

# **WIENER MITTEILUNGEN**

**WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER**

## **Ein Beitrag zu Verständnis und Anwendung aerober Selektoren für die Blähschlammvermeidung**

Leopold Prendl

**Band 139 - Wien 1997**

# **WIENER MITTEILUNGEN**

**WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER**

**Band 139**

## **Ein Beitrag zu Verständnis und Anwendung aerober Selektoren für die Blähschlammvermeidung**

Leopold Prendl

Herausgeber  
Prof. Dipl.Ing. Dr. H. Kroiß  
Technische Universität Wien  
Institut für Wassergüte  
und Abfallwirtschaft

Dissertationsschrift zur Erlangung des akademischen Titels  
eines Doktors der technischen Wissenschaften  
an der Technischen Universität Wien, Fakultät für Bauingenieurwesen



Institut für Wassergüte  
und Abfallwirtschaft  
TU- Wien

Karlsplatz 13 / 226  
1040 Wien

**Alle Rechte vorbehalten.  
Ohne Genehmigung der Herausgeber ist es nicht gestattet,  
das Buch oder Teile daraus zu veröffentlichen**

**Druck: Riegelnik  
1080, Piaristengasse 19**

**ISBN 3 - 85234 - 030 - 6**

## **VORWORT**

Mein Dank gilt im Besonderen meinem Lehrer im Bereich der Abwasserreinigung, o. Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. H. Kroiß, der mich an die Abwassertechnik im Allgemeinen und an dieses Thema herangeführt hat.

Meinen Institutskollegen, allen voran Dipl.-Ing. Dr. O. Nowak und Dipl.-Ing. Dr. K. Svardal, sowie den hier nicht namentlich genannten Kolleginnen und Kollegen, die mir nicht nur in fachlicher Hinsicht wertvollen Beistand geleistet haben, möchte ich für ihre uneingeschränkte Unterstützung herzlichst danken.

Ebenso möchte ich mich bei Dipl.-Ing F. Führer und den Werksleitungen der Agrana Zucker Ges.m.b.H. Werk Leopoldsdorf und Werk Hohenau für die ge-  
deihliche Zusammenarbeit und Unterstützung bedanken.

Mein Dank gilt auch den Begutachtern dieser Arbeit, o. Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. H. Kroiß und o.Univ.-Prof. Dr.-Ing. K-H. Rosenwinkel.

Mein Dank für das Gelingen dieser Arbeit gilt auch meiner Frau Evelyn und meinen Kindern Angela und Leopold, die mit Geduld und Nachsicht oft auf mich verzichten mußten.

## KURZFASSUNG

In einer mit belüftetem Selektor ausgestatteten Belebungsanlage einer Zuckerfabrik wurde wiederholt Blähschlamm, verursacht durch den Fadenbildner 021N, beobachtet. Die organische Belastung des Abwassers liegt zu ca. 65 % in Form von leicht abbaubarem gelöstem Substrat (Zucker und niedrige Fettsäuren) vor. Immer, wenn die Elimination des leicht abbaubaren Substrates aus der flüssigen Phase im Selektor unvollständig ist, oder leicht abbaubares Substrat direkt in das Belebungsbecken eingebracht wird, kommt es zu einer starken Vermehrung der Fadenbildner. Wenn bereits stark fädiger Schlamm oder Blähschlamm vorhanden ist, und das leicht abbaubare Substrat im Selektor vollständig aus der flüssigen Phase entfernt wird, werden die Fadenbildner sehr rasch von Flockenbildnern überwachsen und verschwinden nahezu vollständig aus dem Belebtschlamm.

Das gelöste leicht abbaubare Substrat wird im Selektor vorwiegend durch Speicherung aus der flüssigen Phase entfernt. Ein an ein aerobes Selektorsystem adaptierter Schlamm gewinnt die für die Speicherung erforderliche Energie durch Oxidation eines Teiles der leicht abbaubaren Verbindungen. Der Energiebedarf, und damit der Sauerstoffbedarf für die Speicherung im Selektor, ist von der Art des leicht abbaubaren Substrates abhängig. Die Speicherfähigkeit des Belebtschlammes ist begrenzt. Damit die Speicherfähigkeit und damit die rasche Elimination des leicht abbaubaren Substrates im Selektor erhalten bleibt, muß der Schlamm die Möglichkeit haben, den Substratspeicher im Belebungsbecken abzubauen. Bei zu hoher Schlammbelastung, Sauerstoff- und Nährstoffmangel im Belebungsbecken, kann die Speicherkapazität des Belebtschlammes im Belebungsbecken nicht regeneriert werden, und der aerobe Selektor verliert an Wirksamkeit. Aus den Erkenntnissen über die Einflußfaktoren auf die Elimination des leicht abbaubaren Substrates im Selektor wurde ein einfacher Bemessungsansatz für die Dimensionierung aerober Selektoren entwickelt.

Zur umfassenden Beschreibung des Konkurrenzverhaltens zwischen Fadenbildnern und Flockenbildnern wurde ein Simulationsmodell entwickelt. Das Simulationsmodell baut auf den Grundlagen des „Activated Sludge Model No 1“ auf. Zur Beschreibung des Konkurrenzverhaltens zwischen Fadenbildnern und Flockenbildnern wurde das leicht abbaubare Substrat in Hydrolyseprodukte, leicht abbaubares, nicht versäuertes Substrat mit geringem Sauerstoffbedarf bei der Speicherung und leicht abbaubares versäuertes Substrat mit hohem Sauerstoffbedarf bei der Speicherung aufgeteilt, und die Speicherung des leicht ab-

---

baubaren Substrates in das Modell aufgenommen. Mit dem Simulationsmodell ist ebenfalls eine Selektordimensionierung möglich.

## INHALT

<b>1</b>	<b>Einleitung und Zielsetzung</b> .....	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Grundlagen der aeroben Abwasserreinigung</b> .....	<b>3</b>
2.1	Mikrobiologische Grundlagen.....	3
2.2	Abbaubarkeit von Abwasserinhaltsstoffen.....	3
2.3	Die Entfernung von Abwasserinhaltsstoffen.....	4
2.4	Wachstum von Mikroorganismen.....	4
2.4.1	Wachstum ohne Substratlimitierung.....	4
2.4.2	Wachstum bei Substratlimitierung.....	6
2.5	Überlebensstrategien von Mikroorganismen - Selektion.....	8
<b>3</b>	<b>Blähschlamm in der aeroben Abwasserreinigung</b> .....	<b>11</b>
3.1	Einleitung.....	11
3.1.1	Definition des Begriffes „Blähschlamm“ .....	11
3.1.2	Definition des Begriffes „aerobes Selektorsystem“ .....	11
3.1.3	Die Auswirkungen von Blähschlamm auf den Reinigungsprozeß.....	12
3.2	Die Ursache der Blähschlammmentstehung.....	12
3.2.1	Einfluß der Abwasserbeschaffenheit auf die Entstehung von Blähschlamm.....	13
3.2.2	Einfluß der Betriebs- und Verfahrensweise auf die Entstehung von Blähschlamm.....	13
3.3	Mikroorganismen, die Blähschlamm verursachen .....	15
3.3.1	Differenzierung von Blähschlammproblemen.....	15
3.4	Bekämpfung und Vermeidung von Blähschlamm .....	17
3.4.1	Vermeidung von Blähschlamm.....	17
3.4.2	Bekämpfung von Blähschlamm.....	19
<b>4</b>	<b>Die aeroben Abwasserreinigungsanlagen in der österreichischen Zuckerindustrie</b> .....	<b>23</b>
4.1	Zuckerproduktion und Abwasseranfall .....	23
4.2	Historische Entwicklung des Belebungsverfahrens in der österreichischen Zuckerindustrie.....	24
4.3	Beschreibung der Anlagen.....	26

---

4.3.1	Die betriebliche Abwasserreinigungsanlage (BARA) der Zuckerfabrik Leopoldsdorf .....	26
4.3.2	Die betriebliche Abwasserreinigungsanlage (BARA) der Zuckerfabrik Hohenau .....	28
4.4	Erfahrungen mit der Nährstoffdosierung.....	31
4.4.1	Allgemeines.....	31
4.4.2	Phosphordosierung.....	31
4.4.3	Stickstoffdosierung .....	33
<b>5</b>	<b>Selektionsmechanismen zur Blähschlammvermeidung in einem aeroben Selektorsystem .....</b>	<b>35</b>
5.1	Einleitung.....	35
5.2	Bisheriger Wissensstand über die Wirkung des Selektors der BARA Leopoldsdorf .....	36
5.2.1	Substratentfernung im Selektor .....	36
5.2.2	Beobachtete Blähschlammereignisse in der BARA Leopoldsdorf .....	37
5.3	Einflußfaktoren auf die Substratentfernung im aeroben Selektor.....	43
5.3.1	Einleitung .....	43
5.3.2	Untersuchungsmethodik .....	43
5.3.3	Abwasserbeschaffenheit und Substratentfernung .....	49
5.3.4	Vergleichbarkeit von Standversuch und CSB-Bilanz .....	56
5.3.5	Sauerstoffverbrauch für die Substratelimination im Selektor ..	56
5.3.6	Abhängigkeit der Substratentfernungsgeschwindigkeit von der Sauerstoffversorgung und Substratbeschaffenheit und Substratkonzentration .....	58
5.3.7	Speicherkapazität und Substratentfernung nach Stoßbelastung, maximale Speicherkapazität .....	64
5.3.8	Einfluß von Temperatur und Schlammalter auf das Speicherverhalten.....	64
5.3.9	Adaptierung des Schlammes an den Selektorzyklus und Substratentfernungsverhalten .....	65
5.4	Wachstum und Speicherung im Selektor.....	66
5.4.1	Einleitung .....	66
5.4.2	Quantifizierung von Wachstum und Speicherung im Selektor	67
5.4.3	Vergleich der Ergebnisse mit Literaturerfahrungen .....	75

---



5.5	Zusammenfassende Betrachtung der Funktionsweise des aeroben Selektorsystems.....	77
5.6	Bemessung und Gestaltung eines aeroben Selektors .....	78
5.6.1	Allgemeines.....	78
5.6.2	Grundsätze für die Dimensionierung und Gestaltung eines aeroben Selektors .....	80
5.6.3	Bemessung eines aeroben Selektors .....	80
5.7	Überlegungen zur Einbindung eines aeroben Selektors in das Verfahrenskonzept .....	85
<b>6</b>	<b>Entwicklung eines Simulationsmodelles .....</b>	<b>87</b>
6.1	Einleitung.....	87
6.2	Grundlagen.....	88
6.3	Formulierung des Modells.....	89
6.4	Stöchiometrische und Kinetische Parameter .....	94
6.4.1	Parameter der heterotrophen Flockenbildner .....	95
6.4.2	Parameter der Nitrifikanten.....	99
6.4.3	Parameter der Fadenbildner .....	99
6.5	Modellverifikation .....	100
6.5.1	Interpretation von Ergebnissen der Modellrechnung .....	100
6.5.2	Verifikation des Modelles anhand aufgetretener Blähschlammereignisse.....	101
6.6	Bemessung eines aeroben Selektors mit Hilfe der Simulation .....	107
<b>7</b>	<b>Zusammenfassung.....</b>	<b>113</b>
<b>8</b>	<b>Verwendete Literatur .....</b>	<b>117</b>

---

## ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1:	Graphische Darstellung der Monod-Funktion.....	7
Abbildung 2:	Monoddiagramm für zwei Organismen mit unterschiedlichem $K_S$ -Wert.....	7
Abbildung 3:	Vereinfachtes Schema der Zuckererzeugung .....	23
Abbildung 4:	Vereinfachtes Wasserschema der Zuckerfabrik Leopoldsdorf .....	27
Abbildung 5:	Vereinfachtes Wasserschema der Zuckerfabrik Hohenau.....	29
Abbildung 6:	Lageplan der BARA Hohenau .....	30
Abbildung 7:	$PO_4$ -P-Ablaufkonzentrationen, BARA Leopoldsdorf, Kampagne 1994/95 .....	32
Abbildung 8:	$NH_4$ -N-Ablaufkonzentrationen, BARA Leopoldsdorf, Kampagne 1994/95 .....	33
Abbildung 9:	Zulauffrachten der BARA Leopoldsdorf in der Kampagne 1993/94.....	41
Abbildung 10:	Ablauffrachten der BARA Leopoldsdorf in der Kampagne 1993/94.....	42
Abbildung 11:	Schlammindex BARA Leopoldsdorf, Kampagne 1993/94 .....	42
Abbildung 12:	Versuchsapparatur für die Standversuche .....	45
Abbildung 13:	Atmungslinie eines Standversuches zur Bestimmung des Anteiles an leicht abbaubarem Substrat nach der Methode von EKAMA <i>et al.</i> (1986) .....	47
Abbildung 14:	Verlauf der $CSB_{gel}$ -Konzentration bei einem Standversuch mit wenig Schlamm.....	48
Abbildung 15:	Verlauf der Entfernung des gelösten CSB, Versuch vom 18.10.1994.....	52
Abbildung 16:	Verlauf der Entfernung des gelösten CSB, Versuche vom 1.12.1994.....	53
Abbildung 17:	Verlauf der Entfernung des gelösten CSB, Versuche vom 15.12.1994.....	53
Abbildung 18:	Verlauf der Entfernung des gelösten CSB und der org. Säuren, Versuch 1.2 vom 1.12.1994.....	55
Abbildung 19:	Verlauf der Entfernung des gelösten CSB und der org. Säuren, Versuch 2.1 vom 15.12.1994.....	55

---

## VIII

Abbildung 20: Sauerstoffverbrauch für die Substratelimination in Abhängigkeit vom Anteil der eliminierten Säuren am gesamten eliminierten leicht abbaubaren gelösten CSB .....	58
Abbildung 21: Spezifische Substratentfernungsgeschwindigkeit in Abhängigkeit von der Sauerstoffzufuhr .....	59
Abbildung 22: Spezifische Substrateliminationsgeschwindigkeit in Abhängigkeit vom Sauerstoffbedarf für die Substratelimination $a_{CSB}$ .....	60
Abbildung 23: Substratentfernungsgeschwindigkeit in Abhängigkeit des Anteils an organischen Säuren bezogen auf das entfernte $S_S$ .....	61
Abbildung 24: Substrateliminationsgeschwindigkeit im realen Betrieb im Selektor in Abhängigkeit von der Konzentration an gelöstem leicht abbaubarem Substrat .....	63
Abbildung 25: Substrateliminationsgeschwindigkeit im Standversuch in Abhängigkeit von der Konzentration an gelöstem leicht abbaubarem Substrat .....	64
Abbildung 26: Verlauf der CSB- und $NH_4$ -N-Konzentration bei den Versuchen 1.1 und 1.2, wo der Schlamm vor Versuchsbeginn einem längerfristigen Stickstoffmangel ausgesetzt war .....	72
Abbildung 27: Verlauf der CSB- und $NH_4$ -N-Konzentration bei den Versuchen 3.1 und 3.2, wo der Schlamm vor Versuchsbeginn einem längerfristigen Stickstoffmangel ausgesetzt war. Bei Versuch 3.2 war der Schlamm 1,5 Stunden vor Versuchsbeginn mit Stickstoff versorgt.....	72
Abbildung 28: Verlauf der CSB- und $NH_4$ -N-Konzentration bei den Versuchen 2.1 und 2.2, wo der Schlamm vor Versuchsbeginn sehr gut mit Stickstoff versorgt war .....	74
Abbildung 29: Schematischer Zusammenhang zwischen Transport, Speicherung und Abbau von Sacchariden .....	76
Abbildung 30: Speicherhemmfunktionen .....	97
Abbildung 31: Vergleich der Konzentration an Fadenbildnern mit dem Schlammindex beim Blähschlammereignis „Leopoldsdorf 1992“ .....	103
Abbildung 32: Vergleich des relativen Anteils an Fadenbildnern mit dem Schlammindex beim Blähschlammereignis „Leopoldsdorf 1992“ .....	104

---

Abbildung 33:	Vergleich der Konzentration an Fadenbildnern mit dem Schlammindex beim Einfahrbetrieb der BARA Hohenau .....	106
Abbildung 34:	Vergleich des relativen Anteils an Fadenbildnern mit dem Schlammindex beim Einfahrbetrieb der BARA Hohenau .....	107
Abbildung 35:	Verhältnis von Fadenbildner/Flockenbildner für drei Bemessungsfälle mit konstanter Belastung in Abhängigkeit von der Selektorgröße .....	108
Abbildung 36,	Verhältnis von Fadenbildner/Flockenbildner für den Bemessungsfall 2, bei Unterteilung des Selektors in eine, zwei und vier Kaskaden dargestellt .....	109
Abbildung 37:	Ganglinie Zulaufkonzentration für Bemessungsbeispiel .....	110
Abbildung 38:	Verhältnis von Fadenbildner/Flockenbildner für mittlere Abwasserzusammensetzung bei Unterteilung des Selektors in zwei Kaskaden, für den stationären Zustand, nach einem Stoßbelastungszyklus und nach dreimaligem Durchlaufen des Stoßbelastungszyklusses.....	110
Abbildung 39:	Verhältnis von Fadenbildner/Flockenbildner für stark versäuertes Abwasser bei nicht unterteiltem Selektor für den stationären Zustand, nach einem Stoßbelastungszyklus und nach dreimaligem Durchlaufen des Stoßbelastungszyklusses. ....	111
Abbildung 40:	Verhältnis von Fadenbildner/Flockenbildner für stark versäuertes Abwasser bei Unterteilung des Selektors in vier Kaskaden, für den stationären Zustand, nach einem Stoßbelastungszyklus und nach dreimaligem Durchlaufen des Stoßbelastungszyklusses.....	111

---

## TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1:	Häufigkeit der wichtigsten im Blähschlamm gefundenen fadenförmigen Mikororganismen (nach WAGNER, 1982a).....	15
Tabelle 2:	CSB-Bilanz, Versuchsanlage 1976.....	36
Tabelle 3:	CSB-Bilanz, Großanlage 1984 .....	37
Tabelle 4:	Betriebsdaten der drei Versuchsabschnitte.....	39
Tabelle 5:	Entfernung von gelöstem CSB im Selektor der BARA Leopoldsdorf in der Kampagne 1993/94 .....	40
Tabelle 6:	Umrechnung der Säurekonzentration auf CSB-Konzentration.....	44
Tabelle 7:	Leicht abbaubares Substrat im Zulauf der BARA Leopoldsdorf in der Kampagne 1993/94 .....	49
Tabelle 8:	Abwasserzusammensetzung.....	50
Tabelle 9:	CSB-Fraktionen des Abwassers.....	51
Tabelle 10:	Vergleich von CSB-Bilanz und Standversuch .....	56
Tabelle 11:	Maximal möglicher Substratabbau bezogen auf die gesamte im Selektor entfernte Substratmenge.....	68
Tabelle 12:	CSB-Bilanz der BARA Hohenau, November bis Dezember 1995 .....	69
Tabelle 13:	Stöchiometrische Matrix .....	91
Tabelle 14:	Prozeßgeschwindigkeiten .....	93
Tabelle 15:	$Y_H$ -Wert für Einzelsubstanzen (FRANZ, 1993) .....	96
Tabelle 16:	Kinetische und stöchiometrische Parameter bei 20 °C.....	98
Tabelle 17:	Zusammenhang zwischen Fädigkeit und Schlammindex nach WAGNER (1982a) .....	100
Tabelle 18:	Eingabewerte für die Simulationsrechnung für das Blähschlammereignis „Leopoldsdorf 1992“.....	102
Tabelle 19:	Eingabewerte für die Simulationsrechnung für die Einfahrtsituation in Hohenau .....	102
Tabelle 20:	Abwasserzusammensetzung für Bemessungsbeispiel.....	107

---

## SYMBOLVERZEICHNIS

ATH	-	Allylthioharnstoff (Nitrifikationshemmstoff)
$a_{\text{CSB}}$	g O <sub>2</sub> /gCSB	spezifischer Sauerstoffverbrauch für die Entfernung der Kohlenstoffverbindungen aus der flüssigen Phase
$a_{\text{S}}$	g O <sub>2</sub> /gCSB	spezifischer Sauerstoffverbrauch für die Entfernung der leicht abbaubaren versäuerten Kohlenstoffverbindungen aus der flüssigen Phase
$a_{\text{Z}}$	g O <sub>2</sub> /gCSB	spezifischer Sauerstoffverbrauch für die Entfernung der leicht abbaubaren unversäuerten Kohlenstoffverbindungen aus der flüssigen Phase
b	1/d	Zerfallskonstante
BARA	-	Betriebliche Abwasserreinigungsanlage
BB	-	Belebungsbecken
$B_{\text{oTS}}$	kg/(kg.d)	Schlammbelastung, bezogen auf den organischen Anteil
$B_{\text{R}}$	kg/(m <sup>3</sup> .d)	Raumbelastung
$B_{\text{TS}}$	kg/(kg.d)	Schlammbelastung
$\Delta\text{OV}$	mg/l//	verbrauchte Sauerstoffmenge
$\Delta\text{S}$	kg CSB/h	Fracht an leicht abbaubarem Substrat
$f_{\text{I}}$	g CSB/g CSB	Koeffizienten für inerten Anteil bei Zerfall
$\eta$	%	Entfernungswirkungsgrad
$\eta_{\text{g}}$	-	Reduktionsfaktor für anoxisches Wachstum
$\eta_{\text{h}}$	-	Reduktionsfaktor für anoxische Hydrolyse
ISV	ml/g	Schlammindex
$i_{\text{XB}}$	g N/g CSB	Stickstoffanteil in der Biomasse
$i_{\text{XS}}$	g N/g CSB	freigesetztes NH <sub>4</sub> -N pro hydrolysiertem CSB
$k_{\text{H}}$	1/d	Hydrolysebeiwert für aerobe Bedingungen
$K_{\text{INS}}$	mg/l	Sättigungsbeiwert für gespeichertes Substrat
$K_{\text{NH}_4}$	mg/l	Sättigungsbeiwert für Ammonium-Stickstoff
$K_{\text{NO}_3}$	mg/l	Sättigungsbeiwert für Nitrat-Stickstoff
$K_{\text{O}_2}$	mg/l	Sättigungsbeiwert für Sauerstoff
$K_{\text{S}}$	mg/l	Substratsättigungsbeiwert für Wachstum auf gelöstem leicht abbaubarem versäuertem Substrat
$K_{\text{SO}_2}$	mg O <sub>2</sub> /l	Sauerstoffsättigungsbeiwert für Speicherung
$K_{\text{SS}}$	mg CSB/l	Sättigungsbeiwert für Speicherung von $S_{\text{S}}$
$K_{\text{SZ}}$	mg CSB/l	Sättigungsbeiwert für Speicherung von $S_{\text{Z}}$

---

## XII

$K_{XINS}$	-	Hemmbeiwert für Speicherung
$K_Z$	mg/l	Substratsättigungsbeiwert für Wachstum auf gelöstem leicht abbaubarem unversäuertem Substrat
$\mu$	1/d	spezifische Wachstumsrate
$N$		Zellzahl
$NH_4-N$	-	Ammonium-Stickstoff
$NKB$	-	Nachklärbecken
$NO_3-N$	-	Nitrat-Stickstoff
$oTS$	g/l	organische Trockensubstanz
$OV$	mg $O_2$ /(l.h)	Sauerstoffverbrauch
$OVC$	mg $O_2$ /(l.h)	Sauerstoffverbrauch für die Oxidation der Kohlenstoffverbindungen
$OVG$	mg $O_2$ /(l.h)	Kohlenstoffgrundatmung
$PHB$		Polyhydroxybuttersäure
$PO_4-P$	-	Ortophosphat-Phosphor
$q$	g CSB/(oTS.h)	spezifische Substratentfernungsgeschwindigkeit
$Q$	$m^3/d$	Wassermenge, Volumenstrom
$r_s$	1/d	maximale Speichergeschwindigkeit von $S_s$
$r_z$	1/d	maximale Speichergeschwindigkeit von $S_z$
$S$	mg/l	Substratkonzentration
$SA$	d	Schlammalter
$S_H$	mg CSB/l	Konzentration an gelösten Hydrolyseprodukten
$S_I$	mg CSB/l	Konzentration an gelösten inerten Stoffen
$S_{NH_4}$	mg/l	Ammonium-Stickstoffkonzentration
$S_{NO_3}$	mg/l	Nitrat-Stickstoffkonzentration
$S_{O_2}$	mg/l	Konzentration an gelöstem Sauerstoff
$S_s$	mg CSB/l	Konzentration an gelöstem leicht abbaubarem versäuertem Substrat
$S_z$	mg CSB/l	Konzentration an gelöstem leicht abbaubarem unversäuertem Substrat
$t$	d	Zeit
$t_g$	d	Generationszeit
$TS$	g/l	Trockensubstanz
$\ddot{U}S$	-	Überschußschlamm
$v$	mg CSB/(l.h)	Substratentfernungsgeschwindigkeit
$V$	$m^3$	Volumen
$VKB$	-	Vorklärbecken
$X$	g	Bakterienmasse, Feststoffmasse
$X_{Fil}$	mg CSB/l	Konzentration an Fadenbildnern

---

$X_{\text{Floc}}$	mg CSB/l	Konzentration an heterotrophen Flockenbildnern
$X_{\text{I}}$	mg CSB/l	Konzentration an partikulären inerten Stoffen
$X_{\text{INS}}$	mg CSB/l	Konzentration an von Flockenbildnern gespeichertem Substrat
$X_{\text{Nitr}}$	mg CSB/l	Konzentration an Nitrifikanten
$X_{\text{S}}$	mg CSB/l	Konzentration an partikulärem hydrolysierbarem Substrat
$Y_{\text{A}}$	g CSB/g $\text{NH}_4\text{-N}$	Zellertrag der Nitrifikanten
$Y_{\text{H}}$	g CSB/g CSB	Zellertrag der heterotrophen Biomasse
$Y_{\text{HS}}$	g CSB/g CSB	Zellertrag der heterotrophen Biomasse bei Wachstum auf gespeichertem Substrat

## INDICES

Abl.	Ablauf
Abw.	Abwasser
BS	Belebtschlamm
gel.	gelöst
ges.	gesamt
max	maximal
min	minimal
OVG	Kohlenstoffgrundatmung
S	versäuertes leicht abbaubares gelöstes Substrat
Sel.	Selektor
Z	unversäuertes leicht abbaubares gelöstes Substrat
Zul.	Zulauf

---



## 1 EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG

In den Jahren 1972 bis 1977 wurde für die Zuckerfabrik Leopoldsdorf im Marchfeld ein Abwasserreinigungsverfahren nach dem Belebungsverfahren für die Reinigung sämtlicher bei der Zuckerproduktion anfallender Abwässer entwickelt. Einer der wesentlichen Gründe, warum das Belebungsverfahren in der Zuckerindustrie nur in wenigen Fällen zur Anwendung gekommen ist, ist auf die extreme Neigung zur Blähschlamm-Bildung zurückzuführen. KROISS (1978) bezeichnet in treffender Weise die Geschichte des Belebungsverfahrens in der Zuckerindustrie als Geschichte der Blähschlamm-Bekämpfung. Bereits bei den für die Entwicklung des Verfahrens betriebenen Versuchsanlagen kam es zu Blähschlamm-Bildungen. Das System wurde um einen belüfteten Selektor mit 2,5 % des Belebungsbeckenvolumens ergänzt. Durch Zudosieren von Stickstoff und Phosphor wurde ein für das Bakterienwachstum ausgeglichenes Verhältnis von Kohlenstoff : Stickstoff : Phosphor erreicht. Mit diesen beiden Maßnahmen konnte das Blähschlammproblem beherrscht werden. Bis zum Jahr 1983 wurde die im Verlauf dieser Arbeit noch näher beschriebene Abwasserreinigungsanlage fertiggestellt und in Betrieb genommen. Nach jahrelangem störungsfreiem Betrieb mit ausgezeichneten Reinigungsergebnissen kam es erstmals 1990 zu Betriebsstörungen. Als Ursache für die Betriebsstörungen wurde neben einer fallweisen Überlastung der Anlage auch die Veränderung der Abwasserbeschaffenheit, durch Maßnahmen zur Abwasserreduktion und durch Umstellungen im Produktionsprozeß, vermutet. In der Kampagne 1992/93 wurde mit systematischen Untersuchungen zur Auffindung der Störungsursachen begonnen. Das Ziel dieser Untersuchungen war es, Grundlagen für die Adaptierung des Reinigungsverfahrens und der Betriebsweise zu erarbeiten, um in Zukunft wieder einen stabilen Reinigungsprozeß zu erreichen, um die gestiegenen gesetzlichen Anforderungen zu erfüllen. Diverse kleinere Störungsursachen konnten durch betriebliche Maßnahmen rasch behoben werden, die Ursache für die wesentlichen Betriebsprobleme, die massenhafte Entwicklung des Fadenbildners vom Typ 021N, konnte vorerst nicht eindeutig geklärt werden.

In den Kampagnen 1993/94 und 1994/95 wurden die 1992 begonnenen Untersuchungen fortgesetzt. Der Schwerpunkt der Erhebungen wurde jedoch auf die Erkennung von Betriebszuständen, die eine Blähschlamm-Entwicklung auslösen, sowie auf die Wirkungsweise des Selektors konzentriert. Diese Untersuchungen stellen die Grundlage für die vorliegende Arbeit dar.

Es ist allgemein bekannt, daß die Anwesenheit von leicht abbaubarem Substrat, wie Kohlehydrate und niedrige organische Säuren, die Blähschlamm-Bildung begünstigt oder verursacht. Im Zuckerfabriksabwasser sind stets große Mengen an leicht abbaubarem Substrat vorhanden. Blähschlamm war jedoch nur zeitweise, vorwiegend gegen Ende der Kampagne, zu beobachten.

Im Selektor der genannten Kläranlage werden bei einer Aufenthaltszeit von ca. 5 Minuten, bezogen auf Zulauf- und Rücklaufschlamm, meist rund 60 % des im Zulauf enthaltenen CSB aus der flüssigen Phase entfernt. Fallweise wurde jedoch eine deutlich geringere Substratelimination im Selektor beobachtet. In der Folge konnte stets eine verstärkte Fädigkeit des Belebtschlammes beobachtet werden, die im Extremfall zu Blähschlamm geführt hat. Daraus wird abgeleitet, daß mit der weitgehenden Entfernung des gelösten leicht abbaubaren Substrates im Selektor eine Blähschlamm-Entwicklung vermieden werden kann.

Die Bestimmung und Beschreibung der Einflußfaktoren auf die Substratelimination im Selektor, sowie der Einfluß von Speicherung und Bakterienwachstum im Selektor als Selektionsmechanismus zur Blähschlammvermeidung, stellen den Kernpunkt dieser Arbeit dar und führen zu einer Bemessung des Selektors.

Zur besseren Beschreibung der Vorgänge im gesamten Reinigungsprozeß wurde ein Simulationsmodell entwickelt, das die Substratspeicherung beinhaltet.

Parallel zu den Untersuchungen in Leopoldsdorf wurde für die Zuckerfabrik in Hohenau an der March eine Belebungsanlage errichtet, die dem Grundkonzept der Anlage in Leopoldsdorf entspricht. Der Selektor wurde jedoch auf der Basis der ersten Untersuchungsergebnisse dimensioniert und gestaltet. Die Kläranlage in Hohenau wurde im Oktober 1995 in Betrieb genommen. Im realen Betrieb der Großanlage wird bestätigt, daß auch bei einem extrem blähschlammfördernden Abwasser mit einem günstig dimensionierten aeroben Selektor ein sehr stabiler Reinigungsprozeß mit hoher Betriebssicherheit und hohem Reinigungsgrad möglich ist.

## **2 GRUNDLAGEN DER AEROBEN ABWASSERREINIGUNG**

### **2.1 MIKROBIOLOGISCHE GRUNDLAGEN**

Das Belebungsverfahren ist weltweit das am häufigsten verwendete Verfahren zur Abwasserreinigung. Wie bei allen biologischen Verfahren zur Abwasserreinigung, hängt die Entfernung von Abwasserinhaltsstoffen und damit der Erfolg der Abwasserreinigung nahezu vollständig von der Stoffwechsellätigkeit von Bakterien ab. Beim Abbau organischer Substanz werden energiereiche hochmolekulare Produkte umgesetzt (MUDRACK *et al.*, 1988). Unter aeroben Bedingungen werden die Stoffe unter Mitwirkung von Sauerstoff zu sehr energiearmen Endprodukten wie CO<sub>2</sub> und H<sub>2</sub>O umgewandelt. Der Stoffwechsel erfolgt nur, wenn die daran beteiligten Mikroorganismen für sie verwertbare Energie gewinnen können. Für den Organismus ist es wichtig, daß die Energie in kleinen Portionen freigesetzt und möglichst effektiv in einen zellinternen Energiespeicher übertragen wird. Als universeller Transport- und Speicherstoff dient den Zellen aller Lebewesen das Adenosintriphosphat (ATP). Durch Abkopplung einer Phosphatgruppe entsteht Adenosindiphosphat (ADP), dabei wird Energie freigesetzt. Der Vorgang ist reversibel, der Energiewechsel erfolgt durch An- und Abkopplung der Phosphatgruppen. Die durch den Abbau von Biomasse gewonnene Energie kann damit zwischengespeichert und nach Bedarf für die Aufrechterhaltung der Stoffwechsellätigkeit und den Aufbau von Zellsubstanz (Bakterienwachstum) verwendet werden.

Für den Abbau eines Abwasserinhaltsstoffes in ein bestimmtes Endprodukt sind eine Reihe von Einzelschritten notwendig. Die Steuerung des Substratabbaues erfolgt durch Enzyme. Für jeden Einzelschritt ist ein bestimmtes Enzym notwendig. Ein Substrat kann also nur dann abgebaut werden, wenn alle erforderlichen Enzyme zur Verfügung stehen.

### **2.2 ABBAUBARKEIT VON ABWASSERINHALTSSTOFFEN**

Ein Stoff ist dann leicht abbaubar, wenn für den Abbau bis zum Endprodukt alle erforderlichen Enzyme in ausreichender Menge in der Biomasse enthalten sind. Die Mikroorganismen haben nur die konstitutiven Enzyme auf Vorrat, unabhängig von den Milieubedingungen, gespeichert (SCHLEGEL, 1985). Wird beispielsweise ein Belebtschlamm mit einem Stoff konfrontiert, der bisher nicht im Abwasser enthalten war und für dessen Abbau die erforderlichen Enzyme

nicht auf Lager sind, ist dieser Stoff vorerst nicht abbaubar. Besitzen Mikroorganismen aber die Fähigkeit, bei Bedarf die für den Abbau dieses Stoffes erforderlichen Enzyme (katabolische Enzyme) in ausreichender Menge zu synthetisieren, so wird nach erfolgter Adaptierung des Belebtschlammes an den neu hinzugekommenen Stoff dieser ebenfalls leicht abbaubar.

Ein Stoff ist schwer abbaubar, wenn die für den Abbau erforderlichen Enzyme nicht oder nur in geringer Konzentration vorhanden sind, und in der Mischbiozönose Belebtschlamm nur wenige Organismen vorhanden sind, die ein für den Abbau dieses Stoffes erforderliches Enzymsystem besitzen oder synthetisieren können. Ein schwer abbaubarer Abwasserinhaltsstoff ist in einer Abwasserreinigungsanlage nicht abbaubar, wenn der vorhandene Belebtschlamm in der zur Verfügung stehenden Zeit (Schlammalter) die zum Abbau dieses Stoffes erforderlichen Enzyme nicht oder in nicht ausreichender Menge produzieren kann.

## **2.3 DIE ENTFERNUNG VON ABWASSERINHALTSSTOFFEN**

Im ersten Schritt werden die Schmutzstoffe durch Adsorption, einen elektrochemischen Vorgang, an die Belebtschlammflocke gebunden. Von der Flockenoberfläche kann nur eine begrenzte Menge an Schmutzstoffen adsorbiert werden. Bei der Resorption werden die angelagerten Stoffe in das Zellinnere transportiert. Kleinere Moleküle gelangen direkt durch Osmose in die Zelle. Größere Partikel müssen zuerst durch Exoenzyme aufgeschlossen und gelöst werden, bevor eine Einschleusung in die Zelle möglich ist. Der eigentliche Abbau findet im Inneren der Zelle statt, wo die Stoffe im Energiestoffwechsel und Baustoffwechsel verwertet werden. Unter aeroben Bedingungen erfolgt der Abbau in der Regel vollständig bis zum  $\text{CO}_2$  und  $\text{H}_2\text{O}$ , ohne daß Zwischenprodukte aus der Zelle ausgeschleust werden. Durch die Resorption wird wieder Adsorptionskapazität an der Flockenoberfläche frei und die Adsorptionskapazität an der Flockenoberfläche wird regeneriert.

## **2.4 WACHSTUM VON MIKROORGANISMEN**

### **2.4.1 Wachstum ohne Substratlimitierung**

Bei der biologischen Abwasserreinigung kommen vorwiegend einzellige Organismen, hauptsächlich Bakterien, zur Entwicklung, die sich durch Zellteilung vermehren. Die Zunahme der Zellzahl  $N$  pro Zeiteinheit ist der jeweils vorhandenen Zellzahl proportional und entspricht den mathematischen Gesetzmäßigkeiten einer geometrischen Reihe (MATSCHÉ, 1990):

$$\frac{dN}{dt} = \mu \cdot N \quad (2.1)$$

In der Praxis der Mikrobiologie ist die Zellzahl, wenn überhaupt, dann nur mit sehr großem Aufwand bestimmbar. Die Bakterienmasse ist dagegen durch Auswiegen sehr einfach bestimmbar. Geht man davon aus, daß die Zellmasse proportional zur Zellzahl ist, dann kann in die Gleichung (2.1) anstatt der Zellzahl  $N$  die Bakterienmasse  $X$  eingesetzt werden. Wenn keine Substratlimitierung auftritt, ist die Vermehrungsgeschwindigkeit der Bakterienmasse proportional zur Bakterienmasse. Die Entwicklung der Bakterienmasse verläuft nach einer Reaktion 1. Ordnung. Der Proportionalitätsfaktor  $\mu$  wird als spezifische Wachstumsrate bezeichnet.

$$\frac{dX}{dt} = \mu \cdot X \quad (2.2)$$

Die Integration von Gleichung (2.2) führt zu Gleichung (2.3):

$$X = X_0 \cdot e^{\mu t} \quad (2.3)$$

Logarithmiert man die Gleichung (2.3), erhält man:

$$\ln X = \ln X_0 + \mu \cdot t \quad (2.4)$$

Die Wachstumsrate erhält man durch Auflösen von (2.4):

$$\mu = \frac{\ln X - \ln X_0}{t} \quad (2.5)$$

Die Generationszeit  $t_g$  ist die Zeit, in der sich die Zellzahl, und unter der Voraussetzung, daß Zellzahl und Bakterienmasse in einem konstanten Verhältnis zueinander stehen, auch die Bakterienmasse um den Faktor 2 vermehren. Durch Einsetzen von  $X_0 = X/2$  und  $t = t_g$  in Gleichung (2.3) erhält man:

$$X = \frac{X_0}{2} \cdot e^{\mu \cdot t_g} \quad (2.6)$$

Die Auflösung nach  $t_g$  ergibt:

$$t_g = \frac{\ln 2}{\mu} = \frac{0,693}{\mu} \quad (2.7)$$

### 2.4.2 Wachstum bei Substratlimitierung

Unter einem wachstumsbegrenzenden Substrat wird ein Nährstoff verstanden, der für den jeweiligen Organismus unentbehrlich ist, und der in der Nährlösung zuerst verbraucht ist. Der Zusammenhang zwischen Wachstumsrate und Substratkonzentration läßt sich mit der MONOD-Beziehung (Gleichung 2.8) beschreiben.

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{S}{K_S + S} \quad (2.8)$$

$\mu$	Wachstumsrate
$\mu_{\max}$	Wachstumsrate bei Substratüberschuß
S	Konzentration des begrenzenden Substrates
$K_S$	Sättigungsbeiwert, Substratkonzentration, bei der $\mu = 0,5\mu_{\max}$

Die Abbildung 1 zeigt die graphische Darstellung einer Monodfunktion. Die Größe von  $K_S$  ist ein Maß für die Substratspezifität. Der  $K_S$ -Wert kann genau genommen nur für einen Organismus und eine bestimmte Milieubedingung angegeben werden. Im Belebtschlamm sind eine Vielzahl verschiedener Organismen vorhanden und im Abwasser sind in der Regel viele verschiedene Substanzen vorhanden. In der Abwassertechnik ist es jedoch gebräuchlich, das Wachstum von Mischkulturen oder Gruppen von Mikroorganismen bei Wachstum auf Mischsubstrat mit Hilfe der Monodfunktion zu beschreiben, und dafür auch  $K_S$ -Werte und maximale Wachstumsraten anzugeben. Der  $K_S$ -Wert variiert zwischen verschiedenen Organismen beträchtlich. Diese Tatsache ist für die Konkurrenz verschiedener Organismen in einer Mischkultur von entscheidender Bedeutung. In der Abbildung 2 sind die Monodfunktionen für einen Organismus mit niedrigem  $K_S$ -Wert und niedrigem  $\mu_{\max}$ , sowie für einen Organismus mit hohem  $K_S$ -Wert und hohem  $\mu_{\max}$  dargestellt. In der Mischkultur wird sich jener Organismus durchsetzen, der bei der vorhandenen Substratkonzentration die größere Wachstumsgeschwindigkeit besitzt. Bei niedriger Substratkonzentration wird sich der Organismus mit niedrigem  $K_S$ -Wert durchsetzen, bei hoher Substratkonzentration gewinnt der Organismus mit dem größeren  $\mu_{\max}$  die Oberhand. CHUDOBA et al. (1973 b) begründen damit die Unterdrückung des Wachstums von fadenbildenden Bakterien bei Einsatz eines aeroben Selektors.

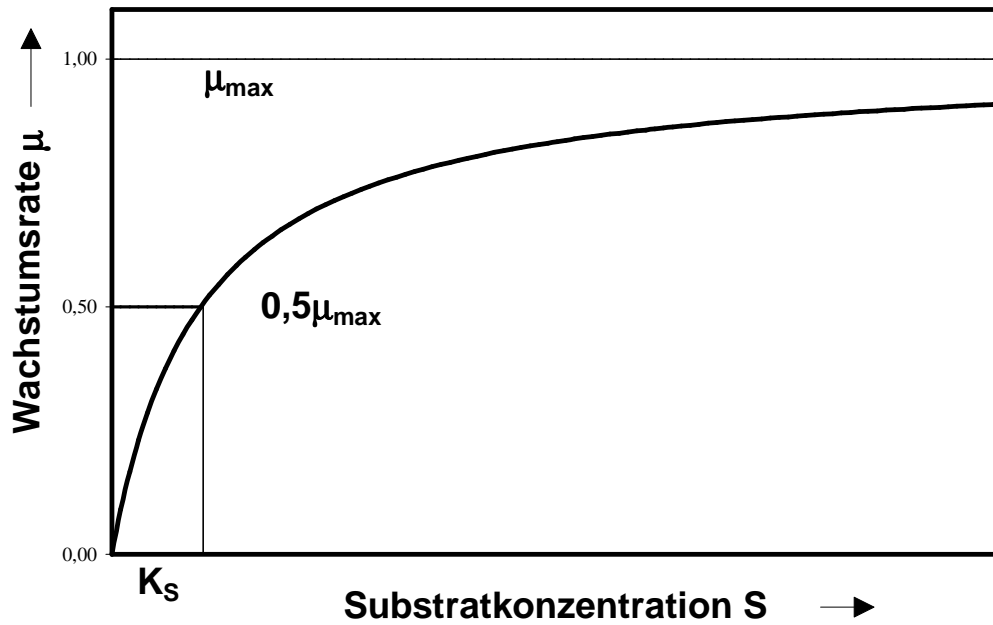


Abbildung 1: Graphische Darstellung der Monod-Funktion

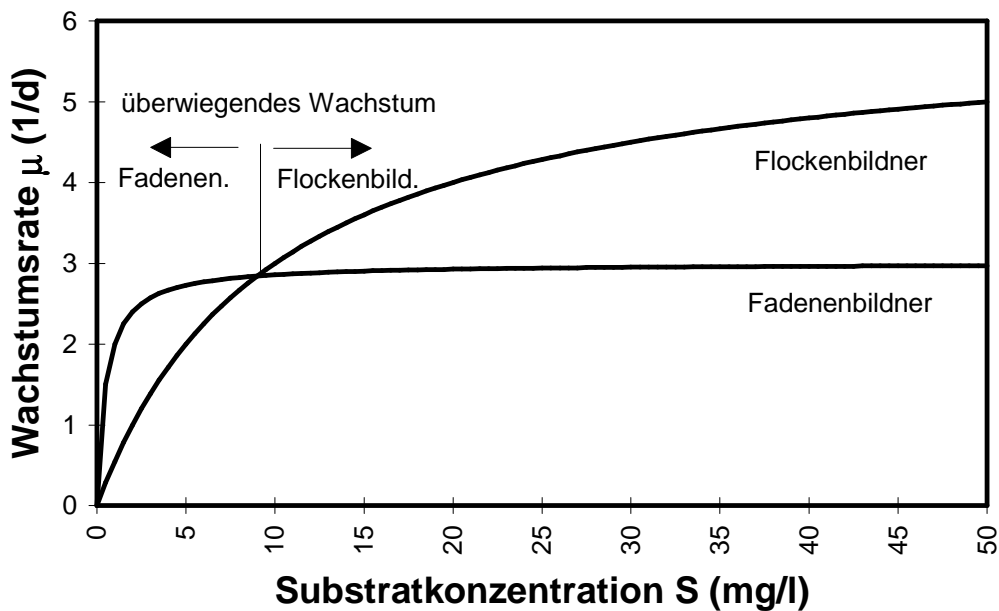


Abbildung 2: Monoddiagramm für zwei Organismen mit unterschiedlichem  $K_S$ -Wert

## 2.5 ÜBERLEBENSSTRATEGIEN VON MIKROORGANISMEN - SELEKTION

Damit eine Art in der Natur auf Dauer überleben kann, muß sie in der Lage sein, auch unter für die Art ungünstigen Umweltbedingungen eine gewisse Zeit zu überleben. In einem biologischen System können sich nur jene Arten in großer Zahl entwickeln, die unter den gegebenen Umweltbedingungen (Temperatur, pH-Wert, Sauerstoffversorgung, usw.) und dem gegebenen Nährstoffangebot einen maximalen Nutzen für die Reproduktion ihrer Art ziehen können. In der Mikrobiologie gibt es ein Modell für zwei verschiedene Überlebensstrategien. ANDREWS und HARRIS (1985) beschreiben die Eigenschaften der r- ( $\mu_{\max}$ )- und K-Strategen umfassend. Die folgende Aufstellung stellt einen für die vorliegende Arbeit relevanten Auszug dar.

Die r-Strategen zeichnen sich durch folgende Eigenschaften aus:

- Hohe maximale Wachstumsrate.
- Die hohe Substratentfernungsrate ermöglicht, bei hohem Nahrungsangebot in kurzer Zeit große Nahrungsmengen zu erschließen.
- Der große  $K_S$ -Wert bedingt kleine Wachstumsraten bei niedriger Substratkonzentration.
- Allgemein geringe Widerstandsfähigkeit gegen veränderte Umweltbedingungen.
- r-Strategen können bei Nahrungsmangel nur kurze Zeit überleben. Um längere Zeiten ohne ausreichende Nährstoffversorgung zu überdauern, bilden sie rasch Dauerformen ohne Stoffwechsel aus.

Die K-Strategen besitzen folgende Eigenschaften:

- Kleine maximale Wachstumsrate.
- Die kleine Substratentfernungsrate ermöglicht es nicht, ein kurzzeitiges Substratüberangebot effektiv zu nutzen.
- Relativ hohe Wachstumsrate bei niedriger Substratkonzentration und niedrigem  $K_S$ -Wert.



- Substrat kann, auch wenn es in sehr niedriger Konzentration vorkommt, noch für das Wachstum genutzt werden.
- K-Strategen können sehr lange unter extremem Nahrungsmangel überleben. Die Tendenz, Dauerformen zu bilden, ist gering.
- Die Nutzung des verfügbaren Substrates ist sehr effektiv.



## **3 BLÄHSCHLAMM IN DER AEROBEN ABWASSERREINIGUNG**

### **3.1 EINLEITUNG**

Die biologische Abwasserreinigung beruht darauf, daß Mikroorganismen, hauptsächlich Bakterien, dem Abwasser die Schmutzstoffe entziehen, um daraus Energie und Rohstoff für ihr Wachstum zu gewinnen. Die Vermehrung der Bakterien erfolgt durch Zellteilung. Bei den meisten in der Abwasserreinigung vorkommenden Organismen trennen sich die neu entstandenen Zellen voneinander und bilden Flocken. Es gibt eine Reihe von Bakterien, die sich nach der Zellteilung nicht voneinander trennen und fadenförmig wachsen. Die Bakterienfäden sind in der Regel in die Schlammflocken eingebunden. Kommt es in einer Biozönose zum übermäßigen Wachstum von Fadenbildnern, so wachsen die Fäden aus den Schlammflocken heraus. Die aus den Flocken herausragenden Fäden verschlechtern die Sedimentationseigenschaften des Belebtschlammes und beeinträchtigen den für das Belebungsverfahren unverzichtbaren Verfahrensschritt der Schlammabtrennung negativ.

#### **3.1.1 Definition des Begriffes „Blähschlamm“**

Nach der Definition der ATV-ARBEITSGRUPPE 2.6.1 (1988) liegt Blähschlamm dann vor, wenn durch die Entwicklung von fadenförmig wachsenden Mikroorganismen die Absetzeigenschaften des belebten Schlammes so weit verschlechtert werden, daß der Verdünnungsschlammindex mehr als 150 ml/g beträgt. Diese Definition ist weit verbreitet, und in der Literatur häufig anzutreffen. Geringfügig abweichend von dieser Definition wird der Begriff Blähschlamm im weiteren Verlauf dieser Arbeit auch für Belebtschlamm mit starker Fädigkeit und schlechten Absetzeigenschaften, als Folge des hohen Anteils an aus der Flocke ragenden Fäden, verwendet, auch wenn der Schlammindex von 150 ml/g nicht in jedem Fall erreicht oder überschritten wird.

#### **3.1.2 Definition des Begriffes „aerobes Selektorsystem“**

Unter einem aeroben Selektorsystem wird ein Abwasserreinigungsverfahren nach dem Belebtschlammverfahren verstanden, bei der in einem kleinen Teil des Belebungsbeckenvolumens der Rücklaufschlamm mit dem zulaufenden Abwasser bei hoher Substratkonzentration in Kontakt kommt und Sauerstoff

zugeführt wird, um das massenhafte Wachstum von fadenförmigen Bakterien zu unterdrücken.

### **3.1.3 Die Auswirkungen von Blähschlamm auf den Reinigungsprozeß**

Fadenbildende Bakterien sind praktisch in jedem Belebtschlamm zumindest in geringer Anzahl vorhanden. Die massenhafte Entwicklung von fadenförmigen Bakterien hat keinen negativen Einfluß auf die Abbauleistung eines Belebtschlammes (MATSCHE; 1990). Bei eigenen Untersuchungen der in Abschnitt 4 beschriebenen Anlage wurde festgestellt, daß bei starker Fädigkeit des Belebtschlammes besonders niedrige Konzentrationen an gelöstem CSB im Ablauf auftreten, auch wenn die Zulaufkonzentration und Zulauffracht überdurchschnittlich hoch waren. Diese Ergebnisse lassen sich durch die Fähigkeit der Fadenbildner, sehr niedrige Substratkonzentrationen zu nutzen, erklären. So gesehen hätte Blähschlamm sogar positive Auswirkungen auf die Abwasserreinigung. Die Tatsache, daß eine massenhafte Entwicklung von Fadenbildnern die Absetzeigenschaften von Belebtschlamm drastisch verschlechtert, macht diesen kleinen Vorteil sehr rasch zunichte.

Die Reinigungsleistung einer Kläranlage ist, unter der Voraussetzung einer ausreichenden Sauerstoffversorgung, allgemein von der Menge und Art der Abwasserinhaltsstoffe sowie von der Menge des zur Verfügung stehenden Belebtschlammes abhängig. Die Schlammmenge ergibt sich aus der Größe des Belebungsbeckens und des darin erreichbaren Schlammgehaltes. Der in der Belebungsbecken erreichbare Schlammgehalt ist wiederum vom Schlammindex und von der Bauart und Größe der Nachklärbecken abhängig.

Als Folge einer Blähschlammentwicklung kommt es häufig zu einer Beeinträchtigung der Reinigungsergebnisse. Meist führt starker Schlammabtrieb aus der Nachklärung vorerst zu einer deutlichen Verschlechterung der Ablaufwerte. Durch Schlammabtrieb oder verstärkten Überschußschlammabzug, um Schlammabtrieb zu vermeiden, kommt es im weiteren zu einer Reduzierung der Schlammmenge im System, die oft so weit geht, daß auch die Abbauleistung deutlich vermindert wird und das System völlig versagen kann.

## **3.2 DIE URSACHE DER BLÄHSCHLAMMENTSTEHUNG**

Die Biozönose in einem Belebtschlammssystem befindet sich in einem Fließgleichgewicht und paßt sich ständig an die aktuellen Umweltbedingungen im System an. In einem Belebtschlamm können nur jene Organismen in großer Zahl auftreten, die aufgrund ihrer physiologischen Eigenschaften im vorliegen-

den System konkurrierenden Organismen gegenüber das vorhandene Substrat am besten erreichen und für ihr Wachstum verwerten können. Arten, für die weniger optimale Wachstumsbedingungen vorliegen, werden durch Selektion zurückgedrängt oder verschwinden ganz aus dem System. Die Abwasserbeschaffenheit, die Betriebs- und Verfahrensweise sowie Randbedingungen, wie Temperatur, pH-Wert, Sauerstoffversorgung usw., haben also einen Einfluß auf die Artenzusammensetzung im Belebtschlamm. Zu einer Blähschlammentwicklung kommt es immer dann, wenn sich eine oder mehrere fadenbildende Arten aufgrund der vorliegenden System- und Substratbedingungen gegenüber flocculierenden Arten durchsetzen können.

### **3.2.1 Einfluß der Abwasserbeschaffenheit auf die Entstehung von Blähschlamm**

In der Literatur finden sich zahlreiche Hinweise über Zusammenhänge zwischen Abwasserbeschaffenheit und Blähschlammstehung. In allgemeiner Übereinstimmung wird von einer Reihe von Autoren (KAPPELER und GUJER, 1990; MATSCHÉ, 1990; RICHARD *et al.*, 1985; WAGNER, 1982a, 1982b) ein hoher Anteil an leicht abbaubaren gelösten Abwasserinhaltsstoffen, wie niedermolekulare Kohlenhydrate und kurzkettige organische Säuren im Zulauf zur Belebung, als blähschlammfördernd bezeichnet. Abwässer mit hohem Anteil an leicht abbaubaren gelösten Abwasserinhaltsstoffen fallen bei vielen Betrieben, die pflanzliche und tierische Rohstoffe verarbeiten, an Kläranlagen, in die Abwässer aus beispielsweise Brennereien, Brauereien, Obst- und Gemüseverarbeitung, Weinbau, Zuckerfabriken, Papierfabriken, Schlachthöfen, Milchverarbeitung, Gerbereien, Tierkörperverwertung eingeleitet werden, sind für die Entstehung von Blähschlamm sehr anfällig. Vielfach enthalten diese Abwässer nur sehr geringe Mengen an Stickstoff und Phosphor. Der Mangel an Stickstoff und Phosphor begünstigt die Entwicklung von Blähschlamm (KROISS, 1978; WAGNER, 1982a). Angefaultes Abwasser mit einem hohen Gehalt an reduzierten Schwefelverbindungen fördert ebenfalls die Bildung von Blähschlamm (LEMMER, 1995; RICHARD *et al.*, 1985; MUDRACK und KUNST, 1988). KAPPELER und GUJER, (1990) geben an, daß unzureichende Sauerstoffversorgung eine der häufigsten Blähschlammursachen in der Schweiz ist.

### **3.2.2 Einfluß der Betriebs- und Verfahrensweise auf die Entstehung von Blähschlamm**

Der Einfluß der Betriebs- und Verfahrensweisen auf die Entwicklung von Blähschlamm kann vielfältig sein, da ja das Wechselspiel zwischen Abwasserbeschaffenheit und Verfahrens- und Betriebsweise die Milieubedingungen schafft,

in denen sich fadenbildende Bakterien durchsetzen können oder von Flockenbildnern verdrängt werden. Ein hoher Anteil der auftretenden Blähschlammprobleme stehen im Zusammenhang mit der Anwesenheit von größeren Mengen an leicht abbaubarem Substrat im Abwasser und Verfahrensweisen, wie z.B. volldurchmischte Belebungsbecken, die die Entwicklung von Fadenbildnern begünstigt. Bereits DONALDSON (1932 a, 1932b) schlägt zur Lösung von Blähschlammproblemen vor, das Belebungsbecken in Kaskaden zu unterteilen und Systeme, die den Charakter von volldurchmischten Belebungsbecken haben, zu vermeiden. Seit etwa 1965 finden sich in der Literatur immer wieder Berichte über erfolgreiche Blähschlammvermeidung durch Einrichtung eines Substratgradienten im Belebungsbecken. Bei systematischen Untersuchungen wurde von CHUDOBA *et al.* (1973a, 1973b) mit Laborversuchsanlagen und synthetischem Abwasser gezeigt, daß im volldurchmischten Belebungsbecken Blähschlamm auftritt, und in parallel dazu betriebenen Versuchsanlagen mit der Einschaltung eines Selektors eine Blähschlammentwicklung wirkungsvoll verhindert werden konnte. Ebenso wurde bei diesen Laborversuchen nachgewiesen, daß bei bereits vorhandenem Blähschlamm durch Einsatz eines aeroben Selektors der Fadenbildner *Sphaerotilus natans* verdrängt werden konnte. Belebungsanlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation sind weniger blähschlammgefährdet. Eine lange Aufenthaltszeit des Abwassers in der Vorklärung begünstigt die Blähschlammmentstehung (WAGNER, 1982a). Diese Beobachtung läßt sich durch eine Verschiebung der Abwasserbeschaffenheit zu einem relativ größeren Anteil an leicht abbaubarem Substrat erklären.

Ein Blähschlammproblem, das nicht im Zusammenhang mit leicht abbaubarem Substrat steht, beschreibt CASEY *et al.* (1994). Bei Anlagen mit biologischer Phosphorelimination und vorgeschalteter Denitrifikation (vorgeschaltetes Anaerobbecken, und danach anoxisches Becken, mit einem Rücklaufschlammkreislauf vom Nachklärbecken zum Denitrifikationsbecken und einem zweiten Schlammkreislauf vom Denitrifikationsbecken zurück in das davor angeordnete Anaerobbecken). Die Ursache der Blähschlammmentstehung liegt darin, daß die Flockenbildner durch das bei der unvollständigen Denitrifikation entstehende Nitrit in der aeroben Zone gehemmt sind und die Fadenbildner, die zur Denitrifikation nicht fähig sind, keiner Hemmung unterliegen und daher in der aeroben Zone einen Selektionsvorteil haben. Dieses Blähschlammproblem kann durch Verbesserung der Randbedingungen für die Denitrifikation durch Vergrößerung der Denitrifikationszone und gegebenenfalls Vorbeileitung eines Teiles des Rohabwassers am Anaerobbecken beseitigt werden.

### 3.3 MIKROORGANISMEN, DIE BLÄSCHLAMM VERURSACHEN

Es sind ca. 30 fadenförmige Mikroorganismen bekannt, die in der Abwasserreinigung zu Betriebsproblemen führen können. Der Großteil der Betriebsprobleme durch Fadenbildner werden jedoch von nur wenigen Arten verursacht. Nach Erhebungen von WAGNER (1982a) werden ca. 90 % der Blähschlammereignisse bei Kläranlagen im süddeutschen Raum durch 10 fadenförmig wachsende Bakterienarten verursacht. RICHARD *et al.* (1985) stellen bei umfangreichen Erhebungen in den USA den Typ 021N als den häufigsten Blähschlammverursacher fest.

Tabelle 1: Häufigkeit der wichtigsten in Blähschlamm gefundenen fadenförmigen Mikroorganismen (nach WAGNER, 1982a).

Fadentyp	Anteil %
Typ 021N	23,3
<i>Microthrix parvicella</i>	15,2
Typ 0041	14,6
<i>Sphaerotilus natans</i>	9,0
Actinomyceten ( <i>Nocardia</i> sp.)	7,3
<i>Haliscomenobacter hydrossis</i>	4,8
<i>Nostocoida limicola</i>	4,2
Typ 1701	3,4
Typ 0961	2,8
Typ 0803	2,5
Ereignisumfang	356

Die fadenbildenden Bakterien haben zum Teil grundlegend unterschiedliche Ansprüche an Umweltbedingungen und Substrat, das sie für Ihren Energie- und Baustoffwechsel verwerten können. Aus der Kombination von Abwasserbeschaffenheit, Verfahrenswahl und den physiologischen Eigenschaften der Fadenbildner ergibt sich eine unüberschaubare Anzahl von möglichen Blähschlammursachen. Für die Lösung der Blähschlammproblematik läßt sich daher kein einfaches Patentrezept angeben, mit dem das Blähschlammproblem allgemein lösbar wäre.

#### 3.3.1 Differenzierung von Blähschlammproblemen

Durch die unterschiedlichen physiologischen Eigenschaften Substratansprüche und Wachstumsbedingungen von Fadenbildnern ist es kaum möglich, die Be-

triebsprobleme, die durch die massenhafte Entwicklung von Fadenbildnern verursacht werden, systematisch zu gliedern, und davon ausgehend allgemeingültige Lösungsansätze für die Blähschlammvermeidung zu entwickeln. In der Literatur zeichnet sich die Tendenz einer Einteilung zu verschiedenen Blähschlamm-Problembereichen ab. Eine scharfe Abgrenzung der einzelnen Bereiche ist jedoch nicht möglich, da manche Fadenbildner in verschiedenen Bereichen auftreten können.

In der Praxis der Abwasserreinigung wird zwischen Blähschlamm und Schwimmschlamm bzw. Schaumbildung durch Fadenbildner unterschieden. Schwimmschlamm bzw. Schaum wird vor allem durch Actinomyceten verursacht. Actinomyceten können sich nur bei hohem Schlammalter oder bei Anwesenheit von Schlammfraktionen mit hohem Schlammalter (z.B. Schwimmschlamm) im System halten, das Wachstum wird durch die Anwesenheit von hydrophoben und oberflächenaktiven Abwasserinhaltsstoffen begünstigt (LEMMER, 1992). Daneben verursachen auch noch andere Organismen wie *Microthrix parvicella* oder Typ 0092 Schwimmschlamm und Schaum. Die beiden letztgenannten Arten können jedoch auch Blähschlamm verursachen.

Blähschlammprobleme in schwach belasteten Anlagen mit Nährstoffelimination mit anaeroben und anoxischen Zonen werden vorwiegend von *Microthrix parvicella* und Typ 0092 verursacht (WANNER und GRAU, 1989).

Für Blähschlammprobleme zufolge übermäßigen Wachstums von fadenbildenden Bakterien, die auf Anwesenheit von reduzierten Schwefelverbindungen angewiesen sind, werden vor allem *Thiothrix* und *Beggiatoa spec.* verantwortlich gemacht. Nach den Untersuchungen von RICHARD *et al.* (1985) ist auch der Typ 021N auf reduzierte Schwefelverbindungen angewiesen, und nutzt in seiner mixotrophen Ernährungsweise anorganische reduzierte Schwefelverbindungen als Energiequelle.

Für die Entwicklung praxisrelevanter Strategien zur Blähschlammvermeidung ist die Einteilung in Fadenbildner, die sich mittels Selektor unterdrücken lassen, und in solche, die auch bei Einrichtung eines Substratgradienten massenhaft auftreten können, von Interesse. Nach den Untersuchungen von LEMMER (1990) und der umfassenden Literaturstudie von LEMMER (1992) kann folgende Einteilung der Fadenbildner getroffen werden:



- Fadenbildner, die mit einem aeroben Selektor beherrschbar sind, dazu gehören Blaualgenähnliche Fadenorganismen, *Haliscomenobacter hydrossis*, *Leucothrix*, *Microthrix parvicella*, *Nostocoida limicola*, *Sphaerotilus natans*, Typ 0092, Typ 0961.
- Fadenbildner, die mit einem aeroben Selektor beherrschbar sind, wo jedoch Fälle bekannt sind, wo trotz Einrichtung eines Substratgradienten oder eines Selektors eine starke Fadenentwicklung beobachtet wurde, dazu zählen *Thiothrix*, Typ 0041, Typ 021N, Typ 0675, Typ 1701.
- Fadenbildner, die mit Selektoren nicht unterdrückbar sind, dazu zählen vor allem die Actinomyceten (*Nocardia*).
- Fadenbildner, die sich durch Vorbelüftung des Abwassers zur Oxidation der reduzierten Schwefelverbindungen verdrängen lassen, dazu zählen *Beggiatoa*, *Thiothrix* und möglicherweise 021N.

### 3.4 BEKÄMPFUNG UND VERMEIDUNG VON BLÄHSCHLAMM

Nach WAGNER (1982a) und RICHARD *et al.* (1985) sind ca. 50 % der Belebungsanlagen zumindest zeitweise von Betriebsproblemen durch fadenförmige Bakterien betroffen. Nach einer Auswertung von 254 österreichische Kläranlagen (ÖWAV, 1996) liegt der Schlammindex bei 17 % der Kläranlagen stets über 150 ml/g. In weiteren ca. 20 % der Kläranlagen tritt häufig ein Schlammindex von über 100 ml/g auf. Diese Anlagen sind zeitweise von Blähschlammproblemen betroffen. Durch die Erweiterung vieler Kläranlagen zu schwachbelasteten Anlagen mit Nährstoffelimination ist zu vermuten, daß heute die Verteilung der Häufigkeit der einzelne fadenbildende Arten entsprechend der Aufstellung in Tabelle 1 nicht mehr ganz zutreffend ist.

#### 3.4.1 Vermeidung von Blähschlamm

Für praktisch alle Fadenbildner, die häufig Blähschlamm verursachen, liegen positive Erfahrungen der Blähschlammvermeidung mit aeroben Selektoren vor. Ausgehend von den eigenen Erfahrungen bei der Vermeidung von Blähschlamm durch den Typ 021N mittels aerobem Selektor wird angenommen, daß alle Fadenbildner, deren Unterdrückung einer massenhaften Entwicklung durch aerobe Selektoren bereits gelungen ist, grundsätzlich mit aeroben Selektoren beherrschbar sind. Die Unterdrückung dieser Fadenbildner, wie z.B. 021N, gelingt jedoch nur, wenn der Selektor „optimal“ ausgebildet ist. Bei einem Selektor kann die Größe, und damit die Aufenthaltszeit von Abwasser und Rücklauf-

schlamm, die Unterteilung in Kaskaden und die Sauerstoffzufuhr optimiert werden. Bei Anlagen ohne Nährstoffentfernung und bei einem großen CSB:N-Verhältnis läßt sich ein aerober Selektor problemlos in das Verfahrenskonzept einbinden. Schwieriger gestaltet sich die Situation bei Belebungsanlagen mit Nährstoffentfernung. Die Entfernung des leicht abbaubaren Substrates im aeroben Selektor steht im Widerspruch zur vermehrten biologischen Phosphorentfernung und kann die Denitrifikation erschweren. Fadenbildner wie 021N oder *Sphaerotilus natans*, die unter anaeroben und anoxischen Bedingungen kein Substrat verwerten können (WANNER, 1987 b), sind auch mit anaeroben und anoxischen Selektoren unterdrückbar und treten in Bio-P-Anlagen und Anlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation nicht auf. Nach den Erfahrungen von ALBERTSON (1991) läßt sich Blähschlamm in schwach belasteten Anlagen zur Nährstoffentfernung am wirkungsvollsten mit kombinierten anoxisch - aeroben Selektoren verhindern.

Blähschlammprobleme durch *Beggiatoa*, *Thiothrix* und möglicherweise 021N, die nur bei Anwesenheit von reduzierten Schwefelverbindungen wachsen können, lassen sich durch Vorbelüftung des Abwassers zur Oxidation der reduzierten Schwefelverbindungen vermeiden.

Der Stickstoff- und Phosphormangel begünstigen die Entwicklung der meisten Fadenbildner. KROISS, 1985) beobachtete eine Verbesserung des Schlammindezes bei einem durch *Sphaerotilus* verursachten Blähschlamm nach Sicherstellung der Nährstoffversorgung. RICHARD *et al.* (1985) gibt an, daß der  $K_{NH_4}$ -Wert sowohl bei Flockenbildnern als auch bei 021N unter  $1\mu\text{g/l}$  Ammonium liegt, 021N jedoch bei niedrigen Ammoniumkonzentrationen eine höhere Stickstoffaufnahme hat als Flockenbildner. Daraus ergibt sich für 021N bei Stickstoffmangel und stoßartiger Ammoniumversorgung ein Selektionsvorteil. Eine ausreichende Stickstoff- und Phosphorversorgung muß als Grundvoraussetzung zur Blähschlammvermeidung angesehen werden.

Fallweise läßt sich Blähschlamm auch durch betriebliche Maßnahmen, die zu einer Verringerung des Anteils des leicht abbaubaren Kohlenstoffsubstrates führen, vermeiden. Als Beispiel wird hier die Verringerung der Aufenthaltszeit in der Vorklärung oder die Umgehung der Vorklärung genannt. Durch den Wegfall der Vorklärung kommt es dort zu keiner Hydrolyse, womit die absolute Menge an leicht abbaubarem gelöstem Substrat im Zulauf der Belebung kleiner wird. Die in der Vorklärung nicht zurückgehaltenen partikulären Stoffe werden in die Schlammflocken eingelagert. Die Hydrolyse passiert dann vorwiegend in der Schlammflocke, wodurch die Flockenbildner einen bevorzugten Zugang zu den leicht verwertbaren Hydrolyseprodukten haben. Daneben bringen die in die

Schlammflocken eingelagerten partikulären Stoffe meist auch eine Beschwerung des Schlammes mit sich.

### **3.4.2 Bekämpfung von Blähschlamm**

Ist in einer Kläranlage bereits Blähschlamm aufgetreten, der zu Schlammabtrieb führt, so ergibt sich oft die Notwendigkeit, kurzfristig Maßnahmen zu setzen, mit denen das Absetzverhalten des Schlammes verbessert wird.

#### **3.4.2.1 Beschwerung des Schlammes**

Durch Einlagerung von Partikeln mit höherer Dichte in die Blähschlammflocke kann die Sinkgeschwindigkeit der Schlammflocken gesteigert werden. Neben der Umgehung der Vorklärung bieten sich die auf Kläranlagen vorhandenen Fällmittel, wie Eisen- und Aluminiumsalze und Kalk, an. Daneben kommt der Einsatz von feinkörnigen Mineralischen Stoffen, wie z. B. Talk, in Frage (FENZ, 1995). Mit der Beschwerung des Schlammes gelingt es fallweise, die Sedimentationseigenschaften des Schlammes soweit zu verbessern, daß wieder ein stabiler Reinigungsbetrieb ohne Schlammabtrieb möglich ist. Die Schlamm-beschwerung ist eine reine Symptombekämpfung. Die Beschwerungsmaßnahmen alleine haben auf die Ursache, das übermäßige Wachstum von Fadenbakterien, keine Auswirkung.

Bei den schnell wachsenden, starken, stabilen Fäden des Fadenbildners 021N lassen sich nach eigenen Erfahrungen mit der Schlammbeschwerung keine nachhaltigen Erfolge erzielen. Bei einem beginnenden Blähschlammereignis in der Kläranlage der Zuckerfabrik Leopoldsdorf, verursacht durch den Typ 021N, wurde eine Schlamm-beschwerung mit unvorgeklärtem Rohabwasser durchgeführt. Das Rohabwasser hat einen mineralischen Anteil von ca. 5 g/l (Rübenerde) und wurde einmal pro Tag innerhalb von 2 bis 6 Stunden direkt in die Belebung eingeleitet. Parallel zur Vermehrung der Fadenbildner mußte die der Belebung zugeführte Erdmenge täglich gesteigert werden, um den Schlammindex unter 100 ml/g zu halten und Schlammabtrieb zu vermeiden. Nach ca. einer Woche konnten die vermehrt zugeführten Mineralstoffe nicht mehr in die Schlammflocke eingebunden werden, und der Schlammindex stieg innerhalb von drei Tagen auf über 300 ml/g.

#### **3.4.2.2 Schädigung der Fadenbildner**

Durch Zugabe von Chemikalien sollen die aus der Schlammflocke herausragenden Fadenorganismen geschädigt oder abgetötet werden. Die in der Schlamm-

flocke geschützten Organismen sollen dabei möglichst nicht geschädigt werden. Zur Schädigung der Fadenbildner werden Oxidationsmittel wie Chlor und  $\text{H}_2\text{O}_2$  verwendet. Die Chlorung ist in den USA heute noch eine wichtige Methode zur Blähschlammbekämpfung (JENKINS *et al.*, 1993). Wegen der Bildung von chlororganischen Verbindungen kommt ein Einsatz der Chlorung heute in Österreich nicht mehr in Frage (MATSCHÉ, 1995). Eine weitere Möglichkeit, die Fadenbildner zu schädigen ist es, den pH-Wert im Belebungsbecken kurzzeitig stark anzuheben. Die stoßartige Zugabe von Branntkalk oder Kalkhydrat stellen eine Kombinationsmaßnahme aus Schädigung der Fadenbildner und Schlammbeschwerung dar.

In Leopoldsdorf wurde bei zwei Blähschlammereignissen Kalk zur Bekämpfung eingesetzt. Durch eine Anhebung des pH-Wertes im Belebungsbecken auf 10,5 auf die Dauer von ca. 15 Minuten durch stoßartige Zugabe von Branntkalk wurde eine Reduzierung des Schlammindex von ca. 200 ml/g auf 80 bis 100 ml/g erreicht. Der Belebtschlamm wurde dabei nur wenig geschädigt und zeigte ca. 3 Stunden nach der Kalkung wieder die gleiche Maximalatmung wie vorher. Die Schädigung der Fadenbildner vom Typ 021N war nicht ausreichend stark. Innerhalb von 3 Tagen stieg der Schlammindex wieder über 200 ml/g. Der Schlammindex konnte nur durch Wiederholung der Kalkung im Abstand von ein bis zwei Tagen einigermaßen stabil gehalten werden. Die wiederholte leichte Schädigung des Schlammes, sowie die Reduzierung des Schlammalters durch den massiven Kalkeinsatz, führten innerhalb von wenigen Tagen zu einer deutlichen Verschlechterung der Ablaufwerte durch nicht abbaubaren CSB, der bei der chemischen Hydrolyse von Zellmaterial entsteht.

Bei einem weiteren Blähschlammereignis mit Fadenbildner Typ 021N in der folgenden Kampagne wurde durch Kalkung mit Kalkhydrat der pH-Wert im Selektor über 8 Stunden auf pH 11 bis 12 gehalten, um die Fadenbakterien zu schädigen. Dabei wurde im Belebungsbecken ein pH-Wert von 8,5 bis 9,0 erreicht. Nach Beendigung der Kalkzugabe stellte sich im gesamten System innerhalb einer Stunde der normale pH-Wert von 7,5 ein. Die Maximalatmung des Belebtschlammes wurde durch die Kalkung von 270 mg  $\text{O}_2$ /(l.h) vor Beginn der Kalkung auf 155 mg  $\text{O}_2$ /(l.h) eine Stunde nach Beendigung der Kalkung vermindert. Diese Maßnahme brachte eine kurzfristige Verbesserung des Schlammindex auf 55 ml/g. Bei mikroskopischen Untersuchungen war aber zu erkennen, daß die Fäden nicht ausreichend geschädigt waren. Der Schlammindex blieb über einen Tag konstant, um danach wieder sehr rach anzusteigen. Bevor es wieder zu starkem Schlammabtrieb kam, wurde die nächste Blähschlammbekämpfungsmaßnahme durchgeführt. Diesmal wurde durch den Einsatz von Kalkhydrat der pH-Wert im gesamten Belebtschlammssystem über 4

Stunden auf pH 10,5 bis 11,0 gebracht. Damit wurden die Fäden, aber auch der Belebtschlamm, weitgehend geschädigt. Am nächsten Tag lag der pH-Wert im Belebungsbecken wieder bei 7,5 und die Maximalatmung bei 30 mg O<sub>2</sub>/(l.h). Daraus geht hervor, daß ca. 90 % der Bakterien irreversibel geschädigt wurden. Neben dem fast vollständigen Zusammenbruch der Abbauleistung des Belebtschlammes führte auch das Abtreiben der geschädigten Bakterien zu einer schweren Belastung des Vorfluters. Innerhalb von 5 Tagen bildete sich wieder ein gut flockender, vorerst fadenfreier, Belebtschlamm. Einige Tage später, zu Kampagneende, wurden bereits wieder die ersten Fäden im Schlamm festgestellt.

Bei massivem Auftreten von Blähschlamm, der durch den Fadenbildner 021N verursacht wird läßt sich durch Blähschlammbekämpfungsmaßnahmen, wie Beschwerung des Schlammes oder Schädigung der Fadenbildner durch pH-Anhebung, kein zufriedenstellender Reinigungsbetrieb erreichen.





gelaugt. Die ausgelaugten Schnitzel werden abgepreßt und getrocknet. Die Trocknungsbrüden der Schnitzeltrocknung werden in der Naßentstaubung behandelt, um die Staubabgabe an die Luft zu reduzieren. Bei der Naßentstaubung fallen nach Erhebungen in den Zuckerfabriken Leopoldsdorf und Hohenau 5 bis 10 % der ins Abwasser abgegebenen Schmutzfracht einer Zuckerfabrik an.

In der Saftreinigung wird dem in der Extraktion gewonnenen Rohsaft Kalkmilch ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) zugegeben, und anschließend wird durch Einblasen von  $\text{CO}_2$  der Kalk mit einem Teil der im Rohsaft enthaltenen Nichtzuckerstoffe ausgefällt. Der Karbonationsschlamm wird abfiltriert und auf ca. 40 - 50 % Trockensubstanz entwässert. Es fallen heute nur mehr sehr geringe Mengen an hochbelasteten Abwässern bei der Zwischenlagerung des sogenannten „Carbokalkes“ an. Früher wurde der Carbokalk mit Wasser verdünnt, damit er pumpfähig wird, und getrennt oder gemeinsam mit der Erde in Auflandeteiche eingebracht. Die Rücklösung von organischer Substanz und Zucker aus dem Carbokalk brachte eine erhebliche Schmutzfracht (Größenordnung 1 kg/t Rübe) in das Abwasser ein.

In der Verdampfstation wird der Dünnsaft zu Dicksaft eingedickt. In der Kochstation wird unter Vakuum weiter Wasser verdampft, bis es zu einer Verdampfungskristallisation kommt. Die Zuckerkristalle werden in Zentrifugen vom Saft abgetrennt. Die Brüden der Kochstation werden in Kondensatoren mit kaltem Wasser niedergeschlagen. Die niedergeschlagenen Brüden mit dem zugeführten kalten Wasser ergeben das Fallwasser. Das Fallwasser ist mengenmäßig der zweite große Abwasserteilstrom, der aber hauptsächlich thermisch belastet ist. Mit dem Fallwasser gelangen nach eigenen Erhebungen je nach Rübenqualität 0,05 bis 0,15 kg/t Rübe Ammoniumstickstoff in das Abwasser.

Zur Verbesserung der Verkochungseigenschaften und Erhöhung der Zuckerausbeute werden verschiedene Ionenauschverfahren eingesetzt. Die Regeneration der Ionentauscher erfolgt häufig mit Kochsalz. Dabei fallen organische und fallweise mit Chlorid hoch belastete Abwässer an.

## **4.2 HISTORISCHE ENTWICKLUNG DES BELEBUNGSVERFAHRENS IN DER ÖSTERREICHISCHEN ZUCKERINDUSTRIE**

Für die Reinigung von Abwässern aus der Zuckerindustrie mußte zu einer Zeit ein Reinigungsverfahren gefunden werden, als das Belebungsverfahren noch kaum in Verwendung war (KROISS, 1978). Das vordringlichste Ziel war es, die Abwassermengen zu reduzieren und die hochbelasteten Abwässer zu stapeln, um damit eine Ableitung während der Niedrigwasserführung der Flüsse zu ver-



meiden. Diese Situation führte bei vielen Zuckerfabriken zur Installierung eines Wasch- und Schwemmwasserkreislaufes und zur Entwicklung weiträumiger Verfahren, wie anaerobe und aerobe Abwasserteiche. Als mit steigenden Anforderungen an die Abwasserreinigung das Belebungsverfahren wieder häufiger in Betracht gezogen wurde, waren die meisten Zuckerfabriken mit einem Wasch- und Schwemmwasserkreislauf ausgerüstet. Wenn ein Wasch- und Schwemmwasserkreislauf vorhanden ist, fallen die Abwässer meist mit einer CSB-Konzentration von 3000 bis 7000 mg/l an, und eignen sich sehr gut für die Behandlung in einer anaeroben Abwasserreinigungsanlage. Ein weiterer Grund, warum sich das Belebungsverfahren für die Abwasserreinigung der Zuckerindustrie nicht allgemein durchgesetzt hat, ist darauf zurückzuführen, daß viele Versuche, Zuckerfabriksabwasser mit dem Belebungsverfahren zu reinigen, am Blähschlammproblem gescheitert sind. Mit der steigenden Anforderung an die Abwasserreinigung und der Notwendigkeit, Stickstoff zu entfernen, wird das Belebungsverfahren in der Abwasserreinigung der Zuckerindustrie an Bedeutung gewinnen.

Die Zuckerfabrik Leopoldsdorf hatte vor dem Bau des Marchfeldkanales keinen leistungsfähigen Vorfluter, aus dem Brauchwasser hätte entnommen werden können. Aus dieser Gegebenheit entwickelte sich das besondere Wasserschema der Fabrik in der Form, daß zur Niederschlagung der Kochbrüden Grundwasser verwendet wurde. Das Fallwasser wurde weitgehend als Wasch- und Schwemmwasser weiterverwendet. Als 1972 mit der Entwicklung eines Reinigungsverfahrens begonnen wurde, lag ein Abwasser mit einer CSB-Konzentration von 500 bis 1000 mg/l vor. Das Abwasser wurde mechanisch gereinigt und in den Vorfluter abgeleitet. Zu dieser Zeit war die Einrichtung eines Wasch- und Schwemmwasserkreislaufes und die Abwasserreinigung in belüfteten Abwasserteichen als Standardlösung anzusehen. Da die Einrichtung eines Schwemm- und Waschwasserkreislaufes große innerbetriebliche Veränderungen erfordert hätte und daher unerwünscht war, und die Flächen für die belüfteten Abwasserteiche nicht zur Verfügung standen, wurde nach einer anderen Lösung des Abwasserproblems gesucht.

In einem für vier Kampagnen geplanten und dann auf fünf Kampagnen ausgedehnten Versuchsprogramm wurden die Grundlagen für die Reinigung der Abwässer mit dem Belebungsverfahren erarbeitet. KROISS (1978) beschreibt die Versuche beginnend mit Versuchsanlagen im Labormaßstab bis zur technischen Versuchsanlage mit einem Belebungsbecken von 80 m<sup>3</sup> sehr ausführlich. Nach Abschluß der maßgeblichen Versuche kam es dann zu einer Verzögerung bei der Entscheidung zum Bau der Großanlage. Schließlich wurde die Anlage in

den Jahren 1982 und 1983 errichtet und mit der Kampagne 1984 in Betrieb genommen.

Als in der Zuckerfabrik Hohenau eine Entscheidung über die Lösung des Abwasser- und Geruchsproblem es getroffen werden mußte, waren ein Schwemm- und Waschwasserkreislauf eingerichtet. Der Erdschlamm wurde gemeinsam mit dem Karbonationsschlamm in Anlandeteiche eingebracht und der Überlauf aus den Anlandeteichen in einem unbelüfteten Stapelteich behandelt, und vor der nächsten Kampagne in die March abgelassen. Die übrigen Abwässer aus der Fabrik wurden teilweise als Ergänzungswasser für den Waschwasserkreislauf verwendet, aber zum überwiegenden Teil unbehandelt abgeleitet.

Unter diesen Voraussetzungen wäre die Errichtung einer Anaerobanlage mit nachgeschalteter Belebung als Standardlösung anzusehen. Die guten Erfahrungen über den einfachen, robusten und zuverlässigen Betrieb, die Tatsache, daß für die Stickstoffentfernung kein zusätzlicher baulicher und betrieblicher Aufwand erforderlich ist, sowie die Wirtschaftlichkeit waren ausschlaggebend, in Hohenau eine einstufige Belebungsanlage nach Leopoldsdorfer Vorbild zu errichten. Die im nächsten Abschnitt beschriebene Anlage wurde mit Beginn der Kampagne 1995/96 in Betrieb genommen.

## 4.3 BESCHREIBUNG DER ANLAGEN

### 4.3.1 Die betriebliche Abwasserreinigungsanlage (BARA) der Zuckerfabrik Leopoldsdorf

Die Kläranlage besteht aus folgenden Anlageteilen:

Vorklärbecken	D = 55 m, V = 6.700 m <sup>3</sup> , Oberfläche = 2.350 m <sup>2</sup> ,
Selektor	V = 400 m <sup>3</sup>
Belebungsbecken 2	V = 16.000 m <sup>3</sup>
Nachklärbecken	D = 60 m, V = 8.000 m <sup>3</sup> , Oberfläche = 2.826 m <sup>2</sup>
Rücklaufschlammumpwerk	
Überschußschlammumpwerk	
Rücknahmepumpwerk	

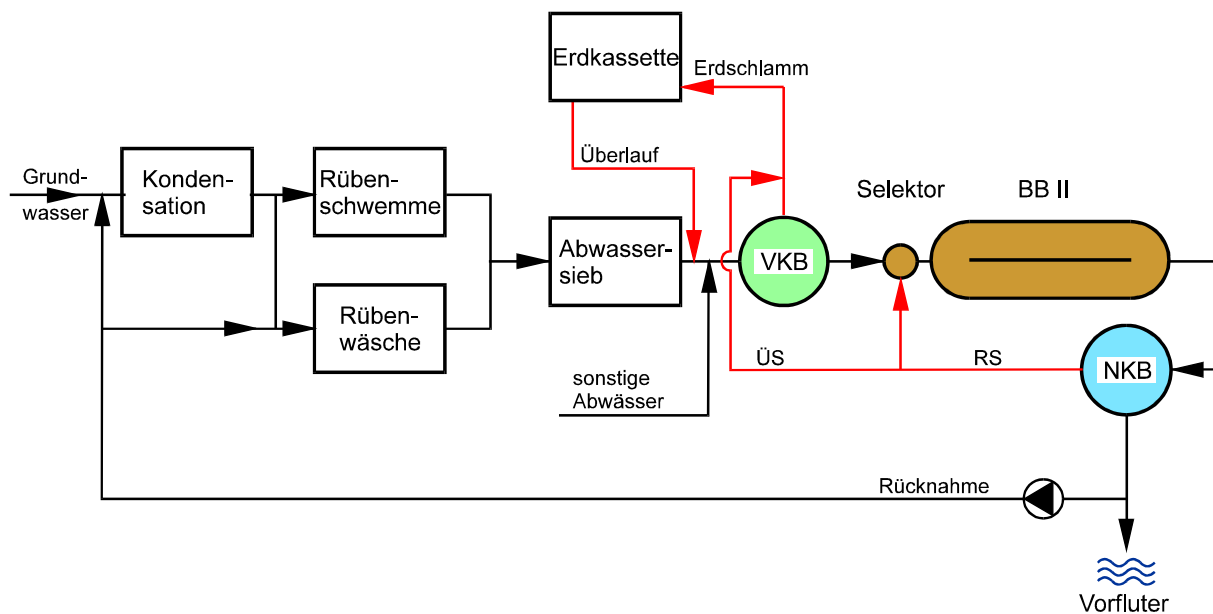


Abbildung 4: Vereinfachtes Wasserschema der Zuckerfabrik Leopoldsdorf

Der Bemessung der Anlage wurden folgende Werte zugrundegelegt:

Abwasseranfall	50.000 m <sup>3</sup> /d
CSB-Fracht Abl. VB	40,0 t/d
Spez. CSB-Fracht	4,7 kg/t Rübe
Oberflächenbeschickung Vorklärbecken	0,9 m/h
Aufenthaltszeit Vorklärbecken	3,2 h
CSB-Raumbelastung BB	2,5 kg/(m <sup>3</sup> .d)
Belüftungszeit BB	7,9 h
O <sub>2</sub> -Zufuhr Selektor	1,5 t/d bis 1993    3,0 t/d ab 1994
O <sub>2</sub> -Zufuhr BB	35 t/d
Schlammalter	8 d
Bemessungstemperatur	24 - 30 °C
Gesamtbelüftungsleistung	1000 kW
Oberflächenbeschickung NB	0,74 m/h
Aufenthaltszeit NB	3,8 h

### 4.3.2 Die betriebliche Abwasserreinigungsanlage (BARA) der Zuckerfabrik Hohenau

Die Kläranlage besteht aus folgenden Anlageteilen:

Zulauf- und Rücklaufschlammhebewerk

2 Zulaufschneckenpumpen mit einer Förderleistung von je 800 l/s  
1 Rücklaufschlammschnecke mit einer Förderleistung von 800 l/s

Selektor

4 Kaskaden mit je  $370 \text{ m}^3 = 1.480 \text{ m}^3$  Nutzvolumen  
4 Kreiselbelüfter á 75 kW  
Sauerstoffzufuhr:  $4 \cdot 3,0 = 12 \text{ t O}_2/\text{d}$

Belebungsbecken

Nutzvolumen  $19.000 \text{ m}^3$   
20 Rotoren á 9m, á 45 kW  
Sauerstoffzufuhr  $35 \text{ t O}_2/\text{d}$

Nachklärbecken

Durchmesser 65 m,  
Oberfläche  $3.320 \text{ m}^2$

Kühlteich

Fläche 17 ha,  
Nutzvolumen max. ca.  $350.000 \text{ m}^3$

Überschußschlammumpwerk

Betriebsgebäude

Meßstation

Der Bemessung der Anlage wurden folgende Werte zugrundegelegt:

Rübenverarbeitung	10.000	t/d
Abwasseranfall	66.900	$\text{m}^3/\text{d}$
CSB-Fracht Zul.	39,0	t/d

Spez. CSB-Fracht	3,9	kg/t Rübe
BSB <sub>5</sub> -Fracht Zul.	25,0	t/d
Spez. BSB <sub>5</sub> -Fracht	2,5	kg/t Rübe
NH <sub>4</sub> -N Fracht Zul.	1,4	t/d

Abwassertechnische Parameter für den Bemessungsfall:

CSB-Raumbelastung	1,9	kg/(m <sup>3</sup> .d)
BSB <sub>5</sub> -Raumbelastung	1,2	kg/(m <sup>3</sup> .d)
Trockensubstanz BB	8,0	kg/m <sup>3</sup>
CSB-Schlammbelastung	0,24	kg/(kg.d)
BSB <sub>5</sub> -Schlammbelastung	0,15	kg/(kg.d)
Schlammalter	8	d
Bemessungstemperatur	20 - 30	°C
Oberflächenbeschickung NKB	0,84	m/h

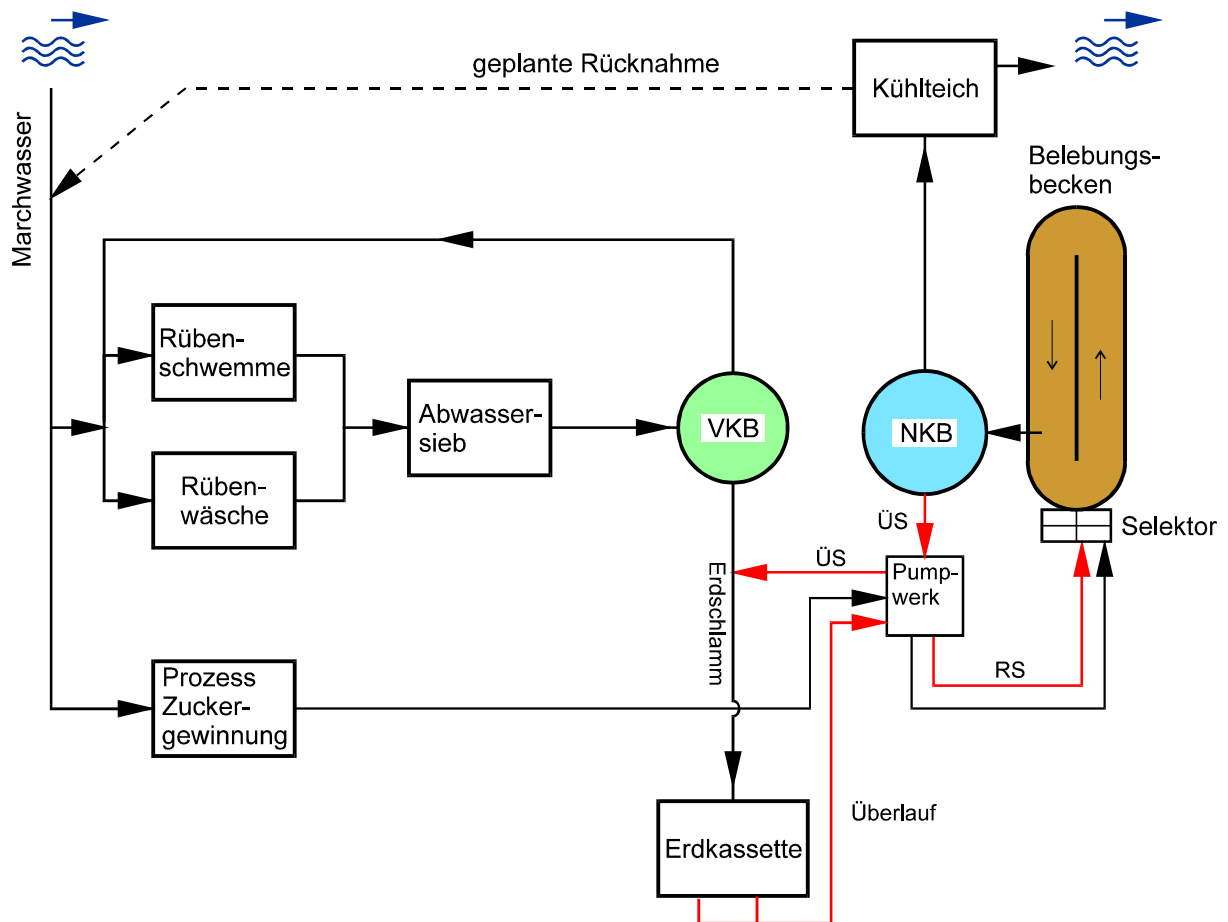


Abbildung 5: Vereinfachtes Wasserschema der Zuckerfabrik Hohenau

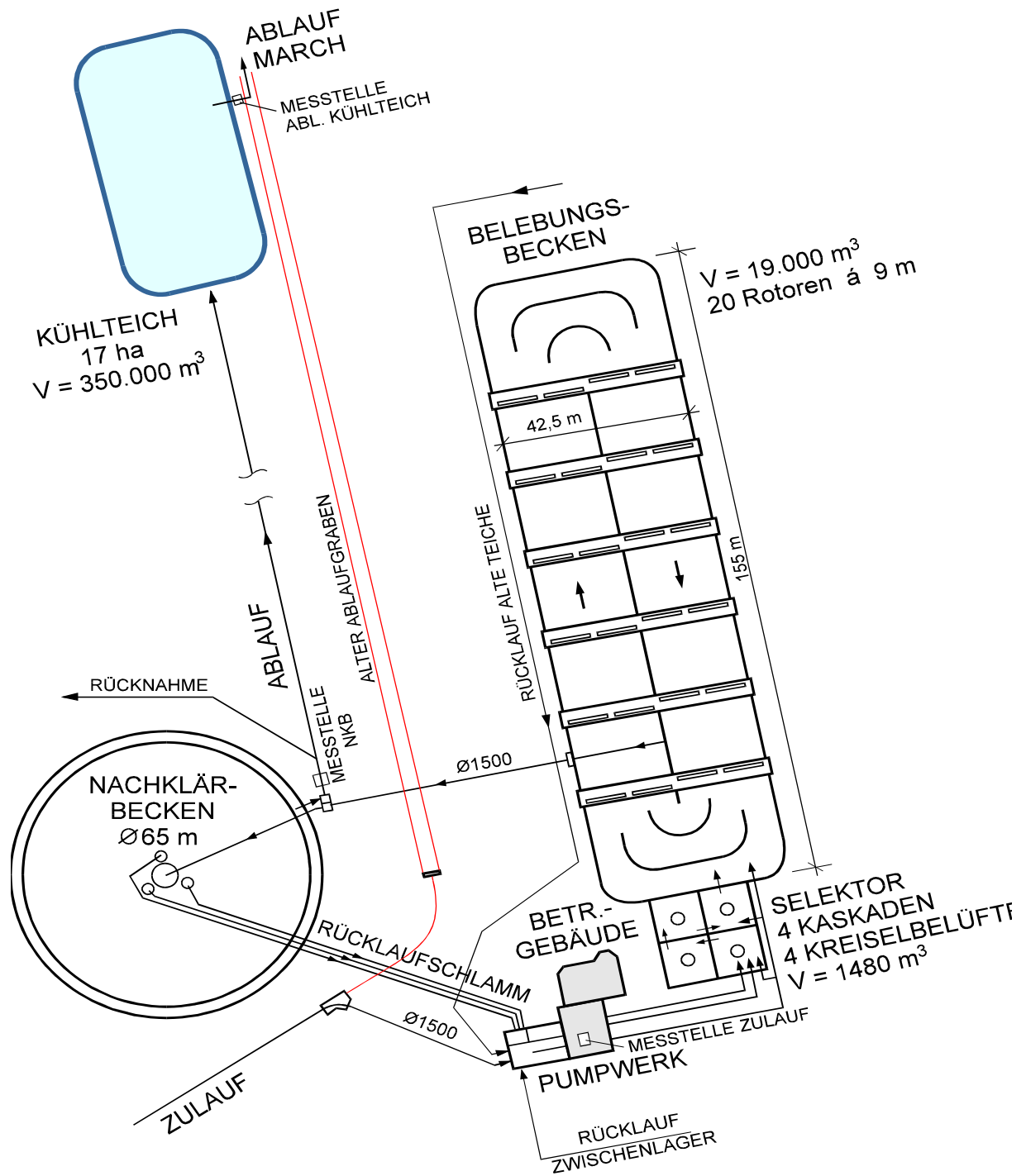


Abbildung 6: Lageplan der BARA Hohenau

## 4.4 ERFAHRUNGEN MIT DER NÄHRSTOFFDOSIERUNG

### 4.4.1 Allgemeines

Zuckerfabriksabwasser ist sehr arm an Phosphor und im Vergleich zu häuslichem Abwasser auch relativ arm an Stickstoff. Für das Wachstum der Bakterien und damit für den Abbau der Abwasserinhaltsstoffe ist ein ausgeglichenes CSB:N:P-Verhältnis erforderlich. Im Weiteren ist bekannt, daß Stickstoff- und Phosphormangel die Entwicklung der meisten Fadenbildner begünstigen. Eine ausreichende Nährstoffversorgung ist eine Grundvoraussetzung für eine funktionierende biologische Abwasserreinigung, sowie für die Blähschlammvermeidung. Eine Überdosierung muß aus Gründen der Gewässereutrophierung vermieden werden.

### 4.4.2 Phosphordosierung

McKINNEY (1962) gibt für die organische Trockenmasse von Bakterien einen Phosphoranteil von 2,2 % an, was einem Wert von 1,5 %, bezogen auf den Schlamm-CSB, entspricht. Bei eigenen Untersuchungen wurden Phosphorgehalte von 1,0 bis 3,8 %, bezogen auf die oTS des Belebtschlammes, gefunden. Diese große Schwankungsbreite läßt sich durch die Fähigkeit des Belebtschlammes, Phosphor durch chemische und biologische Prozesse zu speichern, begründen. Bei einem Phosphorgehalt von weniger als 1,3 bis 1,5 %, bezogen auf die oTS, oder 0,9 bis 1,1 %, bezogen auf den CSB des Belebtschlammes, lagen die  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen im Filtrat meist unter 0,1 mg/l. In solchen Fällen wurde bei Zugabe von Orthophosphat ein Anstieg der Atmung beobachtet. Daraus wird geschlossen, daß bei einem Phosphorgehalt von weniger als 1,3 bis 1,5 %, bezogen auf die oTS, bereits ein Phosphormangel auftritt. Bei einer Steigerung der Phosphorversorgung nimmt vorerst der Phosphorgehalt des Schlammes zu, während die  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration im Ablauf kaum ansteigt, und Werte von 0,05 bis 0,3 mg/l erreicht. Wird die Phosphordosierung weiter erhöht, sodaß die Phosphorspeicherkapazität des Belebtschlammes von ca. 3,5 %, bezogen auf die oTS, überschritten wird, so kommt es meist zu einer geringfügigen Phosphatrücklösung aus dem Schlamm. Aus den CSB-Bilanzen der beiden in Abschnitt 4.3 beschriebenen Anlagen (siehe Abschnitte 5.2.1 und 5.4.2.1) ergibt sich, daß ca. 60 % des abgebauten CSB veratmet werden und ca. 40 % als Überschussschlamm anfallen. Mit einem minimal erforderlichen Phosphorgehalt von ca. 1,0 %, bezogen auf den Schlamm-CSB, ergibt sich ein minimaler Phosphorbedarf von ca. 0,5 %, bezogen auf die CSB-Zulaufkraft. Mit der Erfahrung, daß bei einem Phosphorgehalt von 2 %, bezogen auf den Schlamm-CSB, die  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration unter 0,3 mg/l liegt, läßt

sich daraus eine einfache Methode zur Bestimmung des Phosphorbedarfes ableiten:

Prinzipiell sind der Belebung 0,7 % Phosphor, bezogen auf die CSB-Zulauffracht, zuzuführen.

Zusätzlich wird die Phosphordosierung über die einmal täglich im Filtrat des Belebtschlammes gemessene  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration korrigiert. Bei einer  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration unter 0,2 mg/l wird die Phosphorversorgung bis auf maximal 1 % des Zulauf-CSB gesteigert, und bei einem Wert über 0,2 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$  wird die Phosphorversorgung bis auf 0,5 % des Zulauf-CSB gedrosselt. Die Phosphorversorgung addiert sich aus der im Abwasser enthaltenen Phosphorfracht und der zudosierten Phosphorfracht. Zur Bestimmung der Dosiermenge wird die CSB-Fracht des Vortages herangezogen. Ebenso kann die im Abwasser enthaltene Phosphorfracht des Vortages herangezogen werden. Die im Zuckerfabriksabwasser enthaltene Phosphorfracht kann für die praxisgerechte Abschätzung der erforderlichen Phosphordosierung in der Regel vernachlässigt werden.

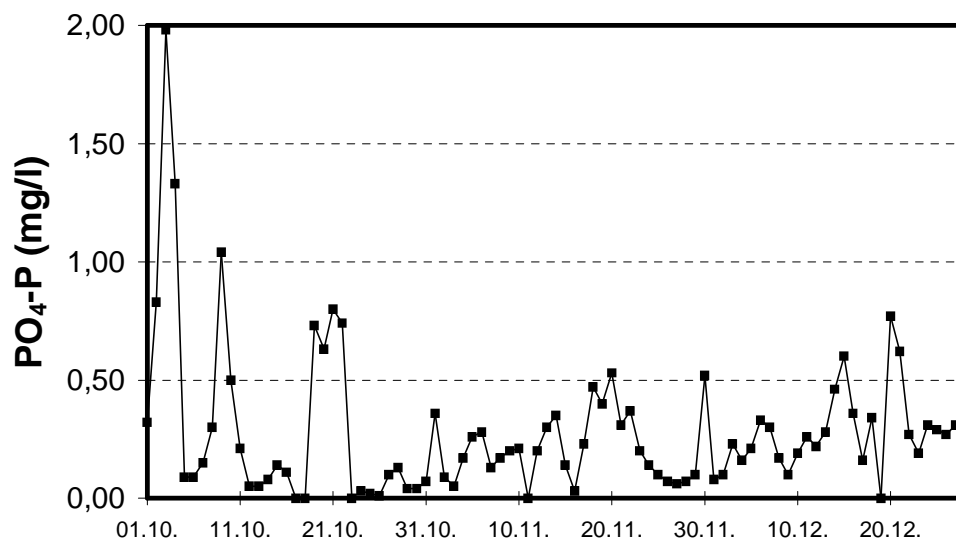


Abbildung 7:  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Ablaufkonzentrationen, BARA Leopoldsdorf, Kampagne 1994/95

In Leopoldsdorf wurde die erforderliche Phosphordosiermenge nach der oben beschriebenen Methode berechnet, und in Form von Handelsdünger in zwei Gaben je Tag zugegeben. Damit konnte eine ausreichende Phosphorversorgung



des Belebtschlammes bei niedrigen  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Ablaufwerten sichergestellt werden (siehe Abbildung 7).

Aufgrund der guten Erfahrungen in Leopoldsdorf wurde in Hohenau auf die Regelung der Phosphorsäuredosierung über  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Onlinemessung im Belebungsbecken verzichtet. Die Dosierung erfolgt kontinuierlich mit einer konstanten Menge. Der Phosphorbedarf wird nach der oben beschriebenen Vorgangsweise ermittelt, und die Dosiermenge im Abstand von 2 bis 3 Tagen korrigiert.

#### 4.4.3 Stickstoffdosierung

McKINNEY (1962) gibt für die organische Trockenmasse von Bakterien einen Stickstoffanteil von 12 % an. Mit 1,42 g CSB je g oTS ergibt sich ein Stickstoffanteil von ca. 0,08 g N je g CSB. Bei einer Überschussschlammproduktion von ca. 45 %, bezogen auf die CSB-Zulaufkraft, ergibt sich daraus ein Stickstoffbedarf für den Aufbau der Biomasse von 3,6 %, bezogen auf die CSB-Zulaufkraft.

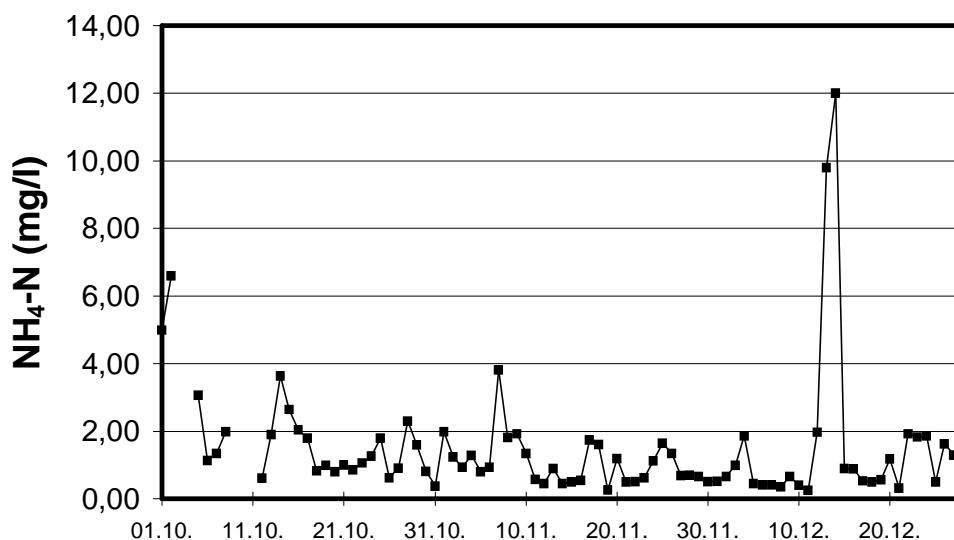


Abbildung 8:  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen, BARA Leopoldsdorf, Kampagne 1994/95

Bei der Phosphordosierung wird die Differenz von momentanem Bedarf und Angebot durch den Schlamm abgepuffert. Stickstoff kann vom Schlamm nicht

gespeichert werden. Eine Differenz von Stickstoffangebot und Stickstoffbedarf führt sofort zu einem Stickstoffmangel oder zu erhöhten Ammoniumablaufwerten. Die Abschätzung des Stickstoffbedarfes erfolgt ebenfalls über die CSB-Zulaufkraft, wobei ein Stickstoffbedarf von 3,5 bis 4 %, bezogen auf die CSB-Zulaufkraft, angesetzt wird. Die aktuelle CSB-Zulaufkraft wird dabei aus der Zulaufkraft des Vortages und dem Energieverbrauch für die Sauerstoffzufuhr bzw. der Anzahl der laufenden Rotoren abgeschätzt. Die zu dosierende Stickstoffmenge errechnet sich dann aus dem Stickstoffbedarf abzüglich der Gesamtstickstoffzulaufkraft und abzüglich der Ammoniumkraft im Belebungsbecken. Die Stickstoffzulaufkraft wird dabei aus der Kraft des Vortages abgeschätzt. Mit dieser Vorgangsweise lassen sich bei einer gesicherten Stickstoffversorgung ohne großen meß- und regeltechnischen Aufwand  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte von 1 bis 2 mg/l erreichen. Ein Fehler bei der Harnstoffdosierung führt jedoch sofort zu Ammoniumspitzen (siehe Abbildung 8). In Leopoldsdorf wurde bisher die Stickstoffdosierung im Intervall von 8 Stunden händisch durchgeführt. Bei kontinuierlicher Stickstoffdosierung und täglicher Anpassung der Dosiermenge, wie dies in Hohenau praktiziert wird, lassen sich bei gesicherter Stickstoffversorgung  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte von durchschnittlich 0,5 mg/l erreichen.

## **5 SELEKTIONSMECHANISMEN ZUR BLÄHSCHLAMM- VERMEIDUNG IN EINEM AEROBEN SELEKTORSYSTEM**

### **5.1 EINLEITUNG**

Es ist allgemein bekannt, daß mit dem Einsatz von Selektoren die Entwicklung von Blähschlamm vermieden werden kann. ALBERTSON (1991) berichtet in einer historischen Literaturübersicht, wo er mehr als zwanzig Literaturstellen, wovon die älteste aus dem Jahre 1914 stammt, anführt, daß mit dem Einsatz eines Selektorsystems (Belebungsbecken mit Pfropfenströmung, vorgeschaltetes Kontaktbecken, usw.) Blähschlamm vermieden oder die Schlammabsetzeigenschaften verbessert werden konnten. In der Fachliteratur der letzten 20 Jahre finden sich unzählige Beispiele über den erfolgreichen Einsatz von Selektoren zur Blähschlammbekämpfung. Ebenso finden sich in der Literatur immer wieder Berichte, aus denen hervorgeht, daß es trotz Einsatz eines Selektors zu einer Blähschlammentwicklung kommt. CHUDOBA *et al.*(1973a,1973b) weist anhand von Laborversuchen nach, daß mit dem Einsatz von aeroben Selektoren Blähschlamm vermieden werden kann, in Systemen mit volldurchmischem Belebungsbecken jedoch Blähschlamm auftritt. EIKELBOOM (1982) stellt fest: Wenn die „Biosorption“ groß ist und 50 bis 70 % des abbaubaren Substrates innerhalb von 10 Minuten entfernt werden, nimmt die Fädigkeit des Schlammes ab oder es tritt kein Blähschlamm auf. EIKELBOOM (1982) begründet die Verdrängung der Fadenbildner dadurch, daß das von der Schlammflocke adsorbierte oder von dem Flockenbildner zellintern gespeicherte Substrat den Fadenbildnern nicht mehr zur Verfügung steht. Dabei wird angenommen, daß die Fadenbildner nur uneffektiv Substrat speichern können. LEMMER (1995) vertritt die Ansicht, daß das Versagen von aeroben Selektoren häufig auf unzureichende Sauerstoffzufuhr im Selektor zurückzuführen ist. Eigene Erfahrungen über das Versagen von aeroben Selektoren liegen im Falle der im Punkt 4.3 beschriebenen BARA der Zuckerfabrik Leopoldsdorf sowie im Falle einer bisher nicht näher untersuchten Kläranlage einer Papierfabrik vor. Ein konkreter Vorschlag für die Dimensionierung von aeroben Selektoren bezüglich Größe und Sauerstoffzufuhr findet sich im Bericht der ATV-ARBEITSGRUPPE 2.6.1 (1988). Wichtige Grundlagen für diesen Bemessungsvorschlag stammen von der Entwicklungsarbeiten der BARA Leopoldsdorf (KROISS, 1978), die anhand von Literaturangaben und der persönlichen Erfahrung der Fachleute, die in der ATV Arbeitsgruppe 2.6.1 mitgearbeitet haben, für die allgemeine Anwendung aufbereitet wurden.

## 5.2 BISHERIGER WISSENSSTAND ÜBER DIE WIRKUNG DES SELEKTORS DER BARA LEOPOLDSDORF

### 5.2.1 Substratentfernung im Selektor

Bei den ersten Laborversuchen und Versuchen im halbtechnischen Maßstab zur Entwicklung des aeroben Reinigungsverfahrens für das Zuckerfabriksabwasser kam es zu Blähschlammbildungen. Nach Ergänzung des Systems mit einem Vorbelüftungsbecken (Selektor) mit 2,5 % des Belebungsbeckenvolumens, und der Sicherstellung der Stickstoff- und Phosphorversorgung, trat kein weiteres Blähschlammereignis auf.

KROISS (1985) beschreibt die Abbau-, Speicher und Wachstumsvorgänge im Belebungsbecken anhand einer CSB-Bilanz nach BORODAJKEWYCZ *et al.* (1974). Bei der CSB-Bilanz wird davon ausgegangen, daß der Sauerstoffverbrauch für die Oxidation der Kohlenstoffverbindungen (OVC) und der CSB des Überschussschlammes (CSB-ÜS) bei stationären Verhältnissen gleich dem CSB-Abbau im Belebungsbecken ( $\eta_{CSB}$ ) sein muß:

$$OVC + CSB\text{-}\ddot{U}S = \eta_{CSB}$$

Aus der CSB-Bilanz in der technischen Versuchsanlage (1976), die verfahrensmäßig bereits der BARA Leopoldsdorf entspricht, ergibt sich folgendes Bild:

Tabelle 2: CSB-Bilanz, Versuchsanlage 1976

	Selektor		Belebungsbecken		Gesamtanlage	
	kg/d	% von 20,4 kg/d	kg/d	% von 5,8 kg/d	kg/d	% von 26,2 kg/d
OVC	1,6	8	13,8	245	15,4	58
CSB-ÜS	18,8	92	-8,0	-145	10,8	42
$\eta_{CSB}$	20,4		5,8		26,2	

Ca. 70% des im Zulauf befindlichen CSB werden im Selektor bei einer Verweilzeit von ca. 10 Minuten entfernt. Im Belebungsbecken werden ca. 20 % der Zulauffracht entfernt. Die CSB-Entfernung im gesamten Belebungsbecken beträgt knapp über 90%. Der Sauerstoffverbrauch im Selektor beträgt nur 8% des im Selektor entfernten CSB, demnach gehen 92 % in den Schlamm. Geht man

davon aus, daß ca. 60 % des im Belebungsbecken entfernten CSB veratmet werden, und ca. 40 % in den Überschussschlamm gehen, dann verbleiben im Belebungsbecken für den Abbau des im Selektor gespeicherten Substrates ca. 10,3 kg OVC. Daraus kann abgeleitet werden, daß ca. 55 % des im Selektor gespeicherten Substrates im Belebungsbecken veratmet werden.

RUIDER *et al.* (1988) geben für die CSB-Bilanz der Großanlage, die analog zur oben angeführten CSB-Bilanz der Versuchsanlage durchgeführt wurde, folgende Zahlen an:

Tabelle 3: CSB-Bilanz, Großanlage 1984

	Selektor		Belebungsbecken		Gesamtanlage	
	t/d	% von 15,9 t/d	t/d	% von 4,9 t/d	t/d	% von 20,8 t/d
OVC	1,5	9	11,3	231	12,8	62
CSB-ÜS	14,4	91	-6,4	-131	8,0	38
$\eta$ CSB	15,9		4,9		20,8	

Der Vergleich von Tabelle 2 und Tabelle 3 zeigt praktisch das gleiche Abbauverhalten von Versuchsanlage und Großanlage. In beiden Fällen hatte der Schlamm sehr gute Absetzeigenschaften mit einem Schlamminde von ca. 40 ml/g.

### 5.2.2 Beobachtete Blähschlammereignisse in der BARA Leopoldsdorf

In den Kampagnen 1990/91 und 1991/92 kam es zu Betriebsproblemen, die nicht sofort erklärt werden konnten. Als Ursache für die Störungen in der Abwasserreinigung wurden Veränderung der Abwasserbeschaffenheit durch die Wiederverwendung gereinigten Abwassers in der Produktion, sowie die Einleitung des Abwassers aus der Naßentstaubung der Schnitzeltrocknung vermutet. Zur Klärung dieser Fragen wurden in der Kampagne 1992/93 drei Untersuchungsabschnitte eingerichtet:

Versuchsabschnitt 1:

Alle anfallenden Abwässer werden direkt in die BARA eingeleitet.

Versuchsabschnitt 2:

Die Abwässer aus der Naßentstaubung werden in einem Anlandeteich zwischengespeichert.

### Versuchsabschnitt 3:

Alle anfallenden Abwässer werden direkt in die BARA eingeleitet, die im Versuchsabschnitt 2 gespeicherten Abwässer aus der Naßentstaubung werden abgearbeitet und zur hydraulischen Entlastung der Nachklärung wird ein Teil der Rücknahme von biologisch gereinigtem Abwasser durch Ablauf aus der Vorklärung ersetzt. In der Tabelle 4 sind die wichtigsten Betriebsdaten der drei Versuchsabschnitte dargestellt.

Die Belastung der Anlage war in den drei Versuchsabschnitten sehr ähnlich. Die Reinigungsleistung war in den ersten beiden Versuchsabschnitten sowie im Versuchsabschnitt 3 bis zum Auftreten von Blähschlamm sehr gut. Die in der Tabelle 4 für den Versuchsabschnitt 3 angeführten Daten beziehen sich nur auf die ersten 18 Tage dieses Versuchsabschnittes. Danach war der Betrieb der Anlage durch den Blähschlamm und Blähschlammbekämpfungsmaßnahmen soweit beeinträchtigt, daß eine brauchbare Auswertung der Betriebsdaten nicht möglich war.

Die Sauerstoffzufuhr im Belebungsbecken war immer ausreichend. Der Sauerstoffgehalt lag stets über 1 mg/l. Im Selektor war die Atmung stets höher als das Sauerstoffzufuhrvermögen des Belüftungssystems. Die Stickstoff- und Phosphorversorgung war während der ganzen Kampagne durch reichliche Zugabe von Handelsdünger und laufende analytische Kontrollen sichergestellt. Während der drei Versuchsabschnitte wurde der Belebtschlamm laufend mikroskopisch untersucht. In den ersten beiden Versuchsabschnitten wurden keine Fäden im Belebtschlamm beobachtet. Bereits 5 Tage nach Umstellung des Wasserschemas für den Versuchsabschnitt 3 wurde eine Entwicklung von Fäden, Typ 021N, festgestellt. Bis zu einer Fädigkeit 2 nach EIKELBOOM und Van BUIJSEN (1983) war die sich abzeichnende Blähschlammentwicklung anhand des Schlammindezes nicht erkennbar. Durch eine Stoßbelastung, bei der etwa eine CSB-Tagesfracht schlagartig in die Belebung gelangte, kam es zu einer extremen Blähschlammentwicklung. Der Schlammindezes stieg innerhalb von drei Tagen von 40 auf 320 ml/g.

Aus den Betriebsergebnissen der ersten beiden Versuchsabschnitte kann abgeleitet werden, daß die Kreislaufführung von biologisch gereinigtem Abwasser sowie das direkt in die BARA eingeleitete Abwasser aus der Naßentstaubung keinen negativen Einfluß auf die Abbaubarkeit des Abwassers sowie auf den Reinigungsprozeß insgesamt hat, wenn keine Sauerstoff- und Nährstofflimitierung auftritt. Die Veränderung der Abwasserbeschaffenheit im dritten Versuchsabschnitt brachte keine Beeinträchtigung der Reinigungsleistung an sich,

die Entwicklung von Blähschlamm führte aber zu einer schwerwiegenden Störung des Reinigungsprozesses. Die Veränderung der Abwasserbeschaffenheit führte zu einer Verringerung der Elimination von leicht abbaubarem Substrat im Selektor, was zur Entwicklung von Blähschlamm führte.

Tabelle 4: Betriebsdaten der drei Versuchsabschnitte

		Versuchsab. 1	Versuchssab. 2	Versuchsab. 3
<b>Zulauf</b>				
Q - Belebung	m <sup>3</sup> /d	64.830	68.380	39.850
Rücknahme NKB	m <sup>3</sup> /d	47.450	49.000	22.000
Rücknahme VKB	m <sup>3</sup> /d	---	---	25.000
CSB	mg/l	431	320	602
CSB	t/d	27,8	22,0	24,7
BSB <sub>5</sub>	mg/l	290	207	384
BSB <sub>5</sub>	t/d	18,9	14,2	14,9
<b>Abl.-NKB</b>				
CSB	mg/l	40	36	45
ηCSB Belebung	%	91	89	92
ηCSB System	%	98	97	98
BSB	mg/l	9	11	8
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	5	4	5
<b>Schlammigenschaften</b>				
TS	g/l	8,3	9,9	8,4
oTS	g/l	4,2	4,2	3,7
P/oTS	%	2,6	2,9	2,7
N/oTS	%	9,8	10,5	11,3
ISV	ml/g	55	33	30 bis 320
SA	d	7,5	4,8	5,7
<b>Spezifische Belastungswerte</b>				
B <sub>R-CSB</sub>	kg/m <sup>3</sup> .d	1,7	1,4	1,4
B <sub>R-BSB</sub>	kg/m <sup>3</sup> .d	1,2	0,9	0,9
B <sub>TS-CSB</sub>	kg/kg.d	0,21	0,14	0,17
B <sub>oTS-CSB</sub>	kg/kg.d	0,41	0,33	0,38

In der darauffolgenden Kampagne 1993/94 lag die CSB-Zulaufkraft (homogenisierte Proben) bei ca. 20 bis 35 t/d mit einem Durchschnittswert von 27 t/d (Abbildung 9). Gegen Ende der Kampagne 1993/94 wurde wieder ein Blähschlammereignis beobachtet. Ausgelöst wurde die massenhafte Entwicklung des Fadentyps 021N durch eine erhöhte Belastung über 4 Tage Anfang Dezember. Im Verlauf der Kampagne wurde wiederholt die Elimination des gelösten CSB im Selektor gemessen (siehe Tabelle 5). Im Selektor wurden stets 10 bis 15 t gelöster CSB je Tag entfernt. Die Substratelimination war immer durch die Sauerstoffversorgung begrenzt. Meist konnten ca. 60 % des gelösten CSB eliminiert werden. Anfang Dezember wurden wegen der höheren Belastung nur 30 bis 50 % des gelösten CSB im Selektor entfernt. Die erhöhten Mengen an leicht abbaubarem Substrat, die in dieser Zeit in das Belebungsbecken gelangt waren, führte zu einem verstärkten Wachstum von Fäden. Die erhöhte Fädigkeit (Fädigkeit 2 nach EIKELBOOM und Van BUIJSEN 1983) führte vorerst zu keinem nennenswerten Anstieg des Schlammindex (siehe Abbildung 11). Bei der schwächeren Belastung vom 10. bis 15.12. gelangte wieder weniger leicht abbaubares Substrat in das Belebungsbecken, was zu einer Stabilisierung des Fadenwachstums geführt hat. Die nächsten Tage mit etwas höherer Belastung führten dann zur Blähschlammentwicklung. Der Schlammindex stieg innerhalb von 4 Tagen von 60 ml/g auf 250 ml/g. Die Nährstoffversorgung war durch reichliche Zugabe von Handelsdünger immer sichergestellt. Der Sauerstoffgehalt im Belebungsbecken war stets größer als 1 mg/l.

Tabelle 5: Entfernung von gelöstem CSB im Selektor der BARA Leopoldsdorf in der Kampagne 1993/94

Datum	CSB-Zul	CSB-Abl.Sel	CSB entfernt	% von Zul
	t/d	t/d	t/d	%
21.10.1993	22,9	15,46	7,5	33
27.10.1993	17,8	7,15	10,6	60
28.10.1993	23,7	8,16	15,5	66
30.10.1993	29,5	13,71	15,8	53
23.11.1993	19,6	10,29	9,3	47
06.12.1993	42,1	30,86	11,2	27
07.12.1993	24,0	13,52	10,4	44
18.12.1993	19,9	8,77	11,2	56
20.12.1993	24,9	6,92	18,0	72



Bei ähnlichen Belastungssituationen im Oktober und November konnten nach Tagen mit erhöhter Belastung bei der mikroskopischen Untersuchung des Schlammes vereinzelt Fäden festgestellt werden. Sobald die Anlage wieder etwas schwächer belastet war, und weniger leicht abbaubares Substrat in das Belebungsbecken gelangte, waren die vorhandenen Fäden von Flockenbildnern überwachsen.

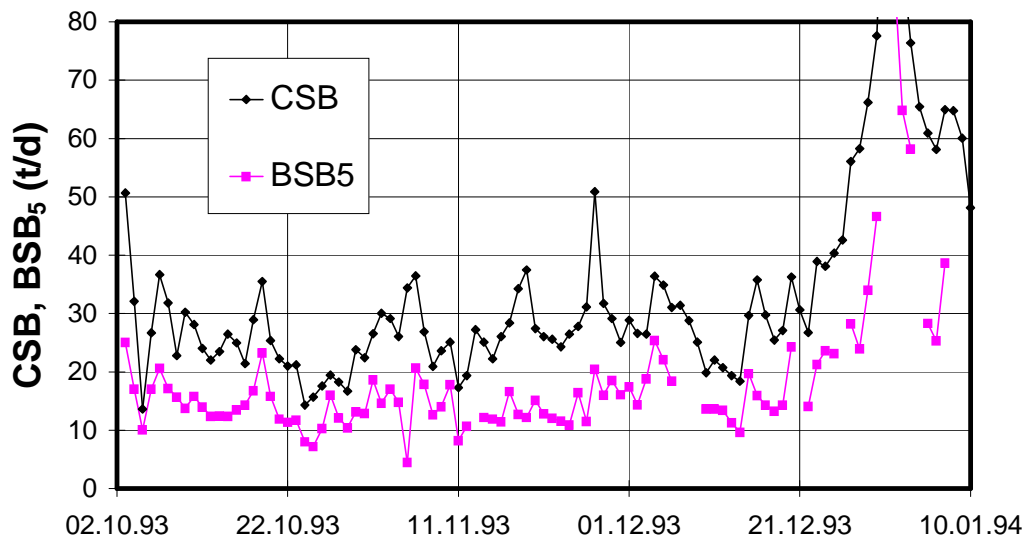


Abbildung 9: Zulauffrachten der BARA Leopoldsdorf in der Kampagne 1993/94

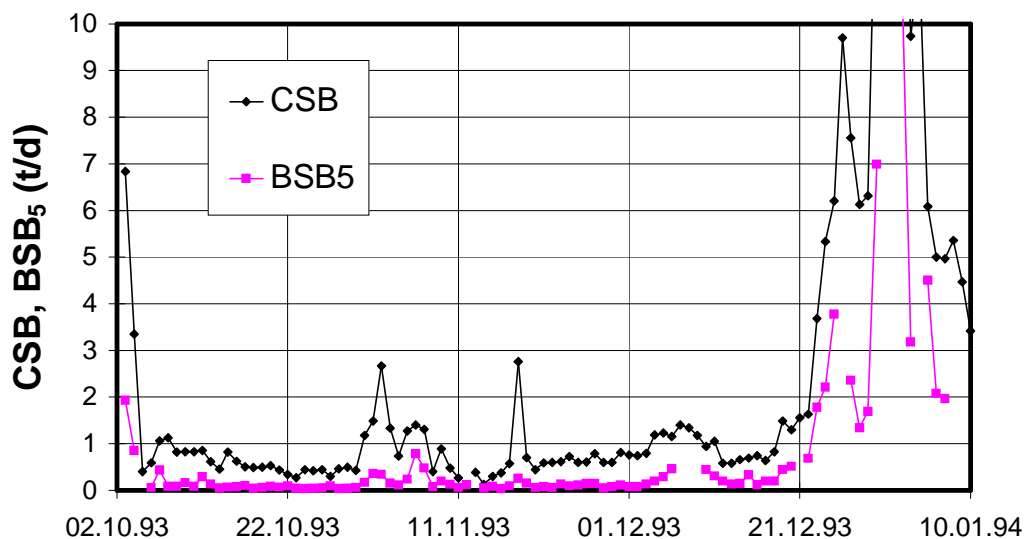


Abbildung 10: Ablaufrachten der BARA Leopoldsdorf in der Kampagne 1993/94

Der Schlammindex läßt sich mit Bekämpfungsmaßnahmen sehr rasch auf niedrige Werte bringen (Abbildung 11). Die hohen Zulauffrachten und erhöhten Ablaufrachten in den Vorfluter gegen Ende der Kampagne (Abbildung 9 und Abbildung 10) sind durch die Kreislaufführung des schlecht gereinigten Abwassers als Folge des Blähschlammereignisses und der Blähschlammbekämpfungsmaßnahmen verursacht. Ohne die Blähschlammbekämpfung hätte starker Schlammabtrieb zu einer länger dauernden schwerwiegenden Beeinträchtigung der Reinigungsleistung geführt.

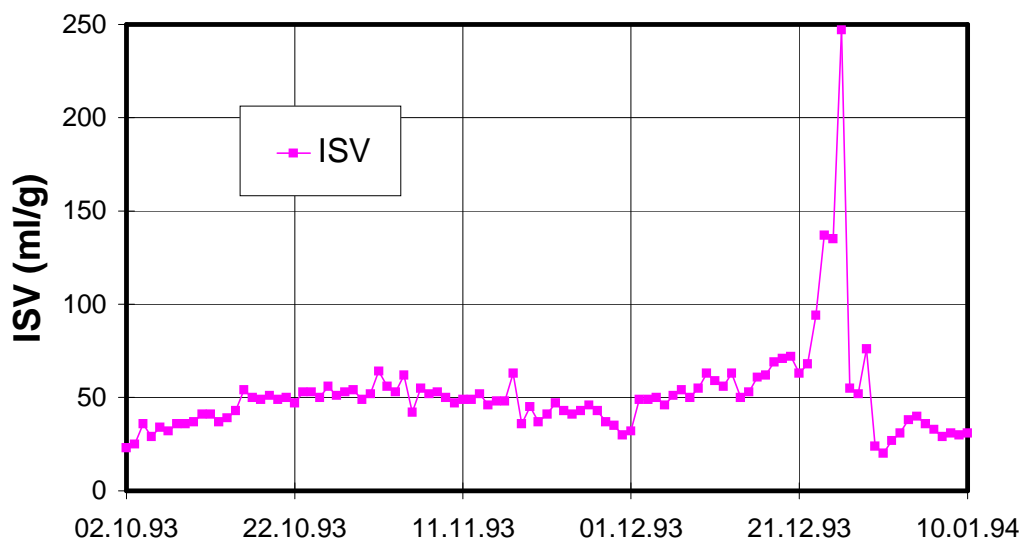


Abbildung 11: Schlammindex BARA Leopoldsdorf, Kampagne 1993/94

### Schlußfolgerung:

Wenn eine kritische Menge an leicht entfernbarem Substrat im Selektor nicht aus der flüssigen Phase eliminiert werden kann und in das Belebungsbecken gelangt, kommt es zu einer starken Vermehrung von fadenbildenden Bakterien. Wenn nur wenige Fadenbakterien im Schlamm vorhanden sind, kommt es nicht sofort zu einer Blähschlammentwicklung. Wird die kritische Menge an leicht entfernbarem Substrat wieder unterschritten, so kommt es zu keiner weiteren Vermehrung der Fadenbildner und sie werden von den Flockenbildnern langsam verdrängt. Sind bereits viele Fadenbakterien im System vorhanden und die kritische Menge an leicht entfernbarem Substrat wurde überschritten, kommt es sehr rasch zu einer starken Blähschlammentwicklung. Wenn es gelingt, den Selektor so zu gestalten, daß das leicht entfernbare Substrat im Selektor sicher

weitgehend entfernt wird, dann wird die Blähschlammentwicklung durch den Fadenbildner 021N verhindert.

## **5.3 EINFLUSSFAKTOREN AUF DIE SUBSTRATENTFERNUNG IM AEROBEN SELEKTOR**

### **5.3.1 Einleitung**

Geht man davon aus, daß mit der weitgehenden Entfernung des leicht abbaubaren Substrates im Selektor eine Blähschlammentwicklung vermieden werden kann, dann müssen zur richtigen Dimensionierung und Gestaltung folgende Fragen beantwortet werden:

- Welchen Einfluß hat die Substratbeschaffenheit auf die Speicher- und Abbauvorgänge im Selektor?
- Sind die Adsorptions- und Speichervorgänge für die Wirkung des Selektors entscheidend?
- Welche Bedeutung hat der aerobe Abbau und das Bakterienwachstum im Selektor für die Blähschlammvermeidung?
- Welche Substratkomponenten werden im Selektor entfernt?
- Welche Bedeutung hat die Sauerstoffversorgung auf die Substratentfernung und auf die Vorgänge im Selektor?
- Wie wirkt sich die Selektorgröße bzw. die Aufenthaltszeit auf die Vorgänge im Selektor aus?

### **5.3.2 Untersuchungsmethodik**

#### **5.3.2.1 CSB-Bilanz**

Zur Erfassung der Vorgänge im Selektor wurde vom Zulauf die Fracht an gelöstem (membranfiltriert  $0,45\mu$ ) und partikulärem CSB sowie die Fracht an gelöstem CSB im Rücklaufschlamm bestimmt, sowie die Fracht an gelöstem CSB im Ablauf des Beckens, über das die Bilanz erstellt werden soll, wobei anzumerken ist, daß die Erstellung einer geschlossenen CSB-Bilanz nicht möglich ist, da die Schlammkonzentration nicht mit ausreichender Genauigkeit bestimmt werden kann. Da im Selektor sehr hohe Substratumsätze auftreten, ist der Probenahme im Ablauf des Selektors besondere Aufmerksamkeit zu schen-

ken. Um eine Reduktion des gelösten CSB während der Handhabung der Probe möglichst auszuschließen, muß eine sehr rasche Abtrennung der Biomasse erfolgen. Die Proben wurden sofort nach der Entnahme aus dem Selektor faltenfiltriert. Das Filtrat der ersten 30 Sekunden wurde im Anschluß daran membranfiltriert und zur Analyse verwendet. Zur Erstellung einer Bilanz ist auch die Erfassung des Sauerstoffverbrauches erforderlich. Solange die Atmung im Selektor kleiner ist als die Sauerstoffzufuhr, kann der Sauerstoffverbrauch mittels Atmungsmessung bestimmt werden. Um die aktuelle Atmung im Selektor zu erfassen, ist es notwendig, die Atmungsmessung möglichst rasch nach der Entnahme des Schlammes durchzuführen. In der Praxis läßt sich die Messung innerhalb von 1 bis 1,5 Minuten nach Probenahme realisieren. Wenn der Sauerstoffverbrauch größer ist als die Zufuhr, dann muß der Sauerstoffverbrauch aus der Zufuhrleistung des Belüftungssystems bestimmt werden.

Tabelle 6: Umrechnung der Säurekonzentration auf CSB-Konzentration

Organische Säure	Abkürzung	Strukturformel	Umrechnungs-f. CSB
Milchsäure	M	CH <sub>3</sub> -CHOH-COOH	1,244
Ameisensäure	A	HCOOH	0,348
Essigsäure	E	CH <sub>3</sub> -COOH	1,067
Propionsäure	P	CH <sub>3</sub> -CH <sub>2</sub> -COOH	1,514
Buttersäure	B	CH <sub>3</sub> -CH <sub>2</sub> -CH <sub>2</sub> -COOH	1,818
Isovaleriansäure	I	CH <sub>3</sub> -CHCH <sub>3</sub> -COOH	2,039
Normalvaleriansäure	N	CH <sub>3</sub> -CH <sub>2</sub> -CH <sub>2</sub> -CH <sub>2</sub> -COOH	2,039

Zur Gewinnung zusätzlicher Information wurde bei einer Reihe von Messungen von den filtrierten Proben NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N und PO<sub>4</sub>-P bestimmt. Weiters wurden die Proben auf Milch-, Ameisen-, Essig-, Propion-, Butter-, Isobutter-, Isovalerian- und Normalvaleriansäure untersucht. Damit die Säurekonzentrationen mit den CSB-Konzentrationen vergleichbar werden, ist eine stöchiometrische Umrechnung von mg/l Säure auf mg/l CSB erforderlich. Die Summe der auf CSB umgerechneten Säurekonzentrationen wird als CSB<sub>s</sub> bezeichnet.

### 5.3.2.2 Standversuche

Neben den CSB-Bilanzen wurden noch Standversuche durchgeführt. Für die Standversuche wurden 3,8 l fassende Versuchsbehälter aus Plexiglas verwendet (siehe Abbildung 12), die ein feinblasiges Belüftungselement eingebaut haben.

Weiters sind diese Versuchsbehälter mit einer eingebauten Sauerstoffsonde ausgerüstet. Sauerstoffsonde und Belüfter sind so angeordnet, daß bei eingeschalteter Belüftung die aufsteigenden Luftblasen die Sauerstoffmessung nicht stören. Die Versuchsbehälter sind mit dicht schließenden Deckeln ausgestattet, die eine Öffnung mit einem Durchmesser von 30 Millimetern haben, durch die die bei der Belüftung zugeführte Luft entweichen kann oder eine Probe gezogen werden kann. Der Sauerstoffgehalt wird während der Versuche aufgezeichnet. Wenn die Belüftung kurzzeitig ausgeschaltet wird, kann aus dem Abfall des Sauerstoffgehaltes die Atmung bestimmt werden.

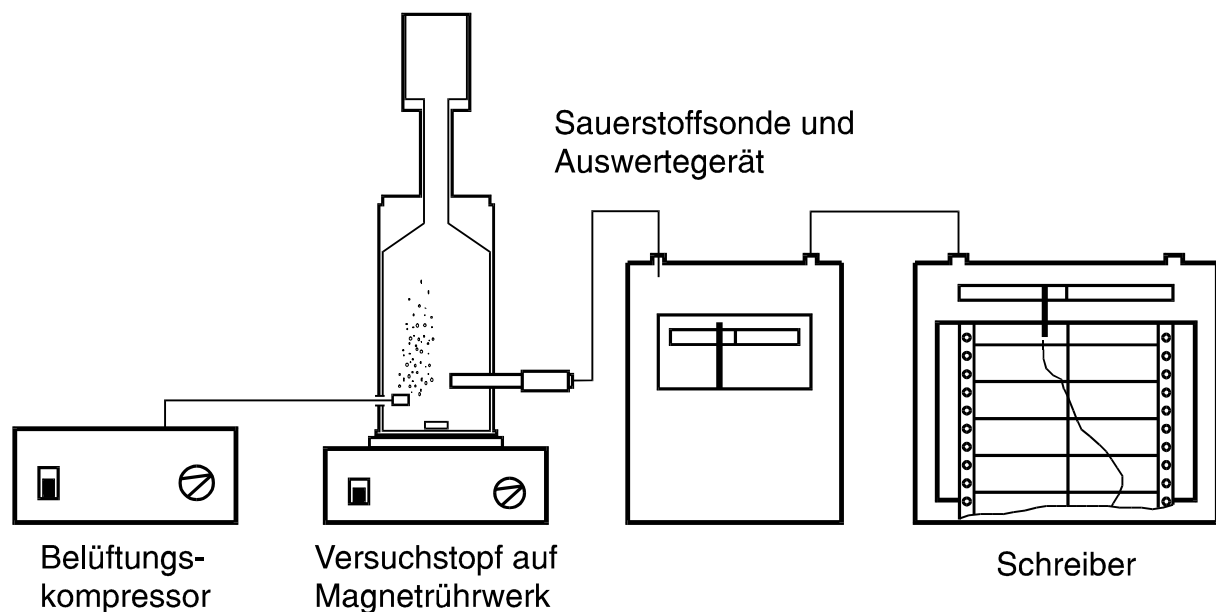


Abbildung 12: Versuchsapparatur für die Standversuche

Bei den Standversuchen wurde Zulauf- und Rücklaufschlamm gemischt, Sauerstoff zugeführt, und in kurzen Zeitintervallen Proben gezogen. Die Probennahme wurde auf den jeweiligen Versuch abgestimmt. Zu Versuchsbeginn wurde meist ein Probennahmeintervall von einer oder zwei Minuten gewählt. Die Analytik wurde analog zu den CSB-Bilanzen durchgeführt, wobei bei den während der Versuche gezogenen Proben stets auf eine rasche Schlammabtrennung geachtet wurde. Um eine Nährstofflimitierung auszuschließen, wurde bei den meisten Versuchen mit Abwasserproben, die ein unausgewogenes CSB : N : P Verhältnis hatten, Ammonium und Phosphat zugegeben. Um einen Sauerstoffverbrauch durch Nitrifikation auszuschließen wurden 5 mg/l Alylthioharnstoff zugegeben.

### 5.3.2.3 Bestimmung des leicht abbaubaren Substrates

EKAMA *et al.* (1986) beschreibt eine Methode zur Bestimmung des leicht abbaubaren Substrates im Abwasser. Dabei wird vorgeschlagen, das Mischungsverhältnis von Abwasser und Belebtschlamm so zu wählen, daß eine Maximalatmung von ca. 70 mg/(l.h) erreicht wird. Die Substratmenge soll so gewählt werden, daß die Zeit von Versuchsbeginn, also dem Zeitpunkt der Mischung von Abwasser und Schlamm, und Beginn der Belüftung bis zu dem Zeitpunkt, zu dem die Atmung des Schlammes auf die Grundatmung zurückgeht, ca. 1,0 bis 1,5 Stunden dauert. Dabei wird angenommen, daß zum Zeitpunkt, zu dem die Grundatmung erreicht wird, das leicht abbaubare Substrat abgebaut ist. Die Atmung wird in Abständen von wenigen Minuten gemessen. Der Sauerstoffverbrauch, der die Grundatmung übersteigt, wird als Maß für die Menge an leicht abbaubarem Substrat herangezogen. Für die Bestimmung wird vorausgesetzt, daß gilt:

$$\Delta OV + Y_H \cdot \eta CSB = \eta CSB \quad (5.1)$$

Dann errechnet sich die Menge an leicht abbaubarem Substrat zu:

$$S_S = \frac{1}{1 - Y_H} \cdot \Delta OV \cdot \frac{(V_{BS} + V_{Abw})}{V_{Abw}} \quad \text{mgCSB/l} \quad (5.2)$$

$S_S$	leicht abbaubares Substrat (mg/l)
$Y_H$	Ausbeutekoeffizient (-)
$\Delta OV$	Sauerstoffverbrauch für den Abbau des leicht abbaubaren Substrates (mg/l)
$V_{BS}$	gewählte Belebtschlammmenge (l)
$V_{Abw}$	gewählte Abwassermenge (l)

In der Abbildung 13 ist der Verlauf der Atmung eines nach der oben beschriebenen Methode durchgeführten Versuches dargestellt.  $\Delta OV$  erhält man durch Aufsummieren des die Grundatmung übersteigenden Sauerstoffverbrauches über die Versuchszeit. Dieser Wert entspricht der Fläche, die zwischen der horizontalen Linie der Grundatmung und der aktuellen Atmungslinie liegt (Abbildung 13). EKAMA *et al.* (1986) schlagen vor, für die Berechnung von  $S_S$  ein  $Y_H$  von 0,67 g/g anzusetzen.

Der Versuch, dessen Atmungslinie in Abbildung 13 dargestellt ist, wurde mit 0,4 l Belebtschlamm und 3,5 l Abwasser durchgeführt. Die membranfiltrierte Abwasserprobe hatte eine CSB-Konzentration von 723 mg/l, im Belebtschlamm

wurden 37 mg/l gelöster CSB gemessen. Wertet man den Versuch mit einem  $Y_H$  von 0,67 aus, so erhält man 331 mg/l leicht abbaubaren CSB, was einem Anteil von 46 % bezogen auf den gelösten CSB des Abwassers ergibt. Aus der Abbildung 14 ist der Verlauf des gelösten CSB des gleichen Versuches dargestellt. Daraus ist zu ersehen, daß bis zum Erreichen der Grundatmung wesentlich mehr als 331 mg/l gelöster CSB entfernt werden. Unter der Annahme, daß der gelöste CSB im Belebtschlamm, der ja dem gelösten CSB im Ablauf der Kläranlage entspricht, inert ist, so kann die Substratmenge, die bis zum Erreichen der Grundatmung entfernt wurde, nach folgender Gleichung berechnet werden:

$$S_S = \left( 1 - \frac{CSB_{OVG} \cdot (V_{Abw} + V_{BS}) - CSB_{BS} \cdot V_{BS}}{CSB_{Abw} \cdot V_{Abw}} \right) \cdot CSB_{Abw} \quad (5.3)$$

- $S_S$  leicht abbaubares Substrat (mg/l)  
 $V_{BS}$  gewählte Belebtschlammmenge (l)  
 $V_{Abw}$  gewählte Abwassermenge (l)  
 $CSB_{Abw}$  Konzentration an gelöstem CSB im Abwasser (mg/l)  
 $CSB_{BS}$  Konzentration an gelöstem CSB im Belebtschlamm (mg/l)  
 $CSB_{OVG}$  Konzentration an gelöstem CSB im Versuch zum Zeitpunkt, zu dem die Grundatmung erreicht wird (mg/l)

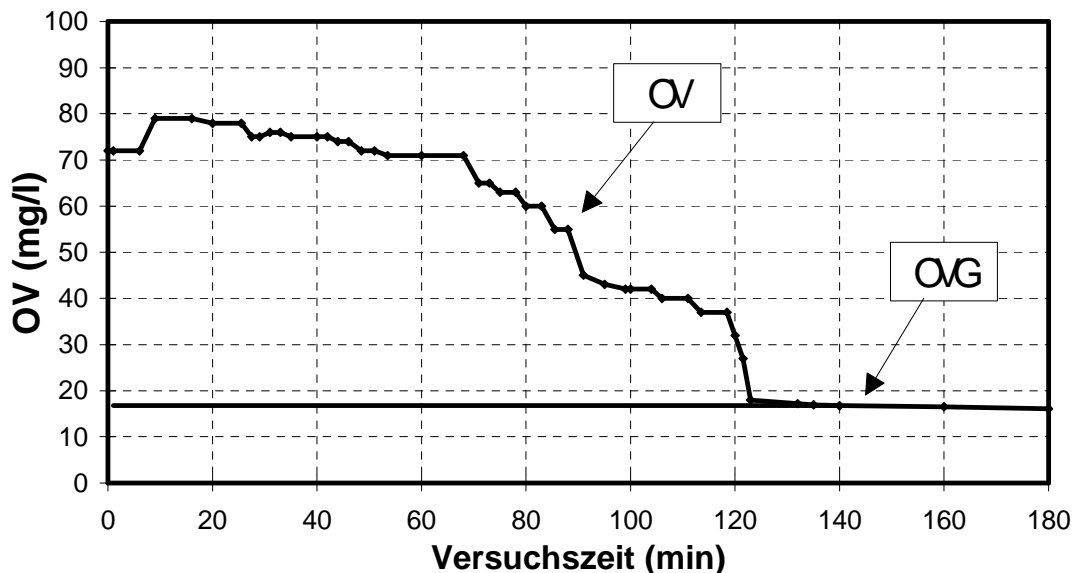


Abbildung 13: Atmungslinie eines Standversuches zur Bestimmung des Anteil an leicht abbaubarem Substrat nach der Methode von EKAMA *et al.* (1986)

Wertet man den oben beschriebenen Versuch nach Gleichung 5.3 aus, so erhält man ein  $S_S$  von 577 mg CSB/l oder 80 % des gelösten CSB des Abwassers. Setzt man den so erhaltenen Wert für  $S_S$  in die Gleichung 5.2 ein, kann daraus  $Y_H$  errechnet werden, der sich für dieses Beispiel zu 0,81 ergibt.

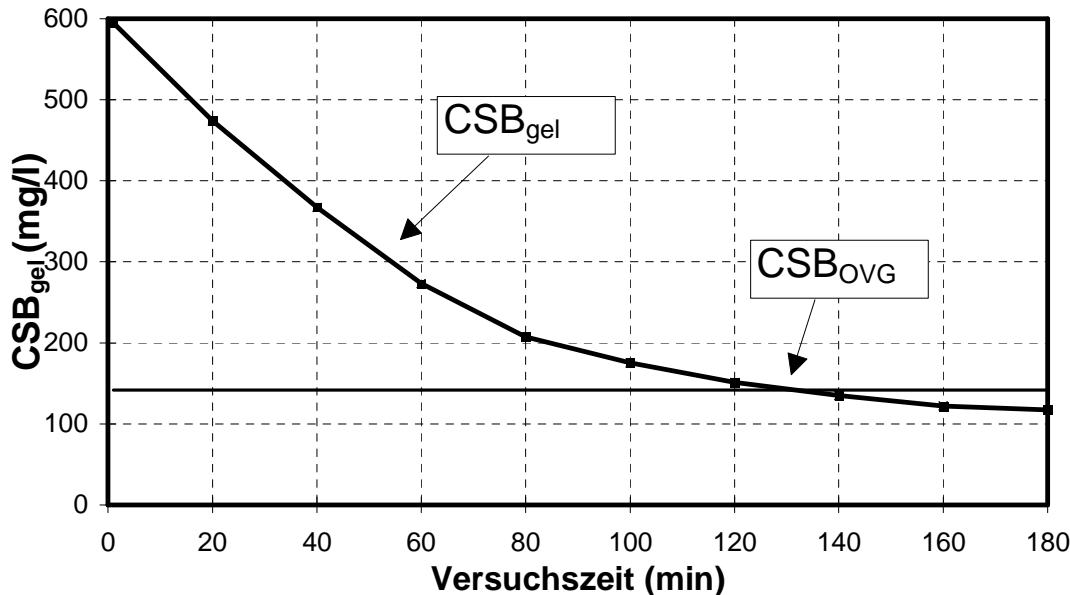


Abbildung 14: Verlauf der  $CSB_{gel}$ -Konzentration bei einem Standversuch mit wenig Schlamm

Bei einer Versuchsserie mit Abwasser und Schlamm der BARA Leopoldsdorf in der Kampagne 1993/94 und bei der Auswertung nach Gleichung 5.2 erhält man einen  $S_S$ -Anteil bezogen auf den gelösten CSB von 35 bis 50 %. Bei einer Auswertung nach Gleichung 5.3 erhält man einen  $S_S$ -Anteil bezogen auf den gelösten CSB von 70 bis 80 %. Eine Rückrechnung von  $Y_H$  ergibt Werte von 0,75 bis 0,90 (Siehe Tabelle 7).

Die Tatsache, daß die Bestimmung von  $S_S$  nach Gleichung 5.2 zu einem zu kleinen Anteil an leicht abbaubarem Substrat führt, ist darauf zurückzuführen, daß zugrundegelegt wird, daß die Elimination des leicht abbaubaren Substrates durch direkten aeroben Abbau und Bakterienwachstum angenommen wird und die Substratspeicherung nicht berücksichtigt wird. Im gegenständlichen Fall spielt die Speicherung eine entscheidende Rolle. Der Einfluß der Speicherung bei der Entfernung des leicht abbaubaren Substrates wird im weiteren Verlauf dieser Arbeit noch ausführlich behandelt.



Tabelle 7: Leicht abbaubares Substrat im Zulauf der BARA Leopoldsdorf in der Kampagne 1993/94

Datum	CSB <sub>Abw,ges</sub> mg / l	CSB <sub>Abw,gel</sub> mg / l	CSB <sub>BS</sub> mg / l	CSB <sub>OVG</sub> mg / l	$\Delta$ OV mg / l	V <sub>BS</sub> l	V <sub>Abw</sub> l	S <sub>s</sub> aus $\Delta$ OV und Y <sub>H</sub> =0,67 mg / l	S <sub>s</sub> /CSB <sub>Abw,ges</sub> %	S <sub>s</sub> aus CSB <sub>gel</sub> mg / l	S <sub>s</sub> /CSB <sub>Abw,ges</sub> %	Y <sub>H</sub> -
12.10.93	500	444	34		31	2,0	1,8	196	44			
12.10.93	500	444	34		35	1,8	2,0	200	45			
14.10.93	422	370	34	105	44	0,4	3,5	147	40	256,9	69	0,81
14.10.93	422	370	34	112	46	0,4	3,5	154	42	249,1	67	0,79
14.10.93	581	497	34	115	55	0,4	3,5	184	37	372,7	75	0,84
14.10.93	581	497	34	112	56	0,4	3,5	187	38	376,1	76	0,83
21.10.93		529	30	145	53	0,4	3,5	177	33	370,9	70	0,84
27.10.93		523	26	156	86	0,4	3,5	287	55	352,1	67	0,73
28.10.93		723	37	135	99	0,4	3,5	331	46	576,8	80	0,81
30.10.93		685	30	116	89	0,4	3,5	298	43	559,2	82	0,82
30.10.93		606	30	51		1,2	0,7			519,0	86	
19.11.93			68		41	0,4	3,5	137				
23.11.93		430	61	140	61	0,5	3,5	209	49	278,7	65	0,75
24.11.93		373	25	50	36	2,0	2,0	216	58	298,0	80	0,76
26.11.93		444	25	70	37	2,0	2,0	222	50	329,0	74	0,78
06.12.93		1053	40	150	62	1,9	2,0	363	34	798,5	76	0,85
07.12.93		677	111	137	35	1,9	2,0	205	30	515,3	76	0,87
18.12.93		490	51	70		2,2	1,6			393,9	80	
18.12.93		534	53	99		2,2	1,6			371,8	70	
20.12.93		543	57	108		2,3	1,5			356,8	66	
20.12.93		442	62	87		2,3	1,5			316,7	72	

### 5.3.3 Abwasserbeschaffenheit und Substratentfernung

#### 5.3.3.1 Abwasserbeschaffenheit

Im Abwasser einer Zuckerfabrik sind fast ausschließlich Eluate aus Rübe und der den Rüben anhaftenden Erde sowie Pülperteilchen und feinste mineralische Teilchen, die im Vorklärbecken bzw. im Schwemmwasserkreislauf nicht abgetrennt werden. Ein Großteil der organischen Verschmutzung gelangt primär als Zucker in das Abwasser. Bevor das Abwasser in das Belebungsbecken gelangt, kommt es meist zu erheblichen Umsetzungsvorgängen, vor allem zu einer Versäuerung des Abwassers. Beim Wasserschema des Werkes Leopoldsdorf wird der Wasserkreislauf über die Belebung geführt. Die meisten Abwässer aus der Produktion werden als Wasch- und Schwemmwasser weiterverwendet. Alle Abwässer werden gemeinsam über das Vorklärbecken mit einer Aufenthaltszeit von drei bis vier Stunden geführt, wo ein Großteil der Umsetzungsvorgänge

stattfindet. Der Grad der Versäuerung im Vorklärbecken hängt vor allem von der mit dem Waschwasser und der Erde in die Vorklärung eingebrachten Biomasse ab. Zu Beginn der Kampagne, wenn die verarbeitete Rübe noch frisch ist, werden nur 20 bis 40 % der gelösten Abwasserinhaltsstoffe versäuert. Mit Fortschreiten der Kampagne und längerer Lagerzeit der Rübe kommt es im Rübenstapel zunehmend zu anaeroben Bereichen und auch zu anaeroben Umsetzungsvorgängen. Die verstärkte Animpfung mit anaerober Biomasse führt zu einer weitgehenden Versäuerung der gelösten Abwasserinhaltsstoffe. Der Rücklauf aus den Erdkassetten, der rund 20 % der Schmutzfracht liefert, ist immer stark versäuert. Beim Wasserschema des Werkes Hohenau kommen zwei getrennte Abwasserteilströme zur Belebung. Der Rücklauf aus den Erdkassetten ist immer stark versäuert und liefert 50 bis 80 % der Schmutzfracht. Die Versäuerung findet sowohl im Wasch- und Schwemmwasserkreislauf als auch in den Erdkassetten statt. Der zweite Abwasserteilstrom, dessen mengenmäßig größter Anteil das Fallwasser ist, kommt nach einer Fließzeit von wenigen Minuten in die Belebung. Der Großteil der organischen Schmutzfracht dieses Abwasserteilstromes gelangt als Zucker in den Zulauf der Belebung.

Tabelle 8: Abwasserzusammensetzung

		Leopoldsdorf 1993		Leopoldsdorf 1994		Hohenau 1995	
		Mittelw.	Standab.	Mittelw.	Standab.	Mittelw.	Standab.
BSB <sub>5</sub>	mg/l	355	193	449	148	383	89
CSB	mg/l	661	288	920	253	788	179
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	(4,0)	---	(8,0)	---	11,9	3,2
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	0,0	---	0,0	---	0,0	---
N-Ges.	mg/l	13,5	4,7	20,9	7,0	(25)	---
P-Ges.	mg/l	(1,0)	---	(1,0)	---	0,51	0,29

Das Abwasser der beiden Fabriken so wie es im Zulauf zur Belebung vorliegt, unterscheidet sich anhand des Summenparameters CSB kaum voneinander und kann folgendermaßen beschrieben werden: Es ist etwa doppelt so hoch konzentriert wie typisches kommunales Abwasser und arm an Stickstoff und Phosphor. Der Großteil der organischen Verschmutzung liegt in gelöster Form vor. Die Tabelle 8 gibt einen Überblick über die Abwasserzusammensetzung für die Zeiträume, in denen die im weiteren Verlauf dieser Arbeit beschriebenen Untersuchungen durchgeführt wurden. Zur näheren Charakterisierung der Abbaubarkeit wird der CSB in Fraktionen aufgeschlüsselt (Tabelle 9), wobei der gelöste leicht abbaubare CSB in den als Säuren vorliegenden Teil, CSB<sub>S</sub> und den nicht

versäuerten, vorwiegend als Zucker vorliegenden Teil,  $CSB_Z$  aufgeteilt werden kann. Der relative Anteil der in Tabelle 9 angeführten CSB-Fractionen variiert nur in sehr engen Grenzen. Zwischen  $CSB_S$  und  $CSB_Z$  gibt es beträchtlicher Verschiebungen.

Tabelle 9: CSB-Fractionen des Abwassers

Fraktion	Anteil von CSB ges.
partikulärer CSB	17 %
gelöster leicht abbaubarer CSB	65%
gelöster schwer abbaubarer CSB	15 %
gelöster nicht abbaubarer CSB	3 %

### 5.3.3.2 Substratentfernung im Standversuch

Wird Ablauf Vorklärbecken und Rücklaufschlamm etwa im Verhältnis 1:1 entsprechend einem Rücklaufschlammverhältnis von 1,0 gemischt und belüftet, kommt es bei Zuckerfabriksabwasser zu drei Bereichen mit verschiedenen Substratentfernungsgeschwindigkeiten. Der Verlauf der Substratentfernung ist von der Sauerstoffversorgung, von der Menge der vorhandenen Bakterienmasse, von der Substratkonzentration und von der Substratbeschaffenheit abhängig. In den ersten Minuten kommt es zu einer sehr hohen Substratentfernungsgeschwindigkeit, danach gibt es einen Bereich mit einer wesentlich geringeren Substratentfernungsgeschwindigkeit. Wenn im Versuch keine Sauerstofflimitierung auftritt, ist der Sauerstoffverbrauch im ersten und zu Beginn des zweiten Bereiches gleich groß und entspricht der Maximalatmung des Schlammes. Im Bereich 2 nimmt der Sauerstoffverbrauch stufenweise ab. Schließlich tritt ein Bereich mit einer sehr kleinen Substratentfernungsgeschwindigkeit auf. Beim Übergang vom zweiten auf den dritten Bereich erreicht die Konzentration an gelöstem CSB ca. die zweifache Ablaufkonzentration, und die Atmung geht von der Maximalatmung auf etwa den zweifachen Wert der Grundatmung im Belebungsbecken zurück. Wird der Versuch weitergeführt, so wird nach 6 bis 8 Stunden, das entspricht der Belüftungszeit des Abwassers im Belebungsbecken, die Ablaufkonzentration erreicht und die Atmung entspricht der Grundatmung im Belebungsbecken. Der Verlauf der Substratentfernung steht direkt mit der Abwasserbeschaffenheit in Zusammenhang. Im Bereich 1 (Abbildung 15) mit der größten Entfernungsgeschwindigkeit überlagert sich die Entfernung von  $CSB_Z$  mit  $CSB_S$ . Die Substratentfernungsgeschwindigkeit für den gelösten CSB, ( $v_{gel}$ ), setzt sich in diesem Bereich aus der Substratentfernungsgeschwindigkeit für  $CSB_Z$ , ( $v_Z$ ), und aus der Substratentfernungsgeschwindigkeit für den

CSB<sub>s</sub>, ( $v_s$ ), zusammen. Sobald CSB<sub>z</sub> entfernt ist, wird  $v_z$  Null. Im zeitlichen Verlauf eines Versuches wird  $v_z$  mit sinkender Konzentration an CSB<sub>z</sub> etwas kleiner. Eine ausgeprägte Abhängigkeit von  $v_z$  von der Konzentration des CSB<sub>z</sub> ist bei den rasch ablaufenden Standversuchen jedoch nicht zu erkennen. Im Bereich 2 tritt nur  $v_s$  auf, wobei sich  $v_s$  aus den Eliminationsgeschwindigkeiten der einzelnen niedrigen Fettsäuren zusammensetzt. Sobald eine Säure verbraucht ist, reduziert sich  $v_s$  um diesen Anteil. Der Wert von  $v_s$  ist in der Regel im Verlauf eines Versuches nicht konstant. Milch- und Essigsäure haben mengenmäßig stets den größten Anteil von CSB<sub>s</sub> und werden wesentlich rascher entfernt als Propion- oder Valeriansäure. Milch- und Essigsäure sind meist zum gleichen Zeitpunkt verbraucht. Ist Propion- oder Valeriansäure vorhanden, so kommt es zu einem ausgeprägten Knick im Verlauf von  $v_s$ . Sobald das leicht abbaubare gelöste Substrat entfernt ist, kommt es im Bereich 3 nur noch zu einer sehr langsamen Reduktion des gelösten CSB.

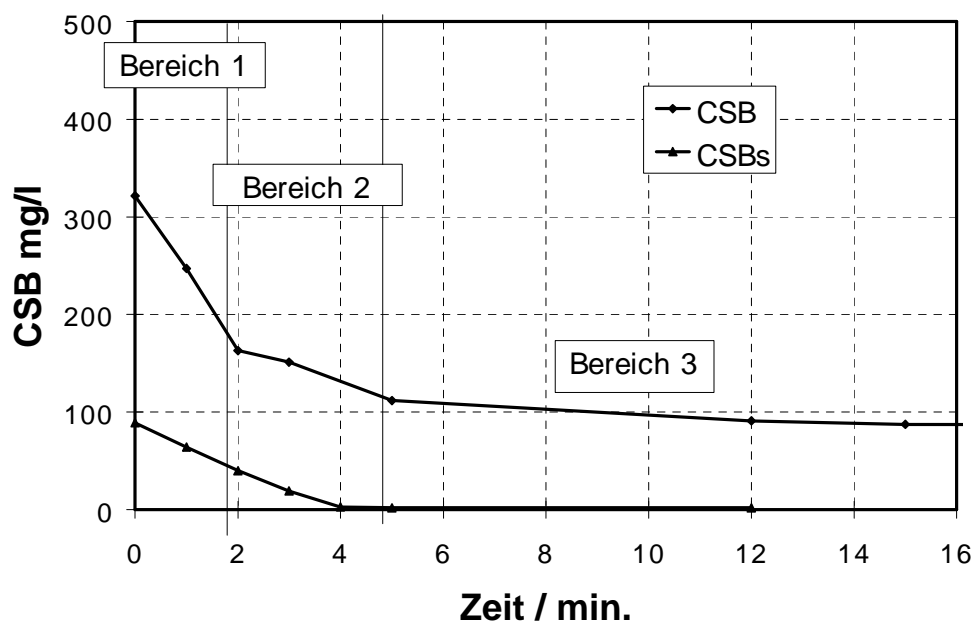


Abbildung 15: Verlauf der Entfernung des gelösten CSB, Versuch vom 18.10.1994

In Abbildung 16 und Abbildung 17 wird der Verlauf der Substratentfernung in Abhängigkeit von der Substratbeschaffenheit noch einmal dokumentiert. Die Abbildung 16 zeigt den Verlauf der CSB-Entfernung von zwei parallel durchgeführten Versuchen. In beiden Fällen wurde Rücklaufschlamm und Zulauf im Verhältnis 1:1 gemischt. Beim Versuch 1.2 wurde jedoch der CSB mit einer konzen-

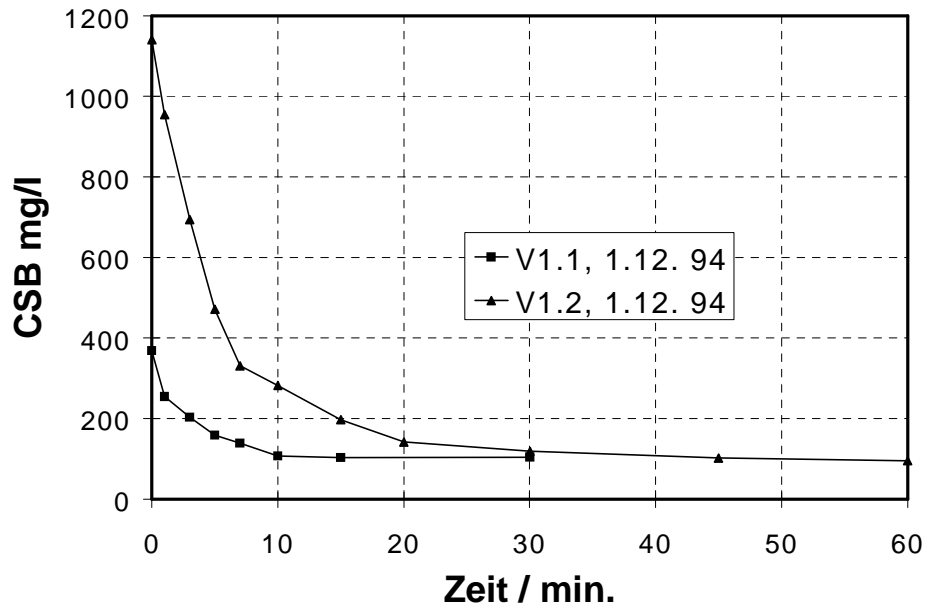


Abbildung 16: Verlauf der Entfernung des gelösten CSB, Versuche vom 1.12.1994

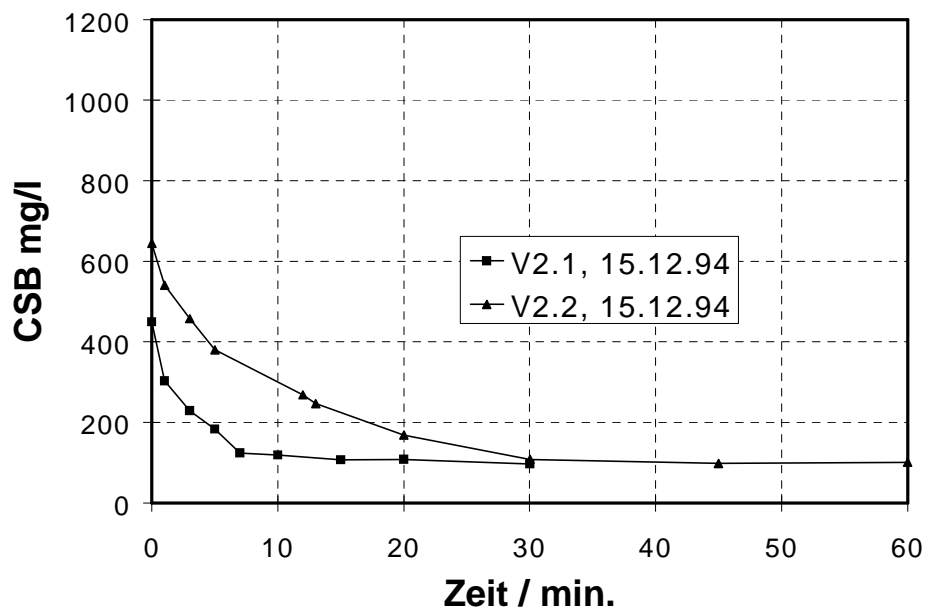


Abbildung 17: Verlauf der Entfernung des gelösten CSB, Versuche vom 15.12.1994

trierten Zuckerlösung (Saccharose) aufgestockt. Die Abbildung 17 zeigt ebenfalls den Verlauf der Substratentfernung von zwei parallelen Versuchen mit gleicher Versuchsanordnung wie oben. Beim Versuch 2.2 wurde 50 % des Zulaufs durch stark versäuerten höher konzentrierten Rücklauf aus der Erdkassette ersetzt. Die Abwasserbeschaffenheit war bei den Versuchen 1.1 und 2.1 sehr ähnlich und die beiden Versuche zeigen auch einen ähnlichen Verlauf der CSB-Entfernung. Vergleicht man die Versuche 1.1 und 1.2 so kann man erkennen, daß der zugegebene Zucker zu Versuchsbeginn mit hoher Geschwindigkeit entfernt wird. Nachdem der Zucker entfernt ist, wird die Substrateliminationsgeschwindigkeit kleiner und entspricht der Geschwindigkeit für die Entfernung der Säuren. Bei Versuch 2.2, wo nur sehr wenig nicht versäuertes leicht abbaubares Substrat vorhanden war, kommt es zu Versuchsbeginn zu keinem ausgeprägtem Bereich mit hoher Substratentfernungsgeschwindigkeit.

In der Abbildung 18 ist der Verlauf der einzelnen Substratkomponenten für den Versuch 1.2 dargestellt, wobei die einzelnen Komponenten übereinander aufgetragen sind, und die Konzentration einer Komponente als Distanz zur darunter aufgetragenen Komponente darstellt ist. In der Abbildung 19 ist der Verlauf der einzelnen Substratkomponenten für den Versuch 2.2 in gleicher Weise dargestellt.

Die Dauer, bis eine Substanz, z.B. Milchsäure, weitgehend entfernt ist, ist also von der Menge der Substanz zu Versuchsbeginn abhängig. Sobald eine Substanz entfernt ist, gibt es einen Knick im Verlauf der Entfernung des  $CSB_{gel}$ . Die hohe Substratentfernungsgeschwindigkeit zu Versuchsbeginn setzt sich also aus den Geschwindigkeiten der Entfernung der einzelnen Substanzen zusammen. Die Substratentfernungsgeschwindigkeit ist somit eine Funktion des Substratspektrums und der Adaptierung des Schlammes an dieses Substratspektrum.

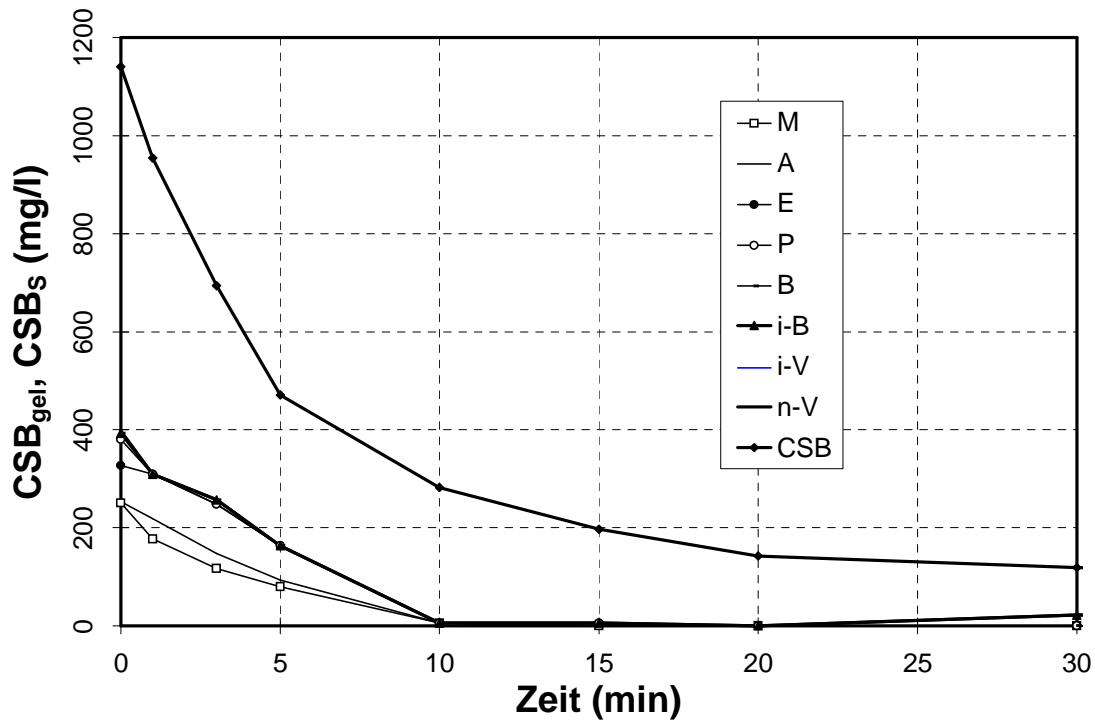


Abbildung 18: Verlauf der Entfernung des gelösten CSB und der org. Säuren, Versuch 1.2 vom 1.12.1994

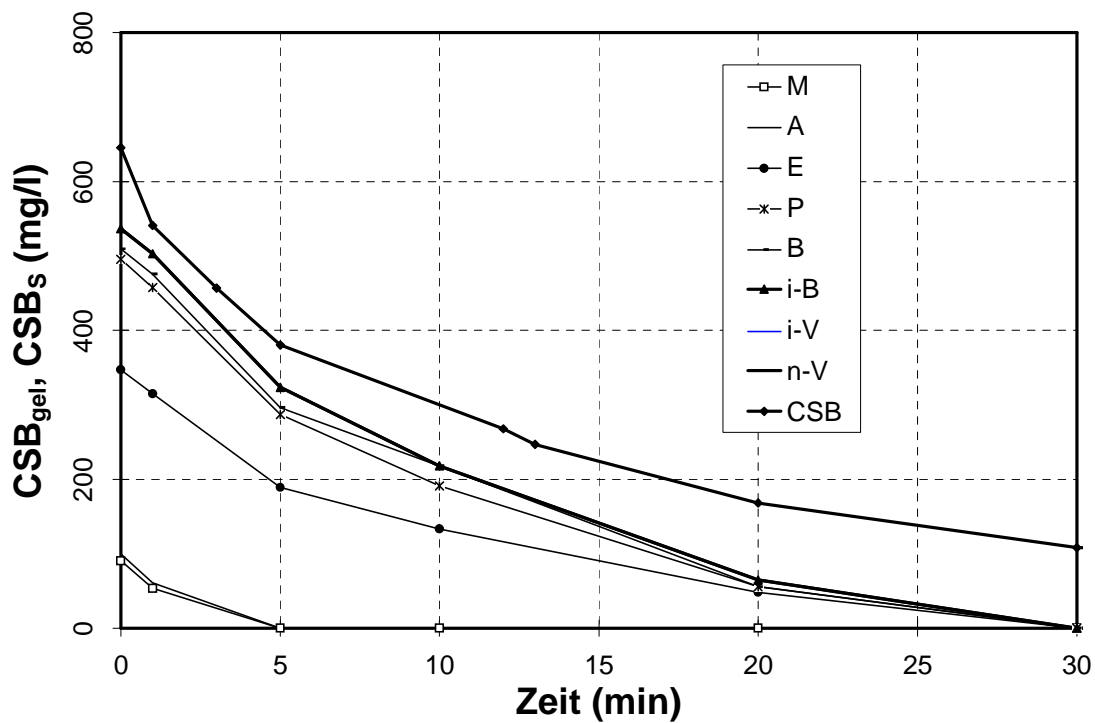


Abbildung 19: Verlauf der Entfernung des gelösten CSB und der org. Säuren, Versuch 2.1 vom 15.12.1994

### 5.3.4 Vergleichbarkeit von Standversuch und CSB-Bilanz

Nachdem die Entfernung der verschiedenen Stoffe nebeneinander verläuft und die Eliminationsgeschwindigkeit nur wenig von der Konzentration abhängig ist, müßte theoretisch nach einer Versuchsdauer, die der mittleren Verweilzeit in einer Selektorkaskade entspricht, bei gleichen Randbedingungen im Selektor und im Standversuch die gleiche Substratmenge entfernt werden und auch das gleiche Substratspektrum auftreten. Bei normaler Belastung wird innerhalb von 5 Minuten das vorhandene, leicht abbaubare gelöste Substrat entfernt. Ein Vergleich des Säurespektrums ist daher nur bei erhöhter Belastung möglich, wenn das leicht abbaubare gelöste Substrat in der ersten Selektorkaskade nur teilweise entfernt wird. Die Messungen haben gezeigt, daß bei gleichen Randbedingungen im Selektor und Versuch nach einer Versuchsdauer, die der Aufenthaltszeit in der Selektorkaskade entspricht, nahezu die gleichen Säurespektren auftreten (Tabelle 10). Im Standversuch laufen also die gleichen Vorgänge ab wie im Selektor im Durchlaufbetrieb. Die Standversuche sind geeignet, die Vorgänge im Selektor detaillierter zu erfassen. Die Daten aus den Standversuchen sind in vielen Fällen direkt mit den Daten der CSB-Bilanzen im Selektor vergleichbar.

Tabelle 10: Vergleich von CSB-Bilanz und Standversuch

		CSB	OV	M	A	E	P	B	i-B	i-V	n-V
		mg/l	mg/l*h	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
18.12.93	CSB-Bil	148	180	0	14	34	5	5			
	Versuch	154	195	5	11	32	8	0			
23.11.94	CSB-Bil	106	380	5		30	15				
	Versuch	159	402	12		35	20				
01.12.94	CSB-Bil	223	380	60	10	40					
	Versuch	158	444	55	15	35					
22.11.95	CSB-Bil	205	380	10	6	40	6			18	
	Versuch	191	400	10	8	34	5			15	

### 5.3.5 Sauerstoffverbrauch für die Substratelimination im Selektor

Bei der Substratelimination in einer hochbelasteten Kontaktzone mit einer Aufenthaltszeit von 5 bis 10 Minuten, bezogen auf Abwasserzufluß und Rücklaufschlammmenge wird davon ausgegangen, daß der partikuläre CSB gemäß der Einteilung nach Tabelle 9 durch Adsorption in die Schlammflocke eingebunden



wird, und die Hydrolyse in der zur Verfügung stehenden Zeit vernachlässigbar ist. Wenn vernachlässigbar wenige leicht abbaubare Hydrolyseprodukte aus den partikulären Stoffen des Zulaufes entstehen, dann kann auch der Sauerstoffbedarf für die Elimination dieser Hydrolyseprodukte vernachlässigt werden. Weiters wird angenommen, daß das schwer abbaubare gelöste Substrat innerhalb von 5 bis 10 Minuten ebenfalls nicht angegriffen wird. Durch das geringe Ammoniumangebot kann sich keine stabile Nitrifikation entwickeln. Es konnte nur in wenigen Fällen eine Stickstoffatmung von bis ca. 5 mg/(l.h) gemessen werden. Der Sauerstoffverbrauch für die Nitrifikation ist im Selektor ebenfalls vernachlässigbar. Bei den Laborversuchen wurde die gegebenenfalls vorhandene Nitrifikation durch Zugabe von ATH gehemmt. Der Sauerstoffverbrauch im Selektor bzw. bei den den Bedingungen im Selektor möglichst nahekommenden Standversuchen ergibt sich aus der endogenen Atmung des Schlammes und dem Sauerstoffverbrauch für die Elimination des leicht abbaubaren gelösten Substrates. Der Sauerstoffverbrauch für die Substratelimination im Selektor errechnet sich zu:

$$a_{\text{CSB}} = \frac{\text{OVC} - \text{OVG}}{V_{\text{ges}}} \quad (\text{g O}_2/\text{gCSB}) \quad (5.4)$$

$a_{\text{CSB}}$	spezifischer Sauerstoffverbrauch für die Entfernung der Kohlenstoffverbindungen (g O <sub>2</sub> /gCSB)
OVC	aktuelle Kohlenstoffatmung (g O <sub>2</sub> /(m <sup>3</sup> .h))
OVG	Kohlenstoffgrundatmung (g O <sub>2</sub> /(m <sup>3</sup> .h))
$V_{\text{ges}}$	Substratentfernungsgeschwindigkeit (g CSB/(m <sup>3</sup> .h))

$a_{\text{CSB}}$  ist von der Substratbeschaffenheit und dem damit verbundenen Abbauverhalten abhängig. In der Abbildung 20 ist der Sauerstoffbedarf für die Substratelimination  $a_{\text{CSB}}$  über dem Anteil an organischen Säuren bezogen auf die gesamte Menge an leicht abbaubarem gelösten Substrat  $S_s$  aufgetragen. Durch lineare Regression der Datenpunkte erhält man eine Ausgleichsgerade mit der Funktion  $y = 0,222.x - 0,003$ . Daraus kann abgeleitet werden, daß für die Elimination des nicht als organische Säuren vorliegenden Substrates kein Sauerstoff verbraucht wird. Die Versuche haben aber gezeigt, daß für die Substratelimination ein Sauerstoffverbrauch von mindestens 5 bis 8 % des entfernten CSB erforderlich sind, auch wenn das eliminierte Substrat kaum versäuert war. Sämtliche Datenpunkte liegen zwischen den beiden durch den Koordinatenursprung gehenden Geraden mit dem Anstieg 0,1 und 0,35. Für die Elimination der organischen Säuren werden mindestens 0,1 g O<sub>2</sub>/CSB<sub>S-elim.</sub> und maximal 0,35 g O<sub>2</sub>/CSB<sub>S-elim.</sub> benötigt.

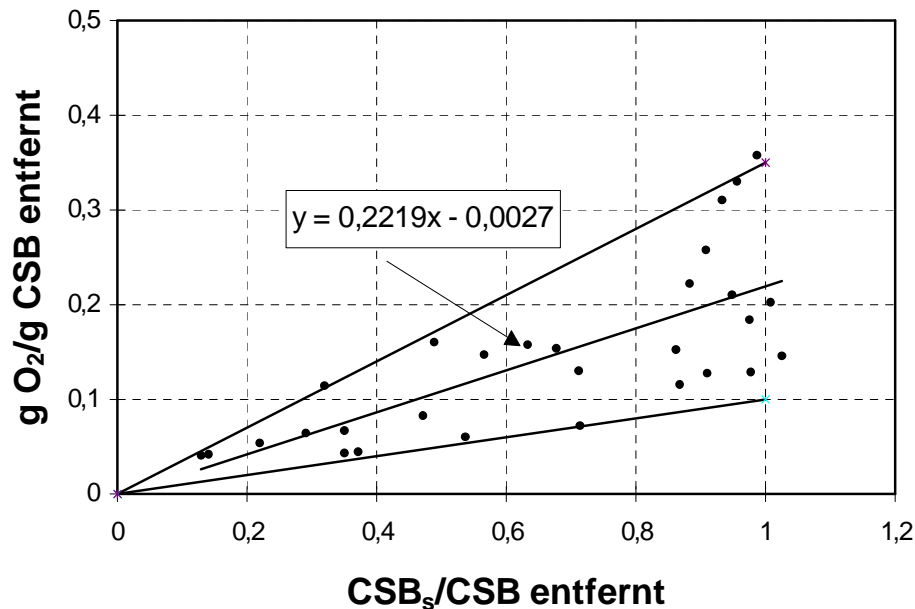


Abbildung 20: Sauerstoffverbrauch für die Substratelimination in Abhängigkeit vom Anteil der eliminierten Säuren am gesamten eliminierten leicht abbaubaren gelösten CSB

### 5.3.6 Abhängigkeit der Substratentfernungsgeschwindigkeit von der Sauerstoffversorgung und Substratbeschaffenheit und Substratkonzentration

Für die weiteren Betrachtungen wird die spezifische Substratentfernungsgeschwindigkeit  $q = v_{\text{ges}} \cdot o_{\text{TS}}$  (g CSB/(g oTS.h)) eingeführt. Eine Versuchsserie hat gezeigt, daß bei konstantem Schlammgehalt und gleicher Abwasserbeschaffenheit die absolute Substratentfernungsgeschwindigkeit  $v_{\text{ges}}$ , g CSB/(m<sup>3</sup>.h) in einem weiten Bereich direkt proportional zur Sauerstoffzufuhr ist, solange die Maximalatmung des Schlammes noch nicht erreicht ist. Zur besseren Vergleichbarkeit mit den folgenden Auswertungen ist in Abbildung 21 jedoch  $q$  aufgetragen. Diese Darstellungsweise ist nur möglich, weil bei den einzelnen Versuchsreihen mit jeweils der gleichen Schlammkonzentration gearbeitet wurde.

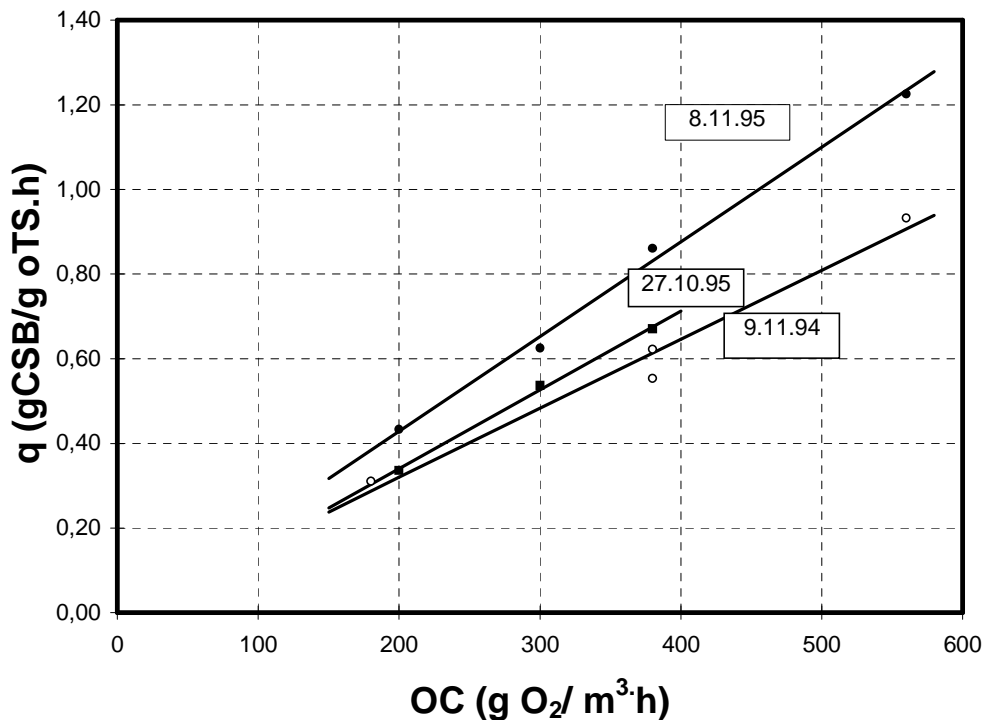


Abbildung 21: Spezifische Substratentfernungsgeschwindigkeit in Abhängigkeit von der Sauerstoffzufuhr

Betrachtet man den spezifischen Sauerstoffverbrauch für die Substratelimination  $a_{\text{CSB}}$  als Maß für die Substratbeschaffenheit, dann ergibt sich zwischen  $a_{\text{CSB}}$  und  $q$  folgender Zusammenhang:

$$q = \frac{v_{\text{ges}}}{o\text{TS}} = \frac{\text{OV} - \text{OVG}}{a_{\text{CSB}} \cdot o\text{TS}} \quad (5.5)$$

In der Abbildung 22 ist die Gleichung (5.5) für eine konstante Sauerstoffzufuhr von  $\text{OVC} - \text{OVG} = 130 \text{ mg}/(\text{l}\cdot\text{h})$  bei einer  $o\text{TS}$  von  $4,5 \text{ g}/\text{l}$  und variablem  $a_{\text{CSB}}$  ausgewertet und graphisch dargestellt. Diese Werte entsprechen dem typischen Betriebsfall des Selektors in Leopoldsdorf in der Kampagne 1993/94. Die zweite Kurve ist die graphische Auswertung für den typischen Betriebszustand des Selektors der BARA Leopoldsdorf in der Kampagne 1994/95 sowie der ersten Kaskade des Selektors in Hohenau in der Kampagne 1995/96 mit  $\text{OVC} - \text{OVG} = 330 \text{ mg}/(\text{l}\cdot\text{h})$  bei einer  $o\text{TS}$  von  $4,5 \text{ g}/\text{l}$ . Daneben sind die tatsächlich gemessenen Substrateliminationsgeschwindigkeiten aufgetragen.

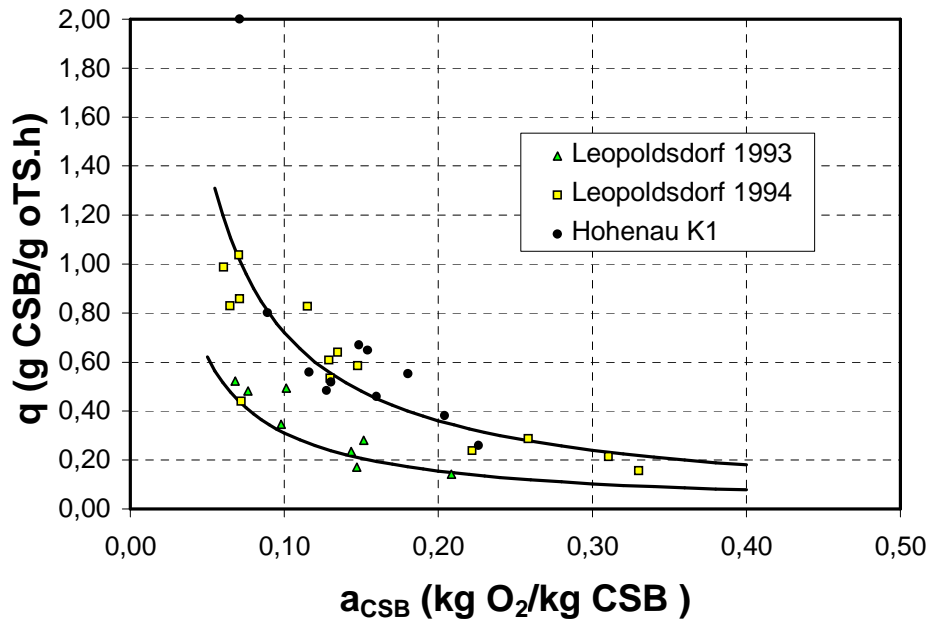


Abbildung 22: Spezifische Substrateliminationsgeschwindigkeit in Abhängigkeit vom Sauerstoffbedarf für die Substratelimination  $a_{CSB}$

Geht man davon aus, daß für die Entfernung des nicht versäuerten gelösten Substrates ein spezifischer Sauerstoffbedarf  $a_z$  von 7 % und für die Entfernung der Säuren ein spezifischer Sauerstoffbedarf  $a_s$  von 22 % erforderlich sind (siehe Abschnitt 5.3.5), dann gilt bei limitierter Sauerstoffzufuhr folgende Beziehung:

$$q = \frac{\frac{OV - OVG}{a_z} \cdot \left(1 - \frac{CSB_s}{CSB_{gel}}\right) + \frac{OV - OVG}{a_s} \cdot \left(\frac{CSB_s}{CSB_{gel}}\right)}{oTS} \quad (5.6)$$

Die Gleichung (5.6) ist für eine Sauerstoffzufuhr von 370 mg/(l.h), einem OVG von 40 mg/(l.h) und einem oTS-Gehalt von 4,5 g/l, den typischen Randbedingungen, wie sie im Selektor der BARA Leopoldsdorf seit 1994 und in der ersten Kaskade des Selektors der BARA Hohenau auftreten, ausgewertet und in der Abbildung 23 graphisch dargestellt. Die zum Vergleich eingetragenen Datenpunkte stammen von CSB-Bilanzen unter sauerstofflimitierten Bedingungen mit einer konstanten Sauerstoffzufuhr von 370 mg/(l.h) und einer Schlammkonzentration von 3,5 bis 5,0 g oTS/l und zeigen eine brauchbare Übereinstimmung mit der Auswertung nach Gleichung (5.6).

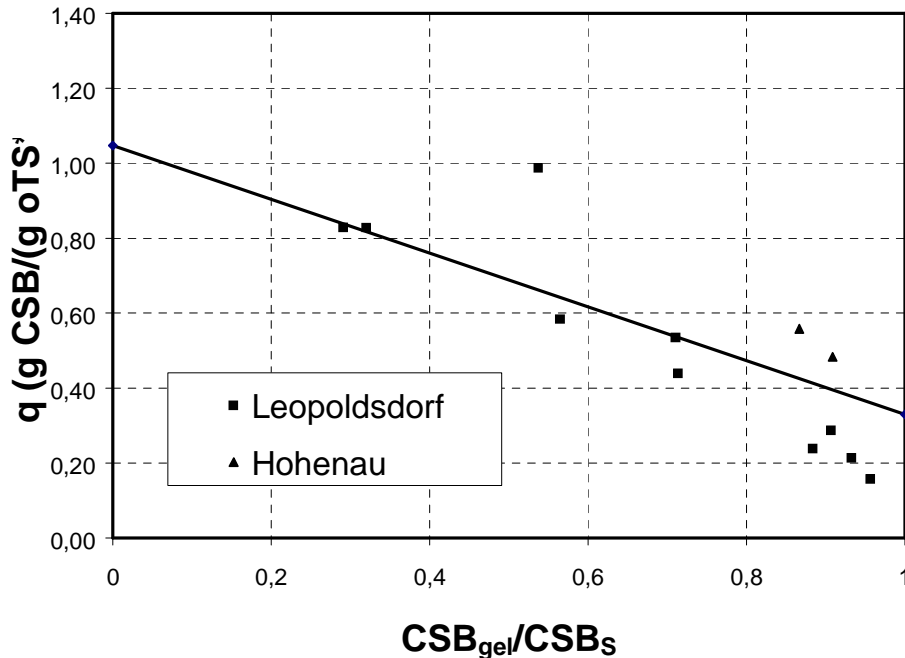


Abbildung 23: Substratentfernungsgeschwindigkeit in Abhängigkeit des Anteils an organischen Säuren bezogen auf das entfernte  $S_s$

Auch wenn für die Entfernung (Speicherung) von nicht versäuertem Substrat kein Sauerstoff erforderlich ist, findet die Elimination nur dann statt, wenn Substrat unter Sauerstoffverbrauch entfernt wird. Bei den eigenen Messungen wurde ein Sauerstoffverbrauch von 5 bis 8 % bezogen auf die entfernte Substratmenge nie unterschritten. Bei Untersuchungen unter anaeroben Bedingungen bei gleicher Versuchsanordnung wie bei den Standversuchen, jedoch ohne Sauerstoffzufuhr, wurden mit dem an aerobe Verhältnisse adaptierten Schlamm Substratentfernungsgeschwindigkeiten von ca. 0,01 kg CSB/(kg oTS.h) erreicht. Dieser Wert beträgt ca. ein hundertstel der Substratentfernungsgeschwindigkeit unter optimalen aeroben Bedingungen.

Unter Betriebsbedingungen werden im Durchlaufbetrieb meist 0,2 bis 1,0 kg CSB/(kg oTS.h) im Selektor eliminiert. Bei den Laborversuchen mit geringem Säureanteil an leicht abbaubarem Substrat, sowie im Selektor bei Stoßbelastungen mit frischem zuckerhaltigem Abwasser und ohne Sauerstofflimitierung, bei geringerer Schlammkonzentration, wurden Werte bis über 2,2 kg CSB/(kg oTS.h) gemessen. Die Maximalatmung des Belebtschlammes der beiden im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Anlagen liegt meist bei 80 bis

100 mg O<sub>2</sub>/(g oTS.h). Fallweise wurden Maximalatmungen bis zu 120 mg O<sub>2</sub>/(g oTS.h) gemessen. Bei einem minimalen Sauerstoffverbrauch von 5% vom entfernten CSB, ergibt sich daraus eine maximale mögliche Eliminationsgeschwindigkeit von 2,4 kg CSB/(kg oTS.h).

Im realen Betrieb des Selektors in Leopoldsdorf sowie in der ersten Kaskade des Selektors in Hohenau wird die Substratelimination in der Regel durch die Sauerstoffzufuhr und fallweise auch durch andere Faktoren begrenzt. Die Substratkonzentration ist nur selten der begrenzende Faktor. Es ergibt sich daher auch keine Korrelation zwischen der Konzentration an leicht abbaubarem Substrat und der Eliminationsgeschwindigkeit (Abbildung 24).

Die maximale Eliminationsgeschwindigkeit in Abhängigkeit von der Substratkonzentration wird nur erreicht, wenn der Belebtschlamm an die Verteilung der Substratkomponenten optimal adaptiert ist, und der Sauerstoffverbrauch nicht durch die Sauerstoffzufuhr limitiert wird. Bei mehreren Standversuchen wurden diese Kriterien in den ersten Minuten nach Mischung von Abwasser und Rücklaufschlamm erfüllt. In der Abbildung 25 ist die Eliminationsgeschwindigkeit über der Konzentration an gelöstem leicht abbaubarem CSB zu Versuchsbeginn sämtlicher durchgeführter Standversuche aufgetragen. Die maximale spezifische Eliminationsgeschwindigkeit für das Mischsubstrat kann mit Hilfe der empirisch ermittelten Monodfunktion

$$q_{\text{ges}} = 2,5 \frac{S}{S + 120} \quad (5.7)$$

näherungsweise beschrieben werden. Hier ergibt sich ein Problem der Vergleichbarkeit von CSB-Bilanz und Standversuch. Im Durchlaufbetrieb ist die Substratkonzentration bei stationärem Betrieb ein konstanter Wert, im Standversuch nimmt die CSB-Konzentration rasch ab. Für den Standversuch ist es daher nicht möglich, den „richtigen“ Konzentrationswert anzugeben. Die Gleichung 5.7 darf daher nur als qualitative Beschreibung interpretiert werden.

Die Konzentration an leicht abbaubarem Substrat hat im praktischen Betrieb des Selektors nur in seltenen Fällen einen Einfluß auf die Geschwindigkeit der Substratentfernung. Solange im Selektor Sauerstofflimitierung auftritt, ist die Menge an entfernbarem Substrat im wesentlichen vom spezifischen Sauerstoffbedarf des Substrates und von der Sauerstoffzufuhr abhängig. Eine Reduktion der Rücklaufschlammmenge oder ein teilweises Vorbeileiten des Rücklaufschlammes am Selektor bringt eine Steigerung der Eliminationsleistung bezogen auf die Schlammmenge. Die im Selektor entfernte Substratmenge bleibt gleich. Wird die

Schlammkonzentration im Selektor jedoch soweit vermindert, daß der eingebrachte Sauerstoff nicht zur Gänze genutzt werden kann, so vermindert sich die Substratelimination.

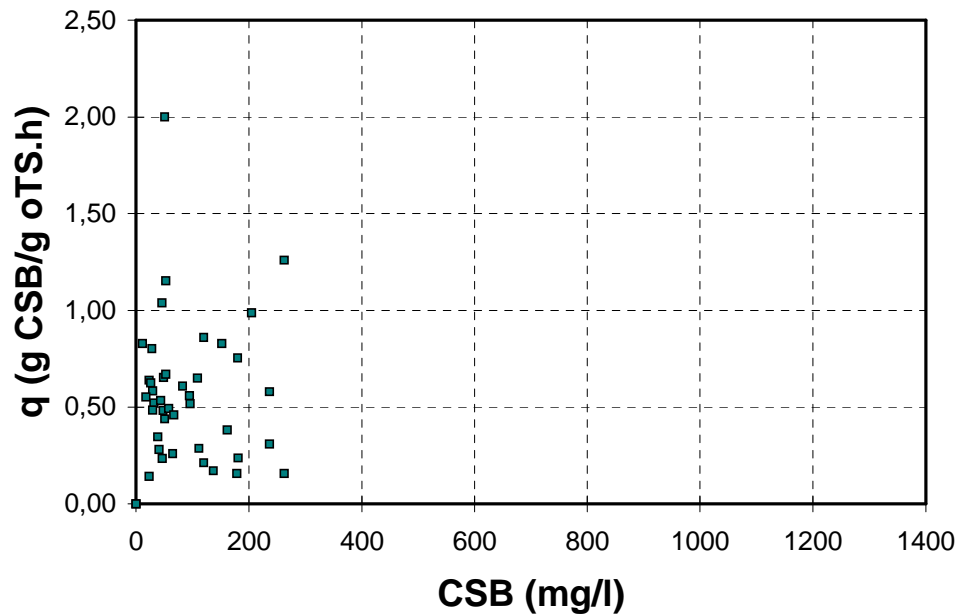


Abbildung 24: Substrateliminationsgeschwindigkeit im realen Betrieb im Selektor in Abhängigkeit von der Konzentration an gelöstem leicht abbaubarem Substrat

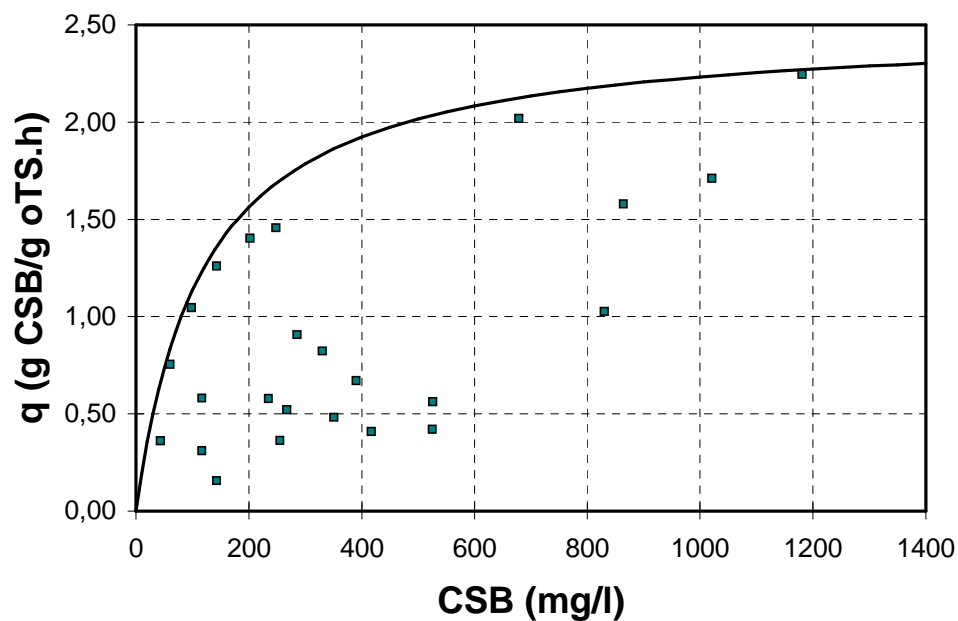


Abbildung 25: Substrateliminationsgeschwindigkeit im Standversuch in Abhängigkeit von der Konzentration an gelöstem leicht abbaubarem Substrat

### 5.3.7 Speicherkapazität und Substratentfernung nach Stoßbelastung, maximale Speicherkapazität

Nach einer extremen Stoßbelastung wurde festgestellt, daß im Selektor der BARA Leopoldsdorf sehr wenig Substrat entfernt wurde. Der Sauerstoffverbrauch und die entfernte CSB-Fracht weisen darauf hin, daß das entfernte Substrat sofort abgebaut wurde und keine Speicherung stattgefunden hat. Aus der Zulauffracht und dem aus der Sauerstoffzufuhr errechneten Abbau ergibt sich, daß bis zu 0,3 g CSB je g oTS gespeichert wurden. Eine Erhöhung der CSB-Ablaufkonzentration konnte bei diesem Ereignis nicht beobachtet werden. Die Speicherkapazität war dabei weitgehend erschöpft, aber noch nicht überschritten. KROISS (1981) berichtet von Stoßbelastungsversuchen in der technischen Versuchsanlage in Leopoldsdorf, bei denen bis zu 0,28 g CSB je g oTS gespeichert wurden. DOHANYOSOS *et al.* (1971) stellt fest, daß bei Belebtschlamm, der nur einmal täglich in Form einer Stoßbelastung mit Glukosesubstrat versorgt wird, bis zu 400 mg Polysaccharid/g TS gespeichert werden. Bei einem Schlammalter von ca. 10 Tagen erreicht die Speicherkapazität ihren Höhepunkt. Bei einem Schlammalter unter 5 Tagen nimmt die Speicherkapazität sehr rasch ab. Bei einem Gemisch aus Pepton und Glukose wird eine maximale Speicherkapazität von 300 mg Polysaccharid/g TS erreicht. HATZICONSTANTINOUS und ANDREADAKIS (1996) geben an, daß bei Standversuchen unter aeroben Bedingungen bis zu 450 mg CSB je g TS innerhalb von 15 Minuten aufgenommen werden, wobei als Substrat Saccharose verwendet wurde.

### 5.3.8 Einfluß von Temperatur und Schlammalter auf das Speicherverhalten

Die Abwassertemperatur und die Belebtschlammtemperatur liegen in Leopoldsdorf die meiste Zeit über bei ca. 18 °C, und das Schlammalter bei ca. 7 Tagen. Die Untersuchungen in Leopoldsdorf wurden daher bei Schlammtemperaturen von ca. 18 °C durchgeführt. Die Untersuchungen in Hohenau wurden, entsprechend der Belebungsbeckentemperatur, bei ca. 28 °C durchgeführt. In Hohenau wurde ein Schlammalter von ca. 8 Tagen erreicht. In beiden Anlagen liegt die CSB-Schlammbelastung bei ca. 0,25 kg/(kg.d). Die Schlämme der beiden Anlagen haben bei ähnlicher Belastung und ähnlichem Schlammalter etwa die gleiche maximale Kohlenstoffatmung von ca. 400 mg/(l.h), wenn die Atmung bei



der Temperatur gemessen wird, an die der Schlamm adaptiert ist. Die Substrateliminationsgeschwindigkeit im Selektor steht im Zusammenhang mit der Aktivität des Belebtschlammes, die durch die Maximalatmung beschrieben wird. Die Substrateliminationsgeschwindigkeit im Selektor der beiden Anlagen ist bei einem Temperaturunterschied von 10 °C bei sonst vergleichbaren Bedingungen gleich groß. Bei kurzfristiger Veränderung der Schlammtemperatur wurde eine Veränderung der Maximalatmung und der Substrateliminationsgeschwindigkeit, entsprechend der bekannten Temperaturabhängigkeit für heterotrophe Biomasse,  $f_{T_0} = f_{T_B} \cdot e^{0,069(T_0 - T_B)}$ , beobachtet. Daraus wird geschlossen, daß sich in Abhängigkeit von der Belastungsgeschichte des Schlammes bei einer beliebigen, jedoch konstant gehaltenen, Temperatur im Bereich von ca. 10 bis 30 °C, eine gewisse Schlammaktivität einstellt. Bei höherer Temperatur haben die Mikroorganismen höhere Umsatzraten, der Anteil an aktiver Biomasse wird jedoch kleiner. Der Temperatureinfluß auf die Speichervorgänge ist daher unbedeutend.

Bei den Untersuchungen in Leopoldsdorf wurde festgestellt, daß bei einem Schlammalter unter 5 Tagen oder einer CSB-Schlammbelastung über 0,3 bis 0,4 kg CSB/(kg.d) eine relativ geringe Substratelimination im Selektor auftritt. Nach den Untersuchungen von DOHANYOS *et al.* (1971) erreicht die Speicherkapazität bei einem Schlammalter von ca. 10 Tagen ihren Höhepunkt. Bei einem Schlammalter unter 5 Tagen nimmt die Speicherkapazität sehr rasch ab. Diese Ergebnisse stehen auch mit den Untersuchungen von EIKELBOOM, (1982) im Einklang, wo festgestellt wurde, daß ab einer BSB-Schlammbelastung von 0,5 kg/(kg.d) die Biosorption deutlich abnimmt, weil der Speicher nicht mehr abgebaut werden kann.

### 5.3.9 Adaptierung des Schlammes an den Selektorzyklus und Substratfernungsverhalten

In der Literatur finden sich wiederholt Hinweise, daß Belebtschlamm, der regelmäßig dem Wechsel zwischen hoher Substratkonzentration und Substratmangel ausgesetzt wird, in der Lage ist, bei kurzzeitig hohem Substratangebot dieses sehr effektiv aufzunehmen und zu speichern. Bei Belebtschlamm, der gleichmäßig mit Substrat versorgt wird, ist diese Eigenschaft weit weniger ausgeprägt. CHUDOBA und GRAU (1985) bestimmen bei vergleichenden Untersuchungen zwischen volldurchmischem System und Selektorsystem  $Y_H$ . Die Bestimmung von  $Y_H$  wurde über den Sauerstoffverbrauch bis zur vollständigen Elimination des Substrates durchgeführt. Für Glukose wird beim volldurchmischtem System ein  $Y_H$  von 0,75 gemessen. Für den Schlamm aus dem Selektorsystem wird ein  $Y_H$  von 0,88 angegeben, was darauf hinweist, daß der

Schlamm aus dem Selektorsystem mehr Substrat speichert, das nicht sofort veratmet wird. VAN LOOSDRECHT *et al.* (1996) erklären dieses Phänomen dadurch, daß sich Bakterien, die effektiv Substrat speichern können, in einem Selektorsystem anreichern. MATSUZAWA und MINO (1991) findet in Laborversuchen mit künstlichem Abwasser, wobei Glukose als Kohlenstoffquelle verwendet wird, daß Schlamm, der an Stoßbelastung adaptiert ist, Substrat schneller adsorbieren kann und mehr Glykogen speichern kann, und es setzen sich in einer Mischbiozönose Arten durch, die am meisten speichern können. Fadentyp 1701 wird damit verdrängt.

## 5.4 WACHSTUM UND SPEICHERUNG IM SELEKTOR

### 5.4.1 Einleitung

Die hohe Geschwindigkeit, mit der das gelöste Substrat im Selektor entfernt wird, und der geringe Sauerstoffverbrauch führen zu dem Schluß, daß ein wesentlicher Teil des im Selektor eliminierten Substrates gespeichert wird. Der modellhaften Betrachtung des Belebungsverfahrens wird oft zugrundegelegt, daß die aus dem Wasser entfernten Kohlenstoffverbindungen unmittelbar für den Energiestoffwechsel und den Baustoffwechsel, also für die Bildung neuer Biomasse, verwertet werden (GUJER und HENZE, 1991), obwohl bekannt ist, daß Substrat vom Belebtschlamm gespeichert werden kann. Die Vernachlässigung der Speicherung bei der Modellbildung führt bei den meisten Anwendungsfällen zu brauchbaren Ergebnissen, und vereinfacht die Modellbildung. Belebtschlamm ist in der Lage, sehr rasch große Mengen an organischen Verunreinigungen zu entfernen. Bei Versuchen mit kommunalem Abwasser, bei denen erhebliche Teile der organischen Verunreinigung in partikulärer Form vorliegen, werden diese im Kontakt mit Belebtschlamm sehr rasch entfernt. Diese Erscheinung wurde hauptsächlich der Adsorption zugeschrieben. Belebtschlamm ist auch in der Lage, gelöstes Substrat effektiv zu speichern. WUHRMANN *et al.* (1958) untersuchen den Abbau verschiedener gelöster Substrate und erkennen dabei, daß die Entfernung des Substrates nur durch physiologische Prozesse der Schlammorganismen erfolgt und die Adsorption keinen Einfluß darauf hat. Seit die vermehrte biologische Phosphorentfernung verstärkt in der Abwasserreinigung zum Einsatz kommt, wo Speichervorgänge eine entscheidende Rolle spielen, werden wieder verstärkt Untersuchungen über die Speichermechanismen des Belebtschlammes durchgeführt. CECH *et al.* (1994) findet sogenannte „G-Bakterien“, die anstatt Polyphosphaten Polysaccharide speichern können. Die „G-Bakterien“ sind auch unter anaeroben Bedingungen in der Lage, Substrat zu speichern. VAN LOOSDRECHT *et al.* (1996) be-

schreiben die zellinterne Speicherung von Polymeren wie Polyhydroxybuttersäure (PHB) oder Glycogen als internen Substratspeicher.

## 5.4.2 Quantifizierung von Wachstum und Speicherung im Selektor

### 5.4.2.1 Abschätzung des möglichen Wachstums aus der CSB-Bilanz

Geht man davon aus, daß die CSB-Bilanz auch für die Abbauvorgänge im Selektor Gültigkeit besitzt, was bedeuten würde, daß der gesamte Sauerstoffverbrauch im Selektor zur Energiegewinnung für den Biomasseaufbau genützt wird, dann kann daraus der maximal mögliche Substratverbrauch für den Biomasseaufbau berechnet werden:

$$\eta_{\text{CSB}} = \frac{\text{OV}}{1 - Y_{\text{H}}} \quad (5.8)$$

Nachdem die in Abschnitt 5.3.2.3 in der Tabelle 7 angeführten Werte für  $Y_{\text{H}}$  von der Substratspeicherung beeinflusst sind, können diese Werte hier nicht verwendet werden, und es muß auf Daten aus der Literatur zurückgegriffen werden. Von DOLD *et al.* (1980) wurden für den Zellertrag der heterotrophen Biomasse ein Wert von 0,45 g oTS/g CSB, und für das CSB/oTS Verhältnis ein Wert von 1,48 g CSB/g oTS angegeben. Daraus errechnet sich ein Zellertrag für die heterotrophe Biomasse  $Y_{\text{H}}$  von 0,67 g CSB<sub>Biomasse</sub>/CSB<sub>Substrat</sub>. Diese Werte stammen von grundlegenden Entwicklungsarbeiten der Modellierung des Belebtschlammprozesses, auf die auch das „Activated Sludge Model No.1“ aufgebaut ist. Im „Activated Sludge Model No.1“ wurde dann auch für  $Y_{\text{H}}$  ein Wert von 0,67 für die Anwendung empfohlen. HENZE *et al.* (1995) geben für den „maximalen heterotrophen Ertragskoeffizienten“ einen Bereich von 0,5 bis 0,7 an. WANNER *et al.* (1992) finden durch Auswerten zahlreicher Datensätze mit Hilfe einer mathematischen Optimierungsmethode, daß der Parameter  $Y_{\text{H}}$  nur geringfügig schwankt und im Mittel bei 0,63 liegt.

Berechnet man aus dem gesamten Sauerstoffverbrauch im Selektor nach Gleichung (5.8) den Substratabbau mit einem  $Y_{\text{H}}$  von 0,67 und vergleicht diese Ergebnisse mit dem gesamten im Selektor entfernten Substrat, dann zeigt sich, daß ein wesentlicher Teil des im Selektor entfernten Substrates nicht sofort im Baustoffwechsel verwertet werden kann und gespeichert wird. Die in der Tabelle 11 angeführten Verhältnisse von CSB-Abbau zu CSB-Elimination sind jeweils Momentaufnahmen. Daraus ist ersichtlich, daß maximal 20 bis 60 % des im Selektor entfernten Substrates sofort abgebaut werden können, wobei der Durchschnittswert bei ca. 35 % liegt, und mindestens 40 bis 80 % gespeichert werden

müssen. An einzelnen Tagen wurde im Selektor in Leopoldsdorf 1994 nur eine sehr geringe Substrateliminationsleistung beobachtet. Wobei die verminderte Substratelimination im Selektor immer nach Stoßbelastungen festzustellen war. Die Messungen vom 3. 11. 1994 weisen darauf hin, daß nach extremen Stoßbelastungen am 2. 11. und 3. 11. die Speicherkapazität des Schlammes erschöpft war, und im Selektor kurzfristig weniger Substrat gespeichert als abgebaut wurde.

Wenn im Selektor Substrat unter Energieaufwand gespeichert wird, dann muß dafür zumindest ein Teil des verbrauchten Sauerstoffes verwendet werden, und für die endogene Atmung wird ebenfalls Sauerstoff verbraucht. Das Wachstum muß kleiner sein als die obige Abschätzung über den gesamten verbrauchten Sauerstoff ergibt. Zusammenfassend kann gesagt werden, daß bei durchschnittlicher Belastung der Anlagen mindestens 60 bis 80 % des im Selektor entfernten Substrates gespeichert werden.

Tabelle 11: Maximal möglicher Substratabbau, bezogen auf die gesamte im Selektor entfernte Substratmenge

Leopoldsdorf 1993			Leopoldsdorf 1994			Hohenau 1995	
Datum	$\frac{CSB_{abg/}}{CSB_{elim}}$		Datum	$\frac{CSB_{abg/}}{CSB_{elim}}$		Datum	$\frac{CSB_{abg/}}{CSB_{elim}}$
	%			%			%
27.10.93	39		11.10.94	22		10.10.95	52
27.10.93	56		18.10.94	25		13.10.95	51
28.10.93	26		24.10.94	34		17.10.95	61
30.10.93	18		02.11.94	23		20.10.95	19
07.12.93	56		03.11.94	79		24.10.95	49
23.11.96	41		03.11.94	117		27.10.95	40
18.12.93	29		09.11.94	45		31.10.95	55
20.12.93	27		09.11.94	41		08.11.95	24
			16.11.94	20		13.11.96	36
			16.11.94	23		22.11.96	40
			23.11.94	41		22.11.96	61
			01.12.94	96		30.11.95	43
			07.12.94	75		18.12.96	30
			15.12.94	40		18.12.96	42
						03.01.96	35

Aus der CSB-Bilanz der BARA Hohenau (Tabelle 12) für einen annähernd stationären Betriebszustand im November und Dezember 1995 ergibt sich, daß 67 % des in der gesamten Anlage entfernten CSB in der ersten Kaskade des Selektors bei einer Verweilzeit von 4 bis 5 Minuten bezogen auf Zulauf- und Rücklaufschlamm entfernt werden, wobei von den 33 t/d, die in der ersten Kaskade entfernt werden, 24 t/d gelöster CSB und 9 t/d partikulärer CSB sind. In der zweiten Kaskade werden noch 14 % der insgesamt eliminierten Fracht entfernt. In der dritten und vierten Kaskade unterscheiden sich die Abbauvorgänge nicht mehr wesentlich von den Vorgängen im Belebungsbecken. In den ersten beiden Selektorkaskaden, bei denen die Speicherung von Bedeutung ist, werden 81 % der entfernbaren organischen Verunreinigungen im Schlamm gebunden, wobei dafür nur 19 % des gesamten Sauerstoffverbrauches erforderlich sind. Im Belebungsbecken werden 73 % des gesamten Sauerstoffbedarfes verbraucht, aber nur 11 % der Schmutzfracht entfernt. Daraus ist klar zu erkennen, daß im Belebungsbecken das im Selektor gespeicherte Substrat abgebaut bzw. in Biomasse umgewandelt wird.

Tabelle 12: CSB-Bilanz der BARA Hohenau, November bis Dezember 1995

	K1		K2		K3		K4		BB		GES	
	t/d	% von 33,0	t/d	% von 7,0	t/d	% von 2,5	t/d	% von 1,5	t/d	% von 5,5	t/d	% von 49,5
OVC	3,5	11	1,6	23	1,1	44	1,0	67	19,5	355	26,7	54
CSB- ÜS	29,5	89	5,4	77	1,4	56	0,5	33	-14,0	-255	22,8	46
$\eta$ CSB	33,0		7,0		2,5		1,5		5,5		49,5	

#### 5.4.2.2 Bestimmung des Wachstums über N-Verbrauch

Eine weitere Möglichkeit, Wachstum und Speicherung im Selektor quantitativ zu erfassen, besteht darin, aus dem bekannten CSB:N:P-Verhältnis von Bakterienmasse über den Stickstoffverbrauch das Wachstum zu bestimmen. Der Phosphorverbrauch ist für die Abschätzung des Wachstums nicht geeignet, da Phosphor von den Bakterien vermehrt gespeichert und wieder abgegeben werden kann, und diese Vorgänge nicht quantitativ mit dem Wachstum gekoppelt sind. McKINNEY (1962) gibt für die organische Trockenmasse von Bakterien einen Stickstoffanteil von 12 % und einen Phosphoranteil von 2,2 % an. Mit 1,48 g CSB je g oTS ergibt sich ein Stickstoffanteil von 0,081 g N je g CSB. HENZE *et al.* (1995) stellen die empfohlenen stöchiometrischen und kineti-

schen Parameter von verschiedenen Simulationsprogrammen gegenüber. In dieser Aufstellung werden 0,068 bis 0,086 g N je g CSB angeführt. Bei eigenen Untersuchungen wurden im Belebtschlamm der im Kapitel 4.3 beschriebenen Anlagen 0,06 bis 0,08 g N je gCSB gemessen. Mit einem Stickstoffanteil von 0,07 g N/g CSB und einem  $Y_H$  von 0,67 ergibt sich, daß beim Verbrauch von 1 g Stickstoff ca.14 g CSB-Bakterienmasse aufgebaut werden und 7,0 g Sauerstoff verbraucht werden, woraus sich beim Verbrauch von 1 g N ein Abbau von ca. 21 g CSB ergibt. Anders ausgedrückt werden für den primären Abbau von 1g CSB ca.0,05g N verbraucht. Für die Abschätzung muß die Annahme getroffen werden, daß für das Wachstum organisch gebundener Stickstoff nicht unmittelbar genutzt werden kann. Bei Berücksichtigung der Tatsache, daß Nitrat und Nitrit im Zuckerfabriksabwasser sowie im Rücklaufschlamm nur in Ausnahmefällen nachgewiesen werden können, beschränkt sich die Abschätzung des Wachstums auf den Ammoniumverbrauch. Dabei muß berücksichtigt werden, daß Ammonium bei der Hydrolyse von organisch gebundenem Stickstoff aus dem Zulauf oder dem Belebtschlamm freigesetzt werden kann. In Leopoldsdorf kommt das gesamte Abwasser, das dem Selektor zugeleitet wird, in der Vorklärung mit der in der Rübenerde enthaltenen aktiven Biomasse für drei Stunden in Kontakt. Es kann daher angenommen werden, daß der rasch hydrolysierbare, organisch gebundene Stickstoff bereits in der Vorklärung zu Ammonium umgewandelt wird (SVARDAL, 1996). Bei eigenen Untersuchungen wurde festgestellt, daß im Rücklaufschlamm unter anaeroben Bedingungen innerhalb von einer Stunde kein Ammonium freigesetzt wird. Unter aeroben Bedingungen werden geringe Mengen Ammonium aufgenommen. Bei der in den nächsten Absätzen geführten Diskussion von Versuchen wird daher angenommen, daß während der Versuchsdauer kein Ammonium freigesetzt wird.

Aus der in Leopoldsdorf praktizierten Methode der Nährstoffdosierung, wo im Intervall von 8 Stunden Harnstoff händisch zugegeben wird, ist bekannt, daß bei knapper Stickstoffversorgung, wo vor der nächsten Stickstoffgabe bereits ein Stickstoffmangel auftritt, bis zu 10 mg/l  $NH_4-N$  innerhalb von 30 bis 60 Minuten vom Schlamm aufgenommen werden. Während dieser Stickstoffaufnahme tritt auch eine erhöhte Atmung auf. Aufgrund des Anstieges des Sauerstoffverbrauches von ca. 5 bis 10 g Sauerstoff je g aufgenommenem Stickstoff wäre es denkbar, daß diese Stickstoffaufnahme direkt mit dem Wachstum gekoppelt ist. Wenn der Schlamm gut mit Stickstoff versorgt ist, tritt nach der Harnstoffzugabe keine erhöhte Atmung auf.

Der Zusammenhang zwischen Ammoniumaufnahme, CSB-Elimination und Bakterienwachstum wird in der Folge anhand einer Versuchsserie mit Rück-

laufschlamm und Abwasser der BARA Leopoldsdorf vom November und Dezember 1994 diskutiert.

Bei den Versuchen 1.1 und 1.2 vom 1. 12. 1994 wurden Ablauf aus dem Vorklärbecken und Rücklaufschlamm im Verhältnis 1:1 gemischt. Die CSB-Konzentration wurde bei Versuch 1.2 durch Zugabe einer konzentrierten Zuckerlösung erhöht. Diese Versuche sind mit den im Abschnitt 5.3.3.2 in Bezug auf die Substratelimination diskutierten Versuchen ident. Der Schlamm war in beiden Fällen vor Versuchsbeginn nicht ausreichend mit Stickstoff versorgt. Die Stickstoffversorgung war auch in den Tagen davor sehr knapp. Im Rücklaufschlamm wurden 0,13 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  gemessen. Der mit 5 mg/l ATH versetzte Schlamm erhöhte nach Zuspritzen von 30 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  die Kohlenstoffatmung von 30 auf 88  $\text{mgO}_2\text{/(l.h)}$ . Bei beiden Versuchen wurde unabhängig von der Menge an entferntem Kohlenstoff innerhalb der ersten 10 Minuten 0,8 bis 0,9 mg  $\text{NH}_4\text{-N}/\text{(l.min)}$  vom Schlamm aufgenommen (siehe Abbildung 26). Bei Versuch 1.1 wurde bis zur weitgehenden Entfernung des leicht abbaubaren CSB eine Atmung von 339  $\text{mg}/\text{(l.h)}$ , bei Versuch 1.2 395  $\text{mg}/\text{(l.h)}$  gemessen. Beim Versuch 1.1 wurden in den ersten 10 Minuten 261 mg CSB/l, beim Versuch 2.2 wurden in der gleichen Zeit 859 mg CSB/l entfernt. Danach reduzierte sich die Stickstoffaufnahme auf 0,3 bis 0,4 mg  $\text{NH}_4\text{-N}/\text{(l.min)}$ , bis nach ca. 60 Minuten das vorgelegte Ammonium verbraucht war. Nitrat oder Nitrit konnten nicht nachgewiesen werden.

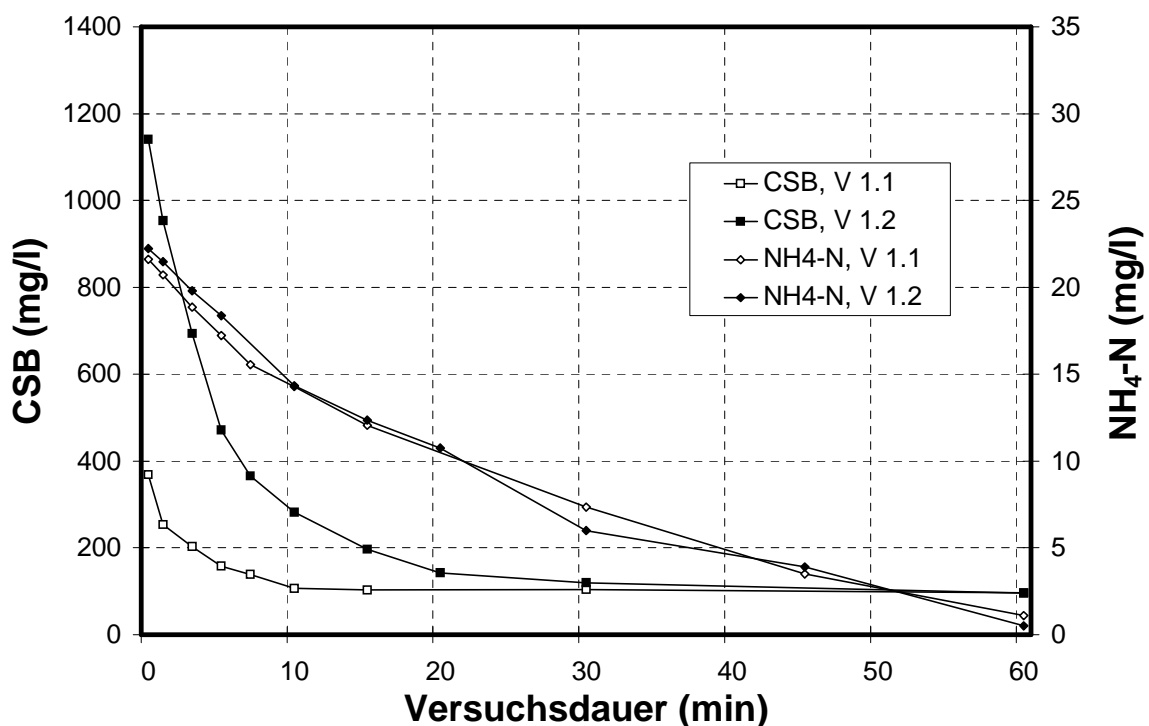


Abbildung 26: Verlauf der CSB- und  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration bei den Versuchen 1.1 und 1.2, wo der Schlamm vor Versuchsbeginn einem längerfristigen Stickstoffmangel ausgesetzt war

Nach weiteren Tagen mit sehr knapper Stickstoffversorgung des Belebtschlammes wurde die Versuchsanordnung vom 1. 12. 1994 am 7. 12. wiederholt (Versuche 3.1 und 3.2, siehe Abbildung 27). Der Rücklaufschlamm für den Versuch 3.1 wurde kurz vor der Nährstoffzugabe entnommen und zeigte einen Stickstoffmangel wie bei Versuch 1.1. Der Rücklaufschlamm für den Versuch 3.2 wurde 1,5 Stunden nach der Nährstoffzugabe entnommen und zeigte kurzzeitig keinen Anstieg der Atmung bei Ammoniumzugabe. Im Rücklaufschlamm konnten  $0,4 \text{ mg/l NH}_4\text{-N}$  nachgewiesen werden. Beim Versuch 3.1 war der Verlauf der Stickstoffaufnahme ähnlich wie bei Versuch 1.1. Beim Versuch 3.2 wurde in den ersten Minuten eine geringere Ammoniumaufnahme beobachtet. Danach wurden wie bei den Versuchen 1.1, 1.2 und 3.1  $0,3 \text{ bis } 0,4 \text{ mg NH}_4\text{-N}/(\text{l}\cdot\text{min})$  aufgenommen. Beim Versuch 3.1 wurden in den ersten 10 Minuten  $279 \text{ mg/l CSB}$  und beim Versuch 3.2, wo mit Zuckerlösung aufgestockt wurde,  $854 \text{ mg CSB/l}$  entfernt.

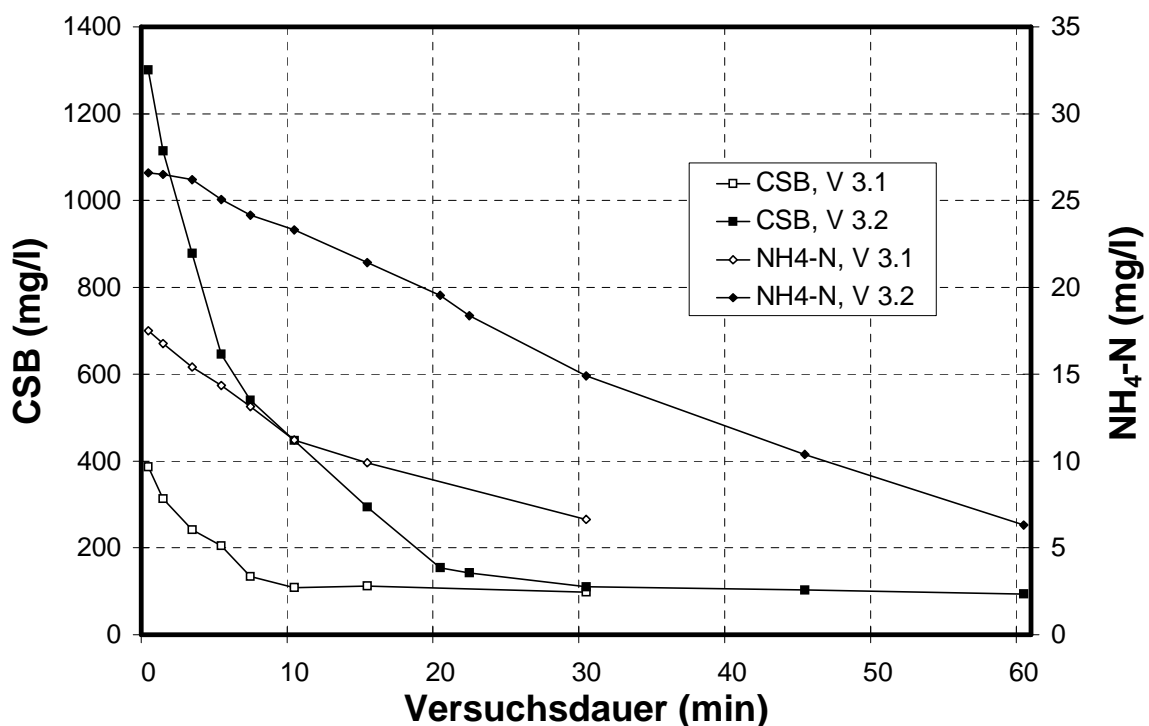


Abbildung 27: Verlauf der CSB- und  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration bei den Versuchen 3.1 und 3.2, wo der Schlamm vor Versuchsbeginn einem längerfristigen Stickstoffmangel ausgesetzt war. Bei Versuch 3.2 war



der Schlamm 1,5 Stunden vor Versuchsbeginn mit Stickstoff versorgt.

Am 15. 12. 1994 wurde die Versuchsanordnung in modifizierter Form ein weiteres Mal durchgeführt. Der Belebtschlamm war drei Tage vor Versuchsdurchführung überreichlich mit Stickstoff versorgt. Beim Versuch 2.1 war jedoch vor Versuchsbeginn ein leichter Stickstoffmangel zu erkennen. Für den Versuch 2.2 wurde der Schlamm 1,5 Stunden nach der Nährstoffzugabe mit einer Ammoniumstickstoffkonzentration von 7,7 mg/l entnommen. Ein Stickstoffmangel war in diesem Fall nicht gegeben. Der Versuch 2.2 unterscheidet sich gegenüber den Versuchen 1.2 und 3.2 noch dadurch, daß 50 % des Ablaufs aus der Vorklä- rung durch stark versäuertes höher konzentriertes Abwasser aus der Erdkassette ersetzt wurde, und nicht mit Zucker aufgestockt wurde. Beim Versuch 2.1 wurden zu Versuchsbeginn 0,7 mg NH<sub>4</sub>-N/(l.min) aufgenommen (Abbildung 28). Die Stickstoffaufnahme verringerte sich rasch, und nach 10 Minuten Versuchsdauer wurden nur noch 0,1 bis 0,15 mg NH<sub>4</sub>-N/(l.min) aufgenommen. Beim Versuch 2.2 wurden innerhalb der gesamten Versuchsdauer von 60 Minuten nur 0,1 mg NH<sub>4</sub>-N/(l.min) aufgenommen. Beim Versuch 2. 1 wurden in den ersten 10 Minuten 331 mg CSB/l, und beim Versuch 2.2 343 mg CSB/l entfernt.

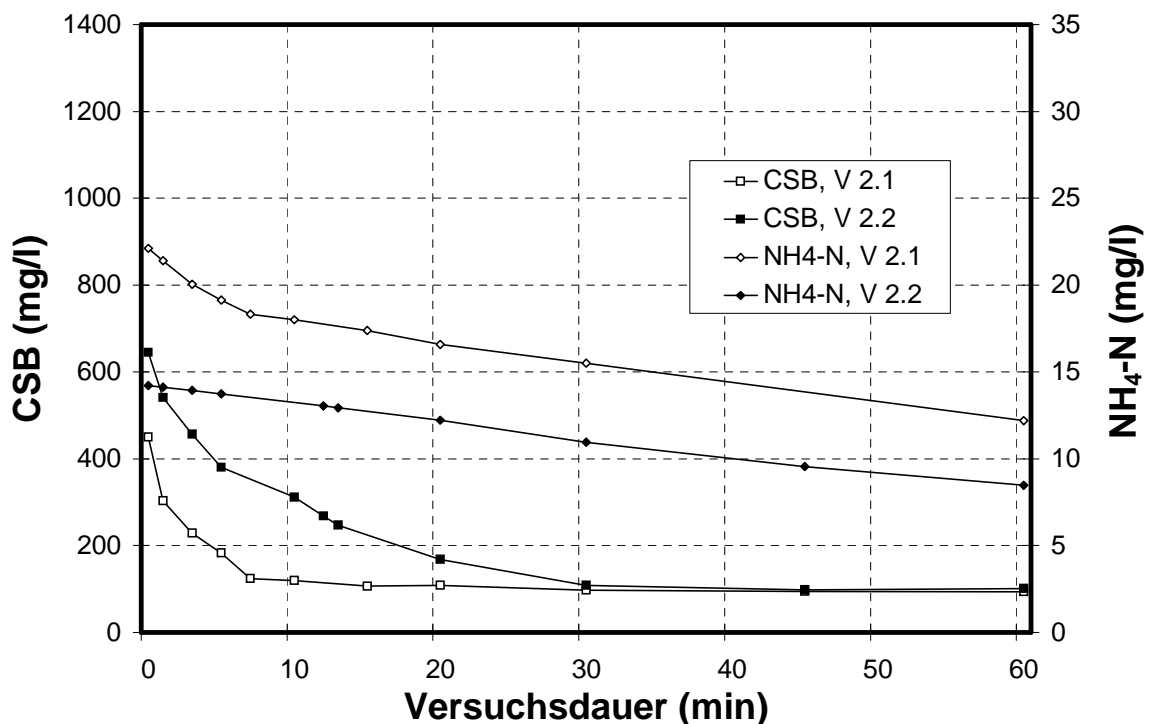


Abbildung 28: Verlauf der CSB- und  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration bei den Versuchen 2.1 und 2.2, wo der Schlamm vor Versuchsbeginn sehr gut mit Stickstoff versorgt war

Der für den Versuch 4.1 vom 16. 11. 1994 verwendete Rücklaufschlamm zeigte ebenfalls einen Stickstoffmangel. Für diesen Versuch wurde Rücklaufschlamm und Zulauf 1:1 gemischt, aber kein Ammonium zugegeben. Die zu Versuchsbeginn vorhandenen 2,8 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  wurden innerhalb von drei bis vier Minuten verbraucht. Innerhalb von 10 Minuten wurden 603 mg/l CSB entfernt. Die CSB-Elimination lief auch, nachdem das Ammonium verbraucht war, mit un- verminderter Geschwindigkeit ab.

Bei Versuchen, bei denen anstatt vorgeklärtem Abwasser Ablauf zugegeben wurde, und damit kein verfügbares Kohlenstoffsubstrat vorhanden war, wurde bei Schlammproben, bei denen ein Stickstoffmangel erkennbar war, eine  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Aufnahme von 0,1 bis maximal 0,2 mg/(l.min) festgestellt. Bei Schlammproben, die vor der Versuchsdurchführung gut mit Stickstoff versorgt waren, wurde eine  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Aufnahme von 0,02 bis 0,08 mg/(l.min) gemessen.

Aus diesen beispielhaft beschriebenen Untersuchungen, deren Ergebnisse durch zahlreiche weitere Messungen bestätigt werden konnten, ergeben sich folgende Erkenntnisse:

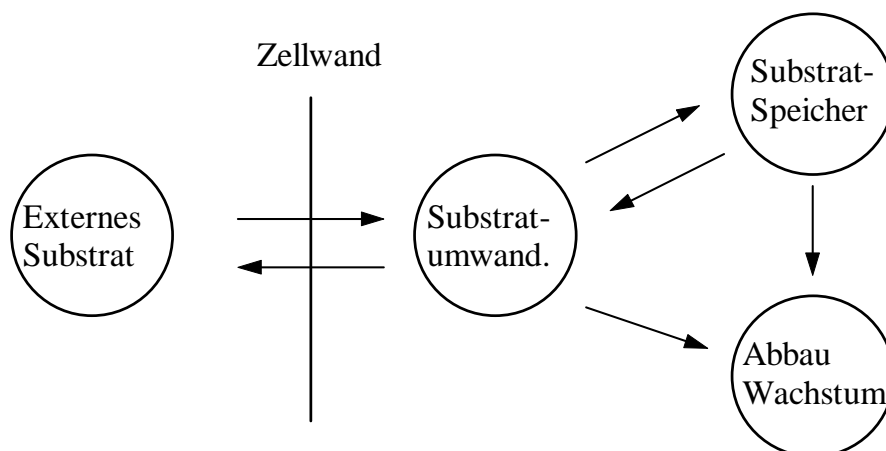
Wenn Belebtschlamm unzureichend mit Stickstoff versorgt war und eine Ammoniumquelle verfügbar wird, nimmt er rasch Stickstoff auf. Ist keine leicht verfügbare Kohlenstoffquelle vorhanden, so werden bei den in den beiden Kläranlagen der Zuckerfabriken üblichen Schlammkonzentrationen von ca. 4 g oTS/l 0,1 bis 0,2 mg  $\text{NH}_4\text{-N}$ /(l.min) aufgenommen. Ist mit dem Stickstoff gleichzeitig eine Kohlenstoffquelle verfügbar, so werden bis zu 0,9 mg  $\text{NH}_4\text{-N}$ /(l.min) aufgenommen. Aufgrund des dabei auftretenden Sauerstoffverbrauches wäre es möglich, daß diese Ammoniumaufnahme mit Wachstum (Zellvermehrung) verbunden ist.

Die Elimination des leicht verfügbaren Kohlenstoffes ist quantitativ nicht mit dem Stickstoffverbrauch gekoppelt. Die Speicherung des leicht verfügbaren Kohlenstoffes erfolgt auch bei mangelnder Stickstoffversorgung des Schlammes oder ohne verfügbare Stickstoffquelle während der Speicherung mit un- verminderter Geschwindigkeit. Für den Abbau des gespeicherten Substrates ist jedoch eine ausreichende Stickstoffversorgung unerlässlich.

Wenn der Schlamm, bevor er mit leicht verfügbarem Kohlenstoff in Kontakt kommt, gut mit Stickstoff versorgt war, und während der Speicherung Ammonium im Überschuß zur Verfügung steht, werden 0,05 bis 0,1 mg  $\text{NH}_4\text{-N}$ /(l.min) verbraucht, wobei ein quantitativer Zusammenhang zwischen Kohlenstoffentfernung und Stickstoffaufnahme nicht festgestellt werden konnte. Geht man davon aus, daß dieser Stickstoffverbrauch auf Zellwachstum beruht, und wie im oberen Teil dieses Abschnittes beschrieben, 7,0 g Sauerstoff je g Stickstoff benötigt werden, dann erhält man daraus Atmungswerte von 30 bis 60 mg  $\text{O}_2$ /(l.h). Dieser Bereich entspricht der Atmung im Belebungsbecken. Daraus wird geschlossen, daß der Abbau und das Wachstum im Selektor mit annähernd der gleichen Geschwindigkeit ablaufen wie im Belebungsbecken, und die Speicherung unabhängig vom Abbau der gespeicherten Kohlenstoffreserven abläuft.

### 5.4.3 Vergleich der Ergebnisse mit Literaturerfahrungen

WUHRMANN *et al.* (1958) beschreibt Untersuchungen zum Abbau verschiedener gelöster Substrate. Bei diesen Untersuchungen wird erkannt, daß die Entfernung des Substrates nur durch physiologische Prozesse der Schlammorganismen erfolgt. Die Adsorption oder andere chemisch-physikalische Prozesse haben auf die Substratelimination keinen feststellbaren Einfluß. Ebenso wird berichtet, daß Zucker schneller resorbiert (gespeichert) als veratmet wird. DOHANYOS *et al.* (1971) untersucht den Glukoseabbau von Belebtschlamm, und gibt aufbauend auf eine Literaturstudie das in Abbildung 29 dargestellte Schema von Transport, Speicherung und Abbau von Sacchariden an. Bei Versuchen zum Glukoseabbau im Labormaßstab mit Belebtschlamm, der nur einmal täglich in Form einer Stoßbelastung mit Glukosesubstrat versorgt wird, werden große Mengen an Polysacchariden zellintern gespeichert.



### Abbildung 29: Schematischer Zusammenhang zwischen Transport, Speicherung und Abbau von Sacchariden

EIKELBOOM (1982) verwendet den Begriff „Biosorption“ und faßt damit die rasche Elimination von Substrat durch Adsorption von Substrat durch die Schlammflocke und direkte Aufnahme und Speicherung von Substrat in die Zelle zusammen. Wenn die Biosorption groß ist, und mehr als 50 bis 70 % des abbaubaren Substrates innerhalb von 10 Minuten entfernt werden, nimmt die Fädigkeit des Schlammes ab. Die Biosorption ist sowohl vom Schlamm als auch von der Abwasserbeschaffenheit abhängig, wobei interpretiert werden kann, daß ein Schlamm, der an Stoßbelastungen oder an ein Selektorsystem adaptiert ist, eine deutlich höhere Biosorption hat. Die Biosorption nimmt mit steigender Schlammbelastung ab, was bedeutet, daß gespeichertes Substrat abgebaut werden muß, bevor der Schlamm neues Substrat speichern kann. Ab einer BSB-Schlammbelastung von 0,5 kg/(kg.d) nimmt die Biosorption deutlich ab, weil der Speicher nicht mehr abgebaut werden kann. (EIKELBOOM, 1982)

VAN LOOSDRECHT *et al.* (1996) beschreiben die zellinterne Speicherung von Polymeren wie Polyhydroxybuttersäure (PHB) oder Glycogen als internen Substratspeicher. Glycogen ist als Speichermedium von Bedeutung, wenn für den speichernden Bakterientyp Glycogen im Stoffwechsel eine entscheidende Rolle spielt, oder Zucker im Abwasser vorhanden ist. Bakterien, die zu dieser Speicherung mit hoher Geschwindigkeit fähig sind, müssen ihr Wachstum nicht an das momentan verfügbare Substratangebot anpassen, und können auf dem gespeicherten Substrat gleichmäßig wachsen, auch wenn kein externes Substrat zur Verfügung steht. Die zur Speicherung fähigen Bakterien haben in Regimen mit zyklischem Wechsel zwischen Substratüberschuß und Substratmangel (z.B. Anlagen mit Selektor oder SBR-Anlagen) einen großen Vorteil, und verdrängen die nicht zur Speicherung fähigen Bakterien. Die Speicherung kann unter anaeroben, anoxischen und aeroben Bedingungen erfolgen. Die Energie für die Speicherung des gelösten CSB in der Zelle wird durch Oxidation eines kleinen Teiles des gelösten CSB unter aeroben oder anoxischen Bedingungen gewonnen. Beim anaeroben Selektor wird die Energie durch Hydrolyse von Polyphosphat gewonnen. Das bedeutet aber nicht, daß jede zur Speicherung fähige Art unabhängig von der Sauerstoffversorgung Substrat speichern kann.

POT *et al.* (1996) zeigen, daß unter kontinuierlichen Bedingungen kein PHB gespeichert wird. Bei einer stoßweisen Zugabe von Essigsäure steigt die spezifische Wachstumsrate zwar an, aber ein Teil des Substrates wird in Form von PHB gespeichert. Sobald die Essigsäure verbraucht ist, nimmt die Wachstums-

rate schlagartig ab, und die Bakterien beginnen auf dem gespeicherten PHB zu wachsen.

HATZICONSTANTINOU und ANDREADAKIS (1996) stellen bei Laborversuchen mit künstlichem Abwasser, wobei als wesentliche Kohlenstoffquelle Saccharose verwendet wird, unter anoxischen Bedingungen fest, daß die CSB-Entfernung bei Batch-Versuchen mit stoßweiser Substratzugabe ca. 2-3 mal höher ist als durch das Sauerstoffangebot durch die Nitratentfernung möglich wäre (gerechnet über ein  $Y_H$  von 0,6). Diese Diskrepanz wird auf Speicherung zurückgeführt. In einer weiteren Versuchsserie wird festgestellt, daß die Substratentfernung bei Stoßbelastung auch unter aeroben Bedingungen in ähnlicher Weise, jedoch schneller, abläuft. Die Substratentfernung wird als Zusammenspiel von Speicherung und direktem Abbau beschrieben. Die Substratentfernungsgeschwindigkeit hängt von der noch freien Speicherkapazität und der aktuellen Substratkonzentration ab.

## 5.5 ZUSAMMENFASSENDER BETRACHTUNG DER FUNKTIONSWEISE DES AEROBEN SELEKTORSYSTEMS

Eine Reihe von fadenbildenden Bakterien (z.B. 021N, *Sphaerotilus*) können sich gut entwickeln, wenn gelöstes leicht abbaubares Substrat wie niedrige Fettsäuren oder Saccharose zur Verfügung steht. Fadenbildner, die einen niedrigen  $K_S$ -Wert haben oder aufgrund ihrer fädigen Struktur aus der Schlammflocke herauswachsen, und damit eine größere freie Oberfläche als Flockenbildner haben, können bei niedriger Konzentration bevorzugt leicht abbaubares in der flüssigen Phase befindliches Substrat erreichen. Diese Aussage deckt sich mit der von CHUDOBA *et al.* (1973) beschriebenen Theorie der kinetischen Selektion und steht im Einklang mit den Beobachtungen in Leopoldsdorf, wo immer, wenn größere Mengen an leicht abbaubarem gelöstem Substrat in das Belebungsbecken gelangen und dort in niedriger Konzentration vorliegen, die Fadenbildner rasant zu wachsen beginnen. Die Entwicklung von Blähschlamm durch Fadenbildner, die auf leicht abbaubarem Substrat in niedriger Konzentration bevorzugt wachsen, wird dann erfolgreich verhindert, wenn es gelingt, das leicht abbaubare Substrat im Selektor möglichst rasch und möglichst vollständig aus der flüssigen Phase zu entfernen und in die Schlammflocke überzuführen, damit es für Fadenbildnern nicht mehr verfügbar ist. Die an den in einem Selektorsystem auftretenden Wechsel zwischen kurzzeitigen Substratüberschuß und längerdauerndem Substratmangel adaptierten Flockenbildner sind in der Lage, das leicht abbaubare gelöste Substrat bei hoher Konzentration mit hoher Geschwindigkeit aufzunehmen und zu speichern. Fadenbildner sind allgemein dazu fähig, zellin-

terne Substratspeicher zu bilden, die Speicherung ist jedoch weit weniger effektiv wie bei an den Selektorzyklus adaptierten Flockenbildnern. Bei einzelnen Fadentypen z.B. für *Sphaerotilus natans* (Van den EIJDE, 1984) ist diese Eigenschaft nachgewiesen, bei anderen wird sie ebenfalls vermutet. Der Fadenbildner vom Typ 021N hat nach Untersuchungen von KAPELLER (1992) eine ähnlich hohe maximale Wachstumsrate wie Flockenbildner. In der Mischkultur konnte sich 021N bis zu Wachstumsraten von 0,5/h behaupten, erst bei höheren Wachstumsraten wird 021N von den Flockenbildnern überwachsen (RICHARD *et al.*, 1985). Diese hohen Wachstumsraten lassen sich jedoch nur unter Laborbedingungen erreichen und sind auch in einem hochbelasteten Selektor kaum möglich. Die Tatsache, daß sich der Fadenbildner 021N durch Einsatz eines aeroben Selektors, in dem leicht abbaubares Substrat sehr rasch vom Belebtschlamm gespeichert wird, wirkungsvoll unterdrücken läßt, kann nur damit erklärt werden, daß der Fadenbildner 021N Substrat nicht effektiv speichern kann. Die Fähigkeit der Flockenbildner, das leicht abbaubare gelöste Substrat rasch und in großen Mengen zu entfernen und großteils zu speichern, ist für die Unterdrückung des Wachstums des Fadenbildners von Typ 021N und anderer Arten, die zur effektiven Speicherung nicht fähig sind, mit Hilfe eines aeroben Selektors von entscheidender Bedeutung.

Im Selektor der beiden untersuchten Kläranlagen wird das leicht abbaubare Substrat hauptsächlich durch Speicherung entfernt. Aus dem Sauerstoffverbrauch und der CSB-Bilanz ergibt sich, daß bei normaler Belastung der Anlagen maximal 1/3 des im Selektor eliminierten CSB sofort abgebaut und mindestens 2/3 gespeichert werden. Eine Abschätzung des Abbaues über den Stickstoffverbrauch deutet darauf hin, daß die Bakterien ihren Baustoffwechsel im Selektor gegenüber dem Belebungsbecken nicht wesentlich beschleunigen, und nur 15 bis 20 % des im Selektor entfernten Substrates über Wachstumsvorgänge abgebaut werden.

## 5.6 BEMESSUNG UND GESTALTUNG EINES AEROBEN SELEKTORS

### 5.6.1 Allgemeines

Die Elimination des leicht abbaubaren Substrates in einem Selektor hängt von folgenden Faktoren ab:

- Fracht an leicht abbaubarem Substrat
- Konzentration an leicht abbaubarem Substrat

- die Zusammensetzung des leicht abbaubaren Substrates
- die Adaptierung des Schlammes an das Abwasser und das Verfahrensschema
- Sauerstoffversorgung im Selektor
- Schlammalter und Schlammbelastung
- Größe des Selektors

Die Konzentration an leicht abbaubarem Substrat im Selektor ist einerseits durch den Zulauf bestimmt und kann durch Rücklaufschlammverhältnis, Größe des Selektors und Unterteilung des Selektors in Kaskaden beeinflusst werden. Die Wirkungsweise des aeroben Selektors beruht darauf, daß das gelöste, leicht abbaubare Substrat von Flockenbildnern mit hohen Substratentfernungsraten aus der flüssigen Phase eliminiert und überwiegend zellintern gespeichert wird. Eine sehr kurze Aufenthaltszeit bei hoher Substratkonzentration führt zur selektiven Anreicherung von flockenbildenden Arten mit besonders hohen Substratentfernungsraten. Ist der Selektor zu groß, dann können sich vermehrt Arten mit geringeren Substratentfernungsraten im Selektor entwickeln. Die Fadenbildner sind grundsätzlich auch in der Lage, bei Substratüberschuß vermehrt Substrat aufzunehmen und auch zu speichern. Die Fadenbildner erreichen jedoch nicht die hohen Substratentfernungsraten von in Systemen mit hohen Substratgradienten angereicherten Flockenbildnern. Je größer das Verhältnis von Substratentfernungsraten der Flockenbildner zu Substratentfernungsraten der Fadenbildner ist, umso größer ist der Selektionsdruck, Fadenbildner, die auf leicht abbaubares gelöstes Substrat angewiesen sind, aus dem System zu verdrängen.

Damit die Speicherfähigkeit des Schlammes und damit die hohe Substratentfernungsleistung erhalten bleibt, muß der Schlamm die Möglichkeit haben, das im Selektor gespeicherte Substrat im Belebungsbecken abzubauen. Daraus ergibt sich eine Beschränkung der Schlammbelastung und die Forderung nach einem minimalen Schlammalter.

Die Abwasserbeschaffenheit und damit die Menge und Zusammensetzung des leicht abbaubaren Substrates lassen sich in der Praxis nur in seltenen Fällen verändern, und sind für die Dimensionierung einer Kläranlage mit all den auftretenden Schwankungen von Menge, Konzentration und Abwasserinhaltsstoffen als gegebene Randbedingungen zu berücksichtigen. Der Belebtschlamm adaptiert sich rasch (innerhalb von 1 - 3 Schlammalter) an wesentliche Verfahrensumstellungen oder an eine wesentliche Veränderung der Abwasserbeschaf-

fenheit. Für die Dimensionierung eines Selektors ist das von Bedeutung, wenn aus Untersuchungen mit nicht adaptiertem Schlamm Bemessungsparameter abgeleitet werden sollen.

### 5.6.2 Grundsätze für die Dimensionierung und Gestaltung eines aeroben Selektors

Damit das leicht abbaubare Substrat im Selektor möglichst vollständig entfernt werden kann, müssen folgende Forderungen erfüllt werden:

- Die Aufenthaltszeit des Rücklaufschlamm-Abwassergemisches muß so gewählt werden, daß bei maximaler Belastung mit leicht abbaubarem Substrat, auch bei niedriger Substratentfernungsgeschwindigkeit, das leicht abbaubare Substrat möglichst vollständig eliminiert werden kann. Damit wird den Fadenbildnern die Möglichkeit genommen, sich im Belebungsbecken zu vermehren.
- Die Substratelimination darf nicht durch Sauerstoffmangel eingeschränkt werden. Wenn die Substrateliminationsgeschwindigkeit durch die Sauerstoffzufuhr begrenzt ist, muß dies bei der Selektorgroße berücksichtigt werden.
- Die Konzentration an leicht abbaubarem Substrat soll möglichst hoch sein. Bei einer zu großen Aufenthaltszeit im Selektor bei zu geringer Substratkonzentration kann es bereits im Selektor zu einer unerwünschten Vermehrung der Fadenbildner kommen. Daraus ergibt sich die Forderung, den Selektor in mehrere Kaskaden zu unterteilen und die Rücklaufschlammförderung nach oben hin zu begrenzen.
- Die Speicherkapazität des Schlammes darf nicht überschritten werden, woraus sich eine minimale Rücklaufschlammmenge ergibt.
- Der Schlamm muß die Möglichkeit haben, den Speicher zu regenerieren, daraus ergibt sich die Begrenzung der Schlammbelastung und ein minimales Schlammalter.

### 5.6.3 Bemessung eines aeroben Selektors

Das erforderliche Selektorvolumen kann nach Gleichung 5.9 berechnet werden:

$$V_{\text{SEL}} = \frac{\Delta S_s}{\sigma \text{TS}_{\text{SEL}} \cdot q_{\text{min(SS, OV)}}} \quad (5.9)$$



$V_{SEL}$	erforderliches Selektorvolumen ( $m^3$ )
$\Delta S_S$	Fracht an leicht abbaubarem Substrat, die im Selektor entfernt werden muß (kg CSB/h)
$oTS_{SEL}$	organische Trockensubstanz im Selektor (kg/ $m^3$ )
$q_{min(SS, OV)}$	mimimale zu erwartende spezifische Substrateliminationsgeschwindigkeit in Abhängigkeit von der Konzentration an leicht abbaubarem Substrat und der Sauerstoffversorgung (kg CSB/(kg oTS.h))

Grundsätzlich sollte die gesamte Rücklaufschlammmenge über den Selektor geführt werden. Dann entspricht die Schlammkonzentration im Selektor der Schlammkonzentration im Belebungsbecken. Die Schlammkonzentration ergibt sich aus der herkömmlichen Bemessung von Belebung und Nachklärung. Wenn keine genauere Bestimmung möglich ist, kann der organischen Schlammanteil bei Eintrag von mineralischen Feinteilen in die Belebung mit 40 bis 50 %, sonst mit 60 bis 70 % angesetzt werden.

Wenn das Abwasser bereits vorhanden ist, wird empfohlen, die Menge an leicht abbaubarem Substrat über die Elimination des gelösten CSB bis zum Erreichen der Grundatmung mit der im Abschnitt 5.3.2.3 beschriebenen Methode zu bestimmen. Dazu können auch nicht an ein Selektorsystem und das Abwasser adaptierte Belebtschlämme verwendet werden. Die von EKAMA *et al.* (1986) beschriebene Methode führt bei Verwendung von Belebtschlämmen mit gutem Speichervermögen zu einer deutlichen Unterschätzung der Menge an leicht abbaubarem Substrat.

Die versuchstechnische Bestimmung der spezifischen Substrateliminationsgeschwindigkeit führt nur dann zu Werten, die für die Selektordimensionierung herangezogen werden dürfen, wenn Belebtschlamm vorhanden ist, der an das Selektorsystem und das Abwasser adaptiert ist. Dies ist jedoch nur dann der Fall, wenn bei einer bestehenden Anlage der Selektor optimiert werden soll oder eine Versuchsanlage betrieben wird. Bei Untersuchungen mit einem an ein Selektorsystem adaptierten, jedoch an das Abwasser nicht oder nicht optimal adaptierten Schlamm, muß mit einer Unterschätzung der Substrateliminationsgeschwindigkeit gerechnet werden, die zu einer Überdimensionierung des Selektors führen kann. Wird der Selektor in mehrere Kaskaden unterteilt, liegt man auf der sicheren Seite.

Für  $q_{min(SS, OV)}$  kann für Zuckerfabrikabwasser bei einer Konzentration an leicht abbaubarem Substrat von über 50 mg CSB/l in der ersten Selektorkaskade bei nicht sauerstofflimitierten Bedingungen ein Richtwert von 0,25 kg

CSB/(kg oTS.h) angegeben werden. Bei Sauerstofflimitierung muß  $q_{\min(SS,OV)}$  proportional zur Sauerstofflimitierung abgemindert werden. Für Zuckerfabrikabwasser bei einer Konzentration an leicht abbaubarem Substrat von 10 bis 50 mg CSB/l im Selektor ohne Sauerstofflimitierung kann für  $q_{\min(SS, OV)}$  ein Richtwert von 0,1 kg CSB/(kg oTS.h) angegeben werden.

Für die Bestimmung der Selektorgroße wird folgende Vorgangsweise vorgeschlagen:

Das Volumen einer Selektorkaskade wird nach Gleichung 5.9 mit der mittleren zu erwartenden Fracht an leicht abbaubarem Substrat und der mittleren spezifischen Substrateliminationsgeschwindigkeit bestimmt. Ist eine versuchstechnische Bestimmung nicht möglich, dann kann nach den bisherigen Erfahrungen eine mittlere zu erwartenden Substrateliminationsgeschwindigkeit  $q_{(SS, OV)}$  von 0,5 kg CSB/(kg oTS.h) angenommen werden, wenn die Sauerstoffzufuhr nicht limitierend ist, und die Konzentration an leicht abbaubarem Substrat in der Mischung von Abwasser und Rücklaufschlamm im Zulauf zum Selektor  $\geq 200$  mg CSB/l ist. Bei Konzentrationen an leicht abbaubarem Substrat unter 200 mg/l im Zulauf zum Selektor ist  $q_{(SS, OV)}$  proportional zur Konzentration an leicht abbaubarem Substrat abzumindern, wobei ein  $q_{(SS, OV)}$  von  $< 0,2$  kg CSB/(kg oTS.h) nicht angesetzt werden soll, um eine Überdimensionierung des Selektors zu vermeiden.

Das Gesamtvolumen des Selektors wird nach Gleichung 5.6 mit der maximal zu erwartenden Tagesfracht an leicht abbaubarem Substrat mit einem minimal zu erwartenden  $q_{(SS, OV)}$  in der ersten Kaskade berechnet. Wenn keine Messungen vorliegen, wird ein Wert von 0,2 kg CSB/(kg oTS.h) vorgeschlagen.

Sind sehr kurzzeitige Spitzenbelastungen mit großer Fracht an leicht abbaubarem Substrat in Abständen von weniger als 5 Tagen zu erwarten, dann muß das Gesamtvolumen des Selektors auf diese Spitzen bemessen werden. In diesem Fall wird für 50 % des Selektorvolumens die mittlere zu erwartende Substrateliminationsgeschwindigkeit z.B. 0,5 kg CSB/(kg oTS.h), und für die restlichen 50 % die minimale zu erwartende Substrateliminationsgeschwindigkeit z.B. 0,2 kg CSB/(kg oTS.h) angesetzt.

Anmerkung:

Die Sicherheit gegen Durchschlagen von leicht abbaubarem Substrat aus dem Selektor liegt in den angegebenen Werten für die Substrateliminationsgeschwindigkeit. Bei versuchstechnisch bestimmten Werten für die Substrateliminationsgeschwindigkeit muß von den ungünstigsten Werten ausgegangen werden.

Für die meisten Anwendungsfälle wird man aus dieser Bemessung einen Selektor mit 3 bis 4 Kaskaden und eine Aufenthaltszeit bezogen auf Zulauf und Rücklaufschlamm von 10 bis 30 Minuten erhalten.

Der Sauerstoffbedarf im Selektor ergibt sich aus:

$$OV = a_{CSB} \cdot \Delta S \quad (\text{kg O}_2/\text{h}) \quad (5.10)$$

Der spezifische Sauerstoffbedarf für die Entfernung der leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen ist substratabhängig. Für unversäuertes Zuckerfabriksabwasser, wo das leicht abbaubare Substrat hauptsächlich als Saccharose vorliegt, beträgt  $a_{CSB}$  0,05 bis 0,1 g O<sub>2</sub>/g CSB. Für die Entfernung des leicht abbaubaren Substrates von stark versäuertem Zuckerfabriksabwasser, wo das leicht abbaubare Substrat im Wesentlichen ein Gemisch von Milch-, Essig- und Propionsäure ist, werden 0,15 bis 0,30 g O<sub>2</sub>/g CSB benötigt. Der Sauerstoffverbrauch für die Substratelimination kann bei Untersuchungen zur Substrateliminationsgeschwindigkeit mitbestimmt werden. Liegen keine genaueren Bestimmungen des Sauerstoffbedarfes für die Substratelimination vor, dann sollte für die Sauerstoffzufuhrleistung des Selektors ein Wert von 0,25 g O<sub>2</sub>/g zu eliminierendem CSB angenommen werden.

Damit die Substratelimination im Selektor durch die Speicherkapazität des Schlammes nicht begrenzt wird, muß bei minimaler Rücklaufschlammmenge gelten:

$$\frac{Q_Z \cdot S_{Zul}}{Q_{RS} \cdot oTS_{RS}} \leq 0,2 \quad (\text{g CSB/g oTS}) \quad (5.11)$$

$Q_Z$	Zulaufwassermenge (m <sup>3</sup> /h)
$S_{Zul}$	Zulaufkonzentration gelöstes, leicht abbaubares Substrat (g/m <sup>3</sup> )
$Q_{RS}$	Rücklaufschlammmenge (m <sup>3</sup> /h)
$oTS_{RS}$	organische Trockensubstanz im Rücklaufschlamm (g/m <sup>3</sup> )

Damit wird berücksichtigt, daß die Speicherkapazität des Belebtschlammes, die bis zu 40 % der oTS beträgt, nur zu ca. 50 % ausgenützt wird, und die Substrateliminationsgeschwindigkeit im Selektor durch die Speicherkapazität nicht zu stark reduziert wird. Bei einer CSB-Schlammbelastung über 0,5 kg/(kg.d) oder einem Schlammalter unter 5 Tagen muß damit gerechnet werden, daß das gespeicherte Substrat nicht im ausreichenden Umfang abgebaut werden kann,

womit die Speicherfähigkeit des Schlammes und die Wirksamkeit des Selektors reduziert wird. Damit die Wirksamkeit eines aeroben Selektors sichergestellt wird, muß die CSB-Schlammbelastung unter 0,5 kg/(kg.d) liegen. Ein Wert unter 0,3 kg/(kg.d) wird empfohlen. Das Mindestschlammalter sollte bei 20 °C 5 Tage betragen. Bei einer niedrigeren Bemessungstemperatur ist eine Erhöhung des Schlammalters nach der Funktion  $f_{20} = f_{TB} \cdot e^{0,069(20 - TB)}$  zu empfehlen.

## 5.7 ÜBERLEGUNGEN ZUR EINBINDUNG EINES AEROBEN SELEKTORS IN DAS VERFAHRENSKONZEPT

Ein vorgeschalteter aerober Selektor, in dem das leicht abbaubare Substrat weitestgehend entfernt wird, ist die wirksamste Methode, um das Wachstum der meisten im Belebtschlamm vorkommenden fadenbildenden Arten zu unterdrücken. Bei Anlagen ohne Stickstoffentfernung läßt sich ein aerober Selektor problemlos in das Verfahrenskonzept einbinden. Ein vorgeschalteter aerober Selektor erschwert die Denitrifikation und ist bei Anlagen zur Stickstoffentfernung nur anwendbar, wenn ein hohes CSB : N-Verhältnis des Abwassers vorliegt, oder keine hohen Anforderungen an die Stickstoffentfernung gestellt werden. Bei einem niedrigen CSB : N-Verhältnis und hohen Anforderungen an die Denitrifikation kann der aerobe Selektor zwischen einer vorgeschalteten Denitrifikationszone und der aeroben Zone des Belebungsbeckens angeordnet werden. Die Denitrifikationszone kann dann als anoxischer Selektor betrachtet werden. Der nachgeschaltete aerobe Selektor dient dazu, bei der Denitrifikation nicht verbrauchtes leicht abbaubares Substrat zu eliminieren. Der aerobe Selektor wird wie ein vorgeschalteter aerober Selektor bemessen, wobei jedoch als Bemessungsfracht an leicht abbaubarem Substrat die maximale Restfracht aus der anoxischen Zone angesetzt wird.

In Verfahren mit vermehrter biologischer Phosphorentfernung läßt sich ein vorgeschalteter aerober Selektor nicht anwenden. Hier kann die Anaerobzone und die vorgeschaltete Denitrifikation mit einem aeroben Selektor als kombinierter anaerob-anoxisch-aerober Selektor betrachtet werden. Die Wirksamkeit der aeroben Selektorzone ist jedoch mit einem vorgeschalteten aeroben Selektor nicht vergleichbar. Blähschlammprobleme durch Fadenbildner wie *Sphaerotilus natans* oder 021N lassen sich auch durch anaerobe und anoxische Selektoren vermeiden, wenn dort das leicht abbaubare Substrat möglichst vollständig entfernt wird. Fadenbildner wie *Microthrix parvicella* oder Typ 0092 lassen sich mit einem vorgeschalteten aeroben Selektor sehr leicht beherrschen. Diese Arten besitzen aber die Fähigkeit, unter anaeroben und anoxischen Bedingungen Substrat zu speichern. Nach langer Aufenthaltszeit in der anaeroben und anoxi-

schon Zone wird es nicht immer gelingen, *Microthrix parvicella* oder Typ 0092 durch eine aerobe Selektorzone zu unterdrücken.

## 6 ENTWICKLUNG EINES SIMULATIONSMODELLES

### 6.1 EINLEITUNG

Die Anwendung des von KAPPELER (1992b) entwickelten Modelles „Aerober Blähschlamm“ zur Beschreibung des Konkurrenzverhaltens von flockenbildenden und fadenbildenden Mikroorganismen auf die im Abschnitt 4 beschriebenen Belebungsanlagen führte zu einem krassen Widerspruch zwischen Modell und Realität, weil die Speicherung nicht berücksichtigt wird. Andererseits existieren bereits Modelle, die die Substratspeicherung des Belebtschlammes berücksichtigen (HATZICONSTANTINOU und ANDREADAKIS, 1996; NOVÁK *et al.*, 1995). Diese unbefriedigende aber erfolversprechende Ausgangssituation war der Anlaß, ein „Blähschlammmodell“ mit Einbeziehung der Speicherung zu entwickeln.

Ziel des im Verlauf des folgenden Kapitels vorgestellten Modelles ist es, das Konkurrenzverhalten von flockenbildenden und fadenbildenden Mikroorganismen in einem aeroben Selektorsystem zu beschreiben, wobei der entscheidende Mechanismus zur Unterdrückung des massenhaften Wachstums von Fadenbildnern die rasche Aufnahme und Speicherung von leicht abbaubarem gelöstem Substrat durch die Flockenbildner ist. Damit wird jene Gruppe von Blähschlammproblemen erfaßt, bei denen ein hoher Anteil an leicht abbaubarem Substrat im Zulauf zur massenhaften Entwicklung der Fadenbakterien führt. Sehr häufig werden solche Blähschlammereignisse vom Fadenbildner Typ 021N aber auch von anderen Arten wie z.B. *Sphaerotilus* verursacht. Das vorliegende Modell wurde primär auf das Konkurrenzverhalten zwischen Flockenbildnern und Fadenbildner Typ 021N abgestimmt. Das folgende Modell wurde anhand der Grundlagen des „Activated Sludge Model No 1“ (HENZE *et al.*, 1986) entwickelt. Die Berechnungen wurden mit dem von GUJER und HENZE (1991) entwickelten Computerprogramm ASIM 2.1 durchgeführt. Im „Activated Sludge Model No 1“ werden die komplexen Prozesse vereinfacht, und es wird mit Summenparametern gearbeitet. Die Meßgröße für die organischen Stoffe im Abwasser und die Biomasse ist der CSB. Der CSB ist mit dem Sauerstoffverbrauch eine bilanzierbare Größe.

## 6.2 GRUNDLAGEN

Als Grundlage für die konkrete Formulierung des Modelles dienen die im Abschnitt 5 dieser Arbeit durchgeführten Auswertungen eigener Untersuchungen sowie die damit verbundene Literaturstudie.

- Bei hoher Konzentration von gelöstem leicht abbaubarem Substrat erfolgt dessen Elimination aus der flüssigen Phase hauptsächlich durch Speicherung. Flockenbildner, die an den Wechsel zwischen kurzzeitigem Substratüberschuß und längerdauerndem Substratmangel adaptiert sind, speichern besonders effektiv.
- Fadenbildner wie *Sphaerotilus Natans* oder 021N sind nicht in der Lage, in kurzer Zeit nennenswerte Mengen an Substrat aufzunehmen.
- Für die Bildung von zellinternen Kohlenstoffspeichern müssen die Bakterien Energie aufwenden, die durch Oxidation eines kleinen Teiles des eliminierten Substrates gewonnen wird (Van LOOSDRECHT *et al*, 1996).
- Der Sauerstoffverbrauch ist von der Art des Substrates, das in zellinterne Speicherstoffe übergeführt werden soll, abhängig.
- Das gelöste Substrat wird in Hydrolyseprodukte  $S_H$ , organische Säuren  $S_S$ , die bei der Speicherung einen hohen Sauerstoffverbrauch hervorrufen, und gelöstes leicht abbaubares unversäuertes Substrat  $S_Z$  mit niedrigem Sauerstoffverbrauch bei der Speicherung aufgeschlüsselt.
- Die Flockenbildner können  $S_S$  und  $S_Z$  nur speichern. Das Wachstum erfolgt auf den Hydrolyseprodukten und auf dem gespeicherten Substrat.
- Für die Fadenbildner sind die drei gelösten Substrate prinzipiell gleichwertig. Die Hydrolyse erfolgt in der Schlammflocke. Die Flockenbildner haben einen bevorzugten Zugang zu den Hydrolyseprodukten. Im Modell wird das durch einen höheren  $K_H$ -Wert der Fadenbildner realisiert. Diese Vorgangsweise folgt der Argumentation von KAPPELER (1992b).
- Die Speicherung erfolgt nach einer Monod-Funktion. Die Speicherkapazität des Schlammes ist begrenzt. Die Speichergeschwindigkeit ist von der freien Speicherkapazität abhängig.



- Die Speicherung erfolgt auch unter anoxischen Bedingungen, jedoch mit einer reduzierten Geschwindigkeit gegenüber aeroben Bedingungen (HATZICONSTANTINOOU und ANDREADAKIS, 1996).
- Der Fadenbildner von Typ 021N, auf den das Modell primär abgestimmt wird, ist nach WANNER *et al.*(1987a) fakultativ aerob und kann unter anoxischen Bedingungen nicht wachsen.
- Die Fadenbildner haben bei niedrigen Konzentrationen von  $O_2$ ,  $S_S$ ,  $S_Z$  und  $NH_4-N$  einen bevorzugten Zugang zu diesen Substraten, was im Modell durch niedrigere Sättigungsbeiwerte für Fadenbildner gegenüber Flockenbildnern berücksichtigt wird.

### 6.3 FORMULIERUNG DES MODELLS

Die stöchiometrische Matrix ist in Tabelle 13, und die Prozeßgeschwindigkeiten sind in Tabelle 14 dargestellt. Als Stoffgruppen werden im Modell berücksichtigt:

- gelöster Sauerstoff  $S_{O_2}$
- gelöstes, leicht abbaubares, versäuertes Substrat  $S_S$
- gelöstes, leicht abbaubares, unversäuertes Substrat  $S_Z$
- gelöstes, hydrolysiertes Substrat  $S_H$
- gelöster inerte CSB  $S_I$
- partikuläres hydrolysierbares „schwer abbaubares“ Substrat  $X_S$
- partikuläre inerte organische Stoffe  $X_I$
- leicht abbaubares, von Flockenbildnern gespeichertes Substrat  $X_{INS}$
- flockenbildende heterotrophe Biomasse  $X_{Floc}$
- Biomasse der Nitrifikanten  $X_{Nitr}$
- Biomasse der heterotrophen Fadenbildner  $X_{Fil}$
- Ammonium  $S_{NH_4}$

– Nitrat  $S_{\text{NO}_3}$

Für das Wachstum der heterotrophen Flockenbildner werden je zwei Wachstumsprozesse unter aeroben und anoxischen Bedingungen eingeführt. Die Flockenbildner können auf den Hydrolyseprodukten und auf dem gespeicherten Substrat wachsen. Das Wachstum auf dem gespeicherten Substrat und auf den Hydrolyseprodukten verläuft nebeneinander. Damit die maximale Wachstumsrate der Flockenbildner nicht überschritten werden kann, wird diese auf die beiden parallel laufenden Wachstumsprozesse aufgeteilt. Besser wäre es für beide Wachstumsprozesse, die maximale Wachstumsrate anzusetzen und eine gegenseitige Substrathemmung einzuführen. Diese Vorgangsweise ist jedoch mit dem verwendeten Computerprogramm nicht realisierbar.

Auf den beiden leicht abbaubaren Substraten  $S_S$  und  $S_Z$  können die Flockenbildner nicht direkt wachsen. Damit  $S_S$  und  $S_Z$  für den Biomasseaufbau der Flockenbildner verwertet werden können, müssen sie zuerst gespeichert werden.

Für die Speicherung von  $S_S$  und  $S_Z$  wird jeweils unter aeroben und anoxischen Bedingungen ein eigener Prozeß eingeführt. Die Speicherung von  $S_S$  und  $S_Z$  laufen parallel ab und beeinflussen einander nicht gegenseitig. Bei Anwesenheit von Sauerstoff werden die Speicherprozesse für anoxische Bedingungen gehemmt. Die Speicherung wird in Abhängigkeit vom Verhältnis von gespeichertem Substrat zur Menge an Flockenbildnern gehemmt, um eine Überschreitung der maximalen Speicherkapazität zu vermeiden.

Für die Nitrifikanten wird der klassische Wachstumsprozeß aus dem „Activated Sludge Model No 1“ verwendet.

Für die Fadenbildner wird je ein Wachstumsprozeß für Wachstum auf  $S_S$ ,  $S_Z$  und  $S_H$  eingeführt. Damit die maximale Wachstumsrate nicht überschritten werden kann, sind diese drei Prozesse mit einem Hemmterm für Wachstum auf drei Substraten versehen.

Für den Zerfall und die Hydrolyse wird von den grundsätzlichen Überlegungen des „Activated Sludge Model No 1“ ausgegangen. Den Fadenbildnern wird der Zugang zu den Hydrolyseprodukten durch die Festlegung der kinetischen Parameter wesentlich erschwert. Zerfall und Hydrolyse haben daher nur eine untergeordnete Bedeutung für das Konkurrenzverhalten von Flockenbildnern und Fadenbildnern. Diese beiden Modellkomponenten werden möglichst vereinfacht.

Für die drei Organismengruppen wird je ein Zerfallsprozeß angegeben. Beim Zerfall wird ein kleiner Teil der Biomasse in inerte partikuläre Stoffe übergeführt. Die Freisetzung von Stickstoff erfolgt erst mit der Hydrolyse. Das bei den Zerfallsprozessen entstehende  $X_S$  wird mit dem im Zulauf enthaltenen  $X_S$  in einem gemeinsamen Hydrolyseschritt in  $S_H$  übergeführt. Im gleichen Prozeß erfolgt auch die Freisetzung des Ammoniums aus den Zerfallsprodukten. Diese Vereinfachung bedingt, daß der Stickstoffanteil in der Biomasse der drei Organismengruppen und im schwer abbaubaren CSB im Zulauf gleich hoch sein muß. Auf den Zwischenschritt der Ammonifikation wird verzichtet.

Tabelle 13: Stöchiometrische Matrix

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
		$S_{O_2}$	$S_S$	$S_Z$	$S_H$	$S_I$	$X_S$	$X_I$	$X_{INS}$	$X_{Flo}$	$X_{Nitr}$	$X_{Fil}$	$S_{NH_4}$	$S_{NO_3}$
	Flockenbildner $X_{Floc}$													
1	Wachs.aerob $S_H$	$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$			$-\frac{1}{Y_H}$					+1			-iXB	
2	Wachs.aerob $X_{INS}$	$-\frac{1-Y_{HS}}{Y_{HS}}$							$-\frac{1}{Y_{HS}}$	+1			-iXB	
3	Wachs.anox. $S_H$				$-\frac{1}{Y_H}$					+1			-iXB	$-\frac{1-Y_H}{2,86Y_H}$
4	Wachs.anox. $X_{INS}$								$-\frac{1}{Y_{HS}}$	+1			-iXB	$-\frac{1-Y_{HS}}{2,86Y_{HS}}$
5	Speicher. Aerob $S_S$	-a <sub>S</sub>	-1							1-a <sub>S</sub>				
6	Speicher. Aerob $S_Z$	-a <sub>Z</sub>		-1						1-a <sub>Z</sub>				
7	Speicher. anox. $S_S$		-1							1-a <sub>S</sub>				$-\frac{a_S}{2,86}$
8	Speicher. anox. $S_Z$			-1						1-a <sub>Z</sub>				$-\frac{a_Z}{2,86}$
9	Zerfall						1-f <sub>i</sub>	+f <sub>i</sub>		-1				
Nitrifikanten $X_{Nitr}$														
10	Wachstum	$-\frac{4,57-Y_A}{Y_A}$									+1		-iXB	$\frac{1}{Y_A}$
11	Zerfall						1-f <sub>i</sub>	+f <sub>i</sub>			-1			
Fadenbildner $X_{Fil}$														
12	Wachs.aerob $S_S$	$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$	$-\frac{1}{Y_H}$									+1	-iXB	
13	Wachs.aerob $S_Z$	$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$		$-\frac{1}{Y_H}$								+1	-iXB	
14	Wachs.aerob $S_H$	$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$			$-\frac{1}{Y_H}$							+1	-iXB	
15	Zerfall						1-f <sub>i</sub>	+f <sub>i</sub>				-1		

Hydrolyse														
16	aerob				+1		-1						+iXB	
17	anoxisch				+1		-1						+iXB	

Tabelle 14: Prozeßgeschwindigkeiten

Prozeß		Prozeßgeschwindigkeit
Heterotrophe Flockenbildner $X_{floc}$		
1	Wachstum aerob, $S_H$	$0,33 \cdot \mu_{max, Floc} \cdot \left[ \frac{S_H}{S_H + K_{SH}} \right] \cdot \left[ \frac{S_{O_2}}{S_{O_2} + K_{O_2}} \right] \cdot \left[ \frac{S_{NH_4}}{S_{NH_4} + K_{NH_4}} \right] \cdot X_{Floc}$
2	Wachstum aerob, $X_{INS}$	$0,66 \cdot \mu_{max, Floc} \cdot \left[ \frac{X_{INS} / X_{Floc}}{X_{INS} / X_{Floc} + K_{INS}} \right] \cdot \left[ \frac{S_{O_2}}{S_{O_2} + K_{O_2}} \right] \cdot \left[ \frac{S_{NH_4}}{S_{NH_4} + K_{NH_4}} \right] \cdot X_{Floc}$
3	Wachstum anox., $S_H$	$0,33 \cdot \mu_{max, Floc} \cdot \eta_g \cdot \left[ \frac{S_H}{S_H + K_{SH}} \right] \cdot \left[ \frac{S_{NO_3}}{S_{NO_3} + K_{NO_3}} \right] \cdot \left[ \frac{S_{NH_4}}{S_{NH_4} + K_{NH_4}} \right] \cdot \left[ \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \right] X_{Floc}$
4	Wachstum anox., $X_{INS}$	$0,66 \cdot \mu_{max, Floc} \cdot \eta_g \cdot \left[ \frac{X_{INS} / X_{Floc}}{X_{INS} / X_{Floc} + K_{INS}} \right] \cdot \left[ \frac{S_{NO_3}}{S_{NO_3} + K_{NO_3}} \right] \cdot \left[ \frac{S_{NH_4}}{S_{NH_4} + K_{NH_4}} \right] \cdot \left[ \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \right] X_{Floc}$
5	Speicher. aerob, $S_S$	$r_S \cdot \left[ \frac{S_S}{S_S + K_{SS}} \right] \cdot \left[ \frac{S_{O_2}}{S_{O_2} + K_{SO_2}} \right] \cdot \left[ \frac{K_{X_{INS}}}{K_{X_{INS}} + X_{INS} / X_{Floc}} \right] \cdot \left[ \frac{K_{X_{INS}}}{K_{X_{INS}} + X_{INS} / X_{Floc}} \right] \cdot X_{Floc}$
6	Speicher. aerob, $S_Z$	$r_Z \cdot \left[ \frac{S_Z}{S_Z + K_{SZ}} \right] \cdot \left[ \frac{S_{O_2}}{S_{O_2} + K_{SO_2}} \right] \cdot \left[ \frac{K_{X_{INS}}}{K_{X_{INS}} + X_{INS} / X_{Floc}} \right] \cdot \left[ \frac{K_{X_{INS}}}{K_{X_{INS}} + X_{INS} / X_{Floc}} \right] \cdot X_{Floc}$
7	Speicher. anox., $S_S$	$r_S \cdot \eta_g \cdot \left[ \frac{S_S}{S_S + K_{SS}} \right] \cdot \left[ \frac{S_{NO_3}}{S_{NO_3} + K_{NO_3}} \right] \cdot \left[ \frac{K_{X_{INS}}}{K_{X_{INS}} + X_{INS} / X_{Floc}} \right]^2 \cdot \left[ \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2} / } \right] \cdot X_{Floc}$
8	Speicher. anox. $S_Z$	$r_S \cdot \eta_g \cdot \left[ \frac{S_Z}{S_Z + K_{SZ}} \right] \cdot \left[ \frac{S_{NO_3}}{S_{NO_3} + K_{NO_3}} \right] \cdot \left[ \frac{K_{X_{INS}}}{K_{X_{INS}} + X_{INS} / X_{Floc}} \right]^2 \cdot \left[ \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2} / } \right] \cdot X_{Floc}$
9	Zerfall	$b_{Floc} X_{Floc}$
Nitrifikanten $X_{nitr}$		
10	Wachstum	$\mu_{max, Nitr} \cdot \left[ \frac{S_{O_2}}{S_{O_2} + K_{O_2}} \right] \cdot \left[ \frac{S_{NH_4}}{S_{NH_4} + K_{NH_4}} \right] \cdot X_{Nitr}$
11	Zerfall	$b_{Nitr} \cdot X_{Nitr}$

Fortsetzung Tabelle 14

		Fadenbildner $X_{fil}$
12	Wachstum aerob, $S_s$	$\mu_{max, Fil} \cdot \left[ \frac{S_s}{S_s + K_s} \cdot \frac{S_H}{S_H + S_s + S_Z} \right] \cdot \left[ \frac{S_{O_2}}{S_{O_2} + K_{O_2}} \right] \cdot \left[ \frac{S_{NH_4}}{S_{NH_4} + K_{NH_4}} \right] \cdot X_{Fil}$
13	Wachstum aerob, $S_Z$	$\mu_{max, Fil} \cdot \left[ \frac{S_Z}{S_Z + K_Z} \cdot \frac{S_H}{S_H + S_s + S_Z} \right] \cdot \left[ \frac{S_{O_2}}{S_{O_2} + K_{O_2}} \right] \cdot \left[ \frac{S_{NH_4}}{S_{NH_4} + K_{NH_4}} \right] \cdot X_{Fil}$
14	Wachstum aerob, $S_H$	$\mu_{max, Fil} \cdot \left[ \frac{S_H}{S_H + K_H} \cdot \frac{S_H}{S_H + S_s + S_Z} \right] \cdot \left[ \frac{S_{O_2}}{S_{O_2} + K_{O_2}} \right] \cdot \left[ \frac{S_{NH_4}}{S_{NH_4} + K_{NH_4}} \right] \cdot X_{Fil}$
15	Lyse	$b_{Fil} \cdot X_{Fil}$
		Hydrolyse
16	aerob	$k_h \cdot \left[ \frac{X_S / X_{Floc}}{K_X + X_S / X_{Floc}} \right] \cdot \left[ \frac{S_{O_2}}{S_{O_2} + K_{O_2}} \right] \cdot X_{Floc}$
17	anoxisch	$k_h \cdot \eta_h \cdot \left[ \frac{X_S / X_{Floc}}{K_X + X_S / X_{Floc}} \right] \cdot \left[ \frac{S_{NO_3}}{S_{NO_3} + K_{NO_3}} \right] \cdot \left[ \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \right] \cdot X_{Floc}$

## 6.4 STÖCHIOMETRISCHE UND KINETISCHE PARAMETER

In dem im Abschnitt 6.3 formulierten Modell sind folgende stöchiometrische und kinetische Parameter enthalten:

- Maximale Wachstumsgeschwindigkeit  $\mu_{max}$  der drei Organismengruppen  $X_{Floc}$ ,  $X_{Nitr}$ ,  $X_{Fil}$
- Sättigungsbeiwert  $K_H$  für das Wachstum auf Hydrolyseprodukt  $S_H$  für  $X_{Floc}$  und  $X_{fil}$
- Sättigungsbeiwerte  $K_{Ss}$  und  $K_{SZ}$  für Wachstum auf  $S_s$  bzw.  $S_Z$  für  $X_{Fil}$
- Sauerstoffsättigungsbeiwert  $K_{O_2}$  für die drei Organismengruppen

- Nitratsättigungsbeiwert  $K_{NO_3}$  für die Flockenbildner
- Ammoniumsättigungsbeiwert  $K_{NH_4}$  für die drei Organismengruppen
- Sättigungsbeiwert für Wachstum auf gespeichertem Substrat  $K_{INS}$
- Reduktionsfaktor für anoxisches Wachstum und Denitrifikation  $\eta_g$
- maximale Speichergeschwindigkeit  $r_S$  und  $r_Z$  für die Speicherung von  $S_S$  und  $S_Z$  durch die Flockenbildner
- Substratsättigungsbeiwerte  $K_{SS}$  und  $K_{SZ}$  für die Speicherung von  $S_S$  und  $S_Z$
- Hemmbeiwert zur Beschränkung der Speicherkapazität  $K_{XINS}$
- Koeffizienten für den spezifischen Sauerstoffverbrauch  $a_S$  und  $a_Z$  für die Speicherung von  $S_S$  und  $S_Z$
- Ausnutzungskoeffizient  $Y_H$  für die Flockenbildner und Fadenbildner bei Wachstum auf gelöstem Substrat
- Ausnutzungskoeffizient  $Y_{HS}$  für die Flockenbildner bei Wachstum auf gespeichertem Substrat
- Ausnutzungskoeffizient  $Y_A$  der Nitrifikanten
- Zerfallsbeiwerte  $b$  für die drei Organismengruppen
- Koeffizient für den inerten Anteil bei Zerfall der Biomasse  $f_I$
- N/CSB-Verhältnis in der Biomasse  $i_{XB}$
- Hydrolysebeiwert für aerobe Bedingungen  $k_H$
- Reduktionsfaktor für anoxische Hydrolyse  $\eta_h$

#### 6.4.1 Parameter der heterotrophen Flockenbildner

Der Sauerstoffverbrauch für die Speicherung des unversäuerten Substrates  $a_Z$  wird entsprechend den Ergebnissen des Abschnitts 5.3.5 mit  $0,07 \text{ g O}_2/\text{gCSB}$ , und der Sauerstoffverbrauch für die Speicherung der Säuren  $a_S$  mit  $0,22 \text{ g O}_2/\text{gCSB}$  angesetzt.

Der Ausnützungskoeffizient wird auf Basis von Literaturangaben analog zu Abschnitt 5.4 mit 0,67 angenommen. Dieser Wert gilt für Mischsubstrat wie es im Abwasser vorkommt. Für Einzelsubstanzen weicht  $Y_H$  jedoch zum Teil erheblich ab, wobei der Wert für Glukose deutlich höher liegt. McCARTY (1964) gibt für Glukose ein  $Y_H$  von 0,79, und im Vergleich dazu, für Acetat 0,5 und für Propionat 0,6 an. FRANZ (1993) findet für Glukose in einer Untersuchungsreihe ein  $Y_H$  von 0,78, in der Tabelle 15 sind die Vergleichswerte für andere Substanzen angeführt. Berücksichtigt man diesen Umstand, und setzt für das nicht versäuerte leicht abbaubare Substrat  $S_Z$  ein  $Y_{HSZ}$  von 0,78, und für das versäuerte leicht abbaubare Substrat ein  $Y_{HSS}$  von 0,63 an, so ergibt sich für das Mischsubstrat bei einem Anteil von 30 %  $S_Z$  und 70 %  $S_S$  einen Ausnützungskoeffizienten von 0,67.

Tabelle 15:  $Y_H$  -Wert für Einzelsubstanzen (FRANZ, 1993)

Substanz	Ausnützungskoeffizient $Y_H$
Glukose	0,78
Essigsäure	0,68
Propionsäure	0,69
Buttersäure	0,59
Ameisensäure	0,15

Bei Wachstum auf dem gespeicherten Substrat muß der Sauerstoffverbrauch für die Speicherung berücksichtigt werden, dann gilt.

$$Y_{HS} = \frac{Y_{HSS}}{1 - a_s} \quad \text{und} \quad Y_{HS} = \frac{Y_{HSZ}}{1 - a_z}$$

Daraus ergibt sich für das Wachstum auf gespeichertem  $S_S$  ein  $Y_{HS}$  von 0,81 und für das Wachstum auf gespeichertem  $S_Z$  ein  $Y_{HS}$  von 0,84. Im Modell wird für Wachstum auf gespeichertem Substrat ein mittlerer Wert für  $Y_{HS}$  mit 0,82 angesetzt.

Für  $f_i$ , den Koeffizienten für den inerten Anteil bei Zerfall der Biomasse, wird von den Autoren des „Activated Sludge Model No. 1“ (HENZE *et al.*, 1986) folgend ein Wert von 0,08 gewählt. Für das N/CSB-Verhältnis wird aus eigenen Meßergebnissen ein Wert von 0,07 in das Modell eingeführt.

Die maximale Wachstumsrate  $\mu_{\max}$  der Flockenbildner wird mit 6,0 angenommen und auf die beiden parallel laufenden Prozesse, Wachstum auf  $S_H$  mit



0,33  $\mu_{\max} = 2,0/d$ , und Wachstum auf dem gespeicherten Substrat mit 0,66  $\mu_{\max} = 4,0/d$ , aufgeteilt. Die Sättigungsbeiwerte für  $K_H$ ,  $K_{O_2}$ ,  $K_{NO_3}$  und  $K_{NH_4}$  entsprechen den Empfehlungen der Autoren des „Activated Sludge Model No. 1“. Die Zahlenwerte sind in der Tabelle 16 für alle in diesem Modell enthaltenen kinetischen und stöchiometrischen Parameter angeführt. Der Reduktionsfaktor für anoxisches Wachstum wird mit 0,8 angesetzt. Für den Substratsättigungsbeiwert für Wachstum auf dem gespeicherten Substrat,  $K_{X_{INS}}$ , wird 0,1 als ein „passender Wert“ angenommen.

Die von NOVÁK et al. (1995) verwendete Hemmfunktion  $K - (X_{INS}/X_{Floc})$  unterbricht die Speicherung vollständig und schlagartig, wenn die Speicherkapazität erschöpft ist, was mit eigenen Beobachtungen nicht übereinstimmt (Abbildung 30) HATZICONSTANTINOOU und ANDREADAKIS (1996) verwenden als Hemmterm eine Funktion der Form  $K/(K+X_{INS}/X_{Floc})$  zur Reduzierung der Speichergeschwindigkeit in Abhängigkeit vom Verhältnis gespeichertes Substrat zu speicherfähiger Biomasse. Damit ist jedoch keine wirksame Begrenzung der Speicherkapazität zu erreichen. Mit der empirisch angesetzte Hemmfunktion  $(K/(K+X_{INS}/X_{Floc}))^2$  läßt sich die Speicherkapazität nicht absolut begrenzen, die Speichergeschwindigkeit wird jedoch bei Erreichen der maximalen Speicherkapazität stark reduziert (Abbildung 30).

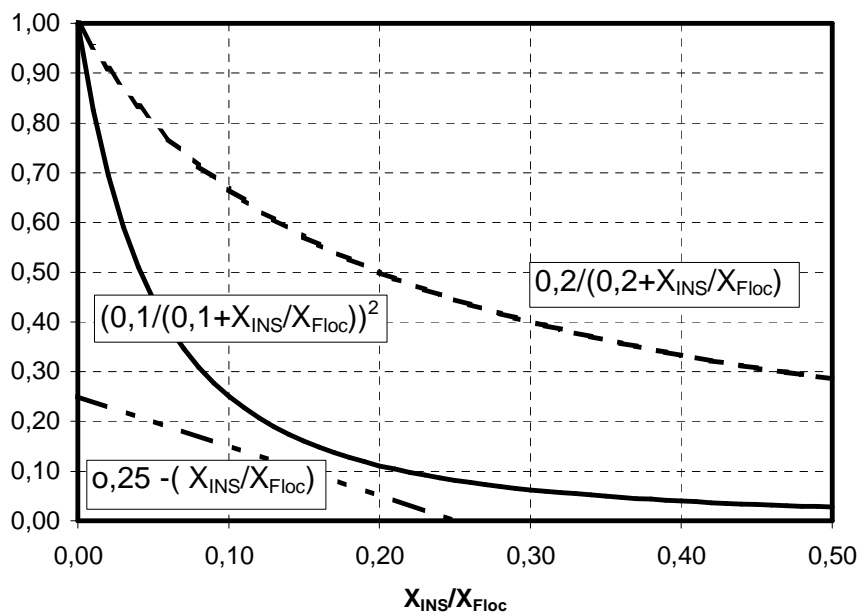


Abbildung 30: Speicherhemmfunktionen

Tabelle 16: Kinetische und stöchiometrische Parameter bei 20 °C

Kinetische Parameter		$X_{Floc}$	$X_{Nitr}$	$X_{Fil}$	Dimension
max. Wachstumsgeschwindigkeit	$\mu_{max}$	6	0,8	4	$d^{-1}$
$S_H$ -Sättigungsbeiwert	$K_H$	1	-	4	$g\ CSB/m^3$
$S_S$ -Sättigungsbeiwert für Wachstum	$K_S$	-	-	0,5	$g\ CSB/m^3$
$S_Z$ -Sättigungsbeiwert für Wachstum	$K_Z$	-	-	0,5	$g\ CSB/m^3$
$O_2$ -Sättigungsbeiwert Wachstum	$K_{O_2}$	0,2	1	0,1	$g\ O_2/m^3$
$NO_3$ -Sättigungsbeiwert	$K_{NO_3}$	0,5	-	-	$g\ NO_3-N/m^3$
$NH_4$ -Sättigungsbeiwert	$K_{NH_4}$	0,1	0,4	0,05	$g\ NH_4-N/m^{3*}$
$X_{INS}$ Sättigungsbeiwert	$K_{INS}$	0,1	-	-	-
Reduktionsfaktor für anox. Wachstum	$\eta_g$	0,8	-	-	-
max. Speichergeschwindigk. auf $S_S$	$r_S$	25	-	-	$d^{-1}$
max. Speichergeschwindigk. auf $S_Z$	$r_Z$	45	-	-	$d^{-1}$
$S_S$ -Sättigungsbeiwert für Speicherung	$K_{SS}$	30	-	-	$g\ CSB/m^3$
$S_Z$ -Sättigungsbeiwert für Speicherung	$K_{SZ}$	30	-	-	$g\ CSB/m^3$
Hemmbeiwert für Speicherung	$K_{XINS}$	0,1	-	-	-
$O_2$ -Verbrauchskoeff. für Speicherung von $S_S$	$a_S$	0,22			$g\ O_2/gCSB$
$O_2$ -Verbrauchskoeff. für Speich. von $S_Z$	$a_Z$	0,07			$g\ O_2/gCSB$
$O_2$ -Sättigungsbeiwert Speicherung	$K_{SO_2}$	0,1			$g\ O_2/m^3$
Ausnutzungskoeffizient von $X_{floc}$ , $X_{fil}$	$Y_H$	0,67	-	0,67	$g\ CSB/gCSB$
Ausnutzungskoeffizient von $X_{floc}$ , bei Wachstum auf $X_{INS}$	$Y_{HS}$	0,82	-	-	$g\ CSB/gCSB$
Ausnutzungskoeffizient von $X_{nitr}$	$Y_A$	-	0,24	-	$g\ CSB/g\ N$
Zerfallsbeiwert	$b$	0,62	0,15	0,62	$d^{-1}$
Koeffizient für inerten Anteil bei Zerfall	$f_I$	0,08	0,08	0,08	$g\ CSB/gCSB$
N/CSB-Verhältnis in der Biomasse	$i_{XB}$	0,07	0,07	0,07	$g\ N/gCSB$
Hydrolysebeiwert für aerobe Bed.	$K_H$		3		$d^{-1}$
Reduktionsfaktor für anoxische	$\eta_h$		0,6		-

Hydrolyse			
-----------	--	--	--

Die maximalen Speichergeschwindigkeiten  $r_S$  und  $r_Z$  haben gemeinsam mit Substratsättigungsbeiwerten für die Speicherung  $K_{SS}$  und  $K_{SZ}$  einen großen Einfluß auf die Speichergeschwindigkeit, und damit auf das Konkurrenzverhalten von Fadenbildnern und Flockenbildnern. Die maximale Speichergeschwindigkeit als Summe von  $r_S$  und  $r_Z$  wurde im Abschnitt 5.3.6 bestimmt. Die Sättigungsbeiwerte  $K_{SS}$  und  $K_{SZ}$  wurden im Abschnitt 5.3.6 mit Hilfe einer recht groben Abschätzung bestimmt. Aus den Untersuchungsergebnissen sind die Werte für die Parameter  $r_S$ ,  $r_Z$ ,  $K_{SS}$  und  $K_{SZ}$  nur näherungsweise abschätzbar. Durch Variation der Werte wurde festgestellt, daß mit  $r_S = 25/d$ ,  $r_Z = 45/d$  und  $K_{SS} = K_{SZ} = 30 \text{ mg CSB/l}$  die Speichergeschwindigkeit im Modell mit den in den Selektoren gemessenen Substrateliminationsgeschwindigkeiten sehr gut übereinstimmt.

#### 6.4.2 Parameter der Nitrifikanten

Die Nitrifikation ist bei der Reinigung von vorwiegend organisch belasteten Abwässern nicht von großer Bedeutung. Die Stickstoffentfernung durch Nitrifikation und Denitrifikation kann jedoch fallweise ein Konkurrenzfaktor für die Stickstoffversorgung der heterotrophen Organismen sein. Für die Werte der kinetischen und stöchiometrischen Parameter für die Nitrifikanten werden die im „Activated Sludge Model No. 1“ (HENZE *et al.*, 1986) empfohlenen Werte übernommen.

#### 6.4.3 Parameter der Fadenbildner

Bei der Festlegung der Modellparameter für die Flockenbildner wird grundsätzlich von den physiologischen Eigenschaften des Fadenbildners 021N ausgegangen. Für die stöchiometrischen Parameter werden die gleichen Werte wie für die heterotrophen Flockenbildner angesetzt. Die maximale Wachstumsrate für den Typ 021N werden von RICHARD *et al.* (1985) und von Van NIEKERK *et al.* (1987) mit 3,6 bis 4,1/d angegeben. Für das Modell wird ein Wert von 4,0/d angesetzt. Die Sättigungsbeiwert  $K_H$  für Wachstum auf den Hydrolyseprodukten wird nach der Abschätzung von KAPPELER (1992b) mit  $4,0 \text{ g CSB/m}^3$  festgelegt. Damit wird den Fadenbildnern der Zugang zu den Hydrolyseprodukten gegenüber den Flockenbildnern, wo ein  $K_H$ -Wert von  $1,0 \text{ g CSB/m}^3$  in das Modell eingesetzt wird, deutlich erschwert, und damit dem Umstand Rechnung getragen, daß die Hydrolyse vorwiegend in der Schlammflocke passiert, und die

Hydrolseprodukte in der Schlammflocke wieder aufgenommen werden, bevor sie aus der Umgebung der Schlammflocke diffundieren können. Diese Überlegungen werden von den eigenen Untersuchungen bestätigt, wo nur dann aus den Schlammflocken herauswachsende Fäden beobachtet werden konnten, wenn leicht abbaubares Substrat aus dem Zulauf in das Belebungsbecken gelangt ist. Die höhere Ammoniumaufnahme bei niedriger Konzentration durch die Fadenbildner wird im Modell durch den  $K_{\text{NH}_4}$  von 0,05 berücksichtigt.

## 6.5 MODELLVERIFIKATION

### 6.5.1 Interpretation von Ergebnissen der Modellrechnung

Die Modellrechnung liefert die Konzentration an aktiver flockenbildender und fadenbildender Biomasse, oder den relativen Anteil von Fadenbildner zu Flockenbildner. Die Konzentration an flockenbildender Biomasse im Belebtschlamm läßt sich, wenn überhaupt, bestenfalls mit hohem Aufwand für wissenschaftliche Zwecke bestimmen. In der Praxis der Abwasserreinigung wird das Absetzverhalten des Belebtschlammes durch den Schlammindex beschrieben. Nach Schätzungen von PALM *et al.*(1980) tritt bereits Blähschlamm auf, wenn der Anteil der Fadenbildner am Anteil des Volumens der Schlammflocken 1% überschreitet. WAGNER (1982a) gibt einen Zusammenhang zwischen Fädigkeitsstufe und Schlammindex an. Bei eigenen Schlammuntersuchungen wurde eine brauchbare Übereinstimmung mit dem angegebenen Zusammenhang zwischen Schlammindex und Fädigkeitsstufe (Tabelle 17) festgestellt. Bei hohem mineralischem Anteil des Schlammes wurden jedoch im Vergleich zu Tabelle 17 niedrigere Schlammindices beobachtet. Geht man davon aus, daß die Fädigkeitsstufe 3 einem Schlammindex von ca. 150 ml/g und einem Fadenanteil von 1% bezogen auf die gesamte organische Substanz im Belebtschlamm entspricht, dann kann anhand der Referenzbilder zur Bestimmung der Fädigkeit nach EIKELBOOM und Van BUIJSEN (1983) abgeschätzt werden, daß bei einem Fadenanteil von 2% bereits ein Schlammindex von 200 bis 300 ml/g auftritt, und ein Fadenanteil von 3 bis 5 % bereits zu einem Schlammindex von über 500 ml/g führt.

Tabelle 17: Zusammenhang zwischen Fädigkeit und Schlammindex nach WAGNER (1982a)

Geschätzte Fädigkeit	Schlammindex (ml/g)	
	50 %-Wert	84 %-Wert
0 (nicht fädig)	61	85
1 (schwach fädig)	68	99

2 (mäßig fädig)	99	143
3 (mäßig-stark fädig)	134	197
4 (stark fädig)	264	430
5 (extrem fädig)	694	1075

In gleicher Weise kann der Fädigkeitsstufe 2 ein Fadenanteil von ca. 0,5 % zugeordnet werden. Die Untersuchungen in Leopoldsdorf haben gezeigt, daß bei Fädigkeitsstufe 2 bereits eine latente Blähschlammgefahr vorliegt. Bei der Beurteilung von Ergebnissen der Modellrechnung mit dem oben beschriebenen Modell muß davon ausgegangen werden, daß bei einem Fadenanteil von 0,5 % bereits eine akute Blähschlammgefahr vorliegt, und bei einem Fadenanteil von 1 bis 2 % bereits Blähschlamm auftritt.

### 6.5.2 Verifikation des Modelles anhand aufgetretener Blähschlammereignisse

Zur Überprüfung des oben beschriebenen mathematischen Modelles werden zwei beobachtete Ereignisse simuliert und mit den Betriebsergebnissen verglichen. Bei dem ersten der beiden Ereignisse handelt es sich um ein bereits im Abschnitt 5.2.2 beschriebenes Blähschlammereignis. In der Tabelle 18 sind die Eingabewerte der einzelnen Stoffgruppen für die Simulationsrechnung angegeben. Die Aufteilung der gesamten CSB-Zulaufkraft auf die Modellstoffgruppen erfolgt aufbauend auf die Aufzeichnungen des Betriebstagebuches, ergänzt durch eigene Bestimmung von  $S_s$  und  $S_z$  im Abstand von ca. 5 Tagen. Für die Modellrechnung wurde für die Sauerstoffzufuhr im Selektor ein  $k_{La}$  Wert von 400/d entsprechend der maximalen Sauerstoffzufuhrleistung des Belüftungssystems eingegeben. Im Belebungsbecken wurde die Sauerstoffkonzentration entsprechend der ausreichenden Sauerstoffzufuhr der Großanlage mit 1,0 mg  $O_2/l$  geregelt, wobei auch die unzureichende Sauerstoffversorgung durch die Stoßbelastung vom 8. 12. durch einen Sauerstoffgehalt von 0,1 mg/l berücksichtigt wurde.

Die mit der Simulationsrechnung erhaltene Konzentration an Fadenbildnern im Belebtschlamm zeigte bis zum Beginn der Blähschlammbekämpfung durch Kalkung eine sehr gute qualitative Übereinstimmung mit dem Schlammindex (Abbildung 31). Mit Beginn der Kalkung nimmt der Schlammindex rasch ab. In der Simulationsrechnung, wo die Kalkung nicht berücksichtigt wird, nimmt die Konzentration an Fadenbildnern weiter zu. Nachdem die Schlammkonzentration während des betrachteten Zeitraumes annähernd konstant war, zeigt der relative

Anteil an Fadenbildnern einen ähnlichen Verlauf wie die Konzentration an Fadenbildnern (Abbildung 32). Bei dieser Darstellungsweise ist ebenfalls eine sehr gute qualitative Übereinstimmung zwischen Modellrechnung und Betriebsergebnissen gegeben. Mit der Einstufung des Schlammes in die Fädigkeitsstufe 1-2 am 6. 12. (280 h) und 4 am 14. 12. (495 h) ist auch eine brauchbare Übereinstimmung mit der quantitativen Abschätzung des Zusammenhanges zwischen Schlammindex, Fädigkeitsstufe und relativem Anteil an Fadenbildnern (Abschnitt 6.5.1) gegeben.

Tabelle 18: Eingabewerte für die Simulationsrechnung für das Blähschlammereignis „Leopoldsdorf 1992“

Datum	Zeit	$S_s.Q$	$S_z.Q$	$S_I$	$X_s$	$X_I$	$S_{NH_4}$	CSB
	h	t/d	t/d	t/d	t/d	t/d	t/d	t/d
25.11.92	0-24	7,4	3,4	1,4	6,8	3,2	0,5	22,1
26.11.92	24-48	7,4	3,4	1,4	6,8	3,2	0,5	22,1
27.11.92	48-72	7,4	3,4	1,4	6,8	3,2	0,5	22,1
28.11.92	72-96	7,4	3,4	1,4	6,8	3,2	0,5	22,1
29.11.92	96-120	6,8	3,4	1,4	6,8	3,2	0,5	21,4
30.11.92	120-144	8,1	4,1	1,4	6,8	3,2	0,5	23,4
01.12.92	144-168	8,8	4,7	1,4	6,8	3,2	0,5	24,8
02.12.92	168-192	10,1	4,7	1,4	6,8	3,2	0,5	26,1
03.12.92	192-216	10,1	4,7	1,4	6,8	3,2	0,5	26,1
04.12.92	216-240	8,1	4,1	1,4	6,8	3,2	0,5	23,4
05.12.92	240-264	11,5	4,1	1,4	6,8	3,2	0,5	26,8
06.12.92	264-288	9,5	4,1	1,4	6,8	3,2	0,5	24,8
07.12.92	288-312	8,8	4,7	1,4	6,8	3,2	0,5	24,8
08.12.92	312-336	13,5	30,4	1,4	6,8	3,2	1,1	55,1
09.12.92	336-360	10,1	10,1	1,4	6,8	3,2	1,1	31,5
10.12.92	360-384	11,5	8,8	1,4	6,8	3,2	1,1	31,5
11.12.92	384-408	11,5	8,8	1,4	6,8	3,2	0,5	31,5
12.12.92	408-432	10,1	4,7	1,4	6,8	3,2	0,5	26,1
13.12.92	432-456	10,1	4,7	1,4	6,8	3,2	0,7	26,1
14.12.92	456-480	15,5	10,1	1,4	6,8	3,2	0,7	36,9
15.12.92	480-504	10,1	6,8	1,4	6,8	3,2	0,7	28,1
16.12.92	504-528	6,8	6,8	1,4	6,8	3,2	0,8	24,8
17.12.92	528-552	13,5	12,2	1,4	6,8	3,2	0,7	36,9
18.12.92	552-576	16,9	13,5	1,4	6,8	3,2	0,7	41,6

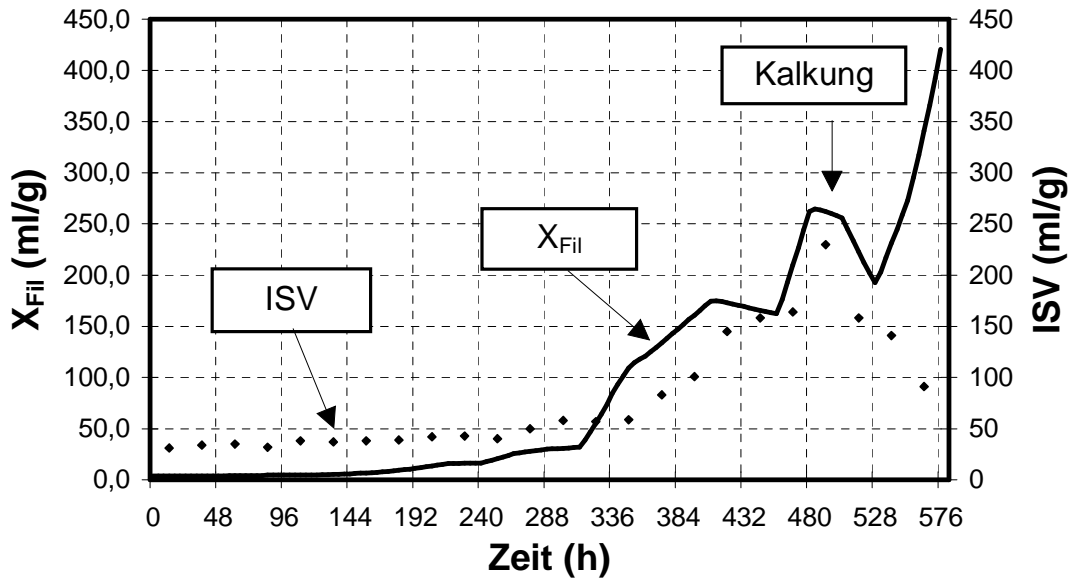


Abbildung 31: Vergleich der Konzentration an Fadenbildnern mit dem Schlammindex beim Blätschlammereignis „Leopoldsdorf 1992“

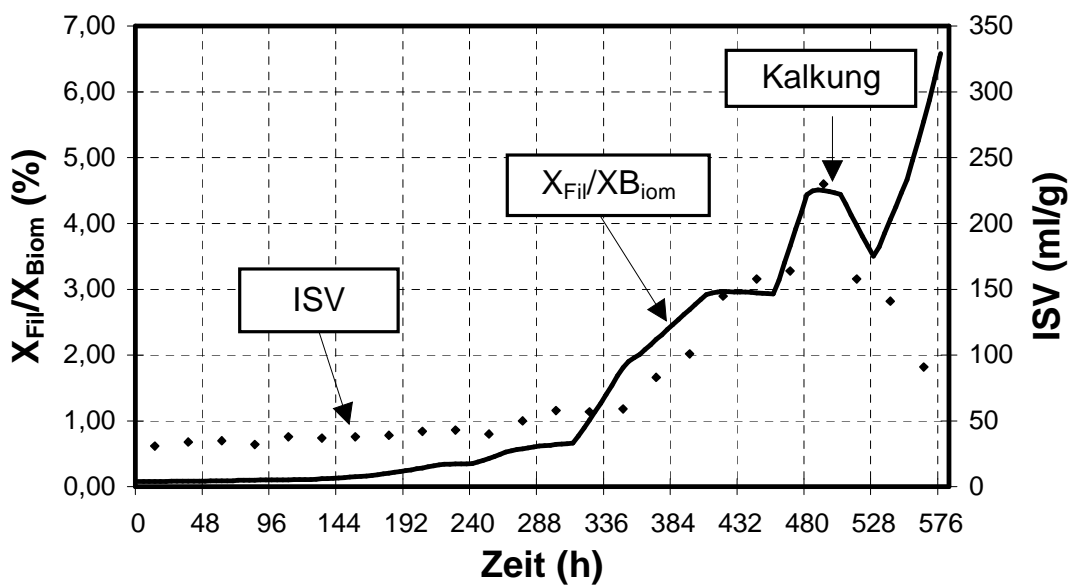


Abbildung 32: Vergleich des relativen Anteils an Fadenbildnern mit dem Schlammindex beim Bläschlammereignis „Leopoldsdorf 1992“

Als zweites Beispiel zur Überprüfung des Modelles wird die Einfahrsituation der BARA Hohenau verwendet. Damit der Vergleich von Modellrechnung und Betriebsergebnissen besser interpretierbar wird, muß vorweg die Ausgangssituation beschrieben werden. Zur Überprüfung der hydraulischen Funktionsfähigkeit sowie zur Durchführung der Sauerstoffzufuhrmessung wurde die Anlage einige Tage vor Kampagnebeginn mit Marchwasser befüllt. Während der letzten Vorbereitungsarbeiten zum Anfahren der Fabrik sind bereits geringe Mengen an zuckerhaltigem Abwasser in die Kläranlage gelangt. Mit Beginn der Rübenverarbeitung wurden der Rücklaufschlammkreislauf und die Belüftung in Betrieb gesetzt und alle anfallenden Abwässer in die BARA eingeleitet. Unmittelbar nach Beginn der Rübenschwemme sollten ca. 20 t Erde zur Animpfung in die Belebung eingeleitet werden. Nachdem es vorerst nicht gelang, die gewünschte Erdmenge in die Belebung einzubringen, blieb der Impfeffekt weitgehend aus. Innerhalb eines Tages kam es zu einer extremen Fadenentwicklung. Erst durch Einbringung von ca. 30 t Erde in die Belebung konnte eine Sedimentation des Schlammes erreicht werden. Danach entwickelte sich sehr rasch ein recht gut absetzbarer Belebtschlamm. Der niedrige Schlammindex bei einer Fädigkeitsstufe 4 am 8. 10. (48 - 72 h) ist auf den hohen mineralischen Anteil (75 % Glührückstand) zurückzuführen. Am 13. 10. zeigte der Belebtschlamm nur noch eine geringe Fädigkeit. Am 10.10. und 13. 10. konnte im Ablauf des Selektors kein leicht abbaubares Substrat festgestellt werden. Der Schlamm war am 13. 10. (168 - 192 h) in die Fädigkeitsstufe 1 - 2 einzustufen. Die hohe Belastung am 14. und 16. 10. führten zu einem Durchschlagen von leicht abbaubarem Substrat. Gleichzeitig kam es zu einem Sauerstoffmangel, hervorgerufen durch eine noch nicht optimierte Regelung der Sauerstoffzufuhr. Diese Situation führte zu einer raschen Vermehrung der Fadenbildner. Am 17. 10. (264 - 288 h) wurde eine Fädigkeitsstufe 3 bis 4 festgestellt. Ab dem 17. 10. konnte kein leicht abbaubares Substrat im Ablauf des Selektors festgestellt werden. Bei sichergestellter Sauerstoffversorgung war der Belebtschlamm ab Ende Oktober bis zum Kampagneende fadenfrei.

In der Tabelle 19 sind die Eingabewerte für die Simulationsrechnung für die Einfahrsituation in Hohenau angeführt. Die Sauerstoffzufuhr für die Modellrechnung wurde proportional zur Anzahl der eingeschalteten Belüftungsaggregate eingestellt. Diese Regelung führte auch bei der Modellrechnung vom 14. bis 17. 10. (192 - 280 h) zu einer mangelhaften Sauerstoffversorgung im Belebungsbecken.



Auch in diesem Beispiel ist eine gute Übereinstimmung zwischen Modellrechnung und Betriebsergebnissen der Großanlage gegeben. Solange noch kein Belebtschlamm vorhanden ist, der das leicht abbaubare Substrat im Selektor rasch eliminieren kann, kommt es auch im Modell zu einer rasanten Vermehrung der

Tabelle 19: Eingabewerte für die Simulationsrechnung für die Einfahrsituation in Hohenau, 1995

Datum		$S_S$	$S_Z$	$S_I$	$X_S$	$X_I$	$S_{NH_4}$	CSB
		t/d	t/d	t/d	t/d	t/d	t/d	t/d
06.10.95	0-24	10,6	7,3	1,1	4,8	4,0	0,5	27,8
07.10.95	24-48	8,7	6,0	0,9	3,9	3,3	0,4	22,9
08.10.95	48-72	10,9	7,5	1,1	4,9	4,1	0,5	28,7
09.10.95	72-96	4,5	3,1	0,5	2,0	1,7	0,2	11,9
10.10.95	96-120	11,8	8,1	1,2	5,3	4,5	0,6	30,9
11.10.95	120-144	13,5	9,3	1,4	6,0	5,1	0,6	35,3
12.10.95	144-168	14,0	9,6	1,4	6,3	5,3	0,7	36,6
13.10.95	168-192	13,5	9,3	1,4	6,0	5,1	0,6	35,3
14.10.95	192-216	23,0	15,9	2,4	10,3	8,7	1,1	60,4
15.10.95	216-240	14,1	9,7	1,5	6,3	5,4	0,7	37,0
16.10.95	240-264	19,3	13,3	2,0	8,7	7,3	0,9	50,7
17.10.95	264-288	13,0	8,9	1,3	5,8	4,9	0,6	33,9
18.10.95	288-312	11,6	8,0	1,2	5,2	4,4	0,6	30,4
19.10.95	312-336	13,0	8,9	1,3	5,8	4,9	0,6	33,9
20.10.95	336-360	10,3	7,1	1,1	4,6	3,9	0,5	26,9
21.10.95	360-384	19,2	13,2	2,0	8,6	7,3	0,9	50,3
22.10.95	384-408	8,2	5,7	0,9	3,7	3,1	0,4	21,6
23.10.95	408-432	6,6	4,5	0,7	2,9	2,5	0,3	17,2
24.10.95	432-456	11,3	7,8	1,2	5,1	4,3	0,5	29,5
25.10.95	456-480	11,8	8,1	1,2	5,3	4,5	0,6	30,9
26.10.95	480-504	12,3	8,5	1,3	5,5	4,7	0,6	32,2
27.10.95	504-528	13,8	9,5	1,4	6,2	5,2	0,7	36,1
28.10.95	528-552	16,5	11,4	1,7	7,4	6,3	0,8	43,2
29.10.95	552-576	15,3	10,6	1,6	6,9	5,8	0,7	40,1

Fadenbildner. Sobald genug flockenbildende Biomasse vorhanden ist, die das leicht abbaubare Substrat im Selektor rasch entfernen kann, kommt es zu einer Eindämmung des Wachstums der Fadenbildner. Die Schlammbeschwerung führt ab dem 7.10. (ab 24 h) bei starker Fädigkeit zu relativ niedrigen Werten

für den Schlammindex. Mit abnehmendem Einfluß der Schlammbeschwerung wird die qualitative Übereinstimmung zwischen der aus der Modellrechnung erhaltenen Konzentration an Fadenbildnern und dem Schlammindex besser (Abbildung 33). In der extrem labilen Situation an der Grenze zur Blähschlammmentstehung vom 14. bis 20. 10. (192 bis 360 h) ergibt die Modellrechnung sehr gute Übereinstimmung. Die Verdrängung der Fadenbildner wird durch das Modell ebenfalls wirklichkeitsnah beschrieben (Abbildung 33 und Abbildung 34).

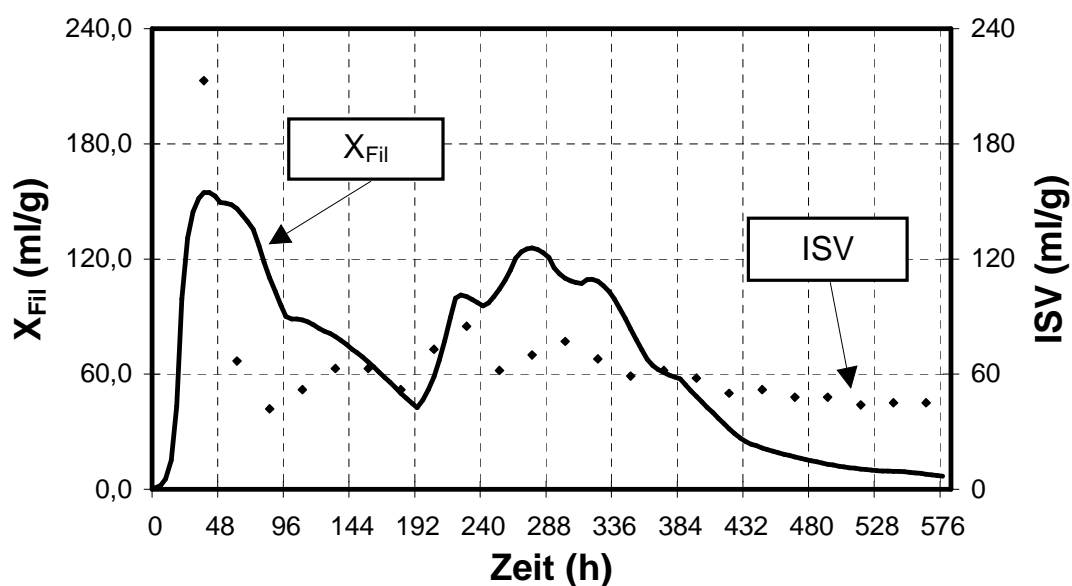


Abbildung 33: Vergleich der Konzentration an Fadenbildnern mit dem Schlammindex beim Einfahrbetrieb der BARA Hohenau

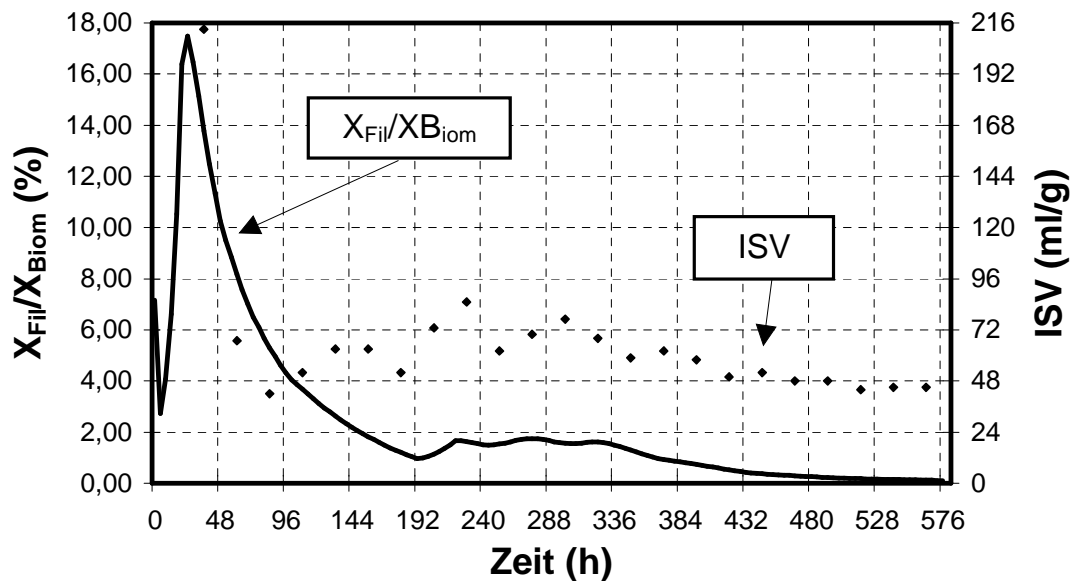


Abbildung 34: Vergleich des relativen Anteils an Fadenbildnern mit dem Schlammindex beim Einfahrbetrieb der BARA Hohenau

## 6.6 BEMESSUNG EINES AEROBEN SELEKTORS MIT HILFE DER SIMULATION

In diesem Abschnitt soll die Dimensionierung und Gestaltung eines aeroben Selektors mit dem oben beschriebenen Simulationsmodell anhand eines vereinfachten Beispiels demonstriert und diskutiert werden.

Beispiel:

Aus der klärtechnischen Bemessung ergibt sich bei einem Abwasseranfall von  $50.000 \text{ m}^3/\text{d}$  und der in Tabelle 20 angeführten Abwasserbeschaffenheit bei einem Schlammalter von 8 Tagen ein Belebungsbeckenvolumen von  $17.000 \text{ m}^3$ . Die Bemessungstemperatur beträgt  $20 \text{ }^\circ\text{C}$ . Das Rücklaufschlammverhältnis wird konstant mit 100 % angenommen.

Tabelle 20: Abwasserzusammensetzung für Bemessungsbeispiel

	Mittlere Abwasserzusammensetzung Bemessungsfall 1	Stark versäuertes Abwasser Bemessungsfall 2 und 3
$S_S$ (mg/l)	240	340
$S_z$ (mg/l)	170	70
$S_I$ (mg/l)	30	30

$S_{NH_4}$	(mg/l)	12	12
$X_S$	(mg/l)	120	120
$X_I$	(mg/l)	80	80

Im Bemessungsfall 1 wird mit der mittleren Abwasserzusammensetzung nach Tabelle 20 gerechnet, wobei für die Sauerstoffzufuhrleistung im Selektor ein  $k_{La}$ -Wert von 800/d angenommen wird. Eine höhere Sauerstoffzufuhrleistung läßt sich in der Praxis kaum realisieren. Im Bemessungsfall 2 wird mit stark versäuertem Abwasser nach Tabelle 20 und einem  $k_{La}$ -Wert von 800/d gerechnet. Im Bemessungsfall 3 wird mit stark versäuertem Abwasser und einem  $k_{La}$ -Wert von 400/d gerechnet. Die CSB-Belastung ist in allen drei Fällen konstant und beträgt 32 t/d. In der Abbildung 35 ist das Verhältnis von Fadenbildner/Flockenbildner aus der Simulationsrechnung für drei Lastfälle, in Abhängigkeit von der Selektorgröße dargestellt. Daraus ergibt sich für den Bemessungsfall 1 eine minimal erforderliche Selektorgröße von 300 m<sup>3</sup>, für den Bemessungsfall 2 800 m<sup>3</sup> und für den Bemessungsfall 3 1000 m<sup>3</sup>. Bei dem nicht in Kaskaden unterteilten Selektor ist in diesem Beispiel ab einem Volumen von 2000 m<sup>3</sup> wieder mit Blähschlamm zu rechnen.

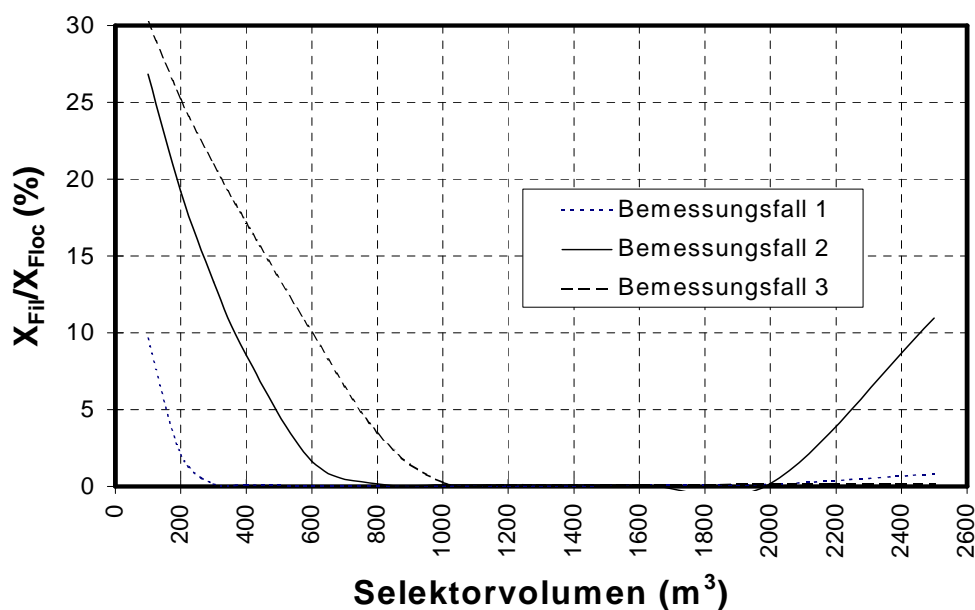


Abbildung 35: Verhältnis von Fadenbildner/Flockenbildner für drei Bemessungsfälle mit konstanter Belastung in Abhängigkeit von der Selektorgröße

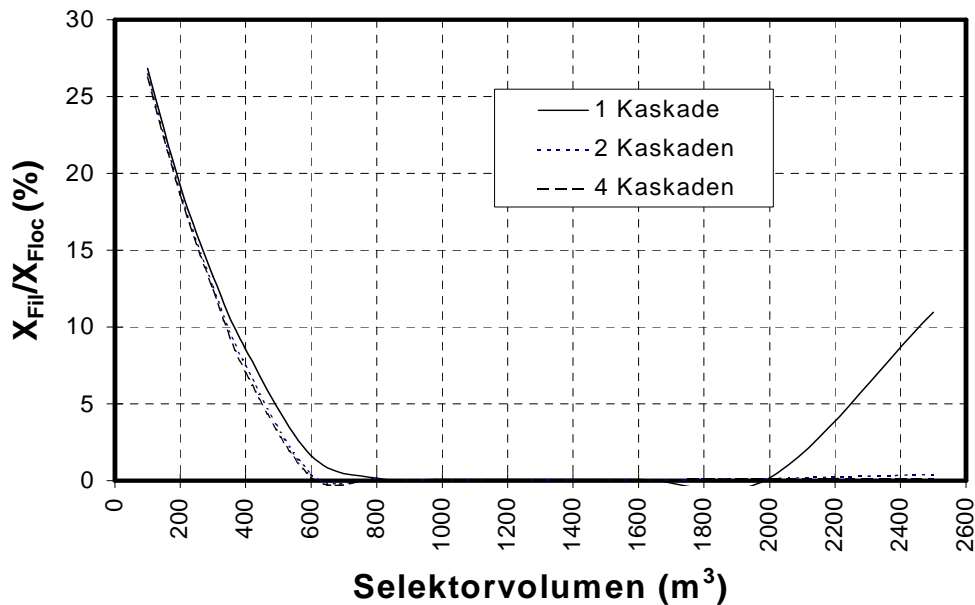


Abbildung 36: Verhältnis von Fadenbildner/Flockenbildner für den Bemessungsfall 2, bei Unterteilung des Selektors in eine, zwei und vier Kaskaden dargestellt

In der Abbildung 36 ist das Verhältnis von Fadenbildner/Flockenbildner für den Bemessungsfall 2 bei Unterteilung des Selektors in eine, zwei und vier Kaskaden dargestellt. Wird der Selektor nicht unterteilt, so ist für diesen Lastfall bei einem Selektorvolumen von 800 m<sup>3</sup> fadenfreier Schlamm zu erwarten. Bei Unterteilung in zwei oder vier Kaskaden wird bereits bei einem Selektorvolumen von 600 m<sup>3</sup> fadenfreier Schlamm erreicht. Beim nicht unterteilten Selektor ist bei einem Volumen über 2000 m<sup>3</sup> wieder mit Blähschlamm zu rechnen. Bei konstanter Belastung mit leicht abbaubarem Substrat kann für dieses Beispiel bei einem nicht unterteilten Selektor bei einem Volumen von ca. 1200 bis 1800 m<sup>3</sup> fadenfreier Schlamm erwartet werden. Wird der Selektor in zwei Kaskaden unterteilt, kann bereits mit einem Selektorvolumen von ca. 800 m<sup>3</sup> eine ausreichende Sicherheit gegen das Auftreten von Blähschlamm erreicht werden. Ein zu großes Volumen führt bei einem in Kaskaden unterteilten Selektor zu keiner Begünstigung der Blähschlammentwicklung.

Die Gefahr einer Blähschlamm-Bildung ist bei Auftreten von Stoßbelastungen am größten. Zur Diskussion der Auswirkungen von Stoßbelastungen auf die Selektorgestaltung wird der folgende 6 Tage dauernde Belastungszyklus gewählt. Die Zulaufkonzentrationen aus Tabelle 20 werden nach 12 Stunden auf die Dauer von 24 Stunden um den Faktor 1,5 und am 5. Tag auf die Dauer von 12 Stunden um den Faktor 2,5 erhöht (siehe Abbildung 37).

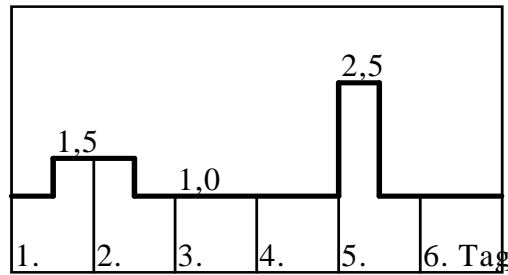


Abbildung 37: Ganglinie Zulaufkonzentration für Bemessungsbeispiel

Eine Stoßbelastung führt in jedem Fall zu einer Erhöhung des relativen Anteils an Fadenbildnern. Es hängt jedoch von der Größe des Selektors und der Unterteilung in Kaskaden ab, ob eine Stoßbelastung oder eine Abfolge von Stoßbelastungen das System aus dem Gleichgewicht bringt oder ob es wieder in einen stabilen Bereich mit fadenfreiem Schlamm zurückkehrt. Die Simulationsrechnung mit mittlerer Abwasserzusammensetzung nach Tabelle 20 und der in Abbildung 37 dargestellten Ganglinie der Zulaufkonzentrationen zeigt, daß bei einem nicht unterteilten Selektor bei mehrmaligem Durchlaufen nur bei einem Selektorvolumen von ca 600 bis 800 m<sup>3</sup> ein stabiler Betriebszustand mit sehr niedrigem Verhältnis

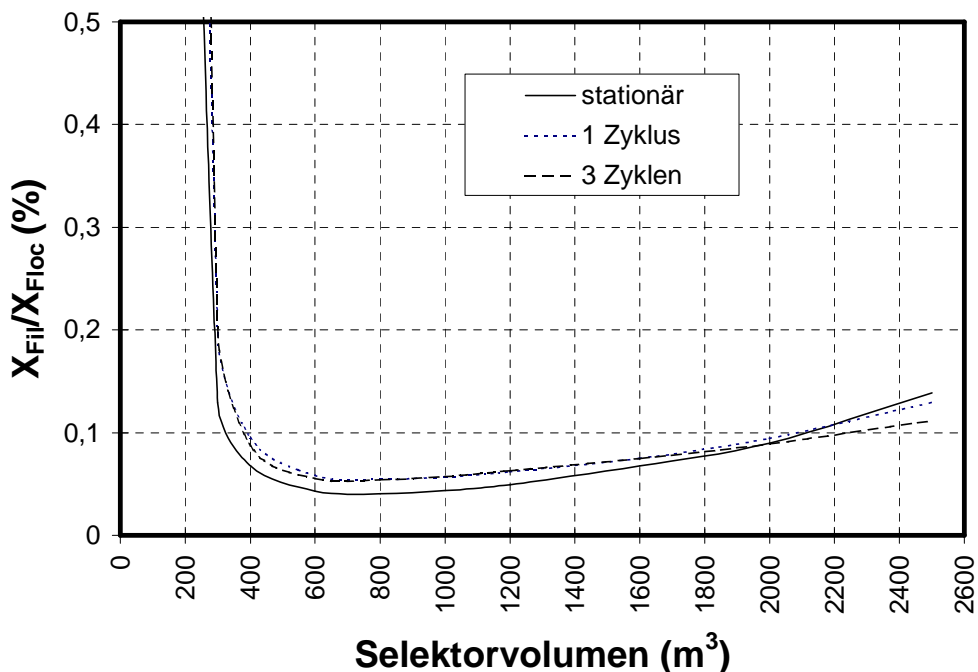


Abbildung 38: Verhältnis von Fadenbildner/Flockenbildner für mittlere Abwasserzusammensetzung bei Unterteilung des Selektors in zwei Kaskaden, für den stationären Zustand, nach einem Stoßbelastung

tungszyklus und nach dreimaligem Durchlaufen des Stoßbelastungszyklusses.

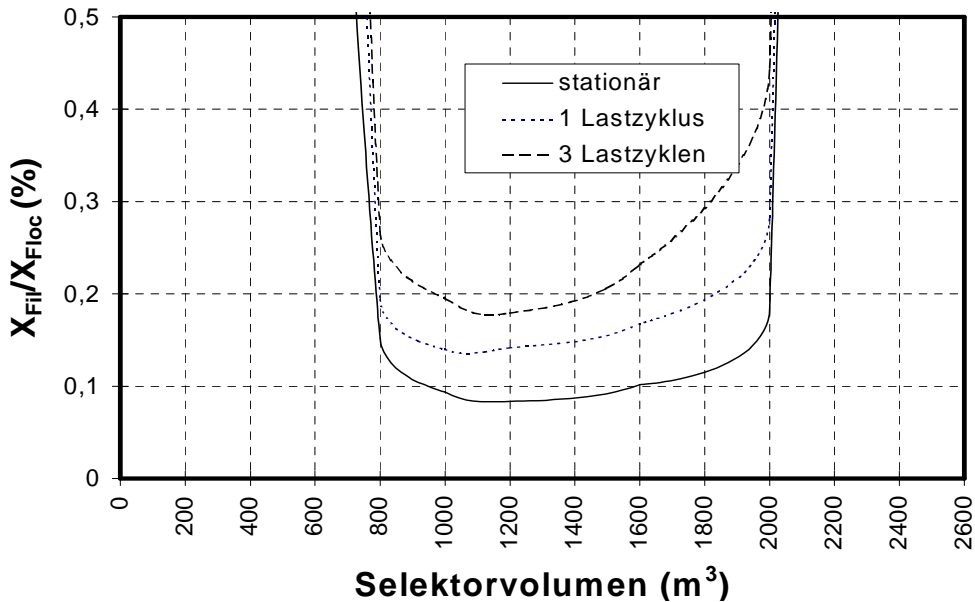


Abbildung 39: Verhältnis von Fadenbildner/Flockenbildner für stark versäuertes Abwasser bei nicht unterteiltem Selektor, für den stationären Zustand, nach einem Stoßbelastungszyklus und nach dreimaligem Durchlaufen des Stoßbelastungszyklusses.

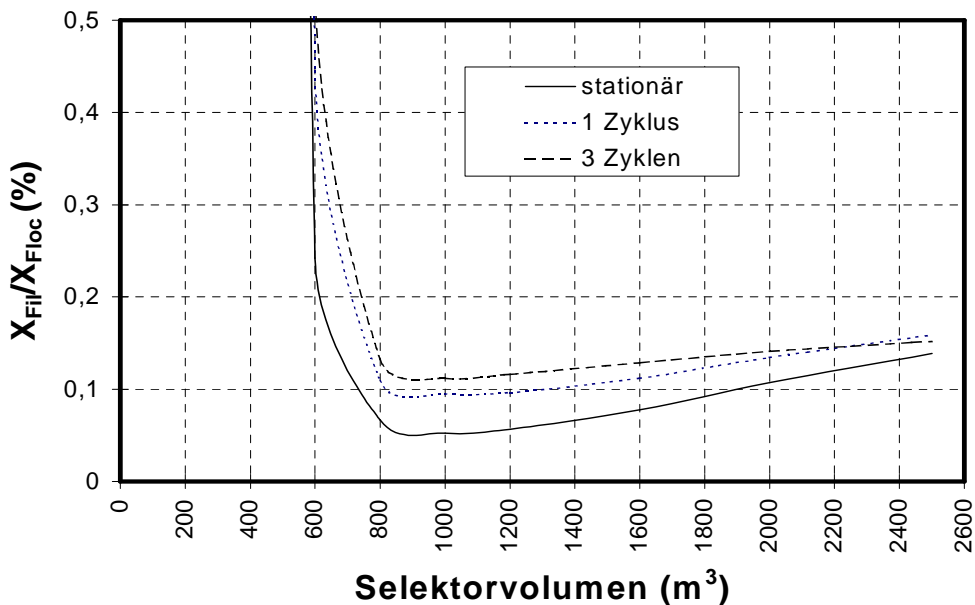


Abbildung 40: Verhältnis von Fadenbildner/Flockenbildner für stark versäuertes Abwasser bei Unterteilung des Selektors in vier Kaskaden, für den stationären Zustand, nach einem Stoßbelastungszyklus und nach dreimaligem Durchlaufen des Stoßbelastungszyklusses.

von Fadenbildnern/Flockenbildnern erreicht wird. Bei kleinerem oder größerem Selektorvolumen kommt es mit steigender Anzahl der Stoßbelastungen zu einem Ansteigen der relativen Fadenmenge. In der Abbildung 38 ist die soeben beschriebene Situation jedoch für einen in zwei Kaskaden unterteilten Selektor dargestellt. Hier zeigt sich, daß bei einem Selektorvolumen über ca.  $700 \text{ m}^3$  auch bei einer Abfolge von Stoßbelastungen das System bei einem sehr geringen Fadenanteil einen neuen Gleichgewichtszustand findet. Für den Bemessungsfall mit stark versäuertem Abwasser und nicht unterteiltem Selektor führt eine Abfolge von Stoßbelastungen relativ rasch zu einem erhöhten Anteil an Fadenbildnern (Abbildung 39). Eine Unterteilung des Selektors in vier Kaskaden führt dazu, daß bei einem Volumen über ca.  $2200 \text{ m}^3$  auch bei einer extrem blähschlammfördernden Abwasserbeschaffenheit und regelmäßig auftretenden Stoßbelastungen ein Gleichgewichtszustand mit sehr niedrigem Fadenanteil erreicht wird (Abbildung 40).

Für dieses Beispiel ergibt sich für konstante Belastung und durchschnittliche Abwasserbeschaffenheit ein minimal erforderliches Selektorvolumen von  $300 \text{ m}^3$ . Für den denkbar ungünstigsten Lastfall mit stark versäuertem Abwasser und regelmäßigem Auftreten von Stoßbelastungen ist ein in vier Kaskaden unterteilter Selektor mit einem Volumen von  $2200 \text{ m}^3$  erforderlich.



## 7 ZUSAMMENFASSUNG

In der aeroben biologischen Abwasserreinigungsanlage einer Zuckerfabrik nach dem Belebungsverfahren wurde trotz Selektor wiederholt Blähschlamm, verursacht durch den Fadenbildner 021N, beobachtet. Im belüfteten Selektor mit 2,5 % des Belebungsbeckenvolumens und einer Aufenthaltszeit von ca. 5 Minuten, bezogen auf Zulauf und Rücklaufschlamm, wurden meist rund 60 % des im Zulauf enthaltenen, vorwiegend in gelöster Form vorliegenden CSB aus der flüssigen Phase entfernt. Fallweise wurde jedoch eine deutlich geringere Substratelimination im Selektor beobachtet. In der Folge konnte stets eine verstärkte Fädigkeit des Belebtschlammes beobachtet werden, die im Extremfall zu Blähschlamm geführt hat. Wenn bereits stark fädiger Schlamm oder Blähschlamm vorhanden ist, und das leicht abbaubare Substrat im Selektor vollständig eliminiert wird, werden die Fäden sehr rasch von Flockenbildnern überwachsen und verschwinden innerhalb eines Zeitraumes von 1 bis 2 Schlammalter nahezu vollständig aus dem Belebtschlamm.

Die Wirkungsweise des aeroben Selektors beruht darauf, daß das gelöste, leicht abbaubare Substrat von Flockenbildnern mit hohen Substratentfernungsraten möglichst vollständig aus der flüssigen Phase eliminiert und überwiegend zellintern gespeichert wird. Ein hoher Substratgradient führt zur selektiven Anreicherung von flockenbildenden Arten mit besonders hohen Substratentfernungsraten. Ist der Selektor zu groß, dann halten sich vermehrt Flockenbildner mit geringeren Substratentfernungsraten. Die Fadenbildner sind grundsätzlich auch in der Lage, bei Substratüberschuß vermehrt Substrat aufzunehmen und auch zu speichern. Die Fadenbildner erreichen jedoch nicht die hohen Substratentfernungsraten von in Systemen mit hohen Substratgradienten angereicherten Flockenbildnern. Je größer das Verhältnis von Substratentfernungsraten der Flockenbildner zu Substratentfernungsraten der Fadenbildner ist, umso größer ist der Selektionsdruck, Fadenbildner, die auf leicht abbaubares, gelöstes Substrat angewiesen sind, aus dem System zu verdrängen.

Ein an ein aerobes Selektorsystem adaptierter Schlamm gewinnt die für die Speicherung erforderliche Energie durch Oxidation eines Teiles der leicht abbaubaren Verbindungen. Der Energiebedarf und damit der Sauerstoffbedarf für die Speicherung ist von der Art des leicht abbaubaren Substrates abhängig. Bei limitierter Sauerstoffversorgung ist die Speicherung proportional zur Sauerstoffzufuhr. Eine ausreichende Sauerstoffversorgung ist für die Substratelimina-

tion und damit für die Wirksamkeit eines aeroben Selektors unbedingt notwendig. Die Substrat-elimination ist nicht mit Stickstoffverbrauch gekoppelt, und läuft auch mit unverminderter Geschwindigkeit ab, wenn keine Stickstoffquelle verfügbar ist.

Die Speicherung von leicht abbaubarem Substrat erfolgt auch unter anoxischen Bedingungen, wobei dem Nitratangebot die gleiche Bedeutung zukommt, wie der Sauerstoffzufuhr im aeroben Selektor. Die Substratelimination erfolgt unter anoxischen Bedingungen mit reduzierter Geschwindigkeit gegenüber aeroben Bedingungen. Der an aerobe Bedingungen adaptierte Belebtschlamm ist nicht in der Lage, unter anaeroben Bedingungen gelöstes Substrat aus der flüssigen Phase zu eliminieren.

Die Speicherfähigkeit des Belebtschlammes ist begrenzt. Damit die Speicherfähigkeit und damit die rasche Elimination des leicht abbaubaren Substrates im Selektor erhalten bleibt, muß der Schlamm die Möglichkeit haben, den Substratspeicher im Belebungsbecken abzubauen. Bei einem Schlammalter unter 5 Tagen und einer CSB-Schlammbelastung über 0.5 kg/(kg.d) ist eine ausreichende Regeneration des Speichers nicht zu erwarten. Weitere Voraussetzungen für den Abbau des im Selektor gespeicherten Substrates ist eine ausreichende Sauerstoffversorgung im Belebungsbecken, sowie eine Sicherstellung der Stickstoff- und Phosphorversorgung für den Zellaufbau der Bakterien.

Aus den Erkenntnissen über die Einflußfaktoren auf die Elimination des leicht abbaubaren Substrates im Selektor wurde ein einfacher Bemessungsansatz für die Dimensionierung aerober Selektoren entwickelt. Dieser Bemessungsansatz ist grundsätzlich auch für die Dimensionierung anoxischer Selektoren anwendbar. Die maßgebenden Bemessungsparameter sind die spezifische Substrateliminationsgeschwindigkeit im Selektor und der Sauerstoffbedarf für die Elimination des leicht abbaubaren Substrates im Selektor. Zahlenwerte für diese beiden Bemessungsparameter wurden aus Untersuchungen von zwei aeroben Abwasserreinigungsanlagen von Zuckerfabriken abgeleitet. Die allgemeine Anwendbarkeit dieser Zahlenwerte auf andere Abwässer ist noch nicht ausreichend untersucht. Eine versuchstechnische Bestimmung von spezifischer Substrateliminationsgeschwindigkeit im Selektor und dem Sauerstoffbedarf für die Elimination des leicht abbaubaren Substrates ist mit vertretbarem Aufwand möglich, setzt jedoch voraus, daß das Abwasser und ein an Abwasser und Selektorsystem einigermaßen adaptierter Belebtschlamm vorhanden sind.

Zur umfassenden Beschreibung des Konkurrenzverhaltens zwischen Fadenbildnern und Flockenbildnern wurde ein Simulationsmodell entwickelt. Das Simu-

lationsmodell baut auf den Grundlagen des „Activated Sludge Model No 1“ auf. Zur Beschreibung des Konkurrenzverhaltens zwischen Fadenbildnern und Flockenbildnern wurde das leicht abbaubare Substrat in Hydrolyseprodukte, leicht abbaubares nicht versäuertes Substrat mit geringem Sauerstoffbedarf bei der Speicherung, und leicht abbaubares, versäuertes Substrat mit hohem Sauerstoffbedarf bei der Speicherung aufgeteilt, und die Speicherung des leicht abbaubaren Substrates in das Modell aufgenommen. Mit dem Simulationsmodell ist ebenfalls eine Selektordimensionierung möglich.

Ein vorgeschalteter aerober Selektor, in dem das leicht abbaubare Substrat weitestgehend entfernt wird, ist die wirksamste Methode, um das Wachstum der meisten im Belebtschlamm vorkommenden fadenbildenden Arten zu unterdrücken. Bei Anlagen ohne Stickstoffentfernung läßt sich ein aerober Selektor problemlos in das Verfahrenskonzept einbinden. Bei Anlagen zur Stickstoffentfernung ist ein kombinierter anoxisch-aerober Selektor zweckmäßig, und in Bezug auf Blähschlammvermeidung erfolgversprechend. Bei Anlagen mit biologischer Phosphorentfernung ist der Einsatz eines kombinierten anaerob-anoxisch-aeroben Selektors möglich. Die Wirksamkeit der aeroben Selektorkaskade ist jedoch mit einem vorgeschalteten aeroben Selektor nicht vergleichbar. Nach langer Aufenthaltszeit in der anaeroben und anoxischen Zone wird es nicht immer gelingen, fadenbildende Arten, die in der Lage sind, unter anaeroben und anoxischen Bedingungen Substrat zu verwerten, wie z.B. *Microthrix parvicella* oder Typ 0092, durch eine nachgeschaltete aerobe Selektorzone zu unterdrücken.



## 8 VERWENDETE LITERATUR

- ALBERTSON O. E.: Bulking sludge control - progress, practice and problems, *Wat. Sci. Tech.*, **23**, (Kyoto), 835-846 (1991)
- ANDREWS J. H., HARRIS R.F.: r- and K-Selection and Microbial Ecology, *Advances in Microbial Ecology*, (K.C. Marshall, ed.). Plenum, New York, Vol. **9**, 99-147 (1985)
- ATV ARBEITSGRUPPE 2.6.1: Verminderung und Bekämpfung von Blähschlamm und Schwimmschlamm, *Korrespondenz Abwasser*, **35**, 2, 152-164 (1988)
- BORODAJKEWYCZ A., KROISS H., SCHOPPER U.: Sauerstoff- und Kohlenstoffbilanz einer Belebungsanlage, *Österreichische-Abwasser-Rundschau*, **4**, 53-56 (1974)
- CASEY T.G., WENTZEL M.C., EKAMA G.A., LOEWENTHAL R.E., MARAIS G.v.R.: A hypothesis for the causes and control of anoxic-aerobic (AA) filament bulking in nutrient removal activated sludge systems, *Wat. Sci. Tech.*, **29**, 7, 203-212 (1994)
- CECH J.S., HARTMAN P., MACEK M.: Bacteria and protozoa population dynamics in biological phosphate removal systems, *Wat. Sci. Tech.*, **29**, 7, 109-117 (1994)
- CHUDOBA J., OTTOVA V, MADERA V.: Control of activated sludge filamentous bulking - I. Effect of the hydraulic regime or degree of mixing in an aeration tank, *Water Res.*, **7**, 1163-1182 (1973a)
- CHUDOBA J., GRAU.P, OTTOVA V.: Control of activated sludge filamentous bulking - II. Selection of microorganisms by means of a selector, *Water Res.*, **7**, 1389-1406 (1973b)
- CHUDOBA J., GRAU P.: Praktische Möglichkeiten der Bekämpfung fadenförmiger Blähschlamm bildner, *Wiener Mitteilungen*, Band 56, 1 - 18 (1985)
-

- DOHANYOS M., GRAU P., CHUDOBA J.: Kinetic assessment of glucose removal and saccharide accumulation capacities in activated sludge, *Wat.Poll.Res.* Ed. S. H. Jenkins, Pergamon Press, Oxford, II-3/1 - II-3/7 (1971)
- DOLD P.L., KAMA G.A., MARAIS G.v.R.: A general model for the activated sludge process, *Prog. Wat. Tech.* **12**, 47-77 (1980)
- DONALDSON W.: Some notes of the operation of sewage treatment works, zitiert in Albertson (1991), (1932a)
- DONALDSON W.: Use of activated sludge increasing, zitiert in Albertson (1991) (1932b)
- EIKELBOOM D. H., VAN BUIJSEN H. J. J.: Handbuch für die mikroskopische Schlammmuntersuchung, F. Hirthammer Verlag München (1983)
- EIKELBOOM D.H.: Biosorption and prevention of bulking sludge by means of a high floc loading, *Bulking of activated sludge*, Ellis Horwood WRC Ltd., Chichester, 90-104 (1982)
- EKAMA G.A., DOLD P.L., MARAIS G.v.R.: Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems, *Wat. Sci. Tech.*, **18**, (Copenhagen), 91-114 (1986)
- FENZ R.: Der Einsatz von Talk zur Bläschlamm bekämpfung, Bericht des Institutes für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien, unveröffentlicht (1995)
- FRANZ A.: unveröffentlichte Untersuchungsdaten, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien (1993)
- GUJER W., HENZE M.: Activated sludge modelling and simulation, *Wat. Sci. Tech.*, **23**, 1011-1023 (1991)
- HATZICONSTANTINOOU G.J., ANDREADAKIS A.D.: Uptake and storage of soluble carbon under transient conditions in pre-DN activated sludge reactors, *Wat. Sci. Tech.* (First IAWQ Specialized Conference on Sequencing Batch Reactor Technology; München 18.-20. März 1996), Tagungsb., 123-131 (1996)
-

- HENZE M., GRADY JR C.; P.L., GUJER W., MARAIS G.v.R., MATSUO T.: Activated Sludge Model No. 1., IAWPRC Sci.and Techn. Reports No.1, IAWPRC, London (1986)
- HENZE M., HARREMOES P., JANSEN J.I.C., ARVIN E.: Wastewater Treatment, Biological and Chemical Processes, Springer Verlag, Berlin - Heidelberg (1995)
- JENKINS D., RICHARD M.G., DAIGGER G.T.: Manual on the causes and control of actiated sludge bulking and foaming, Lewis Publishers, Celsea, Michigan (1993)
- KAPPELER J., GUJER W.: Entstehung und Bekämpfung von Blähschlamm in Belebungsanlagen, Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 117, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern (1990)
- KAPPELER J., GUJER W.: Bulking in activated sludge systems:A qualitative simulation model for *sphaerotilus natans*, type 021N and type 0961. *Wat. Sci. Tech.*, **26**, 3-4, 473-482 (1992a)
- KAPPELER J.: Populationsdsynamik in Belebungsanlagen: Aerober Blähschlamm, Dissertation an der ETH Zürich, Nr.9793 (1992b)
- KROISS H.: Ein Beitrag zur Reinigung von Zuckerfabriksabwasser, Dissertation, Wiener Mitteilungen, Band 25 (1978)
- KROISS H.: Adsorptions- und Speichervorgänge beim Belebungsverfahren, Schriftenreihe gwf Wasser Abwasser, Heft 19, Band 1, 101-122 (1981)
- KROISS H.: Blähschlammprobleme bei der Zuckerfabrik Leopoldsdorf, Wiener Mitteilungen, Band 56, 81 - 108 (1985)
- LEMMER H.: Fadenförmige Mikroorganismen aus belebtem Schlamm, ATV Dokumentation und Schriftenreihe aus Wissenschaft uind Praxis, Band 30 (1992)
- LEMMER H.: Ursachen und Bekämpfung von Blähschlamm, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wasserforschung, München (1995)
-

- LEMMER H.: Laborversuche zum Wachstumsverhalten verschiedener Fadenorganismen aus Blähschlamm und Schwimmschlamm, *Korr. Abw.*, **37**, 54-60 (1990)
- MATSCHÉ N.: Indirekteinleitung und Blähschlamm, *Wiener Mitteilungen*, Band 129, 159-182 (1995)
- MATSCHÉ N.: Mikrobiologie beim Belebungsverfahren, *Wiener Mitteilungen*, Band 81, 2.Aufl., Kapitel F (1990)
- MATSUZAWA Y. MINO T: Role of glycogen as an intracellular carbon reserve of activated sludge in the competitive growth of filamentous and non-filamentous bacteria, *Wat. Sci. Tech.*, **23**, 899-905 (1990)
- McCARTY P. L.: Thermodynamics of biological synthesis and growth, *Advances in water pollution research*, **2**, 169-199 (1964)
- McKINNEY R.E.: *Microbiology for Sanitary Engineers*, McGraw Hill Book Company Inc., Seite 32 (1962)
- MUDRACK K., KUNST S.: *Biologie der Abwasserreinigung*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart - New York, 4, 6 (1988)
- NOVÁK L., LARREA L., WANNER J.: Mathematical model for soluble carbonaceous substrate biosorption, *Wat. Sci. Tech.*, **31**, 2, 67-77 (1995)
- ÖWAV: *Kläranlagennachbarschaften*, Folge 3, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Wien (1996)
- PALM J.C., JENKINS D., PARKER D. S.: Relationship between organic loading, dissolved oxygen concentration and sludge settleability in the completely-mixed activated sludge process, *Journal WPCF*, **52**, 10, 2484-2506 (1980)
- POT M., Van LOOSDRECHT M.C.M., HEIJNEN J.J.: Effect of substrate addition on polymer storage in nitrification/denitrifikation SBR processes, *Water Res.*, zitiert in Van LOOSDRECHT (1996)
- RICHARD M. G., SHIMIZU G. P., JENKINS D.: The growth physiology of the filamentous organism Type 021N and its significance to activated sludge bulking, *Journal WPCF*, **57**, 12, 1152-1162 (1985)
-



- RUIDER E., KROISS H., VON DER EMDE W.: Experience with a selector used for treatment of sugar beet waste, *Wat. Sci. Tech.*, **20**, 4/5, 9-21 (1988)
- SCHLEGEL H. G.: Allgemeine Mikrobiologie, Georg Thieme Verlag, Stuttgart - New York (1985)
- SVARDAL K.: Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien, persönliche Mitteilung (1996)
- Van den EYNDE E., HOUTMEYERS J., VERACHTERT H.: Relation between substrate feeding pattern and development of filamentous bacteria in activated sludge, *Bulking of activated sludge*, Ellis Horwood WRC Ltd., Chichester, 128-142 (1982)
- Van LOOSDRECHT M.C.M., POT M., HEIJNEN J.J.: Importance of bacterial storage polymers in activated sludge processes, *Wat. Sci. Tech.*(First IAWQ Specialized Conference on Sequencing Batch Reactor Technology; München 18.-20. März 1996)Tagungsb., 15-21 (1996)
- Van NIEKERK A. M., JENKINS D., RICHARD M.G.: The competitive growth of *Zoogloea ramigera* and Typ 012N in activated sludge and pure culture - A Model for low F/M Bulking, *Journal WPCF*, **59**, 262-273 (1987)
- WAGNER F.: Ursachen, Verhinderung und Bekämpfung der Blähschlamm Bildung in Belebungsanlagen, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Oldenbourg Verlag, München, Band 76 (1982a)
- WAGNER F.: Study of the causes and prevention of sludge bulking in Germany, *Bulking of activated sludge*, Ellis Horwod WRC Ltd., Chichester, 29-40 (1982b)
- WANNER J., CHUDOBA J., KUCMAN K., PROSKE L.: Control of activated sludge filamentous bulking - VII. Effect of anoxic conditions, *Water Res.*, **21**, 12, 1447-1451 (1987a)
- WANNER J., KUCMAN K., OTTOVA V., GRAU P.: Effect of anaerobic conditions on activated sludge filamentous bulking in laboratory systems, *Water Res.*, **21**, 12, 1541-1546 (1987b)
-

- WANNER J., GRAU P.: Identification of filamentous microorganisms from activated sludge: A Compromise between wishes, needs and possibilities, *Wat. Res.*, **23**, 7, 883-891 (1989)
- WANNER O., KAPPELER J., GUJER W.: Calibration of an activated sludge model based on human expertise and on a mathematical optimization technique - a comparison, *Wat. Sci. Tech.*, **25**, 6, 141-148 (1992)
- WUHRMANN K., BEUST F.V., GHOSE T.K.: Zur Theorie des Belebtschlammverfahrens, Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie, Birkhäuser Verlag, Basel (1958)
-