

Wasserwiederverwendung - Sommer-/Winterbetrieb von Abwasserbehandlungsanlagen

Verbundprojekt: Exportorientierte FuE auf dem Gebiet Abwasser,
Kernprojekt B Hygienisierung und Wasserwiederverwendung, Teilprojekt B3
Zuwendungsempfänger: Technische Universität Darmstadt
Förderkennzeichen: 02WA0584
Abschlussbericht
Dott. Ing. Alessandro Meda, Prof. Dr.-Ing. Peter Cornel



TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
DARMSTADT

IWAR

GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung

KIT
Karlsruher Institut für Technologie

Dott. Ing. Alessandro Meda
Prof. Dr.-Ing. Peter Cornel
Abschlussbericht des Forschungsprojektes:
„Wasserwiederverwendung unter besonderer Berücksichtigung eines Sommer-/Winterbetriebes von
Abwasserbehandlungsanlagen“
Verbundprojekt: Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet Abwasser,
Kernprojekt B Hygienisierung und Wasserwiederverwendung, Teilprojekt B3
Zuwendungsempfänger: Technische Universität Darmstadt
Projekträger Karlsruhe im KIT, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE)
Förderkennzeichen: 02WA0584

eingereicht im Dezember 2009

Technische Universität Darmstadt
Institut IWAR
Fachgebiet Abwassertechnik
Petersenstrasse 13
64287 Darmstadt

Tel.: 06151/162748
Fax.: 06151/163758
Email: p.cornel@iwar.tu-darmstadt.de
<http://www.iwar.bauing.tu-darmstadt.de>

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	I
1..... Einführung zum Vorhaben.....	1
1.1 Hintergrund und Motivation.....	1
1.2 Aufgabenstellung.....	2
1.3 Voraussetzungen	3
1.4 Überblick zu Planung und Ablauf des Vorhabens	4
1.4.1 Literaturrecherche und Theoretische Vorarbeiten	4
1.4.2 Praktische Untersuchungen	4
1.4.3 Auswertung und Beurteilung der Versuchsergebnisse, Ableitung von Empfehlungen, Berichterstattung	5
1.4.4 Abweichungen gegenüber der Antragsplanung	5
1.5 Zusammenarbeit mit anderen Stellen.....	5
2..... Überblick zum Stand der Technik – theoretische Vorarbeiten	8
2.1 Hintergrund zur Wasserwiederverwendung	8
2.2 Nutzung der Abwassernährstoffe in der landwirtschaftlichen Bewässerung	10
2.3 Saisonale Speicherung.....	13
2.3.1 Potentiale und Grenzen	15
2.4 Saisonal unterschiedlicher Betrieb.....	16
2.4.1 Belebungsverfahren	18
2.4.2 Andere Verfahren und Verfahrenskombinationen.....	23
2.5 Biofilter	25
2.5.1 Materialien, Korngrößen, Filtrationseigenschaften	25
2.5.2 Umsatzraten, Reaktorvolumen	27
2.5.3 Bemessung von Biofiltern	28
2.5.4 Temperaturabhängigkeit	29
2.5.5 Hydraulik, Belüftung und Sauerstoffeintrag	32
2.5.6 Keimrückhalt	35
2.5.7 Betrieb unter variablen Belastungen.....	35

2.5.8	Mikrobiologische Aspekte – Verhalten bei Substratmangel – Absterberate	37
3.....	Praktische Untersuchungen	40
3.1	Versuchsanlage	40
3.2	Versuchsphasen	42
3.3	Probenahme, Analytik und Berechnungen.....	44
3.4	Ergebnisse	46
3.4.1	Nitrifikation	46
3.4.2	Keimrückhalt	50
3.4.3	Außerbetriebzustand und Wiederinbetriebnahme	51
3.4.3.1	Milieu und Verhalten der Protozoen	51
3.4.3.2	Entwicklung der Biomassenaktivität im Außerbetriebzustand und nach Wiederinbetriebnahme	53
3.4.3.3	Interpretation des Verhaltens im Außerbetriebszustand	57
3.5	Empfehlungen für die Praxis	59
4.....	Energie und Kosten.....	62
4.1	Kosten der Abwasserbehandlung.....	62
4.2	Energieverbrauch von Biofilteranlagen.....	63
4.3	Auswertung von realen Energiedaten	66
4.4	Fallbeispiele.....	71
4.4.1	Erstes Beispiel - Hauptstufe	71
4.4.2	Zweites Beispiel- Hauptstufe	72
4.4.3	Drittes Beispiel - zweite biologische Stufe	75
5.....	Schlussfolgerungen.....	79
6.....	Zusammenfassung	81
	Literaturverzeichnis.....	84
	Abbildungsverzeichnis	95
	Tabellenverzeichnis	97
	Anhang.....	99

1 Einführung zum Vorhaben

1.1 Hintergrund und Motivation

Die Wiederverwendung von Wasser ist in zahlreichen, nicht nur ariden Ländern eine wirtschaftliche Notwendigkeit. Wegen den vergleichsweise gering erscheinenden Anforderungen an die Abwasserqualität, den niedrigen zusätzlichen Kosten für Abwassersammlung und Verteilung des aufbereiteten Wassers und dem erheblichen Wasserbedarf steht die Nutzung von aufbereitetem Abwasser zur Bewässerung in der Landwirtschaft an erster Stelle der Wasserwiederverwendung. Sie ist zudem einfach in bestehende Systeme der Abwassersammlung und Behandlung zu integrieren und schrittweise nachrüstbar, was für die Anwendung ein nicht zu unterschätzender Vorteil darstellt.

Die Wiederverwendung gereinigten Abwassers setzt allerdings eine auf die Nutzung abgestimmte Behandlung voraus, d.h. nicht die Entsorgung oder allein der Gewässerschutz, sondern die „Produktqualität“ stehen im Vordergrund der Betrachtungen. So sollten beispielsweise Abwasserbehandlungsanlagen die Bewässerungswasser erzeugen an die jahreszeitlichen bzw. nutzungsbedingten unterschiedlichen Anforderungen angepasst werden können. Im Extremfall bedeutet dies, dass die Abwasserbehandlungsanlage saisonal komplett unterschiedlich betrieben werden muss. Während der Vegetationsperiode ist eine Kohlenstoffelimination und keine oder nur eine beschränkte Nährstoffelimination notwendig, hingegen ist die Desinfektion des Ablaufs sinnvoll. Außerhalb der Vegetationsperiode ist eine weitergehende Reinigung inklusive Nährstoffelimination notwendig, um die höheren Anforderungen zu erreichen, die aus der Speicherung oder Ableitung des Ablaufs resultieren.

Es existieren bisher keine Entscheidungshilfen für Planer, Consultants oder Anlagenbauer bei der Auswahl von Verfahren und Betriebsweisen für die Abwasserbehandlung zur Wiederverwendung in der Landwirtschaft mit dem besonderen Ziel der saisonalen Nährstoffnutzung. Zudem liegt kein Wissen über optimale Betriebs- und Lagerungsstrategien zur Aufrechterhaltung der Aktivität der (nitrifizierenden) Biomasse vor.

Im „Aktionskonzept nachhaltige und wettbewerbsfähige deutsche Wasserwirtschaft“ des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF, 2000) wird festgestellt, dass die deutsche Wasserwirtschaft zum einen ein hohes technologisches Niveau aufweist. Zum anderen sind jedoch auch massive Mängel bezüglich der Anpassung von Technologien und Konzepte zum Export in internationale Märkte festzustellen. Mit dem beantragten Forschungsprojekt können Verwertungsmöglichkeiten für den Export deutscher Produkte und Technologien, aber auch

Konzepte eröffnet werden. Die deutsche Wasserwirtschaft wird ihre gute Stellung im Weltmarkt somit weiter verbessern können.

1.2 Aufgabenstellung

Für die zahlreichen Abwasserbehandlungsverfahren, die unmittelbar auch in weniger entwickelten Ländern eingesetzt werden können, liegen keine ausreichenden Kenntnisse über flexiblen Betriebsweisen für die saisonale Bereitstellung von Bewässerungswasser bzw. vollständige Nährstoffelimination für die Ableitung vor.

Ziel des Forschungsprojektes ist die Entwicklung und Erprobung von Verfahrenstechniken und Betriebsweisen zur Abwasserbehandlung, die eine prozessstabile und schnelle Umstellung von „Sommer-“ auf „Winterbetrieb“, d.h. von reinem C-Abbau auf C-Abbau + Nitrifikation (+ evtl. Nährstoffelimination), ermöglichen.

Zuerst soll der aktuelle Stand der landwirtschaftlichen Wasserwiederverwendung zur Bewässerung dargestellt und die Potentiale und Grenzen der Nährstoffnutzung aufgezeigt werden.

Des Weiteren soll das Belebungsverfahren auf seine Eignung für ein saisonales Betrieb untersucht werden. Das Belebungsverfahren wird als erstes betrachtet, weil es sehr häufig angewandt wird und bezüglich Reinigungsleistung, Energie- und Landverbrauch, Zuverlässigkeit und Treibhausgasemissionen ein sehr gutes Kompromiss darstellt.

Neben konventionellen Belebungsanlagen stellt die Kombination von Verfahrensstufen mit verschiedenen Teilreinigungsaufgaben eine praktikable und flexibel auf wechselnde Anforderungen anpassbare Alternative in warmen Klimaten dar. Eine Verfahrenskette bestehend aus anaerober Abwasservorreinigung mit einem nachgeschalteten Biofilmverfahren erscheint besonders geeignet.

Im vorliegenden Projekt sollen systematische Untersuchungen zu Nitrifikation in Biofiltern und zum Verhalten bei der saisonalen Variation des Reinigungszieles und daraus eine optimale Anlagenkonfiguration bzgl. Verfahrenstechnik sowie der Kosten- und Energieverbrauch eruiert werden.

Als Ergebnis der Untersuchungen werden abgesicherte Erkenntnisse über die relative Eignung der Verfahren, Grenzen ihrer Einsatzmöglichkeiten und optimale Betriebsstrategien für eine flexible und saisonale Ammonium- bzw. Nährstoffelimination stehen. Somit können Planern und Consultants Hinweise und Entscheidungsgrundlagen zur Verfahrensauswahl und -bemessung sowie für optimale Betriebsstrategien gegeben werden. Gerade bei dem häufig ungenügenden Ausbildungsstand eines Großteils des Personals auf Abwasserbehandlungsanlagen in ariden Gebieten und der relativen Komplexität der Abwasserbehandlungsanlagen, die sich durch saisonal unterschiedlich betriebene Anlagen ergibt, ist die Bereitstellung eines aussagekräftigen Betriebshandbuchs durch den Planer

sehr wichtig. Die Vorgabe wissenschaftlich abgesicherter Betriebsstrategien ist hierbei eine wesentliche Grundlage.

1.3 Voraussetzungen

Das Fachgebiet Abwassertechnik des Institutes IWAR der Technischen Universität Darmstadt verfügt über Personal, Sachmittel und Entwicklungskapazitäten, sowie über die notwendige Untersuchungsinfrastruktur und -erfahrungen, um die dargelegte Aufgabenstellung abzuarbeiten.

Der Projektleiter Herr Prof. Dr.-Ing. Peter Cornel, hat eine Vielzahl von Forschungsprojekten selbst bearbeitet und begleitet alle am Fachgebiet Abwassertechnik des Institutes IWAR durchgeführten Forschungsprojekte verantwortlich.

Hinsichtlich der beantragten Thematiken der Wasserwiederverwendung und Biofiltration stammen zahlreiche relevante Veröffentlichungen vom Projektleiter. Er ist zudem Sprecher der DWA-Arbeitsgruppe BIZ 11.4 „Wasserwiederverwendung“ und berufenes Mitglied des Management Committees der Specialist Group on Water Reuse der International Water Association (IWA). Darüber hinaus liegt neben der großen fachlichen Kompetenz des Projektleiters auch die notwendige technische Ausrüstung am Institut IWAR vor. Sämtliche Infrastruktur zum Aufbau und Betrieb von abwassertechnischen Versuchsanlagen sowie die erforderliche begleitenden Laboranalytik und -gerätschaft ist am Institut vorhanden und wurde als Eigenanteil eingebracht.

Die Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser sowie die Biofiltration zur weitergehenden Abwasserreinigung sind vorrangige Arbeitsgebiete des Projektleiters. Im Bereich der Nährstoffelimination wurden zahlreiche Untersuchungen vorgenommen. Arbeiten im Bereich der Biofiltration sind ein Schwerpunkt des Fachgebietes.

Es wurden beispielsweise Forschungsvorhaben zum Thema Optimierung von Auslegung und Betriebstrategien von Biofilter zur Kommunalabwasserreinigung und zur Einsatz von Reaktiven Trägermaterialien zur Zwischenspeicherung von Ammonium bearbeitet (Rother, 2005). In jüngster Zeit wurden, neben einigen Auftragsarbeiten zur Begutachtung von Reinigungsleistung und Energieverbrauch von großtechnischen Biofilteranlagen, Untersuchungen zur Biofiltration mit dem Ziel der Grauwasserreinigung zur innenstädtischen Wiederverwendung durchgeführt (BMBF, 2009). Darüber hinaus werden aktuell weitere zwei Projekte zum Thema (Bio)Filtration zur weitergehenden Abwasserreinigung am Institut IWAR bearbeitet.

Der Leiter des Institutes, Prof. Dr.-Ing. Peter Cornel, ist Mitglied in zahlreichen nationalen und internationalen berufsständigen Organisationen und neben den oben bereits erwähnten Aktivitäten, unter anderem stellv. Sprecher der DWA Arbeitsgruppe IG-5.6 „Biofilmverfahren“, Sprecher der DWA Arbeitsgruppe I.G 5.5 „Membranverfahren“, Mitglied im DWA Hauptausschuss BIZ 11

„Bildung und Internationale Zusammenarbeit“, Mitglied der IWA Specialist Group on Water Reuse und Specialist Group on Sustainable Sanitation sowie Vorstandmitglied der German Water partnership.

1.4 Überblick zu Planung und Ablauf des Vorhabens

1.4.1 Literaturrecherche und Theoretische Vorarbeiten

Der erste Schritt der Projektbearbeitung bestand in der Zusammenstellung und Auswertung der relevanten Literatur über verschiedene Themenbereiche:

- Landwirtschaftliche Wasserwiederverwendung, Nutzung der Abwassernährstoffe, Menge und Bilanzen.
- Verfahrenskombinationen und Betriebsweisen von Abwasserreinigungsanlagen mit unterschiedlichen Reinigungszielen. Insbesondere die Biofiltration wurde als geeigneter Prozess für saisonale Nitrifikation identifiziert und näher untersucht.
- Anfahrverhalten von Reaktoren zur Nitrifikation, mit besonderer Berücksichtigung der Einflussfaktoren Wassertemperatur, Belastung und Sauerstoffgehalt.

Als weiterer Schritt wurde für das Belebungsverfahren ein Ausbaukonzept für eine saisonal variable Betriebsweise mit dem Ziel der Nährstoffnutzung in die landwirtschaftliche Bewässerung in warmen Klimaten erarbeitet und anhand des Arbeitsblatt ATV A 131 (2000) grob dimensioniert. Insbesondere wurden die Aspekte Beckenvolumen, Sauerstoffzufuhr und Schlammproduktion betrachtet. Des Weiteren wurde das Konzept mithilfe von Simulationsrechnungen hinsichtlich der Flexibilität, der Stabilität und der Geschwindigkeit der Anpassung evaluiert. Betriebsstrategien und Parametern für die Umstellung zwischen den Reinigungszielen wurden ermittelt.

1.4.2 Praktische Untersuchungen

Es wurden Untersuchungen zu Nitrifikation und Einflussfaktoren auf das „Anfahrverhalten“ und auf die Aktivitätserhaltung der fixierten nitrifizierenden Biomasse bei längerer Substratunterversorgung (Hungerbedingungen, Stillstandszeit) an einer halbtechnischen Biofilter-Versuchsanlage durchgeführt. Nach dem Einfahrbetrieb und der Festlegung der Referenz-Abbauleistung mit vorgereinigtem Abwasser wurden Strategien zur Lagerung der Biomasse untersucht. Speziell wurde der Einfluss von Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, Substratversorgung und Lagerungsdauer betrachtet. Auch Untersuchungen zur Reduktion der Keimbelastung der Abläufe mit und ohne Nitrifikation im Biofilter wurden durchgeführt.

1.4.3 Auswertung und Beurteilung der Versuchsergebnisse, Ableitung von Empfehlungen, Berichterstattung

Die Versuchsdaten wurden im Hinblick auf die Eignung von Biofiltern zur saisonalen Nitrifikation ausgewertet. Aus den Versuchsdaten wurden Empfehlungen zur Bemessung und zur Verfahrensführung abgeleitet. Der Energieverbrauch und die Investitions- und Betriebskosten wurden anhand der verfügbaren Literatur und anhand von Fallbeispielen eruiert. Die gewonnenen Erkenntnisse wurden im Sinne des Gesamtzieles des Projektverbundes in dem Beitrag für den Leitfaden zusammengestellt.

Die Ergebnisse aus den vorgenannten Arbeiten wurden zudem mit den anderen Partnern im Verbundvorhaben präsentiert. Die Verbreitung der Ergebnisse erfolgte Projekt begleitend einerseits durch die Berichterstattung im Rahmen des Vorhabens selbst und andererseits durch wissenschaftliche Publikationen in Fachzeitschriften und auf Kongressen.

1.4.4 Abweichungen gegenüber der Antragsplanung

Im Laufe der Bearbeitung des Projektes haben sich keine fachlichen Abweichungen von der ursprünglichen Planung ergeben.

1.5 Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Das Forschungsverbundprojekt ist in 3 Kernbereiche unterteilt: Abwasserbehandlung (A), Hygienisierung und Wasserwiederverwendung (B), Simulation und Konzepte zur Abwasserbehandlung (C). Die Gesamtstruktur des Verbundvorhabens ist in Abbildung 1 dargestellt. Eine wesentliche Rolle im Kernprojekt B, dem das Teilprojekt „Wasserwiederverwendung unter besonderer Berücksichtigung eines Sommer-/Winterbetriebes von Abwasserbehandlungsanlagen“ zugeordnet ist, spielt die Betriebsflexibilität für die Anpassung an sich ändernden Anforderungen an das „Produkt“ gereinigtes Abwasser.



Abbildung 1 Struktur des Forschungsverbundprojektes

Im Kernprojekt B erfolgte eine enge Kooperation der beteiligten Partner, den Universitäten Hannover, Bochum und Braunschweig, sowie mit der Kernprojektkoordination (die ebenfalls von der TU Darmstadt bearbeitet wird) und übergreifend mit der Gesamtkoordination der Universität Bochum. Teilprojektübergreifende Fragestellungen, insbesondere hinsichtlich des methodischen Vorgehens, des Austauschs und der Aufbereitung von Ergebnissen vor allem für die Erstellung des Leitfadens, wurden innerhalb der Kernprojekte in regelmäßigen Treffen bearbeitet und schließlich im Gesamtverbund diskutiert und abgestimmt.

Insbesondere wurden die Ergebnisse des Teilprojektes „AnaKoma“ (Leibniz Universität Hannover) berücksichtigt. Das dort untersuchte Verfahren (anaerobe Kommunalabwasserbehandlung) bietet sich als Teilbehandlungsstufe für eine Verfahrenskombination an, die zur saisonalen Erzeugung von nährstoffreichen Bewässerungswassern befähigt ist, wie im Folgenden erläutert. Aus diesem Grund wurden die dort erzielten Ablaufkonzentrationen als Eingangsgrößen für die im vorliegenden Projekt untersuchte Biofiltration berücksichtigt.

Die Erfolgsaussichten wurden zudem durch den fachlichen Austausch und die Beteiligung an verschiedenen Arbeitskreisen bedeutend vergrößert. Der Projektbearbeiter Dott. Ing. Alessandro Meda ist Mitglied der DWA Arbeitsgruppen BIZ 11.4 „Wasserwiederverwendung“ und KA 6.3 (neu) „Biofilmverfahren“. Zudem wurden Kontakten zu dem Arbeitskreis „Erfahrungsaustausch der

Betreiber von Biofilteranlagen“ (Prof. Barjenbruch) erstellt. Damit stand zusätzlich große Kompetenz zur praxisnahen Unterstützung des geplanten Vorhabens und Erfahrungen aus großtechnischen Biofilteranlagen zur Verfügung. Des Weiteren werden dadurch die Chancen für den Zugang der erzielten Ergebnisse in die einschlägigen Arbeitsberichte und Regelwerke verbessert.

2 Überblick zum Stand der Technik – theoretische Vorarbeiten

2.1 Hintergrund zur Wasserwiederverwendung

Die weltweit begrenzten und ungleichmäßig verteilten Wasserressourcen stellen zusammen mit dem starken Wachstum der Weltbevölkerung, der dadurch bedingten erhöhten Nachfrage nach Lebensmitteln sowie dem steigenden Pro-Kopf-Wasserverbrauch die Hauptursachen für eine zunehmende Wasserverknappung dar. Laut Prognose des UNESCO-Berichts „Water a shared responsibility“ (UNESCO 2006) werden bis Mitte des laufenden Jahrhunderts je nach betrachtetem Szenario zwischen 2 und 7 Milliarden Menschen in über 50 Ländern unter Wassermangel zu leiden haben. Experten des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC 2007) prognostizieren zudem eine weitere Verschärfung der globalen Wasserknappheit durch die Auswirkungen des Weltklimawandels. Vor diesem Hintergrund wird deutlich, dass die Wasserwiederverwendung bereits heute in zahlreichen Ländern eine unentbehrliche Notwendigkeit darstellt. Sie wird vielfach praktiziert um die Wasserversorgung mengenmäßig zu erhöhen, häufig ohne jegliche Qualitätskontrolle und unter bewusster oder nicht bewusster Inkaufnahme von Gesundheitsschäden bei Mensch und Tier sowie teils irreversiblen Schädigungen des Ackerbodens, wie es häufig der Fall ist bei der Benutzung von unbehandeltem Abwasser (Jiménez und Asano, 2008).

Wasserwiederverwendung wird zukünftig um so mehr ein wesentlicher Bestandteil eines nachhaltigen Wasserressourcenmanagements sein und zwar nicht nur zur landwirtschaftlichen Bewässerung in den ariden und semiariden Regionen der Welt, sondern durchaus auch in Zentraleuropa, beispielsweise auch im Nordosten Deutschlands im Bundesland Brandenburg, wo sich Prognosen der Klimaforscher zufolge die Niederschläge zunehmend in die Wintermonate verschieben (Stock 2004). Oder auch in Regionen, wo eine zunehmende Intensivlandwirtschaft zur Produktion von „Energiepflanzen“ betrieben werden soll (Rosenwinkel et al, 2008), oder aber auch ganz einfach in den schnell wachsenden Megacities rund um den Globus, bei denen Wasserdargebot und Wasserbedarf allein aufgrund der hohen Bevölkerungsdichte weit auseinander klaffen und deshalb zur Schonung hochwertiger Wasserressourcen eine innerstädtische Mehrfachnutzung notwendig wird (Cornel, 2007 und Bieker, 2009).

Die Art der Nutzung definiert dabei die Qualitätsanforderung. Notwendig ist eine ausreichende Qualität für die beabsichtigte Nutzung. „Fit for purpose“, lautet das Schlagwort. Ein umfassendes Ressourcenmanagement erlaubt, hochwertige Wasserqualitäten für solche Anwendungen aufzusparen, die hochwertige Wasserqualitäten benötigen. Dabei ist hochwertig durchaus ein relativer Begriff, der für konkrete Anwendungen zu definieren ist. Trinkwasser, Toilettenspülwasser, Waschwasser, Kühlwasser, Feuerlöschwasser, Bewässerungswasser etc. haben durchaus

unterschiedliche Qualitätsanforderungen. Nicht für alle Anwendungen wird hochwertiges Grundwasser als Ressource benötigt. Es ist eine Aufgabe des integrierten Wasserressourcenmanagements Bedarf und Ressource bezüglich Menge und Qualität in Einklang zu bringen.

Gereinigtes Abwasser ist vor diesem Hintergrund als eine wertvolle Ressource anzusehen. Die Wiederverwendung adäquat gereinigten Abwassers kann wertvollere Wasserressourcen schonen sowie energieaufwändigere Wassergewinnungsmaßnahmen, wie z. B. die Meerwasserentsalzung, ersetzen. Wasserwiederverwendung kann somit dazu beitragen, die Diskrepanz zwischen steigendem Wasserverbrauch und begrenztem Wasserdargebot zu verringern und darüber hinaus einen Beitrag zur Senkung des Energieverbrauchs leisten (Reiter, 2008; Cornel et al, 2010 *in Vorbereitung*).

Die Produktion von Lebensmitteln, sowohl landwirtschaftlicher als auch vor allem tierischer Ursprungs, setzt einen großen Druck auf die Wasserressourcen. Ein Kilo Brot benötigt ca. 2 kg Weizen (Trockengewicht der gesamten Pflanze) (Allan 1997, Zehnder 1997). Um dieses Pflanzenmaterial zu produzieren, nehmen die Pflanzen mindestens 1 m³ Wasser auf und geben diese Menge großteils als Transpirationsverlust an die Atmosphäre ab. Ein Kilo Orangen benötigt ca. 3 m³ Wasser und ein Rindersteak schlägt sich in der Wasserbilanz mit einem Wasserverbrauch von 20 m³ nieder (Fishmann 1999, Schiffler, 1999). Nach Zehnder (2003) werden insgesamt im Durchschnitt 1.700 m³ Wasser pro Person und Jahr für die Lebensmittelproduktion verbraucht. Nach WWF (2009) beträgt der Wasser-Fußabdruck Deutschlands (Gesamtmenge an Wasser, die während des Herstellungsprozesses eines Produktes verbraucht wird) für ackerbauliche und tierische Produkte knapp über 1.400 m³ pro Person und Jahr – davon wird aber nur die Hälfte mit inländischen Ressourcen gedeckt.

Angesichts der für die Lebensmittelproduktion notwendigen großen Wassermengen stellt die landwirtschaftliche Bewässerung ein besonders großes Potential zur Wiederverwendung einerseits und zum Schutz und Erhaltung der Frischwasserressourcen andererseits dar. Auch wenn mengenmäßig die Wiederverwendung gereinigten Abwassers nur einen Bruchteil des landwirtschaftlichen Bedarfs darstellen kann, eröffnet sie doch parallel auch die Möglichkeit, die im Abwasser enthaltenen Nährstoffe zu nutzen. Die Nutzung von Stickstoff und Phosphor als Dünger erfolgt im einfachsten Fall durch die Bewässerung mit gereinigtem Abwasser. Durch die Nährstoffnutzung können die künstliche Düngung mit mineralischen Düngern reduziert werden und somit Energieeinsparungen bei der Düngererstellung – neben den Energieeinsparungen bei der Abwasserbehandlung durch die entfallende Nährstoffelimination – erzielt werden.

Adäquat gereinigtes und aufbereitetes Bewässerungswasser heißt in diesem Fall aber auch, die Aspekte des Gesundheitsschutzes der Anwender und Verbraucher, den Pflanzenschutz sowie den

Schutz des Bodens zu beachten. Auch Qualitätsanforderungen, die aus den Anforderungen der Wasserspeicherung zum Ausgleich der Diskrepanz zwischen ganzjährigem Anfall des wieder verwendbaren Wassers und dem saisonalen landwirtschaftlichen Bedarf kommen, können von Bedeutung sein.

Ausführliche Hinweise zu hygienischen Aspekten und Schutz der menschlichen Gesundheit sowie Risikobewertung und Minimierungsmaßnahmen befinden sich in den WHO-Guidelines (WHO 2006). Hinweise und Qualitätsanforderungen zum Schutz des Bodens und der Pflanzen befinden sich in der FAO Richtlinie (Pescod, 1992) und in Lazarowa und Bahri (2005).

2.2 Nutzung der Abwassernährstoffe in der landwirtschaftlichen Bewässerung

Die Pflanzen entnehmen dem Boden Nährstoffe, die sie für ihr Wachstum brauchen. Um den dadurch entstehenden Nährstoffmangel auszugleichen, werden in der Landwirtschaft die entsprechenden Nährstoffe dem Boden zugefügt. Üblicherweise werden sie als mineralischer Dünger aufgebracht. Da ein Teil der Nährstoffe im Abwasser enthalten ist, sollten diese nach Möglichkeit nicht in der Abwasserbehandlung zur Bewässerung eliminiert werden. Neben den Makronährstoffe Stickstoff und Phosphor enthält Abwasser auch Kalium, Calcium und Magnesium und die Mikronährstoffe Schwefel, Eisen, Kupfer, Zink und andere. Durch den Nährstoffgehalt kann der Düngemittelseinsatz minimiert werden bzw. in der Landwirtschaft ohne Düngemittelzusatz kann der Ertrag gesteigert werden.

Stickstoff tritt im Abwasser in verschiedenen Verbindungen mit unterschiedlichen Auswirkungen (sauerstoffzehrend, fischgiftig oder als Nährstoff) bei der Einleitung in ein Gewässer auf. Die Verbindungen können anorganisch oder organisch sein und gelangen über Lebensmittelreste, Waschmittel und größtenteils über menschliche oder tierische Ausscheidungen – und hier wiederum aus dem Urin überwiegend als Harnstoff – ins Abwasser. Die anorganische Stickstoffverbindungen Ammonium (NH_4^+), Nitrit (NO_2^-) und Nitrat (NO_3^-) liegen gelöst vor, während organische Stickstoffverbindungen (zum Beispiel Aminosäuren, Amine, Proteine, Harnstoff, Farbstoffe, Tenside) können sowohl gelöst als auch kolloidal vorliegen. Bei Kommunalabwasser liegt die Konzentration an totalem Kjeldahl-Stickstoff TKN ($\text{N}_{\text{org}} + \text{NH}_4\text{-N}$) bei 20 – 85 mg/L, davon sind 12 bis 50 mg/L Ammonium.

Hohe Konzentrationen an Stickstoff im Bewässerungswasser ($\text{N}_{\text{ges}} > 30 \text{ mg/L}$) können zu übermäßigem Pflanzenwuchs führen mit der Folge der Ertragsminderung durch verspätete Reifezeit und schlechterer pflanzlicher Qualität. Über längere Zeit führt die Überdüngung der Pflanzen zu schwachen Stielen, Stämmen und/oder Zweigen, die unter windigen oder regnerischen

Bedingungen zusammenbrechen können (Lazarova und Bahri, 2005). Neben den Ertragsminderungen in der Landwirtschaft bewirken hohe Stickstoffgehalte Algenwachstum in offenen Abwasserkanälen oder Drainagen mit Verstopfungsgefahr von Filter, Leitungen oder Sprinkleranlagen. Wird Stickstoff als Nitrat nicht von den Pflanzen aufgenommen so kann es über den Boden in das Grundwasser gelangen. Insbesondere bei Nutzung als Trinkwasserressource ist dies unerwünscht. Höhere Nitrat-Konzentrationen im Trinkwasser können zur Erkrankung von Kleinkindern an Blausucht, zur Bildung von Nitrit (toxisch) und Nitrosaminen (krebserregend) und zur Förderung der Korrosion an den Leitungen führen (Mutschmann und Stimmelmayer, 1991).

Phosphor ist in vielen organischen und anorganischen Verbindungen enthalten. Im Kommunalabwasser stammt Phosphor überwiegend aus menschlichen Ausscheidungen sowie aus Wasch- und Reinigungsmitteln und liegt als Orthophosphat und anorganisches Polyphosphat sowie in organisch gebundener Form vor. Die Konzentration von Phosphor in Abwasser hängt von dem spezifischen Abwasserverbrauch aber auch von der einwohnerspezifische Phosphorfracht. Diese hängt wiederum stark von dem Verbrauch an phosphathaltigen Haushaltswaschmittel ab und hat sich zum Beispiel in Deutschland von knapp 5 g P/(E·d) Mitte der 70er-Jahre auf knapp 2 g P/(E·d) in 2002 aufgrund der weitestgehenden Umstellung auf phosphatfreien Waschmittel reduziert (Jardin, 2005). Als Schwankungsbereich für die Phosphorkonzentration im Rohabwasser können 4-12 mg/L nach Metcalf & Eddy (2003) oder 4-18 mg/L nach Ruhr-Universität Bochum (2009) angenommen werden.

Phosphor trägt ähnlich wie Nitrat bei der Einleitung in ein Gewässer zur Eutrophierung bei und ist deshalb weitgehend zu entfernen. Bei der Aufbereitung des Abwassers zur Nutzung in der Landwirtschaft muss Phosphor wegen seiner relativ geringen Konzentration nicht zwingend reduziert zu werden, im Gegenteil seine Konzentration ist in der frühen Wachstumsphase bestimmter Pflanzen nicht ausreichend um den Bedarf zu decken. Bei andauernder Bewässerung mit Abwasser im Laufe der Jahre akkumuliert Phosphor in den Boden und trägt positiv zur Deckung des Pflanzenbedarfs bei (Lazarova und Bahri, 2005). Bisher konnten keine Schäden durch übermäßige Phosphorkonzentration bei der landwirtschaftlichen Wasserwiederverwendung beobachtet werden, eine Richtlinie für die Verwendung für Bewässerungszwecke existiert daher nicht.

Tabelle 1 und Tabelle 2 geben Auskunft über Bewässerungsbedarf und Nährstoffgabe pro Vegetationsperiode für verschiedene Nutzpflanzen.

Tabelle 1 Bewässerungsbedarf pro Vegetationsperiode für verschiedenen Nutzpflanzen (Lazarova und Bahri, 2005)

	min [m ³ /ha]	max [m ³ /ha]
Bohnen	3.000	5.000
Kohl	3.800	5.000
Reis	3.500	7.000
Hirse	4.500	6.500
Weizen	4.500	6.500
Tomaten	5.000	7.000
Erdnuss	5.000	8.000
Mais	5.000	8.000
Baumwolle	7.000	13.000
Sonnenblume	8.000	12.000
Zitrone	9.000	12.000
Banane	12.000	22.000

Tabelle 2 Empfohlene Reinnährstoffgaben in kg/ha für verschiedenen Nutzpflanzen (Ruhr-Stickstoff AG, 1988)

Kultur	Stickstoff N [kg/ha]	Phosphor P [kg/ha]
Getreide	Weizen	60-210
	Roggen	120-180
	Körnermais	100-140
Hackfrüchte	Speisekartoffeln	140-210
	Zuckerrüben	bis 60
Hülsenfrüchte	Erbsen, Ackerbohnen	160-250
Feldgemüse	Rot-, Blumen-, Grünkohl,	120-180
	Tomaten, Porree	100-140
	Karotten	80-120
	Zwiebeln, Rettiche	bis 40
Futterpflanzen	Klee	40-60
	Raps, Örettich, Senf	60-100
Reben		20-150
Baum- und Beerenobst	Apfel	20-180
	Birne	40-140
	Sauerkirsche	40-180
	Pfirsich	30-160
	Johannisbeere	30-100
	Himbeere, Erdbeere	0-100

Der Bedarf der Pflanzen an Stickstoff und Phosphor ist verschieden und fällt nicht gleichmäßig an. Während in der ersten Wachstumsphase der Nährstoffbedarf hoch ist, gehen diese in den folgenden Entwicklungsphasen zurück. Die Nährstoffgabe durch die Bewässerung und eventuell durch die

zusätzliche Düngung sind zu bilanzieren (am Besten auf monatlicher Basis) und an dem Bedarf der Pflanzen anzupassen, um negative Effekte wie eine Überdüngung des Bodens oder Grundwasserkontamination zu vermeiden.

Dies wird hier am Beispiel Weizenanbau exemplarisch ausgeführt. Pro Hektar Weizen werden ca. 60 bis 210 kg N und 22 bis 44 kg P als Reinnährstoffgabe benötigt (Ruhr-Stickstoff AG, 1988). Die benötigte Bewässerungswassermenge kann mit 4.500-6.500 m³/ha angesetzt werden (Lazarova und Bahri, 2005). Bei Zulaufkonzentrationen von 70 mg/L N_{ges} und 11 mg/L P, kann in Kläranlagen ohne Nährstoffelimination mit Ablaufwerten von ca. 55 mg/L N_{ges} und 7 mg/L P gerechnet werden. Die Differenz verbleibt im Klärschlamm. Um die benötigte Nährstoffzufuhr nicht zu überschreiten, sollte die Bewässerungswassermenge ergo maximal 1.100 bis 3.800 m³/(ha·a) bezüglich Stickstofffracht bzw. 3.100 bis 6.300 m³/(ha·a) wegen der eingetragenen Phosphormenge nicht übersteigen. In diesem Beispiel würde also die Stickstofffracht die spezifische Bewässerungswassermenge (m³/ha) begrenzen. Bei ausschließlicher oder überwiegender Bewässerung mit (gereinigtem) Kommunalwasser ist demzufolge eine partielle Nährstoffreduktion erforderlich: im genannten Beispiel sollten die Stickstoffkonzentration auf 11–38 mg/L und die Phosphorkonzentration auf 4–7 mg/L reduziert werden. Eine partielle Nährstoffreduktion kann zum Beispiel mittels kompletter Nährstoffelimination eines Teils des Abwasserstroms und nachfolgende Vermischung mit dem verbleibenden Teilstrom effizient realisiert werden.

Solange die Grundbewässerung über den Niederschlag erfolgt und die „technische“ Bewässerung nur einen Teil des Bedarfs abdeckt, stellt die Nährstoffkonzentration i.d.R. keine Einschränkung dar, zumal wenn der Boden noch eine ausreichende „Pufferkapazität“ hat. Auch wenn nährstoffarmes Verdünnungswasser zur Verfügung steht, kann ggf. auf die Nährstoffelimination verzichtet werden.

2.3 Saisonale Speicherung

Der oben dargelegte Zusammenhang zwischen Wasser- und Nährstoffbedarf der Anbaupflanzen, Bewässerungswassermenge und Nährstoffkonzentration wird von der zeitlichen (neben der räumlichen) Diskrepanz zwischen Abwasseranfall (ganzjährig) und Bewässerungswasserbedarf (saisonal bzw. nur während der Vegetationsperiode) weiter beeinflusst. Die direkte Aufbringung auf landwirtschaftlichen Flächen bietet die Möglichkeit, die Nährstoffe im gereinigten Abwasser zu belassen und somit zu nutzen, wie im Beispiel für Weizen dargestellt. Das außerhalb der Vegetationsperiode anfallende, nicht zur Bewässerung benötigte Abwasser kann in den Vorfluter abgeleitet oder auf geeignete Weise zwischengespeichert werden, um das anfallende Volumen möglichst vollständig zu nutzen. Die Speicherung und die Ableitung stellen i. d. R. hohe

Qualitätsanforderungen: Nährstoffe sollten im gereinigten Abwasser nicht verbleiben (wegen Algenwachstum und Eutrophierung in oberirdischen Speichern oder Bodenverschlämung und Verstopfung der Bodenporosität bei der Speicherung im Grundwasserleiter), so dass sie in diesem Fall nicht landwirtschaftlich genutzt werden können.

Die Speicherung ermöglicht ggf. die Nutzung des gesamten anfallenden Wasservolumens für die Bewässerung und somit bietet einen erheblichen Potential zur Steigerung der landwirtschaftlichen Produktion, wie in Abbildung 2 schematisch dargestellt. Das nicht direkt zur Bewässerung benötigte Abwasser wird außerhalb der Vegetationsperiode (hier angenommen 7 Monate) weitergehend gereinigt (Nährstoffelimination) und vollständig gespeichert. Während der Vegetationsperiode (5 Monate) wird der Ablauf der Kläranlage (auf nur Kohlenstoffelimination umgestellt) mit dem gespeichertem gereinigtem Abwasser vermischt, welches mengenmäßig im Durchschnitt $7/5 = 1,4$ -fach der anfallende Abwassermenge beträgt (unter Annahme einer gleichmäßigen Entleerung des Speichers).

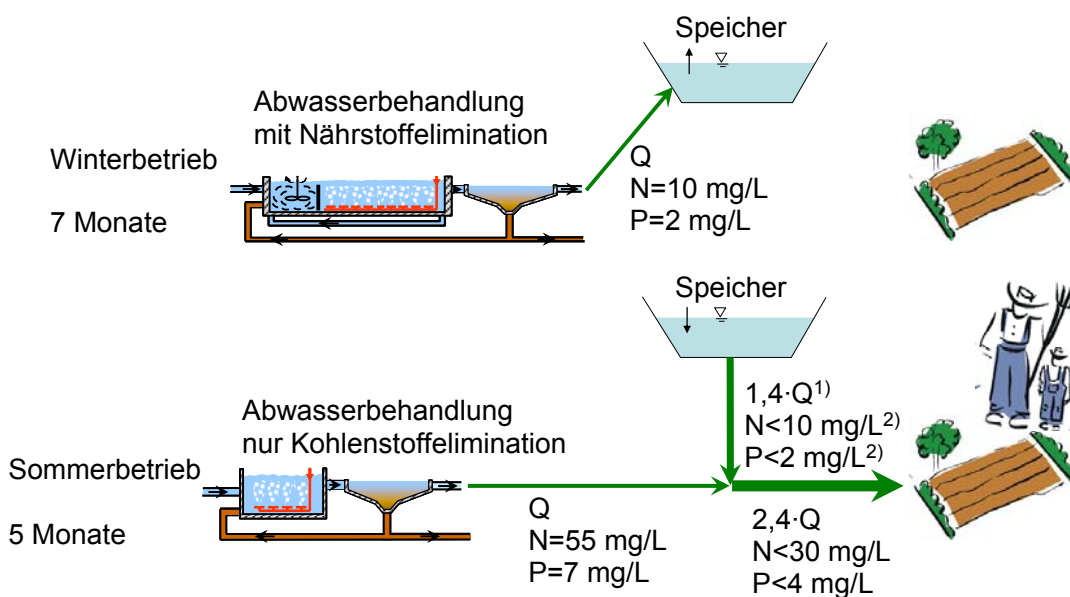


Abbildung 2 Schematische Darstellung des saisonalen Betriebs einer Abwasserbehandlungsanlage mit landwirtschaftlicher Wasser- und Nährstoffnutzung und Speicherung

¹⁾: unter Annahme einer gleichmäßigen Entleerung des Speichers

²⁾: Konzentrationen im Ablauf Speicher ggf. niedriger als im Zulauf wegen Abbauprozesse

Die Speicherung kann in natürlichen oder künstlichen Reservoirs wie Seen, Lagunen, Teiche oder Talsperren oder im Grundwasserleiter erfolgen. Bei der Auswahl sind die erheblichen Speichervolumina zu bedenken, die für eine komplette Nutzung der Jahreswassermengen

erforderlich wären. Die Speicherung kann auch in dem Behandlungsprozess integriert werden, da verschiedene Abbau- und Separationsprozesse, je nach Art und Auslegung, während der Speicherung ablaufen.

Tiefe Becken für die saisonale Speicherung werden in der Fachliteratur Water Storage and Treatment Reservoirs (WSTR) genannt. Wie der Namen schon sagt, leisten diese Speicher auch eine Reinigung des gespeicherten Wassers und gehören zu den naturnahen Abwasserreinigungsverfahren wie Abwasserteiche oder bewachsene Bodenfilter auch. Die verantwortlichen Abbauprozesse sind sehr komplex und umfassen Sedimentation, biologischer Abbau durch Bakterien und Algen, Bakterieninaktivierung durch Sonneneinstrahlung. Eine umfassende Beschreibung dieser Systeme befindet sich in Juanico (1999).

Die Speicherung in Grundwasserleiter kann mittels Infiltration in offenen Versickerungsbecken oder -Gräben oder mittels direkter Injektion ins Grundwasser erfolgen. Bei der erst genannten Variante (auch Soil Aquifer Treatment (SAT) genannt) filtrierte das Wasser durch den Beckenboden und versickert anschließend durch die ungesättigte Bodenzone. Dort finden komplexe Reaktionen wie Fällung und Flockung, Adsorption, Ionenaustausch, biologischer Abbau, Nitrifikation und Denitrifikation statt, wodurch das Wasser weitergehend gereinigt wird. Das durch Brunnen wieder erfasste Wasser weist meistens eine sehr gute Qualität auf und kann zur uneingeschränkten Bewässerung genutzt werden (Shelef und Azov, 2000; Icekson-Tal, 2003; Lazarowa und Bahri, 2005).

Durch die Vermischung des nährstoffreichen behandelten Wassers mit dem nährstoffarmen gespeicherten Wasser wird die Nährstoffkonzentration im Bewässerungswasser reduziert, so dass die oben erwähnte partielle Nährstoffreduktion in der Vegetationsperiode zum Schutz vor Überdüngung ggf. entfallen könnte, selbst wenn keine andere Wasserressourcen zu Bewässerung genutzt werden.

2.3.1 Potentiale und Grenzen

Neben der Gefahr der Überdüngung wegen übermäßiger Nährstoffausbringung sollen aber auch die Grenzen der Nutzung der Abwassernährstoffe in der landwirtschaftlichen Bewässerung hinterfragt werden.

Selbst bei 100 %iger Rückführung des im Abwasser enthaltenen Stickstoffs könnte nur ein geringer Teil des zur Düngerproduktion eingesetzten Stickstoffs wieder der Landwirtschaft zugeführt werden. Nur ein Bruchteil des produzierten Stickstoffs gelangt zum Verbraucher, wird mit den Nahrungsmitteln aufgenommen und anschließend ausgeschieden und befindet sich schließlich im Abwasser. Bei vegetarischen Lebensmitteln sind etwa 14 % des zur Düngung eingesetzten Stickstoffs

in den Lebensmitteln enthalten, bei Lebensmitteln aus Fleisch erreichen nur 4 % den Verbraucher (siehe Abbildung 3). Entsprechend niedrig ist das Rückgewinnungspotential von Abwasserstickstoff in den Stickstoffdüngerkreislauf.

Der Rohstoff für Dünger auf Stickstoff- respektive Ammoniakbasis ist in ausreichender Menge in der Lufthülle vorhanden, jedoch ist die Herstellung von Stickstoffdünger aus elementarem Stickstoff bzw. aus Luft z. B. nach dem Haber-Bosch-Verfahren energieintensiv. Pro kg erzeugtem Ammoniak werden rund 9 bis 13 kWh benötigt (Mundo 1970; Larsen et al 2007; EFMA 2000). Die Motivation zur Nutzung des überwiegend als Ammonium im Abwasser vorliegenden Stickstoffs resultiert also aus der potentiellen Energieeinsparung und nicht aus der Mengenbeschränkung des Stickstoffs an sich.

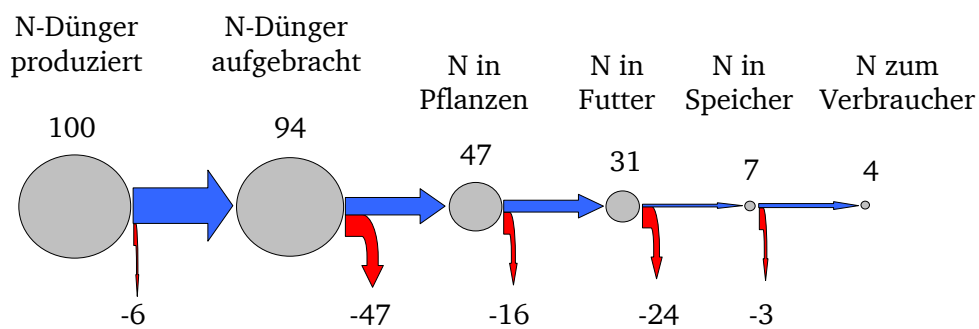


Abbildung 3 Verbleib von mit dem Haber-Bosch Verfahren produziertem Stickstoff im Laufe der Fleischproduktion (Galloway et al. 2003, zitiert in Kroiss 2006)

Für Phosphor gilt auch, dass die im Rohabwasser enthaltene Phosphorfracht weniger als 15 % des Düngemittelbedarfs entspricht. Entsprechend der P-Elimination bei der biologischen Abwasserreinigung, die mit ca. 40 % auch in Kläranlagen ohne gezielte P-Elimination angesetzt werden kann, reduziert sich das P-Düngemittelpotential im Bewässerungswasser somit auf < 10 % des benötigten P-Düngers.

Der entscheidende Unterschied ist, dass Phosphor, im Gegenteil zu Stickstoff, ein endliches, nicht substituierbares Element ist. Basierend auf der Prognose für den zukünftigen Verbrauch von Phosphordünger wird abgeschätzt, dass die bezahlbaren natürlichen Phosphorlagerstätten in ca. 60-240 Jahre erschöpft sein werden (Steen 1998, vgl. auch IFA 1998), was in eine absehbare Zukunft eine Phosphorrückgewinnung unabdingbar machen wird.

2.4 Saisonal unterschiedlicher Betrieb

Die Qualität des Bewässerungswassers ist jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen, da Wasser- und Nährstoffbedarf mit den Pflanzenwachstumsphasen verschieden stark variieren und die

Speicherung und die Ableitung außerhalb der Vegetationsperiode noch höhere Qualitätsanforderungen stellen. Die Anpassungsfähigkeit der Abwasseraufbereitung an die jeweils erforderliche Qualität bestimmt maßgeblich die Art der Abwasserbehandlung.

So sollten Abwasserbehandlungsanlagen, die saisonal Bewässerungswasser erzeugen, an die nutzungsbedingten unterschiedlichen Anforderungen angepasst werden können:

- Während der Vegetationsperiode(n) besteht die Aufgabe der Abwasserreinigung bei der weitgehenden Kohlenstoffelimination zum Schutz der Bewässerungseinrichtungen bei gleichzeitigem Verbleib der Nährstoffe N und P im landwirtschaftlich genutzten Bewässerungswasser. Je nach Bewässerungssystem und Zwischenspeicherung soll das Abwasser ggf. feststoffarm (zum Schutz der Bewässerungstechnik) und keimfrei sein (zum Schutz der Gesundheit der Landwirte und der Konsumenten der landwirtschaftlichen Produkte).
- Außerhalb des Bewässerungszeitraums sollte das Abwasser zumindest nitrifiziert werden. Die Elimination des Ammoniums verbessert einerseits den Sauerstoffhaushalt des aufnehmenden Gewässers, andererseits können gegebenenfalls direkte Vorteile bei der Aufbereitung von Trinkwasser stromabwärts erzielt werden. Die oft hohen Ammoniumkonzentrationen in Oberflächengewässern (Flüssen, Seen, Talsperren) vieler südlicher Länder werden heute i.d.R. noch über die "Knickpunktchlorung" entfernt, die mit einer starken Bildung von gesundheitsschädlichen Desinfektionsnebenprodukten verbunden ist. Eine Elimination von Ammonium in Abwasserbehandlungsanlagen hat somit neben ökologischen Vorteilen auch direkte positive Auswirkungen auf die Trinkwassergewinnung und die Gesundheit der Bevölkerung. In der Abwasserbehandlungsanlage können Denitrifikation und Phosphorelimination optional, je nach Vorfluter bzw. nachgelagertem Gewässer integriert werden.

Das Belebungsverfahren wird als erstes auf seine Eignung für ein saisonales Betrieb untersucht. Dieses Verfahren stellt für die genannten Randbedingungen eine geeignete Option dar, da die zeitweise stattfindenden Nitrifikation und Denitrifikation mit dieser Verfahrenstechnik mit einigen planerischen und betrieblichen Anpassungen realisierbar sind.

Eine andere Option bieten Biofilmverfahren, alleine oder in Kombination mit anderen Behandlungsstufen. Mit diesem Verfahren können die nitrifizierenden Bakterien, welche im Winter für eine Stickstoffelimination (Nitrifikation) sorgen und im Sommer bei Nährstoffmangel nicht zwingend erforderlich sind, auf einfacher Weise im System aktiv erhalten bleiben, so dass die Außerbetriebnahme und das Anfahren der kompletten Anlage oder einzelner Filterzellen schneller und einfacher erfolgen können in Vergleich mit der Umstellung einer Belebungsanlage.

2.4.1 Belebungsverfahren

Mit dem Belebungsverfahren können die Reinigungsziele Kohlenstoffelimination und/oder Nährstoffelimination in derselben Anlage durch Veränderung des Schlammalters realisiert werden. Das wichtigste Merkmal des saisonal variablen Betriebs einer Belebungsanlage ist die Differenz im benötigten Beckenvolumen im Winter und im Sommer. Für die Nitrifikation/Denitrifikation im Winter (Wassertemperatur ca. 10 - 12 °C) ist ein spezifisches Beckenvolumen von etwa 130 L/E notwendig, während für den Kohlenstoffabbau (ohne gezielte Stickstoffentfernung) im Sommer (Wassertemperatur > 20 °C) ein Volumen von etwa 10 L/E ausreichend ist (bei gleich bleibendem TS-Gehalt im Belebungsbecken). Die Umstellung von Winter- auf Sommerbetrieb erfordert eine Reduktion des Schlammalters durch die Reduktion der Biomasse im System (Produkt $V_{BB} \cdot TS_{BB}$) um ca. 90 % (aus Berechnung nach ATV A 131). Dies kann durch Reduktion des Trockensubstanzgehalts im Belebungsbecken TS_{BB} und/oder des aktiven Beckenvolumens V_{BB} erreicht werden. Dies erfordert die Unterteilung der Anlage in mehreren Straßen.

Eine Betriebsweise im Sommer mit Kohlenstoffelimination in einer einzigen Straße ist nicht sinnvoll, da hierbei am Ende der Vegetationsphase (Umstellung von Sommer- auf Winterbetrieb) keine Nitrifikanten im Schlamm enthalten sind und deren neues Anwachsen lange dauern würde. Deshalb sollte auch im Sommer eine Straße im „normalen“ Betrieb mit Nährstoffelimination verbleiben. Aus diesem Grund muss die Anlage aus mehreren (mindestens 3) Straßen mit getrennten Schlammkreisläufen bestehen, die unabhängig voneinander betrieben werden können. Die baulichen Besonderheiten und die betrieblichen Anpassungen, die für saisonal unterschiedliche Fahrweisen erforderlich sind, sind nur bei relativ großen Anlagen, nach Pöpel (1999) und Cornel und Weber (2004) ab einer Ausbaugröße von einigen 100.000 E, wirtschaftlich vertretbar.

Im Folgenden wird eine Abwasserreinigungsanlage nach dem Belebungsverfahren mit dem Ziel der saisonalen Nährstoffnutzung (keine Nährstoffelimination in den warmen Sommermonaten) grob dimensioniert. Die wesentlichen Unterschiede zu einer normalen Anlage werden hervorgehoben.

Modellanlage

Die Modellanlage wird für eine Anschlussgröße von 100.000 E ausgelegt; anhand eines spezifischen Abwasserabfluss von 200 L/E (Schmutzwasser plus Fremdwasser) und einer spezifischen BSB_5 -Fracht von 60 g/(E·d) ergeben sich einen Trockenwetterabfluss von ca. 20.000 m³/d und eine BSB_5 -Fracht von 6.000 kg/d.

Die mechanische Reinigung, bestehend aus Rechen, Sandfang und Vorklärung, unterscheidet sich nicht von einer herkömmlichen kommunalen Abwasserbehandlungsanlage. Eine Reduzierung der BSB_5 -Konzentration von 25 bis 50 % und eine Abtrennung der ungelösten Inhaltsstoffe von 50 bis

70 % werden durch die Sedimentation erreicht. Dies ist doppelt erwünscht, weil die in der mechanischen Reinigungsstufe abgeschiedene organische Fracht nicht in der Belebung unter Sauerstoff- und somit Energieverbrauch oxidiert werden muss, sondern als Primärschlamm in die Schlammfäulung geführt werden und somit die Faulgasausbeute deutlich steigern kann. Eine kurze Vorklärung mit 30-45 Min Aufenthaltszeit wird mit Rücksicht auf eine optimierte Denitrifikation (Bedarf an leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen) vorgeschlagen.

Auf ein vorgeschaltetes anaerobes Bio-P Becken wird verzichtet, da die Phosphorelimination nur phasenweise erwünscht ist und eine schnelle Anfahrphase nicht gewährleistet werden kann. Die in den Wintermonaten erwünschte P-Entfernung kann durch eine (Simultan-) Fällung erreicht werden und ist wirtschaftlicher als ein zusätzliches Becken zur biologischen P-Elimination. Des Weiteren wird in dieser Phase bereits eine erhöhte biologische P-Elimination durch die Denitrifikation erreicht.

Volumina

Das Belebungsbecken wird nach dem Prinzip der vorgeschalteten Denitrifikation ausgelegt. Die Größe der Belebungsbeckenvolumina richtet sich nach den Anforderungen an die Abwasserbehandlungsanlage außerhalb der Vegetationsperiode. In diesem Zeitraum wird aufgrund der erforderlichen Nährstoffelimination und der geringeren Temperatur das größte Beckenvolumen benötigt. Unter Zugrundelegung der Zulaufcharakteristik nach ATV-Arbeitsblatt A 131 (2000) ergeben sich ein erforderlicher Denitrifikationsanteil von 0,4 und ein erforderliches Belebungsbeckenvolumen von 12.500 m³ (125 L/E) bei einem Schlammalter von 11 d in den Wintermonaten bei 12°C. Das Belebungsbeckenvolumen wird in 3 Straßen á 4.200 m³ (je 2.500 m³ für Nitrifikation bzw. 1.700 m³ für Denitrifikation) geteilt.

Im Sommerbetrieb wird eine Straße im „normalen“ Betrieb zur Nährstoffelimination betrieben und mit einem Drittel der Abwassermenge (= 6.700 m³/d, 1.500 kg/d BSB₅) beschickt, analog dem Winterbetrieb. Die zweite Straße wird zur Kohlenstoffelimination betrieben und mit der übrigen Abwassermenge (= 13.300 m³/d, 3.000 kg/d BSB₅) beschickt. Es ergibt sich eine doppelt so hohe hydraulische und stoffliche Belastung wie im Winterbetrieb. Um die Nachklärung nicht zu überlasten, sollten dieser Straße im Sommerbetrieb zwei Nachklärbecken zugeordnet werden. Die genannte Aufteilung der Wassermenge wird vornehmlich aus hydraulischen Gründen empfohlen. Aufgrund des deutlich niedrigeren erforderlichen Schlammalters in Sommer, könnte jede Straße eine durchaus größere Abwassermenge bzw. Fracht behandeln. Einschränkungen ergeben sich dadurch, dass die Nachklärbecken mit einer gleichmäßigen und gleich bleibenden Belastung betrieben werden sollen, wie angedeutet.

Das Belebungsbecken der dritten Straße kann außer Betrieb genommen oder als Speicher für das Bewässerungswasser genutzt werden. In Abbildung 4 ist ein Fließschema der Modellanlage in der Fahrweise „Sommerbetrieb“ dargestellt. Durch Mischung der Abläufe beider Straßen können in der Bewässerungsphase unterschiedliche Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen eingestellt werden und somit eine gezielte Düngung möglich ist. Durch die Regelung der Rezirkulation in der Straße mit Nitrifikation/Denitrifikation ist es auch möglich, das Verhältnis Ammonium zu Nitrat im gesamten Ablauf zu ändern. Dies könne je nach bewässertes Kultur von Vorteil sein. Eine Vermischung des Bewässerungswassers mit dem konventionell gereinigten Abwasser und damit eine Verdünnung der Nährstofffracht sind für eine mehrmonatige Bewässerung vorteilhaft, um den Boden und das Grundwasser zu schützen. Eine Abwasserdesinfektion vor der Abgabe in die Bewässerung ist i.d.R. erforderlich, allerdings nicht in dieser Beispielrechnung berücksichtigt. Die Wahl eines effektiven und wirtschaftlichen Desinfektionsverfahrens sowie die Einbindung in das beschriebene Schema müssen sorgfältig überlegt werden.

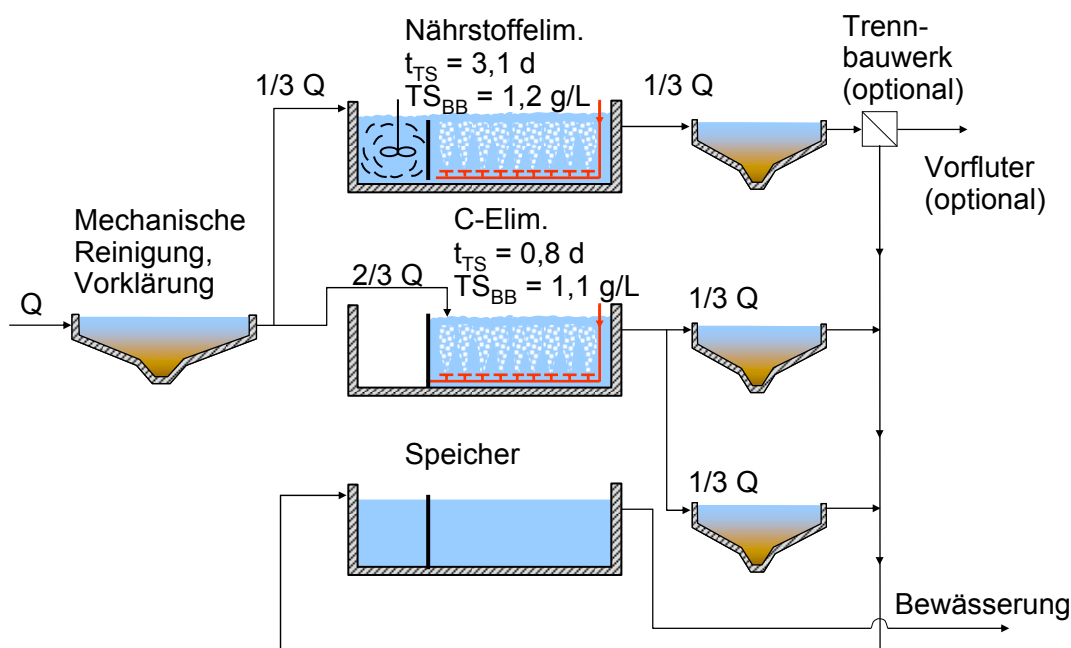


Abbildung 4 Fließschema der Modellanlage, Fahrweise in „Sommerbetrieb“ (Nährstofferhalt). Nur die Wasserwege sind dargestellt

Das erforderliche Schlammalter nimmt mit steigenden Temperaturen und sinkenden Reinigungserfordernissen drastisch ab. In Sommer (25°C) für die Nährstoffelimination sind nach ATV-Arbeitsblatt A 131 (2000) 3,1 Tage, nach Orth (in Vorbereitung) 2,7 Tage notwendig. Für die Unterbindung der Nitrifikation wird das Schlammalter wie folgt abgeschätzt. Die Formel für das Bemessungsschlammalter für die Nitrifikation nach ATV-Arbeitsblatt A 131 (2000) lautet:

$$t_{TS,N,Bem} = SF \cdot 3,4 \cdot 1,103^{(15-T)}$$

Mit dem Sicherheitsfaktor SF werden Schwankungen der maximalen Wachstumsrate durch bestimmte Abwasserinhaltsstoffe, kurzfristige Temperaturschwankungen oder/und pH-Wert Verschiebungen und Schwankungen der Stickstofffracht im Zulauf berücksichtigt. Der Wert von 3,4 setzt sich aus dem Kehrwert der maximalen Wachstumsrate der Nitrifikanten (Nitrosomonas) bei 15 °C (2,13 d) und einem Faktor 1,6 zusammen. Durch letzteren wird gewährleistet, dass sich bei ausreichender Sauerstoffzufuhr und keinen sonstigen negativen Einflussfaktoren genügend Nitrifikanten im belebten Schlamm entwickeln bzw. gehalten werden können. Da im Fall der Kohlenstoffelimination die Nitrifikanten nicht im System erhalten bleiben, sondern ausgewaschen werden, werden die Faktoren SF und 1,6 nicht eingesetzt. Das maximale Schlammalter zum alleinigen C-Abbau und zur Vermeidung der Nitrifikation wird daher mit folgender Formel berechnet:

$$\max t_{TS,C} = 2,13 \cdot 1,103^{(15-T)}$$

Für die Temperatur von 25°C ergeben sich 0,8 Tage.

Setzt man den gleichen TS-Gehalt im Belebungsbecken wie im Winterbetrieb an (hier angenommen 4 g/L), würde das erforderliche Beckenvolumen für die Straße mit Nährstoffelimination ca. 1.200 m³ und für die Straße mit Nährstofferhalt ca. 650 m³ betragen, also deutlich unter dem vorhandenen Volumen jeder Straße (4.200 m³). Um das gewählte Schlammalter mit dem vorhandenem Beckenvolumen einzustellen muss der TS-Gehalt entsprechend reduziert werden. Für die Straße mit Nährstoffelimination sind 1,2 g/L ausreichend. Da in der Straße mit Nährstofferhalt das nicht belüftete Denitrifikationsvolumen nicht erforderlich ist und nur das Nitrifikationsvolumen (2.500 m³) genutzt wird, ergibt sich ein TS-Gehalt von 1,1 g/L. Alternativ sollte ein Teil des Volumens einer Straße außer Betrieb genommen werden, was aber praktisch nur schwer realisierbar ist.

Schlammalter und Schlammproduktion

Es ist hier hervorzuheben, dass die Einstellung des „richtigen“ Schlammalters über den TS-Gehalt im Sommerbetrieb für die Erreichung des vorgestellten Reinigungsziel äußerst wichtig ist. Bei der hohen Sommertemperatur ist das Wachstum der nitrifizierenden Bakterien relativ schnell, so dass ein Schlammalter leicht höher als das minimale (ca. 0,8 Tage bei 25°C) das Einsetzen der Nitrifikation mit folgendem Nährstoffverlust und erhöhtem Sauerstoffverbrauch bedingen kann. Die Anpassung des Schlammalters an die höhere Temperatur ist übrigens auch für die Straße mit Nährstoffelimination, sowie für jede Belebungsanlage auch ohne saisonale Fahrweise, ein wichtiger betrieblicher Aspekt. Ein Schlammalter von 11 Tagen bei 25°C hätte als Folge einen höheren

Sauerstoffverbrauch ($1,257 \text{ kg O}_2/\text{kg BSB}_5$ gegen $1,013 \text{ kg O}_2/\text{kg BSB}_5$ für Schlammalter = 3,1 Tage) und eine geringere Überschussschlammproduktion ($0,745 \text{ kg TR}/\text{kg BSB}_5$ gegen $0,910 \text{ kg TR}/\text{kg BSB}_5$ für Schlammalter = 3,1 Tage), weil ein größerer Anteil des organischen Substrats im Zulauf von den Bakterien zu Kohlenstoffdioxid veratmet wird und weniger Substrat in den Schlamm eingebunden wird. Dies ist energetisch zwei Mal ungünstig aufgrund des höheren Sauerstoffverbrauchs und der kleineren Biogasproduktion durch die anaerobe Faulung des Überschussschlammes.

Für die Modellanlage im Sommerbetrieb ergibt sich eine Schlammproduktion von ca. $1.600 \text{ kg TR}/\text{d}$ in der Straße mit Nährstoffelimination und von $3.200 \text{ kg TR}/\text{d}$ in der Straße mit Kohlenstoffelimination (und doppelte BSB_5 -Fracht). Die Gesamtproduktion ist somit mit $4.800 \text{ kg TR}/\text{d}$ höher als im Winter ($4.500 \text{ kg TR}/\text{d}$).

Deckung des Sauerstoffverbrauchs

Für die Deckung des Sauerstoffbedarfs im Winter ist eine Sauerstoffzufuhr von $140 \text{ kg}/\text{h}$ pro Straße erforderlich. Dies ist auch in Sommer für die Straße mit Nährstoffelimination ausreichend, da hier das Reinigungsziel durch die Reduzierung des Schlammalters nicht geändert wird. Die vorhandene Sauerstoffzufuhr ist ebenfalls für die andere Straße im Sommerbetrieb ausreichend. Hier ergibt sich sogar eine geringere erforderliche Sauerstoffzufuhr von $117 \text{ kg}/\text{h}$, obwohl diese Straße mit der doppelten Fracht beschickt wird. Dies hat drei Gründe. Erstens, der Sauerstoffverbrauch für die Nitrifikation entfällt. Zweitens, der spezifische Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffelimination ist aufgrund des geringeren Schlammalters viel niedriger: $0,749 \text{ kg O}_2/\text{kg BSB}_5$ für Schlammalter = 0,8 Tage gegen $1,013 \text{ kg O}_2/\text{kg BSB}_5$ für Schlammalter = 3,1 Tage bei 25°C . Drittens, in der Straße mit Kohlenstoffelimination ist eine Sauerstoffkonzentration von $0-0,5 \text{ mg}/\text{L}$ ausreichend, während in der Straße mit Nährstoffelimination $1,5-2 \text{ mg}/\text{L}$ erforderlich sind, wodurch sich ein ungünstigerer Sauerstoffübergang ergibt.

Die detaillierte Berechnung der Modellanlage mit den verschiedenen Fahrweisen befindet sich im Anhang 1.

Umstellung von Sommer- auf Winterbetrieb

Der wichtigste Schritt in dem saisonal variablen Betrieb einer Belebungsanlage ist der Wechsel von Sommer- auf Winterbetrieb. Die für die Nitrifikation notwendigen, langsam wachsenden Bakterien sind im Belebtschlamm der C-Abbau-Straße nicht vorhanden. Durch alleinige Erhöhung des Schlammalters ist die Etablierung der Nitrifikanten sehr langsam (bis 25 Tage). Die Zugabe von Überschussschlamm aus der Straße mit Nitrifikation/Denitrifikation beschleunigt diesen Prozess

erheblich: Eine stabile Nitrifikation kann mit diesem Kunstgriff bereits in 10 Tage nach der Umstellung erreicht werden (Cornel und Weber 2004).

Die Wassertemperatur zum Zeitpunkt der Umstellung ist auch ein entscheidender Faktor für eine rasche Etablierung der Nitrifikation, weil das Wachstum der nitrifizierenden Bakterien stark temperaturabhängig ist. Wenn der Wechsel von Sommer- auf Winterbetrieb bei 25 °C eingeleitet wird, kann eine stabile Nitrifikation in 5 Tagen (mit Zugabe von nitrifizierendem Überschussschlamm) bzw. 10 Tagen (ohne Schlammzugabe) erreicht werden. Bei einer Temperatur von 15 °C kann der Wechsel 15 bzw. 70 Tage dauern (Cornel und Weber 2004).

2.4.2 Andere Verfahren und Verfahrenskombinationen

Die Realisierung von unterschiedlichen Reinigungszielen über das Jahr kann auch durch die Zu- oder Abschaltung bestimmter Verfahrensstufen, die Teilreinigungsaufgaben übernehmen, realisiert werden. Dies könnte gegebenenfalls einfacher sein als die zum Teil komplizierte und langwierige Umstellung eines einzigen Verfahrens, wie zum Teil der Fall für das Belebungsverfahren ist. Unabdingbare Voraussetzung dabei ist, dass die zeitweise betriebenen Verfahrensstufen einfach außer und wieder in Betrieb genommen werden können, ohne negative Auswirkungen auf die Reinigungsleistung oder übermäßig langen Einfahrzeiten.

Die ganzjährig benötigte Kohlenstoffelimination kann beispielsweise von einem Tropfkörper, von einer hoch belasteten Belebung oder von einem UASB Reaktor durchgeführt werden. Diese Verfahren wurden im Rahmen des Forschungsverbundprojektes in folgenden Teilprojekten untersucht: „Einsatz des Tropfkörperverfahrens unter länderspezifischen Einflussfaktoren“, Universität Stuttgart, Förderkennzeichen 02WA0544; „Bemessungs- und Betriebsparameter des Belebungsverfahrens in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur und den stofflichen Eigenschaften“, Ruhr-Universität Bochum, Förderkennzeichen 02WA0545; „Anakoma“, Leibniz Universität Hannover, Förderkennzeichen 02WA0546.

Die Kohlenstoffelimination-Stufe soll, auch in den Wintermonaten, eine gute Kohlenstoffelimination mit möglichst maximalem Verbleib der Nährstoffe im vorbehandelten Wasser leisten.

Für das UASB-Verfahren zum Beispiel ist zu beachten, dass der CSB-Eliminationsgrad stark temperaturabhängig und selbst bei hohen Temperaturen nicht ausreichend ist (maximal 50 - 55 % bei 30 °C, eine Abwassertemperatur die selbst in warmen Klimaten selten erreicht wird), so dass die Entfernung der restlichen organischen Verschmutzung in der nachgeschalteten Stufe erfolgen muss. Andererseits werden mit diesem Verfahren die Nährstoffe aufgrund der sehr geringen Überschussschlammproduktion kaum entfernt, was positiv hinsichtlich der Nährstoffnutzung zu bewerten ist.

Eine hoch belastete Belebungsstufe kann sehr gute CSB-Eliminationsgrade bei jeder Temperatur leisten, allerdings werden bis 30 % der Nährstoffe aufgrund der hohen Überschussschlammproduktion entfernt. Hier soll u.a. auf die Unterbindung der Nitrifikation im Sommer geachtet werden, was eine Reduktion von $V_{BB} \cdot TS_{BB}$ um ca. 50 % erfordert.

Welches Verfahren im Einzelfall am besten geeignet ist, hängt von den örtlichen Randbedingungen wie zum Beispiel Abwassertemperatur, -Zusammensetzung, -Konzentration und Anlagegröße.

Da die Verfahren zur Kohlenstoffelimination weitgehend bekannt sind und im Fall einer saisonalen Nährstoffnutzung kontinuierlich betrieben werden, wurden diese Verfahren im vorliegenden Projekt nicht weiter untersucht.

Für die saisonale Stickstoffelimination (Nitrifikation/Denitrifikation) wird eine Biofiltration empfohlen. Vorteile der Biofiltration für diese Anwendung sind die einfache Außerbetriebnahme, das schnelle Anfahren der kompletten Anlage oder einzelner Filterzellen und der modulare Aufbau, welcher diese Verfahrenstechnik für den saisonalen Betrieb schon in kleinen Ausbaugrößen, im Gegenteil zum Belebungsverfahren, wirtschaftlich anwendbar macht.

Ein großer Vorteil von dem Biofilmverfahren gegenüber dem Belebungsverfahren liegt in den besonderen Eigenschaften der Biomasse:

- Die Biomasse liegt fixiert am Trägermaterial vor und kann nicht ausgewaschen werden;
- Die Biomasse ist weniger empfindlich gegenüber Temperatur-, Substrat- und Milieuschwankungen (Salzgehalt, pH-Wert, Sauerstoff, ...) als die suspendierte Biomasse.

Diese Unterschiede machen sich besonders bemerkbar für die nitrifizierenden Bakterien, deren Wachstum besonders langsam ist und somit das Schlammalter und das Beckenvolumen beim Belebungsverfahren bestimmt.

Die Denitrifikation kann nachgeschaltet (mit externer Kohlenstoffquelle) oder vorgeschaltet (mit Rezirkulation in die C-Abbau Stufe) erfolgen. Die in der Denitrifikation involvierte heterotrophe Biomasse ist auch im Sommerbetrieb enthalten und weist ein viel schnelleres Wachstum auf als die autotrophe Biomasse, so dass die Inbetriebnahme der Denitrifikation beim Wechsel von Sommer- auf Winterbetrieb keine lange Einfahrzeit erfordert.

Die Phosphorelimination kann chemisch/physikalisch durch Fällmitteldosierung in der Biofilterstufe oder ebenfalls in der C-Abbau Stufe erfolgen. Auch in diesem Fall ist die Inbetriebnahme sehr einfach.

Von Sperling und Chernicharo (2005) berichten von dem Einsatz von belüfteten Biofiltern in Kombination mit UASB Reaktoren für die kommunale Abwasserbehandlung in Brasilien. In dieser Konfiguration wird der UASB Reaktor zum Kohlenstoffabbau und zusätzlich zur Feststoffreduktion als Ersatz für eine Vorklärung genutzt. Die Behandlung des Schlammwassers aus der Filterspülung (Sedimentation und anaerobe Stabilisierung des Schlammes) wird ebenfalls vom UASB Reaktor

übernommen. Die Autoren berichten auch von leichten Modifikationen der Biofilter gegenüber der üblichen Ausführung in Europa (Wahl des Trägermaterials, Belüftung, Spüleinrichtungen und -programme), die Bau und Betrieb günstiger und einfacher machen können. Für welches Reinigungsziel und mit welchen Ergebnissen diese Verfahrenskombination und insbesondere der Biofilter betrieben werden, wird von den Autoren nicht ausgeführt. Ein saisonal unterschiedlicher Betrieb ist ebenfalls nicht genannt.

Naturnahe Verfahren wie Abwasserteiche oder Pflanzenkläranlagen sind als ungeeignet zu betrachten, weil sie eine Betriebsweise, die zwischen „Nährstoffhalt“ und „Nährstoffelimination“ unterscheidet, nicht ermöglichen. Zudem sind diese Verfahren aufgrund des großen Flächenbedarfs (Abwasserteiche: 5-15 m²/E), Pflanzenkläranlagen >5 m²/E) nicht für dicht besiedelten Räumen geeignet.

Aus den genannten Gründen wird im Folgenden vertieft auf die Biofiltration eingegangen.

2.5 Biofilter

Biofilter gehören zu den Abwasserreinigungsverfahren, bei denen die Biomasse in Form eines Biofilms auf der Oberfläche eines Trägermaterials fixiert vorliegt. Zum einen werden Partikel durch Raumfiltration zurückgehalten und zum anderen findet ein biologischer Abbau durch den Biofilm statt. Biofilter werden im kommunalen Bereich für verschiedene Reinigungsziele eingesetzt: Für die komplette Abwasserreinigung (Hauptreinigungsstufe) oder nachgeschaltet nach einer Vorreinigung für eine separate oder weitergehende Nitrifikation und/oder Denitrifikation. Derzeit (Stand 09/2006) befinden sich in Deutschland 42 kommunale Biofiltrationsanlagen (alle Reinigungsziele) mit einer gesamten Anschlussgröße von ca. 10 Mio. Einwohnerwerten, 6 davon als Hauptreinigungsstufe mit einer gesamten Anschlussgröße von ca. 693.000 EW (Barjenbruch, 2006). Ein Vergleich der Anwendung des Biofiltrationsverfahrens mit dem Membranbelebungsverfahren ist hilfreich um die Bedeutung und die Relevanz beider Verfahren in Deutschland einzuordnen: derzeit sind 18 kommunale Membranbelebungsanlagen mit einer gesamten Anschlussgröße von ca. 160.000 EW in Betrieb (Rosenwinkel, 2009). Weltweit sind ca. 500 Biofiltrationsanlagen mit einer Behandlungskapazität von ca. 50 Mio. EW in Betrieb (Stand 2003 nach Rogalla (2003)).

2.5.1 Materialien, Korngrößen, Filtrationseigenschaften

Für die Biofiltration werden verschiedene Materialien mit verschiedenen Korngrößen eingesetzt. Ein erstes Kriterium für die Auswahl des Trägermaterials ist die Dichte, weil diese den Energieaufwand für die Spülung, bei der eine Bettexpansion von 5 - 10 % notwendig ist, direkt beeinflusst. Leichte, anorganische Materialien wie Blähton oder Blähschiefer (1,1 - 1,2 Mg/m³) werden bevorzugt

eingesetzt. Diese Materialien haben gute Filtrationseigenschaften und Oberflächen, die von den Mikroorganismen schnell kolonisiert werden können. Es werden auch organische, schwimmende Materialien (Dichte $< 1 \text{ Mg/m}^3$, wie z. B. Styropor) eingesetzt, die die Vorteile einer Gleichstrom-, Aufwärtsfiltration mit denen einer Gegenstromspülung verbinden. Die Kolonisation der Oberfläche dieser Materialien ist allerdings etwas langsamer als die eines anorganischen Materials. Mit diesen Materialien werden i.d.R. höhere TS-Ablaufkonzentrationen erreicht ($< 30 \text{ mg/L}$) als mit anorganischen Materialien, weil sich die leichten Styroporpartikel wegen der Belüftung leicht bewegen und den Biofilm teilweise abreiben.

Die eingesetzten Trägermaterialien besitzen, je nach Gleichförmigkeit der Partikel und dem sich aus der Größenverteilung ergebenden Hohlraumanteil, eine hohe spezifische Oberfläche. Je nach Feststoffkonzentration im Zulauf, erwartetem Biofilmzuwachs, Fließrichtung (auf- oder abwärts) und gewünschtem TS-Gehalt im Ablauf sollte ein gröberes oder feineres Material gewählt werden. Für vorgeschaltete Denitrifikation oder Kohlenstoffelimination wird kugelförmiger Blähton mit einer Korngröße von 4 - 8 mm (spezifische Oberfläche: $800 - 900 \text{ m}^2/\text{m}^3$) eingesetzt. Eine Feststoffkonzentration im Ablauf von 20 - 30 mg TS/L ist damit stabil einzuhalten. Für eine nachgeschaltete Nitrifikation, bei geringerer CBS- und TS-Belastung, soll Blähton mit einer Korngröße von 2 - 4 mm ($1.200 \text{ m}^2/\text{m}^3$) eingesetzt werden. Für eine nachgeschaltete Denitrifikation, mit hohen Anforderungen an die Feststoffelimination ($< 5 \text{ mg/L}$) oder in Kombination mit der Flockungfiltration, wird noch feineres Material mit Korngrößen von 1 - 2 mm und spezifischen Kornoberflächen von über $2.000 \text{ m}^2/\text{m}^3$ eingesetzt. Auch Mehrschichtfilter sind hier vorteilhaft. Zum Vergleich, in anderen Biofilmverfahren ohne Filtrationswirkung und daher ohne gezielte Spülung (Tropfkörper, Scheibentauchkörper, getauchte Festbettkörper), ist die spezifische Oberfläche des Trägermaterials auf $100 - 250 \text{ m}^2/\text{m}^3$ wegen Verstopfungsgefahr begrenzt. Für die AFS-Ablaufkonzentration ermittelte Barjenbruch einen Jahresmittelwert von 11 - 12 mg/L für Biofilteranlagen als Haupt- oder zweite Reinigungsstufe (Datenbasis: 6 Anlagen); für Biofilteranlagen als nachgeschaltete Nitri- oder Denitrifikation 4,2 - 4,6 mg/L (Datenbasis: 24 Anlagen).

Des Weiteren sind auch „reaktive“ Materialien auf dem Markt, welche nicht nur als inerte Träger für den Biofilm dienen, sondern aktiv an dem Umsatzprozess teilnehmen. Am häufigsten Anwendung in der Praxis finden Kalksplitter („Jura Perlen“), die als selbst regulierender Alkalinitätsspender für die Nitrifikation dienen.

2.5.2 Umsatzraten, Reaktorvolumen

In Biofiltern entstehen bei einer ausgeprägten Pfropfenströmung im Reaktor Substratgradienten über die Reaktorhöhe, die hohe Substratkonzentrationen im Einlaufbereich des Reaktors und eine Zonierung oder Stratifizierung der Biozönose bewirken. Die spezialisierten Biozönosen im Biofilter können beim Vorliegen hoher Substrat- und Sauerstoffkonzentrationen (keine Substrat- oder Sauerstofflimitierung) höhere Raumumsatzraten erzielen als im voll durchmischten System, wenn die Reaktionsordnung größer Null ist. Außerdem werden durch die großen spezifischen Oberflächen in Biofiltern sehr hohe Biomassekonzentrationen von über 10 kg oTS/m³ bis hin zu 30 kg oTS/m³ erreicht. Diese zwei Eigenschaften ermöglichen bei Biofiltern viel höhere raumbezogene Abbauleistungen als bei Belebungsanlagen. Zum Vergleich werden in Biofilteranlagen Raumumsatzleistungen von bis zu 10 kg CSB/(m³·d) und 1 kg NH₄-N/(m³·d) erreicht, in Belebungsanlagen bis zu 0,5 - 0,9 kg CSB/(m³·d) bzw. 0,04 - 0,07 kg NH₄-N/(m³·d). In Membranbelebungsanlagen werden bei dreifach höherer Schlammkonzentration und Schlammaltern von > 25 Tagen Raumbelastungen von ca. 0,85 - 1,0 kg CSB/(m³·d) erreicht. Da auch keine Nachklärung benötigt wird, ergeben sich sehr kleine einwohnerspezifische Reaktorvolumina, z. B. zur kompletten, weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwasser ca. 40 - 60 L/EW, im Vergleich zu 150 - 250 L/EW für die konventionelle Belegung nach ATV-DVWK A131 zuzüglich ca. 100 - 130 L/E für die Nachklärbecken (Pöpel 1997). Der größte Vorteil der Biofiltration gegenüber dem klassischen Belegungsverfahren besteht daher in der Kompaktheit der Anlagen. Basierend auf einer 100.000 E Modellanlage, würde eine Biofilteranlage nur ca. 25 % der Fläche und 30 % des Bauvolumens einer einstufigen Belebungsanlage einnehmen (Rother, 2005). Das geringe spezifische Reaktorvolumen der Biofilter bedingt eine geringe hydraulische Aufenthaltszeit (HRT) des Abwassers in der Anlage (i.d.R. < 1 - 1,5 h). Dadurch ergibt sich ein erheblich reduziertes Puffervermögen gegenüber Frachtstößen im Vergleich z. B. zum konventionellen Belegungsverfahren.

Durch den geringen Gehalt an Feststoffen können selbst niedrige CSB- und P-Grenzwerte sicher eingehalten werden. Zudem kann der Ablauf weiter aufbereitet werden, z. B. kann eine UV-Desinfektion für eine Wiederverwendung des Wassers zur Bewässerung erfolgen. Selbst Bewässerungstechniken, die anspruchsvoll bzgl. der tolerierbaren Feststoffgehalte sind (z. B.: Sprinkler- oder Tröpfchenbewässerung), können eingesetzt werden. (Cornel und Rother, 2003a)

Im Gegenteil zum Belegungsverfahren existiert für das Biofiltrationsverfahren kein allgemein anerkanntes Bemessungsverfahren. Der größte Teil des Wissens liegt bei den Anlagenbauern, die meistens „schlüselfertige“ Anlagen mit Garantie über die Einhaltung von Ablaufwerten und Betriebskosten anbieten. Zudem sind viele Systeme patentiert, was die Nachvollziehbarkeit der

Auslegung erschwert. Allerdings sind mittlerweile in der Literatur Erfahrungswerte der Leistungsfähigkeit der existierenden Anlagen zu finden (z. B. in ATV-DVWK, 2000; Barjenbruch und Stählke, 2002; Metcalf & Eddy, 2003; Rother, 2005; von Sperling und Chernicharo, 2005). Die Bemessung erfolgt meistens anhand empirischer Daten, die aus Pilotanlagen oder vergleichbaren großtechnischen Anlagen gewonnen wurden. Die Anwendung holistischer Modelle für die Bemessung von Biofilteranlagen ist äußerst kompliziert und in der Praxis noch nicht angewandt.

2.5.3 Bemessung von Biofiltern

Maßgebend für die Bemessung von Biofiltern sind die hydraulische und die Schmutzbelastung als 2h-Mittelwert in der Tagesspitze. Aus den ermittelten Schmutzfrachten (Kohlenstoff oder Stickstoff) und der maximalen Raumumsatzleistung (RUL) ergibt sich das minimal notwendige Reaktorvolumen. In Tabelle 3 werden Raumumsatzleistungen für verschiedene Reinigungsziele angegeben. Die größeren Werte können angenommen werden, wenn beim Betrieb der Anlage keine Limitierung (durch Substrat oder Sauerstoff) vorliegt. Die kleineren Werte sollten dann eingesetzt werden, wenn sehr niedrige Ablaufkonzentrationen erforderlich sind.

Tabelle 3 Maximale Raumumsatzleistungen für verschiedene Reinigungsziele (ATV-DVWK 2000)

Reinigungsziel	Max. mögliche RUL
nur Kohlenstoffabbau	7 - 10 kg CSB/(m ³ ·d)
Nitrifikation (nachgeschaltet)	0,5 - 1 kg NH ₄ -N/(m ³ ·d)
Nitrifikation in Kombination mit Kohlenstoffabbau	< 4 kg CSB/(m ³ ·d) < 0,5 kg NH ₄ -N/(m ³ ·d)

Die erforderliche Filterfläche ergibt sich aus der gewählten Reaktorhöhe. Typische Filterbetthöhen reichen von 1,1 m bei Stahlbetonbecken bis zu 6,6 m bei Edelstahlbehältern. Hohe, schmale Reaktoren bedingen hohe Filtergeschwindigkeiten (und somit hohe Turbulenz) und Konzentrationsgradienten, welche eine höhere Abbaugeschwindigkeit aber auch einen höheren Gegendruck (hydrostatisch und dynamisch, vor allem bei der Spülung) bewirken. Die so berechnete Filterfläche muss dann mit der hydraulischen Belastung (inklusive Spülwasser und eventuell Rezirkulation) abgestimmt werden. Die maximal mögliche Filtergeschwindigkeit variiert von 3 bis über 20 m/h in Abhängigkeit von Reinigungsziel, Fließrichtung, Materialtyp und -größe. Die Anzahl der Filterzellen und somit die Fläche pro Filterzelle hängt von dem Trägermaterial, dem Verteilungssystem und der erwarteten Spülhäufigkeit ab. Mit größerer Fläche ist eine gleichmäßige

Verteilung von Wasser und vor allem von Luft zunehmend erschwert. Die übliche Fläche einer Filterzelle beträgt ca. 50 m².

Für die Spülung sind verschiedene Systeme, Programme und Aggregate entwickelt worden. Eine gute Übersicht findet sich bei Barjenbruch und Stähle (2002). Grundsätzlich muss bei der Planung ausreichend Speichervolumen für Spül- und Schlammwasser einkalkuliert werden, da das Spülwasservolumen 10 - 30 % des Zulaufvolumens ausmachen kann. Die Schlammwasserbehandlung sowie die Rückbelastung müssen ebenfalls berücksichtigt werden.

Wegen der angesprochenen geringen Pufferwirkung einer Biofilteranlage kann es sinnvoll sein, Belastungsspitzen mit geeigneter Zwischenspeicherung zu kappen und zu vergleichmäßigen.

2.5.4 Temperaturabhängigkeit

Die Temperaturabhängigkeit der Reaktionsgeschwindigkeit eines beliebigen Prozesses kann mit einer modifizierten Arrhenius-Gleichung beschrieben werden:

$$r_{V,i}(T) = r_{V,i}(T_{\text{ref}}) \cdot \theta^{(T-T_{\text{ref}})}$$

mit $r_{V,i}$ = volumetrische Reaktionsgeschwindigkeit [kg/(m³·d)],

T = Wassertemperatur [°C],

T_{ref} = Referenztemperatur (normalerweise 10 °C, 12 °C oder 20 °C) [°C],

= Temperaturkoeffizient [-].

Die bei der Dimensionierung einer Biofilteranlage anzunehmende maximale Raumumsatzleistung hängt direkt von der Reaktionsgeschwindigkeit ab (unter Voraussetzung einer ausreichenden Sauerstoffversorgung), so dass die Auswahl der Temperatur und des richtigen Temperaturkoeffizienten einen direkten Einfluss auf das Reaktorvolumen hat. Als Bemessungstemperatur wird i.d.R. die niedrigste Jahrestemperatur als zwei Wochen-Mittel genommen.

Aus der Literatur ist bekannt, dass die Temperaturabhängigkeit biologischer Umsatzprozesse und besonders der Nitrifikation im Biofilm weniger ausgeprägt ist als in suspendierter Biomasse, wie aus den in Tabelle 4 geführten Temperaturkoeffizienten ersichtlich wird.

Tabelle 4 Temperaturkoeffizienten für biologische Prozesse

Prozess	Temperaturkoeffizient
Heterotrophe Biomasse (Henze, 2002)	1,083 - 1,027
Nitrifikation im Belebungsverfahren nach ATV A-131	1,103
Denitrifikation im Belebungsverfahren (Henze, 2002)	1,062 - 1,127
Nitrifikation in Biofilter, nachgeschaltet (Paffoni et al., 1990, Tschui et al., 1994)	1,045 - 1,072
Denitrifikation in Biofilter (Strohmeier, 1994)	1,050 - 1,122

Die Reinigungsleistung von Biofilmreaktoren reagiert somit weniger empfindlich auf eine wechselnde Abwassertemperatur als die Reinigungsleistung von Belebungsanlagen. Eine mögliche Erklärung für die geringere Temperaturabhängigkeit der Nitrifikation im Biofilm könnte in der geringeren Temperaturabhängigkeit der Wachstums- und Abbauprozesse aufgrund der langen Aufenthaltszeit der Biomasse im Reaktor (Schlammalter) liegen (Kroiss, 1994). Des Weiteren haben in Biofilmen die Stofftransportprozesse und deren Temperaturabhängigkeit einen maßgebenden Einfluss auf den gesamten Abbauprozess. Mit steigender (sinkender) Temperatur nimmt die Sauerstoffsättigungskonzentration im Wasser ab (zu), gleichzeitig nimmt aber der Diffusionskoeffizient zu (ab). Diese Effekte überlagern und kompensieren teilweise die Veränderung der biologischen Aktivität mit der Temperatur.

In Abbildung 5 wird die relative Veränderung der genannten Größen mit der Temperatur dargestellt (bezogen auf den Wert bei 12 °C gleich 100 %). Die Veränderung der Nitrifikationsrate für Biofilter und Belebung wurde anhand der in Tabelle 4 angegebenen Temperaturkoeffizienten berechnet. Neben der Sättigungskonzentration und dem Diffusionskoeffizienten von Sauerstoff wird dessen Massenstromdichte dargestellt, welche der maßgebende Stofftransportparameter im Biofilmsystem ist.

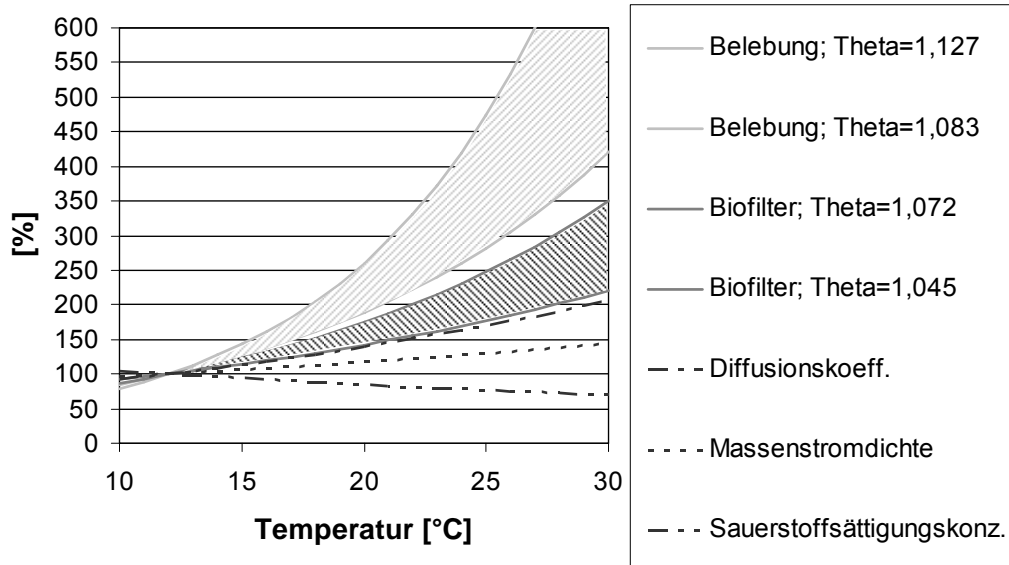


Abbildung 5 Temperaturveränderung der Nitrifikationsrate in Belebung und Biofiltern, Diffusionskoeffizienten, Sättigungskonzentration und Massenstromdichte von Sauerstoff

Zunächst wird der unterschiedliche Temperatureinfluss auf die Nitrifikationsgeschwindigkeit für Biofilter und Belebung aus der Abbildung ersichtlich. Während mit einem Temperaturanstieg von 12 auf 20 °C die Nitrifikationsrate in Belebungsanlagen theoretisch um 90 - 160 % zunimmt, beträgt der Anstieg in Biofiltern lediglich 40 - 85 %. Des Weiteren zeigt die Abbildung für die Massenstromdichte für Sauerstoff eine Zunahme um lediglich ca. 17 %. Je nach Temperatur ergibt sich als limitierender Faktor für die Nitrifikationsrate die Abbaugeschwindigkeit oder der Sauerstofftransport. Die Temperatur unterhalb derer die Abbaugeschwindigkeit der limitierende Prozess wird, hängt von anlagenspezifischen Parametern wie Partikelgröße und spezifischer Oberfläche des Trägermaterials, Biofilmdicke und vorhandener Sauerstoffkonzentration ab. Zum Beispiel für grobes Trägermaterial (Blähton, 6 – 8 mm, 600 m²/m³) mit 200 µm Biofilmdicke und 50 % Sauerstoffsättigung ist unterhalb von ca. 12 °C eine Temperaturlimitierung (limitierender Prozess = Abbaugeschwindigkeit) zu erwarten. Oberhalb dieser Temperatur liegt dagegen eine Sauerstofflimitierung vor (limitierender Prozess = Sauerstofftransport). Rother z. B. konnte feststellen, dass bei einer Wassertemperatur von 11 - 11,6 °C eine Verbesserung der Sauerstoffversorgung (Erhöhung der Sauerstoffkonzentration im Wasser durch Zudosierung von Reinsauerstoff) keine Erhöhung der Nitrifikationsrate erbringen konnte, was ein Hinweis darauf hin, dass die Abbaugeschwindigkeit geschwindigkeitsbestimmend ist.

Da in den meisten Literaturstudien (z. B. Ødegaard (2000), Brinke-Seiferth (1999)) und praktischen Fällen eine Verbesserung der Sauerstoffversorgung (Erhöhung der Luftzufuhr oder Zudosierung von Reinsauerstoff) eine Erhöhung der Nitrifikationsrate erbringt, ist davon auszugehen, dass unter üblichen Betriebsbedingungen eine Sauerstofflimitierung vorliegt.

Aus diesen Erläuterungen geht hervor, dass die in Abbildung 6 dargestellte prozentuale Zunahme der Nitrifikationsgeschwindigkeit mit der Temperatur nicht ohne Berücksichtigung einer ausreichenden Sauerstoffversorgung auf die Raumumsatzleistung übertragen werden darf.

2.5.5 Hydraulik, Belüftung und Sauerstoffeintrag

Wie bereits aufgeführt, herrscht in Biofiltern eine weitgehend pfropfenförmige Strömung, d.h. die Stofftransportprozesse quer zur Fließrichtung sind im Vergleich zum Stofftransport in Fließrichtung sehr gering. Messungen an großtechnischen Biofilteranlagen (Sieker, 1998) haben gezeigt, dass die Sauerstoff- und die Ammoniumkonzentration je nach Position in der horizontalen Ebene stark variieren können. Die hohe Variabilität in der horizontalen Ebene kann eine Folge des geringen Stofftransports quer zur Fließrichtung oder einer lokalen Verstopfung des Filterbettes sein (Bildung von Totzonen aufgrund unzureichender Turbulenz). Deshalb kommt der Verteilung von Luft und Abwasser im Filterboden eine große Bedeutung zu, damit eine gleichmäßige Durchströmung und somit eine möglichst gute Ausnutzung des Bettvolumens erreicht wird.

Die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen variieren von wenigen mg/L bis zur Sättigung, je nach Einblastiefe und Luftgeschwindigkeit, und sind im Mittel höher als die übliche Sauerstoffkonzentration unter Betriebsbedingungen in Belebungsanlagen. Grund für die Einstellung höherer Sauerstoffkonzentrationen ist, dass der gelöste Sauerstoff von der Wasserphase durch die Wassergrenzschicht in den Biofilm hinein diffundieren muss. Im Betrieb der Biofilteranlagen kann für den Sauerstoffeintrag daher nur eine geringe Konzentrationsdifferenz (Differenz zwischen dem Sättigungswert und der aktuellen Konzentration) als treibende Kraft genutzt werden. Bei Belebungsanlagen, die eine Betriebssauerstoffkonzentration von nur 0,5 bis 2 mg/L O₂ benötigen, ist das für den Sauerstoffeintrag maßgebende Sättigungsdefizit viel höher (Sieker, 1998).

Mit steigender Sauerstoffkonzentration in der Wasserphase kann bei Biofilteranlagen eine lineare Steigerung der Raumumsatzleistung erwartet werden, wie bereits erwähnt. Diese Abhängigkeit ist allerdings mit abnehmender Korngröße des Trägermaterials weniger stark ausgeprägt, vermutlich weil der Biofilm bei feinerem Trägermaterial dünner ist und somit eine geringe Erhöhung der Sauerstoffkonzentration bereits eine komplette Penetration des Biofilms mit Sauerstoff bewirkt und folglich der limitierende Schritt die fehlende Biomasse wird (Rother, 2005).

Die Effizienz des Sauerstoffeintrags ins Wasser für Biofilter kann anhand der Sauerstoffausnutzung bewertet werden. Dieser Parameter zeigt, wie viel des in der eingeblasenen Luft enthaltenen Sauerstoffs pro Meter Einblastiefe ins Wasser eingetragen wird. Die Angabe erfolgt in Prozent. Messungen in großtechnischen Biofilteranlagen und an einer Pilotanlage ergaben Werte der Sauerstoffausnutzung unter Betriebsbedingungen von etwa 5 %/m bis etwa 9 %/m, in Abhängigkeit der Luftgeschwindigkeit. Die Werte der Sauerstoffausnutzung für Biofilteranlagen sind damit geringfügig höher als die Werte der Sauerstoffausnutzung unter Betriebsbedingungen in Belebungsanlagen mit feinblasigen Druckluftbelüftungssystemen (3,6 – 4,8 %/m) (Wagner, 2001). In Abbildung 6 werden die Sauerstoffausnutzungswerte von Amiel et al. (2002), Rother (2005) und Sieker (1998) grafisch dargestellt und mit Kennwerten für Belebungsanlagen verglichen.

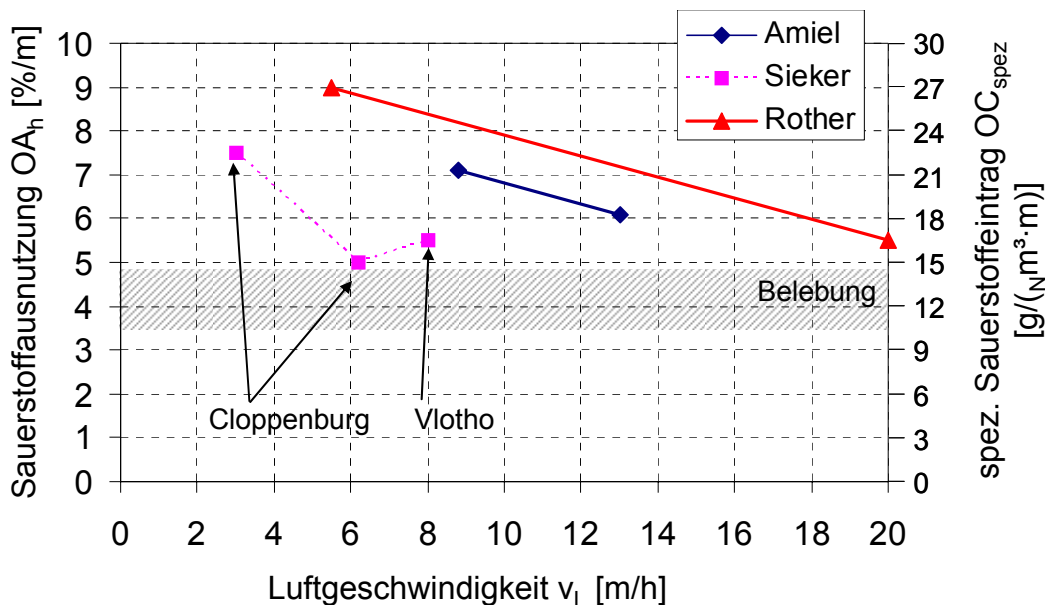


Abbildung 6 Vergleich der Sauerstoffausnutzungswerte nach Amiel et al. (2002), Rother (2005), Sieker (1998) und Tschui (1995)

Die Werte von Rother decken sich gut mit den von Amiel ermittelten Werten. Dagegen sind die von Sieker an der Biofilteranlage in Cloppenburg ermittelten Werte in der Tendenz etwa 30 % niedriger. Ein möglicher Grund für diesen Unterschied ist - zumindest für die in Cloppenburg durchgeführten Messungen - in der vergleichsweise geringen Belegungsichte mit Belüftungsdüsen (15 Düsen pro m^2) in der untersuchten Biofilteranlage zu sehen, welche sich in einer ungleichmäßigen Luftverteilung und somit in einer niedrigeren Sauerstoffausnutzung geäußert haben könnte. Diese Vermutung wird gestützt durch die Tatsache, dass seit der zwischenzeitlich erfolgten Sanierung des Belüftungssystems, d.h. der Erhöhung der Belegungsichte auf rd. 50 Prozessluftdüsen pro m^2 ,

unter ansonsten identischen Randbedingungen wie Luftmenge und Ammoniumfracht eine deutliche Zunahme der Sauerstoffkonzentration im Filterüberstand bei einer gleichzeitigen Abnahme der Ammoniumkonzentration im Ablauf der Filter zu verzeichnen ist. Durch die Erhöhung der Belegungsdichte an Belüftungsdüsen hat sich die Nitrifikationsleistung verbessert, weil sich die Sauerstoffausnutzung erhöht haben dürfte.

Die Auslegung der Belüftung basiert normalerweise in der Praxis auf einem spezifischen Luftvolumenstrom pro Flächeneinheit (Luftgeschwindigkeit) eher auf die genaue Bestimmung des biologischen Sauerstoffverbrauchs. Eine Luftgeschwindigkeit (Luftmenge bezogen auf die Filterfläche) von ca. $8 - 10 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ist für die meisten Betriebsbedingungen ausreichend. Mit einer Erhöhung auf $20 - 25 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ kann die Nitrifikationsleistung um ca. 20 - 30 % erhöht werden. Wie bereits angesprochen kann eine Erhöhung der Nitrifikationsleistung auch durch Zudosierung von Reinsauerstoff in die Prozessluft erzielt werden. Eine minimale Luftgeschwindigkeit von $5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ sollte nicht unterschritten werden, um eine gleichmäßige Verteilung und eine ausreichende Turbulenz zu gewährleisten.

Obwohl die Sauerstoffkonzentration in der Wasserphase den Stofftransport in den Biofilm direkt beeinflusst, kann deren Messung im Filtratüberstand wenig repräsentativ sein. Dies ist vor allem der Fall in Aufstromfiltern mit großer Filtrattiefe, weil in diesem Bereich ein hoher Sauerstoffeintrag ins Wasser bei gleichzeitig fehlender Zehrung (Abwesenheit von Biomasse) erfolgt, so dass eine hohe Sauerstoffkonzentration (bis hin zur Sättigung) erreicht werden kann. Diese ist für die tatsächlichen Zustände im Filterbett wenig repräsentativ, wenn zum Beispiel im Einlaufbereich ein hoher Umsatz unter hohem Sauerstoffverbrauch (sogar womöglich unter Sauerstofflimitierung) erfolgt. Dennoch wird die Sauerstoffkonzentration, zusammen mit der Ammonium-Konzentration im Ablauf, als Eingangsparameter für die Regelung der Luftmenge eingesetzt. Da der Energieverbrauch von Biofiltern zu 50 bis 70 % durch den Betrieb der Prozessluftgebläse bestimmt wird, kommt einer an die tatsächliche Belastung angepassten Regelung der Belüftung eine große Bedeutung hinsichtlich der energetischen Optimierung zu.

Die (grobblasige) Belüftung erfolgt mittels Zweistoffdüsen am Filterboden oder gelochten Rohren angeordnet in Gitterform oberhalb des Filterbodens. Eine feinblasige Belüftung ist bei Biofiltern nicht erforderlich. Viel wichtiger ist die Gleichmäßigkeit der Luftverteilung über die Filterfläche. Diese wird erreicht, indem im Verteilungssystem (Zweistoffdüsen oder Rohrgitter) ein höherer Druckverlust erzeugt wird als im Filterbett, so dass das Ausgasverhalten nicht von den Druckverhältnissen im Filterbett (etwaige Verstopfungen) beeinflusst wird. Ein (hoher) Druckverlust im Verteilungssystem muss auch bei geringer Luftmenge erzeugt werden. Aus diesem speziellen Grund könnten wiederum feinblasige Belüftungselemente (angeordnet oberhalb des Filterbodens)

vorteilhaft sein. Das Luftverteilungssystem muss zudem absolut waagrecht eingebaut werden. Die Belegungsdichte des Filterbodens mit Zweistoffdüsen beträgt üblicherweise 50 - 70 Stück pro m².

2.5.6 Keimrückhalt

Obwohl nicht eigens dafür konzipiert, sind Biofilter in der Lage, die Konzentration von Krankheitserregern (pathogene Keime und Parasiten) in gewissem Maße zu reduzieren. Als Anhaltspunkt werden in Tabelle 5 die Reduktionsraten (als Log-Stufen) von Viren, Bakterien, Protozoen und Helminthen für Filtrationsverfahren angegeben (aus verschiedenen Quellen, zitiert in WHO (2006)).

Tabelle 5 Reduktionsraten (als Log-Stufen) für Filtrationsverfahren nach WHO (2006)

	Schnellfiltration (grobkörnig)	Doppelschicht- filtration
Viren	1 - 3	1 - 3
Bakterien	0 - 3	0 - 1
Protozoen	0 - 3	1 - 3
Helminthen	1 - 3	2 - 3

Die im Einzelfall erreichbare Reduktionsrate hängt von vielen Faktoren ab, z. B. Reinigungsziel, Größe und Eigenschaften des Trägermaterials, Belüftungsintensität etc. Ausgehend von einer Konzentration im Abwasser von 10⁵ - 10⁸ cfu/100 ml (je nach betrachtetem Parameter und Vorbehandlung, (Popp 2000)), ließen sich beispielsweise die in der EG-Badegewässerrichtlinie festgeschriebenen mikrobiologischen Qualitätsanforderungen für Binnengewässer (400 cfu/100 ml intestinalen Enterokokken bzw. 1000 cfu/100 ml E. coli für „gute Wasserqualität“) allein durch den Keimrückhalt einer Biofiltrationsstufe nicht sicher einhalten. Für die Sicherstellung der vorgeschriebenen mikrobiologischen Qualität ist eine nachgeschaltete Desinfektionsstufe vorzusehen. Die gute Ablaufqualität und die partielle Keimreduktion des Biofilters sind beste Voraussetzungen für einen erfolgreichen und zuverlässigen Betrieb der Desinfektionsstufe.

2.5.7 Betrieb unter variablen Belastungen

Biofilteranlagen sind aus spültechnischen Gründen, wie im Abschnitt 2.5.3 beschrieben, modular aufgebaut, mit mehreren Filterzellen in parallel. Diese Besonderheit bietet einen großen Spielraum für die Adaptierung und Anpassung der Behandlungskapazität an die momentan der Anlage zufließende Schmutzfracht. So können Filterzellen je nach Belastung einzeln in oder außer Betrieb

genommen werden, um die Auslastung der betriebenen Zellen konstant am optimalen (hohen) Niveau zu halten. Dies wirkt sich positiv auf die Reinigungsleistung der Anlage und auf die Energieeffizienz, weil der biologische Umsatz bei hohen Konzentrationen schneller abläuft (bei Reaktionskinetik erster Ordnung) und die Prozessluft optimal ausgenutzt werden kann.

Diese Besonderheit kann sich aber auch, bei einem nicht belastungsgerechten Betrieb, energetisch ungünstig auswirken. Die Prozessluft- und die Filtergeschwindigkeit dürfen ein bestimmtes Minimum nicht unterschreiten: wenn trotz niedriger Zulauf-Schmutzfracht alle Filterzellen betrieben werden, ergibt sich ein erhöhter Energieverbrauch bezogen auf die verarbeitete Schmutzfracht in Vergleich mit dem Betrieb unter Auslegungsbedingungen oder auch in Vergleich mit anderen Verfahren. Diese Situation wird exemplarisch in Abschnitt 4.4.3 in einem Fallbeispiel einer energetischen Auswertung von realen Betriebsdaten detailliert erläutert.

Eine andere negative Auswirkung eines nicht belastungsgerechten Betriebs könnten längeren Perioden mit Unterlast sein, mit der Folge, dass im pfpfendurchströmten System mit fixierten Trägermaterialien es aus Substratmangel zum Absterben der Biomasse in länger unterversorgten Festbettzonen kommen kann. In der Folge erreicht der Filter bei ansteigender Belastung erst nach einer gewissen Zeit wieder die geplanten Abbauraten, so dass es vorübergehend zu Konzentrationsüberhöhungen im Ablauf kommen kann (Barjenbruch und Stähle 2001).

Aufgrund der täglichen, wöchentlichen und saisonalen Belastungsschwankungen ergeben sich Betriebspausen (*stand-by mode, idle mode*) von Stunden oder einigen Tagen. In Gebieten mit besonders starken saisonalen Schwankungen, wie zum Beispiel in touristisch geprägten Regionen, oder auch im Fall eines bewussten saisonal unterschiedlichen Betrieb zum Beispiel ohne Nährstoffelimination in den Sommermonaten, wie in Abschnitt 2.4.2 eingeführt, könnten sich sogar Betriebspausen von einigen Monaten ergeben. Während der Betriebspausen müssen Biofilter durch ein „Filtermanagement“ aktiv gehalten werden, um ein schnelles und effektives erneute Anfahren und somit möglichst keine Überschreitung der Ablaufgrenzwerte zu gewährleisten.

Aktuelle Praxis der Betreiber von großtechnischen Biofilteranlagen in Deutschland

Um aktuelle Informationen über die gängige Praxis beim Betrieb von großtechnischen Biofiltrationsanlagen bezüglich eventueller Strategien zum Management von schwankenden Belastungen wurden Kontakte mit Betreibern von Biofiltrationsanlagen in Deutschland aufgebaut (unter anderen Frankfurt, Hanau, Herford, Marburg, München). Zudem wurden Kontakten zu dem Arbeitskreis „Erfahrungsaustausch der Betreiber von Biofilteranlagen“ (Prof. Barjenbruch) erstellt.

Anhand von Gesprächen und Anlagenbesichtigungen wurden insbesondere Daten über die Abschaltung und Außerbetriebnahme von einzelnen Filterzellen gesammelt. Dies war insofern

interessant, weil daraus erste Erkenntnisse bezüglich der flexiblen Fahrweise von Biofilteranlagen und der Erhaltung der Reinigungsleistung während Betriebspausen gewonnen werden konnten. Von den insgesamt 17 kontaktierten, berichteten 9 Anlagenbetreibern von einem nach Fracht (Raumbelastung) oder nach Wassermenge (Filtergeschwindigkeit) geregelten Betrieb. Die übliche Stillstandszeit einer Filterzelle beträgt 4 bis 12 Stunden. Im Stillstand werden die Zellen in manchen Anlagen zeitweise belüftet oder nicht belüftet. Von den 9 Anlagen mit geregelter Betrieb berichteten 3 von Problemen mit Phosphorrücklösung, die nach 12 Stunden oder sogar schon nach einer Stunde Stillstand einsetzt. Zwei von den befragten Anlagen haben keinen geregelten Betrieb: alle Zellen werden, abgesehen von den Spülunterbrechungen, permanent betrieben. Dieser Informationsaustausch ergab auch, dass bei vielen Betreibern über diese Thematik große Unsicherheit besteht, sodass die Zielsetzung des Projekts auch im Inland hoch aktuell scheint. Ein weiterer Punkt von großem Interesse kann darin gesehen werden, dass die gewonnenen Kenntnisse direkt in ein positives Feedback in die Praxis einfließen können.

2.5.8 Mikrobiologische Aspekte – Verhalten bei Substratmangel – Absterberate

Die Thematik der Aktivitätserhaltung der Biomasse über längere Zeit ohne Zuführung von externem Substrat (Stillstandszeit, Substratunterversorgung, Hungerbedingungen, *undernourishment*, *starvation*) wurde schon in der Vergangenheit in verschiedenen Studien erforscht. Dazu zählen zum Beispiel Roslev und King (1995), Batchelor et al. (1997), Horn et al. (1997), Siegrist et al. (1999), Van Loosdrecht und Henze (1999), Morgenroth et al. (2000), Manser et al. (2006), Castegnier et al. (2006).

Wenn gelagert ohne oder mit unzureichender Substratzufuhr ist die Biomasse einer Reihe von Prozessen unterzogen, die zu einer Abnahme von mikrobieller Aktivität führen. In den aktuellen Modellen zur Abbildung eines biologischen Systems wird die Aktivitätsabnahme direkt mit dem Verlust oder Absterben von Biomasse in Verbindung gesetzt und als ein einziger Prozess betrachtet, bezeichnet als Zerfall- oder Absterben (*decay*). In den mathematischen Modellen wird die Geschwindigkeit der Aktivitätsabnahme, gleichgesetzt wie eine Abnahme der im System vorhandenen Biomasse, analog wie das Wachstum mit einem kinetischen Term (Absterberate, *decay rate*, [d^{-1}]) quantifiziert.

Von einem mikrobiologischen Gesichtspunkt resultiert die Aktivitätsabnahme aus der Kombination einer Vielzahl von verschiedenen unabhängigen Prozessen wie Erhaltungsstoffwechsel (*maintenance*), endogene Atmung, Degradation von Enzymen oder Lyse wegen widriger Umgebungsbedingungen (Manser et al., 2006; Van Loosdrecht und Henze, 1999). Bei dem Erhaltungsstoffwechsel wird externes Substrat verbraucht um die bestehende mikrobielle Aktivität

aufrecht zu erhalten, aber die Bakterienzahl bleibt unverändert (kein Wachstum und kein Absterben). Der Begriff der endogenen Atmung bedingt den Verbrauch von zelleninternen Reservestoffen, was eine Aktivitätsabnahme und einen leichten Biomassenverlust bedingt. Auf ähnlicher Weise verursacht die Degradation von Enzymen eine Abnahme der mikrobiellen Aktivität, welche aber schnell wiederhergestellt wird wenn externes Substrat wieder verfügbar wird. In Gegensatz zu den bisher genannten Prozessen, führt die Lyse zum Absterben der Bakterien mit folgender Durchbrechung der Zellenwand und Freisetzung von zellinternem Material und schließlich zum Verlust von Biomasse (Manser et al., 2006). Ein weiterer Prozess, der zum echten Verlust von Biomasse führt, ist die Prädation oder das „Abgrasen“ von Bakterien durch höhere Lebewesen (Räuber, *predators*) wie zum Beispiel Protozoen (Van Loosdrecht und Henze, 1999; Martinage und Paul, 2000). Im allgemeinen Sprachgebrauch werden sowohl das generelle Prozess der Aktivitätsabnahme als auch der kinetische Term gängig auch als endogene Atmung bezeichnet, obwohl diese streng genommen nur einer der viele mögliche mikrobiologischen Prozesse ist.

Lee und Welander (1994) haben die Rolle der Räuber in der Biozönose an einem nitrifizierenden Biofilm-Reaktor in Labormaßstab untersucht. Sie beobachteten, dass die Zugaben von Hemmstoffe (Nystain und Cycloheximid) in dem Versuchsreaktor zu einer schnellen Abnahme der Anzahl der den Biofilm verzehrenden Räuber (die meisten davon Rädertierchen und Nematoden) und gleichzeitig zu einer Zunahme der Nitrifikationsrate führte, welche sich dann auf einem doppelt so hohen Niveau als die des Referenzreaktor einpendelte.

Moussa et al. (2005) haben nachgewiesen, dass in von langsam wachsenden Bakterien (wie Nitrifikanten) ausgeprägten Systemen die Bakterienleistung (zum Beispiel die Nitrifikationsleistung) deutlich gesteigert werden kann, wenn die Aktivität der Räuber (Protozoen, Mehrzeller, Bakteriophage) inhibiert wird. Sie untersuchten Belebtschlammproben aus einer SBR-Anlage in Labormaßstab und beobachteten, dass eine Stoßbelastung mit Natriumchlorid (Kochsalz) für 60 Minuten mit einer Konzentration von 5 g NaCl-Cl/L sich auf die Überlebensfähigkeit der Räuber auswirkte. Mikroskopische Untersuchungen zeigten, dass Protozoen und Mehrzeller sich nicht mehr bewegen konnten und schließlich anschwellten und barsten, wahrscheinlich aufgrund des osmotischen Drucks. Eine Abnahme der Atmungsaktivität von ca. 12 - 15 % wurde unter Substrat-unterversorgung beobachtet. Überraschenderweise wurde die Aktivität der autotrophen und heterotrophen Biomasse von der genannten Maßnahme nicht beeinträchtigt, nachdem die Salzlösung ausgespült worden war.

Die Abnahme der mikrobiellen Aktivität hängt stark von den Umgebungsbedingungen (Milieu) während der Substratunterversorgung ab. Einige Autoren (Nowak et al., 1994; Gujer et al., 1999; Morgenroth et al., 2000; Siegrist et al., 1999; Manser et al., 2006) berichten, dass die

Zerfallprozesse schneller ablaufen unter aerobem Milieu als unter anoxischem oder anaerobem Milieu. Es gibt vermutlich eine Vielzahl von Faktoren die die Zerfallprozesse beeinflussen. Aus einem mikrobiologischen Gesichtspunkt ist es wahrscheinlich, dass die Bakterien größtenteils nicht absterben – es sei denn zum Beispiel in Anwesenheit von toxischen Stoffen – sondern eher in eine Art „Schlafmodus“ übergehen (Kaprelyants und Kell, 1996) oder von Räufern abgegrast werden. Es bleibt noch unklar, wie Protozoen die Nitrifikanten angreifen können, weil diese kompakte Aggregate bilden, während die Protozoen sich eher von einzeln schwimmenden Bakterien ernähren (Wagner et al., 1995). Zudem die im Belebtschlamm für suspendierte Biomasse bestimmten Zerfall- oder Absterberate können nicht auf fixierte Biomasse in Biofilmen übertragen werden.

Obwohl das Verhalten von Bakterien unter Hungerbedingungen theoretisch und experimentell von anderen Autoren schon untersucht wurde und in der Literatur gut dokumentiert ist, hat sich bisher bei den Betreiber von großtechnischen Biofilteranlagen noch keine Praxis oder Managementstrategie etabliert, um die Unterlast- oder Stillstandszeiten zu handhaben und die Biomasse unter Substratmangelbedingungen aktiv zu halten. Aus diesem Grund wurden im vorliegenden Projekt Untersuchungen zur Nitrifikation und zu den Einflussfaktoren auf das „Anfahrverhalten“ und auf die Aktivitätserhaltung der fixierten nitrifizierenden Biomasse bei längeren Stillstandszeiten an einer halbtechnischen Biofilter-Versuchsanlage durchgeführt.

3 Praktische Untersuchungen

3.1 Versuchsanlage

Die Untersuchungen wurden an einer halbtechnischen Versuchsanlage durchgeführt. Die Versuchsanlage wurde auf dem Versuchsfeld des Instituts IWAR auf dem Gelände des Klärwerk Süd in Darmstadt-Eberstadt der HEAG Südhessischen Elektrizitäts AG (HSE) in Darmstadt aufgestellt.

Die Versuchsanlage besteht aus 8 aufwärts durchströmten Biofiltersäulen mit einer Filterbetthöhe von 130 cm und einem Durchmesser von 15 cm. Als Trägermaterial wurde gebrochenes Blähton mit einer Korngröße von ca. 1-3 mm und ein Hohlraumanteil der Schüttung von ca. 40 % gewählt, weil dieses Material oft in Biofilteranlagen sowohl für Kohlenstoffelimination als auch für Nitrifikation eingesetzt wird und seine Oberfläche von den Bakterien schnell kolonisiert wird (Metcalf & Eddy, 2003, Rother, 2005). Die Säulen wurden aus durchsichtigem Acrylglas gebaut, um die Gleichmäßigkeit der Durchströmung und eventuelle Verblockungen beobachten zu können. Die Säulen wurden mit Probenahmestutzen für den Filtrat am Ablauf und mit vier speziellen Anschlüssen an verschiedenen Filterbetthöhen ausgestattet, mit denen sowohl Filtrat- als auch Materialproben entnommen werden können.

Die Säulen wurden in einem dunklen, klimatisierten Wohncontainer aufgestellt, in dem verschiedenen Lufttemperaturen eingestellt werden können, um verschiedene klimatische Bedingungen simulieren zu können, aber auch um das Algenwachstum zu verhindern.

Die Säulen können unabhängig betrieben werden: Wasser- und Luftzufuhr können für jede Säule einzeln eingestellt und überwacht werden. Auch die Spülung kann für jede Säule unabhängig durchgeführt werden. Während der Stillstandszeiten können die einzelnen Säulen unabhängig intermittierend oder kontinuierlich belüftet und/oder mit Substrat versorgt werden. Die Steuerung dieser Prozesse erfolgt automatisch.

Die Peripherie der Anlage besteht aus 8 Zulaufpumpen, einem Misch- und Pufferbehälter mit Rührwerk, Dosiereinrichtungen, einem Gebläse, Magnetventile und Regelventile für die Verteilung und Regelung der Luftzufuhr, einem Kompressor für die Spülluft und einer Pumpe für das Spülwasser. In Abbildung 7 ist ein vereinfachtes Fließschema der Versuchsanlage dargestellt, ein detailliertes Fließschema befindet sich im Anhang 2. In Abbildung 8 werden die 8 Biofiltersäulen in Betrieb gezeigt. Weitere Bilder der Versuchsanlage befinden sich im Anhang 3.

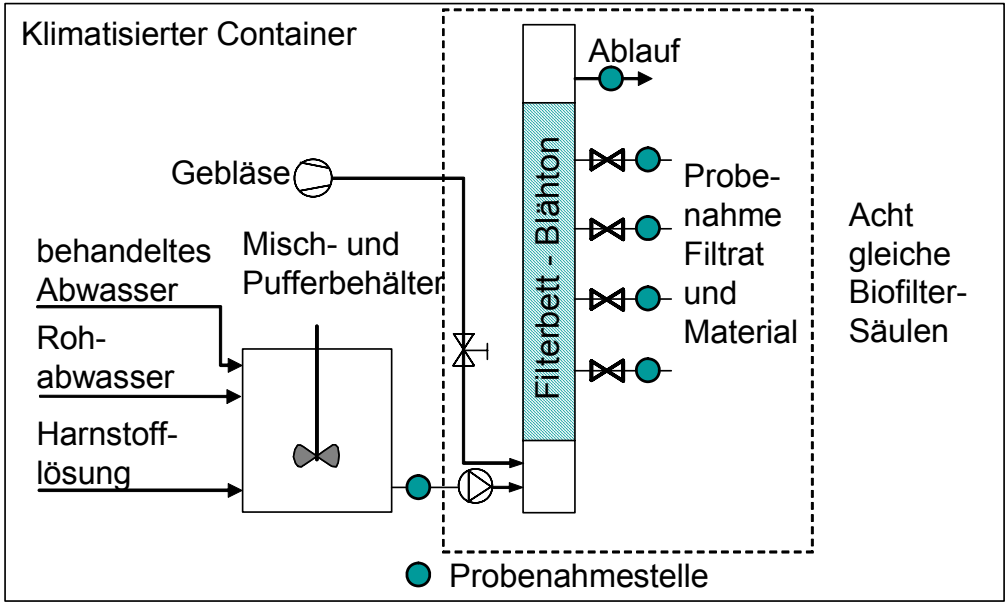


Abbildung 7 Vereinfachtes Fließschema der Versuchsanlage



Abbildung 8 Einsicht der Versuchsanlage – Biofiltersäulen in Betrieb

Ziel dieser Untersuchungen war es, Biofilter als Nitrifikationsstufe nachgeschaltet nach einer Vorreinigungsstufe zur Kohlenstoffelimination ohne Nährstoffelimination zu untersuchen, wie in Abschnitt 2.4.2 beschrieben. Eine mögliche Vorreinigungsstufe wäre ein UASB Reaktor, wie im Teilprojekt „AnaKoma“ (Leibniz Universität Hannover) experimentell untersucht. Da eine Hintereinanderschaltung beider Versuchsanlagen aus zeitlichen sowie logistischen Gründen nicht möglich war, wurde als Zulauf für die Biofilteranlage, unter Berücksichtigung der Ergebnisse des Teilprojektes „AnaKoma“, ein kohlenstoffreduziertes aber stickstoffreiches Abwasser benutzt, welches aus einer Mischung von Rohabwasser des Klärwerks Darmstadt-Eberstadt mit gereinigtem Abwasser hergestellt wurde. Um die Stickstoffkonzentration aufzustocken, wurde eine konzentrierte Harnstofflösung zudosiert. Durch die Änderung der drei Teilstrommengen war es möglich, die gewünschte Zulaufkonzentration zu erstellen. Harnstoff wurde gewählt, um die Salzkonzentration nicht zu erhöhen, wie es etwa der Fall bei Verwendung von zum Beispiel Ammoniumchlorid gewesen wäre. Die durchschnittliche Zulaufzusammensetzung der Versuchsanlage ist in Tabelle 6 angegeben.

Tabelle 6 Zulaufzusammensetzung der Versuchsanlage

	pH	CSB	BSB ₅	N _{ges}	NH ₄ -N	NO ₃ -N	AFS
Einheit	-	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Mittelwert	7,5	40	13	27	4,5	5,9	12
st. Dev.	0,8	11	5	8	2,5	2,7	8

Die Filtergeschwindigkeit war konstant auf 3,1 m/h eingestellt, ergebend eine Leerrohrkontaktzeit (*empty bed contact time, EBCT*) von 25 Minuten bzw. eine reale hydraulische Aufenthaltszeit (*hydraulic retention time, HRT*) von 10 Minuten (unter Berücksichtigung des Hohlraumanteils des neuen Materials von 40 %). Die angegebenen Filtergeschwindigkeit und Leerrohrkontaktzeit sind üblich für normale Biofilteranlagen (Metcalf & Eddy, 2003, Paffoni et al., 1990, Rother, 2005).

3.2 Versuchsphasen

Die Versuchsanlage wurde in August 2007 in Betrieb genommen. Die durchgeführten Versuchsphasen werden im Folgenden in chronologischer Reihenfolge beschrieben. Eine tabellarische Auflistung der Versuchsphasen befindet sich im Anhang 4.

Zur Vorbereitung vor der eigentlichen Inbetriebnahme wurden die Biofiltersäulen mit gereinigtem Abwasser (Ablauf der Kläranlage Darmstadt-Eberstadt) beschickt. Ziel dieser Maßnahme war in erster Linie die Überprüfung der Funktionsfähigkeit aller hydraulisch-technischen und elektrischen

Komponenten wie Armaturen, Pumpen, Dosier- und Regeleinrichtungen. Gleichzeitig begann die bakterielle Kolonisation des Trägermaterials, weil das gereinigte Abwasser noch eine hohe Anzahl an Bakterien und Schlammpartikel enthält, die in dem Filterbett zurückgehalten werden. Diese Bakterien bilden ein Biofilm auf der Oberfläche des Blähton und können sich an das vorhandene Substrat (Reste an organischen, teilweise schwer abbaubare Stoffe und Ammonium) anpassen und diesen verstoffwechseln / abbauen.

In der ersten Phase begann die Inbetriebnahme der Anlage: der Zulauf zu den Biofiltern wurde planmäßig angesetzt aus der Mischung von gereinigtem Abwasser, Rohabwasser und Harnstofflösung. Die Dosierung von Abwasser wurde allerdings nach einem Monat, beim ersten Einsetzen der Nitrifikation, eingestellt, um die Bildung der nitrifizierenden Biozönose durch die Konkurrenz der coexistierenden heterotrophen Bakterien nicht zu stören. Alle Biofiltersäulen wurden eingefahren und so weit betrieben, bis eine stabile Raumumsatzleistung (RUL) erreicht wurde.

In der zweiten Phase wurden Messungen durchgeführt, um die Leistungsfähigkeit der Nitrifikation in den Biofiltersäulen zu ermitteln. Die Raumbelastung wurde sukzessive durch Erhöhung der Harnstoffdosierung bei konstanter Filtergeschwindigkeit variiert. Die Ergebnisse dieser Versuche dienten auch als Basis für die folgenden Messungen.

Folgende Parameter wurden für alle Biofiltersäulen gleich eingestellt:

- Filtergeschwindigkeit v_F : 3,1 m/h
- Luftgeschwindigkeit v_L : 12 m³/(m²·h)
- Raumbelastung: 0,85 kg N_{org}/(m³·d) am Anfang, dann stufenweise erhöht auf 1,25 und auf 1,5 kg N_{org}/(m³·d).

In der dritten Versuchsphase wurde die Abhängigkeit der Raumumsatzleistung von der Belüftungsintensität untersucht. Dafür wurden je 2 Säulen mit 12, 18, 24 und 30 m³/(m²·h) Luftgeschwindigkeit betrieben. Der getestete Variationsbereich deckt die üblichen Luftgeschwindigkeiten in großtechnischen Biofilteranlagen (Ødegaard, 2000, Payraudeau et al, 2000). In dieser Phase wurde auch die Filtergeschwindigkeit im Bereich von 2,8 - 4,6 m/h variiert und die Biomassenkonzentration auf dem Trägermaterial bestimmt.

In der vierten Versuchsphase wurden identische Betriebsparameter (Raumbelastung: 1,5 kg N_{org}/(m³·d), Luftgeschwindigkeit: 12 m³/(m²·h)) für zwei Wochen eingestellt, um für alle Säulen die gleichen Referenzbedingungen vor der nächsten Versuchsphase wiederherzustellen.

In den folgenden Versuchsphasen wurde das Verhalten der Biofilter bei langzeitiger Substratunterversorgung (Außerbetriebzustand) unter verschiedenen Bedingungen untersucht. Dafür wurden vier Biofiltersäulen außer Betrieb genommen (Zulauf gestoppt), während die anderen 4 als

Referenz weiter liefern. Die nicht betriebenen Biofilter wurden unter unterschiedlichen Bedingungen („Lagerungsstrategien“) gelagert:

- A. aufgestaut und kontinuierlich belüftet mit Luftgeschwindigkeit $v_L = 7 \text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{h})$;
- B. aufgestaut und diskontinuierlich belüftet: 5 Minuten belüftet mit Luftgeschwindigkeit $v_L = 20 \text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{h})$, 30 Minuten nicht belüftet;
- C. trocken (abgetropft und belüftet bis zu Trockenheit);
- D. aufgestaut und nicht belüftet.

Während der Stillstandszeit wurde die verbleibende Aktivität der Biomasse – gemessen als RUL des gesamten Filterbetts – in regelmäßigen Abständen gemessen und mit der Aktivität vor Außerbetriebnahme. Nach einer gegebenen Stillstandszeit wurden die Biofilter mit den gleichen Einstellungen wie vor Außerbetriebnahme wieder in Betrieb genommen und so lange betrieben, bis der Referenzzustand erreicht wurde.

Es wurden mehreren Versuchsphasen nach diesem Schema durchgeführt:

- 5. Wassertemperatur $14^\circ\text{C}\pm 2^\circ\text{C}$, alle 4 Lagerungsstrategien, 22 Tage Stillstandszeit;
- 6. Wassertemperatur $25^\circ\text{C}\pm 3^\circ\text{C}$, alle 4 Lagerungsstrategien, 35 Tage Stillstandszeit;
- 7. Wassertemperatur $25^\circ\text{C}\pm 3^\circ\text{C}$, alle 4 Lagerungsstrategien, 32 Tage Stillstandszeit (Wiederholung zur Überprüfung der Reproduzierbarkeit der Ergebnisse);
- 8. Wassertemperatur ca. $16^\circ\text{C}\pm 2^\circ\text{C}$, nur Lagerungsstrategie „aufgestaut und nicht belüftet“, ohne zwischenzeitige Messung der verbleibenden RUL, verschiedene Stillstandszeiten.

Die Versuchsphase 8 wurde durchgeführt, um zu überprüfen, ob die in den vorangegangenen Phasen angewandte Methodik der Messung der RUL während Stillstandszeiten (kurzzeitige Beschickung) einen Einfluss auf die Erhaltung der Biomassenaktivität hat. Für diesen Zweck wurden alle Säulen gleichzeitig außer Betrieb genommen und nach verschiedenen Stillstandszeiten komplett in Betrieb genommen. Dabei wurde die Zunahme der RUL bis zu Erreichung des Referenzzustandes ermittelt. Um den Aufwand zu beschränken, wurde nur die Lagerungsstrategie mit anoxisch/anaerobem Milieu (Filterbett aufgestaut, nicht belüftet) untersucht, weil diese die interessantesten Ergebnisse geliefert hatte.

3.3 Probenahme, Analytik und Berechnungen

Die Probenahme erfolgte mittels Stichproben des gemeinsamen Zulaufs sowie der Abläufe der 8 Biofiltersäulen. Da der Zulauf der Versuchsanlage mengenmäßig überwiegend aus gereinigtem Abwasser (Ablauf Kläranlage) besteht, kann man davon ausgehen dass die Tagesschwankungen der

Abwasserzusammensetzung bereits ausgeglichen sind. Zudem sorgt der Pufferbehälter, nach der Mischung der drei Zulauf- Teilströme, noch für zusätzlichen Ausgleich. Aus diesen Gründen wurden Stichproben für ausreichend gehalten.

Die nasschemischen Analysen der Filtratproben wurden mit Küvetten-Schnelltest (Hach-Lange) durchgeführt. Gelöster Sauerstoff, Temperatur und pH-Wert im Filtratüberstand sowie in den Proben wurden mit entsprechenden Sonden (WTW) gemessen.

Für die Bestimmung der Biomassenkonzentration auf dem Trägermaterial wurden Proben an verschiedenen Filterbetthöhen bei laufendem Betrieb entnommen. Um die durch die Filtrationswirkung zurückgehaltenen Feststoffen zu entfernen und somit möglichst nur den Biofilm zu erfassen, wurden die Proben kurz unter fließendem Wasser gespült. Diese Spülprozedur wurde für alle Proben identisch durchgeführt, um eine gleich bleibende Probenvorbereitung zu gewährleisten. Die Proben wurden dann getrocknet (105 °C, 24 h) und schließlich geglüht (550 °C, 24 h). Die Differenz zwischen dem getrocknetem und dem geglühtem Gewicht, dividiert durch die Schüttdichte des neuen, unbewachsenen Material (ca. 525 g/L), ergibt die volumetrische Biomassenkonzentration in g oTR pro m³ Filterbettvolumen.

Für die Untersuchung des Milieus während des Außerbetriebzustands wurden Proben von dem Zwischenraumwasser sowie vom Trägermaterial an verschiedenen Filterbetthöhen entnommen (außer für die Lagerungsstrategie C „trocken“). Die Proben wurden in der ersten Woche Stillstand täglich und danach wöchentlich genommen. Folgende Parameter wurden gemessen: gelöster Sauerstoff, pH-Wert, Ammonium, Nitrat und Sulfat. Zusätzlich wurden mikroskopische Beobachtungen des Zwischenraumwassers durchgeführt.

Für die Beurteilung der Entfernung von Keimen durch die Filtrationswirkung wurden gesamtcoliforme Keime und Escherichia Coli aus den Zulauf- und Ablaufproben sowie aus den Proben entlang der Filterbetthöhe gelegentlich (Versuchsphase 4) gemessen. Die Quantifizierung erfolgte mit Inkubation mit Colilert Lösung und Bakterienzählung mit Quanti-Tray®/2000 (IDEXX Laboratories, Inc.) anhand der Most Probable Number (MPN) Methode.

Die Raumbelastung wurde anhand der Fracht an organischem Stickstoff (N_{org}) im Zulauf, berechnet aus der dosierten Harnstoffmenge und aus dem Verdünnungsfaktor, ermittelt. Die Raumumsatzleistung wurde anhand des in den Biofiltern gebildeten Nitrats berechnet, weil dieses nur als Endprodukt der Nitrifikation entsteht und insofern seine Bilanzierung zwischen Zulauf und Ablauf möglich ist. Grund dafür war, dass der dosierte Harnstoff im Zulauf der Biofiltersäulen noch nicht gänzlich zu Ammonium hydrolysiert war. Die vollständige Hydrolyse erstreckte sich bis etwa zur Hälfte der Filterbetthöhe. Aus diesem Grund war die Berechnung der Raumumsatzleistung anhand des abgebauten Ammoniums (Konzentration in Zulauf minus Konzentration in Ablauf) nicht möglich.

Im Ablauf wurde kein Harnstoff (gemessen als organischer Stickstoff) mehr detektiert; die verbleibende Ammoniumkonzentration wurde gemessen als Indikator für eine eventuelle Substratlimitierung (dieser Zustand tritt ein, wenn die Umsatzleistung „künstlich“ durch das Fehlen des Substrats gebremst wird). Nitrit – als Zwischenprodukt der Nitrifikation – wurde anfänglich auch gemessen. Da seine Konzentration i.d.R. kleiner als 2 % der N_{org} -Konzentration in Zulauf und somit innerhalb der Messungenauigkeit war, wurde das Nitrit für die Bilanz nicht mehr berücksichtigt.

Für die Messung der Biomassenaktivität im Außerbetriebzustand – gemessen als RUL des gesamten Filterbetts – wurden die Biofilter kurzzeitig beschickt und aus der Konzentrationsdifferenz von Nitrat in Zulauf und Ablauf wurde die RUL ermittelt. Für diesen Zweck wurden zwei Mischproben (Probenahmedauer: je 10 Minuten – wie die hydraulische Aufenthaltszeit HRT) genommen. Die erste wurde nach 2 HRT, die zweite nach 12 HRT entnommen. Die aus beiden Mischproben ermittelten RUL-Werte differierten um weniger als 5 % voneinander, daher wurde diese Prozedur für geeignet gehalten. Als Maß für die Biomassenaktivität im Außerbetriebzustand wurde der Mittelwert beider RUL-Werte verwendet.

3.4 Ergebnisse

3.4.1 Nitrifikation

Die Inbetriebnahme der Anlage bis zum Erreichen einer Nitrifikationsleistung von mindestens 70 % dauerte etwa 6 Wochen bei einer Wassertemperatur von $14 \pm 2^\circ\text{C}$ und einer Raumbelastung von $0,85 \text{ kg } N_{\text{org-N}}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$. Dieses Ergebnis entspricht anderen Daten über das Anfahren von nitrifizierenden Biofilteranlagen. Zum Beispiel Rother et al. (2002) berichten von einer Biofilteranlage mit Nitrifikation (Pilotmaßstab), deren Inbetriebnahme bei einer Wassertemperatur von $20\text{-}24^\circ\text{C}$ und mit kohlenstoffreduziertem Abwasser als Zulauf innerhalb vier Wochen abgeschlossen war.

Durch die allmähliche Erhöhung der Raumbelastung von $0,85$ auf $1,5 \text{ kg } N_{\text{org-N}}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ konnte die Raumumsatzleistung von $0,75$ auf $1,2 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ gesteigert werden (bei einer konstanten Luftgeschwindigkeit von $12 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$). Abbildung 9 stellt die Raumumsatzleistung in Funktion der angelegten Raumbelastung grafisch dar. Die prozentuale Umsatzrate (Verhältnis des umgesetzten Stickstoffs (gebildeten Nitrats) zum zufließenden Stickstoff (Ammonium-N plus organisch-N)) kann aus dem Abstand der jeweiligen Messpunkte zu der Diagonale (100 % Umsatz) berechnet werden.

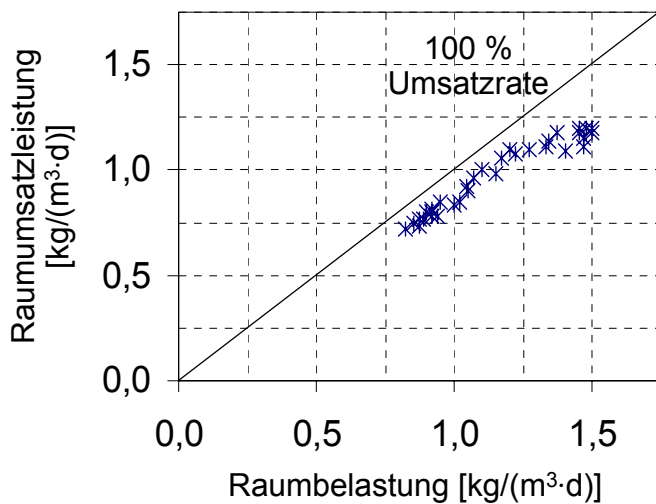


Abbildung 9 Raumumsatzleistung in Funktion der angelegten Raumbelastung
 Filtergeschwindigkeit: 3,1 m/h, Luftgeschwindigkeit: 12 m³/(m² h)
 Die Diagonale zeigt 100 % Umsatzrate

Aus der Abbildung wird ersichtlich, dass die Nitrifikationsrate ein Maximum bei einer Raumbelastung von etwa 1,25 kg N_{org}-N/(m³·d) erreicht, und dann nicht mehr weiter ansteigt. Ursache hierfür ist die Sauerstofflimitierung des Umsatzes, wie im Folgenden noch erläutert wird. Des Weiteren kann aus der Abbildung die generelle Reproduzierbarkeit der Ergebnisse abgelesen werden: für eine bestimmte Raumbelastung weist die erreichte Raumumsatzleistung eine Streuung von ca. 12 % auf.

Die ermittelten Werte für die Raumumsatzleistung decken sich gut mit den Referenzwerten für Biofilter für alleinige Nitrifikation (ohne gleichzeitige Kohlenstoffelimination) ab: 0,5 – 1 bis maximal 1,4 kg/(m³·d) nach ATV-DVWK (2000) und Pujol et al. (2000). Die organische Belastung war in den hiesigen Untersuchungen vergleichsweise niedrig (ca. 0,8 kg BSB₅/(m³·d) bzw. 2.5 kg CSB/(m³·d)) und ziemlich konstant in allen Versuchsphasen. Der CSB wurde geringfügig reduziert von 40 ± 11 mg/L im Zulauf auf 33 ± 10 mg/L im Ablauf (ca. 12 % Elimination). Aus diesen Daten kann man schließen, dass für die gegebenen Betriebsbedingungen die heterotrophe Aktivität nicht relevant war in Vergleich mit den üblichen Werten für Biofilter zur Kohlenstoffelimination.

Die Abhängigkeit der Raumumsatzleistung von der Luftgeschwindigkeit ist nicht sehr ausgeprägt. Durch die stufenweise Erhöhung der Luftgeschwindigkeit von 12 auf 30 m³/(m²·h), bei einer konstanten Raumbelastung von 1,23 m³/(m²·h), konnte die Raumumsatzleistung geringfügig von 0,92 auf 1,15 kg/(m³·d) gesteigert werden; die Umsatzrate stieg von 75 % auf 94 % (Abbildung 10). Die Ammoniumkonzentration im Ablauf sank von 6 auf 1,5 mg/L, so dass keine Substratlimitierung gegeben war. Es wird hier darauf hingewiesen, dass Ziel dieser Versuche nicht

die Erzeugung eines ammoniumfreien Ablaufs war, sondern die Bestimmung der maximalen Raumumsatzleistung und ihre Einflussfaktoren.

Die Sauerstoffkonzentration im Filtrat war bereits bei der niedrigsten Luftgeschwindigkeit mit 8,1 mg/L sehr hoch und stieg, mit der Zunahme der Luftgeschwindigkeit um Faktor 2,5, nur geringfügig um 8% auf 8,8 mg/L, entsprechend einer Sättigung von ca. 85 % bei der vorherrschenden Wassertemperatur von 14,4°C. Die Erhöhung der Raumumsatzleistung kann somit eher mit einer Verbesserung der hydraulischen Bedingungen im Filterbett als mit der Erhöhung der Sauerstoffkonzentration durch die erhöhte Luftgeschwindigkeit erklärt werden. Der diffusive Stofftransport von der flüssigen Phase in den Biofilm hinein wird durch die höhere Turbulenz beschleunigt, so dass die Bakterien im Biofilm schneller mit Sauerstoff und Ammonium versorgt werden, was in eine höhere Umsatzrate resultiert (Rother, 2005).

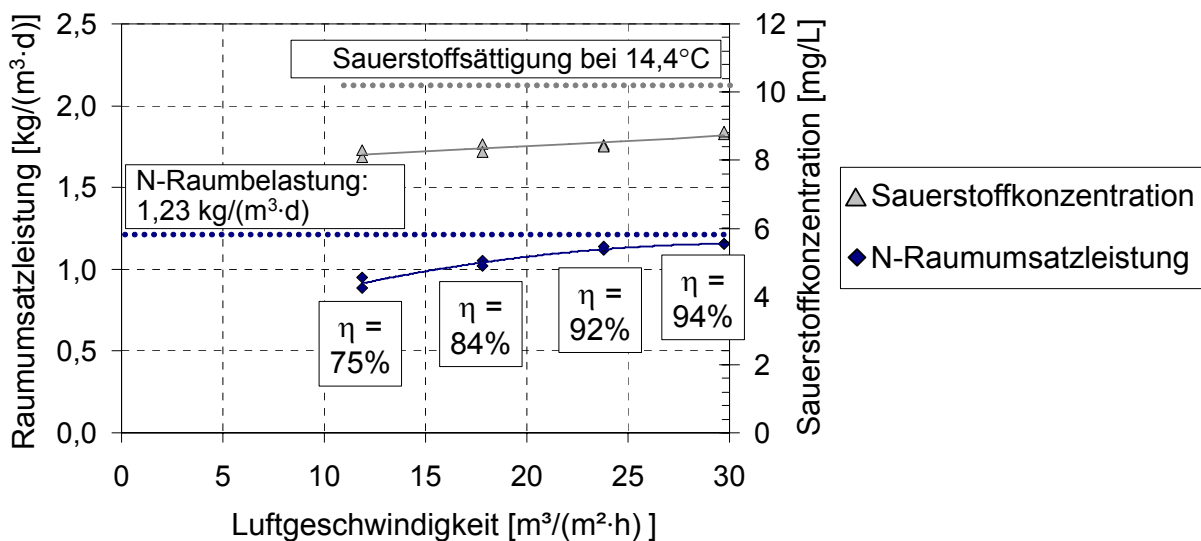


Abbildung 10 Raumumsatzleistung (linke Y-Achse) und Sauerstoffkonzentration im Filtrat (rechte Y-Achse) in Abhängigkeit der Luftgeschwindigkeit.

η: Umsatzrate der Nitrifikation. Für jede Luftgeschwindigkeit wurden zwei Messungen in unterschiedlichen Säulen durchgeführt

Die Messung der Biomassenkonzentration auf dem Trägermaterial ergab teilweise stark schwankende Werte. Bezogen auf dem Trockengewicht des unbewachsenen Materials betrug die Biomassenkonzentration im Mittel 7,6 g oTR/kg, mit einer Schwankungsbreite von 1,7 bis 12 g oTR/kg. Mit Zugrundelegung einer Schüttdichte von ca. 525 g/L ergibt sich eine volumetrische Biomassenkonzentration von im Mittel 4 g oTR/m³.

Eine leichte Abhängigkeit der Biomassenkonzentration von der Filtergeschwindigkeit wurde beobachtet (Abbildung 11a). Die mit der höheren Filtergeschwindigkeit betriebenen Säulen (4,6 m/h) zeigten die niedrigere Biomassenkonzentration (2,3 g oTR/m³ im Mittel) in Vergleich zu den Säulen mit der höheren Filtergeschwindigkeit (5 g oTR/m³ im Mittel). Das ist vermutlich durch die Abscherkräfte bei der höheren Filtergeschwindigkeit bedingt, die den überschüssigen Biofilm permanent abtragen und somit die Ausbildung eines dünneren Biofilms begünstigen.

Eine Abnahme der Biomassenkonzentration entlang der Filterbetthöhe wurde beobachtet (Abbildung 11b). Die höchste Biomassenkonzentration wurde erwartungsgemäß im untersten Teil des Filterbetts (Einlaufbereich) detektiert, weil in dieser Zone die lokale Raumbelastung und somit das Bakterienwachstum am höchsten sind.

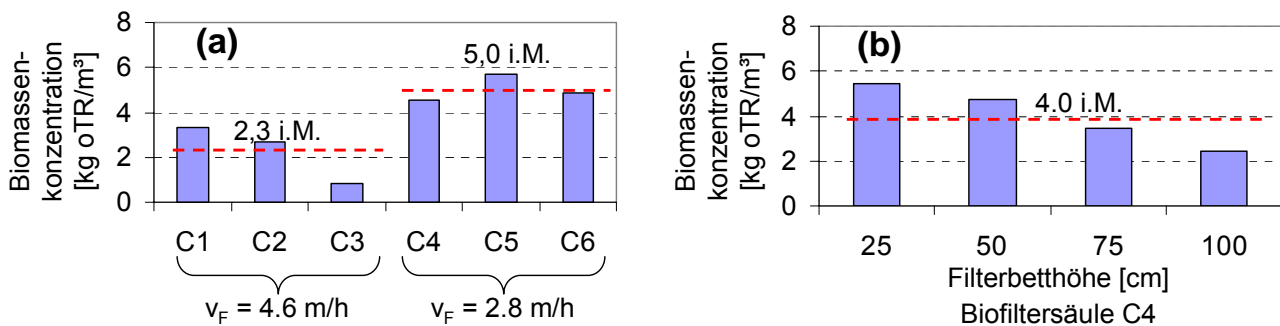


Abbildung 11 Biomassenkonzentration auf dem Trägermaterial für sechs Biofiltersäulen mit unterschiedlichen Filtergeschwindigkeiten (a) und für die gleiche Säule entlang der Filterbetthöhe (b)

Diese durchschnittliche Biomassenkonzentration von 4 g oTR/m³ ist leicht höher als die publizierten Werte für Biofilter für nachgeschaltete Nitrifikation: Boller et al. (1997) zum Beispiel geben 1,6-3 g oTR/m³, Barth et al. (1999) 2 g oTR/m³ an. Die in den hiesigen Versuchen gemessenen höheren Werte könnten auf die hohe und konstante Stickstoff-Raumbelastung berühren, mit folgender Ausbildung eines homogenen und kompakten Biofilms.

Ein Einfluss der Filtergeschwindigkeit auf die Raumumsatzleistung – bei sonst gleichen Bedingungen – wurde im untersuchten Bereich nicht beobachtet. Auch bei der niedrigeren Biomassenkonzentration zeigte sich die gleiche Nitrifikationsleistung, was darauf hinweist, dass der Gehalt an Biomasse alleine nicht maßgebend für die biologische Aktivität des Systems ist, sondern die (diffusive) Stofftransportprozesse in den Biofilm hinein eine entscheidende Rolle spielen.

3.4.2 Keimrückhalt

Die Anzahl an gesamtcoliformen Keime und Escherichia Coli im Zulauf zur Versuchsanlage betrug etwa 10^6 bzw. 10^5 /100 mL. Durch die Filtration konnten diese Parameter durchschnittlich um 2 Zehnerpotenzen reduziert werden. In Abbildung 12 wird der Verlauf der Konzentration der mikrobiologischen Parameter über die Filterbetthöhe für zwei Messreihen grafisch dargestellt.

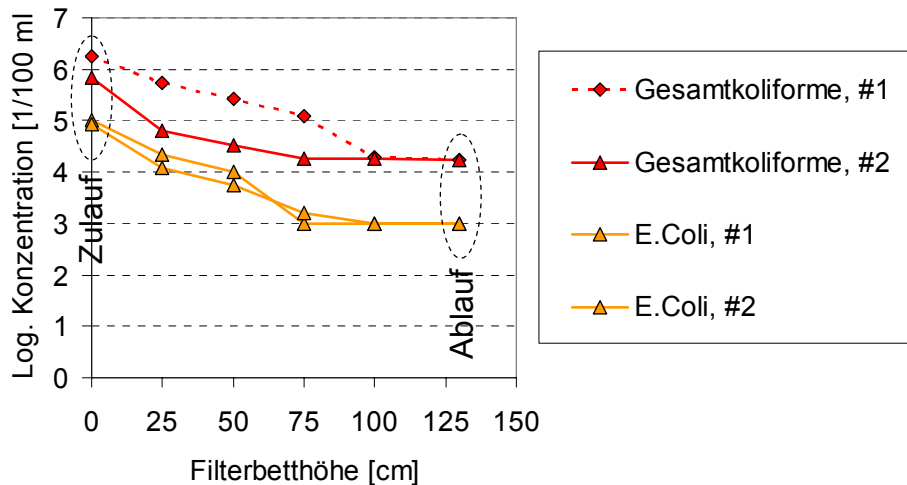


Abbildung 12 Verlauf der Konzentration der mikrobiologischen Parameter gesamtcoliforme Keime und Escherichia Coli über die Filterbetthöhe, zwei Messreihen

Aus der Abbildung ist zu erkennen, dass im Verlauf der Filterbetthöhe eine stetige Abnahme der mikrobiologischen Parameter erfolgt. Nur die oberste Probe, im Filtratüberstand, zeigt keine weitere Abnahme (gleiche Konzentration wie die vorherige Probe). Dies ist mit den Kurzschlussströmungen zu erklären, die in den obersten 30 cm Filterbetthöhe aufgrund der Materialaufwirbelung durch austretende Luftblasen entstehen. Es ist zu erwarten, dass mit einem längeren Fließweg (höherem Filterbett) eine weitere Entfernung der mikrobiologischen Parameter erreicht werden könnte. Die Versuchsanlage war aber für dieses Ziel nicht optimiert, weil der Schwerpunkt der hiesigen Untersuchungen nicht auf dem Keimrückhalt durch Filtration liegt. Aus diesem Grund wurden auch keine weiteren Messungen der mikrobiologischen Parameter unter anderen Bedingungen durchgeführt, insbesondere auch nicht untersucht wie sich die Rückspülung auf die Keimreduktion auswirkt.

3.4.3 Außerbetriebzustand und Wiederinbetriebnahme

In den folgenden drei Abschnitten werden die wesentlichen Ergebnisse der Versuchsphasen 5 bis 8 zur Untersuchung des Verhaltens der Biofilter im Außerbetriebzustand und nach Wiederinbetriebnahme dargestellt.

3.4.3.1 Milieu und Verhalten der Protozoen

Als Folge der unterschiedlichen Lagerungsstrategien während des Außerbetriebzustands bildeten sich unterschiedliche Milieus im Filterbett heraus.

Bei den Lagerungsstrategien A, B (aufgestaut und kontinuierlich bzw. diskontinuierlich belüftet) war das Milieu aufgrund der Belüftung aerob: die Sauerstoff-Konzentration war ständig nahezu gesättigt, der pH-Wert betrug 7-7,5. Die aerob gelagerten Säulen entwickelten keine unangenehmen Gerüche. Im Zwischenraumwasser wurden hohe Konzentrationen an Nitrat-Stickstoff und Phosphor gemessen: bis zu 50 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ und 12 mg/L P_{ges} nach drei Wochen Stillstand. Dies kann mit der endogenen Atmung oder Lyse der Bakterien erklärt werden. Diese Beobachtung wird von den Forschungsergebnissen von Manser et al. (2006) bestätigt.

Für die Lagerungsstrategie C (trocken) war es nicht möglich, das Milieu im Außerbetriebzustand zu charakterisieren, weil keine Proben von Zwischenraumwasser entnommen werden konnten. Durch die anfängliche Belüftung und die natürliche Luftzirkulation ist es allerdings davon auszugehen, dass das Milieu auch für diese Lagerungsstrategien aerob war. Gerüche die auf anaerobe Zustände hingewiesen hätten, wurden nicht wahrgenommen.

Für die Lagerungsstrategien D (aufgestaut und nicht belüftet) entwickelte sich das Milieu von aerob zu anoxisch und schließlich zu anaerob. Der freie gelöste Sauerstoff im Zwischenraumwasser wurde schnell innerhalb von maximal zwölf Stunden nach Außerbetriebnahme aufgebraucht. Anschließend wurde der gebundene Sauerstoff verbraucht. Das Nitrat (anfängliche Konzentration im Zwischenraumwasser: 20 bis 30 mg/L) wurde innerhalb von ca. zwei Tagen veratmet, das Sulfat (anfängliche Konzentration: 70 bis 90 mg/L) innerhalb der folgenden fünf bis sieben Tagen. Das Milieu verblieb dann ab diesem Zeitpunkt strikt anaerob. Dies wurde auch sensorisch wahrgenommen: aufgrund des entweichenden Schwefelwasserstoffs entwickelten die Säulen einen deutlichen fauligen Geruch, und der Material verfärbte sich zunehmend ins Schwarz. Dazu sind einige Bilder im Anhang 5 beigefügt.

Die Veratmung von Nitrat und Sulfat ist auf die endogene Atmung von heterotrophen Bakterien zurückzuführen, die in geringere Menge immer vorhanden sind, weil die autotrophen nitrifizierenden Bakterien nur freien Sauerstoff veratmen können. Auch für diese Lagerungsstrategie wurden hohe Konzentrationen an Ammonium-Stickstoff und Phosphor gemessen: bis 80 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$ und 15 mg/L P_{ges} nach drei Wochen Stillstand. Der pH-Wert sank auf ca. 6,7.

Eine andere auffallende Erscheinung bei den anaerob gelagerten Säulen war das Auftreten von Würmern (Nematoden, überwiegen der Gattung *Aeolosoma*) nach Außerbetriebnahme. Die Anwesenheit von Nematoden in aeroben Biofiltern ist völlig normal und wurde im normalen Betrieb bereits beobachtet (Austragung während der Filterspülung). Die Besonderheit bestand darin, dass ca. 24 Stunden nach der Einstellung der Belüftung eine große Anzahl an Würmern aus dem Inneren des Filterbetts heraus in Richtung Säulenwand und Filtratoberfläche wanderte (Abbildung 13). Diese Migration kann mit der Suche nach einer höheren Sauerstoffkonzentration erklärt werden. Etwa zwei Tage nach Außerbetriebnahme starben die Würmer aus, vermutlich durch Sauerstoffmangel, und akkumulierten auf dem Filterbett.



Abbildung 13 Migration von Würmer (Gattung *Aeolosoma*) aus dem Inneren des Filterbetts in Richtung Säulenwand und Filtratoberfläche nach Einstellung der Belüftung

Mikroskopische Beobachtungen von Zwischenraumwasser und Trägermaterial zeigten die Anwesenheit von aktiven Protozoen in den aerob gelagerten Säulen innerhalb 10 bis 15 Tagen nach Außerbetriebnahme (Abbildung 14). Es wurden einige Gattungen wie Amöben und Glockentierchen erkannt, allerdings war es nicht möglich, weitere Protozoen genauer zu identifizieren und die Anzahl der aktiven Organismen pro Volumeneinheit zu quantifizieren.

In den ohne Belüftung gelagerten Säulen konnten hingegen aktiven Protozoen im Zwischenraumwasser innerhalb von maximal 3 Tagen nach Außerbetriebnahme nachgewiesen werden. Diese Beobachtung beweist, dass Protozoen nicht in der Lage sind, für längere Zeit unter anoxisch/anaeroben Bedingungen zu überleben und somit die Bakterien und den Biofilm abzugrasen, wie bereits von Griffith (1997) beschrieben.

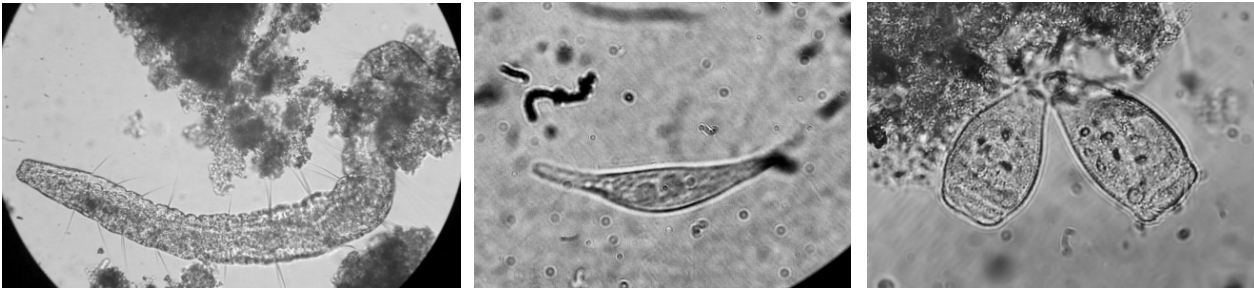


Abbildung 14 Mikroskopische Aufnahmen vom Zwischenraumwasser: Nematoden, Amöben, Glockentierchen.

3.4.3.2 Entwicklung der Biomassenaktivität im Außerbetriebzustand und nach Wiederinbetriebnahme

Einfluss von Temperatur, Lagerungsstrategie und Stillstandszeit

Die Biomassenaktivität im Außerbetriebzustand (Substratunterversorgung) und nach Wiederinbetriebnahme wird im Folgenden dargestellt und diskutiert. Die Biomassenaktivität wird als verbleibende Raumumsatzleistung des gesamten Filterbetts, in Prozent des Wertes vor Außerbetriebnahme, angegeben.

In Abbildung 15 wird eine Versuchsreihe bei der Wassertemperatur von 14°C dargestellt, in Abbildung 16 werden zwei Versuchsreihe bei der gleichen Wassertemperatur von 25°C dargestellt. Auf der Y-Achse wird die prozentuale verbleibende RUL, auf der X-Achse die Versuchstage aufgetragen. Dabei wurde als Bezugstag (Tag Null) der Tag der Wiederinbetriebnahme gewählt, weil die verschiedenen Versuchsreihen unterschiedliche Dauer hatten.

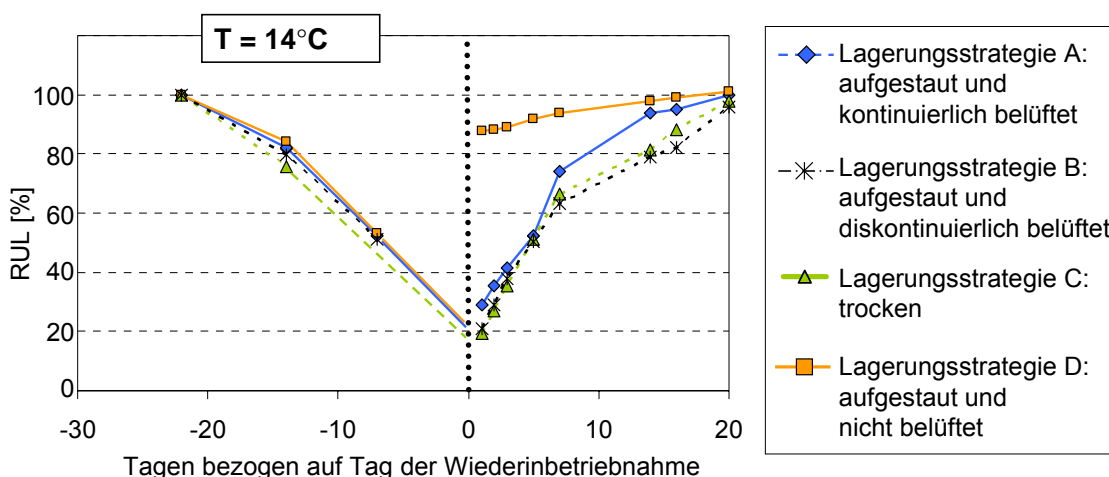


Abbildung 15 Prozentuale verbleibende RUL im Außerbetriebzustand für alle Lagerungsstrategien, eine Versuchsreihe bei 14°C Wassertemperatur

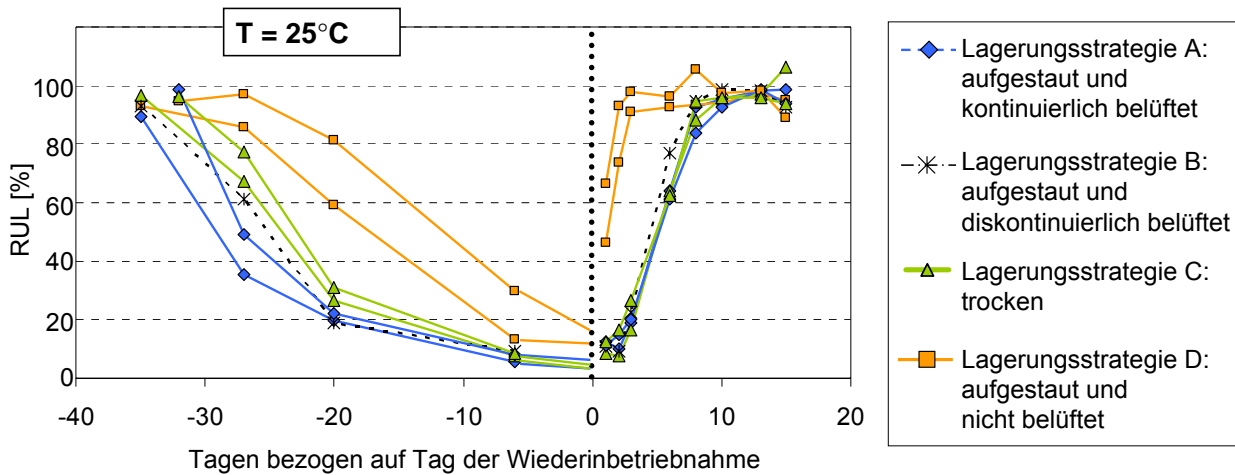


Abbildung 16 Prozentuale verbleibende RUL im Außerbetriebzustand für alle Lagerungsstrategien, zwei Versuchsreihen bei 25°C Wassertemperatur

Während der Außerbetriebszeit nimmt die verbleibende Aktivität deutlich ab. Bei der niedrigen Temperatur (14°C, Abbildung 15) sind kaum Unterschiede zwischen den Lagerungsstrategien erkennbar: die RUL nimmt mit etwa linearem Verlauf um 3,2 % pro Tag (22 % pro Woche) ab. Die Regressionslinie für alle Lagerungsstrategien bei 14°C wird in Abbildung 17a dargestellt.

Bei der höheren Temperatur (25°C) treten deutliche Unterschiede auf. Die Lagerungsstrategien mit aerobem Milieu (kontinuierlich und diskontinuierlich belüftet, trocken) zeigen ein ähnliches Verhalten und können zusammengefasst werden. Die RUL nimmt exponentiell ab, besonders ausgeprägt bei der kontinuierlich belüfteten Säule. Dieser Verlauf kann mit der Gleichung: $y = e^{-k \cdot t}$ interpoliert werden, in der y die verbleibende relative RUL (Prozent), t die Zeit seit Außerbetriebnahme (Tage) und k der Koeffizient der Aktivitätsabnahme sind. Für k kann ein Wert von $0,094 \text{ d}^{-1}$ mit einem Bestimmtheitsmaß R^2 von 0,956 berechnet werden. Diese nichtlineare Regression ist in Abbildung 17b grafisch dargestellt.

Die anoxisch/anaerobe Lagerungsstrategie (aufgestaut, nicht belüftet) zeigt auch bei dieser Temperatur eine lineare Aktivitätsabnahme Verlauf um 2,7 % pro Tag (19 % pro Woche).

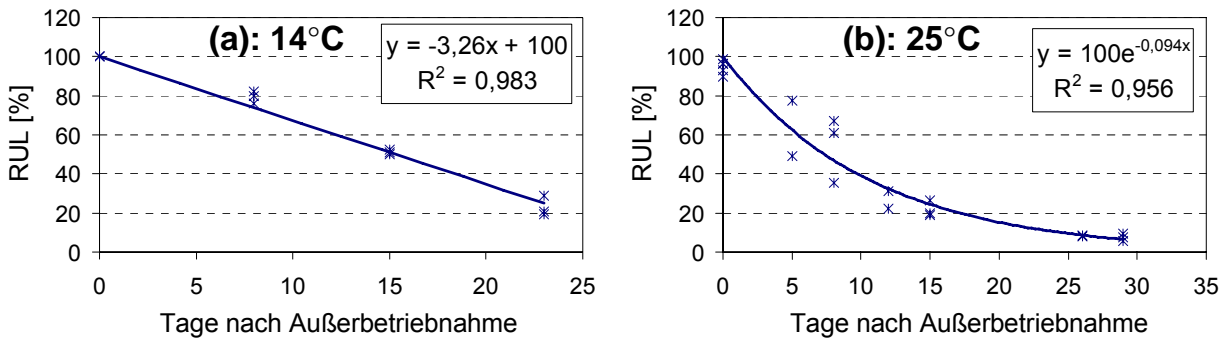


Abbildung 17 Prozentuale verbleibende RUL im Außerbetriebzustand:

(a): 14°C Temperatur, alle Lagerungsstrategien, mit lineare Regression

(b): 25°C Temperatur, nur Lagerungsstrategie „aufgestaut und nicht belüftet“, mit nichtlinearer Regression

Das Verhalten bei Wiederinbetriebnahme wurde ebenfalls untersucht.

Generell wurde bei allen Säulen beobachtet, dass das Filtrat unmittelbar nach Wiederinbetriebnahme sehr trüb und feststoffbeladen war. Dies ist die Folge der Ablösung eines Teils des Biofilms vom Trägermaterial aufgrund der wechselnden Bedingungen und bedingt bei großtechnischen Anlagen die Notwendigkeit einer Filterspülung vor der eigentlichen Wiederinbetriebnahme.

Die erste Messung der RUL erfolgte ein Tag nach Wiederinbetriebnahme. Die anaerob gelagerte Säule weist ein deutlich unterschiedliches Verhalten von den aerob gelagerten Säulen, die auch für die Wiederinbetriebnahme zusammengefasst werden können. Ein Tag nach Wiederinbetriebnahme zeigt die anaerob gelagerte Säule die höchste RUL auf: 88 % bei 14°C, 46 bis 67% bei 25°C, bezogen auf dem Referenzzustand. Die Zunahme der Aktivität, insbesondere bei der höheren Temperatur, ist sehr rasch, so dass spätestens 3 Tage nach Wiederinbetriebnahme für beide Temperaturen über 90 % der RUL und somit die volle Leistung erreicht wird.

Die aerob gelagerten Säulen weisen ein Tag nach Wiederinbetriebnahme eine RUL von 20 bis 30 % bei 14°C und von 5 bis 10 % bei 25°C bezogen auf dem Referenzzustand und liegen somit deutlich schlechter als die anoxisch/anaerob gelagerte Säule. Bei 25°C zeigen die aerob gelagerten Säulen erst eine lag-Phase von ca. 2 Tage bevor die Aktivität um ca. 15 % pro Tag zunimmt. Die lag-Phase deutet auf eine Adaptation bzw. Umstellung der Biozönose hin. Der Referenzzustand wird ca. 10 Tage nach Wiederinbetriebnahme erreicht. Bei 14°C ist keine lag-Phase zu beobachten; die Aktivitätszunahme beträgt ca. 7 % pro Tag und ist somit langsamer als bei der höheren Temperatur. Die volle Leistung wird ca. 20 Tage nach Wiederinbetriebnahme erreicht. Die genannten Ergebnisse sind in Tabelle 7 kurz zusammengefasst.

Tabelle 7 Kennzahlen für die Biomassenaktivität im Außerbetriebzustand und nach Wiederinbetriebnahme

Temperatur [°C]	14		25	
Milieu	aerob	anoxisch/ anaerob	aerob	anoxisch / anaerob
Abnahme der Biomassenaktivität (durchschnittlich) [%/Woche]	22	22	25	19
verbleibende Aktivität ⁽¹⁾ [%]	-	-	10	10
Aktivität bei Wiederinbetriebnahme [%]	20 - 30	90	10	45 - 65
Zeit für volle Leistung ⁽²⁾ [d]	14	1	10	3

⁽¹⁾: Zu erwartende Aktivität nach einer Stillstandszeit von vier Wochen oder länger

⁽²⁾: Zeit für die Erreichung von mindestens 95 % der ursprünglichen Aktivität
(vor Außerbetriebnahme)

Einfluss der zwischenzeitige Beschickung

In der letzten Versuchsreihe (8) wurde der Einfluss der zwischenzeitigen Beschickung untersucht. Nur die Lagerungsstrategie D (aufgestaut, nicht belüftet) wurde untersucht. Alle Säulen wurden gleichzeitig außer Betrieb genommen und nach verschiedenen Stillstandszeiten, ohne jegliche Störung des Filterbettes, wieder in Betrieb genommen. Die Wassertemperatur betrug $16^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$. Die Ergebnisse sind in Abbildung 18 grafisch dargestellt. Auf der Y-Achse wird die prozentuale verbleibende RUL aufgetragen. Auf der X-Achse werden die vergangenen Tage seit Außerbetriebnahme (Stillstandszeit) aufgetragen. Es wurden 3 Stillstandszeiten getestet: 18, 34 und 69 Tage.

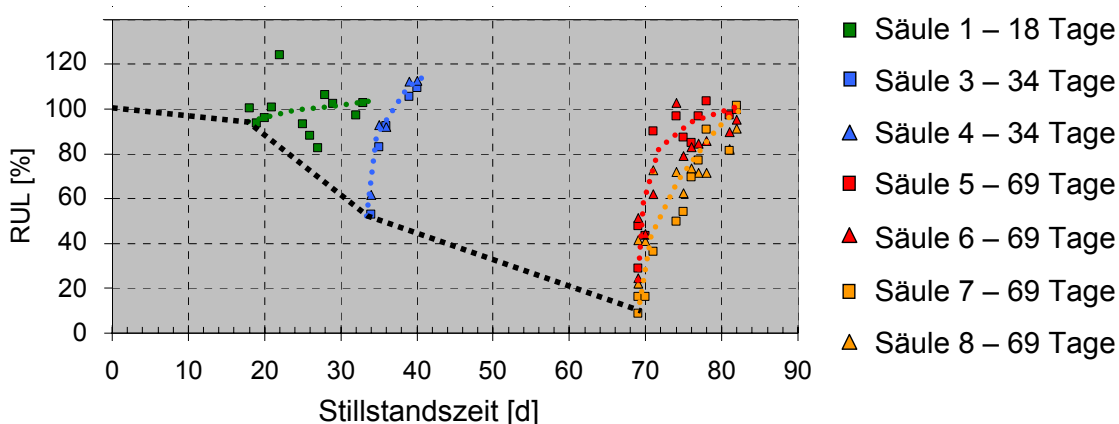


Abbildung 18 Versuchsreihe Nr. 8, ohne zwischenzeitige Beschickung, nur die Lagerungsstrategie D (aufgestaut, nicht belüftet). Die schwarze gestrichelte Linie ergibt den Trend für die verbleibende Aktivität bei Wiederinbetriebnahme

Folgende Punkte werden hervorgehoben:

- Die RUL unmittelbar bei Wiederinbetriebnahme nimmt mit zunehmender Stillstandszeit ab (schwarze gestrichelte Linie in Abbildung 18). Die durchschnittliche Aktivitätsabnahme beträgt 8 % pro Woche.
- Nach 18 Tagen Stillstandszeit beträgt die verbleibende RUL 88 % des Ausgangswertes und ist somit fast beim Referenzzustand; allerdings sind in den folgenden Versuchstagen infolge unkonstanter Raumbelastung Schwankungen in der RUL (teilweise höher als der Ausgangswert 100 %), so dass eine genauere Auswertung nicht möglich ist.
- Nach 34 Tagen Stillstandszeit beträgt die verbleibende RUL nur noch 45 % des Ausgangswertes; die Erreichung des Referenzzustandes bedarf in diesem Fall 6 Tage.
- Nach 69 Tagen Stillstandszeit wurden 4 Säulen wieder in Betrieb genommen, die trotz täglicher Schwankungen tendenziell das gleiche Verhalten aufweisen. Die verbleibende RUL bei Wiederinbetriebnahme beträgt im Mittel 18 %; die benötigte Zeit zur Erreichung des Referenzzustandes beträgt in diesem Fall ca. 14 Tage.

Bei dieser Versuchsreihe zeigt sich eine längere Zeit bis zur Erreichung des Referenzzustandes, bei der gleicher Lagerungsstrategie. In diesem Punkt kann ein Einfluss der zwischenzeitigen Beschickung für die Messung der RUL während Stillstandszeiten erkannt werden. Die in dieser Versuchsreihe fehlende Beschickung verursacht eine deutlich langsamere Wiedererlangung der ursprünglichen RUL.

3.4.3.3 Interpretation des Verhaltens im Außerbetriebzustand

Aus den durchgeführten Versuchen hat sich herausgestellt, dass das Milieu der wesentliche Einflussfaktor auf die Aktivitätserhaltung der nitrifizierenden Biomasse während Substratunterversorgung ist. Die Biofiltersäulen, die im Außerbetriebzustand in einem anaeroben Milieu gelagert werden (Filterbett aufgestaut und nicht belüftet), weisen bei Wiederinbetriebnahme die höchste verbleibende Aktivität, gemessen als Raumumsatzleistung des gesamten Filterbetts, und die schnellste Wiedererlangung der ursprünglichen Leistung, im Vergleich mit den im aeroben Milieu gelagerten Säulen. Dieser Unterschied kann mit einer unterschiedlichen Absterberate (*decay rate*) für die zwei Milieus erklärt werden. Verschiedene Autoren haben die Absterberate für autotrophe, (sowohl suspendierte als auch fixierte) Biomasse ermittelt, mit dem Ergebnis, dass die Absterberate im anoxisch/anaeroben Milieu niedriger ist als im aeroben Milieu (Tabelle 8).

Tabelle 8 Absterberate (endogene Atmungsrate, *decay rate*) für heterotrophe Biomasse unter verschiedenen Milieus nach verschiedenen Autoren

Absterberate				System	Quelle
aeroben	anoxisch	anaeroben	T		
1/d	1/d	1/d	°C		
0,15	0,02		20	Belebtschlamm	Manser, 2006
0,2	0,1		20	Belebtschlamm	Nowak, 1994
0,4	0,2		30	Belebtschlamm	Salzer, 1992
0,2		0,03	20	Belebtschlamm	Siegrist, 1999
0,43		0,092	30	Fixierte Nitrosomonas	Leenen, 1997

Einige andere Untersuchungen bestätigen die Persistenz von Biofilmen über längere Zeit unter Hungerbedingungen (Substratunterversorgung). Castegnier et al. (2006) zeigten, dass ein Biofilm, gewachsen an einer Kalksteinfläche, für mehr als 60 Tage ohne Substratzufuhr unbeschadet fortbestand, bevor die ersten Zeichen eines Zerfalls erschienen. Batchelor et al. (1997) fanden heraus, dass in einer verhungerten Kultur von Ammonium oxidierenden Bakterien die Anzahl and kultivierbare Zellen nicht signifikant abnahm, selbst nach 42 Tage ohne Substratzufuhr. Sie zeigten auch, dass ein „verhungertes“ nitrifizierender Biofilm, welcher 42 Tage ohne Substratzufuhr gehalten wurde, innerhalb von 7 Tagen nach Substratzugabe die volle Aktivität wiedererlangte. Es wird aber darauf hingewiesen, dass in beiden Studien reine Kulturen benutzt wurden, wo Protozoen und andere Räuber nicht vorkamen waren.

In der Literatur sind nur wenige Erklärungen darüber zu finden, warum die Absterberate unter anoxisch/anaeroben Bedingungen niedriger ist als unter aeroben Bedingungen und welches die für die Aktivitätsabnahme maßgebenden Prozesse sind (endogene Atmung, Enzymdegradation, Lyse oder Prädation). Morgenroth et al. (2000) vermuten, dass die verminderte Ammonium-Oxidationsrate während Substratunterversorgung unter aeroben Bedingungen auf einem erhöhten Energiebedarf für das Erhaltungsstoffwechsel beruhen könnte. Manser et al. (2006) geben auch die Prädation durch Protozoen als Erklärung an.

Manser et al. (2006) haben auch den Einfluss der Enzymdegradation auf die Biomassenaktivität untersucht. Die enzymatischen Prozesse (Aktivierung, Synthese, Degradation, Inhibition) sind sehr schnell im Vergleich zu anderen mikrobiologischen Prozessen. Die Produktion von Enzymen kann innerhalb von Minuten aktiviert oder gestoppt werden, je nach Ab- oder Anwesenheit von Inhibitoren. Messungen von Manser et al. (2006) haben gezeigt, dass die Aktivierungszeit (Zeit zwischen Substratzugabe und Beginn der Enzymsynthese) für Ammonium oxidierenden Bakterien etwa zehn Minuten beträgt. Die vollständige Enzymsynthese dauert etwa eine bis zwei Stunden. Nitrit oxidierende Bakterien erreichen dagegen ihre Maximale Sauerstoffverbrauchsrate unverzüglich nach Substratzugabe, was auf eine viel schnellere Enzymsynthese hindeutet. Während

Substratunterversorgung unter aeroben Bedingungen wurde die maximale enzymatische Aktivität auf ca. 60 % innerhalb von 6 Stunden reduziert, gefolgt von einer nur minimalen weiteren Abnahme in den nächsten 8 Tagen. Die Enzymdegradation war stärker ausgeprägt unter aeroben als unter anoxischen Bedingungen.

In den vorliegenden Untersuchungen haben mikroskopische Aufnahmen gezeigt, dass die Protozoen nur für kurze Zeit (maximal 3 Tagen) unter anoxisch/anaeroben Bedingungen überleben können. Die beobachtete niedrigere Absterberate der nitrifizierenden Biomasse unter anoxisch/anaeroben Bedingungen könnte also mit dem Abgrasen durch die Protozoen/Räuber erklärt werden, welches (stärker) aktiv unter aeroben Bedingungen ist, aber nicht vorhanden oder erheblich reduziert unter anaeroben Bedingungen abläuft. Ein anderer Prozess, welcher die unterschiedlichen Absterberaten unter verschiedenen Bedingungen erklären könnte, ist die Enzymdegradation. Dieser Prozess wurde allerdings in der vorliegenden Studie nicht betrachtet.

Die unterschiedlich starke abgrasende Aktion der Protozoen/Räuber könnte auch das unterschiedliche Verhalten der Biofilter nach Wiederinbetriebnahme erklären. In den anaerob gelagerten Säulen konnte der Biofilm nicht von den Protozoen abgegrast/ abgereichert werden, sondern die Bakterien waren einfach aufgrund des Substratmangels in eine Art „Schlafmodus“ übergegangen (Kaprelyants and Kell, 1996). Nach Wiederinbetriebnahme, in Anwesenheit von Substrat, konnten die Bakterien, dank der schnellen Enzymaktivierung und –Synthese, die normale Aktivität erneut starten. In den aerob gelagerten Säulen hingegen war der Biofilm vermutlich von den Protozoen vollständig abgegrast worden, so dass sich ein Biofilm erst neu bilden musste, was eine viel längere Zeit andauert.

3.5 Empfehlungen für die Praxis

Aufwärts durchströmte Biofilter sind ein leistungsfähiges Verfahren für die Nitrifikation von biologisch vorbehandeltem Abwasser. Die Nitrifikation kann mit hoher Raumumsatzleistung erfolgen (1,0 bis 1,2 kg/(m³ d) bei einer Wassertemperatur von 14 °C), wenn die organische Belastung vergleichsweise gering ist (max. ca. 2.5 kg CSB/(m³·d)) und eine ausreichende Sauerstoffversorgung gewährleistet ist.

Die erste Inbetriebnahme eines Filters (mit neuem Trägermaterial) bis zur Etablierung einer stabilen Nitrifikation kann unter Umständen eine lange Zeit dauern. Bei 14 °C Wassertemperatur wurden ohne vorherige Animpfung des Trägermaterials (direkte Beschickung mit dem zu behandelndem Abwasser) im Rahmen der Untersuchungen 5 Wochen benötigt.

Ein eingefahrener Biofilter kann dann flexibel betrieben werden: Stillstandszeiten von mehreren Wochen mit anschließender Wiederinbetriebnahme sind möglich. Die Wiederinbetriebnahme erfolgt

in diesem Fall viel schneller als die erste Inbetriebnahme. Dies ist die wesentliche Voraussetzung für einen saisonal unterschiedlichen Betrieb der Abwasserbehandlung. Für die Erhaltung der Aktivität der nitrifizierenden Biozönose sind folgende Aspekte von Bedeutung:

Art der Lagerung („Lagerungsstrategie“): Für die optimale Aktivitätserhaltung soll die Biomasse (das Filterbett) unter einem anaeroben Milieu gelagert werden. Dies wird erreicht, indem das Filterbett aufgestaut und nicht belüftet wird. Die Erreichung der ursprünglichen Leistung nach Wiederinbetriebnahme bedarf bei optimalen Bedingungen minimal 3 Tage. Zum Vergleich, bei aerober Lagerung (mit kontinuierlicher oder diskontinuierlicher Belüftung) werden 10 bis 20 Tage benötigt. Es wird empfohlen, den Biofilter vor Wiederinbetriebnahme gründlich zu spülen, um die teilweise zersetzte Biomasse und die freigesetzten Stickstoff und Phosphor abzutragen. Auch eine Spülung vor Außerbetriebnahme ist sinnvoll.

Dauer des Stillstands: Die verbleibende Aktivität der nitrifizierenden Biozönose, gemessen als RUL des gesamten Filterbettes, nimmt mit zunehmender Stillstandszeit ab. Bei anaerober Lagerung kann eine Abnahme von (8) 10 bis 20 (22) % pro Woche (Prozentsatz des RUL-Wertes am Zeitpunkt von Außerbetriebnahme) erwartet werden. Ein Restwert von 10 % verbleibt auch bei längerer (> 5 Wochen) Stillstandszeit.

Zwischenzeitige Beschickung: Eine kurze zwischenzeitige Beschickung des Filterbettes (2 Stunden pro Woche) hat einen positiven Einfluss. Die Erlangung der ursprünglichen Aktivität nach Wiederinbetriebnahme kann dadurch deutlich beschleunigt werden

Temperatur: Bei hohen Temperaturen sind die Abnahme der Nitrifikation bei Stillstand sowie die Erlangung der ursprünglichen Aktivität nach Wiederinbetriebnahme schneller. Allerdings ist der Einfluss der Temperatur bei der anaeroben Lagerung geringer.

Die erzielten Ergebnisse zu der Lagerung der Biomasse bei Substratunterversorgung, insbesondere die hohe Absterberate unter aerobem Milieu, betonen indirekt auch die entscheidende Rolle der Regelung der Belüftung entsprechend der aktuellen Belastung. Substratmangelbedingungen können auch aufgrund der täglichen und wöchentlichen Frachtschwankungen auftreten (Wochenende, schwankende Industrieeinleiter, Regenereignisse), selbst ohne absichtliche und gezielte partielle Außerbetriebnahme. Bei sinkender Ammoniumbelastung soll demzufolge auch die Belüftungsintensität reduziert oder sogar gestoppt werden, um eine übermäßige Reduzierung der Nitrifikationsleistung unter aerobem Milieu zu verhindern und die Biomasse für die nächste eintretende Belastungszunahme aktiv zu halten.

Für die Umsetzung eines saisonalen Betriebs von Biofilter mit langen Stillstandszeiten sind weitere betriebliche Maßnahmen zu treffen.

Ein wichtiger Aspekt ist die Entstehung von Mücken und Ungeziefer an der stehenden, offenen Wasserflächen, besonders bei den hohen Temperaturen (Metcalf & Eddy, 2003). Diese Bedingungen sind im Fall der anaeroben Lagerung gegeben. Eine einfache vorbeugende Maßnahme könnte die Absenkung des Wasserspiegels in den lagernden Filterzellen bis einigen Zentimetern unterhalb der Materialoberfläche, so dass die freie Wasserfläche nicht mehr vorhanden ist. Eine andere Maßnahme könnte die Abdeckung der Zellen mit Plastikfolien oder Ähnliches.

Ein weiterer Aspekt ist der Umgang mit dem nährstoffreichen Zwischenraumwasser der anaerob gelagerten Filterzellen. Die hohe Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen, wenn nicht entsprechend gesammelt und behandelt, könnten zu Überschreitung der Ablaufgrenzwerte führen, wenn das Zwischenraumwasser bei Wiederinbetriebnahme unbehandelt abgeleitet wird.

Vor Wiederinbetriebnahme sollen die gelagerten Filterzellen gespült werden, wie bereits angesprochen, und das anfallende Spülwasser, welches dann das nährstoffreichen Zwischenraumwasser enthält, gesammelt und behandelt werden.

Die übliche Spülwasserbehandlung, welche die Separation von Wasser und Schlamm, Schlammstabilisierung (ab einer gewissen Anlagegröße anaerob), Schlammwässerung und Rückführung des Schlammwassers vorsieht, ist in der Lage, das Spülwasser auch nach einer langen anaeroben Lagerung sicher zu behandeln. Das Zwischenraumwasser unterscheidet sich in der Zusammensetzung schließlich nicht wesentlich vom Schlammwassers. Mit einem gezielten Management von Spülung und Spülwasserbehandlung lassen sich die hohe Nährstoffkonzentrationen im Zwischenraumwasser sicher handhaben.

4 Energie und Kosten

4.1 Kosten der Abwasserbehandlung

Bei der Betrachtung der Kosten der Abwasserbehandlung mit Biofilteranlagen sind besonders Investitions- und Betriebskosten zu analysieren.

Die Biofiltration kann bisher nicht als standardisiertes Verfahren der Abwasserbehandlung bezeichnet werden (Cornel und Rother, 2003a). Die Bauwerke sind komplex und besonders die Filterböden müssen zum Beispiel mit größter Sorgfalt unter Einhaltung enger Toleranzen hergestellt und montiert werden. Höhere spezifische Baukosten werden allerdings durch das geringere Bauvolumen kompensiert. Barjenbruch und Stähle (2002) haben bei Auswertungen der flächen- und einwohnerspezifischen Kosten in Deutschland gebauter Biofilter erwartungsgemäß große Unterschiede festgestellt. Aus Vergleichen mit veröffentlichten Kostenfunktionen für Belebungsanlagen zeigen sie, dass Biofilter in der einwohnerspezifischen Investition nicht unbedingt teurer sind als Belebungsanlagen (Barjenbruch, 2003).

Die Betriebskosten sind gegenüber dem Belebungsverfahren erhöht, einerseits durch den höheren spezifischen Energiebedarf und andererseits durch den vermehrten Einsatz von Hilfsstoffen wie zum Beispiel Methanol oder Fäll- bzw. Flockungsmitteln.

Bei den Betriebskosten von Biofiltern machen die Energiekosten i.d.R. einen Anteil von 20-30% aus (Barjenbruch und Stähle 2002, Gassen 2000). In Abbildung 19 wird die Zusammensetzung der Betriebskosten für als Hauptreinigungsstufe ausgeführte Biofilter grafisch dargestellt. Beim Belebungsverfahren liegen die Energiekosten mit ca. 10-15% der Betriebskosten (Reichert 2001) anteilig niedriger als bei Biofiltern. Bei der Betrachtung der Gesamtkosten nimmt die Bedeutung der Energiekosten noch weiter ab, da sie dort durch die i.d.R. hohen Abschreibungen meist nur weniger als 5 % betragen (Gassen 2000). Nichtsdestotrotz sollte der Senkung des Energieverbrauchs allein aus Gründen des Umwelt- und Klimaschutzes eine hohe Bedeutung beigemessen werden.

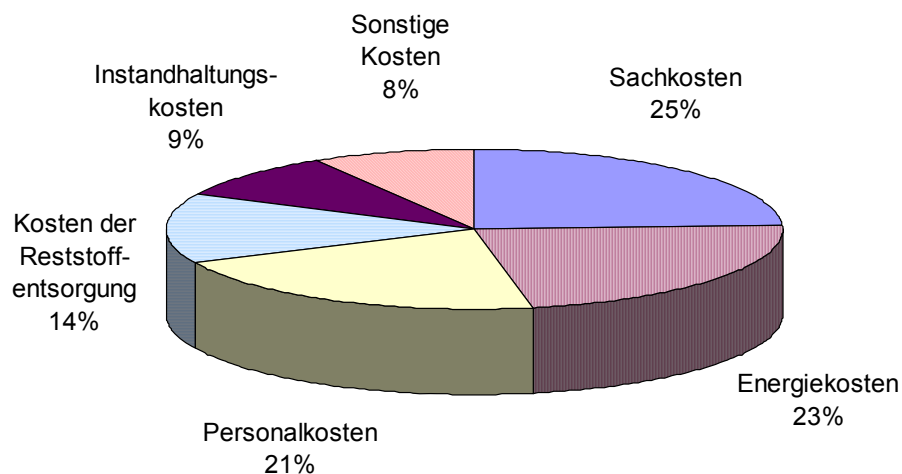


Abbildung 19 Zusammensetzung der Betriebskosten für Biofilter als Hauptreinigungsstufe (Barjenbruch und Stähle, 2002)

Die u.U. erhöhten Kosten der Biofiltration können dann zu wirtschaftlicheren Lösungen gegenüber konventionellen Varianten führen, wenn kein Platz für Neu- oder Ausbauten vorhanden ist, bzw. wenn ein konventioneller Ausbau nicht auf einem Altstandort möglich ist und so neue Pumpwerke und Transportleitungen bei einem Neubau "auf der grünen Wiese" erforderlich würden. Das gleiche gilt bei hohen Grundstückspreisen.

4.2 Energieverbrauch von Biofilteranlagen

Der Energieaufwand für die Abwasserreinigung im Biofilter ist höher als beim Belebungsverfahren. Dies resultiert aus verschiedenen Maßnahmen und Systemeigenschaften:

- Mechanische Vorreinigung:

Der erhöhte Aufwand durch Feinrechen/Siebe wird durch die Aggregate selber, aber auch durch die notwendige Entwässerung der relativ großen Menge an Rechen- bzw. Siebgut begründet. Weiterhin führt der Druckverlust beim Durchgang durch die relativ feinen Öffnungen zu erhöhtem Druckverlust und somit Energieverbrauch im Zulaufpumpwerk. Wenn Feinrechen/Siebe mittels Hochdruckwasserstahl gereinigt werden wird zusätzlich Energie benötigt.
- Zulaufpumpwerk Biofilteranlage:

Vor dem ersten Biofilter muss ein Pumpwerk angeordnet sein, dass die Filter beschickt. Verglichen mit einer konventionellen Belebungsanlage ist dies i.d.R. ein Mehraufwand. Wenn es sich um mehrere Biofilter in Reihe handelt, zum Beispiel preDN/N, dann ist i.d.R. nach dem ersten Biofilter eine weitere Pumpe zur Beschickung des zweiten Filters angeordnet. Die

Pumpen müssen das höhere hydraulische Gefälle (geodätischer Höhenunterschied plus Widerstand der Schüttung) der Biofilter überwinden, was besonders bei hohen Recycleraten zu erhöhtem Energieverbrauch führt.

o Gebläse für Betriebsluft:

Bei der Belüftung von Biofiltern muss ein höherer Druckverlust überwunden werden, Je nach Körnung und Lückengrad der Schüttung kann dieser bei üblichen Bauhöhen von bis zu 4,5 m bis zu 105 Pa (1 bar) betragen. Die Prozessluftmenge darf zudem ein bestimmtes Minimum nicht unterschreiten, weil eine gleichmäßige Luftverteilung über die Filterfläche oft erst ab einer bestimmten Luftgeschwindigkeit gewährleistet ist. Des Weiteren ist in Biofilteranlagen aufgrund des diffusiven Stofftransportes durch den Biofilm, wie zuvor bereits aufgezeigt, eine höhere „Betriebssauerstoffkonzentration“ erforderlich als in Belebungsanlagen. Daraus ergibt sich, dass die spezifische Prozessluftzufuhr (Luftmenge pro Kubikmeter Reaktorvolumen) je nach Randbedingung um das zwei- bis fünffache höher ist als in Belebungsanlagen. Ein höherer Energieverbrauch für Biofilteranlagen lässt sich daraus nicht direkt ableiten, da das zu belüftende Volumen bei Biofilteranlagen erheblich kleiner ist (ca. 25% des Volumens von Belebungsanlagen) (Barjenbruch, 2003).

o Spülpumpen und Spülgebläse:

Bei der Spülung muss das Filterbett leicht aufgelockert und um einige Prozent expandiert werden, damit Verbackungen gelöst und die von der Spülluft vom Trägermaterial abgescherten Feststoffe ausgespült werden können. Die notwendige Energie dazu ist im Vergleich zu allen anderen Verfahren ohne Spüleinrichtungen als Mehraufwand zu betrachten. Hinzu kommt, dass das anfallende Spülwasser ganz oder teilweise den Biofiltern erneut zugeführt wird und auch dadurch der Gesamtenergiebedarf erhöht wird.

o Modularität und Auslastung

Andere Faktoren, die sich massiv auf die Energieeffizienz von Biofilteranlagen auswirken, sind die Auslastung und die Modularität bzw. die Möglichkeit einer Anpassung der Anzahl an aktiven Filterzellen an die tatsächliche Belastung. Die Prozessluft- und die Filtergeschwindigkeit dürfen ein bestimmtes Minimum nicht unterschreiten: wenn trotz niedriger Zulauf-Schmutzfracht alle Filterzellen betrieben werden ergibt sich ein erhöhter Energieverbrauch bezogen auf die verarbeitete Schmutzfracht in Vergleich mit dem Betrieb unter Auslegungsbedingungen oder auch in Vergleich mit anderen Verfahren. Dieser Aspekt bietet aber in vielen Fällen ein erhebliches Optimierungs- und Energieeinsparpotential von 20 bis 30 % (in Einzelfällen bis 70 %), so dass gut betriebene, optimierte Biofilteranlagen durchaus einen ähnlichen Energieverbrauch aufweisen können wie Belebungsanlagen. Oft ist aber dieses Optimierungspotential nicht bekannt und schon gar nicht ausgeschöpft.

In der folgenden Abbildung 20 und Abbildung 21 wird die Aufteilung des Energieverbrauchs von Biofiltern unter den verschiedenen Aggregaten dargestellt. Der Anteil der Prozessluft am Gesamtstromverbrauch beträgt etwa 60 – 70 % bei Biofiltern als Hauptreinigungsstufe, 50 % bei Biofiltern als zweite biologische Stufe und lediglich 25 % bei Biofiltern zur Rest-Nitrifikation. Dieser Unterschied liegt an der unterschiedlichen erforderlichen Gebläseleistung, die offensichtlich mit steigender Reinigungsleistung ebenfalls zunimmt (Barjenbruch und Stähle, 2002).

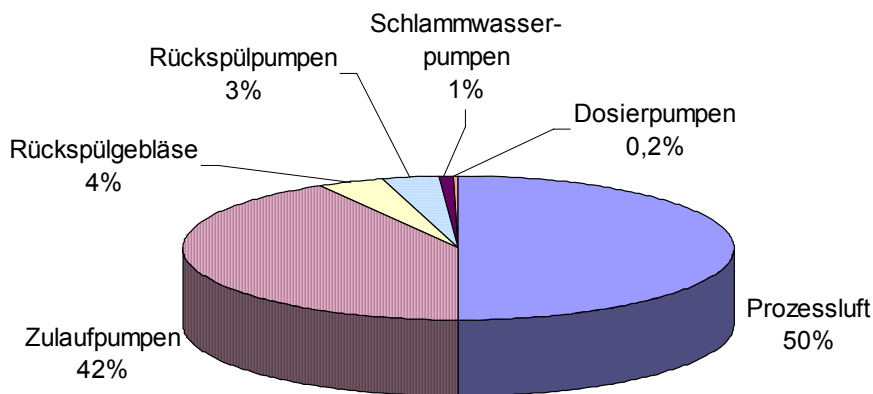


Abbildung 20 Aufteilung des Energieverbrauchs von Biofiltern als zweite biologische Stufe (basierend auf 4 Anlagen) (Barjenbruch und Stähle, 2002)

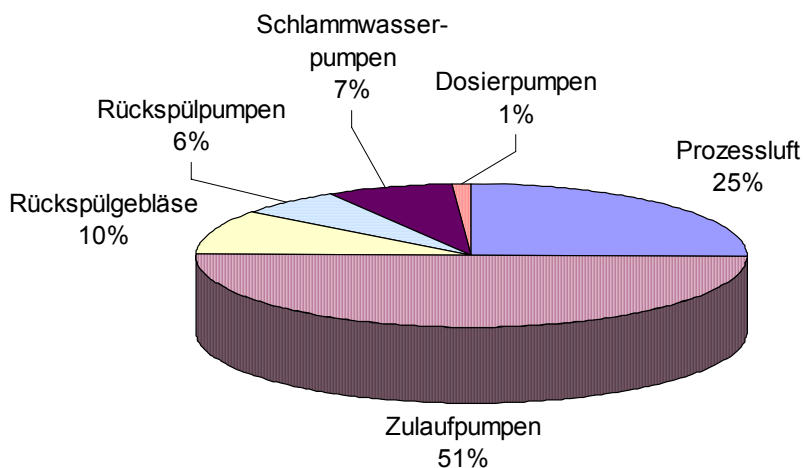


Abbildung 21 Aufteilung des Energieverbrauchs von Biofiltern zur Rest-Nitrifikation (basierend auf 9 Anlagen) (Barjenbruch und Stähle, 2002)

4.3 Auswertung von realen Energiedaten

Eine Schwierigkeit in der Auswertung von Energiedaten von Biofilteranlagen liegt in der Wahl der richtigen Bezugsgröße, vor allem bei dem Vergleich von Anlagen mit unterschiedlichen Reinigungszielen.

Der Energieverbrauch kann auf:

- die behandelte Abwassermenge;
- die tatsächliche mittlere Belastung (EW_{60}); oder die
- abgebaute bzw. umgesetzte Fracht (Kohlenstoff oder Stickstoff)

bezogen werden.

Eine weitere Schwierigkeit liegt darin, dass Biofilteranlagen mit unterschiedlichen Reinigungszielen eingesetzt werden (C + N + DN, N + DN, N, DN). Je nach Reinigungsziel werden unterschiedlich große Frachten behandelt, die einen entsprechenden Energiebedarf zur Folge haben.

So ist beispielsweise der abwasserspezifische Energieverbrauch (kWh pro Kubikmeter behandeltes Wasser) für Anlagen, die eine Teilreinigung leisten, geringer als der abwasserspezifische Energieverbrauch von Biofilterhauptstufen und als die Praxiswerte von Belebungsanlagen (siehe Tabelle 9).

Bezieht man den Energieverbrauch auf die tatsächlich abgebaute oder umgesetzte Fracht (Kohlenstoff oder Stickstoff) ergibt sich ein ganz anderes Bild. Bei Biofilterhauptstufen liegt der umsatzspezifische Energieverbrauch (kWh pro kg Kohlenstoff oder Stickstoff abgebaut) in der gleichen Größenordnung wie bei Belebungsanlagen. Bei Biofiltern als zusätzliche Reinigungsstufe liegt der umsatzspezifische Energieverbrauch um ein Vielfaches über dem durchschnittlichen Wert für Belebungsanlagen. Gut ausgelastete Anlagen liefern normalerweise niedrige spezifische Energiewerte. Anlagen, die unterhalb ihrer Auslegungslast arbeiten, liefern hingegen schlechtere Werte. Die Entfernung einer Restverschmutzung an Kohlenstoff oder Stickstoff ist - unabhängig vom angewendeten Verfahren - generell energieintensiver als die Grundreinigung, weil die Reaktionskinetik bei geringen Konzentrationen ungünstiger ist als bei hohen Konzentrationen. Sie verlangt somit größere Volumina, größere Turbulenzen und treibende Kräfte. Eine nachgeschaltete Behandlungsstufe bietet eine zusätzliche Reinigung, wie zum Beispiel eine geringere CSB, N_{ges} oder AFS Konzentration im Ablauf, die dem höheren Energieaufwand gegenübergestellt werden muss.

Umsatzspezifische Energieverbrauchsdaten (Energieverbrauch und die dazu gehörige abgebaute Schmutzfracht) konnten bisher in der Literatur nicht gefunden werden. Im Rahmen gutachterlicher Auswertungen sind allerdings für zwei Biofilteranlagen die genannten Kenndaten ermittelt worden. Diese werden in den folgenden Beispielen näher erläutert.

Nach dieser Vorbemerkung werden Kennzahlen zum Energieverbrauch von verschiedenen Biofilteranlagen vorgestellt und diskutiert.

Der spezifische Energieverbrauch von Biofilteranlagen als Hauptreinigungsstufe (Kohlenstoff- und Nährstoffelimination, C + N + DN) beläuft sich im Jahresmittel zwischen 0,28 und 0,65 kWh/m³ mit einem **Durchschnittswert von 0,46 kWh/m³** (siehe Tabelle 9 und Abbildung 22). Der einwohnerspezifische Energieverbrauch ist nicht für alle untersuchten Anlagen verfügbar; eine Umrechnung ist ebenfalls nur begrenzt möglich. Die verfügbaren Werte bewegen sich zwischen 20 und 70 kWh/(E a) mit einem **Durchschnittswert von 35 kWh/(E a)**. Diese Werte sind als Richtwerte anzusehen. Niedrigere Werte können in optimierten und ausgelasteten Anlagen erreicht werden und höhere Werte können zum Beispiel durch übermäßig hohe Belüftungsintensität und eine aufwendige Abluftbehandlung verursacht sein (Rother, 2005).

Die vorgenannten Werte liegen geringfügig über dem derzeitigen Mittelwert von **Belebungsanlagen von 0,37 kWh/m³ bzw. 32,9 kWh/(E a)** und deutlich über dem Idealwert von 0,19 kWh/m³ (16,8 kWh/(EW a)) nach MUNLV NRW (1999) (Tabelle A-1 im Anhang 6).

In Abhängigkeit der Verfahrenstechnik ergibt sich mit einem geringeren Reinigungsziel (zweite biologische Stufe (N + DN), nachgeschaltete (Rest-) Nitrifikation (N) oder (Rest-) Denitrifikation (DN)) ein reduzierter Energieverbrauch, weil hier eine geringere Schmutzfracht gereinigt wird. So wird beispielsweise in Biofiltern als zweite biologische Stufe (N + DN) ein spezifischer Energieverbrauch von **im Durchschnitt 0,21 kWh/m³** (0,14 - 0,37 kWh/m³) erreicht (9,5 kWh/(E a) bis 13 kWh/(E a)) (siehe Tabelle 9 und Abbildung 22).

In Tabelle 9 wird der durchschnittliche Energieverbrauch von Biofilteranlagen als biologische Hauptstufe und als zweite biologische Stufe aufgelistet. Als Vergleich werden auch die Werte für Belebungsanlagen angegeben. Diese Zahlen werden in Abbildung 22 grafisch dargestellt.

Tabelle 9 Durchschnittlicher Energieverbrauch von Biofilteranlagen (nur Biofilterstufe) in Vergleich zur Belebung

Verfahrenstechnik	Energieverbrauch	
	kWh/m ³	kWh/(E·a)
Durchschnittswert biologische Hauptstufe (C+N+DN)	0,46 ¹⁾	35 ¹⁾
Durchschnittswert zweite biologische Stufe (N + DN)	0,21 ¹⁾	12 ¹⁾
<i>Belebung mit Nährstoffelimination</i>	<i>0,19²⁾ – 0,37³⁾</i>	<i>16,8²⁾ – 32,9³⁾</i>

¹⁾: nach Barjenbruch, 2003, modifiziert

²⁾: Idealwert für Kläranlagen der Größenklasse V

³⁾: Mittelwert der Erhebung in NRW (1998)

Rechenwerte, berechnet aus dem einwohnerbezogenen Energieverbrauch der gesamten Kläranlage (Idealwert: 23 kWh/(E·a); Mittelwert der Erhebung: 45 kWh/(E·a)) und bei zugrundelegung eines Anteils der Belebung (Belüftungsgebläse, Umwälzung, Rezirkulation, Rücklaufschlammumpfen, Nachklärbecken, Fällmitteldosierung) am gesamten Stromverbrauch von 73 %

Für die kubikmeterbezogene Werte wird zusätzlich eine spezifische Abwassermenge von 246 L/(E·d) (Medianwert aus der Erhebung) zugrunde gelegt (siehe Tabelle A-1 im Anhang 6).

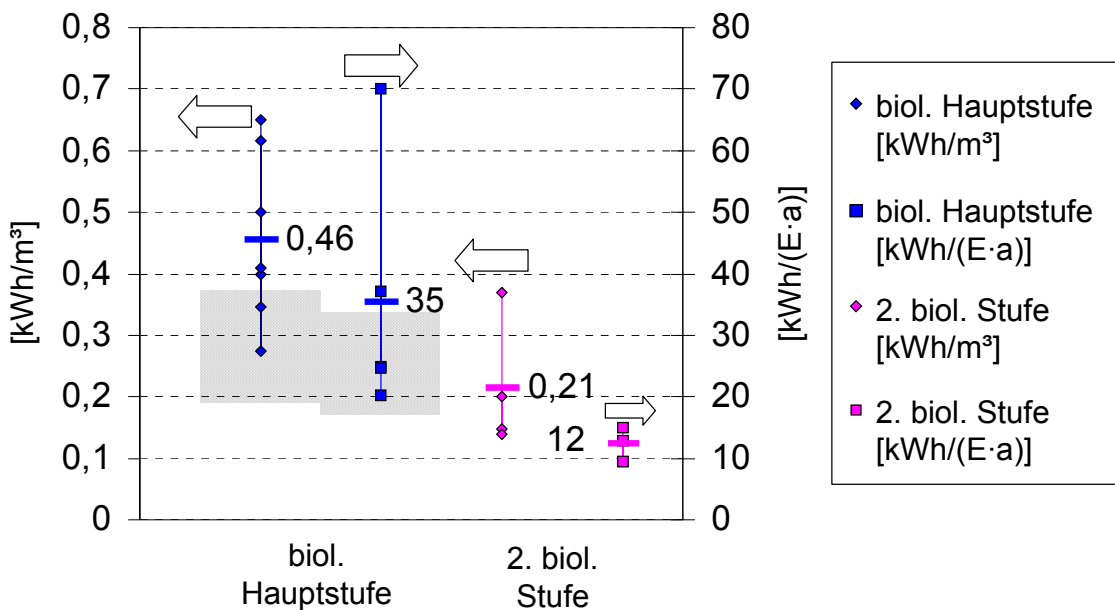


Abbildung 22 Energieverbrauch verschiedener Biofilter (nur Biofilterstufe). Die Striche zeigen den jeweiligen Mittelwert an. Die Schattierung gibt den Bereich für Belebungsanlagen (zwischen dem Idealwert für Kläranlagen der Größenklasse V und dem Mittelwert der Erhebung in NRW) nach (MUNLV NRW 1999) wieder.

In Abbildung 23 wird der einwohnerspezifische Energieverbrauch in Abhängigkeit der angeschlossenen Einwohnerwerte dargestellt (aus der Studie von der Barjenbruch und Stählke

(2002) über deutschen Biofilteranlagen) Zum Vergleich mit den als biologische Hauptstufe eingesetzten konventionellen Verfahren ist ein zusammengefasster Trend nach Roth (1998) eingetragen. Es ist jedoch zu beachten, dass die dargestellten Werte für Biofilter nur den Energieverbrauch der jeweiligen Verfahrensstufe (Hauptstufe, zweite biologische Stufe usw.) beinhalten, während der Trend der konventionellen biologischen Verfahren auch die Vorbehandlung (zum Beispiel Vorklärung) beinhaltet. Für eine bessere Vergleichbarkeit wird für die konventionellen Verfahren auch ein modifizierter Trend dargestellt, der den Energieverbrauch der alleinigen biologischen Stufe (ohne Vorbehandlung) beinhaltet. Dieser Trend wurde aus der Kurve nach Roth mit einem Korrekturfaktor von 0,73 (Anteil der biologischen Behandlung am Gesamtenergieverbrauch einer Kläranlage, siehe Abbildung A-2 im Anhang 6) berechnet.

Es ist festzustellen, dass die ausgewerteten Biofilteranlagen im einwohnerspezifischen Energieverbrauch knapp über dem korrigierten Trend von Roth (1998) für kommunale Kläranlagen liegen. Für die Biofilteranlagen ist kein eindeutiger Trend des spezifischen Energieverbrauchs in Abhängigkeit der angeschlossenen Einwohnerwerte zu erkennen. Es muss allerdings auf die dünne Datenbasis bei den Biofiltern als biologische Hauptstufe von lediglich vier ausgewerteten deutschen Anlagen hingewiesen werden. Zudem geht aus den Daten nicht eindeutig hervor, ob die Daten auf angeschlossene oder ausgebaute Einwohnerwerte bezogen sind.

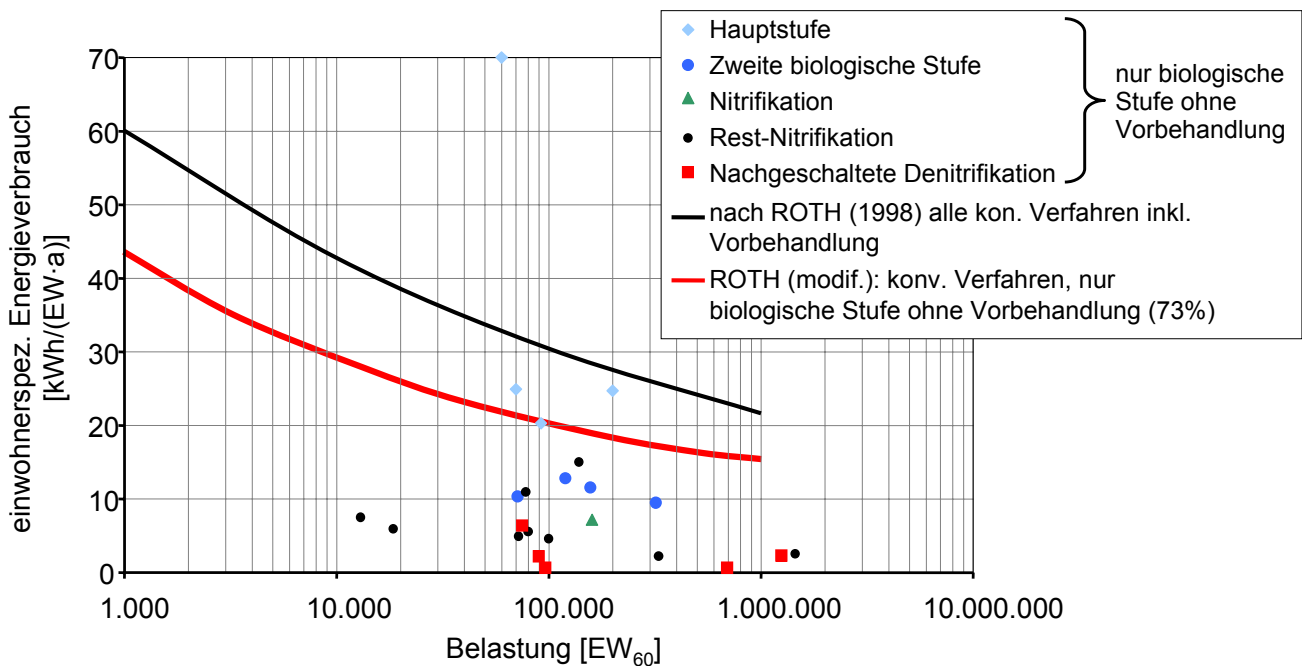


Abbildung 23 Spezifischer Energieverbrauch verschiedener Verfahrensstufen in Abhängigkeit der angeschlossenen Einwohnerwerte und im Vergleich zu anderen Verfahren [Barjenbruch und Stähle, 2002, modif.]



4.4 Fallbeispiele

Im Folgenden werden Detailauswertungen von drei Biofilteranlagen (zwei Hauptstufen und eine zweite biologische Stufe) vorgestellt. Die Problematik der Bezugsgröße, der Unterschied zwischen den Reinigungszielen und die Optimierungspotentiale werden ebenfalls erläutert.

4.4.1 Erstes Beispiel - Hauptstufe

Die Klaranlage Lyss in der Schweiz betreibt als Hauptreinigungsstufe eine BIOSTYR- Anlage. Die nachfolgend genannten Daten sind Kempf und Siegel (2006) entnommen. Die Anlage ist für 106.000 EW ausgelegt und ist bezüglich CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ zu 78 % bzw. 108 % ausgelastet. In Abbildung 24 wird ein vereinfachtes Fließschema der Abwasserbehandlungsanlage dargestellt.

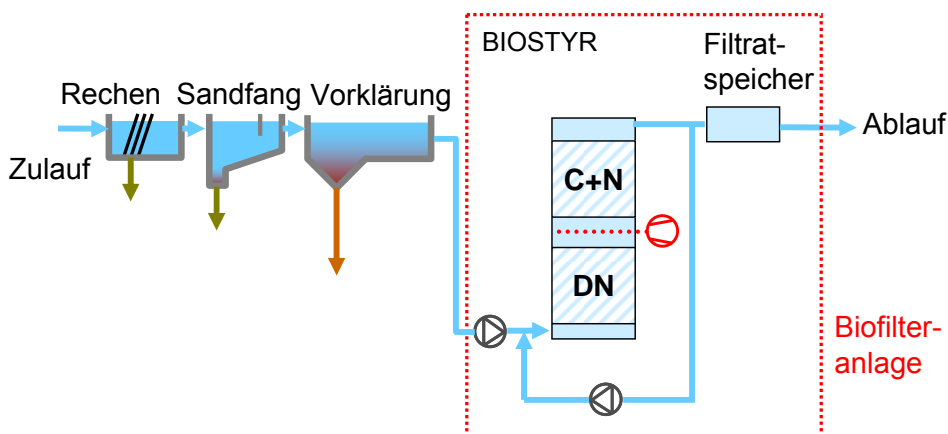


Abbildung 24 Vereinfachtes Fließschema der Abwasserbehandlungsanlage Lyss.

Da im Einzugsgebiet der Anlage besonders viele Industrieeinleiter angesiedelt sind, ist die Belastung der Anlage auch nachts konstant hoch. Die Anlage besteht aus neun Zellen, die je nach Belastung einzeln zu- oder abgeschaltet werden können. Die Anlage kann also ihre Kapazität laufend der aktuellen Belastung anpassen, was sich positiv auf den spezifischen Energieverbrauch auswirkt. Zudem wurde in 2005 vom Anlagenhersteller die Rezirkulationsmenge deutlich reduziert und die Luftgeschwindigkeit im Verhältnis zur Ammoniumbelastung schrittweise zurückgefahren. Diese Maßnahmen führten zu einem energieoptimalen Betrieb und hatte keine negative Auswirkung auf die Reinigungsleistung.

Im Regelbetrieb betrug der einwohnerspezifische Energieverbrauch der Biofilteranlage **20 – 23 kWh/(E·a)**, und war **umso kleiner je höher die Belastung** war. In diesem Wert ist der Stromverbrauch der Einlaufhebwerke, der mechanischen Reinigung und der Schlammbehandlung nicht enthalten. Im gesamten Auswertungszeitraum (Januar 2005 – Oktober 2006), in dem

teilweise Probleme mit Verstopfung der Zellen auftraten, deren Bekämpfung zu einem höheren Energieverbrauch führte, stieg der Energieverbrauch im Mittel auf 25 kWh/(E·a) mit Spitzen bis über 30 kWh/(E·a). Der Energieverbrauch ist zu 76 % von den Gebläsen zur Belüftung und Spülung verursacht.

Vergleicht man die genannten Energieverbräuche der Kläranlage Lyss mit dem Mittelwert der Erhebung in NRW für Belebungsanlagen von 31,5 kWh/(E·a) und mit dem Idealwert von 16,8 kWh/(E·a) nach MURL NRW (1999), ergibt sich, dass die Energieeffizienz der Kläranlage Lyss vergleichbar ist mit der einer optimierten Belebungsanlage.

Anhand des mittleren Energieverbrauchs im gesamten Auswertungszeitraum von 25 kWh/(E·a), der mittleren Belastung von 70.000 EW₆₀ und der mittleren Wassermenge von 17.500 m³/d kann ein abwasserspezifischer Energieverbrauch von **0,27 kWh/m³** berechnet werden.

Grundsätzlich ist anzumerken, dass diese Ergebnisse nur für die BIOSTYR- Anlage in Lyss mit ihren Besonderheiten gültig sind und nicht als typisch für Biofilteranlagen angesehen werden dürfen. Der günstige Belastungszustand (konstant hohe Fachten über den Tag und über das Jahr nahe der Auslegung) und die laufende Anpassung der Anzahl an aktiven Filterzellen an die tatsächliche Belastung wirken sich sehr positiv auf den spezifischen Energieverbrauch aus.

4.4.2 Zweites Beispiel- Hauptstufe

Das zweite Beispiel bezieht sich auf die Biofilteranlage (BIOPUR) in Wiesbaden-Biebrich. Die Anlage ist als biologische Hauptstufe ausgeführt und besitzt eine Ausbaugröße von 130.000 EW₆₀. Die Auswertung einer Leistungsfahrt (10 Tage in November 2001) ergab eine Belastung von 173.100 EW₆₀ (133 % Auslastung) bzw. 118.500 E bezüglich NH₄-N (91 % Auslastung). Die dreistufige BIOPUR-Anlage besteht aus einer Nitrifikationsstufe mit vor- und nachgeschalteter Denitrifikation, wobei die Filter zur Denitrifikation abwärts- und die der Nitrifikation aufwärts durchströmt arbeiten. Die nachfolgend genannten Daten sind Cornel und Rother (2003b) entnommen. In Abbildung 25 wird das Fließschema der Abwasserbehandlungsanlage dargestellt.

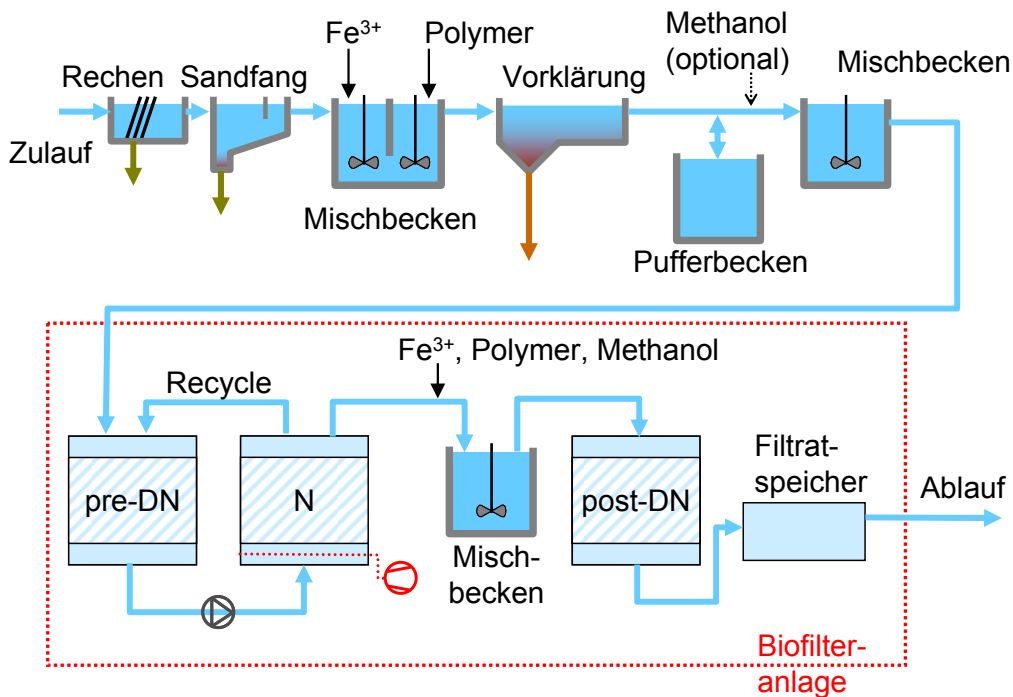


Abbildung 25 Fließschema der Abwasserbehandlungsanlage in Wiesbaden-Biebrich. (Cornel und Rother, 2003b, verändert).

Die Auswertung der genannten Leistungsfahrt ergab einen Mittelwert des stündlichen Energieverbrauchs für die gesamte Abwasserbehandlungsanlage von 980 kWh/h und für die Biofilteranlage allein von 735 kWh/h (75 %). Die Differenz von 245 kWh/h, bzw. 25% des Gesamtverbrauchs gibt den Stromverbrauch der außerhalb der biologischen Stufe angeordneten Komponenten wie Zulauf- und Zwischenpumpwerk, Abluftbehandlung, UV-Desinfektion und anderer Aggregate wieder. Bezogen auf den mittleren täglichen Zufluss von 50.973 m³/d ergibt sich ein abwasserspezifischer Energieverbrauch von 0,46 bzw. **0,35 kWh/m³**. Bezogen auf die BSB₅-Belastung beträgt der Energieverbrauch der gesamten Abwasserbehandlungsanlage ca. 50 kWh/(E·a) und der Energieverbrauch der Biofilteranlage allein beträgt ca. **37 kWh/(E·a)**.

Der absolute Energieverbrauch sowohl der Biofilteranlage als auch der anderen Aggregate steigt mit steigender Wassermenge. Eine Datenanalyse ergab, dass der Energieverbrauch der Biofilteranlage auch stark von der Prozessluftmenge abhängt. In Abbildung 26 ist der abwasserspezifische Energieverbrauch - gruppiert für 3 Prozessluftgeschwindigkeiten - in Abhängigkeit von der Wassermenge, dargestellt.

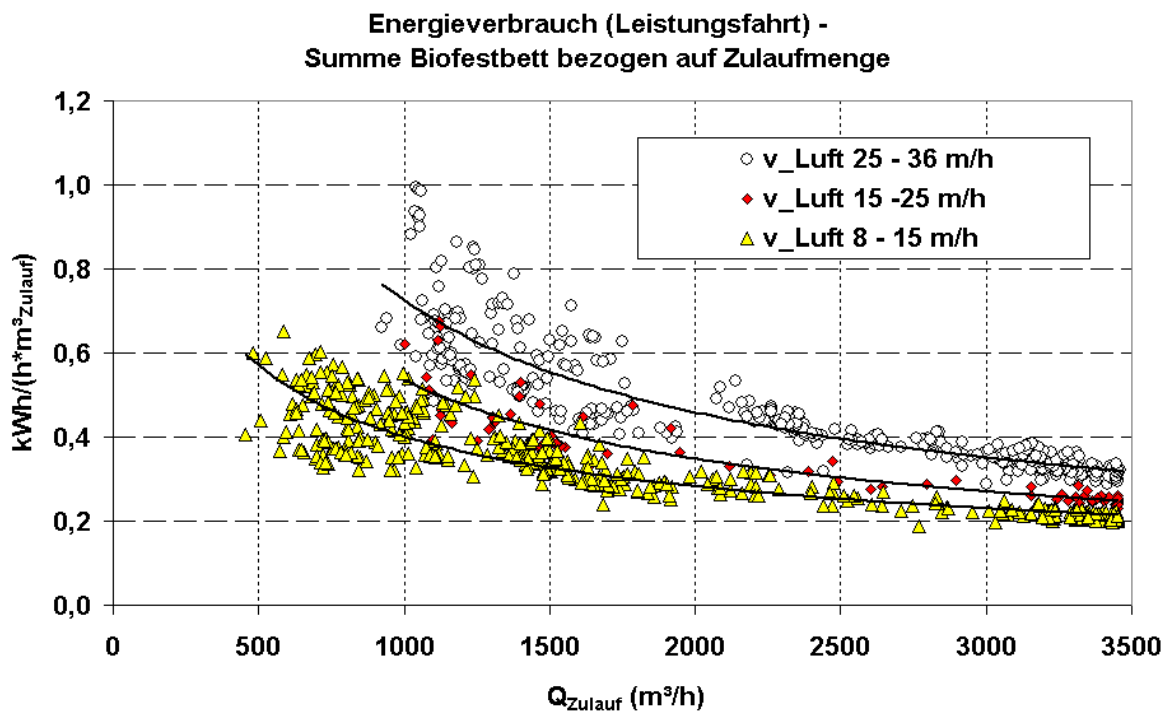


Abbildung 26 Energieverbrauch der Biofilteranlage Wiesbaden-Biebrich gruppiert nach Prozessluftgeschwindigkeiten, nach Cornel und Rother (2003b)

Aus dieser Darstellung wird ersichtlich, dass der abwasserspezifische Energieverbrauch mit steigender Wassermenge abnimmt, aber auch, dass dieser - insbesondere bei Abwassermengen kleiner 2.000 m³/h - bei gleicher Wassermenge und Prozessluftgeschwindigkeit um Faktor 2 bis 3 variieren kann.

Im Rahmen einer gutachterlichen Auswertung wurde das Einsparpotential einer energetischen Optimierung dieser Anlage untersucht. Es wurde ermittelt, dass durch eine Begrenzung der Prozessluftgeschwindigkeit auf <25 m/h eine Energieeinsparung von ca. 200 kWh/h zu erzielen ist. Eine weitere Einsparmöglichkeit von bis zu 120 kWh/h bietet die Reduktion der Rückführrate von 200% auf 100%, sowie die Möglichkeit, die Anlage zumindest bei Trockenwetter mit einer um durchschnittlich zwei verringerten Filterzahl zu betreiben. Die genannten Maßnahmen bieten insgesamt ein **Energieeinsparpotential** von 260 kWh/h (unter Annahme, dass Trockenwetterbedingung für die Hälfte der Betriebszeit auftreten). Dies sind rd. 26 % des Energieverbrauchs der gesamten Abwasserbehandlungsanlage bzw. **36 % des Energieverbrauchs der Biofilteranlage**. Die Einsparungen sind ohne jegliche Umbaumaßnahmen, lediglich mit einer Umprogrammierung der Steuerung, realisierbar.

Für die optimierte Anlage errechnet sich damit ein spezifischer Energieverbrauch von 24 kWh/(E·a). Dies entspricht größenordnungsmäßig einer energieoptimierten Belebungsanlage nach MURL NRW (1999).

4.4.3 Drittes Beispiel - zweite biologische Stufe

Das dritte Beispiel bezieht sich auf eine als zweite biologische Stufe (N + DN) ausgeführte Biofilteranlage in Deutschland. Die Ausbaugröße der gesamten Abwasserbehandlungsanlage beträgt 155.000 EW₆₀. Im Auswertungszeitraum von 01.01.2003 bis 10.08.2004 betrug die BSB₅-Belastung 89.700 EW₆₀, die TKN-Belastung 114.400 EW₁₁, jeweils berechnet aus dem Mittelwert der Frachten im gesamten Auswertungszeitraum. Dies entspricht einer Auslastung von 58 % bezüglich BSB₅ und von 74 % bezüglich TKN. In Abbildung 27 wird ein vereinfachtes Fließschema der Abwasserbehandlungsanlage dargestellt.

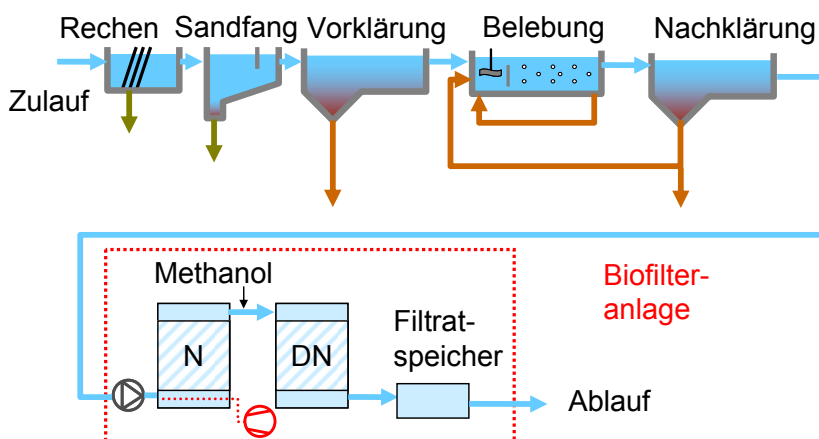


Abbildung 27 Vereinfachtes Fließschema der Abwasserbehandlungsanlage

Die Biofilteranlage wurde als Erweiterung der bestehenden Belebungsanlage für eine Restnitrifikation und Denitrifikation (und P-Elimination) gebaut.

In Winter beträgt die Ablaufkonzentration der Belebungsanlage ca. 10 bis 25 mg/L an anorganischen Stickstoffverbindungen (N_{ges.}), davon sind 6 bis 16 mg/L Ammonium-N. Unter diesen Bedingungen ist eine zusätzliche Stickstoffelimination durch die Biofilteranlage notwendig, um die Überwachungswerte einzuhalten (5 mg/L NH₄-N und 13 mg/L N_{ges.}).

Im mehrjährigen Betrieb der Biofilteranlage zeigte sich allerdings, dass in den Sommermonaten die genannten Überwachungswerte bereits im Ablauf der Nachklärung eingehalten wurden (Ammoniumkonzentration von teilweise < 3,5 und sogar < 1 mg/L), so dass der Betrieb der Biofilteranlage nicht notwendig gewesen wäre. Solche Zustände treten überwiegend im Zeitraum

April bis September auf, weil die Belebung bei höherer Abwassertemperatur eine bessere Nitrifikationsleistung erbringt, aber auch abhängig von der Bewirtschaftung des stark ammoniumhaltigen Schlammwassers.

Trotz vorhandener Regelung kann eine Anpassung der Prozessluftmenge an den tatsächlichen Sauerstoffbedarf nicht erreicht werden, so dass die eingeblasene Luftmenge unwirtschaftlich hoch ist. Unter diesen Bedingungen steht der Energieaufwand (Wasserhebung, Belüftung bis nahezu Sättigung, Methanoldosierung zur Sauerstoffreduktion) einer nahezu vernachlässigbaren Wirkung (Reduktion von N_{ges} um etwa 2 mg/L) gegenüber, so dass der Betrieb der Biofilteranlage sowohl ökologisch wie ökonomisch diskussionswürdig erscheint.

Im Rahmen gutachterlicher Auswertungen wurden die Ammonium- Abbaurate und der Energieverbrauch berechnet und bewertet. Ziel dieser Untersuchung war die Ermittlung von Energieeinsparpotentialen durch eine Umfahrung bzw. einen Bypass-Betrieb der Biofilteranlage.

Im Auswertungszeitraum betrug der durchschnittliche Stromverbrauch der gesamten Biofilteranlage im Mittel 3.700 kWh/d. Bezogen auf die BSB₅-Belastung der gesamten Abwasserreinigungsanlage ergibt sich ein einwohnerspezifischer Energieverbrauch von **15,1 kWh/(E·a)**. Bezogen auf die behandelte Wassermenge (25.000 m³/d im Jahresmittel) ergibt sich ein abwasserspezifischer Energieverbrauch von **0,15 kWh/m³**. Da hier nur ein Anteil des zu nitrifizierenden bzw. denitrifizierenden Stickstoffs verarbeitet wird, ist ein direkter Vergleich mit den in Tabelle 9 aufgeführten Werten für konventionelle Belebungsanlagen nicht möglich.

Der resultierende Energieverbrauch bezogen auf die eliminierte Schmutzfracht ist erheblich höher als der einer Hauptstufe. Im Auswertungszeitraum betrug die im Biofilter nitrifizierte Ammoniumfracht im Mittel 130 kg NH₄-N/d. Dies entspricht 11.815 EW₁₁ (11 g TKN/(E·d)). Aus dem Energieverbrauch von 3.700 kWh/d errechnet sich damit ein umsatzspezifischer Energieaufwand von ca. **28,5 kWh/kg nitrifiziertem NH₄-N**, oder allein auf den Energieverbrauch der Belüftung bezogen, ergibt sich ein spezifischer Energieaufwand von ca. 20 kWh pro kg nitrifiziertem NH₄-N. Bezieht man den Energieverbrauch auf die äquivalenten Einwohnergleichwerte der umgesetzten Ammoniumfracht ($130 \text{ kgNH}_4\text{-N/d} / 11 \text{ g TKN/(E}\cdot\text{d)} = 11.815 \text{ EW}_{11}$), ergibt sich ein einwohnerspezifischer Energieverbrauch von 114 kWh/(E·a) (Cornel und Meda, 2005).

Im Folgenden werden dieser Wert und der entsprechende Energieverbrauch in Belebungsanlagen einem genaueren Vergleich unterzogen. Der Energieverbrauch zur Nitrifikation in Belebungsanlagen kann wie folgt abgeschätzt werden. Zur Nitrifikation von einem Kilogramm NH₄-N sind stöchiometrisch 4,7 kg O₂ erforderlich. Bei feinblasiger Belüftung kann man von einem Sauerstofftrag von 4 kg O₂/ kWh in Reinwasser, d.h. ca. 2 kg O₂ / kWh im belebten Schlamm ausgehen. D.h. der notwendige Energieeintrag zur Nitrifikation eines kg NH₄-N beträgt $4,7 / 2 =$

2,35 kWh/kg nitrifiziertem $\text{NH}_4\text{-N}$ (Belüftungsenergie). Beier et al. (2008) geben für den Energieverbrauch für die Nitrifikation einen Wert von 2,6 kWh/kg N an. Betrachtet man auch die Denitrifikation und den dazu erforderliche Energieaufwand für Umwälzung und Rezirkulation in der Praxis, ergibt sich einen Energieverbrauch von 3,5 bis 5,7 kWh/kg N – in Mittel 4,6 kWh/kg N. Bezogen auf den Einwohnern beträgt der spezifische Energieverbrauch 13,3 bis 21,1 kWh/(E·a) – in Mittel 17,2 kWh/(E·a) (Beier et al, 2008). Der Energieverbrauch der untersuchten Anlage ist somit 6-mal höher als in konventionellen Belebungsanlagen (28,5 kWh/kg im Vergleich zu 4,6 kWh/kg). Ein direkter Vergleich der einwohner- und umsatzspezifischen Werte der Biofilteranlage mit dem Praxiswert für die Belebung gibt Aufschluss darüber, wie sich Biofilteranlagen als Hauptstufe oder als zweite biologische Stufe bezüglich ihrer Energieeffizienz unterscheiden.

Vergleicht man den auf die von der gesamten Abwasserreinigungsanlage (Belebung und Biofilter) behandelte BSB_5 -Fracht bezogenen, bzw. einwohnerspezifischen Wert der Biofilteranlage von 15,1 kWh/(E·a) mit dem durchschnittlicher Energieverbrauch von Belebungsanlagen von 32,9 kWh/(E·a) (nach MURL NRW, 1999), erkennt man, dass die Biofilteranlage nur eine Teilreinigung leistet und somit der Energieaufwand kleiner ist als der einer Belebungsanlage, die die komplette Abwasserreinigung leistet. Vergleicht man dagegen die 114 kWh/(E·a) (umsatzspezifisch) mit den 17,2 kWh/(E·a), erkennt man, dass die von der Biofilteranlage geleistete zusätzliche Restreinigung sehr energieaufwendig ist.

Erklärung, Optimierung

Diese Anlage bietet ein erhebliches **Potential zur Energieeinsparung**, wie anhand einer Auswertung der Wochenganglinien der Jahre 2003 und 2004 aufgezeigt werden konnte. Die Auswertung ergab, dass in den Sommermonaten eine **komplette Umfahrung** der Biofilteranlage während 30-40 % der Betriebszeit möglich gewesen wäre. Daraus hätte sich eine mittlere Energieeinsparung von 1.500-1.800 kWh/d, welche **40 bis 50 % des durchschnittlichen Energieverbrauchs** von 3.700 kWh/d entspricht, erzielen lassen. Für Trockenwetterperioden ergab sich sogar ein Anstieg des Einsparpotentials **bis auf 65 %**.

(Vorgehensweise für die Ermittlung des Energieeinsparpotential: Es wurden Zeiträume identifiziert, bei denen die Überwachungswerte für $\text{NH}_4\text{-N}$ von 5 mg/L und für N_{ges} von 13 mg/L auch ohne den Betrieb der Biofilteranlage sicher unterschritten worden wären. Als Kriterium für „sicheres Unterschreiten“ wurden Ablaufwerte für Ammonium-N von 3,5 mg/L und für Gesamtstickstoff von 10 mg/L gewählt.)

In einer weiteren Detailauswertung von zwei ausgewählten repräsentativen Perioden wurde ermittelt, dass sich der Energieverbrauch durch eine **Teilstromumfahrung** noch weiter reduzieren lässt, ohne die Ablaufqualität zu verschlechtern. Mit Teilstromumfahrung wird ein flexibler Betrieb des Biofilters gemeint, d.h. es werden nur so viele Filterzellen betrieben wie zum Erreichen der

vorgegebenen Ablaufqualität notwendig sind. Mit dieser Maßnahme könnte der **Energieverbrauch unter Einhaltung der o.g. Überwachungswerte** für Ammonium-N und Gesamtstickstoff **noch weiter bis zu insgesamt 75% abgesenkt werden**. Bei Ansatz einer durchschnittlichen Reduzierung des Energieverbrauchs der Biofilteranlage um 70% durch Umsetzung der identifizierten Optimierungsmaßnahmen ist von einem Rückgang des umsatzspezifische Energieverbrauchs von 28,5 kWh/kg N auf 8,55 kWh/kg N auszugehen. Dieser Wert ist deutlich näher an dem maximalen Praxiswert für Belebungsanlagen von bis 5,7 kWh/kgN.

In Tabelle 10 sind die Energiekennwerte der Biofilteranlage „B“ für die Optimierung zusammengestellt.

Tabelle 10 Vergleich der Energiekennwerte der Biofilteranlage (Ist-Werte und erreichbare Werte nach Optimierung) mit den Richtwerte Belebungsanlage

Energieverbrauch		Biofilter			Mittelwert . Belebungsanlage MURL NRW (1999)
		Ist	optimiert 40%	optimiert 70%	
einwohnerspezifisch (gesamte Anlage – BB + BF)	kWh/(EW·a)	15,1	9,1	4,5	32,9
abwasserspezifisch	kWh/m ³	0,15	0,09	0,04	0,37
umsatzspezifisch bezogen auf kg N	kWh/kg N	28,5	17,1	8,5	3,5 bis 5,7
umsatzspezifisch, bezogen auf EGW ₁₁	kWh/(E·a)	114,3	68,6	34,3	13,3 bis 21,1

Zudem kann beim Teilstrombetrieb der spezifische Methanolbedarf (kg Methanol/kg NO₃-N_{denitrifiziert}) reduziert werden, da bei verminderten Wassermengen auch nur die proportional verminderte Sauerstoffmenge - des nahezu sauerstoffgesättigten Wassers aus den Nitrifikationsfiltern - mit Methanol reduziert werden muss. Ein nachhaltiger Betrieb der Biofilteranlage erfordert eine flexible, den aktuellen Belastungen angepasste Betriebsweise und nicht ein ganzjährig gleicher Betrieb der kompletten Anlage.

5 Schlussfolgerungen

Aufwärts durchströmte Biofilter sind ein leistungsfähiges Verfahren für die Nitrifikation von biologisch vorbehandeltem Abwasser. Ein flexibler Betrieb mit Stillstandszeiten von mehreren Wochen mit anschließender Wiederinbetriebnahme ist möglich.

Die durchgeführten Untersuchungen haben gezeigt, dass das Milieu und insbesondere die Belüftung während Substratunterversorgung die wesentlichen Einflussfaktoren auf die Aktivitätserhaltung der nitrifizierenden Biomasse sind. Dies resultiert aus einer geringeren endogene Atmungsrate oder Absterberate unter anaeroben als unter aeroben Bedingungen, wie von der Literatur auch bestätigt.

Als Erklärung für die unterschiedliche Absterberate unter verschiedenen Bedingungen wird anhand dieser Studie die Aktivität der Protozoen und der Räuber im Allgemeinen vorgeschlagen. Es konnte nachgewiesen werden, dass die Aktivität der Räuber unter anaeroben Bedingungen stark eingeschränkt ist; eine längere Zeit (> 3 Tage) unter Sauerstoffausschluss führt zu deren Absterben. Dank des fehlenden Abgrasens durch die Protozoen bleibt der Biofilm unter anaeroben Bedingungen erhalten, so dass eine schnelle Wiederinbetriebnahme möglich ist.

Andere in der Literatur vorgeschlagenen Erklärungen für die Abhängigkeit der Absterberate von den Milieubedingungen konnten in dieser Studie nicht überprüft werden. Mit dem gewählten makroskopischen Ansatz für die Messung der Bakterienaktivität (Nitrifikationsleistung des gesamten Filterbetts) konnten mikroskopisch ablaufende Prozesse wie die Enzymaktivität nicht erfasst werden. Ein Vorteil des makroskopischen Ansatz und der Durchführung der Versuche in halbertechnischem Maßstab ist, dass einige für die Praxis relevante Empfehlungen bereits abgeleitet werden konnten, wie im Abschnitt 3.5 ausgeführt.

Dank der Umfragen und der Kontakten mit Biofilterbetreibern konnte festgestellt werden, dass ein flexibler und teilweise auch saisonaler Betrieb von Biofilteranlagen keine Seltenheit und gar keine Besonderheit von ariden Ländern im Kontext der Wasserwiederverwendung ist. Im normalen Betrieb einer Biofilteranlage ergeben sich üblicherweise Stillstandszeiten für einzelne Filterzelle von bis 12 Stunden. Deutlich längere Stillstandszeiten könnten sich infolge einer energetischen Optimierung ergeben. Im Abschnitt 4.4.3 wurde beispielhaft gezeigt, dass eine nachgeschaltete Biofilteranlage zur Stickstoffelimination, in den Wintermonaten ausgelastet ist und für die Einhaltung der Ablaufgrenzwerte durchaus notwendig ist, in den Sommermonaten zum Teil außer Betrieb genommen werden könnte ohne die Ablaufqualität zu verschlechtern. Dies würde im genannten Beispiel eine Reduktion der benötigten Filtervolumen von bis 70 %.

Daher wird ersichtlich, dass Handlungsempfehlungen für den Umgang mit solchen Stillstand- oder Substratunterversorgungsbedingungen auch im Inland und ohne ein absichtliches saisonalen Betrieb durchaus nützlich sein können.

Die Implementierung eines belastungsgerechten Betriebs ist eine wesentliche Voraussetzung für die Reduzierung des Energieverbrauchs einer Biofilteranlage, wie in den Fallbeispielen gezeigt. Der Energieaufwand für die Abwasserreinigung im Biofilter ist tendenziell höher als beim Belebungsverfahren. Dies resultiert aus verschiedenen Maßnahmen und Systemeigenschaften, wie zum Beispiel ein erhöhter Energieaufwand für die mechanische Reinigung und für die Belüftung, höhere Förderhöhen für die Pumpwerke und die Notwendigkeit der Filterspülung. Andere Faktoren können aber einen positiven Effekt auf die Energieeffizienz von Biofilteranlagen haben, wie die Modularität bzw. die Möglichkeit einer Anpassung der Anzahl an aktiven Filterzellen an die tatsächliche Belastung. Dieser Aspekt bietet aber in vielen Fällen ein erhebliches Optimierungs- und Energieeinsparpotential von 20 bis 30 % (in Einzelfällen bis 70 %), so dass gut betriebene, optimierte Biofilteranlagen durchaus einen ähnlichen Energieverbrauch aufweisen können wie Belebungsanlagen. Oft ist aber dieses Optimierungspotential nicht bekannt und schon gar nicht ausgeschöpft. Bei energetisch optimierter Betriebsweise können Biofilteranlagen durchaus vergleichbare Energieverbrauchswerte wie die konventionelle Belebungs-technologie aufweisen. Dem gegenüber steht aber für Biofilter einen geringeren Platzbedarf und meistens eine bessere Ablaufqualität als konventionelle Verfahren.

6 Zusammenfassung

Im vorliegenden Projekt wurde die breite Thematik der Wasserwiederverwendung anhand einer Literaturrecherche eingeführt. Aufgrund von quantitativem Wassermangel stellt Wasserwiederverwendung bereits heute in zahlreichen Ländern eine unentbehrliche Notwendigkeit dar. Die Nutzung von Abwasser unterschiedlicher Herkunft wird vielfach praktiziert um die Wasserversorgung mengenmäßig zu erhöhen. Dies geschieht vor allem in Schwellen- und Entwicklungsländern häufig ohne jegliche Qualitätskontrolle und unter bewusster oder nicht bewusster Inkaufnahme von Gesundheitsschäden bei Mensch und Tier sowie teils irreversiblen Schädigungen des Ackerbodens, wie es häufig der Fall ist bei der Benutzung von unbehandeltem Abwasser (Jiménez und Asano, 2008). Die Wiederverwendung adäquat gereinigten Abwassers kann wertvolle Wasserressourcen schonen. Sie ist in bereits in viele Regionen der Erde gängige Praxis und wird zukünftig auch in Mitteleuropa ein wesentlicher Bestandteil eines nachhaltigen Wasserressourcenmanagements sein. Der landwirtschaftlichen Nutzung wird dabei eine wachsende Bedeutung zukommen, zum einen wegen abnehmender Niederschlagsmengen während der Vegetationszeiten infolge des Klimawandels, zum anderen wegen des Anbaus von „Energiepflanzen“ und des dadurch wachsenden Bewässerungswasserbedarfs.

Unter den verschiedenen Optionen bietet die Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft das größte Potential. Gründe dafür sind die großen Verbrauchsmengen dieses Sektors, aber auch die niedrigere Qualitätsanforderungen im Vergleich zu anderen Wiederverwendungsmöglichkeiten und die mögliche Nutzung der im Wasser vorliegenden Nährstoffe als Ersatz für mineralische Dünger.

Diesem sind aber Grenzen gesetzt, weil die insgesamt in die Landwirtschaft für die Nahrungsmittelproduktion eingesetzten Wasser- und Düngemittelmengen nur zu einem geringen Teil (1 bis 10 %) mit der Ressource Abwasser abgedeckt werden können. Mit der Wasser- und Nährstoffwiederverwendung kann das globale Problem einer sicheren und ausreichenden Wasser- und Lebensmittelversorgung nicht gelöst werden. Aber auf lokaler oder regionaler Ebene können durchaus sehr positive Effekte erreicht werden, wie die Beispiele Israel oder Kalifornien zeigen.

Das Problem der Diskrepanz zwischen ganzjährigem Anfall des wieder verwendbaren Wassers und dem saisonalen landwirtschaftlichen Bedarf und die sich daraus ergebenden Qualitätsanforderungen wurden eingehend diskutiert. Es wurde gezeigt, dass sowohl im Fall einer Speicherung als auch einer Ableitung der außerhalb der Vegetationsperiode anfallende Abwasser, saisonal unterschiedliche Qualitätsanforderungen an das behandelte Wasser, im Fall der Nährstoffnutzung mit dem Bewässerungswasser, gestellt werden.

Einige technische Lösungen für diese besondere Aufgabenstellung an die Abwasserreinigung wurden vorgeschlagen.

Als erstes wurde das Belebungsverfahren mit dem Ziel eines saisonalen Betriebs mit Erhalt der Nährstoffe in Sommer (Vegetationsperiode) anhand einer Modellrechnung diskutiert. Die Größe der Anlage unterscheidet sich nicht wesentlich von der einer konventionellen Anlage aufgrund der erforderlichen Nährstoffelimination in Winter außerhalb der Vegetationsperiode. Das wichtigste Merkmal ist die Differenz im benötigten Beckenvolumen im Winter und im Sommer: Die Umstellung von Winter- auf Sommerbetrieb erfordert eine Reduktion des Beckenvolumens um ca. 90 % (aus Berechnung nach ATV A 131). Dies bedingt einige bautechnische Maßnahmen, wie etwa die Ausführung in mehreren parallelen Straßen, die die Anlage deutlich komplizierter gestalten und nur bei relativ großen Anlagen, nach Pöpel (1999) und Cornel und Weber (2004) ab einer Ausbaugröße von einigen 100.000 Einwohnerwerten, wirtschaftlich vertretbar sind. Auch die betrieblichen Maßnahmen, die für die saisonale Umstellung relevant sind, wurden eingehend dargelegt.

Augrund der zum Teil komplizierten und langwierigen Umstellung des Belebungsverfahrens, vor allem von Sommer- auf Winterbetrieb, wurden Alternativen für eine Abwasserreinigungsanlage mit unterschiedlichen Reinigungszielen über das Jahr vorgeschlagen. Eine Möglichkeit bietet die modulare Realisierung der Anlage, mit verschiedenen Verfahrensstufen, die Teilreinigungsaufgaben leisten. Unabdingbare Voraussetzung dabei ist, dass die zeitweise betriebenen Verfahrensstufen einfach außer und wieder in Betrieb genommen werden können, ohne negative Auswirkungen auf die Reinigungsleistung oder übermäßig langen Einfahrzeiten.

Es wurde gezeigt, dass für die ganzjährig benötigte Kohlenstoffelimination weitgehend bekannte und robuste Verfahren eingesetzt werden können. Diese Stufe wird auch im Fall einer saisonalen Nährstoffnutzung kontinuierlich betrieben, so dass sich keine Besonderheiten zu berücksichtigen sind. Für die saisonal betriebene Stufe für die Stickstoffelimination (Nitrifikation/Denitrifikation) wird das Biofilterverfahren aufgrund seiner bekannten Vorteile empfohlen: kompaktes Reaktorvolumen, sehr gute Reinigungsleistung, einfache Außerbetriebnahme und schnelles Anfahren. Zudem macht die verfahrensbedingte Modularität (Aufteilung in mehreren Filterzellen) diese Verfahrenstechnik für den saisonalen Betrieb schon in kleinen Ausbaugrößen, im Gegenteil zum Belebungsverfahren, wirtschaftlich anwendbar.

Im praktischen Teil dieses Projektes wurden experimentelle Untersuchungen an einer halbtechnischen Biofilteranlage durchgeführt. Schwerpunkt der Untersuchungen waren die Nitrifikation in Biofiltern und die Aktivitätserhaltung der Biomasse bei langzeitiger Substratunterversorgung. Es wurde gezeigt, dass die Art der Lagerung, die Dauer des Stillstands, die zwischenzeitige Beschickung und die Temperatur die wesentlichen Einflussfaktoren sind. Für eine

schnelle Wiederinbetriebnahme hat sich die Lagerung unter anaeroben Bedingungen als am besten geeignet herausgestellt. Dies wurde mit einer verminderten abgrasenden Aktivität der Protozoen und Räubertierchen erklärt. Weitere Handlungsempfehlungen für die Praxis wurden ebenfalls abgeleitet.

Als letztes Arbeitspaket in diesem Projekt wurden der Energieverbrauch und die Investitions- und Betriebskosten für Biofilteranlagen anhand der verfügbaren Literatur und anhand von Fallbeispielen eruiert. Die ermittelten Kennzahlen wurden mit vergleichbaren Kennzahlen für das konventionelle Belebungsverfahren verglichen.

Der Energieaufwand für die Abwasserreinigung im Biofilter ist tendenziell höher als beim Belebungsverfahren. Bei energetisch optimierter Betriebsweise können aber Biofilteranlagen durchaus vergleichbare Energieverbrauchswerte wie die konventionelle Belebungs-technologie aufweisen. Dem gegenüber steht aber für Biofilter einen geringeren Platzbedarf und meistens eine bessere Ablaufqualität als konventionelle Verfahren.

Literaturverzeichnis

ATV-DVWK, 2000

Biofilter zur Abwasserreinigung. Arbeitsbericht. Hennef: GFA, März 2000

Allan, 1997

Allan, T.: Virtual Water: a long-term solution for water short Middle Eastern economies?; Artikel anlässlich der British Association Festival of Science, University of Leeds, 9.11.1997

Amiel, C., Deronzier, G., Gillot, S., Héduit, A., Roustan, M., 2002

Oxygen Transfer in Biofilters Preliminary Results, Conference Proceedings Enviro 2002 Melbourne

Beier, M., Sander, M., Schneider, Y. and Rosenwinkel, K.-H. (2008) Energieeffiziente Stickstoffelimination. Korrespondenz Abwasser No. 55 Is. 6: 671-678.

Barjenbruch, M., Stählke, H., 2001

Frachtregelung bei Restnitrifikationsstufen. KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, 48, Nr. 6, S. 827-831

Barjenbruch, M., Stählke, H., 2002

Ermittlung von aktuellen Betriebserfahrungen von Biofiltern zur Bildung von Kennzahlen, Abschlussbericht des ATV-DVWK Forschungsprojekts 05/2001, GFA, Hennef

Barjenbruch, M., 2003

Stand und Perspektiven der Biofiltration in Deutschland. WAR Schriftenreihe 153: Biofiltration Renaissance eines Verfahrens durch erhöhte Anforderungen im In- und Ausland? Verein zur Förderung des Instituts WAR der Technischen Universität Darmstadt

Barjenbruch, M., 2006

Benchmarking of BAF Plants: Operational Experience on 40 Full scale installations in Germany, IWA Konferenz Biofilm Systems IV, 24.-27. September 2006, Amsterdam

Barth, M., Albert, C., Krebs, P., Kühn, V., 1999

Assessing the performance of submerged nitrifying biofilters, Proc of the IWAQ Conference on biofilm systems, New York, 17.-20.10.1999

Batchelor, S.E., Cooper, M., Chhabra, S. R., Glover, L. A., Stewart, G. S. A. B., Williams, P., Prosser, J. I., 1997

Cell Density-Regulated Recovery of Starved Biofilm Populations of Ammonia-Oxidizing Bacteria, Applied and Environmental Microbiology, Vol. 63, No. 6, pp. 2281–2286

Bieker, S., 2009

Semizentrale Ver- und Entsorgungssysteme – neue Lösungen für schnell wachsende urbane Räume. Untersuchung empfehlenswerter Größenordnungen. Dissertation, Technische Universität Darmstadt, Schriftenreihe WAR, Band 200, ISBN 3-932518-96-9

BMBF, 2009

Bundesministerium für Bildung und Forschung, (BMBF): Abschlussbericht zum Projekt „Semizentrale Ver- und Entsorgungssysteme für urbane Räume Chinas. Teilprojekt 2, Förderkennzeichen, 02WD0607

Boller, M., Kobler, D., Koch, G., 1997

Particle separation, solids budgets and headloss development in different biofilters, Water Science & Technology, Vol. 36, No. 4, pp. 239-247

Brinke-Seiferth, S., 1999

Beitrag zur Erhöhung des Reinigungsvermögens und der Flexibilität von Biofilmreaktoren (Festbett, Schwebbett, Filter), Dissertation, TU Hamburg-Harburg, Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Nr. 27, ISBN 3-930400-26-X

Castegnier, F., Ross, N., Chapuis, R. P., Deschênes, L., Samson, R., 2006

Long-term persistence of a nutrient-starved biofilm in a limestone fracture, Water Research, Vol. 40, pp. 925–934

Cornel, P., Rother, E., 2003 (a)

Biofiltration in der Abwassertechnik – Anforderungen und Einsatzgebiete. WAR Schriftenreihe 153: Biofiltration Renaissance eines Verfahrens durch erhöhte Anforderungen im In- und Ausland? Verein zur Förderung des Instituts WAR der Technischen Universität Darmstadt.

Cornel, P., Rother, E., 2003 (b)

Identification of cost-optimizing potentials for the new 130,000 PE biofiltration wastewater treatment plant Wiesbaden-Biebrich (Germany), International Water & Wastewater Europe Conference, 05.03.2003, Nice (F)

Cornel, P., Weber, B., 2004

Water Reuse For Irrigation From Waste Water Treatment Plants With Seasonal Varied Operation Modes, Water Science & Technology Vol. 50 Nr. 2 pp 47–53 IWA Publishing 2004

Cornel, P., Meda, A., 2005

Reduzierung der Betriebskosten durch Umfahrung und Teilstrombetrieb, Gutachten, unveröffentlicht

Cornel, P., 2007

Semi-centralized Supply and Treatment Systems for fast growing urban areas; in Water Supply and Sanitation for All, Editors: Huber, H. Wilderer, P. Paris, S., 2007, p. 211-222 ISBN 13978-1-84339-514-0

Cornel, P.; Meda, A.; Bieker, S., 2010 (in Vorbereitung)

Wastewater as a source of energy, nutrients and service water. In: Treatise on Water Science; Elsevier, Oxford, UK.

EFMA, 2000

Best Available Techniques for Pollution Prevention and Control in the European Fertilizer Industry Production of Ammonia. Nr. 1, Brussels: European Fertilizer Manufacturers' Association.

Fishmann, 1999

Fishmann, R.: Nicht nur heißer Sand, VDI Nachrichten, (31) 6.8.1999

Galloway, J. N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R. W., Cowling, E. B. and Cosby B. J., 2003 The nitrogen cascade. BioScience Vol. 53 No. 4: 341 – 356.

Gassen, M. (2000): "Prozeßstabilität und Kosten der Biofiltration am Beispiel der Kläranlage Herford". 18. Bochumer Workshop "Innovationen in der Abwasserbeseitigung", Schriftenreihe SiWaWi der Ruhruniversität Bochum, Nr. 37, S. 111ff

Griffith, P., 1997

The rate of death and predation in activated sludge systems incorporating anoxic zones. Proc. BNR3 85-93 IAWQ, Brisbane

Gujer, W., Henze, M., Mino, T. and van Loosdrecht, M.C.M., 1999

Activated sludge model No. 3, Water Science & Technology, Vol. 39, No. 1, pp. 183–193

Henze, M., Harremoës, P., la Cour, Jansen, J., Arvin, E., 2002

Wastewater Treatment, Springer Verlag, Berlin, 3rd edition

Horn, H., Hempel, D. C., 1997

Growth and decay in an auto/heterotrophic biofilm, Water Research, Vol. 31 No. 9, pp. 2243-2252

Icekson-Tal, N. et. al, 2003

Water reuse in Israel - the Dan Region Project: evaluation of water quality and reliability of plant's operation, Water Science and Technology: Water Supply, Vol.3, No.4, pp 231-237

IFA, 1998

International Fertilizer Industry Association und United Nations Environment Program, The Fertilizer Industry, World Food Supplies and the Environment, Paris, France

IPCC, 2007

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change: Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability, Fourth Assessment Report, Summary for Policymakers, Working Group II of the IPCC, Brussels, April 2007

Jardin, N., 2005

Bilanzielle Betrachtung verschiedener Verfahren zur P-Elimination, 75. Darmstädter Seminar Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser und Klärschlamm, 12.-13.12.2005, Schriftenreihe WAR, Band 167, Darmstadt

Jiménez, B. and Asano, T., 2008

Water Reuse An International Survey of current practice, issues and needs. ISBN: 1843390892, IWA Publishing

Juanico, M., 1999

Hypertrophic Reservoirs for Wastewater Storage and Reuse: Ecology, Performance and Engineering Design, Marcelo Juanico and Inka Dor (ed.), ISBN 3-540-65598-0, Springer Verlag, Berlin

Kaprelyants, A. S., Kell. D. B., 1996

Do bacteria need to communicate with each other for growth? Trends in Microbiology, Vol. 4, No. 6, pp. 237–242.

Kempf, S., Sigel, O., 2006

Untersuchungen über den Stromverbrauch biologischer Reinigungsverfahren auf Kläranlagen – Schlussbericht, Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK, Bundesamt für Energie BFE, Schweiz

Kroiss, H., 1994

Vergleichende Betrachtung von Belebungs- und Festbettreaktoren für die biologische Abwasserreinigung, awt Abwassertechnik, Nr. 4, pp. 51-56

Kroiss, H., 2006

Nutrient Management From Point Source Control to Global Perspective. Speech at the IWA World Water Congress and Exhibition, Beijing, China, 10-14 September 2006.

Larsen, T.A., Maurer, M., Udert, K.M. & Lienert, J., 2007

Nutrient cycles and resource management: implications for the choice of wastewater treatment technology. Water Science and Technology Vol.56 No.5: 229–237.

Lee, N.M., Welander, T., 1994

Influence of predators on nitrification in aerobic biofilm processes, Water Science & Technology, Vol. 29, pp. 355–363

Leenen, E.J., Boogert, A.A., van Lammeren, A.A., Tamper, J., Wijffels, R.H., 1997

Dynamics of artificially immobilized *Nitrosomonas Europea*: Effect of biomass decay, *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. 55 No. 4, pp. 630-641

Lazarova & Bahri, 2005

Lazarova, V., Bahri, A.: *Water reuse for irrigation – Agriculture, Landscapes and Turf Grass*, S. 105, CRC Press, Boca Raton (FL) 2005, ISBN 1-56670-649-1

Manser, R., Gujer, W., Siegrist, H., 2006

Decay processes of nitrifying bacteria in biological wastewater treatment systems, *Water Research*, Vol. 40, pp. 2416-2426

Martinage, V., Paul, E., 2000

Effect of environmental parameters on autotrophic decay rate ($b(A)$). *Environ. Technol.* Vol. 21 No. 1, pp. 31–41.

Metcalf & Eddy, 2003

Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. 4th Edition, McGraw-Hill, Boston

Morgenroth, E., Obermayer, A., Arnold, E., Bruhl, A., Wagner, M., Wilderer, P.A., 2000

Effect of long-term idle periods on the performance of sequencing batch reactors, *Water Science & Technology*, Vol. 41 No. 1, pp. 105–113.

Moussa, M.S., Hooijmans, C.M., H.J. Lubberding, Gijzen, H.J., van Loosdrecht, M.C.M., 2005

Modelling nitrification, heterotrophic growth and predation in activated sludge, *Water Research*, Vol. 39 pp. 5080–5098

Mundo, K., 1970

Der Stickstoff und seine anorganischen Verbindungen. In: Winnacker, K. & Küchler, L. (eds.) *Chemische Technologie*. Vol. 1 Anorganische Technologie, pp 595-712 . Carl Hanser Verlag.

MURL NRW, 1999

Energie in Kläranlagen, Handbuch, 1. Auflage, Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW, September 1999

Mutschmann, J. und Stimmelmayer, F.; 1991

Taschenbuch der Wasserversorgung, 10.Auflage, Franckh-Kosmos Verlags GmbH & Co, Stuttgart

Nowak, O., Schweighofer, P., Svardal, K., 1994

Nitrification inhibition – a method for the estimation of actual maximum autotrophic growth rates in activated sludge systems, *Water Science & Technology*, Vol 30, No. 6, pp. 9-19

Ødegaard, H., 2000

Advanced compact wastewater treatment based on coagulation and moving bed biofilm processes, *Water Science & Technology*, Vol. 42 Nr. 12 IWA Publishing 2000

Orth, H., Grube, S., Tserashchuk, M., in Vorbereitung

Bemessungs- und Betriebsparameter des Belebungsverfahrens in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur und den stofflichen Eigenschaften, in: *Leitfaden zur Abwassertechnologie in anderen Ländern*, Ruhr-Universität Bochum (Hrsg.)

Paffoni, C., Gouisailles, M., Rogalla, F., Gilles, P., 1990

Aerated biofilter for nitrification and effluent polishing, *Water Science & Technology*, Vol. 22, Nr. 7-8, pp. 181-189 IWA Publishing 1990

Pescod, M. B., 1992

Wastewater Treatment and Use in Agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper 47, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy

Pujol, R., Tarallo, S., 2000

Total nitrogen removal in two-step biofiltration, *Water Science and Technology* Vol 41 No 4-5 pp 65-68

Pöpel, H. J., 1997

Vergleich von Belebtschlamm- und Biofilmtechnik bei der Stickstoff-elimination. *Berichte aus der Wassergüte- und Abfallwirtschaft*. Nr. 130, Technische Universität München; ISSN 0942-914X, S. 107-132

Pöpel, H. J., 1999

Anpassung von Bemessung und Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen an die Anforderungen aus der Wiederverwendung von Abwasser WAR Schriftenreihe 116: *Abwasserwiederverwendung in*

Wasserarmen Regionen, Verein zur Förderung des Instituts WAR der Technischen Universität Darmstadt, S. 133-154

Popp, W.; Roth, D. und Schindler, P.R.G., 2000

Bakteriologisch-hygienische Wasserqualität an der Oberen Isar – Zustand und Maßnahmen zur Verbesserung. *gwf Wasser – Abwasser*, 141, Nr. 12, S. 843–848.

Payraudeau, M., Paffoni, C., Gousailles, M., 2000

Tertiary nitrification in an up flow biofilter on floating media: influence of temperature and COD load, *Water Science and Technology* Vol 41 No 4–5 pp 21–27

Reiter, P. (2008)

Reducing the Water Utility's Footprint Through Utility Sponsored End-Use Efficiency. Vortrag am IWA World Water Congress Vienna 2008, 8-12 September 2008.

Rogalla, F., 2003

Biofiltration – 21 years old: adolescent adventure or mature technology? Stand und Perspektiven der BAF Technologie außerhalb Deutschlands. WAR Schriftenreihe 153: Biofiltration Renaissance eines Verfahrens durch erhöhte Anforderungen im In- und Ausland? Verein zur Förderung des Instituts WAR der Technischen Universität Darmstadt, S. 37-54

Rosenwinkel, K.-H., Weichgrebe, D., Urban, I., Hinken, L., 2008

Biogas aus industriellen Abfällen und nachwachsenden Rohstoffen: Energieeffizienz und Probleme, *GWA Gewässerschutz Wasser Abwasser* Bd. 211. RWTH Aachen

Rosenwinkel, K.-H., Lorey, C., 2009

Gewässerschutz in Deutschland Viel erreicht? Viel zu tun? *Korrespondenz Abwasser* 6/09, S. 570-576

Roslev, P., King, G.M., 1995

Aerobic and Anaerobic Starvation Metabolism in Methanotrophic Bacteria, *Appl. Environ. Microbiol.*, Vol. 61, No. 4, pp. 1563–1570

Roth, M., 1998

Stromverbrauch auf kommunalen Kläranlagen. Ministerium für Umwelt und Verkehr. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Handbuch Wasser 4: 1. Auflage, Karlsruhe 1998

Rother, E., Cornel, P., Ante, A., Kleinert, P., Brambach, R., 2002

Comparison of combined and separated biological aerated filter (BAF) performance for pre-denitrification/nitrification of municipal wastewater. *Water Science & Technology*, Vol 46, No. 4–5, pp. 149–158

Rother, E., 2005

Rother, E.: Optimising design and operation of the biofiltration process for municipal wastewater treatment, Dissertation, Technische Universität Darmstadt, Schriftenreihe WAR, Band 163, ISBN 3-932518-59-4

Ruhr-Stickstoff AG, 1988

Ruhr-Stickstoff Aktiengesellschaft: Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau, Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup, 11. Auflage

Ruhr-Universität Bochum, 2005

Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung Teil II: Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung, Band 1 Anforderungen an die Abwassertechnik in anderen Ländern. Herausgeber: Ruhr-Universität Bochum. ISBN: 3-9810255-0-4

Salzer, R., 1992

Contribution to the determination of kinetic parameters for nitrification in activated sludge plants treating industrial wastewater, M.E. thesis, Institute of Water Quality, Technical University of Vienna

Schiffler, 1999

Schiffler, M.: Wasserknappheit ist oft nicht die wirkliche Ursache von Konflikten, *Frankfurter Rundschau*, (83), 10.4.1999

Shelef, G. und Azov, Y., 2000

Meeting stringent environmental and reuse requirements with an integrated pond system for the twenty-first century, *Water Science and Technology*, Vol.42, No.10-11, pp 299-305

-
- Siegrist, H., Brunner, I., Koch, G., Linh Con Phan and Van Chieu Le, 1999
Reduction of biomass decay rate under anoxic and anaerobic conditions, *Water Science & Technology*, Vol. 39, No. 1, pp. 129–137
- Sieker, C., 1998
Sauerstoffversorgung und Hydraulik von Biofiltrationsanlagen in *Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft*, Heft 22
- Steen, I., 1998
Phosphorous availability in the 21st century; Management of a non renewable resource. *Journal Phosphorus Potassium*, Nr. 217.
- Stock, 2004
Stock, M.: Mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft; Tagungsband der ATV-DVWK-Bundestagung am 15./16.9.2004; ISBN 3-937758-22-4
- Strohmeier, A. 1994
Einsatzmöglichkeiten und großtechnische Erfahrungen mit der Biofiltration zur N- und P-Entfernung, ÖWAV Seminar 2: Abwasserreinigungskonzepte- Int. Erfahrungsaustausch über neue Entwicklungen
- Tschui, M. Boller, M., Gujer, W., Eugster, J., Mäder, C., Stengel, C., 1994
Tertiary nitrification in aerated pilot biofilters, *Water Science & Technology*, Vol. 29, Nr. 10-11, pp. 53-60 IWA Publishing 1994
- Tschui, M., 1995
Submerse Festbettreaktoren. Scriptum der EAWAG-Düberndorf für den Studiengang Umwelt-Kulturingenieure an der ETH Zürich, Vertieferblock WS 94/95 (unveröffentlicht)
- UNESCO, 2006
UNESCO - United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization: *Water - A Shared Responsibility*, The United Nations World Water Development Report 2, UNESCO Publishing, Paris / Berghahn Books, New York, 2006, ISBN: 978-92-3-104006-1
- Van Loosdrecht, M. C. M., Henze, M., 1999

Maintenance, endogenous respiration, lysis, decay and predation, *Water Science & Technology*, Vol. 39, No. 1, pp. 107–117

von Sperling, M., Chernicharo, C.A.L., 2005

Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions; IWA Publishing, London

Wagner, M., 2001

Neue Tendenzen in der Belüftungstechnik, in: Neues zur Belüftungstechnik – Probleme, Lösungsmöglichkeiten, Entwicklungen – Tagungsband zum 64. Darmstädter Seminar Abwassertechnik, Schriftenreihe WAR, Band 134, Darmstadt

Wagner, M., Rath, G., Amann, R., Koops, H.P., Schleifer, K.H., 1995

In-situ identification of ammonia-oxidizing bacteria. *Systematic Appl. Microbiol.* Vol. 18 No. 2, pp. 251–264

WHO, 2006

Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and grey-water, Volume 2 Wastewater use in agriculture, World Health Organization, Geneva ISBN 92 4 154683 2 (v. 2), (http://whqlibdoc.who.int/publications/2006/9241546832_eng.pdf)

WWF, 2009

Der Wasser-Fußabdruck Deutschlands - Woher stammt das Wasser, das in unseren Lebensmitteln steckt?

www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/pdf.../wwf_studie_wasserfussabdruck.pdf

Zehnder, A.J.B., 1997

Is water the first resource to control demographic development? In: *Food & Water, a Question of Survival*. S. 85 – 98 Forum Engelberg und vdf Hochschulverlag an der ETH Zürich 1997

Zehnder, A.J.B. 2003

Vortrag beim 27th International Exhibition-Congress on Chemical Engineering, Environmental Protection and Biotechnology, Frankfurt am Main, 21.05. 2003

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1	Struktur des Forschungsverbundprojektes	6
Abbildung 2	Schematische Darstellung des saisonalen Betriebs einer Abwasserbehandlungsanlage mit landwirtschaftlicher Wasser- und Nährstoffnutzung und Speicherung 14	14
Abbildung 3	Verbleib von mit dem Haber-Bosch Verfahren produziertem Stickstoff im Laufe der Fleischproduktion (Galloway et al. 2003, zitiert in Kroiss 2006)	16
Abbildung 4	Fließschema der Modellanlage, Fahrweise in „Sommerbetrieb“ (Nährstoffhalt). Nur die Wasserwege sind dargestellt.....	20
Abbildung 5	Temperaturveränderung der Nitrifikationsrate in Belebung und Biofiltern, Diffusionskoeffizienten, Sättigungskonzentration und Massenstromdichte von Sauerstoff	31
Abbildung 6	Vergleich der Sauerstoffausnutzungswerte nach Amiel et al. (2002), Rother (2005), Sieker (1998) und Tschui (1995).....	33
Abbildung 7	Vereinfachtes Fließschema der Versuchsanlage	41
Abbildung 8	Einsicht der Versuchsanlage – Biofiltersäulen in Betrieb.....	41
Abbildung 9	Raumumsatzleistung in Funktion der angelegten Raumbelastung Filtergeschwindigkeit: 3,1 m/h, Luftgeschwindigkeit: 12 m ³ /(m ² ·h) Die Diagonale zeigt 100 % Umsatzrate 47	47
Abbildung 10	Raumumsatzleistung (linke Y-Achse) und Sauerstoffkonzentration im Filtrat (rechte Y-Achse) in Abhängigkeit der Luftgeschwindigkeit. $H \eta$: Umsatzrate der Nitrifikation. Für jede Luftgeschwindigkeit wurden zwei Messungen in unterschiedlichen Säulen durchgeführt	48
Abbildung 11	Biomassenkonzentration auf dem Trägermaterial für sechs Biofiltersäulen mit unterschiedlichen Filtergeschwindigkeiten (a) und für die gleiche Säule entlang der Filterbetthöhe (b).....	49
Abbildung 12	Verlauf der Konzentration der mikrobiologischen Parameter gesamtcoliforme Keime und Escherichia Coli über die Filterbetthöhe, zwei Messreihen.....	50
Abbildung 13	Migration von Würmer (Gattung Aeolosoma) aus dem Inneren des Filterbetts in Richtung Säulenwand und Filtratoberfläche nach Einstellung der Belüftung.....	52
Abbildung 14	Mikroskopische Aufnahmen vom Zwischenraumwasser: Nematoden, Amöben, Glockentierchen.	53
Abbildung 15	Prozentuale verbleibende RUL im Außerbetriebzustand für alle Lagerungsstrategien, eine Versuchsreihe bei 14°C Wassertemperatur.....	53

Abbildung 16	Prozentuale verbleibende RUL im Außerbetriebzustand für alle Lagerungsstrategien, zwei Versuchsreihen bei 25°C Wassertemperatur	54
Abbildung 17	Prozentuale verbleibende RUL im Außerbetriebzustand:	55
Abbildung 18	Versuchsreihe Nr. 8, ohne zwischenzeitige Beschickung, nur die Lagerungsstrategie D (aufgestaut, nicht belüftet). Die schwarze gestrichelte Linie ergibt den Trend für die verbleibende Aktivität bei Wiederinbetriebnahme	56
Abbildung 19	Zusammensetzung der Betriebskosten für Biofilter als Hauptreinigungsstufe (Barjenbruch und Stähle, 2002)	63
Abbildung 20	Aufteilung des Energieverbrauchs von Biofiltern als zweite biologische Stufe (basierend auf 4 Anlagen) (Barjenbruch und Stähle, 2002)	65
Abbildung 21	Aufteilung des Energieverbrauchs von Biofiltern zur Rest-Nitrifikation (basierend auf 9 Anlagen) (Barjenbruch und Stähle, 2002)	65
Abbildung 22	Energieverbrauch verschiedener Biofilter (nur Biofilterstufe). Die Striche zeigen den jeweiligen Mittelwert an. Die Schattierung gibt den Bereich für Belebungsanlagen (zwischen dem Idealwert für Kläranlagen der Größenklasse V und dem Mittelwert der Erhebung in NRW) nach (MUNLV NRW 1999) wieder.	68
Abbildung 23	Spezifischer Energieverbrauch verschiedener Verfahrensstufen in Abhängigkeit der angeschlossenen Einwohnerwerte und im Vergleich zu anderen Verfahren [Barjenbruch und Stähle, 2002, modif.]	69
Abbildung 24	Vereinfachtes Fließschema der Abwasserbehandlungsanlage Lyss.	71
Abbildung 25	Fließschema der Abwasserbehandlungsanlage in Wiesbaden-Biebrich. (Cornel und Rother, 2003b, verändert)	73
Abbildung 26	Energieverbrauch der Biofilteranlage Wiesbaden-Biebrich gruppiert nach Prozessluftgeschwindigkeiten, nach Cornel und Rother (2003b)	74
Abbildung 27	Vereinfachtes Fließschema der Abwasserbehandlungsanlage	75

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1	Bewässerungsbedarf pro Vegetationsperiode für verschiedenen Nutzpflanzen (Lazarova und Bahri, 2005)	12
Tabelle 2	Empfohlene Reinnährstoffgaben in kg/ha für verschiedenen Nutzpflanzen (Ruhr-Stickstoff AG, 1988)	12
Tabelle 3	Maximale Raumumsatzleistungen für verschiedene Reinigungsziele (ATV-DVWK 2000)	28
Tabelle 4	Temperaturkoeffizienten für biologische Prozesse	30
Tabelle 5	Reduktionsraten (als Log-Stufen) für Filtrationsverfahren nach WHO (2006)	35
Tabelle 6	Zulaufzusammensetzung der Versuchsanlage	42
Tabelle 7	Kennzahlen für die Biomassenaktivität im Außerbetriebzustand und nach Wiederinbetriebnahme	56
Tabelle 8	Absterberate (endogene Atmungsrate, <i>decay rate</i>) für heterotrophe Biomasse unter verschiedenen Milieus nach verschiedenen Autoren	58
Tabelle 9	Durchschnittlicher Energieverbrauch von Biofilteranlagen (nur Biofilterstufe) in Vergleich zur Belebung	68
Tabelle 10	Vergleich der Energiekennwerte der Biofilteranlage (Ist-Werte und erreichbare Werte nach Optimierung) mit den Richtwerte Belebungsanlage	78

Anhang

Anhang 1	Detaillierte Berechnung der Belebungs-Modellanlage mit den verschiedenen Fahrweisen.....	1
Anhang 2	Detailliertes Fließschema der Versuchsanlage	7
Anhang 3	Bilder der Versuchsanlage.....	9
Anhang 4	Tabelle der Versuchsphasen.....	13
Anhang 5	Bilder der Säulen im Außerbetriebzustand.....	15
Anhang 6	Vergleichswerte für den Energieverbrauch von Belebungsanlagen	17

Anhang 1 Detaillierte Berechnung der Belebungs-Modellanlage mit den verschiedenen Fahrweisen

Eingangsdaten, Wassermengen und Konzentrationen

Eingangsdaten

Einwohnerwert	EW	E	100.000
mittlerer (einwohner)spezifischer täglicher Schmutzwasseranfall (inkl. betriebl. Schmutzwasser (q_{GI}))	$w_{S,d}$	$L/(E \cdot d)$	130
mittlerer jährlicher Schmutzwasserabfluss	$Q_{S,aM}$	L/s	150
mittlerer jährlicher Fremdwasserabfluss (Annahme)	$Q_{F,aM}$	L/s	83
Trockenwetterabfluss im Jahresmittel	$Q_{T,aM}$	L/s	233
Trockenwetterabfluss im Jahresmittel	$Q_{T,h,aM}$	m^3/h	839
Trockenwetterabfluss im Jahresmittel	$Q_{T,d,aM}$	m^3/d	20.136

Einwohnerspezifische Frachten, Rohabwasser

spezifische CSB-Fracht	$b_{d,CSB}$	$g/(E \cdot d)$	120
spezifische BSB ₅ -Fracht	$b_{d,BSB}$	$g/(E \cdot d)$	60
spezifische TS-Fracht	$b_{d,TS}$	$g/(E \cdot d)$	70
spezifische TKN-Fracht	$b_{d,TKN}$	$g/(E \cdot d)$	11
spezifische P-Fracht	$b_{d,P}$	$g/(E \cdot d)$	1,8

Grenzwerte nach Abwasserverordnung 17.06.2004, Größenklasse 4

BSB ₅	$C_{BSB,GW}$	mg/L	20,0
Ammoniumstickstoff	$S_{NH4-N,GW}$	mg/L	10,0
Stickstoff, gesamt, anorganisch	$S_{anorgN,GW}$	mg/L	18,0
Phosphor, gesamt	$C_{P,GW}$	mg/L	2,0
Überwachungstemperatur	$T_{ÜW}$	°C	12,0

Überwachungswerte

Überwachungswert Ammoniumstickstoff	$S_{NH4-N,ÜW}$	mg/L	2,0
Überwachungswert Nitratstickstoff	$S_{NO3-N,ÜW}$	mg/L	8,0
Überwachungswert Phosphor	$C_{P,ÜW}$	mg/L	1,0
Überwachungstemperatur	$T_{ÜW}$	°C	12,0

Vorklärung

Annahmen				Bemerkung
max. Trockenwetterzulauf	$Q_{T,h,max}$	m^3/h	1.163	
Aufenthaltszeit	t_R	h	0,75	
Flächenbeschickung	q_A	$m^3/(m^2 \cdot h)$	3,0	
Beckengeometrie				
Oberfläche	A	m^2	388	$= Q_{T,h,max} / q_A$
Höhe	H	m	2,25	$= t_R \cdot q_A$
Gewählte Abmessungen				
Anzahl Becken	-		4	
Oberfläche je Becken	A	m^2	97	
Länge je Becken	L	m	45,00	
Breite je Becken	B	m	2,16	
Breite /Längenverhältnis	B/L	-	1:20,83	$\sim 1:4,5$
Volumen je Becken	V_{VK}	m^3	218,7	
Einwohnerspezifische Frachten				Rohabwasserorklärung
(die an 85% der Tage unterschritten werden)				Bemerkungen
				bei $t_R=0,75$
Biochem. Sauerstoffbedarf	$b_{d,BSB}$	$g/(E \cdot d)$	60	45
Chem. Sauerstoffbedarf	$b_{d,CSB}$	$g/(E \cdot d)$	120	90
abfiltrierbare Stoffe	$b_{d,TS}$	$g/(E \cdot d)$	70	35
Total Kjeldahl Stickstoff	$b_{d,TKN}$	$g/(E \cdot d)$	11	10
Phosphor als P	$b_{d,P}$	$g/(E \cdot d)$	1,8	1,6
				ATV A131, Tab. 1, S. 15
Primärschlamm Daten				
abgeschiedene spez. Schlammfracht	$b_{d,TS,PS}$	$g/(E \cdot d)$		$35 = b_{d,TS,Roh} - b_{d,TS,0,75(1,5)}$
Primärschlamm Massenstrom	M_{PS}	kg/d	3.500	$= b_{d,TS,PS} \cdot EW / 1.000$
Primärschlammkonzentration	TS_{PS}	%	4,0	Folie 1-62
oder	TS_{PS}	kg/ m^3	40,0	
Primärschlammvolumenstrom	Q_{PS}	m^3/d	87,5	$= M_{PS} / TS_{PS}$
Zulaufdaten Belegung				
				Rohabwasser und Vorkläru
				bei $t_R=0,75$
Zulauffrachten				
Biochem. Sauerstoffbedarf	$B_{d,BSB}$	kg/d	6.000	4.500
Chem. Sauerstoffbedarf	$B_{d,CSB}$	kg/d	12.000	9.000
abfiltrierbare Stoffe	$B_{d,TS}$	kg/d	7.000	3.500
Total Kjeldahl Stickstoff	$B_{d,TKN}$	kg/d	1.100	1.000
Phosphor als P	$B_{d,P}$	kg/d	180	160
				$= b_{d,i,Roh(0,75; 1,5)} \cdot EW / 1.000$
Zulaufkonzentrationen				
Biochem. Sauerstoffbedarf	$C_{BSB,ZB}$	mg/L	298	223
Chem. Sauerstoffbedarf	$C_{CSB,ZB}$	mg/L	596	447
abfiltrierbare Stoffe	$X_{TS,ZB}$	mg/L	348	174
Total Kjeldahl Stickstoff	$C_{TKN,ZB}$	mg/L	54,6	49,7
Phosphor als P	$C_{P,ZB}$	mg/L	8,9	7,9
				$= B_{d,i} \cdot 1.000 / Q_{T,d,aM}$

Belebung – I

Belebungsbecken		WINTER		SOMMER				
				TS, BB konst		TS, BB variab		
		mit Nitri+Deni und P-Fällung	mit Nitri+Deni und P-Fällung, gleiches Schlammalter	mit Nitri+Deni und P-Fällung	nur Kohlenstoffabbau	mit Nitri+Deni und P-Fällung	nur Kohlenstoffabbau	
Reinigungsziel								
Eingangsdaten								
Aufenthaltszeit Vorklärung	t_R	h	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75
Bemessungstemperatur (A131, S. 17-18)	T_{Bem}	°C	12,0	25,0	25,0	25,0	25,0	25,0
BSB ₅ -Fracht	$B_{d,BSB}$	kg/d	4.500	4.500	1.500	3.000	1.500	3.000
Wassermenge			20.136	20.136	6.712	13.424	6.712	13.424
Stickstoffbilanz								
TKN im Zulauf zur Belebung	$C_{TKN,ZB}$	mg/L	49,7	49,7	49,7	49,7	49,7	49,7
- Stickstoff im Überschussschlamm	$- X_{orgN,BM} (=0,045 \cdot C_{BSI})$	mg/L	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0
- org. Stickstoff im Ablauf	$- S_{orgN,AN}$	mg/L	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0
- Ammoniumstickstoff im Ablauf	$- S_{NH4-N,AN}$	mg/L	0,0	0,0	0,0	37,7	0,0	37,7
= zu nitrifizierender Stickstoff	$= S_{NH4-N}$	mg/L	37,7	37,7	37,7		37,7	
- Nitratstickstoff im Ablauf	$- S_{NO3-N,AN} (=0,7 \cdot S_{NC})$	mg/L	5,6	5,6	5,6		5,6	
= zu denitrifizierender Nitratstickstoff	$= S_{NO3,D}$	mg/L	32,1	32,1	32,1		32,1	
Nitratstickstoff im Ablauf NK	$S_{NO3,AN}$	mg/L						
P-Bilanz								
Phosphor im Zulauf zur Belebung	$C_{P,ZB}$	mg/L	7,90	7,90	7,90		7,90	
- P-Bindung im ÜSS	$- X_{P,BM} (=0,01 \cdot C_{BSB,ZB})$	mg/L	2,23	2,23	2,23		2,23	
- P-Bindung Bio-P	$- X_{P,BioP} (=0,01 \cdot C_{BSB,ZB})$	mg/L	-	-	-		-	
- P im Ablauf	$- C_{P,AN} (=0,65 \cdot C_{P,ÜN})$	mg/L	0,65	0,65	0,65		0,65	
= zu fällende P-Konzentration	$= X_{P,Fäll}$	mg/L	5,02	5,02	5,02		5,02	
Schlammalter								
Denitrifikationskapazität	$S_{NO3,D}/C_{BSB,ZB}$	-	0,144	0,144	0,144		0,144	
V_D/V_{BB} -Verhältnis (vorgeschaltete Deni)	V_D/V_{BB}	-	0,40	0,40	0,40		0,40	
Sicherheitsfaktor bei $B_{d,BSB,Z} = 3.600 \text{ kg / d}$	SF	-	1,45	1,45	1,45	1,45	1,45	1,45
Schlammalter	$t_{TS,Bem}$	d	11,0	11,0	3,1	0,8	3,1	0,8

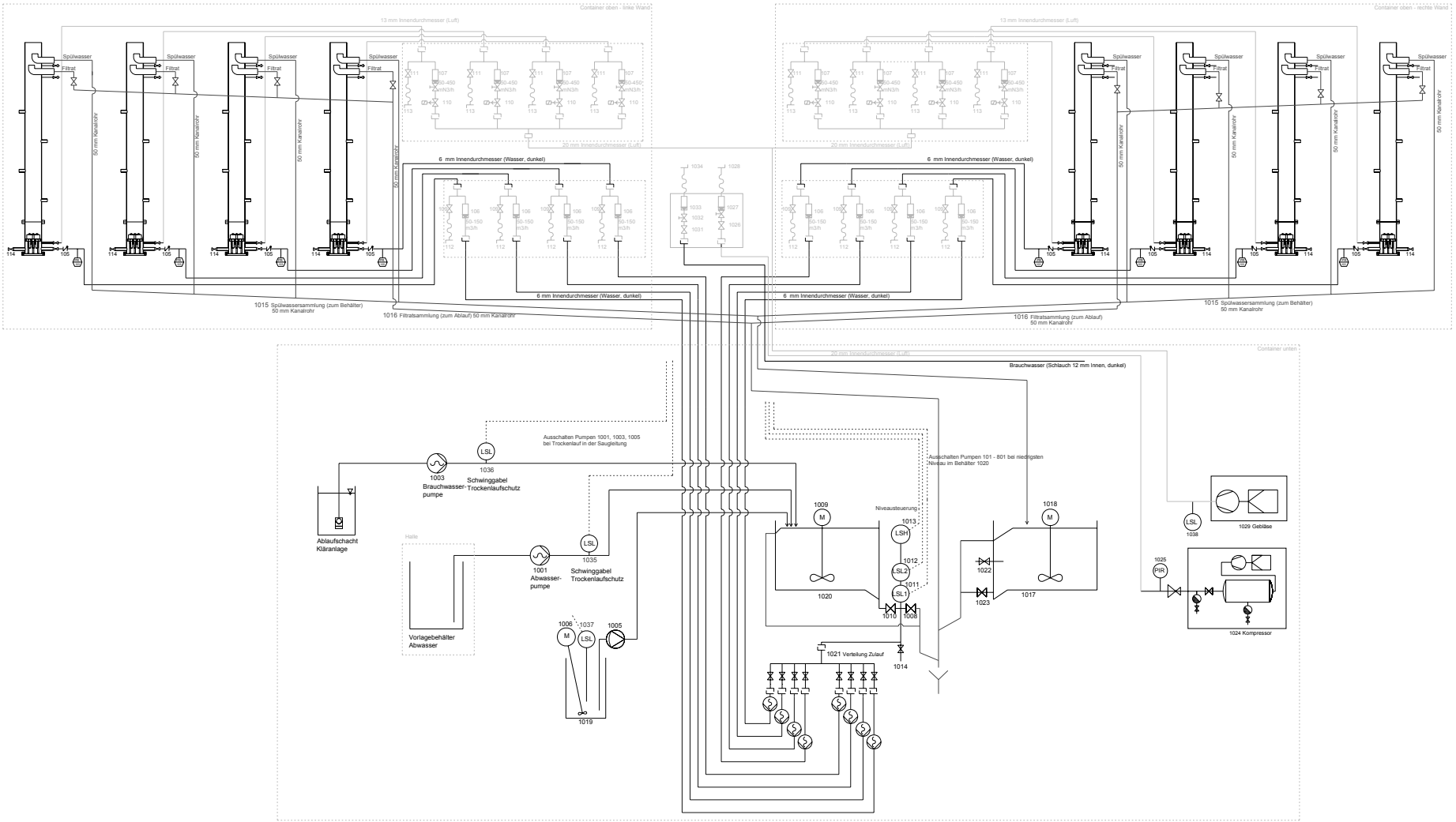
Belebung – II

Überschussschlammproduktion								
Schlammproduktion aus Kohlenstoffelimin.	$\dot{U}_{S_{C,BSB}}$	kgTS/kgBSB ₅	0,856	0,745	0,910	1,090	0,910	1,090
Schlammproduktion aus Bio-P	$\dot{U}_{S_{Bio-P,BSB}}$	kgTS/kgBSB ₅	-	-	-	-	-	-
Schlammproduktion aus P-Fällung mit Fe ³⁺	$\dot{U}_{S_{PFall,BSB}}$	kgTS/kgBSB ₅	0,153	0,153	0,153	-	0,153	-
Gesamte Schlammproduktion	$\dot{U}_{S_{BSB}}$	kgTS/kgBSB ₅	1,009	0,898	1,063	1,090	1,063	1,090
Schlammbelastung	B_{TS}	kgBSB ₅ /(kgTS·d)	0,090	0,101	0,303	1,147	0,303	1,147
Tägl. Überschussschlammstrom	\dot{U}_{S_d}	kgTS/d	4.541	4.041	1.595	3.270	1.595	3.270
Trockensubstanzgehalt Rücklaufschlamm	TS_{RS}	kg/m ³	8,2	8,2	8,2	8,2	8,2	8,2
Überschussschlammvolumenstrom	$Q_{\dot{U}_S}$	m ³ /d	554	493	195	399	195	399
Einwohnerspez. Schlammstrom	$\dot{U}_{S_{d,EW}}$	gTS/(E·d)	45,4	40,4	16,0	32,7	16,0	32,7
Einwohnerspez. Schlammvolumenstrom	$Q_{\dot{U}_S,EW}$	L/(E·d)	5,5	4,9	2,0	4,0	2,0	4,0
Belebungsbeckenvolumen								
Trockensubstanzgehalt	TS_{BB}	kg/m ³	4,00	4,00	4,00	4,00	1,20	1,10
Nitrifikationsvolumen	V_N	m ³	7.493	6.668	742	-	2.472	-
Denitrifikationsvolumen	V_{DN}	m ³	4.995	4.445	494	-	1.648	-
Belebungsbeckenvolumen	V_{BB}	m ³	12.488	11.113	1.236	654	4.120	2.378
Belebungsbeckenvolumen pro Straße	V_{BB}	m ³	4.163	3.704	1.236	654	4.120	2.378
Nitrifikationsvolumen pro Straße	V_N	m ³	2.498	2.223	-	-	-	-
Denitrifikationsvolumen pro Straße	V_{DN}	m ³	1.665	1.482	-	-	-	-
Rücklaufverhältnis	RV	-	0,95	0,95	0,95	0,95	0,17	0,15
Anaerobes Mischbecken zur biologischen P-Elimination								
Kontaktzeit	t_K	h	-	-	-	-	-	-
max. stünd. Trockenwetterzufluss	$Q_{T,n,max}$	m ³ /h	-	-	-	-	-	-
Volumen des anaeroben Mischbeckens	V_{Bio-P}	m ³	-	-	-	-	-	-
Gesamtes Beckenvolumen	V	m³	12.488	11.113	1.236	654	4.120	2.378
Einwohnerspez. Volumen	$V_{BB,EW}$	L/EW	125	111	37	10	124	36

Belebung – III

Täglicher Sauerstoffverbrauch								
O ₂ -Verbrauch aus C-elimination	OV _{C,BSB}	kgO ₂ /kgBSB ₅	1,092	1,257	1,013	0,749	1,013	0,749
O ₂ -Verbrauch aus C-elimination	OV _{d,C}	kgO ₂ /d	4.914	5.657	1.520	2.247	1.520	2.247
O ₂ -Verbrauch aus Nitrifikation	OV _{N,BSB}	kgO ₂ /kgBSB ₅	0,725	0,725	0,725		0,725	
O ₂ -Verbrauch aus Nitrifikation	OV _{d,N}	kgO ₂ /d	3.264	3.264	1.088		1.088	
O ₂ -Einsparung durch Denitrifikation	OV _{d,D}	kgO ₂ /d	1.874	1.874	625		625	
Mittlerer täglicher O ₂ Verbrauch	OV _{d,mittl.}	kgO ₂ /d	6.304	7.047	1.983	2.247	1.983	2.247
Mittlerer stündlicher O ₂ Verbrauch	OV _{h,mittl.}	kgO ₂ /h	263	294	83	94	83	94
Stündlicher Sauerstoffverbrauch								
Spitzenfaktor f _C (interpoliert)	f _C	-	1,19	1,19	1,19	1,19	1,19	1,19
Interpolation über t _{TS} , mit B _{d,BSB,Z} = 1200			2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40
Interpolation über t _{TS} , mit B _{d,BSB,Z} = 6000			1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74
Spitzenfaktor f _N (interpoliert)	f _N	-	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74
Lastfall 2: f _C = x, f _N = 1								
Sauerstoffverbrauch für die Tagesspitze, Lastfall 2	OV _{h,max2}	kgO ₂ /h	287	324	90	111	90	111
Lastfall 1: f _C = 1, f _N = x								
Sauerstoffverbrauch für die Tagesspitze, Lastfall 1	OV _{h,max1}	kgO ₂ /h	363	394	116	-	116	-
Sauerstoffverbrauch für die Tagesspitze, Lastfall 1	OV_{h,max2}	kgO₂/h	363	394	116	111	116	111
Sauerstoffverbrauch pro Becken (3)		kgO ₂ /h	121	131	116	111	116	111
Sauerstoffverbrauch pro m ³ (erforderlicher) Becken		gO ₂ /(m ³ /h)	29,07	35,45	93,85	169,72	28,16	46,68
Sauerstoffverbrauch pro m ³ (vorhandener) Becken		gO ₂ /(m ³ /h)	29,07	35,45	27,87	26,67	27,87	26,67
Sauerstoffzufuhr								
Einblastiefe	h _e	m	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00
O ₂ -Sättigungskonzentration	C _S	mg/L	13,38	10,26	10,26	10,26	10,26	10,26
O ₂ -Konzentration im Belebungsbecken	C _X	mg/L	1,80	1,80	1,80	0,50	1,80	0,50
erf. Sauerstoffzufuhr in Abwasser	αOC _n	kgO ₂ /h	419	478	141	117	141	117
Grenzflächenfaktor (Alpha-Wert)	α	-	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60
erf. Sauerstoffzufuhr in Reinwasser	OC _n	kgO ₂ /h	698	797	235	195	235	195
erf. Sauerstoffzufuhr in Abwasser pro Strömung	αOC_n	kgO₂/h	140	159	141	117	141	117
Sauerstoffertrag in Abwasser		kgO ₂ /kWh	2	2	2	2	2	2
Energieverbrauch Belüftung		kWh/h	210	239	71	59	71	59

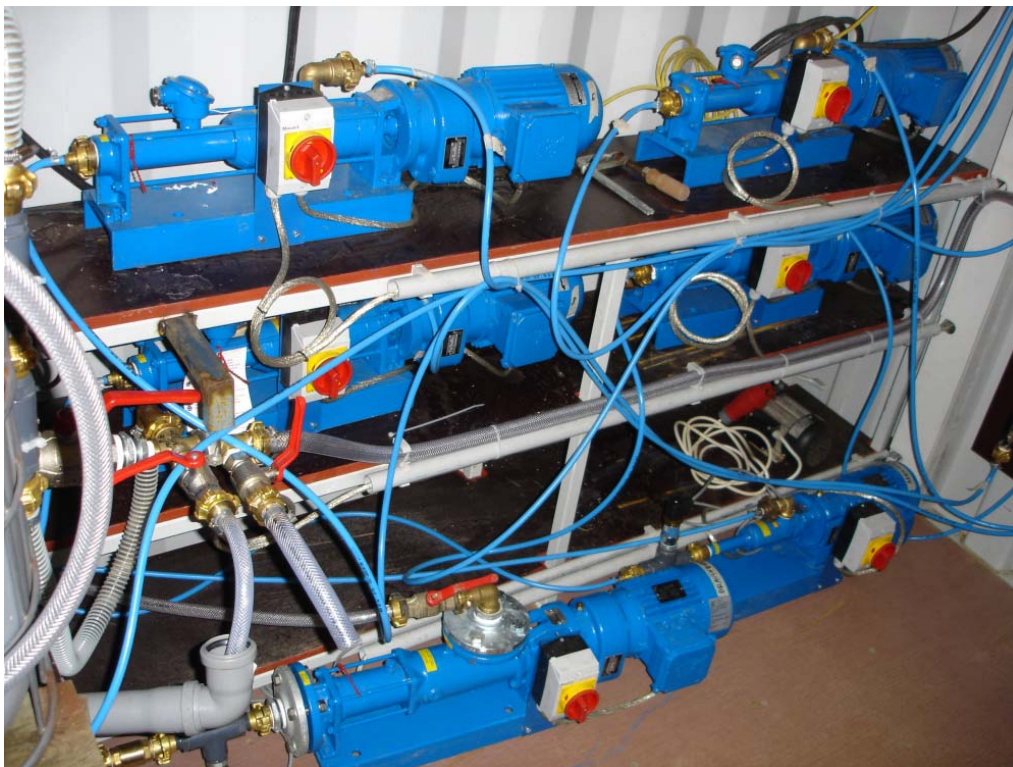
Anhang 2 Detailliertes Fließschema der Versuchsanlage



Anhang 3 Bilder der Versuchsanlage



Anlagenperipherie: Puffer- und Mischbehälter, Harnstofftank, Dosierstation



Anlagenperipherie: Beschickungspumpen



Anlagenperipherie: Luft- und Wasserverteilung



Anlagenperipherie: Schaltschrank



Biofiltersäule: Kopf (Filtratüberstand und Abläufe)



Biofiltersäule: Düsenboden

Anhang 4 Tabelle der Versuchsphasen

Phase	1	2	3	4	5		6		7		8	
	Inbetriebnahme	Erhöhung der Raumbelastung	Variation der Luftgeschwindigkeit	Wiederherstellung von Refrenzzustand	Substratunterversorgung T: 14°C		Substratunterversorgung T: 25°C		Substratunterversorgung T: 25°C		Substratunterversorgung T: 16°C	
Säule			m ³ /(m ² ·h)		Stillstand: 22 d	Wiederinbetriebnahme: 20 d	Stillstand: 35 d	Wiederinbetriebnahme: 15 d	Stillstand: 32 d	Wiederinbetriebnahme: 15 d	verschiedene Stillstandzeiten	Wiederinbetriebnahme: 15 d
1	gleiche Bedingungen	gleiche Raumbelastung	12	gleiche Bedingungen	Strat. 1	gleiche Bedingungen	Strat. 1	gleiche Bedingungen	Strat. 1	gleiche Bedingungen	18	gleiche Bedingungen
2			12		Ref.		Ref.		Ref.		18	
3			18		Strat. 2		Strat. 2		Strat. 2		34	
4			18		Ref.		Ref.		Ref.		34	
5			24		Strat. 3		Strat. 3		Strat. 3		69	
6			24		Ref.		Ref.		Ref.		69	
7			29		Strat. 4		Strat. 4		Strat. 4		69	
8			29		Ref.		Ref.		Ref.		69	

Anhang 5 Bilder der Säulen im Außerbetriebzustand



Filterboden einer Säule - Lagerung unter aeroben Bedingungen



Filterboden einer Säule - Lagerung unter anaeroben Bedingungen

Anhang 6 Vergleichswerte für den Energieverbrauch von Belebungsanlagen

Als Vergleichswerte für die Belebung werden die Werte aus MUNLV NRW (1999) herangezogen. Es werden sowohl reale Werte aus einer Erhebung als auch nach einer energetischen Optimierung theoretisch realisierbare Werte angegeben.

Die Erhebung (Erhebungsjahr: 1998) erfasste 344 von den 856 damals in NRW existierenden Kläranlagen bzw. 30,5 von 35,8 Mio EW (Ausbaugröße). Dies entspricht einem Erfassungsgrad von 85 % der Einwohnerwerte in NRW, das sind ca. 25 % der EW aller Kläranlagen in Deutschland. Von den erfassten Kläranlagen 268 sind der Größenklasse IV (32 % der erfassten EW) und 62 % der Größenklasse V (67 % der erfassten EW) zuzuordnen. Bezogen auf die Einwohnerwerte haben 82 % der Anlagen eine Nitrifikation und 80 % auch eine Denitrifikation.

Die Auswertung ergab folgende Medianwerte:

Ausbaugröße: 37.000 EW₆₀;

Tatsächliche Belastung (Jahresmittelwert Zulauffracht): 24.000 EW₆₀;

Auslastung: 71 %;

Einwohnerspezifische Abwassermenge: 246 L/ EW₆₀;

Gesamter spezifischer Stromverbrauch: 45 kWh/(EW·a) (arithmetischer Mittelwert)

Folgende Abbildung zeigt die Streuung bzw. die Häufigkeitsverteilung des Energieverbrauchs von Kläranlagen (Belebungsanlagen) aus der Erhebung von MUNLV NRW. Ein großer Anteil der erfassten Anlagen liegt nahe am Mittelwert (45 % der Anlagen mit einem Energieverbrauch von 30 bis 50 kWh/(EW·a)). Allerdings weisen ca. 25 % der Anlagen einen höheren Energieverbrauch von bis zu 80 kWh/(EW·a) auf.

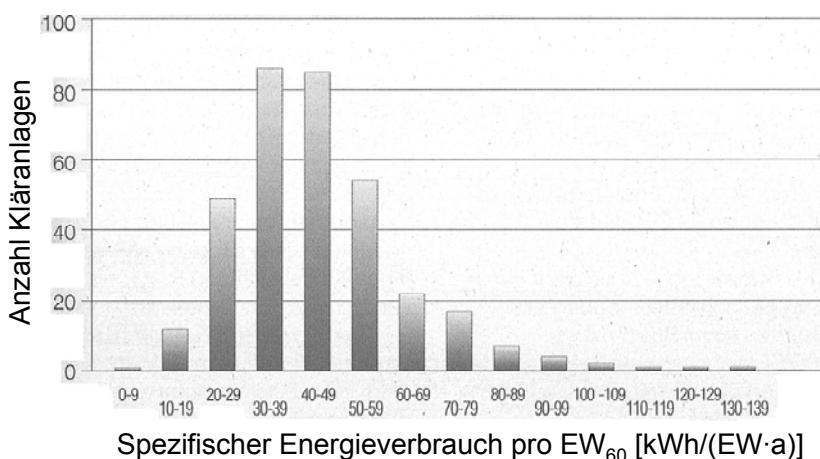


Abbildung A-1. Häufigkeitsverteilung der Energieverbrauch von Kläranlagen (gesamte Kläranlage) nach MUNLV NRW (1999).

Setzt man einen Anteil der Belebung am gesamten Stromverbrauch von im Mittel 73 % an (siehe Abbildung B-2), dann errechnet sich ein **Stromverbrauch allein für die Belebung** von **32,9 kWh/(EW·a)** (Mittelwert). Anhand der einwohnerspezifischen Abwassermenge von 246 L/EW₆₀ errechnet sich ein **abwasserspezifischer Stromverbrauch von 0,50 kWh/m³ (gesamte Kläranlage) bzw. von 0,37 kWh/m³ (nur Belebung)**.

Um den Energieverbrauch einer energetisch optimierten Kläranlage zu ermitteln, wurde eine Modellanlage entwickelt. Diese besitzt eine Belastung von 100.000 EW₆₀ im Jahresmittel (Auslegung 130.000 EW) und erfüllt die geltenden Anforderungen an die Nährstoffelimination. Das Verfahrenschema der Modellanlage besteht aus: Hebewerk, Feinrechen, belüfteter Sandfang ohne Fettkammer, Vorklärung (Aufenthaltszeit 0,8 h), Belebungsbecken (Bio-P, vorgeschaltete Denitrifikation, Nitrifikation, Schlammalter 13 d, zusätzliche Phosphat-Simultanfällung), Nachklärbecken. Des Weiteren wird der Energieverbrauch der Schlammbehandlung und der Infrastruktur (Betriebsgebäude, Lüftung, Abluftreinigung...) berücksichtigt.

Der aus dieser Grundlage berechnete **gesamte spezifische Stromverbrauch** beträgt **23 kWh/(EW·a)**. Der **Stromverbrauch allein der Belebung** beträgt **16,8 kWh/(EW·a)**. Setzt man die genannte einwohnerspezifische Abwassermenge an, errechnet sich ein **abwasserspezifischer Stromverbrauch von 0,26 kWh/m³ (gesamte Kläranlage) bzw. von 0,19 kWh/m³ (nur Belebung)**.

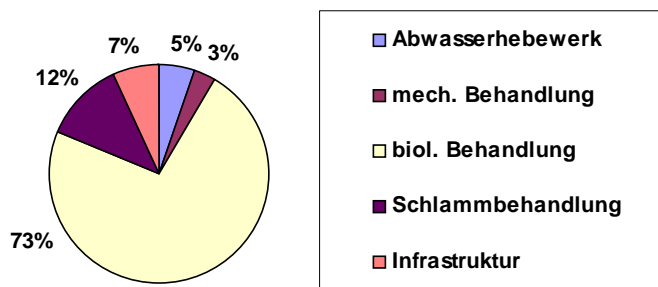


Abbildung A-2 Anteil der Verfahrenstufen am Energieverbrauch einer Kläranlage gem. Berechnung an der Modellanlage [MUNLV NRW, 1999]. Die biologische Behandlung mittels Belebung (vorgeschaltete Denitrifikation, Nitrifikation, Schlammalter 13 d) beinhaltet Belüftungsgebläse, Umwälzung, Rezirkulation, Rücklaufschlammumpfen, Nachklärbecken, Fällmitteldosierung

Bei der Berechnung wurde davon ausgegangen, dass die maschinen- und elektrotechnische Ausrüstung dem neusten Stand der Technik entspricht (hohe Wirkungsgrade). Die Energieverbrauchswerte sind nur bei Neuanlagen für alle Anlagenbereiche einhaltbar. Standortbezogene Besonderheiten könnten dazu führen, dass auch bei optimaler Planung und

Betrieb die Idealwerte nicht erreicht werden können. Die aufgrund theoretischer Berechnungen anhand der Modellanlage ermittelten Werte werden als **Idealwerte** bezeichnet und können nur unter optimalen Voraussetzungen erreicht werden.

Tabelle A-1 Energiekennwerte für die Belebung

	kWh/(EW·a)		kWh/m ³	
	gesamte Kläranlage	nur Belebung	gesamte Kläranlage	nur Belebung
Reale Werte (Mittelwert Erhebung NRW)	45	32,9	0,50	0,37
Idealwerte GK V (Modellkläranlage, ohne Filtration)	23	16,8	0,26	0,19

Anteil an gesamter Kläranlage 1 0,73