



Einsatz von Zusatzstoffen auf der Kläranlage Petershausen mit dem Ziel der Reduktion des Überschussschlammes, Darstellung und Vergleiche, von Auswirkungen und Einsparpotentialen, der Anwendungsbereiche, sowie deren Auswirkungen auf den Kläranlagenbetrieb.

Bachelorarbeit

von

Ingeborg Henrich

aus Friedberg

Fachhochschule München

Fachbereich 06

Feinwerk- und Mikrotechnik / Physikalische Technik

Referent: Hermann Lautenschlager
Korreferent: Prof. Dr. rer. nat. Katharina Neukirchinger
Betreuer: Hermann Lautenschlager, Wasserwirtschaftsamt München
Tag der Einreichung: 14.03.2011

München 2011

Einsatz von Zusatzstoffen auf der Kläranlage Petershausen mit dem Ziel der Reduktion des Überschussschlammes, Darstellung und Vergleiche, von Auswirkungen und Einsparpotentialen, der Anwendungsbereiche, sowie deren Auswirkungen auf den Kläranlagenbetrieb.

Kurzzusammenfassung

Das Ziel der Bachelorarbeit war es die Überschussschlammreduktion im Schlamm Speicher seit der erstmaligen Zugabe des Zusatzstoffes im Jahr 2006 auf der Kläranlage Petershausen (~ 6100 EW) genauer zu betrachten. Der verwendete Zusatzstoff ist eine Mischung von ungefähr 80 Mikroorganismen, die als Effektive Mikroorganismen (EM) bezeichnet werden. Es sollte herausgefunden werden, ob es Zusatzstoffe mit einer vergleichbaren Wirkung gibt und welche Auswirkungen die Zugabe in Petershausen hat. Gibt es nur positive, wie die Reduktion des Überschussschlammes im Schlamm Speicher oder auch negative, wie eine starke Rückbelastung der Kläranlage durch zurückgeführtes Trübwasser?

Die Verringerung von Überschussschlamm ist ein wichtiges Thema, da die Vorbehandlung wie eine Entwässerung und die anschließende Verwertung des Schlammes einen großen Kostenfaktor für jede Kläranlage darstellt. Bei der Reduktion des Überschussschlammes muss darauf geachtet werden, dass die Kosten für die Klärschlammreduktion nicht höher als eine Entsorgung ohne Verringerung sind.

Nach der genauen Betrachtung der Kläranlage in Petershausen wurde diese Art der Schlammreduktion mit Anlagen, die EM einsetzen und solchen, die eine Reduktion durch andere Methoden erreichen, verglichen. Es stellte sich heraus, dass es keine vergleichbaren Zusatzstoffe gibt, mit dem die Klärschlammmenge so deutlich verringert werden kann.

Use of additives to the sewage treatment plant, Petershausen, with the aim of reducing the excess sludge, presentation and comparisons of impacts and potential savings, the application areas and their impact on the wastewater treatment plant operation.

Abstract

The aim of the Bachelor study was the reduction of excess sludge in the sludge storage since the first addition of the additive in 2006 to look at the treatment plant Petershausen (~ 6100 inhabitants) more closely. The used additive is a mixture of about 80 micro-organisms, known as Effective Microorganisms (EM). Content of the work was to find out if there are additives with similar effects and what effects the additive in Petershausen have. Are there only positive effects like the reduction of excess sludge in sludge storage or also negative, like a strong charge back through the wastewater treatment plant of recycled water turbidity?

The reduction of excess sludge is an important issue since the pre-treatment such as dewatering and subsequent recovery of the sludge is a major cost factor for each wastewater treatment plant. In the reduction of excess sludge it is important that the costs of sludge reduction are not higher than disposal without reduction.

After closely looking at the treatment plant, Petershausen, these types of sludge reduction systems with the use of EM and those with a reduction achieved by other methods were compared. It was found that there are no similar additives with which the sewage sludge can be reduced considerably.

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung	1
2 Definitionen und Abkürzungen	2
3 Grundlagen	5
3.1 Begriffsbestimmung Abwasser	5
3.2 Gründe für die Abwasserreinigung	5
3.2.1 Ammonium	5
3.2.2 Erhöhter Sauerstoffbedarf	6
3.2.3 Eutrophierung	6
4 Allgemeiner Ablauf in einer Kläranlage	8
4.1 Mechanische Reinigung	8
4.2 Biologische Reinigung	8
4.2.1 Kohlenstoffabbau	8
4.2.2 Nitrifikation	8
4.2.3 Denitrifikation	9
4.3 Phosphorelimination	9
4.3.1 Elimination mit einem Fällungsmittel	9
4.3.2 Biologische Phosphorelimination (Bio-P)	10
4.4 Nachklärung	10
5 BIOCOS-Verfahren	13
5.1 Prinzip Belebungsverfahren mit vorgeschalteter / alternierender Denitrifikation	13
5.2 Funktionsweise des BIOCOS-Verfahrens	13
5.3 Vorteile des BIOCOS-Verfahrens gegenüber dem normalen konventionellen Belebungsverfahren	15
6 Kläranlage Petershausen	16
6.1 Inbetriebnahme und Erweiterung	16
6.2 Angeschlossene Ortsteile	16
6.3 Bemessungskennwerte	17
6.4 Volumina der Becken und der Schlamm Speicher	17
6.5 Anforderungen an die Einleitungsstelle	18
6.5.1 Ablaufgrenzwerte	18
6.5.2 Eigenüberwachung	18
6.6 Fließschema der Kläranlage Petershausen	21
6.7 Ablauf der Abwasserreinigung in dem Biocos-Verfahren	22
7 Effektive Mikroorganismen (EM)	24

7.1 Entstehung der Effektiven Mikroorganismen (EM)	24
7.2 Wirkungsweise von EM	25
7.3 EM-B für die Abwasserbehandlung	26
7.4 EM Zulassungen	26
7.5 Herstellung von EM-B aktiviert und EM aktiviert	27
7.6 Einsatzmöglichkeiten von EM	27
7.7 Einsatz von EM in der Abwasserbehandlung	29
8 EM-Einsatz auf der Kläranlage Petershausen zur Klärschlammreduktion	31
8.1 Einsatz von EM	31
8.2 Anwendung von EM auf der Kläranlage Petershausen	31
8.2.1 Materialien und Mengen	31
8.2.2 Anwendungsweise	32
8.3 Auswirkungen nach dem Einsatz von EM	32
8.3.1 Klärschlammreduktion	32
8.3.2 Kostenersparnis	34
8.3.3 Klärschlammuntersuchung	35
8.3.4 Trübwasser-Rücklauf zur Kläranlage	35
8.3.5 Trübwasser Untersuchungen	36
8.3.6 Durchführung der Küvetten-Tests	37
9 Einsatz von EM-B zur Klärschlammreduktion auf anderen Kläranlagen	43
9.1 Kläranlage Buxheim	43
9.2 Kläranlage St. Margarethen a. d. Raab (Steiermark)	44
9.3 Ergebnisse der Klärschlammreduktion der Kläranlage Petershausen	46
9.4 Vergleich der EM-B Auswirkung auf den drei Kläranlagen	46
9.4.1 Vergleich der Klärschlammreduktionen	46
9.4.2 Kostenersparnis auch in Abhängigkeit von der Kläranlagengröße	46
10 Klärschlammverwertung	47
10.1 Möglichkeiten der Klärschlammverwertung	47
10.1.1 Landwirtschaftliche Verwertung	48
10.1.2 Energetische Verwertung	49
10.1.3 Rekultivierung und Landschaftsbau	50
10.2 Durchschnittswerte in der Klärschlamm-trockensubstanz	50
10.3 Vergleich der Verwertungsarten	50
10.3.1 Vergleich aus ökologischer Sicht	50
10.3.2 Vergleich aus finanzieller Sicht	51

11 Möglichkeiten zur Klärschlammreduktion	52
11.1 Anaerobe Schlammbehandlung im Faulturm	52
11.2 Überschussschlammreduktion mit Tensiden	54
11.3 Desintegration	56
11.4 Klärschlammreduktion mit EM-B	61
11.5 Vergleich der Methoden	62
12 Zusammenfassung	64
13 EM – Links	65
14 Quellen	66
Anhang	69
Abbildungsverzeichnis	73
Tabellenverzeichnis	74
Erklärung	75

1 Einleitung

Das Thema entstand durch die Kläranlage Petershausen (6100 EW), dort hat sich seit 2006 die Menge des Überschussschlammes deutlich verringert, indem einmal pro Jahr ein Zusatzstoff in den Schlamm-speicher gegeben wird. Die Reduzierung des Schlammes senkte die Kosten für die Klärschlammverwertung um etwa 50 %, bei geringen Investitionskosten für den Zusatzstoff. Dieser ist eine Mischung von ungefähr 80 Mikroorganismen, die in Japan von Prof. Higa vor ca. 30 Jahren entdeckt wurde und als Effektive Mikroorganismen oder oft abgekürzt als EM bezeichnet wird.

Die Verringerung des Überschussschlammes ist ein wichtiges Thema, da die Klärschlamm-entsorgung bei der Abwasserreinigung einen nicht unerheblichen Kostenfaktor darstellt. Der Hauptgrund, dass die Klärschlammbehandlung und die anschließende Entsorgung meist hohe Kosten verursachen, sind die Tatsachen, dass sich im Klärschlamm Schadstoffe wie Schwermetalle, PCB's, Dioxine, Chemikalien, Arzneimittelrückstände, Fällungsmittel und Schaderreger anreichern und die gesetzlichen Anforderungen für die Klärschlammverwertung gestiegen sind. Heutzutage gibt es folgende Möglichkeiten zur Klärschlammverwertung: Thermisch, in der Landwirtschaft, zur Rekultivierung und im Landschaftsbau. Die frühere Deponierung von Klärschlamm ist seit 2005 verboten, auf Deponien dürfen nur noch Reststoffe mit einem Kohlenstoffgehalt < 5 % entsorgt werden.

Zum Einsatz von EM in der Abwasserbehandlung gibt es keine mir bekannten wissenschaftlichen Untersuchungen und kaum Erfahrungen. Aus diesem Grund sollten die Einsparpotentiale, die Anwendungsbereiche und die Auswirkungen nach dem Einsatz genauer betrachtet und dargestellt werden. Im zweiten Teil wurde der EM-Einsatz in Petershausen mit zwei Kläranlagen, die EM seit 2010 benutzen und anderen Methoden zur Klärschlammreduktion verglichen. Bei diesen Vergleichen wurden hauptsächlich die Anwendungsweise, die Klärschlammreduktionen und die dafür notwendigen Kosten betrachtet.

2 Definitionen und Abkürzungen

Abwasserbehandlungsanlage

Ist im Sinn des Abwasserabgabengesetzes (AbwAG) eine Einrichtung, welche dazu dient, die Schädlichkeit des Abwassers zu vermindern oder zu beseitigen. Es kann auch eine Einrichtung sein, welche die Entstehung von Abwasser ganz oder teilweise verhindert [1].

Aerobe Umgebung

Sauerstoff ist gelöst vorhanden.

Anaerobier

Sind Organismen, die ohne freien Sauerstoff leben. Dabei unterscheidet man obligate Anaerobier, für die Sauerstoff giftig ist und fakultative Anaerobier, die auch bei der Anwesenheit von Sauerstoff leben können [39].

Anoxische Umgebung

Sauerstoff ist nur ungelöst, chemisch gebunden vorhanden.

Anaerobe Umgebung

Es ist kein gelöster und chemisch gebundener Sauerstoff vorhanden.

Ammonium-Stickstoff (NH₄-N)

Der in Form von Ammonium auftretende Stickstoffanteil.

Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX)

Ist ein Summenparameter in der Abwasserreinigung, das mit dem zugehörigen Analyseverfahren alle organischen Halogenverbindungen erfasst, die sich adsorbieren lassen [2].

bioaktive Stoffe

Sind Stoffe in Lebensmitteln, die zwar keinen Nährstoffcharakter aber eine gesundheitsfördernde Wirkung besitzen [3].

Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅)

Menge an Sauerstoff in mg/L, die beim Abbau organischer Schmutzstoffe von Mikroorganismen zur Aufrechterhaltung ihres Stoffwechselprozesses benötigt wird. Bei dieser Methode werden hauptsächlich leicht abbaubare organische Stoffe erfasst (siehe Anhang 1: Bestimmung des BSB₅) [4].

Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)

Menge an Sauerstoff in mg/L, die bei der vollständigen chemischen Oxidation aller organischen Stoffe benötigt wird. Hier werden im Gegensatz zum BSB₅ auch die schwer oder nicht abbaubaren organischen Stoffe erfasst (siehe Anhang 2: Bestimmung des CSB) [4].

Einleiten

Ist im Sinn des Abwasserabgabengesetzes das unmittelbare Verbringen des Abwassers in ein Gewässer [1].

Einwohnerwert (EW)

1 EW ist die mittlere tägliche BSB₅ – Fracht von 60 g BSB₅ / d eines Einwohners. Mit dieser Definition kann man die Abwasserlast eines Betriebes zu der einer Kommune in Beziehung setzen, dafür wird die BSB₅ – Fracht eines Betriebes in EW umgerechnet. Die Abwasserreinigungskapazität einer Kläranlage wird mit dem EW definiert [2].

EM / EM1

EM steht für Effektive Mikroorganismen, sie bestehen hauptsächlich aus Hefen, Milchsäurebakterien und Photosynthesebakterien. EM und EM1 sind die Bezeichnung für die Urlösung.

EM-B

Urlösung von Effektive Mikroorganismen, die speziell für die Abwasserreinigung entwickelt wurde.

EM aktiv / EM-B aktiv (EMa / EM-Ba)

EM / EM-B aktiv entsteht durch die Vermehrung der Urlösung mit Zuckerrohrmelasse und Wasser.

Gewässer

Gewässer sind Seen, Flüsse, Ozeane und das Grundwasser [1].

Nitrat-Stickstoff (NO₃-N)

Der in Form von Nitrat auftretende Stickstoffanteil.

Nitrit-Stickstoff (NO₂-N)

Der in Form von Nitrit auftretende Stickstoffanteil.

Parameter

Eine chemische, physikalische oder biologische Messgröße.

PCB

Ist die häufig verwendete Abkürzung für polychlorierte Biphenyle. Sie werden bei dem Summenparameter AOX mit erfasst.

PCDD und PCDF

Die beiden häufig verwendeten Abkürzungen stehen für polychlorierte Dibenzodioxine (PCDD) und Dibenzofurane (PCDF), sie werden oft unter dem Begriff Dioxine zusammengefasst und bei dem Summenparameter AOX miterfasst.

Gesamt-Phosphor (Phosphor_{gesamt} / P_{ges})

Die Menge des gesamten Phosphors in einer Probe.

Stichprobe

Eine einmalige Probennahme aus einem Abwasserstrom [1].

Qualifizierte Stichprobe

Eine Mischprobe aus mindestens fünf Stichproben, die in einem Zeitraum von höchstens zwei Stunden, mit einem Abstand von mindestens zwei Minuten entnommen und gemischt werden [1].

zeitproportional

In regelmäßigen Abständen eine Wasserprobe zu nehmen, bis ein bestimmtes Probevolumen erreicht ist [5].

3 Grundlagen

3.1 Begriffsbestimmung Abwasser

Das durch häuslichen, gewerblichen, landwirtschaftlichen oder sonstigen Gebrauch in seinen Eigenschaften veränderte Wasser und das bei Trockenwetter damit zusammen abfließende Wasser (Schmutzwasser), sowie das von Niederschlägen aus dem Bereich von bebauten oder befestigten Flächen gesammelt abfließende Wasser (Niederschlagswasser) wird als Abwasser bezeichnet. Als Schmutzwasser gelten auch die aus Anlagen zum Behandeln, Lagern und Ablagern von Abfällen austretenden und gesammelten Flüssigkeiten. Vereinfacht kann man so definieren: Abwasser ist Schmutzwasser, das durch die häusliche, gewerbliche und landwirtschaftliche Nutzung von Wasser entsteht [1].

3.2 Gründe für die Abwasserreinigung

Für die gestiegenen Mengen an Abwasser ist die Selbstreinigungskraft von Flüssen und Seen nicht mehr ausreichend, deshalb muss das Abwasser vorgereinigt werden, bevor es in das Gewässer gelangt. Ist die Abwasserreinigung nicht ausreichend, kommt es zu einer Überforderung der Gewässer. Diese entsteht durch erhöhten Düngemittleinsatz und organische Stoffe, die unzureichend abgebaut oder reduziert wurden, wie Ammonium und Phosphat. Durch die vielen Nährstoffe steigt der Sauerstoffbedarf, da sich die Wachstumsraten der Pflanzen und Tiere im Gewässer erhöhen. Dieses vermehrte Pflanzenwachstum wird als Eutrophierung (Überdüngung) bezeichnet. Im schlimmsten Fall kann das Gewässer „umkippen“. Die Überforderung der Gewässer zu vermeiden ist die Aufgabe des Gewässerschutzes. Darunter versteht man das Abwasser soweit zu reinigen, damit das Gewässer nicht überfordert wird.

3.2.1 Ammonium

Ammonium ist eine anorganische Stickstoffverbindung, die beim biologischen Abbau von Eiweißen und Aminosäuren oder allgemein aus organischen Stickstoffverbindungen entsteht. Das entstandene Ammonium ist ungiftig, es befindet sich allerdings in einer vom pH-Wert des Wassers abhängigen Gleichgewichtsreaktion zu Ammoniak (NH₃) der giftig ist.

Gleichgewichtsreaktion:
$$\text{NH}_4^+ + \text{OH}^- \rightleftharpoons \text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O}$$

Mit steigendem pH-Wert verschiebt sich das Gleichgewicht der Reaktion immer mehr auf die Seite des Ammoniaks. Bei einem pH-Wert von 7 (neutral) ist das Verhältnis

Ammonium:Ammoniak bei 99:1. Hat das Wasser einen pH-Wert von 9 ist das Verhältnis Ammonium:Ammoniak bereits bei 70:30. Normalerweise kommt Ammonium nicht im Trink- und Grundwasser vor. Deshalb sind hohe Ammoniumwerte in einem Gewässer meist ein Zeichen für die Einleitung von gar nicht oder unzureichend gereinigtem Abwasser.

Ammonium wird von Bakterien unter Sauerstoffverbrauch über Nitrit zu Nitrat oxidiert, dieser Vorgang wird als Nitrifikation bezeichnet. Damit ist das Problem des giftigen Ammoniaks gelöst. Nitrat ist allerdings immer noch eine Stickstoffquelle, wie vorher das Ammonium. Deshalb muss das Nitrat von speziellen Mikroorganismen unter anoxischen Bedingungen zum molekularen gasförmigen Stickstoff reduziert werden. Dieser Vorgang wird als Denitrifikation bezeichnet. Mit dieser Methode kann das Ammonium weitgehend eliminiert werden [6].

3.2.2 Erhöhter Sauerstoffbedarf

Übermäßig viele Nährstoffe wie Nitrat und Phosphat im Gewässer führen zu einem erhöhten Wachstum von Pflanzen und Tieren, dies führt zu dem erhöhten Sauerstoffbedarf. Der übermäßige Sauerstoffverbrauch kann durch den Eintrag von weniger Nährstoffen vermieden werden. Dies ist möglich durch folgende Maßnahmen:

- Reduktion von Dünger auf ein Minimum
- Ammonium so weit wie möglich über Nitrat zu gasförmigem Stickstoff abbauen
- Phosphorelimination in der Kläranlage, entweder biologisch oder durch den Einsatz von Fällungsmitteln

3.2.3 Eutrophierung

Von Eutrophierung spricht man, wenn es zu einem erhöhten Pflanzen- und Algenwachstum in einem Gewässer kommt. Die Ursache für das vermehrte Pflanzewachstum sind mehr Nährstoffe, die in das Gewässer gelangen. Durch die weitgehend abwassertechnische Sanierung ist die Belastung der Gewässer mit organischen Stoffen stark zurückgegangen. Weiterhin eine Rolle spielen jedoch die anorganischen Stoffe Nitrat und Phosphat. Sie gelangen in geringem Maße durch Kläranlagen ohne Phosphorelimination und hauptsächlich durch in der Landwirtschaft eingesetzte Düngemittel ins Gewässer. Beim Absterben der vielen Pflanzen wird bei der Zersetzung durch aerobe Bakterien übermäßig Sauerstoff verbraucht. Sinkt der Sauerstoffgehalt des Wassers dabei unter ein bestimmtes Mindestmaß, kommt der Abbau der organischen Stoffe durch aerobe Bakterien zum Stillstand. Bei dem anschließenden Zersetzungsprozess durch anaerobe Bakterien können sich Methan und giftige

Stoffe, wie Schwefelwasserstoff und Ammoniak bilden. Als Folge beginnt das Gewässer „umzukippen“, dabei kommt es zum Fischsterben und es entstehen unangenehme Gerüche. Um die Eutrophierung zu verringern muss vor allem der Phosphorgehalt verringert werden, da dieser der limitierende Faktor beim Aufbau der Zellsubstanz ist. Die Pflanzen brauchen die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor im Verhältnis 16:1 [7].

4 Allgemeiner Ablauf in einer Kläranlage

4.1 Mechanische Reinigung

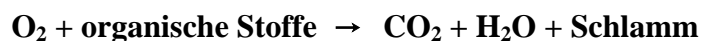
Bei der mechanischen Reinigung wird das Abwasser mit der Hilfe eines Rechens von den groben Stoffen befreit. Im anschließenden Sandfang werden Sand und Kies abgeschieden, die sonst den Ablauf in der Kläranlage stören würden. In der Schwimmstoffabscheidung, die nicht alle kleineren Kläranlagen haben, werden die Fett- und Ölteilchen von der Oberfläche abgeschöpft. Oft sind Rechen und Sandfang in Kompaktanlagen eingebaut.

4.2 Biologische Reinigung

Das am häufigsten angewandte Verfahren zur biologischen Abwasserreinigung ist das Belebtschlammverfahren. In dem so genannten Belebungsbecken befindet sich das Abwasser, das organische Stoffe enthält und der Belebtschlamm. Einige hundert Bakterienarten befinden sich in diesem Belebtschlamm, dabei wird unterschieden zwischen heterotrophen und autotrophen Bakterien. Der Unterschied zwischen den beiden Bakteriengruppen ist die Kohlenstoffquelle, die für den Stoffwechselprozess gebraucht wird. Die heterotrophen Bakterien haben als Kohlenstoffquelle organische Verbindungen und die autotrophen Bakterien nutzen anorganisch gebundenen Kohlenstoff als Kohlenstoffquelle wie zum Beispiel CO_2 [4].

4.2.1 Kohlenstoffabbau

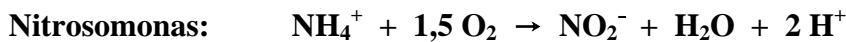
Bei dem Belebtschlammverfahren werden bei der biologischen Reinigung die organischen Verbindungen, die im Abwasser enthalten sind, hauptsächlich durch Mikroorganismen abgebaut. Diese Prozesse finden aerob und anaerob (anoxisch) statt. Bei dieser biologischen Reinigung werden die organischen Verbindungen zu anorganischen Verbindungen wie zum Beispiel CO_2 und Biomasse (= Schlamm) umgewandelt, dabei ist ein Kohlenstoffabbau von bis zu 99 % möglich.



4.2.2 Nitrifikation

Das Ammonium (NH_4^+) im Abwasser wird mit Sauerstoff und Kohlenstoff (organisch oder anorganisch) umgewandelt. Nitrifikanten (Nitrosomonas und Nitrobacter) oxidieren dabei das

Ammonium in zwei Stufen über das Nitrit (NO_2^-) zum Nitrat (NO_3^-), dabei entsteht auch wieder Biomasse.

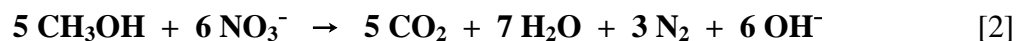


Das entstandene Nitrat kann von Denitrifikanten veratmet werden, diesen Vorgang bezeichnet man als Denitrifikation [2].

4.2.3 Denitrifikation

Bestimmte Bakterien (Denitrifikanten) können bei Sauerstoffmangel Nitrat zu N_2 -Gas veratmen und dabei Kohlendioxid und Biomasse produzieren. Damit die Denitrifikation stattfindet, müssen vier Voraussetzungen erfüllt sein: Es muss Nitrat da sein, eine anoxe Zone vorliegen, ausreichend BSB_5 und Bakterien, die so genannten Denitrifikanten vorhanden sein. Es ist wichtig, dass die Zone sauerstofffrei ist, da bei Anwesenheit von gelöstem Sauerstoff die Bakterien die komplizierte Nitratatmung nicht machen würden. Bei der Nitratatmung wird die N-Verbindung zu elementarem Stickstoff reduziert.

Denitrifikationsbeispiel mit Methanol als BSB_5 -Quelle:



4.3 Phosphorelimination

Die Elimination des Phosphors auf ein Minimum ist wichtig, um die Eutrophierung zu vermeiden. Eine zusätzliche Phosphorelimination ist notwendig, da durch die mechanische und biologische Reinigung die Phosphatanteile nur um ~ 33 % verringert werden. Der Phosphorgehalt im Abwasser muss also weiter reduziert werden. Diese Reduktion kann biologisch oder durch die Zugabe eines Fällungsmittels stattfinden. Die Phosphorelimination kann in der Vorklärung, im Belebungsbecken oder in der Nachklärung stattfinden [2].

4.3.1 Elimination mit einem Fällungsmittel

Eisen(III)chlorid, Eisen(II)sulfat und Aluminiumsalze können als Fällungsmittel für im Abwasser gelöstes Phosphat eingesetzt werden, es entsteht dabei eine schwerlösliche bzw. unlösliche Verbindung. Durch das ausgefällte Phosphat vergrößert sich die

Belebtschlammflocke, dadurch setzt sich der Schlamm besser ab und reißt feine Schwimmstoffe mit. Mit einem Fällungsmittel kann das Phosphat gut entfernt werden, dies ist jedoch häufig ein Abfallprodukt aus der chemischen Industrie und enthält oft Schwermetalle und Halogenverbindungen, die sich dann im Klärschlamm anreichern.

4.3.2 Biologische Phosphorelimination (Bio-P)

Das Prinzip der biologischen Phosphorelimination beruht auf der Eigenschaft bestimmter Bakterien. Sind diese Bakterien in anaerober Umgebung sondern sie aufgrund des Sauerstoffmangels ihr aufgenommenes Phosphat aus dem Polyphosphatspeicher ab. Liegen dann wieder aerobe Bedingungen vor, wird deutlich mehr Phosphat aufgenommen als zuvor abgegeben wurde und als Polyphosphat gespeichert [2].

4.4 Nachklärung

Das letzte Becken, welches das gereinigte Abwasser in der Kläranlage durchläuft ist das Nachklärbecken. Dort setzt sich der Belebtschlamm ab und das saubere Abwasser verlässt die Kläranlage und wird über einen Vorfluter meist in einen Fluss eingeleitet. Die Absetzeigenschaften des Belebtschlammes werden über den Schlammindex charakterisiert.

Aufgabe des Schlammindex ISV

Die Absetz- und Eindickfähigkeit kann mit Hilfe des Schlammindex beurteilt werden. Zur Berechnung braucht man das Schlammvolumen (VS) und die Schlammrockensubstanz (TS). Der Schlammindex bezieht sich immer auf 1000 mL Belebtschlamm.

Auf der Kläranlage in Petershausen wird der Schlammindex so bestimmt:

Schlammvolumen:

500 mL Belebtschlamm wird mit 500 mL Ablaufwasser aus der Nachklärung verdünnt, gemischt (siehe Abbildung 1) und 30 Minuten stehen gelassen. Nach dieser Zeit wird das Schlammvolumen abgelesen (siehe Abbildung 2) und für 1000 mL Belebtschlamm mit dem Faktor 2 multipliziert. → Schlammvolumen in mL/L zum Beispiel 400 mL/L.



Abbildung 1: Start Schlammvolumenversuch

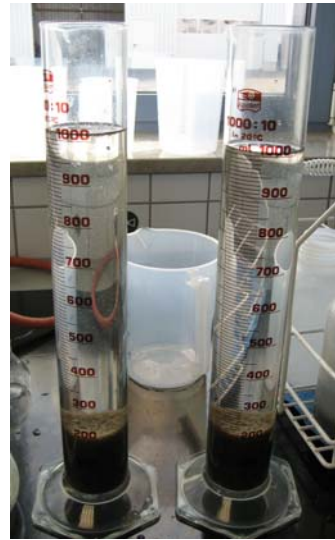


Abbildung 2: Schlammvolumen nach 30 Minuten

Schlamm Trockensubstanz:

Hierfür werden 100 mL Belebtschlamm durch ein gewogenes und dann angefeuchtetes Filter filtriert (siehe Abbildung 3). Der abfiltrierte Schlamm wird mit dem Filter bei 150 °C getrocknet. Der Filter mit dem Schlamm wird gewogen und durch Abzug des Filtergewichtes erhält man die Schlamm Trockensubstanz für 100 mL (siehe Abbildung 4). Das Ergebnis wird für 1000 mL Belebtschlamm mit dem Faktor 10 multipliziert.

→ Schlamm Trockensubstanz in g/L zum Beispiel 3,3 g/L.



Abbildung 3: Filtration Belebtschlamm



Abbildung 4: Trocknen und wiegen des Filters

Berechnung des Schlammindex:

$$\text{ISV}(\text{mL/g}) = \frac{\text{Schlammvolumen (VS)}_{(\text{mL/L})}}{\text{Schlamm Trockensubstanz (TS)}_{(\text{g/L})}}$$

Mit den Beispielwerten ergibt sich ein ISV-Wert von 121 mL/g.

Bei kommunalen Abwässern liegen die ISV-Werte meist zwischen 80 und 120 mL/g. Je geringer der ISV-Wert ist, desto besser ist die Absetzbarkeit des Belebtschlammes. Bei Werten über 150 mL/g kann es zu Problemen im Nachklärbecken durch Blähschlamm kommen (aufschwimmender Belebtschlamm) [2].

5 BIOCOS-Verfahren

Das BIOCOS-Verfahren ist ähnlich zum Belebungsverfahren und wurde von Prof. Dr.-Ing. Kurt Ingerle von der TU Innsbruck entwickelt. **BIOCOS** bedeutet **B**iological-**C**ombined **S**ystem. Die hauptsächlichen Unterscheidungsmerkmale liegen in der Schlammrückführung und der Nachklärung.

5.1 Prinzip Belebungsverfahren mit vorgeschalteter / alternierender Denitrifikation

Bei diesem Verfahren (siehe Abbildung 5) findet in der anoxen Zone die Denitrifikation statt. Im aeroben Bereich findet die Nitrifikation statt und die organischen Stoffe werden abgebaut. Das Nachklärbecken dient zur Abtrennung des Schlammes von dem gereinigten Wasser. Der Schlamm aus dem Nachklärbecken wird mit Hilfe einer Pumpe als Rücklaufschlamm wieder ins Belebungsbecken gepumpt. Das Nitrat wird zur Denitrifikation ebenfalls in die anoxe Zone zurückgeführt.

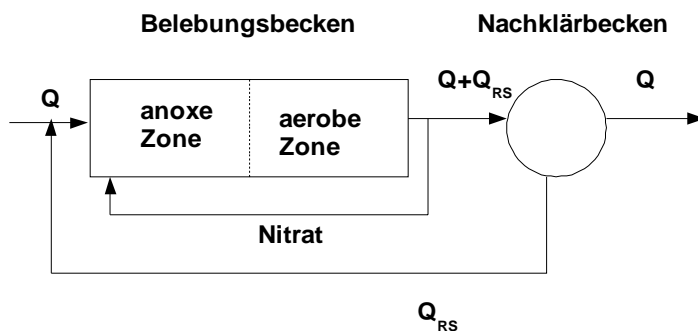


Abbildung 5: Belebungsverfahren

5.2 Funktionsweise des BIOCOS-Verfahrens

Es besteht aus 2 Teilbecken, die hydraulisch miteinander verbunden sind. Das erste Becken ist ein Belebungsbecken (B-Becken) zur biologischen Reinigung, in dem nitrifiziert und wenn erforderlich auch denitrifiziert werden kann. Das zweite Becken wird als Sedimentations- und Umlaufbecken (SU-Becken) zyklisch betrieben, deswegen gibt es zwei SU-Becken (siehe Abbildung 6) [8], [9].

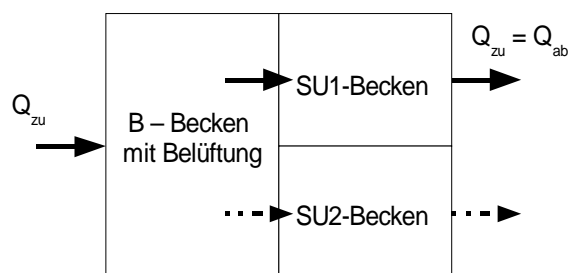


Abbildung 6: Grundriss Biocos-Verfahren [10]

Während der Umlaufphase (U) wird der Schlamm umgewälzt (SU1-Becken) und ins B-Becken zurückgeführt. Während dieser Phase wird auch das Abwasser-Schlamm-Gemisch aus dem B-Becken ins SU1-Becken geführt. Im SU1-Becken findet die so genannte Vorabsetzphase (V) statt, hierbei setzt sich Schlamm ab und es wird denitrifiziert. Der absetzende Schlamm bildet einen Filterkörper, der auch kleine Belebtschlammflocken mitreißt und zu einem klaren Klarwasser führt (siehe Abbildung 7) [8], [9].

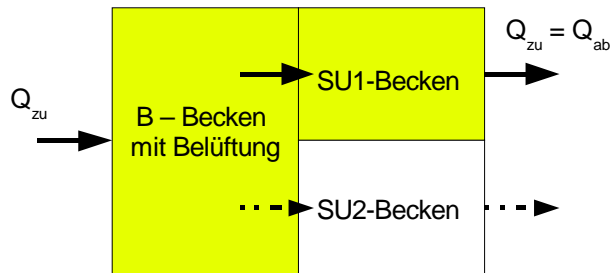


Abbildung 7: Umlaufphase (U) und Vorabsetzphase (V) im B-Becken mit dem SU1-Becken

Zeitgleich dazu findet im SU2-Becken die so genannte Abzugsphase (A) statt, in der Klarwasser 20-30 cm unter der Wasseroberfläche abgezogen wird. In dieser Phase befindet sich der Schlamm Spiegel bereits mehr als 75 cm unter dem Wasserspiegel. Während der A-Phase setzt sich weiter unten im SU2-Becken immer noch Schlamm ab und es findet auch weiterhin eine Denitrifikation statt (siehe Abbildung 8) [8], [9].

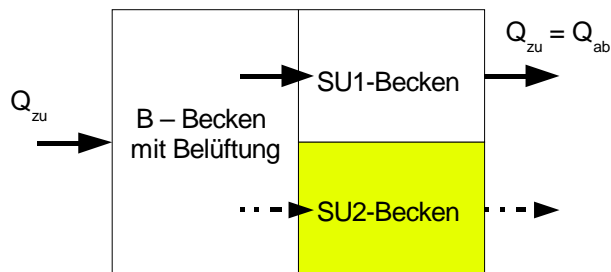


Abbildung 8: Abzugsphase (A) im SU2-Becken

In den SU-Becken findet auch eine eventuell nötige Phosphorelimination in der V- und A-Phase statt, biologisch (siehe 4.3.2), wenn ein völlig anaerobes Milieu vorliegt oder mit der Hilfe von Fällungsmitteln (siehe 4.3.1), wodurch zusätzlich die Schlammabsetzeigenschaften verbessert werden [8], [9].

Dieses Verfahren wird mit einer stoßweisen, hydraulischen Beschickung betrieben, das heißt es gibt einen Zu- und Abfluss nur in der A-Phase. Um einen ununterbrochenen Durchfluss im freien Gefälle durch die Kläranlage zu erzielen ($Q_{ab}=Q_{zu}$) wird jedem B-Becken abwechselnd ein SU-Becken mit verschobenen Phasen zugeordnet (siehe Abbildung 9). Im B-Becken befindet sich die Belüftungseinrichtung, die über eine Sauerstoffsonde gesteuert wird. Zwischen dem B-Becken und jedem SU-Becken ist eine Pumpe, die nach der Abzugsphase

das Abwasser-Schlamm-Gemisch ins SU-Becken pumpt und den Schlamm im SU-Becken aufwirbelt. Das Abwasser-Schlamm-Gemisch aus dem SU-Becken gelangt durch eine Klappe ins B-Becken, der Ausgleich findet so lange statt, bis der Pegelstand in beiden Becken gleich hoch ist [8].

Zeit in Minuten:	18	60	78	U = Umlaufphase
SU1-Becken:	U	V	A	V = Vorabsetzphase
SU2-Becken:	A	U	V	A = Abzugsphase

Abbildung 9: verschobene Phasen im SU-Becken [8]

5.3 Vorteile des BIOCOS-Verfahrens gegenüber dem normalen konventionellen

Belebungsverfahren

- Denitrifikation:
Es findet immer eine endogene Denitrifikation statt, wenn Nitrit und Nitrat in den SU-Becken vorhanden sind. Es sind hohe Stickstoffeliminationen in dem SU-Becken möglich, die unabhängig von der BSB₅-Konzentration im Zulauf sind. Der langsam absinkende Belebtschlamm reicht dafür aus. Für die Denitrifikation sind keine Rührenergie und keine Nitratrückführung notwendig.
- Das abgezogene Klarwasser ist frei von Schlammflocken, dies ist beim Belebungsverfahren nicht immer so, da Strömungen entstehen können und dazu führen, dass Schlammflocken in den Abfluss gelangen. Diese Strömungen treten hauptsächlich bei rechteckigen Nachklärbecken auf und entstehen durch den ständigen Abwasserzufluss (vom Belebungsbecken in das Nachklärbecken), dem ständigen Abzug von Klarwasser und durch Zurückpumpen von Schlamm in das Belebungsbecken.
- Kosten für ein Rücklaufschlammumpwerk fallen nicht an.
- Der sehr geringe Volumenbedarf der Becken, sowie die sehr einfachen und kostengünstigen maschinellen Einrichtungen führen zu einer hohen Wirtschaftlichkeit.
- Theoretisch sind hohe Trockensubstanzen von bis zu 6,0 g/L mit diesem System möglich.

[8], [10]

6 Kläranlage Petershausen

6.1 Inbetriebnahme und Erweiterung

1974 ging in Petershausen eine mechanisch-vollbiologische Kläranlage in Betrieb, die für 5000 Einwohner (EW) ausgelegt war. Aufgrund des zu erwartenden Bevölkerungszuwachses und gesteigener Anforderungen des Kläranlagenablaufs sollte die bestehende Tropfkörperanlage erweitert werden. Beim Ausbau entschied man sich für das Konzept der Firma ZWT Bayreuth, die ein patentrechtlich geschütztes Sonderverfahren zur biologischen Abwasserreinigung angeboten hatte, das so genannte BIOCOS-Verfahren. Der Baubeginn für die auf 9500 EW ausgelegte Anlage war im Frühjahr 2001 und die Fertigstellung erfolgte im November (siehe Abbildung 10) [11].



Abbildung 10: Luftbildaufnahme der Kläranlage Petershausen [12]

6.2 Angeschlossene Ortsteile

An die Kläranlage Petershausen sind 10 Ortsteile angeschlossen: Mittermarbach, Goppertshausen, Kollbach, Asbach, Wasenhof, Ziegelberg, Glonnbercha, Lindach, Sollern und Obermarbach (siehe Abbildung 11) [5].

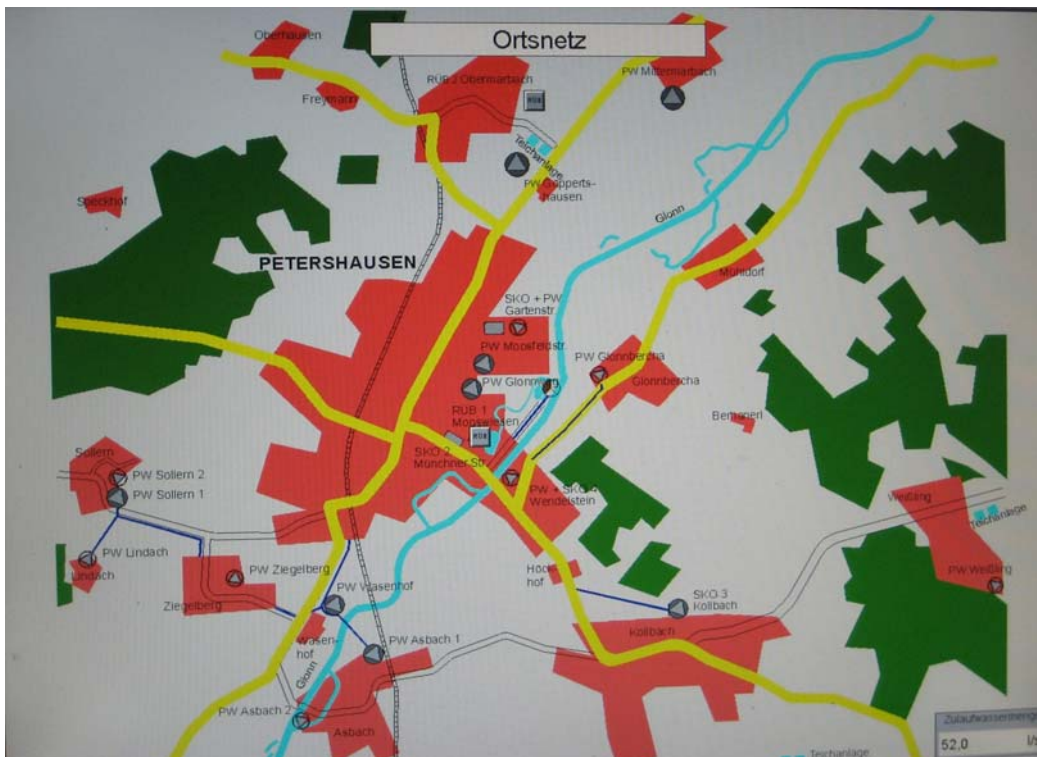


Abbildung 11: Ortsnetz Petershausen

6.3 Bemessungskennwerte

Ausbaugröße	9500 EW
Tägliche Schmutzwassermenge	$Q_s = 1452 \text{ m}^3/\text{d}$
Bemessungswassermenge	$\max Q_m = 278 \text{ m}^3/\text{h}$ bzw. 77 l/s
Chemischer Sauerstoffbedarf	$CSB = 1140 \text{ kg/d}$
Biochemischer Sauerstoffbedarf	$BSB_5 = 570 \text{ kg/d}$
Ammonium-Stickstoff	$NH_4-N = 76 \text{ kg/d}$
Kjeldahl-Stickstoff	$TKN = 133 \text{ kg/d}$
Gesamtphosphor	$P_{ges} = 19 \text{ kg/d}$

[13]

6.4 Volumina der Becken und der Schlamm Speicher

- Belebungsbecken 1+2 (jeweils):

Volumen = 1376 m^3

Oberfläche = 306 m^2

Wassertiefe = $4,50 \text{ m}$

- SU-Becken 1-4 (jeweils):

Volumen = 486 m^3

Oberfläche = 108 m^2

- Schlamm-speicher 1+2 (jeweils):
 Volumen = 1145 m³
 Füllhöhe = 4,50 m [13]

6.5 Anforderungen an die Einleitungsstelle

Das häusliche und kommunale Abwasser muss nach der Reinigung in der Kläranlage bestimmte Anforderungen erfüllen, diese sind abhängig von der Größenklasse in welche die Abwasserbehandlungsanlage eingeteilt wird. Die Einteilung erfolgt mit Hilfe der BSB₅ – Schmutzfracht. Grundsätzlich kann man sagen, dass die Anforderung an das Abwasser mit der Größe der Anlage zunimmt. Es wird in 5 Größenklassen eingeteilt: Die ersten beiden Klassen müssen nur den BSB₅ und CSB einhalten, ab der Größenklasse 3 muss zusätzlich der Ammonium-Stickstoff, bei den Größenklassen 4 und 5 müssen dazu noch der Gesamt-Stickstoff und der Gesamt-Phosphor eingehalten werden [1].

6.5.1 Ablaufgrenzwerte

Die auf 9500 EW ausgelegte Kläranlage in Petershausen hat einen BSB₅ von 570 kg/d und wird in die Größenklasse 3 (300 bis 600 kg/d BSB₅(roh)) eingeteilt. Hier müssen folgende gesetzliche Grenzwerte eingehalten werden:

- CSB = 90 mg/L
- BSB₅ = 20 mg/L
- NH₄-N = 10 mg/L

Der Ammonium-Stickstoff muss gesetzlich nur vom 1. Mai bis 31. Oktober bzw. bei Temperaturen von mehr als 12 °C eingehalten werden, da bei kalten Temperaturen der Ammonium-Stickstoff deutlich schlechter von den Mikroorganismen abgebaut werden kann [1].

6.5.2 Eigenüberwachung

Zweimal pro Jahr wird die Einhaltung der Ablaufwerte bei der Kläranlage Petershausen vom Wasserwirtschaftsamt München ohne Voranmeldung kontrolliert. Zusätzlich dazu muss eine Eigenüberwachung stattfinden, dabei muss auch der Zulauf kontrolliert werden. Was, wie oft und wie überwacht werden muss ist gesetzlich vorgeschrieben und abhängig von der Ausbaugröße der Abwasserbehandlungsanlage (siehe Anhang 3: Eigenüberwachung von 5000 – 19999 EW). Auch hier ist es so, dass die Anzahl der zu überwachenden Parameter und die Messhäufigkeit mit der Ausbaugröße zunehmen. Bei der Eigenüberwachung werden die

Parameter Ammonium-Stickstoff, Nitrat-Stickstoff, Nitrit-Stickstoff, Gesamt-Phosphor und der CSB mit Küvetten-Tests der Firma Dr. Lange gemessen (siehe 8.6.7: Durchführung der Küvetten-Tests). Diese Küvetten-Untersuchungen sind nicht nach der DIN-Norm für die Messung von Abwasserproben, wie sie externe Prüflabore durchführen, sie sind jedoch für die Überwachung sehr gut geeignet, da sie für Kontrollmessungen genau genug sind und die Messungen schnell und einfach funktionieren. Ein Vergleich der Küvetten-Tests mit den Messungen eines akkreditierten Prüflabors ist in Tabelle 1 zu sehen. Ein weiterer Vorteil der Küvetten-Tests ist, dass keine Entsorgungsabfälle entstehen, da die gebrauchten Küvetten von der Firma zurückgenommen und entsorgt werden.

Der BSB₅ wird mit Glasflaschen, die einen Magnetrührfisch enthalten und OxiTop's als Deckel von der Firma WTW bestimmt. Eine genau definiertes Volumen zum Beispiel des Ablaufwassers wird in die Flasche gegeben, ein Magnetrührfisch zugefügt, in den Flaschenhals ein Gummiköcher mit 1-2 Natriumhydroxidplätzchen eingehängt und dann mit dem OxiTop verschlossen. Die Proben werden 5 Tage bei 20 °C in einem Thermoschrank stehen gelassen (siehe Abbildung 12), während dieser Zeit misst der OxiTop regelmäßig den Sauerstoffgehalt und speichert diesen. Nach 5 Tagen kann man den BSB₅ in mg/L ablesen.



Abbildung 12: Sicht in den offenen Thermoschrank mit Rührer

Für die eigene Ergebnisüberprüfung muss zweimal pro Jahr eine Analytische Qualitätssicherung (AQS) durchgeführt werden. Bei dieser Überprüfung wird eine Ablaufprobe selbst untersucht und gleichzeitig bei der Mayer Umweltanalytik GmbH untersucht. Das Ergebnis dieser Vergleichsuntersuchung ist in Tabelle 1 zu sehen [5].

Parameter	Eigenüberwachung mit Küvetten-Test [mg/L]	Analytische Qualitätssicherung [mg/L]
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	9	< 15
Biologischer Sauerstoffbedarf (BSB ₅)	4	3
Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N)	0,13	0,15
Nitrat-Stickstoff (NO ₃ -N)	0,70	0,60
Nitrit-Stickstoff (NO ₂ -N)	0,04	0,03
Gesamt-Phosphor	0,95	0,83

Tabelle 1: Vergleich der Ablaufwerte vom 31.08.2010 (Probennahme zeitproportional 10-12 Uhr) [5]

Die Grenzwerte (siehe 6.5.1) für die Ablaufwerte werden leicht eingehalten. Der Vergleich zeigt, dass die Werte ganz gut zusammenpassen. Der errechnete Fehler zwischen der Eigenüberwachung und der Analytischen Qualitätssicherung wäre sehr groß und hier nicht sinnvoll, da die Messergebnisse sehr klein sind und die Messungen im unteren Konzentrationsbereich stattfinden, wo die Abweichungen statistisch größer sind. Bis auf den Ammonium-Stickstoff sind die Werte der Eigenüberwachung höher als die der Analytischen Qualitätssicherung, was im Falle einer Annäherung an die Grenzaufwerte auch besser ist.

6.6 Fließschema der Kläranlage Petershausen

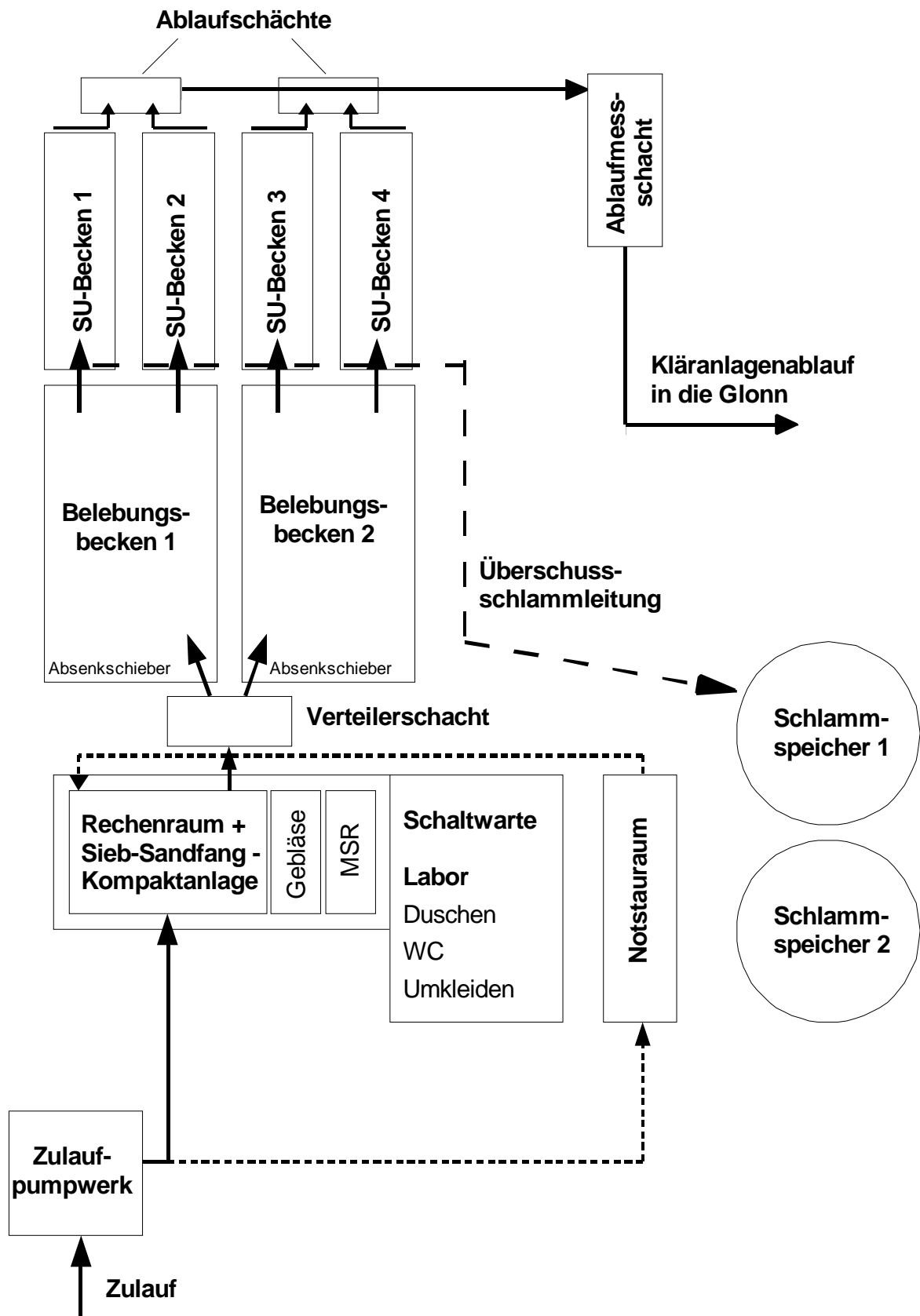


Abbildung 13: Fließschema Kläranlage Petershausen

[13]

6.7 Ablauf der Abwasserreinigung in dem Biocos-Verfahren

Zur Kläranlage kommt das Abwasser im freien Gefälle und mit der Hilfe von 14 Pumpstationen über das Kanalnetz der Gemeinde Petershausen, das eine Gesamtlänge von ca. 30 Kilometern hat. Die Gemeinde wird über ein Mischsystem und ein Trennsystem entwässert. Beim Mischsystem fließen Schmutz- und Regenwasser in einem gemeinsamen Rohr zur Kläranlage. Beim Trennsystem fließt nur das Schmutzwasser in die Kläranlage, da das saubere Regenwasser vor Ort versickert oder über Kanäle in Gewässer geleitet wird [12]. Das ankommende Abwasser wird mit Hilfe eines Zulaufpumpwerks zur mechanischen Vorreinigung transportiert, die sich in einem geschlossenen eigenen Gebäude befindet. Dort findet die mechanische Reinigung statt, diese besteht aus einer Sieb-Sandfang-Kompaktanlage mit Siebgutwäsche und Siebgutpresse (siehe Abbildung 14). Das Siebgut wird nach der Presse in einem Sack gesammelt und von einer Fremdfirma entsorgt. Der Sand wird in einem Sandwäscher der Firma Huber gewaschen, untersucht und kann anschließend in der Gemeinde eingesetzt werden, jedoch nicht im Wasserschutzgebiet und auf Kinderspielplätzen [5].



Abbildung 14: Sieb-Sandfang-Kompaktanlage

Über eine Düker-Leitung fließt das mechanisch gereinigte Abwasser zum Verteilerschacht vor den Belebungsbecken. Hier beginnt das BIOCOS-System, das aus zwei parallelen Straßen besteht, für je 4750 EW, da die neue Kläranlage auf 9500 EW ausgelegt wurde. Im Folgenden wird nur noch auf eine Straße eingegangen, da beide Straßen identisch sind und parallel betrieben werden. Das BIOCOS-System funktioniert wie unter 5.2 beschrieben [9].

Das erste Becken ist das Belebungsbecken (siehe Abbildung 15). Dort finden folgende Vorgänge statt: Biologische Reinigung, Nitrifikation und Denitrifikation. Die Sauerstoffzufuhr wird mittels einer Sauerstoffelektrode automatisch geregelt und wechselt zwischen belüftet und unbelüftet. Es wird solange belüftet, bis im Becken wieder ein Sauerstoffgehalt von 1-1,5 mg/L O₂ vorliegt. An das Belebungsbecken schließen zwei SU-Becken (siehe Abbildung 16) an, die zeitlich versetzt betrieben werden. Je nach Phase finden dort verschiedenen Vorgänge statt (siehe 5.2), in der Sedimentationsphase (V- und A-Phase) wird denitrifiziert, der Schlamm setzt sich ab und Klarwasser wird abgezogen. In der Umlaufphase wird der Schlamm umgewälzt, zurück in das Belebungsbecken gepumpt und das Abwasser-Schlamm-Gemisch gelangt aus dem Belebungsbecken ins SU-Becken. Die Fällung des Phosphats erfolgt mit einer Eisen(III)-chlorid-Lösung (40 %), die im Verteilerschacht zugegeben wird [5], [9].



Abbildung 15: B-Becken belüftet



Abbildung 16: SU-Becken in der V-/A-Phase

Mehrmals täglich wird aus dem SU-Becken, wenn es als Absetzbecken dient Überschussschlamm abgezogen und in den Schlamm Speicher gepumpt. Das abgezogene Klarwasser gelangt über einen Vorfluter in das Flüsschen Glonn [5], [9].

7 Effektive Mikroorganismen (EM)

Der Begriff Effektive Mikroorganismen wird häufig mit EM abgekürzt. EM ist eine Mischung aus 80 verschiedenen Arten von Mikroorganismen, die regenerative und antioxidative Kräfte erzeugt. Die größten Gruppen im EM bilden Milchsäurebakterien, Hefen und Photosynthesebakterien. In dieser Mischung können aerobe und anaerobe Mikroorganismen über lange Zeit zusammen leben, da sich die einen Mikroorganismen von den Stoffwechselprodukten der anderen ernähren. Diese Mikroorganismen können zum Beispiel Vitamine, Aminosäuren und Polysaccharide produzieren. Viele dieser Mikroorganismen werden schon lange in der Nahrungsmittelherstellung verwendet. Mögliche Anwendungsbereiche sind die Herstellung von Sauerkraut, Joghurt und Bier. Professor Higa hat die Mikroorganismen aufgrund ihrer Wirkung in drei Gruppen aufgeteilt. In der ersten Gruppe sind die Mikroorganismen dominant und drängen in eine aufbauende, lebenserhaltende, regenerative Richtung. Die zweite Gruppe ist auch dominant, sie wirkt aber abbauend und degenerativ wie Verfall und Fäulnis. In der dritten Gruppe sind die neutralen und meisten Mikroorganismen (ca. 90 %). Sie verhalten sich opportunistisch, das heißt sie schließen sich immer der dominierenden Gruppe an. Durch die Effektiven Mikroorganismen sollen in möglichst vielen Lebensbereichen, wie zum Beispiel im Boden die regenerativen Mikroorganismen die Oberhand bekommen, was die Fruchtbarkeit des Bodens erhöht und zu einem gesunden Pflanzenwachstum führt [15], [16], [17].

7.1 Entstehung der Effektiven Mikroorganismen (EM)

Der Erfinder der Effektiven Bakterien Mischung (EM) war Professor Teruo Higa aus Japan. Er kam zu der Überzeugung, dass sich die Landwirtschaft zu stark auf den erfolgreichen Einsatz von Chemikalien verlässt. Dieser ständige Kontakt mit den Chemikalien kann zu Allergien und einem schlechteren Gesundheitszustand führen. Aus diesem Grund begann er im Herbst 1977 die intensive Forschung mit Mikroorganismen, um solche zu finden, die beim Pflanzenwachstum zur Anwendung kommen könnten. Im Herbst 1981 wollte er das Projekt beenden, da er bis dahin zu keinen nennenswerten Ergebnissen gekommen war. Ein glücklicher Zufall führte jedoch zu einem erfolgreichen Ergebnis. Da alle Mikroorganismen-Stämme mit denen er geforscht hatte harmlos waren, hatte er die Stämme am Ende der Versuche in einem Eimer gesammelt. Da sie unschädlich waren und viel Geld gekostet hatten, schüttete er sie nicht in den Ausguss sondern auf ein Rasenstück außerhalb des Labors. Nach einer Woche stellte er fest, dass genau auf dem behandelten Rasenstück der Graswuchs deutlich üppiger war. Er kam zu der Erkenntnis, dass es die Mischung macht und forschte

solange mit verschiedenen Mikroorganismen bis er die erfolgreichste Mischung gefunden hatte und gab dieser den Namen Effektive Mikroorganismen. Die Hauptmikroorganismen für EM sind Milchsäurebakterien, Hefen und Photosynthesebakterien. Fehlt einer dieser Bestandteile, funktioniert es nicht als EM. Laut Higa darf eine Mischung als EM betrachtet werden, wenn diese drei Mikrobentypen vollständig vorhanden sind und unter einem pH-Wert von 3,5 vorliegen. Die heutige EM-Technologie besteht aus diesen 3 Mikrobentypen und weiteren effektiven Mikroorganismen, die aus der Natur zufällig in die Mischung gelangen, sie entsteht, wenn die Kultur aus Milchsäurebakterien, Hefen und Photosynthesebakterien mit Zuckerrohrmelasse vermehrt wird. Wird die Mischung unter einem pH-Wert von 3,5 gehalten, kommen so viele passende Mikroorganismen hinzu, dass sie von der Anzahl fast die originale Zusammensetzung aus 81 Arten der fünf Familien bzw. zehn Gattungen erreichen oder ihre Zahl sogar übertreffen [16].

7.2 Wirkungsweise von EM

Die Wirkung von EM beruht auf dem Fermentationsprinzip, dem Antioxidationsprinzip und dem Dominanzprinzip.

Fermentationsprinzip:

Organische Stoffe werden durch die Fermentation mit Hilfe der Effektiven Mikroorganismen zu anderen positiven, nützlichen Stoffe abgebaut und umgewandelt. Es entstehen dabei für andere Lebewesen leicht verwertbare Stoffe wie zum Beispiel Alkohole, Zucker und Aminosäuren. Durch die Fermentation mit EM entstehen nur nützliche Stoffe wie Antioxidantien und bioaktive Stoffe. Schädliche Stoffe wie Ammoniak, Methan und Schwefelwasserstoff entstehen nicht, bereits bestehende schädliche Stoffe wie Faulgase können durch die Fermentation abgebaut werden. Ein bekanntes Beispiel für die Entstehung von Vitamin C bei der Fermentation ist die Sauerkrautherstellung, bei der das entstandene Sauerkraut reich an Vitamin C im Gegensatz zum Ausgangsprodukt ist. Bei der Herstellung von Sauerkraut wird geschnittener Weißkohl mit Meersalz versetzt und gepresst, anschließend findet unter Luftausschluss eine Milchsäuregärung statt [17].

Antioxidationsprinzip:

Die Effektiven Mikroorganismen gehören zu den aufbauenden und regenerativen Mikroorganismen und produzieren als Stoffwechselprodukt Antioxidantien. Da heutzutage die Oxidationen überhand nehmen ist es wichtig, sie durch Antioxidantien zu verringern. Das Antioxidationsprinzip lässt sich an einem einfachen Beispiel gut erklären. Eisen wird bei

Anwesenheit von Wasser durch Sauerstoff oxidiert und rostet, Antioxidantien können die Oxidation durch Sauerstoff, in dem Fall also das Rosten vermeiden. Bekannte natürliche Antioxidantien sind Vitamine C, Vitamin E und Beta-Carotin, sie schützen Lebewesen vor freien Radikalen und Oxidationen [17].

Dominanzprinzip:

Die Effektiven Mikroorganismen lenken biologische Vorgänge in die aufbauende, regenerative, antioxidative Richtung und ziehen dabei die große Gruppe der neutralen Mikroorganismen, die Opportunisten auf ihre Seite. Es kommt zur Verdrängung der degenerativen Mikroorganismen, welche zum Beispiel Fäulnis verursachen. Durch die Ansiedelung von positiven, regenerativen Mikroorganismen auf Oberflächen können sich an diesen Flächen keine degenerativen Mikroorganismen, wie Krankheitserreger mehr ansiedeln. Diese Eigenschaft ist sehr positiv aus hygienischer Sicht. Als Gegenbeispiel sei angemerkt, dass nach der Verwendung von einem Desinfektionsmittel sich auf einer Oberfläche mit gleicher Wahrscheinlichkeit regenerative und degenerative Mikroorganismen ansiedeln können, was aus hygienischer Sicht problematisch ist [17].

7.3 EM-B für die Abwasserbehandlung

Das speziell für die Abwasserreinigung entwickelte Produkt enthält neben den EM-Mikroorganismen zusätzliche Stämme für den Abbau von Cellulose, Schlamm und Fett [26].

Zusammensetzung von EM-B

Zur Zusammensetzung von EM-B werden vom Hersteller laufend Qualitätsuntersuchungen gemacht, diese Untersuchungen beinhalten jedoch nicht alle Mikroorganismen. Die wichtigsten Mikroorganismen in EM-B sind: *Lactobacillus plantarum*, *Lact. casei*, *Saccharomyces cerevisiae*, *Rhodospseudomonas palustris*, *Arthrobacter* sp. (verschiedene Arten), *Mycobacterium vaccae*, *Bacillus subtilis*, *Bacillus megaterium*, *Bacillus laterosporus* und andere *Bacillus* sp. [29].

7.4 EM Zulassungen

EM ist in Deutschland als „Pflanzenhilfsstoff“ eingestuft [18].

7.5 Herstellung von EM-B aktiviert und EM aktiviert

Herstellung EM-B aktiviert (EM-Ba)

Bei der Herstellung werden die in EM-B enthaltenen Mikroorganismen vermehrt und einsatzbereit gemacht, aus EM-B entsteht EM-B aktiviert (EM-Ba). Für die Herstellung werden 5 % EM-B, 5 % Zuckerrohrmelasse und 90 % Wasser benötigt. Die drei Teile werden für 7 Tage anaerob bei ca. 32-35 °C fermentiert. Das hergestellte EM-Ba ist 6 Wochen haltbar und sollte dunkel und bei gleich bleibender Temperatur gelagert werden [27].

Herstellung von EM aktiviert (EMa)

Für einen Gesamtansatz werden 3 % Zuckerrohrmelasse, 3 % EM1 und 94 % gutes Wasser (pH-Wert ~ 7,23) benötigt. Den sauberen Behälter zur Hälfte mit heißem Wasser befüllen, darin die Zuckerrohrmelasse auflösen, weiteres Wasser zugeben, sodass die Ansatztemperatur unter 40 °C bleibt. EM1 zugeben, gut umrühren, EM-Stab in den Behälter geben und den Ansatz mit dem restlichen Wasser auffüllen. Multi Vital (1 Liter auf 1000 Liter Ansatz) und in Spuren EM-Salz zugeben, umrühren und verschließen. 7 Tage anaerob mit Gäraufsatz bebrüten, einmal umrühren und weitere 3 Tage offen bebrüten. Während der Vermehrungszeit sollte die Temperatur immer zwischen 29 und 36 °C liegen. Das fertig vermehrte EMa sollte einen pH-Wert von etwa 3,2-3,5 haben und wird in verschlossenen Kanistern gelagert [28].

7.6 Einsatzmöglichkeiten von EM

Effektive Mikroorganismen kommen in vielen Lebensbereichen zum Einsatz. Sie werden angewendet in der Landwirtschaft, im Garten, im Haushalt, in Gewässern, in der Abwasserbehandlung, bei Tieren, im Umweltschutz, bei Kosmetikprodukten und sogar im medizinischen Bereich. Im Anschluss möchte ich nur auf ein paar ausgewählte Anwendungen eingehen.

Einsatz in der Landwirtschaft

Hier wird EM verdünnt auf dem Acker ausgebracht. Dadurch verbessern sich der Boden und das Pflanzenwachstum. Die Ernten werden ergiebiger und die Qualität wird besser. Verdünntes EM wird auch als Pflanzenschutzmittel eingesetzt, z.B. soll es gegen Mehltau beim Wein so gut helfen wie chemische Fungizide [15].

Diplomarbeitsstudie zum Ackerbau

Hier wurde EM hauptsächlich mit Gülle oder Mist auf den Acker aufgebracht. Beim Ackerbau scheint eine verzögerte Wirkung durch EM einzutreten. Nach vier Jahren und länger stellte sich bei allen Anwendern eine Verbesserung der Ertragsqualität und der

Bodenstruktur ein. Mineraldünger konnten reduziert werden, es kam zu einer Erhöhung der Regenwurmpopulation (87 % der Anwender) und einer Verringerung des Pilzbefalls (87 % der Anwender) [19].

Anwendungsbeispiel eines Bio-Winzers:

Ein deutscher Bio-Winzer kann bei seinen Pflanzen nach 3 Jahren EM-Anwendung eine Mehltäueindämmung feststellen [15].

Einsatz in der Tierhaltung

Ställe werden mit EM ausgesprüht und die Tiere nehmen EM zusätzlich über das Futter auf. Der positive Effekt sind deutlich weniger Fliegen, gesündere Tiere und auch der Geruch hat sich verbessert. Es wird auch von positiven Wundbehandlungen mit EM berichtet. EM in Gülle eingebracht reduziert die Geruchsbelästigung deutlich [15].

Anwendungsbeispiel: Landwirtschaft und Milchviehbetrieb von Michael Epp

Dort ist EM seit 2000 im Einsatz. Es wird bei der Silage eingesetzt, die Gülle wird auch regelmäßig mit EM behandelt und die Stallanlagen werden täglich mit EM benebelt. Die Ergebnisse nach 7 Jahren EM-Einsatz sind eine Reduzierung der Tierarztkosten, eine ausgeglichene Herde, vitalere Kälber, eine stabile Silage, eine homogene und emissionsarme Gülle, eine gute Stallluft und eine zunehmende Gräservielfalt sowie sehr gutes Wachstum auf den Wiesen [20].

Einsatz bei der organischen Abfallbehandlung

Organische Abfälle werden mit EM fermentiert und es entsteht EM-Bokashi. Für die Herstellung werden die organischen Abfälle mit EM behandelt und unter Luftausschluss für 10-14 Tage stehen gelassen. In dem Bokashi erzeugen die Mikroorganismen unter anderem Aminosäuren, Vitamine, Spurenelemente und Enzyme. Dieser so erzeugte hochwertige Dünger wird in die Erde eingearbeitet. Da das Bokashi einen pH-Wert von 3,5-4 hat, sollte man der Erde bis zu zwei Wochen Zeit geben, damit sich der pH-Wert wieder neutralisiert, bevor man das Bokashi-Erde-Gemisch einsetzt [15].

Anwendungsbeispiel: Landwirtschafts- und Obstbaubetrieb von Sepp Huber

Dort gibt es einen Bestand von 12.000 Obstbäumen und EM wird seit 1999 eingesetzt. EM wird dort bei der Kompostierung verwendet und wird auf die Bäume und Baumscheiben gespritzt. Das Ergebnis sind gesündere Pflanzen, Früchte und es zeigt sich, dass EM den Humusaufbau fördert [21].

Einsatz bei der Wasserbehandlung

Trübe Seen mit hohem Algenwachstum werden durch den Einsatz von EM wieder klar.

Anwendungsbeispiel: Haslacher See

In diesem Badesees wird EM seit 2007 eingesetzt, da es aufgrund der Algen zu einem Badeverbot kam. Es werden mehrere tausend Liter EM in den See eingebracht. Dieser hat nun eine beste Wasserqualität und die Algen sind gänzlich zurückgegangen [22].

Einsatz im Haushalt

Hier werden zahlreiche Anwendungen aufgezählt, deshalb werde ich nur auf einige eingehen. EM wird für Reinigungszwecke in der Küche verwendet. Schwerlösliche Verkrustungen zum Beispiel im Backofen lösen sich ohne Schrubben nach dem Einwirken von EM, da sich die Mikroorganismen durch den Dreck „fressen“ und ihn so lösen. Mit EM geputzte Fenster bleiben länger sauber. Salat der mit EMa gewaschen wurde bleibt im Kühlschrank länger frisch [15].

Fachhochschulstudie zur Überprüfung der Reinigungswirkung Effektiver Mikroorganismen

eMC® Reiniger sind Effektive Mikroorganismen, denen biologische Additive zugesetzt wurden um die Reinigungskraft zu verstärken. Das Ergebnis war, dass der Reiniger mit chemischen Reinigungsmitteln vergleichbar ist und über einen großen Konzentrationsbereich wirkt. Die Wiederverschmutzung von mit eMC® geputzten Flächen ist geringer [23].

7.7 Einsatz von EM in der Abwasserbehandlung

Bei der Abwasserbehandlung kommt es in Klärgruben, Klärteichen und immer häufiger auch in Kläranlagen zum Einsatz. Es kann auch verdünnt an problematischen Stellen im Kanalisationssystem des Abwassers zugegeben werden um unangenehme Gerüche zu eliminieren.

Beispiel 1: Abwassersystem der australischen Stadt Mackay (70.000 Einwohner)

Im Abwassersystem der Stadt Mackay gab es sehr starke Geruchsprobleme in der Kanalisation, um diese zu beseitigen wurde an mehreren Stellen des Rohrsystems EMa stark verdünnt zugegeben. Nach der Zugabe war der unangenehme Geruch anscheinend innerhalb von 24 Stunden verschwunden [24].

Beispiel 2: Kläranlage der Bücherei Gushikawa (Okinawa) in Japan

Dort gibt es ein Drei-Kammer-Klärsystem mit einem Belebtschlammverfahren. 3 Wochen nach in Betriebnahme wurde EM1 zugegeben. Dadurch konnte die ständige Belüftung auf sechsmal für jeweils 20 Minuten pro Tag gesenkt werden und es häufte sich kein Schlamm mehr an. Das recycelte Wasser wird dort zur Reinigung und Bewässerung der Gärten benutzt. Nach der ersten EM-Zugabe wurde viermal jährlich etwa 1/5 der Anfangsmenge EM in das System gegeben. Durch die EM-Methode betragen die Kosten für Wasserverbrauch, Strom und Instandhaltung weniger als 1/20 der Kosten wie beim Einsatz von konventioneller Technologie ohne EM [15], [16].

Beispiel 3: Anwendung von EM-B in der Kläranlage Peilstein

Die Kläranlage hat 4650 EW und ist eine Belebtschlammanlage mit Schlammstabilisierung. EM-B wird dort eingesetzt zum kontinuierlichen Sprühen auf den Rechen, zweimal pro Monat zum Besprühen der Klärbecken und einmal pro Woche in den Pumpwerken mit wenig Durchfluss und langer Aufenthaltsdauer. Durch die EM-Nutzung in den angeschlossenen Haushalten kommen täglich zusätzlich bis zu 20 Liter Effektive Mikroorganismen zur Kläranlage. Seit dem Einsatz von EM konnten die Pumpwerke und die Kläranlage geruchlos gemacht werden und die Ablaufwerte der Kläranlage um 20-30 % verbessert werden. Zusätzlich werden Pumpen, Rohrleitungen und mechanische Einrichtungen der Kläranlage geschont, da weniger aggressive Gase und Säuren entstehen. Als Folge der ständigen Behandlung mit EM-B kann die Schwefelwasserstoffbildung fast vollständig eliminiert werden. Ein Versehen führte dazu, dass über Nacht 100 Liter EM-B aktiviert in die Kläranlage liefen, dadurch verschwand fast der ganze Schwimmschlamm und die Absetzgeschwindigkeit im Absetzbecken hatte deutlich zugenommen [25].

8 EM-Einsatz auf der Kläranlage Petershausen zur Klärschlammreduktion

8.1 Einsatz von EM

Mit dem Einsatz wurde in der warmen Jahreszeit begonnen um den Prozess schnell in Gang zu bringen, da die Mikroorganismen unter 6°C inaktiv sind [15]. In Petershausen sind die Ablaufwerte der Kläranlage sehr gut und es gibt auch keine Geruchsprobleme. Deswegen wurde die Entscheidung getroffen, die Effektiven Mikroorganismen nur im Schlamm-speicher zur Reduktion des abgezogenen Überschussschlammes zu benutzen und zu testen ob es zu einer Schlammreduktion kommt. Bis 2010 wurde das EMa selbst hergestellt und 2010 das erste Mal EM-B verwendet, dass bereits aktiviert als EM-Ba gekauft wurde [5].

8.2 Anwendung von EM auf der Kläranlage Petershausen

Wenn der Schlamm-speicher 2 mit Überschussschlamm gefüllt ist, wird mit der EM-B Anwendung darin begonnen (siehe 8.2.2). Der weiterhin regelmäßig abgezogene Überschussschlamm wird dem Schlamm-speicher 1 zugeführt. Wenn sich im Schlamm-speicher 2, die Schlamm-menge reduziert hat, wird Überschussschlamm aus dem 1. in den 2. Schlamm-speicher überführt, gemischt und der neue Überschussschlamm aus der Belebung wieder im ersten Speicher gesammelt.

8.2.1 Materialien und Mengen

- **Flüssiges EM-B aktiviert : 1 Liter EM-Ba pro m³-Schlamm**
- **Vulkanisches Urgesteinsmehl Bio-Lit: 25 kg für ~ 1000 m³**

Dieses Urgesteinsmehl versorgt die Mikroorganismen mit Mineralien und Spurenelementen. Ein weiterer Vorteil des Gesteinsmehls ist die große Oberfläche auf der sich die Mikroorganismen ansiedeln können. Eine genaue Analyse hinsichtlich der Zusammensetzung des Gesteinsmehles ist im Anhang 4 [30].

- **EM-Kin Abwasserstäbe: 4 Stück**

Sind Keramikstäbe, die durch die Kin-Behandlung das Wirkungsspektrum von EM unterstützen. Sie sollen ordnende Impulse auf lebendige Prozesse abgeben und das Ökosystem stabil halten.

Kin-Behandlung: Durch die energetischen Aspekte von Erinnerung und Kommunikation wird die innen liegende Struktur von Systemen gestärkt und an vorhandene Ordnungskräfte angedockt [17].

8.2.2 Anwendungsweise

1000 Liter EM-B aktiviert und 25 kg Urgesteinsmehl Bio-Lit werden in einen vollen Schlamm-speicher (1000 m³) gegeben und mit Hilfe des Rührwerks mit dem Überschussschlamm vermischt, in der ersten Woche nach der Anwendung wird noch zwei mal durchgemischt, danach ruht der Ansatz bis zum Trübwasserabzug. Zusätzlich werden 4 EM-Kin Abwasserstäbe in den Schlamm-speicher eingehängt, in Petershausen hängen die vier Stäbe untereinander in der Mitte des Schlamm-speichers, anstatt in alle vier Himmelsrichtungen zu zeigen [5].

8.3 Auswirkungen nach dem Einsatz von EM

Nach fünf bis acht Wochen kann man das Trübwasser abziehen, welches bei der erstmaligen Anwendung klar war und sonst leicht trüb/gelblich. Etwa dreiviertel des Ausgangsvolumens können als Trübwasser nach dieser Zeit abgezogen werden [5]. Durch den Einsatz von EM / EM-B hat sich der Überschussschlamm nass im Schlamm-speicher deutlich verringert. An dem EM-Schlamm und dem EM-Trübwasser wurden aus Kostengründen und mangelnder Zeit im regulären Kläranlagenbetrieb keine chemischen Untersuchungen durchgeführt. Lediglich der Ammonium-Stickstoff wurde unregelmäßig im Trübwasser untersucht (siehe 8.3.5).

8.3.1 Klärschlammreduktion

Auf der Kläranlage in Petershausen wurde EM aktiv seit 2006 im Schlamm-speicher angewendet. 2010 wurde zum ersten Mal EM-B aktiv eingesetzt. Aus der Abbildungen 17 und 18 sind die seit 2007 deutlich reduzierten Überschussschlamm-mengen nass bzw. bezogen auf 100 % TS-Gehalt deutlich erkennbar. Für Vergleichszwecke ist die Klärschlamm-menge bezogen auf 100 % TS-Gehalt jedoch besser (siehe Abbildung 18 und Tabelle 2). Die Schlamm-reduktion zeigt sich erst im Jahr 2007, da EM aktiv im Sommer 2006 zugegeben wurde und der Überschussschlamm erst 2007 entwässert und verwertet wurde [5].

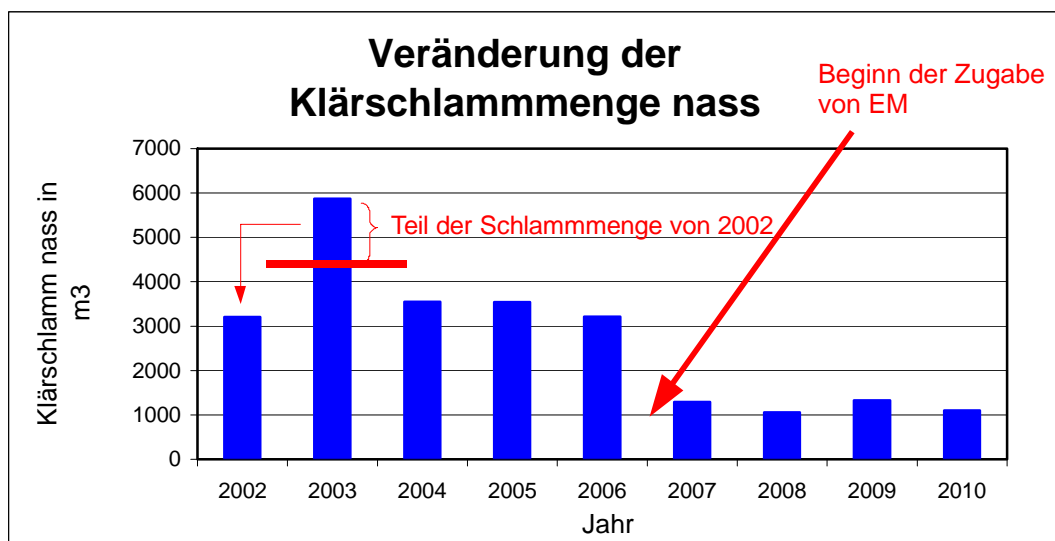


Abbildung 17: Veränderung der Klärschlammmenge nass (siehe: Werte aus der Tabelle im Anhang 5)

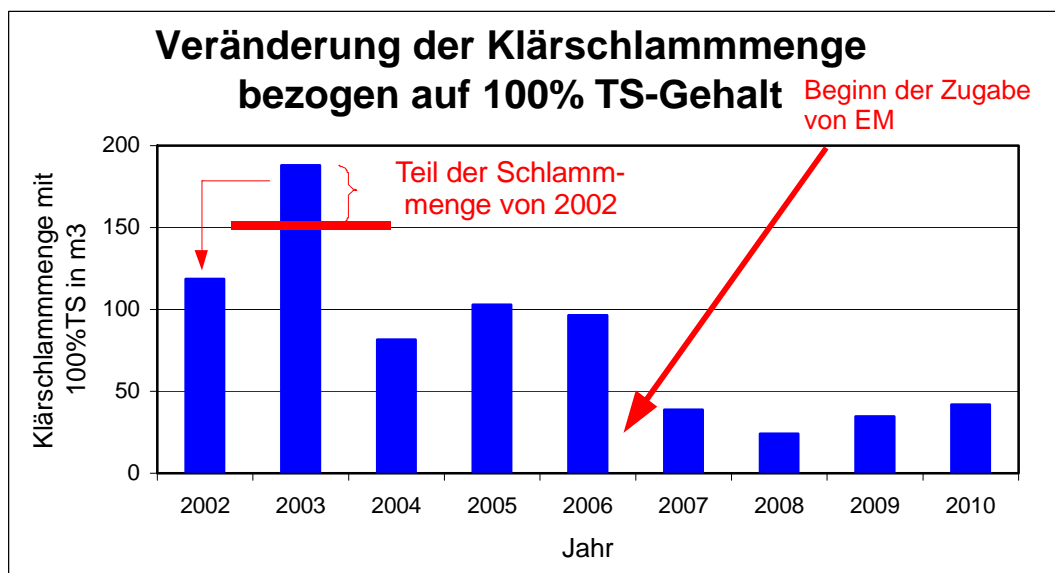


Abbildung 18: Veränderung der Klärschlammmenge bezogen auf 100 % TS-Gehalt (siehe: Werte aus der Tabelle im Anhang 5)

Jahr	Klärschlamm nass [m³]	Schlamm entwässert [t]	Klärschlammmenge mit 100 % TS [m³]	Endpreis Entsorgung [€]
2002	3207	424	119	45803
2003	5870	702	188	79669
2004	3548	374	82	45324
2005	3543	429	103	48384
2006	3210	387	96	43742
Beginn der Zugabe von EM-B aktiv				
2007	1293	183	39	19640
2008	1053	115	24	14030
2009	1331	120	35	18912
2010	1103	161	42	17273

Tabelle 2: Jährliche Klärschlammengen und Entsorgungskosten

Die überdurchschnittlich hohe Klärschlammmenge im Jahr 2003, ist eine Folge von Bauarbeiten auf dem Weg zur Kläranlage. Es konnte nicht wie sonst der überschüssige Klärschlamm von 2002 nochmals im Herbst entsorgt werden, da eine Zufahrt zum Entwässern mit anschließender Entsorgung nicht möglich war. In der Tabelle 2 sind die jährlichen Klärschlamm-mengen angegeben. Die Mengen des nassen Klärschlammes haben sich um ca. 2/3 reduziert, die Mengen des entwässerten Schlammes haben sich in etwa um die Hälfte verringert unter der Annahme eines ähnlichen Trockenrückstand-Gehalts. Werden die Klärschlamm-mengen auf 100 % TS-Gehalt umgerechnet kann man genau vergleichen und es zeigt sich eine Reduzierung von ca. 70 % im Mittel. Für die Berechnung wurden die Klärschlamm-mengen von 2002-2006 gemittelt, ebenfalls die Klärschlamm-mengen mit EM von 2007-2010 [5].

8.3.2 Kostenersparnis

Durch die Anwendung von EM kommt es zu einer Ersparnis bei der Entwässerung und der Entsorgung von etwa 25.000 € pro Jahr (siehe Abbildung 19). Es kommt zu einer so hohen Einsparung, obwohl die zuerst seit 2002 konstanten Kosten für die Entsorgung in den letzten vier Jahren um 13 % gestiegen sind (siehe Anhang 6). Von dieser Ersparnis müssen noch die Kosten für die Effektiven Mikroorganismen abgezogen werden, die in einem Bereich von 1.000 € bis maximal 1.500 € liegen [5].

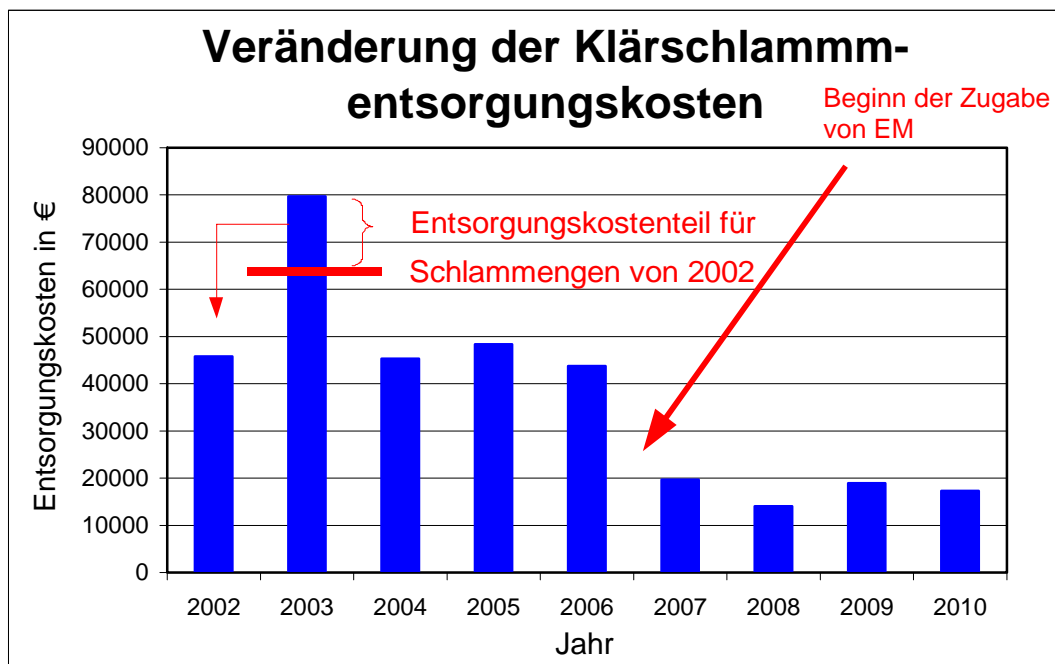


Abbildung 19: Veränderung der Klärschlamm-entsorgungskosten (siehe: Werte aus der Tabelle im Anhang 5)

Die Entsorgungskosten haben sich seit dem EM-Einsatz halbiert. Seit EM verwendet wird, reicht es auch den Schlamm einmal pro Jahr zu entsorgen, was vor EM dreimal pro Jahr nötig war. Zur Verdeutlichung sei angemerkt, dass die eingesparten Kosten an anderer Stelle für das Abwassersystem in Petershausen genützt werden können. Mit den eingesparten 25.000 € pro Jahr kann das Kanalnetz gespült und saniert werden. Da hierfür also keine oder nur geringe Kosten anfallen, kommt dies jedem Bürger bei den Abwassergebühren zugute [5].

8.3.3 Klärschlammuntersuchung

Bei den gesetzlich vorgeschriebenen Klärschlammuntersuchungen vor der Verwertung konnten keine negativen Veränderungen seit dem Einsatz von EM festgestellt werden. Bei diesen Untersuchungen wurden folgende Parameter untersucht:

Trockensubstanz, pH-Wert, organische Substanz als Glühverlust, Stickstoff-Gesamt, Ammonium-Stickstoff, Phosphat als P_2O_5 , Kalium als K_2O , Calcium als CaO , Magnesium als MgO , basisch wirksame Stoffe als (CaO) , die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom (Gesamt), Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink, AOX, alle zwei Jahr einige PCB`s und Dioxine und seit 2008 einige Perfluortenside [31].

8.3.4 Trübwasser-Rücklauf zur Kläranlage

In jeden der 5 Meter hohen Schlamm Speicher führt auf der Höhe von 1,50 Metern ein Trübwasser-Abzugsrohr durch die Wand, im Becken schließt sich daran ein weiteres Rohr, verbunden mit einem Gelenk an (siehe Abbildung 20). Mit einer Kurbel kann der Winkel zum absenken des Rohres verstellt werden (siehe Abbildung 21), sodass immer von der Wasseroberfläche aus Trübwasser abgezogen werden kann (siehe Abbildung 22). Dieses wird der Kläranlage vor dem Rechen wieder zugeführt und durchläuft den normalen Weg der Abwasserreinigung. Um eine Überforderung der Anlage zu vermeiden wird das Trübwasser im Notstauraum (siehe 6.6: Abbildung 13) zwischengespeichert und nach und nach der Kläranlage zugeführt [5].



Abbildung 20: Endes des Rohres (Ruhestellung)



Abbildung 21: Absenken des Abzugrohres



Abbildung 22: Abzugsrohr in der Position zum Trübwasserabzug

8.3.5 Trübwasser Untersuchungen

Das Trübwasser wurde vor und seit dem EM-Einsatz stichprobenartig auf Ammonium mit einem Küvetten-Test untersucht. Vor dem Einsatz von EM lagen die Ammonium-Werte bei 50-100 mg/L, danach waren die Werte bei < 5 mg/L, allerdings auch dann, wenn kein EM zugegeben wurde. Um negative Folgen beim Trübwasser durch die EM-Behandlung auszuschließen, wurde das abgezogene Trübwasser vom Überschusklärschlamm, der mit EM behandelt worden ist untersucht. Da im zweiten Schlamm Speicher Überschusklärschlamm war, der nicht mit EM behandelt war, wurde von beiden Schlamm Speichern das Trübwasser mit Küvetten-Tests auf CSB, Ammonium-Stickstoff und Nitrat-Stickstoff untersucht (siehe Tabelle 3).

	CSB [mg O ₂ /L]	NH ₄ -N [mg/L]	NO ₃ -N [mg/L]
Trübwasser mit EM behandelt	91	0,33	0,22
Trübwasser unbehandelt	179	0,41	0,26

Tabelle 3: Trübwasser - Messung vom 28.02.2011

Bewertung der Trübwasser-Untersuchungen:

Es ist zu erkennen, dass das Trübwasser, welches mit EM behandelt wurde, einen etwa halb so großen CSB-Wert hat und durch die Anwendung von EM-Ba keine negativen Folgen aufgetreten sind. Die Ammonium- und Nitrat-Werte sind so gering, dass das Trübwasser aus beiden Schlamm Speichern gar nicht mehr behandelt werden müsste. Lediglich der CSB ist so hoch, dass eine Weiterbehandlung in der Kläranlage nochmals notwendig ist. Der CSB aus der EM-Behandlung ist nahe an dem einzuhaltenden Ablaufgrenzwert von 90 mg/L (siehe

6.5.1: Ablaufgrenzwerte). Aufgrund der kalten Witterung (Eisschicht im Schlamm-speicher) konnten keine weiteren Trübwasser-Untersuchungen durchgeführt werden.

Vergleich der beiden Trübwasserproben vom 28.02.2011

Die abgezogenen Trübwasserproben zeigten optische Unterschiede, das ohne EM enthielt viele dunkle, feine Partikel im Gegensatz zu dem mit EM (siehe Abbildung 23). Es kann jedoch nicht mit Sicherheit ausgeschlossen werden, dass der Unterschied nur durch die Probennahme verursacht wurde (Weitere Messungen waren aufgrund der Witterung nicht möglich.). Beide Trübwasserproben wurden eine Woche im Kühlschrank aufgehoben. Nach dieser Zeit roch die Probe mit EM gar nicht unangenehm, die Probe ohne EM jedoch ziemlich streng.

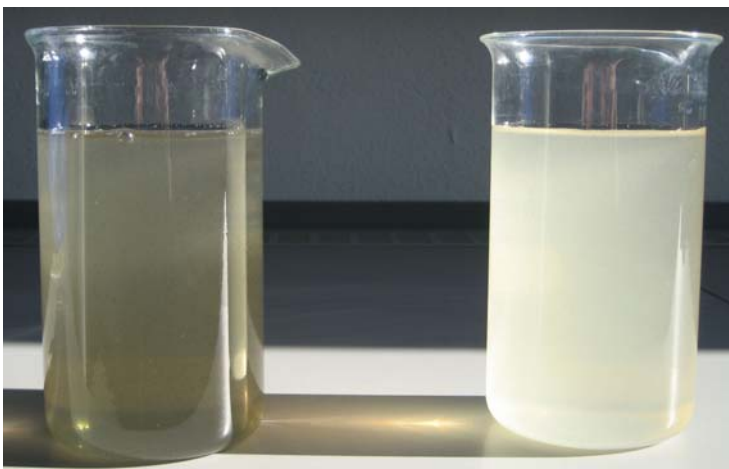


Abbildung 23: Trübwasser: links ohne EM und rechts mit EM

8.3.6 Durchführung der Küvetten-Tests

Allgemein:

In den Küvetten für die Tests befindet sich meist bereits am Anfang eine Lösung. Je nach Test werden nur die Probe oder noch zusätzliche Reagenzien zugegeben. Nach Beenden der chemischen Reaktion(en) kann die Probe am Photometer gemessen werden.

Bei der Analyse der Proben sollten einige grundlegende Dinge beachtet werden, damit es zu keinen falschen Ergebnissen kommt und die eigene Gesundheit nicht gefährdet wird. Die Probe und die Reagenzien sollten auf 20 °C / Raumtemperatur temperiert werden und vor dem Pipettieren nochmals gemischt werden. Bei der Analyse und der Messung sind Handschuhe und eine Schutzbrille zu tragen, um sich zum Beispiel vor Säuren und den teilweise giftigen Substanzen zu schützen. Zusätzlich sollte für jeden Test die Betriebsanweisung beachtet werden. Sie gibt zum Beispiel Auskunft über die Giftigkeit oder über Gegenmaßnahmen, wenn die Lösung aus der Küvette verschüttet wurde.

Für die Messung sollte die Küvette nach eventuellem Erhitzen im Thermostaten (siehe Abbildung 24) wieder auf Raumtemperatur abgekühlt sein. Vor der Messung wird die Küvette außen mit einem Tuch gesäubert und erst dann in das Photometer (siehe Abbildung 25) gestellt. Falls ein Bodensatz in der Küvette ist, muss darauf geachtet werden, dass dieser bei der Messung nicht aufgewirbelt wird. Nach Eingabe der Test-Nummer (zum Beispiel 314 für den CSB) wird die Probe in der Küvette automatisch gemessen und die Konzentration in mg/L angezeigt. Die erhaltenen Messergebnisse sollten durch eine Plausibilitätskontrolle überprüft werden, diese kann durch Verdünnung und/oder Aufstockung stattfinden [32], [33], [34], [35], [36].



Abbildung 24: Küvetten im Thermostat



Abbildung 25: Küvette im Photometer

CSB-Bestimmung mit dem LCK 314

(15–150 mg/L)

Prinzip:

Oxidierbare Stoffe reagieren mit schwefelsaurer Kaliumdichromatlösung in Gegenwart von Silbersulfat als Katalysator. Chlorid wird mit Quecksilbersulfat maskiert. Ausgewertet wird die Abnahme der Gelbfärbung des Cr^{6+} .

Durchführung:

Den in der Lösung abgesetzten Bodensatz durch Schwenken der Küvette in die Schwebelösung bringen. Vorsichtig 2 mL Probe dazu pipettieren, Küvette verschließen und erneut schwenken. Die Probe im Thermostaten für zwei Stunden bei 148 °C erhitzen, heiße Küvette zweimal schwenken und anschließend auf Raumtemperatur abkühlen lassen und dann photometrisch messen.

Störungen:

- Diese Methode ist nur bis zu einem Chloridgehalt von 1500 mg/L in der Probe anwendbar.

- Ein hoher Überschuss an CSB kann zu Ergebnisanzeigen innerhalb des Messbereichs führen. → Plausibilitätskontrolle durchführen [32]

Ammonium-Stickstoff-Bestimmung mit dem LCK 304

(0,015-2,0 mg/L NH₄-N / 0,02-2,50 mg/L NH₄)

Prinzip:

Ammoniumionen reagieren bei pH 12,6 mit Hypochloritionen und Salicylationen in Gegenwart von Nitroprussid-Natrium als Katalysator zu Indophenolblau.

Durchführung:

Siegelfolie von der Oberseite des Küvetten-Schraubdeckels vorsichtig abziehen, da im Deckel ein Pulver ist. Deckel vorsichtig abschrauben, 5 mL Probe dazu pipettieren, Deckel mit dem Pulver auf die Küvette setzen, damit das Pulver in die Küvette fällt, zuschrauben und kräftig schütteln. Nach 15 Minuten die Probe messen.

Störungen:

- Folgende Ionen wurden bis zu den angegebenen Konzentrationen einzeln überprüft und stören nicht, die summarische Wirkung sowie der Einfluss weiterer Ionen wurden nicht ermittelt.

1000 mg/L: Cl⁻, SO₄²⁻

500 mg/L: K⁺, Na⁺, Ca²⁺

50 mg/L: CO₃²⁻, NO₃⁻, Fe³⁺, Cr³⁺, Cr⁶⁺, Zn²⁺, Cu²⁺, Co²⁺, Ni²⁺, Hg²⁺

25 mg/L: Fe²⁺

10 mg/L: Sn²⁺

5 mg/L: Pb²⁺

2 mg/L: Ag⁺

- Primäre Amine werden miterfasst und ergeben Mehrbefunde.
- Alle Reduktionsmittel stören und führen zu Minderbefunden.
- Ein hoher Überschuss an Ammonium kann zu Ergebnisanzeigen innerhalb des Messbereichs führen. → Plausibilitätskontrolle durchführen

weitere Bedingungen:

- pH-Wert der Probe: 4-9
- Die Wasserprobe sobald wie möglich nach der Probennahme untersuchen [33].

Nitrat-Bestimmung mit dem LCK 339

(0,23-13,50 mg/L NO₃-N / 1-60 mg/L NO₃)

Prinzip:

In schwefel- und phosphorsaurer Lösung reagieren Nitrationen mit 2,6 – Dimethylphenol zu 4–Nitro–2,6–dimethylphenol .

Durchführung:

In die Küvette 1 mL Probe und 0,2 mL Lösung A langsam dazu pipettieren. Küvette zuschrauben und so lange schwenken, bis keine Schlieren mehr zu sehen sind. Nach 15 Minuten die Probe messen.

Störungen:

- Folgende Ionen wurden bis zu den angegebenen Konzentrationen einzeln überprüft und stören nicht, die summarische Wirkung sowie der Einfluss weiterer Ionen wurden nicht ermittelt.
500 mg/L: K^+ , Na^+ , Cl^-
100 mg/L: Ag^+
50 mg/L: Pb^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , Fe^{3+} , Cd^{2+} , Sn^{2+} , Ca^{2+} , Cu^{2+}
10 mg/L: Co^{2+} , Fe^{2+}
5 mg/L: Cr^{6+}
- Hohe CSB-Belastungen führen zu einer Verfärbung des Reagenzes und damit zu Mehrbefunden. Der Test ist nur für Abwasseruntersuchungen mit einem CSB-Gehalt unter 200 mg/L geeignet. → Plausibilitätskontrolle durchführen

Beseitigung von Störungen:

- Nitrit-Konzentrationen über 2,0 mg/L geben Mehrbefunde, können jedoch durch Zusatz von Amidosulfonsäure beseitigt werden.
- Chloride können mit Silbersulfat als Silberchlorid gefällt werden.
- Bei höheren Calcium-Konzentrationen tritt eine Trübung auf. Diese stört die Bestimmung, kann jedoch durch Zusatz von EDTA zur Probe verhindert werden.

weitere Bedingungen:

- pH-Wert der Probe: 3-10
- Zwischen Probennahme und Untersuchung der Probe sollten 3 Stunden nicht überschritten werden.
- Die Probe kühl lagern [34].

Nitrit-Bestimmung mit dem LCK 341

(0,015-0,6 mg/L NO_2-N / 0,05-2,0 mg/L NO_2)

Prinzip:

In saurer Lösung reagieren Nitrite mit primären, aromatischen Aminen unter Bildung von Diazoniumsalzen. Diese bilden mit aromatischen Verbindungen, die eine Amino- oder Hydroxylgruppe enthalten, intensiv gefärbte Azofarbstoffe.

Durchführung:

Siegelfolie von der Oberseite des Küvetten-Schraubdeckels vorsichtig abziehen, da im Deckel ein Pulver ist. Deckel vorsichtig abschrauben, 2 mL Probe dazu pipettieren, Deckel mit dem

Pulver auf die Küvette setzen, damit das Pulver in die Küvette fällt, zuschrauben und kräftig schütteln, bis sich das Lyophilisat gelöst hat. Nach 10 Minuten Küvette noch einmal schwenken, außen gut säubern und auswerten.

Störungen:

- Folgende Ionen wurden bis zu den angegebenen Konzentrationen einzeln überprüft und stören nicht, die summarische Wirkung sowie der Einfluss weiterer Ionen wurden nicht ermittelt.
2000 mg/L: Cl^- , SO_4^{2-}
1000 mg/L: K^+ , NO_3^-
500 mg/L: NH_4^+ , PO_4^{3-} ; Ca^{2+}
100 mg/L: Mg^{2+}
50 mg/L: Cr^{3+}
25 mg/L: Co^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} , Mn^{2+} , Hg^{2+}
12 mg/L: Ni^{2+}
10 mg/L: Ag^+ , Fe^{2+}
5 mg/L: Sn^{4+} , Fe^{3+}
- Chrom(VI)-Ionen und Kupfer(II)-Ionen stören die Bestimmung schon bei einer Konzentration unter 1 mg/L.

weitere Bedingungen:

- pH-Wert der Probe: 3-10
- Zwischen Probennahme und Untersuchung der Probe sollten 3 Stunden nicht überschritten werden [35].

Phosphor-Bestimmung als Phosphor_{gesamt} mit dem LCK 348

(0,5-5,0 mg/L $\text{PO}_4\text{-P}$ / 1,5-15,0 mg/L PO_4 / 1,2-11,5 mg/L P_2O_5)

Prinzip:

Phosphationen reagieren in saurer Lösung mit Molybdat- und Antimonionen zu einem Antimonylphosphormolybdat-Komplex, der durch Ascorbinsäure zu Phosphormolybdänblau reduziert wird.

Durchführung:

Siegelfolie von der Oberseite des Küvetten-Schraubdeckels vorsichtig abziehen, da im Deckel ein Pulver ist. Deckel vorsichtig abschrauben, 0,5 mL Probe dazu pipettieren, Deckel mit dem Pulver auf die Küvette setzen, damit das Pulver in die Küvette fällt, zuschrauben und kräftig schütteln. Im Thermostaten für 60 Minuten bei 100 °C erhitzen. Nach dem Erkalten 0,2 mL Reagenz B dazu pipettieren, anderen Deckel mit neuem Pulver (DosiCap C) auf die Küvette schrauben. Küvette schwenken, dabei mehrfach auf den Kopf drehen. Nach 10 Minuten Küvette noch einmal schwenken und anschließend die Probe messen.

Störungen:

- Folgende Ionen wurden bis zu den angegebenen Konzentrationen einzeln überprüft und stören nicht, die summarische Wirkung sowie der Einfluss weiterer Ionen wurden nicht ermittelt.

20 g/L:	SO_4^{2-}
10 g/L:	Cl^-
4 g/L:	K^+, Na^+
1 g/L:	Ca^{2+}
500 mg/L:	NO_3^-
400 mg/L:	Mg^{2+}
200 mg/L:	$\text{Co}^{2+}, \text{Fe}^{2+}, \text{Fe}^{3+}, \text{Zn}^{2+}, \text{Cu}^{2+}, \text{Ni}^{2+}, \text{NO}_2^-, \text{Cd}^{2+}, \text{NH}_4^+, \text{Mn}^{2+}, \text{Al}^{3+}, \text{CO}_3^{2-}$
100 mg/L:	I^-
50 mg/L:	SiO_2
40 mg/L:	Hg^{2+}
20 mg/L:	Pb^{2+}
10 mg/L:	Ag^+, Sn^+
5 mg/L:	Cr^{3+}
1 mg/L:	Cr^{6+}

- Sind Phosphonsäuren in der Probe, muss die Temperierungszeit der Hydrolyse auf 2 Stunden bei 100 °C im Thermostaten erhöht werden, um Minderbefunde bei der Bestimmung des Gesamt-Phosphors zu vermeiden.

weitere Bedingungen:

pH-Wert der Probe: 2-10 [36]

9 Einsatz von EM-B zur Klärschlammreduktion auf anderen Kläranlagen

9.1 Kläranlage Buxheim

An die 4000 EW Kläranlage in Buxheim (siehe Abbildung 26) im Landkreis Eichstätt sind zurzeit in etwa 3600 EW angeschlossen [37].



Abbildung 26: Luftbildaufnahme der Kläranlage in Buxheim [38]

Kläranlagenaufbau

Die Kläranlage besteht aus einem kreisförmigen Becken um das ein zweites Becken als Ring angeordnet ist. Das mechanisch gereinigte Abwasser geht zuerst in das „Ringbecken“, welches das Belebungsbecken darstellt, ein Teil dieses Beckens wird mit einem Oberflächenbelüfter belüftet. Im Belebungsbecken findet der Abbau der organischen Substanzen, die Nitrifikation und im unbelüfteten Bereich auch eine Denitrifikation statt. Polyaluminiumchlorid wird im Zulaufschacht vor der Belebung zugegeben, zur Schwimmschlammbekämpfung und zum Ausfällen des Phosphates. Aus dem Belebungsbecken gelangt das Wasser in das kreisförmige Innenbecken, das als Nachklärbecken dient. Das gereinigte Abwasser geht über einen Vorfluter in den Buxheimer Bach, welcher in die Schutter und anschließend in die Donau mündet. Zur Kläranlage gehören zwei Schlammsilos die ein Volumen von jeweils 360 m³ haben und 2 Schlammbecken mit ca. 700 m³. Pro Jahr fallen etwa 45 Tonnen selbstständig eingedickter Überschussschlamm an [37].

EM-B Anwendung zur Klärschlammreduktion

Das EM-Ba wurde in einem vollen Schlammsilo angewendet. Die Anwendung, die Materialien und die Mengen sind identisch zur Kläranlage in Petershausen:

- 1 Liter EM-B aktiviert pro m³ Schlamm
- Vulkanisches Urgesteinsmehl Bio-Lit : 1 kg pro 40 m³ Überschussschlamm
- 4 EM-Kin Abwasserstäbe

Nach 14 Wochen wurde das Trübwasser aus dem Schlammsilo mit EM und ohne EM abgezogen. Es konnte keine deutliche Schlammreduktion im Schlammsilo mit EM festgestellt werden, jedoch konnte mehr Trübwasser abgezogen werden und der Schlamm ist etwas besser eingedickt [37].

Die Gründe für die fehlende Schlammreduktion sind unbekannt. Es kam auf den vergleichbaren Anlagen in Petershausen (siehe 8.3.1) und St. Margarethen a. d. Raab (siehe 9.2) zu deutlichen Schlammreduktionen, deswegen sollte noch ein weiterer Versuch gemacht werden und bei diesem genau auf die optimale Anwendung (Startzeitpunkt, Mengen, ...) geachtet werden. Die EM-B Kosten in Höhe von etwa 852 € sollten meiner Ansicht nach nicht der Hinderungsgrund für einen neuen Versuch sein [37].

Klärschlammentsorgung

Der Überschusklärschlamm wird nach dem Eindicken im Schlammsilo ohne vorherigen Entwässerungsschritt landwirtschaftlich verwertet. Für diese Art der Verwertung entstehen Kosten von 3 € pro m³ [37].

Kostensparnis

Da es zu keiner sichtbaren Klärschlammreduktion kam, haben sich die normalen Kosten um 852 € erhöht durch die EM-Ba Anwendung. 45 Tonnen Überschusklärschlamm pro Jahr, entsprechen etwa 1500 m³ Schlamm mit einem TS-Gehalt von etwa 3 %. Für die landwirtschaftliche Verwertung fallen dadurch Kosten von 4.500 € pro Jahr an. Zusätzliche Kosten entstehen dabei durch die Klärschlammanalyse, die Bodenuntersuchung und die Ausbringung [37].

9.2 Kläranlage St. Margarethen a. d. Raab (Steiermark)

An die Kläranlage (5400 EW) sind momentan 3900 EW angeschlossen mit einem Abwasservolumen von ca. 600 m³ pro Tag. Bereits seit 2007 wird EM in den Zulauf zur Belebung gegeben, dies führte zu einer verbesserten Schlammpressung [29], [40].

Kläranlagenaufbau

Die einstufige Kläranlage hat eine Flächenbelüftung, diese wird über Sauerstoffsonden gesteuert. Der Schlamm aus der Belebung geht in den Voreindicker, aus dem fast täglich ca. 8 m³ Überschussschlamm mit 2-3 % TS in die beiden Schlammsilos gepumpt werden. Dieser hat dann Zeit sich vom Trübwasser zu trennen und wird in regelmäßigen Abständen wieder in den Zulauf der Kläranlage dosiert [29], [40].

EM-B Anwendung zur Klärschlammreduktion

Seit Juni 2010 wird EM-Ba im Schlammsilo zur Klärschlammreduktion angewendet. Aus der Tabelle 4 wird deutlich, dass sich bereits in nur 7 Monaten die Klärschlammmenge (nass) im Vergleich zu 2008 und 2009 deutlich verringert hat. Man kann davon ausgehen, dass sich im Jahr 2011 die Klärschlammmenge weiter verringern wird, da 2010 erst im Juni mit dem Einsatz begonnen wurde. Da die Trockensubstanz im Durchschnitt zwischen 2,5-2,9 % lag, wurde für bessere Vergleichszwecke die Schlammmenge auf 100 % TS umgerechnet und dafür ein TS-Gehalt von 2,7 % angenommen [29].

	Klärschlammmenge (nass) [m³]	Klärschlammmenge mit 100 % TS [m³]	Kosten für die Klärschlamm Entsorgung [€]
2008	2570	69	42400
2009	2225	60	38000
2010	1575	43	30000

Tabelle 4: Jährliche Klärschlammengen und Entsorgungskosten [29]

Klärschlammreduktion:

Vergleicht man die Klärschlammengen bezogen auf 100 % TS-Gehalt, ergibt sich eine Reduktion bezogen auf 2008 von 38 % bzw. auf 2009 von 29 %.

weitere Beobachtungen seit dem Einsatz von EM-Ba in den Schlammsilos:

- Das Trübwasser trennt sich viel schneller vom Absetzschlamm [40].
- Der Nitratgehalt im Trübwasser bei der Schlammentwässerung hat sich deutlich verringert [29].
- Durch die Trübwasserrückführung in den Zulauf der Kläranlage, hat sich die bedarfsorientierte Belüftung verringert, dies führt zu Einsparungen beim Stromverbrauch [40].

Kostenersparnis

Im Vergleich zu den beiden vorherigen Jahren (siehe Tabelle 4) wurden ~ 10.000 € bei der Klärschlamm Entsorgung eingespart, auch die Stromkosten konnten durch die geringere Belüftungszeit gesenkt werden. Davon müssen jedoch noch die jährlichen EM-Kosten von etwa 7.000 € abgezogen werden, sodass sich eine Einsparung bezogen auf die vorherigen 10.000 € von etwa 3.000 € ergibt. Durch den ganzjährigen Einsatz von EM-B im Schlammspeicher können 2011 vermutlich mehr Kosten durch eine weiter steigende Klärschlammreduktion eingespart werden.

9.3 Ergebnisse der Klärschlammreduktion der Kläranlage Petershausen

Durch den Einsatz von EM-B im Schlammsilo der Kläranlage Petershausen, kam es zu einer mittleren Reduktion von 70 % bezogen auf 100 % TS-Gehalt (siehe 8.3.1). Abzüglich der geringen jährlichen EM-Ba-Kosten (maximal 1.500 €) können jährlich ~ 25.000 € eingespart werden (siehe 8.3.2).

9.4 Vergleich der EM-B Auswirkung auf den drei Kläranlagen

Die Kläranlage Buxheim wird bei diesem Vergleich nicht mitbetrachtet, da hier keine Klärschlammreduktion stattgefunden hat. Die Gründe dafür sind leider nicht bekannt, mögliche Gründe könnten sein:

- Die Umgebungstemperaturen nach dem Einsatz waren schon zu gering, sodass die Mikroorganismen bereits zu inaktiv waren.
- Die verwendete EM-Ba Lösung war schon zu alt.
- Die Mikroorganismen sind beim Mischen im Schlammsilo ungenügend verteilt worden.

9.4.1 Vergleich der Klärschlammreduktionen

Die Reduktionen des Überschussschlammes sind bei beiden Kläranlagen sehr hoch. Auf der Anlage in St. Margarethen a. d. Raab kam es zu einer Klärschlammreduktion von 29-39 % (siehe 9.2) und in Petershausen zu einer Reduktion von ~ 70 % bezogen auf die Klärschlammmenge mit 100 % TS-Gehalt (siehe 8.3.1).

9.4.2 Kostenersparnis auch in Abhängigkeit von der Kläranlagengröße

Auf der Kläranlage in Petershausen kommt es zu einer Einsparung etwa 25.000 € (siehe 8.3.2) durch EM-Ba-Kosten in Höhe von 1.000-1.500 €

In St. Margarethen a. d. Raab bleiben von den 10.000 € eingesparten Entsorgungskosten, nach Abzug der EM-Ba-Kosten in Höhe von ~ 7.000 € nur noch etwa ~ 3.000 € übrig. Der erste Grund warum, die Einsparung im Vergleich zu Petershausen geringer ist, sind die deutlich geringeren Klärschlammreduktionen. Die deutlich höheren EM-Ba-Kosten, obwohl ca. 1/3 weniger EW angeschlossen sind, werden vermutlich durch die zusätzliche Zugabe im Zulauf verursacht und vielleicht auch durch die Zugabe von größeren Mengen des aktivierten EM-Ba in die Schlammsilos.

10 Klärschlammverwertung

Der abgezogene Überschussschlamm hat einen sehr hohen Wassergehalt (bis zu 99 %) mit einem niedrigen Feststoffgehalt. Im Schlamm Speicher wird dieser Schlamm eingedickt und stabilisiert. Die Stabilisierung wird erreicht, indem die biologisch abbaubare Substanz des Klärschlammes durch mikrobielle Stoffwechselprozesse soweit reduziert wird, dass Geruchsemissionen und andere Beeinträchtigungen der Umwelt weitgehend ausgeschlossen sind. Die Stabilisierung kann biologisch (anaerob, aerob), chemisch oder thermisch stattfinden [2]. In dem Klärschlamm reichern sich Schadstoffe wie Schwermetalle, PCB's, Dioxine, Chemikalien, Arzneimittelrückstände, Fällungsmittel und Schaderreger an. Diese möglichen Schadstoffe und die gestiegenen gesetzlichen Anforderungen für die Klärschlammverwertung sind der Grund, dass die Klärschlammbehandlung und die anschließende Entsorgung wichtige Kostenfaktoren darstellen. Die Verwertbarkeit ist abhängig von den Schadstoffergebnissen. Bevor es allerdings zur Verwertung kommt muss der Klärschlamm (enthält ca. 95 % Wasser) noch entwässert werden, dies ist möglich durch Kammerfilterpressen, Siebbandpressen oder Zentrifugen. Nach der Entwässerung besteht der Klärschlamm noch zu ca. 75 % aus Wasser. Auf den Entwässerungsschritt kann noch eine Trocknung (solar oder aus Abwärme) stattfinden.

10.1 Möglichkeiten der Klärschlammverwertung

Heutzutage gibt es folgende Möglichkeiten zur Klärschlammverwertung: Landwirtschaftlich, thermisch, Rekultivierung und den Landschaftsbau. Die frühere Deponierung von Klärschlamm ist seit 2005 verboten, auf Deponien dürfen nur noch Reststoffe mit einem Kohlenstoffgehalt < 5 % entsorgt werden. Im Jahr 2008 wurden in Bayern 18,1 % des Klärschlammes in der Landwirtschaft verwertet, 30,2 % in der Rekultivierung und im Landschaftsbau eingesetzt und 51,7 % thermisch behandelt bzw. thermisch verwertet. In den letzten Jahren hat sich die Klärschlammverwertung geändert, die landwirtschaftliche Verwertung hat stark abgenommen und im Gegenzug ist die thermische stark angestiegen (Tabelle 5) [41].

Klärschlamm Entsorgung	1997	2001	2005	2008
Landwirtschaftliche Verwertung	54,9 %	35,2 %	21,4 %	18,1 %
Thermische Verwertung	15,9 %	36,6 %	41,4 %	51,7 %
Deponierung	2,6 %	1,3 %	1,5 %	0,0 %
Sonstige stoffliche Verwertung	26,6 %	26,9 %	35,7 %	30,2 %

Tabelle 5: Entwicklung der Klärschlammverwertung in Bayern von 1997 bis 2008 [41]

10.1.1 Landwirtschaftliche Verwertung

Bei der landwirtschaftlichen Verwertung wird der Klärschlamm als Dünger und zur Bodenverbesserung durch die organischen Inhaltsstoffe auf die Felder aufgebracht, dabei unterliegt er der Klärschlammverordnung und der Düngemittelverordnung. Im Klärschlamm sind die Düngestoffe Phosphor, Stickstoff und Kalium enthalten. Für den Landwirt hat dies finanzielle Vorteile, er spart sich Düngerkosten und bekommt stattdessen Geld vom Betreiber der Abwasserreinigungsanlage für die Ausbringung des Klärschlammes auf seinen Feldern. In Bayern betragen die Kosten für die landwirtschaftliche Klärschlamm Entsorgung meistens um die 14-15 € pro m³. In Ausnahmefällen wie in der Gemeinde Buxheim im Landkreis Eichstätt ist die Verwertung günstiger mit 3 € pro m³ [2], [42], [37].

Ein weiterer positiver Effekt ist, dass durch den Phosphor im Klärschlamm Ressourcen des endlichen Phosphors, welcher aus Mineralien gewonnen wird, eingespart werden. In der Öffentlichkeit wird die landwirtschaftliche Verwertung des Klärschlammes kritisch gesehen, aufgrund der möglichen Belastung des Klärschlammes mit Schadstoffen, wie Schwermetallen und den daraus resultierenden Folgen. Mögliche Folgen wären eine Anreicherung der Schadstoffe im Boden oder eine Auswaschung ins Grundwasser. Die Schadstoffe könnten somit direkt über die Pflanzen, das Grundwasser oder indirekt über das Tier aufgenommen werden und sich im menschlichen Körper anreichern. Die Nahrungsmittelindustrie kann auch zum Rückgang von Klärschlamm als Dünger beitragen, wenn sie keine landwirtschaftlichen Produkte abnehmen, die mit Klärschlamm gedüngt wurden.

Für die Aufbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftlich genutzten Flächen müssen einige Voraussetzungen erfüllt werden. Eine genauere Beschreibung der Bedingungen würde den Rahmen in dieser Arbeit übersteigen, deswegen gehe ich nur auf die grundlegenden Voraussetzungen ein. Vor der erstmaligen Aufbringung muss der Boden auf seinen Gehalt an Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink untersucht werden, auch der pH-Wert, der Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphat, Kalium und Magnesium des Bodens muss bestimmt werden. Der Klärschlamm selbst muss auf die Gehalte an Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink, Summe der AOX, Gesamt- und Ammonium-Stickstoff, Phosphat, Kalium, Magnesium, Trockenrückstand, die organische Substanz, die basisch wirksamen Stoffe und den pH-Wert untersucht werden. Vor der ersten Aufbringung und spätestens alle zwei Jahre muss der Klärschlamm auch auf PCB's und PCDD und PCDF untersucht werden. Werden Grenzwerte im Boden oder im Klärschlamm überschritten, darf dieser nicht aufgebracht werden. Das Aufbringen von Rohschlamm ist verboten, das gilt auch

für Klärschlamm auf Gemüseanbau-, Grünlandflächen, forstwirtschaftlich genutzten Flächen und in Naturschutzgebieten [43].

10.1.2 Energetische Verwertung

Die energetische Verwertung des Klärschlammes kann in Monoklärschlamm-, Müllverbrennungsanlagen, Kohlekraftwerken und in Zementwerken stattfinden. Wird der Klärschlamm verbrannt ist eine Stabilisierung nicht zwingend notwendig und es besteht auch nicht die Gefahr, dass Schadstoffe in den Boden oder in das Grundwasser gelangen wie bei der landwirtschaftlichen Verwertung. Für die verschiedenen Verbrennungsanlagen muss der Klärschlamm bestimmte Trockenrückstände (TR) haben, die durch Entwässern und meistens mit einer zusätzlichen, energieaufwendigen Trocknung erreicht werden. Für Monoverbrennungsanlagen sollte der Rohschlamm 35 % TR und der Faulschlamm 45-55 % TR haben. In Müllverbrennungsanlagen und Kraftwerken kann Klärschlamm ab 35 % Trockenrückstand verbrannt werden. Die für die Trocknung erforderliche Wärme wird meist aus einem Verbrennungsprozess gewonnen, bei Monoverbrennungsanlagen häufig aus der Abwärme der Klärschlammverbrennung [44]. Kurze Darstellung der Klärschlammverbrennung am Beispiel der Monoverbrennungsanlage im Klärwerk Steinhäule bei Neu-Ulm (~ 400 000 EW). Der Schlamm aus dem Vor- und Nachklärbecken wird eingedickt und gelangt in den Vorlagebehälter. Vor der maschinellen Entwässerung mit einer Zentrifuge wird noch ein Flockungshilfsmittel hinzugefügt, welches die Trennung des Schlammes vom Wasser unterstützt. Das abgetrennte Wasser wird wieder der Kläranlage zugeführt. Der maschinell entwässerte Schlamm wird in einer Schlammtrocknungsanlage soweit getrocknet, dass er selbstständig ohne Heizöl in einem Wirbelschichtofen bei etwa 850 °C verbrannt werden kann. Die dabei entstehenden Verbrennungsgase werden auf 200 °C abgekühlt, der dabei entstehende Dampf wird zur Schlammtrocknung genutzt und an eine benachbarte Firma als Produktionsdampf verkauft oder zur Stromerzeugung mit einer Dampfturbine genutzt. Die anschließende Rauchgasreinigung besteht aus einer Entstickungsanlage, einem Elektrofilter, einer zweistufigen Rauchgaswäsche und einem Gewebefilter, diese Rauchgasreinigung ist sehr kostenintensiv [45]. Die Rückstände aus der Verbrennung enthalten unter anderem Phosphat, Dioxine und Schwermetalle. Da dieser Rückstand sehr giftig ist wird er verglast, in Tonnen abgefüllt und in ehemaligen Bergwerken gelagert. Aus der bei der Verbrennung entstandenen Asche kann vor der Verglasung Phosphat zurückgelöst werden. Die Rückgewinnung des Phosphats war 2004 jedoch noch zwei bis zehnmal so teuer wie der Import von Rohphosphat [46].

10.1.3 Rekultivierung und Landschaftsbau

Die Verwertung von Klärschlamm aus Bayern bei Rekultivierungsmaßnahmen und dem Landschaftsbau findet fast nur in den neuen Bundesländern statt. 2009 wurden ungefähr 28 % des bayrischen Klärschlammes auf diese Weise verwertet. Der Klärschlamm wird zur Rekultivierung von Braunkohletagebaustätten oder Kalihalden genutzt. Vor der Verwertung wird er zum Teil noch kompostiert und mit anderen Stoffen wie zum Beispiel Tone, Sand und Bodenmaterial gemischt. Wie bei der landwirtschaftlichen Verwertung, sind die Grenzwerte in der Klärschlammverordnung einzuhalten. Zusätzlich muss bei dieser Verwertung seit dem 07.10.2008 der Klärschlamm auf seinen Gehalt an Perfluorierten Tensiden (PFT) untersucht und ein Vorsorgewert eingehalten werden. Positiv ist, dass durch die Rekultivierung Lebensräume für Pflanzen und Tiere wiederhergestellt werden, allerdings kann es auch hier zu einer Anreicherung von Schadstoffen durch die Rekultivierungsmaßnahmen kommen. Negativ aus Gründen des Umweltschutzes ist der lange Transportweg des Klärschlammes. Da die Flächen für Rekultivierungsmaßnahmen in den neuen Bundesländern zurückgehen werden und die Begrenzungen für die Nährstofffrachten im Klärschlamm steigen werden, ist dieser Verwertungsweg keine langfristige Lösung [47].

10.2 Durchschnittswerte in der Klärschlammrockensubstanz

50 % organische Substanz

4 % Gesamtstickstoff

5,3 % Gesamtphosphat P_2O_5

0,4 % Kalium K_2O

0,9 % Magnesium MgO

8,2 % Calcium CaO

[48]

10.3 Vergleich der Verwertungsarten

10.3.1 Vergleich aus ökologischer Sicht

Enthalten die Klärschlämme nur in sehr geringem Maße Schadstoffe ist die landwirtschaftliche Verwertung empfehlenswert. Es wird dadurch weniger Dünger für die Felder gebraucht, wodurch sich der Import von Phosphat verringert. Durch den organischen Anteil im Klärschlamm verbessert sich gleichzeitig der Boden. Bei geringen Schadstoffbelastungen sind auch die Rekultivierung und der Landschaftsbau zu empfehlen, da durch die Wiederherstellung neue Lebensräume für Pflanzen und Tiere entstehen. Aus

ökologischer Sicht ist es allerdings nur sinnvoll, wenn die Transportwege nicht zu lange sind, deswegen ist eigentlich die Rekultivierung von bayrischem Klärschlamm in den neuen Bundesländern nicht zu empfehlen. Für belastete Klärschlämme gibt es als Verwertungsmöglichkeit nur noch die energetische Verwertung. Hierbei verbleiben die Schadstoffe nach der Verbrennung in den Rückständen. Positiv ist, dass auch hier Phosphat zurück gewonnen werden kann, wenn auch kostenintensiv. Problematisch aus ökologischer Sicht ist jedoch die Lagerung der verglasten, extrem giftigen Rückstände. Sollte es einmal durch Umstände wie ein starkes Erdbeben dazukommen, dass die Schadstoffe freigesetzt werden, würden vermutlich große Bereiche des Bodens und des Grundwassers schwer belastet werden. Dieses geringe Restrisiko besteht jedoch immer bei der speziellen Endlagerung von extrem gesundheitsschädlichen Stoffen.

10.3.2 Vergleich aus finanzieller Sicht

Betrachtet man die verschiedenen Möglichkeiten hinsichtlich der Kosten, ist die energetische Verwertung meist nur für große Anlagen mit eigener Verbrennung sinnvoll, ebenso für Abwasserbehandlungsanlagen mit kurzen Schlamm-Transportwegen bis zur Verbrennungsanlage. Die kurzen Wege sind wichtig, da der Transport des maschinell entwässerten Schlammes teuer ist, aufgrund des hohen Wassergehaltes mit dem damit verbundenen großen Volumen. Eine Schlamm Trocknung vor dem Transport ist in finanzieller Hinsicht meist nicht sinnvoll, da die Kosten für die benötigte Energie hoch sind, außer es wird solar getrocknet. Bei einer Entscheidung für die landwirtschaftliche Verwertung oder für die Rekultivierung und den Landschaftsbau gibt es keine eindeutige Lösung aus der finanziellen Sicht. Je nachdem wie hoch die Preise in einer Region sind, kann diese teurer oder billiger als die Rekultivierung und der Landschaftsbau sein.

11 Möglichkeiten zur Klärschlammreduktion

Die Klärschlammreduktion ist ein wichtiges Thema, da die Kosten für die Verwertung des Klärschlammes mit der Menge steigen. Zur Klärschlammreduktion gibt es verschiedene Möglichkeiten: anaerobe Schlammbehandlung im Faulturm, Desintegration, Überschussschlammaufschluss mit Tensiden, Behandlung des Überschussschlammes mit EM-B und kombinierte Methoden.

11.1 Anaerobe Schlammbehandlung im Faulturm

Der noch unbehandelte Klärschlamm wird durch die anaerobe Schlammbehandlung im Faulturm stabilisiert und mineralisiert, durch die Faulung entsteht Biogas (siehe Abbildung 27). Diese Schlammbehandlung ist wichtig, da im Rohschlamm viele, verschiedene Mikroorganismen sind, diese führen zu anaeroben, mikrobiologischen Abbauprozessen bei denen Gase entstehen, die zu einer Geruchsbelästigung führen und der Schlamm lässt sich schlechter entwässern. Weltweit ist es die bevorzugte Methode für die Schlammstabilisierung [2], [49].



Abbildung 27: Faultürme der Kläranlage Biberach [50]

Funktionsweise

Eingedickter Schlamm aus der Vorklärung und Überschussschlamm werden zur anaeroben Schlammstabilisierung in einen Faultürme gepumpt (siehe Abbildung 28). Diese Stabilisierung wird auch als Faulung bezeichnet, da die im Schlamm enthaltenen hochmolekularen, organischen Stoffe wie Kohlenhydrate, Fette und Eiweiße durch anaerobe Stoffwechselforgänge abgebaut werden. Der Faulprozess im Faultürme verläuft in vier Stufen, die eng miteinander verzahnt sind. In der ersten Stufe, der Hydrolyse-Phase werden

die im Schlamm enthaltenen, oft ungelösten, hochmolekularen Stoffe durch Enzyme in gelöste Bruchstücke überführt. Fakultative und obligate Anaerobier bilden in der Versäuerungs-Phase daraus Alkohole, CO_2 , H_2 und kurzkettige organische Säuren wie zum Beispiel Buttersäure, Propionsäure und Essigsäure. Da die Methanbakterien von diesen Zwischenprodukten nur Essigsäure, CO_2 und H_2 direkt zu Methan umsetzen können, müssen die organischen Säuren und Alkohole in der Acetogenen-Phase von den acetogenen Bakterien zu Essigsäure umgebaut werden. In der Methanogenen-Phase wird aus Essigsäure, CO_2 und H_2 das Methan gebildet. Das so erzeugte Biogas besteht hauptsächlich aus Methan (40-75 %) und CO_2 (25-55 %) und geringen Mengen Restgas wie Wasserdampf, Stickstoff, Sauerstoff, Wasserstoff, Ammoniak und Schwefelwasserstoff [2], [51].

In der Praxis werden die Faulbehälter meist bei 30-35 °C mit mesophilen Bakterien betrieben, hierbei beträgt die Ausfallzeit etwa 25 Tage. Bei der Variante mit thermophilen Bakterien (50-70 °C) verkürzt sich die Ausfallzeit deutlich, jedoch muss der Faulraum mit viel Energie beheizt werden [2], [52].

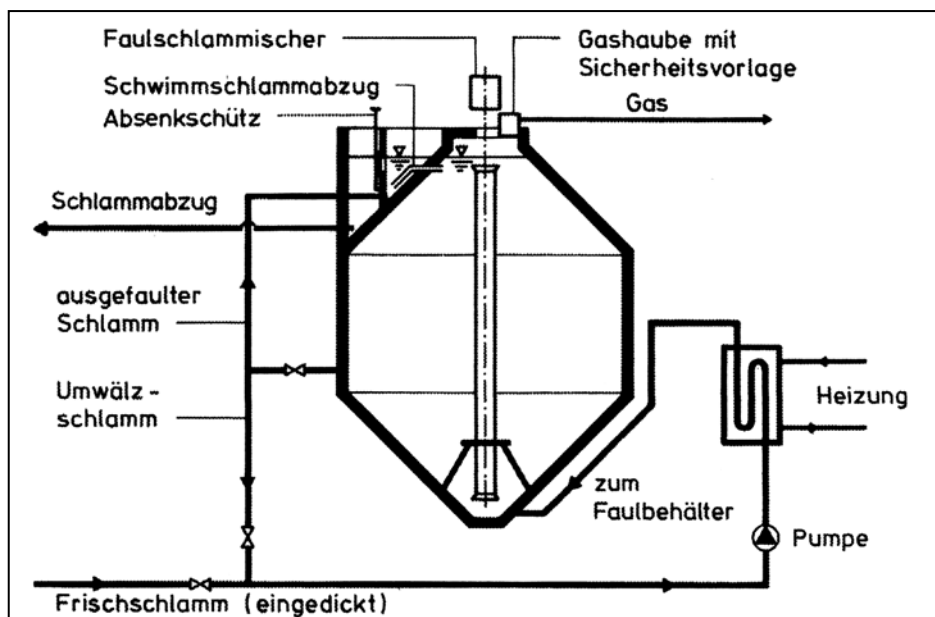


Abbildung 28: Schema eines Faulbehälters [2]

Vorteile:

- Energie in Form von Klärgas aus dem Endprodukt der anaeroben Nahrungskette kann genutzt werden [49].
- Der Schlamm lässt sich besser entwässern [49].
- Das zu entsorgende Schlammvolumen wird geringer, dadurch sinken auch die Kosten für die Klärschlammverwertung [49].

- Vor der anaeroben Schlammstabilisierung kann eine Desintegration stattfinden, dadurch erhöht sich die Menge des produzierten Faulgases, der Schlamm lässt sich noch leichter entwässern und die Schlammmenge wird weiter reduziert [53].
- Mit dem erzeugten Gas wird häufig ein Blockheizkraftwerk (BHKW) mit Microturbinen betrieben. In diesem wird Strom erzeugt und mit der Abwärme kann zum Beispiel der Faulbehälter geheizt werden [52].
- Durch den erzeugten Strom und die genutzte Abwärme können Energiekosten eingespart werden (Eigenstromanteil 50-70 %) [52].
- Viele Nachteile der reinen anaeroben Schlammstabilisierung können durch eine vorangegangene Desintegration verbessert werden (siehe 11.3 Desintegration).

Nachteile:

- Enzymatische Hydrolyse kann zum geschwindigkeitslimitierenden Schritt bei der Biogasgewinnung werden [2].
- Es sind große, teure Faulbehälter notwendig um die niedrigen Geschwindigkeiten bei der Hydrolyse auszugleichen [49].
- Das vorhandene Substrat im Klärschlamm zur Energiegewinnung wird nur teilweise ausgenutzt, wenn keine Vorbehandlung wie eine Desintegration stattfindet.
→ Die theoretischen Faulgasausbeuten werden nicht erreicht [53].
- Diese Methode wurde bisher in der Regel ab 20 000 EW eingesetzt, das Ziel der Zukunft ist es, rentable Anlagen bereits ab 10 000 EW zu betreiben [52].
- Die Effektivität der energetischen Verwertung hängt stark von der Zusammensetzung des Biogases ab [51].
- Der Faulungsprozess ist störungsanfällig, eine Änderung des pH-Wertes muss rechtzeitig erkannt werden, damit gleich Gegenmaßnahmen eingeleitet werden können, da die acetogenen- und die Methanbakterien empfindliche Spezialisten sind und es im schlimmsten Fall zum Zusammenbruch des Faulprozesses kommen könnte [2].

11.2 Überschussschlammreduktion mit Tensiden

Überschussschlammreduktion durch Tensidzugabe in den Rücklaufschlamm

Das Produkt Lipisol (eine Mischung aus einem oder mehreren leicht abbaubaren Tensiden) wird in den Rücklaufschlamm dosiert [54]. Ein Tensid-Molekül (siehe Abbildung 29) besteht aus einem hydrophilen (wasserliebenden) und einem lipophilen (fettliebenden) Teil.

Wirkmechanismus

Die Zellmembran der Belebtschlamm Bakterien ist der äußere Abschluss des Zellinhalts jeder Zelle und ist als Doppelmembran ausgebildet (siehe Abbildung 30). Diese besteht aus Phospholipiden die eine tensidische Struktur (siehe Abbildung 29) haben. Aufgrund dieser chemischen Ähnlichkeit lagern sich die Tenside in die Phospholipidschicht ein, dies führt zu einer deutlichen Erhöhung der Durchlässigkeit der Zellmembran. Als Folge kommt es zu einem schnelleren Abbau der Abwasserinhaltsstoffe, ohne dass zusätzliche Belüftungsenergie benötigt wird. Höher organisierte – vorzugsweise räuberische – Organismen (z.B. Rädertierchen, Wimpertierchen) finden bessere Lebensbedingungen im Belebtschlamm vor. Ihre Zahl steigt mit der Tensiddosierung deutlich an, wenn im Abwasser für diese Organismen keine giftigen Stoffe enthalten sind. Sie benötigen viel Energie, die sie beim Fressen aus ihren Beuteorganismen gewinnen. Mit jedem Fressvorgang werden 90 % der aufgenommenen Energie verbraucht und nur 10 % für den Aufbau von Biomasse verwendet, dadurch wird der biologische Überschussschlammanfall reduziert [54].



Abbildung 29: Tensid-Molekül [55]

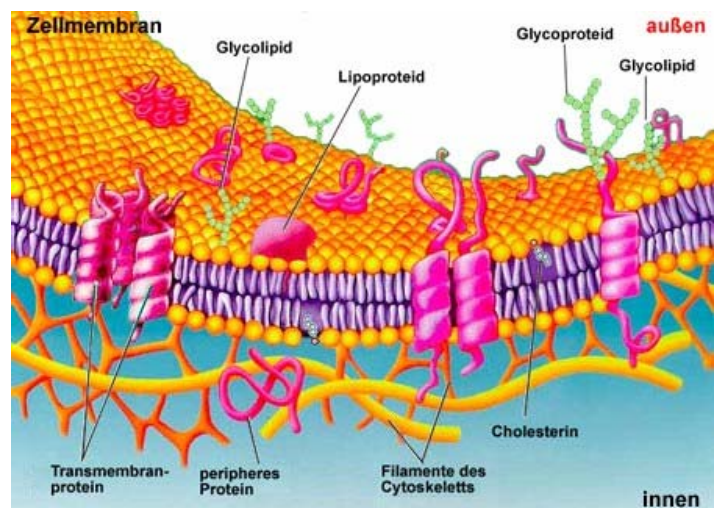


Abbildung 30: Zellmembran [55]

Vorteile:

- Verbesserung von Bläh-, Schwimm- und Schaumschlammproblemen [56]
- Reduktion des biologischen Überschussschlammanfalls um 20-30 % [56]
- Besser absetzbare Belebtschlammflocken [56]
- Deutlich erhöhte Betriebsstabilität bei Frachtschwankungen [54].
- Niedrige CSB- und BSB₅ - Ablaufkonzentrationen bei hohen Sichttiefen [54]
- Es sind keine baulichen Veränderungen notwendig.

Überschussschlammreduktion durch Tensidzugabe in die Nitrifikationsstufe der Kläranlage Neuss Süd (122 000 EW)

Das Produkt Lipisol, welches nach Firmenangaben aus nichtionischen Tensiden sowie stoffwechselanregenden Substanzen besteht, ist leicht biologisch abbaubar. Täglich wurde das Lipisolkonzentrat in die Nitrifikationsstufen der Kläranlage dosiert. Durch mikroskopische Kontrollen des Belebtschlammes konnte innerhalb von zwei Wochen ein Anwachsen der Rädertierchenpopulationen von 2 Individuen pro Präparat auf größer 6 Individuen pro Präparat, als Indikator für die Ausbildung höher organisierter Lebensformen beobachtet werden [56].

Effekte:

- Verbesserter Schlammindeks [56]
- Erhöhung des Trockensubstanzgehaltes [56]
- Reduzierte Zentrifugenlaufzeiten und geringerer Verbrauch von Flockungshilfsmitteln [56]
- Stabilere Nitrifikation [56]
- Verminderte Stickstoffkonzentrationen im Ablauf [56]
- Stetiger Rückgang von Fadenorganismen im Belebtschlamm [56]

Überschussschlammreduktion durch Tensidzugabe in die zentrale Wasserverteilung der Kläranlage Neuss Ost (300 000 EW)

Eine weiter entwickelte Variante des Lipisol wurde hier eingesetzt, die aufgrund ihrer geringfügig höheren Resistenz geeignet war, die Bio-P-Phase und die Denitrifikations-Phase unbeschadet zu durchströmen und erst in der Nitrifikation wirksam zu werden.

Effekte:

- Stabilere Nitrifikation [56]
- Verminderte Stickstoffkonzentrationen im Ablauf [56]
- Überschussschlammreduktion von 24 % [56]
- Verringerte Kosten (z.B. Strom, Flockungshilfsmittel, maschinelle Entwässerung) [56]

11.3 Desintegration

Desintegration bedeutet die Zerstörung von Zellverbänden oder Zellen durch äußere Einwirkungen, dies kann physikalisch, chemisch, thermisch und auch kombiniert passieren. Bei der anschließenden anaeroben Schlammbehandlung kommt es dadurch zu einer

Verbesserung der Faulung, einer Erhöhung der Gasausbeute und zu einer Abnahme des ausgefaulten Schlammes, der sich deutlich leichter entwässern lässt.

Funktionsweise

Bei der Desintegration werden Zellverbände aufgelöst, die Zellmembranen geschwächt oder ganz zerstört. Dabei wird der Kohlenstoff für die anschließende anaerobe Schlammstabilisierung im Faulturm besser verfügbar und es kann mehr Methan entstehen. Es wird auch Zellzwischenwasser aus den Zellverbänden freigesetzt, dadurch kann der Faulschlamm besser entwässert werden. Mögliche Desintegrationsmethoden wären: Ultraschall, thermisch mit Druck, mechanisch zum Beispiel mit einer Zentrifuge und elektrokinetisch [53].

Allgemeine Vorteile der Desintegration:

- Durch die Desintegration des Überschussschlammes entfällt im Faulturm die Phase der enzymatischen Hydrolyse, die ein geschwindigkeitslimitierender Faktor sein kann [2].
- Es entsteht mehr Biogas bei der Faulung [49].
- Es verringert sich der Restschlamm nach der Faulung [49].

Allgemeine Nachteile der Desintegration:

- Desintegrationsverfahren benötigen meist sehr viel Energie (Ausnahme die elektrokinetische Desintegration) [53]. Oftmals ist der Gewinn durch die Mehrung des Gases identisch mit den zusätzlichen Kosten der Desintegration.

Mögliche Desintegrationsverfahren:

Ultraschall

Bei dieser Methode wird eingedickter Überschussschlamm behandelt. Ein niederfrequenter Hochleistungs-Ultraschall (< 100 kHz) erzeugt eine Kavitation, die stark genug ist um mechanische Scherkräfte zu entwickeln, die zur Zerstörung von Biomassezellen führen, dabei werden Zellinhaltsstoffe in die Wasserphase abgegeben und es steigt der verfügbare Substratanteil für die verbleibenden, aktiven Mikroorganismen. In den nachfolgenden Bildern der Kläranlage Bamberg sind zwei Hochleistungs-Ultraschallreaktoren mit Schallschutzhauben (siehe Abbildung 31) und eine Ultraschalleinheit mit aufgedeckter Schallbox (Abbildung 32) zu sehen. Dabei ist der Schlamm-Zulauf unten links, der Ablauf oben rechts [49].



Abbildung 31: 2 Hochleistung-Ultraschallreaktoren [49]



Abbildung 32: aufgedeckte Ultraschalleinheit [49]

Vorteile:

- Es wird postuliert, dass es als Folge der Beschallung zum Abbau von Substanzen kommt, die in der konventionellen Faulung enzymatisch nicht verfügbar gemacht werden können [49].
- Für die Ultraschall-Ausrüstung benötigt man nur kleine Stellflächen und sie kann leicht in die bestehende Anlage integriert werden [49].
- Die Viskosität wird reduziert, dadurch kann sich die vollständige Durchmischung in großen Faulbehältern verbessern [49].
- 77 % Anstieg der Faulgasleistung auf der Kläranlage Bamberg (330 000 EW) [49]
- Reduktion der Klärschlammmenge [49]

Elektrokinetische Desintegration

Bei dieser Methode wird der Schlamm einem starken elektrischen Feld ausgesetzt (siehe Abbildung 33). Die hohen Feldstärken bewirken eine Veränderung der Ladungsanordnung in der Zelle, dadurch werden Zellverbände aufgetrennt. Durch die ständige Positionsänderung der Zelle im Rohrleitungssystem erfährt die Zelle eine dauernde Feldstärkenänderung, Ladungen innerhalb der Zelle müssen kontinuierlich neu angeordnet werden – dies verstärkt den Effekt der Zelledestabilisierung (siehe Abbildung 34) [53], [57], [58].

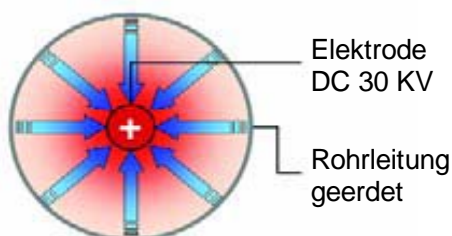


Abbildung 33: Ladungsverteilung in der Desintegrationseinheit [58]

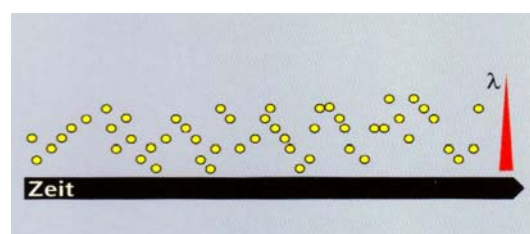


Abbildung 34 : Positionsänderung des Schlammpartikels während der Behandlung [53]

Funktionsweise

Mechanisch eingedickter Schlamm geht zur Weiterbehandlung in den Voreindicker, von dort wird er mit einer Exzentrerschneckenpumpe auf die Desintegrationseinheit gepumpt, sie besteht aus drei hintereinandergeschalteten Aggregaten, von denen aus der Schlamm wieder zurück in den Voreindicker geführt wird (siehe Abbildung 35). So wird der Schlamm mehrmals der Desintegrationsbehandlung ausgesetzt, dies erhöht den Aufschlussgrad. Erst wenn das Füllstandsmaximum im Voreindicker erreicht ist, wird der behandelte Schlamm in den Faulbehälter gepumpt. Nach der Behandlung hat der Schlamm keine flockige Struktur mehr, sondern ist eine homogene Masse. Der sehr starke unangenehme Geruch nach dem Aufschluss, ist ein Zeichen für den Zellaufschluss [58].



Abbildung 35: Desintegrationsanlage mit Exzentrerschneckenpumpe [58]

Vorteile:

- Der Energieverbrauch ist sehr gering, da bei dieser Methode nur ein elektrisches Feld anliegt, aber kein Strom fließt [57].
- Steigerung des Wirkungsgrades, durch den niedrigen Energieverbrauch [57]
- Methode kann vielfältig eingesetzt werden, weitere Anwendungsbereiche wären:
 - Behandlung von Faulschlamm, um die Schlammmentwässerungseigenschaften durch die Zerstörung von Biopolymeren, die verstärkt bei einer Bio-P auftreten, zu verbessern [57].
 - Behandlung des Umwälzschlammes im Faulturm, Gasausbeute wird gesteigert und die anfallende Schlammmenge reduziert [57].
 - Vermeidung des Schäumens in Faultürmen [57]
- Klärschlammreduktion von 10 % [57]
- 20 % Reduktion des Polymerverbrauchs bei der Schlammmentwässerung [58]
- Eine Vorbehandlung des Schlammes, wie eine Zerkleinerung ist nicht notwendig [58].
- Dauerhaft 20-25 % mehr Gasanfall [58]

- Wartungs- und Verschleißkosten können unberücksichtigt bleiben, da keine Verschleißteile vorhanden sind [53].
- Amortisationszeit der Desintegrationseinheit liegt in der Regel unter zwei Jahren [53].
- Einbindung in das bestehende Rohrleitungssystem, Montage und elektrische Installation der Anlagen geht schnell (3 Tage im Klärwerk der Marktgemeinde Bruckmühl) [58].

Thermische Desintegration

Bei der thermischen Desintegration mit Druck, wird der Schlamm in einem Hochdruckkessel auf 5 bar und 160 °C erhitzt. Bei der anschließenden Entspannung zerreißt es die Zellen.

Funktionsweise (am Beispiel der thermischen Hydrolyse beim Amperverband [59])

Die Überschussschlammhydrolyse erfolgt nach dem Cambi-Verfahren in drei nacheinander durchflossenen Reaktoren mit Aufenthaltszeiten von je ca. 20-30 Minuten. Nach der maschinellen Eindickung (~ 8 % Trockensubstanz) wird der Überschussschlamm im Vorerhitzungsreaktor erwärmt. Die Vorerhitzung erfolgt durch Dampfdruckführung aus den nachfolgenden Reaktoren, dabei werden Temperaturen knapp unter dem Siedepunkt erreicht. Der vorerhitzte Schlamm wird in den Hydrolysereaktor gepumpt, bei 5-6 bar Druck wird der Schlamm durch den Eintrag von Heißdampf auf 150-165 °C Prozesstemperatur erwärmt und für etwa 20 bis 30 Minuten der Hydrolyse unterzogen. Anschließend wird der Schlamm durch den Prozessdruck in den Entspannungstank geleitet. Durch die abrupte Entspannung auf den Umgebungsdruck werden die Überschussschlamm Bakterien durch inneres Zellsieden in organische Fragmente zerlegt. Der aufgeschlossene Schlamm wird mit kaltem Primärschlamm vermischt, dabei stellt sich mit 38-40 °C hinreichend genau die mesophile Faultemperatur ein [59].

Vorteile:

- Mit der thermischen Desintegration um 30 % besserer Entwässerungsgrad als mit Ultraschall [52]
- Externe Beheizung des Primär- und Überschussschlammes entfällt [59]
- 15 % Erhöhung der Methangasproduktion [59]
- Verringerung der Klärschlammmenge die entsorgt werden muss.

Nachteile:

- Sehr störanfällig, bei der betrachteten Anlage kam es in einer 2-jährigen Testphase erst in den letzten 3 Monaten zu einem kontinuierlichen Betrieb der Hydrolyseanlage. Es

mussten Optimierungsmaßnahmen durchgeführt werden und es gab kurze und lange Betriebsausfälle in Folge von Betriebsstörungen [59].

- Bei Ausfall der Hydrolyseanlage von länger als einem Tag bricht die Faulgasproduktion ein, da mit dem Schlammwärmetauscher die Faultemperatur nicht erreicht wird [59].
- Lange Reaktivierungszeiten (~ 1 Woche) bei Ausfall der Hydrolyseanlage für 2 Tage [59].

Überschussschlammaufschluss mit Tensiden (TESI) + Hochspannungsdesintegration

Dieses Verfahren ist eine chemische Desintegrationsmethode des Überschussschlammes vor der Faulung. Das dabei eingesetzte Produkt Lipisol FT ist eine Mischung aus leicht abbaubaren (gemäß OECD 301 A-F) Tensiden, bei dem die Dosierung und die Zusammensetzung an die jeweilige Gegebenheit angepasst wird [60].

Funktionsweise

Das Produkt Lipisol FT wird vor der maschinellen Eindickung zum Überschussschlamm dosiert. Die Eigenschaften der Zellmembran werden durch die Einlagerung der Tensidmoleküle in Bezug auf Permeabilität und Stabilität deutlich verändert. Abhängig von der Tensid-Art und der Konzentration können sie die Zellmembran durchlässiger machen oder gänzlich auflösen. Dies führt zu einem verbesserten Aufschluss des Überschussschlammes im Faulturm. Der Effekt kann durch eine nachgeschaltete Hochspannungsdesintegration (Spannungen bis 30.000 V) verstärkt werden [60], [61], [62].

Vorteile:

- Reduktion des Faulschlammes → geringere Entsorgungskosten [60]
- Erhöhte Gasproduktion im Faulturm [60].
- Verbesserung der Entwässerbarkeit [62]
- Reduzierte Viskosität des eingedickten Überschussschlammes [60]
- Keine baulichen bzw. apparativen Investitionen [60]
- Optimal kombinierbar mit geeigneten maschinellen Desintegrationsverfahren [62].

11.4 Klärschlammreduktion mit EM-B

Für die Methode mit der Zugabe des EM-Ba in den Schlamm Speicher zur Klärschlammreduktion wie in Petershausen (siehe 8) gibt es bis jetzt nur zwei weitere mir bekannte Kläranlagen (siehe 9.1 und 9.2). Diese haben 3600-61000 EW. Für größere

Kläranlagen liegen noch keine Erfahrungsberichte vor. Es gibt auch noch keine Studien wie sich EM bei der anaeroben Schlammstabilisierung auswirkt.

Vorteile:

- Es sind keine baulichen Veränderungen notwendig.
- Einfache Anwendung ohne aufwendige Wartungs- und Überwachungsarbeiten.
- Es wird keine zusätzliche Energie benötigt.
- Einmal pro Jahr nur geringe Kosten von 1.000 € bis maximal 1.500 € bei einer 6000 EW Kläranlage, evtl. höhere Kosten ~ 7.000 € (siehe 9.2), da EM zusätzlich in den Zulauf gegeben wird.
- Bis zu 70 % Klärschlammreduktion bezogen auf 100 % TS möglich.

11.5 Vergleich der Methoden

Anaerobe Schlammbehandlung im Faulturm

Bei dieser Methode nimmt die Schlammmenge durch die Faulung vermutlich leicht ab. Um die Klärgasmenge zu erhöhen und die Überschussschlammmenge zu reduzieren wird diese Methode häufig mit einer vorherigen Desintegration betrieben.

Überschussschlammreduktion mit Tensiden

Zu diesem Verfahren wurden Untersuchungen auf mehreren Kläranlagen mit einer Größe von 30000-95000 EW durchgeführt. Der Überschussschlamm wurde dabei um 20-37 % reduziert und es kam zu Einsparungen nach Abzug aller Kosten jährlich von etwa 10.000-32.000 € [55].

Elektrokinetische Desintegration

Die Investition von 50.000 € (25000 EW Kläranlage) für die elektrokinetische Desintegrationseinheit vor dem Faulturm hat sich bereits nach weniger als einem Jahr amortisiert, wenn für die Schlamm-Entsorgung (Entwässerung, Transport, Entsorgung) ein Preis von 15 €/m³ angenommen wird. Es werden jährlich 27.500 € Entsorgungskosten gespart und zusätzlich mehr Strom im Wert von 25.000 € erzeugt [53].

Ultraschall

Bei der Kläranlage Bamberg (330000 EW) hat sich die Ultraschalleinheit nach ungefähr zwei Jahren amortisiert. Bei der Klärschlamm Entsorgung können 31.000 € eingespart werden, durch den 77 % Anstieg der Faulgasleistung können nach Abzug aller Kosten etwa 35.000 € eingespart werden [49].

Thermische Desintegration

Es kommt zwar zu einer Klärschlammreduktion, jedoch stehen dem gegenüber sehr hohe Anschaffungskosten, auf der Kläranlage des Amperverbandes von etwa 1,4 Millionen Euro (netto) gegenüber. Eine vorgelegte Betriebskostenberechnung (inc. AfA, Zinsen, Wartungs- und Ersatzteilkosten) errechnete ein jährliches Einsparpotential von rund 100.000 €. Diese Einsparungen wurden bis jetzt noch nicht erreicht, da der externe Energiebedarf (Heizöl) noch sehr hoch ist, aufgrund unzureichender Gasausbeuten und mangelnder Entwässerungsleistung. Es kommt dadurch zu einer Kostenmehrung von 50.000 € pro Jahr. Dies ist nur eine vorläufige Bewertung, wegen noch ausstehender Optimierungen [59].

Überschussschlammaufschluss mit Tensiden + Hochspannungsdesintegration

Bei dem Klärwerk Landshut (260.000 EW) führte der Einsatz der Tenside mit der Hochspannungsdesintegration und anschließender Faulung zu 14 % weniger Überschussschlamm. Nach Abzug aller Kosten können pro Jahr ca. 50.000 € eingespart werden [61].

Klärschlammreduktion mit EM-B

Eine Klärschlammreduktion von 29-70 % bezogen auf 100 % TS ist möglich. Durch diese starke Reduktion der Menge (70 %), spart sich die Kläranlage Petershausen (6100 EW) nach Abzug der geringen EM-Kosten (1.000-1.500 €) jährlich ~ 23.000 € bei der Entsorgung. In St. Margarethen a. d. Raab sind die Kosten jedoch höher, da EM auch in den Zulauf gegeben wird. Bei einer ganzjährigen Anwendung wären die Einsparungen auch hier größer, da die Klärschlammmenge weiter reduziert werden würde.

Fazit

Keine andere Methode zur Klärschlammreduktion schafft es, die Klärschlammmenge soweit zu verringern, wie der Einsatz von EM-B im Schlamm Speicher. Durch die geringen Kosten (in Petershausen) für die Effektiven Mikroorganismen sind die jährlichen Einsparungen verglichen mit den anderen Anlagen extrem hoch. Ein weiterer großer Vorteil ist, dass keine baulichen Veränderungen und keine Investitionen für neue Apparaturen notwendig sind. Ebenso führt die elektrokinetische Desintegration zu hohen Einsparungen, bezogen auf die EW-Größe der Kläranlage. Alle Methoden mit Ausnahme der thermischen Desintegration und der anaeroben Schlammstabilisierung führen zu einer deutlichen Einsparung und einer mehr oder weniger starken Schlammreduktion. Die thermische Desintegration würde ich nicht empfehlen, da die Anschaffung sehr teuer ist und es sehr viele Nachteile (siehe 11.3: Thermische Desintegration) gibt, statt einer Einsparung durch die Anschaffung einer Desintegrationseinheit sind die Kosten sogar gestiegen.

12 Zusammenfassung

Der Einsatz der Effektiven Mikroorganismen im Schlamm Speicher hat auf der Kläranlage in Petershausen seit 2006 zu einer durchschnittlichen Reduktion des Überschussschlammes von 70 %, bezogen auf 100 % TS-Gehalt, geführt. Dadurch kam es zu Einsparungen bei der Entwässerung und der anschließenden Entsorgung in Höhe von ca. 25.000 €. Zieht man davon noch die verhältnismäßig geringen Kosten für den EM-Einsatz in Höhe von maximal 1.500 € ab, werden pro Jahr ca. 23.000 € eingespart. Durch die Anwendung konnten keine negativen Auswirkungen bei den jährlichen Klärschlammuntersuchungen festgestellt werden. Die Untersuchungen am EM-Trübwasser zeigten keine negativen Auswirkungen, im Gegenteil, der CSB hatte sich fast halbiert, bei einer Vergleichsmessung mit dem zweiten Schlamm Speicher, in dem kein EM war.

Auf den beiden Vergleichskläranlagen mit EM im Schlamm Speicher zeigte die Anwendung auf einer Anlage keinen Erfolg. Bei der anderen hingegen kam es bereits nach einer Anwendung von 7 Monaten zu einer Schlammreduktion von ca. 33 % der jährlichen Schlammmenge bezogen auf 100 % TS-Gehalt. Da die Schlammreduktion biologisch erfolgt, kann es passieren, dass sich der Überschussschlamm nicht abbaut. Mögliche Gründe dafür könnten sein, dass die verwendeten Mikroorganismen nicht gleichmäßig im Schlamm Speicher verteilt wurden oder die Umgebungstemperatur beim Einsatz schon zu gering und die Mikroorganismen bereits zu inaktiv waren.

Im Vergleich mit anderen Methoden zur Klärschlammreduktion ist bei keiner eine so hohe Reduktion der Schlammmenge aufgetreten. Der Vorteil von EM, im Vergleich mit den anderen Reduktionsmöglichkeiten war, dass keine baulichen Veränderungen und keine Investitionen für neue Apparaturen, sowie nur geringe Kosten für den Zusatzstoff notwendig waren.

Ein interessantes Projekt für die Zukunft wäre es, den EM-Einsatz auf großen Abwasserbehandlungsanlagen genauer zu untersuchen.

13 EM – Links

EM in Deutschland:	http://www.emiko.de/
EM Chiemgau:	http://www.em-chiemgau.de/php/index.php
EM in Österreich:	http://www.multikraft.com/
EM Technologiezentrum Süd:	http://www.em-sued.de/
EM in Italien:	http://www.embio.it
EM-Verein deutschsprachig:	http://www.emev.de/
EM-Verein der Schweiz:	http://www.ig-em.ch/

14 Quellen

- [1] Sonderdruck Wasser- und Abwasserabgabengesetze mit nachgeordneten Vorschriften; 12. Auflage, Stand Mai 2010
- [2] Mudrack K., Kunst S. (5.Auflage, 2010): Biologie der Abwasserreinigung; Heidelberg, Spektrum Akademischer Verlag
- [3] Bioaktive Substanzen im Gemüse: Projekt der Studienrichtung Gartenbau der FH-Erfurt
- [4] Skript: Betrieb und Wartung von Kleinkläranlagen DWA-Kurs vom 12. bis 14. Oktober 2005
- [5] Daten und Informationen von den Mitarbeitern auf der Kläranlage in Petershausen
- [6] <http://www.wasser-wissen.de/abwasserlexikon/a/ammonium.htm> (08.11.2010)
- [7] <http://www.wasser-wissen.de/abwasserlexikon/e/eutrophierung.htm> (11.10.2010)
- [8] Ingerle K.: BIOCOS-VERFAHREN; **B**iological **c**ombined **s**ystem=**B**ioscos; Innsbruck, Universität Innsbruck
- [9] Dokumentation und Optimierung des Betriebs einer Kläranlage nach dem BIOCOS System zur Behandlung von kommunalem Abwasser März 2002; Universität der Bundeswehr München
- [10] Ingerle K. (Juli 2003): BIOCOS–Kläranlagen; Götzens (A)
- [11] Broschüre zum Neubau der Kläranlage Petershausen von 2002
- [12] <http://www.petershausen.de/abwasser.htm> (27.09.2010)
- [13] Klärwerk Petershausen: Textur vom 09.06.2000 zum Bauentwurf vom 01.12.1999 von ZWT Wasser- und Abwassertechnik
- [14] Sonderdruck Eigenüberwachung von Abwasseranlagen (Stand Juni 1996); Kläranlagen – Nachbarschaften ATV – Landesgruppe Bayern
- [15] Mau F.P (14. Auflage, 2002): EM, Fantastische Erfolge mit Effektiven Mikroorganismen in Haus und Garten, für Pflanzenwachstum und Gesundheit, Anwenderbuch; München, Arkana Verlag
- [16] Higa T. (1. Auflage, 2009): Eine Revolution zur Rettung der Erde, Mit Effektiven Mikroorganismen die Probleme unserer Welt lösen; Bremen, editionEM
- [17] EM-Anwendungen in Rosenheimer Projekt; 2. Auflage, Mai 2009
- [18] Informationen von Christoph Fischer (EM-Chiemgau)
- [19] Rackl C. (2006): Diplomarbeit: „Praktische Erfahrungen mit effektiven Mikroorganismen (EM) in Pflanzenbau und Tierhaltung“; Freising, Fachhochschule Weihenstephan

- [20] http://www.em-sued.de/ref_01.htm (6.10.2010)
- [21] http://www.em-sued.de/ref_10.htm (18.10.2010)
- [22] http://www.em-sued.de/ref_16.htm (6.10.2010)
- [23] Haslinger D (2006):Diplomarbeit zur Überprüfung der Reinigungswirkung
„EM-Effektiver® Mikroorganismen“; Wels, Fachhochschule Wels
- [24] <http://www.allesholz24.de/effektive-mikroorganismen-em/Anwedungen.htm>
(18.10.2010)
- [25] Anwendungen von eMB® in der Kläranlage Peilstein; Multikraft
- [26] Informationsblatt EM-Gewässersanierung von em-chiemgau
- [27] Das kleine ABC von eMB®; Multikraft
- [28] Anleitung EM-Vermehrung von em-chiemgau
- [29] Informationen von Lukas Hader (Multikraft)
- [30] Informationsblatt Bio-Lit von em chiemgau
- [31] Prüfberichte der Klärschlammuntersuchungen aus Petershausen
- [32] Gebrauchsanleitung LANGE FOR WATER QUALITY Küvetten – Test LCK 314
- [33] Gebrauchsanleitung LANGE FOR WATER QUALITY Küvetten – Test LCK 304
- [34] Gebrauchsanleitung LANGE FOR WATER QUALITY Küvetten – Test LCK 339
- [35] Gebrauchsanleitung LANGE FOR WATER QUALITY Küvetten – Test LCK 341
- [36] Gebrauchsanleitung LANGE FOR WATER QUALITY Küvetten – Test LCK 341
- [37] Informationen von der Kläranlage Buxheim bei Eichstätt
- [38] <http://www.buxheim.eu/orgdata.asp?naviid={1AABDB2E-EED1-4F7A-8284-3562021D3A85}> (01.03.2011)
- [39] <http://www.wasser-wissen.de/abwasserlexikon/a/anaerobier.htm> (07.03.2011)
- [40] Marktgemeindeamt St. Margarethen a. d. Raab: Report zur Klärschlamm-Reduzierung
durch Mikroorganismen Stand 19.10.2010
- [41] <http://www.stmug.bayern.de/umwelt/abfallwirtschaft/klaerschamm/index.htm>
(27.02.2011)
- [42] Klärschlammseminar in Lauingen am 28.10.2010 im BSV Bildungszentrum
- [43] Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 15.04.1992, zuletzt geändert durch Artikel 9
der Verordnung vom 9. November 2010 (BGBl. I S. 1504)
- [44] Umweltbundesamt: Daten zur Anlagentechnik und zu den Standorten der thermischen
Klärschlammmentsorgung in der Bundesrepublik Deutschland; 3. überarbeitete Auflage,
08/2004
- [45] <http://www.zvk-steinhaeule.de/> (27.02.2011)

- [46] Kügler I., Öhlinger A., Walter B.(2004): Umweltbundesamt: Dezentrale Klärschlammverbrennung; Wien
- [47] http://www.lfu.bayern.de/abfall/abfallgruppen/rekultivierung_landschaftsbau/index.htm (27.02.2011)
- [48] Broschüre Klärschlammverwertung FWE GmbH & Co.KG
- [49] Wolff H.J., Nickel K., Houy A., Lunden A., Neis U. (2009 (56), Nr. 5): Intensivierung der anaeroben Schlammstabilisierung mit Ultraschall; KA Korrespondenz Abwasser, Abfall; Bamberg, Hamburg
- [50] <http://www.azv-kinzig.de/index.php?p=klaeranlage#T6> (08.03.2011)
- [51] <http://www.wasser-wissen.de/abwasserlexikon/b/biogas.htm> (07.03.2011)
- [52] Lautenschlager H. (Sommersemester 2010): Vorlesung Technischer Umweltschutz
- [53] Broschüre von Südchemie: Elektrokinetische Desintegration
- [54] <http://www.bioserve.info/Ueberschussschlamm-Reduktion> (10.3.2011)
- [55] <http://www.bioserve.info/Studien-u-ErfahrungsBerichte/St> (10.03.2011)
- [56] <http://www.bioserve.info/Studien-u-ErfahrungsBerichte/Tenside-reduzieren-Ueberschussschlamm-53223> (10.03.2011)
- [57] Zacherl A.(05/2010): Desintegration von Klärschlamm; Zeitschrift Wasserwirtschaft Wassertechnik
- [58] Wasserlinse 11/2010: Betriebsergebnisse des Klärwerks Bruckmühl mit der elektrokinetischen Desintegration der SÜD-CHEMIE AG
- [59] Kopmann T, (2009): DWA - 6. Klärschlammstage; Thermische Hydrolyse nach Cambi-Verfahren; Amperverband, Eichenau
- [60] Informationsblatt von Bioserve: Überschussschlammauflschluss mit Tensiden (TESI); Stand: September 2008
- [61] <http://www.bioserve.info/Studien-u-ErfahrungsBerichte/Erfolgreiche-neue-Verfahrenskombination-zur-Desintegration-von-Ueberschussschlamm> (10.03.2011)
- [62] <http://www.bioserve.info/Mehr-Gas-im-Faulturm> (10.03.2011)

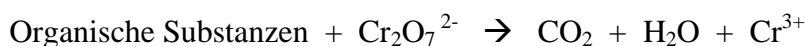
Anhang

Anhang 1: Bestimmung Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅)

Die Wasserprobe wird mit bakterienhaltigem, sauerstoffgesättigtem Wasser versetzt. Dann wird der Sauerstoffgehalt bestimmt. Der Versuchsansatz wird für 5 Tage bei 20 °C stehen gelassen, während dieser Zeit bauen die Bakterien einen Teil der organischen Inhaltsstoffe unter Sauerstoffverbrauch ab. Nach Ablauf der 5 Tage wird wieder der Sauerstoffgehalt und daraus der verbrauchte Sauerstoff bestimmt. Der Sauerstoffverbrauch wird als BSB₅ in mg O₂/L angegeben [4].

Anhang 2: Bestimmung Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)

Die Wasserprobe wird mit Schwefelsäure (H₂SO₄), Silberionen (Ag⁺) und einer definierten Menge Kaliumdichromat (K₂Cr₂O₇) versetzt. Die Silberionen sind bei der chemischen Reaktion der Katalysator und Kaliumdichromat das Oxidationsmittel. Um die organischen Stoffe im Wasser zu oxidieren, wird der Versuchsansatz für 2 Stunden unter Rückfluss bei 148° C gekocht. Dabei findet folgende Reaktion statt:



Nach dem Abkühlen wird nicht verbrauchtes Kaliumdichromat durch eine Rücktitration mit Fe²⁺ - Ionen bestimmt. Das für die Oxidationen verbrauchte Kaliumdichromat wird aus der Differenz „Volumen vorgelegtes Kaliumdichromat“ – „verbrauchtes Volumen Kaliumdichromat bei der Rücktitration“ bestimmt. Dieses Ergebnis liefert den CSB, der in mg O₂/L angegeben wird. Da der CSB auch die schwer abbaubaren Stoffe erfasst, muss der CSB immer größer als der BSB₅ sein. Der Vorteil des CSB ist, dass man im Gegensatz zum BSB₅ das Ergebnis nach ein paar Stunden bekommt [4].

Anhang 3: Eigenüberwachung [14]

Abwasserbehandlungsanlagen mit einer Ausbaugröße von 5 000 bis 19 999 EW

Ort der Untersuchung	Parameter bzw. Überprüfung	Häufigkeit der Untersuchung	Probenart	Art der Bestimmung und Durchführung
Kläranlagen-Standort	Wetter	täglich		für den Vortag aufschreiben
Zulauf	pH-Wert	kontinuierlich		tägliche Aufschreibung des 1/4 h dauernden Höchst- und Niedrigstwertes
Biologischer Teil				
- Zulauf	BSB ₅ , CSB	14 täglich	24h-Mischprobe	durchfluss-/volumenproportional, Probe aufgeschüttelt, bei fehlender Vorklärung 3 min abgesetzt
- Belebungsbecken/belüfteter Teich	Sauerstoffgehalt je Beckeneinheit	3mal arbeitstäglich	Momentwert	
	Schlammvolumen je Beckeneinheit	täglich	Stichprobe	
	Trockensubstanzgehalt, Schlammindex je Beckeninhalte	2mal wöchentlich	Stichprobe	
	Trockensubstanzgehalt, im Rücklaufschlamm	14 täglich	Stichprobe	
	mikroskopisches Bild	1mal wöchentlich		
- Tropfkörper	Beschickung	täglich		Aufschreibung der Betriebsstunden
- Tauchkörper	Sauerstoffgehalt je erste und letzte Wanneneinheit	2mal wöchentlich	Momentwert	
- Ablauf	Abwassertemperatur	täglich	Momentwert	
Ablauf	Abwasserabfluss (mit Zustimmung des Wasserwirtschaftsamt: Abwasserzufluss)	kontinuierlich		
		täglich		minimaler und maximaler Durchfluss in m ³ /h, Ablesung des Zählwerks
		monatlich		Bestimmung der Abwasser- und Schmutzwassermenge
		1mal monatlich		Fremdwasserbestimmung bei geringstem Zufluss mit Mindestabstand von 14 Tagen
Ablauf bzw. Zulauf Schönungsteich	pH-Wert	kontinuierlich		tägliche Aufschreibung des 1/4 h dauernden Höchst- und Niedrigstwertes
(bei technischen Anlagen mit nachgeschaltetem Schönungsteich)	abfiltrierbare Stoffe	2mal wöchentlich	2h-Mischprobe	entfällt bei Abwasserteichanlagen
	Sichttiefe	täglich	Momentwert	
	BSB ₅ , CSB, NH ₄ -N, NO ₃ -N, P _{gesamt} ²⁾	14 täglich	2h-Mischprobe qualifizierte Stichprobe ¹⁾	durchfluss-/volumenproportional, Probe aufgeschüttelt, Probe algenfrei ¹⁾
		1mal monatlich	24h-Mischprobe	

1) bei Abwasserteichen gemäß den a.a.R.d.T.: unbelüftet (natürlich belüftet), belüftet (technisch belüftet) und mit zwischengeschalteten biologischen Reaktoren

2) entfällt bei nachgeschaltetem Schönungsteich

Ort der Untersuchung	Parameter bzw. Überprüfung	Häufigkeit der Untersuchung	Probenart	Art der Bestimmung und Durchführung
Ablauf Schönungsteich	BSB ₅ , CSB, NH ₄ -N, NO ₃ -N, P _{gesamt}	1 mal monatlich	qualifizierte Stichprobe	Probe aufgeschüttelt
Abwasserteiche	Schlammstand	1 mal jährlich		mittlerer und geringster Wasserstand über dem Schlamm im 1. Drittel des Teiches
Schlamm- behandlungsteil	Beschickung	täglich		Aufschreibung der Rohschlammmenge in m ³
	Temperatur	kontinuierlich		täglich Aufschreibung des 1/4 h dauernden Höchst- und Niedrigstwertes
	pH-Wert	arbeitstäglich	Momentwert	
	Schlamm-trocken- substanz, Glühverlust	1 mal monatlich		von Rohschlamm und stabilisiertem Schlamm
	Gasanfall	täglich		in m ³
	CO ₂ bzw. CH ₄ (Faulgas)	3 mal wöchentlich	Momentwert	
	Schlamm-entnahme	täglich		Aufschreibung von Datum, Menge und Verbleib von Schlamm und Trübwasser, Nachweis der Schlammstabilisierung ³⁾
Gesamtanlage	Klärschlammabgabe (naß, entwässert)	bei Abgabe		Aufschreibung von Datum, Menge, Trockensubstanzgehalt, Abnehmer und Ort der Verbringung
	Sieb-, Rechengut, Sandfanggut	bei Abgabe		Aufschreibung von Datum, Menge und Verbleib
	Energieverbrauch (gesamt) Stromverbrauch max. Stromentnahme	täglich		Aufschreibung von kWh und max. kW für die gesamte Anlage und den biologischen Teil (einschließlich Rücklauf)

³⁾ bei Anlagen mit gemeinsamer aerober Schlammstabilisierung

[14]

Anhang 4:

Ergebnisse der Analyse des Gesteinsmehls Bio-Lit durch das Institut für Geologie und Paläontologie der Universität Innsbruck:

Kieselsäure (SiO ₂)	53,89 %
Phosphor (P ₂ O ₅)	0,45
Kalium (K ₂ O)	1,68 %
Calcium (CaO)	4,52 %
Magnesium (MgO)	4,72 %
Natrium (Na ₂ O)	4,01 %
Aluminium (Al ₂ O ₃)	13,93 %
Eisen (Fe ₂ O ₃)	9,13 %
Mangan (MnO)	0,20 %

[29]

Anhang 5: Übersicht der jährlichen Überschussschlammengen und der Entsorgungskosten

Jahr	Klär- schlamm nass [m ³]	TS- Gehalt Nass- schlamm [%]	Schlamm entwässert [t]	Klärschlamm- menge mit 100 % TS [m ³]	Preis m ³ Nass- schlamm [€]	Preis Entwässerung 5,90 €/m ³ [€]	Preis Verwertung 48,50 €/t [€]	Entsorgung ohne MwSt. [€]	MwSt. [%]	Endpreis Entsorgung [€]
2002	3207	3,7	424	119	-	18921	20564	39485	16	45803
2003	5870	3,2	702	188	-	34633	34047	68680	16	79669
2004	3548	2,3	374	82	-	20933	18139	39072	16	45324
2005	3543	2,9	429	103	-	20904	20807	41710	16	48384
2006	3210	3,0	387	96	-	18939	18770	37709	16	43742
2007	1293	3,0	183	39	-	7629	8876	16504	19	19640
2008	1053	2,3	115	24	-	6213	5578	11790	19	14030
2009	1331	2,6	120	35	11,94	-	-	15892	19	18912
2010	1103	3,8	161	42	13,16	-	-	14515	19	17273

Anhang 6: Kostenvergleichsrechnung für die Entsorgung: Anhand der Mittelwerte von den Klärschlämmen 2002–2006

Jahr(e)	Mittelwert Klärschlamm nass [m ³]	Mittelwert Schlamm entwässert [t]	Preis pro m ³ Nass- schlamm [€]	Preis Entwässerung 5,90 €/m ³ [€]	Preis Verwertung 48,50 €/t [€]	Entsorgung ohne MwSt. [€]	MwSt. [%]	Endpreis Entsorgung [€]
2002 - 2006	3876	463	-	22866	22465	45331	16	52584
2007 - 2008	3876	463	-	22866	22465	45331	19	53944
2009	3876	463	11,94	-	-	46275	19	55067
2010	3876	463	13,16	-	-	51003	19	60693

⇒ Bezogen auf eine konstante Klärschlammmenge (Klärschlamm nass: 3876 m³) sind die Entsorgungskosten von 2007–2010 um etwa 13 % gestiegen.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Start Schlammvolumenversuch	11
Abbildung 2: Schlammvolumen nach 30 Minuten	11
Abbildung 3: Filtration Belebtschlamm	11
Abbildung 4: Trocknen und wiegen des Filters	11
Abbildung 5: Belebungsverfahren	13
Abbildung 6: Grundriss Biocos-Verfahren [10]	13
Abbildung 7: Umlaufphase (U) und Vorabsetzphase (V) im B-Becken mit dem SU1-Becken	14
Abbildung 8: Abzugsphase (A) im SU2-Becken	14
Abbildung 9: verschobene Phasen im SU-Becken [8]	15
Abbildung 10: Luftbildaufnahme der Kläranlage Petershausen [12]	16
Abbildung 11: Ortsnetz Petershausen	17
Abbildung 12: Sicht in den offenen Thermoschrank mit Rührer	19
Abbildung 13: Fließschema Kläranlage Petershausen [13]	21
Abbildung 14: Sieb – Sandfang – Kompaktanlage	22
Abbildung 15: B-Becken belüftet	23
Abbildung 16: SU-Becken in der V-/A-Phase	23
Abbildung 17: Veränderung der Klärschlammmenge nass (siehe: Werte aus der Tabelle im Anhang 5)	33
Abbildung 18: Veränderung der Klärschlammmenge bezogen auf 100 % TS-Gehalt (siehe: Werte aus der Tabelle im Anhang 5)	33
Abbildung 19: Veränderung der Klärschlamm Entsorgungskosten (siehe: Werte aus der Tabelle im Anhang 5)	34
Abbildung 20: Endes des Rohres (Ruhestellung)	36
Abbildung 21: Absenken des Abzugrohres	36
Abbildung 22: Abzugsrohr in der Position zum Trübwasserabzug	36

Abbildung 23: Trübwasser: links ohne EM und rechts mit EM	37
Abbildung 24: Küvetten im Thermostat	38
Abbildung 25: Küvette im Photometer	38
Abbildung 26: Luftbildaufnahme der Kläranlage in Buxheim [38]	43
Abbildung 27: Faulbehälter der Kläranlage Biberach [50]	52
Abbildung 28: Schema eines Faulbehälters [2]	53
Abbildung 29: Tensid-Molekül [55]	55
Abbildung 30: Zellmembran [55]	55
Abbildung 31: 2 Hochleistung – Ultraschallreaktoren [49]	58
Abbildung 32: aufgedeckte Ultraschalleinheit [49]	58
Abbildung 33: Ladungsverteilung in der Desintegrationseinheit [58]	58
Abbildung 34 : Positionsänderung des Schlammpartikels während der Behandlung [53]	58
Abbildung 35: Desintegrationsanlage mit Exzentrerschneckenpumpe [58]	59

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Vergleich der Ablaufwerte vom 31.08.2010 (Probenname zeitproportional 10-12 Uhr) [5]	33
Tabelle 2: Jährliche Klärschlammengen und Entsorgungskosten	33
Tabelle 3: Trübwasser - Messung vom 28.02.2011	36
Tabelle 4: Jährliche Klärschlammengen und Entsorgungskosten [29]	45
Tabelle 5: Entwicklung der Klärschlammverwertung in Bayern von 1997 bis 2008 [41]	47

Name: Ingeborg Henrich

geb. 21.10.1981

Matr. Nr.: 15368107

07CTB im WS 2010/2011

Erklärung

gemäß § 13 Abs. 5 RaPO

Hiermit erkläre ich, dass ich die Bachelorarbeit selbstständig verfasst, noch nicht anderweitig für Prüfungszwecke vorgelegt, keine anderen als die angegebenen Quellen oder Hilfsmittel benützt sowie wörtliche und sinngemäße Zitate als solche gekennzeichnet habe.

Ort, Datum

Unterschrift