszuwerten und perspektivisch für ein regionales Nährstoffmanagement weiterzuentwickeln.

4.3.2 Aufbau / Architektur

Wie ausgeführt erfolgte im Ergebnis die technische Umsetzung des Prototyps für ein Planungsmodell zur Nährstoffrückführung am Beispiel der Modellregion basierend auf einer Kombination von QGIS, PostgreSQL/PostGIS und Python (siehe Bild 8). QGIS wird als Frontend und PostgreSQL/PostGIS als Backend des Modells verwendet. Die Steuerung erfolgt mit Hilfe von Python-Skripts. Der finale Aufbau des Planungsmodells wird im Folgenden genauer beschrieben.

Zentrales Element des Systems ist eine relationale PostgreSQL-Datenbank, die durch die Erweiterung PostGIS um einen expliziten Raumbezug ergänzt wird. Dadurch können geografische Informationen wie Verwaltungsgrenzen direkt in der Datenbank gespeichert, verarbeitet und analysiert werden. pgAdmin wurde als grafische Administrations- und Entwicklungsumgebung genutzt.

Die Datenbasis wird vollständig in der PostgreSQL-Datenbank verwaltet, während die Berechnungsroutinen für die Bilanzierung in Python implementiert wurden. Die Benutzerinteraktion sowie die Visualisierung und Analyse der Daten erfolgen über QGIS, wobei die Umsetzung einer Benutzeroberfläche (als Plugin in QGIS) sowie die technische Implementierung der Steuerung des Modells (Backend) ebenfalls über Python realisiert wurde. Die Entkopplung der Komponenten erhöht sowohl die Wartbarkeit als auch die Transparenz und ermöglicht es, einzelne Teile des Systems unabhängig voneinander weiterzuentwickeln.

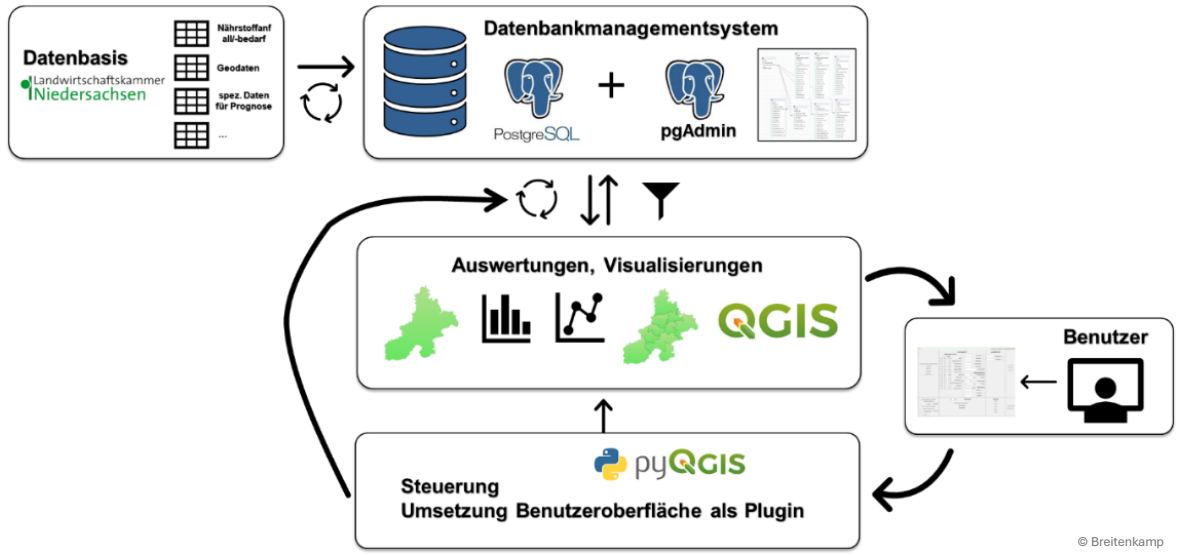


Bild 8: Schematische Darstellung Nutzungsarchitektur Planungsmodell für die Nährstoffrückführung

Die Daten sind in Form thematisch strukturierter Tabellen innerhalb der Datenbank organisiert (siehe Bild 9). Für die räumliche Referenzierung existieren Tabellen mit Verwaltungseinheiten, die mit eindeutigen IDs sowie Geometrien und räumlicher Verortung versehen sind.

Grundsätzlich ist zu unterscheiden zwischen der Datenbasis für die Nährstoffbilanzierung auf Basis bestehender Daten (Ist-Bilanz/ Rückschau) und Prognoseberechnungen.

Die Ist-Bilanz-Daten werden differenziert in mehreren Tabellen abgelegt. Der Anfall wird dabei sowohl aggregiert für jede Samtgemeinde und den gesamten Landkreis Nienburg für die Jahre 2017 bis 2020 und 2022 erfasst als auch nach Wirtschaftsdünger, Mineraldünger und Klärschlamm differenziert. Zusätzlich existiert eine separate Tabelle, in der der Anfall je Kläranlage abgebildet ist. Ergänzend dazu werden der Düngebedarf je Samtgemeinde für die genannten Jahre sowie Import- und Exportströme von Wirtschaftsdünger tabellarisch erfasst. Eine weitere Tabelle enthält die daraus berechnete Ist-Bilanz, in der Anfall und Bedarf gegenübergestellt werden.

Für zukünftige Entwicklungen werden Prognosedaten in eigenen Tabellen verwaltet. Diese umfassen sowohl Eingangsparameter als auch daraus abgeleitete Größen. Der Anfall wird dabei nach Tierkategorien differenziert sowie zusätzlich aggregiert je Samtgemeinde dargestellt. Der Bedarf wird nach Kulturen aufgeschlüsselt und als Gesamtwert erfasst, wobei auch jahreszeitliche Verläufe berücksichtigt werden. Darüber hinaus bestehen Tabellen zur Ablage von Klärschlammdaten, die für Samtgemeinden aggregiert vorliegen. Ergänzend werden Nährstofffrachten für Stickstoff und Phosphor im Klärschlamm, in der entstehenden Asche sowie im Rezyklat gespeichert. Diese Daten können über das Modell OptiNETZ #plan (siehe Schwerpunkt C) berechnet und über eine Schnittstelle in das Nährstoff-Tool eingelesen werden.

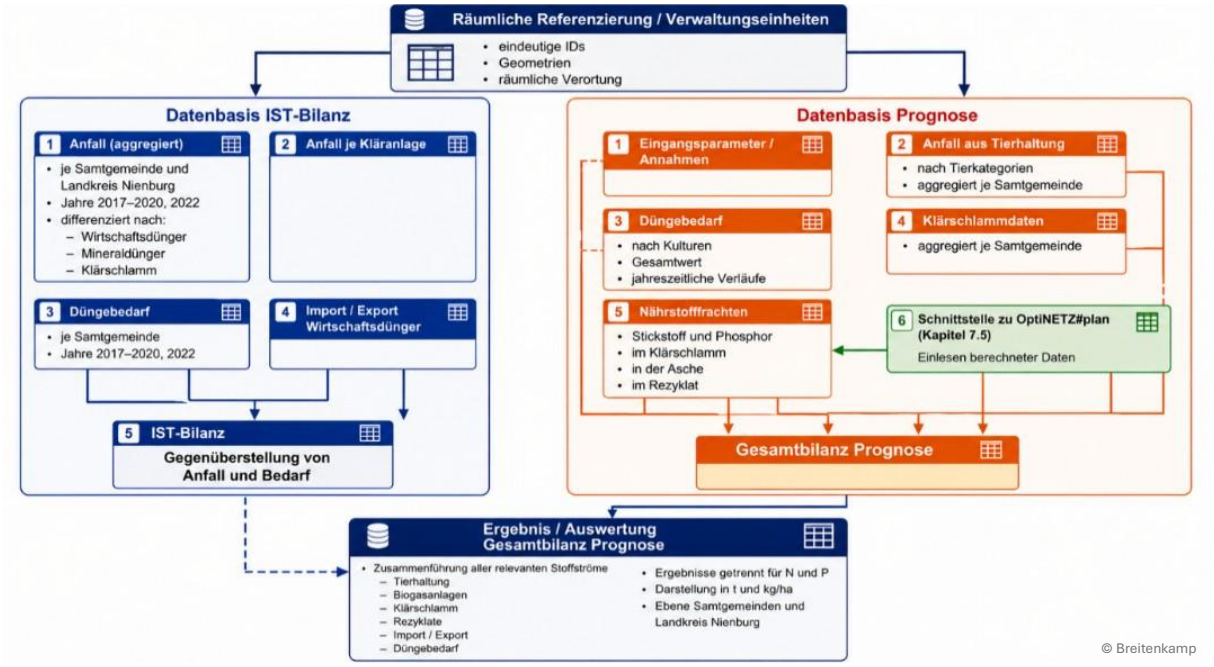


Bild 9: Schematische Darstellung Datenbankstruktur für Planungsmodell zur Nährstoffrückführung

Eine zentrale Rolle spielt schließlich die Tabelle zur Gesamtbilanz der Prognose. In dieser werden alle relevanten Stoffströme zusammengeführt, einschließlich des Anfalls aus Tierhaltung, Biogasanlagen, Klärschlamm und Rezyklaten sowie der Import- und Exportmengen und des Düngebedarfs. Die Ergebnisse werden getrennt für Stickstoff und Phosphor ausgewiesen und sowohl in absoluten Größen (Tonnen) als auch flächenbezogen (kg/ha) dargestellt. Dies erfolgt auf Ebene der Samtgemeinden sowie aggregiert für den gesamten Landkreis Nienburg.

Durch den gewählten modularen Aufbau ist das System flexibel erweiterbar, beispielsweise hinsichtlich zusätzlicher Nährstoffe, weiterer Zeiträume oder neuer Bilanzräume. Insgesamt bietet die Kombination aus PostgreSQL/PostGIS, Python und QGIS eine leistungsfähige, skalierbare und zukunftssichere Lösung für die räumlich differenzierte Nährstoffbilanzierung, die gegenüber den zuvor eingesetzten Ansätzen deutliche Vorteile in Bezug auf Datenintegrität, Analysefähigkeit und Erweiterbarkeit aufweist.

4.3.3 Einbindung der Datenbasis für das Planungsmodell zur Nährstoffrückführung

Die Datenbasis des Modells umfasst sowohl die Ist-Bilanz als auch die Eingangsdaten für die Prognoseberechnungen und basiert auf Daten der Landwirtschaftskammer (LWK) für die Nährstoffe Stickstoff (N) und Phosphor (P) im Landkreis Nienburg. Eine detaillierte Beschreibung der zugrunde liegenden Datensätze sowie deren Aufbereitung für Bilanz und Prognose ist in den Kapiteln 2 und 3 dieses Berichts dargestellt.

Für die Ist-Bilanz werden die Input-Daten auf Ebene der Samtgemeinden differenziert erfasst. Hierzu zählen insbesondere der Nährstoffanfall aus verschiedenen Quellen, darunter Tierhaltung, Biogasanlagen sowie Klärschlamm. Ergänzend werden Stoffströme durch Import und Export von Wirtschaftsdüngern berücksichtigt. Darüber hinaus fließt der Einsatz von Mineraldünger in die Bilanz ein. Dem Gesamtanfall wird dem Düngebedarf gegenübergestellt, sodass

eine flächenbezogene Bewertung der Nährstoffsituation ermöglicht wird.

Die Prognosedaten basieren auf einer modular aufgebauten und parametrierbaren Datenstruktur, die es ermöglicht, zukünftige Entwicklungen und Szenarien systematisch abzubilden. Der Nährstoffanfall aus der Tierhaltung wird auf Ebene von Tierkategorien modelliert, die sich aus der Kombination von Tierart und Haltungsform ergeben. Diese Kombinationen werden jeweils durch eine eindeutige Tier-ID beschrieben. Jeder Tier-ID sind spezifische N- und P-Anfallwerte zugeordnet, die bei Bedarf angepasst werden können. Die zugrunde liegenden Tierzahlen werden zunächst auf Ebene der Tierarten erfasst und sind samtgemeindespezifisch hinterlegt. Die Zuordnung dieser Tierzahlen zu den einzelnen Tierkategorien erfolgt über eine sogenannte Tiermatrix. Diese definiert die Anteile, mit denen eine Tierart auf die zugehörigen Tier-IDs (z. B. verschiedene Haltungsformen oder Leistungsniveaus) verteilt wird. Auf diese Weise können strukturelle Veränderungen innerhalb der Tierhaltung flexibel abgebildet werden, ohne die zugrunde liegenden Gesamtbestände der Tierarten direkt anpassen zu müssen.

Weitere Bestandteile der Prognosedaten sind der Nährstoffanfall aus Biogasanlagen sowie aus Klärschlamm und Rezyklaten. Letztere werden über eine Schnittstelle von dem OptiNETZ-Tool #plan bereitgestellt. Außerdem werden Klärschlammdaten der Kläranlagen verwendet, insbesondere zur Darstellung von Szenarien der direkten landwirtschaftlichen Ausbringung.

Der Düngebedarf wird in der Prognose auf Basis kulturartspezifischer Parameter berechnet und bildet einen zentralen Bestandteil der Modellierung. Hierbei können zahlreiche Einflussgrößen angepasst werden, darunter der zeitliche Verlauf der N- und P-Aufnahme, das durchschnittliche Ertragsniveau sowie der Anteil einzelner Früchte an der Gesamtfruchtfolge. Darüber hinaus werden regionale und betriebliche Besonderheiten berücksichtigt, beispielsweise der Anteil der Flächen in bestimmten Bodenklimaräumen, der Anteil von Sommerungen sowie Parameter für Zwischen- und Zweitfrüchte. Auch Unterschiede zwischen Winterungen und Sommerungen werden durch Mittelwertansätze berücksichtigt. Weitere Einflussgrößen sind die organische Düngung im Vorjahr, der Anteil organischer Böden im Acker- und Grünland sowie der Anteil der Flächen mit Herbstdüngung, insbesondere bei Raps und Wintergerste.

Die räumliche und strukturelle Grundlage für die Bedarfsberechnung bildet eine Tabelle mit Schlägen, in der Fruchtart und Flächengröße hinterlegt sind. Änderungen in der Fruchtfolge oder Flächennutzung erfordern eine entsprechende Aktualisierung dieser Tabelle, um konsistente und belastbare Berechnungsergebnisse sicherzustellen.

4.3.4 Umsetzung der Nährstoffbilanzierung und -prognose im Planungsmodell

Die Umsetzung der Bilanzierung erfolgt überwiegend direkt innerhalb der PostgreSQL-Datenbank durch den Einsatz strukturierter SQL-Abfragen.

Ein zentraler Bestandteil der Bilanzierung ist die Aggregierung der Daten auf Ebene der Samtgemeinden. Sowohl der Nährstoffanfall als auch der Bedarf werden zunächst aus den detaillierteren Eingangsdaten (z. B. Schlag-, Kläranlagen- oder Tierdaten) berechnet und anschließend räumlich zusammengeführt. Die Zuordnung erfolgt über eindeutige IDs der jeweiligen Datensätze. Für Klärschlammdaten erfolgt eine explizite Zuordnung der betrachteten Kläranlagen zu den jeweiligen Samtgemeinden. Die eigentliche Bilanzierung erfolgt schließlich durch

die Gegenüberstellung von Nährstoffanfall und Düngebedarf. Das Bilanzergebnis wird als Differenz aus Anfall und Bedarf berechnet:

$$Bilanz = Anfall - Bedarf$$

Der Import der Nährstoffe wird dabei dem Anfall zugeordnet, und der Export ist ein Teil des Bedarfs. Ein positives Ergebnis weist auf einen Nährstoffüberschuss hin, während ein negatives Ergebnis auf ein Defizit hindeutet. Die Berechnung der Bilanz und Aggregierung der Daten erfolgt sowohl Stickstoff als auch Phosphor. Eine Auswertung erfolgt sowohl als absolute Werte [z. B. Mg Nährstoff pro Jahr] als auch flächenbezogen [z. B. Mg Nährstoff pro ha].

4.3.5 Test und Validierung

Zur Sicherstellung der fachlichen Richtigkeit und Belastbarkeit der Ergebnisse wurde das entwickelte System umfassend getestet und validiert. Ein zentraler Bestandteil der Validierung war der Vergleich der berechneten Ist-Bilanzen mit den Nährstoffberichten der Landwirtschaftskammer Niedersachsen. Dabei wurden die modellierten Ergebnisse für Stickstoff und Phosphor zum einen auf Ebene der Samtgemeinden sowie zum anderen für den gesamten Landkreis Nienburg den Referenzwerten gegenübergestellt. Abweichungen konnten gezielt analysiert und auf mögliche Ursachen, wie unterschiedliche Datengrundlagen, Aggregationsmethoden oder Annahmen, zurückgeführt werden. Die Kalibrierung erfolgte iterativ, indem Modellparameter, Zuordnungen und Berechnungsroutinen überprüft und bei Bedarf angepasst wurden.

Darüber hinaus wurde die Prognosefunktion des Systems gezielt validiert, indem sie mit denselben Eingangsdaten wie die Ist-Bilanz des Jahres 2022 konfiguriert wurde. Ziel dieses Ansatzes war es, zu überprüfen, ob das Prognosemodell in der Lage ist, bekannte Ist-Zustände reproduzierbar nachzubilden. Durch diese Rückrechnung konnte die Genauigkeit der implementierten Modellansätze bewertet und die Funktionsfähigkeit der Parametrisierung sichergestellt werden. Eine hohe Übereinstimmung zwischen prognostizierten und tatsächlichen Werten stellt dabei ein wesentliches Qualitätskriterium dar. Bei relevanten Abweichungen erfolgten weitere Anpassungen der Modellstruktur bzw. der Parameter, bis eine ausreichende Übereinstimmung erreicht wurde.

Neben der fachlichen Validierung wurde auch die Benutzeroberfläche hinsichtlich ihrer Funktionalität und Nutzerführung geprüft. Im Fokus standen dabei eine intuitive Bedienbarkeit innerhalb von QGIS, eine klare Strukturierung der relevanten Analysewerkzeuge sowie eine verständliche Aufbereitung der Ergebnisse. Ziel war es, eine Anwendung zu schaffen, die sowohl für fachkundige Nutzer als auch für Anwender mit begrenzter GIS-Erfahrung zugänglich ist und eine effiziente Durchführung von Analysen ermöglicht.

4.3.6 Struktur und Funktionen der Benutzeroberfläche

Die Benutzeroberfläche des entwickelten Planungsmodells ist vollständig in QGIS integriert und ermöglicht eine strukturierte sowie intuitive Durchführung der verschiedenen Arbeitsschritte. Sie ist in mehrere funktionale Bereiche gegliedert, die den typischen Workflow der Anwendung widerspiegeln. Eine zentrale Rolle spielt dabei die übersichtliche Trennung in die

Module Ist-Bilanz und Prognose sowie Daten aktualisieren und Bilanzdarstellung.

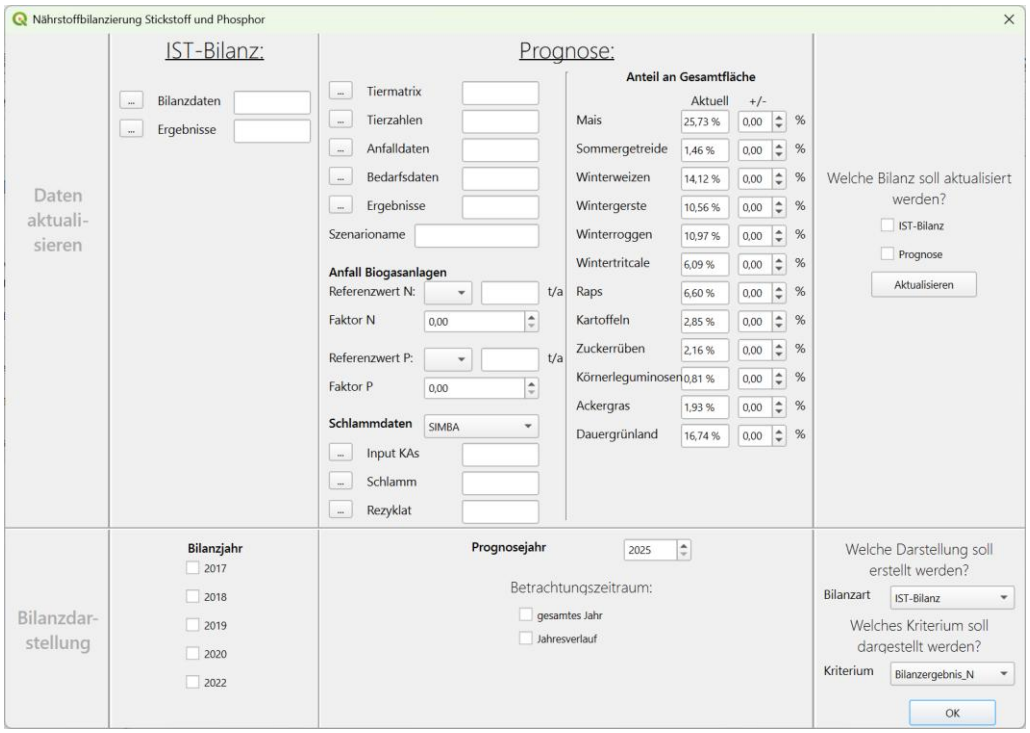


Bild 10: Benutzeroberfläche (Übersicht) Planungsmodell für Nährstoffrückführung in QGIS

Die Benutzeroberfläche wird im Folgenden konkret vorgestellt. Bild 10 zeigt die entwickelte Nutzeroberfläche im Überblick. Zu sehen ist eine klar strukturierte Benutzeroberfläche mit den Hauptbereichen Ist-Bilanz, Prognose, Daten aktualisieren und Bilanzdarstellung, die nebeneinander bzw. untereinander angeordnet sind. Die einzelnen Eingabefelder, Auswahloptionen und Listen ermöglichen eine komfortable Dateneingabe, Szenariodefinition sowie die gezielte Auswahl von Jahren und Darstellungsparametern für die Visualisierung.

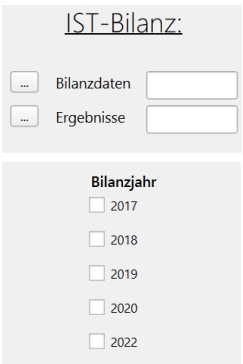


Bild 11: Eingabe Ist-Bilanz

Im Bereich der Ist-Bilanz (Bild 11) werden die Eingangsdaten für die Berechnung bereitgestellt und die Ergebnisdaten definiert. Hierzu gibt der Nutzer zunächst den Dateipfad zu den von der Landwirtschaftskammer bereitgestellten Excel-Dateien ein, welche die Input-Daten für die Ist-Bilanz enthalten. Zusätzlich wird ein Zielverzeichnis festgelegt, in dem die berechneten Ergebnisse in Form von Excel-Tabellen gespeichert werden. Nach Durchführung der Berechnung besteht die Möglichkeit, gezielt einzelne Jahre auszuwählen, für die die Ist-Bilanz direkt in QGIS visualisiert werden soll. Dabei sind Mehrfachauswahlen möglich, wodurch mehrere Jahre parallel betrachtet und verglichen werden können. Die Darstellung erfolgt sowohl räumlich als Layer als auch ergänzend in grafischer Form.

Der Bereich der Prognose (Bild 12) ist deutlich umfangreicher ausgestaltet, da hier neben der reinen Anzeige auch umfangreiche Parametrisierungsmöglichkeiten für Szenarien bereitgestellt werden. Auf der linken Seite der Benutzeroberfläche werden die grundlegenden

Eingabedaten definiert. Dies umfasst die Angabe von Dateipfaden zu Excel-Dateien, die Informationen zur Tiermatrix, zu Tierzahlen, zum Nährstoffanfall sowie zum Bedarf enthalten. Zusätzlich wird ein Speicherort für die Ergebnisdateien festgelegt und ein individueller Szenarioname vergeben, um unterschiedliche Simulationen eindeutig identifizieren zu können.

Ein weiterer wichtiger Bestandteil ist die Möglichkeit, den N- und P-Anfall aus Biogasanlagen anzupassen. Hierzu kann ein Referenzjahr (2017, 2018, 2019, 2020 oder 2022) ausgewählt werden, dessen Ausgangswert im Interface angezeigt wird. Darauf aufbauend lässt sich ein prozentualer Zu- oder Abschlag definieren, um veränderte Rahmenbedingungen abzubilden. Für den Umgang mit Klärschlamm stehen mehrere vordefinierte Szenarien zur Auswahl, die unterschiedliche Strategien berücksichtigen. Dazu zählen unter anderem die vollständige Ausbringung (SIMBA), die vollständige Recyclingnutzung, kombinierte Ansätze aus direkter Ausbringung und Recycling als Varianten mit oder ohne Herbstdüngung. Alternativ kann der Klärschlamm vollständig aus der Betrachtung ausgeschlossen werden. Ergänzend werden Dateipfade zu spezifischen Daten der Kläranlagen, zu Rohschlamm sowie zu Rezyklaten eingebunden.

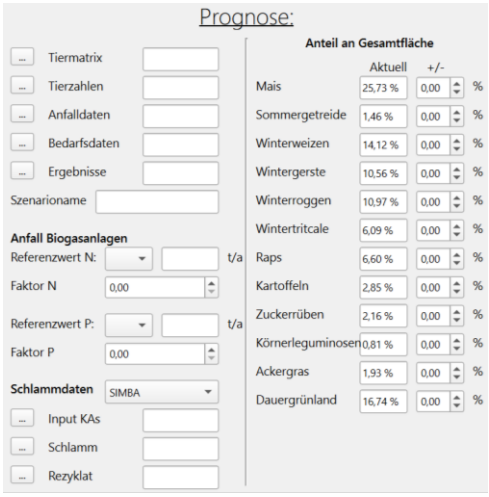


Bild 12: Eingabe Prognose

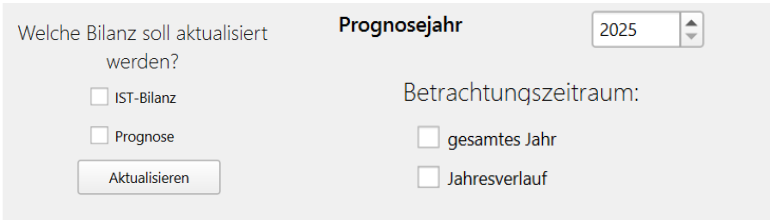


Bild 13: Datenaktualisierung Planungsmodell

Auf der rechten Seite des Prognosemoduls besteht die Möglichkeit, die Anteile einzelner Kulturen an der gesamten Anbaufläche anzupassen. Dabei muss sichergestellt werden, dass die Summe aller Änderungen konstant bleibt, sodass weiterhin 100% der Fläche abgebildet werden. Diese Funktion erlaubt es, strukturelle Veränderungen im Pflanzenbau gezielt in Szenarien zu berücksichtigen.

Darüber hinaus kann der Nutzer festlegen, welche Datensätze aktualisiert werden sollen, um gezielt nur Teile des Modells neu zu berechnen, beispielsweise nach Anpassung einzelner Parameter (siehe Bild 13).

Die Bilanzdarstellung (Bild 14) bildet den abschließenden Schritt innerhalb der Benutzeroberfläche. Für die Auswertung kann definiert werden, welches Jahr als Prognosejahr betrachtet werden soll und ob die Ergebnisse für das Gesamtjahr oder im zeitlichen Verlauf dargestellt

werden. Auch hier sind Mehrfachauswahlen möglich.

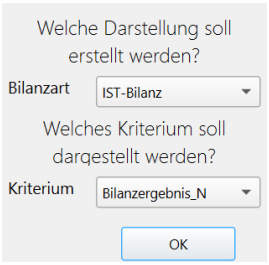


Bild 14: Bilanzdarstellung

Bei der Erstellung der Darstellungen kann ausgewählt werden, welche Bilanz visualisiert werden soll, und es erfolgt eine weitere Differenzierung nach spezifischen Kennzahlen. Für die Ist-Bilanz stehen unter anderem das Bilanzergebnis, das Bilanzergebnis ohne Mineraldünger, der Anfall, der Bedarf sowie Import-, Export- und Mineraldüngermengen zur Verfügung. In der Prognose können zusätzlich die einzelnen Komponenten des Nährstoffanfalls differenziert dargestellt werden, beispielsweise getrennt nach Tierhaltung, Biogasanlagen, Klärschlamm und Rezyklaten sowie dem Gesamtbedarf. Die Darstellung erfolgt sowohl kartographisch als QGIS-Layer als auch in Form von Diagrammen, wodurch eine umfassende Analyse und Interpretation der Ergebnisse ermöglicht wird.

Zur stabilen und anwenderfreundlichen Nutzung wurden Funktionen zur Fehlervermeidung und Sicherung der Datenkonsistenz integriert. Dateien können nur im jeweils vorgesehenen Format eingelesen werden; zusätzlich wird die Datenstruktur automatisiert geprüft. Bei fehlerhaften oder unvollständigen Daten wird die Berechnung abgebrochen und ein entsprechender Fehlercode ausgegeben. Bei rechenintensiven Aktualisierungen weist ein Hinweisfenster („Bitte warten“) darauf hin, während des laufenden Berechnungsprozesses keine weiteren Eingaben vorzunehmen, um Instabilitäten in QGIS zu vermeiden.

4.3.6.1 Visualisierung der Ergebnisse

Die Visualisierung der Ergebnisse erfolgt sowohl in Form einer räumlichen Darstellung in QGIS als auch durch eine grafische Aufbereitung mittels Diagrammen (siehe Bild 15). Die Auswertung wird dabei grundsätzlich sowohl in absoluten Größen [Mg bzw. t] als auch flächenbezogen [kg/ha] vorgenommen, wobei für jede Einheit eine separate Darstellung erzeugt wird.

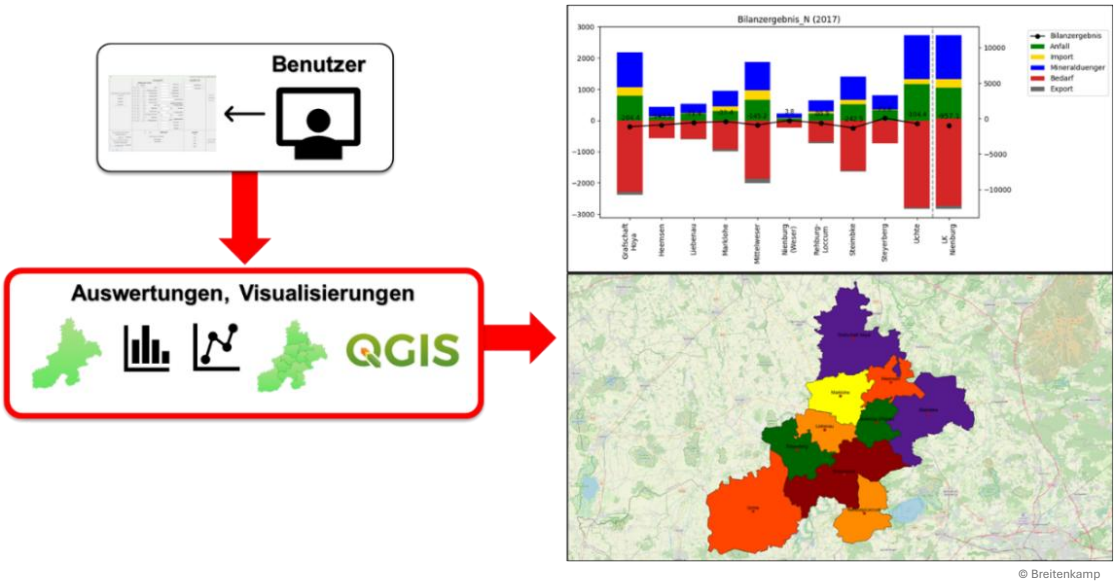


Bild 15: Schematische Darstellung Auswertungen (QGIS) im Planungsmodell zur Nährstoffrückführung

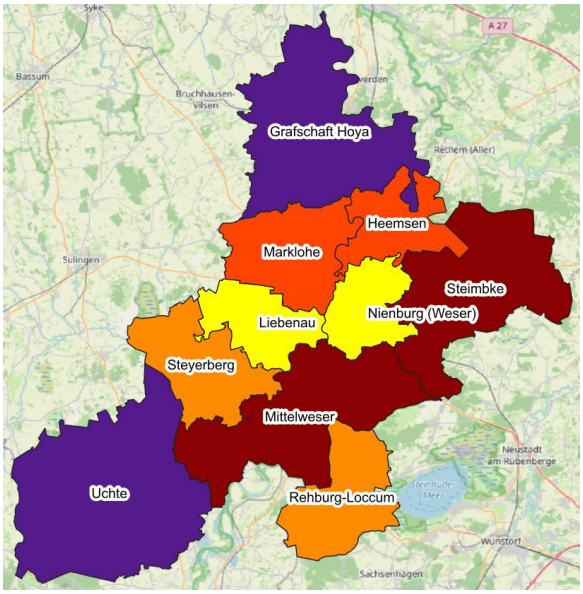


Bild 16: GIS-Darstellung Bilanz Landkreis (Beispiel)

Die kartographische Darstellung erfolgt über automatisch generierte QGIS-Layer, die die jeweiligen Bilanzgrößen auf Ebene der Samtgemeinden sowie für den gesamten Landkreis Nienburg abbilden (vgl. Bild 16). Ergänzend dazu werden Diagramme erstellt, die eine detaillierte Aufschlüsselung der Ergebnisse ermöglichen.

Für die Prognose können sowohl Jahresbilanzen als auch Jahresverläufe dargestellt werden. Die Jahresbilanz wird beispielsweise als QGIS-Layer für Stickstoff mit Berücksichtigung der Vorfrucht in Tonnen visualisiert, wobei unterschiedliche Szenarien, wie etwa die vollständige Ausbringung von Klärschlamm, abgebildet werden können. Diese Darstellung ermöglicht eine schnelle räumliche Einordnung der Gesamtbilanz.

Darüber hinaus wird die Jahresbilanz für jede Samtgemeinde sowie für den gesamten Landkreis Nienburg in Diagrammform in kg/ha dargestellt (vgl. Bild 17).

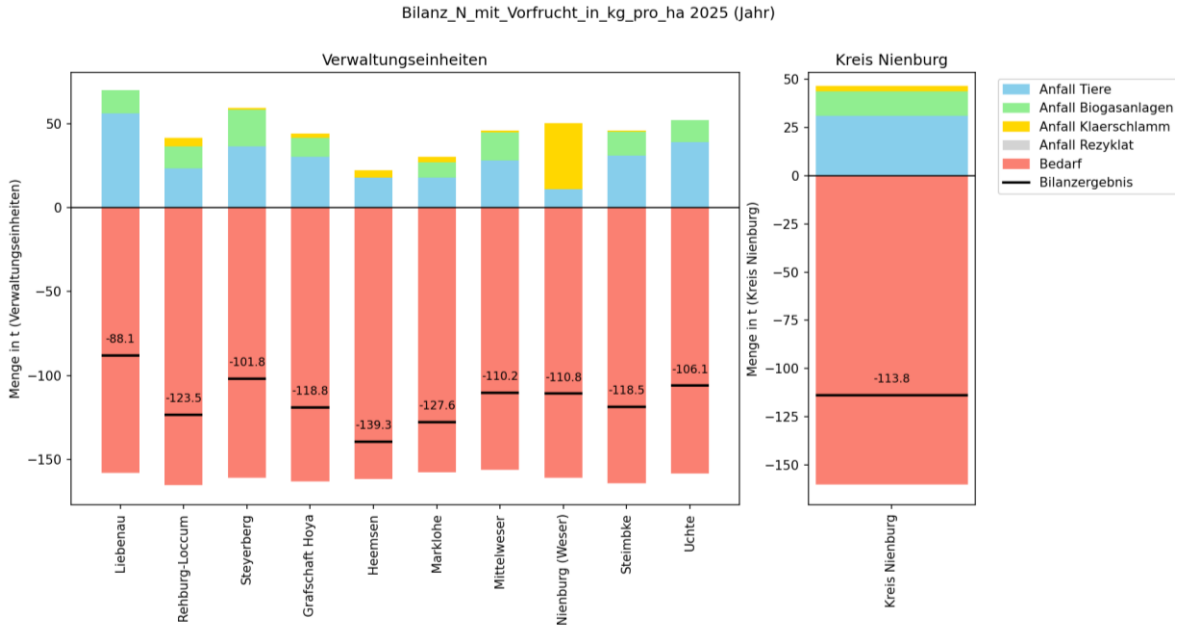


Bild 17: Darstellung Jahresbilanz Landkreis Nienburg (Beispiel) [kg/ha]

Dabei werden die Bestandteile des Nährstoffanfalls und Düngebedarfs in Form von gestapelten Säulen visualisiert, sodass deren jeweilige Beiträge zur Gesamtbilanz transparent nachvollzogen werden können. Zusätzlich wird der resultierende Bilanzwert innerhalb der Darstellung kenntlich gemacht, wodurch Überschüsse oder Defizite unmittelbar erkennbar sind.

Neben der aggregierten Jahresbetrachtung bietet das System auch die Möglichkeit, den zeitlichen Verlauf der Bilanz innerhalb eines Jahres darzustellen (vgl. Bild 18 und 19).

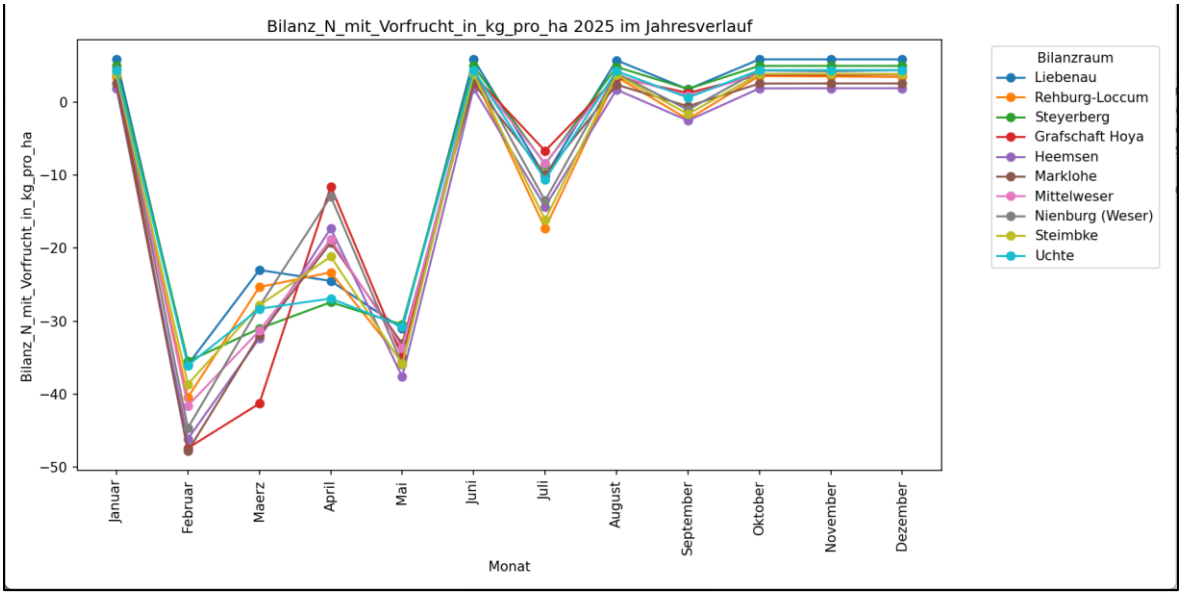


Bild 18: Darstellung Bilanz N (Beispiel) im Jahresverlauf – Bilanzebene „Samtgemeinde“

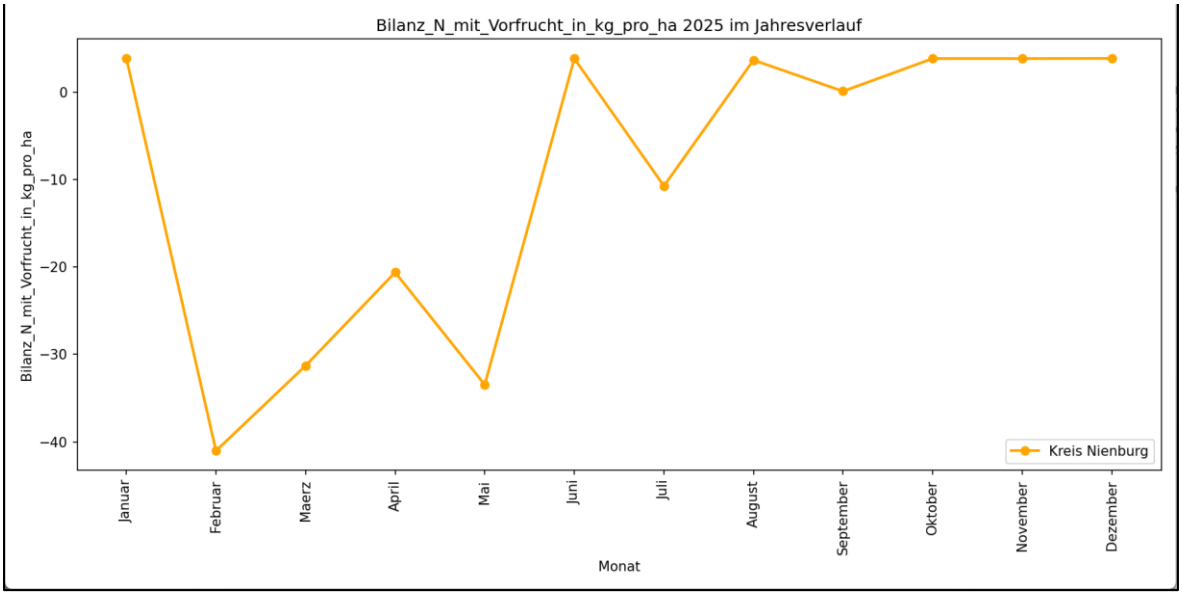


Bild 19: Darstellung Bilanz N (Beispiel) im Jahresverlauf – Bilanzebene „Landkreis“

Diese Jahresverlaufsdarstellungen können sowohl für einzelne Samtgemeinden als auch für den gesamten Landkreis erzeugt werden. Sie zeigen die Dynamik von Anfall und Bedarf im Zeitverlauf und ermöglichen es, saisonale Schwankungen, beispielsweise durch Düngezeitpunkte oder Ernteperioden, detailliert zu analysieren.

4.4 Fazit und Ausblick Planungsmodell

Mit Hilfe des entwickelten **Planungsmodells zur Nährstoffrückführung** ist eine regionale Nährstoffbilanzierung sowohl für den Ist-Zustand (bzw. rückblickende Betrachtung) als auch in Form von Prognoseberechnungen auf Basis verfügbarer Daten möglich. In einer für die Anwendung ausreichenden Genauigkeit können damit zukünftige Entwicklungen abgeschätzt

und unterschiedliche Szenarien der Nährstoffrückführung systematisch abgebildet werden. Das Modell ermöglicht es somit, verschiedene Zukunftsszenarien und Konzepte zur regionalen Nährstoffrückführung strukturiert zu betrachten, miteinander zu vergleichen und hinsichtlich ihrer Auswirkungen zu bewerten. Die entwickelte Methodik wurde in der Modellregion Nienburg erfolgreich umgesetzt und erprobt (siehe Kapitel 5) und zeigt, dass das Modell eine fundierte Grundlage für die Planung und Bewertung entsprechender Maßnahmen darstellt.

Das hier entwickelte Planungsmodell (funktioneller Tool-Prototyp) ist trotz seiner Ausrichtung auf die Klärschlammverwertung grundsätzlich vielseitig einsetzbar, da es alle relevanten landwirtschaftlichen Nährstoffströme einer Region abbildet und damit sowohl für regionale als auch betriebliche Fragestellungen geeignet ist. Seine besondere Stärke liegt in der flexiblen Aggregation von Nährstoffdaten über verschiedene räumliche Ebenen hinweg sowie in der Szenarienanalyse für Verbundlösungen, betriebliche Planungen und allgemeine Entwicklungen der Nährstoffsituation.

Gleichzeitig bestehen methodische Herausforderungen; diese betreffen zum einen die Bereitstellung einer robusten Datenbasis für Bilanzierung und Prognose sowie zum anderen die Interpretation der erzeugten Ergebnisse. Im Zuge der Bereitstellung der Datenbasis für ein Planungsmodell zur Nährstoffrückführung sind bestehende Unsicherheiten in der Datenbasis selbst zu betrachten, einzuschätzen und entsprechend zu berücksichtigen und auf Basis von Expert:innenwissen ggf. geeignete Annahmen zu treffen. In gleichem Maße erfordert die spätere Interpretation der erzeugten Ergebnisse und Auswertungen eine adäquate, fachlich fundierte Einordnung und Bewertung (vgl. hierzu insbesondere Kapitel 2 „Datenbasis zu Nährstoffverfügbarkeit und -bedarf und jahreszeitliche Dynamik des Nährstoffangebots“ und 3 „Bilanz und Prognose von regionalem Düngebedarf und Nährstoffanfall“).

Der Prototyp ist „teilöffentlich“ verfügbar: Er soll insbesondere durch die Landwirtschaftskammer Niedersachsen weitergenutzt werden. Eine Übertragbarkeit auf andere Regionen ist grundsätzlich gegeben. Voraussetzung hierfür ist jedoch, dass die jeweils benötigte Datenbasis verfügbar ist und in geeigneter Form für die Einspeisung in das Modell aufbereitet wird. Dabei ist zu berücksichtigen, dass sich Datenverfügbarkeit, Erhebungsmethoden und Auswertungslogiken je nach Region und Bundesland deutlich unterscheiden können (Kapitel 3).

Insgesamt kann festgehalten werden: Ein funktioneller Tool-Prototyp in Form eines Planungsmodells zur Nährstoffrückführung mit Potenzial zur Weiterentwicklung hin zu einem umfassenden Nährstoffmanagement-Tool sowie zur Übertragung und Weiternutzung in anderen Regionen und Bundesländern konnte erfolgreich entwickelt und erprobt werden.

5 Anwendung des Planungsmodells für die Modellregion Nienburg

Autor*innen:
Johannes Reiter, Maike Beier – ISAH, Leibniz Universität Hannover
Sabrina Breitenkamp – Ingenieurbüro Dr. Breitenkamp
Hauke Ahnemann – Landwirtschaftskammer Niedersachsen

Inhaltsverzeichnis

5.1 Einleitung 74
5.2 Beschreibung der betrachteten Szenarien 75
5.3 Ergebnisse der Szenarienbetrachtung 79
5.4 Zusammenfassung und Ausblick 89

Kurzbeschreibung

*Dieses Kapitel stellt die **Anwendung und Erprobung des entwickelten Planungsmodells zur Nährstoffrückführung** anhand einer Szenarienanalyse für die Modellregion Landkreis Nienburg/Weser dar. Ziel war es, die Funktionsfähigkeit des Modells unter unterschiedlichen Rahmenbedingungen zu untersuchen und zugleich zu zeigen, **wie sich Veränderungen in Landwirtschaft, Tierhaltung und Klärschlammmanagement auf die regionale Nährstoffsituation auswirken**.*

*Hierzu wurden verschiedene Szenarien gegenübergestellt und hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die **räumliche und zeitliche Verfügbarkeit sowie Verteilung von Stickstoff und Phosphor** ausgewertet. Betrachtet werden unter anderem Veränderungen des Düngebedarfs, Entwicklungen in der Tierhaltung sowie unterschiedliche Strategien der Klärschlammverwertung und Nährstoffrückgewinnung. Damit lässt sich nicht nur die Veränderung der regionalen Gesamtbilanz bewerten, sondern auch untersuchen, **wann und wo Nährstoffüberschüsse oder -defizite auftreten und welche Maßnahmen zu einer besseren Abstimmung von Nährstoffangebot und -bedarf beitragen können**.*

*Die Szenarienanalyse zeigt insbesondere, dass **die zeitliche und räumliche Verteilung der Nährstoffe eine zentrale Herausforderung des regionalen Nährstoffmanagements darstellt**. Während in den Frühjahrsmonaten hohe Düngebedarfe auftreten, entstehen in anderen Jahreszeiten deutliche Überschüsse. Gleichzeitig wird deutlich, dass **die Tierhaltung die regionale Nährstoffbilanz maßgeblich bestimmt**, während die aus Klärschlämmen stammenden Nährstoffmengen im Verhältnis zum Gesamtaufkommen eine geringere Bedeutung besitzen. Dennoch kann insbesondere die Phosphorrückgewinnung aus Klärschlämmen einen Beitrag zur Schließung regionaler Stoffkreisläufe leisten.*

*Die Ergebnisse zeigen darüber hinaus, dass sich mit dem Planungsmodell **unterschiedliche zukünftige Entwicklungen und Handlungsoptionen systematisch abbilden und miteinander vergleichen lassen**. Damit kann das Modell dazu genutzt werden, die Auswirkungen regulatorischer Änderungen, landwirtschaftlicher Entwicklungen sowie unterschiedlicher Rückgewinnungs- und Verwertungsstrategien frühzeitig abzuschätzen und geeignete Ansatzpunkte für ein regional abgestimmtes Nährstoffmanagement zu identifizieren.*

5.1 Einleitung

Das in Kapitel 4 beschriebene Planungsmodell wurde abschließend im Rahmen einer Szenarienanalyse für die Modellregion Landkreis Nienburg/Weser erprobt. Ziel war es, zum einen

die Funktionsfähigkeit des Modells unter unterschiedlichen Rahmenbedingungen zu überprüfen und zum anderen die Auswirkungen verschiedener Entwicklungen und Verwertungsstrategien auf die regionale Nährstoffbilanz zu analysieren und zu bewerten. Hierzu wurden mehrere Szenarien mit unterschiedlichen Annahmen zum Nährstoffanfall und -bedarf definiert und mit Hilfe des Planungsmodells, darunter ein Rückgang des Nährstoffanfalls, Veränderungen der Fruchtfolge, ein Anstieg der Tierhaltung, die Verbrennung der verfügbaren Klärschlämme sowie eine saisonal differenzierte Klärschlammausbringung. Für diese Szenarien wurden mit dem Planungsmodell Nährstoffbilanzen erstellt und hinsichtlich der resultierenden Veränderungen der regionalen Nährstoffsituation ausgewertet.

Als Modellregion für das SATELLITE-Projekt wurde der Landkreis Nienburg/Weser gewählt. Hier ist zudem die Bezirksstelle Nienburg der Landwirtschaftskammer Niedersachsen sowie der Kreisverband für Wasserwirtschaft Nienburg ansässig. Er liegt gut 40 km nordwestlich der Landeshauptstadt Hannover. Mit seiner Fläche von ca. 1.400 km^2 ist er im Vergleich zu den anderen Landkreisen und kreisfreien Städten in Niedersachsen im oberen Drittel gelegen. Bei der Anzahl der Einwohnenden liegt die Modellregion mit etwa 124.000 Menschen im unteren Drittel. Hieraus lässt sich auch schon die landwirtschaftlich geprägte Struktur der Region ableiten, denn mit 88 Einwohnenden pro km^2 ist die Modellregion der am fünft dünnsten besiedelte Landkreis (Landkreis Nienburg/Weser 2023). Nur ca. 13% der Fläche werden als Siedlungsfläche genutzt. Etwa zwei Drittel der Fläche – 88.744 ha im Jahr 2019 – werden landwirtschaftlich genutzt (Landkreis Nienburg/Weser 2021). Im Nährstoffbericht Niedersachsen wird regelmäßig ein negatives Nährstoffsaldo für den Landkreis verzeichnet. Im Berichtszeitraum 2022/2023 war dies ein Stickstoffsaldo von -15 kg N/ha und ein Phosphor-Saldo von -19 kg P_2O_5/ha (Landwirtschaftskammer Niedersachsen (Hrsg.) 2024). Auf den 1.744 ha Industrie- und Gewerbefläche liegt der Schwerpunkt in den Branchen Automotive, Anlagen- und Maschinenbau, Metallverarbeitung, Energie, Lebensmittel und Logistik, wobei der Energiesektor keine großen Verbrennungsanlagen wie Kohle- oder Gaskraftwerke umfasst (Wirtschaftsförderung im Landkreis Nienburg/Weser GmbH 2014). Zudem befinden sich in der Modellregion 13 Kläranlagen, von denen 2 der Kategorie *Regionales Zentrum* (>50.000 EW) zugeordnet werden können und 11 in die Kategorie *Satellitenanlage* fallen. Demnach sind laut AbfKlärV nur zwei der Anlagen zukünftig von der bodenbezogenen Verwertung ihrer Klärschlämme ausgeschlossen. Vier der Anlagen betreiben eine biologische P-Elimination und zwei betreiben eine anaerobe Schlammstabilisierung.

5.2 Beschreibung der betrachteten Szenarien

Als Grundlage für die Szenarienbetrachtung wurde ein Basisszenario als Ausgangpunkt für den Vergleich definiert. Zusätzlichen wurden drei Szenariengruppen mit je 2–3 Szenarien durchgeführt.

Das **Basisszenario** bildet die Grundlage für den Vergleich der Nährstoffverteilung und beruht auf den Daten für das Jahr 2022. Nährstoffanfall und -bedarf wurden mit dem Planungsmodell unter Ausschluss sogenannter roter Gebiete (deutlich eingeschränkte Stickstoffausbringung) berechnet. Es bildet also den Ist-Zustand im Rahmen des Szenarienvergleichs ab.

5.2.1 Szenariengruppe 1 – Änderung des Nährstoffbedarfs

Der Nährstoff- bzw. Düngebedarf einer Region stellt die wichtigste Größe in der Betrachtung des Nährstoffmanagements dar. Der Bedarf einer Region ist entscheidend darüber, ob der entstehende Nährstoffanfall in Gänze als wichtige Ressource genutzt werden kann oder teils als Nährstoffüberschuss zu einer Verteilungs- und Entsorgungsfrage wird. Der Nährstoffbedarf einer Region hängt hierbei von zwei Faktoren ab. Zum einen wird der Nährstoffbedarf von den angebauten Feldfrüchten mit ihrem charakteristischen Nährstoffprofil und den Bodenbeschaffenheiten bestimmt, zum anderen setzen gesetzliche Regelungen wie die Einschränkung der Stickstoffausbringung dem Nährstoffbedarf nach oben hin eine Grenze. In der Szenariengruppe 1 wird untersucht, wie sich eine Einschränkung der Stickstoffausbringung und eine Anpassung der Fruchtfolge auf die Nährstoffbilanz der Modellregion auswirken.

Szenario 1a – Einschränkung der Ausbringung

Wie in Kapitel 2.3.1 dargestellt, gelten für nitratsensible Gebiete – sogenannte „rote Gebiete“ – strikte Einschränkungen für die Ausbringung stickstoffhaltiger Düngemittel. Durch eine Reduzierung der maximal aufzubringenden Menge an Stickstoff ändert sich nicht der pflanzenbaulich bedingte Nährstoffbedarf der angebauten Kulturen, da dieser biologisch vorgegeben ist. Vielmehr wird die tatsächlich erlaubte Düngemenge begrenzt, wodurch sich eine Anpassung des realisierbaren Düngebedarfs ergibt. In Szenario 1a wird der Einfluss der roten Gebiete mit Stand 2022 auf den Düngebedarf der Modellregion untersucht, indem der Bedarf im Referenzjahr 2022 mit und ohne Berücksichtigung dieser roten Gebiete betrachtet wird. In der Modellregion fallen 40.675,67 ha unter diese strickte Beschränkung der Stickstoffdüngung.

Szenario 1b – Änderung des Anbaus

Eine Ausweisung bestimmter Flächen als „rote Gebiete“ hat einen direkten Einfluss auf die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern wie Klärschlämmen, Güllen oder Gärresten zur Folge. Sie kann auch zu einer Anpassung des Anbaus führen. In Szenario 1b wird daher die Auswirkung einer Umstellung des Anbaus auf den Nährstoffbedarf der Modellregion untersucht. Hierfür wird der eingeschränkte Nährstoffbedarf aus Szenario 1a mit einer angepassten Anbautabelle neu berechnet.

Tabelle 1: Angepasste Anbautabelle für alle Früchte

Feldfrucht	Änderung Flächenanteil an Gesamtfläche in %	Fläche Basis in ha	Fläche Szenario 1b in ha
Mais	+5	20.464	24.441
Sommergetreide	-1	1.162	366
Winterweizen	-5	11.230	7.253
Wintergerste	0	8.399	8.399
Winterroggen	+3	8.723	11.109
Wintertriticale	0	4.848	4.848
Kartoffeln	0	2.264	2.264
Zuckerrüben	0	1.717	1.717
Raps	-2	5.250	3.659
Körnerleguminosen	-0,81	641	0
Ackergras	+0,81	1.537	2.181
Dauergrünland	0	13.312	13.312

In der Anbautabelle (Tabelle 1) ist dargestellt, wie sich die Anteile der einzelnen Kulturen an der Gesamtfläche der Schläge verändern. Dabei wird der ursprüngliche Flächenanteil je Frucht um den jeweils angegebenen Wert erhöht oder verringert. So steigt beispielsweise der Anteil von Mais von zuvor rund 26% auf etwa 31% der Gesamtfläche. Im Gegensatz dazu reduziert sich der Anteil von Winterweizen von ursprünglich 14% auf etwa 9%.

5.2.2 Szenariengruppe 2 – Änderung des Nährstoffanfalls

Eine weitere wesentliche Einflussgröße in der Nährstoffbilanz einer Region ist der Nährstoffanfall. Die Nährstoffe fallen hierbei primär in Form von Wirtschaftsdüngern wie Gülle, Mist oder Gärresten an. Zusätzlich bilden auch die landwirtschaftlich verwertbaren Klärschlämme einer Region eine, wenn auch im Umfang meist geringfügigere, Nährstoffquelle. Der Haupttreiber des Nährstoffanfalls ist hierbei die Tierhaltung. Aus diesem Grund werden in Szenariengruppe 2 mögliche Entwicklungen in der Tierhaltung und deren Auswirkungen auf die Nährstoffbilanz der Modellregion untersucht.

Szenario 2a – Rückgang der Mastschweinhaltung

In den letzten Jahren ist die Anzahl der in Niedersachsen gehaltenen Schweine kontinuierlich rückläufig (Landesamt für Statistik Niedersachsen 2025). Um diesem Trend gerecht zu werden, wird in Szenario 2a ein Rückgang in der Anzahl der gehaltenen Mastschweine um 20% im Vergleich zum Basisszenario angenommen.

Szenario 2b – Extremer Rückgang der Schweinehaltung

Als weiteres Szenario wird ein extremer Rückgang bei der Schweinehaltung betrachtet. Der Rückgang wird hierbei primär auf die Schweineproduktion bezogen, also den Beginn eines perspektivischen Umstellens der Haltungsverfahren. In diesem Fall betrifft der Rückgang der Tierzahlen also nicht nur die Mastschweine, sondern vor allem die Anzahl an Sauen. Es wird mit einem Rückgang der Anzahl der Sauen von 50% im Vergleich zum Basisszenario gerechnet. Der Rückgang in der Mastschweinehaltung ist in diesem Szenario mit 10% angesetzt.

Szenario 2c – Anstieg in der Tierhaltung

Entgegen den aktuellen Trends wird auch ein Szenario mit einem Anstieg in der Tierhaltung untersucht, um die Vollständigkeit des Planungsmodells abzubilden. Angesetzt wird hierbei ein Anstieg von 20% über alle Tierarten (Rinder, Schweine, Geflügel, Schafe/Ziegen, Equiden, Dam- /Rotwild, Sonstige) hinweg im Vergleich zum Basisszenario.

5.2.3 Szenariengruppe 3 – Änderungen Verwertungsstrategie Gesamtverbund

In Szenariengruppe 3 wird der Einfluss unterschiedlicher Verwertungsstrategien für die Klärschlämme auf die Nährstoffbilanz der Modellregion untersucht. Durch die zentrale Verbrennung und Phosphorrückgewinnung in Hildesheim werden die landwirtschaftlich verwertbaren Klärschlämme – und damit die in ihnen enthaltenen Nährstoffe – zunächst einmal der Modellregion entzogen. Abhängig von der gewählten Verwertungsstrategie können diese Nährstoffe entweder dauerhaft dem regionalen Stoffkreislauf verloren gehen (Deponierung), zurückgeführt werden (Rezyklierung) oder unmittelbar über die landwirtschaftliche Verwertung verfügbar bleiben. Eine Nährstoffrückführung kann in diesem Fall durch Rückführung von Rezyklaten nach zentraler P- bzw. N-Rückgewinnung durch die KNRN erfolgen. Die strategische Ausrichtung des Gesamtverbunds ist hier also entscheidend für die Nährstoffverfügbarkeit durch Klärschlämme in der Region. Untersucht werden verschiedene Verwertungsstrategien für Klärschlamm des Gesamtverbunds.

Szenario 3a – Zentrale Klärschlammverbrennung und Deponierung

Das Szenario 3a bildet den „Worst Case“ in der Umsetzung der Pflicht zur Phosphorrückgewinnung in der Abwasserbehandlung ab: Landwirtschaftlich verwertbare Klärschlämme werden in diesem Fall über die zentrale Monoklärschlammverbrennung thermisch verwertet, sofern sie nicht direkt landwirtschaftlich ausgebracht werden dürfen. Gleichzeitig wird angenommen, dass wegen Verzögerungen bei der großtechnischen Umsetzung von P-Rückgewinnungsverfahren die Kapazität zur Rückgewinnung von Phosphor aus der Klärschlammasche noch nicht zur Verfügung steht. Als Konsequenz werden die Klärschlammaschen zunächst auf Deponien oder vergleichbaren Einrichtungen gelagert. Die in den Aschen enthaltenen Nährstoffe stehen der Region damit zunächst nicht wieder zur Verfügung. Ihre Rückführung in den Stoffkreislauf erfolgt entsprechend erst mit deutlicher zeitlicher Verzögerung oder bleibt im ungünstigsten Fall vollständig aus.

Szenario 3b – Zentrale Klärschlammverbrennung und Nährstoffrückgewinnung

In Szenario 3b wird der geplante „Standardfall“ der zukünftigen Klärschlammverwertung betrachtet: Alle Klärschlämme der Region werden zentral verbrannt und Phosphor als Produkt für die Nährstoffversorgung zurückgewonnen, das dann in der Region als Düngemittel zur Verfügung steht. Angesetzt ist hierbei die gesetzlich angestrebte Rückgewinnungsquote von 80% als technisch erreichbares Ziel. Die Rückgewinnung von Stickstoff bspw. aus der Klärschlammtrocknung mit sequenziellem Brüdenabzug (Schwerpunkt B, Kapitel 5) oder durch die Herstellung von Düngemitteln aus Brüdenkondensaten oder Ammoniumsulfatlösungen, die auf der Kläranlage anfallen können (Schwerpunkt B, Kapitel 4 und 6) werden aufgrund von

Unsicherheiten in der Umsetzung in diesem Szenario nicht betrachtet. Der Verlust des Stickstoffs ist also potenziell geringer als in Szenario 3b berechnet.

Szenario 3c – Saisonale Klärschlammverbrennung

Szenario 3c unterscheidet sich von Szenario 3b durch einen saisonal flexiblen Verwertungsansatz für die Klärschlämme der Region. In den Monaten, in denen eine Ausbringung von Klärschlämmen in der Landwirtschaft zulässig ist und hoher Bedarf besteht (Februar bis Mai), werden die Klärschlämme in der Region landwirtschaftlich verwertet. In den restlichen Monaten, in denen eine Stickstoffdüngung untersagt oder praktisch nicht möglich ist, werden die Schlämme zentral thermisch verwertet und einer Phosphorrückgewinnung zugeführt. Nur Schlämme, die aufgrund von Schwermetallbelastung oder der Größenklasse der betreffenden Kläranlage nicht bodenbezogen verwerten dürfen (KA Diepenau, KA Uchte, KA Nienburg, KA Rehburg), werden ganzjährig der Monoklärschlammverbrennung und anschließender P-Rückgewinnung zugeführt.

5.3 Ergebnisse der Szenarienbetrachtung

Die betrachteten Szenarien variieren sowohl in der Gesamthöhe der N- und P-Düngebedarfe, der Nährstoffanfälle, als auch in der jahreszeitlichen Verteilung dieser Parameter. Eine Veränderung der düngerechtlichen Vorgaben, sowie eine modellierte praktische Anpassung der Fruchtfolgen an diese Situation verändert den insgesamt zur Verfügung stehenden Düngebedarf, als auch die Zeitpunkte, an denen der Düngebedarf entsteht, wenn Kulturen mit einem frühen Düngebedarf durch solche mit einem späteren Bedarf ersetzt werden. Dort, wo nicht kontinuierlich anfallende Nährstoffträger variiert werden, ist auch deren Anfall nicht nur absolut variabel, sondern auch in seiner Verteilung. In den nachstehenden Betrachtungen liegt dem zeitlichen Verlauf des Düngebedarfs eine Annahme über die Verteilung der Düngergaben und relativen Mengenanteile am Gesamtdüngebedarf zu Grunde. Die dargestellten Verläufe stellen daher nicht den tatsächlichen Pflanzenbedarf im jeweiligen Monat dar, sondern den praktischen Düng**er**bedarf, bedingt durch Düngerform, Ausbringmöglichkeiten in den Kulturen und rechtliche Vorgaben. Die Werte sind zudem auf die insgesamt zur Verfügung stehende landwirtschaftliche Nutzfläche bezogen.

5.3.1 Szenariengruppe 1 – Auswertung Änderung des Nährstoffbedarfs

In allen drei betrachteten Szenarien zeigt sich, dass der P-Düngebedarf (Bild 20 und Bild 21) während des Frühjahrs höher ist als während der Herbstdüngung. Durch die hohe Verfügbarkeit von Wirtschaftsdüngern als Mehrnährstoffdünger wird nur in seltenen Fällen auf eine gezielte P-Düngung während der Herbstmonate zurückgegriffen.

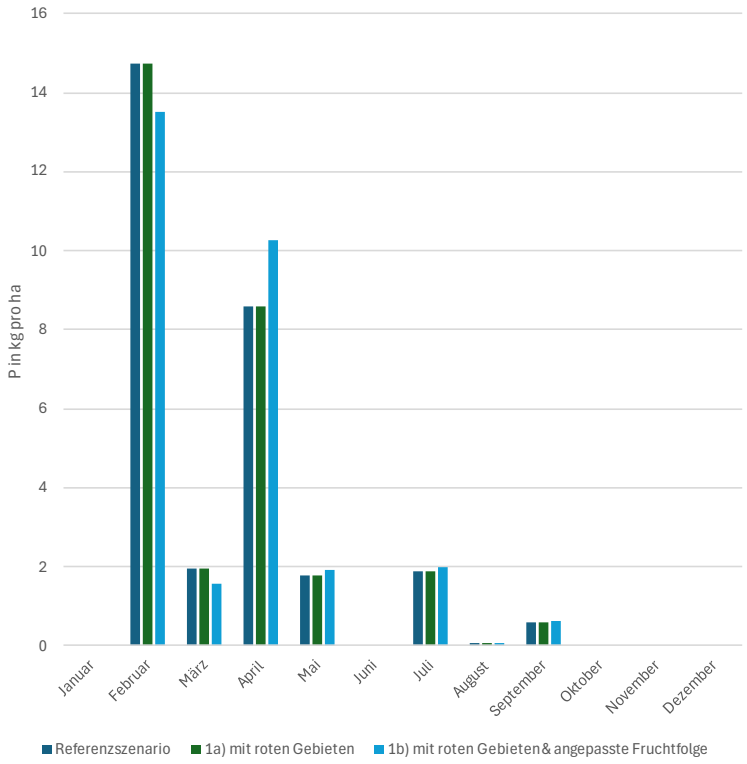


Bild 20: Phosphor-Düngebedarf für die Szenariengruppe 1 in kg pro Hektar

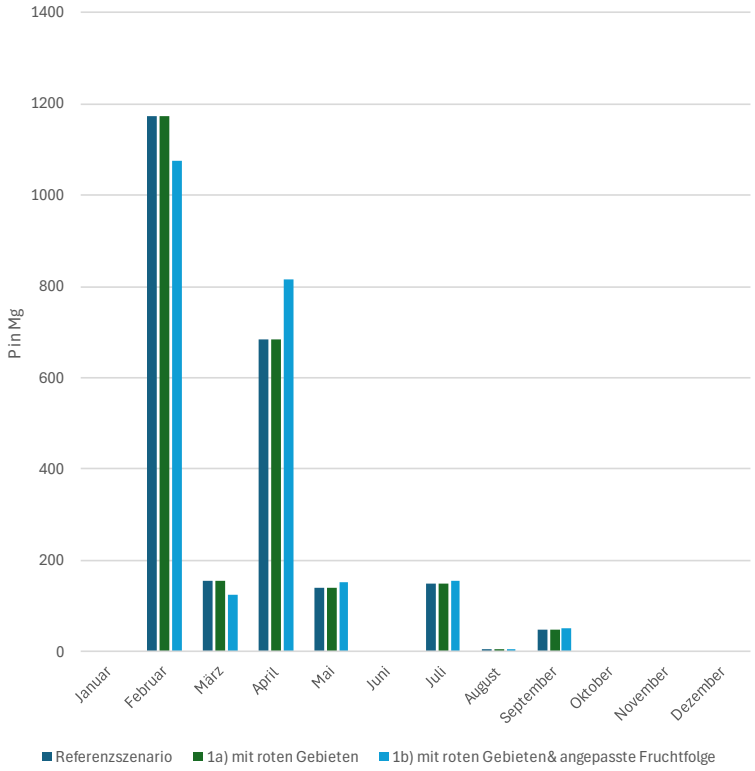


Bild 21: Phosphor-Düngebedarf für die Szenariengruppe 1 in Mg

Der wesentliche Teil der P-Düngung findet im Frühjahr über die organische Düngung und einen angepassten mineralischen Zusatz statt. Die Düngebedarfe in der zweiten Jahreshälfte resultieren fast ausschließlich aus der Bewirtschaftung von Grünland und mehrschnittigem

Feldfutterbau.

Ohne Anpassung der Fruchtfolgen kann kein Einfluss der sogenannten „roten Gebiete“ auf den Phosphorbedarf festgestellt werden. Da hier lediglich der Stickstoffdüngebedarf reduziert wird und die Stickstoffdüngung stärker reglementiert wird, hat dieser Parameter in erster Instanz keine Auswirkungen auf den Phosphorbedarf.

Durch die Anpassung der Fruchtfolge kommt es zu einer leichten Reduktion des Düngebedarfs in den Monaten Februar und März, während in den übrigen Düngemonaten ein geringfügig höherer Bedarf zu verzeichnen ist. In der Folge verschiebt sich der Phosphorbedarf stärker in Richtung der Jahresmitte. Geringere erlaubte Stickstoffmengen in der Düngung benachteiligen eher Winterkulturen, welche zu einem gewissen Teil durch Sommerungen ersetzt werden. Da diese erst ab März gesät werden, tritt der Düngebedarf später auf, als in den Winterkulturen. Diese zeitliche Verschiebung führt zu einer Entlastung zu Beginn der Düngeperiode, wodurch ein größerer prozentualer Anteil des Bedarfs durch Wirtschaftsdünger gedeckt werden kann.

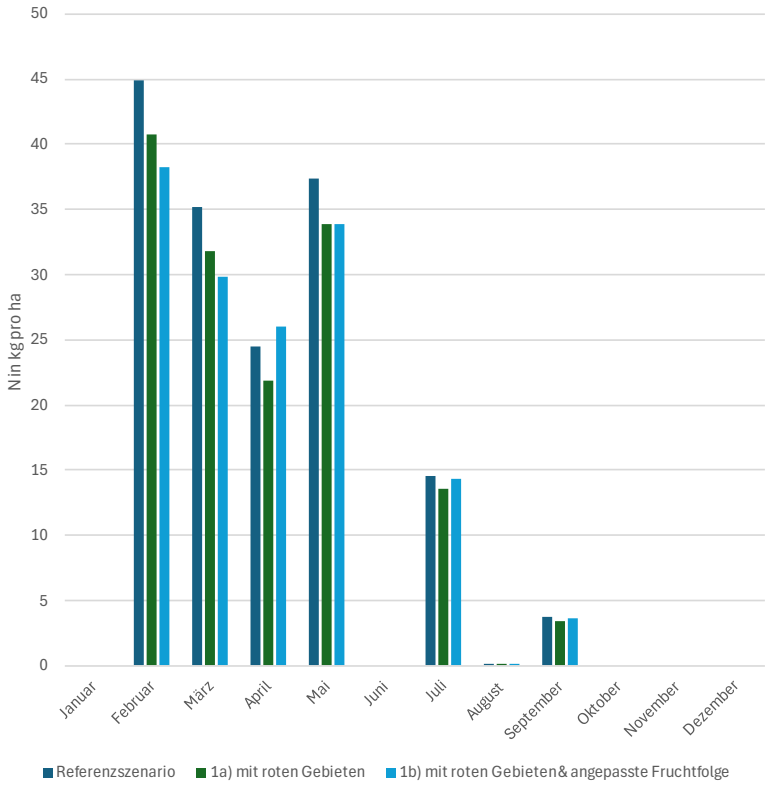


Bild 22: Stickstoff-Düngebedarf für die Szenariengruppe 1 in kg pro Hektar

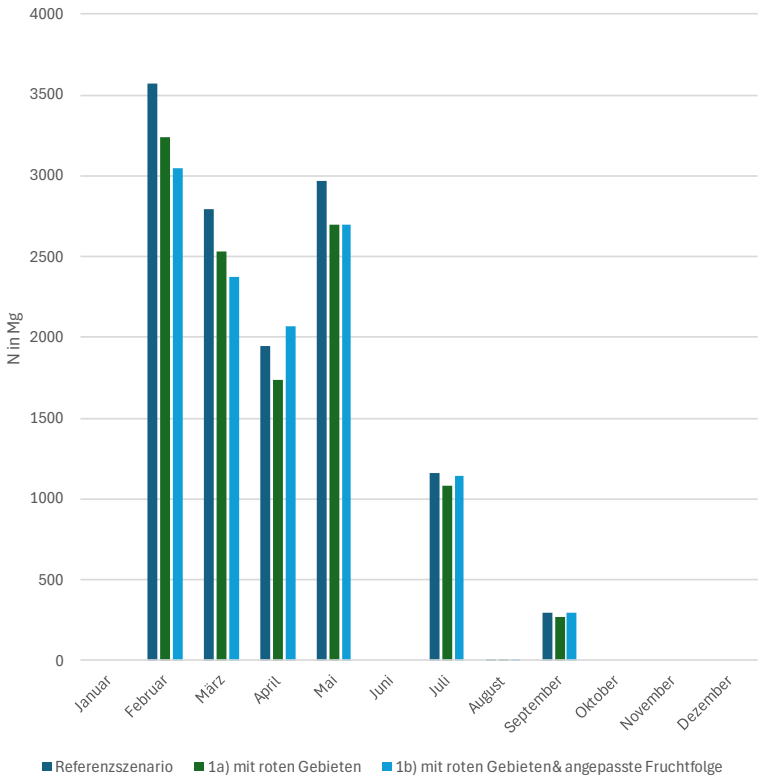


Bild 23: Stickstoff-Düngebedarf für die Szenariengruppe 1 in Mg

Ein ähnliches Bild ergibt sich für den Stickstoffbedarf (Bild 22 und Bild 23). Entsprechend der höheren N- als P-Düngebedarfe der Kulturen sind die Werte je Hektar deutlich größer. Auch hier ist der Bedarf in der ersten Jahreshälfte höher als im Sommer und frühen Herbst. Aufgrund der stärkeren Aufteilung der N-Düngung in der Praxis, verteilen sich die Bedarfe stärker im Frühjahr als beim Phosphor. Die Bedarfe im Sommer und Herbst sind hier sowohl durch den Zwischenfruchtanbau zu Sommerungen im Folgejahr als auch durch die Grünlandnutzung dominiert.

Die roten Gebiete mit der vorgeschriebenen Reduktion des Stickstoffdüngebedarfs um 20% führen zu einem reduzierten Stickstoffbedarf in allen Düngemonaten. Da in der hier betrachteten Kulisse nur ein Teil der bewirtschafteten Fläche des Landkreises Nienburg enthalten ist, reduziert sich der N-Düngebedarf nur anteilig. Die in diesen Gebieten eingeschränkte Herbstdüngung zu Raps, Gerste und Zwischenfrüchten wird in der Gesamtbetrachtung im Wesentlichen durch die verbleibenden, aber ebenfalls reduzierten Düngebedarfe auf dem Dauergrünland und im mehrschnittigen Futterbau überschrieben.

Die angepasste Fruchtfolge bewirkt in Summe eine geringfügige Glättung der Bedarfskurve. Die leichte Reduktion der bedarfsintensiven Winterungen wie Winterweizen mit einer Substitution durch Winterroggen und Mais reduziert den Stickstoffbedarf im Frühjahr weiter, während im März zur Vorbereitung der Maisaussaat größere Bedarfe entstehen als bei Beibehaltung der aktuellen Fruchtfolge. Hiermit wird der hohen Verfügbarkeit an Wirtschaftsdüngern gefolgt, die in Sommerungen eine deutlich bessere Wirkung erzielen können und somit die Düngekosten insgesamt senken. Der höhere Anteil an Ackergras an der Gesamtfläche gleicht in diesem Szenario die geringeren Stickstoffbedarfe im Sommer und Herbst nahezu aus. Zu

beachten ist, dass diese Anpassung zwar den Einsatz von Mineral- und Wirtschaftsdüngern ermöglicht und somit die Lagerraumsituation der viehhaltenden Betriebe entspannen kann, aufgrund der Vorgaben der AbfKlärV jedoch keine weiteren direkten Verwertungsmöglichkeiten für Klärschlämme öffnet. Deren Verwertung bleibt durch die Ausweisung der nitratsensiblen Gebiete eingeschränkt.

5.3.2 Szenariengruppe 2 – Auswertung Änderung des Nährstoffanfalls

Im Referenzszenario beträgt der Anteil des aus der Tierhaltung stammenden Phosphors am Gesamtanfall rund 69,5% und stellt damit die dominierende Quelle dar (Bild 24).

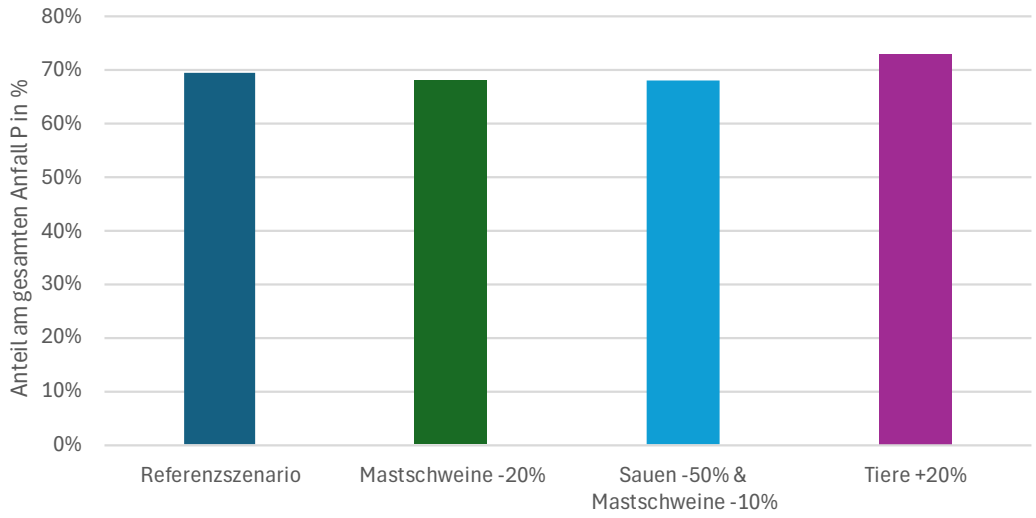


Bild 24: Phosphor-Anfall aus der Tierhaltung für die Szenariengruppe 2

Eine Reduktion der Mastschweinebestände um 20% führt zu einem Rückgang dieses Anteils auf etwa 68%. Ein vergleichbarer Effekt ergibt sich bei einer Kombination aus einer Reduktion der Sauen um 50% und einer Verringerung der Mastschweine um 10%. Wird hingegen der Tierbestand aller Kategorien um 20% erhöht, steigt der Anteil des aus der Tierhaltung stammenden Phosphors auf etwa 73%.

Für Stickstoff zeigt sich ein ähnliches Bild (Bild 25). Im Referenzszenario entfallen rund 70% des Gesamtanfalls des anrechenbaren Stickstoffs auf die Tierhaltung. Bei einer Reduktion der Mastschweine um 20% sinkt dieser Anteil auf etwa 68%, ebenso bei der kombinierten Reduktion von Sauen und Mastschweinen. Eine Erhöhung der Tierbestände um 20% führt zu einem Anstieg auf etwa 73%. Damit verlaufen die Veränderungen analog zu denen beim Phosphor.

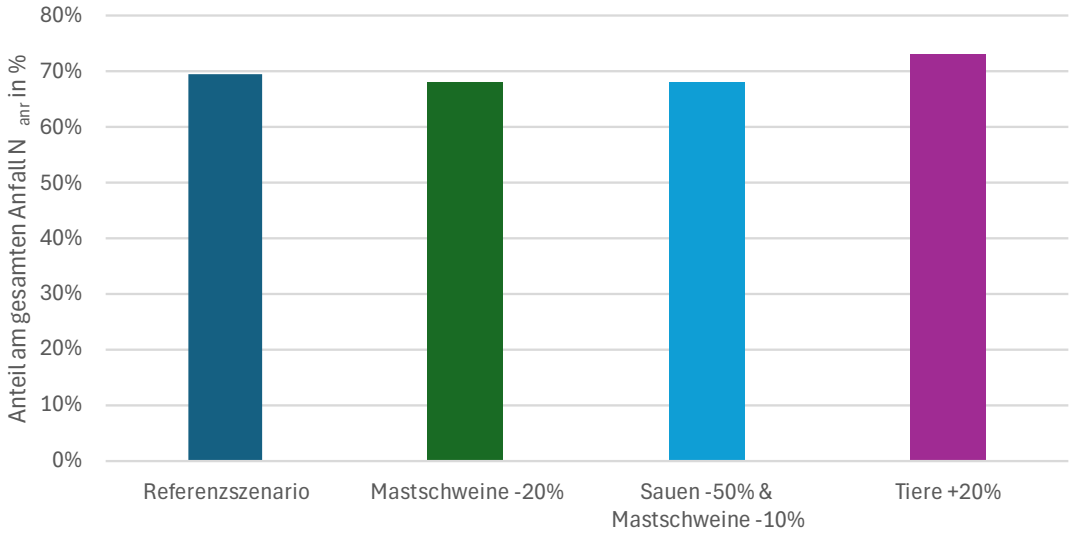


Bild 25: Stickstoff-Anfall aus der Tierhaltung für die Szenariengruppe 2

Insgesamt erweist sich der Anteil von Phosphor und Stickstoff aus der Tierhaltung gegenüber moderaten Änderungen der Tierbestände als vergleichsweise robust. Selbst deutliche Reduktionen einzelner Tiergruppen führen nur zu geringen Verschiebungen im Gesamtanteil. Dies deutet darauf hin, dass der Nährstoffanfall strukturell breit abgestützt ist und nicht von einer einzelnen Tierkategorie dominiert wird.

5.3.3 Szenariengruppe 3 – Auswertung Änderungen Verwertungsstrategie Gesamtverbund

Der Anteil des aus Klärschlamm beziehungsweise Rezyklaten stammenden Phosphors am Gesamtanfall liegt in allen untersuchten Szenarien auf einem niedrigen Niveau (Bild 26). Im Vergleich zur Tierhaltung stellt Klärschlamm somit eine untergeordnete Quelle dar.

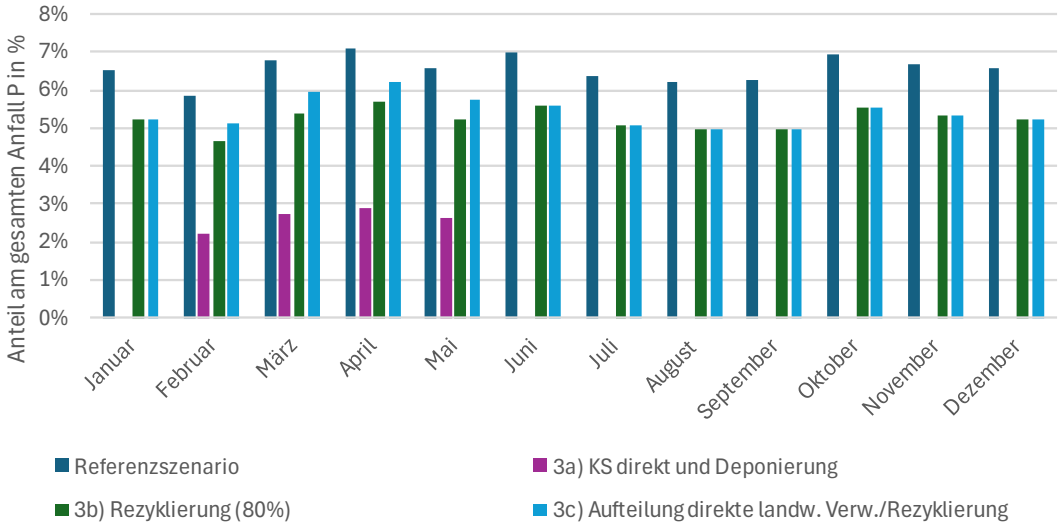


Bild 26: Phosphor-Anfall aus Klärschlamm und Rezyklat für die Szenariengruppe 3

Wird der gesamte Klärschlamm verbrannt und die entstehende Asche deponiert, entfällt jeglicher landwirtschaftlich nutzbarer Phosphoranfall aus dieser Quelle. Sowohl die Rezyklierung

als auch insbesondere die Deponierung führen zu einer deutlichen Reduktion des im System verbleibenden Phosphors. Allerdings reduziert sich der Anteil des rezyklierten Phosphors am Gesamtanfall lediglich um etwa 1,5%, sodass keine gravierenden Auswirkungen auf das Gesamtsystem zu erwarten sind.

Eine landwirtschaftliche Verwertung des Klärschlamms – sofern zulässig – führt insbesondere während der Frühjahrsdüngung zu einem erhöhten Phosphoranfall in den Monaten Februar bis Mai im Vergleich zur vollständigen Rezyklierung.

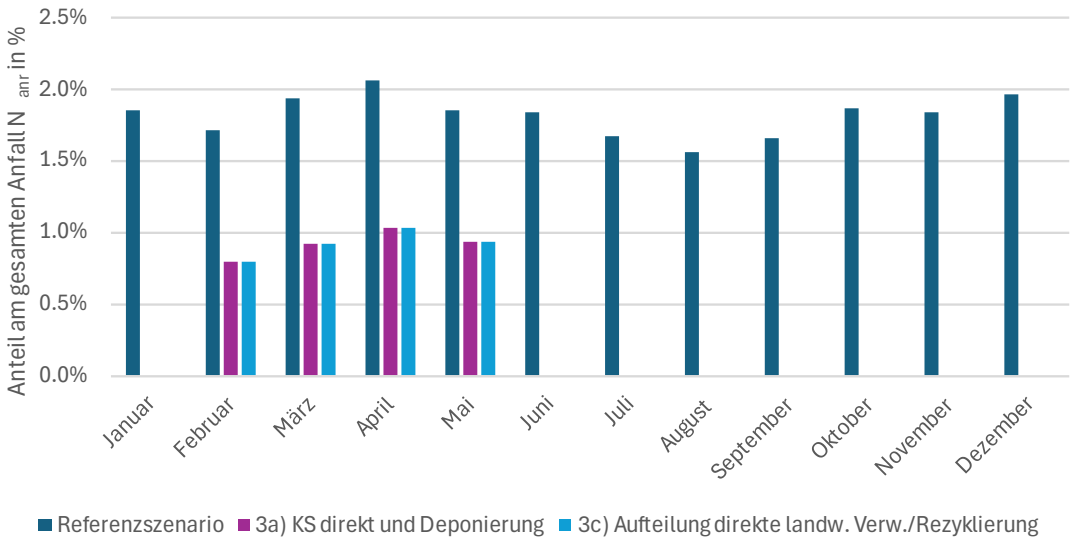


Bild 27: Stickstoff-Anfall aus Klärschlamm und Rezyklat für die Szenariengruppe 3

Für Stickstoff ergeben sich vergleichbare Tendenzen (Bild 27). Der Anteil des aus Klärschlamm stammenden Stickstoffs ist ebenfalls gering und damit im Vergleich zur Tierhaltung von untergeordneter Bedeutung. Wird der Klärschlamm vollständig verbrannt und deponiert, entfällt auch hier der landwirtschaftlich nutzbare Stickstoffanfall. Da Stickstoff im Gegensatz zum Phosphor nicht rezykliert wird, entsteht ein Stickstoffanfall nur bei direkter Ausbringung des Klärschlamms.

5.3.4 Phosphorbilanz für die Modellregion

Die analysierten Szenarien zeigen insgesamt sehr ähnliche Ergebnisse in der Phosphorbilanz (Bild 28 und Bild 29), was darauf hindeutet, dass die betrachteten strukturellen Änderungen innerhalb der Systemgrenzen nur begrenzten Einfluss auf die jahreszeitliche Verteilung der Phosphorflüsse haben. Das größte Potenzial ergibt sich im Szenario mit einer Erhöhung der Tierbestände um 20%, da hier der höchste Phosphoranfall erzielt wird und entsprechend größere Mengen an Phosphor in das System eingebracht werden.



Bild 28: Vergleich der Ergebnisse der Phosphorbilanz für alle Szenariengruppe in kg pro Hektar

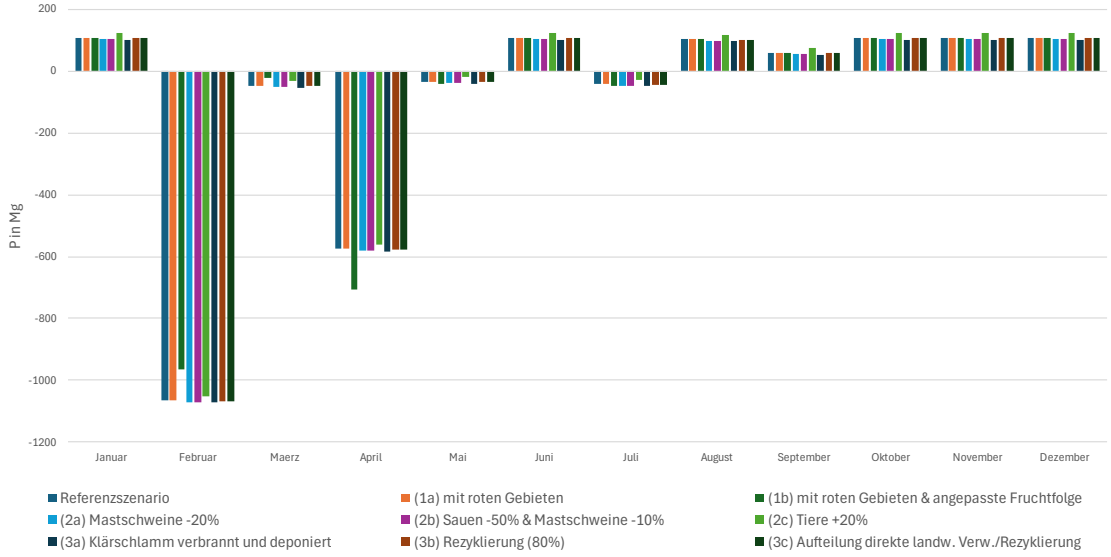


Bild 29: Vergleich der Ergebnisse der Phosphorbilanz für alle Szenariengruppen in Mg

Auffällig ist jedoch, dass sich die Unterschiede zwischen den Szenarien im Jahresverlauf unterschiedlich stark ausprägen. Besonders in den Monaten mit negativen Bilanzwerten, wie beispielsweise im Februar und April, zeigen sich deutliche Defizite, die auf einen hohen Bedarf an Phosphor im Vergleich zur Zufuhr hindeuten. Diese negativen Peaks sind in allen Szenarien ausgeprägt, werden jedoch durch Maßnahmen wie höhere Tierbestände oder angepasste Fruchtfolgen leicht verändert. Demgegenüber stehen Monate mit positiven Bilanzwerten, wie Juni, August sowie die Herbstmonate, in denen ein Überschuss an Phosphor entsteht.

Weiterhin lässt sich erkennen, dass Maßnahmen zur Phosphorrückgewinnung, wie die Rezyklierung zu einer leichten Glättung der Bilanz beitragen können. Die Unterschiede bleiben jedoch im Vergleich zur Variation der Tierbestände eher gering. Auch die getrennte Verwertung oder Verbrennung von Klärschlamm führt zu keinen grundlegenden Verschiebungen im Muster.

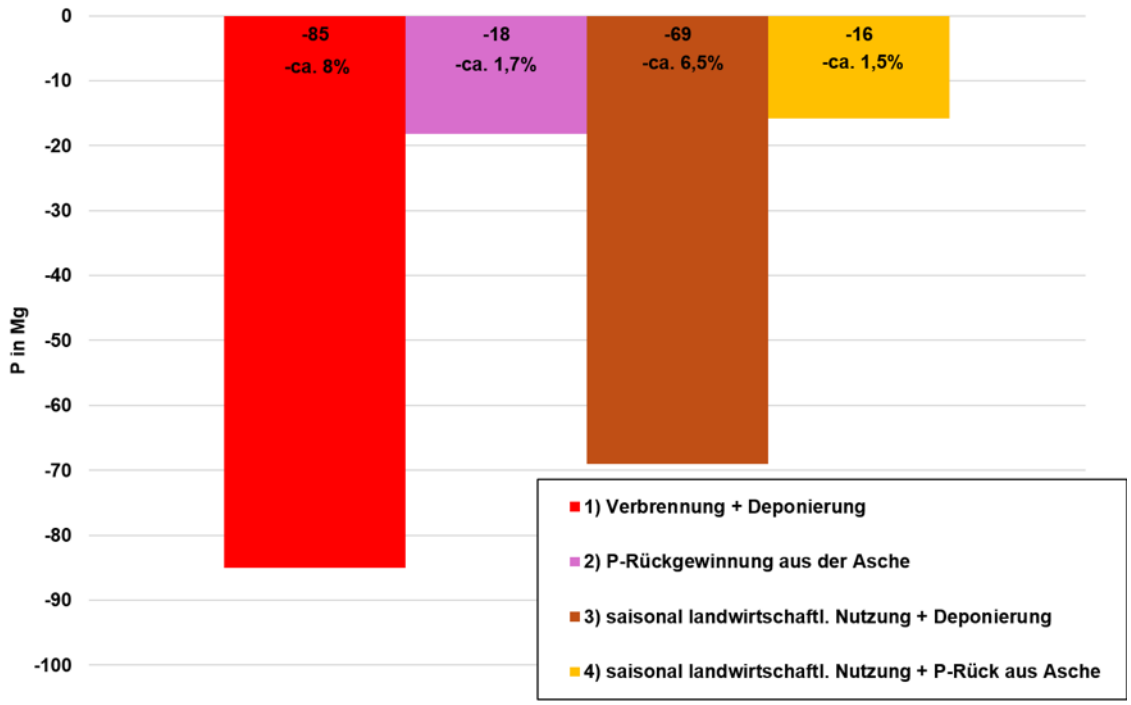


Bild 30: Differenz der verfügbaren Phosphormenge einzelner Szenarien im Vergleich zum Referenzszenario

Die Art der Klärschlammverwertung beeinflusst die Nährstoffbilanz der Modellregion, führt jedoch auch im ungünstigsten Fall nicht zu einer dominierenden Nährstofflücke (Bild 30). Würden die Klärschlämme ausschließlich thermisch verwertet und die enthaltenen Nährstoffe anschließend nicht zurückgewonnen und in die Region zurückgeführt, gingen maximal rund 8% des betrachteten Nährstoffpotenzials verloren. Dieser Anteil ist im Verhältnis zur Gesamtbilanz begrenzt, zugleich aber keineswegs vernachlässigbar.

Durch die Rückgewinnung von Phosphor aus der Verbrennungsasche und die Rückführung der erzeugten Rezyklate lässt sich die zusätzliche Nährstofflücke deutlich auf etwa 1,7% reduzieren. Eine ergänzende saisonale direkte landwirtschaftliche Verwertung geeigneter Klärschlämme verringert sie nochmals geringfügig auf etwa 1,5%.

Die tatsächliche Umsetzung der Phosphorrückgewinnung ist damit für eine möglichst weitgehende Schließung des regionalen Nährstoffkreislaufs von wesentlicher Bedeutung. Gleichzeitig zeigen die Ergebnisse, dass mögliche Verzögerungen oder begrenzte Rückgewinnungskapazitäten teilweise durch andere Verwertungswege abgefedert werden können. Insbesondere eine saisonale landwirtschaftliche Klärschlammverwertung kann aus Sicht der Nährstoffrückführung eine sinnvolle ergänzende Option darstellen.

5.3.5 Stickstoffbilanz für die Modellregion

Die analysierten Szenarien zeigen auch in der Stickstoffbilanz ein ähnliches Grundmuster, wobei die Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten etwas deutlicher ausgeprägt sind als bei der Phosphorbilanz (Bild 31 und Bild 32). Insbesondere Szenario 2c mit einer Erhöhung der Tierbestände führt zu höheren Stickstoffflüssen und damit zu leicht erhöhten Bilanzwerten.

Dies ist auf den insgesamt gesteigerten Stickstoffanfall zurückzuführen.



Bild 31: Vergleich der Ergebnisse der Stickstoffbilanz für alle Szenariengruppen in kg pro Hektar

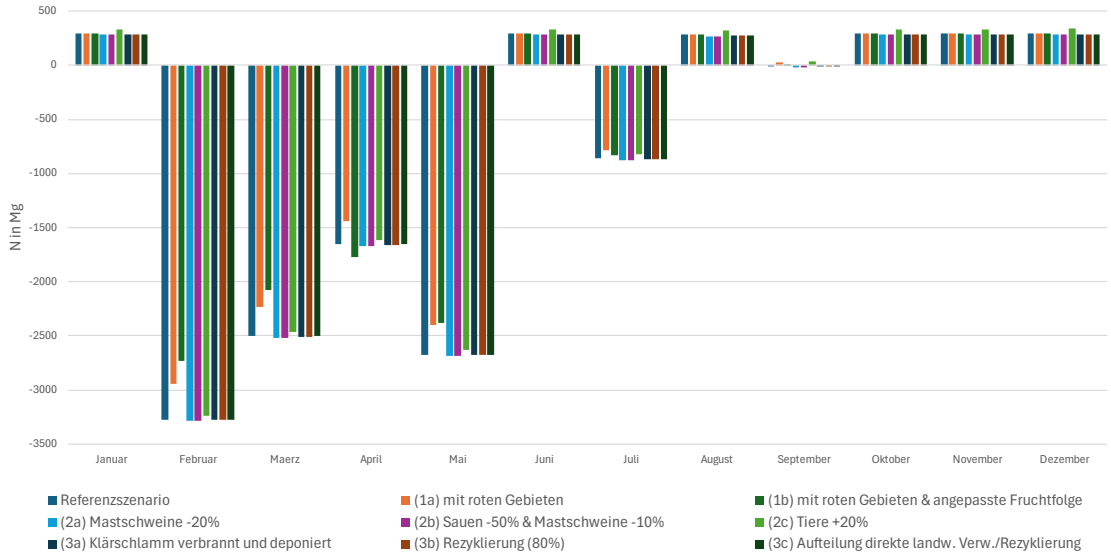


Bild 32: Vergleich der Ergebnisse der Stickstoffbilanz für alle Szenariengruppen in Mg

Auffällig ist die starke Saisonalität der Stickstoffbilanz. Besonders in den Monaten Februar, März, April und Mai treten deutliche negative Bilanzwerte auf, die mit Werten von etwa −40 kg N/ha im Februar den stärksten Ausschlag zeigen. Diese ausgeprägten Defizite resultieren aus dem dort hohen Stickstoffbedarf, der durch die vorhandenen monatlichen Zufuhren nicht kompensiert werden kann. Im Gegensatz dazu stehen die Sommer- und Herbstmonate, in denen überwiegend positive Bilanzwerte erreicht werden. Besonders in den Monaten Juni, August sowie von Oktober bis Januar zeigt sich eine moderate Anreicherung von Stickstoff im System.

Die verschiedenen Maßnahmen wirken sich unterschiedlich stark auf die Höhe der Stickstoffbilanz aus. Während die Berücksichtigung von roten Gebieten und Änderungen in der Fruchtfolge zu großen Veränderungen führen, zeigen die Szenarien mit veränderter Tierhaltung

sowie reduzierter Mastschweinehaltung vergleichsweise geringe messbare Effekte auf die Stickstoffflüsse. Maßnahmen zur Rezyklierung tragen zudem nicht dazu bei, die Bilanz zu stabilisieren, da eine Rezyklierung des Stickstoffs nicht berücksichtigt ist.

Insgesamt zeigt sich, dass die im Landkreis Nienburg anfallenden Nährstoffe bilanziell komplett in der Region verwertet werden können. In der Gegenüberstellung der monatlichen Nährstoffanfälle und Düngebedarfe zeigt sich jedoch, dass in der Hälfte des Jahres, davon in fünf aufeinanderfolgenden Monaten, bilanzielle Überschüsse bestehen. Um diese in den Monaten mit bilanziellen Nährstoffdefiziten zu verwerten, sind entsprechende Lagermöglichkeiten bei den tierhaltenden Betrieben, Biogasanlagen und Kläranlagen notwendig. Darüber hinaus ist die räumliche Verteilung zu beachten. Diese ist sowohl innerhalb der Samtgemeinden von Bedeutung, indem Betriebe mit entsprechenden Nährstoffanfällen diese an Betriebe ohne eigene Nährstoffanfälle abgeben, bzw. entsprechende Wirtschaftsdünger oder Klärschlämme nachgefragt werden müssen. Wie in Bild 32 dargestellt, bestehen allerdings auch Unterschiede der monatlichen Nährstoffbilanz unter den betrachteten Samtgemeinden, sodass auch dort eine weitere Verbringung und damit verbunden Organisation zwischen den Betrieben notwendig ist, um das bilanzielle Nährstoffdefizit der Region auch praktisch und flächendeckend zu erreichen.

5.4 Zusammenfassung und Ausblick

Im Rahmen des SATELLITE-Projekts wurde ein Planungsmodell entwickelt, das eine räumlich und zeitlich aufgelöste Analyse von Nährstoffanfall, Nährstoffbedarf und daraus resultierenden Nährstoffbilanzen ermöglicht. Das Modell integriert Daten aus Landwirtschaft, Tierhaltung, Biogasproduktion sowie Abwasserwirtschaft und bildet deren Wechselwirkungen innerhalb einer definierten Modellregion ab. Am Beispiel des Landkreises Nienburg/Weser konnte gezeigt werden, dass sich die regionalen Nährstoffströme mit dem gewählten Ansatz detailliert erfassen und unterschiedliche Entwicklungsszenarien systematisch bewerten lassen.

Die Ergebnisse der Szenarienbetrachtung haben eine ausgeprägte zeitliche Diskrepanz zwischen Nährstoffanfall und Düngebedarf festgestellt. Während insbesondere in den Frühjahrsmonaten hohe Stickstoff- und Phosphorbedarfe auftreten, entstehen in den Sommer- und Herbstmonaten deutliche Nährstoffüberschüsse. Die Ergebnisse zeigen damit, dass die Herausforderung des regionalen Nährstoffmanagements neben der unzureichenden Gesamtverfügbarkeit auch in der zeitlichen und räumlichen Verteilung der Nährstoffe liegt.

Die Szenarien zur Veränderung des Düngebedarfs verdeutlichen, dass regulatorische Maßnahmen, insbesondere die Ausweisung nitratsensibler Gebiete, den Stickstoffbedarf der Region spürbar beeinflussen können. Anpassungen der Fruchtfolge führen darüber hinaus zu einer zeitlichen Verschiebung der Düngebedarfe und ermöglichen eine bessere Abstimmung zwischen Nährstoffverfügbarkeit und Nährstoffnachfrage. Die Auswirkungen auf die Gesamtbilanz bleiben jedoch gering. Die Untersuchung verschiedener Entwicklungen in der Tierhaltung zeigt, dass die Tierhaltung weiterhin die dominierende Nährstoffquelle der Region darstellt. Selbst deutliche Veränderungen einzelner Tierkategorien führten nur zu moderaten Verschiebungen der regionalen Nährstoffbilanzen. Dies deutet auf eine hohe strukturelle Stabilität des Systems hin, da der Nährstoffanfall auf mehrere Tiergruppen verteilt ist und nicht von einer

einzelnen Produktionsrichtung abhängt.

Die Analyse unterschiedlicher Klärschlammstrategien verdeutlicht, dass die zukünftig verpflichtende Phosphorrückgewinnung aus Klärschlämmen für die betrachtete Modellregion nur begrenzten Einfluss auf die Gesamtphosphorbilanz besitzt. Der Anteil der in Klärschlämmen enthaltenen Nährstoffe am Gesamtanfall ist gegenüber den Nährstoffmengen aus der Tierhaltung eher gering. Dennoch konnte gezeigt werden, dass die Rückgewinnung gegenüber einer Deponierung der Verbrennungsaschen aus Ressourcenschutz- und Kreislaufwirtschaftsperspektive eindeutig vorzuziehen ist. Die saisonale Nutzung von Klärschlämmen bietet zudem das Potenzial, die regionale Nährstoffversorgung während der Hauptdüngeperioden zu unterstützen. Die durchgeführten Szenarien bestätigen die Funktionsfähigkeit des entwickelten Planungsmodells. Die modellierten Ergebnisse entsprechen den erwarteten Zusammenhängen zwischen Nährstoffanfall, Nährstoffbedarf und den betrachteten Einflussgrößen und ermöglichen somit eine belastbare Bewertung zukünftiger Entwicklungen. Das Modell stellt damit ein geeignetes Werkzeug für die strategische Planung regionaler Nährstoffmanagementsysteme dar.

Für zukünftige Anwendungen bestehen verschiedene Möglichkeiten zur Weiterentwicklung des Modells. Insbesondere eine stärkere räumliche Auflösung auf Betriebsebene könnte die praktische Organisation von Nährstofftransporten und Stoffstrombeziehungen detaillierter abbilden. Darüber hinaus erscheint die Einbindung ökonomischer Bewertungsansätze sinnvoll, um neben den stofflichen Auswirkungen auch die wirtschaftlichen Konsequenzen unterschiedlicher Strategien beurteilen zu können. Ebenfalls von Interesse ist die Berücksichtigung weiterer Technologien zur Nährstoffrückgewinnung, insbesondere für Stickstoff, da dieser in den betrachteten Szenarien bislang nicht zurückgeführt wird.

Vor dem Hintergrund zunehmender Anforderungen an Ressourceneffizienz, Klimaschutz und Kreislaufwirtschaft gewinnt ein regional abgestimmtes Nährstoffmanagement weiter an Bedeutung. Das entwickelte Planungsmodell bietet hierfür eine belastbare Grundlage und kann zukünftig dazu beitragen, regionale Stoffkreisläufe nachhaltiger zu gestalten, Nährstoffverluste zu reduzieren und die Versorgung der Landwirtschaft langfristig sicherzustellen.

6 Verzeichnisse

6.1 Abkürzungsverzeichnis

Abf-KlärV	Klärschlammverordnung
BioAbfV	Bioabfallverordnung
DüMV	Düngemittelverordnung
DüV	Düngeverordnung
DSSZ	Digitaler Stoffstromzwilling
EW	Einwohnerwerte
InVeKoS	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem
LW	Landwirtschaft
N_{ges}	Gesamtstickstoff
N_{min}	mineralischer Stickstoff
P_{ges}	Gesamtphosphor
rDSSZ	Regionaler Digitaler Stoffstromzwilling
TR	Trockenrückstand
WD	Wirtschaftsdünger

6.2 Bildverzeichnis

Bild 1: Vereinfachte Darstellung der Systematik für den Prototyp des Nährstoff-Tools 5
Bild 2: Darstellung der Systematik des Nährstoff-Tools erweitert um die Input-Daten und die Datenübergabe durch das OptiNETZ-Tool 9
Bild 3: Darstellung der Systematik des Nährstoff-Tools, erweitert um die Stoffströme und Bewertungsgrößen 11
Bild 4: Gesamtübersicht über die Systematik der Nährstoff-Tools 12
Bild 5: Elemente des Nährstoff-Tools, die zur Umsetzung des Planungsmodells herangezogen wurden 13
Bild 6: Schematische Darstellung der Schritte zur Toolentwicklung 61
Bild 7: Schematische Darstellung Grundkonzept Nährstoffbilanz auf 2 Ebenen 62
Bild 8: Schematische Darstellung Nutzungsarchitektur Planungsmodell für die Nährstoffrückführung 64
Bild 9: Schematische Darstellung Datenbankstruktur für Planungsmodell zur Nährstoffrückführung 65
Bild 10: Benutzeroberfläche (Übersicht) Planungsmodell für Nährstoffrückführung in QGIS 68
Bild 11: Eingabe Ist- Bilanz 68
Bild 12: Eingabe Prognose 69

Bild 13: Datenaktualisierung Planungsmodell 69
Bild 14: Bilanzdarstellung....70
Bild 15: Schematische Darstellung Auswertungen (QGIS) im Planungsmodell zur Nährstoffrückführung....70
Bild 16: GIS-Darstellung Bilanz Landkreis (Beispiel)....71
Bild 17: Darstellung Jahresbilanz Landkreis Nienburg (Beispiel) [kg/ha]....71
Bild 18: Darstellung Bilanz N (Beispiel) im Jahresverlauf – Bilanzebene „Samtgemeinde“ 72
Bild 19: Darstellung Bilanz N (Beispiel) im Jahresverlauf – Bilanzebene „Landkreis“....72
Bild 20: Phosphor-Düngebedarf für die Szenariengruppe 1 in kg pro Hektar 80
Bild 21: Phosphor-Düngebedarf für die Szenariengruppe 1 in Mg....80
Bild 22: Stickstoff-Düngebedarf für die Szenariengruppe 1 in kg pro Hektar 81
Bild 23: Stickstoff-Düngebedarf für die Szenariengruppe 1 in Mg 82
Bild 24: Phosphor-Anfall aus der Tierhaltung für die Szenariengruppe 2 83
Bild 25: Stickstoff-Anfall aus der Tierhaltung für die Szenariengruppe 2 84
Bild 26: Phosphor-Anfall aus Klärschlamm und Rezyklat für die Szenariengruppe 3 84
Bild 27: Stickstoff-Anfall aus Klärschlamm und Rezyklat für die Szenariengruppe 3 85
Bild 28: Vergleich der Ergebnisse der Phosphorbilanz für alle Szenariengruppe in kg pro Hektar 86
Bild 29: Vergleich der Ergebnisse der Phosphorbilanz für alle Szenariengruppen in Mg...86
Bild 30: Differenz der verfügbaren Phosphormenge einzelner Szenarien im Vergleich zum Referenzszenario 87
Bild 31: Vergleich der Ergebnisse der Stickstoffbilanz für alle Szenariengruppen in kg pro Hektar 88
Bild 32: Vergleich der Ergebnisse der Stickstoffbilanz für alle Szenariengruppen in Mg....88

6.3 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Angepasste Anbautabelle für alle Früchte....77

7 Literaturverzeichnis

Amon, Barbara; Góra, Zielona; Borghardt, Gabriele; Düsing, Doris; Elberskirch, Kerstin; Eurich-Menden, Brigitte et al. (2021): Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft mindern. Unter Mitarbeit von Fachgebiet II 4.3 Luftreinhaltung und tereestischce Ökosysteme. Dessau-Roßlau, zuletzt geprüft am 27.10.2025.

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (2025): Die Umsetzung der bundesweiten Vorgaben des Düngerechts zu den Nährstoffflüssen im Jahresverlauf 2026 mit Hilfe der LfL-EDV-Anwendungen.

Beratungsring Osnabrück (2022): Düngebedarfsermittlung (DBE). 2022_Nmin_SommerungenApril; 2022_Nmin_SommerungenMaerz; 2022_Nmin_Winterungen. Online verfügbar unter https://beratungsring-os.de/duengebedarfsermittlung/.

BMLEH (2026): Statistischer Monatsbericht des BMLEH: Kapitel A. Landwirtschaft. 0111260-0000 Nährstoffbilanz insgesamt von 1990 bis 2023 - in kg N/ha. Online verfügbar unter https://www.bmel-statistik.de/landwirtschaft/statistischer-monatsbericht-kapitel-a-landwirtschaft.

Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz (2017): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln. DüV.

Haß et al. (2024): Thünen Report 117. Thünen-Baseline 2024 – 2034: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland.

Häußermann et al. (2019): Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017. Methodik, Ergebnisse und Minderungsmaßnahmen.

Henning & Taube (2019): 2. Nährstoffbericht des Landes Schleswig-Holstein. Kiel.

Landkreis Nienburg/Weser (2021): Flächennutzung im Landkreis Nienburg/Weser, zuletzt aktualisiert am 2019, zuletzt geprüft am 10. September2024.

Landkreis Nienburg/Weser (2023): Bevölkerung, zuletzt aktualisiert am 2019, zuletzt geprüft am 10. September2024.

Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2022): Tabellen und Berechnungshinweise zur 170-N-Grenze gemäß Düngeverordnung. Online verfügbar unter https://www.duengebehoerde-niedersachsen.de/duengebehoerde/news/39024_Richtwerte_fuer_die_Berechnung_der_Betriebsobergrenze_170-N.

Landwirtschaftskammer Niedersachsen (Hrsg.) (2024): Nährstoffbericht für Niedersachsen 2022/2023. Niedersachsen, Landwirktschaftskammer. Oldenburg.

Landwirtschaftskammer Niedersachsen (Hrsg.) (2025): Nährstoffbericht für Niedersachsen 2023/2024. Niedersachsen, Landwirktschaftskammer. Oldenburg.

Landwirtschaftskammer NRW (2025): Nährstoffbericht NRW 2025. NRW, Landwirtschaftskammer. Münster.

LiKi (2025): B6 Stickstoffüberschuss. Online verfügbar unter https://www.liki.nrw.de/natur-und-landschaft/b6-stickstoffueberschuss, zuletzt geprüft am 31.01.2025.