

Belüftungssysteme in kalten und warmen Klimaten

Verbundprojekt: Exportorientierte FuE auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung,
Teil II: Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung,
Kernprojekt A Abwasserbehandlung, Teilprojekt A2
Zuwendungsempfänger: Technische Universität Darmstadt
Förderkennzeichen: 02WA0582
Schlussbericht
Prof. Dr.-Ing. habil. Martin Wagner, M.Sc. Tobias Günkel



TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
DARMSTADT

IWAR

GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung


Karlsruher Institut für Technologie

Prof. Dr.-Ing. habil. Martin Wagner
M.Sc. Tobias Günkel
Abschlussbericht des Forschungsprojektes:
„Belüftungssysteme in kalten und warmen Klimaten“
Verbundprojekt: Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet Abwasser,
Kernprojekt A Abwasserbehandlung, Teilprojekt A2
Zuwendungsempfänger: Technische Universität Darmstadt
Projektträger Karlsruhe im KIT, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE)
Förderkennzeichen: 02WA0582

eingereicht im Dezember 2009

Technische Universität Darmstadt
Institut IWAR
Institut für Wasserversorgung und Grundwasserschutz, Abwassertechnik, Abfalltechnik, Industrielle
Stoffkreisläufe, Raum- und Infrastrukturplanung
Fachgebiet Abwassertechnik
Petersenstrasse 13
64287 Darmstadt

Tel.: 06151/163759
Fax.: 06151/163758
Email: m.wagner@iwar.tu-darmstadt.de
<http://www.iwar.bauing.tu-darmstadt.de>

Inhaltsverzeichnis

Aufgabenstellung und Vorhaben

1.....	Einführung	1
1.1	Hintergrund und Motivation.....	1
1.2	Aufgabenstellung.....	2
1.3	Voraussetzungen	3
1.4	Überblick zu Planung und Ablauf des Vorhabens	4
1.5	Zusammenarbeit mit anderen Stellen.....	6

Wissenschaftlicher und Technischer Stand

theoretische Vorarbeiten

2.....	Überblick zum Stand der Technik und des Projektes	7
2.1	Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs	8
2.2	Berechnung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr.....	9
2.3	Messung der Sauerstoffzufuhr	9
3.....	Theoretische Grundlagen.....	11
3.1	Der Bereich der Abwassertemperatur	11
3.2	Einfluss der Wassertemperatur auf die Mikrobiologie	12
3.3	Einfluss der Wassertemperatur auf den Sauerstoffverbrauch	14
3.3.1	Sauerstoffverbrauch infolge Kohlenstoffabbau	16
3.3.2	Sauerstoffverbrauch infolge Stickstoffelimination	17
3.3.3	Gesamtsauerstoffverbrauch	18
3.4	Einfluss der Wassertemperatur auf den Sauerstoffübergang und die Sauerstoffzufuhr	19
3.4.1	Einfluss der Wassertemperatur auf den Sauerstoffübergang	19
3.4.2	Einfluss der Wassertemperatur auf die Sauerstoffzufuhr	24
3.4.3	Temperaturkorrektur für den Belüftungskoeffizienten $k_L a_T$	27
3.4.3.1	Überblick der aktuell angewendeten Temperaturkorrektur	27
3.4.3.2	Herleitung der Temperaturkorrektur auf Basis der Arrhenius-Gleichung.....	28
3.4.3.3	Alternative Ansätze der Temperaturkorrektur	32



3.4.4 Temperaturabhängigkeit der Sauerstoffsättigungskonzentration und der Einfluss auf die Sauerstoffzufuhr34

4..... Belüftungssysteme36

4.1 Feinblasige Druckluftbelüftung.....36

4.1.1 Material und Formen.....36

4.1.2 Ausführungsformen37

4.1.3 Belüftungselemente - Rohrleitungssystem - Druckluftherzeuger - Rührwerke38

4.2 Mechanische oder Oberflächenbelüftungssysteme.....39

4.2.1 Rotoren in Umlaufbecken41

4.2.2 Kreisel in Mischbecken41

4.2.3 Kreisel in Umlaufbecken42

4.3 Strahlbelüftung (Injektor)42

Durchgeführte Arbeiten und Ergebnisse

5..... Messung der Sauerstoffzufuhr44

5.1 Versuchsprogramm.....44

5.2 Versuchsanlagen.....45

5.2.1 Versuchsanlage (VA DB 1) Druckluftbelüftung - Reinwasser45

5.2.2 Versuchsanlage (VA DB 2) Druckluftbelüftung - Reinwasser46

5.2.3 Versuchsanlage Kreiselbelüftung (VA KB) - Reinwasser und Belebtschlamm47

5.2.4 Versuchsanlage Druckluftbelüftung und Injektorbelüftung (VA DIB) - Reinwasser und Belebtschlamm.....48

5.2.5 Versuchsanlage der Ruhr-Universität Bochum auf der Kläranlage in Düsseldorf (VA RUB), Reinwasser und Belebtschlamm.....50

5.3 Darstellung und Diskussion der Ergebnisse der Sauerstoffzufuhrmessungen51

5.3.1 Mess- und Auswertemethodik bei den Sauerstoffzufuhrmessungen51

5.3.2 Die Temperaturabhängigkeit des Belüftungskoeffizienten $k_L a_T$56

5.3.3 Bestimmung der Sauerstoffzufuhr der drei Belüftungssysteme als Funktion der Wassertemperatur.....66

5.3.4	Bestimmung der Sauerstoffzufuhr der drei Belüftungssysteme als Funktion der Wassertemperatur in Kombination mit hohen Salz- und Tensidkonzentration	73
5.3.5	Überprüfung der Temperaturabhängigkeit des α -Wertes	76
5.3.6	Ermittlung des Sauerstoffbedarfs der Mikroorganismen als Funktion der Abwassertemperatur	79
6.....	Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs	80
6.1	Vergleich der nationalen Berechnungsansätze.....	80
6.1.1	Vergleich der Berechnungsansätze in Bezug auf den Kohlenstoffabbau auf Basis des BSB ₅	80
6.1.2	Vergleich der Berechnungsansätze in Bezug auf den Kohlenstoffabbau auf Basis des CSB.....	82
6.1.3	Vergleich der Berechnungsansätze in Bezug auf Nitrifikation und Denitrifikation.....	83
6.2	Nationale und internationale Berechnungsansätze im Vergleich	84
6.2.1	Vergleich der Berechnungsansätze in Bezug auf den Kohlenstoffabbau	84
6.2.2	Vergleich der Berechnungsansätze in Bezug auf Nitrifikation und Denitrifikation.....	86
6.3	Berücksichtigung des Temperatureinflusses in den nationalen und internationalen Berechnungsansätzen	87
7.....	Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr	91
7.1	Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs	92
7.2	Ermittlung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr.....	94
7.3	Druckluftbelüftung	95
7.4	Oberflächenbelüftung und Injektorbelüftung	96
8.....	Zusammenfassung der Ergebnisse	97
8.1	Ergebnisse der Sauerstoffzufuhrmessungen.....	97
8.2	Ergebnisse aus der Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs.....	101
8.3	Ergebnisse aus dem Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr.....	104
9.....	Schlussfolgerungen.....	107
9.1	Empfehlungen zu Planung und Betrieb von Belüftungssystemen in kalten und warmen Klimaten	107

9.2	Kosten- und Energieverbrauch.....	109
10...	Zusammenfassung	110
	Literaturverzeichnis	117
	Abbildungsverzeichnis	128
	Tabellenverzeichnis	132
	Abkürzungsverzeichnis	133
	Anhang.....	A-1

Aufgabenstellung und Vorhaben

1 Einführung

1.1 Hintergrund und Motivation

Das aerobe Belebungsverfahren ist national und international eines der vorrangig angewendeten Verfahren zur biologischen Behandlung kommunaler und industrieller Abwässer. Grundlage des Belebungsverfahrens und von wesentlicher Bedeutung für eine betriebssichere und prozessstabile Reinigung des Abwassers ist die Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen im Belebungsbecken. Diese wird durch die Sauerstoffzufuhr über Belüftungssysteme in das Belebungsbecken sichergestellt.

Einen entscheidenden Einfluss auf die Geschwindigkeit der Abbauvorgänge bei der biologischen Abwasserreinigung hat die Wassertemperatur. Die Abwassertemperatur liegt in Deutschland in einem mittleren Bereich von 10 °C – 20 °C. International wird der mittlere Abwassertemperaturbereich in einer Spanne von 3 °C – 27 °C angegeben (Metcalf & Eddy, 2003). Die Wassertemperatur beeinflusst alle biologisch, chemisch und physikalisch ablaufenden Prozesse bei der biologischen Abwasserbehandlung und wirkt sich somit sowohl auf den Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen als auch auf die Sauerstoffzufuhr durch Belüftungssysteme aus.

Die Abwasserbelüftung besitzt neben dem Sauerstoffeintrag des Weiteren die Aufgabe, das Abwasser zu durchmischen und somit den belebten Schlamm in Schwebelage zu halten sowie das Substrat mit dem Sauerstoff und den Belebtschlammflocken in Kontakt zu bringen sowie gebildete Produkte wie Kohlendioxid, Stickstoffgas etc. aus dem Wasser zu entfernen. Weiterhin muss beim Belebungsverfahren gewährleistet sein, dass sich der Belebtschlamm bei allen Betriebsverhältnissen im Nachklärbecken schnell absetzt, so dass die Vorfluter nicht mit abfiltrierbaren Stoffen und damit einhergehend mit CSB, BSB₅, Stickstoff und Phosphor über die genehmigten Grenzwerte hinaus belastet werden.

Bei der biologischen Abwasserreinigung in warmen Klimaten (z.B. Iran, Südchina, Südamerika) zeigt sich, dass im Belebungsbecken ein wesentlich höherer Sauerstoffbedarf bei besseren Abbaueergebnissen (Kohlenstoffabbau, Nitrifikation/Denitrifikation) im Vergleich zu Anlagen in Mitteleuropa (z.B. Deutschland) festgestellt wird. Der Sauerstoffbedarf der Mikroorganismen ist dann in den Belebungsbecken teilweise so hoch, dass die in Deutschland auf übliche Bedingungen bemessenen Belüftungssysteme nicht in der Lage sind, den Sauerstoffbedarf abzudecken.

Die Abwasserreinigung in kalten Klimaten (Nordchina, Weißrussland, Kanada, Nordeuropa) ist gekennzeichnet durch niedrige Wassertemperaturen. Nach den bekannten Ansätzen bemessene Belüftungssysteme erreichen hohe Sauerstoffeinträge.

Mit dem beantragten Forschungsvorhaben sollen der deutschen Belüftungsindustrie sowie Consultants und Ausrüstern von Abwasserbehandlungsanlagen Handlungsanweisungen zur Ermittlung des maßgebenden Sauerstoffbedarfs der Mikroorganismen in kalten und warmen Klimaten gegeben werden. Weiterhin sollen Kriterien ausgearbeitet werden, unter welchen klimatischen Verhältnissen welche Art von Belüftungssystem (Druckluftbelüftung, Oberflächenbelüftung oder Injektorbelüftung) optimal, d.h. verfahrenstechnisch sinnvoll und wirtschaftlich eingesetzt werden können. Durch diese Kenntnis soll die deutsche belüftungstechnische Industrie Vorteile gegenüber der internationalen Konkurrenz bekommen, um auf dem internationalen Markt größere Anteile als bisher zu besetzen. Im Einzelnen sollen Handlungsanweisungen entwickelt werden, so dass deutsche Consultants und Ausrüster in der Lage sind auf den Exportmärkten in kalten und warmen Klimaten gegenüber ausländischer Konkurrenz Vorteile bei der Ausrüstung von belüftungstechnischen Anlagen erzielen können.

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

1.2 Aufgabenstellung

Vor dem dargelegten Hintergrund sollen die in Deutschland bekannten Belüftungssysteme (Druckluftbelüftung, Oberflächenbelüftung, Injektoren) hinsichtlich ihrer Eignung in warmen und kalten Klimaten, d.h. bei unterschiedlichen Abwassertemperaturen und Reinigungsanforderungen untersucht werden.

Im Mittelpunkt dieser Arbeit stehen die theoretischen Betrachtungen von Bemessungsansätzen zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und theoretische sowie aber auch praktische Untersuchungen

des Vorgangs der Sauerstoffzufuhr unter besonderer Beachtung der Wassertemperatur in einem Bereich von 5 °C – 30 °C.

Die wissenschaftlich-technischen Ziele des Forschungsvorhabens gliedern sich in wie folgt:

- Bestimmung der Sauerstoffzufuhr der drei Belüftungssysteme als Funktion der Wassertemperatur
- Überprüfung der Temperaturkorrektur des Belüftungskoeffizienten k_{l,a_T} bei der Ermittlung der Sauerstoffzufuhr
- Bestimmung des Einflusses des temperaturabhängigen Belüftungskoeffizienten und der temperaturabhängigen Sauerstoffsättigungskonzentration auf die Sauerstoffzufuhr
- Bestimmung der Sauerstoffzufuhr der drei Belüftungssysteme als Funktion der Wassertemperatur in Kombination mit hohen Salz- und Tensidkonzentration
- Überprüfung der Temperaturabhängigkeit des α -Wertes
- Ermittlung des Sauerstoffbedarfs der Mikroorganismen als Funktion der Abwassertemperatur

Weiterhin soll überprüft werden, ob die bekannten Zusammenhänge des Sauerstoffeintrags in Wasser (insbesondere α -Werte bei hohen und sehr niedrigen Wassertemperaturen) sowie bei veränderten Salzgehalten und höheren Konzentrationen oberflächenaktiver Stoffe gültig sind. Die Ermittlung des Sauerstoffeintrags soll mit drei unterschiedlichen Belüftungssystemen erfolgen:

- feinblasiges Druckbelüftung,
- Injektorbelüftung und
- Oberflächenbelüftung (Kreisel).

Bei einigen Versuchseinstellungen soll auch ein erhöhter Salzgehalt im Wasser eingestellt werden, damit auch die Verhältnisse in Gebieten berücksichtigt werden können, in denen das Trinkwasser mit Entsalzungsanlagen (mit hohen Salzgehalten) gewonnen wird bzw. Meerwasser als Brauchwasser z.B. zur Toilettenspülung Verwendung findet.

1.3 Voraussetzungen

Das Fachgebiet Abwassertechnik des Institutes IWAR der Technischen Universität Darmstadt verfügt über Personal, Sachmittel und Entwicklungskapazitäten, sowie über die notwendige Untersuchungsinfrastruktur und -erfahrungen, um die dargelegten Ziele zu erreichen.

Der Projektleiter hat eine Vielzahl von Forschungsprojekten selbst bearbeitet und begleitet alle am Fachgebiet Abwassertechnik des Institutes IWAR durchgeführten Forschungsprojekte verantwortlich. Hinsichtlich der beantragten Thematik der Belüftungstechnik stammt eine Vielzahl der relevanten Veröffentlichungen vom Projektleiter. Darüber hinaus liegt neben der großen fachlichen Kompetenz des Projektleiters auch die technische Ausrüstung am Institut IWAR vor. Sämtliche Versuchsinfrastruktur zur Durchführung von Sauerstoffeintragsmessungen in Reinwasser und in Belebtschlamm ist am Institut vorhanden und wurde als Eigenanteil eingebracht. Nicht nur traditionell bedingt wird dieses Thema seit über 25 Jahren am Institut IWAR bearbeitet.

Die Belüftungstechnik ist ebenso wie die Nährstoffelimination und die Wasserwiederverwendung bei der Abwasserbehandlung ein vorrangiges Arbeitsgebiet des Projektleiters. Im Bereich der Nährstoffelimination wurden zahlreiche Untersuchungen vorgenommen. Arbeiten im Bereich der Belüftungstechnik sind ein Schwerpunkt des Fachgebietes. Es wurden beispielsweise Forschungsvorhaben zum Vergleich von Meßmethoden und Auswerteverfahren zur Bestimmung des Sauerstoffzufuhrvermögens sowie des Einflusses von Tensiden bearbeitet (Wagner, 1991). Weiterhin wurde ein Vorhaben zur Bilanzierung des Sauerstoffeintrags und des Sauerstoffverbrauchs mit Hilfe der Abluftmethode durchgeführt (Reichert, 1997). In jüngster Zeit wurden neben einer Vielzahl von Auftragsarbeiten im Bereich der Belüftungstechnik ein Forschungsvorhaben zur Problematik des Scale-up von Belüftungssystemen und zur Ermittlung der Ursachen der Belagsbildung auf Belüftungselementen durchgeführt (DBU, 2009).

Die Erfolgsaussichten werden durch die Beteiligung der Firma Körting Hannover AG an der Durchführung des beantragten Forschungsprojektes bedeutend vergrößert. Damit steht zusätzlich eine Firma mit großen Erfahrungen bezüglich der Ausrüstung von Abwasserbehandlungsanlagen mit Injektorbelüftung zur praxisnahen Unterstützung des geplanten Vorhabens zur Verfügung.

1.4 Überblick zu Planung und Ablauf des Vorhabens

Die Bearbeitung des Forschungsprojektes wurde in einen theoretischen und einen experimentellen/praktischen Teil aufgeteilt.

Der theoretische Teil besteht aus der Ermittlung des Sauerstoffbedarfs der Mikroorganismen als Funktion der Abwassertemperatur. Dabei wurde ein theoretischer Vergleich nationaler und internationaler Bemessungsansätze durchgeführt; dies v.a. zur Kontrolle und Bewertung der von der DWA empfohlenen Bemessungsansätze. Als weiterer theoretischer Teil sollten durchgeführte Sauerstoffzufuhrmessungen bestehender Praxisanlagen sowohl in kalten als auch in warmen Klimaten ausge-

wertet werden. Dazu war geplant im Rahmen von zwei Forschungsreisen Betreiber von Abwasserbehandlungsanlagen, Ausrüster von Abwasserbehandlungsanlagen in belüftungstechnischer Hinsicht und Ingenieurbüros bzw. Consultants sowie Messinstitute mit Schwerpunkt Sauerstoffeintragungstechnik zu besuchen, um relevante Daten von Sauerstoffeintragsversuchen in Reinwasser und im Abwasser zu erhalten. Diese Daten sollten anschließend ausgewertet werden. Die dargelegten Vorarbeiten sollten der Vorbereitung des nachfolgend näher beschriebenen experimentellen Arbeitsprogramms dienen. Diese ursprünglich geplante Datenbeschaffung durch Forschungsreisen in sog. kalte und warme klimatische Länder hat sich als nicht Ziel führend erwiesen. Nach ausführlicher Recherche und trotz Ausschöpfung aller persönlichen Kontakte war es nicht möglich, Daten durchgeführter Sauerstoffzufuhrmessungen über Reisen in Länder mit kalten und warmen Klimaten zu erhalten. Somit mussten über die ursprünglich geplanten praktischen Versuche und Untersuchungen eigene Ergebnisse über eine neu zu errichtende Versuchsanlage gewonnen werden.

Der Ablauf des praktischen Bearbeitungsteils gliederte sich in die folgenden Punkte. Zur Bestimmung der Sauerstoffzufuhr der drei Belüftungssysteme als Funktion der Abwassertemperatur, des Salzgehalts, der Viskosität wurden Sauerstoffzufuhrmessungen in unterschiedlichen Versuchsanlagen in einem Wassertemperaturbereich von 5 °C – 30 °C in Reinwasser durchgeführt. Dabei wurden gezielt Salzgehalt und Tensidkonzentration variiert. Diese Reinwassermessungen dienen zur generellen Untersuchung der Temperaturabhängigkeit der Sauerstoffzufuhr.

Nach den grundlegenden Untersuchungen in Reinwasser wurden Sauerstoffzufuhrmessungen in Belebtschlamm durchgeführt. Diese dienen der Ermittlung der Sauerstoffzufuhr unter Betriebsbedingungen bei hohen und niedrigen Wassertemperaturen. Die durchzuführenden Sauerstoffeintragungsmessungen in Reinwasser und unter Betriebsbedingungen sollten zusätzlich darüber Aufschluss geben, ob sich α -Werte bei unterschiedlichen Belüftungssystemen bei hohen und niedrigen Abwassertemperaturen, erhöhten Salzgehalten und Tensidkonzentrationen von denen bei üblichen Abwassertemperaturen sowie üblichen Salz- und Tensidgehalten unterscheiden. Die Ergebnisse sollen dem prinzipiellen Verständnis dienen und zu übertragbaren, physikalisch-chemisch sinnvollen Korrelationen grundlagenorientiert zusammengefasst werden. Dazu sollen zum einen Messungen mit Druckluftbelüftungssystemen, mit Oberflächenbelüftungssystemen und mit Injektoren durchgeführt werden.

Das Forschungsprojekt wurde kostenneutral um vier Monate verlängert. Die ursprüngliche Projektlaufzeit wurde bis 31.12.2008 geplant, die Verlängerung erfolgte bis zum 30.04.2009, um die angestrebten Forschungsergebnisse erzielen zu können.

1.5 Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Das Forschungsvorhaben ist als Kernprojekt A2 in das Verbundprojekt: Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung, Teil II: Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung eingebunden. Das Verbundvorhaben teilt sich in drei Kernprojekte: A „Abwasserbehandlung“, B „Hygienisierung und Wasserwiederverwendung“ und C „Simulation und Konzepte der Abwasserbehandlung“. Durch die Kernprojektkoordination erfolgte im Rahmen der Projektbearbeitung eine enge Kooperation der beteiligten Partner der Universitäten Aachen, Bochum, Halle-Wittenberg, Karlsruhe, Stuttgart und Witten/Herdecke sowie Kernprojekt übergreifend mit der Gesamtkoordination der Universität Bochum. Projektübergreifende Fragestellungen hinsichtlich des methodischen Vorgehens, der Absprache von Leitparametern, des Austauschs und der Aufbereitung von Ergebnissen vor allem für die Erstellung des Leitfadens und des Gesamtabschlussberichts wurden innerhalb der Kernprojekte in regelmäßigen Workshops bearbeitet und schließlich im Gesamtverbund diskutiert und abgestimmt.

Das Forschungsvorhaben wurde teilweise in enger fachlicher Zusammenarbeit mit dem Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik der Ruhruniversität Bochum (Prof. Dr.-Ing. Orth) durchgeführt, um die Erkenntnisse zum Sauerstoffverbrauch bei der Nitrifikation und Denitrifikation bei niedrigen und hohen Wassertemperaturen berücksichtigen zu können und gleichzeitig wertvollen Input in das von Kollegen Orth beantragte Projekt „Bemessungs- und Betriebsparameter des Belebungsverfahrens in Abhängigkeit von der Wassertemperatur“ geben zu können. In diesem Rahmen wurden gemeinsame Messungen u.a. des Sauerstoffverbrauchs und der Sauerstoffzufuhr sowie diverser abwassertechnischer Parameter auf der Versuchsanlage der RUB auf der Kläranlage in Düsseldorf durchgeführt.

Ein weiterer wichtiger Partner für das beantragte Forschungsprojekt ist die Firma Körting Hannover AG. Die Firma Körting Hannover AG stellt seit langer Zeit erfolgreich Injektorbelüftungssysteme her und hat für das Forschungsvorhaben einen Injektorbelüfter zur Verfügung gestellt.

Wissenschaftlicher und technischer Stand theoretische Vorarbeiten

2 Überblick zum Stand der Technik und des Projektes

Die Ursprünge der Abwasserreinigung liegen in England, Mitteleuropa und Nordamerika. Für die grundlegenden Bemessungsansätze in diesen Gebieten wurde in den letzten Jahrzehnten eine Abwassertemperatur im jährlichen Mittel in einem Bereich von 10 °C – 20 °C angenommen. Niedrige und hohe Wassertemperaturen unter 10 °C und über 20 °C treten z.B. in Deutschland lediglich kurzfristig durch jahreszeitliche Schwankungen im Winter oder im Sommer auf und bleiben bei der Auslegung von Belebungsanlagen weitestgehend unberücksichtigt. Der Stand der Wissenschaft und der Stand der Technik und somit auch die maßgebenden Bemessungsansätze beziehen sich auf den o.g. mittleren Abwassertemperaturbereich von 10 °C – 20 °C.

Niedrige Wassertemperaturen unter 10 °C treten in kalten Klimaten wie z.B. Nordchina, Weißrussland, Nordeuropa oder Kanada auf. Nach den bekannten Bemessungsansätzen ausgelegte Belüftungssysteme erreichen in diesen Gebieten hohe Sauerstoffeinträge. Hohe Wassertemperaturen über 20 °C kommen in warmen Klimaten wie z.B. Südchina, dem Mittleren Osten, Afrika oder Südamerika vor. Typisch sind in diesen Regionen bessere biologische Abbauergebnisse bei höherem Sauerstoffbedarf im Vergleich zu Mitteleuropa. Die mittlere Wassertemperatur wird mit 20 °C in den Kältemonaten und mit 25 °C in den warmen Monaten angegeben (Sperling, de Lemos, 2005).

Die Temperaturbereiche von 5 °C bis 10 °C sowie von 20 °C bis 30 °C, in denen, bezogen auf die Abwasserreinigung, niedrige und hohe Wassertemperaturen auftreten, sind bislang relativ unbekannt und werden in den maßgebenden Arbeitsanweisungen und Standards nicht berücksichtigt.

In der Fachliteratur wird über die Problematik von Belüftungssystemen in kalten und warmen Klimaten nicht berichtet. Bei der Ermittlung des Sauerstoffbedarfs der Mikroorganismen werden die bekannten Ansätze (z.B. ATV-Arbeitsblatt A 131) benutzt, obwohl bekannt ist, dass diese nur für einen Wassertemperaturbereich von 10 °C bis 20 °C gültig sind (abgeleitet aus ATV, 1985). Für Wassertemperaturen unter- bzw. oberhalb dieses Bereiches gibt es keine relevanten praxisnahen Ansätze.

Beim Sauerstoffeintrag ist zu beachten, dass bei hohen Wassertemperaturen (und umgekehrt bei niedrigen Wassertemperaturen) der Diffusionskoeffizient D größer als bei niedrigen Wassertemperaturen (und umgekehrt) ist. Somit ergibt sich ein besserer Sauerstoffeintrag bei hohen Wassertemperaturen im Vergleich zu niedrigen Wassertemperaturen (und umgekehrt). Im Rahmen von Sauerstoffeintragungsmessungen wird diese naturgesetzliche Tatsache durch Temperaturkorrekturfaktoren

berücksichtigt. Hunter (1978) sieht die Notwendigkeit, Temperaturkorrekturfaktoren insbesondere bei niedrigen und hohen Wassertemperaturen näher zu erforschen, da die Angaben in der relevanten Literatur widersprüchlich sind. In einem Übersichtsartikel zeigte Khudenko (1987), dass diese Faktoren in einem Temperaturbereich zwischen 5 °C und 30 °C gültig sind.

2.1 Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs

Die Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs erfolgt in Deutschland nach dem ATV-Arbeitsblatt A 131 (2000). Der gesamte Sauerstoffverbrauch setzt sich aus dem Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffelimination, dem Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation und der „Einsparung“ aus der Denitrifikation zusammen. Der Sauerstoffverbrauch für den Kohlenstoffabbau resultiert aus zwei Komponenten: dem Abbau der gelösten organischen Substanz im Abwasser und aus der endogenen Atmung, dem Grundverbrauch. Der mittlere Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffelimination ergibt sich aus den beiden Anteilen für die Oxidation der Kohlenstoffverbindung und die endogene Atmung, nach A-131 über:

$$\text{Formel 2-1: } \quad \text{OV}_{d,C} = B_{d,BSB} \cdot \left(0,56 + \frac{0,15 \cdot t_{TS} \cdot F_T}{1 + 0,17 \cdot t_{TS} \cdot F_T} \right) \text{ [kgO}_2\text{/d]}$$

Für die Substratatmung wird der Sauerstoffverbrauch durch die Oxidation der abbaubaren organischen Kohlenstoffverbindungen verursacht und ergibt sich daher aus der zufließenden organischen Schmutzfracht $B_{d,BSB}$ in kg/d. Die endogene Atmung wird vorwiegend durch das Schlammalter t_{TS} in Tagen bestimmt, welches mit den bekannten Gleichungen entsprechend dem ATV-Arbeitsblatt A 131 (2000) berechnet wird. Je höher das Schlammalter ist, desto größer wird die endogene Atmung.

Die für die Nitrifikation benötigte Sauerstoffmenge ergibt sich wie auch die durch Denitrifikation eingesparte Sauerstoffmenge rein stöchiometrisch aus der Masse des zu oxidierenden Stickstoffs $B_{d,N}$ in kg/d bzw. entsprechend der Fracht des zu denitrifizierenden Stickstoffs $B_{d,D}$ in kg/d.

$$\text{Formel 2-2: } \quad \text{OV}_{d,N} = \frac{Q_d \cdot 4,3 \cdot (S_{\text{NO}_3,D} - S_{\text{NO}_3,ZB} + S_{\text{NO}_3,AN})}{1000} \quad \text{[kg O}_2\text{/d]}$$

$$\text{Formel 2-3: } \quad \text{OV}_{d,D} = \frac{Q_d \cdot 2,9 \cdot S_{\text{NO}_3,D}}{1000} \quad \text{[kg O}_2\text{/d]}$$

Da die Zulaufganglinien üblicherweise einen ausgeprägten Tagesgang aufweisen, müssen bei der Bemessung des Belüftungssystems zur Abdeckung des Sauerstoffbedarfs zu Spitzenzeiten Stoßfaktoren f_C bzw. f_N berücksichtigt werden.

Formel 2-4:
$$OV_{h,max} = \frac{f_c \cdot (OV_{d,C} - OV_{d,D}) + f_N \cdot OV_{d,N}}{24} \quad [\text{kg O}_2/\text{h}]$$

2.2 Berechnung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Nach der Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der Festlegung der benötigten Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken ergibt sich die erforderliche Sauerstoffzufuhr für durchgehend belüftete Belebungsanlagen (konventionelle Anlagen mit Belebungs- und Nachklärbecken) nach dem ATV-Arbeitsblatt 131 entsprechend nachstehender Gleichung:

Formel 2-5:
$$\text{erf. OC} = OV_{h,max} \cdot \frac{C_s}{(C_s - C_x) \cdot \alpha} \quad [\text{kgO}_2/\text{h}]$$

mit: erf. OC: erforderliche Sauerstoffzufuhr in kg/d

Bei Belebungsbecken, die intermittierend belüftet werden, sind die belüftungsfreien Zeiten entsprechend dem ATV-Arbeitsblatt 131 zu berücksichtigen. Bei der Ermittlung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr (erf. αOC) erfolgt der Einfluss der Wassertemperatur über den temperaturabhängigen Sauerstoffverbrauch (OV_h) und die temperaturabhängige Sauerstoffsättigungskonzentration C_s .

2.3 Messung der Sauerstoffzufuhr

Bei Sauerstoffzufuhrmessungen wird der Belüftungskoeffizient $k_L a_T$ bei der Wassertemperatur T ermittelt. Die Standard-Sauerstoffzufuhr SOTR ist nach DWA-Merkblatt M 209 (2007) auf eine Wassertemperatur von 20 °C, einen Druck von 1.013,25 hPa und und 0 mg/L Sauerstoffgehalt normiert und berechnet sich über folgende Gleichung (DWA M 209, 2007):

Formel 2-6:
$$SOTR = \frac{V \cdot k_L a_{20} \cdot C_{s,20}}{1000} \quad [\text{kg/h}]$$

Die Standard-Sauerstoffzufuhr (Standard Oxygen Transfer Rate) in Reinwasser in ist definiert als die Masse an Sauerstoff, die von einer Belüftungseinrichtung bei einem Sauerstoffgehalt von $C = 0$ mg/L, einer Wassertemperatur von $T = 20$ °C und einem atmosphärischem Druck von $P = 1.013,25$ hPa in einer Stunde in ein mit Reinwasser gefülltes Becken mit dem Volumen V [m³] gelöst wird (DWA M 209; 2007).

Der Belüftungskoeffizient $k_L a_T$ und die Sättigungskonzentration $C_{s,T}$ sind von der Wassertemperatur abhängig. Die Standard-Sauerstoffsättigungswerte $C_{s,st,T}$ sind, wie bei einem Luftdruck von 1.013,25 hPa in Abhängigkeit der Wassertemperatur tabelliert. Der Sauerstoffsättigungswert $C_{s,20}$

kann unter Berücksichtigung des aktuellen atmosphärischen Drucks nach folgender Formel auf die Standardbedingungen ($T = 20\text{ °C}$, $p_{st} = 1.013,25\text{ hPa}$) umgerechnet werden (DWA M 209; 2007):

Formel 2-7:
$$C_{S,20} = C_{S,p^*,T} \cdot \frac{C_{S,St,20}}{C_{S,St,T}} \cdot \frac{1013}{p^*} \quad [\text{mg/L}]$$

Der temperaturabhängige Belüftungskoeffizient $k_L a_T$ wird zur Berechnung der Sauerstoffzufuhr über die folgende Gleichung auf die Standardtemperatur von 20 °C normiert (DWA M 209; 2007):

Formel 2-8:
$$k_L a_{20} = k_L a_T \cdot 1,024^{(20-T)} \quad [1/\text{h}]$$

Die Normierung auf die Standardtemperatur erfolgt in allen nationalen und internationalen Messanleitungen über die Arrhenius-Gleichung mit einem Temperaturkorrekturfaktor von $\theta = 1,024$.

3 Theoretische Grundlagen

In diesem Kapitel werden die theoretischen Grundlagen zu den Themenbereichen Sauerstoffverbrauch und Sauerstoffzufuhr v. a. im Hinblick auf den Einfluss der Abwassertemperatur dargestellt. Die Wassertemperatur hat einen generellen Einfluss auf die Abwasserreinigung, welcher sich sowohl auf den Sauerstoffbedarf als auch auf die Sauerstoffzufuhr auswirkt. Anhand der allgemeinen theoretischen Grundlagen der mikrobiologischen und biochemischen Vorgänge bei der Abwasserreinigung soll der Temperatureinfluss dargelegt werden. Des Weiteren wird der Einfluss der Wassertemperatur auf den Sauerstoffverbrauch, den Sauerstoffübergang und die Sauerstoffzufuhr beschrieben.

3.1 Der Bereich der Abwassertemperatur

In Abhängigkeit der geografischen Lage variiert die Abwassertemperatur weltweit im jährlichen Mittel zwischen 3 °C und 27 °C und bis zu 35 °C in Afrika und dem Mittleren Osten. Der charakteristische Mittelwert der Abwassertemperatur wird mit 15 °C angegeben (Metcalf & Eddy, 2003). In der Ausgabe von Metcalf & Eddy (1991) wird der mittlere Abwassertemperaturbereich noch mit 10 °C bis 20 °C angegeben. Die Abwassertemperatur ist im Allgemeinen höher als die des Trinkwassers und während der meisten Zeit des Jahres höher als die der umgebenden Luft; lediglich in den warmen Sommermonaten liegt die Lufttemperatur über der des Abwassers (Metcalf & Eddy, 1991). Maßgebend für die biologische Abwasserreinigung ist die Wassertemperatur im Belebungsbecken, die sich je nach Anlagenart und Bemessung von der Zulauftemperatur unterscheiden kann. Da sich in der Regel die Wassertemperatur nur sehr langsam ändert, sind als Grundlage für die Bemessung Jahresganglinien von Bedeutung.

Die Temperatur des Abwassers wird von folgenden Einflüssen bestimmt (Kroiss, 1989):

- Temperatur des Trinkwassers und Warmwassereinsatz in den Haushalten
- Temperatur des eindringenden Fremdwassers
- Einleitungen von Kühlwasser aus Industriebetrieben
- Temperatur des Abwassers aus Industrie und Gewerbe

Die Temperatur im Belebungsbecken ist von folgenden Einflüssen abhängig:

- Temperatur des anfallenden Abwassers
- Abkühlung im Kanalnetz
- Abkühlung in der Kläranlage
- Biogene Erwärmung

Die Wassertemperatur beeinflusst die chemischen, biochemischen und biologischen Reaktionen sowie die physikalischen Abläufe. Bei höheren Wassertemperaturen steigt z.B. die Geschwindigkeit der biochemischen Reaktionen; die Löslichkeit von Sauerstoff in Wasser nimmt allerdings ab (Metcalf & Eddy, 1991).

3.2 Einfluss der Wassertemperatur auf die Mikrobiologie

Hinsichtlich der Temperaturtoleranz werden verschiedene Bakteriengruppen unterschieden. Die Organismen, die im Belebungsverfahren eine wichtige Rolle spielen, haben einen optimalen Temperaturbereich von 20 °C bis 42 °C (mesophile Organismen). Neben diesen können auch psychrophile Organismen mit einem Temperaturoptimum unter 20 °C bis zu 5 °C auftreten (ATV, 1997; Matsché, 1989). Aerober Abbau und Nitrifikation kommen bei einer Temperatur ab 50 °C zum Erliegen. Sinkt die Temperatur unter 5 °C, endet die Aktivität der autotrophen Nitrifikanten. Ab 2 °C werden die heterotrophen Bakterien inaktiv (Metcalf & Eddy, 1991).

Grundsätzlich können Organismen nur Abwasserinhaltsstoffe mit Nährstoffcharakter abbauen, die zum Aufbau körpereigener Substanz oder zur Energiegewinnung geeignet sind. Beim aeroben Abbau von energiereichen organischen Stoffen (Eiweiße, Fette, Kohlenhydrate) werden diese unter Sauerstoffverbrauch (Atmung) bis zu energiearmen anorganischen Stoffen (z.B. H₂O, CO₂) abgebaut. Der Sauerstoff dient dazu, Wasserstoff aus dem organischen Molekül abzuspalten. Dieser Wasserstoff verbindet sich unter Energiegewinn mit Sauerstoff zu Wasser. Der organische Stoff wird als Wasserstoffdonator und der Sauerstoff als Wasserstoffakzeptor bezeichnet. Etwa 40 % der Energie werden als ATP (Adenosintriphosphat) gebunden und stehen den Bakterien zur Verfügung. 60 % werden als Wärme frei. Durch den hohen Energiegewinn ist eine hohe Wachstumsrate möglich. Die Stoffwechselschritte werden durch Enzyme gesteuert (ATV, 1997; Bever et al., 2002).

Den Enzymen kommt bei biochemischen Reaktionen eine wichtige Rolle zu. Demzufolge werden diese Reaktionen auch als enzymatische Reaktionen bezeichnet. Die Reaktionsgeschwindigkeit $v = -dc/dt$ [mg/(l h)] ist bei biochemischen Reaktionen proportional zur verbleibenden Konzentration der Ausgangsstoffe. Im Gleichgewichtszustand laufen die Hin- und Rückreaktionen mit der gleichen Geschwindigkeit ab. Die Gleichgewichtskonstante K_G stellt das Verhältnis der Geschwindigkeitskonstanten der Hin- und Rückreaktion dar, $K_G = k_{\text{HIN}}/k_{\text{RÜCK}}$. Die Reaktionsgeschwindigkeit steigt exponentiell mit der Temperatur. Die Temperaturabhängigkeit der Gleichgewichtskonstante K_G wird durch die van 't Hoffsche Regel in Abhängigkeit der Enthalpieänderung ΔH beschrieben. R_m ist die universelle (molare) Gaskonstante (Durth, 2000):

Formel 3-1
$$\frac{d(\ln K_G)}{dT} = \frac{\Delta H}{R_m \cdot T^2} \quad [-]$$

Aus dieser van 't Hoff'schen Regel entwickelte Arrhenius folgende Gleichung für die Temperaturabhängigkeit der Geschwindigkeitskonstanten k einer Reaktion (Durth, 2000):

Formel 3-2
$$\frac{d(\ln k)}{dT} = \frac{E_a}{R_m \cdot T^2} \quad [-]$$

Die Größe E_a ist die Aktivierungsenergie der Reaktion, sie beschreibt eine bestimmte kritische Energie, die die Moleküle besitzen müssen, bevor sie reagieren können. Durch Integration der Arrhenius'schen Differentialgleichung in bestimmten Temperaturgrenzen T_1 und T_2 ergibt sich die folgende Gleichung (Durth, 2000):

Formel 3-3
$$\ln \frac{k_2}{k_1} = \frac{E_a}{R_m} \cdot \frac{T_2 - T_1}{T_2 \cdot T_1} \quad [-]$$

Die Geschwindigkeitskonstanten k_1 und k_2 entsprechen den Temperaturen T_1 und T_2 . Der Anteil $E_a/(R_m T_1 T_2)$ kann nach Theriault (1927) in dem Abwassertemperaturbereich zwischen 5 °C und 30 °C als weitgehend konstant angenommen werden. Wird Gleichung 2-3 entlogarithmiert und der Ausdruck $\exp[E_a/(R_m T_1 T_2)]$ durch die Bezeichnung θ ersetzt, erhält man die folgende Arrhenius-Gleichung (Durth, 2000):

Formel 3-4
$$k_2 = k_1 \cdot \theta^{(T_2 - T_1)} \quad [\text{m/s}]$$

Der θ -Wert¹, der so genannte Temperaturkoeffizient oder Temperaturkorrekturkoeffizient, ist für jede Reaktion spezifisch. Ein θ -Wert von 1,072 ($=2^{(1/10)}$) entspricht z.B. einer Verdopplung der Geschwindigkeitskonstanten bei einer Temperaturerhöhung um 10 °C.

Der exponentielle Anstieg der Reaktionsgeschwindigkeit mit der Temperatur ist bei enzymatischen Reaktionen begrenzt. Ab einer für jedes Enzym typischen Temperatur nimmt die Reaktionsgeschwindigkeit wieder ab, da das Enzym in seiner Struktur verändert und schließlich irreversibel denaturiert wird. Dies führt dazu, dass seine Leistung innerhalb eines engen Temperaturintervalls auf Null geht. Die Arrhenius-Gleichung gilt somit nur bei Temperaturen, die hinreichend weit unterhalb des optimalen Temperaturbereichs liegen (Hartmann, 1992).

¹ Anmerkung: Der θ -Wert wird in der Literatur zum einen als Temperaturkoeffizient (oder Temperaturfaktor) bezeichnet, zum anderen aber auch als Temperaturkorrekturkoeffizient (oder Temperaturkorrekturfaktor). Er findet Anwendung bei der Berücksichtigung des Temperatureinflusses und auch bei der Umrechnung bzw. bei der Normierung auf Standardbedingungen. In der Literatur wird diese Begrifflichkeit nicht klar getrennt.

Die Elimination von Substraten durch Bakterien besteht aus einer Folge von enzymatischen Einzelreaktionen. In der Abwasserreinigung werden aber keine einzelnen enzymatischen Reaktionen beobachtet, sondern Abbausysteme durch messbare Ersatzparameter beschrieben. Bakterien verwerten ihre Substrate mit dem Ziel der Vermehrung. Zur Beschreibung des Wachstums der Bakterien wird der Trockensubstanzgehalt herangezogen. In mikrobiellen Systemen steigt die Wachstumsgeschwindigkeit mit der Substratkonzentration. Diese Beziehung wird nach Monod nach der folgenden Gleichung beschrieben (Durth, 2000):

Formel 3-5
$$\mu = \mu_{max} \cdot \frac{c}{K_s + c} \quad [1/d]$$

Die Monod-Gleichung enthält die maximale Wachstumsgeschwindigkeit μ_{max} [1/d] und die Halbwerts- bzw. Sättigungskonstante K_s [mg/L]. Die Temperaturabhängigkeit der maximalen Wachstumsgeschwindigkeit wird über nachstehende Gleichung beschrieben. T bezeichnet die aktuelle Temperatur, T_B die Bezugstemperatur und $\mu_{max}(T_B)$ die maximale Wachstumsgeschwindigkeit bei dieser Bezugstemperatur (nach Durth, 2000):

Formel 3-6
$$\mu_{max}(T) = \mu_{max}(T_B) \cdot \theta^{(T-T_B)} \quad [1/d]$$

Die Nitrifikanten (Nitrosomonas und Nitrobacter) sind temperaturempfindlicher als die heterotrophen Bakterien. Aus Messungen von Knowles et al. (1965) an Reinkulturen von Nitrosomonas in Flusswasser ergibt sich eine maximale Wachstumsrate von 0,47 [1/d] bei 15 °C und ein Temperaturkoeffizient von 1,103. Für Nitrobacter ergibt sich aus diesen Messungen eine maximale Wachstumsrate von 0,79 [1/d] bei 15 °C und ein Temperaturkoeffizient von 1,071, d.h. diese Mikroorganismen wachsen schneller und sind weniger temperaturempfindlich. Erst oberhalb von 30 °C wird die Wachstumsgeschwindigkeit von Nitrosomonas größer (ATV, 1997, Bever et al., 2002). Im abwasserrelevanten Temperaturbereich von 5 °C - 30 °C ist daher das Verhalten von Nitrosomonas maßgebend für die Nitrifikation (Durth, 2000).

3.3 Einfluss der Wassertemperatur auf den Sauerstoffverbrauch

Die exponentielle Abhängigkeit der Wachstums- und Reaktionskinetik von der Wassertemperatur fließt auch in die Bemessung von Abwasserbehandlungsanlagen ein. Die Grundlage für die Bemessung von Belebungsanlagen stellt das aerobe Schlammalter ($t_{TS,A}$) dar. Es ist definiert als das Gesamtschlammalter t_{TS} , reduziert um das Verhältnis des unbelüfteten Teils des Belebungsbeckenvolumens (Denitrifikationszone, V_D) zum Gesamtvolumen des Belebungsbeckens V . Nachdem das er-

forderliche Schlammalter feststeht, wird die Überschussschlammproduktion berechnet. Daraus ergibt sich mit dem Trockensubstanzgehalt das Nitrifikationsvolumen (Böhnke et al., 1991).

Der Temperatureinfluss geht an unterschiedlichen Stellen in die Bemessung ein. Da das Wachstum der Nitrifikanten temperaturempfindlicher ist, als das der heterotrophen Bakterien, liegt hier der Haupteinfluss der Wassertemperatur. Von wesentlicher Bedeutung ist ein ausreichend hohes Schlammalter und somit das Zurückhalten der Nitrifikanten im System. Die meisten Bemessungsansätze gehen davon aus, dass bei Anwesenheit von Nitrifikanten ausreichend nitrifiziert wird. Es wird angenommen, dass bei, auf Nitrifikation ausgelegten Anlagen, der Abbau von Kohlenstoffverbindungen fast vollständig erfolgt, da die heterotrophen Bakterien deutlich weniger temperaturempfindlich sind. Allerdings gilt die Überschussschlammproduktion der Kohlenstoff abbauenden Bakterien als entscheidend für die Nitrifikation, da diese das Schlammalter bestimmt. Der hauptsächliche Einfluss der Wassertemperatur bei der Bemessung von Belebungsanlagen liegt folglich bei dem Überschussschlammfall und bei dem Mindestschlammalter für die Nitrifikation (Bever et al., 2002; Durth, 2000).

Das Wachstum der Nitrifikanten wird bei 15 °C mit $\mu_{\max} = 0,47$ 1/d angegeben (Abschnitt 2.2.3). Damit die Nitrifikanten nicht ausgeschwemmt werden, muss das Schlammalter größer sein als die reziproke Wachstumsrate. Bei 15 °C würde folglich ein minimales Schlammalter von $1/0,47 = 2,13$ d ausreichen, um die Nitrifikanten im Belebtschlamm zu halten (Kayser, 1983). Da die maximale Wachstumsrate in der Praxis nicht erreicht wird, ist im ATV-Arbeitsblatt A 131 (2000) zur Berechnung des Schlammalters ein Sicherheitsfaktor von 1,6 eingebaut, mit dem Schwankungen der maximalen Wachstumsrate und Schwankungen des Ammoniumzulaufs berücksichtigt werden. Zusätzlich wird je nach Anlagengröße ein Erfahrungswert als weiterer Sicherheitsfaktor (SF) zwischen 1,45 bei großen Anlagen und 1,8 bei kleinen Anlagen angesetzt. Das aerobe Mindestschlammalter für Anlagen mit Nitrifikation berechnet sich somit nach folgender Gleichung (ATV A 131, 2000):

$$\text{Formel 3-7} \quad t_{TS,aerob} = SF \cdot \frac{1,6}{\mu_{\max} \cdot 1,103^{(T-15)}} = SF \cdot 3,4 \cdot 1,103^{(15-T)} \quad [\text{d}]$$

Der Temperaturfaktor von $1,103^{(15-T)}$ beschreibt den Anstieg der Wachstumsrate der Nitrifikanten bei einer Temperaturerhöhung pro °C um 10,3%.

Durth (2000) beschreibt in einem Bemessungsbeispiel die Temperaturabhängigkeit des Gesamtschlammalters wie folgt: Die prozentuale Zunahme des Schlammalters bei sinkender Temperatur beträgt bei Anlagen mit Nitrifikation und bei Anlagen mit Nitrifikation und Denitrifikation rund 10% pro °C. In die Berechnung des Beckenvolumens fließt neben dem Gesamtschlammalter die Überschussschlammproduktion mit ein, die mit zunehmender Temperatur abnimmt. Da die Temperaturabhängigkeit der Überschussschlammkonzentration im Vergleich zur Temperaturabhängigkeit

des Schlammalters gering ist, steigt das erforderliche Beckenvolumen, ähnlich wie das erforderliche Schlammalter mit sinkender Temperatur um 10% pro °C.

Der gesamte Sauerstoffverbrauch setzt sich aus dem Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffelimination, dem Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation und der Einsparung aus der Denitrifikation zusammen. Sauerstoff muss zur Aufrechterhaltung des aeroben Systems ständig eingetragen werden. Eine Sauerstoffkonzentration von 0,5 bis 2 mg/L ist je nach Reinigungsziel ausreichend, um für die Bakterien aerobe Bedingungen zu garantieren (Bever et al., 2002; Hartmann, 1992).

Nachstehend wird der in Deutschland bekannte Berechnungsansatz zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs nach dem ATV-Arbeitsblatt A 131 vorgestellt und hinsichtlich des Temperatureinflusses betrachtet.

3.3.1 Sauerstoffverbrauch infolge Kohlenstoffabbau

Die Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs nach DWA kann sowohl auf Basis des BSB₅ als auch auf Basis des CSB durchgeführt werden. Da beide Berechnungsansätze den gleichen Temperaturfaktor aufweisen, wird hier nur auf den Ansatz auf Basis des BSB₅ eingegangen.

Der spezifische Sauerstoffverbrauch (OV_C) der Mikroorganismen zum Abbau der Kohlenstoffverbindungen setzt sich aus der Substratatmung ($d \cdot \eta B_R$) und der endogenen Atmung ($e \cdot TS_{BB}$) zusammen. In nachstehender Gleichung wird die allgemeine Form der Kohlenstoffatmung dargestellt (ATV, 1997). Der Beiwert d beschreibt den Anteil des BSB-Aufbaues, der direkt oxidiert und zur Energieversorgung beim Zellaufbau verwendet wird. Der Beiwert e entspricht dem Absolutwert der endogenen Atmung in kg Sauerstoff pro kg Schlammrockensubstanz und Tag.

$$\text{Formel 3-8} \quad OV_C = d \cdot \eta B_R + e \cdot TS_{BB} \quad [\text{kg}/(\text{kg} \cdot \text{d})]$$

Die endogene Atmung ($e \cdot TS_{BB}$) steht in direkter Abhängigkeit zu der Schlammrockensubstanz des belebten Schlammes. Die empirisch ermittelten Beiwerte d und e werden bei einer BSB₅-Schlammbelastung von 0,5 bis 2 (kg/(kg·d)) mit $d = 0,5$ und $e = 0,1$ angegeben (ATV, 1997). Nach Sawyer (1939) beträgt der Sauerstoffverbrauch für die endogene Atmung für ein bestimmtes Abwasser bei 15 °C 0,08 kg/(kg·d), bei 20 °C 0,12 kg/(kg·d) und bei 25 °C 0,17 kg/(kg·d).

Je geringer die Schlammbelastung wird, desto größer ist der Anteil der endogenen Atmung ($e \cdot TS_{BB}$) am gesamten Sauerstoffverbrauch. Die im belebten Schlamm vorhandene aktive Biomasse bestimmt die Größe der endogenen Atmung. Der aktive Anteil ($x \cdot TS_{BB}$) des belebten Schlammes ist abhängig von der Schlammbelastung B_{TS} , vom Verhältnis der ungelösten Stoffe zum BSB₅ des

Zulaufs (TS_0 / BSB_5) und einem Temperaturfaktor. Nach v. d. Emde (1979) beträgt die spezifische endogene Atmung der aktiven Biomasse für eine mittlere Temperatur von 15 °C 10 g/(kg·h) bzw. 0,24 kg/(kg·d) (ATV, 1997). Wird dies berücksichtigt, ergibt sich (ATV, 1997):

$$\text{Formel 3-9} \quad OV_C = d \cdot \eta B_R + e \cdot x \cdot TS_{BB} \cdot f_T \quad [\text{kg}/(\text{kg} \cdot \text{d})]$$

Unter dem biologisch aktiven Anteil des belebten Schlammes ($x \cdot TS_{BB}$) ist die bei der biologischen Reinigung gebildete Biomasse zu verstehen. Bei einer mittleren Abwassertemperatur von 15 °C wird angenommen, dass die aktive Biomasse täglich um 8% durch Autolyse (Selbstverzehrung des belebten Schlammes durch Zellabbau) vermindert wird. Mit dem Faktor $k_{D,H}$ als Autolysekoeffizient der heterotrophen Bakterien lässt sich dies mathematisch in der folgenden Gleichung 3-4 beschreiben (nach ATV, 1997):

$$\text{Formel 3-10} \quad k_{D,H} = 0,08 \cdot x \cdot f_T \quad [-]$$

Der Temperatureinfluss wird hierbei durch den Temperaturfaktor f_T erfasst. Dieser berücksichtigt einen etwa doppelt so schnellen Ablauf der biologischen Vorgänge bei einer Temperaturerhöhung um 10 °C und berechnet sich über die folgende Gleichung (ATV, 1997):

$$\text{Formel 3-11} \quad f_T = 1,072^{(T-15)} \quad [-]$$

Bei einer Abwassertemperatur von 15 °C nimmt der Temperaturfaktor den Wert $f_T = 1$ an, bei 5 °C $f_T = 0,5$ und bei 25 °C $f_T = 2,0$.

Dieser Temperatureinfluss geht auch in die von der DWA empfohlene nachstehende Formel zur Berechnung des Sauerstoffverbrauchs infolge Kohlenstoffelimination (ATV A 131, 2000):

$$\text{Formel 3-12} \quad OV_{dC} = B_{d,BSB} \cdot \left(0,56 + \frac{0,15 \cdot t_{TS} \cdot F_T}{1 + 0,17 \cdot t_{TS} \cdot F_T} \right) [\text{kg O}_2/\text{d}]$$

3.3.2 Sauerstoffverbrauch infolge Stickstoffelimination

Neben dem Sauerstoffverbrauch für den Kohlenstoffabbau ist auch der Sauerstoffverbrauch für die Stickstoffelimination von wesentlicher Bedeutung. Für die Nitrifikation ergibt sich rein stöchiometrisch ein Sauerstoffbedarf von 4,6 kg O₂ pro kg zu Nitrat umgesetztes Ammonium. Da auch für den Zellaufbau der Nitrifikanten Ammonium verbraucht wird, ist der tatsächliche Sauerstoffverbrauch etwas geringer (4,3 kg O₂/kg NH₄-N). Der Sauerstoffverbrauch für die Nitrifikation nach ATV (1997) berechnet sich nachstehende Formel. $N_{\text{ÜS}}$ steht für den in die Bakterienmasse eingebauten Stickstoff und kann mit 0,04 bis 0,05 · BSB₅ angenommen werden. Der Gehalt an organischem Stickstoff im Ablauf liegt in kommunalen Kläranlagen bei $\text{org.N}_e = 2 \text{ mg/L}$ (ATV, 1997).

$$\text{Formel 3-13} \quad OV_{R(N)} = q_R \cdot 4,6 \cdot (TKN_0 - N_{\text{ÜS}} - \text{org.}N_e) \quad [\text{kg O}_2/\text{d}]$$

Bei der Denitrifikation wird ein Teil des für den Kohlenstoffabbau erforderlichen Sauerstoffs durch das Nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}_D$) gedeckt. Stöchiometrisch werden 2,9 g O_2 je g $\text{NO}_3\text{-N}_D$ gespart. Die Sauerstoffeinsparung, d.h. der negative Sauerstoffbedarf, berechnet sich über die folgende Gleichung (ATV, 1997):

$$\text{Formel 3-14} \quad OV_D = -q_R \cdot 2,9 \cdot \text{NO}_3 - N_D \quad [\text{kg O}_2/\text{d}]$$

Nach dem ATV-Arbeitsblatt A 131 (2000) wird der Sauerstoffverbrauch für die Nitrifikation mit 4,3 kg O_2 pro kg oxidierten Stickstoff angenommen. (ATV A 131, 2000):

$$\text{Formel 3-15} \quad OV_{d,N} = Q_d \cdot 4,3 \cdot \frac{S_{\text{NO}_3,D} - S_{\text{NO}_3,ZB} - S_{\text{NO}_3,AN}}{1000} \quad [\text{kg O}_2/\text{d}]$$

Bei der Sauerstoffeinsparung durch die Denitrifikation werden für den Kohlenstoffabbau 2,9 kg O_2 pro kg denitrifiziertem Stickstoff angenommen (ATV A 131, 2000):

$$\text{Formel 3-16} \quad OV_{d,D} = Q_d \cdot 2,9 \cdot \frac{S_{\text{NO}_3,D}}{1000} \quad [\text{kg O}_2/\text{d}]$$

3.3.3 Gesamtsauerstoffverbrauch

Mit den dargestellten täglichen Sauerstoffverbrauchswerten für den Kohlenstoffabbau, die Nitrifikation und die Denitrifikation berechnet sich der Sauerstoffverbrauch für die Tagesspitze über nachstehende Gleichung (ATV A 131, 2000):

$$\text{Formel 3-17} \quad OV_h = \frac{f_C \cdot (OV_{d,C} - OV_{d,D}) + f_N \cdot OV_{d,N}}{24} \quad [\text{kg O}_2/\text{h}]$$

Der Stoßfaktor f_C beschreibt das Verhältnis des Sauerstoffverbrauches für Kohlenstoffelimination in der Spitzenstunde zum durchschnittlichen Sauerstoffverbrauch. Der Stoßfaktor f_N ist gleich dem Verhältnis der TKN-Fracht in der 2-h-Spitze zur 24-h-Durchschnittsfracht. Da die Sauerstoffverbrauchsspitze für die Nitrifikation in der Regel vor der Sauerstoffverbrauchsspitze für die Kohlenstoffelimination auftritt, sind zwei Rechengänge durchzuführen, zum einen mit $f_C = 1$ und dem ermittelten (bzw. angenommenen) f_N -Wert und zum anderen mit $f_N = 1$ und dem ermittelten (bzw. angenommenen) f_C -Wert. Der höhere Wert für OV_h der beiden Rechengänge ist maßgebend (ATV A 131, 2000).

3.4 Einfluss der Wassertemperatur auf den Sauerstoffübergang und die Sauerstoffzufuhr

Die Sauerstoffzufuhr muss den Sauerstoffverbrauch des Belebtschlamm abdecken, der sich aus dem Bedarf zur Oxidation von Kohlenstoffverbindungen und zur Oxidation von Ammoniumstickstoff zusammensetzt. Des Weiteren ist eine ausreichende Sauerstoffkonzentration im Abwasser sicherzustellen, um vor allem den Nitrifikanten optimale Bedingungen zum Abbau von Stickstoffverbindungen zu gewährleisten. Nach dem ATV-Arbeitsblatt A 131 (2000) wird im Belebungsbecken eine Sauerstoffkonzentration von 2 mg/L als ausreichend angesehen.

Der Stoffübergang des gasförmigen Sauerstoffs erfolgt durch den Stofftransport aus der Gasphase in die Flüssigphase bis zur Belebtschlammflocke und in die Bakterie. Die theoretischen Grundlagen zum Stoffübergang und zur Sauerstoffzufuhr werden in den folgenden Abschnitten, vor allem unter dem Einfluss der Wassertemperatur, diskutiert.

3.4.1 Einfluss der Wassertemperatur auf den Sauerstoffübergang

Zur Gliederung des Stofftransports von Sauerstoff aus der Gasphase in die Flüssigphase fasst Krause (2005) verschiedene Modellvorstellungen (Frey, 1989; Nestmann, 1984; Reuß, 1977) in die folgenden Abschnitte zusammen:

- Transport der Sauerstoffmoleküle aus der Luft an die gasseitige Phasengrenzschicht
- Diffusion durch die gasseitige Phasengrenzschicht
- Übergang aus der gasförmigen in die flüssige Phase
- Diffusion durch die flüssigkeitsseitige Phasengrenzschicht
- Transport (turbulent) der Sauerstoffmoleküle und damit verbundener Konzentrationsausgleich im Becken
- Transport (turbulent) der Sauerstoffmoleküle zum Bakterium
- Diffusion durch die Bakterienwand
- Diffusion in das Innere der Bakterie

Schematisch ist diese Unterteilung in der folgenden Abbildung 3-1 dargestellt.

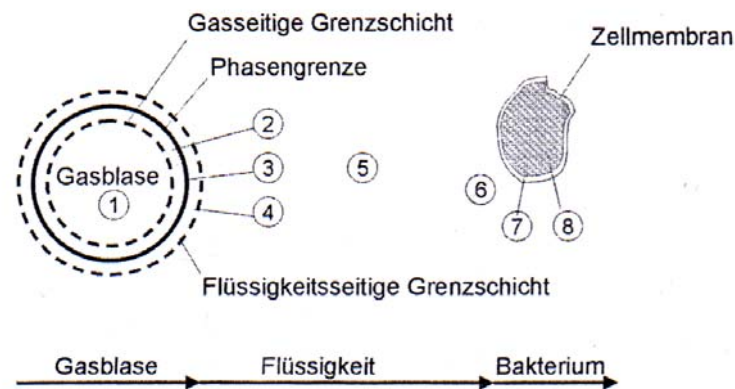


Abbildung 3-1: Schematische Darstellung des Sauerstoffübergangs (Krause, 2005)

Die Transportvorgänge lassen sich in Konvektion und Diffusion unterscheiden. Unter Konvektion ist der Teilchentransport infolge der Durchmischung des Belebungsbeckens zu verstehen. Die Diffusion beschreibt die Verteilungsvorgänge von Atomen, Ionen oder Molekülen in festen, flüssigen oder gasförmigen Phasen infolge von Konzentrationsunterschieden. Ein Konzentrationsgefälle ist Voraussetzung für den Stofftransport durch Diffusion. Bei dem Vorgang der Sauerstoffzufuhr wird das Konzentrationsgefälle zwischen dem Sauerstoff in der Gasphase und dem Sauerstoff in der flüssigen Phase beschrieben. Wird Sauerstoff in Wasser gelöst, bewegen sich die Gasmoleküle solange aus der Gasphase in die flüssige Phase, bis sich ein Gleichgewicht zwischen den beiden Phasen einstellt (Krause, 2005).

Dieses Gleichgewicht wird als Sättigungskonzentration des Gases in der Flüssigkeit bezeichnet. Je höher die Gaskonzentration in der Gasphase ist, umso größer ist auch die Sättigungskonzentration des Gases in der flüssigen Phase. Die folgende lineare Beziehung stellt diesen Zusammenhang dar (Wagner, 1991):

$$\text{Formel 3-18} \quad c_S = k \cdot c_G \quad [\text{mg/L}]$$

Die Größe c_S stellt die Sättigungskonzentration des Gases in der flüssigen Phase, c_G die Sättigungskonzentration des Gases in der Gasphase und k den Verteilungskoeffizienten dar. Der Verteilungskoeffizient ist abhängig von der Art des Gases, der Zusammensetzung der flüssigen Phase und der Wassertemperatur. Die Löslichkeit von Gasen in Wasser nimmt mit steigender Temperatur ab. Für die Sauerstoffkonzentration von luftgesättigtem Wasser im Gleichgewicht mit wasserdampfgesättigter Luft bei einem Atmosphärendruck von 1.013,25 hPa sind die Werte in Abhängigkeit der Wassertemperatur in DIN 38408 (1987) tabelliert. Neben den tabellierten Werten besteht die Möglichkeit, die Sauerstoffsättigungskonzentration in Abhängigkeit der Wassertemperatur über empirische Formeln zu berechnen. In Wagner (1991) werden die folgenden zwei Gleichungen vorgeschlagen:

$$\text{Formel 3-19} \quad C_S = 14,652 - 0,41022 \cdot T + 0,7991 \cdot 10^{-2} \cdot T^2 - 0,7774 \cdot 10^{-4} \cdot T^3 \quad [\text{g/m}^3]$$

$$\text{Formel 3-20} \quad C_S = \frac{2.234,34}{(T + 45,93)^{1,31403}} \quad [\text{g/m}^3]$$

Die vorstehenden Gleichungen beziehen sich auf einen Luftdruck von 1.013,25 hPa. Nach dem Gesetz von Henry ist die Löslichkeit von dem Partialdruck des Gases über der Flüssigkeit abhängig. Neben der Temperatur und dem Druck wird die Löslichkeit von Gasen in Wasser auch von den Wasserinhaltsstoffen, wie z.B. Salzen, beeinflusst. Bei gleicher Temperatur und gleichem Druck sinkt die Sauerstoffsättigungskonzentration mit steigender Salzkonzentration. Wagner (1991) berichtet allerdings, dass bei Sauerstoffzufuhrversuchen, bezogen auf die Sauerstoffsättigungskonzentration, der Einfluss der Salzkonzentration gering ist und vernachlässigt werden kann.

Dellweg (1987) gibt die Diffusion als den Geschwindigkeit bestimmenden Vorgang bei dem Stoffübergang an. Der Stofftransport infolge Diffusion kann mathematisch über das 1. Fick'sche Gesetz beschrieben werden (nach Baehr, Stephan, 2006):

$$\text{Formel 3-21} \quad J = -D_m \cdot \frac{dc}{dx} \quad [\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})]$$

D_m steht für den molekularen Diffusionskoeffizienten, der der Zahl an Mol entspricht, die bei einem Konzentrationsgefälle von 1 Mol/m³ je Meter einen Querschnitt von 1 m² in einer Sekunde passieren. Der Parameter x beschreibt die Diffusionslänge. Das Minuszeichen zeigt an, dass die Richtung der Diffusion entgegengesetzt dem positiven Konzentrationsgradienten verläuft. Der molekulare Diffusionskoeffizient stellt eine Konstante dar, die hauptsächlich von den Eigenschaften der Teilchen (Größe) und der flüssigen Phase (Viskosität) bestimmt wird.

In einem voll durchmischten Becken ist die Konzentration an jeder Stelle des Beckens gleich und der Vorgang der Diffusion findet nur an der Phasengrenze Luft/Wasser statt. Der Massestrom J kann für diesen Fall in Abhängigkeit der gemessenen Konzentrationsdifferenz und eines empirisch ermittelten Stoffdurchgangskoeffizienten K_L nach der folgenden Reaktion erster Ordnung beschrieben werden (Mueller et al., 2002):

$$\text{Formel 3-22} \quad J = K_L \cdot (c_s - c) \quad [\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})]$$

Der Parameter K_L stellt hier nicht den flüssigkeitsseitigen, sondern den gesamten Stoffdurchgangskoeffizienten dar, der aus dem gasseitigen und dem flüssigkeitsseitigen Stoffaustauschkoeffizienten (k_G und k_L) berechnet werden kann (Wagner, 1991):

$$\text{Formel 3-23} \quad \frac{1}{K_L} = \frac{1}{k_L} + \frac{k}{k_G} \quad [\text{s}/\text{m}]$$

Die partiellen Stoffaustauschkoeffizienten sind proportional zur Quadratwurzel der molekularen Diffusionskoeffizienten der jeweiligen Phase. Die Diffusionskoeffizienten von Gasen in Luft liegen

im Bereich von 10^{-5} m²/s und im Wasser im Bereich von 10^{-9} m²/s. Damit beträgt das Verhältnis der gas- und flüssigkeitsseitigen Austauschkoeffizienten $k_G/k_L = \sqrt{D_G/D_L} = \sqrt{10^4} = 100$. Folglich ist der Anteil des gaseitigen Stoffaustauschkoeffizienten k/k_G um ein vielfaches kleiner als der Anteil des flüssigkeitsseitigen $1/k_L$ und kann vernachlässigt werden. Der gesamte Stoffaustauschkoeffizient entspricht somit dem flüssigkeitsseitigen Stoffaustauschkoeffizienten ($K_L = k_L$) (Wagner, 1991).

Die Vorstellungen über die Vorgänge beim Stoffübergang von der gasförmigen in die flüssige Phase werden in verschiedenen Modelltheorien zusammengefasst. Als Basismodelle gelten die Zwei-Film-Theorie von Lewis und Whitman (1924), die Penetrationstheorie von Higbie (1935) und die Grenzflächenerneuerungstheorie von Danckwerts (1951). Auf Basis dieser Modellvorstellungen wurde eine Reihe von Modellen entwickelt, die davon ausgehen, dass der Sauerstoffeintrag in unmittelbarer Nähe der Grenzfläche ein Diffusionsprozess ist.

Bei der Zwei-Film-Theorie von Lewis und Whitman (1924) existiert an der Phasengrenze ein ruhender Grenzschichtfilm der Dicke δ_L . Beide Phasen werden als turbulent und ideal durchmischt betrachtet. Innerhalb der laminaren Grenzschicht fällt die Konzentration des gelösten Gases durch molekulare Diffusion von der Sättigungskonzentration an der Phasengrenze auf die Konzentration im Kern der Flüssigkeit linear ab. Lewis und Whitman (1924) geben den linearen Verlauf des k_L -Wertes innerhalb eines Temperaturbereichs von 0 °C - 35 °C an. Die lineare Abnahme der Konzentration in der Grenzschicht ist eine Vereinfachung, welche die Berechnung nach dem folgenden Verhältnis ermöglicht (nach Lang, 1993):

$$\text{Formel 3-24} \quad k_L \sim \frac{D_m}{\delta_L} \quad [\text{m/s}]$$

Die Penetrationstheorie von Higbie (1935) geht von der Vorstellung aus, dass aus dem Kern der Flüssigkeit einzelne Flüssigkeitselemente durch Turbulenz an die Phasengrenzflächen gelangen. Dort nehmen diese durch instationäre, molekulare Diffusion innerhalb einer Verweilzeit t_k eine bestimmte Menge Gas auf und verschwinden wieder im Kern der Flüssigkeit. Nach der folgenden Gleichung kann der flüssigkeitsseitige Stoffaustauschkoeffizient berechnet werden (nach Lang, 1993):

$$\text{Formel 3-25} \quad k_L = 2 \cdot \sqrt{\frac{D_m}{\pi \cdot t_k}} \quad [\text{m/s}]$$

Die Versuche von Higbie (1935) wurden in einem Temperaturbereich von 10 °C - 25 °C durchgeführt.

Nach der Grenzflächenerneuerungstheorie von Danckwerts (1951) werden die Flüssigkeitselemente an der Grenzfläche durch turbulente Wirbel in wahlloser Reihenfolge erneuert. Die Flüssigkeitsele-

mente besitzen dabei unterschiedliche Kontaktzeiten an der Grenzschicht, was in einer Altersverteilung über die Grenzflächenerneuerungsrate r zum Ausdruck gebracht wird. Mathematisch wird das Grenzflächenerneuerungsmodell von Danckwerts (1951) über die nachfolgende Gleichung beschrieben (nach Lang, 1993):

$$\text{Formel 3-26} \quad k_L = \sqrt{D_m \cdot r} \quad [\text{m/s}]$$

Die Grenzflächenerneuerungsrate r ist definiert als das Verhältnis von erneuerter Fläche pro Zeiteinheit zur gesamten Phasengrenzfläche in $[1/\text{s}]$.

Wagner (1991) beschreibt den Parameter t_k der Penetrationstheorie von Higbie (1935) für gewisse Anwendungen als berechenbar. So ergibt sich bei der Druckluftbelüftung für den t_k -Wert das Verhältnis des mittleren (volumenäquivalenten) Luftblasendurchmessers $d_{B,e}$ und der Schlupfgeschwindigkeit (Blasengeschwindigkeit relativ zur Wassergeschwindigkeit) der Luftblasen im Wasser v_s . Der Stoffaustauschkoeffizient k_L berechnet sich danach über folgende Gleichung für Luftblasendurchmesser größer 2 mm (Wagner, 1991):

$$\text{Formel 3-27} \quad k_L = 2 \cdot \sqrt{\frac{D_m \cdot v_s}{\pi \cdot d_{B,e}}} \quad [\text{m/s}]$$

Nach allen drei grundlegenden Modelltheorien zur Beschreibung des Stoffübergangs steht der Stoffübergangskoeffizient k_L in Abhängigkeit zum Diffusionskoeffizienten. Als Haupteinflussgrößen auf den Diffusionskoeffizienten gelten die Wasserinhaltsstoffe und die Wassertemperatur. Der Einfluss der Wassertemperatur kann über die Stokes-Einstein-Beziehung verdeutlicht werden (Wagner, 1991):

$$\text{Formel 3-28} \quad \frac{D_m \cdot \eta}{T} = \text{const.}$$

Die dynamische Viskosität η wird mit steigender Wassertemperatur geringer und folglich steigt aus dem Zusammenhang der molekulare Diffusionskoeffizient mit zunehmender Wassertemperatur an. Dementsprechend vergrößert sich der Stoffaustauschkoeffizient mit steigender Temperatur (Wagner, 1991).

Dieser Zusammenhang ergibt sich auch aus der in nachstehender Gleichung beschriebenen Beziehung nach Wilke & Chang (1955) für die Komponenten Wasser als Lösungsmittel und Sauerstoff als gelöster Stoff (Mueller et al., 2002):

$$\text{Formel 3-29} \quad D = \frac{6,85 \cdot 10^{-12} \cdot T}{\eta} \quad [\text{m}^2/\text{s}]$$

Die Viskosität η in [g/m s] und die Temperatur in [K] einzusetzen. Die Viskosität des Wassers nimmt mit steigender Wassertemperatur ab, demzufolge wird der Diffusionskoeffizient mit zunehmender Temperatur größer. Dies ist in der folgenden Abbildung 3-2 dargestellt.

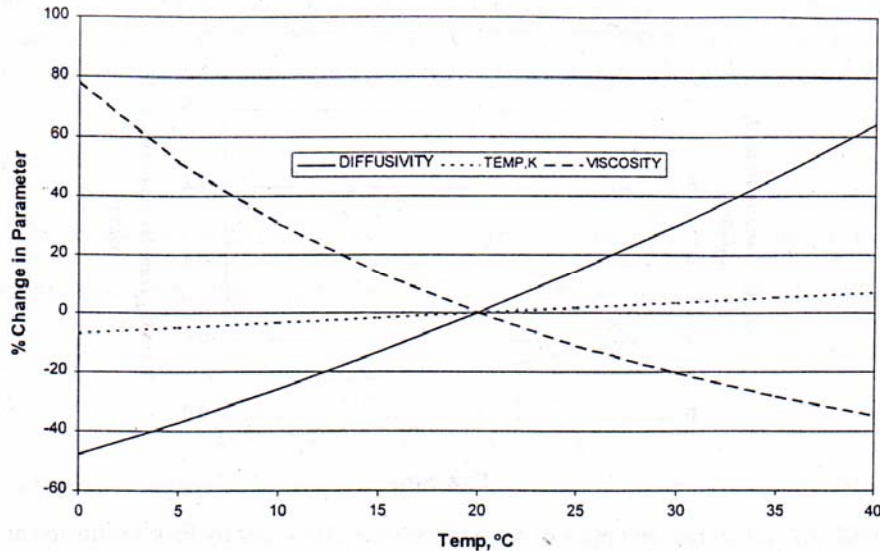


Abbildung 3-2: Zusammenhang des Diffusionskoeffizienten, der Viskosität und der Temperatur nach der Wilke-Chang Gleichung (Mueller et al., 2002)

Es ist ersichtlich, dass der Diffusionskoeffizient D pro °C Temperaturerhöhung um ca. 1% - 3% ansteigt. Dies entspricht den Angaben von Lide (1994), der für die meisten Ionen in wässriger Lösung eine Erhöhung des Diffusionskoeffizienten pro °C von 2% - 3% angibt.

Der Diffusionskoeffizient lässt sich nach der Wilke-Chang-Gleichung (Gleichung 2-26) über die dynamische Viskosität η und die Wassertemperatur berechnen. Die Viskosität kann für Wasser in Abhängigkeit der Temperatur mittels der folgenden Gleichung ermittelt werden (Bohl, 1998):

$$\text{Formel 3-30} \quad \eta = \frac{1795 \cdot 10^{-6}}{1 + 0,036 \cdot T + 0,000185 \cdot T^2} \quad [\text{Pa}\cdot\text{s}]$$

Die Diffusion ist ein Vorgang, der weder beschleunigt noch verlangsamt werden kann. Es besteht aber die Möglichkeit, die Bedingungen, die die Diffusion beeinflussen, durch technische Maßnahmen zu verändern. So kann z.B. durch hohe Turbulenz im Belüftungsbecken eine Verbesserung des Stoffübergangs durch Schaffung neuer Grenzflächen erzielt werden (Wagner, 1991).

3.4.2 Einfluss der Wassertemperatur auf die Sauerstoffzufuhr

Die Berechnung der Sauerstoffzufuhr, die die Änderung der Sauerstoffkonzentration in einem voll durchmischten Becken beschreibt, wird Formel 3-1 um das Verhältnis von Phasengrenzfläche A zu

Wasservolumen V ergänzt. Das Verhältnis A/V wird als spezifische Phasengrenze a bezeichnet. Folglich erweitert sich die Gleichung zu der nachstehenden (nach Mueller et al., 2002):

$$\text{Formel 3-31} \quad J \cdot \frac{A}{V} = \frac{dc}{dt} = k_L \cdot a \cdot (C_s - C) \quad [\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})]$$

Aus dieser Formel lässt sich das proportionale Verhältnis zwischen der Konzentrationserhöhung des Sauerstoffs und dem Sättigungsdefizit ($C_s - C$) erkennen. Der zugehörige Proportionalitätsfaktor, das Produkt $k_L a$, wird als Belüftungskoeffizient bezeichnet. Bei der Belüftung von Abwasser können die beiden Parameter k_L und a nicht voneinander getrennt ermittelt werden. Durch das Zusammenlegen der beiden Faktoren zu einem Koeffizienten $k_L a$ erhält man einen messbaren Wert (Wagner, 1991):

$$\text{Formel 3-32} \quad k_L a = k_L \cdot a = k_L \cdot \frac{A}{V} \quad [1/\text{h}]$$

In dem einen Parameter Belüftungskoeffizient sind alle Einflüsse auf den Stoffaustausch zusammengefasst. Die Sauerstoffzufuhr wird über den Belüftungskoeffizienten $k_L a$ und die Sättigungskonzentration C_s von Sauerstoff in Wasser bemessen. Nach dem DWA-Merkblatt M 209 (2007) berechnet sich die Sauerstoffzufuhr (SOTR) über folgende Gleichung (DWA M 209, 2007):

$$\text{Formel 3-33} \quad \text{SOTR} = \frac{V \cdot k_L a_{20} \cdot C_{s,20}}{1000} \quad [\text{kg}/\text{h}]$$

Die Standard-Sauerstoffzufuhr (Standard Oxygen Transfer Rate) in Reinwasser in $[\text{kg}/\text{h}]$ ist definiert als die Masse an Sauerstoff, die von einer Belüftungseinrichtung bei einem Sauerstoffgehalt von $C = 0 \text{ mg}/\text{L}$, einer Wassertemperatur von $T = 20 \text{ }^\circ\text{C}$ und einem atmosphärischem Druck von $P = 1.013,25 \text{ hPa}$ in einer Stunde in ein mit Reinwasser gefüllten Becken mit dem Volumen $V \text{ [m}^3\text{]}$ gelöst wird (DWA M 209; 2007).

Der Belüftungskoeffizient $k_L a_T$ und die Sättigungskonzentration $C_{s,T}$ sind von der Wassertemperatur abhängig. Die Standard-Sauerstoffsättigungswerte $C_{s,St,T}$ sind bei einem Luftdruck von $1.013,25 \text{ hPa}$ in Abhängigkeit der Wassertemperatur in (DIN EN 12255-15, 2004) tabelliert. Der Sauerstoffsättigungswert $C_{s,20}$ kann unter Berücksichtigung des aktuellen atmosphärischen Drucks nach folgender Formel auf die Standardbedingungen ($T = 20 \text{ }^\circ\text{C}$, $p_{st} = 1.013,25 \text{ hPa}$) umgerechnet werden (DWA M 209; 2007):

$$\text{Formel 3-34} \quad C_{s,20} = C_{s,p^*,T} \cdot \frac{C_{s,St,20}}{C_{s,St,T}} \cdot \frac{1013}{p^*} \quad [\text{mg}/\text{L}]$$

Bei Oberflächenbelüftungssystemen kann näherungsweise mit dem Standard-Sättigungswert gerechnet werden ($C_{s,20} = C_{s,St,20}$). Bei einer Druckbelüftung kann zusätzlich noch der hydrostatische

Druck berücksichtigt werden. Dazu wird der Druck bei halber Einblastiefe verwendet und zur Berechnung herangezogen.

Der temperaturabhängige Belüftungskoeffizient $k_L a_T$ wird zur Berechnung der Sauerstoffzufuhr über die folgende Gleichung auf die Standardtemperatur von 20 °C normiert (DWA M 209; 2007):

$$\text{Formel 3-35} \quad k_L a_{20} = k_L a_T \cdot 1,024^{(20-T)} \quad [1/h]$$

Die Normierung auf die Standardtemperatur erfolgt über die Arrhenius-Gleichung mit einem Temperaturkorrekturfaktor von $\theta = 1,024$. Dieser Temperaturkorrekturfaktor wird nachstehend vertieft diskutiert. Der Belüftungskoeffizient gilt als Kennwert für die in einem bestimmten Becken auf eine bestimmte Leistung eingestellte Belüftungseinrichtung. Er wird aus dem Sauerstoffzufuhrversuch bei der Wassertemperatur T [C°] ermittelt.

Die Abhängigkeit des Belüftungskoeffizienten und der Sauerstoffsättigung von den Abwasserinhaltsstoffen wird über den Grenzflächenfaktor α und über den Salzfaktor β berücksichtigt. Der β -Wert beschreibt das Verhältnis des Sauerstoffsättigungswertes in Abwasser zu dem Sättigungswert in Reinwasser (DWA M 209; 2007):

$$\text{Formel 3-36} \quad \beta = \frac{C_{s,20} \text{ Abwasser}}{C_{s,20} \text{ Reinwasser}} \quad [-]$$

Der Sauerstoffsättigungswert wird v. a. durch Salze verringert. In kommunalem Abwasser ist $\beta = 1$, überschlägig kann der β -Wert über die folgende Formel ermittelt werden (DWA M 209; 2007):

$$\text{Formel 3-37} \quad \beta = 1,00 - 0,01 \cdot \left(\frac{TDS}{1000} \right) \quad [-]$$

Der Grenzflächenfaktor dient dem Vergleich zwischen dem Belüftungskoeffizienten von Abwasser und Reinwasser. Nach Zlokarnik (1980) gibt der α -Faktor an, um welchen Betrag sich der Sauerstoffeintrag unter veränderten Bedingungen im Vergleich zu Reinwasser ändert. Durch verschiedene Abwasserinhaltsstoffe, v.a. durch grenzflächenaktive Stoffe, ist bei gleichen Bedingungen, insbesondere bei Druckluftbelüftungssystemen, der $k_L a_T$ -Wert in belebtem Schlamm meist kleiner als in Reinwasser. Dieser Vergleich wird über die folgende Gleichung ausgedrückt (DWA M 209; 200):

$$\text{Formel 3-38} \quad \alpha = \frac{k_L a_{20} \text{ in Abwasser}}{k_L a_{20} \text{ in Reinwasser}} \quad [-]$$

Beide $k_L a_{20}$ -Werte müssen im gleichen Becken mit gleicher Belüftungseinrichtung und mit gleicher Belüftungsintensität bestimmt werden, da der α -Wert neben der Abwasserbeschaffenheit auch vom Belüftungssystem abhängt. Bei steigendem Gehalt an Salzen steigt der α -Wert aufgrund der Verrin-

gerung der Blasenkoaleszenz an. Dies gilt nach Zlokarnik (1980) nicht für Oberflächenbelüfter, da diese Systeme keine kleinen Blasen erzeugen.

3.4.3 Temperaturkorrektur für den Belüftungskoeffizienten $k_L a_T$

In den folgenden Abschnitten werden Berechnungsansätze für die Temperaturkorrektur des Belüftungskoeffizienten $k_L a_T$ vorgestellt und der Temperaturkorrekturfaktor θ diskutiert. Dabei wird zunächst eine Übersicht der aktuell angewendeten Temperaturkorrektur für den Belüftungskoeffizienten gegeben, gefolgt von Ansätzen auf Basis der Arrhenius-Gleichung und alternativen Ansätzen.

3.4.3.1 Überblick der aktuell angewendeten Temperaturkorrektur

Der Temperaturkorrekturfaktor normiert bzw. korrigiert den Belüftungskoeffizienten $k_L a_T$ (gemessen bei der Temperatur T) auf die Standardtemperatur von 20 °C. Dies geschieht über die nachstehende Arrhenius-Gleichung

$$\text{Formel 3-39} \quad k_L a_{20} = k_L a_T \cdot \theta^{(20-T)} \quad [1/h]$$

In den national und international maßgebenden Messanleitungen, der DIN EN 12255-15 (2004), dem DWA-Merkblatt M 209 (2007), dem ATV-Merkblatt M 209 (2007), der ÖNORM M 5889 (2008) und den Standards der ASCE (ASCE 2-91 (1991); ASCE 18-96 (1997)) wird Gleichung zur Umrechnung des bei der Wassertemperatur T [°C] ermittelten $k_L a_T$ -Wertes auf den $k_L a_{20}$ -Wert bei der Bezugstemperatur von 20 °C empfohlen. Alle Arbeitsanleitungen und Normen geben den Temperaturkorrekturfaktor mit dem Wert $\theta = 1,024$ an.

In den Standards der ASCE wird zusätzlich angeführt, dass die Messung in einem Wassertemperaturbereich zwischen 10 °C und 30 °C, so nah wie möglich an 20 °C liegen sollte. Eine Abweichung von dem Temperaturkorrekturfaktor ist nach der ASCE nur zulässig, wenn ausreichend experimentelle Daten für das spezielle Belüftungssystem zugrunde liegen und nachvollziehbar zeigen, dass der Temperaturkorrekturfaktor von dem Wert $\theta = 1,024$ abweicht (ASCE 2-91; 1991).

Sowohl in den Merkblättern der DWA (DWA-Merkblatt M 209 (2007) und ATV-Merkblatt M 209 (1996) als auch in der ÖNORM 5889 (2008) wird der Wert von $\theta = 1,024$ im Sinne internationaler Übereinstimmung entsprechend den ASCE-Standards gewählt und die Bezugstemperatur mit 20 °C angegeben.

3.4.3.2 Herleitung der Temperaturkorrektur auf Basis der Arrhenius-Gleichung

In der ersten ATV-Arbeitsanleitung von 1979 zur Bestimmung der Sauerstoffzufuhr von Belüftungssystemen in Reinwasser bezieht sich die Sauerstoffzufuhr auf eine Wassertemperatur von 10 °C und der Temperaturfaktor f_T , hier als Verhältnis $k_{L,a_{10}}/k_{L,a_T}$ angegeben, wird mit einem Temperaturkorrekturkoeffizienten von $\theta = 1,02$ vorgeschlagen (nach ATV, 1979):

$$\text{Formel 3-40} \quad \frac{k_{L,a_{10}}}{k_{L,a_T}} = 1,02^{(10-T)} \quad [-]$$

Der Ursprung dieser Temperaturkorrektur ist auf Pasveer (1955) zurückzuführen, der seine Überlegungen auf Untersuchungen von Adeney sowie Kessener & Ribbius aus dem Jahr 1932 aufbaut². Adeney ermittelt die folgenden Beziehungen der Diffusionskoeffizienten für Sauerstoff gelöst in Wasser bei 10 °C und bei 20 °C (nach Pasveer, 1955).

$$\text{Formel 3-41} \quad D_{20} = 1,45 \cdot D_{10} = D_{10} \cdot 1,038^{(20-10)} \quad [\text{m}^2/\text{s}]$$

Aus den Beobachtungen von Adeney berechnet Pasveer (1955), unter Einbeziehung der Wurzel der Diffusionskoeffizienten, den nachstehenden Umrechnungsfaktor (nach Pasveer, 1955):

$$\text{Formel 3-42} \quad \frac{D_{10}}{D_{20}} = \frac{1}{1,45} \rightarrow \sqrt{\frac{D_{10}}{D_{20}}} = \sqrt{\frac{1}{1,45}} = \sqrt{0,69} = 0,83 \quad [-]$$

Bingel (1978) greift ebenfalls einen Ansatz nach Adeney und die Ausführungen nach Pasveer (1955) auf und berechnet den Temperaturfaktor nach der folgenden Gleichung (Bingel, 1978):

$$\text{Formel 3-43} \quad \sqrt{\frac{D_{10}}{D_{20}}} = \sqrt{1,038^{(10-20)}} = 0,83 \quad [-]$$

Nach Kayser (1967) ergibt sich eine gute Übereinstimmung der Beobachtungen von Pasveer (1955) mit den Ausführungen von Eckenfelder (1961), der die Temperaturkorrektur nach folgender Gleichung angibt (nach Eckenfelder, 1961).

$$\text{Formel 3-44} \quad k_{L,a_{20}} = k_{L,a_T} \cdot 1,02^{(20-T)} \quad [1/\text{h}]$$

Die Temperaturkorrektur bezieht sich in der Gleichung auf eine Bezugstemperatur von 20 °C. Kayser (1967) formt die Gleichung um und gibt die Bezugstemperatur mit 10 °C an (Kayser, 1967):

$$\text{Formel 3-45} \quad k_{L,a_{10}} = k_{L,a_T} \cdot 1,02^{(10-T)} \quad [1/\text{h}] \rightarrow \frac{k_{L,a_{10}}}{k_{L,a_T}} = 1,02^{(10-T)}$$

² Adeney (1932), Kessener & Ribbius (1932) zitiert in: Pasveer (1955) ohne Literaturangabe

Wird in der Gleichung der Temperaturfaktor für eine Temperatur von 20 °C berechnet, ergibt sich, mit einem Wert von 0,82 in guter Näherung der gleiche Wert wie nach Pasveer (1955) und Bingel (1978).

$$\text{Formel 3-46 } \sqrt{\frac{D_{10}}{D_{20}}} = \sqrt{1,038^{(10-20)}} = \sqrt{1,038^{(10-20)}} = 1,0188^{(10-20)} = 0,83 \quad \sim \quad \frac{k_L a_{10}}{k_L a_T} = 1,02^{(10-20)} = 0,82$$

Es ist davon auszugehen, dass sich der Temperaturkorrekturkoeffizient $\theta = 1,02$ aus dem von Pasveer (1955) und Bingel (1978) beschriebenen Zusammenhang mit dem Temperaturkorrekturkoeffizient $\theta = 1,0188$ herleitet. Dies zeigt den engen Zusammenhang zwischen dem Belüftungskoeffizienten und dem Diffusionskoeffizienten in Bezug auf die Wassertemperatur.

Streeter et al. (1936) untersuchen den Sauerstoffeintrag über die Wasseroberfläche und bestimmen einen mittleren Temperaturkorrekturkoeffizienten von $\theta = 1,047$. Downing & Truesdale (1955) ermitteln θ -Werte in einem Bereich von 1,016 bis 1,024 in einem voll durchmischten Rührkessel bei Wassertemperaturen von 5 °C bis 40 °C. Elmore & West (1961) untersuchen ebenfalls den Belüftungskoeffizienten in einem Rührkessel bei Temperaturen von 5 °C - 30 °C und empfehlen einen θ -Wert von 1,024. Metzger & Dobbins (1967) berichten von einem Temperaturkorrekturfaktor von $\theta = 1,006$ für hohe Turbulenzen und von einem θ -Wert von 1,032 für niedrige Turbulenzen. Barnhart (1969) führt Versuche mittels fein verteilter Druckluftbelüftung bei Wassertemperaturen zwischen 10 °C und 40 °C durch und gibt einen Temperaturkorrekturfaktor von $\theta = 1,024$ an. Bewtra et al. (1970) schlagen nach Untersuchungen mit feinblasigen Belüftern in einem Wassertemperaturbereich von 10 °C bis 30 °C einen Temperaturkorrekturkoeffizienten von $\theta = 1,0192$ vor. Neal (1978) gibt den mittleren Temperaturkorrekturfaktor mit $\theta = 1,022 \pm 0,004$ und Hunter (1978) einen Bereich für den θ -Wert von 1,012 bis 1,047 an.

Gilbert (1978) und Boyle (1978) beschreiben die Temperaturkorrektur des Belüftungskoeffizienten wie Eckenfelder (1961) und berichten von einem Bereich für den Temperaturkorrekturfaktor θ von 1,01 bis 1,05. Boyle (1978) erwähnt die Abhängigkeit des Belüftungskoeffizienten von der Viskosität, der Turbulenz und den Abwasserinhaltsstoffe. In nachstehender Abbildung 3-3 ist eine Zusammenstellung der Temperaturkorrekturfaktoren nach Gilbert (1978) dargestellt.

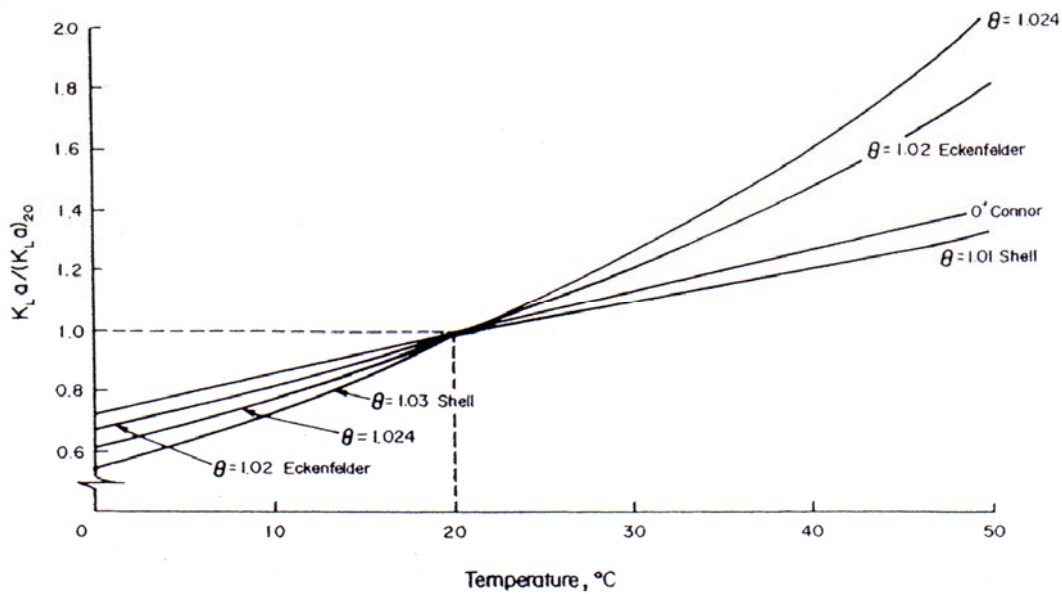


Abbildung 3-3: Der Effekt des Temperaturkorrekturfaktors (nach Gilbert, 1978)

Die Temperaturkorrektur in der Abbildung variiert nach Gilbert (1978) in einem Wassertemperaturbereich von 10 °C bis 30 °C um näherungsweise 15 %. Unter 10 °C, aber v. a. über 30 °C, weichen die Temperaturkorrekturen noch weiter voneinander ab.

Der Temperaturkorrekturkoeffizient $\theta = 1,02$ von Eckenfelder (1961) wurde experimentell ermittelt. Gilbert (1978) gibt an, dass Shell³ zwei Temperaturkorrekturfaktoren verwendet, den Wert $\theta = 1,03$ bei Wassertemperaturen unter 20 °C und $\theta = 1,01$ bei Temperaturen über 20 °C. Werte für den Temperaturkorrekturkoeffizienten zwischen 1,024 und 1,026 werden nach Gilbert (1978) von vielen Autoren veröffentlicht und basieren auf mehr als 180 großtechnischen Sauerstoffzufuhrmessungen in einem Temperaturbereich von 14 °C - 26 °C.

Mueller et al. (1982) bestimmen einen Temperaturkorrekturfaktor von 1,017 für hohe Turbulenzen und einen θ -Wert von 1,028 für niedrige Turbulenzen. Jensen (1991) macht ähnliche Beobachtungen und stellt Werte für den Temperaturkorrekturkoeffizienten von 1,006 für höhere Turbulenzen und 1,047 für niedrigere Turbulenzen fest.

Die nachstehende Tabelle 3-1 gibt einen Überblick über die vorgestellten Temperaturkorrekturkoeffizienten zur Korrektur des $k_L a_T$ -Wertes auf die Standardtemperatur von 20 °C.

³ Shell, zitiert in Gilbert (1978), ohne Angabe der Jahreszahl und ohne Literaturverweis.

Tabelle 3-1: Auflistung der unterschiedlichen Temperaturkorrekturfaktoren

Temperaturkorrekturfaktor	Bemerkung	Literaturquelle
1,01	für Wassertemperaturen (T_w) > 20 °C	Shell*
1,01875	-	v.d. Graf (1978)
1,0188	-	Bingel (1978)
1,0192	feinblasige Belüftung, T_w : 10 °C - 30 °C	Bewtra et al. (1970)
1,02	experimentell ermittelt	Eckenfelder (1961)
1,02	feinblasige Belüftung	Eckenfelder (1966)**
1,02	-	Kayser (1967)
1,022 ± 0,004	-	Neal (1978)
1,024	feinblasige Belüftung, T_w : 10°C - 40°C	Barnhart (1969)
1,024	Rührkessel, T_w : 5°C bis 30°C	Elmore & West (1961)
1,016 - 1,024	Rührkessel, T_w : 5°C bis 40°C	Downing & Truesdale (1955)
1,024 - 1,026***	Wassertemperatur: 14 °C - 26 °C	mehrere Autoren*
1,028	Oberflächenbelüfter	Eckenfelder (1966)**
1,03	für Temperaturen < 20 °C	Shell*
1,047	Sauerstoffeintrag über die Wasseroberfläche	Streeter et al. (1936)
1,047	Sauerstoffeintrag über die Wasseroberfläche	Lakin & Salzman (1977)**
1,006 / 1,032	hohe Turbulenz / niedrige Turbulenz	Metzger & Dobbins (1967)
1,006 / 1,047	hohe Turbulenz / niedrige Turbulenz	Jensen (1991)
1,017 / 1,028	hohe Turbulenz / niedrige Turbulenz	Mueller et al. (1982)
1,012 - 1,047	-	Hunter (1978)
1,01 - 1,05	-	Gilbert (1978)
1,01 - 1,05	-	Boyle (1978)
*angegeben in Gilbert (1978)		
**angegeben in Stenstrom & Gilbert (1981)		
***Datenbasis: 180 großtechnische Sauerstoffzufuhrmessungen		

Bezüglich des Einflusses der unterschiedlichen Belüftungssysteme auf den Temperaturkorrekturfaktor lässt sich anhand der Literaturrecherche keine eindeutige Aussage treffen. Allerdings können nach den Angaben von Metzger & Dobbins (1967), Mueller et al. (1982) und Jensen (1991) niedrigere Temperaturkorrekturkoeffizienten (1,006; 1,017) höheren Turbulenzen sowie höhere θ -Werte (1,028; 1,032; 1,047) niedrigeren Turbulenzen zugeordnet werden. Diese Beobachtung wird durch die höheren Temperaturkorrekturfaktoren von $\theta = 1,047$ für einen Sauerstoffeintrag allein über die Wasseroberfläche nach Lakin & Salzman (1977) und Streeter et al. (1936) unterstützt. Dies lässt darauf schließen, dass die Wassertemperatur bei höheren Turbulenzen einen geringeren Einfluss auf den Belüftungskoeffizienten hat als bei niedrigeren Turbulenzen.

3.4.3.3 Alternative Ansätze der Temperaturkorrektur

Neben den Ansätzen auf Basis der Arrhenius-Gleichung werden in der Literatur weitere Ansätze zur Temperaturkorrektur vorgeschlagen.

Die Temperaturkorrektur nach O'Connor & Dobbins (1956) wird über die temperaturabhängige Viskosität ermittelt:

$$\text{Formel 3-47} \quad \frac{k_L a_1}{k_L a_2} = \sqrt{\frac{T_1 \cdot \eta_2}{T_2 \cdot \eta_1}} \quad [-]$$

O'Connor & Dobbins (1956) führen Versuche mittels Oberflächenbelüftung an und korrigieren den temperaturabhängigen Belüftungskoeffizienten auf Basis der Stokes-Einstein Gleichung.

Nach Khudenko (1987) steht der Belüftungskoeffizient in Abhängigkeit verschiedener chemischer und physikalischer Eigenschaften der flüssigen Phase (Wasser) und der Gasphase (Sauerstoff). Dabei handelt es sich v. a. um die Viskosität, die Diffusion und die Oberflächenspannung. Khudenko (1987) beschreibt in einem Ansatz von Kastalsky (1957) zur Ermittlung der Temperaturkorrektur die Abhängigkeit des Belüftungskoeffizienten von der Viskosität η und des Diffusionskoeffizienten D (nach Khudenko, 1987):

$$\text{Formel 3-48} \quad \frac{k_L a_T}{k_L a_{20}} = \left(\frac{\eta_{20}}{\eta_T}\right)^{0,53} \cdot \left(\frac{D_T}{D_{20}}\right)^{0,67} \quad [-]$$

Die Konstanten 0,53 und 0,67 entsprechen empirisch ermittelten Exponenten.

Des Weiteren geben Hunter (1978) sowie Stenstrom & Gilbert (1981) einen linearen Ansatz zur Ermittlung der Temperaturkorrektur an, der durch die folgende Gleichung beschrieben wird (nach Stenstrom & Gilbert, 1981):

$$\text{Formel 3-49} \quad k_L a_{20} = k_L a_T + \theta_l \cdot (20 - T) \quad [1/h]$$

Der lineare Temperaturkorrekturfaktor θ_l entspricht der Steigung der Funktion $k_L a_T / k_L a_{20}$ gegen T und wird in $[1/^\circ\text{C}]$ angegeben. Er liegt in einem Bereich von 0,015 - 0,028 (Hunter, 1978; Stenstrom & Gilbert, 1981).

Nach Hunter (1978) ist allerdings die Ermittlung des $k_L a_{20}$ -Wertes nach der Arrhenius-Gleichung oder nach dem linearen Ansatz fehlerbehaftet. Der Temperaturkorrekturfaktor steht in den genannten Gleichungen ausschließlich in Abhängigkeit der Wassertemperatur. Hunter (1978) fasst Ergebnisse mehrerer Autoren zusammen, in denen nachgewiesen wird, dass der θ -Wert sowohl von der Turbulenz als auch von der Wassertemperatur abhängig ist. In der nachstehenden Gleichung ist der

$k_L a_T$ Wert als Funktion der mittleren Geschwindigkeit angegeben, die wiederum, ausgedrückt durch den mittleren Geschwindigkeitsgradienten G , in Abhängigkeit der Leistung P , der dynamischen Viskosität η und des belüfteten Volumens V beschrieben wird (Hunter, 1978):

$$\text{Formel 3-50} \quad k_L a_T = f(G) \rightarrow G = \sqrt{\frac{P/V}{\eta}} \quad [1/s]$$

Ferner berichtet Hunter (1978), dass die Temperaturkorrektur nicht über das Verhältnis der temperaturabhängigen Viskosität, wie dies z.B. nach O'Connor & Dobbins oder nach Kastalsky der Fall ist, beschrieben werden kann.

Kayser (1967) bezieht sich bei seinen Ausführungen zur Temperaturkorrektur auf die Abhängigkeit der Diffusionsgeschwindigkeit k_L zur Wurzel des Diffusionskoeffizienten (Kayser, 1967):

$$\text{Formel 3-51} \quad k_L = f\sqrt{D} \quad [m/s]$$

Der Belüftungskoeffizient wird nach Kayser (1967) in direkter Abhängigkeit zur Diffusionsgeschwindigkeit k_L definiert. Weitere Überlegungen beruhen auf einer von Dobbins (1962) aufgestellten Gleichung, der die Danckwert'sche Theorie zu der folgenden Beziehung erweitert (Kayser, 1967):

$$\text{Formel 3-52} \quad k_L = \sqrt{D_m \cdot r} \cdot \coth \sqrt{\frac{r \cdot L^2}{D_m}} \quad [m/s]$$

Der Parameter r steht für die Anzahl der Grenzschichtenerneuerung pro Zeiteinheit in $[1/h]$ und L für die Dicke der hypothetischen Grenzschicht. Diese Parameter sind von der Turbulenz abhängig. Mit steigender Turbulenz steigt die Grenzschichtenerneuerung an und die Grenzschichtdicke nimmt ab. Des Weiteren stehen diese Parameter in Abhängigkeit der Wassertemperatur.

Nach Kayser (1967) liegen in der Abwasserbelüftung hohe Turbulenzgrade vor, sodass die Anzahl der Grenzschichtenerneuerung einen Wert von $r = 10^4 [1/min]$ annimmt. Ab dieser Größenordnung wird nach Kayser (1967) der Einfluss des Restgliedes ($\coth \sqrt{r \cdot L^2 / D_m}$) auf den Belüftungskoeffizienten vernachlässigbar. Folglich kann der Belüftungskoeffizient allein durch den temperaturabhängigen Diffusionskoeffizienten beschrieben werden. Der Belüftungskoeffizient wächst mit der Wurzel des Diffusionskoeffizienten. Diese Überlegungen stehen in Übereinstimmung mit den Untersuchungen von Pasveer (1955) und Bingel (1978) und widersprechen u.a. den Ausführungen von Hunter (1978).

3.4.4 Temperaturabhängigkeit der Sauerstoffsättigungskonzentration und der Einfluss auf die Sauerstoffzufuhr

Der größte Einfluss der Wassertemperatur bei der Sauerstoffzufuhr liegt nach Stenstrom & Gilbert (1981) bei der Sauerstoffsättigungskonzentration. Dies beschreibt auch Kayser (1967), der das Verhältnis der Produkte ($k_{L,a_T} C_s$) gegen die Temperatur aufträgt. Der Einfluss der Wassertemperatur auf die Standard-Sauerstoffzufuhr SOTR wird über das Produkt aus dem Belüftungskoeffizienten $k_{L,a_{20}}$ und dem Sauerstoffsättigungswert $C_{s,20}$ berücksichtigt. Die Sättigungswerte nehmen nach Kayser (1967) mit steigender Temperatur stärker ab als der Belüftungskoeffizient ansteigt. Das Produkt ($k_{L,a_T} C_s$) wird folglich mit steigender Temperatur kleiner.

Ausführungen von Hunter (1978) widersprechen den Überlegungen von Stenstrom & Gilbert (1981) und den Untersuchungen von Kayser (1967), dass die Sauerstoffsättigung, bezogen auf die Temperaturabhängigkeit, den Vorgang der Sauerstoffzufuhr stärker beeinflusst als der Belüftungskoeffizient. Nach Hunter (1978) steigt der k_{L,a_T} -Wert bei einer Erhöhung der Wassertemperatur von 10 °C auf 20 °C um über 50% und im gleichen Temperaturbereich fällt der Sauerstoffsättigungswert näherungsweise um 20% ab.

Sauerstoffzufuhrmessungen von Vogelaar (2000) in einem Wassertemperaturbereich von 20 °C bis 55 °C in Reinwasser beschreiben einen Anstieg des Belüftungskoeffizienten. In diesem Wassertemperaturbereich nimmt die Sauerstoffsättigung in dem gleichen Verhältnis ab, wie der k_{L,a_T} -Wert ansteigt. Wird das Produkt aus $k_{L,a_T} C_s$ aus den gemessenen Werten von Vogelaar (2000) berechnet und auf 20 °C normiert, ergeben sich leicht ansteigende Verhältnisse um den Wert von 1. Somit widersprechen auch die Untersuchungen von Vogelaar den Überlegungen von Stenstrom & Gilbert (1981) und Kayser (1967). Hanel (1982) berichtet wie Vogelaar (2000) von einem Anstieg des Produkts $(k_{L,a_T} C_{s,T}) / (k_{L,a_{20}} C_{s,20})$.

Mueller et al. (2002) stellen ebenfalls das Produkt aus dem Belüftungskoeffizienten und der Sauerstoffsättigungskonzentration dar und normieren die Funktion auf 20 °C. In nachstehender Abbildung 3-4 ist ersichtlich, dass das Verhältnis der Produkte $(k_{L,a_T} C_{s,T}) / (k_{L,a_{20}} C_{s,20}) = OC_T / OC$ leicht ansteigt.

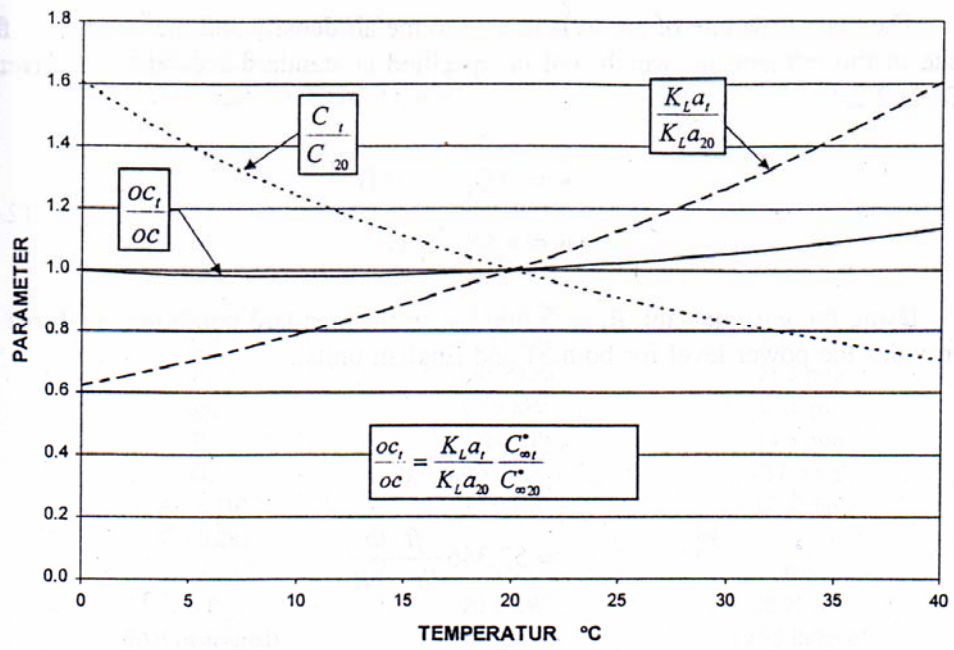


Abbildung 3-4: Einfluss der Temperatur auf die Sauerstoffzufuhr (nach Mueller et al., 2002)

4 Belüftungssysteme

Belüftungssysteme werden nach DIN 19569-3 (2002) in Druckbelüftung, Oberflächenbelüftung und in Strahlbelüftung unterteilt. Diese sind im Folgenden im Detail beschrieben.

4.1 Feinblasige Druckluftbelüftung

Druckluftbelüftungssysteme tragen Luftsauerstoff in Bodennähe des Belebungsbeckens durch feinporiges oder geschlitztes/gelochtes Material ein. Die atmosphärische Luft wird dazu von Verdichtungsaggregaten komprimiert. Bei feinblasigen Druckluftbelüftungssystemen besitzen die Luftblasen einen mittleren Durchmesser von 3 mm. Der Sauerstoff löst sich im Wasser, während die Luftblasen an die Wasseroberfläche aufsteigen (Krause, 2005).

4.1.1 Material und Formen

Feinblasige Belüftungselemente können in drei Kategorien bezüglich des Materials eingeteilt werden (Boyle, 1989): Elemente aus Keramik, aus porösem Kunststoff und mit perforierter Membran. Elemente aus Keramik werden heute nur noch in Einzelfällen eingesetzt. Belüftungselemente aus porösem Kunststoff lassen sich unterteilen in starrporöses und nichtstarres poröses Material. Die vorrangig eingesetzten Elemente aus starrporösem Kunststoff werden hauptsächlich aus Hochdruckpolyethylen (HDPE) oder Styrolacrylnitril (SAN) hergestellt. Neue starrporöse Materialien wurden vor kurzem auf dem Markt eingeführt. Belüftungselemente aus nichtstarren porösen Elementen wurden bisher nur in geringem Umfang eingesetzt.

Parallel zur Entwicklung von Belüftungselementen aus porösem Kunststoff wurden Elemente mit perforierter Membran auf den Markt gebracht. Schon vor rund 40 Jahren wurden perforierte Elemente aus Kunststoffmaterial oder teilweise aus Kord hergestellt. Diese Elemente haben sich aber nicht bewährt. Bedeutend bessere Ergebnisse wurden mit Belüftungselementen aus poröser flexibler Membran erzielt, die vor etwa 20 Jahren auf den Markt gebracht wurden. Zum einen wurden Elemente aus Polyvinylchlorid (PVC) entwickelt, zum anderen Elemente aus Elastomeren (z.B. EPDM: Ethylenpropylen-Dien-Terpolymere). Sehr häufig werden mittlerweile statt EPDM-Membranen solche aus Silikon eingesetzt, da bei diesem Material kein Aushärten durch den Verlust des Weichmachers zu befürchten ist. Je nach Herstellungsprozess werden die flexiblen Membranen gelocht bzw. geschlitzt.

Im Wesentlichen sind drei Formen von feinblasigen Belüftungselementen, nämlich Rohre, Dome bzw. Teller und Platten bekannt.

4.1.2 Ausführungsformen

Feinblasige Druckluftbelüftungssysteme werden heute in den drei konstruktiven Ausführungsformen flächendeckende Druckluftbelüftung mit Elementen, flächendeckende Druckluftbelüftung mit Elementen in tiefen Becken und als Systeme mit getrennter Umwälzung und Belüftung eingesetzt.

Flächendeckende Druckluftbelüftung mit Elementen:

Zur Reduzierung der aufwärts gerichteten Komponente der Wassergeschwindigkeit und damit zur Vergrößerung der Blasengrenzfläche wird der Boden des Belüftungsbeckens flächig mit Belüftungselementen ausgelegt. Damit werden große, intensive Strömungsspiralen vermieden, so dass die Aufwärtsströmung des Wassers reduziert wird, woraus eine hohe Sauerstoffzufuhr resultiert. Die Abstände der Belüftungselemente untereinander betragen, abhängig vom berechneten Sauerstoffbedarf zwischen 0,4 m und maximal 1,0 m. Einblastiefen werden üblicherweise zwischen 3,00 bis 8,00 m gewählt. Zur Durchmischung des Beckeninhalts ist bei einem flächendeckenden Belüftungssystem erfahrungsgemäß eine Leistungsdichte von ungefähr 20 W/m^3 notwendig. Bei geringen erforderlichen Luftvolumenströmen oder bei zu großem Abstand der Belüftungselemente voneinander können infolge schlechter Durchmischung Ablagerungen auftreten.

Feinblasige flächendeckende Druckluftbelüftung in tiefen Becken:

Aufgrund der engen Platzverhältnisse werden im Rahmen von Erweiterungsmaßnahmen auch Belebungsbecken mit großen Wassertiefen gebaut. So wurde beispielsweise in Bonn eine Belebungsbeckentiefe von 12,50 m sowie in Helsinki und Stockholm eine Beckentiefe von 12,00 m realisiert. In den tiefen Becken wurden eine höhere Sauerstoffzufuhr und ein höherer Sauerstofftrag im Vergleich zu flacheren Becken erwartet. Zur Klärung dieses Sachverhaltes wurden eine große Zahl von Sauerstoffzufuhrmessungen in Reinwasser an einer großtechnischen Versuchsanlage (Durchmesser: 4,25 m; Wassertiefe: 2,50 m bis 12,50 m) durchgeführt (Pöpel, 1998). Die Versuche zeigen, dass sich bezüglich der Sauerstoffzufuhr mit höherer Belegungsdichte und niedrigerer Wassertiefe höhere spezifische Sauerstoffaufnahmen ergeben. Mit abnehmender Luftbeaufschlagung der Belüftungselemente wird die spezifische Sauerstoffausnutzung geringer. Hinsichtlich des Sauerstofftrags ist festzustellen, dass sich mit steigender Belegungsdichte höhere Werte ergeben. Bei einer Wassertiefe von etwa 10 m ergeben sich die höchsten Sauerstofftragswerte, wobei dieses Maximum nur schwach ausgeprägt ist.

Getrennte Umwälzung und Belüftung:

Bei der Trennung der beiden Funktionen eines Belüftungssystems, Sauerstoffeintrag und Mischung, wird mit einer rotierenden Brücke (z.B. Gegenstrombelüftung, Schrägstrombelüftung) oder Propellern (z.B. Rotoflow, Ladox) eine zur Mischung ausreichende Horizontalströmung erzeugt. Zum optimalen Betrieb sind zum einen die Belüftungselemente (Rohre, Teller, Dome, Platten) so anzuordnen und zu beaufschlagen, dass kein erheblicher Drucklufthebereffekt auftritt; zum anderen muss ein geeignetes Umwälzaggregat mit einer geringen Leistungsdichte ($1-2 \text{ W/m}^3$) zur Verfügung stehen.

4.1.3 Belüftungselemente - Rohrleitungssystem - Druckluftherzeuger - Rührwerke

Zur Erzielung eines hohen Sauerstoffertrags und damit eines wirtschaftlichen Sauerstoffeintrags müssen Belüftungselemente, Rohrleitungssystem, Druckluftherzeuger und im Falle eines Belüftungssystems mit getrennter Umwälzung auch die Rührwerke optimal aufeinander abgestimmt werden. Feinblasige Druckluftbelüftungselemente müssen (auch bei geringer Luftbeaufschlagung) gleichmäßig abgasen, um eine maximale Sauerstoffzufuhr zu gewährleisten, die wiederum Grundlage für einen hohen Sauerstoffertrag ist. Dieses optimale Abgasen muss über die gesamte Betriebszeit der Elemente gewährleistet sein. Das Rohrleitungssystem sollte so bemessen werden, dass in Haupt- und Verteilerleitungen eine Luftgeschwindigkeit von 10 bis maximal 15 m/s vorliegt.

Eine wesentliche Bedeutung bezüglich hoher Sauerstofferträge [kg/kWh] kommt den Druckluftherzeugern zu. Übliche Druckluftherzeuger auf Abwasserbehandlungsanlagen sind Drehkolbengebläse, Turbokompressoren (ein- und zweistufig) und vereinzelt auch Schraubenverdichter. Während Drehkolbengebläse bei geringen bis mittleren Luftvolumenströmen und einem maximalen Gegendruck von etwa 10 m bzw. einer Einblastiefe von ca. 8 m eingesetzt werden, sind große Abwasserbehandlungsanlagen mit hohem erforderlichem Luftvolumenstrom das Haupteinsatzgebiet von Turbokompressoren. Gegendruck und Einblastiefe können beliebig groß sein. Der Einsatzbereich der bisher nur vereinzelt eingesetzten Schraubenverdichter entspricht demjenigen von Turbokompressoren.

Der spezifische Energiebedarf [$\text{Wh}/(\text{m}^3 \cdot \text{m})$] der unterschiedlichen Druckluftherzeuger (Turboverdichter einstufig, Turboverdichter zweistufig, Schraubenverdichter und Drehkolbengebläse) ist in nachstehender Abbildung 4-1 in Abhängigkeit des Gegendrucks [m WS] dargestellt. Abbildung 4-1 ist als Beispiel zu verstehen und gilt für einen Luftvolumenstrom von $5.000 \text{ m}^3/\text{h}$. Bei davon abwei-

chenden Luftvolumenströmen und nicht optimalen Betriebsbedingungen ergeben sich andere spezifische Bedarfswerte und gegebenenfalls sogar eine andere Reihung der Druckluftherzeuger.

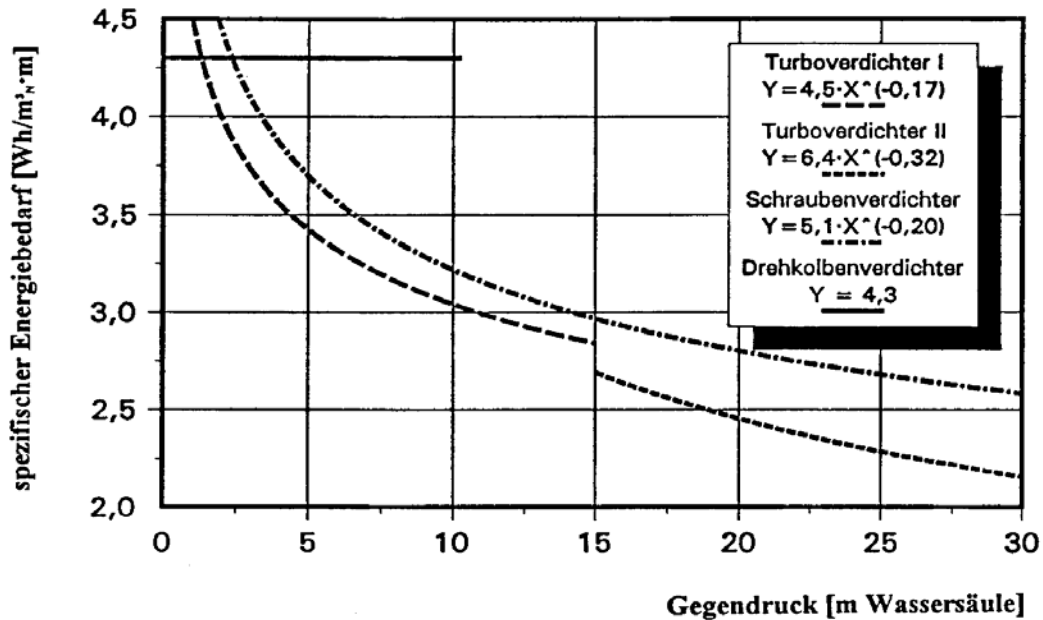


Abbildung 4-1: Spezifischer Energiebedarf von Druckluftherzeugern (Wagner, 1997) (Beispiel bei einem Luftvolumenstrom von 5.000 m³/h)

Rührwerke müssen bei Belüftungssystemen mit getrennter Umwälzung einen hohen Schub in den Umlaufkanälen aufbringen, damit ein Durchdringen der Luftblasenwand gewährleistet werden kann. Ausschließlich in diesem Fall kann eine hohe Sauerstoffzufuhr und ein hoher Sauerstofftrag erreicht werden.

4.2 Mechanische oder Oberflächenbelüftungssysteme

Bei der Mechanischen oder der Oberflächenbelüftung wird der Sauerstoff durch die mechanische Einwirkung des Belüfters in vertikale (Kreiselbelüfter) oder horizontale (Walzenbelüfter) Richtung an der Wasseroberfläche eingetragen (Krause, 2005). Folgende Abbildung 4-2 zeigt zum einen die Mechanismen der vertikalen Oberflächenbelüftung und zum anderen einen Kreiselbelüfter in Betrieb.

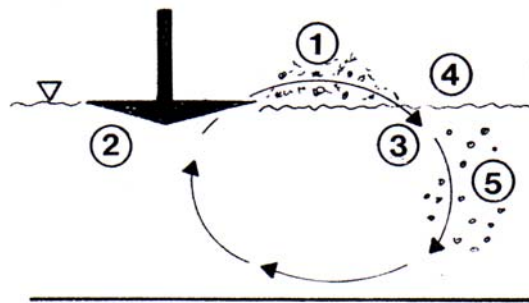


Abbildung 4-2: Mechanismen der mechanischen Belüftung und ein Belüftungskreislauf im Betrieb (Pöpel, 1984)

Die mechanische Belüftung lässt sich nach Pöpel (1984) in die Mechanismen 1. Tropfeneffekt, 2. Lufteinschlag, 3. Strahlbelüftung, 4. Oberflächenbelüftung und 5. Blasenbelüftung einteilen.

Die mechanische Belüftung erfolgt heute mit Walzen bis 1 m Durchmesser mit waagerechter Achse (bis 9 m Länge) oder mit Kreiseln von 0,5 bis etwa 4,5 m Durchmesser mit senkrechter Achse. Durch An- bzw. Abschalten der Belüfter und Änderung der Motordrehzahl kann sowohl die Sauerstoffzufuhr als auch die Durchmischungsintensität im Belüftungsbecken geregelt werden. Walzen tauchen bis zu 30 % ihres Durchmessers ins (stillstehende) Abwasser, Kreisel bis zu etwa 10 %. Übliche Umfangsgeschwindigkeiten liegen sowohl bei Walzen als auch bei Kreiseln zwischen 3 bis 5 m/s.

Moderne Walzenbelüfter, auch Rotoren oder Stabwalzen genannt, bestehen aus kammartigen Stahl- oder Kunststoffprofilen (Flachstäbe, Winkelprofile etc.), die radial auf einer Welle befestigt sind. Rotoren mit einem Durchmesser von 1 m und einer Länge bis 9 m werden auch als Großrotoren bezeichnet. Bei Kreiseln unterscheidet man offene und geschlossene Bauformen. Offene Kreisel greifen direkt in den Wasserkörper hinein und erzeugen durch ihre Pumpwirkung einen Sog vom Beckenboden sowie eine Abströmung an den Beckenwänden. Geschlossene Kreisel ähneln Pumpenlaufrädern, mit denen Abwasser ebenso vom Beckenboden angesaugt und über die Wasseroberfläche ausgeworfen wird. Ihre Pumpwirkung übertrifft die der offenen Typen; sie sind jedoch etwas verstopfungsanfälliger.

Die Formgebung des Belebungsbeckens muss auf die Art der Oberflächenbelüftung (Rotor oder Kreisel) abgestimmt werden, damit die größtmögliche Sauerstoffzufuhr und der größtmögliche Sauerstofftrag bei ausreichender Umwälzgeschwindigkeit erzielt wird.

Nachfolgend werden übliche Ausführungsformen von mechanischen Belüftungssystemen mit den entsprechenden Belebungsbeckenformen, unterteilt in Rotoren in Umlaufbecken, Kreisel in Mischbecken und Kreisel in Umlaufbecken dargestellt und konstruktive Einzelheiten diskutiert.

4.2.1 Rotoren in Umlaufbecken

Das Belebungsbecken wird als Umlaufbecken mit einer Tiefe bis 4 m und einer Beckenkanalbreite bis 10,00 m ausgebildet. Der Abstand der Rotoren untereinander soll etwa 25 m betragen, damit eine strömungsmäßige Beeinflussung zwischen zwei Walzen vermieden wird. Durch Leitwände direkt hinter der Belüftungswalze wird erreicht, dass sauerstoffhaltiges Abwasser auch in tiefere Beckenzonen geleitet wird. Bremsbalken im Zustrom zur Walze sorgen für eine Reduzierung der Strömung im direkten Walzenbereich. Der beschriebene Einbau von Leitwänden und Bremsbalken ist zur Erzielung von hohen Sauerstoffzufuhr- und -ertragswerten unerlässlich. Mit einer Energiedichte von 30 bis 40 W/m³ lässt sich eine ausreichende Strömungsgeschwindigkeit von ungefähr 30 cm/s im Umlaufbecken erreichen, so dass sich Belebtschlamm nicht absetzen kann. Durch Abdeckung des direkten Walzenbereichs lassen sich Belästigungen durch Lärm und Aerosole sowie Betriebsprobleme im Winter durch Vereisung der Walze vermeiden.

Aufgrund der guten Erfahrungen mit Rotoren in Umlaufbecken wurde dieses Belüftungssystem auch in Belebungsbecken mit einer Tiefe bis zu 7,50 m eingesetzt (Abwasserbehandlungsanlage Wiesbaden). Zur Sicherstellung einer ausreichenden Strömungsgeschwindigkeit und zum Transport des sauerstoffhaltigen Wassers von der Beckenoberfläche zur Beckensohle wurden Rührwerke installiert.

4.2.2 Kreisel in Mischbecken

Gleichzeitig mit der Entwicklung der modernen Rotoren wurde auch der Einsatz von Kreiselbelüftern vorangetrieben. Sie werden in Belebungsbecken mit (annähernd) quadratischem Grundriss eingebaut. Dabei können sowohl offene als auch geschlossene Kreisel eingesetzt werden. In Abhängigkeit des Kreiseldurchmessers beträgt die Tiefe des Belebungsbeckens zwischen 2,50 und 4,00 m. Die Breite bzw. Länge ist ebenfalls vom Durchmesser des gewählten Kreisels abhängig. Das Verhältnis der Beckenbreite zur Beckentiefe sollte größer vier sein, damit ein wirtschaftlicher Sauerstoffübergang und ausreichende Umwälzgeschwindigkeiten im Belebungsbecken erreicht werden können. In Belebungsbecken mit Volumen bis 500 m³ muss zur ausreichenden Umwälzung eine Leistungsdichte von 20 W/m³ installiert sein. Bei einem Beckenvolumen von 2.000 m³ ist nur noch eine Leistungsdichte von 10 W/m³ notwendig (ATV, 1997).

Zur Belüftung größerer Beckeneinheiten ist die Anordnung mehrerer Kreisel in rechteckigen Becken möglich. Zwischenwände zur Abgrenzung einzelner Kreisel sind nicht erforderlich, da sich selbständig hydraulische Grenzlinien bilden und damit eine Zuordnung des Wasserkörpers zum jeweiligen Kreisel gegeben ist. Auf dem Beckenboden, direkt unter dem Kreisel, sollte zur Verhinderung von Kavitationserscheinungen eine Stahlplatte, evtl. mit einem Leitkreuz, zur Stabilisierung der Strö-

mung eingebaut werden. Zur Verhinderung von Belästigungen durch Aerosole und Lärm sowie Vereisungsproblemen im Winter kann der Kreiselnbereich oder das gesamte Belüftungsbecken abgedeckt werden. Eine Verringerung der Sauerstoffzufuhr durch eine vollständige Abdeckung des Belebungsbeckens ist nicht zu erwarten.

4.2.3 Kreisel in Umlaufbecken

Bedingt durch die guten Erfahrungen mit der Abwasserreinigung in Umlaufbecken versuchte man auch Kreiselbelüfter in diesem Beckentyp einzusetzen. Dies scheiterte aber daran, dass sich keine gerichtete Strömung im Umlaufkanal einstellen ließ. Erst die Entwicklung des Carrouselbeckens ermöglichte einen wirtschaftlichen Einsatz von Kreiselbelüftern in Umlaufbecken. Die Kreisel sorgen für ausreichende Sauerstoffzufuhr und Strömungsgeschwindigkeiten von ungefähr 30 cm/s im Carrouselkanal, so dass sich der Belebtschlamm nicht absetzen kann. Dazu ist nur eine sehr geringe und damit wirtschaftliche Leistungsdichte von ungefähr 5 bis 15 W/m³ notwendig. Beckentiefen bis zu 5 m und Kanalbreiten bis 10 m können baulich ausgeführt werden.

Der Sauerstoffertrag nimmt mit zunehmender Leistungsdichte bei Umlaufbecken mit Rotoren stark und mit Kreiseln sehr geringfügig ab. Bei Kreiseln in Mischbecken ist dagegen eine stark zunehmende Tendenz zu erkennen. Bei der verfahrenstechnisch notwendigen Leistungsdichte von 35 W/m³ ist sowohl mit Rotoren in Umlaufbecken wie auch bei Kreiseln in Mischbecken ein Sauerstoffertrag um 1,7 kg O₂/kWh in Reinwasser zu erzielen. Günstigere Erträge (2,0 bis 2,3 kg O₂/kWh) sind mit Kreiselbelüftern in Umlaufbecken bei der notwendigen Leistungsdichte von 25 W/m³ erreichbar.

Die Zunahme der Sauerstoffzufuhr von Kreiseln in Mischbecken ist darauf zurückzuführen, dass bei hohen Leistungsdichten im Abströmungsbereich an den Seitenwänden der Mischbecken Luftblasen verstärkt zum Beckenboden mitgeführt werden, so dass sich die Grenzfläche zwischen Wasser und Luft vergrößert und somit ein besserer Sauerstoffübergang erreicht wird. Dieser „positive Effekt“ kann in Umlaufbecken mit Walzen oder Kreiseln nicht bzw. kaum auftreten. Zusätzlich wird hier bei hoher Leistungsdichte eine starke Umlaufströmung induziert und sauerstoffhaltiges Abwasser dem nächsten Belüftungskreisel oder -rotor zugeführt. Dadurch werden das Sättigungsdefizit als „treibende Kraft“ beim Stoffübergang und entsprechend die Sauerstoffzufuhr geringer.

4.3 Strahlbelüftung (Injektor)

Bei der Strahlbelüftung wird ein Treibstrahl über eine Mischdüse geführt. Über z.B. eine Querschnittsverengung in dem Belüfter wird durch eine Geschwindigkeitserhöhung ein Unterdruck erzeugt und somit die Luft frei angesaugt. Es besteht auch die Möglichkeit die Luft mittels Überdruck

durch Kompressoren zuzugeben (Krause, 2005). Nachstehende Abbildung 4-3 zeigt die Mechanismen der Strahlbelüftung.

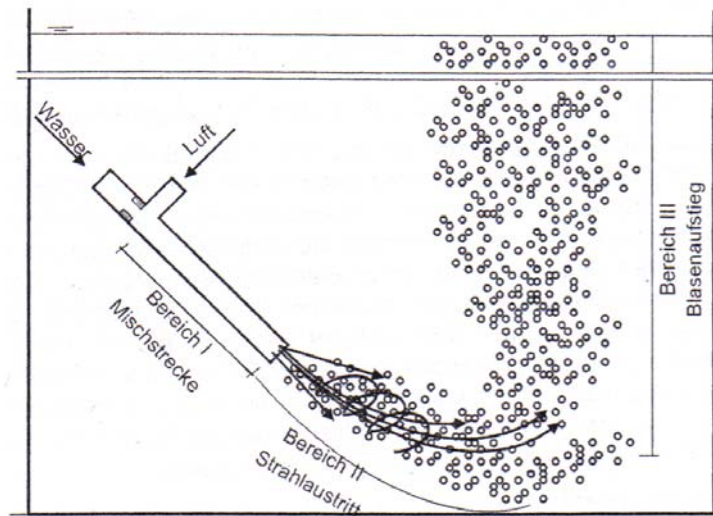


Abbildung 4-3: Mechanismen der Strahlbelüftung (Krause, 2005)

In dem Strahlbelüfter werden Luft und belebter Schlamm intensiv miteinander vermischt und anschließend in das Belebungsbecken eingetragen.

Durchgeführte Arbeiten und Ergebnisse

5 Messung der Sauerstoffzufuhr

Der Sauerstoffbedarf der Mikroorganismen im Belebungsbecken wird über die Sauerstoffzufuhr durch Belüftungssysteme abgedeckt. Es muss eine ausreichende Sauerstoffkonzentration im Abwasser sichergestellt werden, um den Mikroorganismen optimale Bedingungen zum Abbau von Abwasserinhaltsstoffen zu gewährleisten. Eine weitere Aufgabe des Belüftungssystems ist die Durchmischung. Sie sorgt dafür, dass der Belebtschlamm in Schwebelage gehalten und das Substrat sowie der Sauerstoff auf die Belebtschlammflocken trifft [Wagner, 1998]. Durch die Parameter Sauerstoffzufuhr und den Sauerstoffertrag sowie über den Belüftungskoeffizienten können Belüftungseinrichtungen in Belebungsanlagen bezogen auf die Leistung und die Wirtschaftlichkeit aber auch auf die Anpassbarkeit und Regelbarkeit beschrieben werden.

Die Sauerstoffzufuhr berechnet sich als Produkt der Sauerstoffsättigungskonzentration und des Belüftungskoeffizienten. Bei Sauerstoffzufuhrmessungen wird der Belüftungskoeffizient und die Sauerstoffsättigungskonzentration bestimmt und daraus die Sauerstoffzufuhr berechnet.

5.1 Versuchsprogramm

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens wurden über die gesamte Projektdauer zahlreiche Sauerstoffzufuhrmessungen mit den drei Belüftungssystemen

- feinblasige Druckbelüftung,
- Injektorbelüftung und
- Oberflächenbelüftung (Kreisel)

durchgeführt. Diese dienen der Beantwortung der nachfolgend aufgeführten wissenschaftlich/technischen Fragestellungen zur Überprüfung der Zusammenhänge:

- Bestimmung der Sauerstoffzufuhr der drei Belüftungssysteme als Funktion der Wassertemperatur
- Überprüfung der Temperaturkorrektur des Belüftungskoeffizienten k_{L,a_T} bei der Ermittlung der Sauerstoffzufuhr
- Bestimmung des Einflusses des temperaturabhängigen Belüftungskoeffizienten und der temperaturabhängigen Sauerstoffsättigungskonzentration auf die Sauerstoffzufuhr
- Bestimmung der Sauerstoffzufuhr der drei Belüftungssysteme als Funktion der Wassertemperatur in Kombination mit hohen Salz- und Tensidkonzentration

-
- Überprüfung der Temperaturabhängigkeit des α -Wertes
 - Ermittlung des Sauerstoffbedarfs der Mikroorganismen als Funktion der Abwassertemperatur

Zur Durchführung dieses Versuchsprogramm wurden verschiedene Versuchsanlagen neu erreichtet und andere vorhandene Anlagen umgebaut. Diese Versuchsanlagen sind im Folgenden beschrieben.

5.2 Versuchsanlagen

Nachstehend werden die Versuchsanlagen beschrieben, in denen im Rahmen dieses Projektes Versuche zur Bestimmung der Sauerstoffzufuhr durchgeführt wurden. Es handelt sich dabei um die Anlagen:

- VA DB 1: Druckluftbelüftung, Reinwasser, Säule aus PVC, $h_w = 2,8$ m
- VA DB 2: Druckluftbelüftung, Reinwasser, Säule aus Plexiglas, $h_w = 0,6$ m
- VA KB: Kreiselbelüftung, Reinwasser und Belebtschlamm, Versuchsbecken aus PE, $h_w = 0,4-0,6$ m
- VA DIB: Druckluftbelüftung und Injektorbelüftung, Reinwasser und Belebtschlamm, Säule aus Edelstahl, $h_w = 3$ m
- VA RUB: Druckluftbelüftung, Reinwasser und Belebtschlamm, Belebungsanlage der Ruhr-Universität Bochum auf der Kläranlage Düsseldorf

5.2.1 Versuchsanlage (VA DB 1) Druckluftbelüftung - Reinwasser

Der Versuchsreaktor besteht aus einer isolierten PVC-Säule mit einem Innendurchmesser von $d = 0,47$ m, einem Wasserstand von $h_w = 2,8$ m und dementsprechend einem Fassungsvermögen von $V = 0,488$ m³. Die Säule ist mit einem mittig auf dem Boden installierten Silikon-Tellerbelüfter ausgestattet. Die Sauerstoffzufuhrmessungen wurden mit Reinwasser in einem Wassertemperaturbereich von 5 °C – 35 °C mit unterschiedlichen Salzkonzentrationen durchgeführt. Die Einstellung der Wassertemperatur erfolgte zum einen über die Mischarmatur am Wasserhahn, zum anderen je nach Temperaturbereich über ein Kühlaggregat der Firma Fryka Kältetechnik (Typ TY DLK 2002) bzw. einen Durchlauferhitzer der Firma AEG (Typ MT 370). Um niedrige Temperaturen von bis zu 5°C zu erreichen, wird das Wasser zusätzlich mit Eiswasser vermischt. In der folgenden Abbildung 5-1 sind der Versuchsreaktor und das Kühlaggregat dargestellt.



Versuchsreaktor Kühlaggregat

Abbildung 5-1: Versuchsanlage Druckluftbelüftung (VA DB 1) Versuchsreaktor und Kühlaggregat

Bei jeder eingestellten Wassertemperatur (5°C, 10°C, 15°C, 20°C, 25°C, 30°C und 35°C) wurden Sauerstoffzufuhrmessungen bei drei Salzgehalten mit jeweils mindestens zwei Luftvolumenströmen durchgeführt.

5.2.2 Versuchsanlage (VA DB 2) Druckluftbelüftung - Reinwasser

Die Sauerstoffzufuhrmessungen wurden in einer Plexiglassäule mit einem Innendurchmesser von 0,29 m und einem Wasserstand von 0,6 m durchgeführt. Auf dem Boden der Versuchssäule ist ein feinblasiger Tellerbelüfter mit einer Membran aus EPDM installiert. Der Durchmesser des Belüftungselementes beträgt 21 cm. Die nachstehende Abbildung 5-2 zeigt die Versuchsanlage und den Versuchsaufbau.

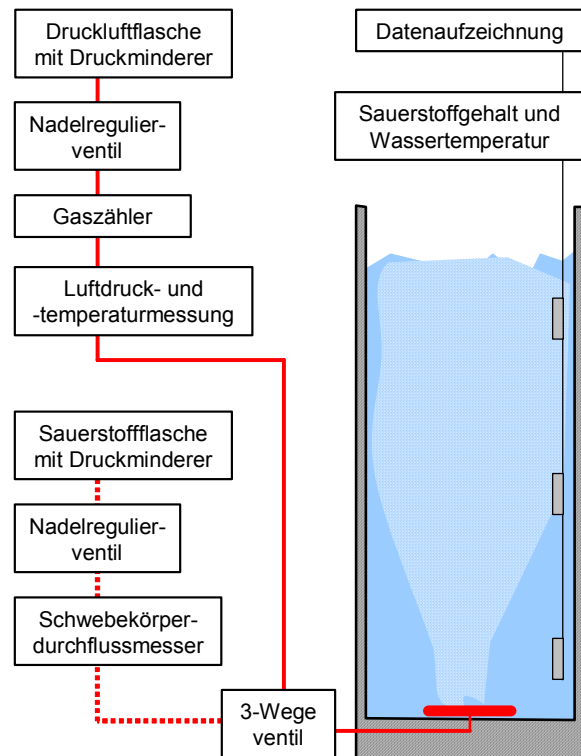


Abbildung 5-2: Versuchsanlage und Versuchsaufbau Druckluftbelüftung (VA DB 2)

Die Sauerstoffzufuhrmessungen wurden in der Versuchsanlage VA DB 2 bei Wassertemperaturen von 5 °C, 20 °C, 25 °C und 30 °C eingestellt. Die Versuche wurden in Reinwasser bei unterschiedlichen Salz- und Tensidkonzentrationen mit jeweils mindestens zwei Luftvolumenströmen durchgeführt.

5.2.3 Versuchsanlage Kreiselbelüftung (VA KB) - Reinwasser und Belebtschlamm

Die Versuche in der Versuchsanlage Kreiselbelüftung wurden in Reinwasser bei unterschiedlichen Salzkonzentrationen und in Belebtschlamm durchgeführt. Für die Reinwassermessungen wurde die Wassertemperatur auf 7 °C bis 30 °C und für die Belebtschlammmessungen auf 10 °C, 20 °C und 30 °C eingestellt.

Für die Versuche wurde ein PE-Becken mit den Außenmaßen 1490 x 1490 mm und einer Höhe von 850 mm errichtet. Die nachstehende Abbildung 5-3 zeigt die Versuchsanlage.

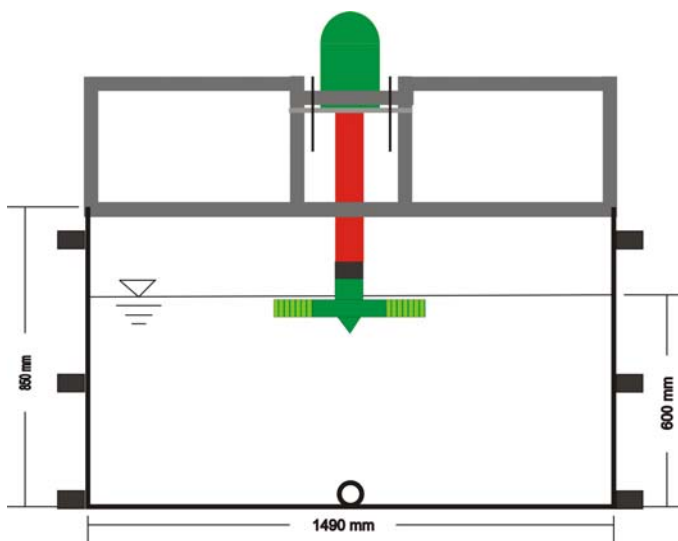


Abbildung 5-3: Versuchsanlage Kreislaufbelüfter (VA KB), Reinwasser und Belebtschlamm, links schematisch, rechts in Betrieb

Der Wasserstand in der Versuchsanlage kann zwischen 0,4 m und 0,6 m variiert werden, ebenso wie die Höhenlage und Eintauchtiefe des Kreislaufbelüfters. Bei diesem handelt es sich um ein Modell des Kreislaufbelüfters „Typ K“ der Firma Oswald Schulze (Gladbeck) im Maßstab 1:10. Der Modellkreislauf wird über einen Drehstrom-Motor angetrieben, wobei die Drehzahl des Motors und damit auch Umfangsgeschwindigkeit des Belüfters stufenlos regelbar sind. Umfangsgeschwindigkeit des Modellkreislaufs sowie das Verhältnis von Modellkreislauf (Durchmesser: 0,43 m), Wasserstand und Beckengeometrie entsprechen näherungsweise den Auslegungen großtechnischer Anlagen.

5.2.4 Versuchsanlage Druckluftbelüftung und Injektorbelüftung (VA DIB) - Reinwasser und Belebtschlamm

Zum direkten Vergleich der Belüftungssysteme Druckluftbelüftung und Injektorbelüftung in Abhängigkeit der Wassertemperatur wurde die Versuchsanlage neu errichtet. Diese besteht aus einem belüfteten Reaktor (Belebungsbecken), ein Edelstahlzylinder mit einem Durchmesser von 1 m und einer Höhe von 3,5 m und einem Nachklärbecken, um den belebten Schlamm im System zurückzuhalten. Der belüftete Reaktor ist mit einer Heizung ausgestattet und isoliert. Die Versuche wurden bei einem Wasserstand von 3 m in Reinwasser und in Belebtschlamm bei Wassertemperaturen von 10 °C, 20 °C und 30 °C durchgeführt. Für die Belebtschlammversuche wurde das Kreislaufbecken (VA KB) an die Versuchsanlage VA DIB angeschlossen. Die folgenden Abbildungen 5-4 und 5-5 zeigen den schematischen Aufbau sowie Fotos der Versuchsanlage und die eingebauten Belüftungselemente.

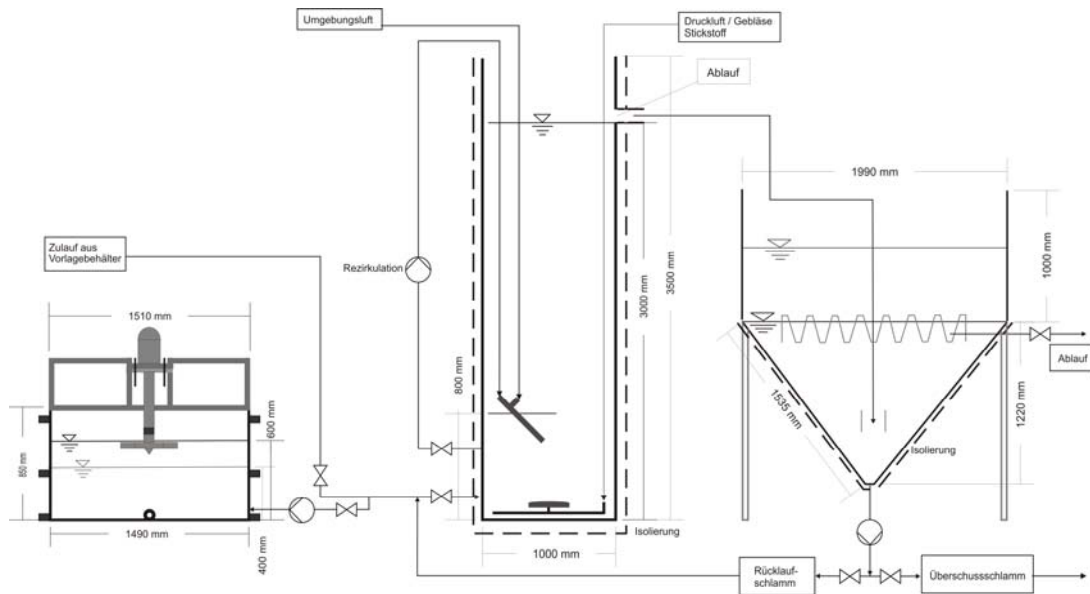


Abbildung 5-4: Schematischer Aufbau der Versuchsanlage (von links: Versuchsbecken mit Belüftungskreislauf, Versuchssäule mit Druckluftbelüftung und Injektorbelüftung, Nachklärbecken)



Abbildung 5-5: Fotos der Versuchsanlage (links: Versuchsanlage gesamt, rechts: Versuchssäule mit Druckluftbelüftung und Injektorbelüftung, Reinwasser und Belebtschlamm)

Die Versuchsanlage steht auf dem Versuchsfeld des Institutes IWAR auf der Kläranlage Darmstadt-Eberstadt. Für die Belebtschlammversuche wurde Abwasser der Eberstädter Kläranlage nach dem Rechen über ein Sieb mit der Siebweite 0,5 mm und über einen Vorlagebehälter geleitet und von dort der Versuchsanlage zugeführt.

Die Versuchsanlage diente v. a. für vergleichende Sauerstoffzufuhrmessungen mit Druckluft- und Injektorbelüftung in Reinwasser und für vergleichende Sauerstoffzufuhrmessungen mit Druckluft- und Injektorbelüftung in Belebtschlamm bei den Wassertemperaturen 10 °C, 20 °C und 30 °C.

5.2.5 Versuchsanlage der Ruhr-Universität Bochum auf der Kläranlage in Düsseldorf (VA RUB), Reinwasser und Belebtschlamm

Die Versuchsanlage VA RUB besteht aus zwei voneinander unabhängigen baugleichen Reinigungsstufen. Eine Referenzstraße mit einem Gesamtvolumen von 39,5 m³ und eine Versuchsstraße mit einem Gesamtvolumen von 38 m³ aufgrund des eingebauten Heizkreislaufs. Das Abwasser wurde nach der Vorklärung des Klärwerks Düsseldorf Süd entnommen. Die Versuchsanlage wurde als vorgeschaltete Denitrifikationsanlage betrieben.

Es wurden drei Sauerstoffzufuhrmessungen durchgeführt, eine in Reinwasser in der Referenzstraße bei einer Wassertemperatur von 16 °C und zwei in Belebtschlamm bei $T_w = 16$ °C in der Referenzstraße und bei $T_w = 30$ °C in der klimatisierten Straße. Zudem wurden von der Ruhr-Universität Bochum über einen bestimmten Zeitraum regelmäßig die Sauerstoffverbrauchsrate bestimmt.

5.3 Darstellung und Diskussion der Ergebnisse der Sauerstoffzufuhrmessungen

Die Ergebnisse sind entsprechend des Versuchsprogramms gegliedert. Dargestellt werden die Wassertemperaturabhängigkeit und -korrektur des Belüftungskoeffizienten $k_L a_T$ bei der Ermittlung der Sauerstoffzufuhr sowie der Einfluss des temperaturabhängigen Belüftungskoeffizienten und der temperaturabhängigen Sauerstoffsättigungskonzentration auf die Sauerstoffzufuhr. Weiter wird die Sauerstoffzufuhr der drei Belüftungssysteme als Funktion der Wassertemperatur und in Kombination mit hohen Salz- und Tensidkonzentrationen bestimmt. Die Temperaturabhängigkeit des α -Wertes wird bestimmt und die Zusammenhänge zwischen der Art des Belüftungssystems und der Abwassertemperatur dargestellt.

Bevor die Ergebnisse der Sauerstoffzufuhrmessungen aufgezeigt und diskutiert werden, wird im folgenden Kapitel die Mess- und Auswertemethodik beschrieben.

5.3.1 Mess- und Auswertemethodik bei den Sauerstoffzufuhrmessungen

Die Sauerstoffzufuhrmessungen wurden entsprechend dem DWA-Merkblatt M 209 (2007) durchgeführt. Als Messmethode kamen je nach Versuchsanlage und Versuchsbedingungen die Absorptionsmethode mit Natriumsulfit oder mit Stickstoff sowie die Desorptionsmethode mit Reinsauerstoff zur Anwendung. Die Sauerstoffkonzentration wurde mit Sauerstoffelektroden der Firma Orbisphere vom Typ Moca 3600 gemessen. Diese Sauerstoffelektroden besitzen eine Messgenauigkeit von $\pm 1\%$ im Temperaturbereich von -5 °C bis 100 °C . Über die Sauerstoffelektroden wird auch die Wassertemperatur gemessen.

Bei Sauerstoffzufuhrmessungen wird der Belüftungskoeffizient $k_L a_T$ ermittelt. Bei gleichen Versuchsbedingungen (gleiche Versuchsanlage, gleiche Wassertemperatur, gleiches Versuchswasser etc.) ist dieser linear abhängig von dem eingestellten Luftvolumenstrom. Es wurden bei gleichen Versuchsbedingungen mit unterschiedlichen Luftvolumenströmen Sauerstoffzufuhrmessungen durchgeführt und die $k_L a_T$ -Werte ermittelt. Da es nicht möglich ist, bei unterschiedlichen Versuchsbedingungen exakt die gleichen Luftvolumenströme einzustellen, werden die ermittelten $k_L a_T$ -Werte über die lineare Regression auf vergleichbare Luftvolumenströme umgerechnet. Dies ist am Beispiel von Reinwassermessungen mit Druckluftbelüftung durchgeführt in der Versuchsanlage VA DIB in den nachstehenden Abbildungen 5-6 und 5-7 dargestellt. Es wurde bei unterschiedlichen Wassertemperaturen und unterschiedlichen Luftvolumenströmen Sauerstoffzufuhrmessungen durchgeführt, die $k_L a_T$ -Werte ermittelt und über eine lineare Regression auf vergleichbare Luftvolumenströme umgerechnet.

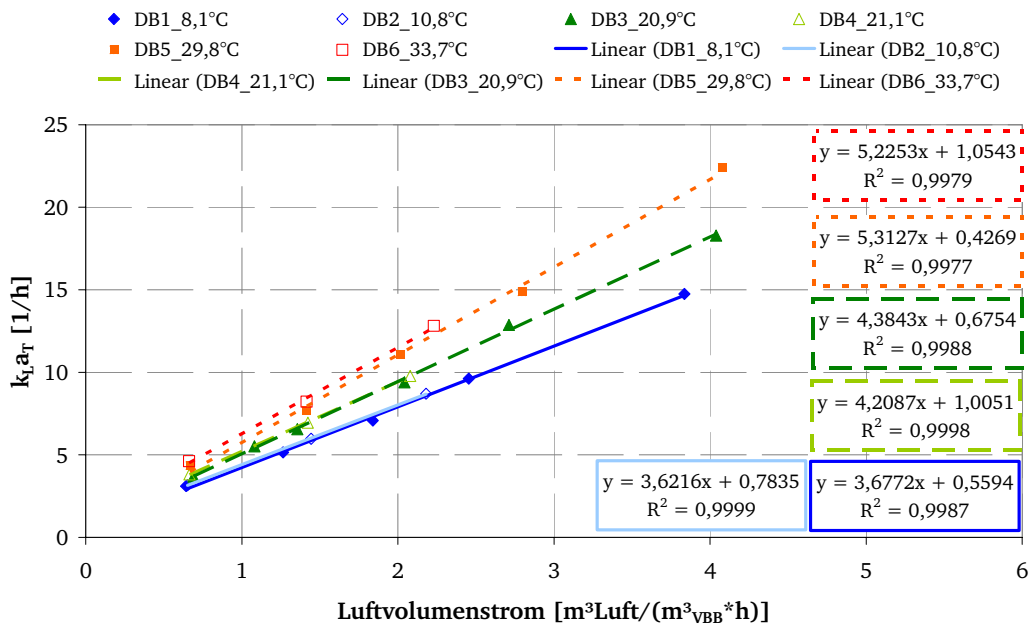


Abbildung 5-6: k_{La} -Werte bei unterschiedlichen Wassertemperaturen in Reinwasser in der Versuchsanlage VA DIB ermittelt (links) und über lineare Regression auf vergleichbare Luftvolumenströme umgerechnet (rechts)

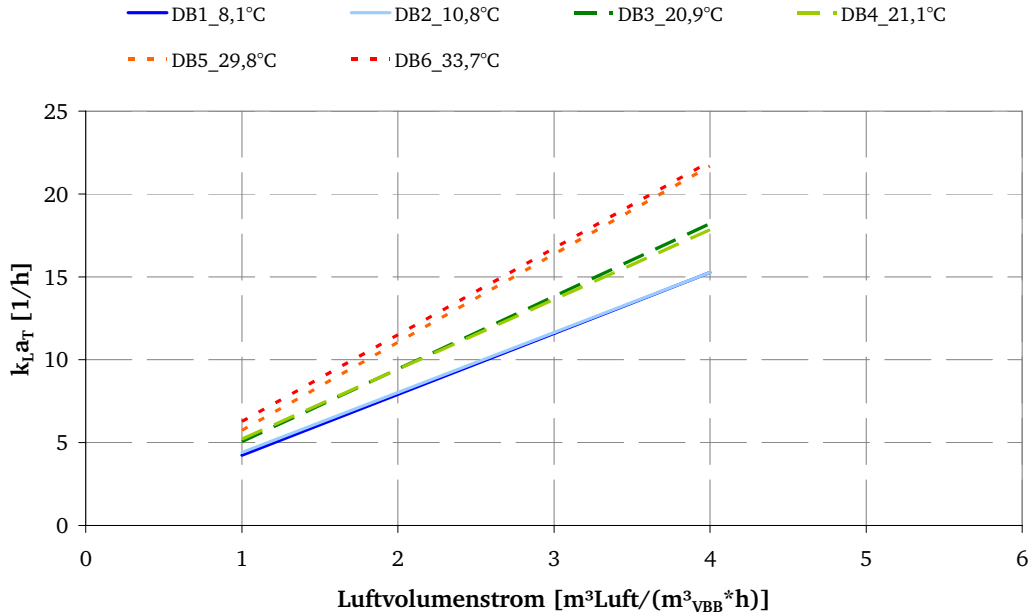


Abbildung 5-7: k_{La} -Werte bei unterschiedlichen Wassertemperaturen in Reinwasser in der Versuchsanlage VA DIB ermittelt und über lineare Regression auf vergleichbare Luftvolumenströme umgerechnet

Die bei gleichen Luftvolumenströmen ermittelten $k_L a_T$ -Werte können anschließend gegen die Wassertemperatur aufgetragen werden. Es wird davon ausgegangen, dass die $k_L a_T$ -Werte exponentiell von der Wassertemperatur abhängen (siehe Ausführungen Kapitel 3.4). Da es nicht möglich ist, bei Sauerstoffzufuhrmessungen exakte Wassertemperaturen einzustellen, werden die ermittelten $k_L a_T$ -Werte für die notwendigen Wassertemperaturen über eine exponentielle Regression neu berechnet. Für das oben erwähnte Beispiel ist dies in den folgenden Abbildungen 5-8 und 5-9 dargestellt.

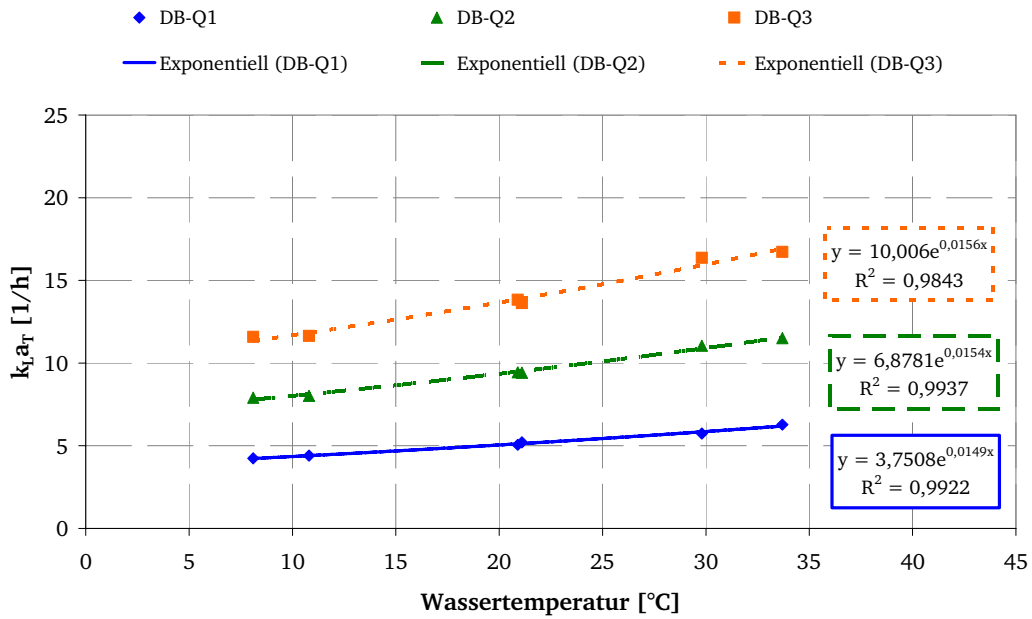


Abbildung 5-8: $k_L a_T$ -Werte bei vergleichbaren Luftvolumenströmen in Reinwasser in der Versuchsanlage VA DIB bei unterschiedlichen Wassertemperaturen ermittelt

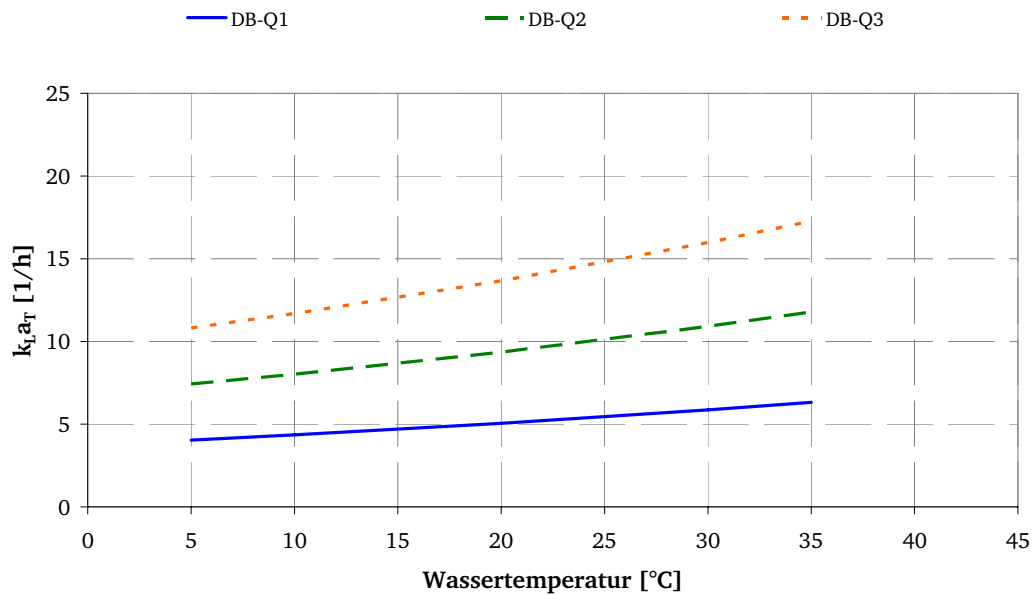


Abbildung 5-9: $k_L a_T$ -Werte bei vergleichbaren Luftvolumenströmen in Reinwasser in der Versuchsanlage VA DIB bei unterschiedlichen Wassertemperaturen ermittelt und über exponentielle Regression auf vergleichbare Wassertemperaturen umgerechnet

Durch die beschriebenen Umrechnungen auf vergleichbare Luftvolumenströme und vergleichbare Wassertemperaturen können die $k_L a_T$ -Werte, ermittelt in einer Versuchsanlage bei unterschiedlichen Wassertemperaturen und Luftvolumenströmen, gemittelt werden. Dies erfolgt, indem die bei der Wassertemperatur T_w gemessenen $k_L a_T$ -Werte durch die bei der Wassertemperatur $T_w = 20\text{ °C}$ ermittelten $k_L a_{20}$ -Werte dividiert werden. Entsprechen oben erwähntem Beispiel ist dies in den folgenden Abbildungen 5-10 und 5-11 dargestellt.

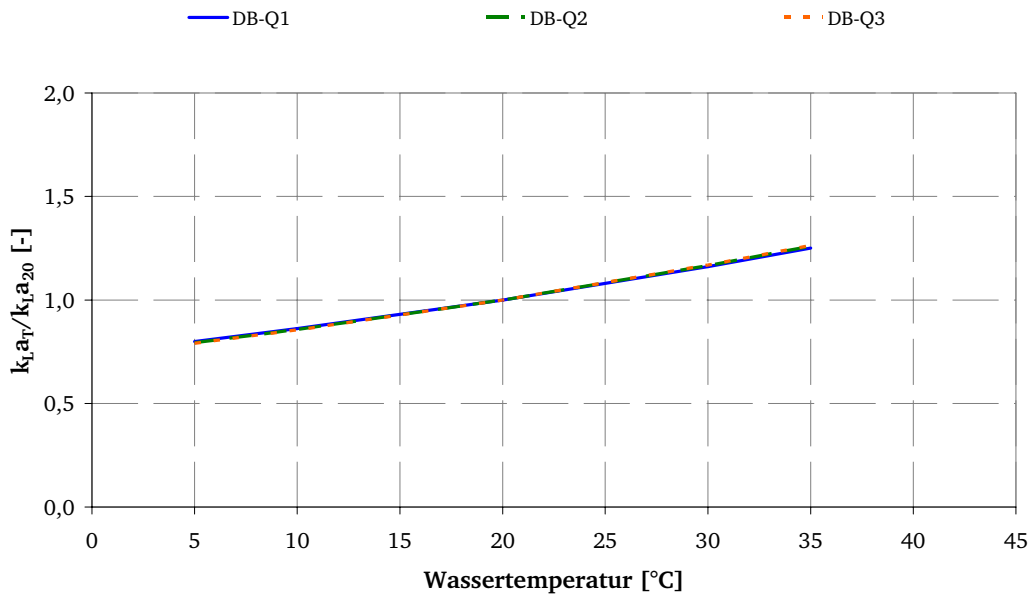


Abbildung 5-10: $k_{L,a_T} / k_{L,a_{20}}$ -Werte in Abhängigkeit der Wassertemperatur bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen in Reinwasser in der Versuchsanlage VA DIB

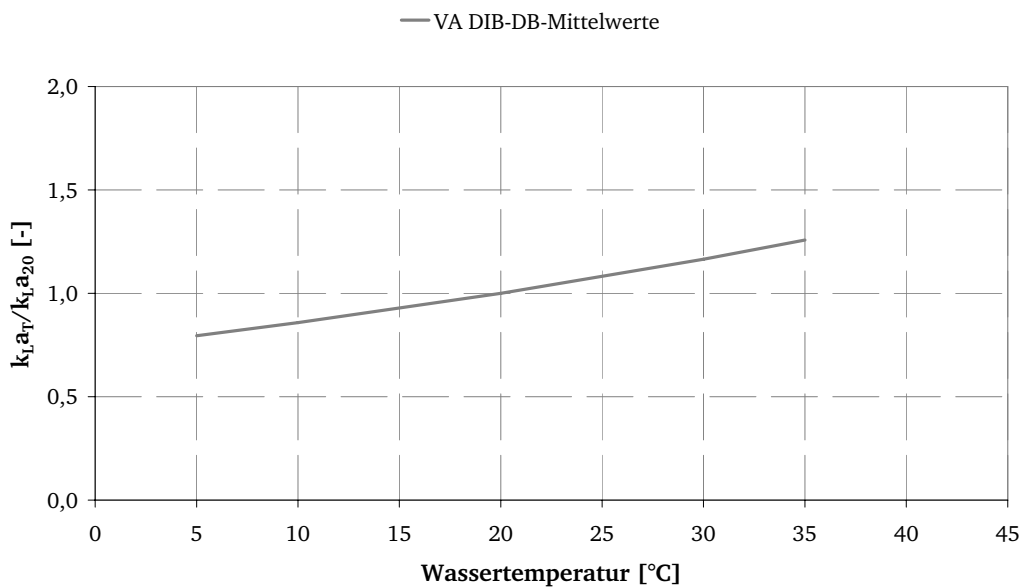


Abbildung 5-11: $k_{L,a_T} / k_{L,a_{20}}$ -Werte in Abhängigkeit der Wassertemperatur bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen in Reinwasser in der Versuchsanlage VA DIB (links) und die daraus ermittelten Mittelwerte (rechts)

Durch diese Umrechnungen ist es möglich einen mittleren Verlauf des Belüftungskoeffizienten k_{L,a_T} , ermittelt in einer Versuchsanlage mit einem Belüftungssystem, als Funktion der Wassertemperatur darzustellen.

5.3.2 Die Temperaturabhängigkeit des Belüftungskoeffizienten k_{LaT}

Wie im voran stehenden Kapitel erwähnt, steigt der Belüftungskoeffizient k_{LaT} mit steigender Wassertemperatur an. Es wird angenommen, dass diese Abhängigkeit einem exponentiellen Zusammenhang unterliegt. Wie in Kapitel 3.4 beschrieben, ist davon auszugehen, dass der Belüftungskoeffizient bezogen auf die Temperaturabhängigkeit hauptsächlich vom Diffusionskoeffizienten des Sauerstoffs abhängt. Han & Bartels (1996) haben die Diffusionskoeffizienten für Sauerstoff in Wasser in einem Temperaturbereich von 5°C bis 95°C experimentell ermittelt. Die Wurzel aus diesen Diffusionskoeffizienten ist für Sauerstoff in Wasser in Abhängigkeit der Wassertemperatur in nachstehender Abbildung 5-12 neben der Wurzel aus den Diffusionskoeffizienten berechnet nach Wilke & Chang (1955) aufgezeigt.

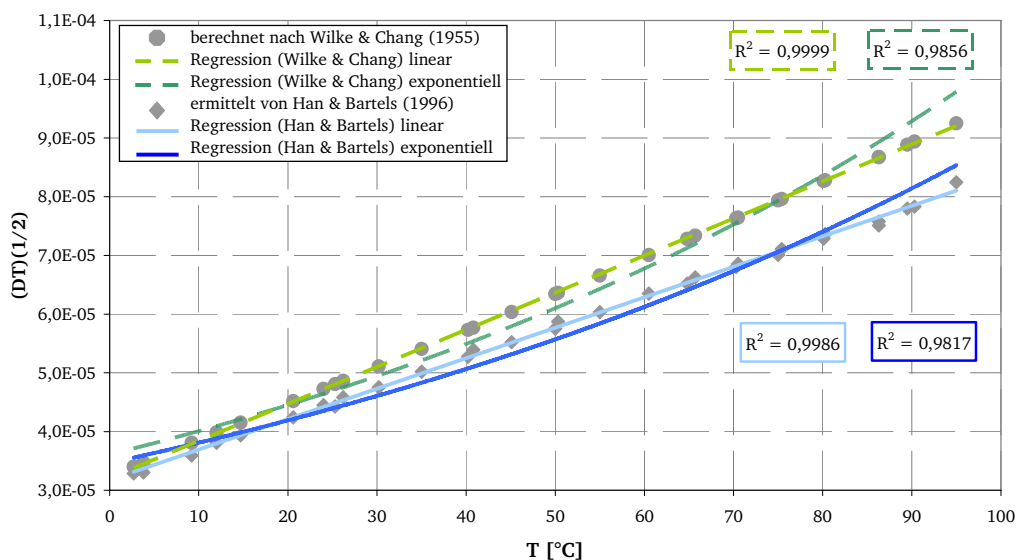


Abbildung 5-12: Darstellung der Wurzel der Diffusionskoeffizienten gemessen nach Han & Bartels (1996) und berechnet nach Wilke & Chang (1955) im Hinblick auf eine lineare oder exponentielle Abhängigkeit von der Wassertemperatur

Für beide Kurven sind die Korrelationskoeffizienten R^2 jeweils aus der linearen und der exponentiellen Regression dargestellt. Die lineare Regressionsgerade liegt mit $R^2 = 0,9999$ bzw. $R^2 = 0,9986$ unwesentlich näher an den berechneten bzw. gemessenen Werten als die exponentielle Kurve mit $R^2 = 0,9856$ und $R^2 = 0,9817$. Es lässt sich keine eindeutige Aussage treffen, ob die Wurzel der Diffusionskoeffizienten und somit der Belüftungskoeffizient linear oder exponentiell von der Wassertemperatur abhängt. Da sich die exponentielle Korrektur des k_{LaT} -Wertes auf den k_{La20} -Wert über

den Arrhenius- Ansatz in allen nationalen und internationalen Messanleitungen durchgesetzt hat, wird auch hier der exponentielle Ansatz weiter verfolgt.

In den Versuchsanlagen VA DB1, VA KB und VA DIB wurden Sauerstoffzufuhrmessungen durchgeführt, um die Temperaturabhängigkeit des Belüftungskoeffizienten zu untersuchen. In den nachstehenden Abbildungen 5-13 bis 5-22 sind für die in den jeweiligen Versuchsanlagen mit dem entsprechenden Belüftungssystem erzielten Messwerte, die jeweilige exponentielle Regression und die nach dem unter Kapitel 5.3.1 beschriebenen Auswerteverfahren berechneten Mittelwerte dargestellt.

Die aufgezeigten Ergebnisse der Sauerstoffzufuhrmessungen in der Versuchsanlage VA DB1 wurden in Reinwasser bei Wassertemperaturen von 5 °C bis 35°C bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen (Q1 und Q2) und unterschiedlichen Salzkonzentrationen (TDS 1-3) erzielt. Nachstehend sind die Messwerte und die daraus ermittelten Mittelwerte dargestellt.

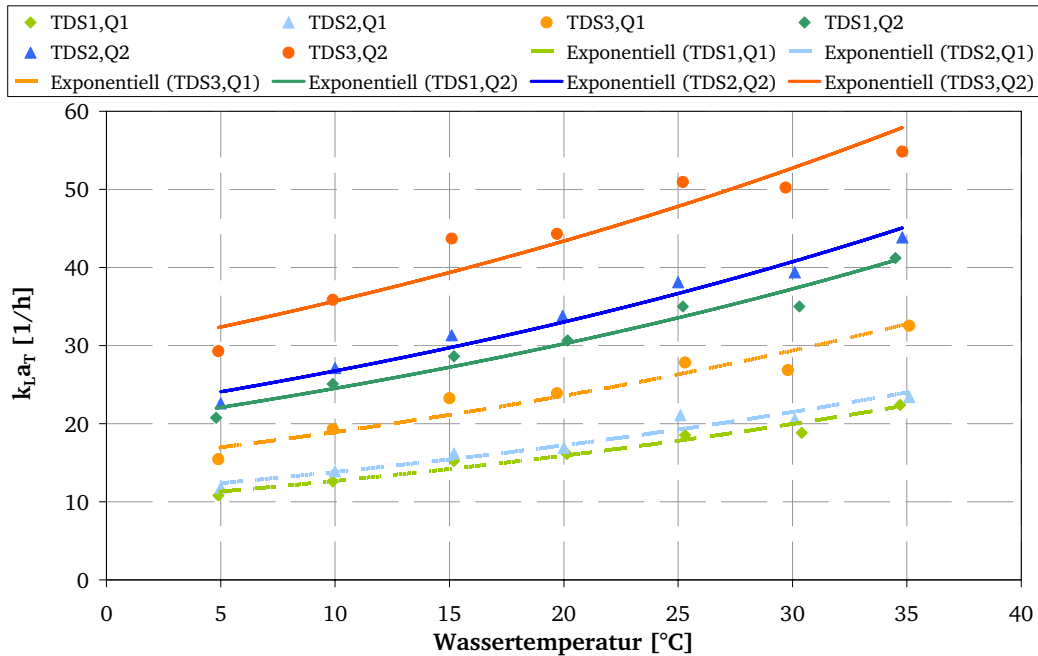


Abbildung 5-13: k_{LaT} -Messwerte, ermittelt in VADB1 bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen und unterschiedlichen Salzkonzentrationen in Reinwasser

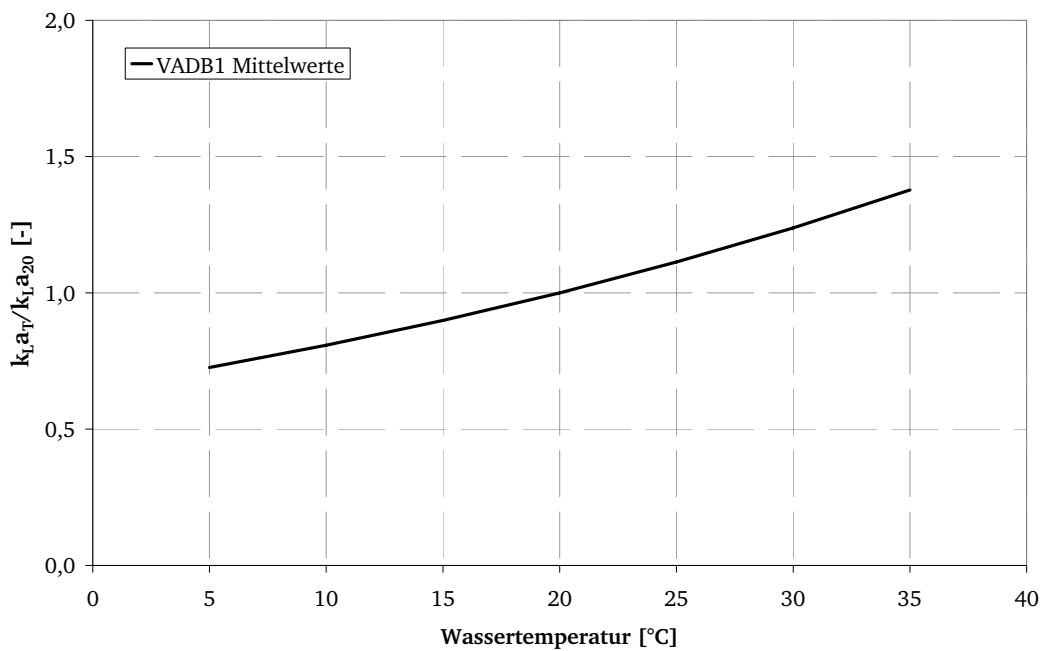


Abbildung 5-14: k_{LaT}/k_{La20} -Mittelwerte, ermittelt in VADB1 in Reinwasser

Die dargestellten Ergebnisse der Sauerstoffzufuhrmessungen in der Versuchsanlage VA KB wurden in Reinwasser bei Wassertemperaturen von 5 °C bis 30 °C bei unterschiedlichen Kreiselumfangsgeschwindigkeiten (250 – 400 U/min) erzielt. Nachstehend sind die Messwerte und die daraus ermittelten Mittelwerte dargestellt.

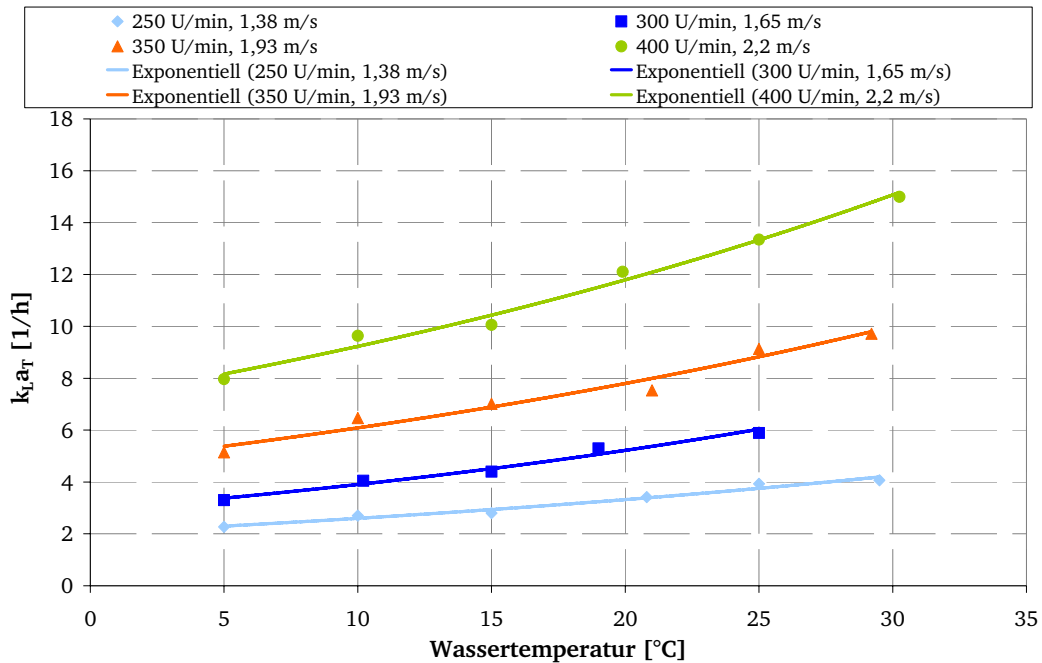


Abbildung 5-15: $k_L a_T$ -Messwerte, ermittelt in VAKB bei unterschiedlichen Kreiselumfangsgeschwindigkeiten in Reinwasser

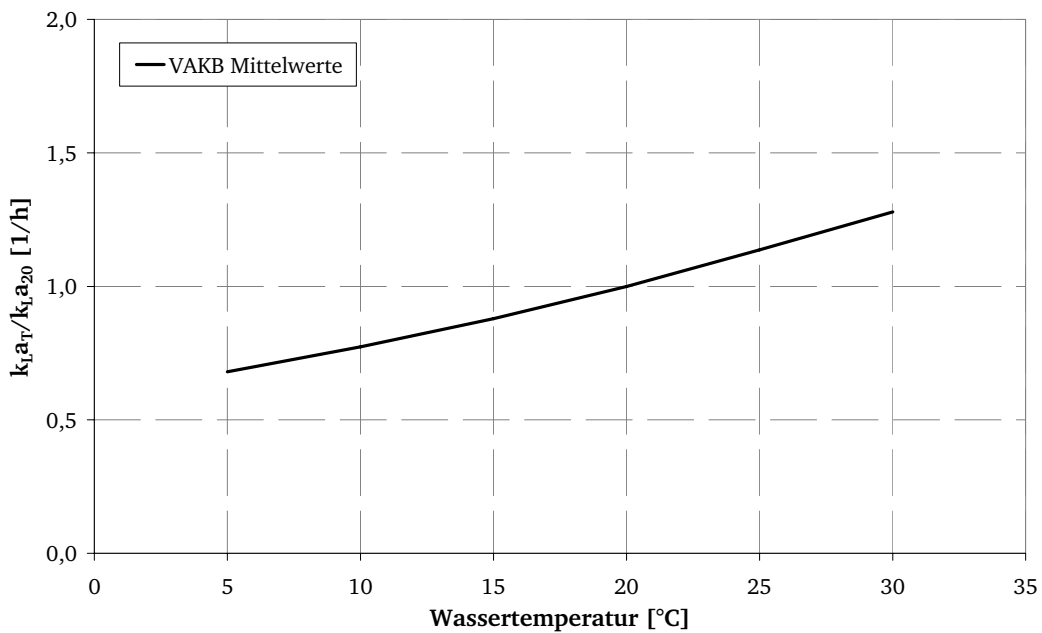


Abbildung 5-16: $k_L a_T / k_L a_{20}$ -Mittelwerte, ermittelt in VAKB in Reinwasser

Die dargestellten Ergebnisse der Sauerstoffzufuhrmessungen in der Versuchsanlage VA DIB mit Druckluftbelüftung wurden in Reinwasser bei Wassertemperaturen von 8 °C bis 34°C bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen (Q1 bis Q3) erzielt. Nachstehend sind die Messwerte und die daraus ermittelten Mittelwerte dargestellt.

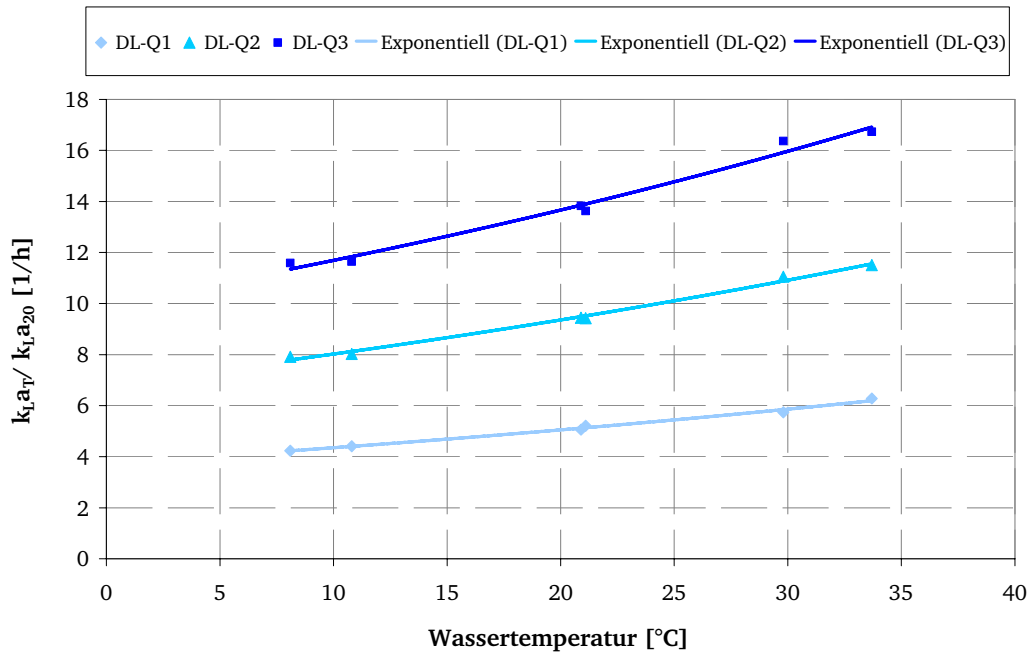


Abbildung 5-17: k_{La7} -Messwerte, ermittelt in VADIB mit Druckluftbelüftung bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen in Reinwasser

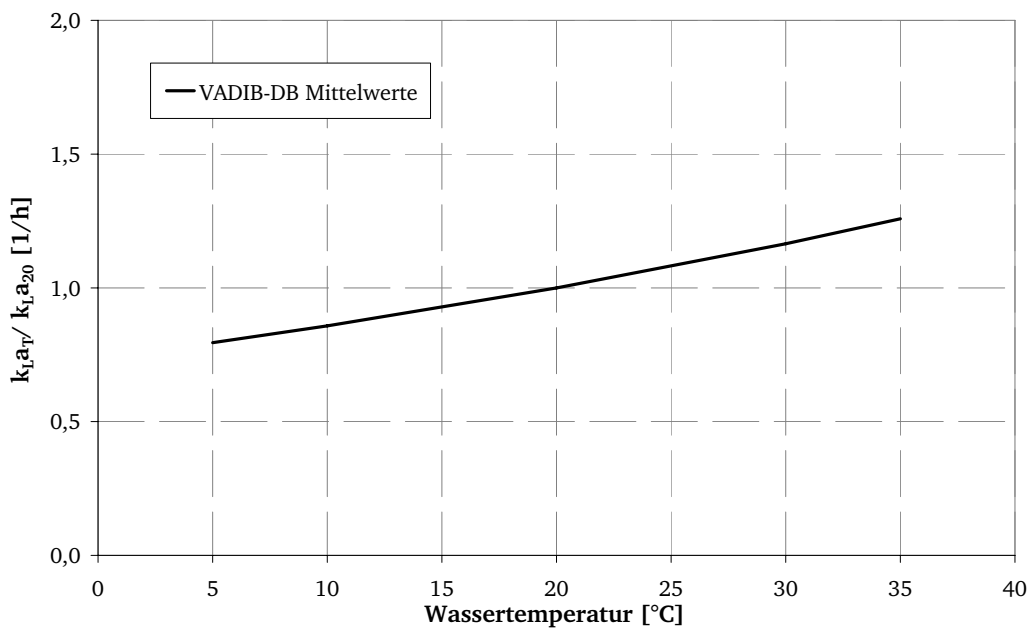


Abbildung 5-18: k_{La7}/k_{La20} -Mittelwerte, ermittelt in VADIB mit Druckluftbelüftung in Reinwasser

Die dargestellten Ergebnisse der Sauerstoffzufuhrmessungen in der Versuchsanlage VA DIB mit Injektorbelüftung wurden in Reinwasser bei Wassertemperaturen von 9 °C bis 33°C bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen (Q1 bis Q3) erzielt. Nachstehend sind die Messwerte und die daraus ermittelten Mittelwerte dargestellt.

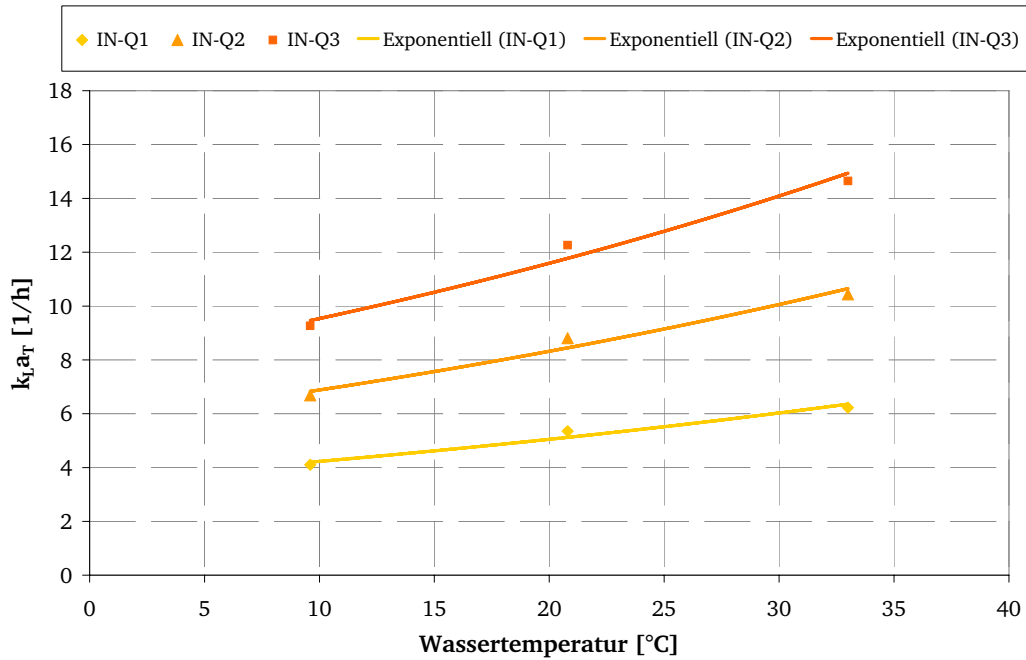


Abbildung 5-19: k_{La_T} -Messwerte, ermittelt in VADIB mit Injektorbelüftung bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen in Reinwasser

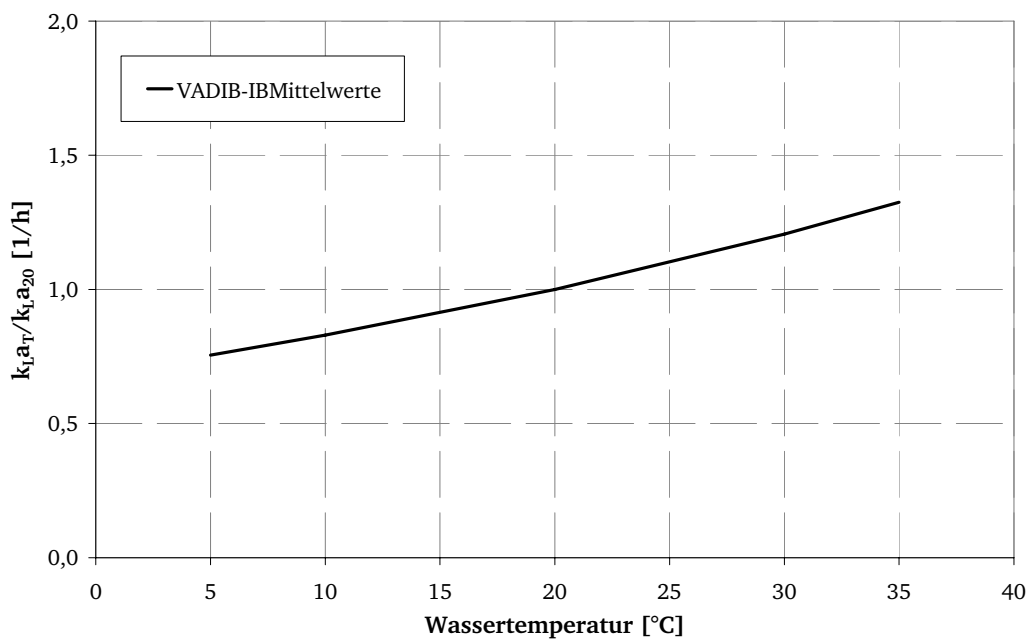


Abbildung 5-20: $k_{La_T}/k_{La_{20}}$ -Mittelwerte, ermittelt in VADIB mit Injektorbelüftung in Reinwasser

Die Mittelwerte der voran dargestellten rund 90 Sauerstoffzufuhrmessungen in vier Versuchsanlagen mit drei unterschiedlichen Belüftungssystemen sind in folgenden Abbildungen in einem Diagramm zusammengefasst und nochmals gemittelt.

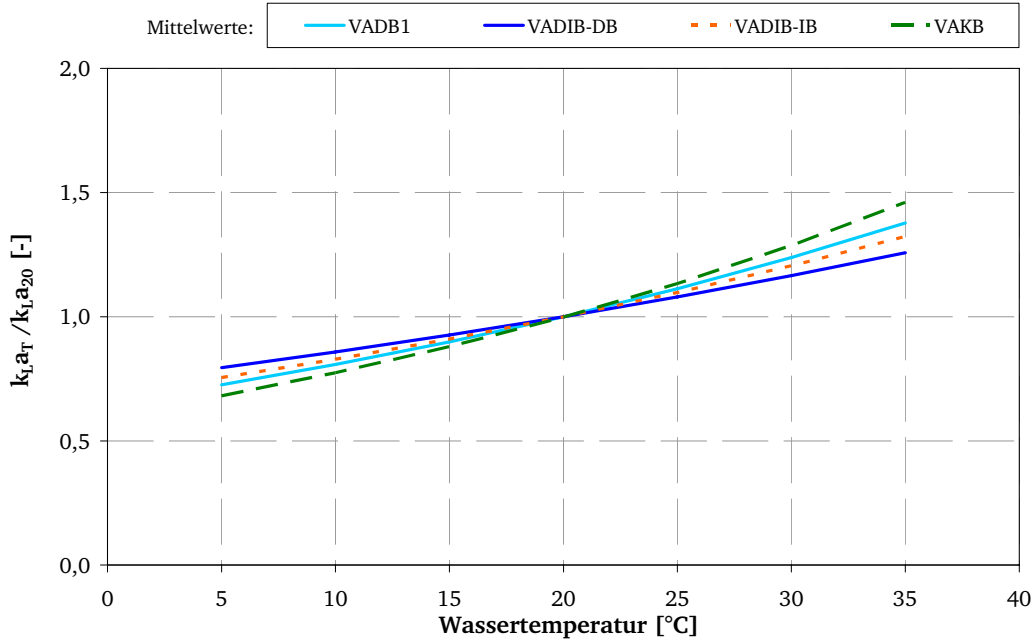


Abbildung 5-21: $k_L a_T / k_L a_{20}$ -Mittelwerte, ermittelt in VADB1, VADIB-DB, VADIB-IB und VAKB mit den entsprechenden Belüftungssystemen in Reinwasser

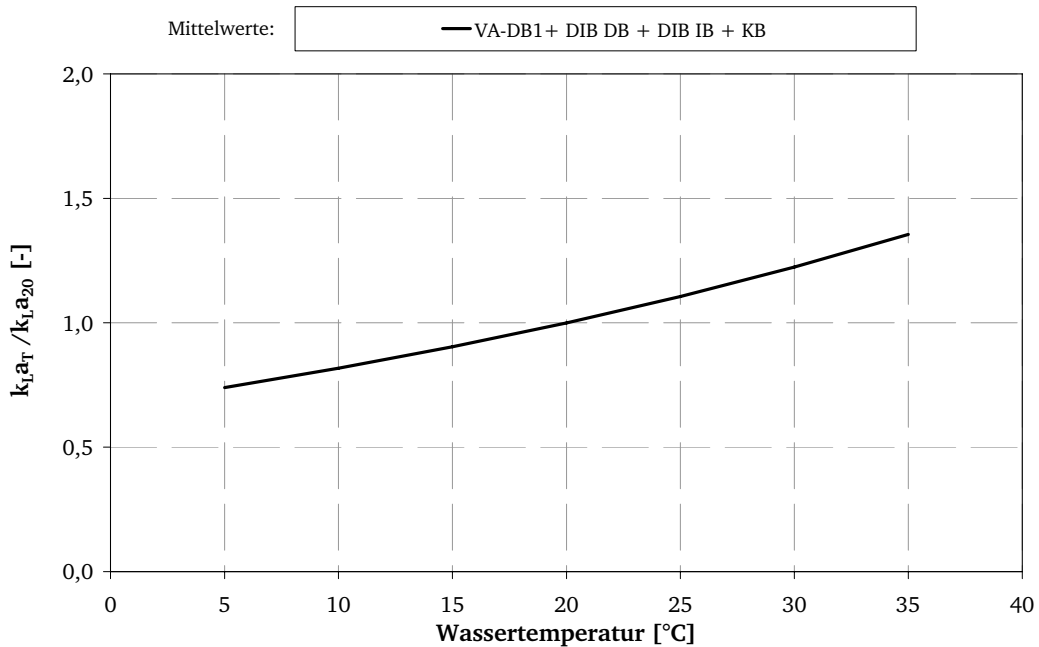


Abbildung 5-22: $k_L a_T / k_L a_{20}$ -Mittelwerte, ermittelt aus den Mittelwerten der VADB1, VADIB-DB, VADIB und VAKB in Reinwasser

Abbildung 5-22 zeigt einen steigenden Verlauf des Quotienten $k_{L,a_T}/k_{L,a_{20}}$ und somit auch des Belüftungskoeffizienten k_{L,a_T} mit zunehmender Wassertemperatur. Die bei Sauerstoffzufuhrversuchen gemessenen k_{L,a_T} -Werte werden nach den nationalen und internationalen Messanleitungen auf die Normtemperatur von 20 °C korrigiert. Hierzu findet die folgende Arrhenius-Gleichung mit einem Θ -Wert von 1,024 Anwendung:

$$\text{Formel 5-1: } k_{L,a_{20}} = k_{L,a_T} \cdot \Theta^{(20-T)} \quad [1/h] \Rightarrow \frac{k_{L,a_T}}{k_{L,a_{20}}} = \Theta^{(T-20)} \quad [-]$$

Mit Hilfe dieser Gleichung sollen die bei der Wassertemperatur T gemessenen k_{L,a_T} -Werte auf den $k_{L,a_{20}}$ -Wert umgerechnet werden. Mit den in Gleichung 1 eingesetzten θ -Werten sollte sich der berechnete $k_{L,a_{20}}$ -Wert dem gemessenen annähern. Bei einer Wassertemperatur von 20 °C nimmt der Quotient $k_{L,a_T}/k_{L,a_{20}}$ den Wert 1 an. Auf diesen Wert sollte sich der bei den anderen Wassertemperaturen ermittelte Ausdruck korrigieren lassen. Nachstehende Abbildung 5-23 zeigt die Korrekturfunktion der Arrhenius-Gleichung.

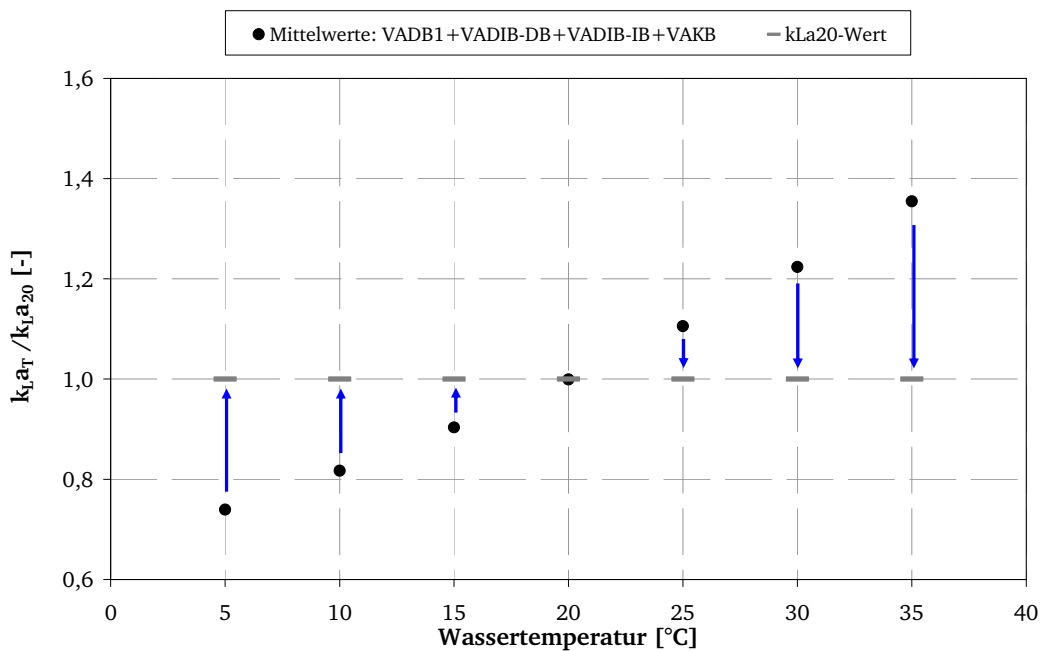


Abbildung 5-23: Korrekturfunktion der Arrhenius-Gleichung ($k_{L,a_T}/k_{L,a_{20}}$ -Mittelwerte und $k_{L,a_{20}}$ -Werte)

Abbildung 5-23 zeigt die Idealvorstellung. Im folgenden Diagramm sind die gemessenen k_{L,a_T} -Werte im Vergleich mit den korrigierten $k_{L,a_{20}}$ -Werten in Abhängigkeit der Wassertemperatur dargestellt. Für den Temperaturkorrekturfaktor werden die θ -Werte 1,01; 1,02; 1,024 und 1,03 eingesetzt, um die in der Literatur auftretende Spanne des Temperaturkorrekturkoeffizienten abzudecken.

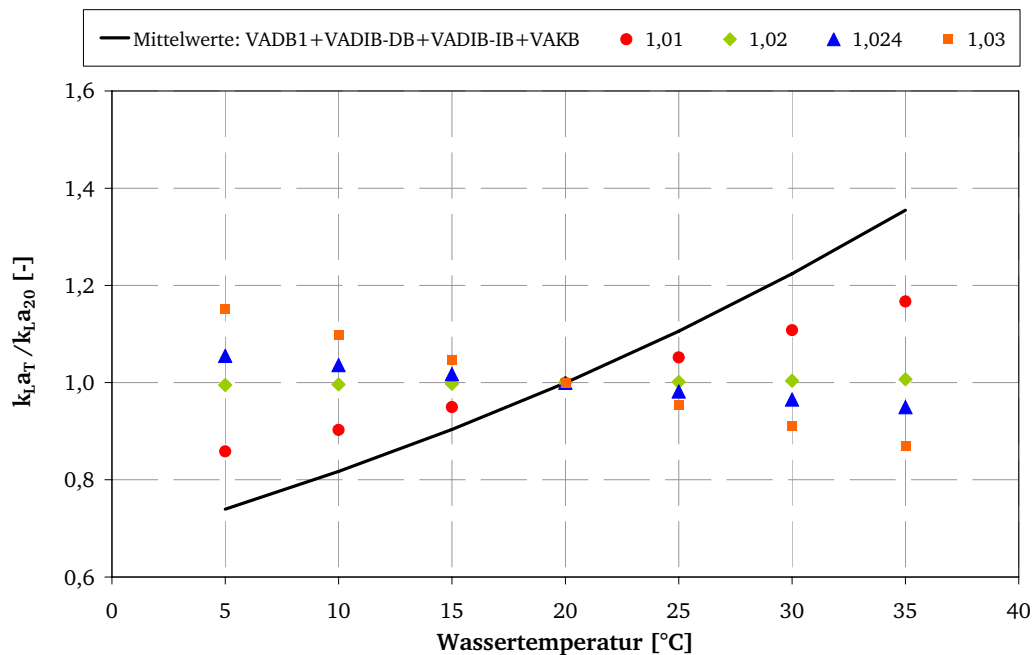


Abbildung 5-24: Darstellung der $k_{L,a_T}/k_{L,a_{20}}$ -Mittelwert und die mit unterschiedlichen θ -Werten berechneten Werte in Abhängigkeit der Wassertemperatur

Abbildung 5-24 zeigt, dass die Werte, berechnet mit $\theta = 1,01$ und $\theta = 1,03$ v. a. bei hohen und niedrigen Wassertemperaturen zu stark von dem bei 20 °C ermittelten Belüftungskoeffizienten abweichen. Diese können für die Temperaturkorrektur als ungeeignet bezeichnet werden.

Bei Sauerstoffzufuhrmessungen wird in dem DWA-Merkblatt M 209 (2007) eine Messunsicherheit von $\pm 5\%$ angegeben. Diese Messungenauigkeit ist in folgender Abbildung 5-25 bezogen auf den $k_{L,a_{20}}$ -Wert neben den über die Temperaturkorrekturfaktoren $\theta = 1,02$ und $\theta = 1,024$ berechneten $k_{L,a_{20}}$ -Werten dargestellt (gestrichelte Linie).

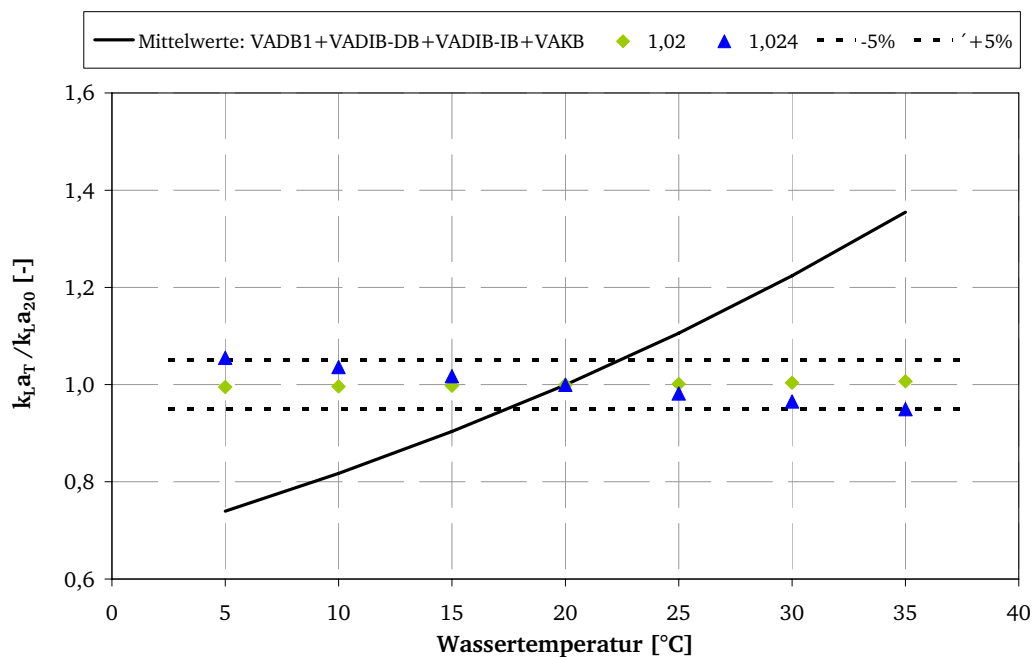


Abbildung 5-25: Darstellung der $k_L a_T / k_L a_{20}$ -Mittelwert und die mit θ -Werten von 1,020 und 1,024 berechneten Werte in Abhängigkeit der Wassertemperatur

Es zeigt sich, dass die Temperaturkorrektur mit einem θ -Wert von 1,02 am Besten abgebildet werden kann. Je weiter die Wassertemperatur von der Standardtemperatur entfernt ist, desto größer wird der Unterschied der mit den verschiedenen Temperaturkorrekturfaktoren korrigierten $k_L a_{20}$ -Werte. Aufgrund einer Messunsicherheit von $\pm 5\%$ liegt der Unterschied zwischen den mit $\theta = 1,024$ und mit $\theta = 1,02$ korrigierten Werte allerdings in einem zu vernachlässigenden Bereich. Somit besteht kein relevanter Unterschied zwischen den Temperaturkorrekturfaktoren von 1,024 und 1,02.

Werden nicht wie hier die Mittelwerte sondern die einzelnen Messwerte der unterschiedlichen Messreihen betrachtet, liegt in einem Fall der mit $\theta = 1,02$ korrigierte und im anderen Fall der mit $\theta = 1,024$ korrigierte $k_L a_{20}$ -Wert näher am gemessenen $k_L a_{20}$ -Wert.

Der Temperaturkorrekturfaktor ist von weiteren Einflussfaktoren wie dem Belüftungssystem oder der Salzkonzentration des Versuchswassers unabhängig.

Die im Rahmen von Zwischenberichten getroffene Aussage, dass bei Wassertemperaturen unter 10 °C die mit $\theta = 1,024$ berechneten $k_L a_{20}$ -Werte und bei Wassertemperaturen über 25 °C die mit $\theta = 1,02$ ermittelten $k_L a_{20}$ -Werte näher an dem bei 20 °C gemessenen Belüftungskoeffizienten liegen, hat sich somit nicht bestätigt.

5.3.3 Bestimmung der Sauerstoffzufuhr der drei Belüftungssysteme als Funktion der Wassertemperatur

Die Abhängigkeiten der Sauerstoffzufuhr von der Wassertemperatur und des Belüftungssystems wird anhand der Sauerstoffzufuhrmessungen in Reinwasser in den Versuchsanlagen VADB1 und VADIB-DB für Druckluftbelüftung, VADIB-IB für Injektorbelüftung sowie in der Versuchsanlage VAKB für die Kreisbelüftung gezeigt.

Die Standard-Sauerstoffzufuhr SOTR (Standard Oxygen Transfer Rate) in Reinwasser in der Einheit [kg/h] ist definiert als die Masse an Sauerstoff, die von einer Belüftungseinrichtung bei einem Sauerstoffgehalt von $C = 0$ mg/L, einer Wassertemperatur von $T = 20$ °C und einem atmosphärischem Druck von $P = 1.013,25$ hPa in einer Stunde in ein mit Reinwasser gefüllten Becken mit dem Volumen V [m³] gelöst wird (DWA M 209; 2007). Die Sauerstoffzufuhr wird über den Belüftungskoeffizienten $k_L a_{20}$ und die Sättigungskonzentration $C_{s,20}$ von Sauerstoff in Wasser berechnet. Nach dem DWA-Merkblatt M 209 (2007) berechnet sich die Sauerstoffzufuhr (SOTR) über folgende Gleichung:

$$\text{Formel 5-2} \quad \text{SOTR} = \frac{V \cdot k_L a_{20} \cdot C_{s,20}}{1000} \quad [\text{kg/h}]$$

Der Belüftungskoeffizient $k_L a_{20}$ und die Sättigungskonzentration $C_{s,20}$ sind von der Wassertemperatur abhängig. Die Berechnung des Belüftungskoeffizienten wurde bereits im voran stehenden Kapitel ausgeführt. Der Sauerstoffsättigungswert $C_{s,20}$ kann unter Berücksichtigung des bei der Sauerstoffzufuhrmessung aktuellen atmosphärischen Drucks nach folgender Formel auf die Standardbedingungen ($T = 20$ °C, $p_{st} = 1.013,25$ hPa) umgerechnet werden (DWA M 209; 2007):

$$\text{Formel 5-3} \quad C_{s,20} = C_{s,p^*,T} \cdot \frac{C_{s,st,20}}{C_{s,st,T}} \cdot \frac{1013}{p^*} \quad [\text{mg/L}]$$

Die Standard-Sauerstoffsättigungswerte $C_{s,st,T}$ sind bei einem Luftdruck von 1.013,25 hPa in Abhängigkeit der Wassertemperatur in (DIN EN 12255-15, 2004) tabelliert. Die Sauerstoffsättigungswerte $C_{s,p^*,T}$ werden bei Sauerstoffzufuhrmessungen mit kalibrierten Sauerstoffelektroden ermittelt.

Da der Temperatureinfluss auf die Standard-Sauerstoffzufuhr über den Belüftungskoeffizienten und die Sauerstoffsättigungskonzentration eingeht, werden nachstehend in den Abbildungen 5-26 bis 5-33 für die jeweiligen Versuchsanlagen die $k_L a_{20}$ -Werte, die $C_{s,20}$ -Werte und die darüber ermittelten SOTR-Werte dargestellt.

Die dargestellten Ergebnisse der Sauerstoffzufuhrmessungen in der Versuchsanlage VA DB1 wurden in Reinwasser bei Wassertemperaturen von 5 °C bis 35°C bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen (Q1 und Q2) und unterschiedlichen Salzkonzentrationen (TDS 1-3) erzielt. Nachstehend sind die berechneten $k_L a_{20}$ -Werte, die gemittelten $C_{S,20}$ -Werte sowie die bei einem Wasservolumen von $V = 0,49 \text{ m}^3$ berechneten SOTR-Werte dargestellt.

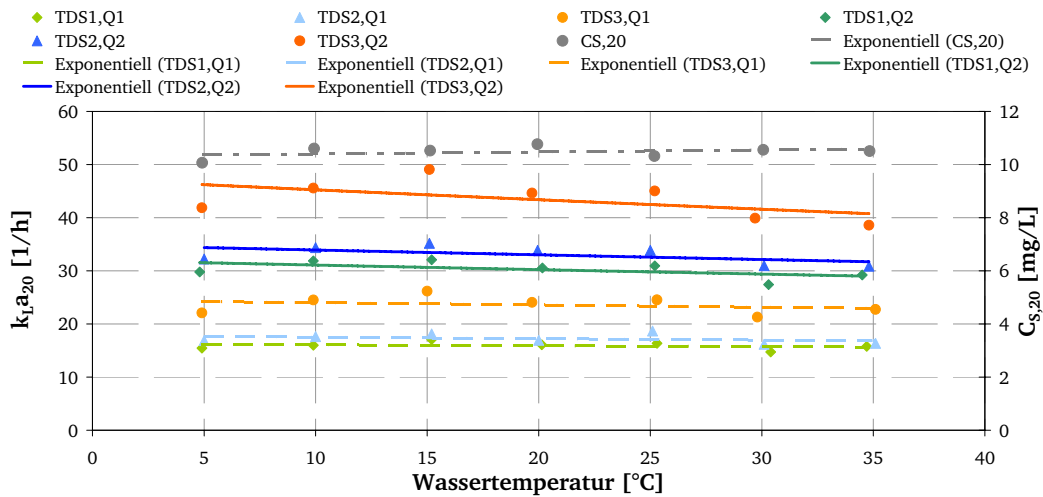


Abbildung 5-26: Berechnete $k_L a_{20}$ -Werte und gemittelte $C_{S,20}$ -Werte ermittelt in der Versuchsanlage VADB1 mit Druckluftbelüftung in Reinwasser bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen und unterschiedlichen Salzgehalten

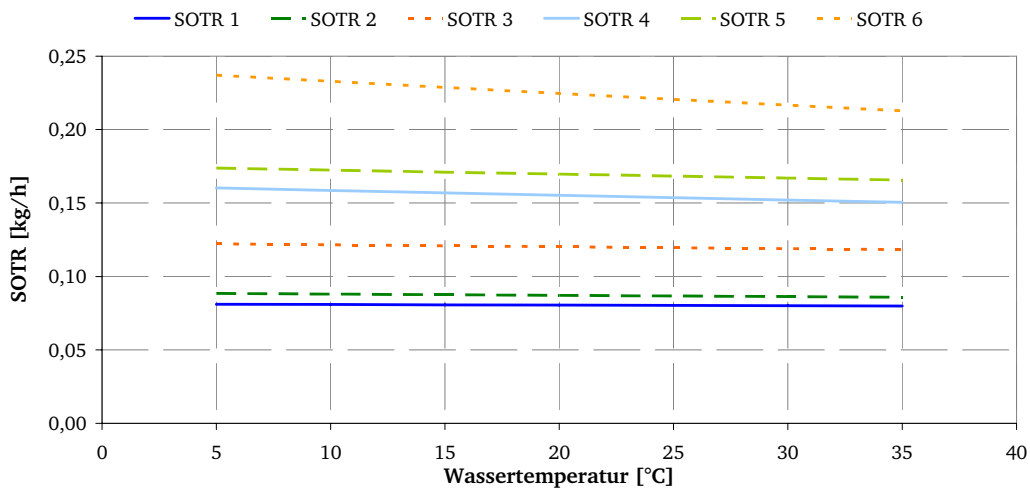


Abbildung 5-27: Berechnete SOTR-Werte ermittelt in der Versuchsanlage VADB1 mit Druckluftbelüftung in Reinwasser bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen und unterschiedlichen Salzgehalten

Die dargestellten Ergebnisse der Sauerstoffzufuhrmessungen in der Versuchsanlage VA DIB mit Druckluftbelüftung wurden in Reinwasser bei Wassertemperaturen von 8 °C bis 34°C bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen (Q1 bis Q3) erzielt. Nachstehend sind die berechneten $k_L a_{20}$ -Werte, die gemittelten $C_{s,20}$ -Werte sowie die bei einem Wasservolumen von $V = 2,3 \text{ m}^3$ berechneten SOTR-Werte dargestellt.

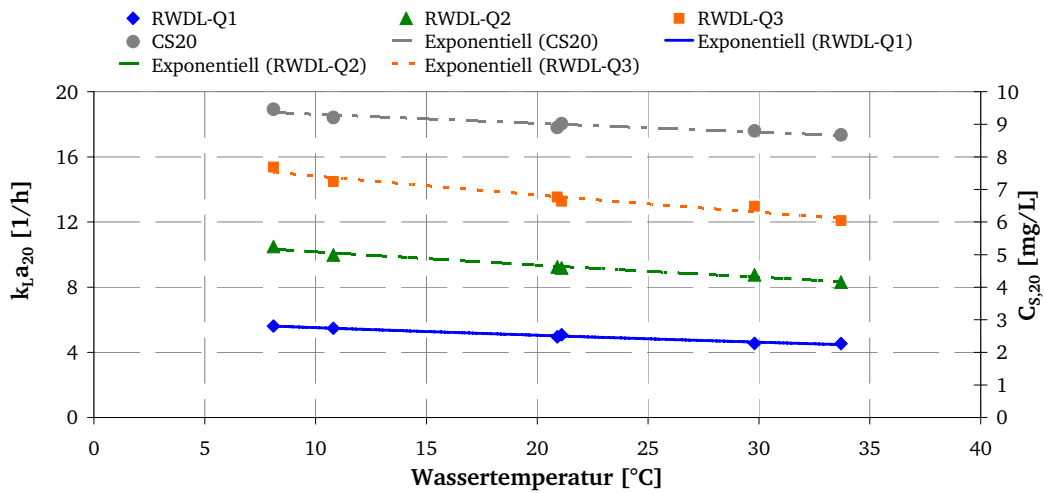


Abbildung 5-28: Berechnete $k_L a_{20}$ -Werte und gemittelte $C_{s,20}$ -Werte ermittelt in der Versuchsanlage VADIB-DB mit Druckluftbelüftung in Reinwasser bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen

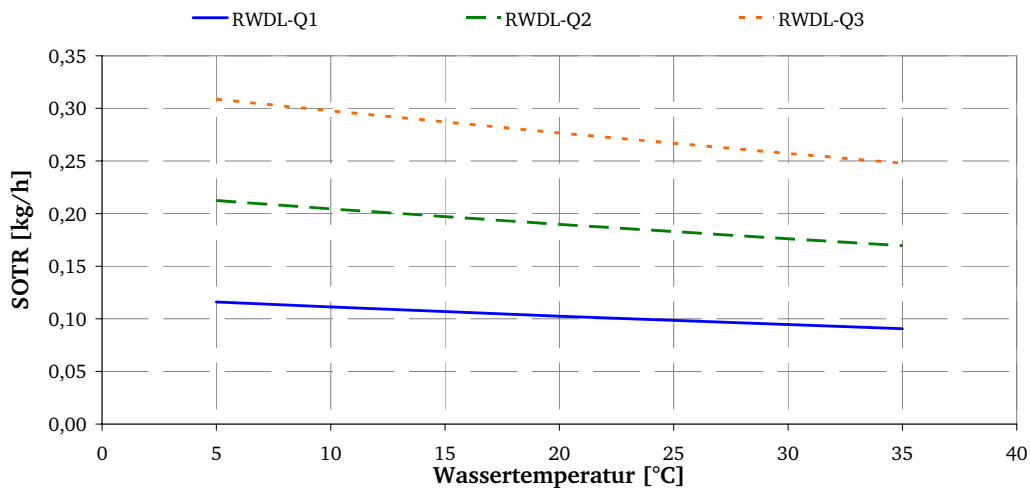


Abbildung 5-29: Berechnete SOTR-Werte ermittelt in der Versuchsanlage VADIB-DB mit Druckluftbelüftung in Reinwasser bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen

Die dargestellten Ergebnisse der Sauerstoffzufuhrmessungen in der Versuchsanlage VA DIB mit Injektorbelüftung wurden in Reinwasser bei Wassertemperaturen von 9 °C bis 33°C bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen (Q1 bis Q3) erzielt. Nachstehend sind die berechneten $k_L a_{20}$ -Werte, die gemittelten $C_{S,20}$ -Werte sowie die bei einem Wasservolumen von $V = 2,3 \text{ m}^3$ berechneten SOTR-Werte dargestellt..

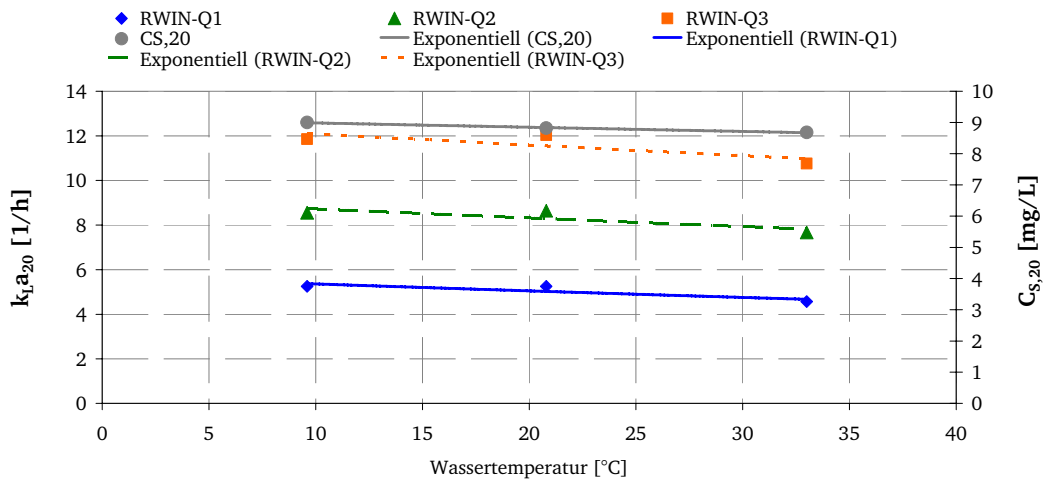


Abbildung 5-30: Berechnete $k_L a_{20}$ -Werte und gemittelte $C_{S,20}$ -Werte ermittelt in der Versuchsanlage VADIB-IB mit Injektorbelüftung in Reinwasser bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen

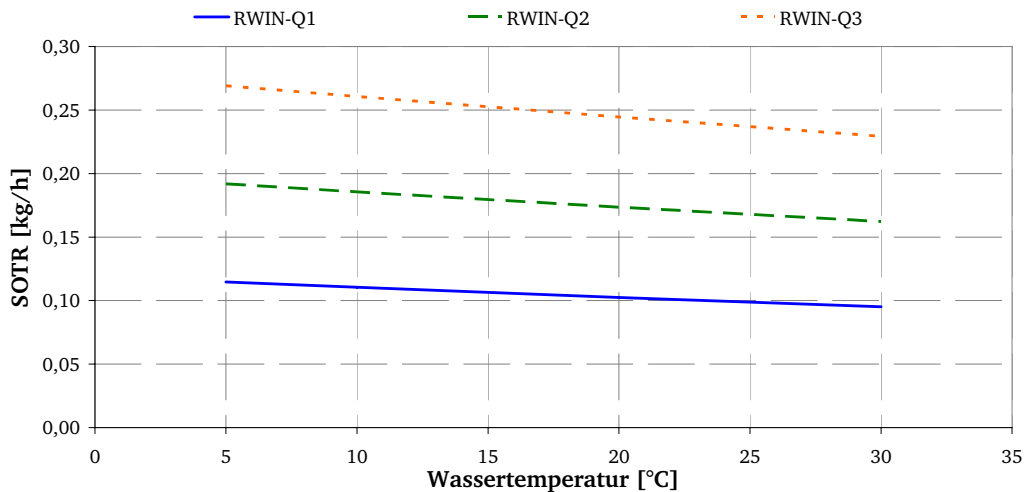


Abbildung 5-31: Berechnete SOTR-Werte ermittelt in der Versuchsanlage VADIB-IB mit Injektorbelüftung in Reinwasser bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen

Die dargestellten Ergebnisse der Sauerstoffzufuhrmessungen in der Versuchsanlage VA KB wurden in Reinwasser in einer zweiten Versuchsreihe bei Wassertemperaturen von 10 °C bis 30°C bei unterschiedlichen Kreiselumfangsgeschwindigkeiten (250 – 400 U/min) erzielt. Nachstehend sind die berechneten $k_L a_{20}$ -Werte, die gemittelten $C_{S,20}$ -Werte sowie die bei einem Wasservolumen von $V = 0,86 \text{ m}^3$ berechneten SOTR-Werte dargestellt..

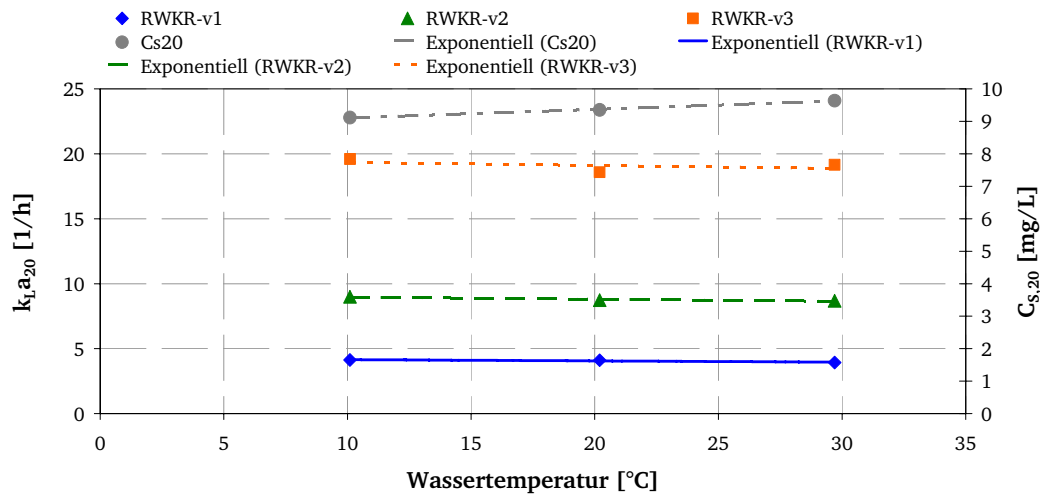


Abbildung 5-32: Berechnete $k_L a_{20}$ -Werte und gemittelte $C_{S,20}$ -Werte ermittelt in der Versuchsanlage VAKB mit Kreiselumföngung in Reinwasser bei unterschiedlichen Kreiselumfönggeschwindigkeiten

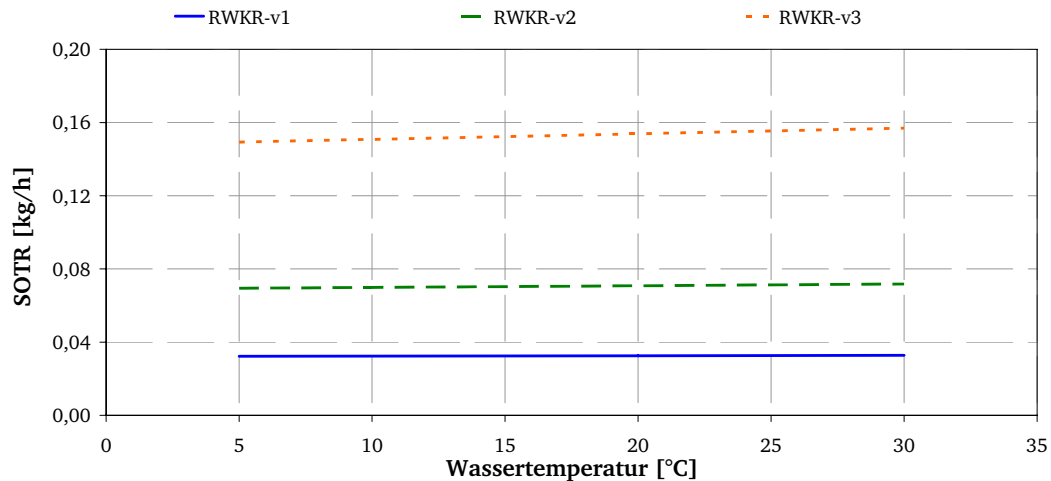


Abbildung 5-33: Berechnete SOTR-Werte ermittelt in der Versuchsanlage VAKB mit Kreiselumföngung in Reinwasser bei unterschiedlichen Kreiselumfönggeschwindigkeiten

Die auf den vorigen Seiten dargestellten Diagramme mit den berechneten SOTR-Werten, ermittelt in den Versuchsanlagen VADB1, VADIB, VAKB mit unterschiedlichen Belüftungssystemen sind in den beiden nachstehenden Diagrammen 5-34 und 5-35 auf den SOTR-Wert von 1 (bei 20°C) normiert und somit vergleichbar. Zusätzlich sind in die Diagramme die Messgenauigkeit von +/- 5 % eingetragen.

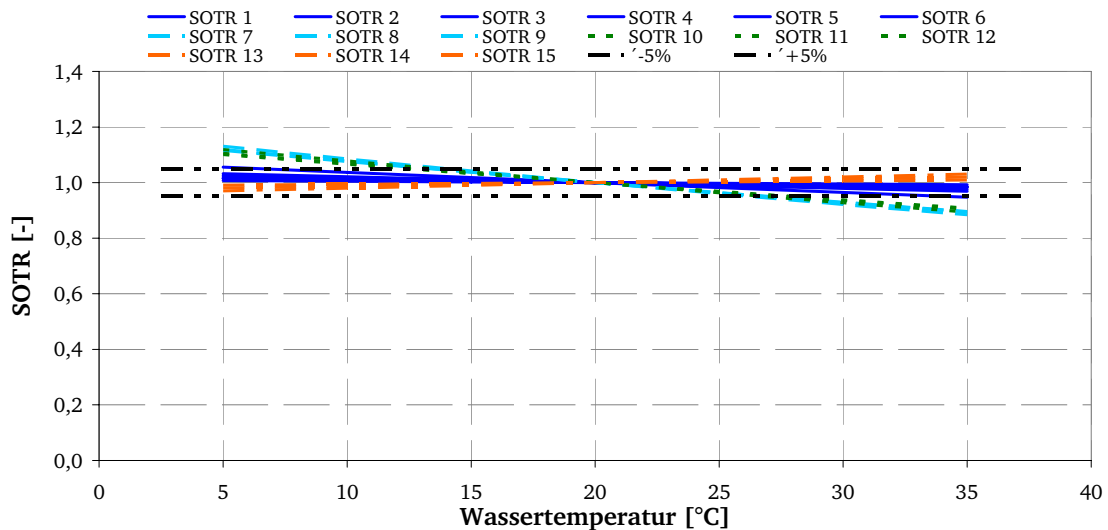


Abbildung 5-34: SOTR-Werte, normiert auf den Wert 1 (bei 20 °C), aller Messreihen (1-6: VADB1, 7-9: VADIB-DB, 10-12: VADIB-IB, 13-15: VAKB) (X-Achsenkalierung: 0 bis 1,4)

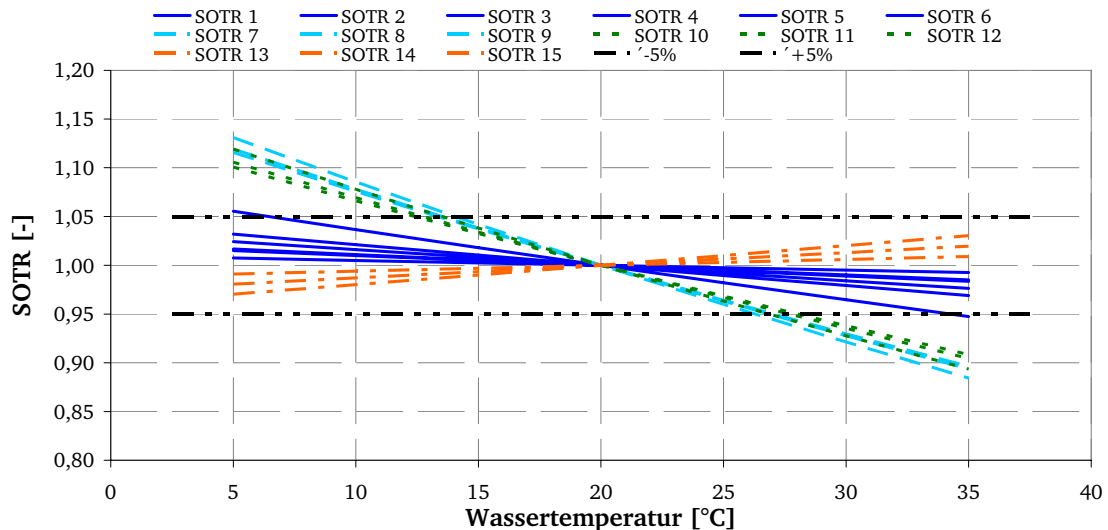


Abbildung 5-35: SOTR-Werte, normiert auf den Wert 1 (bei 20 °C), aller Messreihen (1-6: VADB1, 7-9: VADIB-DB, 10-12: VADIB-IB, 13-15: VAKB) (X-Achsenkalierung: 0,8 bis 1,2)

Die Darstellung zeigt, dass sich die Sauerstoffzufuhr mit den nach DWA M 209 (2007) vorgeschlagenen Formeln im Mittel gut auf die Wassertemperatur unter Standardbedingungen von 20 °C nor-

mieren lässt. Es ist kein relevanter Unterschied zwischen den Belüftungssystemen Druckluftbelüftung, Oberflächenbelüftung und Injektorbelüftung zu erkennen.

Unabhängig vom Belüftungssystem kann der bei einer bestimmten Wassertemperatur ermittelte SOTR-Werte von dem eigentlichen SOTR-Wert bei 20 °C abweichen. Diese Abweichung kann bei Wassertemperaturen < 8 °C sowie bei Wassertemperaturen > 25 °C bis zu 12 % betragen.

Dass diese Messungenauigkeit bei niedrigen und hohen Wassertemperaturen auftreten kann, sollte bei Sauerstoffzufuhrmessungen in kalten und warmen Klimaten beachtet werden. In einem Wassertemperaturbereich zwischen 8 °C und 25 °C liegen die Schwankungen der SOTR-Werte im Bereich der Messungenauigkeit von 5 %.

Die Temperaturabhängigkeit der Sauerstoffzufuhr hängt von beiden Parametern, dem Belüftungskoeffizienten $k_{l,a_{20}}$ und der Sauerstoffsättigung $C_{s,20}$ ab. Da beide Parameter bei der Umrechnung auf die Standardtemperatur von 20 °C mit Fehlern behaftet sein können, wirken sich diese Fehler auf die Sauerstoffzufuhr aus und beeinflussen somit die hier beschriebenen Abweichungen. Welcher Parameter die Sauerstoffzufuhr stärker beeinflusst, hängt vom Einzelfall ab.

Bei Sauerstoffzufuhrmessungen nach dem DWA-Merkblatt M 209 (2007) besteht in Becken mit Wassertiefen bis 7 m und Druckluftbelüftung die Möglichkeit zur Berechnung der Sauerstoffzufuhr den Sauerstoffsättigungswert für die halbe Einblastiefe ($C_{s,md,20}$) zu verwenden. Bei Oberflächenbelüftungssystemen kann näherungsweise mit dem Standard-Sättigungswert gerechnet werden ($C_{s,20} = C_{s,st,20}$). In diesen Fällen erfährt die Sauerstoffzufuhr ihre Temperaturabhängigkeit in erster Linie vom Belüftungskoeffizienten $k_{l,a_{20}}$.

5.3.4 Bestimmung der Sauerstoffzufuhr der drei Belüftungssysteme als Funktion der Wassertemperatur in Kombination mit hohen Salz- und Tensidkonzentration

Bei einigen Versuchseinstellungen wurde ein erhöhter Salzgehalt im Wasser eingestellt, damit auch die Verhältnisse in Gebieten berücksichtigt werden können, in denen das Trinkwasser mit Entsalzungsanlagen (mit hohen Salzgehalten) gewonnen wird bzw. Meerwasser als Brauchwasser z.B. zur Toilettenspülung Verwendung findet. Weiter können hohe Salzgehalte z.B. in Deponiesickerwasser oder in industriellem Abwasser vorkommen.

In der Versuchsanlage VADB1 wurden unterschiedliche Salzkonzentrationen eingestellt: TDS 1=0,45 g/L (entspricht Darmstädter Leitungswasser), TDS 2=2 g/L und TDS 3=10 g/L und bei mindestens zwei Luftvolumenströmen Sauerstoffzufuhrmessungen bei Wassertemperaturen von 5 °C bis 35 °C durchgeführt. Das Ergebnis zeigt folgende Abbildung 5-36.

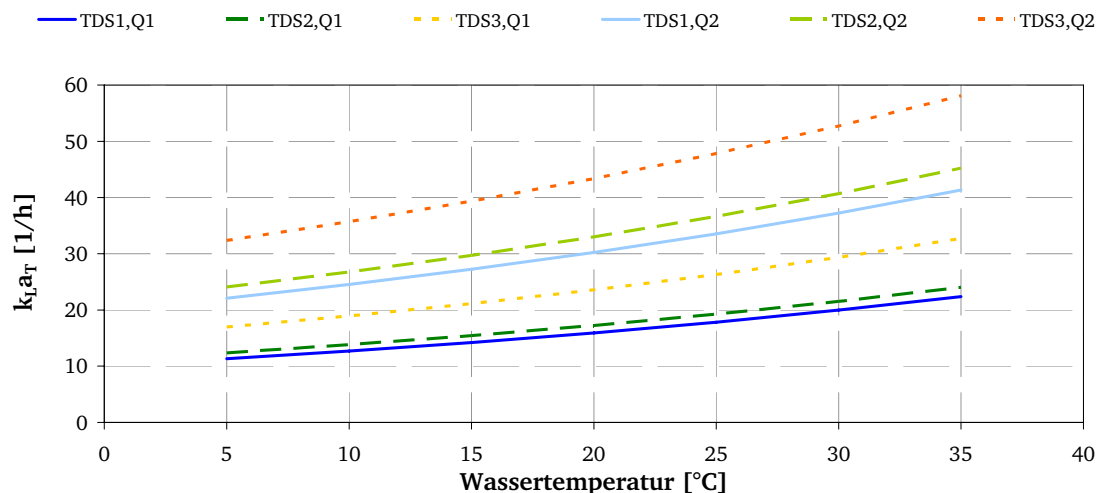


Abbildung 5-36: Darstellung der bei zwei Luftvolumenströmen und drei Salzgehalten gemessenen Belüftungskoeffizienten k_{L,a_T} in Abhängigkeit der Wassertemperatur

Die Belüftungskoeffizienten steigen mit zunehmender Wassertemperatur und erhöhtem Luftvolumenstrom an. Des Weiteren ergibt eine höhere Salzkonzentration ebenfalls größere k_{L,a_T} -Werte. Eine Erhöhung durch die Kombination von hohem Salzgehalt und hoher Wassertemperatur ist nicht festzustellen.

Auf den Vorgang der Sauerstoffzufuhr bei Druckbelüftungssystemen wirken sich hohe Salzgehalte positiv aus. Nach Zlokarnik (1980) zeigen Gasblasen in Reinwasser üblicherweise die Tendenz, zu größeren Blasen zusammenzulaufen. Dieser als Koaleszenz bezeichnete Vorgang tritt dadurch auf, dass sich der Flüssigkeitsfilm zwischen zwei benachbarten Gasblasen ausdünnert, bis sich diese zu einer größeren Blase verbinden. Hohe Salzgehalte wirken der Blasenkoaleszenz entgegen und be-

wirken somit eine Erhöhung der Phasengrenzfläche zwischen der Gasblase und der Flüssigkeit. Dies führt zu einem Anstieg der $k_L a_T$ -Werte mit zunehmendem Salzgehalt.

In nachstehender Abbildung 5-37 sind die gemessenen $k_L a_{20}$ -Werte bei Salzkonzentrationen von 0,45 g/L, 2 g/L und 10 g/L für zwei Luftvolumenströmen bei der Druckluftbelüftung und zwei Kreislauf-Umfangsgeschwindigkeiten bei der Oberflächenbelüftung bei einer Wassertemperatur von 20 °C gegenüber gestellt.

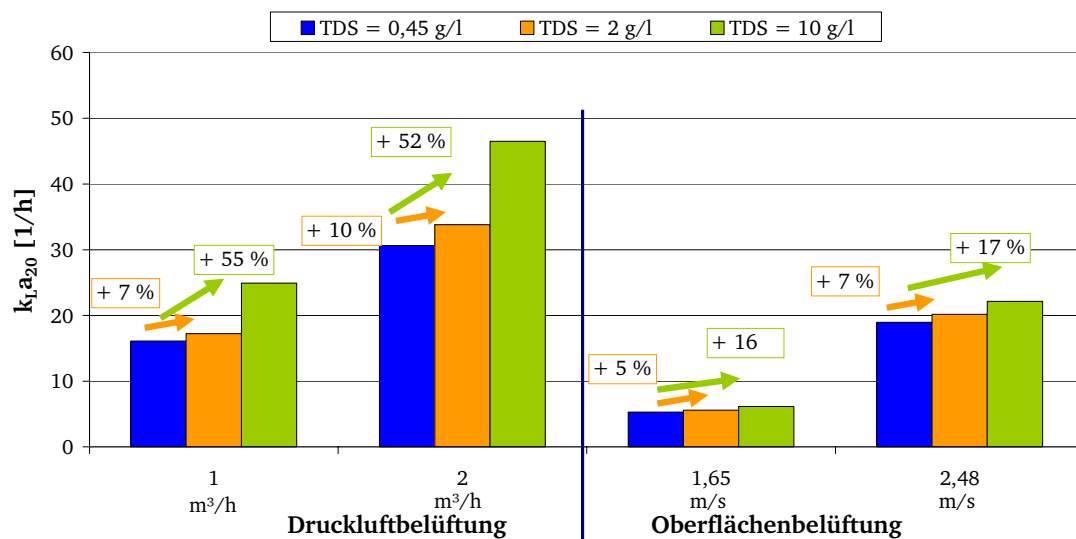


Abbildung 5-37: Anstieg der gemessene $k_L a_{20}$ -Werte bei Salzkonzentrationen von 0,45 g/L, 2 g/L und 10 g/L für Druckluftbelüftung und Oberflächenbelüftung bei einer Wassertemperatur von 20 °C

Bei der Druckluftbelüftung steigt der $k_L a_T$ -Wert bei einer Erhöhung der Salzkonzentration von 0,45 g/L auf 2 g/L um 7 % (bzw. 10 %) und bei einer Erhöhung der Salzkonzentration von 0,45 g/L auf 10 g/L um 55 % (bzw. 52 %) an. Im Gegensatz dazu steigt bei der Oberflächenbelüftung der $k_L a_T$ -Wert bei den dargestellten Umfangsgeschwindigkeiten um 5 % (bzw. 7 %) bei einer Erhöhung der Salzkonzentration von 0,45 g/L auf 2 g/L um 16 % (bzw. 17 %) und bei einer Erhöhung der Salzkonzentration von 0,45 g/L auf 10 g/L um 55 % (bzw. 52 %) an. Dieser Unterschied kann durch die verschiedenen Sauerstoffzufuhrmechanismen der beiden Belüftungssysteme begründet werden (Blasen bei der Druckluftbelüftung, Tropfen bei der Oberflächenbelüftung).

Neben einer erhöhten Salzkonzentration kann in kalten oder warmen Klimaten auch eine erhöhte Tensidkonzentration im Wasser vorliegen. Der Einfluss einer erhöhten Tensidkonzentration auf die Sauerstoffzufuhr bzw. auf den Belüftungskoeffizienten in Abhängigkeit der Wassertemperatur zeigt nachstehende Abbildung 5-38. In Versuchsanlage VADB2 wurden bei Wassertemperaturen von 5 °C,

20 °C und 30 °C eine Tensidkonzentration von 15 mg/L eingestellt und mit einer Salzkonzentration von 5 g/L kombiniert.

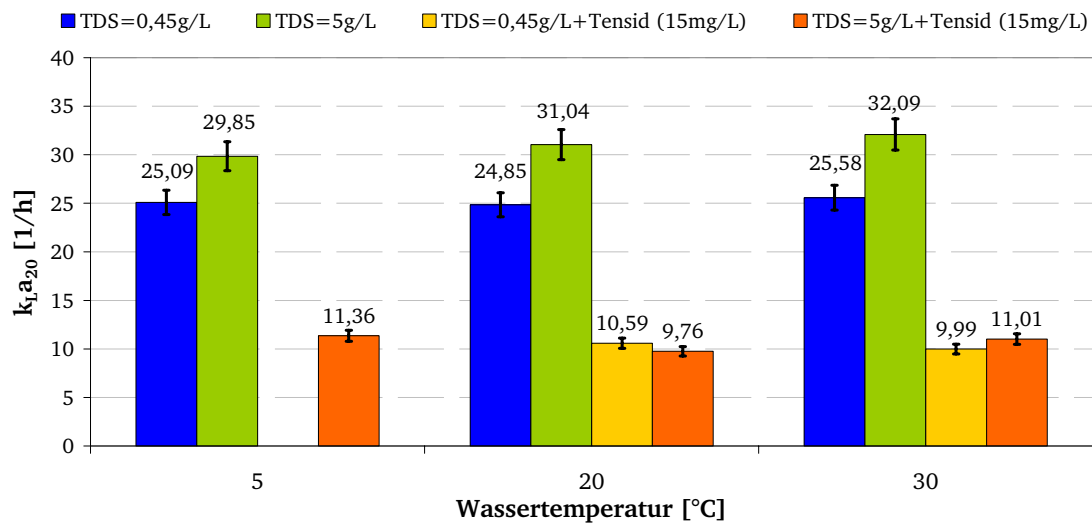


Abbildung 5-38: Anstieg der gemessene k_{La20} -Werte bei Salzkonzentrationen von 0,45 g/L und 5 g/L sowie bei Tensidkonzentrationen von 15 mg/L und Kombinationen an Salz- und Tensidkonzentrationen für Druckluftbelüftung bei einem Luftvolumenstrom

Auch hier ist zu erkennen, dass eine erhöhte Salzkonzentration zwar den Belüftungskoeffizienten erhöht, ein kombinierter Effekt einer aus erhöhter Wassertemperatur und erhöhter Salzkonzentration ist nicht festzustellen. Wird eine bestimmte Tensidkonzentration eingestellt, hier 15 mg/L, sinkt der Belüftungskoeffizient. Es sind zwei Effekte zu beobachten. Zum einen ist kein kombinierter Effekt aus einer erhöhten Tensidkonzentration und einer Veränderung der Wassertemperatur festzustellen. Zum anderen überwiegt bei einer erhöhten Salz- und Tensidkonzentration der Effekt der Tensidkonzentration. Auch bei einer erhöhten Konzentration von Tensiden und Salzen ist bezogen auf die Wassertemperatur kein kombinierter Effekt erkennbar.

Bei Sauerstoffzufuhrmessungen sowohl bei der Druckluftbelüftung als auch bei Oberflächenbelüftung ergibt eine höhere Salzkonzentration größere k_{LaT} -Werte. Bei der Druckluftbelüftung ist der Salzeinfluss größer als bei der Oberflächenbelüftung. Eine Erhöhung durch die Kombination von hohem Salzgehalt, hoher Tensidkonzentration und hoher Wassertemperatur kann nicht erwartet werden.

5.3.5 Überprüfung der Temperaturabhängigkeit des α -Wertes

Der α -Wert ist, wie in Kapitel 3.4 beschrieben, definiert als:

$$\text{Formel 5-4} \quad \alpha = \frac{k_L a_{20} \text{ in Abwasser}}{k_L a_{20} \text{ in Reinwasser}} \quad [-]$$

Er dient dem Vergleich zwischen den Belüftungskoeffizienten gemessen in Abwasser und Reinwasser und gibt an, um welchen Betrag sich der Sauerstoffeintrag unter veränderten Bedingungen im Vergleich zu Reinwasser ändert. Beide $k_L a_T$ -Werte müssen im gleichen Becken mit gleicher Belüftungseinrichtung und mit gleicher Belüftungsintensität bestimmt werden, da der α -Wert neben der Abwasserbeschaffenheit auch vom Belüftungssystem abhängt.

Zur Überprüfung der Temperaturabhängigkeit des α -Wertes wurden in den Versuchsanlagen VADIB und VAKB mit den Belüftungssystemen Druckluftbelüftung, Injektorbelüftung und Kreiselbelüftung neben den Reinwassermessung auch Sauerstoffzufuhrmessungen in Belebtschlamm durchgeführt. Hierzu sollten drei Versuchsreihen bei den Wassertemperaturen 10 °C, 20 °C und 30 °C durchgeführt werden.

Die Versuchsanlage VADIB wurde mit Belebtschlamm der großtechnischen Kläranlage Darmstadt-Eberstadt befüllt und mit Abwasser versorgt. Die Anlage wurde bei 10 °C eingefahren indem der Belebtschlamm über die Druckluftbelüftung mit Sauerstoff versorgt und die Wassertemperatur konstant gehalten wurde. Es wurde ein konstanter TS-Gehalt von 4 g/L eingestellt und die Funktion der Versuchsanlage anhand der CSB- und Ammonium-Abbaugrade kontrolliert. Nach einer Einfahrphase von rund 8 Wochen und stabilem Betrieb wurden Sauerstoffzufuhrmessungen nach dem DWA-Merkblatt M 209 (2007) durchgeführt. Der Abwasserzulauf wurde abgeschaltet und eine konstante Sauerstoffzehrung eingestellt. Anschließend wurden die Sauerstoffzufuhrmessungen mit den Belüftungssystemen Druckluftbelüftung und Injektorbelüftung in der VADIB sowie mit der Kreiselbelüftung in der VAKB durchgeführt. Für die Sauerstoffzufuhrmessungen mit der Kreiselbelüftung wurde der Belebtschlamm aus der Versuchsanlage VADIB in die Versuchsanlage VAKB gepumpt, um die Messungen im gleichen Belebtschlamm durchführen zu können.

Dieser beschriebene Vorgang sollte bei 20 °C und bei 30 °C wiederholt werden. In der Einfahrphase kam es bei diesen Wassertemperaturen allerdings zu Schwimmschlammproblemen aufgrund wilder Denitrifikation in der Nachklärung. Aus diesen Gründen und wegen des laufenden Projektfortschritts wurden die Sauerstoffzufuhrmessungen daraufhin bei 20 °C und bei 30 °C im Batchbetrieb durchgeführt. Dazu wurde Belebtschlamm der großtechnischen Kläranlage in den Belebungsreaktor der VADIB gepumpt, belüftet und auf die jeweilige Wassertemperatur eingestellt.

Bei allen Belüftungssystemen und bei allen Wassertemperaturen wurden niedrigere Belüftungskoeffizienten in Belebtschlamm als in Reinwasser gemessen. Aus diesen Sauerstoffzufuhrmessungen wurden die α -Werte berechnet. Um die Temperaturabhängigkeit des α -Wertes der drei Belüftungssysteme direkt vergleichen zu können, ist in nachstehender Abbildung 5-39 der α -Wert bei einer Wassertemperatur von 20 °C auf 100 % normiert.

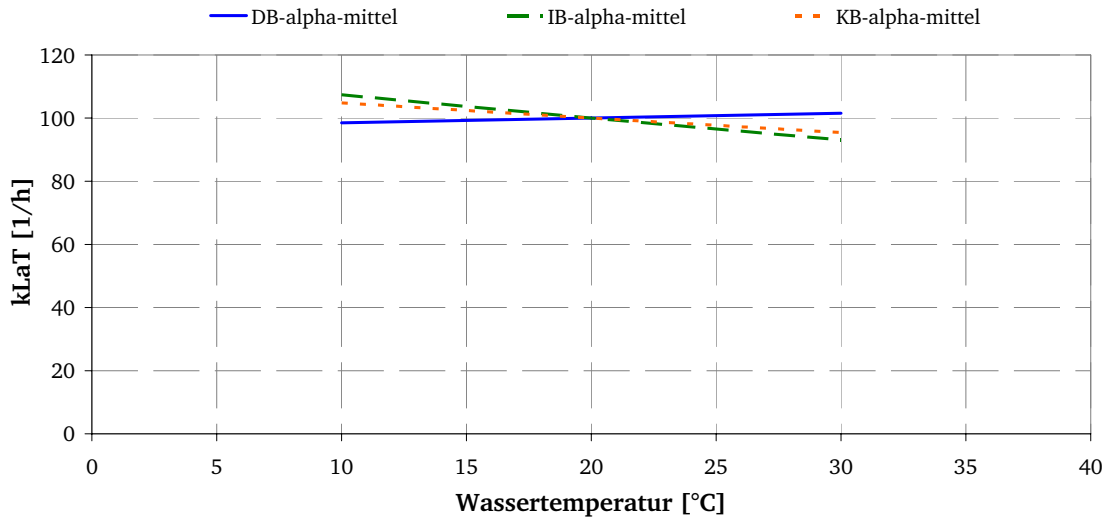


Abbildung 5-39: Mittlere alpha-Werte der drei Belüftungssysteme in Abhängigkeit der Wassertemperatur, α -Wert bei einer Wassertemperatur von 20 °C entspricht 100 %

Es zeigt sich, dass der α -Wert bei allen Belüftungssystemen unabhängig von der Wassertemperatur ist. Die minimalen Abweichungen in Abbildung 5-39 sind auf Schwankungen der TS-Konzentration bei den einzelnen Sauerstoffzufuhrmessungen zwischen 3,6 g/L und 4,5 g/L und Messungenauigkeiten zurückzuführen.

Weitere Sauerstoffzufuhrmessungen zur Überprüfung der Temperaturabhängigkeit des α -Wertes wurden auf der Versuchsanlage VA RUB der Ruhr-Universität Bochum auf der Kläranlage Düsseldorf durchgeführt. Hier wurden in der Referenzstraße bei 16 °C Sauerstoffzufuhrmessungen in Reinwasser und in Belebtschlamm sowie in der Klimatisierten Straße bei 30 °C durchgeführt. Die Ergebnisse sind in nachstehender Abbildung 5-40 dargestellt.

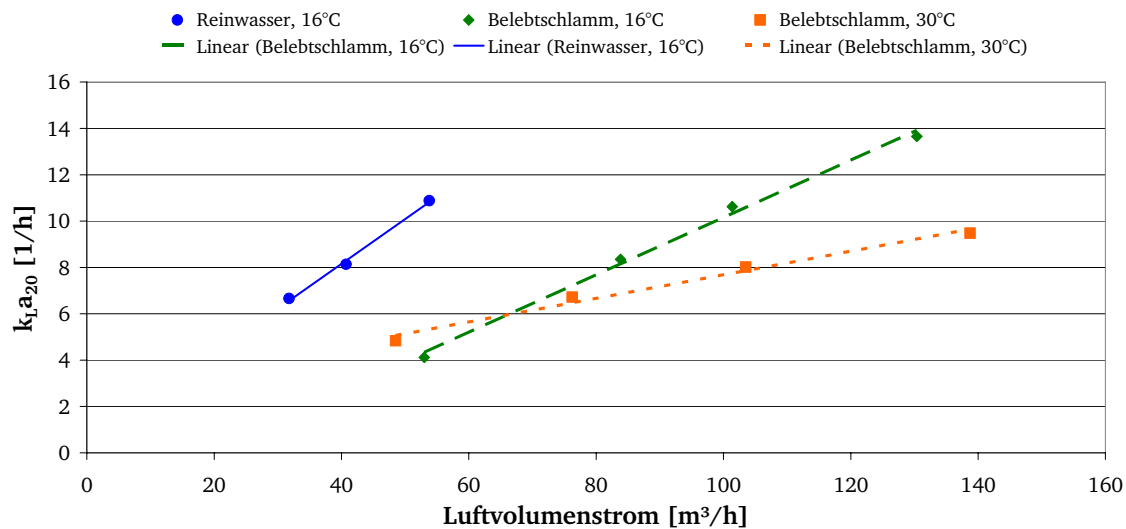


Abbildung 5-40: Belüftungskoeffizienten $k_L a_{20}$, gemessen auf der VA RUB in Reinwasser bei 16 °C und in Belebtschlamm bei 16 °C und bei 30 °C

Die Sauerstoffzufuhrmessungen wurden in Reinwasser und in Belebtschlamm nur bedingt bei vergleichbaren Luftvolumenströmen durchgeführt, sodass nachfolgend auch nur eine bedingte Aussage über die Temperaturabhängigkeit des α -Wertes getroffen werden kann.

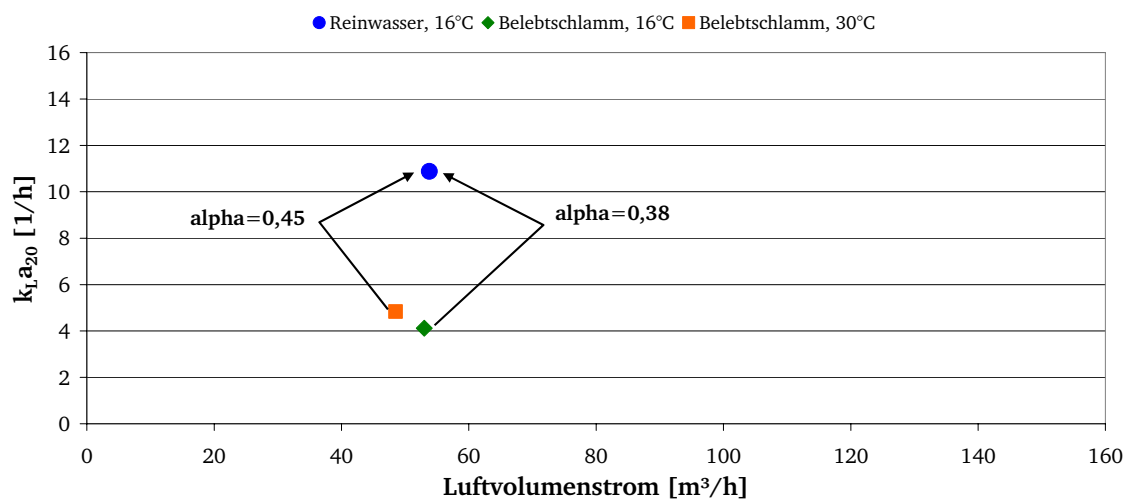


Abbildung 5-41: Auswahl der Belüftungskoeffizienten $k_L a_{20}$, gemessen auf der VA RUB in Reinwasser bei 16 °C und in Belebtschlamm bei 16 °C und bei 30 °C bei vergleichbaren Luftvolumenströmen

Unabhängig von den hier ermittelten absoluten α -Werten wird durch die Sauerstoffzufuhrmessungen in der VA RUB die Aussage bestätigt, dass der α -Wert von der Wassertemperatur unabhängig ist.

5.3.6 Ermittlung des Sauerstoffbedarfs der Mikroorganismen als Funktion der Abwassertemperatur

Zur Ermittlung der Temperaturabhängigkeit des Sauerstoffbedarfs der Mikroorganismen wurden von der Ruhr-Universität Bochum auf der VA RUB über einen bestimmten Zeitraum die Sauerstoffverbrauchsrate gemessen und vom Institut IWAR ausgewertet. Die Daten sind in nachstehender Abbildung 5-42 dargestellt.

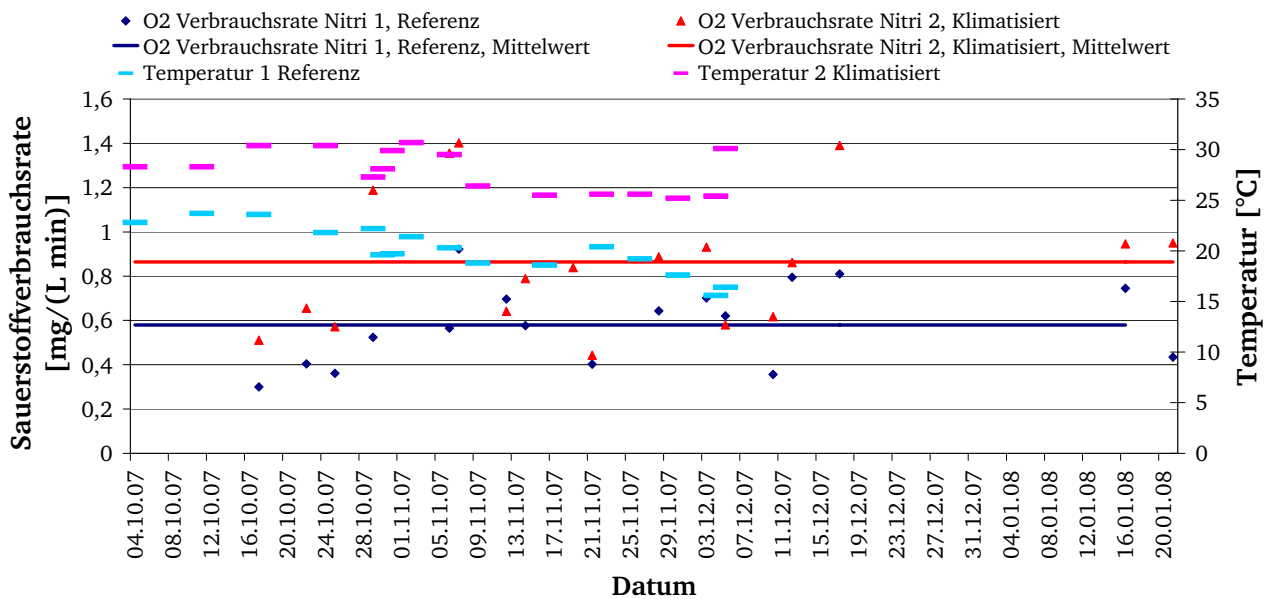


Abbildung 5-42: Sauerstoffverbrauchsrate und Wassertemperatur, ermittelt auf der VA RUB in der Referenzstrasse und der Klimatisierten Strasse im Zeitraum Oktober 2007 bis Januar 2008

Die abgebildeten Daten lassen keine eindeutige Aussage zu. Es zeigt sich im Mittel, dass bei höherer Wassertemperatur die Sauerstoffverbrauchsrate (wie erwartet) höher ist. Differenziertere Aussagen können nicht getroffen werden.

6 Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs

Die Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs wird in Deutschland nach der maßgebenden Bemessungsempfehlung, dem ATV-Arbeitsblatt A 131, durchgeführt. Neben dem ATV-Arbeitsblatt A 131 (2000) wird auch der Hochschulgruppenansatz untersucht. Die international angewendeten Bemessungsansätze, die diskutiert werden sind: drei verwendete Bemessungsansätze aus den USA nach EPA⁴ (1993), nach Eckenfelder (1991) und nach Randall & Sen (1993), der japanische Bemessungsansatz nach Ichimura (1994), der südafrikanische Berechnungsvorschlag nach WRC⁵ (1984) sowie Ansätze aus Dänemark, der Schweiz und Österreich. Die hier durchgeführte Gegenüberstellung von Bemessungsansätzen zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs erfolgte in Anlehnung an den von Scheer (1998a+b) durchgeführten Vergleichs internationaler Bemessungsansätze. Der Reihenfolge der beschriebenen Ansätze kommt keine Bedeutung zu.

6.1 Vergleich der nationalen Berechnungsansätze

Der Ansatz nach dem ATV-Arbeitsblatt A 131 (2000) und der Ansatz der Hochschulgruppe greifen auf die gleichen grundlegenden Formeln zur Berechnung des Sauerstoffverbrauchs für die Oxidation der Kohlenstoffverbindungen zurück.

Im Gegensatz zum ATV-Arbeitsblatt A 131 ist der HSG-Ansatz in der Anwendungsbreite variabler, da hier in einem gewissen Rahmen individuelle Anpassungen an Zulaufverhältnisse und Ablaufqualität möglich sind (Böhnke et al., 1991). Beide Ansätze gehen bei der Bemessung von Belebungsanlagen von den gleichen theoretischen Grundlagen aus und setzen für die Berechnung des Nitrifikationsvolumens jeweils das aerobe Schlammalter als maßgebend an.

6.1.1 Vergleich der Berechnungsansätze in Bezug auf den Kohlenstoffabbau auf Basis des BSB_5

Nach beiden Ansätzen wird davon ausgegangen, dass die Kohlenstoffatmung im gesamten aeroben und anoxischen Becken gleichmäßig verteilt ist. Die Gleichung, die beiden Ansätzen zugrunde liegt, wurde von Kayser (1983) wie folgt aufgestellt:

$$\text{Formel 6-1} \quad OVC_R = 0,5 \cdot B_R + 0,24 \cdot x \cdot TS_B \cdot F \quad [\text{kg O}_2/\text{d}]$$

⁴ EPA: Environmental Protection Agency, USA

⁵ WRC: Water Research Commission, Südafrika

Weiter gibt Kayser den Temperatureinfluss mit $F = 1,072^{(T-15)}$ an. Dieser wird durch das ATV-Arbeitsblatt A 131 (2000) übernommen und im HSG-Ansatz (Böhnke, 1989) mit $f_{T,bH} = 1,073^{(T-15)}$ geringfügig geändert. Der Temperatureinfluss mit $F = 1,072^{(T-15)}$ nimmt bei 15 °C den Wert $F = 1$ an. Somit hat die Temperatur bei 15 °C keinen Einfluss auf den Sauerstoffverbrauch und kann als Bezugstemperatur angesehen werden. Dies stimmt mit der von Metcalf & Eddy (1991) angegebenen mittleren Abwassertemperatur überein. Allerdings kann nach Böhnke et al. (1991) für Temperaturen unter 10 °C die Gültigkeit nicht als gesichert betrachtet werden.

Die folgenden Ausführungen beziehen sich auf das ATV-Arbeitsblatt A 131. Die Unterschiede des Sauerstoffverbrauchs und des Schlammalters sind nach beiden Berechnungsansätzen gering. Nach Scheer (1998b) ergeben sich nach dem HSG-Ansatz ein geringfügig höheres Schlammalter und ein minimal niedrigerer Sauerstoffverbrauch. Bezogen auf die Temperaturabhängigkeit verhalten sich beide Ansätze in ihrer Tendenz gleich.

In den folgenden beiden Abbildungen ist der Sauerstoffverbrauch infolge des Kohlenstoffabbaus in kg O₂ je kg BSB₅ nach dem ATV-Arbeitsblatt A 131 in Abhängigkeit der Temperatur dargestellt.

In Abbildung 6-1 ist der Sauerstoff durch den Kohlenstoffabbau mit konstantem Schlammalter zwischen 2 und 15 Tagen in Abhängigkeit der Temperatur berechnet. Mit steigender Temperatur steigt auch der Sauerstoffverbrauch, der des Weiteren mit zunehmendem Schlammalter ebenfalls größer wird. Der Sauerstoffverbrauch nimmt je nach Temperatur und Schlammalter einen Wert zwischen $OV = 0,69$ [kg O₂/kg BSB₅] (für $T = 5$ °C, $t_{TS} = 2$ d) und $OV = 1,34$ [kg O₂/kg BSB₅] (für $T = 30$ °C, $t_{TS} = 15$ d) an.

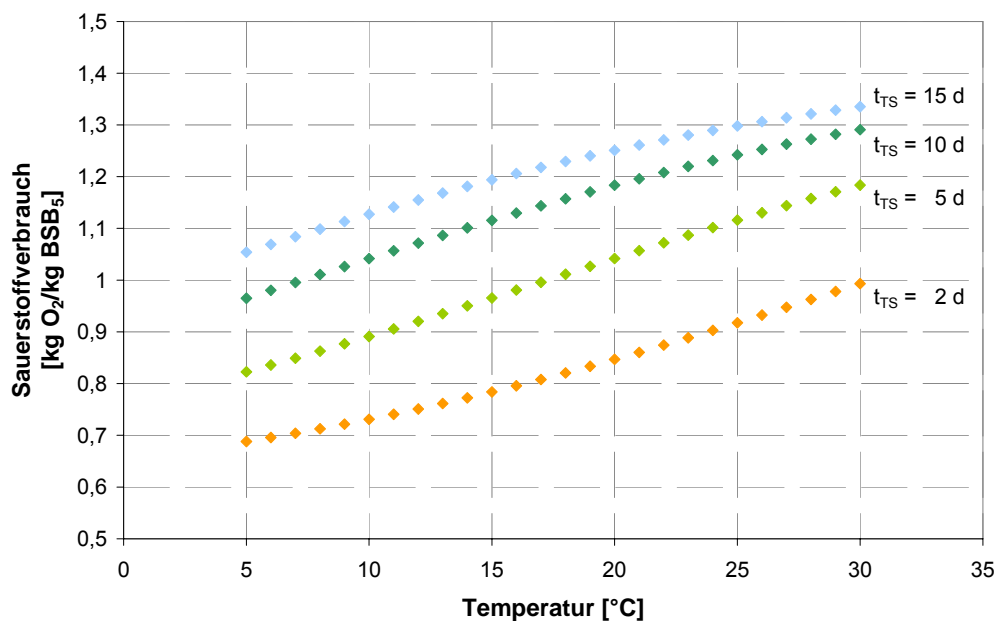


Abbildung 6-1: Sauerstoffverbrauch infolge Kohlenstoffelimination in Abhängigkeit von der Wassertemperatur unter Berücksichtigung verschiedener Schlammalter

In nachstehender Abbildung 6-2 fließt das Schlammalter als Funktion der Wassertemperatur in die Berechnung ein. Dabei wurde ein mittlerer Sicherheitsfaktor zur Berechnung des Schlammalters gewählt.

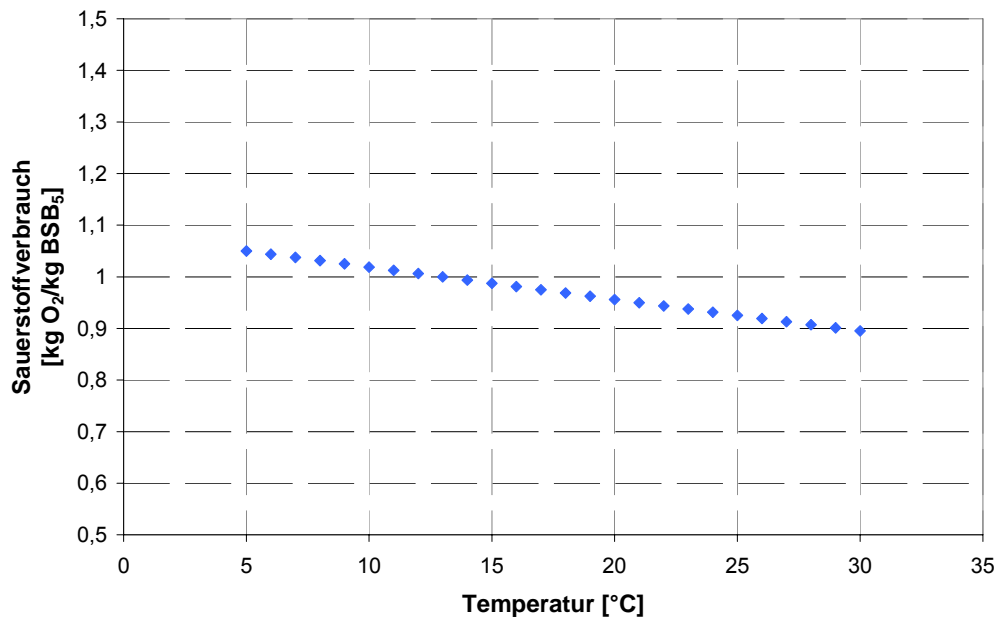


Abbildung 6-2: Sauerstoffverbrauch infolge Kohlenstoffelimination in Abhängigkeit von der Wassertemperatur unter Berücksichtigung des temperaturabhängigen Schlammalters

Da das Schlammalter mit steigender Temperatur sinkt und den Sauerstoffverbrauch stärker beeinflusst als die Temperatur, sinkt auch der Sauerstoffverbrauch mit steigender Temperatur. Der Sauerstoffverbrauch liegt bei dieser Betrachtung im Bereich von $OV = 1$ [kg O₂/kg BSB₅], weicht allerdings je nach Wassertemperatur mit Werten zwischen $OV = 1,05$ [kg O₂/kg BSB₅] (für $T = 5$ °C) und $OV = 0,90$ [kg O₂/kg BSB₅] (für $T = 30$ °C) minimal von $OV = 1$ [kg O₂/kg BSB₅] ab.

6.1.2 Vergleich der Berechnungsansätze in Bezug auf den Kohlenstoffabbau auf Basis des CSB

Die Bemessung auf Basis des CSB wird alternativ im ATV-Arbeitsblatt A 131 (2000) vorgeschlagen, wenn sich ein Verhältnis von $C_{CSB,ZB}/C_{BSB,ZB} \leq 2,2$ ergibt. Hierzu werden im Ansatz der Hochschulgruppe keine Annahmen getroffen. Die CSB-Bilanz geht als Stoff- bzw. Energiebilanz von der Tatsache aus, dass die Summe aus dem Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffatmung und aus dem CSB im Überschussschlammanfall den abgebauten CSB ergibt. Böhnke et al. (1991) empfehlen nach den Ausführungen zum HSG-Ansatz bei der Bemessung von Belebungsanlagen die Richtigkeit der Er-

gebnisse des Sauerstoffverbrauchs mittels der CSB-Bilanz zu überprüfen. Nowak und Svardal (1989) geben an, dass sich das Verhältnis $(CSB_{\text{ÜS}} / \eta \text{ CSB})$ bzw. $(OV_C / \eta \text{ CSB})$ gut zur Abschätzung des Überschussschlammmanfalls und des Sauerstoffverbrauchs der Kohlenstoffatmung eignet. Das Verhältnis ist im Wesentlichen vom Schlammalter, den Feststoffen im Zulauf und der Temperatur im Belebungsbecken abhängig. Bei einem Gesamtschlammalter von etwa 8 bis 15 Tagen kann angenommen werden, dass bei kommunalen Anlagen ohne Vorklärung bei einer Temperatur von 15 °C etwa 50 % der abgebauten CSB-Fracht in den Sauerstoffverbrauch und 50 % in den Überschussschlamm gehen. Bei Anlagen mit Vorklärung sind etwa 40 % des abgebauten CSB im Überschussschlamm und 60 % im Sauerstoffverbrauch. Der CSB des Belebtschlammes kann bei diesen Anlagen etwa mit 1 g CSB / g TS angenommen werden. Bei niedrigeren Temperaturen wird mehr CSB im Überschussschlamm gebunden, bei höheren Temperaturen fließt mehr in den Sauerstoffverbrauch ein. Bei Abwassertemperaturen zwischen 10 °C und 20 °C ändern sich die Verhältnisse aber nicht entscheidend (Nowak, Svardal, 1989).

6.1.3 Vergleich der Berechnungsansätze in Bezug auf Nitrifikation und Denitrifikation

In beiden Ansätzen wird der Sauerstoffverbrauch infolge der Nitrifikation stöchiometrisch und somit unabhängig von der Temperatur ermittelt. Nach dem HSG-Ansatz werden 4,6 kg O₂ pro kg oxidierten Stickstoffs angenommen und im Ansatz nach A 131 der Stoffwechsel der Ammonium abbauenden Bakterien berücksichtigt und somit 4,3 kg O₂ pro kg oxidierten Stickstoffs angegeben.

Im anoxischen Teil des Belebungsbeckens, in dem nicht elementarer Sauerstoff sondern Nitrat zum Abbau der organischen Verbindungen veratmet wird, gehen beide Ansätze von einer im Verhältnis zur aeroben Atmung verlangsamten anoxischen Atmung aus. Die Nitratatmung wird nach dem ATV-Arbeitsblatt A 131 und nach dem HSG-Ansatz mit den nachstehenden Formeln berechnet. In beiden Fällen steht $f_D = 0,75$ für den Anteil der zur Nitratatmung befähigten Biomasse (Böhnke et al., 1991):

Formel 6-2 $OV_D = 0,8 \cdot f_D \cdot OVC_R$ [kg O₂/(m³·d)] (nach ATV A 131)

Formel 6-3 $OV_D = f_D \cdot OVC_R$ [kg O₂/(m³·d)] (nach HSG-Ansatz)

Der Faktor $f_D = 0,75$ wurde von Matsché (1980) bei Temperaturen größer 15 °C ermittelt. Seine Messungen zeigen eine Temperaturabhängigkeit des Sauerstoffverbrauchs und die mit der Temperatur steigende Nitratatmung. Weiter gibt Matsché (1980) an, dass es bei Temperaturen unterhalb von 10 °C zu einer Einschränkung der Denitrifikationsleistung kommen kann.

Ein wesentlicher Unterschied zwischen den Bemessungsansätzen ergibt sich durch den Faktor 0,8 im Ansatz nach ATV. Dieser Faktor reduziert zusätzlich die Atmungsaktivität der Nitrat abbauenden Bakterien. Nach Böhnke et al. (1991) ist davon auszugehen, dass bei der Berechnung des Sauerstoffverbrauchs generell zu hohe Werte ermittelt werden. Da auch die Denitrifikationsleistung über die Kohlenstoffatmung ermittelt wird, wird diese ebenfalls zu hoch eingeschätzt. Die Berechnung der Denitrifikationsleistung liegt damit auf der unsicheren Seite, da der tatsächliche Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffatmung geringer ist als der berechnete und somit die Denitrifikationsleistung kleiner ausfällt.

6.2 Nationale und internationale Berechnungsansätze im Vergleich

Der Vergleich des Bemessungsansatzes nach DWA mit international angewendeten Bemessungsansätzen ist im Folgenden beschrieben. Alle vorgestellten Bemessungsansätze ermitteln den Sauerstoffverbrauch infolge der Kohlenstoffelimination und der Nitrifikation und über den Sauerstoffgewinn durch die Denitrifikation.

6.2.1 Vergleich der Berechnungsansätze in Bezug auf den Kohlenstoffabbau

Die Bemessungsverfahren unterscheiden sich nach der Art der Beschreibung des Kohlenstoffabbaus auf Basis des BSB₅ und auf Basis des CSB. Die Bemessungsansätze zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs infolge von Kohlenstoffabbau sind in nachstehender Tabelle 6-1 aufgelistet.

Tabelle 6-1: Auflistung der nationalen und internationalen Bemessungsansätze zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs infolge Kohlenstoffabbau (nach Scheer, 1998b)

Ansatz	Sauerstoffverbrauch infolge Kohlenstoffabbau OV_c [kg O_2 /d] = ...
ATV A 131 BSB ₅	$Q_0 \cdot BSB_5 \cdot \left(0,56 + \frac{0,15 \cdot t_{TS} \cdot F_T}{1 + 0,17 \cdot t_{TS} \cdot F_T} \right)$
HSG	$0,56 \cdot \Delta BSB_5 \cdot Q_0 + 0,2 \cdot X_H \cdot f_{T,bH}$
USA (EPA) BSB	$(1,0 \dots 1,3) \cdot (\Delta BSB_5) \cdot Q_0$
USA (EPA) CSB	$Q_0 \cdot (\Delta CSB) - 1,42 \cdot oTS_{\text{gebil det}}$
USA (Eckenfelder)	$Q_0 \cdot (0,65 \cdot (\Delta BSB_5) + 1,4 \cdot b_{HET} \cdot f_{T,b,HET} \cdot A \cdot oTS_{BB} \cdot t_{NIT})$
USA (Randal & Sen)	$Q_0 \cdot (\Delta CSB_5) - 1,42 \cdot oTS_{\text{gebil det}}$
Japan (Ichimura)	$0,45 \cdot (\Delta BSB_5) \cdot Q_0 + TS_{BB} \cdot V_{NIT} \cdot 0,12$
Südafrika (WRC)	$Q_0 \cdot CSB_0 \cdot (1 - f_{us} - f_{up}) \cdot 0,334 + TS_{HET,A} \cdot b_{HET} \cdot f_{T,b,HET} \cdot (1 - f_{i,HET}) \cdot 1,48$
Dänemark	$0,5 \cdot B_{D,BSB5,0} + (V_{NIT} + V_{DEN}) \cdot TS_{BB} \cdot 0,1$
Schweiz	$CSB_0 \cdot (1 - f_{US}) \cdot (1 - Y_{TS/CSB}) \cdot Q_0$
Österreich	$0,4 \dots 0,6 \cdot (CSB_0 - CSB_e) \cdot Q_0$

Die Bemessung auf Basis des BSB₅ erfolgt in den Ansätzen nach dem ATV-Arbeitsblatt A 131, nach der Hochschulgruppe, nach dem japanischen und dem dänischen Bemessungsansatz sowie nach den in den USA angewandten Ansätzen nach EPA und nach Eckenfelder. Auf Basis des CSB wird die Berechnung des Sauerstoffverbrauchs in den Ansätzen nach WRC in Südafrika, in der Schweiz und in Österreich sowie nach dem Ansatz nach Randall und Sen in den USA vorgeschlagen. Des Weiteren besteht die Möglichkeit, nach dem Ansatz der EPA und nach dem ATV-Arbeitsblatt A 131 ebenfalls die Ermittlung über den CSB durchzuführen, wobei das ATV-Arbeitsblatt A 131 diesen Weg ab einem Verhältnis von $C_{CSB,ZB}/C_{BSB,ZB} > 2,2$ empfiehlt.

Ein weiterer Unterschied in Bezug auf den Kohlenstoffabbau liegt in der Aufteilung des Sauerstoffverbrauchs infolge Substratatmung und endogener Atmung. Bezüglich der Substratatmung werden in den Ansätzen verschiedenen Faktoren gewählt. Bei den BSB₅-Modellen schwankt der Faktor, mit dem der direkt für die Substratatmung zur Verfügung stehende Substratanteil beschrieben wird, zwischen 0,45 (Japan) und 0,65 (Eckenfelder). Bei den CSB-Modellen ergeben sich ebenfalls unterschiedliche Faktoren, wie z.B. nach WRC 0,33 oder in dem österreichischen Bemessungsverfahren 0,4 bis 0,6.

Weitere Unterschiede treten bei den auf die endogene Atmung wirkenden Bezugsgrößen auf. Im japanischen und im dänischen Ansatz wird die endogene Atmung unter Berücksichtigung des Trockensubstanzgehaltes ermittelt. Die Verfahren nach A 131, HSG, WRC und Eckenfelder beziehen die endogene Atmung auf das Schlammalter oder auf den belebten Schlamm an sich.

6.2.2 Vergleich der Berechnungsansätze in Bezug auf Nitrifikation und Denitrifikation

Bezogen auf die Nitrifikation und die Denitrifikation sind in den verschiedenen Ansätzen einige wenige Unterschiede zu erkennen. Die Bemessungsansätze sind in der nachstehenden Tabelle 6-2 aufgelistet. Nach dem A 131, nach Eckenfelder und nach dem österreichischen Bemessungsansatz wird der Sauerstoffverbrauch über den Faktor 4,3 ermittelt. Alle anderen Bemessungsansätze geben hier den Wert 4,6 kg O₂ pro kg oxidierten Stickstoffs an und berücksichtigen nicht den Stoffwechsel der Ammonium abbauenden Bakterien.

Tabelle 6-2: Auflistung der nationalen und internationalen Bemessungsansätze zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs infolge Nitrifikation und des Sauerstoffgewinns infolge Denitrifikation (nach Scheer, 1998b)

Ansatz	Sauerstoffverbrauch infolge Nitrifikation OV _{NIT} [kg O ₂ /d]	Sauerstoffgewinn infolge Denitrifikation OV _{DEN} [kg O ₂ /d]
ATV A 131	$4,3 \cdot (\Delta NH_4 - N)_{NIT} \cdot Q_0$	$2,9 \cdot (\Delta NO_3 - N_{DEN}) \cdot Q_0$
HSG	$4,6 \cdot (\Delta NH_4 - N)_{NIT} \cdot Q_0$	$2,9 \cdot (\Delta NO_3 - N_{DEN}) \cdot Q_0$
USA (EPA)	$4,6 \cdot (\Delta NH_4 - N)_{NIT} \cdot Q_0$	$2,9 \cdot (\Delta NO_3 - N_{DEN}) \cdot Q_0$
USA (Eckenfelder)	$4,3 \cdot (\Delta NH_4 - N)_{NIT} \cdot Q_0$	$2,0 \cdot (\Delta NO_3 - N_{DEN}) \cdot Q_0$
USA (Randal & Sen)	$4,6 \cdot (\Delta NH_4 - N)_{NIT} \cdot Q_0$	$2,9 \cdot (\Delta NO_3 - N_{DEN}) \cdot Q_0$
Japan (Ichimura)	$4,6 \cdot (\Delta NH_4 - N)_{NIT} \cdot Q_0$	$2,0 \cdot (\Delta NO_3 - N_{DEN}) \cdot Q_0$
Südafrika (WRC)	$4,6 \cdot (\Delta NH_4 - N)_{NIT} \cdot Q_0$	$2,9 \cdot (\Delta NO_3 - N_{DEN}) \cdot Q_0$
Dänemark	$4,6 \cdot (\Delta NH_4 - N)_{NIT} \cdot Q_0$	$2,7 \cdot (\Delta NO_3 - N_{DEN}) \cdot Q_0$
Schweiz	$4,6 \cdot (\Delta NH_4 - N)_{NIT} \cdot Q_0$	$2,9 \cdot (\Delta NO_3 - N_{DEN}) \cdot Q_0$
Österreich	$4,3 \cdot (\Delta NH_4 - N)_{NIT} \cdot Q_0$	$2,9 \cdot (\Delta NO_3 - N_{DEN}) \cdot Q_0$

Bezüglich des Sauerstoffgewinns durch die Denitrifikation verwenden Eckenfelder, das japanische und das dänische Bemessungsverfahren den kleineren Faktor von 2,0 bzw. 2,7 gegenüber 2,9 kg O₂ pro kg denitrifiziertem Nitrat bei den anderen Berechnungsansätzen.

6.3 Berücksichtigung des Temperatureinflusses in den nationalen und internationalen Berechnungsansätzen

Der Einfluss der Wassertemperatur auf den Sauerstoffbedarf äußert sich nur in den Berechnungsansätzen zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs infolge der Kohlenstoffelimination. Weder bei der Berechnung des Sauerstoffverbrauchs durch die Nitrifikation noch bei dem Sauerstoffgewinn durch Denitrifikationsprozesse wird der Einfluss der Wassertemperatur in den Berechnungsgleichungen berücksichtigt. In den Bemessungsansätzen wird davon ausgegangen, dass bei Anwesenheit von Nitrifikanten auch ausreichend nitrifiziert wird. Somit werden die Nitrifikationsgeschwindigkeit und deren Temperatureinfluss nicht betrachtet und der Sauerstoffverbrauch für die Stickstoffelimination rein stöchiometrisch ermittelt.

Betrachtet man den Sauerstoffverbrauch durch den Kohlenstoffabbau, ist festzustellen, dass nur bei den Bemessungsansätzen nach dem ATV-Arbeitsblatt A 131, nach der Hochschulgruppe, nach Eckenfelder und nach WRC der Einfluss der Wassertemperatur direkt über einen Temperaturfaktor berücksichtigt wird.

Die Grundlage für die Bemessung von Belebungsanlagen stellt das aerobe Schlammalter dar, das bei allen hier vorgestellten Ansätzen direkt in Abhängigkeit der Wassertemperatur ermittelt wird (Scheer, 1998b). Nachdem das erforderliche Schlammalter feststeht, wird die Überschussschlammproduktion berechnet. Daraus ergibt sich mit dem Trockensubstanzgehalt das Volumen des Belebungsbeckens. Der Temperatureinfluss geht folglich an unterschiedlichen Stellen in die Bemessung ein und schlägt zwangsläufig über z.B. das Schlammalter, den Trockensubstanzgehalt oder das Beckenvolumen in den unterschiedlichen Ansätzen zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauches durch. Somit sind alle Ansätze zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs temperaturabhängig.

Scheer (1998b) hat alle Ansätze auf rein theoretischer Basis miteinander verglichen. Dazu wurden die Zulaufdaten und Parameter u. a. auf Basis des ATV-Arbeitsblattes A 131 und anhand von statistischen Auswertungen von Pöpel et al. (1990) angesetzt. Die Modellanlagen wurden auf 50.000 Einwohnergleichwerte mit einem Abwasseraufkommen von 200 l/(EW d) und einer Abwassertemperatur von 10 °C bemessen. Im Zulauf der biologischen Reinigungsstufe wurde ein CSB-Wert von 500 mg/L, ein BSB₅-Wert von 250 mg/L und ein TKN-Wert von 55 mg/L angenommen sowie der Feststoffgehalt im Belebungsbecken mit 3,5 kg/m³ gewählt.

Für alle Bemessungsansätze ergibt sich für Anlagen mit Nitrifikation ein mit steigender Temperatur sinkendes aerobes Mindestschlammalter mit der gleichen Tendenz.

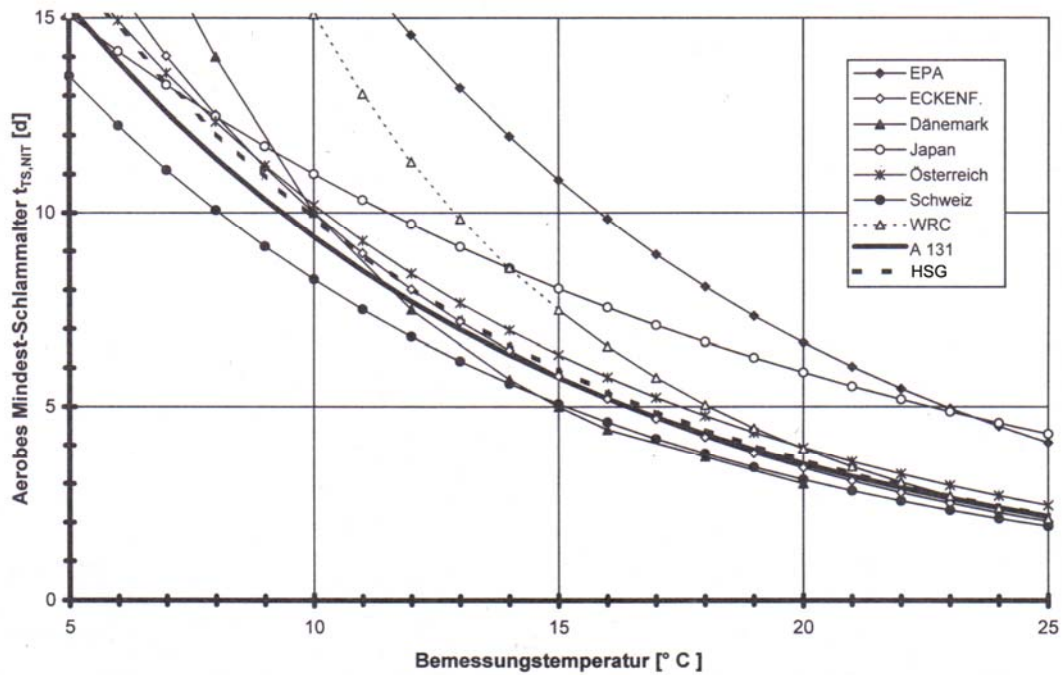


Abbildung 6-3: Vergleich der aeroben Mindestschlammalter für Nitrifikation bei unterschiedlichen Bemessungstemperaturen (nach Scheer, 1998b)

Die Verhinderung der Auswaschung der Nitrifikanten ist maßgebendes Ziel aller Verfahren. Die Unterschiede in vorangestellter Abbildung beruhen aus diesem Grund hauptsächlich auf verschiedenen Annahmen bezüglich der Sicherheitsfaktoren und der kinetischen Parameter.

Den Einfluss der Wassertemperatur auf den Sauerstoffverbrauch zeigen die nachstehenden Abbildungen. Auf der Datengrundlage der Berechnungen von Scheer (1998b) wird der Sauerstoffverbrauch in Abhängigkeit der Wassertemperatur in einem Bereich von 5 °C - 30 °C dargestellt.

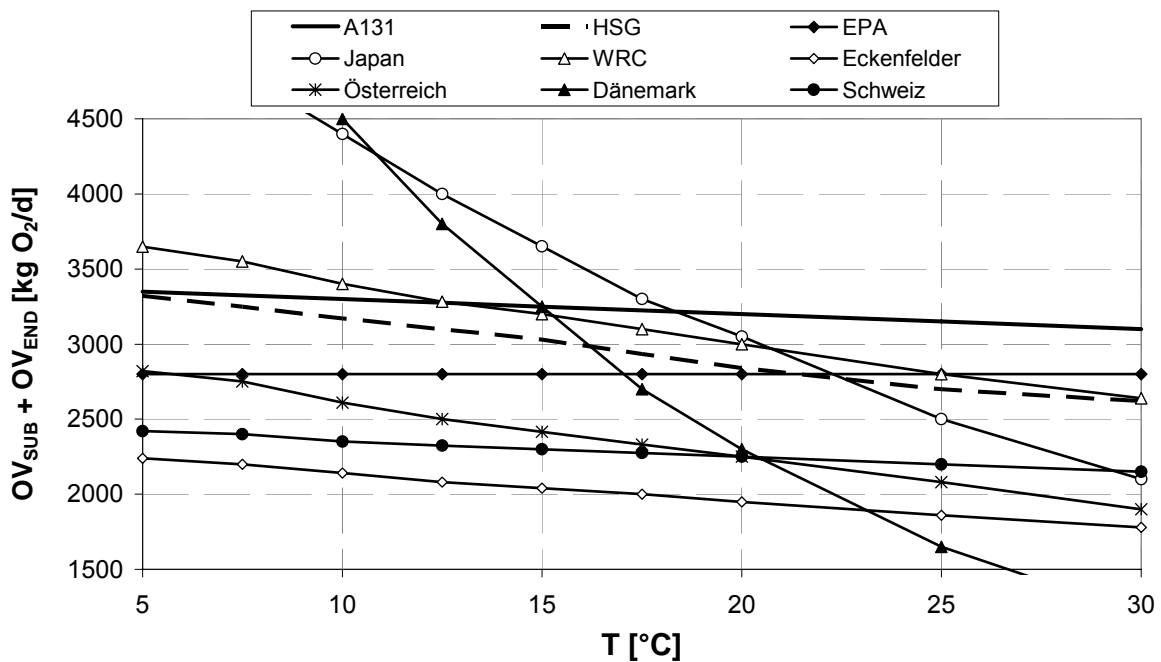


Abbildung 6-4: Sauerstoffverbrauch im Belebungsbecken in Abhängigkeit der Bemessungstemperatur (nach Scheer, 1998b)

Die Abbildung 6-4 zeigt, dass bei allen Ansätzen der Sauerstoffverbrauch mit steigender Temperatur sinkt. Gründe für die Abnahme des Sauerstoffverbrauchs sind v. a. die Einflüsse des temperaturabhängigen Schlammalters und des Überschussschlamms. Die Berechnungsansätze aus Japan und Dänemark zeigen bei dieser Betrachtung die stärkste Temperaturabhängigkeit. Bei den anderen Ansätzen nimmt der Sauerstoffverbrauch mit steigender Wassertemperatur gering ab. Der Ansatz nach EPA berechnet den Sauerstoffverbrauch nur in Abhängigkeit des zu eliminierenden BSB_5 , unabhängig von der Bemessungstemperatur. Der Sauerstoffverbrauch, ermittelt nach dem ATV-Arbeitsblatt A 131, zeigt im Vergleich zu anderen Bemessungsansätzen einen geringeren Einfluss der Bemessungstemperatur.

In der folgenden Abbildung 6-5 ist der spezifische Sauerstoffverbrauch bezogen auf den Trockensubstanzgehalt (kg TS) dargestellt. Mit steigender Temperatur wird der Sauerstoffverbrauch höher.

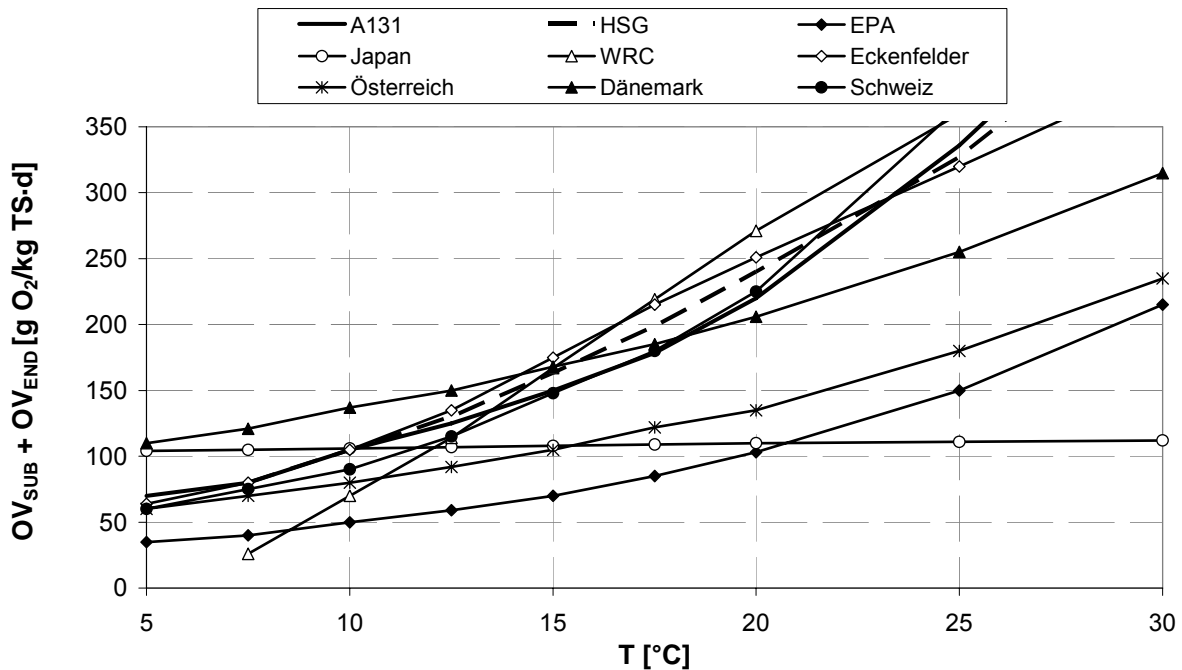


Abbildung 6-5: Spezifischer Sauerstoffverbrauch bezogen auf kg TS im Belebungsbecken in Abhängigkeit der Bemessungstemperatur (nach Scheer, 1998b)

Der Vergleich der Berechnungsansätze zeigt, dass der Sauerstoffverbrauch nicht allein in Abhängigkeit der Wassertemperatur beschrieben werden kann. Je nach Berechnungsansatz muss zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs infolge von Kohlenstoffelimination das Schlammalter, der Trockensubstanzgehalt oder das Belebungsbeckenvolumen bei der Berechnung mit berücksichtigt werden.

Anhand der hier dargestellten Vergleiche bezüglich der Temperaturabhängigkeit des Sauerstoffverbrauchs, kann kein Ansatz für niedrige (< 10 °C) oder hohe (> 20 °C) Abwassertemperaturen als besonders geeignet angesehen werden.

Die Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs über das ATV-Arbeitsblatt A 131 liefert im internationalen Vergleich gute und plausible Ergebnisse. Aus diesem Grund wird das folgende Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr nach dem ATV-Arbeitsblatt A 131 (2000) durchgeführt.

7 Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Die bisher erzielten Ergebnisse und Erkenntnisse fließen in das folgende Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr ein. Das Berechnungsbeispiel beruht auf den Ausführungen nach dem ATV-Arbeitsblatt A 131 (2000). Wie Kapitel 6 zeigt, liefert die Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs über das ATV-Arbeitsblatt A-131 im internationalen Vergleich gute und plausible Ergebnisse (vgl. Scheer, 1998). Der dominierende Parameter für die Bemessung von Belebungsanlagen ist das Schlammalter t_{TS} . Es reagiert sehr stark auf die auslegungsrelevante Wassertemperatur. Über das Schlammalter erfährt das Volumen des Belebungsbeckens maßgebend seine Temperaturabhängigkeit ebenso wie die Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs bei der Kohlenstoffelimination.

Im Berechnungsbeispiel wird eine Belebungsanlage für Wassertemperaturen von 5 °C bis 30 °C nach dem ATV-Arbeitsblatt A-131 ausgelegt. Das Beispiel bezieht sich auf eine Anlage für 50.000 EW. Als Reinigungsziel wird die weitergehende Stickstoffelimination angesetzt. Die Zulaufdaten werden nach dem ATV-Arbeitsblatt A 131 angenommen und die Grenzwerte nach Abwasserverordnung (Größenklasse 4). Das Berechnungsbeispiel wird ohne Vorklärung ausgelegt. Die TS_{BB} -Konzentration wird für alle Temperaturen mit 4 g/l angesetzt und das aerobe Schlammalter in Absprache mit dem Teilprojekt A1 der Ruhr-Universität Bochum in Abhängigkeit der Wassertemperatur wie folgt angenommen:

- Wassertemperatur: 5 °C, aerobes Schlammalter: 20,5 d
- Wassertemperatur: 10 °C, aerobes Schlammalter: 13 d
- Wassertemperatur: 15 °C, aerobes Schlammalter: 8 d
- Wassertemperatur: 20 °C, aerobes Schlammalter: 5 d
- Wassertemperatur: 25 °C, aerobes Schlammalter: 2,9 d
- Wassertemperatur: 30 °C, aerobes Schlammalter: 1,8 d

Das ausführliche Berechnungsbeispiel ist tabellarisch im Anhang aufgeführt.

7.1 Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs

Den Sauerstoffverbrauch für die Tagesspitze ($OV_{h,max}$) erhält man nach dem ATV-Arbeitsblatt A131 über folgende Gleichung:

$$\text{Formel 7-1: } OV_{h,max} = \frac{f_c \cdot (OV_{d,C} - OV_{d,D}) + f_N \cdot OV_{d,N}}{24} \quad [\text{kg/d}]$$

Der Stoßfaktor f_c stellt das Verhältnis des Sauerstoffverbrauchs für Kohlenstoffelimination in der Spitzenstunde zum durchschnittlichen Sauerstoffverbrauch dar. Der Stoßfaktor f_N ist gleich dem Verhältnis der TKN-Fracht in der 2-h-Spitze zur 24-h-Durchschnittsfracht. Die Stoßfaktoren sind im ATV Arbeitsblatt A-131 in Abhängigkeit des aeroben Schlammalters angegeben, allerdings nur in einem Bereich von 4 d - 25 d für f_c und von 8 d bis 25 d für f_N und dementsprechend nur für einen Wassertemperaturbereich von 3 °C bis 22 °C für f_c und von 3 °C bis 15 °C für f_N . In nachstehender Tabelle 7-1 sind für die Stoßfaktoren für einen Wassertemperaturbereich von 5 °C bis 30 °C abgeleitet dargestellt.

Tabelle 7-1: Stoßfaktoren für den Sauerstoffverbrauch für einen Wassertemperaturbereich von 5 °C bis 30 °C

Wassertemperatur [°C]	5	10	15	20	25	30
Schlammalter [d]	20,5	12,5	8	5	2,9	1,8
Stoßfaktoren						
f_c	1,13	1,18	1,2	1,28	1,35	1,4
f_N für $B_{d,BSB,Z} < 1.200 \text{ kg/d}$	1,75	2,25	2,6	2,8	2,9	3,0
f_N für $B_{d,BSB,Z} > 6.000 \text{ kg/d}$	1,35	1,65	2,0	2,2	2,4	2,5

Die Stoßfaktoren können länderspezifisch reduziert werden, wenn anstelle der Überwachung der Ablaufkonzentrationen mit 2 h-Mischproben 24 h-Mischproben herangezogen werden. Des Weiteren kann die Bewirtschaftung des Zulaufs durch den Betrieb von Speicher-, Misch- und Ausgleichsbecken bei der Ermittlung der Stoßfaktoren berücksichtigt werden.

Der Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffelimination, berechnet mit dem temperaturabhängigen Schlammalter, nimmt mit steigender Temperatur leicht ab. Der Sauerstoffverbrauch durch die Nitrifikation und auch die Sauerstoffeinsparung durch die Denitrifikation bleiben in Abhängigkeit der

Wassertemperatur konstant. Bezieht man den gesamten Sauerstoffverbrauch auf das aerobe Nitrifikationsvolumen, steigt dieser spezifische Sauerstoffverbrauch mit steigender Wassertemperatur stark an.

Dies soll im Folgenden anhand der beispielhaften Auslegung der oben angesprochenen Belebungsanlage für Wassertemperaturen von 5 °C bis 30 °C nach dem ATV-Arbeitsblatt A-131 verdeutlicht werden. Das Beispiel bezieht sich auf eine Anlage für 50.000 EW, weitergehende Stickstoffelimination, Zulaufdaten nach A 131, Grenzwerte nach Abwasserverordnung (Größenklasse 4), ohne Vorklärung, TSBB für alle Temperaturen 4 g/l Schlammalter in Abhängigkeit der Wassertemperatur (5 °C:20,5 d, 10 °C:13 d, 15 °C:8 d, 20 °C:5 d, 25 °C:2,9 d, 30 °C:1,8 d; Teilprojekt A1 der Ruhr-Universität Bochum).

In nachstehender Abbildung 7-1 sind der spezifische Sauerstoffverbrauch und das aerobe Belebungsbeckenvolumen dargestellt. Das spezifische Nitrifikationsvolumen [L/EW] sinkt durch die starke Abnahme des Schlammalters sehr stark mit steigender Wassertemperatur. Dementsprechend steigt der temperaturabhängige Verlauf des spezifischen Sauerstoffverbrauchs.

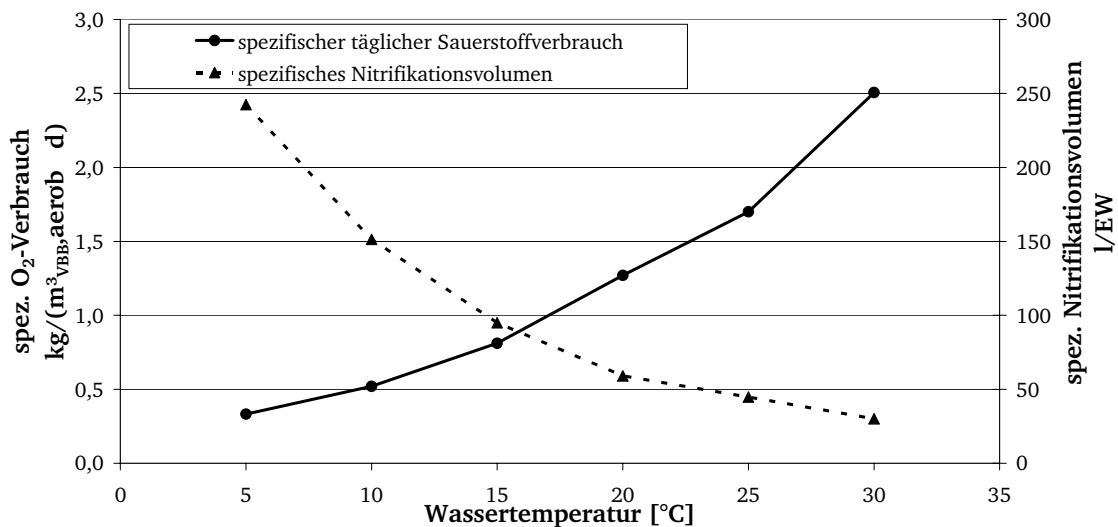


Abbildung 7-1: Temperaturabhängigkeit des spezifischen Nitrifikationsvolumen und des spezifischen täglichen Sauerstoffverbrauchs (Beispielrechnung)

7.2 Ermittlung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Zur Berechnung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr sollte abweichend vom ATV-Arbeitsblatt A 131 der nachstehende Ansatz, der von Pöpel / Wagner gewählt werden, da hier die Wassertemperatur sowie die Druckverhältnisse im Belebungsbecken berücksichtigt werden. Die erforderliche Sauerstoffzufuhr wird über diese folgende Gleichung genauer berechnet als über die Gleichung nach dem ATV-Arbeitsblatt A 131. Die Berechnung über den Ansatz nach Pöpel / Wagner wirkt sich v. a. bei einer Wassertemperatur ab 20 °C und auch bei tiefen Belebungsbecken positiv bezüglich einer geringeren Gebläseleistung aus.

$$\text{Formel 7-2} \quad \text{erf.OC} = \text{OV}_{h,\text{max}} \cdot \frac{f_d \cdot C_{S,20}}{(f_d \cdot C_{S,T} - C_x) \cdot \theta^{(T-20)} \cdot \alpha} \quad [\text{kgO}_2/\text{d}]$$

Die Sauerstoffzufuhr, ermittelt nach dieser Gleichung, bezieht sich auf die Standardtemperatur von 20 °C mit den folgenden Parametern:

- f_d : Tiefenfaktor [-], $f_d = 1 + (d_e/20,7)$ für Druckluftbelüftung, $f_d = 1 + (h_{\text{BB}}/150)$ für Oberflächenbelüftung;
- d_e : Einblastiefe [m];
- h_{BB} : Beckentiefe [m];
- $C_{S,20}$: Sauerstoffsättigungskonzentration bei 20°C [mg/l];
- $C_{S,T}$: Sauerstoffsättigungskonzentration bei Bemessungstemperatur T [mg/l];
- $C_x = 0,5 - 2$ mg/l,
- θ : Temperaturkorrekturkoeffizient [-], $\theta = 1,024$,
- α -Wert: = 0,6 für Druckluftbelüftung, $\alpha = 0,95$ für Oberflächenbelüftung

Bei tiefen Belebungsbecken ist es sinnvoll, im Vergleich zur Bemessung nach ATV A 131 den Einfluss der Einblastiefe zu berücksichtigen. In nachstehender Abbildung 7-2 ist die spezifische Sauerstoffzufuhr nach dem herkömmlichen Ansatz nach A-131 und nach dem weiteren Ansatz nach Pöpel / Wagner beispielhaft für Druckluftbelüftung bei unterschiedlichen Wassertemperaturen und das entsprechende Einsparpotenzial dargestellt.

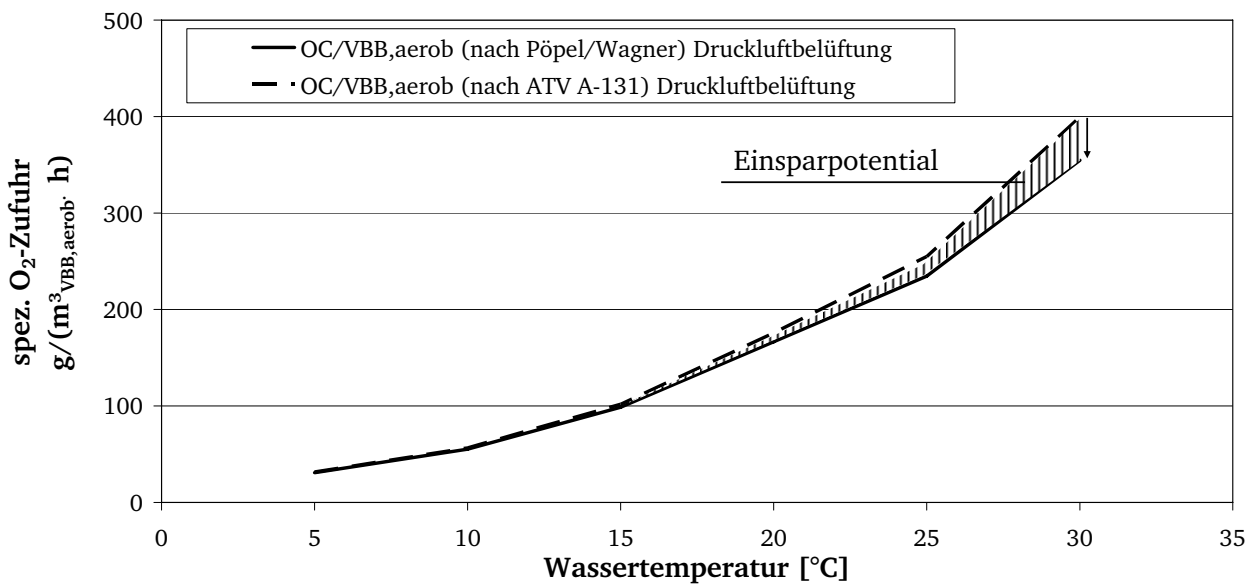


Abbildung 7-2: spezifische Sauerstoffzufuhr nach A-131 und nach dem empfohlenen Ansatz Pöpel / Wagner (Beispielrechnung)

Bei Wassertemperaturen größer 20 °C wird nach ATV A-131 die spez. Sauerstoffzufuhr überschätzt. Wird der weitere Ansatz von Pöpel / Wagner angewendet, können bei einer Wassertemperatur von 30 °C eine um ca. 10 % niedrigere Sauerstoffzufuhr veranschlagt werden. Bei 25 °C liegt die Sauerstoffzufuhr um ca. 8 % und bei 20 °C um ca. 5 % niedriger. Bei Wassertemperaturen unter 20 °C tritt zwischen den Berechnungsansätzen bezogen auf die Wassertemperatur zwischen 5 °C und 20 °C kein Unterschied auf.

Die Sauerstoffzufuhr ist nach ATV A-131 für die maßgebenden Belastungszustände zu ermitteln. Bei Anlagen ohne Jahresgang der Zulauffrachten tritt der höchste Sauerstoffverbrauch im Sommer auf. In kalten Klimaten sind die Lastfälle für die Wassertemperaturen von 10 °C und 15 °C zu prüfen, in warmen Klimaten für 20 °C und 30 °C.

7.3 Druckluftbelüftung

Nach Ermittlung der Sauerstoffzufuhr erfolgt bei Druckluftbelüftungssystemen die Berechnung des erforderlichen Luftvolumenstroms. Der Luftvolumenstrom wird bei Wassertemperaturen zwischen 10 °C und 20 °C üblicherweise mit einem Bereich von 1 bis maximal 2 m³/(m³_{VBB} h) angenommen. Bei Wassertemperaturen unter 10 °C können aufgrund der niedrigeren erforderlichen Sauerstoffzufuhr 0,5 m³/(m³_{VBB} h) ausreichen. Bei hohen Wassertemperaturen muss hingegen mit spezifischen

Luftvolumenströmen bis zu $5 \text{ m}^3/(\text{m}^3_{\text{VBB}} \text{ h})$ gerechnet werden (vgl. Abbildung 7-2). Nach Ermittlung der Luftvolumenströme folgt die Berechnung der Anzahl der benötigten Belüftungselemente. Sind aufgrund der kleineren Luftvolumenströme bei niedrigen Wassertemperaturen relativ wenige Belüftungselemente notwendig, muss darauf geachtet werden, dass es nicht zu Durchmischungsproblemen kommt. Bei hohen Wassertemperaturen (hohe Luftvolumenströme) muss hingegen geprüft werden, ob die notwendige Anzahl an Belüftungselementen technisch sinnvoll im Belebungsbecken untergebracht werden kann (Abstände der Belüftungselemente untereinander). Dies kann bei ungünstigen Konstellationen ab einer Wassertemperatur von 25 °C zu Problemen führen (Zugänglichkeit).

7.4 Oberflächenbelüftung und Injektorbelüftung

Die Auslegung von Oberflächenbelüftungssystemen und Injektorbelüftungssystemen ist stark vom Einzelfall abhängig. Es gelten für diese beiden Systeme keine allgemeinen Gleichungen oder Auslegungsregeln bezüglich der Leistungswerte, da diese Angaben herstellerspezifisch sind.

Allgemein gilt auch hier, dass im Einzelfall geprüft werden muss, ob bei niedrigen Wassertemperaturen, bei denen eine niedrigere erforderliche Sauerstoffzufuhr ausreichen kann um den Sauerstoffverbrauch sicherzustellen, die notwendige Durchmischung sichergestellt ist. Ebenso ist bei hohen Wassertemperaturen zu prüfen, ob die hohe spezifische Sauerstoffzufuhr technisch sinnvoll in das Belebungsbecken eingetragen werden kann.

8 Zusammenfassung der Ergebnisse

Nachdem in den Kapitel 5 bis 7 die einzelnen Ergebnisse zu den durchgeführten Sauerstoffzufuhrmessungen, der theoretischen Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und des Berechnungsbeispiels zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr ausführlich vorgestellt wurden, sollen diese hier zusammengefasst werden.

8.1 Ergebnisse der Sauerstoffzufuhrmessungen

Die Sauerstoffzufuhr durch Belüftungssysteme dient dazu, den Sauerstoffbedarf der Mikroorganismen im Belebungsbecken abzudecken. Es muss eine ausreichende Sauerstoffkonzentration im Abwasser sichergestellt werden, um den Mikroorganismen optimale Bedingungen zum Abbau von Abwasserinhaltsstoffen zu gewährleisten. Durch die Parameter Sauerstoffzufuhr und Sauerstoffertrag sowie über den Belüftungskoeffizienten können Belüftungseinrichtungen in Belebungsanlagen bezogen auf die Leistung und die Wirtschaftlichkeit aber auch auf die Anpassbarkeit und Regelbarkeit bemessen werden.

Die Sauerstoffzufuhr berechnet sich über den Sauerstoffsättigungswert und den Belüftungskoeffizienten. Bei Sauerstoffzufuhrmessungen wird der Belüftungskoeffizient und die Sauerstoffsättigungskonzentration bestimmt und daraus die Sauerstoffzufuhr berechnet.

Die in Reinwasser durchgeführten Sauerstoffzufuhrmessungen zeigen mit steigender Wassertemperatur einen Anstieg des Belüftungskoeffizienten $k_L a_T$. Es kann davon ausgegangen werden, dass diese Abhängigkeit einem exponentiellen Zusammenhang unterliegt und dass der Belüftungskoeffizient bezogen auf die Temperaturabhängigkeit hauptsächlich vom Diffusionskoeffizienten des Sauerstoffs abhängt. Da sich bei diesem keine eindeutige Aussage treffen lässt, ob er und somit der Belüftungskoeffizient linear oder exponentiell von der Wassertemperatur abhängt, und da sich die exponentielle Korrektur des $k_L a_T$ -Wertes auf den $k_L a_{20}$ -Wert über den Arrhenius-Ansatz in allen nationalen und internationalen Messanleitungen durchgesetzt hat, wird auch hier der exponentielle Ansatz verfolgt.

Die in Reinwasser durchgeführten Sauerstoffzufuhrmessungen zeigen, dass sich die Belüftungssysteme Druckluftbelüftung, Injektorbelüftung und Oberflächenbelüftung in Abhängigkeit der Wasser-

temperatur gleich verhalten. Bei allen Belüftungssystemen steigt der Belüftungskoeffizient mit steigender Wassertemperatur an.

Die bei Sauerstoffzufuhrversuchen gemessenen k_{L,a_T} -Werte werden nach allen nationalen und internationalen Messanleitungen auf die Normtemperatur von 20 °C korrigiert. Hierzu findet die Arrhenius-Gleichung mit einem Temperaturkorrekturfaktor von $\theta = 1,024$ Anwendung. Das Ziel dieser Korrektor ist es, den bei der Wassertemperatur T gemessenen k_{L,a_T} -Wert auf den $k_{L,a_{20}}$ -Wert umzurechnen. In der Literatur tritt eine Spanne an Temperaturkorrekturfaktoren zwischen 1,01 und 1,04 auf. Dabei handelt es sich vorwiegend um θ -Werte für den exponentiellen Ansatz. Die hier durchgeführten Untersuchungen zeigen, dass die Temperaturkorrektur mit einem θ -Wert von 1,020 am besten funktioniert. Aufgrund einer Messunsicherheit von $\pm 5\%$ liegt der Unterschied zwischen den mit $\theta = 1,020$ und mit $\theta = 1,024$ korrigierten Werte allerdings in einem zu vernachlässigenden Bereich. Somit besteht kein relevanter Unterschied zwischen den Temperaturkorrekturfaktoren. Bei einzelnen Sauerstoffzufuhrmessungen der unterschiedlichen Messreihen hat sich zudem gezeigt, dass in einem Fall der mit $\theta = 1,020$ korrigierte und im anderen Fall der mit $\theta = 1,024$ korrigierte $k_{L,a_{20}}$ -Wert näher am gemessenen $k_{L,a_{20}}$ -Wert liegt. Des Weiteren kann die Aussage getroffen werden, dass der Temperaturkorrekturfaktor von weiteren Einflussfaktoren wie dem Belüftungssystem oder der Salzkonzentration des Versuchswassers unabhängig ist. Der im DWA-Merkblatt M 209 angegebene Temperaturkorrekturfaktor $\theta = 1,024$ kann beibehalten werden.

Über den Belüftungskoeffizient $k_{L,a_{20}}$ und die Sauerstoffsättigungskonzentration $C_{s,20}$ wird die Standard-Sauerstoffzufuhr SOTR berechnet. Da beide Parameter bei der Umrechnung auf die Standardtemperatur von 20 °C mit Fehlern behaftet sein können, wirken sich diese Fehler auf die Sauerstoffzufuhr aus und beeinflussen somit diese. Welcher Parameter (Belüftungskoeffizient oder Sättigungskonzentration) die Sauerstoffzufuhr stärker beeinflusst, hängt vom Einzelfall ab. Bei Sauerstoffzufuhrmessungen nach dem DWA-Merkblatt M 209 (2007) besteht bei Druckluftbelüftungssystemen in Becken mit Wassertiefen bis 7 m die Möglichkeit, zur Berechnung der Sauerstoffzufuhr den Sauerstoffsättigungswert für die halbe Einblastiefe ($C_{s,md,20}$) zu verwenden. Bei Oberflächenbelüftungssystemen kann näherungsweise mit dem Standard-Sättigungswert gerechnet werden ($C_{s,20} = C_{s,St,20}$). In diesen Fällen erfährt die Sauerstoffzufuhr ihre Temperaturabhängigkeit in erster Linie vom Belüftungskoeffizienten $k_{L,a_{20}}$. Die hier durchgeführten Untersuchungen zeigen aber, dass sich die Sauerstoffzufuhr mit den nach dem DWA-Merkblatt M 209 (2007) vorgeschlagenen Formeln im Mittel gut auf die Wassertemperatur unter Standardbedingungen von 20 °C normieren lässt. Es ist darüber hinaus kein relevanter Unterschied zwischen den Belüftungssystemen Druckluftbelüftung, Oberflächenbelüftung und Injektorbelüftung hinsichtlich der Temperaturkorrektur zu

erkennen. Unabhängig vom Belüftungssystem kann der bei einer bestimmten Wassertemperatur ermittelte SOTR-Werte von dem eigentlichen SOTR-Wert bei 20 °C abweichen. Diese Abweichung kann bei Wassertemperaturen < 8 °C sowie bei Wassertemperaturen > 25 °C bis zu 12 % betragen. Dass diese Messungenauigkeit bei niedrigen und hohen Wassertemperaturen auftreten kann, sollte bei Sauerstoffzufuhrmessungen in kalten und warmen Klimaten beachtet werden. In einem Wassertemperaturbereich zwischen 8 °C und 25 °C liegen die Schwankungen der SOTR-Werte im Bereich der Messungenauigkeit von 5 %.

Bei einigen Versuchseinstellungen wurde ein erhöhter Salzgehalt im Wasser eingestellt, damit auch die Verhältnisse in Gebieten berücksichtigt werden können, in denen das Trinkwasser mit Entsalzungsanlagen (mit hohen Salzgehalten) gewonnen wird bzw. Meerwasser als Brauchwasser z.B. zur Toilettenspülung Verwendung findet. Die Belüftungskoeffizienten steigen in diesen Wässern mit zunehmender Wassertemperatur an. Des Weiteren ergibt eine höhere Salzkonzentration ebenfalls höhere $k_L a_T$ -Werte. Eine Erhöhung durch die Kombination von hohem Salzgehalt und hoher Wassertemperatur ist nicht festzustellen.

Auf den Vorgang der Sauerstoffzufuhr bei Druckbelüftungssystemen wirken sich hohe Salzgehalte positiv aus. Hohe Salzgehalte wirken der so genannten Blasenkoaleszenz entgegen und bewirken somit eine Erhöhung der Phasengrenzfläche zwischen der Gasblase und der Flüssigkeit. Dies führt zu einem Anstieg der $k_L a_T$ -Werte mit zunehmendem Salzgehalt. Bei der Druckluftbelüftung steigt der $k_L a_T$ -Wert bei einer Erhöhung der Salzkonzentration stärker an als bei der Oberflächenbelüftung. Dieser Unterschied kann durch die verschiedenen Sauerstoffzufuhrmechanismen der beiden Belüftungssysteme begründet werden (Blasen bei der Druckluftbelüftung, Tropfen bei der Oberflächenbelüftung).

Neben einer erhöhten Salzkonzentration kann in kalten oder warmen Klimaten auch eine erhöhte Tensidkonzentration im Wasser vorliegen (schlechterer Abbau wg. niedrigen Wassertemperaturen bzw. hohe Konzentrationen wg. nicht ausreichendem Reinigungsgrad). Bei einer erhöhten Tensidkonzentration sinkt der Belüftungskoeffizient ab. Es können zwei Effekte beobachtet werden. Zum einen ist kein kombinierter Effekt aus einer erhöhten Tensidkonzentration und einer Veränderung der Wassertemperatur festzustellen. Zum anderen überwiegt bei einer erhöhten Salz- und Tensidkonzentration der Effekt der Tensidkonzentration. Auch bei einer erhöhten Konzentration von Tensiden und Salzen ist bezogen auf die Wassertemperatur kein kombinierter Effekt erkennbar.

Bei Sauerstoffzufuhrmessungen sowohl bei der Druckluftbelüftung als auch bei Oberflächenbelüftung ergibt eine höhere Salzkonzentration größere $k_L a_T$ -Werte. Bei der Druckluftbelüftung ist der

Salzeinfluss um ein vielfaches größer als bei der Oberflächenbelüftung. Eine Erhöhung durch die Kombination von hohem Salzgehalt, hoher Tensidkonzentration und hoher Wassertemperatur ist nicht festzustellen.

Zur Überprüfung der Temperaturabhängigkeit des α -Wertes wurden mit den Belüftungssystemen Druckluftbelüftung, Injektorbelüftung und Kreiselbelüftung neben den Reinwassermessung auch Sauerstoffzufuhrmessungen in Belebtschlamm durchgeführt. Die hier durchgeführten Sauerstoffzufuhrmessungen zeigen bei allen Belüftungssystemen keine Abhängigkeit des α -Wertes von der Wassertemperatur.

Zur Ermittlung der Temperaturabhängigkeit des Sauerstoffbedarfs der Mikroorganismen wurden von der Ruhr-Universität Bochum auf der Versuchsanlage VA RUB auf der Kläranlage Düsseldorf über einen bestimmten Zeitraum die Sauerstoffverbrauchsrate gemessen und vom Institut IWAR ausgewertet. Die Daten lassen keine eindeutige Aussage zu. Es zeigt sich im Mittel, dass bei höherer Wassertemperatur die Sauerstoffverbrauchsrate höher ist. Differenziertere Aussagen können nicht getroffen werden.

8.2 Ergebnisse aus der Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs

Die Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs wird in Deutschland nach der maßgebenden Bemessungsempfehlung, dem ATV-Arbeitsblatt A 131 durchgeführt. Neben dem ATV-Arbeitsblatt A 131 (2000) wurde auch der Ansatz der Hochschulgruppenansatz untersucht. Die international angewendeten Bemessungsansätze, die diskutiert wurden sind: drei verwendete Bemessungsansätze aus den USA nach EPA (1993), nach Eckenfelder (1991) und nach Randall & Sen (1993), der japanische Bemessungsansatz nach Ichimura (1994), der südafrikanische Berechnungsvorschlag nach WRC (1984) sowie Ansätze aus Dänemark, der Schweiz und Österreich. Die hier durchgeführte Gegenüberstellung von Bemessungsansätzen zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs erfolgte in Anlehnung an den von Scheer (1998a+b) durchgeführten Vergleichs internationaler Bemessungsansätze.

Der Ansatz nach dem ATV-Arbeitsblatt A 131 (2000) und der Ansatz der Hochschulgruppe greifen auf die gleichen grundlegenden Formeln zur Berechnung des Sauerstoffverbrauchs für die Oxidation der Kohlenstoffverbindungen zurück. Im Gegensatz zum ATV-Arbeitsblatt A 131 ist der HSG-Ansatz in der Anwendungsbreite variabler, da hier in einem gewissen Rahmen individuelle Anpassungen an Zulaufverhältnisse und Ablaufqualität möglich sind (Böhnke et al., 1991). Beide Ansätze gehen bei der Bemessung von Belebungsanlagen von den gleichen theoretischen Grundlagen aus und setzen für die Berechnung des Nitrifikationsvolumens jeweils das aerobe Schlammalter als maßgebend.

Alle Bemessungsansätze ermitteln den Sauerstoffverbrauch infolge der Kohlenstoffelimination und der Nitrifikation und über den Sauerstoffgewinn durch die Denitrifikation. Die Bemessungsverfahren unterscheiden sich nach der Art der Beschreibung des Kohlenstoffabbaus auf Basis des BSB_5 und auf Basis des CSB. Die Bemessung auf Basis des BSB_5 erfolgt in den Ansätzen nach dem ATV-Arbeitsblatt A 131, nach der Hochschulgruppe, nach dem japanischen und dem dänischen Bemessungsansatz sowie nach den in den USA angewandten Ansätzen nach EPA und nach Eckenfelder. Auf Basis des CSB wird die Berechnung des Sauerstoffverbrauchs in den Ansätzen nach WRC in Südafrika, in der Schweiz und in Österreich sowie nach dem Ansatz nach Randall und Sen in den USA vorgeschlagen. Des Weiteren besteht die Möglichkeit, nach dem Ansatz der EPA und nach dem ATV-Arbeitsblatt A 131 ebenfalls die Ermittlung über den CSB durchzuführen, wobei das ATV-Arbeitsblatt A 131 diesen Weg ab einem Verhältnis von $C_{CSB,ZB}/C_{BSB,ZB} > 2,2$ empfiehlt.

Ein weiterer Unterschied in Bezug auf den Kohlenstoffabbau liegt in der Aufteilung des Sauerstoffverbrauchs infolge Substratatmung und endogener Atmung. Bezüglich der Substratatmung werden

in den Ansätzen verschiedene Faktoren gewählt. Bei den BSB₅-Modellen schwankt der Faktor, mit dem der direkt für die Substratatumung zur Verfügung stehende Substratanteil beschrieben wird, zwischen 0,45 (Japan) und 0,65 (Eckenfelder). Bei den CSB-Modellen ergeben sich ebenfalls unterschiedliche Faktoren, wie z.B. nach WRC 0,33 oder in dem österreichischen Bemessungsverfahren 0,4 bis 0,6. Weitere Unterschiede treten bei den auf die endogene Atmung wirkenden Bezugsgrößen auf. Im japanischen und im dänischen Ansatz wird die endogene Atmung unter Berücksichtigung des Trockensubstanzgehaltes ermittelt. Die Verfahren nach A 131, HSG, WRC und Eckenfelder beziehen die endogene Atmung auf das Schlammalter oder auf den belebten Schlamm an sich.

Der Einfluss der Wassertemperatur auf den Sauerstoffbedarf äußert sich nur in den Berechnungsansätzen zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs infolge der Kohlenstoffelimination. Weder bei der Berechnung des Sauerstoffverbrauchs durch die Nitrifikation noch bei dem Sauerstoffgewinn durch Denitrifikationsprozesse wird der Einfluss der Wassertemperatur in den Berechnungsgleichungen berücksichtigt. In den Bemessungsansätzen wird davon ausgegangen, dass bei Anwesenheit von Nitrifikanten auch ausreichend nitrifiziert wird. Somit werden die Nitrifikationsgeschwindigkeit und deren Temperatureinfluss nicht betrachtet und der Sauerstoffverbrauch für die Stickstoffelimination rein stöchiometrisch ermittelt.

Betrachtet man den Sauerstoffverbrauch durch den Kohlenstoffabbau, ist festzustellen, dass nur bei den Bemessungsansätzen nach dem ATV-Arbeitsblatt A 131, nach der Hochschulgruppe, nach Eckenfelder und nach WRC der Einfluss der Wassertemperatur direkt über einen Temperaturfaktor berücksichtigt wird.

Die Grundlage für die Bemessung von Belebungsanlagen stellt das aerobe Schlammalter, das bei allen hier vorgestellten Ansätzen direkt in Abhängigkeit der Temperatur ermittelt wird. Nachdem das erforderliche Schlammalter feststeht, wird die Überschussschlammproduktion berechnet. Daraus ergibt sich mit dem Trockensubstanzgehalt das Volumen des Belebungsbeckens. Der Temperatureinfluss geht folglich an unterschiedlichen Stellen in die Bemessung ein und schlägt zwangsläufig über z.B. das Schlammalter, den Trockensubstanzgehalt oder das Beckenvolumen in den unterschiedlichen Ansätzen zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauches durch. Somit sind alle Ansätze zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs temperaturabhängig.

Für alle Bemessungsansätze ergibt sich für Anlagen mit Nitrifikation ein mit steigender Temperatur sinkendes aerobes Mindestschlammalter mit der gleichen Tendenz. Die Verhinderung der Auswaschung der Nitrifikanten ist maßgebendes Ziel aller Verfahren. Die Unterschiede beruhen aus diesem Grund hauptsächlich auf verschiedenen Annahmen bezüglich der Sicherheitsfaktoren und der kinetischen Parameter.

Der Vergleich der Bemessungsansätze zeigt, dass bei allen Ansätzen der Sauerstoffverbrauch mit steigender Temperatur sinkt. Gründe für die Abnahme des Sauerstoffverbrauchs sind v. a. die Einflüsse des temperaturabhängigen Schlammalters und des Überschussschlammes. Die Berechnungsansätze aus Japan und Dänemark zeigen die stärkste Temperaturabhängigkeit. Bei den anderen Ansätzen nimmt der Sauerstoffverbrauch mit steigender Wassertemperatur gering ab. Der Ansatz nach EPA berechnet den Sauerstoffverbrauch nur in Abhängigkeit des zu eliminierenden BSB₅, unabhängig von der Bemessungstemperatur. Der Sauerstoffverbrauch, ermittelt nach dem ATV-Arbeitsblatt A 131, zeigt eine geringe Beeinflussung der Bemessungstemperatur.

Der Vergleich der Berechnungsansätze zeigt, dass der Sauerstoffverbrauch nicht allein in Abhängigkeit der Wassertemperatur beschrieben werden kann. Je nach Berechnungsansatz muss zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs infolge von Kohlenstoffelimination das Schlammalter, der Trockensubstanzgehalt oder das Belebungsbeckenvolumen bei der Berechnung mit berücksichtigt werden. Anhand der hier dargestellten Vergleiche bezüglich der Temperaturabhängigkeit des Sauerstoffverbrauchs kann kein Ansatz für niedrige (< 10 °C) oder hohe (> 20 °C) Abwassertemperaturen als besonders geeignet angesehen werden.

Die Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs über das ATV-Arbeitsblatt A 131 liefert im internationalen Vergleich gute und plausible Ergebnisse. Aus diesem Grund wird das Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr in diesem Bericht nach dem ATV-Arbeitsblatt A 131 (2000) durchgeführt.

8.3 Ergebnisse aus dem Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Auf Basis der im Rahmen dieses Forschungsvorhabens erzielten Ergebnisse und Erkenntnisse wurde eine Beispielberechnung zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr durchgeführt. Das Berechnungsbeispiel beruht auf den Ausführungen nach dem ATV-Arbeitsblatt A 131 (2000). Der dominierende Parameter für die Bemessung von Belebungsanlagen ist das Schlammalter t_{TS} . Es reagiert sehr stark auf die auslegungsrelevante Wassertemperatur. Über das Schlammalter erfährt das Volumen des Belebungsbeckens maßgebend seine Temperaturabhängigkeit ebenso wie die Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs bei der Kohlenstoffelimination.

Das Berechnungsbeispiel legt eine Belebungsanlage für Wassertemperaturen von 5 °C bis 30 °C nach dem ATV-Arbeitsblatt A-131 aus. Das Beispiel bezieht sich auf eine Anlage für 50.000 EW. Als Reinigungsziel wird die weitergehende Stickstoffelimination angesetzt. Die Zulaufdaten werden nach dem ATV-Arbeitsblatt A 131 angenommen und die Grenzwerte nach Abwasserverordnung (Größenklasse 4). Das Berechnungsbeispiel wird ohne Vorklärung ausgelegt. Die TS_{BB} -Konzentration wird für alle Temperaturen mit 4 g/l angesetzt und das aerobe Schlammalter in Absprache mit dem Teilprojekt A1 der Ruhr-Universität Bochum in Abhängigkeit der Wassertemperatur angenommen.

Die Stoßfaktoren f_C und f_N zur Berechnung des Sauerstoffverbrauchs in der Tagesspitze sind im ATV Arbeitsblatt A-131 in Abhängigkeit des aeroben Schlammalters angegeben, allerdings nur in einem Bereich von 4 d - 25 d für f_C und von 8 d bis 25 d für f_N und dementsprechend nur für einen Wassertemperaturbereich von 3 °C bis 22 °C für f_C und von 3 °C bis 15 °C für f_N . Für einen Wassertemperaturbereich von 5 °C bis 30 °C werden Stoßfaktoren abgeleitet. Die Stoßfaktoren können länderspezifisch reduziert werden, wenn anstelle der Überwachung der Ablaufkonzentrationen mit 2 h-Mischproben 24 h-Mischproben herangezogen werden. Des Weiteren kann die Bewirtschaftung des Zulaufs durch den Betrieb von Speicher-, Misch- und Ausgleichsbecken bei der Ermittlung der Stoßfaktoren berücksichtigt werden.

Der Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffelimination, berechnet mit dem temperaturabhängigen Schlammalter, nimmt mit steigender Temperatur leicht ab. Der Sauerstoffverbrauch durch die Nitrifikation und auch die Sauerstoffeinsparung durch die Denitrifikation bleiben in Abhängigkeit der Wassertemperatur konstant. Bezieht man den gesamten Sauerstoffverbrauch auf das aerobe Nitrifikationsvolumen, steigt dieser spezifische Sauerstoffverbrauch mit steigender Wassertemperatur stark an. Das spezifische Nitrifikationsvolumen [L/EW] sinkt durch die starke Abnahme des

Schlammalters sehr stark mit steigender Wassertemperatur. Dementsprechend steigt der temperaturabhängige Verlauf des spezifischen Sauerstoffverbrauchs.

Die Berechnung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr wurde neben dem Ansatz nach dem ATV-Arbeitsblatt über einen weiteren Ansatz von Pöpel / Wagner durchgeführt. Der Vergleich zeigt, dass abweichend vom ATV-Arbeitsblatt A 131 der Ansatz von Pöpel / Wagner gewählt werden sollte, da hier die Wassertemperatur sowie die Druckverhältnisse im Belebungsbecken berücksichtigt werden. Die erforderliche Sauerstoffzufuhr wird über diesen Ansatz genauer berechnet als über die Gleichung nach dem ATV-Arbeitsblatt A 131. Die Berechnung über den Ansatz nach Pöpel / Wagner wirkt sich v. a. bei einer Wassertemperatur ab 20 °C und größer sowie auch bei tiefen Belebungsbecken positiv bezüglich einer geringeren Gebläseleistung aus. Bei Wassertemperaturen größer 20 °C wird nach ATV A-131 die spez. Sauerstoffzufuhr überschätzt. Wird der erweiterte Ansatz von Pöpel / Wagner angewendet, können bei einer Wassertemperatur von 30 °C eine um ca. 10 % niedrigere Sauerstoffzufuhr veranschlagt werden, Bei 25 °C liegt die Sauerstoffzufuhr um ca. 8 % und bei 20 °C um ca. 5 % niedriger. Bei Wassertemperaturen unter 20 °C tritt zwischen den Berechnungsansätzen bezogen auf die Wassertemperatur zwischen 5 °C und 20 °C kein Unterschied auf.

Die Sauerstoffzufuhr ist nach ATV A-131 für die maßgebenden Belastungszustände zu ermitteln. Bei Anlagen ohne Jahresgang tritt der höchste Sauerstoffverbrauch im Sommer auf. In kalten Klimaten sind die Lastfälle für die Wassertemperaturen von 10 °C und 15 °C zu prüfen, in warmen Klimaten für 20 °C und 30 °C.

Nach Ermittlung der Sauerstoffzufuhr erfolgt bei Druckluftbelüftungssystemen die Berechnung des erforderlichen Luftvolumenstroms. Der Luftvolumenstrom wird bei Wassertemperaturen zwischen 10 °C und 20 °C üblicherweise mit einem Bereich von 1 bis maximal 2 m³/(m³_{VBB}·h) angenommen. Bei Wassertemperaturen unter 10 °C können aufgrund der niedrigeren erforderlichen Sauerstoffzufuhr 0,5 m³/(m³_{VBB}·h) ausreichen. Bei hohen Wassertemperaturen muss hingegen mit spezifischen Luftvolumenströmen bis zu 5 m³/(m³_{VBB}·h) gerechnet werden. Nach Ermittlung der Luftvolumenströme folgt die Berechnung der Anzahl der benötigten Belüftungselemente. Werden aufgrund der kleineren Luftvolumenströme bei niedrigen Wassertemperaturen zu wenige Belüftungselemente veranschlagt, muss darauf geachtet werden, dass es nicht zu Durchmischungsproblemen kommt. Bei hohen Wassertemperaturen (hohe Luftvolumenströme) muss hingegen geprüft werden, ob die notwendige Anzahl an Belüftungselementen technisch sinnvoll im Belebungsbecken untergebracht werden kann. Dies kann bei ungünstiger Konstellation ab einer Wassertemperatur größer 25 °C zu Problemen führen.

Die Auslegung von Oberflächenbelüftungssystemen und Injektorbelüftungssystemen ist stark vom Einzelfall abhängig. Es gelten für diese beiden Systeme keine allgemeinen Gleichungen oder Auslegungsregeln bezüglich der Leistungswerte, da diese Angaben herstellerspezifisch sind.

Allgemein gilt auch hier, dass im Einzelfall geprüft werden muss, ob bei niedrigen Wassertemperaturen, bei denen eine niedrigere erforderliche Sauerstoffzufuhr ausreichen kann um den Sauerstoffverbrauch sicherzustellen, die notwendige Durchmischung sichergestellt ist. Ebenso ist bei hohen Wassertemperaturen zu prüfen, ob die hohe spezifische Sauerstoffzufuhr technisch sinnvoll in das Belebungsbecken eingetragen werden kann.

9 Schlussfolgerungen

Nachdem in Kapitel 8 die Ergebnisse zusammengefasst wurden, sollen die sich daraus ergebenden Schlussfolgerungen in Form von Empfehlungen zu Planung und Betrieb von Belüftungssystemen in kalten und warmen Klimaten beschrieben werden. Hierzu werden allgemein gültige Empfehlungen aber auch spezielle Empfehlungen zu Belüftungssystemen in kalten und warmen Klimaten gegeben. Nach den Empfehlungen zu Planung und Betrieb schließen die Schlussfolgerungen mit einem kurzen Beitrag zu Kosten und Energieverbrauch der Belüftungssysteme ab.

9.1 Empfehlungen zu Planung und Betrieb von Belüftungssystemen in kalten und warmen Klimaten

Unter den folgenden planerischen und betrieblichen Empfehlungen sind Anforderungen an Belüftungssysteme in kalten und warmen Klimaten zu verstehen.

Allgemein gilt für kalte als auch für warme Klimaten:

- Bei den in Deutschland bekannten Belüftungssystemen kann bezüglich der Wassertemperatur keines mit einem Vorteil noch mit einem Nachteil beschrieben werden.
- Vor allem in kalten und warmen Klimaten ist es unbedingt sinnvoll, Hersteller und Ausrüster von Belüftungssystemen frühzeitig in die Planung mit einzubeziehen.
- Zwischen der Wassertemperatur und dem α -Wert besteht kein Zusammenhang. Der α -Wert ist unabhängig von der Wassertemperatur. Es gelten für alle Wassertemperaturen die bisher gültigen Annahmen für den α -Wert (Mueller et al., 2002) von $\alpha = 0,6$ für Druckluftbelüftungssysteme und $\alpha = 0,95$ für Oberflächenbelüftungssysteme.
- Grundsätzlich sollten Druckluftgebläse in einem Gebläsehaus aufgestellt und Oberflächenbelüftungssysteme eingehaust werden.
- Sauerstoffzufuhrmessungen sollten in einem Wassertemperaturbereich von 8 °C bis 25 °C durchgeführt werden. In diesem Bereich kann bei der Umrechnung des Belüftungskoeffizienten k_{L,a_T} -Wertes auf den Standardwert $k_{L,a_{20}}$ -Wertes der in allen national und international maßgebenden Messanleitungen aufgeführte Temperaturkorrekturfaktor $\theta = 1,024$ angewendet werden. Bei niedrigen Wassertemperaturen (~ 5 °C) und bei hohen Wassertemperaturen (~ 30 °C) ist die Umrechnung des k_{L,a_T} -Wertes auf den $k_{L,a_{20}}$ -Wert fehlerbehaftet.

In kalten klimatischen Regionen mit einem Wassertemperaturbereich unter 10 °C und dementsprechend auch niedrigen Lufttemperaturen sind folgende Aspekte zu berücksichtigen:

-
- Bei Oberflächenbelüftungssystemen ist darauf zu achten, dass durch Eisbildung keine Unwuchten entstehen, die zu Schäden an Getrieben und an den Motoren führen können.
 - Bei Druckluftbelüftungssystemen müssen Kondensatablässe vorgesehen werden, da die Druckluft im Wasser abkühlt.
 - Bei einer Außenaufstellung ist eine Heizung unter den Schallhauben der Gebläse zu installieren.

In warmen klimatischen Regionen mit einem Wassertemperaturbereich von über 25 °C und dementsprechenden hohen Lufttemperaturen ist auf Folgendes zu achten:

- Bei der Planung von Belüftungssystemen in warmen Klimaten ist insbesondere darauf zu achten, dass auch bei Anlagen, die nur auf Kohlenstoffelimination bemessen sind, bei hohen Wassertemperaturen eine Nitrifikation stattfinden kann und damit ein erhöhter Sauerstoffverbrauch vorliegt.
- Bei Druckluftbelüftungssystemen ist in warmen Klimaten darauf zu achten, dass die Motoren der Gebläse ausreichend dimensioniert sind und die Gebläse selbst entweder in einem Gebläsehaus stehen oder bei einer Außenaufstellung zumindest ein Wetterdach vorgesehen wird.
- Die Gefahr von Sandstürmen sollte beachtet werden und deshalb so genannte Sandfallen in den Ansaugschächten der Gebläsehäuser vorgesehen werden.
- Bei sehr hohen Wassertemperaturen sollte darauf geachtet werden, dass die Temperatur der Druckluft nicht größer als 60 °C wird, damit ein Schaden an den Belüftungselementen vermieden wird.

In kalten und warmen Klimaten müssen aber v. a. länderspezifische Aspekte berücksichtigt werden. Dies gilt von der Einhaltung der entsprechenden Grenzwerte bis zur Bevorratung von Ersatzteilen wie auch für die Betreuung und Wartung der Anlagen.

9.2 Kosten- und Energieverbrauch

Die Kosten des Belüftungssystems, bezogen auf Investition und den Betrieb sind abhängig von der erforderlichen Sauerstoffzufuhr. Das Belüftungssystem muss jederzeit in der Lage sein den gesamten Sauerstoffbedarf entsprechend der länderspezifischen gesetzlichen Reinigungsanforderungen abzudecken. Der Sauerstoffbedarf einer Abwasserbehandlungsanlage ergibt sich aus einer Vielzahl verschiedener Abhängigkeiten. Diese müssen sowohl bei der Planung als auch im Betrieb berücksichtigt werden, um eine Minimierung des Sauerstoffverbrauchs und somit der Belüftungskosten zu erzielen.

Da keines der bekannten Belüftungssystemen bezüglich der Wassertemperatur mit einem Vorteil noch mit einem Nachteil beschrieben werden kann, lässt sich auch bezogen auf die Kosten und den Energieverbrauch nicht aussagen, welches Belüftungssystem in kalten oder warmen Klimaten wirtschaftlicher ist. Die Bewertung der Leistungsfähigkeit von Belüftungssystemen erfolgt über die erforderliche Sauerstoffzufuhr und den dafür notwendigen Energiebedarf. Berücksichtigt werden müssen die verschiedensten Einzelkomponenten von Motor- oder Gebläseleistungen bis zur effektiven Sauerstoffzufuhr der Belüftungsaggregate. Allgemein gilt, dass durch eine technisch sinnvolle Planung und an die länderspezifischen Rahmenbedingungen angepasste Ausführung der Belüftungssysteme Kosten und Energieverbrauch gering gehalten werden können.

10 Zusammenfassung

Das aerobe Belebungsverfahren ist national und international eines der vorrangig angewendeten Verfahren zur biologischen Behandlung kommunaler und industrieller Abwässer. Grundlage des Belebungsverfahrens und von wesentlicher Bedeutung für eine betriebssichere und prozessstabile Reinigung des Abwassers ist die Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen im Belebungsbecken. Diese wird durch die Sauerstoffzufuhr über Belüftungssysteme in das Belebungsbecken sichergestellt.

Einen entscheidenden Einfluss auf die Geschwindigkeit der Abbauvorgänge bei der biologischen Abwasserreinigung hat die Wassertemperatur. Die Abwassertemperatur liegt in Deutschland in einem mittleren Bereich von 10 °C – 20 °C. International wird der mittlere Abwassertemperaturbereich in einer Spanne von 3 °C – 27 °C angegeben (Metcalf & Eddy, 2003). Die Wassertemperatur beeinflusst alle biologisch, chemisch und physikalisch ablaufenden Prozesse bei der biologischen Abwasserbehandlung und wirkt sich somit sowohl auf den Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen als auch auf die Sauerstoffzufuhr durch Belüftungssysteme aus.

Bei der biologischen Abwasserreinigung in warmen Klimaten zeigt sich, dass im Belebungsbecken ein wesentlich höherer Sauerstoffbedarf bei besseren Abbauergebnissen im Vergleich zu Anlagen in Mitteleuropa festgestellt wird. Die Abwasserreinigung in kalten Klimaten ist gekennzeichnet durch niedrige Wassertemperaturen und langsamere Abbauvorgänge. Nach den bekannten Ansätzen bemessene Belüftungssysteme erreichen hohe Sauerstoffeinträge.

Vor dem dargelegten Hintergrund wurden im Rahmen dieses Forschungsvorhabens die in Deutschland bekannten Belüftungssysteme (Druckluftbelüftung, Oberflächenbelüftung, Injektorbelüftung) hinsichtlich ihrer Eignung in warmen und kalten Klimaten, d.h. bei unterschiedlichen Wassertemperaturen untersucht.

Im Mittelpunkt dieser Arbeit stehen theoretische Betrachtungen von Bemessungsansätzen zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und theoretische sowie aber auch praktische Untersuchungen des Vorgangs der Sauerstoffzufuhr unter besonderer Beachtung der Wassertemperatur in einem Bereich von 5 °C – 30 °C.

Der theoretische Teil besteht aus den Vorarbeiten zum Stand der Technik, zum Einfluss der Wassertemperatur auf den Sauerstoffverbrauch und die Sauerstoffzufuhr sowie aus der Ermittlung des Sauerstoffbedarfs der Mikroorganismen als Funktion der Abwassertemperatur. Dabei wurde ein theoretischer Vergleich nationaler und internationaler Bemessungsansätze durchgeführt; dies v. a. zur Kontrolle und Bewertung der von der DWA empfohlenen Bemessungsansätze.

Als weiterer theoretischer Teil sollten ursprünglich durchgeführte Sauerstoffzufuhrmessungen bestehender Praxisanlagen sowohl in kalten als auch in warmen Klimaten ausgewertet werden, was sich im Laufe der Projektbearbeitung allerdings nicht als Ziel führend erwiesen hat. Nach ausführlicher Recherche und trotz Ausschöpfung aller persönlichen Kontakte war es nicht möglich, Daten durchgeführter Sauerstoffzufuhrmessungen über Reisen in Länder mit kalten und warmen Klimaten zu erhalten. Somit wurden über die ursprünglich geplanten praktischen Versuche hinaus eine neue Versuchsanlage gebaut und durch weitere Untersuchungen eigene Ergebnisse gewonnen.

Der Ablauf des praktischen Bearbeitungsteils gliederte sich in die folgenden Punkte. Zur Bestimmung der Sauerstoffzufuhr der drei Belüftungssysteme als Funktion der Abwassertemperatur und des Salz- und Tensidgehaltes wurden Sauerstoffzufuhrmessungen in unterschiedlichen Versuchsanlagen in einem Wassertemperaturbereich von 5 °C – 35 °C in Reinwasser durchgeführt. Dabei wurden gezielt Salzgehalt und Tensidkonzentration variiert. Diese Reinwassermessungen dienten zur generellen Untersuchung der Temperaturabhängigkeit der Sauerstoffzufuhr.

Nach den grundlegenden Untersuchungen in Reinwasser wurden Sauerstoffzufuhrmessungen in Belebtschlamm durchgeführt. Diese dienten der Ermittlung der Sauerstoffzufuhr unter Betriebsbedingungen bei hohen und niedrigen Wassertemperaturen. Die durchzuführenden Sauerstoffeintragungsmessungen in Reinwasser und unter Betriebsbedingungen sollten zusätzlich darüber Aufschluss geben, ob sich α -Werte bei unterschiedlichen Belüftungssystemen bei hohen und niedrigen Abwassertemperaturen von denen bei üblichen Abwassertemperaturen unterscheiden

Die Sauerstoffzufuhr berechnet sich über den Sauerstoffsättigungswert und den Belüftungskoeffizienten, die bei Sauerstoffzufuhrmessungen ermittelt werden. Die in Reinwasser durchgeführten Sauerstoffzufuhrmessungen zeigen mit steigender Wassertemperatur einen Anstieg des Belüftungskoeffizienten k_{L,a_T} . Es kann davon ausgegangen werden, dass diese Abhängigkeit einem exponentiellen Zusammenhang unterliegt und dass der Belüftungskoeffizient bezogen auf die Temperaturabhängigkeit hauptsächlich vom Diffusionskoeffizienten des Sauerstoffs abhängt.

Die in Reinwasser durchgeführten Sauerstoffzufuhrmessungen zeigen, dass sich die Belüftungssysteme Druckluftbelüftung, Injektorbelüftung und Oberflächenbelüftung in Abhängigkeit der Wassertemperatur gleich verhalten. Bei allen Belüftungssystemen steigt der Belüftungskoeffizient mit steigender Wassertemperatur an.

Die bei Sauerstoffzufuhrversuchen gemessenen k_{L,a_T} -Werte werden nach allen nationalen und internationalen Messanleitungen auf die Normtemperatur von 20 °C korrigiert. Hierzu findet die Arrhenius-Gleichung mit einem Temperaturkorrekturfaktor von $\theta = 1,024$ Anwendung. Die hier durchgeführten Untersuchungen zeigen, dass die Temperaturkorrektur mit einem θ -Wert von 1,020 im Mittel am besten funktioniert. Aufgrund einer Messunsicherheit von $\pm 5 \%$ liegt der Unterschied zwi-

schen den mit $\theta = 1,020$ und mit $\theta = 1,024$ korrigierten Werte allerdings in einem zu vernachlässigenden Bereich. Bei einzelnen Sauerstoffzufuhrmessungen der unterschiedlichen Messreihen hat sich zudem gezeigt, dass in einem Fall der mit $\theta = 1,020$ korrigierte und im anderen Fall der mit $\theta = 1,024$ korrigierte $k_{L,a_{20}}$ -Wert näher am gemessenen $k_{L,a_{20}}$ -Wert liegt. Der im DWA-Merkblatt M 209 angegebene Temperaturkorrekturfaktor $\theta = 1,024$ kann beibehalten werden.

Über den Belüftungskoeffizient $k_{L,a_{20}}$ und die Sauerstoffsättigungskonzentration $C_{s,20}$ wird die Standard-Sauerstoffzufuhr SOTR berechnet. Da beide Parameter bei der Umrechnung auf die Standardtemperatur von 20 °C mit Fehlern behaftet sein können, beeinflussen diese Fehler die Sauerstoffzufuhr. Welcher Parameter die Sauerstoffzufuhr stärker beeinflusst, hängt vom Einzelfall ab. Die hier durchgeführten Untersuchungen zeigen aber, dass sich die Sauerstoffzufuhr mit den nach dem DWA-Merkblatt M 209 (2007) vorgeschlagenen Formeln im Mittel gut auf die Wassertemperatur unter Standardbedingungen von 20 °C normieren lässt. Unabhängig vom Belüftungssystem kann der bei einer bestimmten Wassertemperatur ermittelte SOTR-Werte von dem eigentlichen SOTR-Wert bei 20 °C abweichen. Diese Abweichung kann bei Wassertemperaturen < 8 °C sowie bei Wassertemperaturen > 25 °C bis zu 12 % betragen. Dass diese Messungenauigkeit bei niedrigen und hohen Wassertemperaturen auftreten kann, sollte bei Sauerstoffzufuhrmessungen in kalten und warmen Klimaten beachtet werden.

Zur Überprüfung der Temperaturabhängigkeit des α -Wertes wurden mit den Belüftungssystemen Druckluftbelüftung, Injektorbelüftung und Kreiselbelüftung neben den Reinwassermessung auch Sauerstoffzufuhrmessungen in Belebtschlamm durchgeführt. Die hier durchgeführten Sauerstoffzufuhrmessungen zeigen bei allen Belüftungssystemen keine Abhängigkeit des α -Wertes von der Wassertemperatur.

Zur Ermittlung der Temperaturabhängigkeit des Sauerstoffbedarfs der Mikroorganismen wurden von der Ruhr-Universität Bochum auf der Versuchsanlage VA RUB auf der Kläranlage Düsseldorf über einen bestimmten Zeitraum die Sauerstoffverbrauchsrate gemessen und vom Institut IWAR ausgewertet. Die Daten lassen keine eindeutige Aussage zu. Es zeigt sich im Mittel, dass bei höherer Wassertemperatur die Sauerstoffverbrauchsrate höher ist. Differenziertere Aussagen können nicht getroffen werden.

Die Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs wird in Deutschland nach der maßgebenden Bemessungsempfehlung, dem ATV-Arbeitsblatt A 131 durchgeführt. Neben dem ATV-Arbeitsblatt A 131 (2000) wurde auch der Ansatz der Hochschulgruppenansatz untersucht. Die international angewendeten Bemessungsansätze, die diskutiert wurden sind: drei verwendete Bemessungsansätze aus den USA nach EPA (1993), nach Eckenfelder (1991) und nach Randall & Sen (1993), der japanische Bemes-

sungsansatz nach Ichimura (1994), der südafrikanische Berechnungsvorschlag nach WRC (1984) sowie Ansätze aus Dänemark, der Schweiz und Österreich. Die hier durchgeführte Gegenüberstellung von Bemessungsansätzen zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs erfolgte in Anlehnung an den von Scheer (1998a+b) durchgeführten Vergleichs internationaler Bemessungsansätze.

Alle Bemessungsansätze ermitteln den Sauerstoffverbrauch infolge der Kohlenstoffelimination und der Nitrifikation und über den Sauerstoffgewinn durch die Denitrifikation. Die Bemessungsverfahren unterscheiden sich nach der Art der Beschreibung des Kohlenstoffabbaus auf Basis des BSB₅ und auf Basis des CSB.

Der Einfluss der Wassertemperatur auf den Sauerstoffbedarf äußert sich nur in den Berechnungsansätzen zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs infolge der Kohlenstoffelimination. Weder bei der Berechnung des Sauerstoffverbrauchs durch die Nitrifikation noch bei dem Sauerstoffgewinn durch Denitrifikationsprozesse wird der Einfluss der Wassertemperatur in den Berechnungsgleichungen berücksichtigt. In den Bemessungsansätzen wird davon ausgegangen, dass bei Anwesenheit von Nitrifikanten auch ausreichend nitrifiziert wird. Somit werden die Nitrifikationsgeschwindigkeit und deren Temperatureinfluss nicht betrachtet und der Sauerstoffverbrauch für die Stickstoffelimination rein stöchiometrisch ermittelt.

Die Grundlage für die Bemessung von Belebungsanlagen stellt das aerobe Schlammalter dar, das bei allen hier vorgestellten Ansätzen direkt in Abhängigkeit der Temperatur ermittelt wird. Nachdem das erforderliche Schlammalter feststeht, wird die Überschussschlammproduktion berechnet. Daraus ergibt sich mit dem Trockensubstanzgehalt das Volumen des Belebungsbeckens. Der Temperatureinfluss geht folglich an unterschiedlichen Stellen in die Bemessung ein und schlägt zwangsläufig über z.B. das Schlammalter, den Trockensubstanzgehalt oder das Beckenvolumen in den unterschiedlichen Ansätzen zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs durch. Somit sind alle Ansätze zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs temperaturabhängig.

Anhand der hier dargestellten Vergleiche, bezüglich der Temperaturabhängigkeit des Sauerstoffverbrauchs, kann kein Berechnungsansatz für niedrige (< 10 °C) oder hohe (> 20 °C) Abwassertemperaturen als besonders geeignet angesehen werden.

Die Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs über das ATV-Arbeitsblatt A 131 liefert im internationalen Vergleich gute und plausible Ergebnisse.

Auf Basis der im Rahmen dieses Forschungsvorhabens erzielten Ergebnisse und Erkenntnisse wurde eine Beispielberechnung zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr durchgeführt. Das Berechnungsbeispiel beruht auf den Ausführungen nach dem ATV-

Arbeitsblatt A 131 (2000). Es wird eine Belebungsanlage für Wassertemperaturen von 5 °C bis 30 °C nach dem ATV-Arbeitsblatt A-131 ausgelegt.

Die Stoßfaktoren f_c und f_N zur Berechnung des Sauerstoffverbrauchs in der Tagesspitze sind im ATV Arbeitsblatt A-131 in Abhängigkeit des aeroben Schlammalters angegeben, allerdings in einem Bereich von 4 d – 25 d für f_c und von 8 d bis 25 d für f_N und dementsprechend nur für einen Wassertemperaturbereich von 3 °C bis 22 °C für f_c und von 3 °C bis 15 °C für f_N . In diesem Bericht werden Stoßfaktoren für einen Wassertemperaturbereich bis von 5 °C bis 30 °C abgeleitet dargestellt. Die Stoßfaktoren können länderspezifisch reduziert werden, wenn anstelle der Überwachung der Ablaufkonzentrationen mit 2 h-Mischproben 24 h-Mischproben herangezogen werden. Des Weiteren kann die Bewirtschaftung des Zulaufs durch den Betrieb von Speicher-, Misch- und Ausgleichsbecken bei der Ermittlung der Stoßfaktoren berücksichtigt werden.

Die Berechnung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr wurde neben dem Ansatz nach dem ATV-Arbeitsblatt über einen erweiterten Ansatz von Pöpel / Wagner durchgeführt. Der Vergleich zeigt, dass abweichend vom ATV-Arbeitsblatt A 131 der Ansatz von Pöpel / Wagner gewählt werden sollte, da hier die Wassertemperatur sowie die Druckverhältnisse berücksichtigt werden. Die erforderliche Sauerstoffzufuhr wird über diesen Ansatz genauer berechnet als über die Gleichung nach dem ATV-Arbeitsblatt A 131. Die Berechnung über den Ansatz nach Pöpel / Wagner wirkt sich v. a. bei einer Wassertemperatur ab 20 °C und größer sowie auch bei tiefen Belebungsbecken positiv bezüglich der geringeren Gebläseleistung aus. Bei Wassertemperaturen größer 20 °C wird nach ATV A-131 die spez. Sauerstoffzufuhr überschätzt. Wird der weitere Ansatz von Pöpel / Wagner angewendet, können bei einer Wassertemperatur von 30 °C eine um ca. 10 % niedrigere Sauerstoffzufuhr veranschlagt werden, bei 25 °C liegt die Sauerstoffzufuhr um ca. 8 % und bei 20 °C um ca. 5 % niedriger. Bei Wassertemperaturen unter 20 °C tritt zwischen den Berechnungsansätzen bezogen auf die Wassertemperatur zwischen 5 °C und 20 °C kein Unterschied auf.

Die Sauerstoffzufuhr ist nach ATV A-131 für die maßgebenden Belastungszustände zu ermitteln. Bei Anlagen ohne Jahresgang der Zulauffrachten tritt der höchste Sauerstoffverbrauch im Sommer auf. In kalten Klimaten sind die Lastfälle für die Wassertemperaturen von 10 °C und 15 °C zu prüfen, in warmen Klimaten für 20 °C und 30 °C.

Nach Ermittlung der Sauerstoffzufuhr erfolgt bei Druckluftbelüftung die Berechnung des erforderlichen Luftvolumenstroms. Bei Wassertemperaturen unter 10 °C können aufgrund der niedrigeren erforderlichen Sauerstoffzufuhr kleinere Luftmengen ausreichen. Bei hohen Wassertemperaturen muss hingegen mit höheren spezifischen Luftvolumenströmen gerechnet werden. Nach Ermittlung der Luftvolumenströme folgt die Berechnung der Anzahl der benötigten Belüftungselemente. Bei niedrigen Wassertemperaturen (kleine Luftvolumenströme) muss aufgrund der weniger veranschlagten Belüfterelemente darauf geachtet werden, dass es nicht zu Durchmischungsproblemen

kommt. Bei hohen Wassertemperaturen (hohe Luftvolumenströme) muss hingegen geprüft werden, ob die notwendige Anzahl an Belüftungselementen technisch sinnvoll im Belebungsbecken untergebracht werden kann. Dies kann bei ungünstiger Konstellation ab einer Wassertemperatur größer 25 °C zu Problemen führen.

Die Auslegung von Oberflächenbelüftungssystemen und Injektorbelüftungssystemen ist stark vom Einzelfall abhängig. Es gelten für diese beiden Systeme keine allgemeinen Auslegungsregeln bezüglich der Leistungswerte, da diese Angaben herstellerspezifisch sind.

Allgemein gilt auch hier, dass im Einzelfall geprüft werden muss, ob bei niedrigen Wassertemperaturen, bei denen eine niedrigere erforderliche Sauerstoffzufuhr ausreichen kann um den Sauerstoffverbrauch sicherzustellen, die notwendige Durchmischung sichergestellt ist. Ebenso ist bei hohen Wassertemperaturen zu prüfen, ob die hohe spezifische Sauerstoffzufuhr technisch sinnvoll in das Belebungsbecken eingetragen werden kann.

Aus den erzielten Ergebnissen wurden Empfehlungen für die Planung und den Betrieb von Belüftungssystemen in kalten und warmen Klimaten entwickelt. Diese sind als Anforderungen an Belüftungssysteme in kalten und warmen Klimaten zu verstehen.

In kalten klimatischen Regionen mit einem Wassertemperaturbereich unter 10 °C und dementsprechend auch niedrigen Lufttemperaturen sind folgende Aspekte zu berücksichtigen:

- Bei Oberflächenbelüftungssystemen ist darauf zu achten, dass durch Eisbildung keine Unwuchten entstehen, die zu Schäden an Getrieben und an den Motoren führen können.
- Bei Druckluftbelüftungssystemen müssen Kondensatablässe vorgesehen werden, da die Druckluft im Wasser abkühlt.

In warmen klimatischen Regionen mit einem Wassertemperaturbereich von über 25 °C und dementsprechenden hohen Lufttemperaturen ist auf Folgendes zu achten:

- Bei der Planung von Belüftungssystemen in warmen Klimaten ist insbesondere darauf zu achten, dass auch bei Anlagen, die nur auf Kohlenstoffelimination bemessen sind, bei hohen Wassertemperaturen eine Nitrifikation stattfinden kann und damit ein erhöhter Sauerstoffverbrauch vorliegt.
- Bei Druckluftbelüftungssystemen ist in warmen Klimaten darauf zu achten, dass die Motoren der Gebläse ausreichend dimensioniert sind und die Gebläse selbst entweder in einem Gebläsehaus stehen oder bei einer Außenaufstellung zumindest ein Wetterdach vorgesehen wird.

In kalten und warmen Klimaten müssen aber v. a. länderspezifische Aspekte berücksichtigt werden. Dies gilt von der Einhaltung der entsprechenden Grenzwerte bis zur Bevorratung von Ersatzteilen wie auch für die Betreuung und Wartung der Anlagen.

Nach den Empfehlungen zu Planung und Betrieb schließen die Schlussfolgerungen mit einem kurzen Beitrag zu Kosten und Energieverbrauch ab. Die Kosten des Belüftungssystems, bezogen auf Investition und den Betrieb sind abhängig von der erforderlichen Sauerstoffzufuhr. Das Belüftungssystem muss jederzeit in der Lage sein den gesamten Sauerstoffbedarf entsprechend der länderspezifischen gesetzlichen Reinigungsanforderungen abzudecken. Der Sauerstoffbedarf einer Abwasserbehandlungsanlage ergibt sich aus einer Vielzahl verschiedener Abhängigkeiten. Diese müssen sowohl bei der Planung als auch im Betrieb berücksichtigt werden, um eine Minimierung des Sauerstoffverbrauchs und somit der Belüftungskosten zu erzielen.

Literaturverzeichnis

ASCE 2-91, 1991

ASCE Standard, Measurement of Oxygen Transfer in Clean Water; American Society of Civil Engineers; New York, Juni 1991

ASCE 2-91, 2001

ASCE Standard, Measurement of Oxygen Transfer in Clean Water; American Society of Civil Engineers; New York, April 2001, Fourth Revision, Entwurf, unveröffentlicht

ASCE 18-96, 1997

ASCE Standard, Standard Guidelines for in-Process Oxygen Transfer Testing; American Society of Civil Engineers; New York

ATV, 1979

ATV Fachausschuss 2.6, Aerobe biologische Abwasserreinigung, Arbeitsanleitung für die Bestimmung der Sauerstoffzufuhr von Belüftungssystemen in Reinwasser, Korrespondenz Abwasser, 8/79, Seiten 416-423

ATV, 1997

ATV (Hrsg.), ATV-Handbuch, Biologische und weitergehende Abwasserreinigung, 4. Auflage, Kapitel 5, Belebungsverfahren, Ernst und Sohn, Berlin

ATV A 131, 2000

ATV-Arbeitsblatt A 131, Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, Hennef, Mai 2000

ATV M 209, 1996

ATV-Merkblatt M 209; Messung der Sauerstoffzufuhr von Belüftungseinrichtungen in Belebungsanlagen in Reinwasser und in belebtem Schlamm; Hennef, Juni 1996

ATV M 265, 2000

ATV-Merkblatt M 265, Regelung der Sauerstoffzufuhr beim Belebungsverfahren, Hennef, März 2000

Baehr, H.D., Stephan, K., 2006

Wärme- und Stoffübertragung, 5. Auflage, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg

Barnard, J.L., 1991

Design of Nitrification / Denitrification Process (Pretoria, South Africa), in: Design for nitrogen removal and guarantees for aeration, Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität Braunschweig, Heft 50 E

Barnhart, E.L., 1969

Transfer of Oxygen in Aqueous Solution, Journal of the Sanitary Engineering Division, Proceedings of the ASCE, Paper 6639, SA 3, pp. 645-661

Bever, J., Stein, A., Teichmann, H., 2002

Weitergehende Abwasserreinigung, 4. Auflage, Oldenbourg Industrieverlag München

-
- Bewtra, J.K., Nicholas, W.R., Polkowski, L.B., 1970
Effect of Temperature on Oxygen Transfer in Water, Water Research Pergamon Press, Vol. 4, pp. 115-123
- Bingel, F., 1978
Vergleichbarkeit von Sauerstoffeintrags- und Sauerstoffertragsmessungen, in: Tagungsband der Sonderkonferenz Belüftung, Niederländisches Nationalkomitee der IAWPR (International Association on Water Pollution Research), Amsterdam, 19. - 22. September, 1978
- BMBF, 2000
Aktionskonzept nachhaltige und wettbewerbsfähige deutsche Wasserwirtschaft“ des Bundesministeriums für Bildung und Forschung
- Bohl, W., 1998
Technische Strömungslehre, Stoffeigenschaften von Flüssigkeiten und Gasen, 11. Auflage, Vogel Verlag, Würzburg
- Böhnke, B., 1989
Bemessung der Stickstoffelimination in der Abwasserreinigung, Ergebnisse eines Erfahrungsaustausches der Hochschulen, Korrespondenz Abwasser, 9/1989, Seiten 1046-1061
- Böhnke, B. et al., 1991
Bemessung von Kläranlagen zur Stickstoffelimination (Vergleich ATV-Arbeitsblatt A 131 – Ansatz der Hochschulgruppe (HSG): Gemeinsamkeiten, Unterschiede, Unsicherheiten), Korrespondenz Abwasser, 2/1991, Seiten 222-227
- Boyle, W.C., 1978
Progress toward standardized oxygen transfer test procedures, in: Tagungsband der Sonderkonferenz Belüftung, Niederländisches Nationalkomitee der IAWPR (International Association on Water Pollution Research), Amsterdam, 19. - 22. September 1978
- Boyle, W.C., 1989
Fine Pore Aeration Systems (Design Manual); U.S: Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Center for Environmental Research Information, Risk reduction Engineering Laboratory, Cincinnati; OH 45268, EPA/625/1-89/023
- Camp, T.R., 1963
Water and Its Impurities, Reinhold Publishing Corporation, New York
- Cheuk, T., 2006
Effects of Salinity on Oxygen Transfer in Sewage Treatment, Department of Civil Engineering, University of Hong Kong, April 2006, unveröffentlicht
- Chmiel, H., 1991
Bioprozesstechnik 1, Einführung in die Bioverfahrenstechnik, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart

DBU, 2009:

Wissenschaftliche Erforschung der Ursachen der Belagsbildung auf Membrandruckluftbelüftungselementen in Abwasserreinigungsanlagen und Ableitung von Maßnahmen zur Behebung, Abschlussbericht für die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), Projekt Nr. 20326, Wagner, M., Looock, P., Institut WAR, TU Darmstadt

Danckwerts, P.V., 1951

Significance of liquid film coefficients in gas absorption, *Industrial and Engineering Chemistry*, Vol. 43, No. 6, pp 1460-1467

Dellweg, H., 1987

Biotechnologie, Grundlagen und Verfahren, VCH Verlag, Weinheim

DIN EN 12255-15; 2004

Deutsche Norm, DIN EN 12255-15, Kläranlagen, Teil 15: Messung der Sauerstoffzufuhr in Reinwasser in Belüftungsbecken von Belebungsanlagen, Deutsches Institut für Normung, Berlin, April 2004

DIN 19569-3, 2002

Deutsche Norm, DIN 19569-3, Baugrundsätze für Bauwerke und technische Ausrüstungen, Teil 3: Besondere Baugrundsätze für Einrichtungen zur aeroben biologischen Abwasserbehandlung, Deutsches Institut für Normung, Berlin, Dezember 2002

DIN 38408; 1987

Deutsche Norm, DIN 38408 Teil 23, Gasförmige Bestandteile (Gruppe G) Bestimmung des Sauerstoffsättigungsindex (G23), Normenausschuss Wasserwesen (NAW) im DIN, Deutsches Institut für Normung

Dobbins, W.E., 1964

Mechanism of Gas Absorption by Turbulent Liquids, *Advances in Water Pollution research*, Proc. of the Int. Conf. London, 1962, Vol. 2, zitiert in: Kayser (1967)

Dohmann, M., 1993

Bemessung der Belebungsbecken nach dem Ansatz der Hochschulgruppe (HSG-Ansatz), *Korrespondenz Abwasser*, 40/1993, Seite 1240

Downing, A.L., Truesdale, G.A., 1955

Some Factors Affecting the Rate of Solution of Oxygen in Water, *Journal appl. Chem.* 5, pp. 570 – 581

Durth, A., 2000

Einfluss von Temperatur, Anlagenkonfiguration und Auslastung auf die Ablaufkonzentration bei der biologischen Abwasserreinigung, Dissertation, Schriftenreihe des Instituts WAR, Bd. 126, Technische Universität Darmstadt

DWA M 209 (2007)

DWA-Merkblatt M 209, Messung der Sauerstoffzufuhr von Belüftungseinrichtungen in Belebungsanlagen in Reinwasser und in belebtem Schlamm, DWA Fachausschuss KA 6 Aerobe biologische Abwasserreinigungsverfahren, Hennef

Eckenfelder, W. W., 1952

Aeration efficiency and design. 1. Measurement of oxygen transfer efficiency. 2. Design from pilot plant data. Sew. and Ind. Wastes 24

Eckenfelder, W.W., 1961

Belüftungssysteme in den Vereinigten Staaten von Nordamerika, Berichte der Abwassertechnischen Vereinigung e.V., Heft 13, Hamburger Tagung

Eckenfelder, W.W., 1991

Design for nitrogen removal, in: Design for nitrogen removal and guarantees for aeration, Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität Braunschweig, Heft 50 E

Elmore, H.L., West, W.F., 1961

Effect of Water Temperature on Stream Reaeration, Journal of the Sanitary Engineering Division, Proceedings of the ASCE, Paper 2997, SA 6, pp. 59-71

v.d. Emde, W., 1964

50 Jahre Schlammbelebungsverfahren, Die Geschichte des Belebungsverfahrens, gwf Wasser / Abwasser, 105/28, Seiten 755-760

v.d. Emde, W., 1979

Entfernung von Kohlenstoffverbindungen mit belebtem Schlamm, Fortbildungskurs Biologische Abwasserreinigung, Technische Universität Wien, zitiert in: ATV (1997)

v.d. Emde, W., Gujer, W., 1989

Bemessung von Belebungsanlagen, in: Fortbildungskurs biologische Abwasserreinigung, Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer, 81, Technische Universität Wien

v.d. Emde, W., Kayser, R., 1965

Beitrag zur Praxis von Sauerstoffzufuhrversuchen, gwf Wasser/Abwasser, Seiten 1337-1340

EPA, 1993

Process Design Manual for Nitrogen Control, U.S. Environmental Protection Agency, Technomic Publishing Company, Lancaster, Pennsylvania, zitiert in: Scheer (1998b)

Fleckseder, H., Matsché, N., Moser, D., 1994

Der Einfluss jahreszeitlich stark schwankender Belastungen auf das Verfahrenskonzept der biologischen Abwasserreinigung, Korrespondenz Abwasser, 41/7, S. 1106-1112

Frey, W., 1989

Sauerstoffzufuhr – Messen, Steuern, Regeln, in: Fortbildungskurs biologische Abwasserreinigung, Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd. 81, Technische Universität Wien

Gilbert, R.G., 1978

Measurement of Alpha and Beta Factors, in: Proceedings, Workshop Toward an Oxygen Transfer Standard, Edited by Boyle, W.C., EPA 600/9-78-021, Pacific Grove, California, 11. - 14. April 1978

v.d.Graaf, J., 1978

The combination of diffused air aeration and horizontal flow, in: Tagungsband der Sonderkonferenz Belüftung, Niederländisches Nationalkomitee der IAWPR (International Association on Water Pollution Research), Amsterdam, 19. - 22. September 1978

Gujer, W., 1993

Grundlagen der Nitrifikation und der Denitrifikation in Belebungsanlagen; Bemerkungen zur dynamischen Simulation von Belebungsanlagen, 35. VSA-Fortbildungskurs, Engelsberg, September 1993, zitiert in: Scheer (1998b)

Han, P., Bartels, D.M., 1996

Temperature Dependence of Oxygen Diffusion in H₂O and D₂O, Journal of Physical Chemistry, Vol. 100 No.13, pp. 5597-5602

Hanel, R., 1982

Der Sauerstoffeintrag und seine Messung beim Belebungsverfahren unter besonderer Beachtung der Viskosität und Oberflächenspannung, Schriftenreihe des Instituts WAR, Bd. 13, Technische Universität Darmstadt

Härtel, L., 1990

Modellansätze zur dynamischen Simulation des Belebtschlammverfahrens, Schriftenreihe des Instituts WAR, Bd. 47, Technische Universität Darmstadt

Hartmann, L., 1992

Biologische Abwasserreinigung, 3. Auflage, Springer-Verlag, Berlin

Hartwig, P., 1993

Beitrag zur Bemessung von Belebungsanlagen mit Stickstoff- und Phosphorelimination, Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 84

Higbie, R., 1935

The rate of absorption of a pure gas into a still liquid during short periods of exposure, American Institute of Chemical Engineers, Vol. 31, No. 2, pp. 365-388

Hunken, K.H., 1960

Untersuchungen über den Reinigungsverlauf und den Sauerstoffverbrauch bei der Abwasserreinigung durch das Belebtschlammverfahren, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Heft 4, Verlag Oldenbourg, München

Hunter, J.S., 1978

Accounting for Effects of Water Temperature in Aerator Test Procedures, in: Proceedings, Workshop Toward an Oxygen Transfer Standard, Edited by Boyle, W.C., EPA 600/9-78-021, Pacific Grove, California, 11. - 14. April, 1978

Ichimura, K., et al., 1994

Design manual for nutrient removal and recent progress on retrofitting of existing plants to nutrient removal process; Vortrag während des 6. Japanischen- deutschen Workshops Abwasser- und Schlammbehandlung am Forschungszentrum Karlsruhe im Oktober 1994, zitiert in: Scheer (1998b)

Jansen, J., 1991

Danish design practice for nitrogen removal, in: Design for nitrogen removal and guarantees for aeration, Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität Braunschweig, Heft 50 E

Jensen, N.A., 1991

Effect of Temperature on Gas Transfer at Low Surface Renewal Rates, Air-Water Mass Transfer: Selected Papers from the Second International Symposium on Gas Transfer at Water Surfaces, Minneapolis, MN, 106-115, zitiert in: Mueller et al. (2002)

Kastalsky, A.A., 1957

Design of Apparatus for Gas Stripping, Stroyizdat, Moscow, (Russian), zitiert in: Khudenko (1987)

Kayser, R., 1967

Ermittlung der Sauerstoffzufuhr von Abwasserbelüftern unter Betriebsbedingungen, Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen, Technische Hochschule Braunschweig, Heft 1, Braunschweig

Kayser, R., 1983

Ein Ansatz zur Bemessung einstufiger Belebungsanlagen für Nitrifikation- Denitrifikation, gwf Wasser/Abwasser, Seiten 419-427

Kayser, R., 1987

Bemessung von Belebungsanlagen zur Stickstoffentfernung, in: Biologische Stickstoff- und Phosphorelimination in Abwasserbehandlungsanlagen, Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen, Technische Universität Braunschweig, Heft 42

Kayser, R., 1991

Berechnungen zur Nitrifikation, In: Kläranlagen zur Stickstoffelimination und Garantien für Belüftung, Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität Braunschweig, Heft 50

Kessener, H.N.H., Ribbius, J.F., 1932

Jahresberichte des Reichsinstitutes für Abwasserreinigung der Niederlande, 1932, Comparison of Aeration Systems for the Activated Sludge Process, Sewage Wastes Jour. 6, 1934, zitiert in: Kayser (1967)

Khudenko; B.M., Garcia-Pastrana, A., 1987

Temperature influence on absorption and stripping processes; Wat. Sci. Tech. Vol. 19, Rio, pp. 877-888

Knowles, G., Downing, A.L., Barrett, M.J., 1965

Determination of kinetic constants for nitrifying bacteria in mixed cultures, with aid of an electronic computer. J. Gen. Microbiol. 38, zitiert in: Durth (2000)

Koch, M., 2006

Persönliche Mitteilung vom 02.11.2006

Kögl, B., Moser, F., 1988

Grundlagen der Verfahrenstechnik, Springer-Verlag, Wien

Krause, S., 2005

Untersuchungen zum Energiebedarf von Membranbelebungsanlagen, Dissertation, Schriftenreihe des Instituts WAR, Bd. 166, Technische Universität Darmstadt

Kroiss, H., 1989

Beurteilung des Abwassers für Planung und Optimierung von Kläranlagen, in: Fortbildungskurs biologische Abwasserreinigung, Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd. 81, Technische Universität Wien

Lang, C., 1993

Strömungs- und Stoffeinträge auf Gaseintrag und -Austrag bei der Blasenbelüftung, Dissertation, Fakultät für Bauingenieur- und Vermessungswesen, Universität Karlsruhe

Lewis, W.K., Whitman, W.G., 1924

Principles of Gas Absorption, Industrial and Engineering Chemistry, Vol. 16, No. 9, pp. 1215-1220

Lide, D.R., 1994

CRC Handbook of Chemistry and Physics, 75. Auflage CRC Press, Boca Raton, Florida

Matsché, N., 1980

Nitrifikation und Denitrifikation mit dem Belebungsverfahren, Fortbildungskurs biologische Abwasserreinigung in Wien, zitiert in: Nowak und Svardal (1989)

Matsché, N., 1989

Mikrobiologie beim Belebungsverfahren, in: Fortbildungskurs biologische Abwasserreinigung, Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd. 81, Technische Universität Wien

Metcalf & Eddy, 1991

Wastewater Engineering - Treatment, Disposal and Reuse, Third Edition, McGraw-Hill International Editions, Civil Engineering Series, New York

Metcalf & Eddy, 2003

Wastewater Engineering - Treatment and Reuse, Fourth Edition, McGraw-Hill International Edition, New York

Metzger, J., Dobbins, W.E., 1967

Role of Fluid Properties in Gas Transfer, Environmental Science & Technology, (1) pp. 57-65

Mueller, J.A., Donahue, R., Sullivan, R., 1982

Dual Nonsteady State Evaluation of Static Aerators Treating Pharmaceutical Waste, 37th Annual Purdue Industrial Waste Conference, Purdue University Lafayette, zitiert in: Mueller et al. (2002)

Mueller, J.A., Boyle, W.C., Pöpel, H.J., 2002

Aeration: Principles and Practice, CRC Press LLC, Boca Raton, Florida, USA

Naundorf, E.A., 1990

Untersuchungen zur biologischen aeroben Abwasserreinigung im Kompaktreaktor, Dissertation der Fakultät für Bergbau der Technischen Universität Clausthal

Neal, L.A., 1978

Use of Tracers for Evaluation of Oxygen Transfer, in: Proceedings, Workshop Toward an Oxygen Transfer Standard, Edited by Boyle, W.C., EPA 600/9-78-021, Pacific Grove, California, 11. - 14. April 1978

Nestmann, F., 1984

Sauerstoffeintrag durch Blasen und Entwicklung eines mechanischen Belüftungsverfahrens, Dissertation, Fakultät für Bauingenieur- und Vermessungswesen, Universität Karlsruhe

Nowak, O., Svardal, K., 1989

Nitrifikation und Denitrifikation In: Fortbildungskurs biologische Abwasserreinigung, Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd. 81, Technische Universität Wien

O'Connor, D.J., Dobbins, W.E., 1956

The Mechanism of Reaeration in Natural Streams, Journal of the Sanitary Engineering Division, Proceedings of the ASCE, Paper 1115, SA 6, pp. 1-30

ÖNORM M 5889, 2008

ÖNORM M 5889, Messung der Sauerstoffzufuhr von Belüftungseinrichtungen in Belebungsanlagen in Reinwasser und in belebtem Schlamm; Österreichisches Normungsinstitut Wien; 2008;

Pasveer, A., 1955

Untersuchungen über das Belebtschlammverfahren für die Reinigung von Abwasser, Der Gesundheitsingenieur, Heft 21/22, Seiten 332-340

Pöpel, H.J., 1984

Entwicklungstendenzen der Belüftung beim Belebungsverfahren, Wasser und Boden, 5/1984, Seiten 206-213

Pöpel, H.J., 1987

Grundlagen und Bemessung der biologischen Stickstoffelimination, Teil 1 und Teil 2, gwf Wasser/Abwasser, 128, Seiten 415-421 und 469-474

Pöpel, H.J., Glasenapp, J., Scheer, H., 1990

Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen zur Stickstoffelimination, Schriftenreihe des Instituts WAR, Bd. 43, Technische Universität Darmstadt

Pöpel, H.J., M. Wagner, F. Weidmann, 1998

Sauerstoffeintrag und -ertrag in tiefen Belebungsbecken – Theoretische Grundlagen und Versuchsergebnisse, gwf Wasser/Abwasser, 139, Nr. 4, S. 189 - 197

Randall, C., Sen, D., 1993

Development of integrated fixed film activated sludge (IFAS) configuration for Annapolis Water Reclamation Facility, Maryland, USA, Final report (unveröffentlicht), zitiert in: Scheer (1998b)

Reuß, M., 1977

Sauerstofftransportmechanismen, in: Biotechnologie (Hrsg. H.J. Rehm), Dechema Monographien, Bd. 81, Verlag Chemie, Weinheim

Sawyer, C. N., 1939

Factors involved in prolonging the initial high rate of oxygen utilization by activated sludge - sewage mixtures. Sew. Works Journal 11

Scheer, H., 1998a

Internationaler Vergleich von Bemessungsansätzen zur Auslegung von Kläranlagen mit N-Elimination - Möglichkeiten zur Kostenreduzierung, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Ruhr-Universität Bochum, Bd. 34

Scheer, H., 1998b

Bemessungen von Kläranlagen auf Stickstoff- und Phosphorelimination im internationalen Vergleich, Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 102

Schmid, A., 2006a

Feinblasige Belüftung durch Sauerstoffeinspeisung unter "Superkavitation", Korrespondenz Abwasser, (53) Nr. 11, Seiten 1139-1144

Schmid, A., 2006b

Persönliche Mitteilung vom 31.10.2006

Sperling, M. von, de Lemos Chernicharo, C.A., 2005

Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions, Volume One and Volume Two, IWA Publishing, London

Stenstrom, M.K., Gilbert, R.G., 1981

Effects of alpha, beta and theta factor upon the design, specification and operation of aeration systems, Wat. Res. Vol. 15, pp. 643-654

Streeter, H.W., Wright, C.T., Kehr, R.W., 1936

Measures of Natural Oxidation in Polluted Streams, An Experimental Study of Atmospheric Reaeration under Stream-Flow Conditions, Sewage Works Journal, Vol. 8, No. 2, pp.282-316

Theriault, E.J., 1927

The oxygen demand of polluted waters, Public Health Bulletin, No. 173, Washington D.C.

Vogelaar, J.C.T. et al.; 2000

Temperature effects on the oxygen transfer rate between 20 °C and 55 °C; Wat. Res. Vol. 34, No. 3, pp. 1037-1041

Wagner, M., 1991

Einfluss oberflächenaktiver Substanzen auf Stoffaustauschmechanismen und Sauerstoffeintrag, Dissertation, Schriftenreihe des Instituts WAR, Bd. 53, Technische Universität Darmstadt

Wagner, M., 1997

Sauerstoffeintrag und Sauerstofftrag von Belüftungssystemen und deren Bestimmung mit modernen Messmethoden, Habilitationsschrift, Schriftenreihe des Instituts WAR, Bd. 100, Technische Universität Darmstadt

Wagner, M., 1998

Belüftungstechnik in Europa - Stand und Perspektiven, in: Fortschritte in der Abwassertechnik, 56. Darmstädter Seminar - Abwassertechnik, Schriftenreihe WAR, Bd. 109, Technische Universität Darmstadt

Wagner, M., Loock, P., Guenkel, T. (2007)

Möglichkeiten der Energieeinsparung auf Kläranlagen mit modernen Belüftungssystemen, 35. Abwassertechnisches Seminar: Ertüchtigungen von Kläranlagen, Berichte aus Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität München

Weiß, S., 1988

Verfahrenstechnische Berechnungsmethoden, Teil 4: Stoffvereinigungen in fluiden Phasen, Ausrüstung und ihre Berechnung, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim

Wilke, C.R., Chang, P., 1955

Correlation of Diffusion Coefficients in Dilute Solution, A.I.Ch.E. Journal, pp. 264-270

WRC, 1984

Water Research Commission, theory, design and operation of nutrient removal activated sludge processes. WRC by the university of Cape Town, City council of Johannesburg and the national institute for water research of the CSIR, Pretoria, zitiert in: Scheer (1998b)

Zlokarnik, M., 1980

Koaleszenzphänomene im System gasförmig / flüssig und deren Einfluss auf den O₂-Eintrag bei der biologischen Abwasserreinigung, Korrespondenz Abwasser, Seiten 728-734

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-1:	Schematische Darstellung des Sauerstoffübergangs (Krause, 2005)	20
Abbildung 3-2:	Zusammenhang des Diffusionskoeffizienten, der Viskosität und der Temperatur nach der Wilke-Chang Gleichung (Mueller et al., 2002)	24
Abbildung 3-3:	Der Effekt des Temperaturkorrekturfaktors (nach Gilbert, 1978)	30
Abbildung 3-4:	Einfluss der Temperatur auf die Sauerstoffzufuhr (nach Mueller et al., 2002)	35
Abbildung 4-1:	Spezifischer Energiebedarf von Druckluftherzeugern (Wagner, 1997) (Beispiel bei einem Luftvolumenstrom von 5.000 m ³ /h)	39
Abbildung 4-2:	Mechanismen der mechanischen Belüftung und ein Belüftungskreislauf im Betrieb (Pöpel, 1984)	40
Abbildung 4-3:	Mechanismen der Strahlbelüftung (Krause, 2005).....	43
Abbildung 5-1:	Versuchsanlage Druckluftbelüftung (VA DB 1) Versuchsreaktor und Kühlaggregat.....	46
Abbildung 5-2:	Versuchsanlage und Versuchsaufbau Druckluftbelüftung (VA DB 2)	47
Abbildung 5-3:	Versuchsanlage Kreislaufbelüfter (VA KB), Reinwasser und Belebtschlamm, links schematisch, rechts in Betrieb	48
Abbildung 5-4:	Schematischer Aufbau der Versuchsanlage (von links: Versuchsbecken mit Belüftungskreislauf, Versuchssäule mit Druckluftbelüftung und Injektorbelüftung, Nachklärbecken)	49
Abbildung 5-5:	Fotos der Versuchsanlage (links: Versuchsanlage gesamt, rechts: Versuchssäule mit Druckluftbelüftung und Injektorbelüftung, Reinwasser und Belebtschlamm)	49
Abbildung 5-6:	$k_L a_T$ -Werte bei unterschiedlichen Wassertemperaturen in Reinwasser in der Versuchsanlage VA DIB ermittelt (links) und über lineare Regression auf vergleichbare Luftvolumenströme umgerechnet (rechts)	52
Abbildung 5-7:	$k_L a_T$ -Werte bei unterschiedlichen Wassertemperaturen in Reinwasser in der Versuchsanlage VA DIB ermittelt und über lineare Regression auf vergleichbare Luftvolumenströme umgerechnet	52
Abbildung 5-8:	$k_L a_T$ -Werte bei vergleichbaren Luftvolumenströmen in Reinwasser in der Versuchsanlage VA DIB bei unterschiedlichen Wassertemperaturen ermittelt .	53
Abbildung 5-9:	$k_L a_T$ -Werte bei vergleichbaren Luftvolumenströmen in Reinwasser in der Versuchsanlage VA DIB bei unterschiedlichen Wassertemperaturen ermittelt	

	und über exponentielle Regression auf vergleichbare Wassertemperaturen umgerechnet	54
Abbildung 5-10:	k_{LaT}/k_{La20} -Werte in Abhängigkeit der Wassertemperatur bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen in Reinwasser in der Versuchsanlage VA DIB	55
Abbildung 5-11:	k_{LaT}/k_{La20} -Werte in Abhängigkeit der Wassertemperatur bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen in Reinwasser in der Versuchsanlage VA DIB (links) und die daraus ermittelten Mittelwerte (rechts)	55
Abbildung 5-12:	Darstellung der Wurzel der Diffusionskoeffizienten gemessen nach Han & Bartels (1996) und berechnet nach Wilke & Chang (1955) im Hinblick auf eine lineare oder exponentielle Abhängigkeit von der Wassertemperatur	56
Abbildung 5-13:	k_{LaT} -Messwerte, ermittelt in VADB1 bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen und unterschiedlichen Salzkonzentrationen in Reinwasser.....	58
Abbildung 5-14:	k_{LaT}/k_{La20} -Mittelwerte, ermittelt in VADB1 in Reinwasser.....	58
Abbildung 5-15:	k_{LaT} -Messwerte, ermittelt in VAKB bei unterschiedlichen Kreiselumfangsgeschwindigkeiten in Reinwasser	59
Abbildung 5-16:	k_{LaT}/k_{La20} -Mittelwerte, ermittelt in VAKB in Reinwasser	59
Abbildung 5-17:	k_{LaT} -Messwerte, ermittelt in VADIB mit Druckluftbelüftung bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen in Reinwasser.....	60
Abbildung 5-18:	k_{LaT}/k_{La20} -Mittelwerte, ermittelt in VADIB mit Druckluftbelüftung in Reinwasser	60
Abbildung 5-19:	k_{LaT} -Messwerte, ermittelt in VADIB mit Injektorbelüftung bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen in Reinwasser	61
Abbildung 5-20:	k_{LaT}/k_{La20} -Mittelwerte, ermittelt in VADIB mit Injektorbelüftung in Reinwasser ..	61
Abbildung 5-21:	k_{LaT}/k_{La20} -Mittelwerte, ermittelt in VADB1, VADIB-DB, VADIB-IB und VAKB mit den entsprechenden Belüftungssystemen in Reinwasser	62
Abbildung 5-22:	k_{LaT}/k_{La20} -Mittelwerte, ermittelt aus den Mittelwerten der VADB1, VADIB-DB, VADIB und VAKB in Reinwasser	62
Abbildung 5-23:	Korrekturfunktion der Arrhenius-Gleichung (k_{LaT}/k_{La20} -Mittelwerte und k_{La20} -Werte).....	63
Abbildung 5-24:	Darstellung der k_{LaT}/k_{La20} -Mittelwert und die mit unterschiedlichen θ -Werten berechneten Werte in Abhängigkeit der Wassertemperatur	64
Abbildung 5-25:	Darstellung der k_{LaT}/k_{La20} -Mittelwert und die mit θ -Werten von 1,020 und 1,024 berechneten Werte in Abhängigkeit der Wassertemperatur	65

Abbildung 5-26:	Berechnete $k_{L,a_{20}}$ -Werte und gemittelte $C_{s,20}$ -Werte ermittelt in der Versuchsanlage VADB1 mit Druckluftbelüftung in Reinwasser bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen und unterschiedlichen Salzgehalten ..	67
Abbildung 5-27:	Berechnete SOTR-Werte ermittelt in der Versuchsanlage VADB1 mit Druckluftbelüftung in Reinwasser bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen und unterschiedlichen Salzgehalten.....	67
Abbildung 5-28:	Berechnete $k_{L,a_{20}}$ -Werte und gemittelte $C_{s,20}$ -Werte ermittelt in der Versuchsanlage VADIB-DB mit Druckluftbelüftung in Reinwasser bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen	68
Abbildung 5-29:	Berechnete SOTR-Werte ermittelt in der Versuchsanlage VADIB-DB mit Druckluftbelüftung in Reinwasser bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen	68
Abbildung 5-30:	Berechnete $k_{L,a_{20}}$ -Werte und gemittelte $C_{s,20}$ -Werte ermittelt in der Versuchsanlage VADIB-IB mit Injektorbelüftung in Reinwasser bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen	69
Abbildung 5-31:	Berechnete SOTR-Werte ermittelt in der Versuchsanlage VADIB-IB mit Injektorbelüftung in Reinwasser bei unterschiedlichen Luftvolumenströmen ..	69
Abbildung 5-32:	Berechnete $k_{L,a_{20}}$ -Werte und gemittelte $C_{s,20}$ -Werte ermittelt in der Versuchsanlage VAKB mit Kreiselbelüftung in Reinwasser bei unterschiedlichen Kreiselumfangsgeschwindigkeiten.....	70
Abbildung 5-33:	Berechnete SOTR-Werte ermittelt in der Versuchsanlage VAKB mit Kreiselbelüftung in Reinwasser bei unterschiedlichen Kreiselumfangsgeschwindigkeiten.....	70
Abbildung 5-34:	SOTR-Werte, normiert auf den Wert 1 (bei 20 °C), aller Messreihen (1-6: VADB1, 7-9: VADIB-DB, 10-12: VADIB-IB, 13-15: VAKB) (X-Achsenskalierung: 0 bis 1,4).....	71
Abbildung 5-35:	SOTR-Werte, normiert auf den Wert 1 (bei 20 °C), aller Messreihen (1-6: VADB1, 7-9: VADIB-DB, 10-12: VADIB-IB, 13-15: VAKB) (X-Achsenskalierung: 0,8 bis 1,2).....	71
Abbildung 5-36:	Darstellung der bei zwei Luftvolumenströmen und drei Salzgehalten gemessenen Belüftungskoeffizienten k_{L,a_T} in Abhängigkeit der Wassertemperatur	73
Abbildung 5-37:	Anstieg der gemessene $k_{L,a_{20}}$ -Werte bei Salzkonzentrationen von 0,45 g/L, 2 g/L und 10 g/L für Druckluftbelüftung und Oberflächenbelüftung bei einer Wassertemperatur von 20 °C.....	74

Abbildung 5-38:	Anstieg der gemessene $k_{L,a_{20}}$ -Werte bei Salzkonzentrationen von 0,45 g/L und 5 g/L sowie bei Tensidkonzentrationen von 15 mg/L und Kombinationen an Salz- und Tensidkonzentrationen für Druckluftbelüftung bei einem Luftvolumenstrom	75
Abbildung 5-39:	Mittlere alpha-Werte der drei Belüftungssysteme in Abhängigkeit der Wassertemperatur, α -Wert bei einer Wassertemperatur von 20 °C entspricht 100 %.....	77
Abbildung 5-40:	Belüftungskoeffizienten $k_{L,a_{20}}$, gemessen auf der VA RUB in Reinwasser bei 16 °C und in Belebtschlamm bei 16 °C und bei 30 °C	78
Abbildung 5-41:	Auswahl der Belüftungskoeffizienten $k_{L,a_{20}}$, gemessen auf der VA RUB in Reinwasser bei 16 °C und in Belebtschlamm bei 16 °C und bei 30 °C bei vergleichbaren Luftvolumenströmen.....	78
Abbildung 5-42:	Sauerstoffverbrauchsrate und Wassertemperatur, ermittelt auf der VA RUB in der Referenzstrasse und der Klimatisierten Strasse im Zeitraum Oktober 2007 bis Januar 2008.....	79
Abbildung 6-1:	Sauerstoffverbrauch infolge Kohlenstoffelimination in Abhängigkeit von der Wassertemperatur unter Berücksichtigung verschiedener Schlammalter	81
Abbildung 6-2:	Sauerstoffverbrauch infolge Kohlenstoffelimination in Abhängigkeit von der Wassertemperatur unter Berücksichtigung des temperaturabhängigen Schlammalters	82
Abbildung 6-3:	Vergleich der aeroben Mindestschlammalter für Nitrifikation bei unterschiedlichen Bemessungstemperaturen (nach Scheer, 1998b).....	88
Abbildung 6-4:	Sauerstoffverbrauch im Belebungsbecken in Abhängigkeit der Bemessungstemperatur (nach Scheer, 1998b)	89
Abbildung 6-5:	Spezifischer Sauerstoffverbrauch bezogen auf kg TS im Belebungsbecken in Abhängigkeit der Bemessungstemperatur (nach Scheer, 1998b)	90
Abbildung 7-1:	Temperaturabhängigkeit des spezifischen Nitrifikationsvolumen und des spezifischen täglichen Sauerstoffverbrauchs (Beispielrechnung)	93
Abbildung 7-2:	spezifische Sauerstoffzufuhr nach A-131 und nach dem empfohlenen Ansatz Pöpel / Wagner (Beispielrechnung)	95

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1:	Auflistung der unterschiedlichen Temperaturkorrekturfaktoren	31
Tabelle 6-1:	Auflistung der nationalen und internationalen Bemessungsansätze zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs infolge Kohlenstoffabbau (nach Scheer, 1998b).....	85
Tabelle 6-2:	Auflistung der nationalen und internationalen Bemessungsansätze zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs infolge Nitrifikation und des Sauerstoffgewinns infolge Denitrifikation (nach Scheer, 1998b)	86
Tabelle 7-1:	Stoßfaktoren für den Sauerstoffverbrauch für einen Wassertemperaturbereich von 5 °C bis 30 °C.....	92

Abkürzungsverzeichnis

Symbol	Einheit	Bedeutung
a	[m ² /m ³]	spezifische Grenzfläche
A	[m ²]	Summe aller Grenzflächen
b	[1/d]	Sterberate
b _A	[1/d]	Sterberate autotropher Bakterien
b _H , b _{HET}	[1/d]	Sterberate heterotropher Bakterien
B _d	[kg/d]	Tagesfracht
B _{d,BSB5}	[kg/d]	BSB ₅ -Tagesfracht
B _R	[kg BSB ₅ /(m ³ d)]	Raumbelastung
B _{TS}	[kg BSB ₅ /(kg TS d)]	Schlammbelastung
BSB	[mg/l]	biochemischer Sauerstoffbedarf
BSB ₅	[mg/l]	biochemischer Sauerstoffbedarf innerhalb von 5 d
c	[mg/l]	Konzentration (allgemein)
c _{CSB}	[mg/l]	CSB Konzentration
c*	[mg/l]	Bemessungskonzentration
c ₀	[mg/l]	Zulauf- oder Anfangskonzentration
c _G	[mg/l]	Sättigungskonzentration eines Gases in der Gasphase
c _S	[mg/l]	Sättigungskonzentration eines Gases in der flüssigen Phase
C	[mg/l]	Sauerstoffkonzentration
C _t	[mg/l]	Sauerstoffkonzentration zur Zeit t
C ₀	[mg/l]	Sauerstoffkonzentration zur Zeit t = 0
C _S	[mg/l]	Sauerstoffsättigungswert, abhängig von Temperatur und Partialdruck
C _{S,md,T}	[mg/l]	Sauerstoffsättigungswert für halbe Einblastiefe
C _{S,p*,T}	[mg/l]	Versuchs- Sauerstoffsättigungswert
C _{S,St,T}	[mg/l]	Standard- Sauerstoffsättigungswert
C*	[mg/l]	scheinbare Sauerstoffsättigungskonzentration
C _x	[mg/l]	Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken
CSB	[mg/l]	Chemischer Sauerstoffbedarf
d	[kg O ₂ /kg BSB ₅]	Substratatemungskoeffizient
d _{B,e}	[mm]	Luftblasendurchmesser
D	[m ² /s]	Diffusionskoeffizient
D _m	[m ² /s]	molekular Diffusionskoeffizient
e	[kg O ₂ / (kg x*TS*d)]	endogene Atmungsrate

Symbol	Einheit	Bedeutung
E_a	[J/mol]	Aktivierungsenergie
ETA	[%]	BSB ₅ - Abbaugrad im Belebungsbecken
EW	[E]	Einwohnerwerte
f_{BSB5}	[-]	stündliche BSB ₅ -Tagesspitze
f_C	[-]	Stoßfaktor für die Kohlenstoffatmung
$f_{CSB/oTS}$	[g CSB/g oTS]	Umrechnungsfaktor
$f_{CSB/TS}$	[g CSB/g TS]	Umrechnungsfaktor
f_D	[%]	Anteil zur Denitrifikation befähigter Bakterien
f_{inert}	[%]	Anteil nicht biol. abbaubarer CSB am gesamt CSB
f_N	[-]	Stoßfaktor für die Nitratatmung
f_T	[-]	Temperaturfaktor
$f_{T,b,HET}$	[-]	Temperaturfaktor, heterotrophe Bakterien
$f_{T,b,NIT}$	[-]	Temperaturfaktor, Nitrifikanten
f_{TKN}	[-]	stündliche TKN-Tagesspitze
$f_{T,kN}$	[-]	Temperaturabhängigkeitskoeffizient
$f_{T,NIT}$	[-]	Temperaturabhängigkeitskoeffizient
f_{up}	[%]	Anteil partikulärer, nicht biol. abbaubarer CSB am gesamt CSB
f_{us}	[%]	Anteil gelöster, nicht biol. abbaubarer CSB am gesamt CSB
F	[-]	Temperaturfaktor
G	[1/s]	mittlerer Geschwindigkeitsgradient
h_D	[m]	Einblastiefe
h_W	[m]	Wassertiefe (Ruhewasserspiegel)
H	[J]	Enthalpie
ISV	[l/kg]	Schlammindex
J	[g/(m ² s)]	Diffusionsfluss, Massestrom pro Fläche und Zeit
k	[-]	Geschwindigkeitskonstante, Verteilungskoeffizient
k	[1/h]	Belüftungskoeffizient oder Diffusionskoeffizient (ältere Bezeichnungen)
k_0	[-]	Konstante der Arrhenius-Gleichung
$k_{D,H}$	[kg TS/ (kg x*TS*d)]	Autolysekoeffizient
$k_L a_T$	[1/h]	Belüftungskoeffizient für Reinwasser bei T [°C]
$k_L a_{20}$	[1/h]	Belüftungskoeffizient bei 20°C
$\alpha k_L a_T$	[1/h]	Belüftungskoeffizient für belebten Schlamm T [°C]
k_G	[m/s]	partieller Stoffaustauschkoeffizient (Gasphase)
k_L	[m/s]	partieller Stoffaustauschkoeffizient (Flüssigphase)

Symbol	Einheit	Bedeutung
K_L	[m/s]	gesamter Stoffaustauschkoeffizient
k_N	[mg NH ₄ -N/l]	NH ₄ -N Halbwertskonstante
K	[mg/l]	allgemein: Michaelis-Menten- oder Mond Konstante
K_G	[-]	Gleichgewichtskonstante
K_S	[mg/l]	Halbwertskonstante bezüglich des Substrats oder Sättigungskonstante
L	[m], [cm]	Dicke der hypothetischen Grenzschicht
N	[mg/l]	Stickstoffkonzentration
$N_{\text{ÜS}}$	[mg/l]	Stickstoffkonzentration im Überschussschlamm
orgN	[mg/l]	organisch gebundener Stickstoff
NH ₄ -N	[mg/l]	Ammonium-Stickstoffkonzentration
NO ₂ -N	[mg/l]	Nitrit-Stickstoffkonzentration
NO ₃ -N	[mg/l]	Nitrat-Stickstoffkonzentration
NO ₃ -N _D	[mg/l]	denitrifizierte Nitrat Stickstoffkonzentration
OC	[kg/h]	Sauerstoffzufuhr in Reinwasser ($C_x=0$, $T=20^\circ\text{C}$, $p=1013\text{ hPa}$) (alte Bezeichnung)
αOC	[kg/h]	Sauerstoffzufuhr in belebten Schlamm ($C_x=0$, $T=20^\circ\text{C}$, $p=1013\text{ hPa}$) (alte Bezeichnung)
OV_C , OV_{dc}	[kg O ₂ /d]	täglicher Sauerstoffverbrauch für C- Elimination
OV_D , OV_{DEN}	[kg O ₂ /d]	Sauerstoffgewinn infolge Denitrifikation
OV_{END}	[kg O ₂ /d]	Sauerstoffverbrauch durch endogene Atmung bei der C-Elimination
OV_h	[kg O ₂ /h]	stündlicher Sauerstoffverbrauch
OV_N , OV_{NIT}	[kg O ₂ /d]	Sauerstoffverbrauch infolge Nitrifikation
σTS	[mg/l]	organischer Trockensubstanzgehalt
p^*	[hPa]	aktueller atmosphärischer Druck
P	[kW]	Leistung
q_R	[m ³ /(m ³ d)]	Raumbeschickung
Q_d	[m ³ /d]	Volumenstrom Abwasserzufluss
Q_{Recycle}	[m ³ /d]	Volumenstrom interne Rezirkulation
Q_{RS}	[m ³ /d]	Volumenstrom Rücklaufschlamm
r	[1/h]	Anzahl der Grenzschichterneuerung pro Zeit
R_m	[J/(mol·K)]	molare Gaskonstante
S_{CSB}	[mg/l]	CSB Konzentration in der homogenisierten Probe

Symbol	Einheit	Bedeutung
SAE	[kg/kWh]	Standard Sauerstoffertrag (Standard Aeration Efficiency)
SF	[-]	Sicherheitsfaktor für Nitrifikation
SOTR	[kg/h]	Standard Sauerstoffzufuhr (Standard Oxygen Transfer Rate)
SSOTE	[%/m]	spezifische Standard-Sauerstoffausnutzung (Specific Standard Oxygen Transfer Efficiency)
SSOTR	[g/(m ³ m)]	spezifische Standard-Sauerstoffzufuhr (Specific Standard Oxygen Transfer Rate)
t _k	[s]	Verweilzeit
t _{TS}	[d]	Schlammalter
t _{TS,A}	[d]	aerobes Schlammalter
T	[°c], [K]	Temperatur
T _B	[°c]	Bezugstemperatur
T _{Bem}	[°c]	Bemessungstemperatur
T _{ÜW}	[°c]	Überwachungstemperatur
TDS	[mg/l]	Gesamtsalzkonzentration (total dissolved solids)
TKN	[mg/l]	totaler Kjeldahl-Stickstoff (NH ₄ -N+orgN)
TS	[kg/m ³]	Trockensubstanzgehalt
TS ₀	[kg/m ³]	Trockensubstanzgehalt im Zulauf
TS _{BB}	[kg/m ³]	Trockensubstanzgehalt im Belebungsbecken
TS _R	[kg/m ³]	Trockensubstanzgehalt pro Raumeinheit
ÜS, ÜS _d	[kg/d]	tägliche Schlammproduktion
ÜSS	[-]	Überschussschlamm
v _s	[m/s]	Schlupfgeschwindigkeit
V _{BB}	[m ³]	Volumen des Belebungsbeckens
VSV	[l/m ³]	Vergleichsschlammvolumen
x	[m]	Diffusionslänge
x	[-]	Verhältnis täglich produzierter Masse an Bakterien zu täglich produzierter Masse an Schlamm
X	[%]	aktiver Anteil der Biomasse
X _{CSB}	[mg/l]	CSB Konzentration in der filtrierten Probe (0,45 µm Membranfilter)
Y	[mg/mg]	Ertragskoeffizient (mg gebildete Biomasse pro mg abbaubarem CSB)
Y _H	[kg TS/ kg BSB ₅ -Abbau]	Ausbeutekoeffizient
α	[-]	Grenzflächenfaktor

Symbol	Einheit	Bedeutung
β	[-]	Salzfaktor
μ	[1/d]	Wachstumsrate
μ_{\max}	[1/d]	maximale Wachstumsrate
η	[-]	Wirkungsgrad
η	[m ² /s]	dynamische Viskosität
δ_G	[m]	Dicke der Phasengrenzschicht (gasseitig)
δ_L	[m]	Dicke der Phasengrenzschicht (flüssigseitig)
θ	[-]	Temperaturkoeffizient (-faktor), Temperaturkorrekturkoeffizient (-faktor)

Anhang

Berechnungsbeispiel zu Kapitel 7

Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Wassertemperatur: 5 °C, 10 °C und 15 °C

Wassertemperatur	T	°C	Wassertemperatur		
			5	10	15
Eingangsdaten					
Angeschlossen Einwohner	EW	E	50000	50000	50000
Zulauf	Q_d	m^3/d	6.500	6.500	6.500
Einwohnerspezifische Frachten, Rohabwasser					
spezifische CSB-Fracht	$b_{d,CSB}$	$g/(E \cdot d)$	120	120	120
spezifische BSB ₅ -Fracht	$b_{d,BSB}$	$g/(E \cdot d)$	60	60	60
spezifische TS-Fracht	$b_{d,TS}$	$g/(E \cdot d)$	70	70	70
spezifische TKN-Fracht	$b_{d,TKN}$	$g/(E \cdot d)$	11	11	11
Zulauf Frachten, Rohabwasser					
CSB-Fracht im Rohabwasser	$B_{d,CSB}$	kg/d	6000	6000	6000
BSB-Fracht im Rohabwasser	$B_{d,BSB}$	kg/d	3000	3000	3000
TS-Fracht im Rohabwasser	$B_{d,TS}$	kg/d	3500	3500	3500
TKN-Fracht im Rohabwasser	$B_{d,TKN}$	kg/d	550	550	550

Berechnungsbeispiel zu Kapitel 7

Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Wassertemperatur: 5 °C, 10 °C und 15 °C

Wassertemperatur	T	°C	Wassertemperatur		
			5	10	15
Grenzwerte nach Abwasserverordnung, GK 4					
CSB	$C_{CSB,GW}$	mg/L	90	90	90
BSB ₅	$C_{BSB,GW}$	mg/L	20	20	20
Ammoniumstickstoff	$S_{NH4-N,GW}$	mg/L	10	10	10
Stickstoff, gesamt, anorganisch	$S_{anorgN,GW}$	mg/L	18	18	18
Zulaufkonzentrationen					
CSB im Zulauf zur Belebung	$C_{CSB,ZB}$	mg/L	923	923	923
BSB im Zulauf zur Belebung	$C_{BSB,ZB}$	mg/L	462	462	462
TS im Zulauf zur Belebung	$C_{TS,ZB}$	mg/L	538	538	538
TKN im Zulauf zur Belebung	$C_{TKN,ZB}$	mg/L	85	85	85
Stickstoffbilanz					
TKN im Zulauf zur Belebung	$C_{TKN,ZB}$	mg/L	85	85	85
- Stickstoff im Überschussschlamm	$- X_{orgN,BM}$	mg/L	20,8	20,8	20,8
- org. Stickstoff im Ablauf	$- S_{orgN,AN}$	mg/L	2	2	2
- Ammoniumstickstoff im Ablauf	$- S_{NH4,AN}$	mg/L	0	0	0
= zu nitrifizierender Stickstoff	$= S_{NH4,N}$	mg/L	62	62	62
- Nitratstickstoff im Ablauf (= $0,7 \cdot S_{NO3-N,ÜW}$)	$- S_{NO3-N,AN}$	mg/L	5,6	5,6	5,6
= zu denitrifizierender Nitratstickstoff	$S_{NO3,D}$	mg/L	56	56	56

Berechnungsbeispiel zu Kapitel 7

Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Wassertemperatur: 5 °C, 10 °C und 15 °C

Wassertemperatur	T	°C	Wassertemperatur		
			5	10	15
Schlammalter					
Denitrifikationskapazität	$S_{NO_3,D}/C_{BSB,ZB}$	-	0,12	0,12	0,12
V_D/V_{BB} -Verhältnis (vorgesaltete Deni)	V_D/V_{BB}	-	0,26	0,26	0,26
Sicherheitsfaktor bei $B_{d,BSB,Z}=3.000 \text{ kg/d}$	SF	-	1,67	1,67	1,67
Schlammalter (berechnet)	$t_{TS,Bem}$	d	20,4	12,5	7,7
aerobes Schlammalter (berechnet)	t_{TS}	d	15,1	9,3	5,7
Gesamtschlammalter	t_{TS}	d	20,4	12,5	7,7
Schlammalter (gewählt)	$t_{TS,Bem}$	d	20,4	12,5	7,7
Überschussschlammproduktion					
Schlammproduktion aus Kohlenstoffelimin.	$\ddot{U}_{C,BSB}$	kgTS/kgBSB ₅	1,070	1,090	1,110
Gleichung \ddot{U}_S (forderer Teil)			1,450	1,450	1,450
Gleichung \ddot{U}_S (hinterer Teil)			0,380	0,360	0,340
Schlammbelastung	B_{TS}	kgBSB ₅ /(kgTS·d)	0,046	0,073	0,117
Tägl. Überschussschlammstrom	$\ddot{U}_{d,c}$	kgTS/d	3209	3270	3330
Trockensubstanzgehalt Rücklaufschlamm	TS_{RS}	kg/m ³	8	8	8
Überschussschlammvolumenstrom	$Q_{\ddot{U}_S}$	m ³ /d	401,2	408,7	416,2

Berechnungsbeispiel zu Kapitel 7

Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Wassertemperatur: 5 °C, 10 °C und 15 °C

			Wassertemperatur		
Wassertemperatur	T	°C	5	10	15
Belebungsbeckenvolumen					
Trockensubstanzgehalt	TS _{BB}	kg/m ³	4	4	4
Nitrifikationsvolumen	V _N	m ³	12123	7568	4747
spezifisches Nitrifikationsvolumen	V _N	m ³	242	151	95
Denitrifikationsvolumen	V _{DN}	m ³	4.245	2.650	1.662
Belebungsbeckenvolumen	V _{BB}	m ³	16367	10218	6409
Einwohnerspez. Volumen	V _{BB,EW}	L/EW	327,3	204,4	128,2
Rücklaufverhältnis	RV	-	1,0	1,0	1,0
spezifischer täglicher Sauerstoffverbrauch	OV/V _{BB}	kgO ₂ /(m ³ d)	0,33	0,52	0,81
hydraulische Aufenthaltszeit gesamt (24h)		h	60,43	37,73	23,67
hydraulische Aufenthaltszeit aerob (24h)		h	44,76	27,94	17,53
hydraulische Aufenthaltszeit gesamt (17h)		h	42,81	26,72	16,76
hydraulische Aufenthaltszeit aerob (17h)		h	31,71	19,79	12,42

Berechnungsbeispiel zu Kapitel 7

Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Wassertemperatur: 5 °C, 10 °C und 15 °C

Wassertemperatur	T	°C	Wassertemperatur		
			5	10	15
Täglicher Sauerstoffverbrauch					
O ₂ -Verbrauch aus C-elimination	OV _{C,BSB}	kgO ₂ /kgBSB ₅	1,119	1,090	1,060
F _T		1,072 ^(T-15)	0,499	0,706	1,000
OV _C oberer Teil des Bruches		0,2x0,75xt _{TS} xF _T	1,527	1,324	1,155
OV _C unterer Teil des Bruches		1+0,17xt _{TS} xF _T	2,730	2,501	2,309
Sauerstoffverbrauch aus Kohlenstoffelimination	OV _{d,C}	kgO ₂ /d	3.358	3.269	3.181
Sauerstoffverbrauch aus Nitrifikation	OV _{d,N}	kgO ₂ /d	1.729	1.729	1.729
O ₂ -Verbrauch aus Nitrifikation	OV _{N,BSB}	kgO ₂ /kgBSB ₅	0,576	0,576	0,576
Sauerstoffeinsparung durch Denitrifikation	OV _{d,D}	kgO ₂ /d	1.060	1.060	1.060
Mittlerer täglicher Sauerstoffverbrauch	OV _{d,mittl.}	kgO ₂ /d	4.026	3.937	3.849
Mittlerer stündlicher O ₂ Verbrauch	OV _{h,mittl.}	kgO ₂ /h	168	164	160
Schlammalter (gewählt)	t _{TS,Bem}	d	20,5	13,0	8,0
Stündlicher Sauerstoffverbrauch					
Spitzenfaktor f _C (interpoliert)	f _C	-	1,13	1,18	1,2
Interpolation über t _{TS} , mit B _{d,BSB,Z} = 1200			1,75	2,25	2,6
Interpolation über t _{TS} , mit B _{d,BSB,Z} = 6000			1,35	1,65	2,0
Spitzenfaktor f _N (interpoliert)	f _N	-			

Berechnungsbeispiel zu Kapitel 7

Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Wassertemperatur: 5 °C, 10 °C und 15 °C

Wassertemperatur	T	°C	Wassertemperatur		
			5	10	15
Schlammalter (Tendenz) berechnet			20,42	12,51	7,66
Lastfall 1: $f_C = 1, f_N = x$					
Sauerstoffverbrauch für die Tagesspitze	$OV_{h,max1}$	kgO ₂ /h	193	211	232
Lastfall 2: $f_C = x, f_N = 1$					
Sauerstoffverbrauch für die Tagesspitze	$OV_{h,max2}$	kgO ₂ /h	186	189	187
Sauerstoffverbrauch gewählt	OV	kgO ₂ /h	193	211	232
Sauerstoffzufuhr					
Einblastiefe	h_e	m	4,8	4,8	4,8
O ₂ -Sättigungskonzentration	C_s	mg/L	12,77	11,29	10,08
O ₂ -Konzentration im Belebungsbecken	C_x	mg/L	2	2	2
Grenzflächenfaktor (Alpha-Wert) Druckluftbelüftung	α	-	0,6	0,6	0,6
Grenzflächenfaktor (Alpha-Wert) Oberflächenbelüftung			0,95	0,95	0,95
erf. Sauerstoffzufuhr in Abwasser	αOC_h	kgO ₂ /h	229	256	290
erf. Sauerstoffzufuhr in Reinwasser (alpha=0,6)	OC_h	kgO ₂ /h	381	427	483
erf. Sauerstoffzufuhr in Reinwasser (alpha=0,95)	OC_h	kgO ₂ /h	241	270	305
			1,976	2,025	2,079

Berechnungsbeispiel zu Kapitel 7

Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Wassertemperatur: 5 °C, 10 °C und 15 °C

Wassertemperatur	T	°C	Wassertemperatur		
			5	10	15
Sauerstoffausnutzung	SSOTE	[%/m]	4	4	4
Sauerstoffausnutzung	SSOTE	[%/m]	6	6	6
Sauerstoffausnutzung	SSOTE	[%/m]	8	8	8
Luftvolumenstrom	Q _L	[m ³ /h]	6355,2	7118,2	8053,5
Luftvolumenstrom	Q _L	[m ³ /h]	4236,8	4745,4	5369,0
Luftvolumenstrom	Q _L	[m ³ /h]	3177,6	3559,1	4026,7
Sauerstoffkonzentration	C _{S,20}	mg/l	9,09	9,09	9,09
Sauerstoffkonzentration	C _{S,T}	mg/l	12,77	11,29	10,09
Sauerstoffkonzentration	C _X	mg/L	2	2	2
Tiefenfaktor	f _D		1,232	1,232	1,232
Tiefenfaktor Oberflächenbelüftung	f _D		1,033	1,033	1,033
Temperaturkorrekturfaktor	teta		1,024	1,024	1,024
1/(teta ^ (T-20))			1,427	1,268	1,126
erf. Sauerstoffzufuhr in Reinwasser <small>1,024 cx=2 (alpha=0,6)</small>	OC _{RW,h}	kgO ₂ /h	374,3	419,0	468,5
		g/(m ³ _{VBB} x h)	30,9	55,4	98,7
erf. Sauerstoffzufuhr in Reinwasser <small>1,024 cx=2 (alpha=0,9)</small>	OC _{RW,h}	kgO ₂ /h	243,2	273,4	307,2

Berechnungsbeispiel zu Kapitel 7

Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Wassertemperatur: 5 °C, 10 °C und 15 °C

Wassertemperatur	T	°C	Wassertemperatur		
			5	10	15
Sauerstoffausnutzung	SSOTE	[%/m]	6	6	6
Luftvolumenstrom (A131)	Q_L	[m ³ /h]	4236,8	4745,4	5369,0
Luftvolumenstrom 1,024 cx=2	Q_L	[m ³ /h]	4158,5	4655,1	5205,1
spezifischer Luftvolumenstrom	$Q_{L, spe}$	[m ³ /(m ³ h)]	0,34	0,62	1,10
$OV/V_{BB, aerob}$	kgO ₂ /m ³		15,917	27,862	48,955
$OC/V_{BB, aerob}$ (nach ATV A-131) Druckluftbelüftung	kgO ₂ /m ³		31,455	56,434	101,788
$OC/V_{BB, aerob}$ (nach ATV A-131) Oberflächenbelüftung	kgO ₂ /m ³		19,866	35,642	64,287
$OC/V_{BB, aerob}$ (nach Pöpel/Wagner) Druckluftbelüftung	kgO ₂ /m ³		30,873	55,360	98,681
$OC/V_{BB, aerob}$ (nach Pöpel/Wagner) Oberflächenbelüftung	kgO ₂ /m ³		20,060	36,130	64,711
$Q(\text{Luft})/V_{BB, aerob}$	m ³ /(m ³ h)		0,34	0,62	1,10
$h_{BB, aerob}$	m		5	5	5
$V_{BB, aerob}$	m ³		12123	7568	4747
$A_{BB, aerob}$	m ²		2425	1514	949
Anzahl der Belüftungselemente					

Berechnungsbeispiel zu Kapitel 7

Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Wassertemperatur: 5 °C, 10 °C und 15 °C

Wassertemperatur	T	°C	Wassertemperatur		
			5	10	15
Luftvolumenstrom	Q(Luft)	[m ³ /h]	4.158	4.655	5.205
Abgasungsfläche min	A(G)	m ²	0,05	0,05	0,05
Abgasungsfläche max	A(G)	m ²	0,3	0,3	0,3
Luftaustrittsgeschwindigkeit v _L (m ³ /h Luft je m ² A)	min	m/h	20	20	20
Luftaustrittsgeschwindigkeit v _L (m ³ /h Luft je m ² A)	max	m/h	60	60	60
Anzahl der Belüftungselemente max	n		4158	4655	5205
Anzahl der Belüftungselemente min	n		231	259	289
Anzahl der Belüftungselemente / V _{BB,aerob max}	n	x/m ³	0,34	0,62	1,10
Anzahl der Belüftungselemente / V _{BB,aerob min}	n	x/m ³	0,02	0,03	0,06
Anzahl der Belüftungselemente / A _{BB,aerob max}	n	x/m ²	2	3	5
Anzahl der Belüftungselemente / A _{BB,aerob min}	n	x/m ²	0,1	0,2	0,3

Berechnungsbeispiel zu Kapitel 7

Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Wassertemperatur: 5 °C, 10 °C und 15 °C

Wassertemperatur	T	°C	Wassertemperatur		
			5	10	15
Tellerbelüfter (0,3 m Durchmesser)					
Abgasungsfläche	A(G)	m ²	0,07	0,07	0,07
Luftaustrittsgeschwindigkeit v _L (m ³ /h Luft je m ² A) min	min	m/h	20	20	20
Luftaustrittsgeschwindigkeit v _L (m ³ /h Luft je m ² A) mittel	mittel	m/h	40	40	40
Luftaustrittsgeschwindigkeit v _L (m ³ /h Luft je m ² A) max	max	m/h	60	60	60
Anzahl der Belüftungselemente max	n		2970	3325	3718
Anzahl der Belüftungselemente mittel	n		1485	1663	1859
Anzahl der Belüftungselemente min	n		990	1108	1239
Anzahl der Belüftungselemente Kontrolle (5m ³ /(Teller h))	n		832	931	1041
Anzahl der Belüftungselemente / A _{BB,aerob max}	n	x/m ²	1,23	2,20	3,92
Anzahl der Belüftungselemente / A _{BB,aerob mittel}	n	x/m ²	0,61	1,10	1,96
Anzahl der Belüftungselemente / A _{BB,aerob min}	n	x/m ²	0,41	0,73	1,31
6 Teller pro m ²			6	6	6
Belüftete Fläche (n*Ag) max		m ²	208	233	260
Belüftete Fläche (n*Ag) mittel		m ²	104	116	130
Belüftete Fläche (n*Ag) min		m ²	69	78	87
Fläche aerobes Belebungsbecken	A _{BB,aerob}	m ²	2425	1514	949

Berechnungsbeispiel zu Kapitel 7

Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Wassertemperatur: 5 °C, 10 °C und 15 °C

Wassertemperatur	T	°C	Wassertemperatur		
			5	10	15
Tellerbelüfter (0,3 m Durchmesser) A131					
Abgasungsfläche	A(G)	m ²	0,07	0,07	0,07
Luftaustrittsgeschwindigkeit v _L (m ³ /h Luft je m ² A) min	min	m/h	20	20	20
Luftaustrittsgeschwindigkeit v _L (m ³ /h Luft je m ² A) mittel	mittel	m/h	40	40	40
Luftaustrittsgeschwindigkeit v _L (m ³ /h Luft je m ² A) max	max	m/h	60	60	60
Anzahl der Belüftungselemente max	n		3026	3390	3835
Anzahl der Belüftungselemente mittel	n		1513	1695	1917
Anzahl der Belüftungselemente min	n		1009	1130	1278
Anzahl der Belüftungselemente Kontrolle (5m ³ /(Teller h))	n		847	949	1074
Anzahl der Belüftungselemente / A _{BB,aerob max}	n	x/m ²	1,25	2,24	4,04
Anzahl der Belüftungselemente / A _{BB,aerob mittel}	n	x/m ²	0,62	1,12	2,02
Anzahl der Belüftungselemente / A _{BB,aerob min}	n	x/m ²	0,42	0,75	1,35
Belüftete Fläche (n*Ag) max		m ²	212	237	268
Belüftete Fläche (n*Ag) mittel		m ²	106	119	134
Belüftete Fläche (n*Ag) min		m ²	71	79	89

Berechnungsbeispiel zu Kapitel 7

Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Wassertemperatur: 5 °C, 10 °C und 15 °C

			Wassertemperatur		
Wassertemperatur	T	°C	5	10	15
Fläche aerobes Belebungsbecken	$A_{BB,aerob}$	m ²	2970	3325	3718
Tellerbelüfter (1 m ² Fläche)					
Belüfterfläche			1	1	1
Abgasungsfläche	A(G)	m ²	0,5	0,5	0,5
Luftaustrittsgeschwindigkeit vL (m ³ /h Luft je m ² A) min	min	m/h	20	20	20
Luftaustrittsgeschwindigkeit vL (m ³ /h Luft je m ² A) mittel	mittel	m/h	40	40	40
Luftaustrittsgeschwindigkeit vL (m ³ /h Luft je m ² A) max	max	m/h	60	60	60
Anzahl der Belüftungselemente max	n		416	466	521
Anzahl der Belüftungselemente mittel	n		208	233	260
Anzahl der Belüftungselemente min	n		139	155	174

Berechnungsbeispiel zu Kapitel 7

Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Wassertemperatur: 5 °C, 10 °C und 15 °C

Wassertemperatur	T	°C	Wassertemperatur		
			5	10	15
Anzahl der Belüftungselemente / $V_{BB,aerob\ max}$	n	x/m ³	0,03	0,06	0,11
Anzahl der Belüftungselemente / $V_{BB,aerob\ mittel}$	n	x/m ³	0,02	0,03	0,05
Anzahl der Belüftungselemente / $V_{BB,aerob\ min}$	n	x/m ³	0,01	0,02	0,04
Anzahl der Belüftungselemente / $A_{BB,aerob\ max}$	n	x/m ²	0,17	0,31	0,55
Anzahl der Belüftungselemente / $A_{BB,aerob\ mittel}$	n	x/m ²	0,09	0,15	0,27
Anzahl der Belüftungselemente / $A_{BB,aerob\ min}$	n	x/m ²	0,06	0,10	0,18
Belüftete Fläche (n*Ag) max		m ²	208	233	260
Belüftete Fläche (n*Ag) mittel		m ²	104	116	130
Belüftete Fläche (n*Ag) min		m ²	69	78	87
Fläche aerobes Belebungsbecken	$A_{BB,aerob}$	m ²	2425	1514	949

Berechnungsbeispiel zu Kapitel 7

Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Wassertemperatur: 20 °C, 25 °C und 30 °C

			Wassertemperatur		
Wassertemperatur	T	°C	20	25	30
Eingangsdaten					
Angeschlossen Einwohner	EW	E	50000	50000	50000
Zulauf	Q_d	m ³ /d	6.500	6.500	6.500
Einwohnerspezifische Frachten, Rohabwasser					
spezifische CSB-Fracht	$b_{d,CSB}$	g/(E·d)	120	120	120
spezifische BSB ₅ -Fracht	$b_{d,BSB}$	g/(E·d)	60	60	60
spezifische TS-Fracht	$b_{d,TS}$	g/(E·d)	70	70	70
spezifische TKN-Fracht	$b_{d,TKN}$	g/(E·d)	11	11	11
Zulauf Frachten, Rohabwasser					
CSB-Fracht im Rohabwasser	$B_{d,CSB}$	kg/d	6000	6000	6000
BSB-Fracht im Rohabwasser	$B_{d,BSB}$	kg/d	3000	3000	3000
TS-Fracht im Rohabwasser	$B_{d,TS}$	kg/d	3500	3500	3500
TKN-Fracht im Rohabwasser	$B_{d,TKN}$	kg/d	550	550	550

Berechnungsbeispiel zu Kapitel 7

Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Wassertemperatur: 20 °C, 25 °C und 30 °C

Wassertemperatur	T	°C	Wassertemperatur		
			20	25	30
Grenzwerte nach Abwasserverordnung, GK 4					
CSB	$C_{CSB,GW}$	mg/L	90	90	90
BSB ₅	$C_{BSB,GW}$	mg/L	20	20	20
Ammoniumstickstoff	$S_{NH4-N,GW}$	mg/L	10	10	10
Stickstoff, gesamt, anorganisch	$S_{anorgN,GW}$	mg/L	18	18	18
Zulaufkonzentrationen					
CSB im Zulauf zur Belebung	$C_{CSB,ZB}$	mg/L	923	923	923
BSB im Zulauf zur Belebung	$C_{BSB,ZB}$	mg/L	462	462	462
TS im Zulauf zur Belebung	$C_{TS,ZB}$	mg/L	538	538	538
TKN im Zulauf zur Belebung	$C_{TKN,ZB}$	mg/L	85	85	85
Stickstoffbilanz					
TKN im Zulauf zur Belebung	$C_{TKN,ZB}$	mg/L	85	85	85
- Stickstoff im Überschussschlamm	$- X_{orgN,BM}$	mg/L	20,8	20,8	20,8
- org. Stickstoff im Ablauf	$- S_{orgN,AN}$	mg/L	2	2	2
- Ammoniumstickstoff im Ablauf	$- S_{NH4,AN}$	mg/L	0	0	0
= zu nitrifizierender Stickstoff	$= S_{NH4,N}$	mg/L	62	62	62
- Nitratstickstoff im Ablauf ($=0,7 \cdot S_{NO3-N,ÜW}$)	$- S_{NO3-N,AN}$	mg/L	5,6	5,6	5,6
= zu denitrifizierender Nitratstickstoff	$S_{NO3,D}$	mg/L	56	56	56

Berechnungsbeispiel zu Kapitel 7

Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Wassertemperatur: 20 °C, 25 °C und 30 °C

Wassertemperatur	T	°C	Wassertemperatur		
			20	25	30
Schlammalter					
Denitrifikationskapazität	$S_{NO3,D}/C_{BSB,ZB}$	-	0,12	0,12	0,12
V_D/V_{BB} -Verhältnis (vorgesaltete Deni)	V_D/V_{BB}	-	0,26	0,26	0,26
Sicherheitsfaktor bei $B_{d,BSB,Z}=3.000$ kg/d	SF	-	1,67	1,67	1,67
Schlammalter (berechnet)	$t_{TS,Bem}$	d	4,7	2,9	1,8
aerobes Schlammalter (berechnet)	t_{TS}	d	3,5	2,7	1,8
Gesamtschlammalter	t_{TS}	d	4,7	3,6	2,4
Schlammalter (gewählt)	$t_{TS,Bem}$	d	4,7	3,6	2,4
Überschussschlammproduktion					
Schlammproduktion aus Kohlenstoffelimin.	$\ddot{U}_{S,C,BSB}$	kgTS/kgBSB ₅	1,132	1,119	1,128
Gleichung \ddot{U}_S (forderer Teil)			1,450	1,450	1,450
Gleichung \ddot{U}_S (hinterer Teil)			0,318	0,331	0,322
Schlammbelastung	B_{TS}	kgBSB ₅ /(kgTS·d)	0,188	0,248	0,369
Tägl. Überschussschlammstrom	$\ddot{U}_{S,d,c}$	kgTS/d	3395	3358	3384
Trockensubstanzgehalt Rücklaufschlamm	TS_{RS}	kg/m ³	8	8	8
Überschussschlammvolumenstrom	$Q_{\ddot{U}_S}$	m ³ /d	424,3	419,8	423,0

Berechnungsbeispiel zu Kapitel 7

Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Wassertemperatur: 20 °C, 25 °C und 30 °C

			Wassertemperatur		
Wassertemperatur	T	°C	20	25	30
Belebungsbeckenvolumen					
Trockensubstanzgehalt	TS _{BB}	kg/m ³	4	4	4
Nitrifikationsvolumen	V _N	m ³	2954	2239	1504
spezifisches Nitrifikationsvolumen	V _N	m ³	59	45	30
Denitrifikationsvolumen	V _{DN}	m ³	1.034	784	527
Belebungsbeckenvolumen	V _{BB}	m ³	3989	3023	2031
Einwohnerspez. Volumen	V _{BB,EW}	L/EW	79,8	60,5	40,6
Rücklaufverhältnis	RV	-	1,0	1,0	1,0
spezifischer täglicher Sauerstoffverbrauch	OV/V _{BB}	kgO ₂ /(m ³ d)	1,27	1,70	2,51
hydraulische Aufenthaltszeit gesamt (24h)		h	14,73	11,16	7,50
hydraulische Aufenthaltszeit aerob (24h)		h	10,91	8,27	5,55
hydraulische Aufenthaltszeit gesamt (17h)		h	10,43	7,91	5,31
hydraulische Aufenthaltszeit aerob (17h)		h	7,73	5,86	3,93

Berechnungsbeispiel zu Kapitel 7

Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Wassertemperatur: 20 °C, 25 °C und 30 °C

Wassertemperatur	T	°C	Wassertemperatur		
			20	25	30
Täglicher Sauerstoffverbrauch					
O ₂ -Verbrauch aus C-elimination	OV _{C,BSB}	kgO ₂ /kgBSB ₅	1,028	1,046	1,033
F _T		1,072 ^(T-15)	1,416	2,004	2,837
OV _C oberer Teil des Bruches		0,2x0,75xt _{TS} xF _T	0,998	1,082	1,021
OV _C unterer Teil des Bruches		1+0,17xt _{TS} xF _T	2,131	2,227	2,158
Sauerstoffverbrauch aus Kohlenstoffelimination	OV _{d,C}	kgO ₂ /d	3.085	3.138	3.100
Sauerstoffverbrauch aus Nitrifikation	OV _{d,N}	kgO ₂ /d	1.729	1.729	1.729
O ₂ -Verbrauch aus Nitrifikation	OV _{N,BSB}	kgO ₂ /kgBSB ₅	0,576	0,576	0,576
Sauerstoffeinsparung durch Denitrifikation	OV _{d,D}	kgO ₂ /d	1.060	1.060	1.060
Mittlerer täglicher Sauerstoffverbrauch	OV _{d,mittl.}	kgO ₂ /d	3.753	3.807	3.769
Mittlerer stündlicher O ₂ Verbrauch	OV _{h,mittl.}	kgO ₂ /h	156	159	157
Schlammalter (gewählt)	t _{TS,Bem}	d	5,0	2,9	1,8
Stündlicher Sauerstoffverbrauch					
Spitzenfaktor f _C (interpoliert)	f _C	-	1,28	1,35	1,4
Interpolation über t _{TS} , mit B _{d,BSB,Z} = 1200			2,8	2,9	3
Interpolation über t _{TS} , mit B _{d,BSB,Z} = 6000			2,2	2,4	2,5
Spitzenfaktor f _N (interpoliert)	f _N	-			

Berechnungsbeispiel zu Kapitel 7

Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Wassertemperatur: 20 °C, 25 °C und 30 °C

Wassertemperatur	T	°C	Wassertemperatur		
			20	25	30
Schlammalter (Tendenz) berechnet			4,69	2,87	1,76
Lastfall 1: $f_C = 1, f_N = x$					
Sauerstoffverbrauch für die Tagesspitze	$OV_{h,max1}$	kgO ₂ /h	243	259	265
Lastfall 2: $f_C = x, f_N = 1$					
Sauerstoffverbrauch für die Tagesspitze	$OV_{h,max2}$	kgO ₂ /h	192	204	209
Sauerstoffverbrauch gewählt	OV	kgO ₂ /h	243	259	265
Sauerstoffzufuhr					
Einblastiefe	h_e	m	4,8	4,8	4,8
O ₂ -Sättigungskonzentration	C_s	mg/L	9,09	8,26	7,56
O ₂ -Konzentration im Belebungsbecken	C_x	mg/L	2	2	2
Grenzflächenfaktor (Alpha-Wert) Druckluftbelüftung	α	-	0,6	0,6	0,6
Grenzflächenfaktor (Alpha-Wert) Oberflächenbelüftung			0,95	0,95	0,95
erf. Sauerstoffzufuhr in Abwasser	αOC_h	kgO ₂ /h	311	342	360
erf. Sauerstoffzufuhr in Reinwasser (alpha=0,6)	OC_h	kgO ₂ /h	519	571	601
erf. Sauerstoffzufuhr in Reinwasser (alpha=0,95)	OC_h	kgO ₂ /h	328	360	379
			2,137	2,199	2,266

Berechnungsbeispiel zu Kapitel 7

Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Wassertemperatur: 20 °C, 25 °C und 30 °C

Wassertemperatur	T	°C	Wassertemperatur		
			20	25	30
Sauerstoffausnutzung	SSOTE	[%/m]	4	4	4
Sauerstoffausnutzung	SSOTE	[%/m]	6	6	6
Sauerstoffausnutzung	SSOTE	[%/m]	8	8	8
Luftvolumenstrom	Q _L	[m ³ /h]	8647,6	9509,2	10011,4
Luftvolumenstrom	Q _L	[m ³ /h]	5765,1	6339,5	6674,2
Luftvolumenstrom	Q _L	[m ³ /h]	4323,8	4754,6	5005,7
Sauerstoffkonzentration	C _{S,20}	mg/l	9,09	9,09	9,09
Sauerstoffkonzentration	C _{S,T}	mg/l	9,09	8,27	7,56
Sauerstoffkonzentration	C _X	mg/L	2	2	2
Tiefenfaktor	f _D		1,232	1,232	1,232
Tiefenfaktor Oberflächenbelüftung	f _D		1,033	1,033	1,033
Temperaturkorrekturfaktor	teta		1,024	1,024	1,024
1/(teta ^ (T-20))			1,000	0,888	0,789
erf. Sauerstoffzufuhr in Reinwasser <small>1,024 cx=2 (alpha=0,6)</small>	OC _{RW,h}	kgO ₂ /h	492,4	525,5	533,6
		g/(m ³ _{VBB} x h)	166,7	234,7	354,8
erf. Sauerstoffzufuhr in Reinwasser <small>1,024 cx=2 (alpha=0,9)</small>	OC _{RW,h}	kgO ₂ /h	324,5	348,2	355,7

Berechnungsbeispiel zu Kapitel 7

Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Wassertemperatur: 20 °C, 25 °C und 30 °C

Wassertemperatur	T	°C	Wassertemperatur		
			20	25	30
Sauerstoffausnutzung	SSOTE	[%/m]	6	6	6
Luftvolumenstrom (A131)	Q_L	[m ³ /h]	5765,1	6339,5	6674,2
Luftvolumenstrom 1,024 cx=2	Q_L	[m ³ /h]	5470,9	5838,7	5928,7
spezifischer Luftvolumenstrom	$Q_{L,spe}$	[m ³ /(m ³ h)]	1,85	2,61	3,94
$OV/V_{BB,aerob}$	kgO ₂ /m ³		82,192	115,889	176,244
$OC/V_{BB,aerob}$ (nach ATV A-131) Druckluftbelüftung	kgO ₂ /m ³		175,630	254,857	399,401
$OC/V_{BB,aerob}$ (nach ATV A-131) Oberflächenbelüftung	kgO ₂ /m ³		110,924	160,962	252,253
$OC/V_{BB,aerob}$ (nach Pöpel/Wagner) Druckluftbelüftung	kgO ₂ /m ³		166,667	234,727	354,786
$OC/V_{BB,aerob}$ (nach Pöpel/Wagner) Oberflächenbelüftung	kgO ₂ /m ³		109,850	155,553	236,502
$Q(\text{Luft})/V_{BB,aerob}$	m ³ /(m ³ h)		1,85	2,61	3,94
$h_{BB,aerob}$	m		5	5	5
$V_{BB,aerob}$	m ³		2954	2239	1504
$A_{BB,aerob}$	m ²		591	448	301
Anzahl der Belüftungselemente					

Berechnungsbeispiel zu Kapitel 7

Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Wassertemperatur: 20 °C, 25 °C und 30 °C

			Wassertemperatur		
Wassertemperatur	T	°C	20	25	30
Luftvolumenstrom	Q(Luft)	[m ³ /h]	5.471	5.839	5.929
Abgasungsfläche min	A(G)	m ²	0,05	0,05	0,05
Abgasungsfläche max	A(G)	m ²	0,3	0,3	0,3
Luftaustrittsgeschwindigkeit v _L (m ³ /h Luft je m ² A)	min	m/h	20	20	20
Luftaustrittsgeschwindigkeit v _L (m ³ /h Luft je m ² A)	max	m/h	60	60	60
Anzahl der Belüftungselemente max	n		5471	5839	5929
Anzahl der Belüftungselemente min	n		304	324	329
Anzahl der Belüftungselemente / V _{BB,aerob max}	n	x/m ³	1,85	2,61	3,94
Anzahl der Belüftungselemente / V _{BB,aerob min}	n	x/m ³	0,10	0,14	0,22
Anzahl der Belüftungselemente / A _{BB,aerob max}	n	x/m ²	9	13	20
Anzahl der Belüftungselemente / A _{BB,aerob min}	n	x/m ²	0,5	0,7	1,1

Berechnungsbeispiel zu Kapitel 7

Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Wassertemperatur: 20 °C, 25 °C und 30 °C

Wassertemperatur	T	°C	Wassertemperatur		
			20	25	30
Tellerbelüfter (0,3 m Durchmesser)					
Abgasungsfläche	A(G)	m ²	0,07	0,07	0,07
Luftaustrittsgeschwindigkeit v _L (m ³ /h Luft je m ² A) min	min	m/h	20	20	20
Luftaustrittsgeschwindigkeit v _L (m ³ /h Luft je m ² A) mittel	mittel	m/h	40	40	40
Luftaustrittsgeschwindigkeit v _L (m ³ /h Luft je m ² A) max	max	m/h	60	60	60
Anzahl der Belüftungselemente max	n		3908	4171	4235
Anzahl der Belüftungselemente mittel	n		1954	2085	2117
Anzahl der Belüftungselemente min	n		1303	1390	1412
Anzahl der Belüftungselemente Kontrolle (5m ³ /(Teller h))	n		1094	1168	1186
Anzahl der Belüftungselemente / A _{BB,aerob max}	n	x/m ²	6,61	9,31	14,08
Anzahl der Belüftungselemente / A _{BB,aerob mittel}	n	x/m ²	3,31	4,66	7,04
Anzahl der Belüftungselemente / A _{BB,aerob min}	n	x/m ²	2,20	3,10	4,69
6 Teller pro m ²			6	6	6
Belüftete Fläche (n*Ag) max		m ²	274	292	296
Belüftete Fläche (n*Ag) mittel		m ²	137	146	148
Belüftete Fläche (n*Ag) min		m ²	91	97	99
Fläche aerobes Belebungsbecken	A _{BB,aerob}	m ²	591	448	301

Berechnungsbeispiel zu Kapitel 7

Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Wassertemperatur: 20 °C, 25 °C und 30 °C

Wassertemperatur	T	°C	Wassertemperatur		
			20	25	30
Tellerbelüfter (0,3 m Durchmesser) A131					
Abgasungsfläche	A(G)	m ²	0,07	0,07	0,07
Luftaustrittsgeschwindigkeit v _L (m ³ /h Luft je m ² A) min	min	m/h	20	20	20
Luftaustrittsgeschwindigkeit v _L (m ³ /h Luft je m ² A) mittel	mittel	m/h	40	40	40
Luftaustrittsgeschwindigkeit v _L (m ³ /h Luft je m ² A) max	max	m/h	60	60	60
Anzahl der Belüftungselemente max	n		4118	4528	4767
Anzahl der Belüftungselemente mittel	n		2059	2264	2384
Anzahl der Belüftungselemente min	n		1373	1509	1589
Anzahl der Belüftungselemente Kontrolle (5m ³ /(Teller h))	n		1153	1268	1335
Anzahl der Belüftungselemente / A _{BB,aerob max}	n	x/m ²	6,97	10,11	15,85
Anzahl der Belüftungselemente / A _{BB,aerob mittel}	n	x/m ²	3,48	5,06	7,92
Anzahl der Belüftungselemente / A _{BB,aerob min}	n	x/m ²	2,32	3,37	5,28
Belüftete Fläche (n*Ag) max		m ²	288	317	334
Belüftete Fläche (n*Ag) mittel		m ²	144	158	167
Belüftete Fläche (n*Ag) min		m ²	96	106	111

Berechnungsbeispiel zu Kapitel 7

Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Wassertemperatur: 20 °C, 25 °C und 30 °C

			Wassertemperatur		
Wassertemperatur	T	°C	20	25	30
Fläche aerobes Belebungsbecken	$A_{BB,aerob}$	m ²	3908	4171	4235
Tellerbelüfter (1 m ² Fläche)					
Belüfterfläche			1	1	1
Abgasungsfläche	A(G)	m ²	0,5	0,5	0,5
Luftaustrittsgeschwindigkeit vL (m ³ /h Luft je m ² A) min	min	m/h	20	20	20
Luftaustrittsgeschwindigkeit vL (m ³ /h Luft je m ² A) mittel	mittel	m/h	40	40	40
Luftaustrittsgeschwindigkeit vL (m ³ /h Luft je m ² A) max	max	m/h	60	60	60
Anzahl der Belüftungselemente max	n		547	584	593
Anzahl der Belüftungselemente mittel	n		274	292	296
Anzahl der Belüftungselemente min	n		182	195	198

Berechnungsbeispiel zu Kapitel 7

Berechnungsbeispiel zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Wassertemperatur: 20 °C, 25 °C und 30 °C

Wassertemperatur	T	°C	Wassertemperatur		
			20	25	30
Anzahl der Belüftungselemente / $V_{BB,aerob\ max}$	n	x/m^3	0,19	0,26	0,39
Anzahl der Belüftungselemente / $V_{BB,aerob\ mittel}$	n	x/m^3	0,09	0,13	0,20
Anzahl der Belüftungselemente / $V_{BB,aerob\ min}$	n	x/m^3	0,06	0,09	0,13
Anzahl der Belüftungselemente / $A_{BB,aerob\ max}$	n	x/m^2	0,93	1,30	1,97
Anzahl der Belüftungselemente / $A_{BB,aerob\ mittel}$	n	x/m^2	0,46	0,65	0,99
Anzahl der Belüftungselemente / $A_{BB,aerob\ min}$	n	x/m^2	0,31	0,43	0,66
Belüftete Fläche (n*Ag) max		m^2	274	292	296
Belüftete Fläche (n*Ag) mittel		m^2	137	146	148
Belüftete Fläche (n*Ag) min		m^2	91	97	99
Fläche aerobes Belebungsbecken	$A_{BB,aerob}$	m^2	591	448	301



