

Optimierung der Reinigungsleistung einer SBR-Anlage mit Hilfe eines tauchfähigen UV/VIS-Spektrometers

Diplomarbeit zur Erlangung des akademischen Grades Diplomingenieur

eingereicht von:

Suchomel Peter - Matr.Nr.: 8953037

Betreuer: Univ.Prof.Dipl.-Ing.Dr Raimund Haberl

Dipl.-Ing. Alexander Pressl

Vorwort:

Diese Diplomarbeit wurde am Institut für Wasserversorgung, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft, Abteilung für Siedlungswasserbau, Industrierwasserwirtschaft und Gewässerschutz der Universität für Bodenkultur Wien durchgeführt. Die Betreuung erfolgte durch Ao.Univ.Prof.Dipl.-Ing.Dr Raimund Haberl.

Ich möchte an dieser Stelle allen danken, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben und mir beim Umbau, sowie der Beobachtung der Anlage geholfen haben. Im besonderen gilt dieser Dank Dipl.-Ing. Alexander Pressl und Dipl.-Ing. Dr. Günter Langergraber, sowie der Werkstätten-Belegschaft.

Mein Dank gilt natürlich auch meinen Eltern, die mir dieses Studium ermöglicht haben, und meiner Frau, die das nötige Verständnis aufgebracht hat, um die Diplomarbeit zu beenden.

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG	1
1.1	DER MENSCH UND DER WASSERKREISLAUF.....	1
1.2	ENTWICKLUNG DES WASSERRECHTS AUF EUROPÄISCHER EBENE	2
1.2.1	<i>Ausgangssituation</i>	2
1.2.2	<i>Qualitätsorientierte Wasserrichtlinien</i>	3
1.2.3	<i>Emissionsorientierte Wasserrichtlinien</i>	3
1.2.4	<i>Die Entwicklung der europäischen Wasserpolitik in den 90er-Jahren</i>	4
1.2.5	<i>Das Prinzip der Nachhaltigkeit</i>	5
1.3	DER EU-BEITRITT ÖSTERREICHS UND DIE DAMIT VERBUNDENEN RECHTLICHEN VERÄNDERUNGEN FÜR DAS ÖSTERREICHISCHE WASSERRECHT.....	6
1.3.1	<i>Wasserrechtsgesetz</i>	7
1.3.2	<i>Emissionsverordnungen des Bundes</i>	7
1.4	KURZBESCHREIBUNG VON ABWASSERSAMMELVERFAHREN	9
1.4.1	<i>Mischverfahren</i>	9
1.4.2	<i>Trennverfahren</i>	9
1.5	VORSTELLUNG EINIGER AEROBER ABWASSERREINIGUNGSVERFAHREN	10
1.5.1	<i>Biofilmverfahren</i>	10
1.5.2	<i>Belebungsverfahren</i>	11
2	AUFGABENSTELLUNG.....	13
3	BEISPIELE FÜR STEUERUNGEN UND REGELUNGEN IN SBR-ANLAGEN	15
3.1	SBR-ANLAGE NÜRBURGRING, FORMEL 1 – RENNSTRECKE (ALEX, 2002)	15
3.2	SBR-ANLAGE MESSEL (WIESE, 2003).....	16
4	WAS IST EINE SBR-ANLAGE	18
4.1	RÜCKBLICK AUF DIE ENTWICKLUNG DES SBR-VERFAHRENS	18
4.2	VERFAHRENSBESCHREIBUNG	20
4.2.1	<i>Zyklus und Prozessphasen</i>	21
4.2.2	<i>Prozessparameter</i>	22
4.3	VERFAHRENSVARIANTEN	22
4.3.1	<i>Kontinuierliche Abwasserzuführung (Beschickungsdauer = Zyklusdauer)</i>	22
4.3.2	<i>Alternierende Beschickung</i>	23
4.3.3	<i>Kurzzeit-Beschickung</i>	25
4.4	BEMESSUNG UND BETRIEB VON SBR-ANLAGEN.....	26
4.5	STOFFUMSÄTZE BEI DER BIOLOGISCHEN ABWASSERREINIGUNG	28
4.5.1	<i>Chemische Beschaffenheit des häuslichen Abwassers</i>	28
4.5.2	<i>Frachten und Konzentrationen im Abwasser</i>	30
4.5.3	<i>Beteiligte Mikroorganismen</i>	30
5	VORSTELLUNG DER VERSUCHSKLÄRANLAGE IM TECHNIKUM	34
5.1	DURCHGEFÜHRTE UMBAUARBEITEN AN DER VERSUCHSKLÄRANLAGE.....	34
5.2	ELEMENTE DER VERSUCHSANLAGE.....	35
5.2.1	<i>Zulaufkonstruktion</i>	35
5.2.2	<i>Reaktor</i>	35
5.2.3	<i>Ablaufkonstruktion</i>	37
5.2.4	<i>Rührwerk</i>	40

5.2.5	<i>Belüftungseinrichtung</i>	40
5.3	AUSRÜSTUNG ZUR ÜBERWACHUNG DER VERSUCHSKLÄRANLAGE.....	42
5.3.1	<i>Temperaturmessung</i>	42
5.3.2	<i>Sauerstoffmessung</i>	43
5.3.3	<i>pH-Wert-Messung</i>	43
5.3.4	<i>Redox-Messung</i>	44
5.3.5	<i>Leitfähigkeitsmessung</i>	44
5.3.6	<i>Datenerfassung</i>	45
5.3.7	<i>Schwimmerschalter</i>	45
5.3.8	<i>Manuelle Stickstoffmessung</i>	46
5.3.9	<i>Automatische Nitrat-Stickstoffmessung</i>	46
5.4	DATEN DER VERSUCHSKLÄRANLAGE.....	54
5.4.1	<i>Kläranlagentyp</i>	54
5.4.2	<i>Zyklusfolge zu Beginn der Versuchsphase</i>	54
5.4.3	<i>Reaktorgeometrie</i>	55
5.4.4	<i>Belastung der Versuchskläranlage</i>	55
5.4.5	<i>Hydraulische Belastung</i>	55
5.4.6	<i>Organische Belastung</i>	55
5.4.7	<i>Sauerstoffzufuhr</i>	57
5.5	BEWERTUNG DER QUALITÄT DES SAUERSTOFFZUFUHRSYSTEMS IN DER VERSUCHS- KLÄRANLAGE	58
5.5.1	<i>Begriffsbestimmungen</i>	59
5.5.2	<i>Vorstellung der Absorptionsmessung</i>	62
5.5.3	<i>Vorstellung der Desorptionsmessung</i>	64
5.5.4	<i>Begründung für die Verfahrenswahl</i>	64
5.5.5	<i>Auswertung der Messungen</i>	65
6	PRÜFUNG DER TAUGLICHKEIT DES UV/VIS-SPEKTROMETERS ZUR WARTUNGSFREIEN BEOBACHTUNG IM LANGZEITBETRIEB	71
6.1	VERSUCHSAUFBAU.....	71
6.2	AUSGANGSSITUATION (VERSUCH 1)	72
6.3	VERKÜRZUNG DER BELÜFTUNGSZEIT (VERSUCH 2).....	75
6.4	WEITERE VERKÜRZUNG DER BELÜFTUNGSPHASE UND MISCHPHASE (VERSUCH 3).....	76
7	ERGEBNISSE	78
7.1	TEMPERATUR	78
7.2	SAUERSTOFFGEHALT	79
7.3	PH-WERT	81
7.4	LEITFÄHIGKEIT.....	82
7.5	REDOX-POTENTIAL	83
7.5.1	<i>Nutzung des Redoxpotentials in der Abwassertechnik</i>	86
7.5.2	<i>Nachteile einer Redoxpotential-Regelung</i>	86
7.6	NITRATGEHALT (MANUELLE MESSUNG)	86
7.7	ZUSAMMENHÄNGE ZWISCHEN DEN EINZELNEN PARAMETERN.....	89
7.7.1	<i>Zusammenhang Sauerstoffgehalt – Redoxpotential</i>	89
7.7.2	<i>Zusammenhang Nitratgehalt – Redoxpotential</i>	89

8	SICHTBARMACHEN DES EINSARPOTENTIALS DURCH VERÄNDERUNG DER PHASEDAUER UND -ABFOLGE	90
8.1	ALLGEMEIN.....	90
8.2	ERHÖHUNG DER DENITRIFIKATIONSLEISTUNG DURCH WAHL EINES ANDEREN DENITRIFIKATIONSVERFAHRENS	91
8.3	NACHGESCHALTETE DENITRIFIKATION DURCH ZUDOSIERUNG EINER EXTERNEN KOHLENSTOFFQUELLE	92
8.3.1	<i>Berechnung der theoretischen Menge:</i>	92
8.3.2	<i>Versuch A</i>	94
8.3.3	<i>Versuch B</i>	97
8.3.4	<i>Versuch C</i>	99
8.3.5	<i>Versuch D</i>	101
9	AUFGETRETENE PROBLEME WÄHREND DER VERSUCHE.....	103
9.1	PROBLEME MIT DER ZUDOSIERUNG VON ETHANOL	103
9.2	PROBLEME MIT DER STEUERUNG DER VERSUCHSKLÄRANLAGE	103
10	DISKUSSION.....	105
10.1	TAUGLICHKEITSPRÜFUNG DES UV/VIS-SPEKTROMETERS ZUR WARTUNGSFREIEN BEOBACHTUNG IM LANGZEITBETRIEB.....	105
10.2	PRÜFUNG EINER BESCHLEUNIGUNG DER DENITRIFIKATION DURCH ZUDOSIERUNG EINER EXTERNEN KOHLENSTOFFQUELLE	105
10.3	PRÜFUNG ZUR OPTIMIERUNG DER ANLAGENKAPAZITÄT DURCH REDUKTION DER PHASEDAUERN AUF DAS NOTWENDIGE MINIMUM.....	106
11	ZUSAMMENFASSUNG	108
11.1	TAUGLICHKEITSPRÜFUNG EINES TAUCHFÄHIGEN UV/VIS-SPEKTROMETERS ZUR WARTUNGSFREIEN BEOBACHTUNG IM LANGZEITBETRIEB.....	108
11.2	ERHÖHUNG DER DENITRIFIKATIONSLEISTUNG DURCH ZUDOSIERUNG EINER EXTERNEN KOHLENSTOFFQUELLE (NACHGESCHALTETE DENITRIFIKATION).....	109
11.3	AUSBLICK	109
12	ABBILDUNGSVERZEICHNIS	110
13	LITERATURVERZEICHNIS.....	112
14	ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS.....	118
15	ANHANG.....	119
15.1	LOKALE KALIBRATION: MESSERGEBNISSE DES UV/VIS-SPEKTROMETERS	120
15.1.1	<i>Probenahme 1</i>	120
15.1.2	<i>Probenahme 2</i>	122
15.1.3	<i>Probenahme 3</i>	125
15.2	SAUERSTOFFEINTRAG - REINWASSERVERSUCHE.....	128
15.2.1	<i>Messergebnisse und Berechnung der Mittelwerte Stufe 1</i>	128
15.2.2	<i>Messergebnisse und Berechnung der Mittelwerte Stufe 2</i>	130
15.2.3	<i>Messergebnisse und Berechnung der Mittelwerte Stufe 3</i>	132
15.2.4	<i>Messergebnisse und Berechnung der Mittelwerte Stufe 4</i>	134
15.3	SAUERSTOFFEINTRAG – BELEBTSCHLAMMVERSUCHE.....	136
15.3.1	<i>Messergebnisse und Berechnung der Mittelwerte Stufe 1</i>	136

15.3.2	<i>Messergebnisse und Berechnung der Mittelwerte Stufe 2</i>	138
15.3.3	<i>Messergebnisse und Berechnung der Mittelwerte Stufe 3</i>	140

1 Einleitung

1.1 Der Mensch und der Wasserkreislauf

Süßwasser gibt es auf der Erde in ausreichender Menge, jedoch nicht gleichmäßig verteilt. Es befindet sich in einem ewigen Kreislauf, der durch die Sonnenenergie in Gang gehalten wird. Das vom Meer und Land verdunstende Wasser kommt in die Atmosphäre, wird dort verfrachtet und erreicht als Niederschlag die Erde, gelangt in Oberflächengewässer oder über den Boden in das Grundwasser.

Beim Durchgang durch die Atmosphäre nimmt es verschiedene Gase auf, beim Durchgang durch den Erdboden werden Stoffe gelöst, die die Güte des Wassers verändern. Diese Veränderungen sind natürlichen Ursprungs.

Verunreinigungen können durch feste (z.B.: Deponien), flüssige (z.B.: Abwässer), oder gasförmige Einträge (z.B.: Verbrennungsanlagen) in das Wasser gelangen, durch Jauche, tierischen Mist, Senkgrubenhalt und häusliches Abwasser auch Krankheitserreger. Diese Veränderungen werden durch menschliche Einflüsse hervorgerufen.

Für Trink- und Nutzzwecke stellen Grund- und Oberflächenwässer, in entsprechenden Klimazonen auch Niederschlagswässer das Wasser-Reservoir dar.

Der Mensch scheidet das aufgenommene Wasser in gasförmigem und flüssigem Zustand aus. Das von Haushalt, Gewerbe und Industrie genutzte Wasser, aber auch Regenwasser werden anorganisch und organisch belastet zum Abwasser.

Bei nicht ausreichender Abwasserreinigung können Oberflächengewässer, Grundwasser und Meerwasser kontaminiert werden (WEBER und FLAMM, 1994).

Um die Verschmutzung dieser Wasserkörper zu minimieren, müssen Anlagen gebaut werden deren Aufgabe es ist das vom Menschen verschmutzte Wasser zu sammeln und anschließend zu reinigen.

Damit das in diesen Anlagen behandelte Wasser einheitlichen Qualitätsanforderungen entspricht und nach seiner Einleitung die Wasserkörper nicht mit Schadstoffen belastet, wurden Gesetze und Richtlinien geschaffen, die Mindeststandards für die Behandlung und Einleitung von Wasser vorschreiben.

Nachfolgend soll kurz darauf eingegangen werden, wie sich die rechtlichen Bedingungen auf europäischer und nationaler Ebene entwickelt haben.

1.2 Entwicklung des Wasserrechts auf europäischer Ebene

Der Gewässerschutz gilt nicht nur als der älteste, sondern auch als der am vollständigsten erfasste Bereich in der europäischen Umweltpolitik. Seit Beginn der europäischen Wasserpolitik Anfang der 70er Jahre sind bis Mitte der 90er Jahre auf europäischer Ebene über dreißig Richtlinien verabschiedet worden, die den Wasserbereich direkt oder indirekt betreffen (BROCKMANN, 2003).

1.2.1 Ausgangssituation

Ende der 60er Jahre waren viele europäische Flüsse an die Grenzen ihrer Belastbarkeit gelangt. Die zunehmende Gewässerverschmutzung brachte nicht nur ökologische Schäden mit sich, sondern führte auch zu Problemen bei der Trinkwasserversorgung.

Die Aufbereitung des verunreinigten Wassers wurde aus technischer Sicht immer aufwendiger und teurer, während gleichzeitig der Wasserbedarf anstieg.

So beschlossen Anfang der 70er-Jahre die europäischen Staats- und Regierungschefs ein gemeinsames Vorgehen im Bereich des Umweltschutzes und sie beauftragten die Gemeinschaftsorgane mit der Erarbeitung eines Umweltaktionsprogramms.

Im **ersten Umweltaktionsprogramm** wurden mehrere **Grundprinzipien** gemeinschaftlichen Handelns aufgeführt, wobei die wichtigsten umweltpolitischen Handlungskriterien

- das **Vorbeugeprinzip** (Umweltbelastungen sollen von vornherein vermieden werden),
- das **Ursprungsprinzip** (Umweltbelastungen sollen möglichst schon an der Quelle bekämpft werden),
- das **Verursacherprinzip** (der Verursacher hat die Kosten für die Vermeidung von Umweltschäden zu tragen),

sowie die Vermeidung grenzüberschreitender Verschmutzungen waren.

Die Sanierung und Reinhaltung der Gewässer sollte auf **drei Strategien** beruhen.

- Für die verschiedenen Nutzungsarten der Gewässer sollten Qualitätsstandards festgelegt werden, um schädigende Wirkungen für den Menschen oder andere Lebewesen zu vermeiden.
- Kontrolle von an der Gewässerverschmutzung beteiligten Industrieanlagen (Punktquellen), wobei die Einleitung von Schadstoffen in die Gewässer vorrangig reguliert werden sollte.

- Besonders gewässerbelastende Industriesektoren, wie die Papier- und Zellstoffindustrie, sollten durch den Einsatz neuer Technologien und eine Umstellung auf umweltfreundliche Produktionsverfahren ressourcenschonender produzieren.

Da Unterschiede zwischen den nationalen Rechtsvorschriften, die in den verschiedenen Mitgliedsstaaten galten, zu ungleichen Wettbewerbsbedingungen führten, war es erforderlich, eine Angleichung der Rechtsvorschriften vorzunehmen und ein **gemeinsames Wasserrecht** zu erarbeiten.

1.2.2 Qualitätsorientierte Wasserrichtlinien

Die meisten der frühen Wasserrichtlinien waren sehr stark nutzungsbezogen und zielten auf den Erhalt der Qualität unterschiedlicher Gewässerarten ab, wobei der Gewässerschutz eng mit dem Schutz der menschlichen Gesundheit verknüpft war. Beispiele hierfür sind:

- die Richtlinie über die Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung – RL 75/440 (EU, 1975),
- die Richtlinie über die Qualität der Badegewässer - RL 2006/7 (EU, 2006),
- die Richtlinie über die Qualität von Trinkwasser - RL 98/83 (EU, 1998),
- die Richtlinie über die Qualitätsanforderungen an Muschelgewässer - RL 79/923 (EU, 1979).

In diesen Richtlinien wurden für die jeweiligen Gewässernutzungen bestimmte Qualitätsziele und im Sinne von Mindestanforderungen konkrete Qualitätsstandards festgelegt. In der Regel handelte es sich hierbei um **zahlenmäßig festgelegte Konzentrationsangaben**, d.h. für bestimmte chemische, biologische und physikalische Parameter wurden konkrete Höchstmengen festgelegt, die nicht überschritten werden durften.

1.2.3 Emissionsorientierte Wasserrichtlinien

Die zweite Strategie betraf die Emissionskontrolle und zielte darauf ab, die von industriellen Anlagen ausgehende Verschmutzung der Gewässer an ihrem Ursprung zu bekämpfen. Die Konkretisierung dieser Strategie erfolgte in der Richtlinie über den Schutz der Gewässer vor gefährlichen Stoffen - RL 76/464 (EU, 1976b).

In einer „**schwarzen Liste**“ (Liste I) wurden insbesondere langlebige, toxische und bioakkumulierbare Stoffe aufgeführt, deren Ableitung in die Gewässer langfristig beseitigt werden sollte.

Für diese gefährlichen Stoffe sollten auf Gemeinschaftsebene einheitliche Emissionsgrenzwerte festgelegt und die Mitgliedstaaten verpflichtet werden, diese bei der Genehmigung industrieller Anlagen anzuwenden. Außerdem sollte die Verschmutzung der Gewässer durch die weniger gefährlichen Stoffe der „**grauen Liste**“ (Liste II) verringert werden.

1.2.4 Die Entwicklung der europäischen Wasserpolitik in den 90er-Jahren

Ende der 80er-Jahre war zwar die industriewirtschaftlich bedingte Verschmutzung der Gewässer zurückgegangen, aber gleichzeitig waren die Gewässer neuen Belastungen ausgesetzt.

So bewirkte die Überversorgung der Gewässer mit Nährstoffen aus der Landwirtschaft und den kommunalen Abwässern eine zunehmende Eutrophierung der Flüsse und Seen.

Die Ausweitung der Intensivlandwirtschaft bewirkte zudem eine erhebliche Verschmutzung des Grundwassers mit Nitraten und Pestiziden.

Mit der Richtlinie zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (Nitratrichtlinie) – RL 91/676 (EU, 1991b) sollte diese Entwicklung eingebremst werden, wobei die Richtlinie sowohl auf die Sicherung der Trinkwasserquellen als auch auf den Schutz vor ökologischen Schäden abzielte. Maßnahmen, wie die Begrenzung für das Ausbringen von Düngemitteln und Gülle auf landwirtschaftliche Flächen wurden darin beschlossen.

Schwerpunkthemen dieser Zeit waren daher:

- Das Ziel einer **integrierten Wasserwirtschaft**, die sowohl den Schutz und die Verbesserung der Gewässergüte zum Ziel hat, als auch die damit in engem Zusammenhang stehenden Probleme der quantitativen Gewässerbewirtschaftung berücksichtigt.
- Die **Erarbeitung gemeinschaftlicher Rechtsvorschriften**, die auf eine Verbesserung der ökologischen Gewässerqualität abzielen sollten.
- Maßnahmen zur **Reinigung der kommunalen Abwässer**, da der Reduzierung des Nährstoffeintrags in die Gewässer bisher ungenügend Aufmerksamkeit geschenkt

wurde. In der Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser (Kommunalabwasserrichtlinie) – RL 91/271 (EU, 1991a) wurden Mindeststandards für die Sammlung, Behandlung und Einleitung kommunaler Abwässer festgelegt, um die Umwelt vor den schädlichen Auswirkungen dieser Abwässer zu schützen.

Ziel sollte sein, dass bis zu einem bestimmten Zeitpunkt alle größeren Kommunen mit einer Kanalisation ausgestattet und die gesammelten Abwässer vor der Einleitung in die Gewässer einer bestimmten vorgegebenen Behandlung unterzogen werden müssen.

Außerdem sollten auf Gemeinschaftsebene einheitliche Mindestemissionsgrenzwerte festgelegt werden, die bei der Einleitung der gereinigten Abwässer berücksichtigt werden müssen.

- Maßnahmen zur **Verringerung der Grundwasserverschmutzung**, wobei sich diese vor allem auf Nitrate und Pflanzenschutzmittel aus der Landwirtschaft beziehen sollten.

1.2.5 Das Prinzip der Nachhaltigkeit

Im **Vertrag über die Europäische Union**, der im Februar 1992 in **Maastricht** unterzeichnet worden war, wurde als neues Ziel der Gemeinschaft die Förderung eines beständigen und umweltverträglichen Wachstums genannt.

Das **Vorsorgeprinzip** wurde als neues umweltpolitisches Handlungskriterium aufgenommen und das **Ursprungsprinzip** sowie das **Integrationsprinzip** wurden bezüglich ihres verpflichtenden Charakters gestärkt.

Bezugnehmend auf das gemeinschaftliche Wasserrecht kündigte die Kommission an, dass sie alle qualitätsorientierten Wasserrichtlinien aktualisieren und vereinfachen werde. Unter Berücksichtigung des Kriteriums der Verhältnismäßigkeit sollten die bestehenden Wasserrichtlinien durch **Rahmenrichtlinien** über die Gewässerqualität ersetzt werden.

1.3 Der EU-Beitritt Österreichs und die damit verbundenen rechtlichen Veränderungen für das österreichische Wasserrecht

Mit dem Beitritt Österreichs 1995 zur Europäischen Union wurde eine Reihe von Richtlinien wirksam bzw. wurden in der Zeit nach dem Beitritt beschlossen, die in direktem oder indirektem Zusammenhang mit der Abwasserableitung und -behandlung stehen (SIG, 1999).

Diese Richtlinien haben Verfassungsstatus und müssen durch entsprechende Gesetze in Österreich umgesetzt werden.

Die im Folgenden angeführten Richtlinien sollen noch einmal als Beispiele dafür angesehen werden:

- **Wasserrahmenrichtlinie - RL 2000/60 (EU, 2000):**

Ziel ist die Vermeidung einer langfristigen Verschlechterung von Güte und Menge des Süßwassers, um eine Verbesserung und nachhaltige Bewirtschaftung der Süßwasserressourcen sicherzustellen.

- **Kommunalabwasserrichtlinie – RL 91/271 (EU, 1991a):**

Alle Gemeinden über 2000 Einwohnergleichwerte müssen bis zum 31. Dezember 2005 mit einer Kanalisation ausgestattet sein und die gesammelten Abwässer vor dem Einleiten in ein Gewässer einer Zweitbehandlung oder einer gleichwertigen Behandlung unterzogen werden.

Für Gemeinden mit weniger als 2000 EGW ist eine geeignete Behandlung von Abwasser bis zum 31. Dezember 2005 gefordert, wenn in ein Binnengewässer eingeleitet wird. Diese Behandlung muss sicherstellen, dass das aufnehmende Gewässer den maßgeblichen Qualitätszielen entspricht (**immissionsseitige Betrachtung**).

- **Weitere Richtlinien:**

- Richtlinie über die Qualität der Badegewässer - RL 2006/7 (EU, 2006)
- Richtlinie über gefährliche Stoffe – RL 76/464 (EU, 1976b)
- Grundwasser-Richtlinie – RL 80/68 (EU, 1980a)
- Nitratrichtlinie – RL 91/676 (EU, 1991b)

1.3.1 Wasserrechtsgesetz

Der Schutz der Gewässer vor Verunreinigung und Übernutzung ist ein öffentliches Interesse.

Dieses öffentliche Interesse wird aus gesetzlicher Hinsicht vom WRG 1959 (BGBl. Nr. 215/1959 i.d.g.F.) und den diesbezüglichen Verordnungen auf Bundesebene wahrgenommen. Die Vollziehung der Gesetze erfolgt aufgabenbezogen auf Bundes-, Landes- und Bezirksebene.

Die Zielsetzungen des Gewässerschutzes sind in den Bestimmungen

- der Richtlinien des Rates der Europäischen Union,
- des Wasserrechtsgesetzes mit den ergänzenden Verordnungen,
- der Raumordnungsgesetze der Länder,
- der Grundwasserschutzprogramme und
- diverser Sanierungsprogramme

festgelegt und erfordern langfristig die Realisierung einer flächendeckenden Abwasserentsorgung und Abwasserreinigung, welche an den Stand der Technik angepasst ist.

1.3.2 Emissionsverordnungen des Bundes

Die derzeit in Österreich gültigen Emissionsverordnungen beruhen prinzipiell auf dem WRG 1959 (BGBl. Nr. 215/1959 i.d.g.F.) und den rechtskräftigen wasserbezogenen EU-Richtlinien:

- In der **Verordnung über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (BGBl. Nr. 186/1996)** werden auf Grund des Wasserrechtsgesetzes der Geltungsbereich, Begriffsbestimmungen, allgemeine Grundsätze der Behandlung von Abwasser und Abwasserinhaltsstoffen, die generellen wasserwirtschaftlichen Anforderungen an die Abwasserbehandlung (Stand der Rückhalte- und Reinigungstechnik), sowie die Emissionsbegrenzungen festgelegt. Es werden allgemeine, anorganische und organische Parameter, die nach vorgegebenen Analyseverfahren regelmäßig zu bestimmen sind, unterschieden. Maßgeblich für die Parameterauswahl ist ein Inhaltsstoff oder eine Eigenschaft, wenn er (sie) für das Abwasser typisch und kennzeichnend ist, er (sie) im Abwasser tatsächlich auftritt und bei ihm (ihr) die Gefahr der Überschreitung einer verordneten Emissionsbegrenzung besteht.

Der Anwendungsbereich für die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen wird eigens festgelegt. Abwässer, die aus Herkunftsbereichen stammen, für die die Emissionsbegrenzungen der Verordnung nicht gelten, sollen durch gesonderte Verordnungen reglementiert werden.

Beispiele dafür sind:

- Die **Verordnung über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (BGBL Nr. 210/1996)**.

Es werden Abwasserreinigungsanlagen zunächst größenmäßig nach Einwohnergleichwerten unterschieden. Des weiteren sind die Emissionsbegrenzungen für BSB₅, CSB, NH₄-N, gesamter gebundener Stickstoff und Gesamtphosphor angegeben und mit definierten Methodevorschriften zu kontrollieren. Abhängig von der Anlagengröße werden zusätzlich Wirkungsgrade vorgegeben, die festlegen um welchen Anteil bestimmte Parameter aus der zufließenden Fracht abgebaut werden müssen.

- Die **Verordnung über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen von Einzelobjekten in Extremlage (BGBL. Nr. 869/1993)**.

Erst wird der Begriff „Extremlage“ definiert und anschließend im Anhang die Emissionsbegrenzungen für bestimmte Parameter festgelegt.

- Die **Verordnung über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus der Herstellung von gebleichtem Zellstoff (BGBL. Nr. 219/2000)**.

Diese Verordnung wird auch als „**branchenspezifische Verordnung**“ bezeichnet. Erst wird der Geltungsbereich festgelegt, bzw. die Branche definiert und danach im Anhang die branchentypischen Parameter und deren Emissionsbegrenzungen aufgelistet.

1.4 Kurzbeschreibung von Abwassersammelverfahren

Zur Sammlung, Ableitung und Zuführung zur Abwasserreinigung können zwei Haupttypen unterschieden werden:

1.4.1 Mischverfahren

Schmutz- und Regenwasser werden gemeinsam gesammelt und abgeleitet. Kennzeichnend sind große Rohrquerschnitte zur Ableitung großer Spitzenabflüsse, eine besondere Gerinneausführung zur besseren Ableitung des Schmutzwassers bei Trockenwetter und die Notwendigkeit von Mischwasserentlastungsanlagen.

Vorteile:

- nur ein Kanalnetz
- vor allem im urbanen Bereich wird ein großer Teil des in diesen Gebieten verschmutzten Regenwassers behandelt
- keine Fehlanlüsse

Nachteile:

- Teilfüllung bei Trockenwetterabfluss hydraulisch ungünstig (Ablagerungsgefahr)
- großer Rohrquerschnitt ist schwieriger zu reinigen
- hohe Baukosten durch teure Sonderbauwerke
- Verunreinigung der Gewässer durch Mischwasserausleitungen bei extremen Regenfällen

1.4.2 Trennverfahren

Schmutz- und Regenwasser werden in getrennten Rohrsystemen abgeleitet. Der Regenwasserkanal verfügt über einen großen Rohrquerschnitt zur Ableitung hoher Spitzenabflüsse. Die Einleitung unverschmutzten Regenwassers – in erster Linie im ländlichen Raum – kann direkt in den Vorfluter erfolgen. Der Schmutzwasserkanal verfügt über einen relativ kleinen Rohrquerschnitt aufgrund weitgehend gleichbleibender Abflussmengen. Die Einleitung in den Vorfluter erfolgt nur über die Kläranlage.

Vorteile:

- kleiner Schmutzwasserkanal leichter zu reinigen
- Regenwasser beeinflusst Kläranlage nicht
- Dimensionierungs- und Reinigungsvorteil

Nachteile:

- Fehlanlüsse möglich (z.B. Schmutzwasser an Regenwasserkanal oder umgekehrt)
- hohe Baukosten durch doppeltes Kanalnetz

1.5 Vorstellung einiger aerober Abwasserreinigungsverfahren

Im Laufe der Zeit wurden unterschiedliche Möglichkeiten der Abwasserreinigung entwickelt. Je nach Abwassermenge und Zusammensetzung muss deshalb von Fall zu Fall geprüft werden, welcher Reinigungstyp zum Einsatz kommen soll. Nachfolgend sollen einige, der heute gebräuchliche Anlagentypen die Vielfältigkeit der Verfahren aufzeigen.

Allen Verfahren gemeinsam ist eine mechanische Abwasserreinigung als erste Reinigungsstufe zur Entfernung von Grob-, Schwimm- und Sinkstoffen. Gebräuchliche Systeme hierfür sind Rechen, Siebe, Fett- und Sandfänge, sowie Absetz- und Flotationsanlagen.

Die Grundlage der biologischen Abwasserreinigung bildet die Nutzung des biologischen Prozesses der Selbstreinigung. Folgende Prozessschritte können dabei unterschieden werden.

- Adsorption
- Resorption
- Dissimilation/Assimilation

Die technische Lösung ist eine Intensivierung des Selbstreinigungsprozesses durch Erhöhung der Masse der am Reinigungsprozess beteiligten Mikroorganismen im Reaktor. Notwendig dafür ist die Schaffung möglichst idealer Randbedingungen für die jeweilige(n) Mikroorganismengruppe(n).

1.5.1 Biofilmverfahren

Biofilme entstehen, wenn Mikroorganismen sich an Grenzflächen anlagern. Fast alle Oberflächen können mikrobiell besiedelt werden.

Poröse Aufwuchsflächen bieten den Mikroorganismen sowohl eine günstige Bedingung für die Ansiedlung als auch einen Schutz gegen mechanischen Abrieb und Scherkräfte (SIG, 1999).

Der Biofilm besteht aus einer verschiedenen festen und einer flüssigen Phase.

Zu den festen Phasen gehören die Zellen selbst, die exopolymere Substanzen sowie organische und anorganische Partikel. Die flüssige Phase ist das Wasser, von dem der Biofilm wie ein Schwamm durchdrungen ist. Die Zusammensetzung der Arten von Mikroorganismen in Biofilmen variiert stark und hängt wesentlich von den Umgebungsbedingungen ab. Kennzeichnend für Biofilme ist jedoch, dass sich „Mikrokonsortien“ bilden, d.h. synergetische Gemeinschaften verschiedener Spezies, die zu kaskadenartigen Abbauleistungen fähig sind – Abbauprodukte einer Art werden von einer anderen weiterverwertet. Dafür ist es günstig, dass die einzelnen Zellen durch die Immobilisierung nahe beisammen bleiben und die Substrate nur kurze Wege zurücklegen müssen.

Zu den Biofilmverfahren zählen:

- Tropfkörperverfahren
- Rotationstauchkörperverfahren
- Verfahren mit getauchtem Festbett
- Schwebebettverfahren
- Fließbettverfahren
- Biofilterverfahren

1.5.2 Belebungsverfahren

Das Belebungsverfahren (früher: Belebtschlammverfahren) ist ein Verfahren zur biologischen Abwasserreinigung, bei dem belebter Schlamm mit Abwasser durchmischt, anschließend abgetrennt und zum großen Teil als Rücklaufschlamm wieder zurückgeführt wird (DIN 4045, 2003).

Die Erhaltung einer ausreichenden Zahl an Mikroorganismen, eine ausreichende Sauerstoffversorgung und die Gewährleistung einer guten Durchmischung des Schlamm-Abwassergemisches werden technisch erreicht durch:

- Rückführung von Biomasse nach Abtrennung in einem nachgeschalteten Nachklärbecken
- Deckung des hohen Sauerstoffbedarfes durch künstliche Belüftung
- Gewährleistung des Stoffaustausches zwischen Belebtschlamm, Abwasserinhaltsstoffen und Sauerstoff durch Zwangsumwälzung.

Man unterscheidet nach der Bauform (Durchmischung) des Belebungsbeckens:

- total durchmischte Reaktoren oder
- pfropfenförmig (kaskadenförmig) durchströmte Reaktoren

Varianten kaskadenförmig durchströmter Belebungsanlagen benötigen eine räumlich getrennte mechanische Reinigungsstufe (Nachklärbecken), um den ausgetragenen Belebtschlamm vom Abwasser abzutrennen und wieder in das Belebungsbecken zurückzuführen.

Beim Sequencing Batch Reactor Verfahren (SBR-Verfahren) erfolgt die Abtrennung des Belebtschlammes zeitlich getrennt im selben Reaktor (total durchmischt).

2 Aufgabenstellung

Wegen der meist geringeren Baukosten (siehe Kapitel 1.4) hat sich in vielen Ländern Europas das Mischsystem gegenüber dem Trennsystem durchgesetzt (WIESE, 2003). Durch die Ausführung der Abwassersammlung als Mischsystem ist es aber bei Regenwetter nicht möglich, den gesamten Mischwasserabfluss auch zur Kläranlage weiter zu leiten und dort zu reinigen, da die Anlagenkapazitäten dafür nicht groß genug sind.

Ein gewisser Anteil des Mischwasserabflusses muss daher entweder im Kanalnetz zwischengespeichert oder aber über Entlastungsbauwerke direkt in die Vorfluter abgeschlagen werden, woraus Gewässerbelastungen resultieren.

Hinzu kommt, dass die Teilsysteme „Kanalnetz“ und „Kläranlage“ meist noch unabhängig voneinander betrieben werden, sodass es zu Entlastungsereignissen kommen kann, obwohl zur gleichen Zeit an anderer Stelle im Gesamtsystem noch freie Speicher- und/oder Behandlungskapazitäten zur Verfügung stehen.

Deshalb gewinnen seit einigen Jahren sog. integrierte Ansätze an Bedeutung, die versuchen, Kanalnetz und Kläranlage mit Hilfe von Mess-, Steuer- und Regelungstechnik (MSR-Technik) in Abhängigkeit der jeweils aktuellen Leistungsfähigkeit dieser Teilsysteme zu betreiben, um dadurch die Emissionen und ggf. die Kosten zu verringern.

Heutige Kläranlagen verfügen oft über eine Vielzahl an mess-, steuerungs- und regelungstechnischen Ausrüstungen, deren Aufgaben sein können:

- den Betrieb zu automatisieren,
- auf die Belastungsschwankungen zu reagieren,
- die Ablaufschwankungen zu überwachen,
- die Betriebsabläufe transparenter zu machen und
- den Betrieb zu optimieren.

Dennoch werden nur auf wenigen Anlagen alle der oben genannten Möglichkeiten genutzt. In vielen Fällen werden zwar Online-Messgeräte zur Überwachung eingesetzt, diese jedoch nicht in die Regelung eingebunden.

Durch den Einsatz von MSR-Technik soll auf die ablaufenden Prozesse, sowie die auftretenden Störgrößen derart eingewirkt werden, dass der Reinigungsbetrieb stabiler und ökonomisch effizienter abläuft.

Ziel dieser Arbeit soll es sein, am Beispiel einer Versuchskläranlage am institutseigenen Technikum mit Hilfe einer Regelung Einsparungspotentiale in Hinblick auf die Dimensionierung sichtbar zu machen. Die Versuchsanlage ist eine SBR-Anlage.

Die Regelung soll mit einer UV/VIS-Spektrometersonde erfolgen. Der Untersuchungszeitraum inkl. Anlagenumbau (siehe Kapitel 5.1) erstreckt sich von 01.01.2004 bis 31.12.2004.

3 Beispiele für Steuerungen und Regelungen in SBR-Anlagen

SBR-Anlagen werden üblicherweise mittels zeitbasierter Ablaufsteuerungen betrieben. Diese enthalten meist starre Vorgaben bezüglich des Ablaufes und der Dauer der einzelnen Verfahrensschritte, so dass die dem SBR-Verfahren eigene hohe Flexibilität kaum genutzt wird (STEINMETZ und WIESE, 2005).

Um die Vorteile des SBR-Verfahrens auszuschöpfen und um die Nachteile zu mindern, ist eine weitgehende Dynamisierung des Betriebes sinnvoll.

3.1 SBR-Anlage Nürburgring, Formel 1 – Rennstrecke (ALEX, 2002)

Der Zulauf zur Anlage ist durch starke Lastschwankungen gekennzeichnet. Unter der Woche fällt sehr wenig Abwasser an, an den Rennwochenenden sehr viel (bis zu 200.000 Besucher/Tag). Im Winter geht die Grundbelastung, die sich aus einem angrenzenden Campingplatz ergibt, weiter zurück bzw. gegen Null.

Ereignisse mit hohem Abwasseranfall sind durch einen gleichzeitigen Anstieg der Nährstoffkonzentration gekennzeichnet.

Da eine Anlage mit Durchlaufbetrieb für ein derartiges Lastbild nicht sinnvoll ist, entschloss man sich zum Bau einer SBR-Anlage. Der Vorteil besteht darin, dass ein Reaktor über eine bestimmte Dauer ohne Verlust seiner Leistungsfähigkeit auch lastfrei betrieben werden kann.

Die Gesamtsteuerung besteht aus einer konventionellen Zyklussteuerung auf SPS-Ebene mit einer übergeordneten Regelung zur Anpassung der Zyklen an die aktuelle Lastsituation.

Auf Grundlage von Online-Messungen ($\text{NH}_4\text{-N}$) berechnet die übergeordnete Regelung nach jedem abgeschlossenen Zyklus mittlere Nitrifikationsraten, die dann in die Gestaltung des nächsten Zyklusprofils eingehen (Sollzeiten, Grenzzeiten der einzelnen Phasen).

Die Soll-Leistung für den Volumendurchsatz der Anlage wird ebenfalls bestimmt.

Es ist damit auch möglich, für einen vorgegebenen Termin die Vorlagebehälter leer zu fahren.

Die Regelung optimiert selbständig die Dauer den einzelnen Zyklusphasen und maximiert somit den Anlagendurchsatz unter Einhaltung aller Ablaufwerte.

3.2 SBR-Anlage Messel (WIESE, 2003)

Im Rahmen eines Forschungsprojekts wurden dynamisierte Zyklusstrategien für die Kläranlage Messel (5500 EWG) entwickelt und anschließend in der Praxis erprobt.

Vor Beginn des Forschungsprojektes wurde die Anlage mit einer zeitbasierten Ablaufsteuerung betrieben, wobei die Zyklusdauer im Trockenwetterfall 8 Stunden und bei Regenwetter 6 Stunden betrug.

Nach Dynamisierung der Prozessabläufe schwankten die Zyklusdauern je nach Randbedingungen zwischen 3,5 und 11 Stunden.

Es wurde eine belastungs- und situationsabhängige Steuerung und Regelung entwickelt, mit der nicht nur eine Optimierung des Normalbetriebes ermöglicht wurde, sondern auch eine erhöhte Beschickung bei Mischwasserzufluss.

Die Dauer der einzelnen Prozessphasen orientiert sich nicht mehr nur nach der Zeit, sondern auch nach gemessenen Prozessparametern:

- Die Belüftungsdauer wird über die gemessenen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen geregelt.
- Die Dauer der Mischphase wird anhand der Online- $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration festgelegt, wobei eine Einbindung weiterer Parameter z.B.: $\text{PO}_4\text{-P}$ möglich ist. Mit diesem Parameter kann die biologischen Phosphatelimination optimiert werden.
- Das Austauschvolumen kann den aktuellen Betriebsbedingungen angepasst werden, d.h. bei Trockenwetter kann der Füllstand erhöht werden, um den Sauerstoffeintrag zu verbessern; bei Regenwetter wird hingegen das Austauschvolumen maximiert.
- Die Reaktionsphase wird erst beendet, wenn die Überwachungswerte sicher eingehalten werden, sonst erfolgt eine automatische Zyklusverlängerung (z.B.: Nachbelüftung).
- Die Sedimentations- und Dekantierphase wird mit einer Schlammspiegelsonde und einer Sonde, die die Trockensubstanz misst, kontinuierlich überwacht und geregelt, sodass Schlammabtrieb verhindert wird.
- Das Gesamtschlammalter und das aerobe Schlammalter werden für jeden Reaktor automatisch abgeschätzt, sodass eine Schlammstabilisierung gewährleistet ist.
- Die Überschussschlammabzugsmenge kann entweder im Prozessleitsystem vorgegeben werden, oder über die Vorgabe eines definierten Schlammalters. Eine

weitere Möglichkeit bietet die automatische Einstellung der Schlammmenge im Reaktor.

Die dynamische Zyklussteuerung führt dazu, dass auch die Synchronisation der Reaktoren dynamisiert werden muss. Subroutinen synchronisieren die Reaktoren und verhindern dadurch kritische Situationen, z.B.: das zeitgleiche Dekantieren mehrerer Reaktoren.

Bei der seit Anfang 2004 umgerüsteten Anlage konnte so die mögliche, zu behandelnde Abwassermenge von durchschnittlich 1050 m³/d auf 1650 m³/d gesteigert werden, wodurch das Gefährdungspotential für den Vorfluter durch Mischwassereinleitungen deutlich reduziert werden konnte.

Gleichzeitig wurden die P_{ges}- und N_{ges}-Emissionen um 40 % bzw. 60 % verringert.

Trotz der erhöhten Mischwasserbehandlung und verbesserter Ablaufwerte ist der Energieverbrauch dank der Regelstrategie unverändert geblieben.

4 Was ist eine SBR-Anlage

Hinter dem Kürzel "SBR" verbirgt sich die englischsprachige Wortfolge "**Sequencing Batch Reactor**". Mit dem Begriff "SBR" haben IRVINE und DAVIS (1971) eine Betriebsweise des Belebungsverfahrens umschrieben, die durch chargenweises Befüllen und Entleeren eines Belebungsbeckens innerhalb vorgegebener Zeitintervalle sowie durch eine festgelegte zeitliche Abfolge von Prozessbedingungen (Belüften, Mischen, etc.) gekennzeichnet ist.

Der Begriff "**Batch**" bedeutet, dass das zu reinigende Abwasser portionsweise in den Bioreaktor gefüllt wird. Alternativ zur portionsweisen Beschickung gibt es die kontinuierliche Beschickung (kontinuierlicher Betrieb).

Mit dem Begriff "**sequencing**" wird auf die ständige Wiederholung eines Zyklus, der aus mehreren Prozessphasen (Füllen, Belüften, Mischen, Entleeren) besteht, hingewiesen. Die Prozessbedingungen in einem SBR-Behälter (= „**Reactor**“) sind durch periodische Veränderungen wichtiger Prozessparameter gekennzeichnet.

4.1 Rückblick auf die Entwicklung des SBR-Verfahrens

Der Prozessablauf wurde von dem englischen Ingenieur Sir Thomas WARDLE (1893, zit. in OLES, 1991) für den Betrieb von Abwasserteichen vorgeschlagen. Das von WARDLE beschriebene Verfahren unterschied zwischen einer Füllphase begrenzter Dauer, einer Belüftungs-, Sedimentations- und Entleerungsphase. Die wichtigsten Merkmale des SBR-Verfahrens waren damit vorgezeichnet.

Wie BERGER (2001) berichtet, führten zwei Jahrzehnte später ARDERN und LOCKETT (1914) in Manchester Versuche mit einer ganz ähnlichen Prozesstechnik durch. Auf Grund der im Labormaßstab gewonnenen Ergebnisse kam das Verfahren auf der Kläranlage der englischen Stadt Salford 1914 zum großtechnischen Einsatz. Ein Jahr später ging eine ähnlich konzipierte Anlage in Milwaukee, im US Bundesstaat Wisconsin, in Betrieb. In Salford wurde das vorgeklärte Abwasser innerhalb von jeweils 45 Minuten in einen von zwei 83 m³ fassenden Behältern eingeleitet und dann 3 Stunden lang belüftet. Der gebildete Belebtschlamm wurde anschließend während einer zweistündigen Sedimentationsphase abgesetzt und der Klarwasserüberstand während einer einstündigen Abzugsphase aus dem Becken abgeleitet. Bis zum Beginn der neuen Füllphase war eine 15 minütige Stillstandsphase vorgesehen.

Es wird berichtet, dass das mit diesen Anlagen erzielte Reinigungsergebnis befriedigend war. Es entstanden jedoch eine Reihe technischer Probleme, die mit den damaligen Mitteln nicht zu bewältigen waren. Insbesondere war der Bedienungsaufwand für das Zu- und Abschalten der Pumpen, Schieber und Belüfter zu hoch. Die Aggregate mussten zur damaligen Zeit weitestgehend von Hand zu- und abgeschaltet werden, was zu zahlreichen Fehlschaltungen führte. Durch Umgestaltung der Anlagen in eine kontinuierlich durchströmte Anlage mit nachgeschalteten Absetzbecken und Schlammrückführung konnten diese Probleme bewältigt werden. Das klassische, kontinuierlich durchströmte Belebungsverfahren war erfunden.

Das SBR-Verfahren geriet in der Folge für viele Jahre in Vergessenheit, bis es von HOOVER and PORGES (1952) sowie von PASVEER (1959) quasi wiederentdeckt wurde. Im Unterschied zu der ursprünglichen Betriebstechnik wurde von den genannten Autoren vorgeschlagen, das Abwasser bei zunächst geschlossenem Ablaufwehr kontinuierlich in das SBR-Becken einzuleiten. Im Becken kommt es dadurch zu einem Aufstau. Nachdem eine obere Wasserstandsmarke erreicht ist, wird die Belüftung abgeschaltet. Der Belebtschlamm kann nun sedimentieren und das Klarwasser durch Absenken des Ablaufwehrs abgezogen werden.

Das von PASVEER (1959) entwickelte Verfahren wurde in den sechziger Jahren weltweit an zahlreichen Stellen angewandt. Problematisch ist, dass während des Klarwasserabzugs in das Becken Rohabwasser zuströmte. Um die Vermischung von ungereinigtem Zulauf mit gereinigtem Ablauf zu vermindern, wurde von GORONSZY (1979) vorgeschlagen, die Einlaufzone des Beckens durch eine Tauchwand von dem restlichen Beckenraum abzutrennen. Aus dieser Idee entwickelten sich eine Reihe spezieller, zum Teil patentrechtlich geschützter Firmenlösungen.

Die ursprüngliche, von ARDERN und LOCKETT (1914) eingeführte Betriebstechnik, die auf eine strikte Trennung der Prozeßphasen "Füllen" und "Klarwasserabzug" aufbaute, wurde von IRVINE und DAVIS (1971) aufgegriffen. Durch systematische Arbeiten im Labor- und im großtechnischen Maßstab wurden die wissenschaftlichen und technischen Grundlagen für das Verfahren erarbeitet und vertieft und dem SBR-Verfahren so seine heutige Einsatzreife verliehen. In Mitteleuropa beginnt sich diese Technologie seit Anfang der neunziger Jahre durchzusetzen, vor allem zur Reinigung von Industrieabwasser, Abwasser von Molkereien und Wäschereien, aber auch von kommunalem Abwasser.

Das SBR-Verfahren ist eine Variante des Belebtschlammverfahrens. Der Unterschied zum konventionellen Durchlaufverfahren liegt darin, dass die Verfahrensschritte nicht entlang einer Wegachse, wie z.B. bei kaskadenförmig durchströmten Belebungsanlagen, sondern entlang einer Zeitachse geführt werden. Das bedeutet, dass beim SBR-Verfahren alle zur biologischen Reinigung des Abwassers notwendigen Schritte nicht in mehreren voneinander getrennten Reaktionsräumen stattfinden (anaerobe, aerobe, anoxische Zonen, Nachklärbecken), sondern in einer zeitlichen Abfolge im selben Reaktor ablaufen.

4.2 Verfahrensbeschreibung

Unter SBR-Belebungsverfahren werden Verfahren zur biologischen Abwasserreinigung verstanden, deren gemeinsames Kennzeichen es ist, dass:

- zur biologischen Abwasserreinigung Belebtschlamm eingesetzt wird
- die biologische Abwasserreinigung und die Abtrennung des Belebtschlammes vom gereinigten Abwasser im selben Reaktor stattfinden
- das gereinigte Abwasser chargenweise aus dem Reaktor abgezogen wird (Klarwasserabzug).

Die chargenweise Zuführung des zu reinigenden Abwassers und der zeitliche Ablauf der Abwasserzuführung sind Optionen, die gewählt werden können, um im Reaktor bestimmte Wirkungen zu erzielen.

Einer SBR-Anlage sind Einrichtungen zur mechanischen Abwasservorreinigung, mindestens aber ein Rechen sowie ein Sand- und Fettfang vorzuschalten. Diese Anlagen zur Abwasservorbehandlung entsprechen, ebenso wie die Einrichtungen zur Klärschlammbehandlung jenen, die auch für kontinuierlich beschickte Belebungsanlagen eingesetzt werden.

Das Zeitintervall, das mit dem Abschluss des Klarwasserabzugs beginnt und mit dem Abschluss des nächsten Klarwasserabzugs endet, bezeichnet man als **Zyklus**.

4.2.1 Zyklus und Prozessphasen

Jeder Zyklus ist in mehrere Prozessphasen begrenzter zeitlicher Dauer unterteilt (siehe Abbildung 1). Wichtige Prozessphasen sind:

- **Füllphase:** Zeitintervall, in dem das zu reinigende Abwasser in den SBR-Behälter eingeleitet wird.
- **Rührphase:** Zeitintervall, in dem der Behälterinhalt zur Einstellung ohne Sauerstoffzufuhr gemischt wird, so dass sich anoxische und im späteren Verlauf sogar anaerobe Milieubedingungen einstellen.
- **Belüftungsphase:** Zeitintervall, in dem der Behälterinhalt mit Luft und/oder technisch reinem Sauerstoff begast wird.
- **Absetzphase:** Zeitintervall, in dem sich der Belebtschlamm vom gereinigten Abwasser durch Sedimentation trennt.
- **Überschussschlamm-Abzugsphase:** Zeitintervall, in dem der gebildete Überschussschlamm aus dem Becken abgezogen wird.
- **Klarwasserabzugsphase:** Zeitintervall, in dem das sich über dem sedimentierten Belebtschlamm gebildete Klarwasser abgezogen wird.
- **Stillstandsphase:** Zeitintervall, in dem der Reaktor auf eine neue Befüllung wartet (optional).

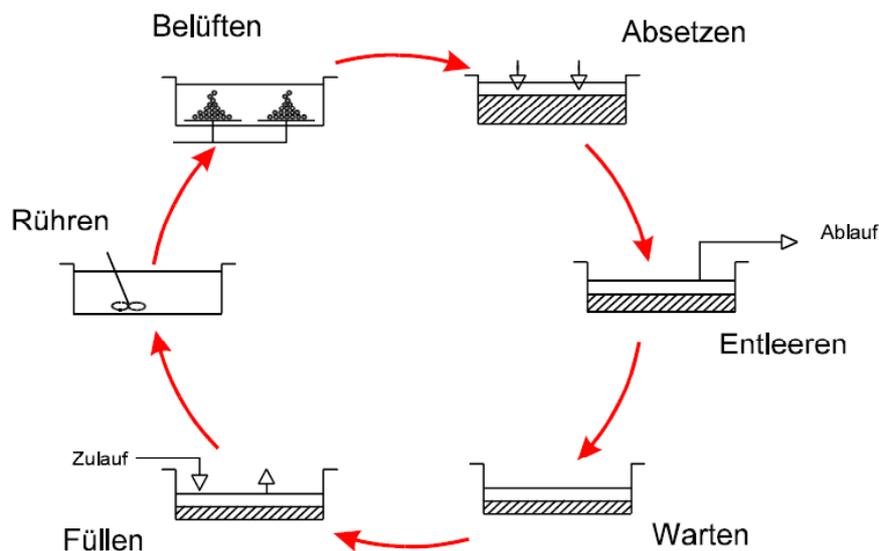


Abbildung 1: Schematische Darstellung eines SBR-Reinigungszyklus (SIG, 1999)

4.2.2 Prozessparameter

Als Prozessparameter bezeichnet man:

- die Dauer der einzelnen Prozessphasen
- den Zeitpunkt für die Initiierung einer Prozessphase
- die Zyklusdauer und Zyklushäufigkeit
- das Verhältnis von Volumenabzug (Klarwasser, Überschussschlamm) zum Inhalt des Reaktors bei Vollenfüllung (Volumenaustauschrate, Überschussschlamm-Abzugsrate)

Sie bestimmen die Reinigungsleistung und Prozessstabilität einer SBR-Anlage nachhaltig und müssen daher richtig gewählt, bemessen und kontrolliert werden.

4.3 Verfahrensvarianten

Je nach Anwendungsfall kann man unterscheiden:

- **Kontinuierliche Beschickung:** Der Zufluss wird direkt zu den Reaktoren geleitet
- **Alternierende Beschickung:** Der Zufluss wird direkt in einen von zwei Behältern gefüllt, bevor der andere Behälter gefüllt wird.
- **Kurzzeitbeschickung:** der Zufluss wird erst in einem, oder in mehreren Vorlagebehältern zwischengespeichert, bevor er zu den Reaktoren gelangt.

Die Zeiten der einzelnen Prozessphasen lassen sich entsprechend den momentanen Bedingungen verändern, sodass die geforderten Ablaufgrenzwerte sicher eingehalten werden.

Zu beachten ist allerdings, dass diese Strategien nur dann zum Erfolg führen kann, wenn die Aufstau-belebungsanlage über eine genügend hohe hydraulische Aufnahmekapazität verfügt und sichergestellt ist, dass die Mess- und Regeleinrichtungen zuverlässig arbeiten.

4.3.1 Kontinuierliche Abwasserzuführung (Beschickungsdauer = Zyklusdauer)

Diese Variante besteht in der Regel aus nur einem Reaktor. Das Abwasser fließt dem Reaktor während des gesamten Zyklus stetig zu (siehe Abbildung 2). Zu Beginn eines Zyklus werden die Ab- und Umbauvorgänge durch eine Mischphase unterstützt. Im Anschluss folgt eine Belüftungsphase. Bis zum Ende dieser Phase bleibt das Ablaufventil geschlossen, so dass sich der Wasserspiegel im Reaktor anhebt.

Nach Erreichen einer oberen Wasserstandsmarke wird die Belüftung abgeschaltet. Der Belebtschlamm kann sich in der Folge absetzen und es bildet sich eine Klarwasserzone im

oberen Bereich des Reaktors aus. Zur Absenkung des Wasserspiegels wird das Ablaufventil schließlich geöffnet (Klarwasserabzug) und nach Unterschreiten einer unteren Wasserstandsmarke wieder geschlossen.

Nachteil: Dadurch, dass ungereinigtes Abwasser auch während der Klarwasserabzugsphase in den Reaktor fließt, kommt es zwangsläufig zu einer mehr oder minder starken Ablaufverschlechterung. Dies kann hingenommen werden, wenn der SBR-Anlage ein weiteres biologisches Reinigungsverfahren nachgeschaltet wird.

Reaktor	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3
Dauer	8 Stunden	8 Stunden	
Füllen	[Schraffur]		
Mischen	[Schraffur]	[Schraffur]	usw.
Belüften	[Schraffur]	[Schraffur]	
Sedimentieren	[Schraffur]	[Schraffur]	
Klarwasserabzug	[Schraffur]	[Schraffur]	
Zeit [h]	0	8	16

Abbildung 2: Zyklusplan – Kontinuierliche Abwasserzuführung

Diese Variante kommt z.B.: in Gebieten mit geringer Besiedlungsdichte zum Einsatz. Ein Abwassersammelsystem wäre hier zu aufwendig. Die Abwässer werden daher pro Haus gesammelt und in hauseigenen SBR-Anlagen mit nur einem Reaktor gereinigt.

4.3.2 Alternierende Beschickung

Es werden mindestens zwei Reaktoren benötigt. Das der Kläranlage stetig zufließende Abwasser wird zunächst in den Reaktor 1 eingeleitet bis dieser gefüllt ist und danach in Reaktor 2 (siehe Abbildung 3).

Reaktor 1 (bzw. Reaktor 2) wird über die Dauer der Füllphase hinaus belüftet.

Wenn die Belüftung eingestellt wird, sinkt der Belebtschlamm zu Boden und das Klarwasser wird abgezogen um Raum für eine erneute Befüllung freizumachen.

Durch eine klare bauliche Trennung zwischen Füll-, Sedimentations- und Klarwasserabzugsphase kann eine Rückverschmutzung des gereinigten Klarwassers durch zuströmendes Abwasser vermieden werden.

Um dies zu erreichen, müssen mehrere Reaktoren parallel angeordnet werden.

Nachteil dieser Betriebstechnik ist, dass bei variablem Zulaufvolumenstrom die vorgesehene Fülldauer entweder nicht ausreicht um eine Vollfüllung zu realisieren, oder der Reaktor ist bereits vor Ablauf der reservierten Füllzeit voll (z.B. bei Mischwasserzufluss).

Eine Überfüllung des Reaktors, oder eine vorzeitig eingeleitete Absetz- und Klarwasserabzugsphase kann notwendig werden.

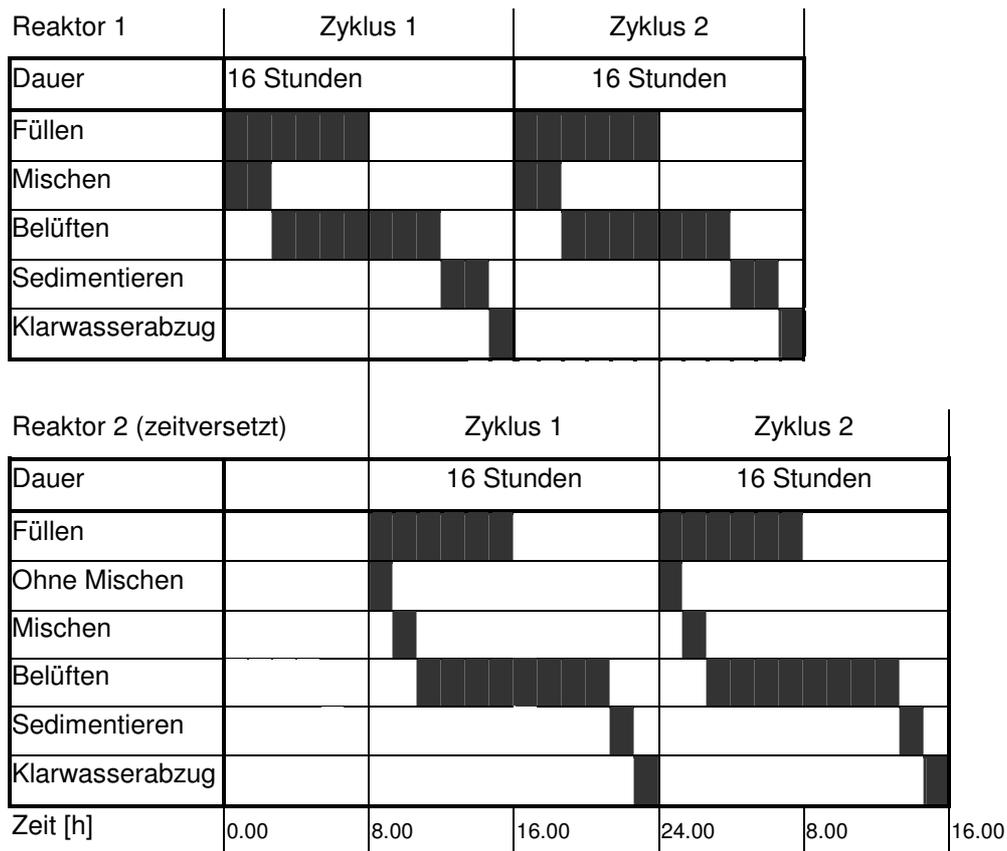


Abbildung 3 Zyklusplan – Alternierende Beschickung mit 2 Reaktoren

Die optimale Fülldauer beträgt bei diesem Typ 8 Stunden, weil die Reaktoren sonst unterschiedlich hoch belastet werden würden:

So wird beispielsweise Reaktor 1 am Tag 1 von 0.00 bis 8.00 und von 16.00 bis 24.00 befüllt und am Tag 2 von 8.00 bis 16.00, während Reaktor 2 am Tag 1 von 8.00 bis 16.00 befüllt wird und am Tag 2 von 0.00 bis 8.00 und von 16.00 bis 24.00.

Zu Beginn der Füllphase besteht die Möglichkeit, dass der Beckeninhalte weder gemischt noch belüftet wird (siehe Reaktor 2), um Abbauvorgänge zu unterbinden und so im Becken einen Anstieg der Konzentration an organischen Abwasserinhaltsstoffen zu

erzielen. Daraus ergeben sich positive Wirkungen für die Entwicklung eines gut absetzbaren Schlammes.

Voraussetzung: Das Abwasser wird an der Sohle in den abgesetzten Schlamm geleitet.

Diese Variante wird z.B.: in Gebieten mit starken Lastschwankungen (Fremdenverkehr, usw.) angewandt. Während der Urlaubszeit werden beide Reaktoren beschickt, außerhalb der Urlaubszeit wird nur ein Reaktor beschickt. Der andere Reaktor wird außer Betrieb genommen, indem die Stillstandszeit im Zyklus verlängert wird.

4.3.3 Kurzzeit-Beschickung

Aus einem Vorlagebehälter werden die Reaktoren einzeln beschickt. Insbesondere dann, wenn der Vorlagebehälter "Über-Kopf" angeordnet ist, kann die Befüllung der einzelnen Reaktoren rasch und mit geringem Energieaufwand erfolgen (siehe Abbildung 4).

Alle weiteren Aktionen (Belüften, Mischen, Zudosieren von organischen Kohlenstoffverbindungen, Puffersubstanzen, Fällungschemikalien etc.) können dann dem aktuellen Prozessfortschritt entsprechend und unabhängig von den momentanen Zulaufbedingungen im Kläranlagenzulauf ausgeführt werden.

Bei Kurzzeit-Befüllung soll die Prozessabfolge (biologische Reinigung, Sedimentation, Klarwasserabzug) unabhängig vom momentanen Volumenstrom im Zulauf zur Kläranlage eingestellt werden können.

Durch ein schnelles Befüllen kann die Konzentration an organischen Abwasserinhaltsstoffen auf ein maximales Niveau gehoben und damit optimale Ausgangsbedingungen für die Bildung gut absetzbarer Belebtschlämme geschaffen werden.

Die Abfolge anaerober, anoxischer und aerober Prozessphasen zur Einstellung von Bedingungen, die zur Durchführung der biologischen P-Elimination, Denitrifikation und Nitrifikation erforderlich sind, kann unabhängig von der hydraulischen Belastung der Kläranlage eingestellt werden.

Nachteilig ist bei dieser Lösung allerdings, dass zum Betrieb einer derartigen Anlage ein spezieller Vorlagebehälter gebaut und betrieben werden muss.

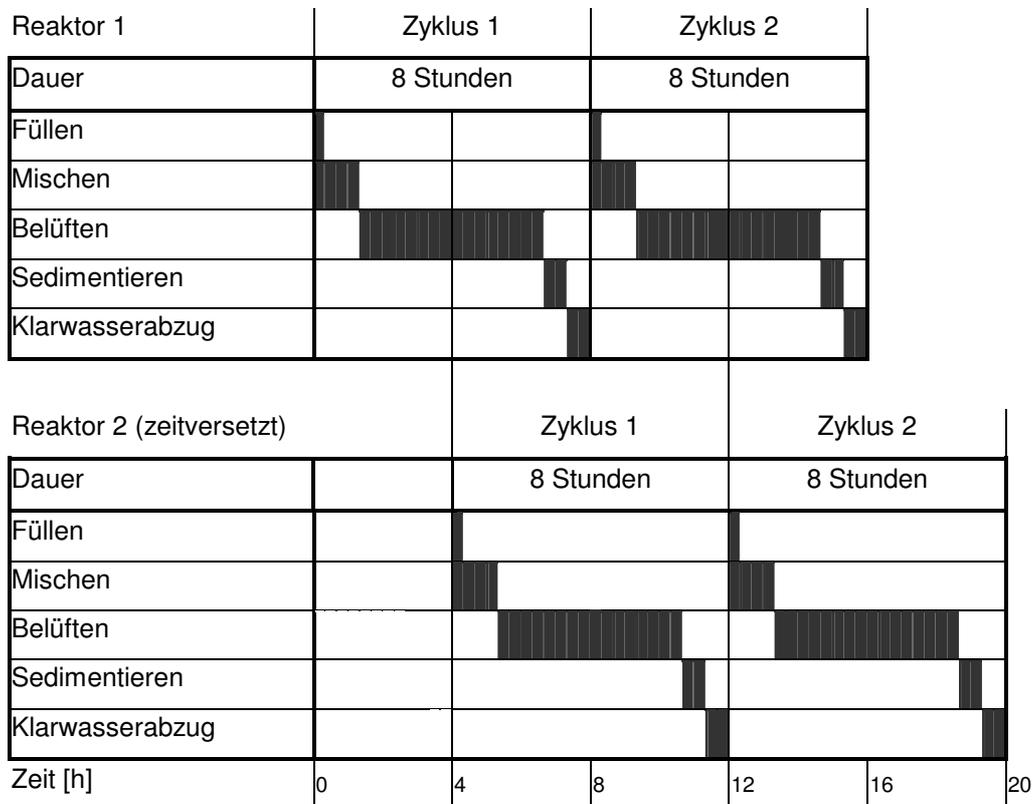


Abbildung 4: Zyklusplan - Kurzzeitbeschickung mit Vorseicher

Diese Variante kann genauso, wie Durchlaufbelebungsanlagen für die Abwasserbehandlung von Siedlungsgebieten unterschiedlicher Größe angewandt werden. Ihr Vorteil liegt in der stoßartigen organischen Belastung während der verhältnismäßig kurzen Füllphase und den damit verbundenen guten Verhältnissen für den Belebtschlamm.

4.4 Bemessung und Betrieb von SBR-Anlagen

Um das zulaufende Abwasser in einer SBR-Anlage dem gewählten Zyklusplan entsprechend behandeln zu können, sind im Vorfeld bauliche und betriebstechnische Voraussetzungen zu schaffen (DWA, 2000).

Durch die Abkopplung der biologischen Reinigungsprozesse von den Zwängen, welche die hydraulische Zulaufcharakteristik der Kläranlage bedingen, muss die SBR-Anlagendimensionierung in eine Zyklusbemessung und eine hydraulische Bemessung unterteilt werden.

Die hydraulische Bemessung hat zum Ziel, notwendige und optimale Reaktorvolumina zur Behandlung der anfallenden Abwassermengen zu ermitteln.

Das höchste Maß an Flexibilität wird erreicht, wenn das kontinuierlich anfallende Abwasser in einem Vorlagebehälter gesammelt und von dort in den Reaktor eingeleitet wird, der sich am längsten in der Wartephase befindet.

Das Volumen des Vorlagebehälters und die Größe und Anzahl der Reaktoren richtet sich nach den Randbedingungen:

- Zulaufwassermenge
- Wassermengenverteilung
- Volumenaustauschrate
- Dauer der Füllphase
- Zyklusdauer.

Zur Ermittlung der Bauwerksgrößen ist eine Speicherberechnung durchzuführen. Grundlage dafür sind die Zuflusswassermengenganglinie und der Zyklusplan. Der Zyklusplan umfasst die Vorgaben über:

- die Volumenaustauschrate,
- die Zyklusdauer,
- die Dauer der einzelnen Prozessphasen.

Es stehen Pilotversuche und rechnergestützte Bemessungsverfahren zur Verfügung, um diese Randbedingungen zu definieren.

Bei der Entscheidung über die Zahl der Reaktoren spielen Überlegungen wie:

- Investitionskosten für die maschinelle Ausrüstung der Reaktoren und
- Energiekosten für den Betrieb der Pumpen, Mischer und Belüfter

eine Rolle.

4.5 Stoffumsätze bei der biologischen Abwasserreinigung

Die biologische Reinigung des Abwassers beruht auf in der Natur ablaufenden Prozessen. Durch die Tätigkeit bestimmter Mikroorganismen können biologisch abbaubare, organische Inhaltsstoffe des Abwassers eliminiert werden. Voraussetzung für eine größtmögliche Abbauleistung der Mikroorganismen ist die Schaffung idealer Milieubedingungen.

Bei der biologischen Abwasserreinigung zielt man darauf ab diese Bedingungen herzustellen.

Es wird eine Erhöhung der Biomasse (Mikroorganismen) in einem Reaktor angestrebt. So kann der Abbau organischer Abwasserinhaltsstoffe, der in der Natur einige Tage bis Wochen dauern würde, auf wenige Stunden reduziert werden.

4.5.1 Chemische Beschaffenheit des häuslichen Abwassers

Da in der Versuchskläranlage (siehe Kapitel 5) nur häusliches Abwasser aus einem Mischsystem behandelt wird, soll im folgenden nur auf diese Art des Abwassers eingegangen werden.

Die Zusammensetzung des häuslichen Abwassers besteht dabei aus folgenden Schmutzstoffen (SIG, 1999):

4.5.1.1 Organische Schmutzstoffe

Kohlenstoffverbindungen, wie z.B. Fett, Eiweiß, Kohlenhydrate, aber auch Lösungsmittel. Sie enthalten alle reduzierten Kohlenstoff und sind oxidierbar. Gelöste organische Schmutzstoffe (z.B. Zucker, Abwaschwasser) werden durch biologische Reinigung durch Mikroorganismen in absetzbare Schlammflocken übergeführt und als Überschussschlamm aus dem Abwasser entfernt.

Messgrößen dafür sind die organischen Summenparameter CSB, BSB₅, TOC und DOC.

CSB: Chemischer Sauerstoffbedarf.

BSB₅: Biochemischer Sauerstoffbedarf (in 5 Tagen).

TOC: Total Organic Carbon (gesamter organischer Kohlenstoffgehalt).

DOC: Dissolved Organic Carbon (gelöster organischer Kohlenstoffgehalt).

4.5.1.2 Nährstoffe

Gelöste Nährstoffe sind vor allem Stickstoff und Phosphorverbindungen.

Stickstoff wird durch biologische Reinigung, Phosphor durch chemische und biologische Reinigungsvorgänge aus dem Abwasser entfernt.

Messgrößen sind N_{ges} , $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, N_{org} , TKN, $\text{PO}_4\text{-P}$ und P_{ges} .

Bei den von Kläranlagenabläufen in ein Fließgewässer eingeleiteten Stickstoffverbindungen handelt es sich im wesentlichen um die im Wasser gelösten Verbindungen Ammonium (NH_4), Nitrat (NO_3) und Nitrit (NO_2).

Der in organischen Verbindungen enthaltene Stickstoff wird als Summe im Parameter organischer Stickstoff (N_{org}), alle Stickstoffverbindungen zusammen im Parameter Gesamtstickstoff (N_{ges}) erfaßt.

Der Kjeldahlstickstoff (TKN) umfasst Ammoniumstickstoff und organisch gebundenen Stickstoff, nicht aber oxidierte Formen des Stickstoffs wie Nitrat und Nitrit.

4.5.1.3 Mineralische oder anorganische Stoffe

Dies sind Stoffe, in denen kein Kohlenstoff, oder Phosphor enthalten ist. Teilweise kann man sie mit dem Auge frei erkennen (z.B. Sand, Splitt), teils sind sie gelöst (z.B. Salze). Das von Dächern, Höfen und Straßen abfließende Regenwasser enthält größtenteils mineralische Schmutzstoffe.

4.5.1.4 Krankheitserreger

Krankheitserreger (z.B. Bakterien, Wurmeier, Viren) werden weitgehend in biologischen Reinigungsanlagen entfernt, trotzdem bleibt das gereinigte Abwasser ansteckungsfähig.

Eine vollständige Abtötung von Krankheitskeimen ist nur in besonderen Entkeimungsanlagen möglich.

4.5.1.5 Gifte

Im Abwasser können giftig wirkende Stoffe (toxische Stoffe) enthalten sein. Toxische Stoffe sind vor allem für den Kläranlagenbetrieb eine Gefahr, da sie verschiedene biologische Abbauvorgänge hemmen können und sollten möglichst vom Abwasser ferngehalten werden.

4.5.1.6 Endokrine Substanzen

Als endokrine Substanzen werden menschliche und tierische Hormone bezeichnet. Sie werden von den Lebewesen ausgeschieden und gelangen so in das Abwasser. Beispiele für endokrine Substanzen sind die Anti-Baby-Pille, oder Anabolika.

4.5.2 Frachten und Konzentrationen im Abwasser

Die folgende Tabelle zeigt die typische Zusammensetzung des häuslichen Abwassers für einen Einwohnergleichwert (Der Einwohnergleichwert gibt das Äquivalent der Tagesmengen bestimmter Stoffe im Abwasser eines Einwohners an.):

Parameter	Fracht [g/E.d]	Konzentration [mg/l]
CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf)	120	60
BSB5 (Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen)	60	300
Gesamt-Stickstoff	11	55
Gesamt-Phosphor	2	10
Schwebstoffe	60 - 80	300 – 400

**Tabelle 1: Frachten eines Einwohnergleichwerts und Konzentrationen im Abwasser
(BGBl. Nr. 186/1996)**

4.5.3 Beteiligte Mikroorganismen

PETERSEN (1999) beschreibt drei Gruppen von Mikroorganismen, die die im Abwasser auftretenden Nährstoffe und organischen Kohlenstoffverbindungen umsetzen:

- Nitrifikanten
- Heterotrophe Bakterien
- Poly-P-Bakterien

Eine Aufstellung der genannten Organismengruppen und der biologischen Umsetzungen unter den verschiedenen Bedingungen findet sich in Tabelle 2.

Organismengruppen	Stoffwechsel	aerob	anoxisch	anaerob
Nitrifikanten	autotroph	aktiv	passiv	passiv
Heterotrophe Bakterien	heterotroph	aktiv	aktiv	aktiv/passiv
Poly-P-Bakterien	heterotroph	aktiv	passiv	aktiv
biologische Umsetzungen		C-Abbau, Nitrifikation, P-Aufnahme	Denitrifikation	P-Rücklösung, Substratumwandlung

Tabelle 2: Organismengruppen und Milieubedingungen in Belebungsanlagen (FRIEDRICH, 1996)

4.5.3.1 Nitrifikanten

Im Abwasser liegt Stickstoff in reduzierter Form als Ammonium, Harnstoff, oder in organischen Verbindungen vor.

Die biologische Entfernung des Stickstoffs erfolgt über die Nitrifikation und die Denitrifikation. Stickstoffverbindungen stellen neben den Kohlenstoffverbindungen den mengenmäßig zweitgrößten Anteil der Abwasserinhaltsstoffe dar.

Ammonium wird unter aeroben Bedingungen von autotrophen Bakterien der Gattungen *Nitrosomonas* und *Nitrobacter* zu Nitrit und weiter zu Nitrat oxidiert.

Nitrifikanten kommen demnach ohne organisches Substrat aus. Die bei der Nitrifikation gewonnene Energie wird für den Aufbau der Zellmasse genutzt.

Sowohl der Ammoniumgehalt, als auch der Sauerstoffgehalt beeinflussen das Wachstum der Nitrifikanten, wobei ein Sauerstoffgehalt von größer als 2 mg/l in der Regel keine Limitierung der Nitrifikanten hervorruft (NOWAK und SVARDAL, 1990).

Nitrifikation ist immer mit der Produktion von Säure verbunden. Die entstehenden H^+ -Ionen bewirken ein Absenken des pH-Wertes.

Zu beachten ist daher eine mögliche Hemmung der Nitrifikation durch hohe Konzentrationen an Ammonium- bzw. Nitritstickstoff (Substrat- bzw. Produkthemmung).

Die Hemmung erfolgt durch Dissoziationsprodukte (NH_3 , HNO_2) und ist daher stark vom pH-Wert abhängig (PÖTSCH, 2003).

4.5.3.2 Heterotrophe Bakterien

Der Abbau von organischem Kohlenstoff, sowie die Reduktion von Nitrat zu elementarem Stickstoff (Denitrifikation) werden von heterotrophen Bakterien übernommen.

Beim Kohlenstoffabbau werden die höchsten Umsatzraten unter aeroben Bedingungen erzielt, während die Denitrifikation nur in anoxischem Milieu (d.h. Sauerstoff ist nicht in gelöster Form, sondern nur in Form von Nitrat verfügbar) aktiviert wird.

Heterotrophe Bakterien sind unter Abwesenheit von gelöstem Sauerstoff in der Lage, Nitrit bzw. Nitrat anstelle des gelösten Sauerstoffs als Elektronenakzeptor zu verwenden.

Für den Zellaufbau und als Elektronendonator wird organischer Kohlenstoff benötigt. Im Rahmen der Denitrifikation wird wie bei der Sauerstoffatmung organische Substanz zu CO_2 und H_2O abgebaut.

Aus diesem Grund bezeichnet man den Prozess als Nitratatmung und den gewonnenen Sauerstoffgehalt von 2,86 g O_2 /g NO_3 -N als Sauerstoffäquivalent. Maßgebend für die

Denitrifikationsgeschwindigkeit ist das Angebot an verwertbaren organischen Kohlenstoffverbindungen.

Das Fehlen dieser Verbindungen kann zu längeren Reaktionszeiten führen. Im Prozess ist daher auf eine ausreichende Versorgung mit Kohlenstoff zu achten, gegebenenfalls auch von außen hinzu zu dosieren.

Der Energiegewinn der Mikroorganismen bei der „Nitrat-Atmung“ ist im Gegensatz zur „Sauerstoffatmung“ um etwa 10 % geringer. Ist gelöster Sauerstoff (aerobe Bedingungen) vorhanden, wird daher die Sauerstoffatmung bevorzugt und die Wirksamkeit der Denitrifikation stark eingeschränkt.

4.5.3.3 Poly-P-Bakterien

Einige heterotrophe Bakterienarten sind in der Lage, unter aeroben Bedingungen Phosphat aufzunehmen und in Form von Polyphosphaten zu speichern.

Für diesen Vorgang ist keine exogene Kohlenstoffquelle erforderlich. Aus diesem Polyphosphatspeicher wird im anaeroben Milieu Energie für den sogenannten Sequestrierungsprozeß gewonnen.

D.h., es werden Stoffe aufgenommen, die unter aeroben Bedingungen für die Vermehrung eingesetzt werden. Bei geeigneter Verfahrensweise können diese Eigenschaften dazu genutzt werden, Phosphat durch biologische Speicherung aus dem Abwasser zu entfernen und mit dem Überschussschlamm abzuziehen.

Durch ihre Heterotrophie konkurrieren die Poly-P-Bakterien allerdings mit anderen heterotrophen Organismen um organisches Substrat, was unter Umständen zu einer Hemmung der Denitrifikation führen kann (WILDERER und SCHROEDER, 1986).

Ist eine Bio-P-Eliminierung vorgesehen, müssen baulich daher Maßnahmen getroffen werden, die an geeigneter Stelle im Reinigungsablauf eine anaerobe Zone schaffen (PETERSEN, 1999).

Die Gruppe der Poly-P-Bakterien wird nur der Vollständigkeit halber erwähnt. Eine Bio-P-Eliminierung ist mit der untersuchten Versuchskläranlage (siehe Kapitel 5) nicht vorgesehen und soll deshalb hier nicht weiter vertieft werden.

4.5.3.4 Reaktionen bei der Nitrifikation – Denitrifikation

Tabelle 8 soll die bei der Nitrifikation und Denitrifikation ablaufenden Reaktionen zusammenfassen. Zusätzlich wird der Sauerstoffbedarf in Gramm Sauerstoff pro Gramm Stickstoff angeführt:

Reaktionsschritt	Organismen	Reaktion (bzgl. N-Umsatz)	Sauerstoffbedarf	
Nitrifikation	Nitrosomas	$\text{NH}_4^+ + 3/2\text{O}_2 \Rightarrow \text{NO}_2^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$	3/2Mol O ₂ /1Mol NH ₄ -N	+3,42g O ₂ /g N
	Nitrobacter	$\text{NO}_2^- + 1/2\text{O}_2 \Rightarrow \text{NO}_3^-$	1/2Mol O ₂ /1Mol NO ₂ -N	+1,14g O ₂ /g N
Summe Nitrifikation		$\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 \Rightarrow \text{NO}_3^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$	2Mol O ₂ /1Mol NH ₄ -N	+4,57g O ₂ /g N
Denitrifikation	fak. aerobe MO's	$2\text{NO}_3^- + 2\text{H}^+ \Rightarrow \text{N}_2\uparrow + \text{H}_2\text{O} + 5/2\text{O}_2$	5/2Mol O ₂ /2Mol NO ₃ -N	-2,86g O ₂ /g N
Summe Nitrifikation – Denitrifikation		$4\text{NH}_4^+ + 3\text{O}_2 \Rightarrow 2\text{N}_2\uparrow + 4\text{H}^+ + 6\text{H}_2\text{O}$	3Mol O ₂ /4Mol NH ₄ -N	+1,71g O ₂ /g N

Tabelle 3: Reaktionen bei der Nitrifikation und Denitrifikation (SIG, 1999)

5 Vorstellung der Versuchskläranlage im Technikum

5.1 Durchgeführte Umbauarbeiten an der Versuchskläranlage

Um die notwendigen Versuche für die in Kapitel 2 beschriebene Aufgabenstellung unter möglichst realitätsnahen Bedingungen durchführen zu können, war es notwendig eine funktionierende Abwasserreinigungsanlage im institutseigenen Technikum zur Verfügung zu haben.

Hierbei handelt sich um eine SBR-Anlage mit schubweiser Beschickung aus einem Vorklärbecken, wie in Kapitel 4.3.3 beschrieben.

Das Abwasser wird aus einem Mischwasserkanal der Wiener Kanalisation bezogen. Da die Anlage nur Versuchszwecken dient und damit keinen gesetzlichen Vorgaben unterliegt, muss das gereinigte Wasser wieder der Kanalisation zugeführt werden.

Alle Funktionen der Anlage sind durch eine auf einem Computer installierte Steuerungssoftware automatisch zu bedienen. Zusätzlich besteht die Möglichkeit die Anlage manuell über ein Schaltpult zu bedienen. Auf diese Weise ergibt sich größtmögliche Flexibilität.

Um die Anlage an den Stand der Technik anzupassen, war es notwendig einige Umbauarbeiten im Rahmen dieser Diplomarbeit durchzuführen:

- So wurde das Belüftungssystem verbessert, indem Tellerbelüfter - statt nicht mehr funktionierender Rohrbelüfter - eingebaut wurden.
- Die Dekantiervorrichtung zum Abziehen des Klarwassers wurde verbessert.
- Die automatische Software-Steuerung wurde optimiert.
- Ein neues Einleitungssystem sollte das Rohwasser am Beckenboden über mehrere Auslässe direkt in den Belebtschlamm leiten.
- Eine Zudosierungsanlage mit Schlauchquetschpumpe und Behälter wurde installiert, um den Abbauprozess mit zugesetzten Lösungen auf Wunsch zu unterstützen.
- Ein bereits im Technikum vorhandenes Gehäuse mit Einschüben für Einbaumessgeräte wurde mit solchen bestückt. So konnte über Sonden der Sauerstoffgehalt in mg/l, das Redox-Potential in mV, die Leitfähigkeit in $\mu\text{S/cm}$,

die Temperatur in °C und der pH-Wert gemessen werden und an der Frontseite des Gehäuses quasi kontinuierlich abgelesen werden. Über einen externen Logger wurden die gewonnenen Daten aufgezeichnet und konnten so über eine serielle Schnittstelle ausgelesen und dargestellt werden.

Dem Institut wurde ein tauchfähiges UV/VIS-Spektrometer zur Verfügung gestellt, das u.a. online Nitratmessungen durchführen kann. Diese Sonde sollte im folgenden auf seine Tauglichkeit im Prozesswasser Daten erfassen zu können, geprüft werden.

Neuartig an diesem Gerät war die geringe Spaltenbreite zwischen den beiden Messfenstern von nur einem Millimeter.

5.2 Elemente der Versuchsanlage

5.2.1 Zulaufkonstruktion

Das Rohabwasser, mit dem die SBR-Anlage gespeist wird, wird einem gebäudenahen Mischwasserkanal quasi-kontinuierlich entnommen und in einem Vorlagetank zwischengespeichert. Dieser befindet sich in der Galerie des Technikums etwa 5 Meter oberhalb der Anlage und weist ein Nutzvolumen von 1000 Litern auf.

Über einen ein Zoll starken Schlauch gelangt das Rohwasser im freien Gefälle zum Reaktor. In der Leitung knapp vor dem Reaktor wird über ein pneumatisch betriebenes Schlauchquetschventil die Zulaufmenge per Schwimmersteuerung im Reaktor gesteuert.

Das Rohwasser wird in weiterer Folge in vier PVC-Leitungen DN20 aufgeteilt, die bis zum Boden des Reaktors reichen. Sie sind dort abgewinkelt (90 Grad) und reichen etwa 25 cm in den Reaktor hinein (siehe Abbildung 9)

5.2.2 Reaktor

Der Reaktor ist aus ein Zentimeter dicken Kunststoffplatten zusammengeschweißt. Er hat Innenabmessungen von 99 cm Höhe, 96 cm Breite und eine Länge von 196 cm und kann knapp 2 m³ Prozesswasser aufnehmen.

Der Reaktor steht auf einer stabilen Rohrkonstruktion, die es ermöglicht, von außen leicht zu den seitlichen Anschlüssen und den Anschlüssen am Reaktorboden zu gelangen.

Auf den Reaktorinnenseiten sowie am Reaktorboden befinden sich doppelreihig aufgeschweißte Kunststoffstege mit einer Breite von 1 cm und einer Höhe von 2 cm.

Bei Bedarf könnten in diese Stege zusätzliche Leitplatten eingesteckt werden. Im Rahmen der Umbauarbeiten wurden sie zur Montage des Belüftungssystems verwendet.

Im Reaktorboden befinden sich 3 Auslässe, die unterhalb des Reaktors miteinander durch eine PVC-Leitung DN30 verbunden und über Kugelhähne üblicherweise versperrt sind. Diese Auslässe können auch als Schlammabzug verwendet werden. (Bei den Versuchen selbst erfolgte kein automatischer Schlammabzug, da der sich bildende Überschussschlamm durch notwendige manuelle Entnahmen zu Messzwecken abgezogen wurde.)

Sie können im Wartungsfall geöffnet werden, d.h. wenn der Reaktor komplett entleert werden muss. Hierfür steht ein Ersatzbehälter von ähnlicher Dimension zur Verfügung, der den Inhalt zwischenspeichern kann.

Auf einer Breitseite befinden sich 20 cm über dem Boden und 25 cm von der jeweiligen Reaktorkante entfernt Durchlässe, über die das Prozesswasser durch einen Schlauch von einer speziellen Schwimmvorrichtung aus dem Reaktor geleitet wird.

An der Reaktoraußenseite kann der Abzug manuell über Kugelhähne DN20, oder mit Hilfe von Schlauchquetschventilen, die vom Computer aus angesteuert werden können, aktiviert werden.

Auf Grund der Rohrkonstruktion und der Reaktorhöhe ergibt sich eine Höhe der Reaktoroberkante von 1,95 Metern (Basis: Fußboden – Technikum; siehe Abbildung 5).

Um den Reaktor von oben einsehbar und zugänglich zu machen, wurde eine Treppe mit anschließendem Gehweg mit Geländer (auf beiden Längsseiten und einer Breitseite) von 50 cm Breite, der auf der Rohrkonstruktion befestigt ist, ausgeführt.

Etwa einen Meter über der Reaktoroberkante befindet sich ein 15 cm breites U-Profil, das über die gesamte Länge des Reaktors reicht und mittig angeordnet ist.

In diesem werden Kabel und Schläuche geführt, sowie das Magnetventil für die Belüftungsanlage gelagert.

Abbildung 5 zeigt die Versuchskläranlage im institutseigenen Technikum.

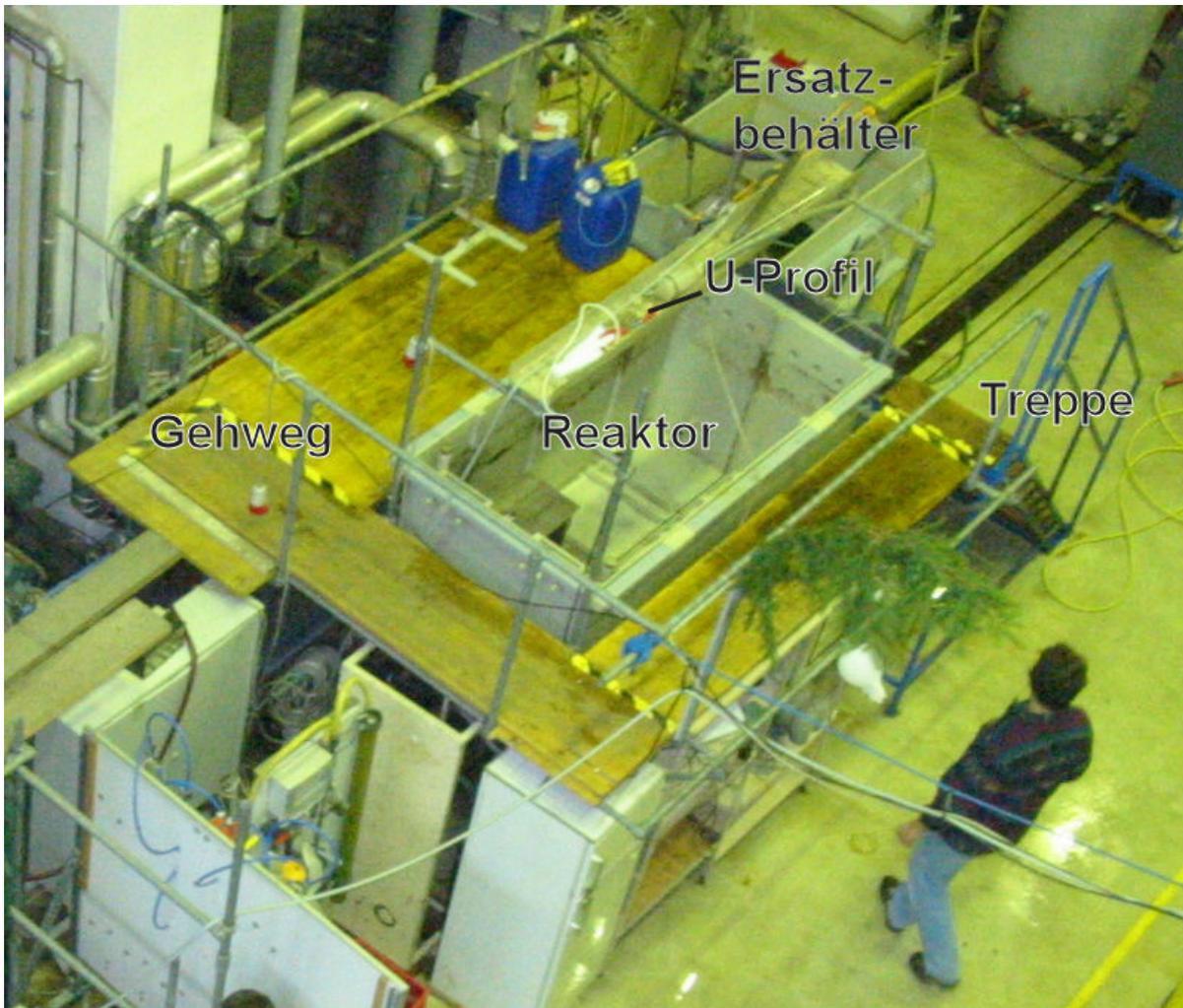


Abbildung 5: Versuchskläranlage im institutseigenen Technikum

5.2.3 Ablaufkonstruktion

Jede Reinigung endet mit einer Absatzphase. In dieser Zeit erfolgt eine Abtrennung des Belebtschlammes vom Klarwasser mit Hilfe der Schwerkraft.

Im oberen Teil des Beckens befindet sich dann das gereinigte Wasser und im unteren Teil der sedimentierte Belebtschlamm, der für den darauf folgenden Zyklus wieder zur Verfügung stehen soll.

Aus diesem Grund wurde eine Vorrichtung entwickelt, die das Wasser nahe der Wasseroberfläche absaugt.

Diese Dekantiervorrichtung besteht aus einem 50 cm langen Kunststoffrohr DN80. Das Rohr besitzt diametral jeweils 25 Bohrungen mit einem Durchmesser von 1 cm im Abstand von 1 cm, die achsparallel angeordnet sind.

Es ist auf der einen Seite durch einen Pfropfen abgedichtet und auf der anderen Seite durch einen flexiblen Kunststoffschlauch DN80 mit den Reaktorauslässen verbunden.

Über die Bohrungen soll das Wasser mit möglichst geringer Geschwindigkeit (deshalb die hohe Anzahl an Bohrungen) abgezogen werden.

Zum Schutz vor Schwimmschlamm und dem sich absetzenden Belebtschlamm wurde das Rohr mit einem der Länge nach aufgeschnittenen Rohr ummantelt (siehe Abbildung 6, und Abbildung 7)

Das Rohr ist normal zu den Bohrungsachsen auf 2 Gewindestangen befestigt. Auf die Gewindestangen aufgeschoben und mit Gewindemuttern fixiert, sind ein Vierkant-Nirosta-Profil mit einer Höhe von 2 cm und ein Styropor-Schwimmkörper, der mit 50 cm Länge etwa der Länge des Rohres entspricht und eine Breite von 20 cm, sowie eine Höhe von 8 cm aufweist.

Diese Konstruktion soll gewährleisten, dass das Wasser knapp unterhalb des Wasserspiegels abgesaugt wird und Turbulenzen im Ablassbereich vermieden werden.

Die Gewindestangen dienen außerdem der Führung der Dekantiervorrichtung. Deshalb wurde auf Höhe der Beckenoberkante ein Vierkant-Nirosta-Profil (2 cm x 2 cm x 100cm) aufgeschraubt, das über die Beckenbreite reicht und über 2 Bohrungen verfügt.

In diesen Bohrungen befinden sich die darin der Höhe nach beweglichen Gewindestangen (siehe Abbildung 8).

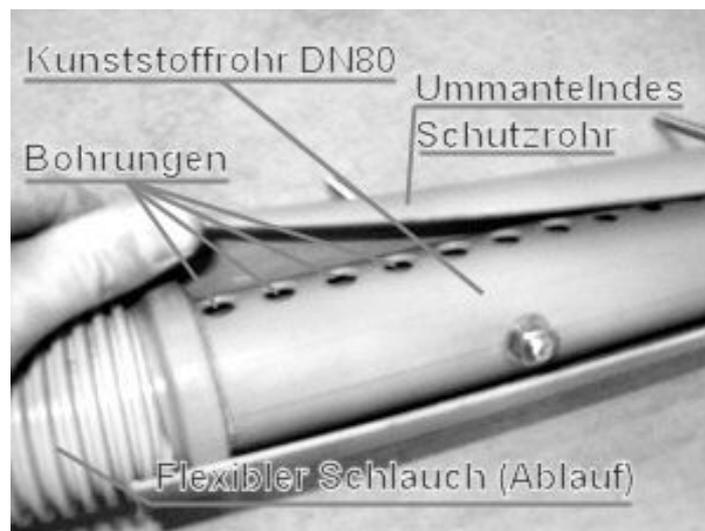


Abbildung 6: Dekantiereinrichtung-Detail

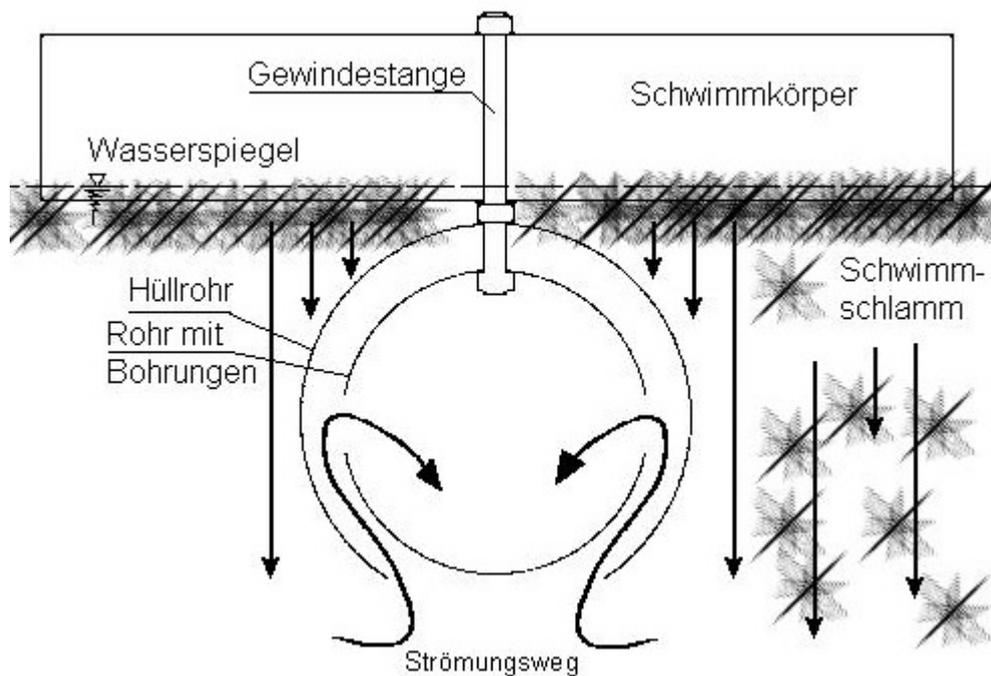


Abbildung 7: Schnitt durch Dekantiereinrichtung mit Strömungsweg durch Bohrungen

Der Schwimmkörper schwimmt auf der Wasseroberfläche. Das Wasser gelangt von unten im aufgeschnittenen Hüllrohr zu den Bohrungen des Innenrohres. Von dort aus rinnt es zu den Auslässen. Belebtschlamm kann während des Absetzvorgangs auf dem Ablaufrohr sedimentieren. Das Hüllrohr verhindert, dass auch Belebtschlamm in den Abfluss gelangt.

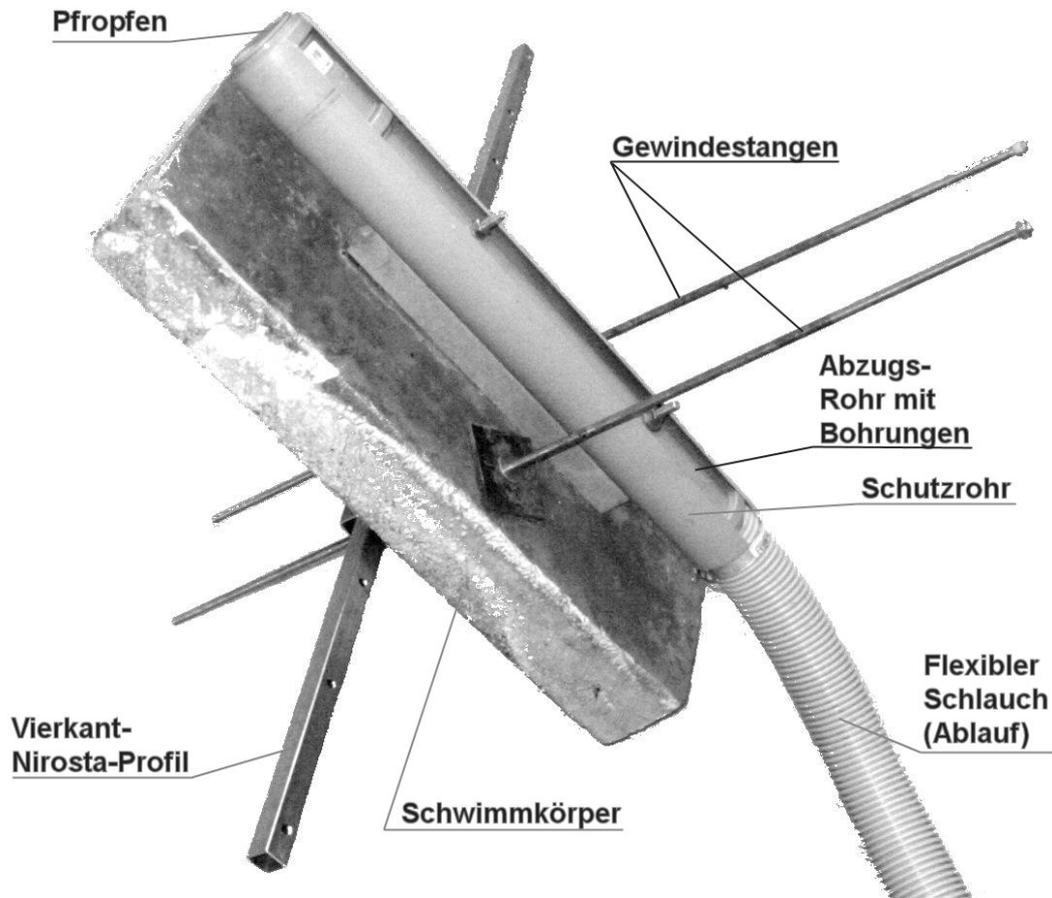


Abbildung 8: Dekantiereinrichtung mit Distanzhalter, Schwimmkörper und Führung

5.2.4 Rührwerk

Um den Reaktorinhalt gut zu durchmischen, steht ein Rührer mit einem 1 Phasen-Motor, einer Leistung von 19 Watt und 2650 Umdrehungen/Minute (im Leerlauf) zu Verfügung. Der Motor ist auf zwei Vierkant-Nirosta-Profilen, die auf der Reaktoroberkante aufliegen, so positioniert, dass seine verlängerte Welle mit darauf aufgesetztem Propeller in den Reaktor - etwa 20 cm über dem Reaktorboden – ragt.

5.2.5 Belüftungseinrichtung

Die Reaktorbelüftung erfolgt über die hausinterne Druckluftanlage und wird über ein Magnetventil gesteuert.

Die Verteilung der Luft erfolgt über 2 lotrecht und mittig an den Längsseiten montierte Kunststoffleitungen DN 20, die bis zum Reaktorboden reichen.

Mit einem T-Stück werden die Leitungen, jeweils in zwei weitere Stränge, die entlang der Längsseiten verlaufen, geteilt. Diese Stränge sind auf den Kunststoffstegen des Reaktorbodens befestigt.

Auf ihnen sind jeweils 2 Feinblasen-Tellerbelüfter aufgeschraubt. Insgesamt erfolgt die Belüftung also über 8 Belüfter.

Jeder Belüftungskörper ist in der Lage zwischen 1 und 4 m³ Luft/Stunde ins Prozesswasser einzubringen.

Die Luftblasengröße beträgt 1 bis 3 mm. Die Oberfläche eines Tellers beträgt 0,025 m². Durch die gewählte Leitungsaufteilung soll eine gleichmäßige Druckverteilung zu allen Belüftungsstellen erreicht werden.

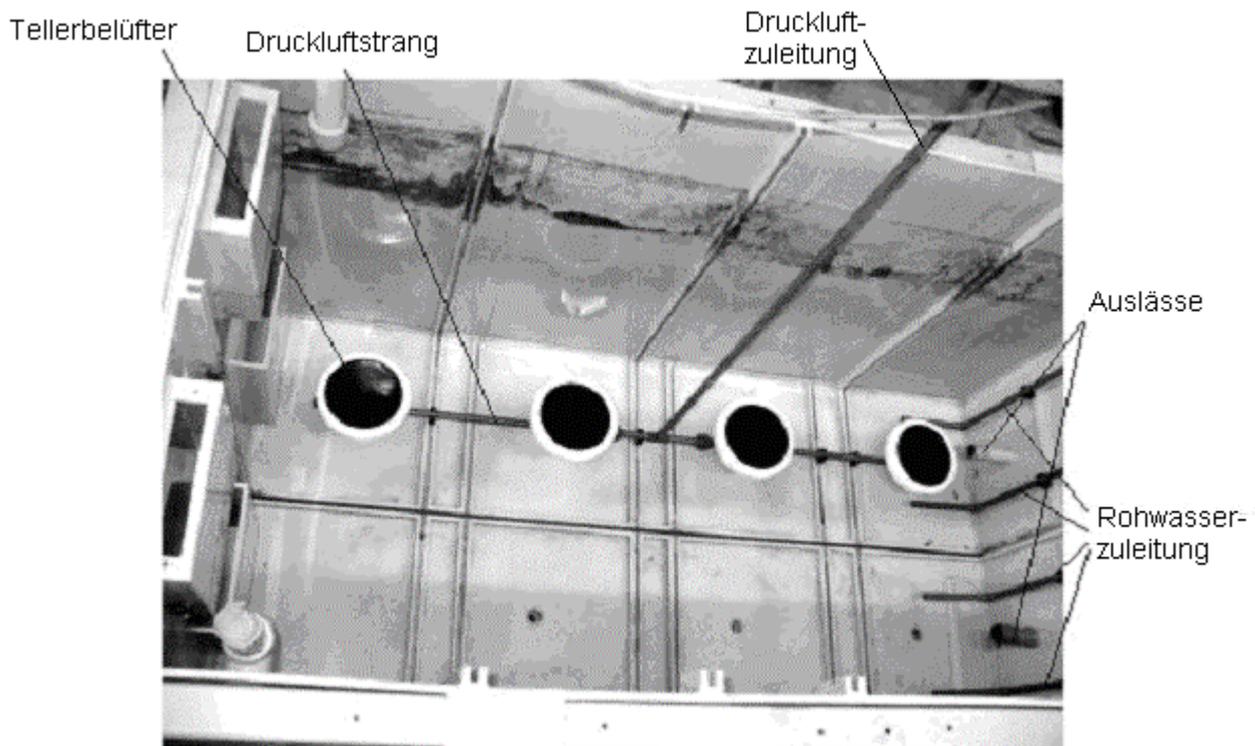


Abbildung 9: Belüftungsteller und Rohwasserzuleitung beim Einbau in den Reaktor

5.3 Ausrüstung zur Überwachung der Versuchskläranlage

Mit Hilfe eines Gehäuses für Einbaumessgeräte ist es möglich, mehrere Parameter auf einmal zu messen. Auf der Frontseite befinden sich 12 Einbauschächte, in die die Messgeräte (Steckplatten) eingeschoben werden können.

Auf der Rückseite befinden sich Anschlüsse, die über Steckleisten mit den Steckplatten verbunden sind. Jeder Steckplatte sind 2 Anschlüsse zugeordnet. Ein Anschluss dient der Verbindung mit einer Messsonde, der andere ist zur kontinuierlichen Aufzeichnung der Messdaten mit Hilfe eines Loggers über Bananenstecker vorgesehen.

Für diese Versuche wurden Steckplatten und Sonden zur Messung der Temperatur, des pH-Wertes, des Redox-Potentials, des Sauerstoff-Gehaltes und der Leitfähigkeit verwendet.

5.3.1 Temperaturmessung

Die Temperaturmessung erfolgte mit einem Temperaturmessumformer (siehe Tabelle 4).

Anzeige	LCD 13 mm hoch, 3 ½-stellig	Kabellänge	bis 100 Meter
Betriebsart	°C	Stromausgang	0 – 20 / 4 – 20 mA, umsteckbar
Messbereich	0 – 50 °C	Umgebungstemperatur	-10 ... +60 °C
Genauigkeit	0,2 K (Summenfehler)	Energieversorgung	24 V – 15%...+10%, 50 Hz
Auflösung	0,1 K	Leistungsaufnahme	5,0 VA
Anschließbare Messfühler	TFK 530	Schaltspannung	Max. 24V
Schaltstrom	Max. 0,4 A	Schaltverzögerung	Ca. 500 mS

Tabelle 4: Technische Daten Temperaturmessumformer

Durch Kurzschließen einer Steckverbindung auf der Messplatine wurde der Stromausgang auf 4 ... 20 mA eingestellt. Eine Kalibrierung des Temperaturmessfühlers während der Versuchszeit war laut Betriebsanleitung nicht notwendig, dennoch wurden die Messungen regelmäßig mit mobilen Messgeräten, die vom Labor am Institut kalibriert wurden, kontrolliert.

5.3.2 Sauerstoffmessung

Die Sauerstoffmessung erfolgte mit einem Sauerstoffmessumformer (siehe Tabelle 5).

Anzeige	LCD 13 mm hoch, 3 1/2-stellig	Kabellänge	mehrere hundert Meter
Betriebsarten	mg O ₂ /l, Sättigung	Umgebungstemperatur	-10 ... +60 °C
Messbereiche	0 ... 199 % Sättigung 0 ... 19,9 mg O ₂ /l	Eingang	2 Elektrodensystem mit Doppel-NTC zur Temperaturkompensation
Genauigkeit	mg O ₂ /l: ± 0,1 mg O ₂ /l % Sättigung: ± 1%	Energieversorgung	24 V – 15%...+10%, 50 Hz
Stromausgang	0 – 20 / 4 – 20 mA, umsteckbar	Leistungsaufnahme	5,0 VA
Ortshöhenkorrektur	Möglich	Steilheitskorrektur	über frontseitiges Potentiometer
Schaltstrom	max. 0,4 A	Schaltspannung	max. 24 V
Schaltverzögerung	ca. 500 mS		

Tabelle 5: Technische Daten Sauerstoffmessumformer

Durch Kurzschließen einer Steckverbindung auf der Messplatine wurde der Stromausgang auf 4 ... 20 mA eingestellt. Die Ortshöhe wurde einmalig zu Beginn der Untersuchungen am Ortshöhenregler eingestellt. Reinigung der Sauerstoffelektrode und Kalibrierung wurden während der Versuchszeit alle 7 bis 14 Tage durchgeführt. Da die Elektroden empfindlich gegen Verschmutzung waren, wurde sicherheitshalber mit 2 Sauerstoffmessumformern gearbeitet, die zusätzlich regelmäßig mit mobilen, vom Labor am Institut kalibrierten Messgeräten, kontrolliert wurden. Gemessen wurde der Sauerstoffgehalt im mg/l.

5.3.3 pH-Wert-Messung

Die pH-Messung erfolgte mit einem pH-Messumformer (siehe Tabelle 6).

Anzeige	LCD 13 mm hoch, 3 1/2-stellig	Kabellänge	mehrere hundert Meter
Betriebsarten	pH, mV	Umgebungstemperatur	-10 ... +60 °C
Anzeigebereiche	pH: 0 ... 14,00 mV: 0 ... ± 1000 mV	Energieversorgung	24 V – 15%...+10%, 50 Hz
Genauigkeit	pH: ± 0,01 ± 1 Digit pH: ± 1mV ± 1 Digit	Leistungsaufnahme	5,0 VA
Stromausgang	0 – 20 / 4 – 20 mA, umsteckbar	Temperaturkompensation	0 ... 100 °C, manuell oder automatisch
Assymetriebereich	PH = 6,2 ... 7,8	Schaltstrom	max. 0,4 A
Steilheitsbereich	45...60 mV/pH (bei 20 °C)	Schaltspannung	max. 24 V
Schaltverzögerung	ca. 500 mS	Messbereich	PH = 2,00 ... 12

Tabelle 6: Technische Daten pH-Messumformer

Durch Kurzschließen einer Steckverbindung auf der Messplatine wurde der Stromausgang auf 4 ... 20 mA eingestellt. Die Temperaturkompensation wurde auf der Messplatine mit Hilfe eines Schiebeschalters auf manuell gestellt und wurde nachträglich durch Umrechnung der Werte sichergestellt. Die Reinigung und Kalibrierung (mit Pufferlösungen pH-7 und pH-4) der pH-Sonde wurde während der Versuchszeit alle 7 bis 14 Tage durchgeführt. Die Messungen wurden regelmäßig mit mobilen, vom Labor am Institut kalibrierten Messgeräten kontrolliert.

5.3.4 Redox-Messung

Die Redox-Messung erfolgte ebenfalls mit einem pH-Messumformer (siehe Tabelle 6). Durch Kurzschließen weiterer Steckverbindungen auf der Platine zur Änderung der Betriebsart und Verwendung einer Redox-Sonde konnte so eine Redox-Messung erfolgen. Auch hier wurde die Temperaturkompensation nachträglich rechnerisch berücksichtigt. Die Reinigung der Sonde wurde während der Versuchszeit alle 7 bis 14 Tage durchgeführt. Die Messungen wurden immer wieder mit mobilen, vom Labor am Institut kalibrierten Messgeräten kontrolliert.

5.3.5 Leitfähigkeitsmessung

Die Leitfähigkeitsmessung erfolgte mit einem Leitfähigkeitsmessumformer (siehe Tabelle 7).

Anzeige	LCD 13 mm hoch, 3 1/2-stellig	Kabellänge	bis hundert Meter
Betriebsarten	$\mu\text{S}/\text{cm}$, mS/cm	Umgebungstemperatur	-10 ... +60 °C
Messbereich	0 ... 999 $\mu\text{S}/\text{cm}$	Energieversorgung	24 V – 15%...+10%, 50 Hz
Genauigkeit	$\pm 0,5$ % vom Messwert ± 3 digit bei bis zu 8 m Kabellänge	Temperaturkompensation	automatisch
Stromausgang	0 – 20 / 4 – 20 mA, umsteckbar	Schaltstrom	max. 0,4 A
Schaltverzögerung	ca. 500 mS	Schaltspannung	max. 24 V
Messfrequenz	1 kHz	Leistungsaufnahme	5,0 VA
Zellenkonstante	0,995 ... 1,045 cm^{-1}		

Tabelle 7: Technische Daten Leitfähigkeitsmessumformer

Durch Kurzschließen einer Steckverbindung auf der Messplatine wurde der Stromausgang auf 4 ... 20 mA eingestellt. Die Zellkonstante wurde der Leitfähigkeitsmesszelle

entsprechend, über einen Zellenkonstantenregler auf der Messplatine auf 1,0 gestellt. Die Reinigung der Sonde wurde während der Versuchszeit alle 7 bis 14 Tage durchgeführt. Die Messungen wurden regelmäßig mit mobilen, vom Labor am Institut kalibrierten Messgeräten kontrolliert.

5.3.6 Datenerfassung

Das Gehäuse, in dem die Messgeräte eingebaut wurden, verfügt auf der Rückseite für jeden Einschub über Bananensteckdosen, über die ein Datenlogger angeschlossen werden kann. Der vom Institut zur Verfügung gestellte Logger konnte über eine serielle Schnittstelle mit Hilfe eines Computers programmiert und ausgelesen werden. Die Datenerfassung wurde anfangs alle 10 Sekunden durchgeführt. Da der Speicher für die Datenmenge zu klein war und eine derartige Auflösung für die Versuchsauswertung nicht notwendig war, entschloss man sich dazu die Messintervalle auf 2 Minuten zu erhöhen. Die Werte der zuvor durchgeführten Messungen wurden durch Streichung der Zwischenwerte auf die 2 Minuten-Werte reduziert.

5.3.7 Schwimmerschalter

Auf einem Vierkant-Nirosta-Profil, das auf der Reaktoroberkante über die Breite des Beckens montiert ist, befinden sich 2 Schwimmerschalter.

Sie geben bei Erreichen eines bestimmten Wasserspiegels ein elektrisches Signal an die Steuerung weiter. Ein Schwimmerschalter ist für den Oberwasserspiegel vorgesehen, der andere für den Unterwasserspiegel.

Die Schwimmerschalter werden von einem Kunststoff-Rohr DN80 zum Schutz vor Verschmutzung – speziell durch den Schwimmschlamm – umhüllt. Zusätzlich werden sie von einem Spülsystem vor jedem Dekantiervorgang ca. eine Minute lang mit sauberem Wasser abgespritzt.

5.3.8 Manuelle Stickstoffmessung

Zur regelmäßigen Messung des Ammonium- und Nitrat-Stickstoffs stand ein mobiles Laborphotometer zur Verfügung. Mit Hilfe von Küvetten-Tests war es möglich rasch vor Ort Untersuchungen der oben angeführten Parameter anzustellen, um die Funktionsfähigkeit der Anlage und die Qualität der Messungen des UV/VIS-Spektrometers zu überprüfen. (So konnte man 15 bis 20 Minuten nach der Probenahme bereits mit den Messergebnissen weiter arbeiten.) Man beschränkte sich bei dieser Analyseform auf die Entwicklung von Ganglinien von Ammonium und Nitrat, die repräsentativ für alle Zyklen gleicher Art und Dauer sein sollten. Es wurden für den Ammonium-Stickstoffgehalt Küvetten mit Messbereichen von 0,015 mg/l – 2,0 mg/l, bzw. 2 mg/l – 47 mg/l und für den Nitratstickstoff die Küvetten mit Messbereichen von 0,23 mg/l – 13,5 mg/l, bzw. 5 mg/l – 35 mg/l verwendet.

5.3.9 Automatische Nitrat-Stickstoffmessung

Zur automatischen Nitrat-Stickstoffmessung wurde dem Institut ein tauchfähiges UV/VIS-Spektrometer zur Verfügung gestellt.

Bei der Messung wird die Summe aus Nitrat-Stickstoff und Trockensubstanz beobachtet, da der Nitrat-Stickstoff alleine nicht bestimmt werden kann. Es ist daher notwendig, die Trockensubstanz zusätzlich zu bestimmen. Diese Bestimmung erfolgt ebenfalls mit dem UV/VIS-Spektrometer, dessen Bediensoftware die Trockensubstanz von der gemessenen Summe abzieht und so den Nitrat-Stickstoff-Gehalt anzeigen kann.

5.3.9.1 Beschreibung des UV/VIS-Spektrometers

Die Sonde ist ein 60 cm langer, 5 cm dicker, zylindrischer Stab, der etwa auf halber Länge einen Schlitz von einem Millimeter Breite und 2 cm Tiefe angeordnet hat, in dem sich die Messfenster und die Druckluftspülung zur Reinigung des Messschlitzes befinden. An einem Ende des Stabes befindet sich der wasserdichte Kabelanschluss für Stromversorgung und Datentransport. Abbildung 10 zeigt ein UV/VIS-Spektrometer.



Abbildung 10: UV/VIS-Spektrometer

5.3.9.2 Lage des UV/VIS-Spektrometers im Reaktor

Die Sonde wurde waagrecht in die Anlage gehängt.

Bei der Positionierung war zu beachten,

- dass die Sonde immer im Wasser hängt – also auch am Ende der Klarwasserabzugsphase
- dass die Sonde nicht zu tief hängt, damit der Messspalt nicht von den in der Absetzphase absinkenden Belebtschlammflocken verlegt wird,
- dass die automatische Druckluftspülung der Sonde den in der Absetzphase bereits abgesetzten Schlamm nicht remobilisiert,
- dass sich im Messspalt keine Luftblasen festsetzen können, die das Messergebnis beeinträchtigen könnten.

Man entschloss sich daher, die Sonde 10 cm unter dem niedrigsten Wasserspiegel (vorgegeben durch die Höhe des unteren Schwimmerschalters) zu positionieren.

Der Messspalt wurde ungefähr senkrecht angeordnet, um zu verhindern, dass sich Luftblasen festsetzen. Gespült wurde mit Druckluft der institutseigenen Druckluftleitung in Intervallen von zehn Minuten.

Die Luft wurde dabei für jeweils 3 Sekunden durch den Messspalt gedrückt und sollte ihn so frei von Ablagerungen halten.

5.3.9.3 Funktionsweise des UV/VIS-Spektrometers

Das UV/VIS-Spektrometer besteht aus drei Bauteilen:

- Sendeeinheit
- Empfangseinheit
- Messstrecke

Die **Sendeeinheit** ist die Lichtquelle in Form einer Xenon-Blitzlampe. Unterstützt wird diese von einem optischen System zur Lenkung des Lichtstrahls und einer Regelelektronik zur Steuerung der Lampe.

In der **Messstrecke** passiert das Xenon-Licht den medienerfüllten Raum zwischen den Messfenstern und kann so mit dem zu untersuchenden Messmedium in Wechselwirkung treten.

Ein zweiter Lichtstrahl wird innerhalb der Sonde als sogenannter Kompensationslichtstrahl über eine interne Vergleichsstrecke geführt. Das ermöglicht, Störungen im Messprozess zu erkennen und automatisch zu kompensieren, bzw. Systemmeldungen an die Bediensoftware weiter zu geben. Man spricht in diesem Zusammenhang auch von einem Zweistrahl-Messgerät.

Je kürzer die Messstrecke ist, desto größer der erfassbare Messbereich, je länger die Messstrecke, desto höher die Genauigkeit. Eine natürliche Grenze ist jedoch die Trübung des Messmediums, die die Messstrecke nach oben hin limitiert.

Tabelle 8 soll die Anwendungsbereiche unterschiedlich langer Messstrecken verdeutlichen:

Messstrecke [mm]	Messmedium
100	Trinkwasser
35	Flusswasser
1-5	Abwasser

Tabelle 8: Anwendungsbereiche für UV/VIS-Spektrometer mit unterschiedlichen Messstrecken

Während dieser Diplomarbeit wurde mit einem UV/VIS-Spektrometer mit einer Messstrecke von nur 1 mm gearbeitet.

Gemessen wird der negative dekadische Logarithmus der Schwächung der Lichtstärke, die durch ein Messmedium bewirkt wird.

Die Absorption ist proportional der Konzentration einer Substanz im Messmedium. Je höher die Konzentration einer Substanz, desto mehr Licht wird absorbiert. Jede Substanz

absorbiert Licht bei für sie typischen Wellenlängen. Die Darstellung des Absorptionsspektrums erfolgt durch einen sogenannten **Fingerprint**.

Aus einem Fingerprint können Parameter und Konzentrationen berechnet werden. Die dazu notwendigen Informationen werden in einer **globalen Kalibration** gespeichert. Sie ist allerdings nur eine Anpassung auf häufig auftretende Anwendungsbereiche.

Mit Hilfe der **lokalen Kalibration** lässt sich die Sonde auf die konkrete Zusammensetzung des Messmediums einstellen. Sie basiert auf der globalen Kalibration und stellt normalerweise einen linearen Zusammenhang zwischen der im Labor ermittelten Konzentration und dem spektral gemessenen Parameter dar.

Vor der Durchführung der lokalen Kalibration muss mit mehreren Stichproben, den **Samples**, die Zusammensetzung des Messmediums erfasst werden.

Die **Empfangseinheit** befindet sich auf der Seite des Anschlusskabels. Sie besteht aus dem Detektor und der Betriebselektronik.

Ein optisches System fokussiert Mess- und Kompensations-Lichtstrahlen und leitet beide auf den Detektor.

Im Detektor wird das Licht durch 256 feststehende Photodioden empfangen, wodurch hier auf empfindliche, bewegliche Bauteile verzichtet werden kann. Das Prinzip soll Abbildung 11 verdeutlichen.

Die Betriebselektronik übernimmt die gesamte Regelung und Steuerung des Messablaufs, sowie unterschiedliche Bearbeitungsschritte zur Berechnung von Fingerprints.

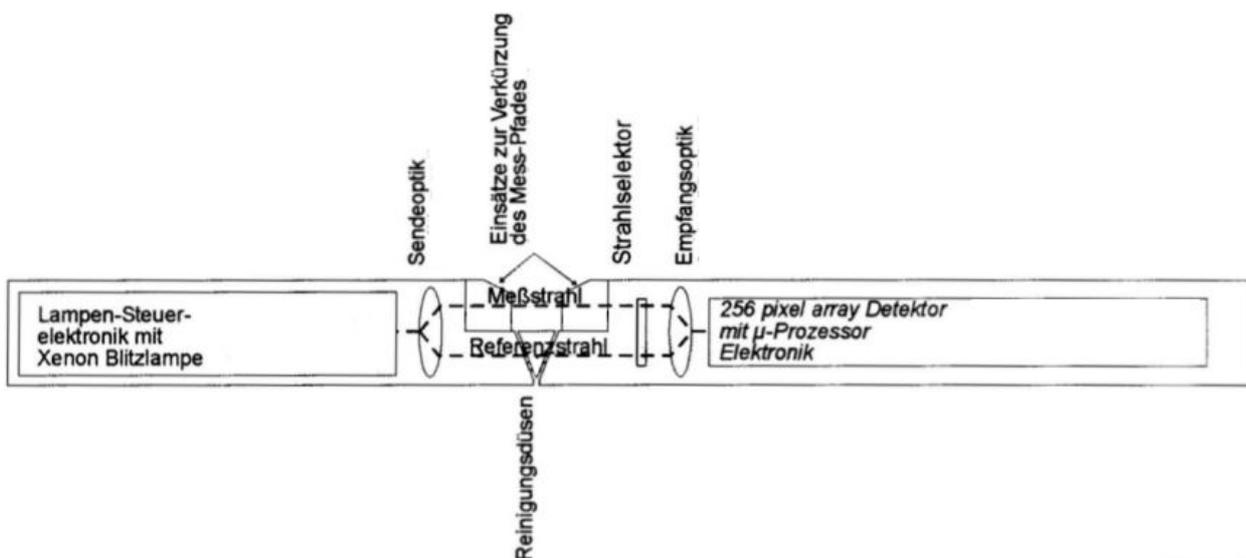


Abbildung 11: Prinzipskizze eines UV/VIS-Spektrometers

5.3.9.4 Lokale Kalibration des UV/VIS-Spektrometers

Mit Hilfe der lokalen Kalibration wird die Sonde auf die aktuelle Zusammensetzung des zu messenden Mediums eingestellt.

Die Datengrundlage für die lokale Kalibration bilden die Ergebnisse aus:

- Analysen von Proben, die im institutseigenen Labor durchgeführt wurden und
- mit dem UV/VIS-Spektrometer gemessenen Absorptionsspektren.

Die Güte der Kalibration beeinflusst:

- die Verfahrensstandardabweichung der analytischen Vergleichsmethoden und
- den gesamten Probenahmenfehler (Medienhomogenität, biochemische Umsetzungen zwischen Probenahme und Analyse, usw.).

Referenzmessung mit dem UV/VIS-Spektrometer:

Eine Referenzmessung dient zur Definition der Nullpunkte aller Wellenlängen und verhindert bei richtiger Anwendung eine Verfälschung der Messwerte.

Für die Messung wurde ein Mehrzweck-Überschub (siehe Abbildung 12) über die gereinigte Messstrecke des UV/VIS-Spektrometers geschoben und diese durch die Öffnung in der Mantelfläche des Überschubzylinders mit destilliertem Wasser gefüllt. Die Referenzierung erfolgte mit Hilfe der Bediensoftware des UV/VIS-Spektrometers automatisch.

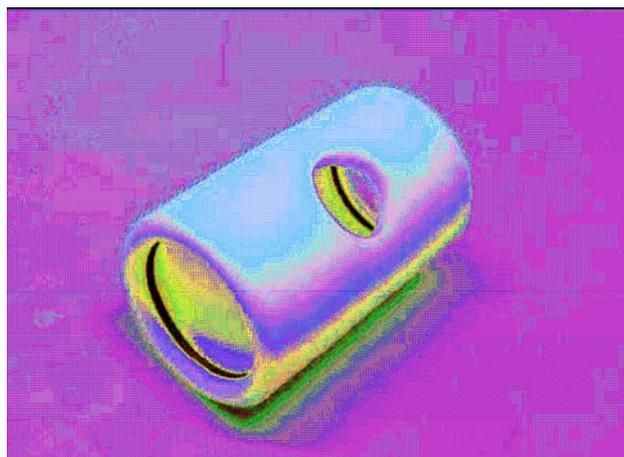


Abbildung 12: Mehrzweck-Überschub für UV/VIS-Spektrometer

Probenahme für die lokale Kalibration:

Insgesamt wurden drei Proben zur Durchführung der lokalen Kalibration hergestellt. Das Ziel war die Gewinnung von reaktorspezifischen Wässern mit verschiedenem Trockensubstanz-Gehalt, denen NO_3^- - und NO_2^- -Laborstandardlösungen zugesetzt wurden.

- **Probe 1 (PN1):** Das Messmedium wurde dabei direkt aus der Versuchskläranlage 5 Minuten nach Beendigung der Rührphase, bzw. nach Beginn der Belüftungsphase entnommen und in 2 Plastik-Schraubflaschen zu je einem Liter und eine Glas-Schraubflasche (2 Liter) abgefüllt. Anschließend wurden die Proben in der Glasschraubflasche und einer Plastik-Schraubflasche mit 1 ml H_2SO_4 (1:2) pro Liter stabilisiert.
- **Probe 2 (PN2):** Zeitgleich mit Probenahme 1 wurden 6 Kübel zu je 15 Litern aus der Versuchskläranlage abgeschöpft. Nach einer Standzeit von 30 Minuten wurde das Klarwasser vom abgesetzten Schlamm aus den Kübeln abgezogen und der Schlamm aller 6 Kübel in einen Bottich geleert und vermischt. Anschließend wurden die Proben entnommen (2 x 1 Liter Plastik-Schraubflaschen, 1 x 2 Liter Glas-Schraubflaschen) und wie bei PN1 stabilisiert.
- **Probe 3 (PN3):** Nach einer Standzeit von einer Stunde wurde aus dem Bottich das Klarwasser vom abgesetzten Schlamm abgehoben, der Schlamm verrührt und die Proben entnommen (2 x 1 Liter Plastik-Schraubflaschen, 1 x 2 Liter Glas-Schraubflaschen) und wie bei PN1 stabilisiert.

Jeweils eine 1 Liter Plastik-Schraubflasche (stabilisiert) wurde für die Laboranalysen bereitgestellt, jeweils eine 1 Liter Plastik-Schraubflasche (nicht stabilisiert) wurde für die Messungen mit dem UV/VIS-Spektrometer und jeweils eine 2 Liter Glas-Schraubflasche (stabilisiert) wurde als Rückstellprobe aufgehoben.

Aufbereitung der Proben für die Messungen mit dem UV/VIS-Spektrometer:

Aus den für die Messungen mit dem UV/VIS-Spektrometer vorgesehenen Flaschen wurde für jede Probe nach mehrmaligem Wenden (um eine bessere Durchmischung zu erreichen) Messmedium entnommen. Das Messmedium wurde danach über einen Papierfilter abfiltriert und in ein Messglas gegossen. Das Messvolumen ist Tabelle 9 zu entnehmen.

Anschließend wurde mit einer Kolbenhubpipette jeweils $\text{NO}_3\text{-N}$ -Standard (50 mg N/l) und $\text{NO}_2\text{-N}$ -Standard (20mg N/l) gemäß Tabelle 9 dazu pipettiert. Die Standards wurden dabei zuvor vom Institutslabor hergestellt und nachgemessen.

Abfiltrierte Probe [ml]	$\text{NO}_3\text{-N}$ Standard (50 mg N/l) [ml]	$\text{NO}_2\text{-N}$ Standard (20 mg N/l) [ml]
100	0	0
50	40	10
60	10	30
75	20	5
80	5	15
95	2	3
90	1	9
40	25	35
70	3	27

Tabelle 9: Probenzusammensetzung für die lokale Kalibration des UV/VIS-Spektrometers

Messung der Proben mit UV/VIS-Spektrometer:

Dem UV/VIS-Spektrometer wurde dazu der Mehrzweck-Überschub (siehe Abbildung 12 - Mehrzweck-Überschub für UV/VIS-Spektrometer) übergeschoben und die hergestellte Probe in den Überschub gefüllt. Anschließend wurden die Messungen durchgeführt.

Die Messungen des UV/VIS-Spektrometers erfolgten in Intervallen von einer Minute. Die Ergebnisse wurden an die Bediensoftware des angeschlossenen Computers weitergeleitet. Aus ihnen wurden die Samples erstellt.

Pro Sample benötigte die Bediensoftware mindestens 10 Messungen. Für einen Sample wurde das UV/VIS-Spektrometer deshalb pro Probe etwa 10 Minuten mit kreisenden Bewegungen (um eine gute Durchmischung der Probe gewährleisten zu können) in der Waagrechten gehalten.

Danach wurde die Probe verworfen, der Überschub und die Messfenster mit destilliertem Wasser gereinigt und die nächste Probe hergestellt und gemessen. Die Ergebnisse der Samples sind im Anhang nachzulesen.

Anpassung der lokalen Kalibration:

Nachfolgend wurden die für das Institutslabor bestimmten Proben vom Labor analysiert. Mit Hilfe einer speziellen Software wurden die vom UV/VIS-Spektrometer erzeugten Samples an die Messdaten des Institutslabors angepasst.

Die lokale Kalibration war damit abgeschlossen.

5.4 Daten der Versuchskläranlage

5.4.1 Kläranlagentyp

Die Versuchsanlage wurde während der Diplomarbeit als Anlage mit schubweiser Beschickung und Vorspeicher betrieben. Die Beobachtungen erfolgten bei konstanter, maximaler Füllung (siehe Abbildung 13).

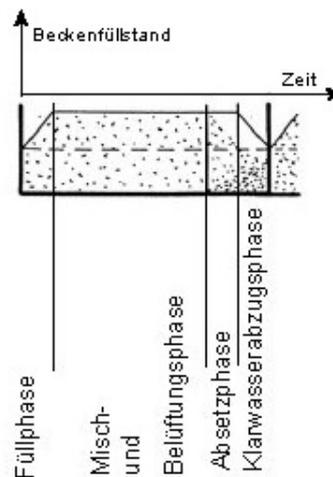


Abbildung 13: Ganglinie des Beckenfüllstandes bei konstantem Füllvolumen und einmaligem, schubweisen Beschicken aus einem Vorspeicher (BGBl. Nr. 186/1996)

5.4.2 Zyklenfolge zu Beginn der Versuchsphase

Die Zyklenfolge wurde während der Versuchszeit immer wieder angepasst. Für die Berechnung der hydraulischen und stofflichen Belastung wurden folgende Werte herangezogen:

Reaktionsphase:	t_R	=	5,25 h
Sedimentationsdauer:	t_{Sed}	=	0,50 h
Klarwasserabzugsphase:	t_{Ab}	=	0,25 h
Gesamtzykluszeit:	t_Z	=	6,00 h
Anzahl der Zyklen pro Tag:	n_Z	=	4

5.4.3 Reaktorgeometrie

Fläche:	A	=	2,00 m ²
Wassertiefe:	h_w	=	0,90 m
Min. Wassertiefe:	$h_{w,min}$	=	0,60 m
Beckenvolumen:	V	=	$2 \times 0,9 = 1,80 \text{ m}^3$
Zufluß pro Zyklus:	ΔV	=	$(0,9 - 0,6) \times 2 = 0,60 \text{ m}^3$
Austauschverhältnis:	$\Delta V/V$	=	33 %

5.4.4 Belastung der Versuchskläranlage

Da die Diplomarbeit weniger auf die Qualität des abgezogenen Klarwassers, sondern mehr auf die Ab- und Umbauprozesse während eines Zyklus abzielte, ist eine Dimensionierung, wie sie im ATV-Merkblatt M-210 (DWA, 1997) beschrieben wird, nicht sinnvoll. Trotzdem ist eine Abschätzung der Anlagenbelastung auf Grund der anfallenden Rohwassermenge möglich.

5.4.5 Hydraulische Belastung

Durchschnittlich wurde mit 4 Zyklen pro Tag gearbeitet.

Der Zufluss pro Zyklus betrug 0,60 m³.

Daraus ergibt sich eine täglich verarbeitbare Abwassermenge von 2,40 m³.

Bei einem Abwasseranfall von 150 l/EGW.d (Liter pro Einwohnergleichwert und Tag) ergibt sich daraus eine Anlagenkapazität, die ausreicht um täglich das Abwasser von 16 Einwohnergleichwerten reinigen zu können (Trennkanalisation vorausgesetzt).

5.4.6 Organische Belastung

Aus vorangegangenen Untersuchungen wurde für den Zulauf zur Versuchsanlage der chemische Sauerstoffbedarf CSB ermittelt.

Die Messung stammt vom 11.06.2003, einem Sommertag ohne Regen. Dadurch kann man annehmen, dass die Fracht an CSB nicht durch Regenwasser „verdünnt“ worden ist.

Die Zusammensetzung des Abwassers entspricht damit einem Abwasser, das auch aus einer Trennkanalisation stammen hätte können.

Somit kann die Berechnung mit jener über die hydraulische Belastung (siehe oben) verglichen werden.

Gegeben:

CSB	=	892	mg/l
Austauschvolumen	=	300	l
Zyklen pro Tag	=	4	
CSB-Fracht pro			
Einwohner und Tag	=	120	g/E.d (nach ATV-Arbeitsblatt A-131; DWA, 2000)

Gesucht:

Anzahl der Einwohnerequivalente EGW, die dieser Fracht entsprechen:

$(892 \times 600) / 1000$	=	535,2	g / Zyklus
$535,2 \times 4$	=	2140,8	g / Tag
$2140,8 / 120$	=	17,84	Einwohner

Über die Berechnung nach der stofflichen Belastung ergibt sich eine Anlagengröße, die ausreicht um das Abwasser von 16 Einwohnerequivalenten pro Tag zu behandeln.

Diese Berechnung stimmt damit mit der Berechnung über die hydraulische Belastung (Ergebnis: 16 EGW) gut überein.

5.4.7 Sauerstoffzufuhr

Neben der Anpassbarkeit und Regelbarkeit kennzeichnen die Sauerstoffzufuhr und der Sauerstofftrag die Leistung und die Wirtschaftlichkeit von Belüftungseinrichtungen in Belebungsanlagen.

Von der Belüftungseinrichtung hängt die Abbauleistung der aeroben Mikroorganismen ab. Sie soll dafür sorgen, dass:

- den Mikroorganismen in der Belüftungsphase immer ausreichend Sauerstoff zu Verfügung steht
- eine totale Durchmischung des Abwassers gewährleistet ist und es dadurch nicht zu einer Zonenbildung von unterschiedlich stark angereicherten Bereichen kommt. Kann eine totale Durchmischung nicht erreicht werden, muss mit einer zusätzlichen mechanischen Umwälzvorrichtung die Zonenbildung verhindert werden.

Anforderungen, die an das Belüftungssystem gestellt werden:

1. Regelbarkeit
2. Betriebssicherheit
3. Wirtschaftlichkeit

Die optimale Ausnutzung des eingetragenen Sauerstoffes ist abhängig von:

1. Einblastiefe
2. Luftblasengröße (Austauschoberfläche, Anzahl, Steiggeschwindigkeit)
3. Turbulenz
4. (Beckentiefe)

5.5 Bewertung der Qualität des Sauerstoffzufuhrsystems in der Versuchskläranlage

Eine Bewertung der Qualität eines Sauerstoffzufuhrsystems ist mit Hilfe von Sauerstoffzufuhrversuchen möglich. Das ATV-Merkblatt M 209 (DWA, 1996) unterscheidet dabei Versuche in Reinwasser und in belebtem Schlamm.

Es wurden sowohl im Reinwasser, als auch unter Betriebsbedingungen Versuche vorgenommen, wobei die Messtechnik und die Versuchsauswertung unter beiden Bedingungen die gleichen waren.

Da der Sauerstoffbedarf temperaturabhängig ist, musste die Sauerstoffzufuhr auf eine Bezugstemperatur von $T=20\text{ °C}$ umgerechnet werden. Für die Versuche im Reinwasser wurde Leitungswasser (Trinkwasser) herangezogen.

Damit sollte die höchste Reproduzierbarkeit der Versuchsergebnisse sichergestellt werden. Bei den Versuchen im belebten Schlamm wurde zuerst der Abwasserzufluss unterbrochen und dann der Zeitpunkt abgewartet, ab dem sich eine annähernd konstante Atmung - gekennzeichnet durch einen konstanten Sauerstoffgehalt - eingestellt hatte.

In Reinwasser wurden vier verschiedene Belüftungseinstellungen untersucht. Die schwächste Belüftungsleistung konnte $6\text{ m}^3/\text{h}$ Druckluft eintragen, die stärkste $14\text{ m}^3/\text{h}$ (Belüftungsstufen: 1 – $6\text{ m}^3/\text{h}$, 2 – $10\text{ m}^3/\text{h}$, 3 – $12\text{ m}^3/\text{h}$, 4 – $14\text{ m}^3/\text{h}$).

In belebtem Schlamm wurden nur 3 Belüftungseinstellungen untersucht, da aus den Ergebnissen der Belüftungsstufen 1 – $6\text{ m}^3/\text{h}$, 2 – $10\text{ m}^3/\text{h}$ und 3 – $12\text{ m}^3/\text{h}$ bereits ersichtlich war, dass die vierte Stufe ($14\text{ m}^3/\text{h}$) überdimensioniert sein würde.

Die Druckluft wurde dem hauseigenen Druckluftsystem entnommen. Die Regelung erfolgte über ein Druckluft-Regelventil.

Die Druckluftmengenmessung erfolgte durch Vorschalten einer mechanisch arbeitenden Gasmengenmessung. Dabei ergab sich das Problem, dass der Messwiderstand des Messgerätes den Lufteintrag halbierte. Dieser Umstand wurde bei den anschließenden Versuchen durch Erhöhung des Luftdrucks berücksichtigt.

Zur kontinuierlichen Messung des Sauerstoffgehaltes wurden 2 mobile Messgeräte und ein Einbaumessgerät herangezogen. Die Temperatur wurde von 2 Einbaumessgeräten beobachtet.

Ein Daten-Logger zeichnete den Sauerstoffgehalt und die Temperatur in Intervallen von 60 Sekunden auf. Die Messungen wurden bei Wassertemperaturen zwischen 12 °C und 17 °C

durchgeführt. Die Umrechnung auf die Bezugstemperatur wird nachfolgend beschrieben. Um den Sauerstoffgehalt des Reinwassers zu reduzieren, wurde Natriumsulfit Na_2SO_3 als Reduktionsmittel eingestreut, als Katalysator für diese Reaktion diente Kobaltchlorid CoCl_2 .

5.5.1 Begriffsbestimmungen

Belüftungskoeffizient, $k_{L}a_T$ bzw. $\alpha k_{L}a_T$ [h^{-1}]

Der Belüftungskoeffizient ist der Kennwert für die in einem bestimmten Becken auf eine bestimmte Leistung eingestellte Belüftungseinrichtung. Er wird aus dem Sauerstoffzufuhrversuch bei der Wassertemperatur T [$^{\circ}\text{C}$] errechnet. Bei gleicher Belüftungseinstellung steigt $k_{L}a_T$ (bzw. $\alpha k_{L}a_T$) mit steigender Temperatur. Es gilt:

$$k_{L}a_{20} = k_{L}a_T \cdot 1,024^{(20-T)}$$

$k_{L}a_{20}$	[h^{-1}]	Belüftungskoeffizient für Reinwasser bei 20°C
$k_{L}a_T$	[h^{-1}]	Belüftungskoeffizient für Reinwasser bei $T^{\circ}\text{C}$
T	[K]	Wassertemperatur während der Versuchsdurchführung
1,024	[-]	Konstante (wurde im Sinne internationaler Übereinstimmung entsprechend ASCE-Standard gewählt.)

Sauerstoffzufuhr in Reinwasser, OC [kg/h]:

OC ist die Masse [kg] an Sauerstoff, die von einer Belüftungseinrichtung beim Sauerstoffgehalt von $C = 0$ mg/l, bei einer Wassertemperatur von 20°C und atmosphärischem Normaldruck (1.013 hPa) in einer Stunde in einem mit Reinwasser gefülltem Becken bestimmter Größe gelöst wird. Es gilt:

$$OC = \frac{V \cdot k_{L}a_{20} \cdot C_{s,20}}{1000}$$

OC	[kg/h]	Sauerstoffzufuhr in Reinwasser unter Standardbedingungen ($T=20^{\circ}\text{C}$, $p_0=1013$ hPa, $C=0$)
V	[m^3]	Reaktorvolumen
$C_{s,20}$	[mg/l]	Bei Reinwasserversuchen gemessene Sauerstoff-Sättigungskonzentration
$k_{L}a_{20}$	[h^{-1}]	Belüftungskoeffizient für Reinwasser bei 20°C

Sauerstoffzufuhr im belebten Schlamm, αOC [kg/h]

αOC ist die Masse [kg] an Sauerstoff, die von einer Belüftungseinrichtung beim Sauerstoffgehalt von $C = 0$ mg/l, bei einer Wassertemperatur von 20°C und atmosphärischem Normaldruck (1.013 hPa) in einer Stunde in einem mit belebtem Schlamm gefüllten Becken bestimmter Größe gelöst wird. Es gilt:

$$\alpha OC = \frac{V \cdot \alpha k_L a_{20} \cdot \beta \cdot C_{S,20}}{1000}$$

αOC [kg/h] Sauerstoffzufuhr im belebtem Schlamm unter Standardbedingungen ($T=20^\circ\text{C}$, $p_0=1013\text{hPa}$, $C=0$)

$\alpha k_L a_{20}$ [h^{-1}] Belüftungskoeffizient für Belbtschlamm bei 20°C

β [-] Salzfaktor

V [m^3] Schlammvolumen

Spezifische Sauerstoffzufuhr, OC_{SP} [$\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{m}$]

Die spezifische Sauerstoffzufuhr ist ein Bezugswert, der zum Vergleich der Belüftungseinrichtungen benutzt werden kann.

$$OC_{SP} = \frac{OC}{Q_L \cdot h_E} \cdot 1000$$

OC [kg/h] Sauerstoffzufuhr in Reinwasser unter Standardbedingungen ($T=20^\circ\text{C}$, $p_0=1013$ hPa, $C=0$)

Q_L [m^3/h] Eingeblassene Luftmenge pro Stunde

h_E [h^{-1}] Einblastiefe

α -Wert (Grenzflächenfaktor), [-]

Durch verschiedene Abwasserinhaltsstoffe, vorrangig grenzflächenaktive Stoffe, wird bei sonst gleichartigen Bedingungen $k_L a$ im Abwasser bzw. dem belebten Schlamm meist kleiner als im Reinwasser. Zum Vergleich dient der α -Wert, er ist definiert als:

$$\alpha = \left(\frac{k_L a_{20} \text{ in belebtem Schlamm}}{k_L a_{20} \text{ Reinwasser}} \right)$$

Beide k_{La} -Werte müssen dabei im gleichen Becken mit der gleichen Belüftungseinrichtung und mit gleicher Belüftungsintensität bestimmt werden, weil α nicht nur von der Abwasserbeschaffenheit, sondern in stärkerem Maße vom Belüftungssystem abhängt.

Standard-Sauerstoffsättigungswert, $C_{SS,T}$ [mg/l]

Der Standard-Sauerstoffsättigungswert stellt sich in Wasser bei konstanter und gleicher Temperatur von Wasser und wassergesättigter Luft bei einem Druck von 1013 hPa ein. Standard-Sättigungswerte sind in DIN 38408-23 (1987) in Abhängigkeit von der Temperatur tabelliert.

Sauerstoffsättigungswert, $C_{S,T}$ [mg/l]

Der Sauerstoffsättigungswert stellt sich in einem Becken mit zehrungsfreiem Wasser bei konstanter Belüftung und konstanter Wassertemperatur ein, d.h. der Sättigungswert ist erreicht, wenn sich der Sauerstoffgehalt im Becken nicht mehr ändert. Die Bestimmung des Sauerstoffsättigungswertes ist nur bei Reinwasserversuchen möglich. Sie erfolgt entweder chemisch nach EN 25813 (1992), oder mittels genau kalibrierter Sauerstoffelektroden nach EN 25814 (1992). Zur Bestimmung von k_{La} ist die genaue Kalibrierung nicht erforderlich. Für die Druckluftbelüftung kann aufgrund vieler Erfahrungen näherungsweise der Druck bei halber Einblastiefe zur Berechnung des Sättigungswertes verwendet werden.

Es gilt:

$$C_{S,T} = C_{SS,T} \cdot \left(1 + \frac{h_E}{20,7}\right)$$

$C_{S,T}$	[mg/l]	Bei Reinwasserversuchen gemessene Sauerstoff-Sättigungskonzentration, oder berechnete Sauerstoff-Sättigungskonzentration bei T °C
$C_{SS,T}$	[mg/l]	Standard-Sauerstoffsättigungskonzentration (wasserdampfgesättigte Luft, p = 1013 hPa) bei T °C
h_E	[m]	Einblastiefe (Wasserhöhe über den Austrittsöffnungen der Belüftungselemente bei ausgeschalteter Belüftung)

β -Wert (Salzfaktor)

Korrekturbeiwert, der vorhandene Neutralsalze berücksichtigt. Er spielt in dieser Arbeit keine Rolle und wird daher mit $\beta = 1$ gesetzt.

5.5.2 Vorstellung der Absorptionsmessung

Bei Absorptionsmessungen nach ATV-Merkblatt M 209 (DWA, 1996) wird die Sauerstoffzufuhr aus dem Anstieg eines zuvor künstlich abgesenkten Sauerstoffgehaltes bestimmt (siehe Abbildung 14).

5.5.2.1 Absorptionsmessung in Reinwasser

Bei Reinwasserversuchen wird durch die Zugabe einer bestimmten Menge an Natriumsulfit (Na_2SO_3) der im Wasser gelöste Sauerstoff reduziert. Es muss sichergestellt werden, dass sich nach dem Einschalten der Belüftung die Strömungsverhältnisse noch bei $C = 0 \text{ mg/l}$ stabilisieren. Durch die Absorption (Lösung) des Sauerstoffs der Luft im Wasser steigt der Sauerstoffgehalt nach der Sättigungsfunktion (siehe Abbildung 14).

$$C_t = C_{S,T} - (C_{S,T} - C_0) \cdot e^{-k_{La} \cdot t}$$

C_t	[mg/l]	Konzentration an gelöstem Sauerstoff im Wasser zur Zeit t bei Absorptions- oder Desorptionsmessungen
$C_{S,T}$	[mg/l]	Bei Reinwasserversuchen gemessene Sauerstoff-Sättigungskonzentration, oder berechnete Sauerstoff-Sättigungskonzentration bei $T^\circ\text{C}$
C_0	[mg/l]	Konzentration an gelöstem Sauerstoff im Wasser zur Zeit $t=0$ bei Absorptions- oder Desorptionsmessungen
k_{La}	$[\text{h}^{-1}]$	Belüftungskoeffizient für Reinwasser bei $T^\circ\text{C}$
T	[h]	Zeit

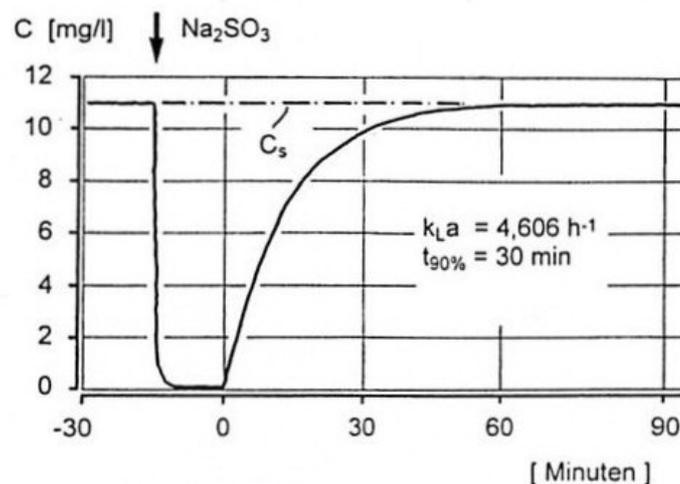


Abbildung 14: Verlauf des Sauerstoffgehaltes bei einem Absorptionsversuch mit Reinwasser (DWA, 1996)

5.5.2.2 Absorptionsversuch in belebtem Schlamm

Bei Messungen mit belebtem Schlamm wird nach dem Erreichen einer konstanten Atmung die Belüftung abgeschaltet und das Becken mechanisch durchmischt. Infolge der Atmung sinkt der Sauerstoffgehalt einer linearen Funktion folgend auf Null.

Nach Einstellung der zu untersuchenden Belüftungsleistung steigt der Sauerstoffgehalt im belebten Schlamm ebenfalls nach einer Sättigungsfunktion auf den scheinbaren Sättigungswert C^* (siehe Abbildung 15).

$$C_t = C^* - (C^* - C_0) \cdot e^{-\alpha k_L a_T \cdot t}$$

C^*	[mg/l]	Bei der Auswertung eines Absorptions- oder Desorptionsversuches mit belebtem Schlamm berechnete, scheinbare Sauerstoff-Sättigungskonzentration
C_0	[mg/l]	Konzentration an gelöstem Sauerstoff im Wasser zur Zeit $t=0$ bei Absorptions- oder Desorptionsmessungen
αk_{LaT}	[h ⁻¹]	Belüftungskoeffizient für Belbtschlamm bei T °C
t	[h]	Zeit

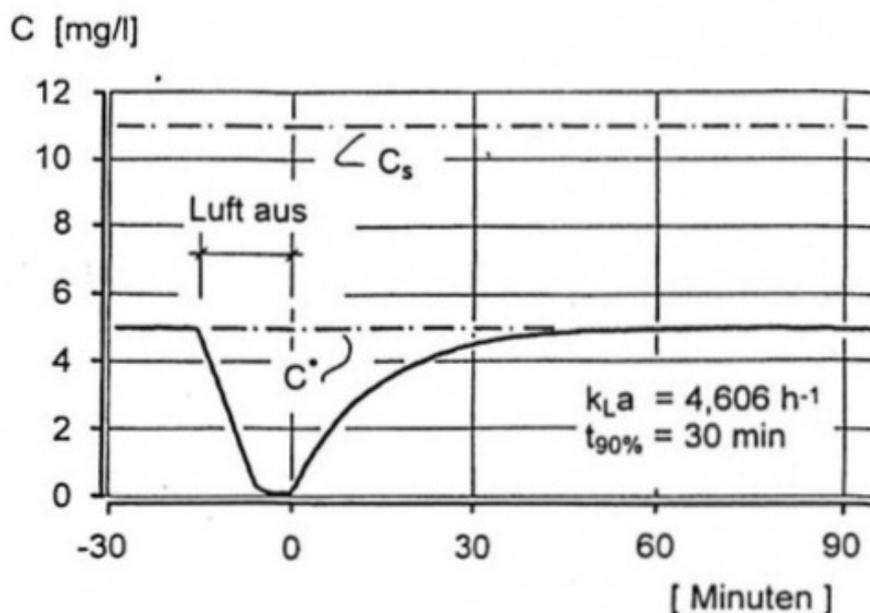


Abbildung 15: Verlauf des Sauerstoffgehaltes bei einem Absorptionsversuch in belebtem Schlamm (DWA, 1996)

5.5.3 Vorstellung der Desorptionsmessung

Bei Desorptionsmessungen nach ATV-Merkblatt M 209 (DWA, 1996) wird die Sauerstoffzufuhr aus der Abnahme des zuvor künstlich erhöhten Sauerstoffgehaltes bestimmt. Die Erhöhung des Sauerstoffgehaltes kann sowohl in Reinwasser, als auch in belebtem Schlamm durch Begasen mit Reinsauerstoff erfolgen (siehe Abbildung 16).

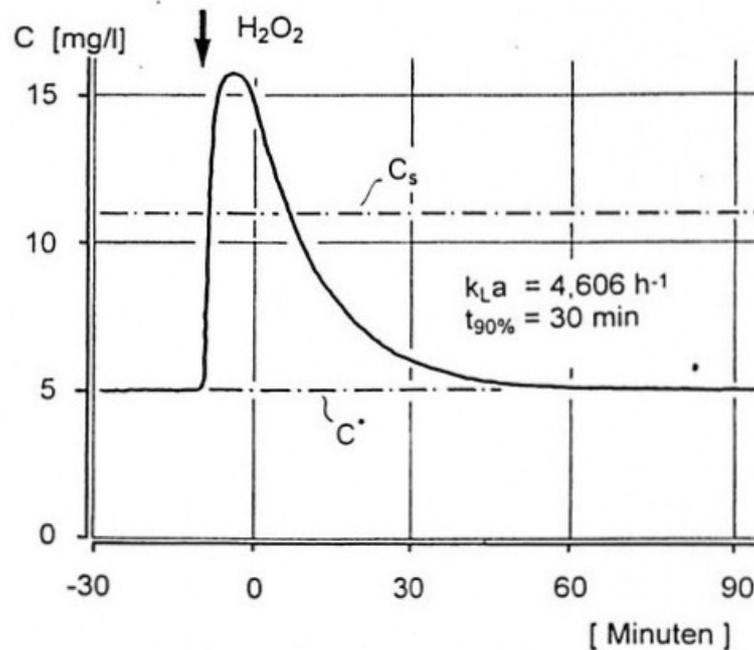


Abbildung 16: Verlauf de Sauerstoffgehaltes bei einem Desorptionsversuch in belebtem Schlamm (DWA, 1996)

5.5.4 Begründung für die Verfahrenswahl

Da beide Verfahren das gleiche Ergebnis versprechen, entschloss man sich im Rahmen dieser Arbeit zu Absorptionsmessungen. So konnte man für die Versuche die hauseigene Druckluft-Leitung verwenden. Die Anschaffung von Reinsauerstoff und das Hantieren damit (Explosionsgefahr) waren damit nicht nötig.

5.5.5 Auswertung der Messungen

Aus den gemessenen Wertepaaren C_t und t werden durch nichtlineare Regression die Parameter C_0 , C_S bzw. C^* und $k_L a$ bzw. $\alpha k_L a$ ermittelt. Die Berechnung erfolgt mit Hilfe der Software OCAW, die dem ATV-Merkblatt M 209 (DWA, 1996) auf Diskette beigelegt war.

Im folgenden werden die Ergebnisse aus den Versuchen mit 4 unterschiedlichen Belüftungsstufen für Reinwasser und 3 unterschiedlichen Belüftungsstufen für belebten Schlamm diskutiert. Als zusätzliche Parameter wurden für die Berechnung weiters angegeben:

- Volumen: 2 m³
- Temperatur: 12,2°C – 14,6°C
- Luftmenge: 6 m³/h; 10 m³/h; 12 m³/h; 14 m³/h
- Einblastiefe: 0,90 m
- Messintervall: 40 Sekunden, außer Stufe 1 (60 Sekunden) für Reinwasser, 120 Sekunden für Belebtschlamm

Es wurden bei jeder Stufe 49 Werte C_t eingegeben und daraus jeweils eine Messreihe mit Ausgleichsfunktion generiert. Die Qualität der Messungen lässt sich an Hand der berechneten Residuen der Regression und der Form der Ausgleichsfunktion beurteilen.

5.5.5.1 Reinwasserversuch Stufe 1 – Luftmenge: 6m³/h

Die Werte für C_T können im Anhang - Messergebnisse und Berechnung der Mittelwerte Stufe 1 - nachgelesen werden. Die dort befindliche Abbildung 38 zeigt eine Ausgleichsfunktion. Sie stellt die Messwerte als Regressionskurve dar. Die Residuen weisen eine zufällige Streuung auf und bestätigen damit die Qualität des Versuches.

Die berechneten Werte der Stufe 1 werden in einer Gegenüberstellung mit den anderen Stufen in Tabelle 10 aufgelistet.

Die Ausgleichsfunktion erreicht erst nach knapp 44 Minuten den geforderten $t_{90\%}$ -Wert. ($C_s = 11,14\text{mg/l}$, 90% davon: $10,03\text{mg/l}$). Obwohl in Abweichung zu den anderen Stufen in diesem Versuch mit Intervallen von 60 Sekunden gemessen wurde und damit ein größerer Versuchszeitraum zu Verfügung stand, konnte das im ATV-Merkblatt M 209 (DWA, 1996) geforderte Verhältnis $t_A/t_{90\%} > 150\%$ mit 109% nicht erreicht werden. Um dieses Verhältnis erreichen zu können, müsste man mindestens 66 Minuten lang belüften.

In der Versuchsanlage, deren Belüftungsphase im Betrieb 3 Stunden beträgt, wäre die geforderte Zeit $t_{90\%} = 66$ Minuten kein Problem.

Da das Ziel dieser Testreihe aber nicht darin lag, das Reinwasser so effektiv wie möglich zu belüften, sondern in weiterer Folge den belebten Schlamm, kann man aus den Ergebnissen schließen, dass diese Belüftungsstufe für belebten Schlamm zu schwach wäre um die Mikroorganismen ausreichend mit Sauerstoff zu versorgen. Damit verbunden wäre eine eingeschränkte Abbauleistung der Mikroorganismen und eine Verlängerung der Belüftungsphase.

5.5.5.2 Reinwasserversuch Stufe 2 – Luftmenge: 10m³/h

Die Werte für C_T können im Anhang - Messergebnisse und Berechnung der Mittelwerte Stufe 2 - nachgelesen werden. Die dort befindliche Abbildung 39 zeigt eine Ausgleichsfunktion. Sie stellt die Messwerte als Regressionskurve dar.

Die Residuen weisen eine zufällige Streuung auf und bestätigen damit die Qualität des Versuches.

Die berechneten Werte der Stufe 2 werden in einer Gegenüberstellung mit den anderen Stufen in Tabelle 10 aufgelistet.

Die Ausgleichsfunktion erreicht nach 14 Minuten den geforderten $t_{90\%}$ -Wert ($C_s = 10,57\text{mg/l}$, 90% davon: 9,51mg/l).

Die spezifische Sauerstoffzufuhr OC_{SP} liegt bei 20,49 g/m³.m und damit 75 % höher, als im Versuch zuvor.

Die spezifische Sauerstoffzufuhr ist ein Bezugswert, der zum Vergleich von Belüftungseinrichtungen benutzt wird.

5.5.5.3 Reinwasserversuch Stufe 3 – Luftmenge: 12m³/h

Die Werte für C_T können im Anhang - Messergebnisse und Berechnung der Mittelwerte Stufe 3 - nachgelesen werden. Die dort befindliche Abbildung 40 zeigt eine Ausgleichsfunktion. Sie stellt die Messwerte als Regressionskurve dar.

Die Residuen weisen eine zufällige Streuung auf und bestätigen damit die Qualität des Versuches.

Die berechneten Werte der Stufe 3 werden in einer Gegenüberstellung mit den anderen Stufen in Tabelle 10 aufgelistet.

Die Ausgleichsfunktion erreicht nach 11 Minuten den geforderten $t_{90\%}$ -Wert ($C_s = 10,61\text{mg/l}$, 90% davon: 9,55mg/l).

Die spezifische Sauerstoffzufuhr OC_{SP} liegt bei 21,19 g/m³.m und damit nur 3 % höher, als im Versuch zuvor.

Die Steigerung der eingeblasenen Luftmenge bringt somit keine weitere Anhebung der spezifischen Sauerstoffzufuhr.

5.5.5.4 Reinwasserversuch Stufe 4 – Luftmenge: 14m³/h

Die Werte für C_T können im Anhang - Messergebnisse und Berechnung der Mittelwerte Stufe 4 - nachgelesen werden. Die dort befindliche Abbildung 41 zeigt eine Ausgleichsfunktion. Sie stellt die Messwerte als Regressionskurve dar.

Die Residuen weisen eine zufällige Streuung auf und bestätigen damit die Qualität des Versuches.

Die berechneten Werte der Stufe 4 werden in einer Gegenüberstellung mit den anderen Stufen in Tabelle 10 aufgelistet.

Die Ausgleichsfunktion erreicht nach 11 Minuten den geforderten $t_{90\%}$ -Wert ($C_s = 12,58$ mg/l, 90 % davon: 11,32 mg/l).

Die spezifische Sauerstoffzufuhr OC_{SP} liegt bei 20,12 g/m³.m und damit um 5 % niedriger, als im Versuch zuvor.

5.5.5.5 Beurteilung der Versuche in Reinwasser

Eine Beurteilung der Versuche nach wirtschaftlichen Gesichtspunkten ist mit Hilfe der spezifischen Sauerstoffzufuhr OC_{SP} möglich.

Während OC_{SP} mit den ersten beiden Versuchen steigt, erreicht der Wert zwischen den Stufen 2 und 3 ein Maximum und fällt danach wieder ab. Die effizienteste Einstellung wäre demnach zwischen den Stufen 2 und 3.

Das entspricht einer einzublasenden Luftmenge von 11 m³/h, bzw. 5,5 m³/m³h (einzublasende Luftmenge pro m³ Reaktorvolumen). Tabelle 10 zeigt eine Zusammenfassung der Reinwasserversuche.

Luftmenge	V/t [m ³ /h]:	6	10	12	14
Wassertemperatur	T [°C]:	12,4	14,8	14,7	12,2
Standard-Sättigungskonzentration (Wert aus DIN 38408-23 (1987) entnommen)	C _{SS,T} [mg/l]:	10,68	10,13	10,17	10,73
Belüftungskoeffizient	k _{LaT} [h ⁻¹]:	3,15	9,69	11,94	12,58
Berechnete Sauerstoff- sättigungskonzentration	C _s [mg/l]:	11,14	10,57	10,61	11,20
Sauerstoffzufuhr pro Stunde	OC [kg/h]:	0,07	0,20	0,25	0,28
Spezifische Sauerstoffzufuhr	OC _{SP} [g/m ³ m]:	11,70	20,49	21,19	20,12
Versuchsdauer	t _A [min]:	48	32	32	32
Dauer, um 90% Sättigung zu erreichen (t _{90%} = 60 · 2,303 / k _{La})	t _{90%} [min]	43,87	14,26	11,57	10,98
Verhältnis Versuchsdauer zu 90 % - Sättigungsdauer	t _A /t _{90%} [%]:	109	225	276	297

Tabelle 10: Tabellarische Zusammenfassung der Reinwasserversuchsergebnisse

5.5.5.6 Beurteilung der Ergebnisse in belebtem Schlamm

Die in Tabelle 11 angeführten Ergebnisse entstanden aus den Absorptionsmessungen mit belebtem Schlamm und wurden mit den gleichen Luftmengen, wie in den Stufen 1 – 3 für Reinwasser durchgeführt.

Der Versuch mit Stufe 4 (14 m³/h) wurde abgebrochen, da die Turbulenzen im Becken zu groß wurden.

Die Messergebnisse bestätigen die Ergebnisse der Reinwasserversuche, sodass man beschloss, die Versuchsanlage für zukünftige Versuche auf Stufe 2-3 - 11 m³/h zu belüften.

Die Ergebnisse sind in Tabelle 11 nur der Vollständigkeit halber angeführt.

Die C_S-Werte sind auf Grund der Zehrung der Mikroorganismen deutlich geringer.

Luftmenge	V/t [m ³ /h]:	6	10	12
Wassertemperatur	T [°C]:	17,0	16,4	17,3
Standard-Sättigungskonzentration (Wert aus DIN 38408-23 (1987) entnommen)	C _{SS,T} [mg/l]:	9,66	9,79	9,60
Belüftungskoeffizient	α _{k_La_T} [h ⁻¹):	3,27	6,27	7,75
Berechnete Sauerstoff- sättigungskonzentration	C _s [mg/l]:	5,59	6,75	6,92
Sauerstoffzufuhr pro Stunde	αOC [kg/h]:	0,07	0,13	0,16
Spezifische Sauerstoffzufuhr	αOC _{SP} [g/m ³ m]:	10,98	12,81	12,94
Versuchsdauer	t _A [min]:	96	96	96
Dauer, um 90% Sättigung zu erreichen (t _{90%} = 60 · 2,303 / k _L a)	t _{90%} [min]	42,26	22,04	17,83
Verhältnis Versuchsdauer zu 90 % - Sättigungsdauer	t _A /t _{90%} [%]:	227	435	550

Tabelle 11: Tabellarische Zusammenfassung der Versuchsergebnisse mit belebtem Schlamm

6 Prüfung der Tauglichkeit des UV/VIS-Spektrometers zur wartungsfreien Beobachtung im Langzeitbetrieb

Das UV/VIS-Spektrometer sollte in einem Langzeit-Versuch seine Tauglichkeit zur wartungsfreien Beobachtung der SBR-Betriebsweise unter Beweis stellen.

Bei erfolgreicher Versuchsdurchführung wäre es damit möglich, Regelungen zu entwerfen, die mit Hilfe der vom UV/VIS-Spektrometer gemessenen Werte die Zykluspläne an die gegebenen Lastsituationen anpassen.

Vorteile:

- Kosten- und Energieersparnis in der Mischphase, weil die Rührwerke kürzer arbeiten würden,
- Kosten- und Energieersparnis in der Belüftungsphase, weil weniger Luft in den Reaktor eingeblasen werden müsste,
- Steigerung der Leistungsfähigkeit (des Durchsatzes) einer Anlage durch verkürzte Zyklen,
- Schaffung von Reserven bei bestehenden Anlagen,
- Sparsamere Dimensionierung bei Neuanlagen

Nachteil:

- Erhöhte Anschaffungskosten für das UV/VIS-Spektrometer, die Bediensoftware und ein Aufzeichnungsgerät (Computer).
- Erhöhter Regelungsaufwand
- Wartungshäufigkeit wird erhöht

6.1 Versuchsaufbau

Während des Versuchs wurde der Zyklusplan für den Betrieb der Versuchskläranlage mehrmals geändert. So entschloss man sich, die Ergebnisse des Versuchs aufzuteilen:

Anhand der Änderungen des Zyklusplans wurden daher die Versuchsergebnisse auf 3 Teilversuche – im Folgenden Versuch 1 (siehe Kapitel 6.2), Versuch 2 (siehe Kapitel 6.3), und Versuch 3 (siehe Kapitel 6.4) - geteilt.

Während der Versuche wurde keine mechanische Reinigung der Messfenster per Hand durchgeführt. Die Lage und der Verschmutzungsgrad des UV/VIS-Spektrometers wurden während der Versuche nicht verändert.

Es wurden Messdaten, die über einen Zeitraum von 3 Monaten gesammelt wurden, für die abschließende Beurteilung der Tauglichkeit analysiert. Durch steuerungstechnische und andere Probleme (siehe Kapitel 9.2) konnten nicht alle Datensätze (ein Datensatz beschreibt den NO_3 -Verlauf während eines Zyklus) zur Analyse herangezogen werden. Diese Datensätze wurden verworfen.

6.2 Ausgangssituation (Versuch 1)

Die Zyklusplan zu Beginn der Versuchsreihe ist aus Abbildung 17 ersichtlich.

Füllen						
Mischen						
Belüften						
Sedimentieren						
Klarwasserabzug						
Zeitachse [min]	0	15	105	405	435	440
Zeit /Phase [min]	15	90	300	30	5	

Abbildung 17: Zyklusplan zu Versuchsbeginn (Versuch 1)

Der Reaktor wurde durchschnittlich 15 Minuten lang befüllt und gleichzeitig mit dem Rührer (siehe Kapitel 5.2.4) durchmischt, bis durch den oberen Schwimmerschalter (siehe Kapitel 5.3.7) die Befüllung über die Steuerungssoftware abgeschaltet wurde und der alleinige Mischvorgang begann.

Nach 90 Minuten (auf der Zeitachse der Abbildung 17 Minute 105) wurde der alleinige Mischvorgang beendet und die Belüftungsphase wurde gestartet. Die Belüftungsmenge war auf $11 \text{ m}^3/\text{h}$ (siehe Kapitel 5.5.5.5) eingestellt. Die Luft wurde über alle 8 Belüftungsteller eingetragen.

Die Belüftungsphase endete nach 300 Minuten und die Sedimentationsphase begann. Nach 30 Minuten wurde über die Steuerungssoftware das Ablaufventil geöffnet und über die Ablaufkonstruktion (siehe Kapitel 5.2.3) das Klarwasser abgezogen.

Damit war der Zyklus abgeschlossen und ein neuer Zyklus begann erneut mit einer Befüllung.

Im Versuch 1 wurden 27 Zyklen beobachtet. 24 Zyklen wurden für die Auswertung der Ergebnisse herangezogen. Die Ergebnisse von 3 Zyklen wurden auf Grund zu starker Abweichungen (siehe Kapitel 9.2) nicht weiter berücksichtigt.

In Abbildung 18 werden alle verwendeten Zyklen dargestellt. Um die Übersichtlichkeit zu verbessern, werden in den nachfolgenden Abbildungen nur mehr Mittelwerte und Standardabweichungen dargestellt.

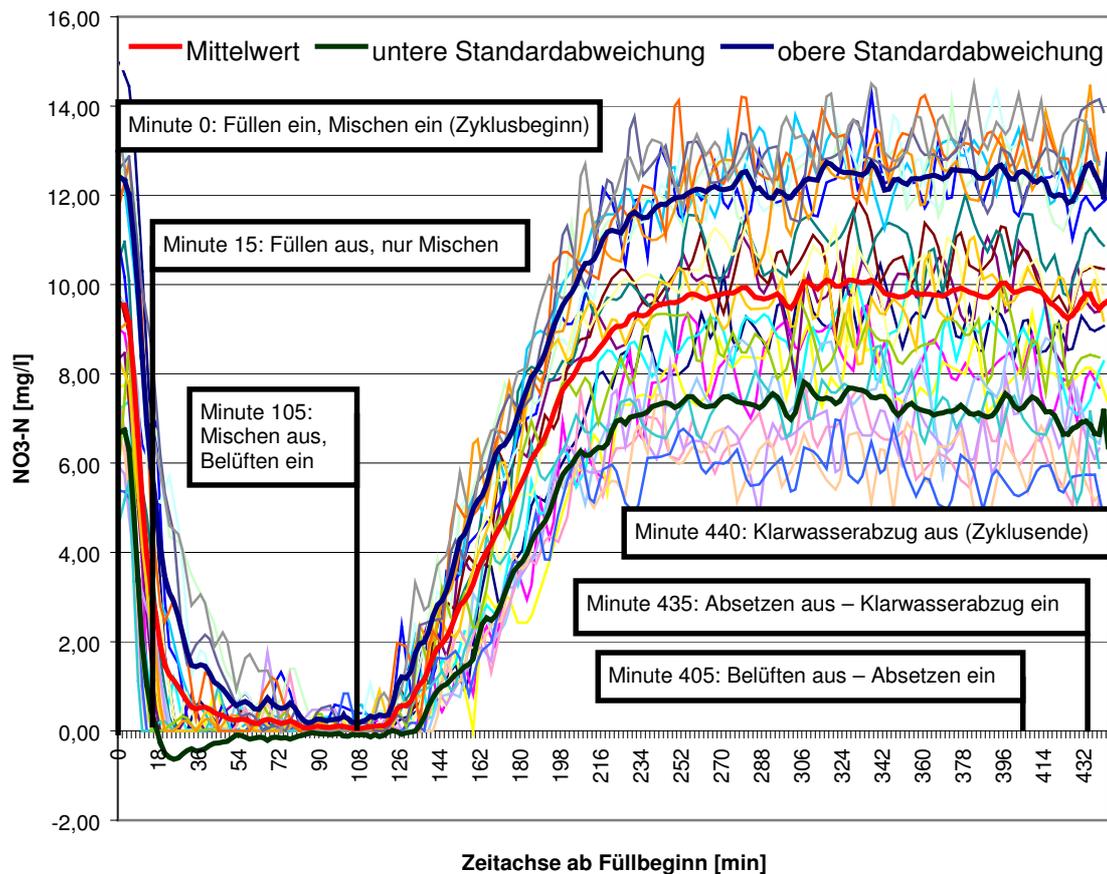
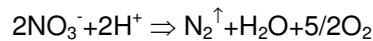


Abbildung 18: Automatische Nitratmessung mit UV/VIS-Spektrometer (Versuch 1)

Wie aus Abbildung 18 ersichtlich beginnt ein Zyklus mit einer Füllphase, in der dem Reaktor frisches Rohabwasser zugeführt wird. Das beigemischte Rohabwasser und der Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen aus dem Abbau der Kohlenstoffverbindungen und der Oxidation der Stickstoffverbindungen bewirken, dass der Sauerstoffgehalt gegen Null sinkt (siehe Kapitel 7.2). Wie in Kapitel 4.5.3.2 bereits beschrieben, sind dabei

heterotrophe Bakterien in der Lage, Nitrat als Elektronenakzeptor zu verwenden. Gemäß Tabelle 3 erfolgt die Denitrifikation nach folgender Reaktion:



Das Nitrat wird zu elementarem Stickstoff (der gasförmig entweicht), Wasser und Sauerstoff umgebaut.

Die Mischphase könnte jetzt beendet werden. Um Schwankungen des Nitratgehalts zu berücksichtigen dauert die Mischphase länger, als notwendig. Hier könnte mit einer Regelung Zeit gespart werden (siehe Kapitel 6 – Vorteile).

Mit dem Beginn der Belüftungsphase wird dem System wieder Sauerstoff zugeführt und der Nitratgehalt steigt. Das durch das Rohabwasser zugeführte Ammonium wird durch Nitrifikanten (siehe 4.5.3.1) über Nitrit zu Nitrat umgebaut. Gemäß Tabelle 3 erfolgt die Nitrifikation zusammengefasst nach folgender Reaktion:



Mit zunehmender Dauer der Belüftungsphase verflacht die Nitratstickstoff-Kurve. Es wird ein Plateau erreicht, bei dem sämtliches Ammonium nitrifiziert ist.

Nun könnte die Belüftungsphase beendet werden und die Absetzphase eingeleitet werden. Um aber Schwankungen des Ammoniumgehaltes zu berücksichtigen, wird die Belüftungsphase „sicherheitshalber“ fortgesetzt. Hier könnte mit Hilfe einer Regelung Zeit eingespart werden.

In der Zeit von Beendigung der Belüftungsphase bis zum Zyklusende fällt der Sauerstoffgehalt wieder ab. Beginnende Denitrifikationsprozesse lassen den Nitratstickstoffgehalt leicht sinken.

6.3 Verkürzung der Belüftungszeit (Versuch 2)

Im Vergleich zu Versuch 1 wurde hier die Belüftungsphase um 90 Minuten gekürzt. Im Versuch 2 wurden 23 Zyklen beobachtet. Alle Zyklen konnten für die Darstellung der Ergebnisse verwendet werden. Die Zyklusplan ist aus Abbildung 19 ersichtlich.

Füllen	■					
Mischen	■	■				
Belüften			■	■	■	
Sedimentieren					■	■
Klarwasserabzug						■
Zeitachse [min]	0	15	105		315	345 350
Zeit /Phase [min]	15	90	210		30	5

Abbildung 19: Zyklusplan - Versuch 2

In Abbildung 20 wurden die Ergebnisse in Form von Mittelwert und Standardabweichung dargestellt.

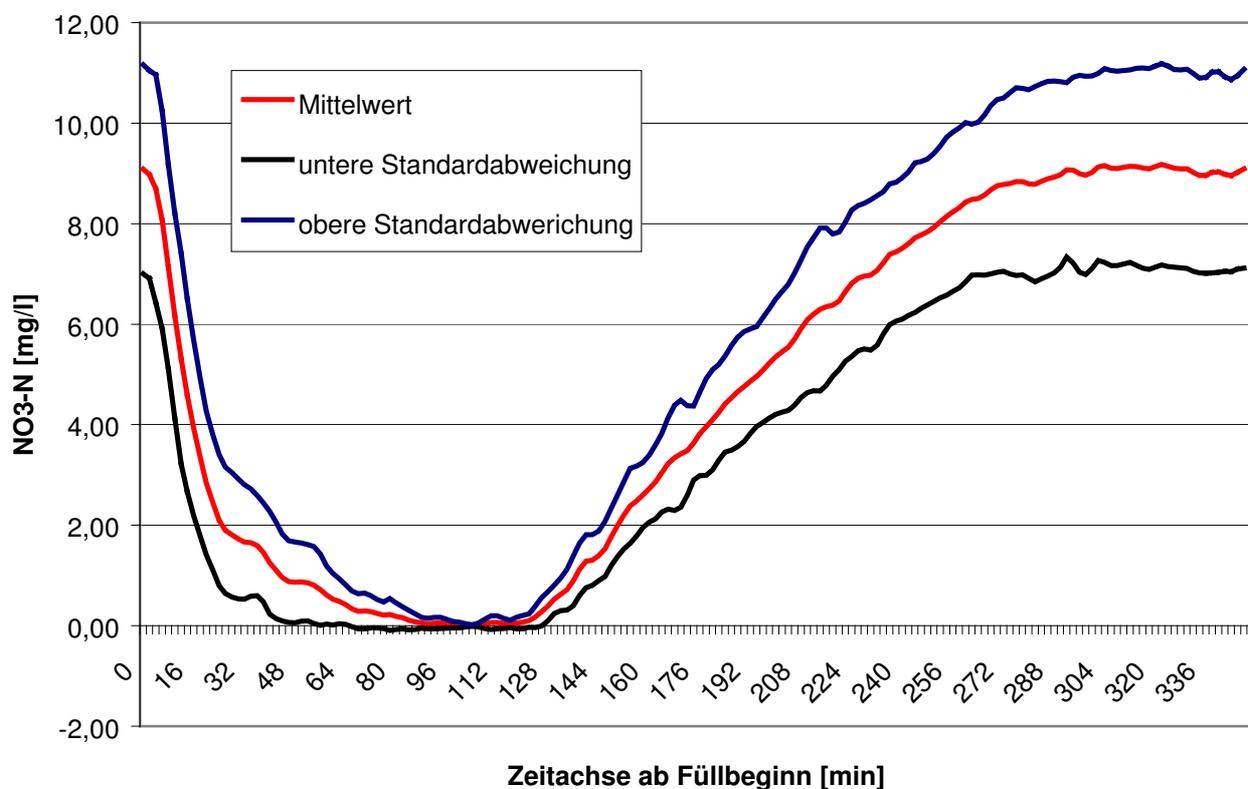


Abbildung 20: Automatische Nitratmessung mit UV/VIS-Spektrometer (Versuch 2)

Abbildung 20 soll zeigen, dass eine Verkürzung der Belüftungsdauer keine negativen Auswirkungen auf die Abbauleistung der Anlage hat.

Wie in Kapitel 6 bereits erwähnt, kann hier mit einer Regelung Zeit gespart werden und damit die Leistungsfähigkeit erhöht werden.

6.4 Weitere Verkürzung der Belüftungsphase und Mischphase (Versuch 3)

Im Vergleich zu Versuch 2 wurde die Mischphase um 30 Minuten und die anschließende Belüftungsphase noch einmal um 30 Minuten gekürzt. Die Zyklusplan ist aus Abbildung 21 ersichtlich.

Füllen						
Mischen						
Belüften						
Sedimentieren						
Klarwasserabzug						
Zeitachse [min]	0	15	75	255	285	290
Zeit /Phase [min]	15	60	180	30	5	

Abbildung 21: Zyklusplan - Versuch 3

In Abbildung 22 wurden die Ergebnisse in Form von Mittelwert und Standardabweichung dargestellt.

Wie in Abbildung 22 ersichtlich, hat auch eine weitere Verkürzung der Belüftungsdauer und eine Verkürzung der Mischphase keine negativen Auswirkungen auf die Abbauleistung der Anlage hat. Verglichen mit Versuch 1 (Ausgangszustand - siehe Kapitel 6.2) kann eine Verkürzung der Zyklusdauer von 440 Minuten auf 290 Minuten – das sind 34 Prozent - umgesetzt werden.

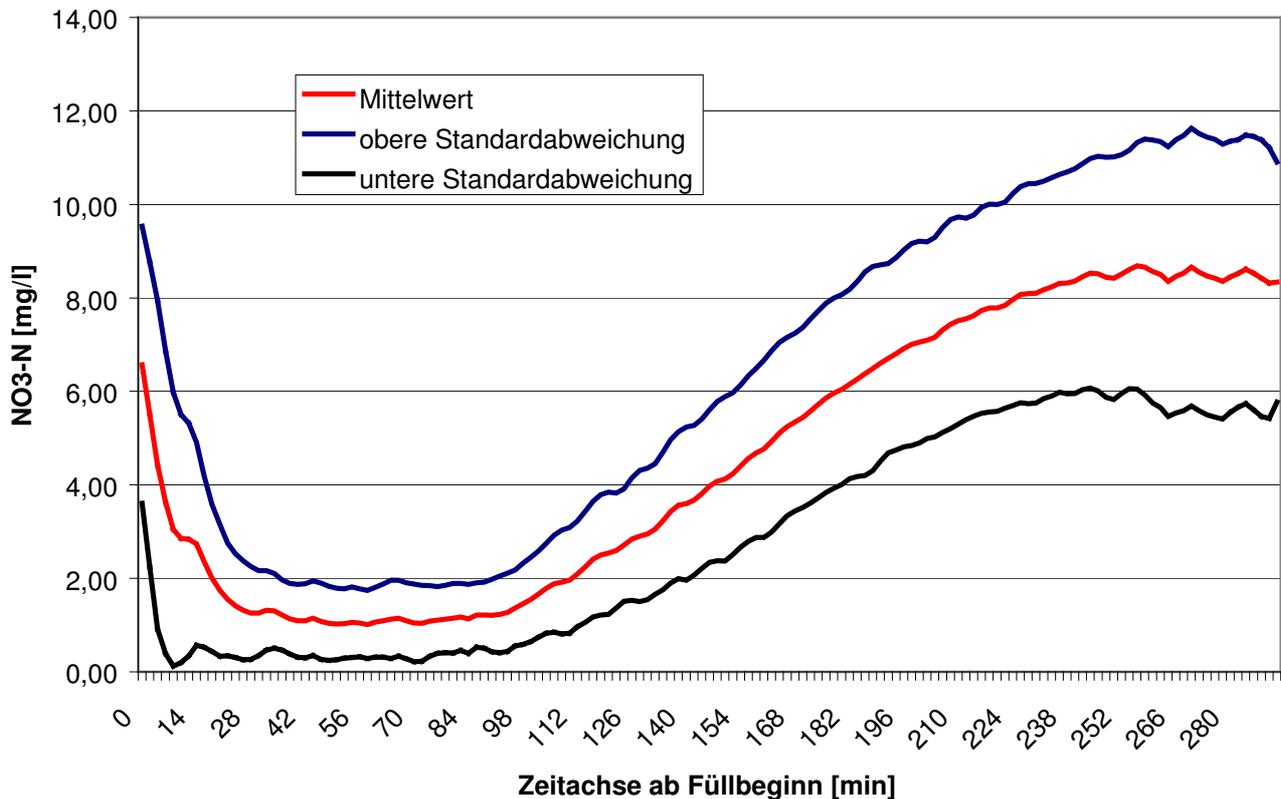


Abbildung 22: Automatische Nitratmessung mit UV/VIS-Spektrometer (Versuch 3)

Im Versuch 3 wurden 205 Zyklen beobachtet. 176 Zyklen wurden für die Abbildung der Ergebnisse herangezogen. Die Ergebnisse der restlichen Zyklen wurden auf Grund zu starker Abweichungen (siehe Kapitel 9.2) nicht weiter berücksichtigt.

7 Ergebnisse

Während der Versuche wurden mit Hilfe der Einbaumessgeräte (siehe Kapitel 5.3) Temperatur, Sauerstoff-Gehalt, pH-Wert, Redox, Leitfähigkeit und mit manuellen Nitrat-Messungen (siehe Kapitel 5.3.8) Beobachtungen aufgezeichnet.

7.1 Temperatur

Der Abbau der organischen Stoffe im Abwasser- und Schlammbereich ist ebenso, wie die Oxidationsgeschwindigkeit des Nährstoffparameters Stickstoff von der Abwassertemperatur abhängig. Dies trifft auch auf die Löslichkeit des Sauerstoffs im Wasser zu.

Die Abwassertemperaturen müssen daher bekannt sein (GSCHLOESSL et al, 1997)

Die Abwassertemperatur in der Versuchskläranlage hängt im wesentlichen von zwei Faktoren ab:

- Zulauftemperatur des Rohwassers (durchschnittlich $13\text{ °C} \pm 1\text{K}$)
- Umgebungstemperatur im Technikum (durchschnittlich $19\text{ °C} \pm 2\text{K}$)

Abbildung 23 zeigt, dass die Temperatur zu Beginn eines Zyklus auf Grund der Abkühlung durch den Rohwasserzufluss sinkt und anschließend bis zum Zyklusende wegen der wärmeren Umgebungstemperatur wieder kontinuierlich ansteigt.

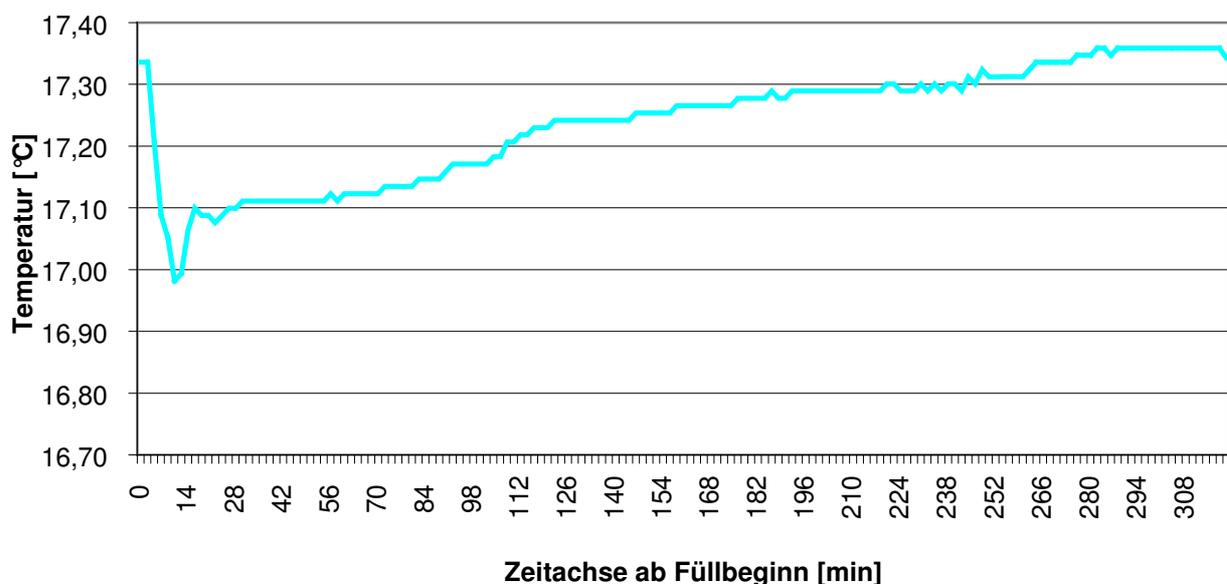


Abbildung 23: Temperaturentwicklung des Messmediums während eines Zyklus

7.2 Sauerstoffgehalt

Der Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen bei der Reinigung des Abwassers ergibt sich aus dem Abbau der Kohlenstoffverbindungen und der Oxidation der Stickstoffverbindungen.

Beim SBR-Verfahren ergibt sich dadurch in der Anfangsphase eines Zyklus ein erhöhter Sauerstoffverbrauch, der zur Folge hat, dass der Sauerstoffgehalt rasch gegen Null sinkt. Erst mit dem Beginn der Belüftungsphase steigt der Sauerstoffgehalt wieder an und strebt gegen ein Maximum.

Sowie die Belüftungsphase beendet ist und die Sedimentationsphase beginnt, überwiegen wieder die Zehrungsvorgänge und der Sauerstoffgehalt sinkt. Abbildung 24 soll den Verlauf des Sauerstoffgehaltes an Hand der Versuche 1 (siehe Kapitel 6.2), 2 (siehe Kapitel 6.3) und 3 (siehe Kapitel 6.4) zeigen, wobei für jeden Versuch nur die Linie der Mittelwerte dargestellt wurde:

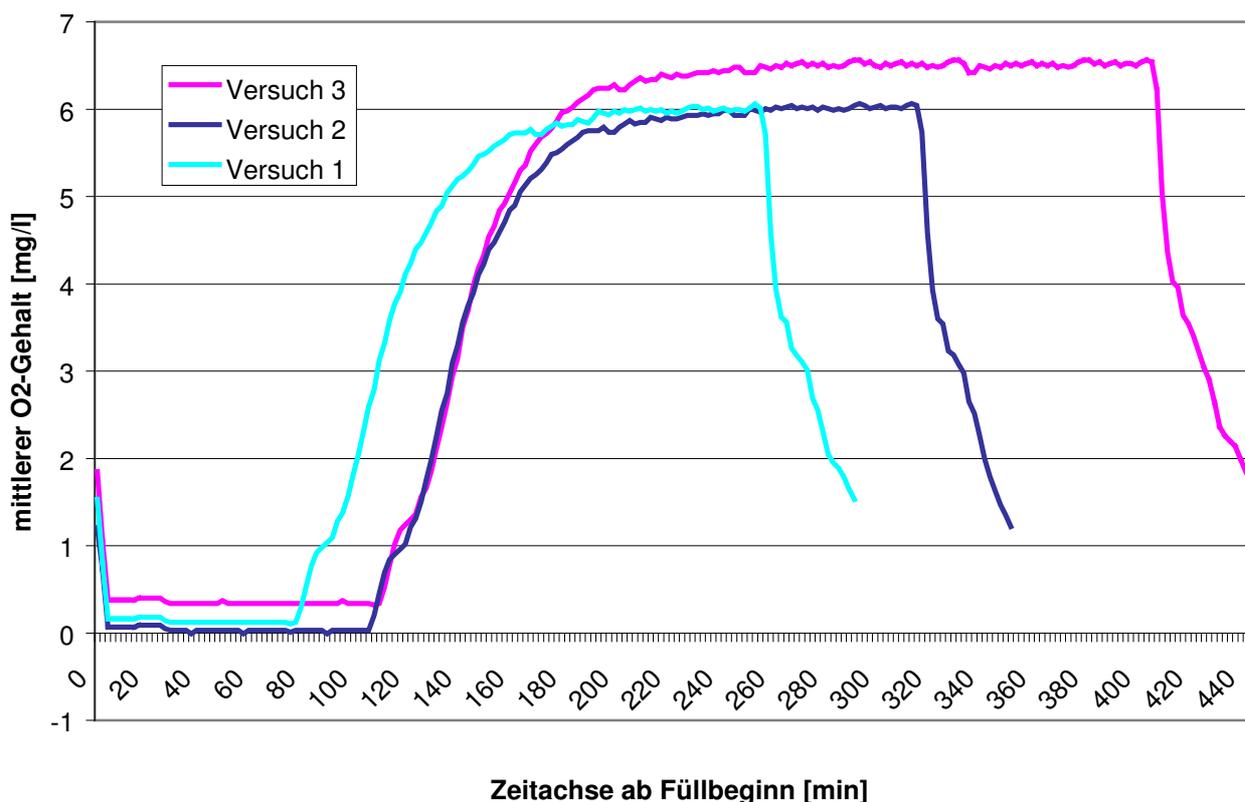


Abbildung 24: Verlauf des Sauerstoffgehaltes bei unterschiedlichen Zyklendauern

Die in Tabelle 12 erreichten Maximalwerte des Sauerstoffgehaltes entsprechen damit ungefähr den in Kapitel 5.5.5.6 errechneten Werten von C_s (berechnete Sauerstoffkonzentration in belebtem Schlamm).

Luftmenge	V/t [m ³ /h]:	10	12
Wassertemperatur	T [°C]:	16,4	17,3
Berechnete Sauerstoffsättigungskonzentration	C_s [mg/l]:	6,75	6,92

Tabelle 12: Berechnete Sauerstoffkonzentration - Auszug aus Tabelle 10

7.3 pH-Wert

Die pH-Messung dient in Kläranlagen vor allem dazu, die Einhaltung bestimmter pH-Bereiche im Hinblick auf den ungestörten Ablauf der biochemischen Prozesse zu kontrollieren. Abbildung 25 zeigt den Verlauf der Mittelwerte der Versuche 1 (siehe Kapitel 6.2), 2 (siehe Kapitel 6.3) und 3 (siehe Kapitel 6.4).

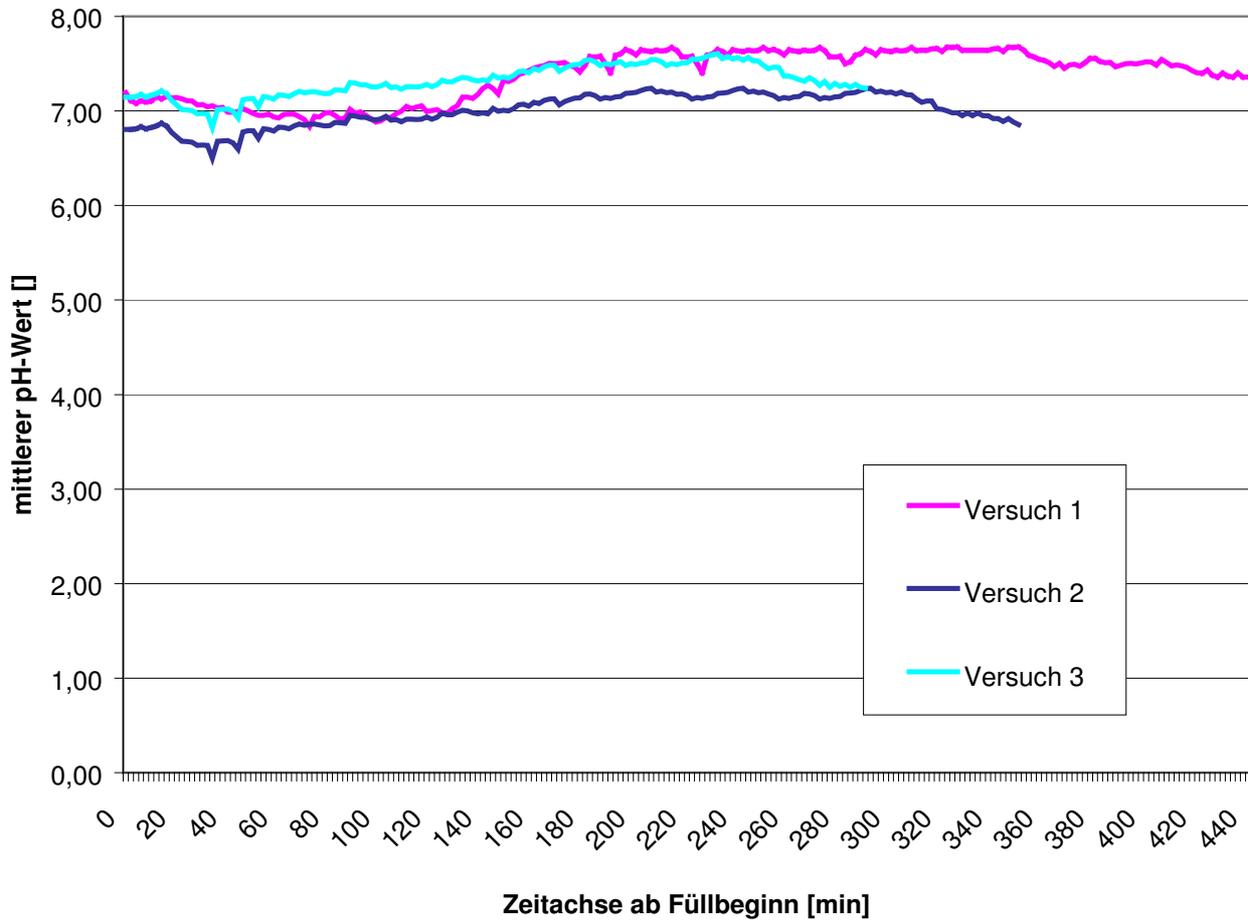


Abbildung 25: Verlauf des pH-Wertes bei unterschiedlichen Zyklendauern

7.4 Leitfähigkeit

Durch die Messung der elektrischen Leitfähigkeit im Abwasser kann auf dessen Gehalt an Ionen gelöster Salze geschlossen werden. Über die Art der Ionen lässt die Messung keine Rückschlüsse zu. Hohe Ionenkonzentrationen, speziell im Winter durch Einsatz von Auftausalzen auf Strassen, können die Absetzwirkung behindern, aber auch zu Unregelmäßigkeiten bei der Schlammbehandlung führen. Vergleiche mit Leitungswasser ($\sim 1 \text{ mS/cm}$) sagen aus, dass Leitfähigkeitsmesswerte von $0,1 \text{ mS/cm}$ auf einen sehr niedrigen, solche von $> 5 \text{ mS/cm}$ auf einen sehr hohen Salzgehalt hinweisen, der in industriellen und gewerblichen Abwässern auftreten kann (GSCHLOESSL et al, 1997). Abbildung 26 zeigt den Verlauf der Mittelwerte der Versuche 1 (siehe Kapitel 6.2), 2 (siehe Kapitel 6.3) und 3 (siehe Kapitel 6.4).

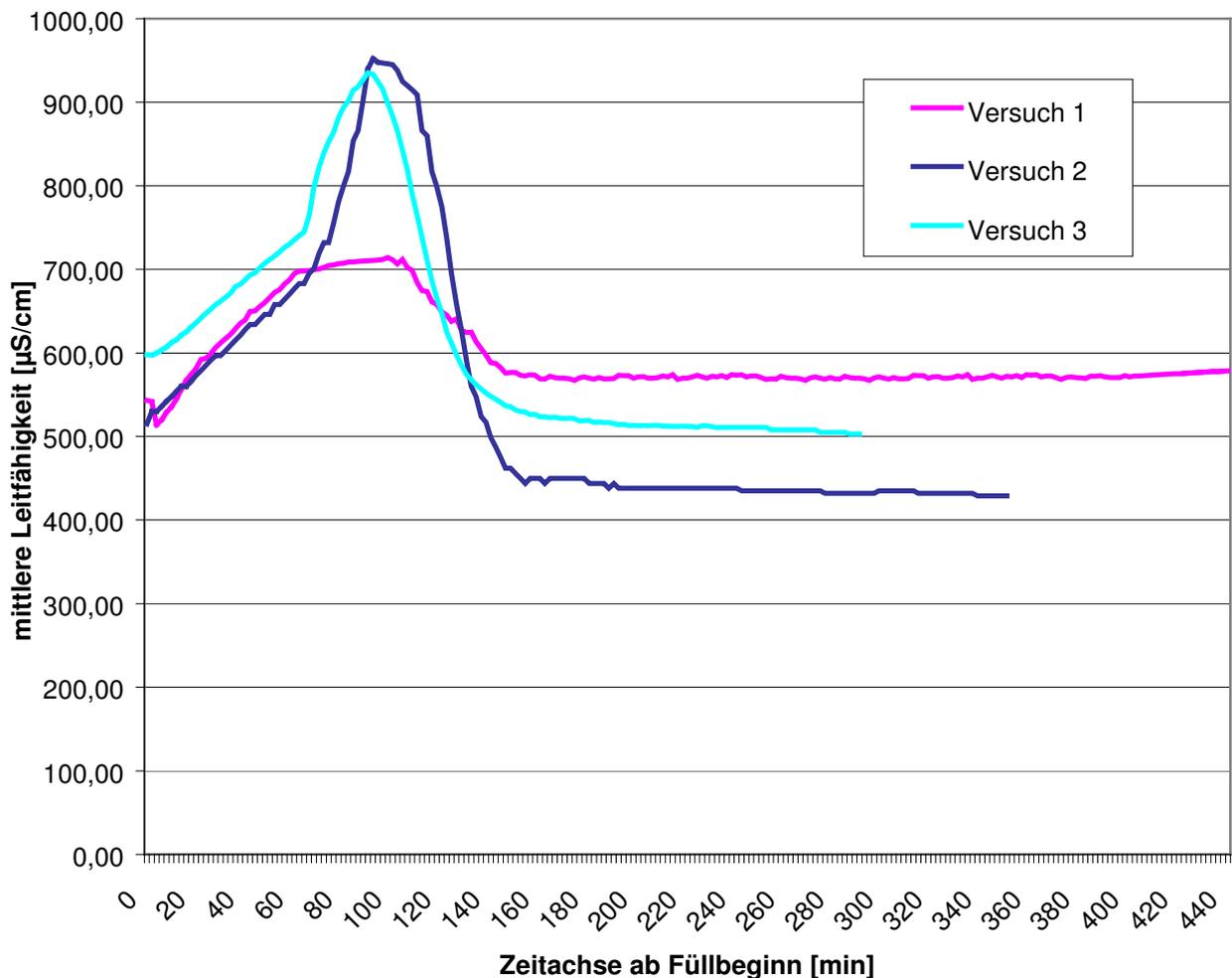


Abbildung 26: : Verlauf der Leitfähigkeit bei unterschiedlichen Zyklendauern

7.5 Redox-Potential

Früher wurden als Oxidations- bzw. Reduktionsvorgänge all diejenigen chemischen Reaktionen bezeichnet, bei welchen von einer Substanz Sauerstoff aufgenommen, bzw. abgegeben wurde. Heute versteht man unter Oxidation die Abgabe von Elektronen, wobei eine Verbindung eine positive Ladung erhält. Oxidationsmittel nennt man Stoffe, die andere Stoffe oxidieren können. Dem gegenüber stehen Reduktionsmittel, jene Stoffe die Elektronen zur Verfügung stellen und dabei selbst oxidiert werden. Die Reduktion ist mit einer Elektronenaufnahme verbunden. Die Verbindung wird negativ geladen (GSCHLOESSL et al, 1997).

Da in einer Lösung auf Dauer keine freien Elektronen existieren können, ist die Oxidation eines Stoffes immer mit der Reduktion eines zweiten Stoffes untrennbar verbunden. Ein Teilchen kann nur dann Elektronen abgeben, wenn diese gleichzeitig von anderen Teilchen aufgenommen werden. Oxidation und Reduktion sind daher von einander abhängige Teilvorgänge einer Gesamtreaktion, die man als Redox-Reaktion bezeichnet.

Ein vereinfachtes Gleichgewichtsschema stellt sich folgendermaßen dar:



Redox-Reaktionen gehören neben den Säure-Basen-Reaktionen zu den häufigsten und bedeutsamsten chemischen Reaktionen in der belebten und unbelebten Natur. Bei Säure-Basen-Reaktionen werden Protonen übertragen, bei Redox-Reaktionen geben Oxidationsmittel Elektronen an Reduktionsmittel ab, sodass sich ein Gleichgewicht nach dem Massenwirkungsgesetz einstellt. Die Lage dieses Gleichgewichts wird durch das Redoxpotential beschrieben. Das Redoxpotential ist somit ein Maß für die oxidativen und reduktiven Zustände in einem System (KNOCH, 1994).

Der Begriff der Elektronenneutralität sagt aus, dass die beim Oxidationsteilschritt frei werdenden Elektronen vom Reduktionsteilschritt gerade vollständig verbraucht werden.

Insbesondere der Bakterienstoffwechsel hat großen Einfluss auf die Redoxspannung seiner Umgebung (HÜTTER, 1994). Anaerobe Prozesse können ein sprunghaftes

Absinken der Redoxspannung hervorrufen, Werte unterhalb von –200 mV geben Hinweis auf anaerobe Bedingungen. Im Gegensatz dazu deuten positive Werte auf aerobe Verhältnisse hin (KNOCH, 1994).

Die Neigung in Elektronenübergangsprozesse einzutreten, ist von Stoff zu Stoff sehr unterschiedlich. Man unterscheidet deshalb schwache, mittlere und starke Oxidations- und Reduktionsmittel. Ein quantitatives Maß für das Bestreben eines Stoffes Elektronen aufzunehmen oder abzugeben ist das Normalpotential, das auch Redoxpotential genannt wird. Stärkere Oxidationsmittel, als Wasserstoff haben positive, stärkere Reduktionsmittel negative Redoxpotentiale. Durch die messbaren Potentiale gibt es - ähnlich dem pH-Wert – ein brauchbares Vergleichssystem (PÖTSCH, 2003).

Das Redoxpotential ist sowohl von der Konzentration der Reaktionspartner als auch von der Temperatur abhängig. Die Potentialunterschiede werden mit der NERNST-Gleichung berechnet:

$$E_{\text{Redox}} = E_0 + \frac{R \cdot T}{n \cdot F} \ln \frac{c(\text{Ox})}{c(\text{Red})}$$

E_{Redox}	Redoxpotential	[mV]
E_0	Normalpotential	[mV]
R	allgemeine Gaskonstante	[bar]
T	Temperatur	[K]
n	Anzahl der übertragenen Elektronen	[-]
c(Ox)	Konzentration der Oxidationsmittel	[mol/l]
c(Red)	Konzentration der Reduktionsmittel	[mol/l]

Wie aus Abbildung 27 ersichtlich, sinkt mit Beginn der Befüllungsphase das Redoxpotential. Während der anoxischen und anaeroben Phase der Denitrifikation fällt das Redoxpotential weiter ab.

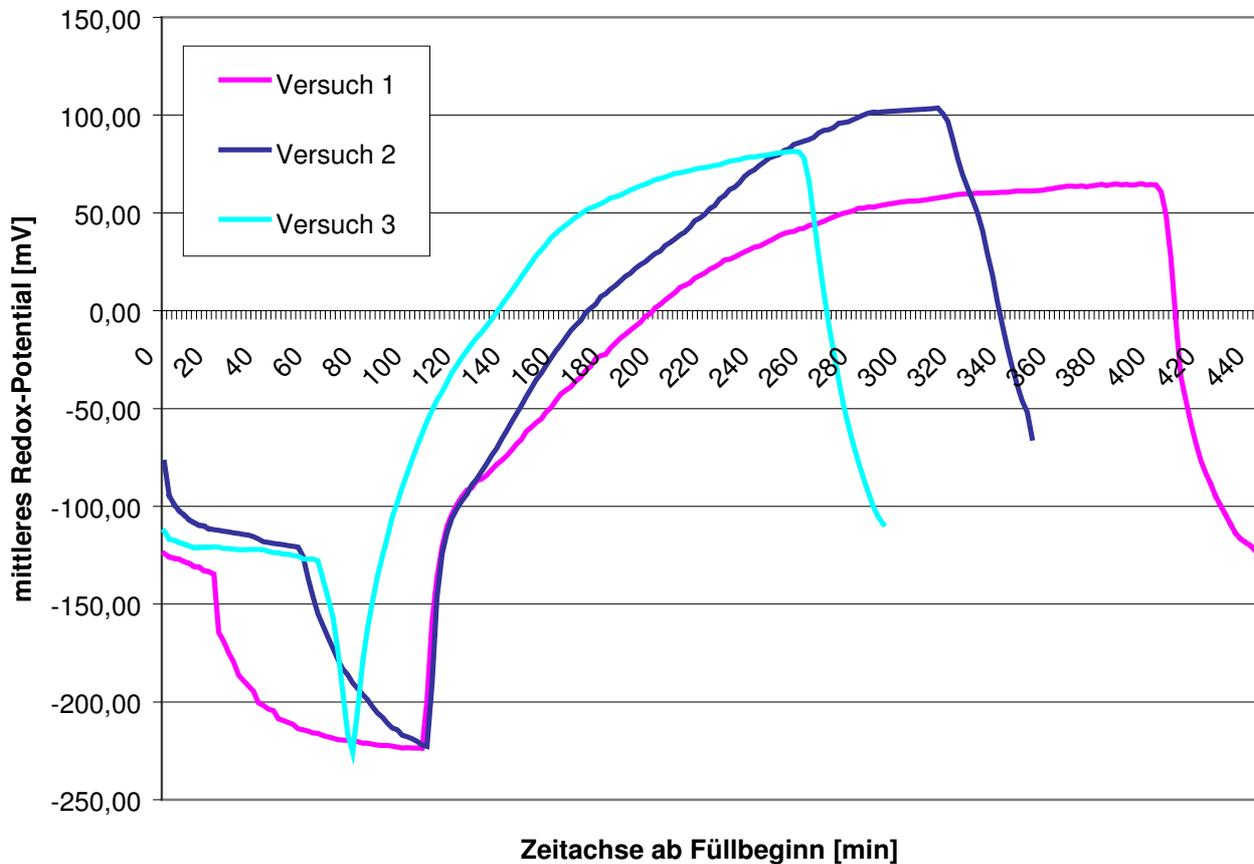


Abbildung 27: Verlauf des Redox-Potentials bei unterschiedlichen Zyklendauer

Der auffällige Knick im abfallenden Redoxast kennzeichnet jenen Zeitpunkt, bei dem der Nitratgehalt den Wert Null erreicht hat und die Denitrifikation somit beendet ist. Dieser Knick wird auch als „Redox-Knick“ bezeichnet. Bei Versuch 1 war dies nach etwa 20 Minuten, bei Versuch 2 nach knapp 60 Minuten und bei Versuch 3 nach ungefähr 65 Minuten.

Die folgende Phase bis zum Einschalten der Belüftung ist von anaeroben Zuständen geprägt. In der Phase der Nitrifikation, mit Beginn der Belüftung, steigt das Redoxpotential wieder stark an. Mit fortlaufender Sauerstoffzufuhr wird ein Plateau erreicht, bei dem sämtliches Ammonium nitrifiziert ist. Mit der Beendigung der Luftzufuhr sinkt – da kein Sauerstoff mehr zugeführt wird – das Redoxpotential wiederum ab. Es folgen die Absetzphase und der Klarwasserabzug, mit dem der Redoxverlauf weiter stark absinkt.

7.5.1 Nutzung des Redoxpotentials in der Abwassertechnik

KAYSER, et al (1997) empfiehlt, den Verlauf des Redoxpotentials mit seinem Knick auch für Regelungszwecke zu verwenden. Redox-Regler seien in diesem Zusammenhang kostengünstig. Zum Zeitpunkt des Knicks könnte die Belüftung dann für eine vorgegebene Dauer intensiviert werden.

Derartige Regelungen werden bereits in mehreren Anlagen verwendet, wie z.B.:

- Kläranlage Salzgitter-Bad: KAYSER (1990) berichtet, dass die Anlage mit Redox-Reglern gleich gute Ablaufergebnisse erzielt hat, wie mit einer Nitratregelung.
- Klärwerk Braunschweig: FRÖSE, et al (1996) schreiben über ständige Probleme mit Nitratmonitoren, die zu einem erfolgreichen Umstieg auf eine Redox-Regelung geführt haben. Es sei allerdings darauf hinzuweisen, dass sich der Redox-Knick nicht bei jedem Abwasser einstellt. Es ist daher zu empfehlen, die Redox-Regelung zunächst vor Ort zu testen.
- Kläranlage Neuenrade II (Ruhrverband): GRÜNEBAUM und SCHMITT (1994) berichten von einer Anlage, bei der die Dauer der Denitrifikationsphase durch die Bestimmung des Übergangs vom anoxischen in den anaeroben Zustand mit Hilfe des Redoxpotentials geregelt wird. Per SPS-Programm wird der Zeitpunkt (des Knicks) erkannt und die Belüftungsphase eingeleitet.

7.5.2 Nachteile einer Redoxpotential-Regelung

KUNZ (1995) hat die Mängel einer Steuerung nach dem Redoxpotential näher untersucht. Er schreibt, dass sich diese Steuerung in der Praxis nicht durchsetzen könne, weil der signifikante Knick im Kurvenverlauf nicht erkannt werden könne und dieser Knick sich erstens abwassertechnisch und zweitens zeitlich ändert.

Das in Kapitel 7.5.1 angeführte Beispiel Neuenrade II bestätigt dabei die Meinung von KUNZ (1995):

Während des zweijährigen Betriebes stellte sich auf Grund der zu geringen Belastung heraus, dass der für die Steuerung wichtige Knick im Redoxpotential zu wenig ausgeprägt war um vom SPS-Programm erkannt zu werden. Die Denitrifikationsphase wurde daher in den meisten Fällen durch eine Zeitschaltung beendet.

7.6 Nitratgehalt (manuelle Messung)

Neben der automatischen Messung des Nitratgehalts mit dem UV/VIS-Spektrometer wurde ein Zyklus des Versuchs 1 (siehe Kapitel 6.2) auch mit einer manuellen

Nitratmessung siehe Kapitel (5.3.8) beobachtet. Um die Ergebnisse der automatischen Messung mit denen der manuellen Messung vergleichen zu können wurden in Abbildung 28 beide Ergebnisse dargestellt. Abbildung 28 zeigt die Übereinstimmung zwischen den beiden Messmethoden. Die Messungen beziehen sich in diesem Fall auf den selben Zyklus:

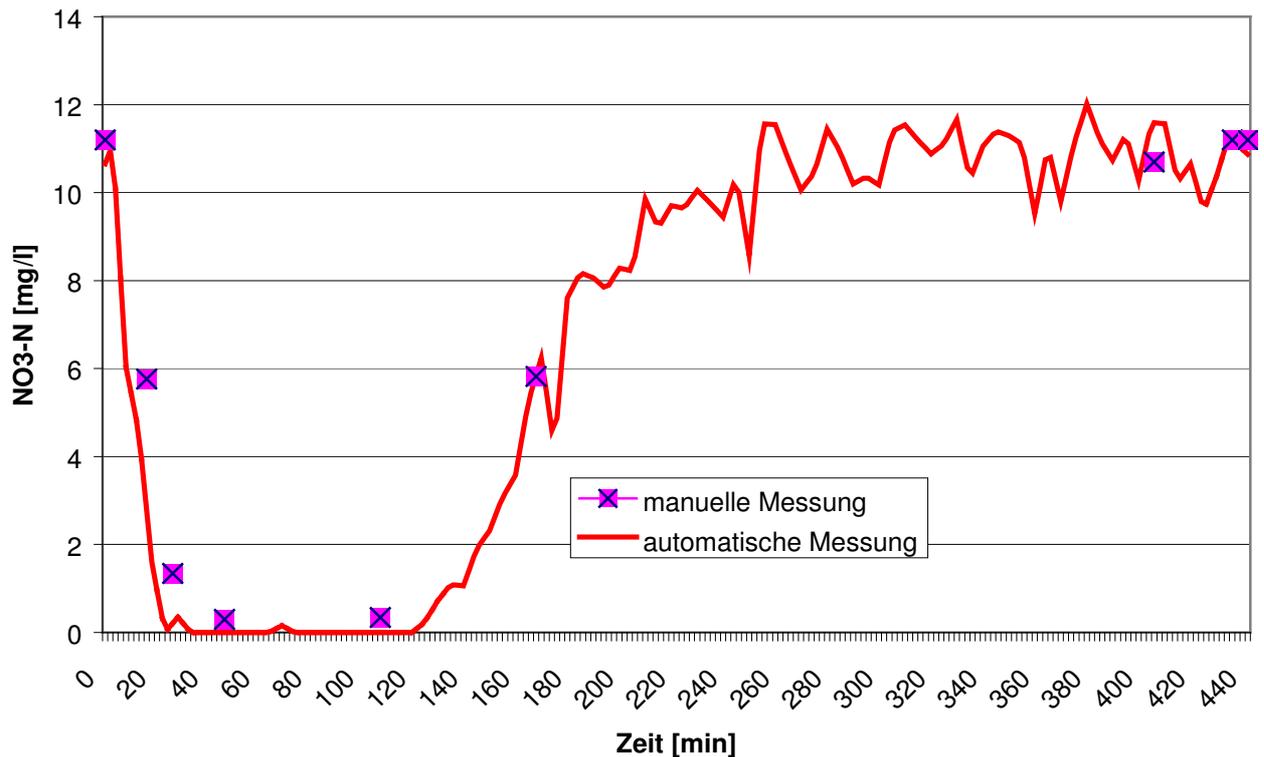


Abbildung 28: Vergleich manuelle - automatische NO3-N-Messung

Während des Zyklus wurden 9 manuelle Messungen des Nitratgehaltes durchgeführt. Die Zeitpunkte der Probenahme wurden entsprechend Tabelle 13 gewählt.

-
- 1 Zu Beginn des Zyklus (1 Minute nach Beginn der Füllphase)
 - 2 1 Minute nach Beginn der Rührphase
 - 3 11 Minuten nach Beginn der Rührphase
 - 4 31 Minuten nach Beginn der Rührphase
 - 5 1 Minute nach Beginn der Belüftungsphase
 - 6 61 Minuten nach Beginn der Belüftungsphase
 - 7 1 Minute vor Beendigung der Belüftungsphase
 - 8 1 Minute vor Beendigung der Absetzphase
 - 9 1 Minute vor dem Ende der Dekantierphase

Tabelle 13: Versuch 1 - Zeitpunkte der Probenahme zur manuellen Stickstoffmessung für alle Versuche

7.7 Zusammenhänge zwischen den einzelnen Parametern

Zwischen manchen, der unter Kapitel 7 angeführten Parameter lassen sich auch untereinander Zusammenhänge ableiten.

Während Temperatur, pH-Wert und Leitfähigkeit auf Grund ihrer Verläufe regelungstechnisch nur von geringem Interesse sind, kann man die Verläufe des Nitrats, des Sauerstoffs und des Redoxpotentials durchaus für Regelungen nutzen. Aus den Ganglinien der drei Parameter lassen sich auch Zusammenhänge, bzw. Abhängigkeiten ableiten:

7.7.1 Zusammenhang Sauerstoffgehalt – Redoxpotential

Das Verhalten der Redoxpotentiale steht in unmittelbarem Zusammenhang mit dem Verbrauch von Sauerstoff (Abbau von Ammonium): Nach Einschalten der Belüftung steigt das Redoxpotential sprunghaft an, die Kurve verflacht mit der Zeit und nähert sich asymptotisch einem Endwert. Durch das Vorhandensein von Sauerstoff verschiebt sich das Gleichgewicht in der aeroben Phase in Richtung oxidativen Zustand. Dabei ist primär die Anwesenheit von Sauerstoff für den Anstieg des Redoxpotentials entscheidend, als die Höhe des Sauerstoffgehaltes. Nach Abschalten der Belüftung beginnt auf Grund der Sauerstoffzehrung ein Abfall der Sauerstoffkurve – die Kurve des Redoxpotentials sinkt ähnlich schnell (PÖTSCH, 2003).

7.7.2 Zusammenhang Nitratgehalt – Redoxpotential

Sobald das Nitrat in der Belebungsanlage vollständig reduziert ist (Nitrat-Nullpunkt), tritt ein Abfall des Redoxpotentials ein. Der Übergang von der anoxischen Phase in die anaerobe Phase wird durch den in Kapitel 7.5 schon erwähnten Knick deutlich.

Demnach kann das Redoxpotential – solange Nitrat in der Anlage vorhanden ist - auch grundsätzlich einen gewissen Wertebereich nicht unterschreiten, sondern nähert sich asymptotisch einem Wert, bis der Nitrat-Nullpunkt (Knick) erreicht ist und fällt anschließend stark ab. Mit beginnender Belüftung setzt die Nitrifikation wieder ein – der Nitratgehalt steigt und mit ihm auch das Redoxpotential.

8 Sichtbarmachen des Einsparpotentials durch Veränderung der Phasendauer und -abfolge

8.1 Allgemein

Durch Veränderung der Dauer, Anordnung und Wiederkehr der einzelnen Prozessphasen innerhalb eines SBR-Zyklus ist die Möglichkeit gegeben, gewünschte Selektions-, Anreicherungs-, und Aktivierungsstrategien für die Belebtschlamm-Biozönose zu verwirklichen.

Wie Dudman (1977; zit. bei OLES 1991) festgestellt hat, führt ein periodischer Wechsel zwischen Substratangebot und -mangel zu einer Selektion und Anreicherung von flockenbildenden Mikroorganismen.

Bei hohen Substratkonzentrationen (Substratangebot) haben Flockenbildner gegenüber fadenförmigen Organismen durch ihre größere spezifische Wachstumsgeschwindigkeit einen Wachstumsvorteil.

Niedrige Substratkonzentrationen (Substratmangel), sogenannte Hungerphasen, üben Stress aus, der zur Bildung von extrazellulären Polymeren (ECP) führt. Diese dienen als Baustoff für die Flockenverbände.

Durch die Wahl der Füllstrategie (siehe Kapitel 4.3) kann der Substratkonzentrationsverlauf während eines Zyklus bestimmt werden.

Eine kurze, unbelüftete und nicht durchmischte, sogenannte statische Füllphase führt zu einem hohen Konzentrationsanstieg zu Beginn eines Zyklus (JONES et al., 1990, zit. bei OLES, 1991).

Bei Anlagen mit einem voll durchmischten Belebungsbecken wird ein periodischer Konzentrationsanstieg durch die Vorschaltung eines Selektorbeckens realisiert. Eine entsprechende Hungerphase kann beim SBR-Verfahren durch Ausdehnung der Belüftungsphase vor Beginn der Sedimentationsphase erreicht werden (OLES, 1991).

Ein periodischer Wechsel zwischen Verfügbarkeit und Mangel an gelöstem Sauerstoff, kombiniert mit einem periodischen Wechsel der Verfügbarkeit an organischem Substrat, bewirkt eine Anreicherung von Nitrifikanten und Denitrifikanten im selben Lebensraum. Dies gilt für Durchlaufbelebungsanlagen ebenso, wie für SBR-Anlagen. Mit dem SBR-Verfahren ergeben sich dabei zwei grundsätzliche Möglichkeiten Nitrifikation und Denitrifikation innerhalb eines Zyklus zu erreichen (HÖFLEHNER, 2000):

1. Räumliche Trennung von belüfteter und unbelüfteter Zone innerhalb des Batch-Reaktors. Dabei muss der Belebtschlamm durch Umpumpen zwischen aerober und anoxischer Zonen hin und her bewegt werden.
2. Zeitliche Trennung von Nitrifikations- und Denitrifikationsphasen innerhalb eines Zyklus. Gegenüber der erstgenannten Variante hat diese den Vorteil, dass keine Einbauten im Reaktor benötigt werden und die Betriebskosten für das Umpumpen zwischen den Reaktorzonen entfallen. Bei der Anordnung von aeroben und anoxischen Phasen kann eine Denitrifikation zeitlich nur nach der Nitrifikation erfolgen.

8.2 Erhöhung der Denitrifikationsleistung durch Wahl eines anderen Denitrifikationsverfahrens

Die Denitrifikation wird im klassischen Durchlaufverfahren durch den inneren Kreislauf eines Teils des Abwasser-Belebtschlammgemisches erreicht. Im Batch-Betrieb erübrigt sich die Kreislaufführung, da alle Prozesse im selben Reaktionsraum ablaufen. Es wird also der Belüftungsphase eine Mischphase vorangestellt, in der das Nitrat des vorhergegangenen Zyklus abgebaut wird. Als Maß für die zu erreichende Denitrifikationsrate kann das Volumenaustauschverhältnis herangezogen werden.

Durch Anordnung der Rührphase hinter der Belüftungsphase erhält man die **nachgeschaltete Denitrifikation**. Da der Großteil des Kohlenstoffs bereits entfernt wurde, muss, um eine nennenswerte Nitratreduktion zu erhalten, entweder frisches Abwasser, oder eine andere Kohlenstoffquelle zudosiert werden. BERGER (2001) berichtet, dass die Variante der nachgeschalteten Denitrifikation mit zudosiertem Abwasser allerdings kaum noch angewandt wird.

Eine Verbesserung der Denitrifikation kann auch erreicht werden, indem sich anoxische und aerobe Phasen zeitlich abwechseln. Man spricht dann von **intermittierender Nitrifikation / Denitrifikation**. In SBR-Anlagen würde diese Verfahrensweise durch eine intermittierende Belüftung während eines Zyklus in einem Reaktor umgesetzt werden, wobei zu beachten ist, dass die Denitrifikationsleistung nach jeder Belüftungsphase abnimmt.

Bei den Versuchen 1 (siehe Kapitel 6.2), 2 (siehe Kapitel 6.3) und 3 (siehe Kapitel 6.4) am SBR-Reaktor im Technikum wird mit einer statischen Füllphase mit vorgeschaltetem

Selektorbecken und einer zeitlichen Trennung der Nitrifikations- und Denitrifikationsphasen gearbeitet. Diese Betriebsart entspricht einem SBR-Verfahren mit **vorgeschalteter Denitrifikation**.

In den folgenden Versuchen wird mit Hilfe einer **nachgeschalteten Denitrifikation**, die durch Zudosierung einer externen Kohlenstoffquelle realisiert ist, geprüft, welchen Einfluss die Zudosierung auf den Verlauf des Nitrats (die Denitrifikation) hat.

Gleichzeitig wird an Hand der Nitratkurven der jeweiligen Versuche die Phasendauer immer wieder verändert, sodass die Anlage schlussendlich mit einem Zyklusplan betrieben wird, der um 180 Minuten kürzer ist, als im Versuch 1, aber dennoch bessere Nitratwerte im Ablauf aufweisen kann.

8.3 Nachgeschaltete Denitrifikation durch Zudosierung einer externen Kohlenstoffquelle

Um eine Zudosierung realisieren zu können, benötigt man:

- technische Einrichtungen (Pumpe mit Saug- und Druckleitung, Tank)
- eine Vorstellung über die benötigte Kohlenstoffmenge (Berechnung über Formeln)

8.3.1 Berechnung der theoretischen Menge:

Wie in Kapitel 5 beschrieben, beträgt das Volumen des Reaktors 1800 Liter. Aus dem Zufluss pro Zyklus von 0,60 m³ ergibt sich ein Austauschverhältnis $\Delta V/V$ von 33%. Für die Berechnung wird eine Nitratstickstoffkonzentration von 10 mg/l angenommen:

Beckenvolumen:	V	=	1,80 m ³
Zufluß pro Zyklus:	ΔV	=	0,60 m ³
Austauschverhältnis:	$\Delta V/V$	=	33 %
Nitratstickstoffkonzentration:	NO ₃ -N	=	10 mg/l

Somit beträgt die Nitratstickstofffracht im Reaktor pro Zyklus:

$$\text{NO}_3\text{-N}_{(\text{Zyklus})} = V \times \Delta V/V \times \text{NO}_3\text{-N} = 1800 \times 0,33 \times 0,01 = 6 \text{ g}$$

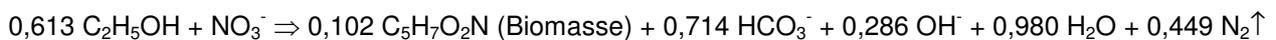
Daraus ergibt sich durch Umrechnung eine Nitratfracht pro Zyklus von:

$$\text{NO}_3(\text{Zyklus}) = 26,58 \text{ g}$$

Als Ziel wurde eine Reduktion der Nitratfracht um 30 Prozent angestrebt. Als externe Kohlenstoffquelle wurde Ethanol gewählt, dessen Konzentration zuvor vom institutseigenen Labor bestimmt wurde:

$$\text{Ethanol (96 \%)} \cong 0,81 \text{ g / ml C}_2\text{H}_5\text{OH}$$

Gemäß folgender Gleichung:



wurden zur Umsetzung dieses Zieles:

$$0,613 \times 26,58 \times 0,3 \text{ NO}_3(\text{Zyklus}) \rightarrow 4,89 \text{ g C}_2\text{H}_5\text{OH}$$

benötigt. Daraus ergibt sich eine Zudosierung von:

$$4,89 \text{ g C}_2\text{H}_5\text{OH} / 0,81 \text{ g / ml C}_2\text{H}_5\text{OH} = \mathbf{6,03 \text{ ml Ethanol (96\%)}}$$

Die Zudosierung wurde mit Hilfe einer Schlauchquetschpumpe, deren Förderleistung zuvor mit 40 ml/min festgestellt wurde, durchgeführt.

Daraus ergibt sich eine **Dosierzeit** von **9 Sekunden** um eine Reduktion der Nitratfracht um 30 Prozent zu erreichen.

8.3.2 Versuch A

Der Zyklusplan für Versuch A ist aus Abbildung 29 ersichtlich.

Füllen	■						
Mischen	■	■			■		
Belüften			■				
Zudosieren				■			
Sedimentieren					■		
Klarwasserabzug						■	
Zeitachse [min]	0	15	75		255	285	315 320
Zeit /Phase [min]	15	60	180		30	30	5

Abbildung 29: Zyklusplan - Versuch A

- Der Beginn der Mischphase wurde von der Füllphase entkoppelt. So war es möglich, während der Füllphase den Mischvorgang zu starten. Der Beginn der Mischphase wurde in diesem Versuch so eingestellt, dass die Mischphase 10 Minuten nach Beginn der Füllphase (Zyklusbeginn) gestartet und 65 Minuten nach dem Ende der Füllphase beendet wurde.
- Die neu installierte Zudosierungsanlage wurde mit einer Dosierzeit von 9 Sekunden so eingestellt, dass sie nach Beendigung der Belüftungsphase Ethanol über eine Schlauchquetschpumpe in den Reaktor pumpte.
- Es wurde eine zweite Rührphase eingeschoben, die ebenfalls nach Beendigung der Belüftungsphase gestartet wurde. Nach Ablauf dieser Rührphase sollte der Zyklus, wie bisher, mit einer Absetz- und einer Dekantierphase abgeschlossen werden.

Erläuterung zu Abbildung 29: Die grau gefärbten Zeitbalken sollen die Änderungen im Vergleich zum Versuch 3 (siehe Kapitel 6.4) darstellen.

Die Ergebnisse des Versuchs A werden in Abbildung 30 dargestellt.

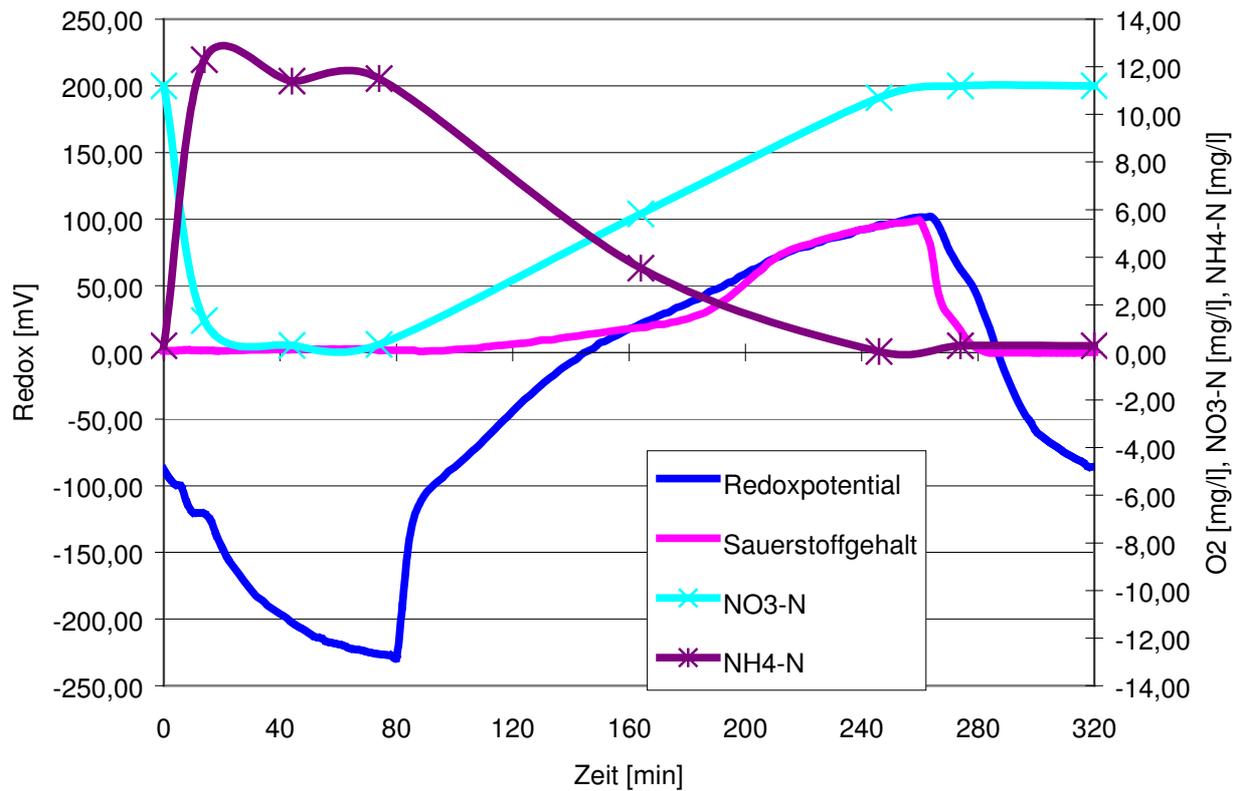


Abbildung 30: Ergebnisse - Versuch A

- Die in Abbildung 30 dargestellten Kurven stellen Mittelwerte aus 31 Zyklen dar.
- Der Temperaturmittelwert betrug $22,3^{\circ}\text{C} \pm 0,9\text{K}$.
- Der Mittelwert des pH-Wertes betrug $7,16 \pm 0,6$.
- Der Mittelwert der Leitfähigkeit betrug $736\mu\text{S}/\text{cm} \pm 129$.

(Da der Temperatur, dem pH-Wert und der Leitfähigkeit während dieser Versuche nur wenig Bedeutung beigemessen wird, werden diese Parameter nur – der Vollständigkeit halber – zahlenmäßig angegeben.)

Die errechnete Zudosiermenge hatte keine Auswirkungen auf die Nitratbelastung (siehe Kapitel 9.1 - Probleme mit der Zudosierung).

Man beschloss daher, die Dosierzeit zu ändern. Abbildung 31 zeigt den Nitratstickstoffverlauf bei 90 Sekunden (Versuch A1) und 180 Sekunden (Versuch A2).

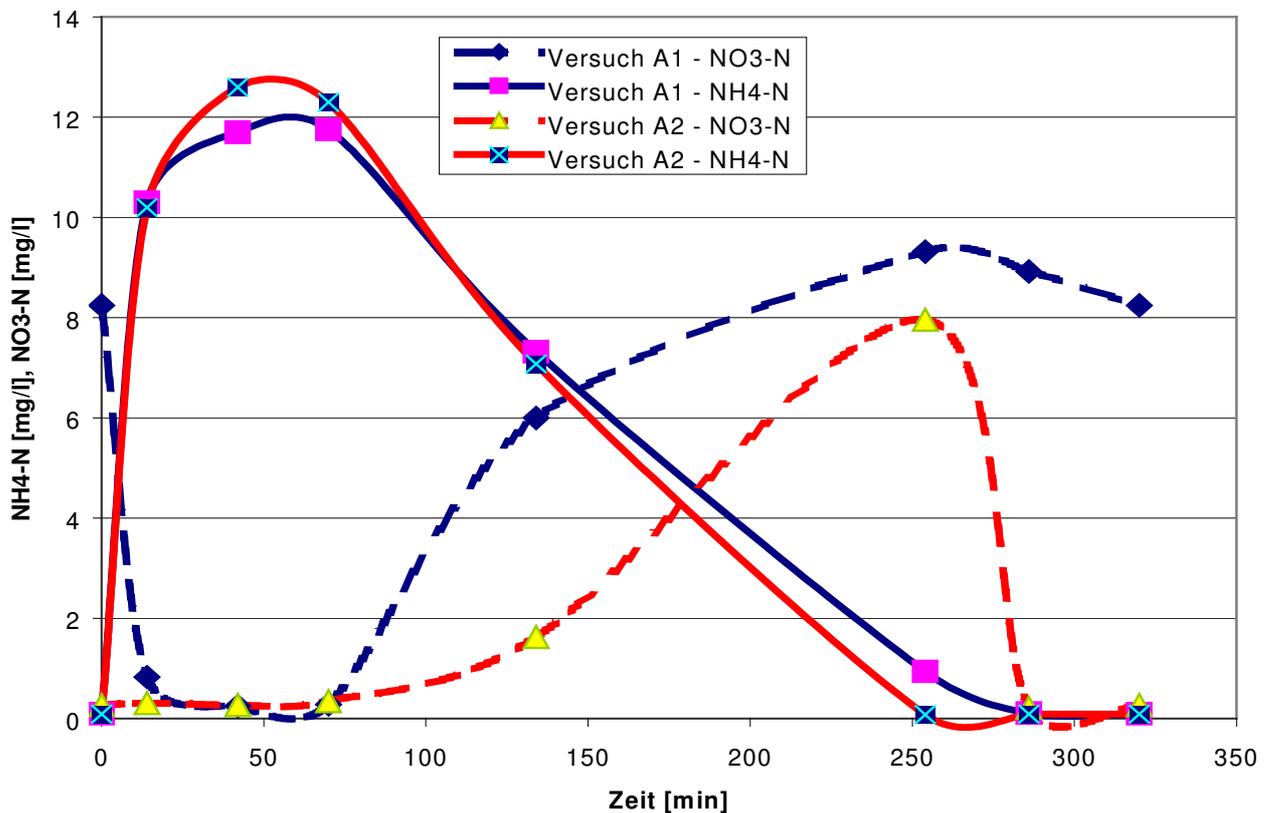


Abbildung 31: Ergebnisse - Versuch A mit unterschiedlichen Dosierzeiten

Wie in Abbildung 31 ersichtlich, fiel der Nitratstickstoff bei einer Dosierzeit von 90 Sekunden nur schwach (NO₃-N-Abnahme von Minute 250 bis 320). Man entschied, die Dosierzeit auf 180 Sekunden zu erhöhen (siehe Abbildung 31 - Versuch A2). Dies hatte zur Folge, dass sämtliches Nitrat schlagartig denitrifiziert wurde.

Eine Erklärung für die starke Abweichung von der berechneten Zeit findet sich in Kapitel 9.1. Da in Kapitel 8.3.1 eine Verringerung der Nitratfracht um 30 Prozent angestrebt werden sollte, entschloss man sich im nachfolgenden Versuch B (siehe Kapitel 8.3.3 die Dosierzeit auf 120 Sekunden festzulegen.

8.3.3 Versuch B

Abbildung 32 zeigt den Zyklusplan von Versuch B.

Füllen	■						
Mischen	■	■			■		
Belüften			■				
Zudosieren				■			
Sedimentieren					■		
Klarwasserabzug						■	
Zeitachse [min]	0	15	45		225	255	285 290
Zeit /Phase [min]	15	30	180		30	30	5

Abbildung 32: Zyklusplan - Versuch B

- Versuch B unterscheidet sich von Versuch A durch den auf 35 Minuten verkürzten Mischvorgang nach der Füllphase.
- Die Dosierzeit wurde durch die Resultate während des Versuches A mit 120 Sekunden festgelegt.

Erläuterung zu Abbildung 32: Der grau gefärbte Zeitbalken soll die Änderungen im Vergleich zum Versuch A (siehe Kapitel 8.3.2) darstellen.

Abbildung 33 zeigt die Ergebnisse des Versuchs B.

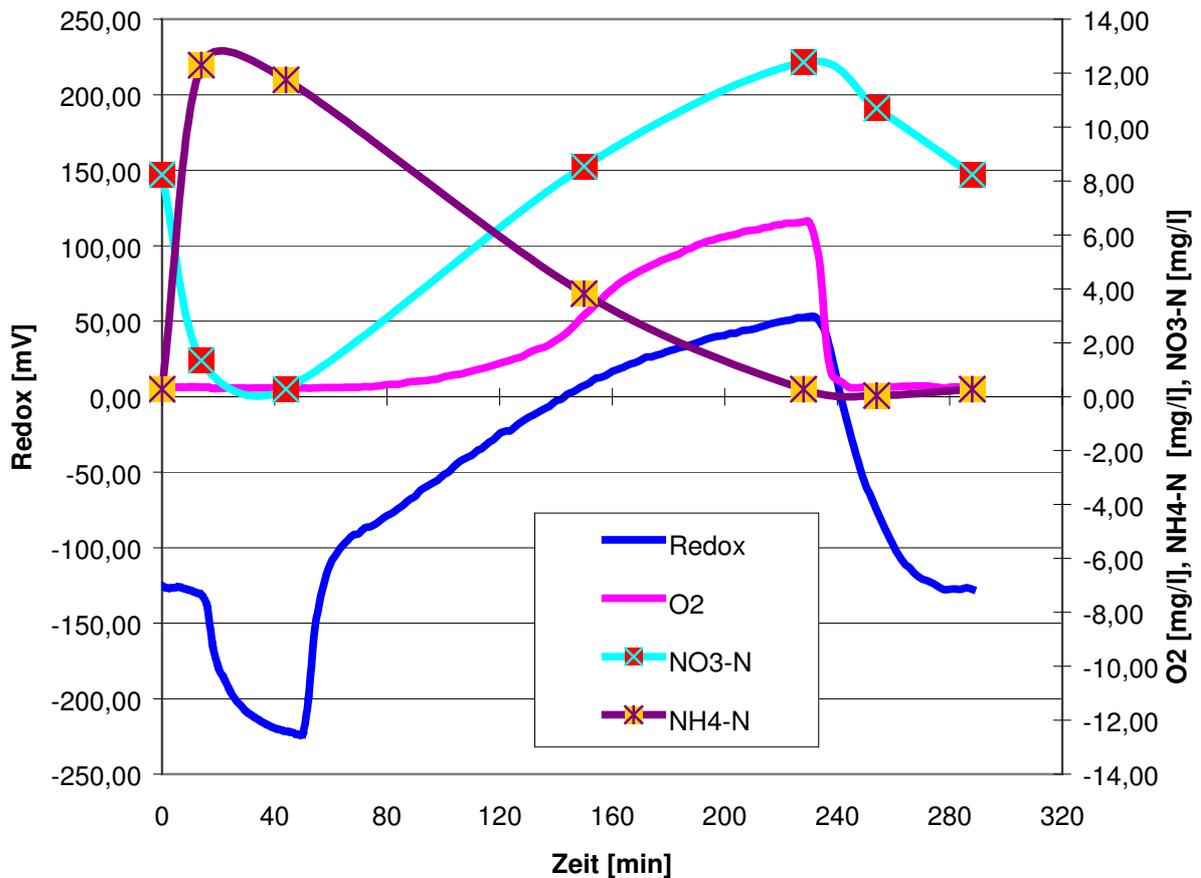


Abbildung 33: Ergebnisse - Versuch B

- Die in Abbildung 33 dargestellten Kurven stellen Mittelwerte aus 33 Zyklen dar.
- Die Temperaturmittelwert betrug $21,4\text{ °C} \pm 1,4\text{K}$.
- Der Mittelwert des pH-Wertes betrug $6,85 \pm 0,98$.
- Der Mittelwert der Leitfähigkeit betrug $849\text{ }\mu\text{S/cm} \pm 150$.

Wie in Abbildung 33 ersichtlich, konnte die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration von mehr als 12 mg/l auf 8 mg/l reduziert werden. Diese Reduktion entspricht dem in Kapitel 8.3 anvisierten Ziel einer Verringerung um 30% .

Die dazu notwendige Dosierzeit von 120 Sekunden wurde daher nicht mehr verändert.

In den nachfolgenden Versuchen wurde geprüft, ob die Zyklusdauer bei Zudosierung einer externen Kohlenstoffquelle weiter herabgesetzt werden kann.

8.3.4 Versuch C

Abbildung 34 zeigt den Zyklusplan von Versuch C.

Füllen					
Mischen					
Belüften					
Zudosieren					
Sedimentieren					
Klarwasserabzug					
Zeitachse [min]	0	15	225	255	285 290
Zeit /Phase [min]	15	210	30	30	5

Abbildung 34: Zyklusplan - Versuch C

- Die erste Mischphase wurde mit der Füllphase synchronisiert. Damit wurde die Dauer dieser beiden Phasen von ursprünglich 75 Minuten auf 15 Minuten reduziert.
- Die Belüftungsphase wurde um 30 Minuten verlängert.
- Die Dosierzeit wurde mit 120 Sekunden beibehalten.

Erläuterung zu Abbildung 34: Der grau gefärbte Zeitbalken soll die Änderungen im Vergleich zum Versuch B (siehe Kapitel 8.3.3) darstellen.

Abbildung 35 zeigt die Ergebnisse von Versuch C.

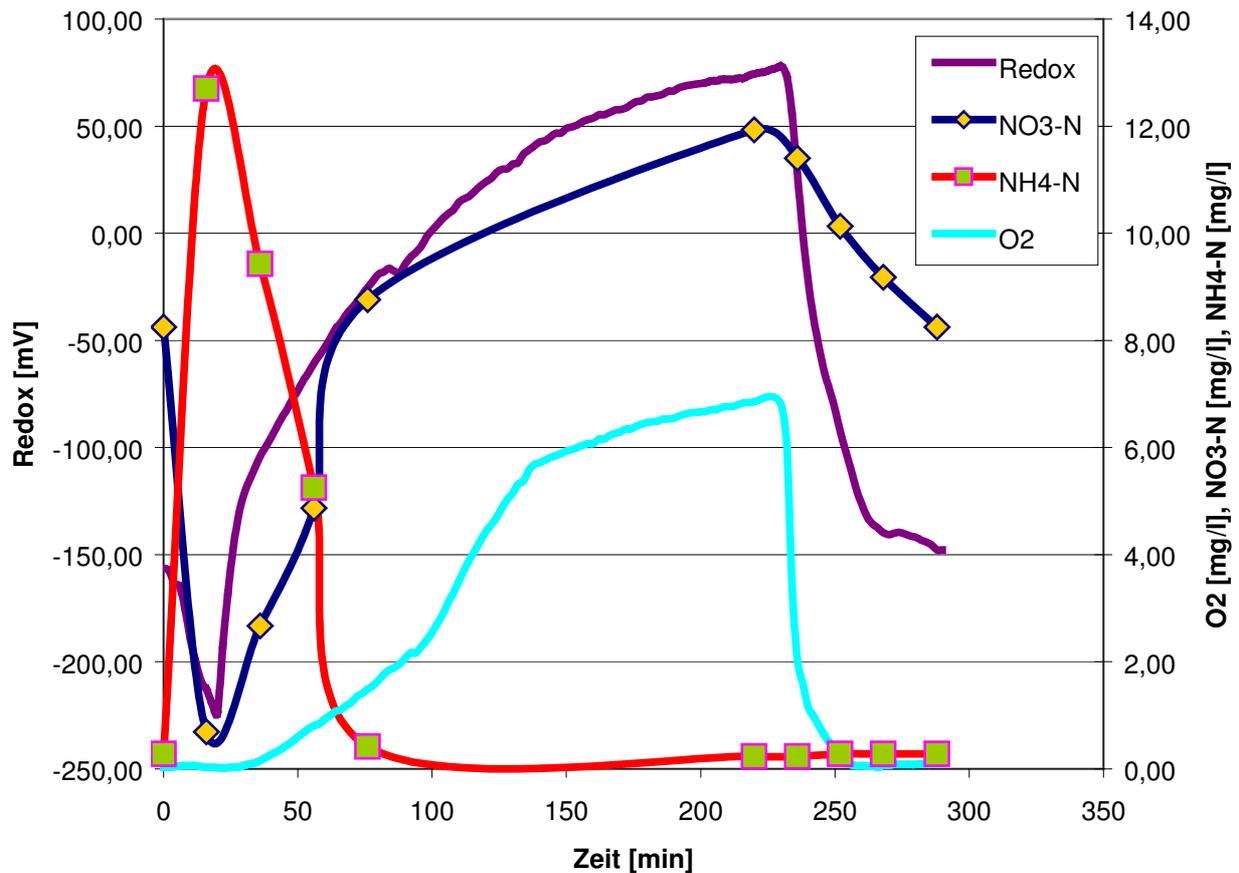


Abbildung 35: Ergebnisse - Versuch C

- Die in Abbildung 35 dargestellten Kurven stellen Mittelwerte aus 35 Zyklen dar.
- Die Temperaturmittelwert betrug $22,1\text{ °C} \pm 0,9\text{K}$.
- Der Mittelwert des pH-Wertes betrug $7,01 \pm 0,79$.
- Der Mittelwert der Leitfähigkeit betrug $783\ \mu\text{S/cm} \pm 139$.

Wie in Abbildung 35 ersichtlich, verursachten die im Vergleich zu Versuch B (siehe Kapitel 8.3.3) durchgeführten Änderungen keine negativen Auswirkungen auf die Reinigungsleistung der Versuchskläranlage.

8.3.5 Versuch D

Abbildung 36 zeigt den Zyklusplan von Versuch D.

Füllen					
Mischen					
Belüften					
Zudosieren					
Sedimentieren					
Klarwasserabzug					
Zeitachse [min]	0	15	195	225	255 260
Zeit /Phase [min]	15	180	30	30	5

Abbildung 36: Zyklusplan - Versuch D

- Die Belüftungsphase wurde wieder auf 180 Minuten verkürzt. Die Zyklusdauer hat sich damit von 320 Minuten auf 260 Minuten verkürzt.
- Die Dosierzeit wurde mit 120 Sekunden beibehalten.

Erläuterung zu Abbildung 36: Der grau gefärbte Zeitbalken soll die Änderungen im Vergleich zum Versuch C (siehe Kapitel 8.3.4) darstellen.

Abbildung 37 zeigt die Ergebnisse des Versuchs D.

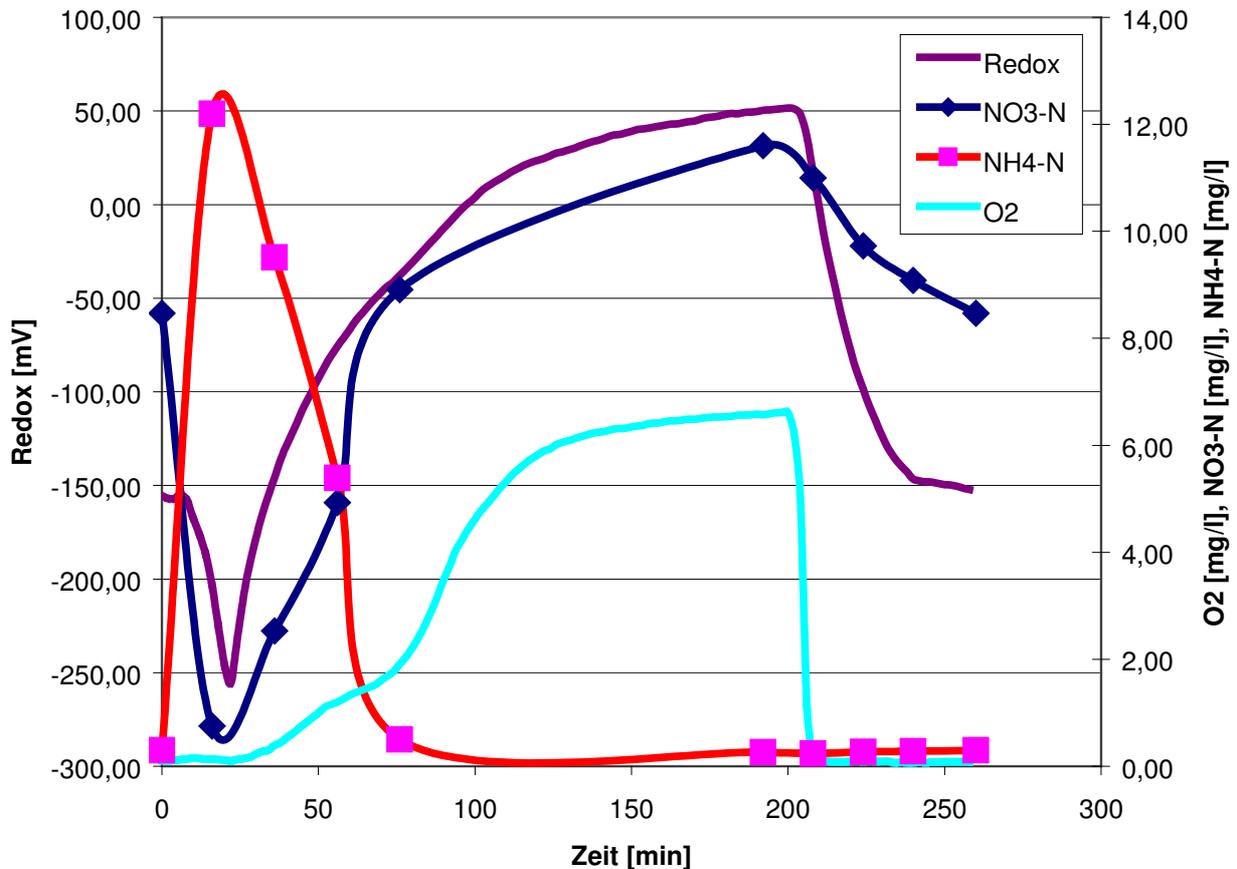


Abbildung 37: Ergebnisse - Versuch D

- Die in Abbildung 37 dargestellten Kurven stellen Mittelwerte aus 29 Zyklen dar.
- Die Temperaturmittelwert betrug $21,8^{\circ}\text{C} \pm 1,2\text{K}$.
- Der Mittelwert des pH-Wertes betrug $6,99 \pm 0,77$.
- Der Mittelwert der Leitfähigkeit betrug $796 \mu\text{S}/\text{cm} \pm 143$.

Wie in Abbildung 37 ersichtlich konnte die Zyklusdauer im Vergleich zu Versuch C (siehe Kapitel 8.3.4) weiter verkürzt werden, ohne Einbußen bei der Reinigungsleistung hinnehmen zu müssen. Mit der nachgeschalteten Denitrifikation konnte die Nitratbelastung des Ablaufs und damit die Gesamtstickstoffemissionen deutlich reduziert werden.

9 Aufgetretene Probleme während der Versuche

9.1 Probleme mit der Zudosierung von Ethanol

Wie in Kapitel 5 beschrieben, bestand die Zudosieranlage aus einer Schlauchquetschpumpe und einem Kunststoffbehälter zur Aufbewahrung des Ethanols. Das Ethanol sollte über eine etwa zwei Meter lange Kunststoffleitung in den Reaktor geleitet werden. Ungefähr auf halber Länge war die Kunststoffleitung zur Förderung des Ethanols in die Schlauchquetschpumpe eingeklemmt. So ergab sich eine etwa ein Meter lange Saugleitung.

Nachdem Versuch A (siehe Kapitel 8.3.2 - Versuch A) trotz genauer Berechnungen keine Reduktion des Nitrats aufwies, begann man nach möglichen Ursachen zu suchen. Nach längeren Beobachtungen kam man schließlich zu dem Ergebnis, dass die Flüssigkeitssäule in der Saugleitung nach jedem Fördervorgang abbricht. So musste bei jeder Zudosierung erst einmal die Saugleitung gefüllt werden, bevor der eigentliche Zudosiervorgang begann. Da dieses Problem kurzfristig technisch nicht gelöst werden konnte und die Versuchsergebnisse nur qualitativ beurteilt werden sollten, entschloss man sich, die Dosierzeit von theoretisch 9 (Versuch A) auf 90 (Versuch A-1), bzw. 180 Sekunden (Versuch A-2) zu erhöhen und sich im weiteren Verlauf der Versuche an die gewünschte NO_3 -Reduktion von 30 Prozent durch Variation der Dosierzeit anzunähern. Das ist im Versuch B mit einer Dosierzeit von 120 Sekunden und einer Dentrifikationsleistung von ungefähr 30 Prozent gelungen.

9.2 Probleme mit der Steuerung der Versuchskläranlage

Leider mussten während der gesamten Versuchsphase von 9 Monaten viele Datenreihen (eine Datenreihe beschreibt den Verlauf aller gemessenen Parameter während eines Zyklus) eliminiert werden, weil es in der Versuchskläranlage zu steuerungstechnischen Problemen kam.

Gründe dafür waren:

1. Die Anlage wurde durch eine auf einem Computer installierte Steuerungs-Software automatisch bedient. Leider kam es durch „Computer-Abstürze“ immer wieder zu Anlagen-Stillständen, die erst Stunden – manchmal sogar erst Tage (Wochenende)

- später bemerkt wurden. Dies hatte zur Folge, dass Zyklen mit extrem langen Dauern aufgezeichnet wurden, die nachträglich gelöscht werden mussten.
2. Viele Anlagenteile funktionierten druckluftgesteuert. Leider versagte der Kompressor der hauseigenen Druckluftleitung einmal während der Versuche für mehrere Stunden. Dies hatte zur Folge, dass beinahe der gesamte Reaktorinhalt mit dem für die Versuche wichtigen Belebtschlamm durch ein druckluftgesteuertes Ablaufventil verloren ging. Da eine selbständige Reproduktion des Belebtschlammes zu lange gedauert hätte, entschloss man sich, aus der Kläranlage Stockerau neuen Belebtschlamm (ungefähr 300 Liter) zu holen. Der Schlamm wurde im anschließend wieder in den Reaktor gepumpt. Sowie sich die Verläufe der Parameter wieder eingependelt hatten, konnte mit den Beobachtungen wieder fortgefahren werden.
 3. Obwohl das Rohwasser vor dem Vorlagebehälter schon mechanisch von Grobstoffen befreit wurde, kam es immer wieder zu Verstopfungen des Anlagenzulaufes. Dies war durch länger werdende Füllphasen, bzw. eine plötzlich nicht mehr funktionierende Befüllung bemerkbar. Auch diese Zyklen mussten schließlich gelöscht werden.
 4. Die Schwimmerschalter verschmutzten immer wieder so sehr, dass auch die automatische Spülung versagte. Diese Fehlerquelle konnte allerdings durch konsequente Beobachtung und manuelle Reinigung der Schalter weitestgehend verhindert werden.
 5. Durch die Druckluftreinigung der UV/VIS-Spektrometersonde kam es anfänglich zu starken Turbulenzen im Reaktor, die sowohl den Schwimmschlamm, als auch den abgesetzten Schlamm wieder aufwühlten. Man löste dieses Problem, indem man oberhalb der Druckluftreinigung einen Trichter so positionierte, dass er die aufsteigenden Luftblasen auffing und über den Trichterablauf, der oberhalb des Wasserspiegels endete, abführte.

10 Diskussion

Mit den durchgeführten Versuchen konnten mehrere Prüfungen durchgeführt werden:

10.1 Tauglichkeitsprüfung des UV/VIS-Spektrometers zur wartungsfreien Beobachtung im Langzeitbetrieb

Das UV/VIS-Spektrometer hing während der Versuche 1 bis 3 durchgehend über 3 Monate im Reaktor. Nach Analyse der Messergebnisse konnten keine Beeinträchtigungen der Funktion festgestellt werden. Während die anderen Messgeräte in regelmäßigen Intervallen von Ablagerungen (Biofilm) befreit und neu kalibriert werden mussten, wurde der Messschlitz des UV/VIS-Spektrometers mit der Sende- und Empfangseinheit durch die Druckluftreinigung (siehe Kapitel 5.3.9) funktionsfähig gehalten.

Erst nach Ablauf der dreimonatigen Versuchsphase begannen die Werte des UV/VIS-Spektrometers, den bis dahin üblichen Range zu verlassen und – einem Trend entsprechend - zu steigen. Leider war für eine Analyse dieses Trends die Zeit zu knapp, da das UV/VIS-Spektrometer kurz darauf wieder der Firma zurückgegeben werden musste.

Ob dieser Trend durch Messungenauigkeiten des UV/VIS-Spektrometers (die durch eine Neukalibration wahrscheinlich beseitigt werden hätten können), oder durch anlagenspezifische Entwicklungen (tatsächlicher Anstieg des Nitratgehaltes) hervorgerufen worden ist, kann diese Arbeit nicht beurteilen, weil für diese Zeit (2 Wochen) manuelle Vergleichsmessungen fehlen.

Sollte dieses UV/VIS-Spektrometer zukünftig auch in der Praxis eingesetzt werden, wird empfohlen eine regelmäßige Neukalibration in Intervallen von einem Monat durchzuführen. Für eine Vergrößerung dieses Intervalls wären regelmäßige Beurteilungen der Ganglinien notwendig.

10.2 Prüfung einer Beschleunigung der Denitrifikation durch Zudosierung einer externen Kohlenstoffquelle

In den Versuchen A bis D wurde gezeigt, dass eine nachgeschaltete Denitrifikation mit Zudosierung einer externen Kohlenstoffquelle den Nitratgehalt im Reaktorablauf deutlich senken kann. Da eine nachgeschaltete Denitrifikation durch Beimischung von frischen Abwasser als Kohlenstoffquelle zu aufwendig wäre und deshalb, wie in Kapitel 8 bereits

erwähnt, kaum mehr angewandt wird, wäre diese Form der Denitrifikation durchaus zielführend:

- Die Denitrifikationsrate wäre in Verbindung mit einer Online-Messung, z.B.: mit einem UV/VIS-Spektrometer, frei wählbar.
- Die Online-Messung könnte immer über eine geeignete Bediensoftware den aktuellen Stand des Nitratgehaltes auf einem Display anzeigen. Mit einer abgestimmten Regelung wäre damit die Zudosierung der Kohlenstoffquelle optimierbar.
- Ethanol, als externe Kohlenstoffquelle wäre eine günstige Möglichkeit (Marktpreis: 50 – 65 Cent/Liter), um Denitrifikationsprobleme (Probleme beim Erreichen der vorgeschriebenen Grenzwerte) in älteren Anlagen unter Kontrolle zu bekommen.
- Geht man davon aus, dass die Berechnungen in Kapitel 8.3 stimmen, kommt man zu dem Ergebnis, dass bei einer Zudosierung von 6 mg/Zyklus im Versuch D (260 Minuten / Zyklus) 33 mg Ethanol pro Tag ausreichen würden, um den Nitratgehalt im Abwasser von 22 EGW um 30 Prozent zu verringern. Dies würde bedeuten, dass bei dieser Denitrifikationsleistung 1,5 mg Ethanol pro EGW aufgewendet werden müssten. (Da die Denitrifikationsleistung in dieser Arbeit nur qualitativ getestet wurde, wären zur Untermauerung dieser Annahmen noch weitere Versuche notwendig.)

10.3 Prüfung zur Optimierung der Anlagenkapazität durch Reduktion der Phasendauern auf das notwendige Minimum

In Versuch 1 wurde die Anlage noch mit einer Zyklendauer von 440 Minuten betrieben. Das entspricht 3,27 Zyklen pro Tag, oder einer Leistung, die ausreicht, um das Abwasser von 13 EGW zu behandeln (Die Dimensionierungsberechnung Kapitel 5.4.2 ging von 4 Zyklen aus → 16 EGW).

Im Versuch D wurde die Anlage mit einer Zyklendauer von 260 Minuten betrieben, woraus sich 5,54 Zyklen pro Tag, oder eine Leistung von 22 EGW ergibt. Zusätzlich wurde der Versuch D mit einer nachgeschalteten Denitrifikation betrieben und konnte so die Nitratbelastung des Ablaufs und damit die Gesamtstickstoffemissionen deutlich reduzieren.

Der Vergleich dieser beiden Versuche soll zeigen, dass ein Einsparungspotential bei den Zyklendauern grundsätzlich vorhanden ist.

Selbst bei einer einfachen Steuerung, wie bei dieser Versuchskläranlage, bei der die Phasendauern starr einzustellen sind, erkennt man das durch die Veränderung derselben.

Verknüpft man nun die Phasendauern mit den Ergebnissen von Online-Messungen, dann könnten alle Phasen - und damit der gesamte Zyklus - zeitoptimiert ablaufen. Die sich daraus ergebenden Vorteile wurden in Kapitel 6 schon aufgelistet.

11 Zusammenfassung

Am Beispiel einer Versuchskläranlage (SBR-Anlage) am institutseigenen Technikum sollten mit Hilfe einer Regelung Einsparungspotentiale in Hinblick auf die Dimensionierung sichtbar gemacht werden. Dazu wird die Tauglichkeit eines tauchfähigen UV/VIS-Spektrometers zur Regelung einer SBR-Anlage untersucht (siehe Kapitel 11.1) und mit Hilfe einer Zudosieranlage (zur Zudosierung einer externen Kohlenstoffquelle) die Leistungsfähigkeit der SBR-Anlage erhöht (siehe Kapitel 11.2). Der Untersuchungszeitraum erstreckte sich von 01.01.2004 bis 31.12.2004.

11.1 Tauglichkeitsprüfung eines tauchfähigen UV/VIS-Spektrometers zur wartungsfreien Beobachtung im Langzeitbetrieb

Es wurden 3 Versuche (siehe Kapitel 6.2, 6.3, 6.4) durchgeführt um die Tauglichkeit des UV/VIS-Spektrometers zu testen. Das UV/VIS-Spektrometer wurde, während und zwischen der Versuche weder händisch gesäubert, noch in seiner Lage in der SBR-Anlage verändert.

Die Messergebnisse ($\text{NO}_3\text{-N}$ in mg/l) des UV/VIS-Spektrometers wurden nach jedem Versuch auf Plausibilität überprüft und zur Anpassung der Phasendauern verwendet. Tabelle 14 zeigt eine Zusammenfassung der 3 Versuche:

Versuch	1	2	3
Füllphase [min]	15	15	15
Rührphase [min]	90	90	60
Belüftungsphase [min]	300	210	180
Sedimentationsphase [min]	30	30	30
Klarwasserabzug [min]	5	5	5
Zyklusdauer [min]	440	350	290
Beobachtete Zyklen	27	23	205

Tabelle 14: Zusammenfassung der Versuche 1-3

Das UV/VIS-Spektrometer hat während dieser Versuche einwandfrei funktioniert. Trotzdem sollte auf eine regelmäßige händische, mechanische Reinigung der Messfenster nicht verzichtet werden.

11.2 Erhöhung der Denitrifikationsleistung durch Zudosierung einer externen Kohlenstoffquelle (nachgeschaltete Denitrifikation)

Als Ziel wurde die Reduktion der Nitratfracht im Reaktorablauf um 30 Prozent definiert. Nach Berechnung einer theoretischen Zudosierzeit wurde die Dosierzeit durch anlagenspezifische Probleme (siehe Kapitel 9.1) erhöht. Es wurden 4 Versuche durchgeführt. Nach jedem Versuch wurden die Phasendauern mit Hilfe des UV/VIS-Spektrometers angepasst und die Erfüllung der Zielvorgaben überprüft. Tabelle 15 zeigt eine Zusammenfassung der 4 Versuche (siehe Kapitel 8.3.2, 8.3.3, 8.3.4, 8.3.5):

Versuch	A	B	C	D
Füllphase [min]	15	15	15	15
Rührphase [min]	60	30	-	-
Belüftungsphase [min]	180	180	210	180
Rührphase [min]	30	30	30	30
Zudosierzeit [sec]	9	120	120	120
Sedimentationsphase [min]	30	30	30	30
Klarwasserabzug [min]	5	5	5	5
Zyklusdauer [min]	320	290	290	260
Beobachtete Zyklen []	31	33	35	29

Tabelle 15: Zusammenfassung der Versuche A-D

Neben einer weiteren Reduktion der Zyklendauer konnte die Nitratfracht durch die Zudosierung von Ethanol (96%) im Reaktorablauf um 30 Prozent gesenkt werden.

11.3 Ausblick

Bei modernen Messgeräten sind Online-Messungen, bzw. Schnittstellen zu einer Bediensoftware auf einem Computer keine Besonderheit mehr. Was fehlt, ist mit Hilfe der Messergebnisse moderne Regelungen zu entwerfen, wie sie unter anderem von STEINMETZ und WIESE (2005) in Kapitel 3 gefordert werden.

Aufgabe weiterer Untersuchungen muss es daher sein, solche Regelungen zu entwerfen und zu testen, um sie in weiterer Folge einmal in der Praxis einsetzen zu können und so in Zukunft das anfallende Abwasser ressourcenschonender und somit kostengünstiger behandeln zu können.

12 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Schematische Darstellung eines SBR-Reinigungszyklus (SIG, 1999)	21
Abbildung 2: Zyklusplan – Kontinuierliche Abwasserzuführung	23
Abbildung 3 Zyklusplan – Alternierende Beschickung mit 2 Reaktoren	24
Abbildung 4: Zyklusplan - Kurzzeitbeschickung mit Vorseicher	26
Abbildung 5: Versuchskläranlage im institutseigenen Technikum	37
Abbildung 6: Dekantiereinrichtung-Detail.....	39
Abbildung 7: Schnitt durch Dekantiereinrichtung mit Strömungsweg durch Bohrungen	39
Abbildung 8: Dekantiereinrichtung mit Distanzhalter, Schwimmkörper und Führung.....	40
Abbildung 9: Belüftungsteller und Rohwasserzuleitung beim Einbau in den Reaktor	41
Abbildung 10: UV/VIS-Spektrometer	47
Abbildung 11: Prinzipskizze eines UV/VIS-Spektrometers	49
Abbildung 12: Mehrzweck-Überschub für UV/VIS-Spektrometer.....	50
Abbildung 13: Ganglinie des Beckenfüllstandes bei konstantem Füllvolumen und einmaligem, schubweisen Beschicken aus einem Vorseicher (BGBl. Nr. 186/1996)	54
Abbildung 14: Verlauf des Sauerstoffgehaltes bei einem Absorptionsversuch mit Reinwasser (DWA, 1996)	62
Abbildung 15: Verlauf des Sauerstoffgehaltes bei einem Absorptionsversuch in belebtem Schlamm (DWA, 1996)	63
Abbildung 16: Verlauf de Sauerstoffgehaltes bei einem Desorptionsversuch in belebtem Schlamm (DWA, 1996)	64
Abbildung 17: Zyklusplan zu Versuchsbeginn (Versuch 1)	72
Abbildung 18: Automatische Nitratmessung mit UV/VIS-Spektrometer (Versuch 1).....	73
Abbildung 19: Zyklusplan - Versuch 2.....	75
Abbildung 20: Automatische Nitratmessung mit UV/VIS-Spektrometer (Versuch 2).....	75
Abbildung 21: Zyklusplan - Versuch 3.....	76
Abbildung 22: Automatische Nitratmessung mit UV/VIS-Spektrometer (Versuch 3).....	77
Abbildung 23: Temperaturentwicklung des Messmediums während eines Zyklus	78
Abbildung 24: Verlauf des Sauerstoffgehaltes bei unterschiedlichen Zyklendauern.....	79
Abbildung 25: Verlauf des pH-Wertes bei unterschiedlichen Zyklendauern.....	81
Abbildung 26: : Verlauf der Leitfähigkeit bei unterschiedlichen Zyklendauern	82
Abbildung 27: Verlauf des Redox-Potentials bei unterschiedlichen Zyklendauer	85

Abbildung 28: Vergleich manuelle - automatische NO ₃ -N-Messung	87
Abbildung 29: Zyklusplan - Versuch A	94
Abbildung 30: Ergebnisse - Versuch A	95
Abbildung 31: Ergebnisse - Versuch A mit unterschiedlichen Dosierzeiten	96
Abbildung 32: Zyklusplan - Versuch B	97
Abbildung 33: Ergebnisse - Versuch B	98
Abbildung 34: Zyklusplan - Versuch C	99
Abbildung 35: Ergebnisse - Versuch C	100
Abbildung 36: Zyklusplan - Versuch D	101
Abbildung 37: Ergebnisse - Versuch D	102
Abbildung 38: Reinwasserversuch - Messreihe und Ausgleichsfunktion bei Stufe 1 - 6m ³ /h und dazugehörige Residuen	129
Abbildung 39: Reinwasserversuch - Messreihe und Ausgleichsfunktion bei Stufe 2 - 10m ³ /h und dazugehörige Residuen	131
Abbildung 40: Reinwasserversuch - Messreihe und Ausgleichsfunktion bei Stufe 3 - 12m ³ /h und dazugehörige Residuen	133
Abbildung 41: Reinwasserversuch - Messreihe und Ausgleichsfunktion bei Stufe 4 - 14m ³ /h und dazugehörige Residuen	135
Abbildung 42: Belebtschlammversuch - Messreihe und Ausgleichsfunktion bei Stufe 1 - 6m ³ /h und dazugehörige Residuen	137
Abbildung 43: Belebtschlammversuch - Messreihe und Ausgleichsfunktion bei Stufe 2 - 10m ³ /h und dazugehörige Residuen	139
Abbildung 44: Belebtschlammversuch - Messreihe und Ausgleichsfunktion bei Stufe 3 - 12m ³ /h und dazugehörige Residuen	141

13 Literaturverzeichnis

ALEX, J.: SBR - control in practice, Advanced control of the WWTP of the Formula I racing track "Nürburgring". Vortrag auf dem Treffen der COST 624, WG1 "Plant Operation", Genth, 2002.

ARDERN, E.; LOCKETT, T.: Experiments on the Oxidation of Sewage without the aid of filters. Journ. Soc. Chem. Ind. 33 (1914). Neudruck: Symposium on the evolution and the development of the activated sludge process of sewage purification in Great Britain. Journ. And Proceedings Institute of Sewage Purification, 1954.

BERGER, J.: Steuerungstechnische Aspekte von SBR-Anlagen – Diplomarbeit zur Erlangung des akademischen Grades Diplomingenieur, 2001.

BGBL Nr. 186 (1996): AAEV - Verordnung „Allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen“, Wien

BGBL Nr. 210 (1996): AEV - Verordnung „Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete“, Wien

BGBL. Nr. 219 (2000): AEV Gebleichter Zellstoff - Verordnung „Begrenzung von Abwasseremissionen aus der Herstellung von gebleichtem Zellstoff“, Wien

BGBL Nr. 252 (1959): Wasserrechtsgesetz 1959 in der Fassung der Wasserrechtsgesetz-Novellen 1990, 760/1992, 185/1993, 795 u. 796/1996 und I 74/1997, II 155/1999, I 39/2000, I 90/2000, I 142/2000, I 108/2001, I 109/2001, I 65/2002, I 156/2002 und I 82/2003, Wien

BGBL.Nr. 869 (1993): 3. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser - Verordnung „Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen von Einzelobjekten in Extremlage“, Wien

BROCKMANN, C.: Die Handlungsfähigkeit der Europäische Union untersucht am Beispiel der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Inauguraldissertation zur Erlangung der Doktorwürde an der Fakultät für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften der Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg, 2003.

DIN 4045, Ausgabe:2003-08: Abwassertechnik – Grundbegriffe, Berlin, 2003.

DIN 38408-23, Ausgabe:1987-11: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Gasförmige Bestandteile (Gruppe G); Bestimmung des Sauerstoffsättigungsindex, Deutsches Institut für Normung, Berlin, 1987.

DIN EN 25813, Ausgabe:1993-01: Wasserbeschaffenheit; Bestimmung des gelösten Sauerstoffs; Iodometrisches Verfahren (ISO 5813:1983); Deutsche Fassung EN 25813:1992, Deutsches Institut für Normung, Berlin, 1992.

DIN EN 25814, Ausgabe:1992-11: Wasserbeschaffenheit; Bestimmung des gelösten Sauerstoffs; Elektrochemisches Verfahren (ISO 5814:1990); Deutsche Fassung EN 25814:1992, Deutsches Institut für Normung, Berlin, 1992.

DWA: ATV-Merkblatt M209 - Messung der Sauerstoffzufuhr von Belüftungseinrichtungen in Belebungsanlagen in Reinwasser und in belebten Schlamm, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Hennef, 1996.

DWA: ATV-Arbeitsblatt A131 - Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Hennef, 2000.

DWA: ATV-Merkblatt M210 - Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Hennef, 2004.

EU (1975): Richtlinie 75/440/EWG des Rates vom 16. Juni 1975 über die Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung in den Mitgliedsstaaten, Brüssel

EU (2006): Richtlinie 2006/7/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG, Brüssel

EU (1976b): Richtlinie 76/464/EWG des Rates vom 4. Mai 1976 betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft, Brüssel

EU (1978): Richtlinie 78/659/EWG des Rates vom 18. Juli 1978 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- und verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten, Brüssel

EU (1979): Richtlinie 79/923/EWG des Rates vom 30. Oktober 1979 über die Qualitätsanforderungen an Muschelgewässer

EU (1980a): Richtlinie 80/68/EWG vom 17. Dezember 1979 über den Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe, Brüssel

EU (1998): Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 3. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch , Brüssel

EU (1991a): Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser, Brüssel

EU (1991b): Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen, Brüssel

EU (2000): Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Brüssel

FRIEDRICH, M.: SBR-Technik - ein Verfahren auch für die Leistungssteigerung vorhandener Kläranlagen; in: ATV Landesgruppe Nord-Ost: Landesgruppen-Fachtagung 1996 - „Wie führe ich einen Betrieb/Verband der Abwasserentsorgung?"; Potsdam, 1996.

FRÖSE, G.; SIEMERS, Ch.; TEISER, B.: Einsatz der Redox-Regelung auf dem Klärwerk Braunschweig. gwf 137 Abwasser Special I, 1996.

GORONSZY, M. C.: Intermittent operation of the extended aeration process for small systems, Journal of the Water Pollution Control Federation, Washington D.C., 274-287, Nr. 2, 1979.

GRÜNEBAUM, T.; SCHMITT, F.: Erfahrungen mit dem Einsatz von Mess- und Regelkreisen zur Betriebsoptimierung in der Praxis, awt.abwassertechnik, Heft 6, 1994).

GSCHLOESSL, T.;LESSEL, T.; SCHLEYPEN P.; TEICHMANN, H.: ATV-Handbuch – Biologische und weitergehende Abwasserreinigung, 4. Auflage – Kapitel 13: Betrieb biologischer und chemisch-biologischer Kläranlagen, Berlin, 1997.

HÖFLEHNER, W.: Adaptierung und Probetrieb einer halbtechnischen Belebungsanlage – Diplomarbeit zur Erlangung des akademischen Grades Diplomingenieur, Universität für Bodenkultur Wien, Wien, 2000.

HOOVER, S.R.; PORGES, N.: Assimilation of dairy Wastes by activated Sludge II: The Equation of Synthesis and the Rate of Oxygen Utilization. Sewage Ind. Wastes, 24, 306-312, 1952.

HÜTTER, L.A.: Wasser und Wasseruntersuchungen, Methodik, Theorie und Praxis chemischer, chemisch-physikalischer, biologischer und bakteriologischer Untersuchungsverfahren, 6. Auflage, Verlag Salle und Sauerländer, 1994.

IRVINE, R.L.; DAVIS, W.B.: Use of Sequencing Batch Reactor for Wastewater Treatment. Proc. 26th Ann. Ind. Waste Conf., Prudue Univ., Ann Arbor Sc. Michigan, 1971.

KAYSER, R.: Weitergehende Abwasserreinigung erfordert Prozessregelung und – kontrolle. Berichte der ATV Nr. 40, 645-657, 1990.

KAYSER, R.; LEMMER, H.; PÖPEL, H.J.; WAGNER, M.: ATV-Handbuch – Biologische und weitergehende Abwasserreinigung, 4. Auflage – Kapitel 5: Belebungsverfahren, Berlin, 1997.

KNOCH, W.: Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Abfallentsorgung, Chemische und analytische Grundlagen, 2. Auflage, VCH-Verlagsgesellschaft, 1994.

KUNZ, P. M.: Erfahrung mit Analysen- und Prozessmessgeräten in Abwasserreinigungsanlagen, 4. Symposium der Technischen Akademie Esslingen, 1995.

NOWAK, O.; SVARDAL, K.: Nitrifikation und Denitrifikation, Wiener Mitteilungen, Band 81, 2. Auflage, 1990.

OLES, J.: Verfahren zur Dimensionierung von SBR-Anlagen zur Nitrifikation und Denitrifikation; Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft – Nr. 8; Hamburg, 1991.

ÖNORM M5888: Messung der Sauerstoffzufuhr von Belüftungseinrichtungen in Belebungsanlagen in Reinwasser und im belebtem Schlamm, Österreichisches Normungsinstitut, Wien, 1998.

PASVEER, A.: A Contribution to the Development in activated Sludge Treatment. J. Proc. Inst. Sewage Purif., 4, 436-456, 1959.

PETERSEN, H.: Einfahrbetrieb einer Aufstauanlage mit besonderer Berücksichtigung der Schlammproblematik - Diplomarbeit zur Erlangung des Grades eines Diplomingenieurs im Studienfach Technischer Umweltschutz - Technische Universität Berlin Institut für Technischen Umweltschutz - Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Berlin, 1999.

PÖTSCH, M.: Untersuchung einer SBR-Anlage mit besonderer Berücksichtigung von Redoxpotential (ORP) und Sauerstoffgehalt (O₂) – Diplomarbeit zur Erlangung des akademischen Grades Diplomingenieur, Universität für Bodenkultur Wien, Wien, 2003.

SIG: Skriptum „Siedlungswasserbau und Gewässerschutz“, Teil B: Abwasser, Studienunterlagen zur Vorlesung; Institut für Siedlungswasserbau, Industrieressourcenwirtschaft und Gewässerschutz; Universität für Bodenkultur Wien, Wien, 1999.

STEINMETZ, H.; WIESE, J. : Neue Konzepte zur Steuerung und Regelung von kommunalen SBR-Anlagen; gwf – Wasser/Abwasser; S. 213 – 216, Nr. 3, 2005.

WEBER, G.; FLAMM, H.: Trinkwasserhygiene. In Flamm H. (Hrsg.): Angewandte Hygiene in Krankenhaus und Arztpraxis, Dieter Göschl Verlag, Wien, 1994.

WIESE, J.: Entwicklung von Strategien für einen integrierten Betrieb von SBR-Kläranlagen und Mischkanalisationen, Fachbereich Architektur/Raum- und Umweltplanung / Bauingenieurwesen der Technische Universität Kaiserslautern zur Verleihung des akademischen Grades Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.) genehmigte Dissertation, 2003.

WILDERER, P. A.; SCHROEDER, E. D.: Anwendung des SBR-Verfahrens zur biologischen Abwasserreinigung; Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft 4; Gesellschaft zur Förderung und Entwicklung der Umwelttechnologien an der TU Hamburg-Harburg (GFEU) e.V.; Hamburg, 1986.

14 Abkürzungsverzeichnis

Kurzzeichen	Bezeichnung
MSR-Technik	Mess- Steuer- und Regelungstechnik
SBR	Sequencing Batch Reactor
UV/VIS	Ultravioletter und sichtbarer Bereich (Bereich von 200 bis 750 nm)

15 Anhang

14.1	LOKALE KALIBRATION: MESSERGEBNISSE DES UV/VIS-SPEKTROMETERS	120
14.1.1	<i>Probenahme 1</i>	120
14.1.2	<i>Probenahme 2</i>	122
14.1.3	<i>Probenahme 3</i>	125
14.2	SAUERSTOFFEINTRAG - REINWASSERVERSUCHE	128
14.2.1	<i>Messergebnisse und Berechnung der Mittelwerte Stufe 1</i>	128
14.2.2	<i>Messergebnisse und Berechnung der Mittelwerte Stufe 2</i>	130
14.2.3	<i>Messergebnisse und Berechnung der Mittelwerte Stufe 3</i>	132
14.2.4	<i>Messergebnisse und Berechnung der Mittelwerte Stufe 4</i>	134
14.3	SAUERSTOFFEINTRAG – BELEBTSCHLAMMVERSUCHE	136
14.3.1	<i>Messergebnisse und Berechnung der Mittelwerte Stufe 1</i>	136
14.3.2	<i>Messergebnisse und Berechnung der Mittelwerte Stufe 2</i>	138
14.3.3	<i>Messergebnisse und Berechnung der Mittelwerte Stufe 3</i>	140

15.1 Lokale Kalibration: Messergebnisse des UV/VIS-Spektrometers

15.1.1 Probenahme 1

Schlamm in ml:	100	Schlamm in ml:	50		
NO ₃ -N Standard (50 mg N/l) in ml:	0	NO ₃ -N Standard (50 mg N/l) in ml:	40		
NO ₂ -N Standard (20 mg N/l) in ml:	0	NO ₂ -N Standard (20 mg N/l) in ml:	10		
Tseq [g/l] NO₃-Neq [mg/l] CODfeq [mg/l]		TSeq NO₃-Neq CODfeq			
4,344	3,489	194,458	1,849	29,733	78,791
3,203	2,554	133,577	1,539	29,160	69,443
0,614	2,321	32,813	2,248	29,387	94,381
3,376	2,250	144,928	1,861	29,371	81,825
3,916	2,436	162,098	1,780	28,795	78,083
2,510	2,236	103,474	1,853	28,391	78,686
0,885	2,634	47,255	1,762	28,372	75,533
4,095	2,907	169,364	1,204	28,032	52,539
3,825	3,438	169,474	1,631	28,069	63,449
3,213	3,010	143,001	1,293	28,295	56,746
3,022	2,747	134,468	1,962	28,214	77,833
3,298	3,169	144,810	1,840	27,966	73,472
Schlamm in ml:	60	Schlamm in ml:	75		
NO ₃ -N Standard (50 mg N/l) in ml:	10	NO ₃ -N Standard (50 mg N/l) in ml:	20		
NO ₂ -N Standard (20 mg N/l) in ml:	30	NO ₂ -N Standard (20 mg N/l) in ml:	5		
Tseq [g/l] NO₃-Neq CODfeq		TSeq [g/l] NO₃-Neq [mg/l] CODfeq [mg/l]			
2,466	12,041	116,573	2,651	17,297	120,039
2,082	10,904	86,912	1,125	16,126	54,616
2,348	10,990	91,509	0,327	15,610	22,598
1,279	10,655	53,798	1,253	15,926	55,722
1,221	11,110	52,158	1,397	15,612	62,208
2,250	11,404	93,730	0,458	16,110	28,762
1,821	10,977	73,641	1,947	16,295	88,589
1,580	11,487	61,716	2,820	16,409	118,993
1,545	11,268	63,649	2,383	17,064	108,300
1,213	11,016	51,677	2,618	16,808	116,643
1,864	10,512	70,677	2,943	16,507	134,745
1,559	10,896	63,403	2,489	16,319	112,208
Schlamm in ml:	80	Schlamm in ml:	95		

NO3-N Standard (50 mg N/l) in ml: 5	NO3-N Standard (50 mg N/l) in ml: 2																																																																														
NO2-N Standard (20 mg N/l) in ml: 15	NO2-N Standard (20 mg N/l) in ml: 3																																																																														
<table> <thead> <tr> <th>Tseq [g/l]</th> <th>NO3-Neq</th> <th>CODfeq</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>3,067</td><td>7,782</td><td>137,338</td></tr> <tr><td>2,536</td><td>7,394</td><td>111,862</td></tr> <tr><td>2,242</td><td>7,124</td><td>102,138</td></tr> <tr><td>2,759</td><td>6,990</td><td>123,520</td></tr> <tr><td>2,741</td><td>7,143</td><td>122,266</td></tr> <tr><td>2,807</td><td>7,358</td><td>134,338</td></tr> <tr><td>2,801</td><td>7,412</td><td>127,762</td></tr> <tr><td>3,187</td><td>7,281</td><td>149,374</td></tr> <tr><td>2,809</td><td>7,031</td><td>128,011</td></tr> <tr><td>2,867</td><td>7,133</td><td>131,627</td></tr> <tr><td>2,585</td><td>6,900</td><td>115,579</td></tr> <tr><td>2,673</td><td>7,182</td><td>124,533</td></tr> </tbody> </table>	Tseq [g/l]	NO3-Neq	CODfeq	3,067	7,782	137,338	2,536	7,394	111,862	2,242	7,124	102,138	2,759	6,990	123,520	2,741	7,143	122,266	2,807	7,358	134,338	2,801	7,412	127,762	3,187	7,281	149,374	2,809	7,031	128,011	2,867	7,133	131,627	2,585	6,900	115,579	2,673	7,182	124,533	<table> <thead> <tr> <th>TSeq</th> <th>NO3-Neq</th> <th>CODfeq</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>3,861</td><td>5,342</td><td>178,253</td></tr> <tr><td>2,855</td><td>4,800</td><td>130,685</td></tr> <tr><td>2,228</td><td>4,445</td><td>105,104</td></tr> <tr><td>3,160</td><td>4,769</td><td>143,704</td></tr> <tr><td>2,955</td><td>4,730</td><td>137,097</td></tr> <tr><td>2,969</td><td>4,710</td><td>139,558</td></tr> <tr><td>2,556</td><td>4,866</td><td>125,464</td></tr> <tr><td>3,479</td><td>4,932</td><td>160,603</td></tr> <tr><td>3,292</td><td>5,021</td><td>154,909</td></tr> <tr><td>3,428</td><td>4,827</td><td>160,708</td></tr> <tr><td>3,558</td><td>4,918</td><td>167,664</td></tr> <tr><td>3,765</td><td>4,888</td><td>174,859</td></tr> </tbody> </table>	TSeq	NO3-Neq	CODfeq	3,861	5,342	178,253	2,855	4,800	130,685	2,228	4,445	105,104	3,160	4,769	143,704	2,955	4,730	137,097	2,969	4,710	139,558	2,556	4,866	125,464	3,479	4,932	160,603	3,292	5,021	154,909	3,428	4,827	160,708	3,558	4,918	167,664	3,765	4,888	174,859
Tseq [g/l]	NO3-Neq	CODfeq																																																																													
3,067	7,782	137,338																																																																													
2,536	7,394	111,862																																																																													
2,242	7,124	102,138																																																																													
2,759	6,990	123,520																																																																													
2,741	7,143	122,266																																																																													
2,807	7,358	134,338																																																																													
2,801	7,412	127,762																																																																													
3,187	7,281	149,374																																																																													
2,809	7,031	128,011																																																																													
2,867	7,133	131,627																																																																													
2,585	6,900	115,579																																																																													
2,673	7,182	124,533																																																																													
TSeq	NO3-Neq	CODfeq																																																																													
3,861	5,342	178,253																																																																													
2,855	4,800	130,685																																																																													
2,228	4,445	105,104																																																																													
3,160	4,769	143,704																																																																													
2,955	4,730	137,097																																																																													
2,969	4,710	139,558																																																																													
2,556	4,866	125,464																																																																													
3,479	4,932	160,603																																																																													
3,292	5,021	154,909																																																																													
3,428	4,827	160,708																																																																													
3,558	4,918	167,664																																																																													
3,765	4,888	174,859																																																																													
Schlamm in ml: 90	Schlamm in ml: 40																																																																														
NO3-N Standard (50 mg N/l) in ml: 1	NO3-N Standard (50 mg N/l) in ml: 25																																																																														
NO2-N Standard (20 mg N/l) in ml: 9	NO2-N Standard (20 mg N/l) in ml: 35																																																																														
<table> <thead> <tr> <th>Tseq [g/l]</th> <th>NO3-Neq</th> <th>CODfeq</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>3,911</td><td>4,614</td><td>170,715</td></tr> <tr><td>3,586</td><td>4,686</td><td>163,463</td></tr> <tr><td>3,395</td><td>4,725</td><td>157,174</td></tr> <tr><td>3,148</td><td>4,557</td><td>150,589</td></tr> <tr><td>3,104</td><td>4,340</td><td>142,184</td></tr> <tr><td>2,748</td><td>4,238</td><td>126,633</td></tr> <tr><td>2,942</td><td>4,076</td><td>137,889</td></tr> <tr><td>3,575</td><td>4,670</td><td>166,725</td></tr> <tr><td>3,593</td><td>4,734</td><td>167,303</td></tr> <tr><td>3,568</td><td>4,654</td><td>166,050</td></tr> <tr><td>3,215</td><td>4,379</td><td>151,092</td></tr> <tr><td>3,468</td><td>4,569</td><td>161,215</td></tr> </tbody> </table>	Tseq [g/l]	NO3-Neq	CODfeq	3,911	4,614	170,715	3,586	4,686	163,463	3,395	4,725	157,174	3,148	4,557	150,589	3,104	4,340	142,184	2,748	4,238	126,633	2,942	4,076	137,889	3,575	4,670	166,725	3,593	4,734	167,303	3,568	4,654	166,050	3,215	4,379	151,092	3,468	4,569	161,215	<table> <thead> <tr> <th>TSeq</th> <th>NO3-Neq</th> <th>CODfeq</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>1,586</td><td>22,487</td><td>76,488</td></tr> <tr><td>1,390</td><td>21,365</td><td>61,406</td></tr> <tr><td>1,071</td><td>20,982</td><td>49,788</td></tr> <tr><td>1,012</td><td>21,040</td><td>45,961</td></tr> <tr><td>1,308</td><td>21,096</td><td>60,158</td></tr> <tr><td>1,439</td><td>21,468</td><td>65,905</td></tr> <tr><td>1,373</td><td>20,911</td><td>60,278</td></tr> <tr><td>1,340</td><td>21,129</td><td>61,398</td></tr> <tr><td>1,187</td><td>20,755</td><td>54,098</td></tr> <tr><td>1,152</td><td>21,040</td><td>50,908</td></tr> <tr><td>1,443</td><td>20,700</td><td>65,054</td></tr> <tr><td>1,124</td><td>20,758</td><td>50,913</td></tr> </tbody> </table>	TSeq	NO3-Neq	CODfeq	1,586	22,487	76,488	1,390	21,365	61,406	1,071	20,982	49,788	1,012	21,040	45,961	1,308	21,096	60,158	1,439	21,468	65,905	1,373	20,911	60,278	1,340	21,129	61,398	1,187	20,755	54,098	1,152	21,040	50,908	1,443	20,700	65,054	1,124	20,758	50,913
Tseq [g/l]	NO3-Neq	CODfeq																																																																													
3,911	4,614	170,715																																																																													
3,586	4,686	163,463																																																																													
3,395	4,725	157,174																																																																													
3,148	4,557	150,589																																																																													
3,104	4,340	142,184																																																																													
2,748	4,238	126,633																																																																													
2,942	4,076	137,889																																																																													
3,575	4,670	166,725																																																																													
3,593	4,734	167,303																																																																													
3,568	4,654	166,050																																																																													
3,215	4,379	151,092																																																																													
3,468	4,569	161,215																																																																													
TSeq	NO3-Neq	CODfeq																																																																													
1,586	22,487	76,488																																																																													
1,390	21,365	61,406																																																																													
1,071	20,982	49,788																																																																													
1,012	21,040	45,961																																																																													
1,308	21,096	60,158																																																																													
1,439	21,468	65,905																																																																													
1,373	20,911	60,278																																																																													
1,340	21,129	61,398																																																																													
1,187	20,755	54,098																																																																													
1,152	21,040	50,908																																																																													
1,443	20,700	65,054																																																																													
1,124	20,758	50,913																																																																													

Schlamm in ml:	70	
NO3-N Standard (50 mg N/l) in ml:	3	
NO2-N Standard (20 mg N/l) in ml:	27	
	TSeq	NO3-Neq
	2,835	7,036
	2,221	6,779
	2,001	6,658
	2,449	6,749
	2,388	6,552
	2,445	6,715
	2,355	6,415
	2,023	6,411
	2,530	6,620
	2,159	6,627
	2,321	6,274
	1,798	6,022
		CODfeq
		131,175
		104,192
		93,980
		112,130
		112,614
		113,019
		112,115
		93,819
		119,580
		100,447
		108,145
		85,724

15.1.2 Probenahme 2

Schlamm in ml:	100		Schlamm in ml:	50	
NO3-N Standard (50 mg N/l) in ml:	0		NO3-N Standard (50 mg N/l) in ml:	40	
NO2-N Standard (20 mg N/l) in ml:	0		NO2-N Standard (20 mg N/l) in ml:	10	
	Tseq [g/l]	NO3-Neq	CODfeq		
	5,382	3,179	220,838	TSeq [g/l]	NO3-Neq
	5,798	4,132	243,330	2,798	29,815
	4,796	3,587	200,367	1,543	29,329
	4,277	3,412	181,783	1,318	29,028
	6,050	3,903	254,588	2,196	29,651
	6,141	3,734	264,521	2,925	30,031
	6,576	4,497	284,931	2,793	29,772
	6,424	4,299	279,056	2,911	30,097
	6,265	4,474	273,062	3,151	29,885
	6,413	4,305	281,092	2,973	30,153
	6,085	4,431	267,742	2,951	30,055
	6,140	4,203	269,012	2,659	29,817
				1,884	29,485
					CODfeq
					108,416
					60,179
					55,062
					86,850
					120,526
					115,141
					116,993
					133,393
					125,126
					126,378
					111,692
					74,109

Schlamm in ml:	60	Schlamm in ml:	75
NO3-N Standard (50 mg N/l) in ml:	10	NO3-N Standard (50 mg N/l) in ml:	20
NO2-N Standard (20 mg N/l) in ml:	30	NO2-N Standard (20 mg N/l) in ml:	5
Tseq [g/l]	NO3-Neq	CODfeq	TSeq [g/l]
2,586	12,100	104,734	4,852
4,434	12,561	177,199	4,851
4,377	12,328	175,573	4,868
3,185	12,324	131,527	5,020
3,402	12,461	142,687	4,980
3,626	12,504	151,045	5,014
2,934	12,431	124,091	4,437
3,654	12,454	154,689	4,345
3,219	12,549	138,294	4,836
3,307	12,143	139,904	4,478
3,542	12,542	152,671	4,852
2,905	11,723	122,044	4,621
Schlamm in ml:	80	Schlamm in ml:	95
NO3-N Standard (50 mg N/l) in ml:	5	NO3-N Standard (50 mg N/l) in ml:	2
NO2-N Standard (20 mg N/l) in ml:	15	NO2-N Standard (20 mg N/l) in ml:	3
Tseq [g/l]	NO3-Neq	CODfeq	TSeq [g/l]
5,105	9,700	237,939	6,415
5,329	8,305	230,901	5,730
4,434	8,124	192,109	6,473
5,275	8,613	230,683	7,373
4,727	8,700	206,597	6,468
4,805	8,262	209,282	6,779
4,570	8,171	197,529	6,668
4,837	8,034	204,577	6,796
4,833	8,375	213,353	7,102
4,542	8,104	194,712	7,025
4,499	7,641	189,085	7,375
4,181	7,782	181,663	7,707
			4,964
			4,262
			4,089
			4,963
			5,088
			5,160
			4,944
			5,166
			4,995
			4,945
			5,715
			5,506
			258,074
			227,388
			250,800
			305,755
			259,800
			278,770
			267,509
			273,766
			285,395
			287,292
			306,076
			324,344

Schlamm in ml:	90	Schlamm in ml:	40
NO3-N Standard (50 mg N/l) in ml:	1	NO3-N Standard (50 mg N/l) in ml:	25
NO2-N Standard (20 mg N/l) in ml:	9	NO2-N Standard (20 mg N/l) in ml:	35
Tseq [g/l]	NO3-Neq	CODfeq	TSeq [g/l]
5,297	5,237	224,066	2,416
5,472	5,247	230,619	1,878
4,971	5,761	219,062	2,424
3,896	5,068	176,515	1,992
4,780	5,506	215,897	2,317
5,579	6,004	255,303	1,936
5,083	5,522	229,206	2,676
5,011	5,538	219,952	2,302
4,689	5,375	205,976	2,212
5,115	5,400	229,956	2,089
5,162	5,951	235,116	2,319
5,117	5,777	232,638	2,364
Schlamm in ml:	70		
NO3-N Standard (50 mg N/l) in ml:	3		
NO2-N Standard (20 mg N/l) in ml:	27		
TSeq [g/l]	NO3-Neq	CODfeq	
3,682	8,589	171,061	
3,992	8,329	175,586	
3,820	8,006	166,742	
4,799	8,015	205,221	
4,255	8,308	192,532	
4,102	8,149	182,980	
4,026	8,189	182,086	
4,081	8,306	180,979	
4,521	8,220	200,561	
4,287	7,918	192,363	
3,419	7,838	153,241	
4,082	8,385	182,588	

15.1.3 Probenahme 3

Schlamm in ml:	100	Schlamm in ml:	50
NO3-N Standard (50 mg N/l) in ml:	0	NO3-N Standard (50 mg N/l) in ml:	40
NO2-N Standard (20 mg N/l) in ml:	0	NO2-N Standard (20 mg N/l) in ml:	10
TSeq [g/l]	NO3-Neq	CODfeq	TSeq [g/l]
8,947	4,486	368,475	4,817
8,896	4,210	364,852	3,858
8,619	5,130	355,076	4,502
8,176	6,800	349,351	4,592
7,215	5,590	286,475	3,369
2,896	3,637	106,747	2,414
2,396	3,078	89,764	3,253
2,255	1,931	75,188	3,081
2,238	1,749	81,090	4,450
2,829	2,230	105,662	3,578
6,932	3,481	269,746	3,429
7,789	3,690	312,895	2,992
TSeq [g/l]	NO3-Neq	CODfeq	TSeq [g/l]
5,080	13,269	212,110	7,133
3,594	12,030	128,885	7,596
5,367	12,909	218,006	6,747
5,054	12,752	202,064	5,130
4,336	12,324	174,076	7,509
5,470	12,377	228,265	5,714
3,944	12,378	160,084	6,609
4,937	12,411	205,511	5,347
5,406	12,881	228,637	6,321
5,316	13,165	229,420	6,191
5,313	12,995	213,978	5,808
3,692	12,150	152,385	7,674
Schlamm in ml:	60	Schlamm in ml:	75
NO3-N Standard (50 mg N/l) in ml:	10	NO3-N Standard (50 mg N/l) in ml:	20
NO2-N Standard (20 mg N/l) in ml:	30	NO2-N Standard (20 mg N/l) in ml:	5
Tseq [g/l]	NO3-Neq	CODfeq	TSeq [g/l]
5,080	13,269	212,110	7,133
3,594	12,030	128,885	7,596
5,367	12,909	218,006	6,747
5,054	12,752	202,064	5,130
4,336	12,324	174,076	7,509
5,470	12,377	228,265	5,714
3,944	12,378	160,084	6,609
4,937	12,411	205,511	5,347
5,406	12,881	228,637	6,321
5,316	13,165	229,420	6,191
5,313	12,995	213,978	5,808
3,692	12,150	152,385	7,674

Schlamm in ml:	80	Schlamm in ml:	95
NO3-N Standard (50 mg N/l) in ml:	5	NO3-N Standard (50 mg N/l) in ml:	2
NO2-N Standard (20 mg N/l) in ml:	15	NO2-N Standard (20 mg N/l) in ml:	3
TSeq [g/l]	NO3-Neq	CODfeq	TSeq [g/l]
7,130	9,846	322,980	10,129
6,290	8,173	260,763	9,203
6,370	9,625	277,291	9,124
6,102	8,668	258,397	6,570
8,006	10,576	370,217	9,365
5,815	8,779	254,786	9,331
7,346	10,381	334,710	9,201
7,255	8,953	321,299	8,239
6,740	8,778	292,292	8,615
7,028	10,034	312,785	7,922
7,250	9,038	322,313	7,788
6,320	8,565	274,086	9,500
Schlamm in ml:	90	Schlamm in ml:	40
NO3-N Standard (50 mg N/l) in ml:	1	NO3-N Standard (50 mg N/l) in ml:	25
NO2-N Standard (20 mg N/l) in ml:	9	NO2-N Standard (20 mg N/l) in ml:	35
TSeq [g/l]	NO3-Neq	CODfeq	TSeq [g/l]
8,859	7,891	400,968	4,177
7,907	3,630	317,411	3,369
6,819	6,110	310,681	2,791
9,100	9,244	438,481	3,100
8,518	7,931	402,238	3,443
8,649	6,909	385,761	2,249
7,987	6,319	355,538	3,317
8,593	7,681	399,533	3,308
8,683	7,844	400,122	3,679
8,582	6,743	392,674	3,706
9,042	8,280	425,309	3,076
8,828	8,721	423,146	2,829
TSeq [g/l]	NO3-Neq	CODfeq	TSeq [g/l]
4,177	25,205	192,554	4,177
3,369	24,306	146,019	3,369
2,791	23,465	117,707	2,791
3,100	23,575	128,193	3,100
3,443	23,443	147,370	3,443
2,249	23,129	98,101	2,249
3,317	23,591	143,520	3,317
3,308	23,906	148,862	3,308
3,679	23,305	156,206	3,679
3,706	23,832	162,449	3,706
3,076	23,567	132,669	3,076
2,829	23,383	126,785	2,829

Schlamm in ml:		70
NO3-N Standard (50 mg N/l) in ml:		3
NO2-N Standard (20 mg N/l) in ml:		27
TSeq [g/l]	NO3-Neq	CODfeq
6,138	9,861	280,117
5,652	8,437	241,420
4,593	8,227	188,140
5,792	8,669	246,776
5,459	8,790	232,844
3,972	8,247	173,343
6,049	8,785	264,787
5,157	8,212	220,555
5,232	8,534	227,062
4,943	8,352	214,116
6,128	9,101	279,503
6,078	9,115	274,328

15.2 Sauerstoffeintrag - Reinwasserversuche

15.2.1 Messergebnisse und Berechnung der Mittelwerte Stufe 1

Werte	Minuten seit Versuchsbeginn	Thermo- meter 1	Thermo- meter 2	Mittel Temp	Oxi- meter 1	Oxi- meter 2	Oxi- meter 3	Mittel OXI (Eintrag in OCAW):
	min	°C	°C	°C	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1	0	12,4	12,3	12,3	-0,08	0,37	-0,14	0,05
2	1	12,4	12,3	12,3	0,19	0,91	0,08	0,39
3	2	12,4	12,2	12,3	0,87	1,32	0,59	0,93
4	3	12,4	12,3	12,3	1,29	1,78	1,22	1,43
5	4	12,3	12,3	12,3	1,83	2,20	1,60	1,88
6	5	12,4	12,3	12,3	2,25	2,46	1,89	2,20
7	6	12,3	12,3	12,3	2,46	2,87	2,20	2,51
8	7	12,4	12,3	12,3	2,95	3,19	2,93	3,02
9	8	12,4	12,2	12,3	3,29	3,78	3,01	3,36
10	9	12,4	12,2	12,3	3,70	4,15	5,81	4,56
11	10	12,4	12,3	12,3	3,97	4,31	3,72	4,00
12	11	12,4	12,3	12,3	4,37	4,48	4,01	4,29
13	12	12,4	12,3	12,3	4,60	4,81	3,81	4,41
14	13	12,5	12,3	12,4	4,84	5,05	4,73	4,87
15	14	12,4	12,3	12,4	5,05	5,25	4,85	5,05
16	15	12,4	12,3	12,4	5,43	5,61	5,52	5,52
17	16	12,5	12,3	12,4	5,75	5,86	5,36	5,66
18	17	12,4	12,3	12,4	6,01	5,94	5,66	5,87
19	18	12,5	12,3	12,4	6,14	6,28	5,97	6,13
20	19	12,4	12,3	12,3	6,26	6,46	6,48	6,40
21	20	12,5	12,3	12,4	6,65	6,53	5,25	6,14
22	21	12,4	12,3	12,4	6,79	6,59	6,18	6,52
23	22	12,5	12,3	12,4	6,67	6,87	6,40	6,64
24	23	12,5	12,3	12,4	7,02	6,94	6,49	6,82
25	24	12,5	12,3	12,4	7,13	7,10	6,79	7,01
26	25	12,5	12,3	12,4	7,22	7,32	6,93	7,16
27	26	12,5	12,3	12,4	7,49	7,41	7,01	7,30
28	27	12,5	12,3	12,4	7,72	7,46	7,49	7,55
29	28	12,5	12,3	12,4	7,72	7,64	7,39	7,58
30	29	12,5	12,3	12,4	7,72	7,77	7,32	7,60
31	30	12,5	12,3	12,4	7,95	7,81	7,56	7,78
32	31	12,4	12,3	12,4	8,03	7,97	7,61	7,87
33	32	12,5	12,3	12,4	8,23	8,18	7,78	8,07
34	33	12,5	12,3	12,4	8,40	8,18	7,46	8,01
35	34	12,4	12,3	12,4	8,66	8,18	7,86	8,24
36	35	12,5	12,4	12,4	8,59	8,25	8,40	8,41
37	36	12,5	12,4	12,4	8,59	8,39	7,91	8,29
38	37	12,5	12,4	12,4	8,35	8,35	7,86	8,19
39	38	12,4	12,3	12,4	8,77	8,43	7,87	8,36
40	39	12,5	12,3	12,4	8,79	8,42	8,32	8,51
41	40	12,5	12,4	12,4	8,84	8,62	8,59	8,68
42	41	12,5	12,3	12,4	9,07	8,59	8,49	8,72
43	42	12,5	12,3	12,4	8,97	8,87	8,77	8,87
44	43	12,5	12,4	12,4	9,08	8,82	8,73	8,88
45	44	12,5	12,3	12,4	8,99	8,84	8,63	8,82
46	45	12,5	12,3	12,4	9,04	8,82	8,65	8,84
47	46	12,5	12,3	12,4	9,21	9,05	8,94	9,07
48	47	12,5	12,4	12,4	9,41	9,05	9,16	9,21
49	48	12,5	12,4	12,4	9,33	9,05	9,15	9,18

Mittel: 12,4
Eintrag in OCAW: 12,4°C

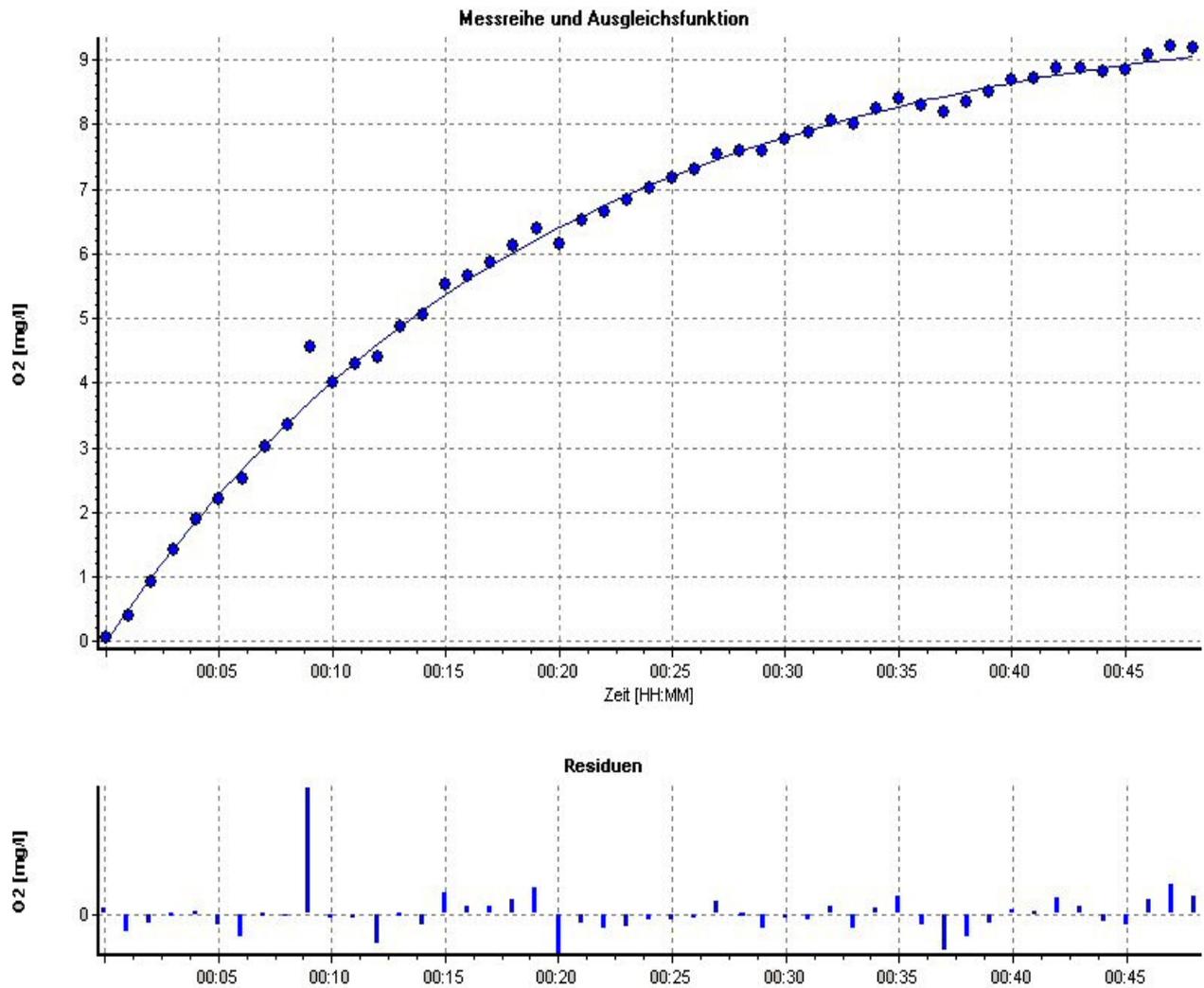


Abbildung 38: Reinwasserversuch - Messreihe und Ausgleichsfunktion bei Stufe 1 - 6m³/h und dazugehörige Residuen

15.2.2 Messergebnisse und Berechnung der Mittelwerte Stufe 2

Werte	Minuten seit Versuchsbeginn	Thermo- meter 1	Thermo- meter 2	Mittel Temp	Oxi- meter 1	Oxi- meter 2	Oxi- meter 3	Mittel OXI (Eintrag in OCAW):
	min	°C	°C	°C	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1	00:00	14,8	14,7	14,7	0,11	0,53	0,08	0,11
2	00:40	14,8	14,7	14,8	0,22	1,30	0,70	0,74
3	01:20	14,8	14,7	14,8	1,21	2,12	1,81	1,72
4	02:00	14,8	14,7	14,8	2,19	2,98	2,48	2,55
5	02:40	14,8	14,7	14,7	2,81	3,61	3,13	3,18
6	03:20	14,9	14,7	14,8	3,60	4,09	3,75	3,81
7	04:00	14,9	14,7	14,8	4,39	4,71	4,39	4,50
8	04:40	14,8	14,7	14,8	4,88	5,25	4,84	4,99
9	05:20	14,8	14,7	14,8	5,38	5,66	5,49	5,51
10	06:00	14,8	14,7	14,8	5,83	6,12	5,94	5,96
11	06:40	14,8	14,7	14,7	6,31	6,51	6,28	6,37
12	07:20	14,8	14,7	14,8	6,57	6,80	6,70	6,69
13	08:00	14,8	14,7	14,8	6,99	7,08	6,96	7,01
14	08:40	14,8	14,7	14,8	7,29	7,32	7,24	7,28
15	09:20	14,8	14,7	14,8	7,53	7,58	7,46	7,52
16	10:00	14,8	14,7	14,8	7,63	7,80	7,69	7,70
17	10:40	14,8	14,7	14,8	8,04	7,95	8,01	8,00
18	11:20	14,8	14,7	14,7	8,26	8,12	8,15	8,18
19	12:00	14,8	14,7	14,8	8,32	8,25	8,12	8,23
20	12:40	14,8	14,7	14,7	8,56	8,42	8,45	8,47
21	13:20	14,8	14,7	14,7	8,62	8,51	8,56	8,56
22	14:00	14,8	14,7	14,8	8,87	8,56	8,70	8,71
23	14:40	14,8	14,7	14,8	8,97	8,73	8,82	8,84
24	15:20	14,8	14,7	14,8	9,05	8,82	8,84	8,90
25	16:00	14,9	14,7	14,8	9,08	8,82	8,85	8,92
26	16:40	14,8	14,7	14,8	9,08	8,87	9,11	9,02
27	17:20	14,8	14,7	14,8	9,13	9,01	9,05	9,06
28	18:00	14,8	14,7	14,8	9,28	9,05	9,36	9,23
29	18:40	14,8	14,7	14,8	9,44	9,05	9,41	9,30
30	19:20	14,8	14,7	14,8	9,41	9,10	9,22	9,24
31	20:00	14,8	14,7	14,8	9,44	9,13	9,22	9,26
32	20:40	14,8	14,7	14,7	9,52	9,22	9,24	9,33
33	21:20	14,8	14,7	14,8	9,50	9,13	9,35	9,33
34	22:00	14,8	14,7	14,8	9,50	9,25	9,44	9,40
35	22:40	14,9	14,7	14,8	9,55	9,24	9,46	9,41
36	23:20	14,8	14,7	14,8	9,56	9,27	9,47	9,43
37	24:00	14,8	14,7	14,7	9,61	9,32	9,39	9,44
38	24:40	14,8	14,7	14,8	9,59	9,30	9,53	9,48
39	25:20	14,8	14,7	14,7	9,78	9,30	9,44	9,51
40	26:00	14,8	14,7	14,8	9,61	9,35	9,44	9,47
41	26:40	14,8	14,7	14,8	9,80	9,35	9,47	9,54
42	27:20	14,8	14,7	14,8	9,75	9,36	9,55	9,55
43	28:00	14,8	14,7	14,8	9,73	9,38	9,55	9,55
44	28:40	14,8	14,7	14,8	9,75	9,32	9,64	9,57
45	29:20	14,8	14,7	14,7	9,70	9,36	9,67	9,58
46	30:00	14,8	14,7	14,8	9,78	9,42	9,47	9,56
47	30:40	14,8	14,7	14,8	9,90	9,39	9,55	9,62
48	31:20	14,8	14,7	14,8	9,67	9,41	9,66	9,58
49	32:00	14,8	14,7	14,7	9,80	9,42	9,59	9,61

Mittel: 14,8

Eintrag in OCAW: 14,8°C

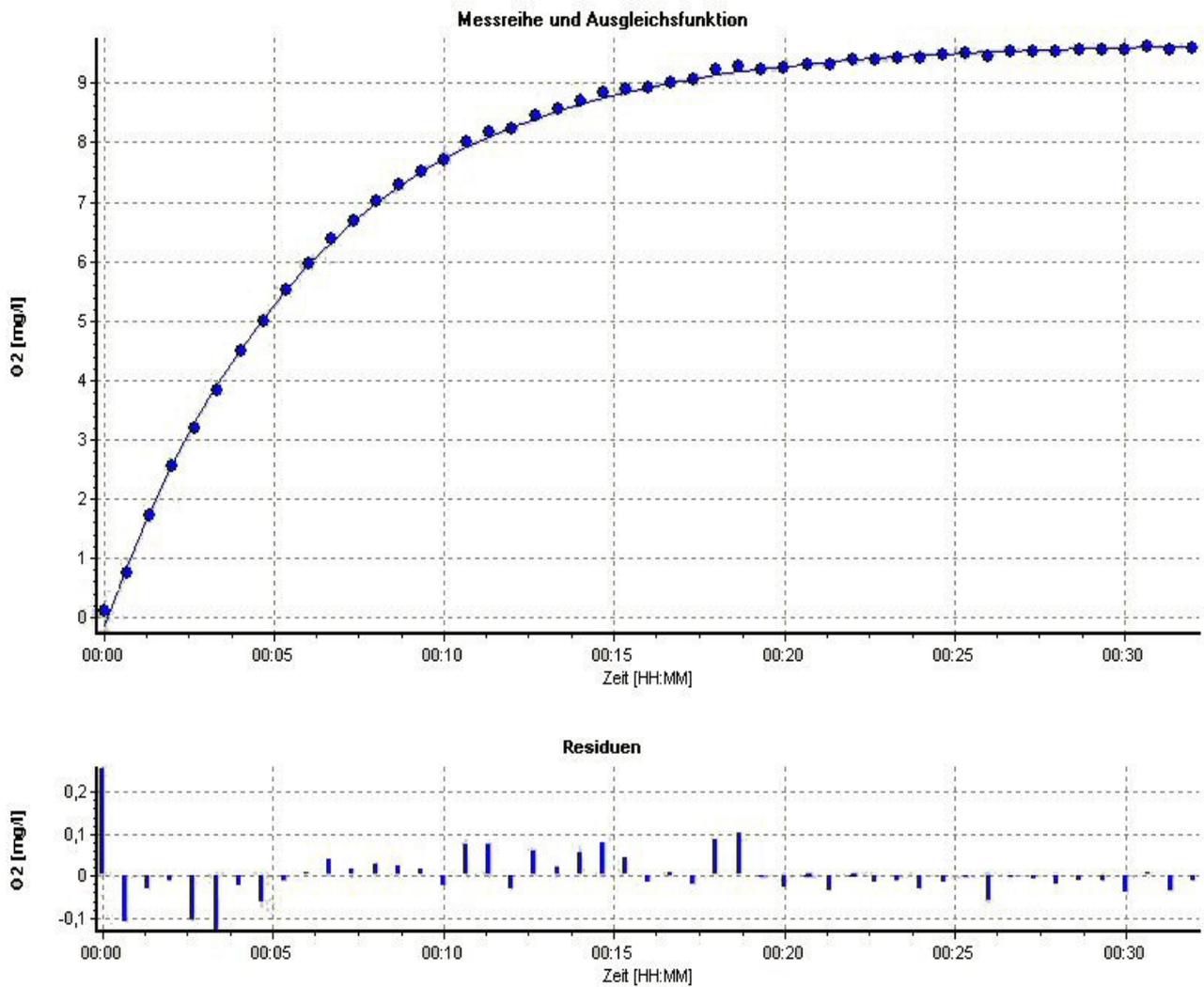


Abbildung 39: Reinwasserversuch - Messreihe und Ausgleichsfunktion bei Stufe 2 - 10m³/h und dazugehörige Residuen

15.2.3 Messergebnisse und Berechnung der Mittelwerte Stufe 3

Werte	Minuten seit Versuchsbeginn	Thermo- meter 1	Thermo- meter 2	Mittel Temp	Oxi- meter 1	Oxi- meter 2	Oxi- meter 3	Mittel OXI (Eintrag in OCAW):
	min	°C	°C	°C	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1	00:00	14,7	14,6	14,7	0,11	0,42	0,17	0,07
2	00:40	14,8	14,6	14,7	0,31	1,40	0,68	0,80
3	01:20	14,7	14,6	14,7	1,33	2,39	1,69	1,80
4	02:00	14,7	14,6	14,7	2,39	3,33	2,79	2,84
5	02:40	14,7	14,6	14,7	3,27	4,11	3,69	3,69
6	03:20	14,7	14,6	14,6	4,14	4,84	4,51	4,50
7	04:00	14,7	14,6	14,7	5,04	5,49	5,19	5,24
8	04:40	14,7	14,6	14,7	5,60	5,89	5,86	5,78
9	05:20	14,7	14,6	14,7	6,01	6,39	6,42	6,27
10	06:00	14,7	14,6	14,7	6,59	6,82	6,68	6,70
11	06:40	14,8	14,6	14,7	7,07	7,19	7,15	7,14
12	07:20	14,8	14,6	14,7	7,25	7,44	7,46	7,38
13	08:00	14,7	14,6	14,6	7,64	7,81	7,64	7,70
14	08:40	14,7	14,6	14,7	8,03	7,92	8,08	8,01
15	09:20	14,8	14,6	14,7	8,40	8,14	8,31	8,28
16	10:00	14,7	14,6	14,7	8,48	8,34	8,45	8,42
17	10:40	14,7	14,6	14,7	8,71	8,48	8,63	8,61
18	11:20	14,7	14,6	14,7	8,90	8,60	8,74	8,75
19	12:00	14,7	14,6	14,7	9,01	8,74	8,99	8,91
20	12:40	14,7	14,6	14,7	9,16	8,82	9,01	9,00
21	13:20	14,7	14,6	14,7	9,18	8,93	9,15	9,08
22	14:00	14,8	14,6	14,7	9,44	8,99	9,21	9,21
23	14:40	14,8	14,6	14,7	9,38	9,05	9,24	9,22
24	15:20	14,7	14,6	14,7	9,42	9,07	9,25	9,25
25	16:00	14,7	14,6	14,7	9,66	9,22	9,36	9,41
26	16:40	14,8	14,6	14,7	9,58	9,24	9,44	9,42
27	17:20	14,8	14,6	14,7	9,59	9,25	9,66	9,50
28	18:00	14,7	14,6	14,7	9,64	9,28	9,67	9,53
29	18:40	14,7	14,6	14,7	9,81	9,25	9,58	9,55
30	19:20	14,8	14,6	14,7	9,97	9,33	9,66	9,65
31	20:00	14,8	14,6	14,7	9,69	9,30	9,59	9,53
32	20:40	14,7	14,6	14,7	9,66	9,33	9,70	9,56
33	21:20	14,7	14,6	14,7	9,86	9,36	9,69	9,64
34	22:00	14,7	14,6	14,7	9,87	9,35	9,69	9,64
35	22:40	14,7	14,6	14,7	9,73	9,41	9,75	9,63
36	23:20	14,7	14,6	14,7	9,70	9,35	9,63	9,56
37	24:00	14,7	14,6	14,7	9,81	9,39	9,77	9,66
38	24:40	14,7	14,6	14,7	9,84	9,39	9,64	9,63
39	25:20	14,8	14,6	14,7	9,78	9,41	9,69	9,63
40	26:00	14,8	14,6	14,7	9,83	9,46	9,72	9,67
41	26:40	14,7	14,6	14,6	9,94	9,44	9,72	9,70
42	27:20	14,7	14,6	14,7	9,95	9,41	9,70	9,69
43	28:00	14,7	14,6	14,7	9,86	9,41	9,67	9,65
44	28:40	14,7	14,6	14,7	9,86	9,42	9,70	9,66
45	29:20	14,7	14,6	14,7	9,89	9,42	9,73	9,68
46	30:00	14,8	14,6	14,7	10,00	9,42	9,77	9,73
47	30:40	14,7	14,6	14,7	9,95	9,42	9,83	9,73
48	31:20	14,8	14,6	14,7	9,87	9,47	9,73	9,69
49	32:00	14,8	14,6	14,7	9,87	9,50	9,80	9,72

Mittel: 14,7

Eintrag in OCAW: 14,7°C

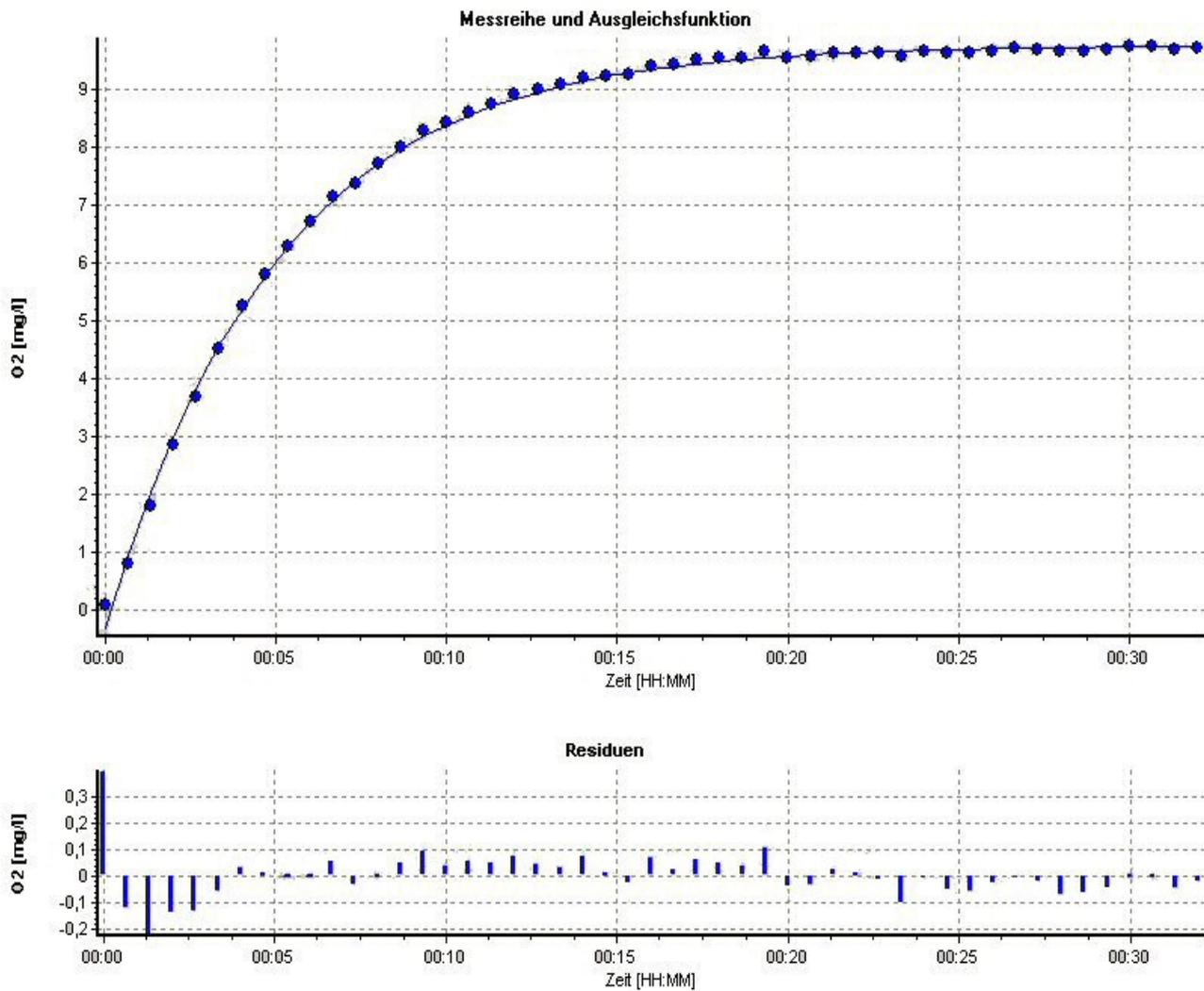


Abbildung 40: Reinwasserversuch - Messreihe und Ausgleichsfunktion bei Stufe 3 - 12m³/h und dazugehörige Residuen

15.2.4 Messergebnisse und Berechnung der Mittelwerte Stufe 4

Werte	Minuten seit Versuchsbeginn	Thermo- meter 1	Thermo- meter 2	Mittel Temp	Oxi- meter 1	Oxi- meter 2	Oxi- meter 3	Mittel OXI (Eintrag in OCAW):
	min	°C	°C	°C	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1	00:00	12,2	12,0	12,1	0,64	1,12	0,74	0,83
2	00:40	12,2	12,1	12,1	1,75	2,42	1,88	2,02
3	01:20	12,2	12,0	12,1	2,85	3,57	3,05	3,16
4	02:00	12,2	12,1	12,1	3,84	4,37	4,05	4,09
5	02:40	12,2	12,1	12,1	4,87	5,21	4,93	5,00
6	03:20	12,2	12,1	12,1	5,58	5,97	5,69	5,75
7	04:00	12,2	12,1	12,1	6,34	6,56	6,49	6,46
8	04:40	12,2	12,1	12,1	6,93	7,07	7,07	7,02
9	05:20	12,2	12,1	12,1	7,27	7,56	7,55	7,46
10	06:00	12,2	12,1	12,1	7,92	7,83	7,98	7,91
11	06:40	12,2	12,1	12,1	8,32	8,18	8,18	8,23
12	07:20	12,2	12,1	12,1	8,59	8,46	8,62	8,56
13	08:00	12,2	12,1	12,1	8,88	8,79	8,88	8,85
14	08:40	12,2	12,1	12,2	9,32	8,99	9,25	9,19
15	09:20	12,2	12,1	12,1	9,44	9,15	9,38	9,32
16	10:00	12,2	12,1	12,2	9,66	9,32	9,44	9,47
17	10:40	12,2	12,2	12,2	9,67	9,42	9,67	9,59
18	11:20	12,2	12,2	12,2	9,92	9,50	9,81	9,74
19	12:00	12,2	12,2	12,2	9,92	9,64	9,97	9,84
20	12:40	12,2	12,2	12,2	10,14	9,72	10,15	10,00
21	13:20	12,2	12,2	12,2	10,29	9,73	10,15	10,06
22	14:00	12,2	12,2	12,2	10,20	9,87	10,26	10,11
23	14:40	12,2	12,2	12,2	10,14	9,95	10,29	10,13
24	15:20	12,2	12,2	12,2	10,34	9,97	10,26	10,19
25	16:00	12,2	12,2	12,2	10,51	10,00	10,37	10,29
26	16:40	12,3	12,2	12,2	10,63	10,04	10,43	10,37
27	17:20	12,2	12,2	12,2	10,62	10,11	10,48	10,40
28	18:00	12,3	12,2	12,2	10,63	10,12	10,51	10,42
29	18:40	12,3	12,2	12,2	10,62	10,12	10,54	10,43
30	19:20	12,3	12,2	12,2	10,71	10,20	10,52	10,48
31	20:00	12,3	12,2	12,2	10,63	10,20	10,42	10,42
32	20:40	12,3	12,2	12,2	10,71	10,11	10,56	10,46
33	21:20	12,3	12,2	12,2	10,80	10,14	10,54	10,49
34	22:00	12,3	12,2	12,2	10,73	10,28	10,37	10,46
35	22:40	12,3	12,2	12,2	10,52	10,20	10,49	10,41
36	23:20	12,3	12,2	12,2	10,74	10,15	10,51	10,47
37	24:00	12,3	12,2	12,2	10,77	10,15	10,57	10,50
38	24:40	12,3	12,2	12,2	10,74	10,20	10,56	10,50
39	25:20	12,3	12,2	12,2	10,71	10,17	10,65	10,51
40	26:00	12,3	12,2	12,2	10,76	10,20	10,60	10,52
41	26:40	12,3	12,2	12,2	10,56	10,28	10,62	10,48
42	27:20	12,3	12,2	12,2	10,48	10,21	10,54	10,41
43	28:00	12,3	12,2	12,2	10,77	10,20	10,63	10,54
44	28:40	12,3	12,2	12,2	10,73	10,20	10,54	10,49
45	29:20	12,3	12,2	12,2	10,73	10,25	10,49	10,49
46	30:00	12,3	12,2	12,2	10,87	10,20	10,57	10,55
47	30:40	12,3	12,2	12,2	10,76	10,21	10,70	10,56
48	31:20	12,3	12,2	12,2	10,71	10,28	10,62	10,54
49	32:00	12,3	12,2	12,2	10,71	10,28	10,62	10,54

Mittel: 12,2
Eintrag in OCAW: 12,2°C

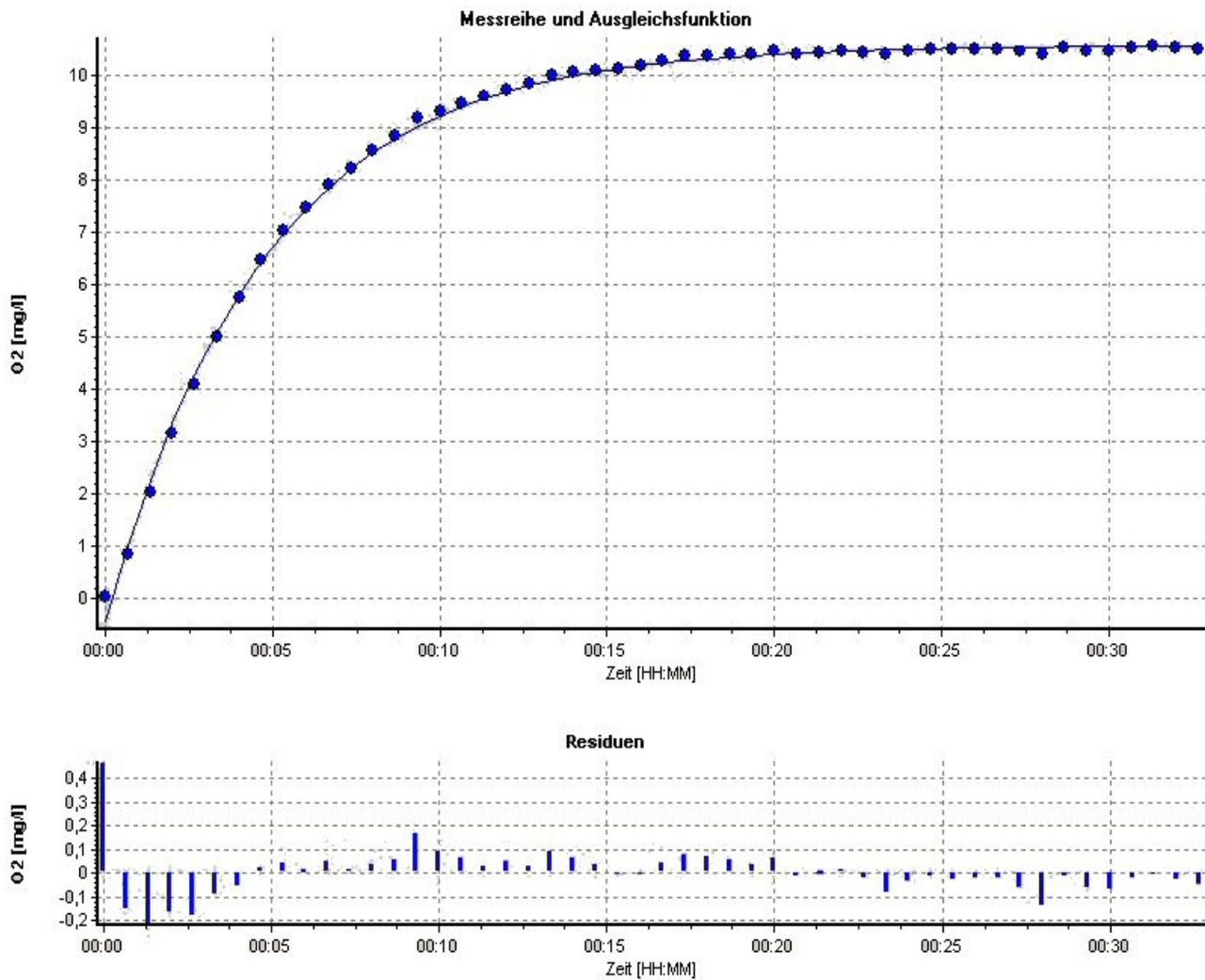


Abbildung 41: Reinwasserversuch - Messreihe und Ausgleichsfunktion bei Stufe 4 - 14m³/h und dazugehörige Residuen

15.3 Sauerstoffeintrag – Belebtschlammversuche

15.3.1 Messergebnisse und Berechnung der Mittelwerte Stufe 1

Werte	Minuten seit	Oximeter 1	Oximeter 2	Mittel OXI
	Versuchs-			(Eintrag in OCAW):
	beginn			
	min	mg/l	mg/l	mg/l
1	00.00.00	0,0	0,0	0,00
2	00.02.00	0,6	0,3	0,42
3	00.04.00	1,1	1,6	1,34
4	00.06.00	1,5	2,2	1,83
5	00.08.00	2,1	2,7	2,38
6	00.10.00	2,3	3,2	2,74
7	00.12.00	2,4	3,5	2,99
8	00.14.00	2,5	3,9	3,23
9	00.16.00	2,8	4,2	3,48
10	00.18.00	2,9	4,4	3,66
11	00.20.00	3,2	4,5	3,84
12	00.22.00	3,6	4,8	4,21
13	00.24.00	4,0	4,9	4,45
14	00.26.00	4,1	4,8	4,45
15	00.28.00	4,2	4,9	4,57
16	00.30.00	4,2	4,9	4,57
17	00.32.00	4,3	5,1	4,70
18	00.34.00	4,2	5,3	4,76
19	00.36.00	4,2	5,2	4,70
20	00.38.00	4,2	5,3	4,76
21	00.40.00	4,3	5,4	4,88
22	00.42.00	4,5	5,3	4,88
23	00.44.00	4,6	5,3	4,94
24	00.46.00	4,6	5,3	4,94
25	00.48.00	4,7	5,4	5,06
26	00.50.00	4,8	5,4	5,06
27	00.52.00	4,7	5,3	5,06
28	00.54.00	5,4	5,3	5,37
29	00.56.00	5,6	5,3	5,49
30	00.58.00	5,6	5,5	5,55
31	01.00.00	5,6	5,5	5,55
32	01.02.00	5,6	5,3	5,49
33	01.04.00	5,6	5,5	5,55
34	01.06.00	5,6	5,5	5,55
35	01.08.00	5,5	5,5	5,49
36	01.10.00	5,5	5,5	5,49
37	01.12.00	5,6	5,5	5,55
38	01.14.00	5,6	5,6	5,61
39	01.16.00	5,5	5,5	5,49
40	01.18.00	5,5	5,6	5,55
41	01.20.00	5,6	5,6	5,61
42	01.22.00	5,5	5,6	5,55
43	01.24.00	5,4	5,5	5,43
44	01.26.00	5,5	5,6	5,55
45	01.28.00	5,5	5,6	5,55
46	01.30.00	5,6	5,6	5,61
47	01.32.00	5,5	5,6	5,55
48	01.34.00	5,4	5,5	5,43
49	01.36.00	5,5	5,6	5,55

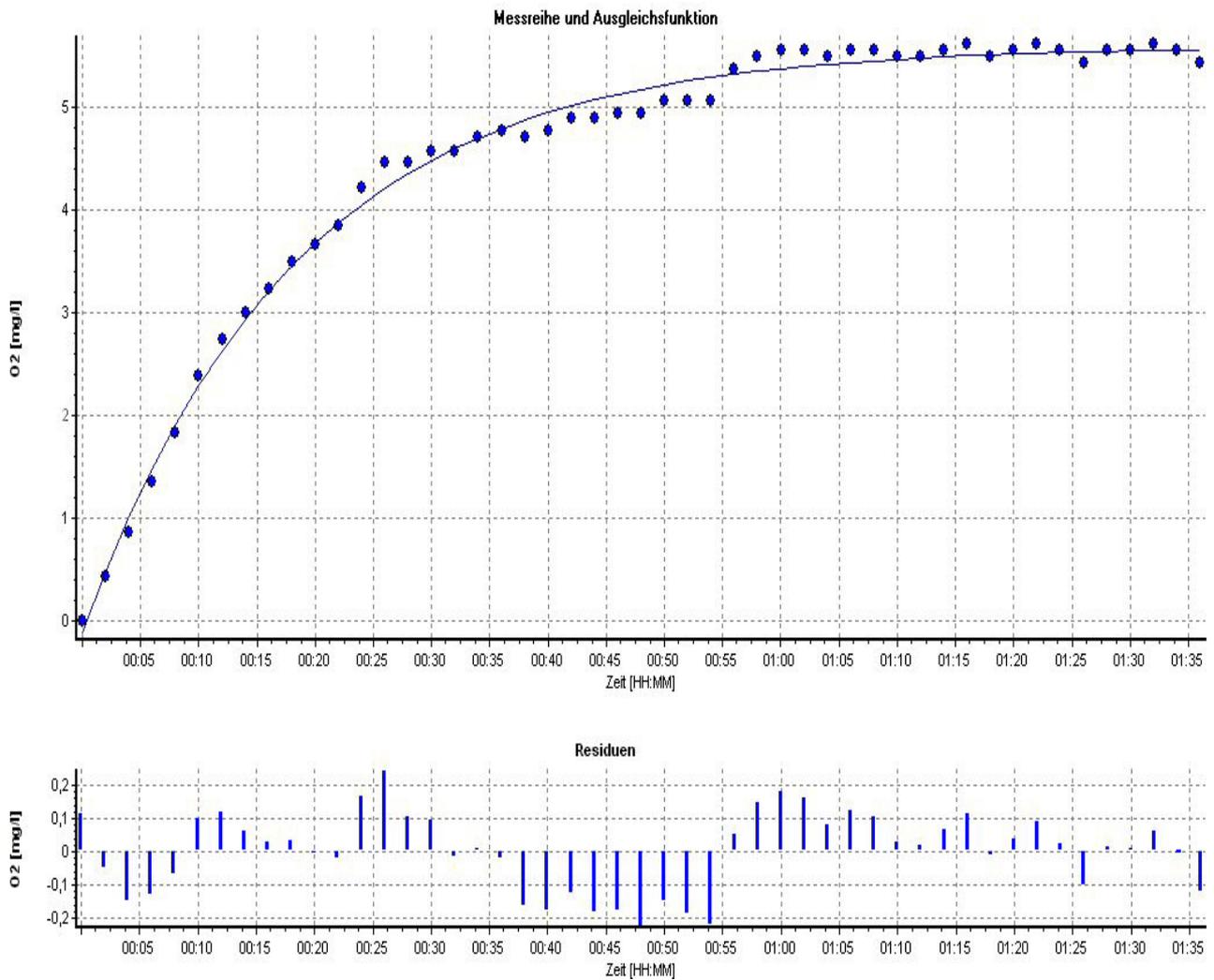


Abbildung 42: Belebtschlammversuch - Messreihe und Ausgleichsfunktion bei Stufe 1 - 6m³/h und dazugehörige Residuen

15.3.2 Messergebnisse und Berechnung der Mittelwerte Stufe 2

Werte	Minuten seit	Oxi- meter 1	Oxi- meter 2	Mittel OXI (Eintrag in OCAW):
	Versuchs- beginn			
	min	mg/l	mg/l	mg/l
1	00 00 00	0 0	0 0	0 00
2	00.02.00	0,5	0,7	0,61
3	00.04.00	1,7	1,9	1,83
4	00.06.00	2,7	3,0	2,87
5	00.08.00	3,5	3,9	3,72
6	00.10.00	4,1	4,5	4,33
7	00.12.00	4,5	5,0	4,76
8	00.14.00	4,8	5,4	5,06
9	00.16.00	5,2	5,9	5,55
10	00.18.00	5,5	6,1	5,80
11	00.20.00	5,7	6,3	6,04
12	00.22.00	5,7	6,3	6,04
13	00.24.00	5,7	6,5	6,10
14	00.26.00	6,0	6,6	6,28
15	00.28.00	6,0	6,7	6,35
16	00.30.00	6,1	6,8	6,47
17	00.32.00	6,1	6,8	6,47
18	00.34.00	6,2	6,8	6,53
19	00.36.00	6,1	6,8	6,47
20	00.38.00	6,2	7,0	6,59
21	00.40.00	6,2	7,0	6,59
22	00.42.00	6,2	7,0	6,59
23	00.44.00	6,3	7,1	6,71
24	00.46.00	6,3	7,0	6,65
25	00.48.00	6,3	7,1	6,71
26	00.50.00	6,2	7,1	6,65
27	00.52.00	6,3	7,1	6,71
28	00.54.00	6,3	7,1	6,71
29	00.56.00	6,3	7,1	6,71
30	00.58.00	6,3	7,1	6,71
31	01.00.00	6,3	7,2	6,77
32	01.02.00	6,3	7,1	6,71
33	01.04.00	6,5	7,1	6,77
34	01.06.00	6,3	7,2	6,77
35	01.08.00	6,3	7,1	6,71
36	01.10.00	6,3	7,1	6,71
37	01.12.00	6,3	7,2	6,77
38	01.14.00	6,3	7,2	6,77
39	01.16.00	6,2	7,1	6,65
40	01.18.00	6,3	7,1	6,71
41	01.20.00	6,5	7,1	6,77
42	01.22.00	6,3	7,1	6,71
43	01.24.00	6,2	7,2	6,71
44	01.26.00	6,5	7,2	6,83
45	01.28.00	6,3	7,2	6,77
46	01.30.00	6,5	7,2	6,83
47	01.32.00	6,3	7,1	6,71
48	01.34.00	6,3	7,3	6,83
49	01.36.00	6,3	7,2	6,77

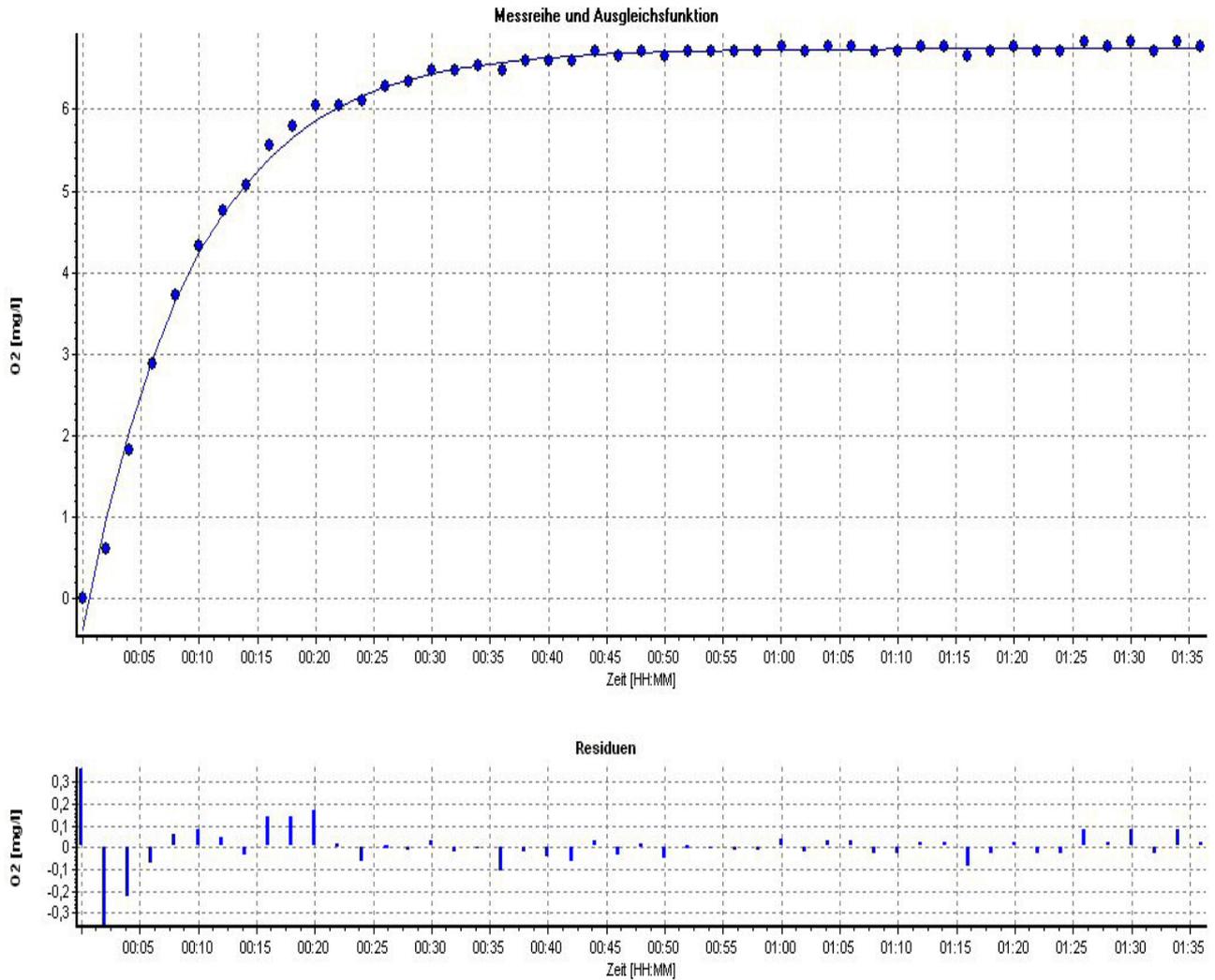


Abbildung 43: Belebtschlammversuch - Messreihe und Ausgleichfunktion bei Stufe 2 - 10m³/h und dazugehörige Residuen

15.3.3 Messergebnisse und Berechnung der Mittelwerte Stufe 3

Werte	Minuten seit	Oxi- meter 1	Oxi- meter 2	Mittel OXI (Eintrag in OCAW):
	Versuchs- beginn			
	min	mg/l	mg/l	mg/l
1	00 00 00	0 0	0 0	0 00
2	00.02.00	0,7	1,6	1,16
3	00.04.00	2,1	2,9	2,50
4	00.06.00	3,2	4,1	3,66
5	00.08.00	4,0	4,8	4,39
6	00.10.00	4,4	5,5	4,94
7	00.12.00	5,0	6,0	5,49
8	00.14.00	5,4	6,5	5,92
9	00.16.00	5,5	6,6	6,04
10	00.18.00	5,7	6,8	6,28
11	00.20.00	5,9	6,8	6,35
12	00.22.00	6,0	7,1	6,53
13	00.24.00	6,1	7,1	6,59
14	00.26.00	6,2	7,2	6,71
15	00.28.00	6,2	7,3	6,77
16	00.30.00	6,2	7,3	6,77
17	00.32.00	6,3	7,3	6,83
18	00.34.00	6,3	7,3	6,83
19	00.36.00	6,1	7,3	6,71
20	00.38.00	6,2	7,4	6,83
21	00.40.00	4,9	7,4	6,16
22	00.42.00	6,3	7,4	6,89
23	00.44.00	6,3	7,4	6,89
24	00.46.00	6,5	7,4	6,96
25	00.48.00	7,1	7,4	7,26
26	00.50.00	6,8	7,4	7,14
27	00.52.00	6,6	7,4	7,02
28	00.54.00	6,6	7,4	7,02
29	00.56.00	6,6	7,4	7,02
30	00.58.00	6,5	7,6	7,02
31	01.00.00	6,6	7,4	7,02
32	01.02.00	6,3	7,4	6,89
33	01.04.00	6,5	7,4	6,96
34	01.06.00	6,5	7,4	6,96
35	01.08.00	6,3	7,6	6,96
36	01.10.00	6,3	7,6	6,96
37	01.12.00	6,3	7,4	6,89
38	01.14.00	6,2	7,4	6,83
39	01.16.00	6,3	7,4	6,89
40	01.18.00	6,3	7,4	6,89
41	01.20.00	6,2	7,4	6,83
42	01.22.00	6,2	7,4	6,83
43	01.24.00	6,3	7,4	6,89
44	01.26.00	6,5	7,4	6,96
45	01.28.00	6,2	7,4	6,83
46	01.30.00	6,2	7,4	6,83
47	01.32.00	6,3	7,4	6,89
48	01.34.00	6,2	7,4	6,83
49	01.36.00	6,3	7,4	6,89

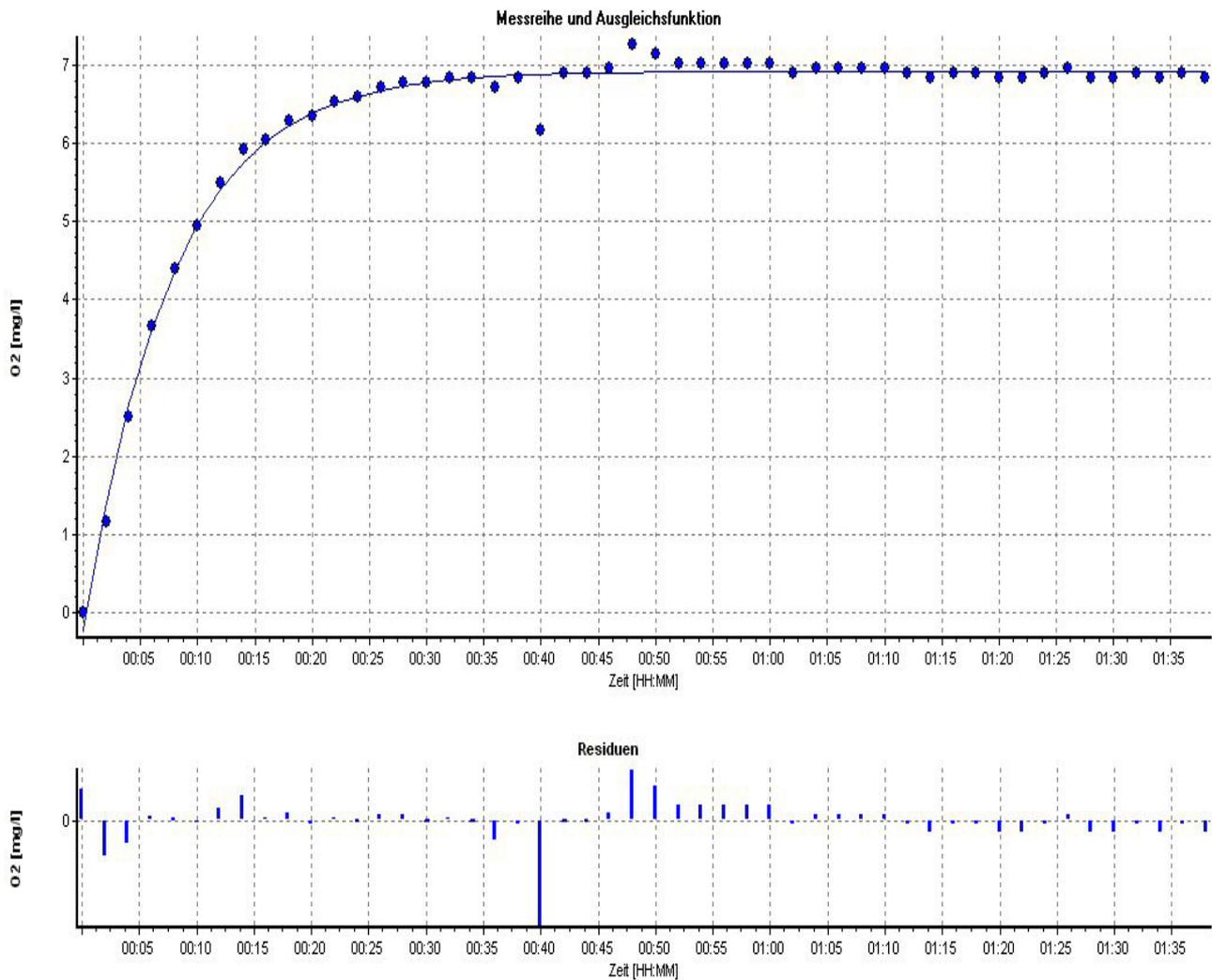


Abbildung 44: Belebtschlammversuch - Messreihe und Ausgleichsfunktion bei Stufe 3 - 12m³/h und dazugehörige Residuen