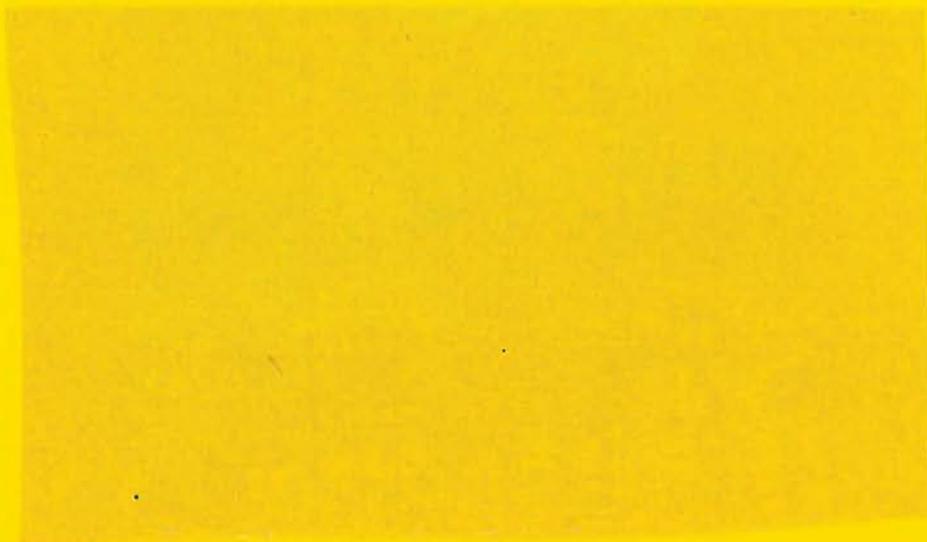


WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Einfluß von Indirekteinleitungen auf Planung und Betrieb von Abwasseranlagen



Band 129 - Wien 1996

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Band 129

Einfluß von Indirekteinleitungen auf Planung und Betrieb von Abwasseranlagen

ÖWAV - Seminar
Wien, 26./27. Februar 1996

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



Institut für Wassergüte
und Abfallwirtschaft
TU- Wien

Karlsplatz 13 / 226
1040 Wien



Österreichischer
Wasser- und
Abfallwirtschaftsverband

Marc - Aurel - Straße 5
1010 Wien

Alle Rechte vorbehalten.
Ohne Genehmigung des Herausgebers ist es nicht gestattet,
das Buch oder Teile daraus zu veröffentlichen

Druck: KARLICK Druck
1200 Gerhardusgasse 26

ISBN 3 - 85234 - 020 - 9

Inhaltsverzeichnis

| | | |
|---------------|--|-----------|
| H. Kroiß | | |
| | Inhalt und Auswirkungen der geplanten Novelle zur 1. EVO für kommunales Abwasser | 1 - 26 |
| J. Hahnl | | |
| | Das Problem der Indirekteinleiter aus wasserrechtlicher Sicht | 27 - 37 |
| F. Dürnberger | | |
| | Das Problem der Kostenaufteilung zwischen Indirekteinleitern und Kommune (Verband) Vortrag 1 - RHV Großraum Salzburg | 39 - 48 |
| W. Geyer | | |
| | Das Problem der Kostenaufteilung zwischen Indirekteinleitern und Kommune (Verband) Vortrag 2 | 49 - 63 |
| G. Spatzierer | | |
| | Das Problem der Indirekteinleiter aus der Sicht des technischen Amtssachverständigten und der Gewässeraufsicht | 65 - 81 |
| C. Mathis | | |
| | Überwachung der Indirekteinleiter Teil A - Die Situation in Vorarlberg | 83 - 91 |
| K. König | | |
| | Überwachung der Indirekteinleiter Teil B - Ausgewählte Beispiele von Indirekteinleitern aus der Abfallwirtschaft | 93 - 103 |
| M. Panholzer | | |
| | Auswirkungen von Indirekteinleitungen im Bereich der Kanalnetze (Betrieb, Instandhaltung, Sicherheit, Schäden und Kanalkataster) | 105 - 123 |

| | |
|--|-----------|
| P. Schweighofer | |
| Wechselwirkung zwischen Abwassereinleitungen aus Gewerbe und Industrie mit Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen | 125 - 157 |
| N. Matsché | |
| Indirekteinleitungen und Blähschlamm Bildung | 159 - 182 |
| K. Svardal | |
| Einsatz der anaeroben Vorreinigung bei Indirekteinleitern | 183 - 205 |
| S. Wildt | |
| Einfluß des Fremdenverkehrs auf Kläranlagen in Tirol Teil A - Aus dem Blickwinkel der amtlichen Kläranlagenaufsicht | 207 - 222 |
| G. Bennat | |
| Einfluß des Fremdenverkehrs auf Kläranlagen in Tirol Teil B - Aus dem Blickwinkel des Planers am Beispiel der ARA Ischgl | 223 - 233 |
| E. Pestal | |
| Innerbetriebliche Maßnahmen zur Vermeidung des Abstoßens von Fetten und Ölen | 235 - 262 |
| E. Burtscher | |
| Innerbetriebliche Maßnahmen bei der Textilindustrie | 263 - 295 |
| K.-H. Rosenwinkel | |
| Innerbetriebliche Maßnahmen bei der Nahrungsmittelindustrie | 297 - 320 |
| O. Nowak | |
| Optimierung der N-Entfernung im Zusammenwirken von Indirekteinleiter und kommunaler Kläranlage | 321 - 347 |

Vorwort

Industrie und Gewerbe sind Grundpfeiler einer prosperierenden Volkswirtschaft. Lebendige und damit erfolgreiche Unternehmen zeichnen sich durch Wachstum und Innovation aus. Der Planungszeitraum für größere Investitionen liegt häufig in Bereichen von unter fünf Jahren. Unternehmen sind als lebendige Einheiten immer auch von wirtschaftlichen Problemen bedroht, können also auch von der Bildfläche verschwinden. Die Abwasserentsorgung von häuslichem Abwasser dagegen gehört zu den langlebigsten Infrastrukturen jeder Gemeinde. Schon aus diesen Tatsachen können sich eine Reihe von Problemen bei der Zusammenarbeit ergeben.

Die meisten Klein- und Mittelbetriebe, aber auch eine Reihe von Großbetrieben sind in Österreich an das Kanalnetz angeschlossen und entsorgen ihre Abwässer (die häuslichen wie die betrieblichen) zur kommunalen Kläranlage. So können wir feststellen, daß bei den größeren Städten die Schmutzfracht häufig doppelt so hoch ist wie jene der Einwohner, teilweise aber auch noch höher. In kleineren Gemeinden sind es oft nur wenige Unternehmen, die nennenswerte Mengen an betrieblichen Abwässern liefern. Fast alle Gemeinden sind bestrebt, Arbeitsplätze im Bereich Gewerbe und Industrie zu schaffen und versuchen dies den Unternehmen durch Anbieten einer guten Infrastruktur auch für die Abwasserentsorgung schmackhaft zu machen.

Die Praxis hat gezeigt, daß tatsächlich in vielen Fällen die gemeinsame Ableitung und Reinigung von häuslichen und betrieblichen Abwässern die wirtschaftlich und ökologisch beste Lösung darstellt. Dieses Seminar soll dabei helfen, das Auffinden der besten Lösung für alle Beteiligten zu erleichtern und die Zusammenarbeit zwischen Indirekteinleitern und den kommunalen Kanal- und Kläranlagenbetreibern zu verbessern. Wenn Indirekteinleiter an ein kommunales Kanalnetz angeschlossen sind (werden sollen), müssen immer drei Problemstellungen gemeinsam untersucht werden, um mit minimalen Kosten die gesetzlichen Anforderungen einzuhalten:

- das Vermeiden von Verschmutzung beim Produktionsprozeß
- die Möglichkeit der Vorreinigung bei den Betrieben
- und die Auswirkungen des im Kanal abgeleiteten Abwassers auf Kanal und Kläranlage.

Dieser Band der Wiener Mitteilungen enthält die Vorträge des ÖWAV- Seminars im Februar 1996 und versucht eine Reihe von uns wichtig erscheinenden Aspekten zu beleuchten und Lösungsmethoden aufzuzeigen. Für eine erschöpfende Behandlung ist das Thema viel zu komplex und vielfältig. Wir hoffen dennoch, daß hiermit ein Beitrag zu verbesserter Zusammenarbeit zwischen Industrie, Gewerbe, Behörden und Planern geleistet wird. Diese ist eine der Voraussetzungen für eine Effizienzsteigerung der Betriebe und einen verbesserten Gewässerschutz.

Inhalt und Auswirkungen der geplanten Novelle zur 1. EVO für kommunales Abwasser

H.Kroiß, K.Svardal, K.Deutsch

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU-Wien

1 Einleitung

Die 1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser wurde erstmals im Jahre 1991 auf der Basis der WRG Novelle 1990 erlassen. Diese Verordnung legt den Stand der Technik der Abwasserbehandlung in Kläranlagen für mehr als 50 Einwohnerwerte fest. Sie stellt nach der WRG Novelle 1990 die Mindestanforderung an die Abwasserreinigung dar. Diese Verordnung bewirkte bzw. bewirkt einerseits einen kurz- bis mittelfristigen Anpassungszwang für die ca. 1000 bestehenden Kläranlagen in Österreich und legt andererseits die Mindestanforderungen für neu zu errichtende Anlagen fest. Der Inhalt der Verordnung wurde schon zugleich mit der entstehenden WRG Novelle im politischen Bereich diskutiert. Dies geschah zu einer Zeit, in der Umweltstandards für die Abwasserreinigung in kurzen zeitlichen Abständen verschärft wurden. In Deutschland geschah dies durch mehrere Verwaltungsvorschriften über Mindestanforderungen nach dem WHG, in Österreich bei der Erlassung von individuellen Bescheiden durch die Wasserrechtsbehörden auf Basis des WRG 1959. Es war die Zeit, in der man erkannte, daß der nationale Gewässerschutz nicht an den Staatsgrenzen aufhören darf, sondern auch die unterliegenden Staaten und die (Binnen) Meere mit umfassen muß. In Deutschland war man gerade dabei als Folge des Robbensterbens im Sommer 1988 die Stickstoff- und Phosphorentfernung in die Mindestanforderungen und in das Abwasserabgabengesetz aufzunehmen. So ist es nicht verwunderlich, daß man in Österreich eine strenge Emissionsverordnung verabschiedete, die möglichst nicht in kurzer Zeit wieder verschärft werden muß und so Rechts- und Planungssicherheit bewirkt. Es muß freilich auch zugegeben werden, daß noch nicht genügend Datenmaterial

entsprechend ausgewertet vorlag um die Konsequenzen aller Vorschriften im einzelnen genau abzuschätzen. Tatsache ist aber auch, daß es Stand der Technik war, die Verordnung einzuhalten.

Nur einen Monat nach der 1. EVO wurde die EU-Richtlinie 91/271 über kommunale Abwasserreinigung verabschiedet, die ebenfalls dem Vorsorgeprinzip entspricht ("allgemeine Notwendigkeit für biologische Reinigung"). Erst mit dem Beitritt Österreichs zum EWR am 1.1.1994 entstand der Zwang, die Österreichische Gesetzgebung bezüglich des Gewässerschutzes an das EU-Recht anzupassen. Dabei läßt die EU durchaus zu, daß die nationalen Regelungen schärfer sind. Das zuständige Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft erteilte schließlich dem Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien den Auftrag, die EU Konformität der 1.EVO zu prüfen und einen Vorschlag für eine Novellierung zu erarbeiten. Dieser sollte sodann als Grundlage für eine Diskussion mit dem Fachpersonal des Ministeriums dienen, und schließlich auch behilflich sein um die Zustimmung der Ministerien für Umwelt und Wirtschaft zu erlangen, ohne die eine Novelle nicht rechtskräftig werden kann. Ziel dieses Beitrages ist es, die wesentlichen Punkte aus dem BERICHT des Institutes (1995) darzustellen, und die Konsequenzen für die Praxis aufzuzeigen. Nachdem die Novelle der 1.EVO zur Anpassung an die EU Gesetzgebung noch nicht verabschiedet ist, können noch keine endgültigen Schlüsse über deren Inhalt und damit Auswirkung gezogen werden.

Zur Zeit spielen Kostenüberlegungen auch im Umweltschutz wieder eine entscheidende Rolle, was an und für sich gut und notwendig ist, es dürften dabei aber die großen Zusammenhänge nicht aus den Augen verloren werden. So war es durchaus auch Ziel der Vorschläge des Institutes, die Effizienz des Mitteleinsatzes für den Gewässerschutz möglichst zu erhöhen. Dazu wurde der Begründung der gewählten Anforderungen an die Reinigungsleistung der Kläranlagen für einen ausreichenden Gewässerschutz breiter Raum geschenkt.

2 Gewässerschutz und Abwasserreinigung

Der Vorsorgestandpunkt ist sowohl im WRG i.d.g.F. als auch in der EU-Richtlinie 91/271 verankert. In der EU mußte sehr darum gerungen werden,

weil etwa Großbritannien durchaus erfolgreich Gewässerschutzmaßnahmen mit Hilfe von Immissionsstandards erreicht hat. Der Gedanke einer Bindung von Mindestreinigungserfordernissen an den "Stand der Technik" war und ist dort fremd. Es ist daher nicht verwunderlich, daß der Mindeststandard nach der EU-Richtlinie für den Normalfall niedriger liegt als in Österreich, Skandinavien oder Deutschland. Für eine Reihe von Ländern der EU bedeutet schon die Durchsetzung der EU-Richtlinie, insbesondere mit den darin enthaltenen Terminen, eine große Schwierigkeit und in Österreich sind wir auch noch nicht flächendeckend so weit.

Grundsätzlich muß man davon ausgehen, daß die Forderung nach dem Einsatz des "Standes der Technik", wie er im WRG verankert ist, an die Anforderungen eines begründbaren Gewässerschutzes zu binden ist und daß bei der Fristensetzung für die Erreichung des Standards an Prioritäten- und Finanzierungsfragen gedacht werden muß. Auch bei der Frage der Überwachung sind Kosten- Nutzen- Überlegungen durchaus notwendig, auch wenn die staatliche Kontrolle zu den unverzichtbaren Merkmalen eines Rechtsstaates gehört. Vor allem geht es dabei um die Frage, welche Verantwortung dem Betreiber einer Kläranlage übertragen werden muß, und welche minimale Information notwendig ist, um die Überwachung effizient und kostengünstig zu gestalten.

Die wesentlichen Unterschiede zwischen den Vorsorgestandpunkten von EU und Österreich können folgendermaßen kurz charakterisiert werden.

Die EU kennt je nach der gewässerspezifischen (regionalen) Situation drei verschiedene Mindestanforderungen an die Abwasserbehandlung:

Normale Gebiete:

weitgehende Entfernung der Kohlenstoffverbindungen durch biologische (oder "gleichwertige") Reinigung (etwa wie die Emissionsrichtlinie 1976 in Österreich)

Empfindliche Gebiete: (gekennzeichnet durch Eutrophierungsprobleme):

zusätzlich zu den Anforderungen an die normalen Gebiete
Anforderungen an N und/oder P-Entfernung

Weniger empfindliche Gebiete:

nur mechanische Reinigung

In der 1.EVO ist im Normalfall die gesicherte weitgehende Nitrifikation bei Temperaturen über 12°C das vorrangige Vorsorgeprinzip. Zusätzlich enthält die 1.EVO für Anlagen > 1000 EW eine generelle Forderung nach P-Entfernung und für Anlagen > 5.000 EW eine nach Stickstoffentfernung.

Im Einzugsbereich von Seen wird bei Anlagen > 30.000 EW eine deutlich höhere Anforderung an die P-Entfernung verlangt, was sich primär aus den Bodenseerichtlinien ergibt, die für Österreich verbindlich sind.

Wegen des deutlichen Unterschiedes in den Mindeststandards für die Reinigungsleistung zwischen EU und Österreich erscheint es in diesem Zusammenhang notwendig, die strengeren österreichischen Bestimmungen vom Gewässerschutz her zu begründen. Es könnte sonst der falsche Eindruck entstehen, Österreich wolle lediglich eine überzogene Gesetzgebung retten, wenn es nicht die EU-Regelung übernimmt. Eine ausführliche Darstellung der Wirkung der verschiedenen Abwasserinhaltsstoffe auf die Gewässergüte ist z.B. bei DEUTSCH, FLECKSEDER (1995) nachzulesen . Kurz zusammengefaßt bedeutet die Erhöhung der Mindestanforderungen von 90% BSB₅ Entfernung, nach der EU-Richtlinie 91/271, auf die gesicherte Nitrifikation, wie sie die 1.EVO verlangt, für die Fließgewässer:

- Verminderung des Sauerstoffentzuges aus dem Gewässer auf deutlich weniger als ein Viertel gegenüber der Einleitung eines gereinigten Abwassers, das den Anforderungen der EU-Richtlinie entspricht. Dies wirkt sich insbesondere auf die Sauerstoffverhältnisse im Sediment positiv aus, wo sich ein Großteil der Glieder der Freßkette vermehrt, solange ausreichend Sauerstoff vorhanden ist.
- Vermeidung der Gefährdung von Fischen durch Ammoniak (vor allem in der Zeit ihrer größten Empfindlichkeit im Frühjahr), einen Stoff, der daher nach dem WRG als wassergefährdender Stoff klassifiziert ist.

- Reduktion der abbaubaren Kohlenstoffverbindungen auf ca. 1/4 gegenüber Anlagen die nur Kohlenstoffverbindungen (BSB₅) entfernen können.
- Abbau vieler schwer abbaubarer Stoffe, die sonst unverändert die Kläranlage passieren.

Weitere wesentliche Vorteile der Forderung nach gesicherter weitgehender Nitrifikation sind:

- Die nitrifizierenden (Ammonium oxidierenden) Bakterien sind sehr empfindlich gegenüber vielen Stoffen, die auch im Gewässer zu toxischen Wirkungen führen. Solche Stoffe können vorwiegend aus Gewerbe und Industrie abgeleitet werden. Nitrifizierende Kläranlagen wirken daher als ausgezeichnete Biomonitore für die Erkennung von unzulässigen Abwasserableitungen von Indirekteinleitern.
- Mit dem äußerst einfachen analytischen Nachweis der weitgehenden Nitrifikation ist auch der Nachweis der weitgehenden Entfernung der org. Kohlenstoffverbindungen gekoppelt. Der Betreiber einer Kläranlage hat damit eine sehr einfache und kostengünstige Kontrolle der richtigen Betriebsführung und eine große Sicherheit gegenüber Beeinträchtigungen der Gewässergüte durch den Kläranlagenablauf.

Für die stehenden Gewässer und die Binnenmeere (Nordsee und Schwarzes Meer) sind vorrangig die N und P-Frachten und nicht die Konzentrationen im gereinigten Abwasser maßgebend für das Eutrophierungspotential. Es zeigt sich aber auch z.B. bei der Staukette der Donau, daß eine konsequente P-Entfernung bei den Kläranlagen zu merkbaren positiven Folgewirkungen führt (z.B. vermindertes Algenwachstum in der Neuen Donau). Für unsere Fließgewässer ist die Stickstoffentfernung wahrscheinlich nur in Sonderfällen (Immissionsfälle) von Bedeutung für die Gewässergüte. Auch für die stehenden Gewässer und die Meere ist der Einfluß der N-Elimination auf Kläranlagen zumindest derzeit gering. Dennoch kann auch die Forderung nach N-Entfernung begründet werden.

Es ist sehr schwer, die Landwirtschaft von der Notwendigkeit des Vermeidens von N-Emissionen durch reduzierte Düngung zu überzeugen, wenn bei der

Abwasserreinigung keine diesbezüglichen Anstrengungen unternommen werden. Um in der Landwirtschaft eine vergleichbare Verringerung des N-Abstoßes zu erreichen wie durch die Abwasserreinigung sind durchaus auch große Anstrengungen notwendig.

Bei dem in Österreich vorwiegend angewendeten Verfahren der Abwasserreinigung, dem einstufigen Belebungsverfahren, kann eine Anlage, die für ganzjährige Nitrifikation bemessen ist, bei richtiger Planung und richtigem Betrieb im Regelfall durch Denitrifikation auch eine Verminderung des N-Gehaltes um über 70 % im Jahresmittel erzielen. Damit geht eine optimale Nutzung des gesamten Reaktionsvolumens über das ganze Jahr einher. Zusätzlich bewirkt die Forderung nach N-Entfernung auch eine merkliche Verringerung des Energiebedarfes für die Sauerstoffzufuhr. Als Nebeneffekt wird auch die Schwimmschlamm-Bildung in der Nachklärung vermindert. In den Gebieten mit weichem Trinkwasser ist die Denitrifikation auch zur pH-Stabilisierung (für die gesicherte Nitrifikation) sehr vorteilhaft, weil sie den Einsatz von Neutralisationsmitteln vermeiden oder zumindest vermindern hilft.

3 Die 1.EVO und der Stand der Technik

Auch wenn die EVO nicht ein Abwasserreinigungsverfahren als "Stand der Technik" definiert, so hat sie sich doch stark an dem Wissensstand über das Belebungsverfahren orientiert. Etwa zur Zeit der Erlassung der 1. EVO wurde in Deutschland das ATV-Arbeitsblatt A131 veröffentlicht, bei dessen Erstellung durch Prof.v.d.Emde die reiche Erfahrung aus Österreich maßgebend einfloß. Das Bemessungsverfahren der ATV stellt die einzige allgemein anerkannte Regel der Technik für die Bemessung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen mit Nitrifikation, N und P Entfernung dar. Kaum eine Bemessungsanleitung wurde und wird so heftig diskutiert und kritisiert aber auch so häufig angewendet wie das ATV Arbeitsblatt A 131. Hauptursache für diesen Umstand dürfte die Tatsache sein, daß seine richtige Anwendung trotz der Einfachheit ein hohes Maß an Fachwissen benötigt und einige wichtige Hinweise nicht gründlich genug gelesen werden. Jedenfalls beruht es auf

Modellvorstellungen, die immer noch als Stand des Wissens bezeichnet werden können.

Rückblickend kann man feststellen, daß in den meisten Fällen die 1.EVO mit entsprechend bemessenen einstufigen Belebungsanlagen ohne Vorklärung einhaltbar ist (FRANZ 1995). Erst bei der Überprüfung der Betriebsergebnisse von Anlagen mit sehr dichtem Datenmaterial wurde ganz deutlich, daß die Einhaltung von Grenzwerten mehrere gleich wichtige Aspekte hat, die stark unterschiedliche Auswirkungen haben:

- die Art des Parameters (C, N, P)
- die Art der Probe, in der der Grenzwert einzuhalten ist (Stichprobe, Tagesmischprobe)
- die Häufigkeit, mit der die Parameter gemessen werden (müssen)
- die Häufigkeit, mit welcher die Konzentrationen (Grenzwert, Maximalwert) der Parameter eingehalten werden müssen
- die Höhe der Konzentrationen, die nie überschritten werden dürfen
- wie die prozentuellen Verminderungen der Parameter berechnet werden und mit
- welcher Häufigkeit sie einzuhalten sind
- welche Analysenverfahren eingesetzt werden
- die Definition von Ausnahmefällen, in denen keine Grenzwerte eingehalten werden müssen

Die wichtigste Verschärfung durch die 1. EVO gegenüber den 1991 bereits üblichen häufigen Bescheidaufgaben für Kläranlagen war die Änderung der Häufigkeit, mit der Grenzwerte einzuhalten sind, von "in 80 % der Proben" auf "in 4 von 5 aufeinanderfolgenden Proben". Wie VIERTEL (1995) klar zeigen konnte, wird mit der 4 von 5 Regel die Anforderung umso strenger, je häufiger man mißt, was natürlich kontraproduktiv ist, weil man die sorgfältigen Kläranlagenbetreiber bestraft. Bei täglicher Messung bedeutet diese Forderung, daß bis zu 99% der Analysenwerte unter dem Grenzwert liegen müssen. Speziell bei Störungen der Nitrifikation oder bei Problemen mit der Schlammabscheidung im Nachklärbecken zeigt die Praxis, daß die

Wahrscheinlichkeit für zwei Grenzwertüberschreitungen, die unmittelbar aufeinander folgen, sehr groß ist. Dieser Umstand ist vom Gewässerschutz her wenig relevant, sehr wohl aber für die Problematik des Einhaltens von Bescheidauflagen. In diesem Zusammenhang muß noch darauf hingewiesen werden, daß eine einfache Bemessung nach ATV A 131 zumindest bei Belebungsanlagen mit Vorklärung nicht sicherstellen kann, daß eine N-Entfernung von 70% an zwei aufeinanderfolgenden Tagen jederzeit eingehalten werden kann. Diese Forderung ist auch von seiten des Gewässerschutzes als Mindestanforderung kaum zu begründen.

Zusammenfassend kann man feststellen, daß bezüglich der statistischen Anforderungen an das Einhalten der Grenzwerte die EU-Richtlinie Vorbildcharakter hat. Sie stellt bei den Grenzwerten für Konzentrationen sicher, daß unabhängig von der Probenzahl die Wahrscheinlichkeit des Einhaltens des wahren Mittelwertes gleich bleibt. Die Tabelle 1 zeigt die zulässige Anzahl von Grenzwert-Überschreitungen in Abhängigkeit der Probenhäufigkeit. Bei den Anforderungen an die Nährstoffentfernung (%) sind Jahresmittelwerte einzuhalten und keine Nachweise an Einzeltagen.

| Anzahl der Probenahmen innerhalb eines Jahres | Höchstzulässige Anzahl von Proben, bei denen Abweichungen zulässig sind |
|---|---|
| 4 - 7 | 1 |
| 8 - 16 | 2 |
| 17 - 28 | 3 |
| 29 - 40 | 4 |
| 41 - 53 | 5 |
| 54 - 67 | 6 |
| 68 - 81 | 7 |
| 82 - 95 | 8 |
| 96 - 110 | 9 |
| 111 - 125 | 10 |
| 126 - 140 | 11 |
| 141 - 155 | 12 |
| 156 - 171 | 13 |
| 172 - 187 | 14 |
| 188 - 203 | 15 |
| 204 - 219 | 16 |
| 220 - 235 | 17 |

| | |
|-----------|----|
| 236 - 251 | 18 |
| 252 - 268 | 19 |
| 269 - 284 | 20 |
| 285 - 300 | 21 |
| 301 - 317 | 22 |
| 318 - 334 | 23 |
| 335 - 350 | 24 |
| 351 - 365 | 25 |

Tabelle 1: Häufigkeitstabelle nach EU-Richtlinie 91/271
Höchstzulässige Anzahl der Überschreitungen

4 Auswertung der Betriebsdaten bestehender Anlagen

SVARDAL (1995) hat ausführlich über die Auswertung der Betriebsdaten der Kläranlage Radfeld (Tirol) berichtet, um zu zeigen, was eine Anlage nach dem "Stand der Technik" leisten kann. Es handelt sich hierbei um eine konventionelle einstufige Belebungsanlage mit Vorklärung (55.000EW) mit einer fachgerechten Betriebsführung. In der Folge wurden noch die Betriebsdaten von drei weiteren Kläranlagen mittlerer Größe ausgewertet (Alle Details siehe: BERICHT 1995):

Wolfgangsee/ Bad Ischl (OÖ):

43.000 EW Belebungsanlage mit Vorklärung (niedrige Temperatur
zufolge Seeleitungen)

Wulkaprodersdorf (Bgl.):

72.000 EGW Belebungsanlage ohne Vorklärung (keine gezielte
Denitrifikation, aerobe Schlammstabilisierung))

Mödling (NÖ):

80.000 EW Belebungsanlage ohne Vorklärung mit hohen
Anforderungen an die N-Entfernung

Bei allen vier Anlagen lagen soviele Daten vor, daß auch das Verhalten der Kläranlagen bei Regenwetterzufluß erfaßt und beurteilt werden konnte. Dies ist von großer Bedeutung, weil diesbezüglich die EU Richtlinie keine Ausnahmen für normale Regenereignisse kennt, während die Grenzwerte und

Entfernungsraten nach der 1.EVO nur bis zum Erreichen der Bemessungs-Trockenwettermenge im Zulauf einzuhalten sind. Ein wesentliches Ergebnis der Datenauswertung zeigt die Tabelle 2.

| | | Q - Trockenwetter m ³ /Jahr | Q - Gesamt m ³ /Jahr | Q _{TW} /Q _{ges} % |
|--------------------------|-----------|---|------------------------------------|--|
| KA Radfeld | 1993 | 1139415 | 2453672 | 46,4 |
| | 1994 | 926478 | 1947715 | 47,6 |
| KA Bad Ischl | 1994 | 1941380 | 4497840 | 43,2 |
| KA Wulka- prodersdorf | 1993 | 4522300 | 6902700 | 65,5 |
| | 1994 | 2906264 | 5596500 | 51,9 |
| KA Mödling | 1993-1994 | 25000 | 28151 | 88,8 |

Tabelle 2: Vergleich der gesamten Abwassermenge eines Jahres bei Trockenwetter zum Gesamtablauf der Kläranlage.

Wie sich zeigt, erfaßt die Regelung der 1.EVO bei diesen 4 Anlagen nur ca. 50% des gereinigten Abwassers. Bei den großen Städten wird der Anteil des Ablaufes bei Regenwetter-Bedingungen zwar auf 30 - 40% sinken, aber immer noch einen großen Anteil darstellen. Mit steigendem Ausbaugrad der Mischkanalnetze mit Regenbecken wird dieser Anteil tendenziell steigen, bei erst teilweise ausgebautem Kanalanschluß ebenso. Insgesamt kann man also feststellen, daß der EU Ansatz im Hinblick auf das angestrebte Ziel gerechtfertigt ist, und zumindest für die Jahresmittelwerte der Nährstoffentfernung auch in Österreich angewendet werden muß, wenn die in der EU-Richtlinie genannten Größen (70-80 %) übernommen werden.

Hinsichtlich der einzelnen Parameter hat die Auswertung der Daten folgenden Befund erbracht:

a) Kohlenstoffparameter BSB₅, CSB

In der EU wird wahlweise das Einhalten von Grenzwerten oder eine prozentuale Mindestverminderung gefordert, in der 1. EVO beides. Die Grenzwerte sind in Österreich gleich bzw. strenger als in der EU. Die Auswertung der Daten der 4 Anlagen zeigt, daß das Einhalten der Grenzwerte auch bei Mischwasserzufluß unabhängig von der Zulaufwassermenge in der Regel keine Probleme verursachte, solange man die Häufigkeitsvorschrift der EU verwendet. Die 4 von 5 Regel wurde von keiner Anlage lückenlos eingehalten.

Schwierigkeiten gab es hingegen mit dem Einhalten der Mindestreduktion, vor allem beim BSB₅. Hier zeigte sich bei den untersuchten Anlagen, trotz eines Jahresmittelwertes über 95%, eine unzulässige Anzahl von Überschreitungen unabhängig ob nach EU-Verfahren oder nach der 4 von 5-Regel ausgewertet wurde.

Die Ursache lag vielfach in erhöhten Zulaufwassermengen auf Grund von Regenereignissen. Ein Regenereignis führt zu einem starken Anstieg der Wassermenge und durch das Abschwemmen von Kanalablagerungen am Regenbeginn auch zu einem Anstieg der Fracht. Nach dem Regenereignis ist die Anlage noch mit dem Abarbeiten der erhöhten Fracht beschäftigt und die Ablaufwerte können in Folge der höheren Belastung etwas höher sein.

An den TW-Tagen, die auf ein Regenereignis folgen, sind die Konzentrationen im Anlagenzulauf z.B. durch Neubildung von Ablagerungen mit Netz deutlich niedriger als die mittlere Trockenwetterkonzentration, obwohl die der Bemessung zugrundegelegte Trockenwetterwassermenge nicht überschritten wird. Dieser Umstand führt ebenfalls zu einem Einbruch bei den ermittelten prozentuellen Verminderungen. Das heißt, die Einhaltung der geforderten Mindestwerte ist nach der 4 von 5 Regel praktisch nicht möglich. Auch bei Anwendung der EU-Häufigkeitstabelle ist eine Einhaltung nicht gesichert. Eine Gefährdung der Gewässer erscheint durch diesen Umstand nicht gegeben. Problemlos einhaltbar war bei allen 4 Anlagen der Grenzwert für die Mindestverminderung als Jahresmittelwert (95 % BSB₅, 85 % CSB). Dieser kann vermutlich nur bei Anlagen mit sehr hohem Fremdwasseranteil nicht eingehalten werden.

Unterschiede zwischen 1.EVO und der EU ergeben sich bei der maximal zulässigen Überschreitungshöhe der Grenzwerte. Die 1. EVO erlaubt maximal eine 50 %ige Überschreitung, die EU hingegen 100 %. Betrachtet man die BSB₅- und CSB-Ablaufkonzentration der 4 Anlagen, so zeigt sich, daß es beim Parameter CSB auf Grund des hohen Grenzwertes kaum Schwierigkeiten mit der maximal zulässigen Überschreitungshöhe gibt. Beim Parameter BSB₅ lagen die Meßwerte jedoch, wenn es zu Überschreitungen kam, deutlich über dem zulässigen Maximalwert von 150% des Grenzwertes. Als Ursache kann bei den 4 Anlagen überwiegend Regenwetterzufluß mit erhöhtem Schwebestoffabtrieb angenommen werden. Bei einem zulässigen Maximalwert von 200% des Grenzwertes (wie in der EU) hätte es keine Probleme mit der Einhaltung

gegeben. Auch bei dieser erhöhten Überschreitungsmöglichkeit ist keine nennenswerte "Überschußschlammensorgung" über den Ablauf möglich.

Es besteht auf Basis der Datenauswertung kein Grund, die teilweise strengeren Grenzwerte der 1.EVO durch die EU-Werte zu ersetzen, weil sie bei Anlagen nach dem Stand der Technik und richtigem Betrieb eingehalten werden können

b) Ammonium (Nitrifikation)

Für die Einhaltung der Forderung nach weitgehender Nitrifikation ist in der EU-Richtlinie keine Festlegung enthalten. Da die Nitrifikationsgeschwindigkeit besonders stark von der Temperatur abhängig ist, ist es sinnvoll die Einhaltung von Ammonium-Ablaufgrenzwerten an eine Temperaturbegrenzung zu binden. Damit wird zumindest eine eindeutige Bemessung möglich. In der folgenden Tabelle 3 sind die Temperaturverhältnisse bei den 4 untersuchten Kläranlagen aufgeführt.

| | | Temperatur | | |
|---------------------|------|-------------------|-----------|---------|
| | | < 8 °C | 8 - 12 °C | > 12 °C |
| KA Radfeld | 1993 | <1 % | 40 % | 60 % |
| KA Bad Ischl | 1994 | 27 % | 28 % | 45 % |
| KA Wulkaprodersdorf | 1993 | 10 % ¹ | 30 % | 60 % |
| KA Mödling | 1993 | 0 % | 28 % | 72 % |

Tabelle 3: Zeitdauer der Temperaturbereiche pro Jahr.

Es zeigt sich, daß bei allen Anlagen der Temperaturbereich 8 - 12°C von relativ langer Dauer ist. Insbesondere im Frühjahr dauert es bei den untersuchten Anlagen bis Mitte April/Anfang Mai, bis die Temperatur von 12°C überschritten und damit der Grenzwert der 1.EVO für Ammonium erst dann wirksam wird.

Die Häufigkeitsverteilung der Ammoniumablaufwerte aller 4 Anlagen sind in den folgenden Abbildungen dargestellt:

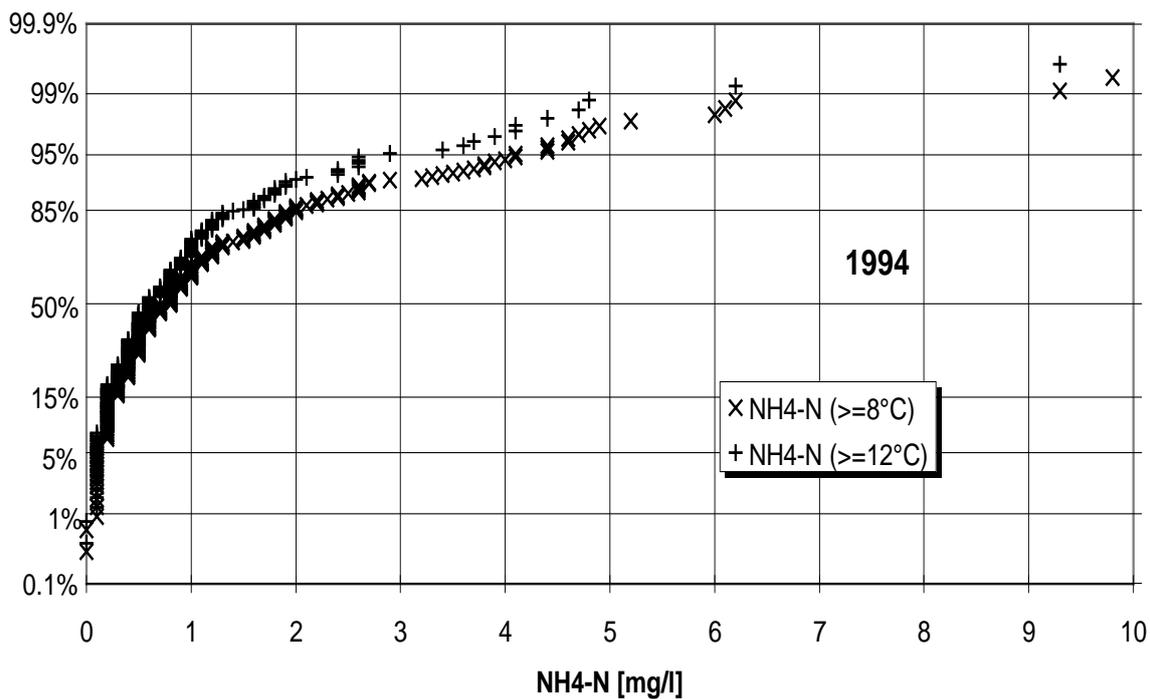


Abbildung 1: Summenhäufigkeit NH₄-N der KA Radfeld (Schlammalter 16,5 d)

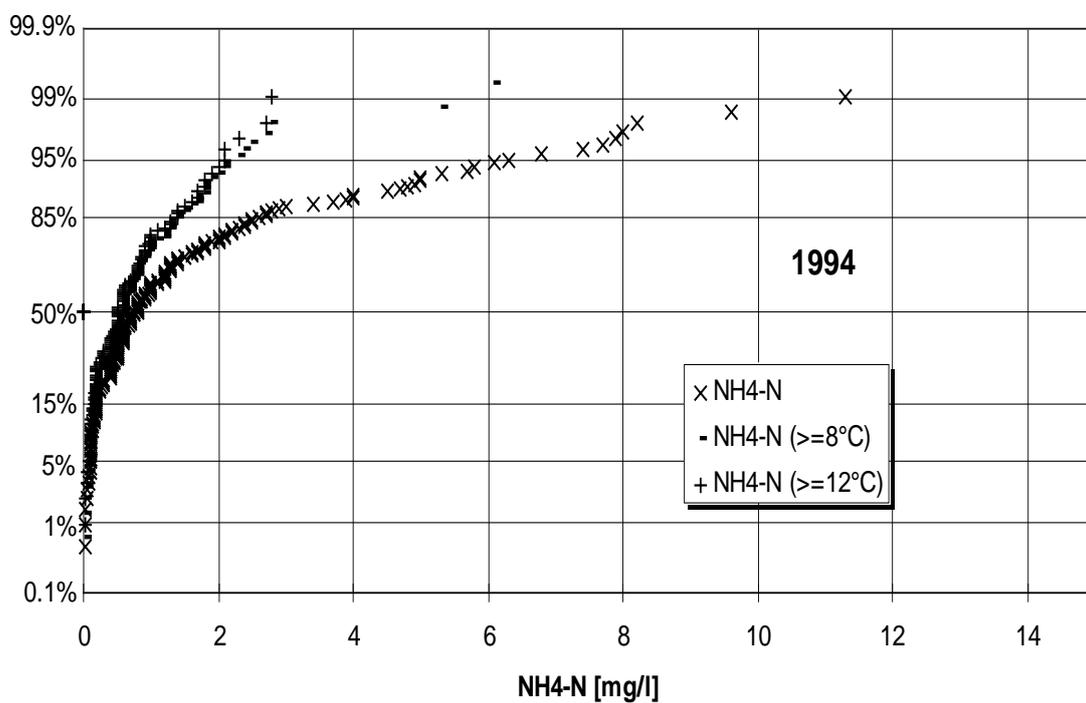


Abbildung 2: Summenhäufigkeit NH₄-N der KA Bad Ischl (Schlammalter 15 d)

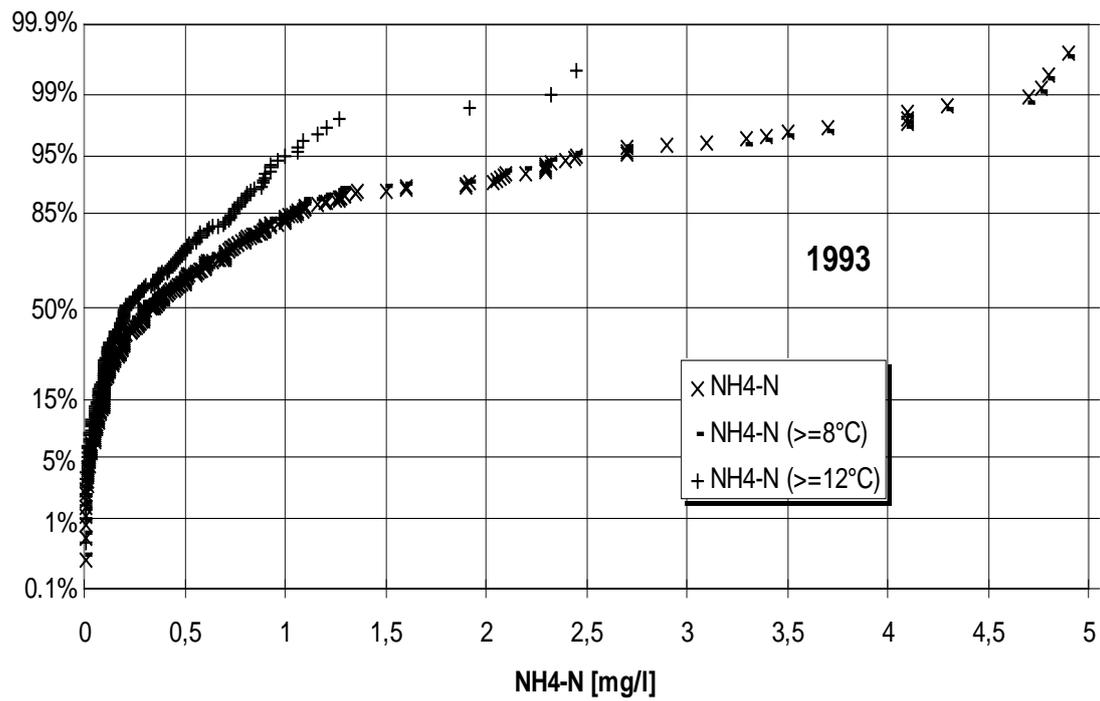


Abbildung 3: Summenhäufigkeit NH₄-N der KA Wulkaprodersdorf (Schlammalter 14 d)

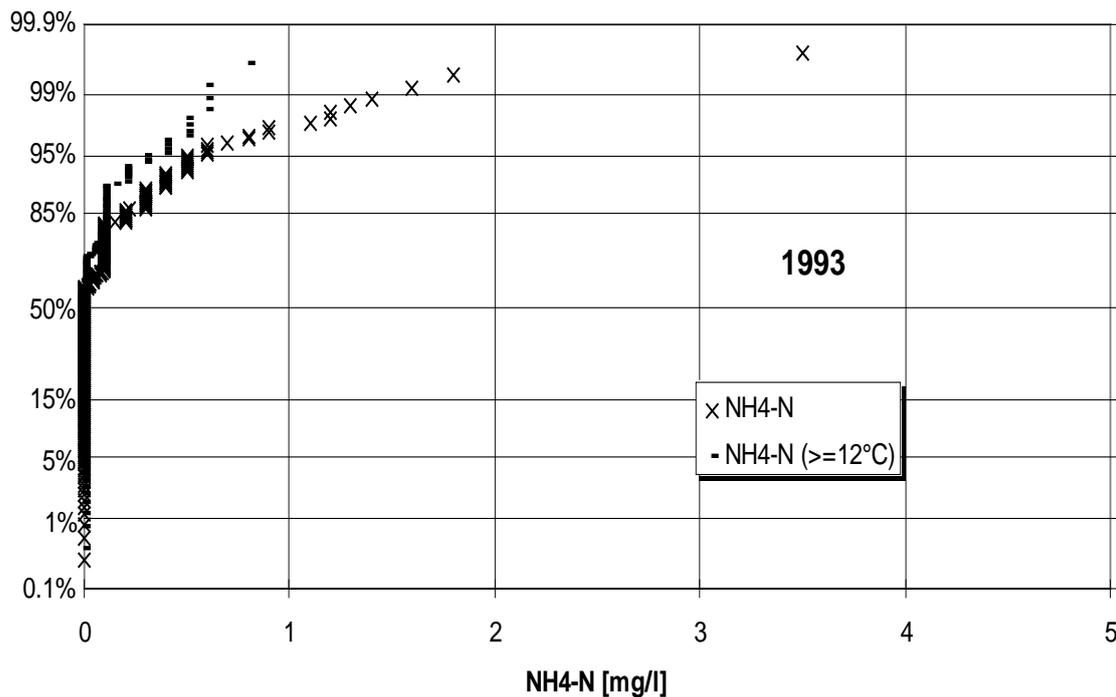


Abbildung 4: Summenhäufigkeit NH₄-N der KA Mödling (Schlammalter ca. 35 d)

Die Abbildungen zeigen, daß der Ammoniumgrenzwert von allen 4 Anlagen entsprechend der 1. EVO (> 12°C) eingehalten wurde (inklusive der 4 von 5 Regel). Bei Temperaturen ab 8°C konnte immer noch der Grenzwert von 5 mg/l mit einer Überschreitungshäufigkeit lt. EU-Richtlinie und der Maximalwert von 10 mg/l in allen 4 Anlagen eingehalten werden. In keiner der Anlagen (ts>15d) ist die Nitrifikation verloren gegangen, weil sie richtig geplant und betrieben wurden. Die Ergebnisse stehen im Einklang mit der theoretischen Überlegung, daß die Nitrifikation entweder fast vollständig oder sehr stabil bis nicht vorhanden ist. Dieses Ergebnis der Datenauswertung bekräftigt die Forderung, den Vorrang der Nitrifikation vor der Denitrifikation für den Gewässerschutz dadurch erkennbar zu machen, daß die Grenzwerte für Ammonium belassen werden aber ab 8°C gültig sein sollen, allerdings mit einer Überschreitungshäufigkeit nach EU-Tabelle.

Erstaunlich ist die Tatsache, daß der 95% Wert (aller Daten über 8°C) größer als 4,0 mg NH₄-N/l war. Damit ist eine akute Gefährdung der Gewässer durch Ammonium praktisch auszuschließen.

c) N-Entfernung (Denitrifikation)

Bei den beiden Anlagen mit Vorklärung (Radfeld, Wolfgangsee/Bad Ischl) konnte die 1.EVO weder bezüglich der 60% N-Entfernung zwischen 8 und 12°C noch bezüglich der 70% bei Temperaturen über 12°C eingehalten werden. Die Anzahl der Überschreitungen war beträchtlich. Als Jahresmittel konnten im ersten Falle 70,4% (183 Werte) und im zweiten Falle 65,3% (99 Werte) ermittelt werden. Bei Temperaturen $\geq 12^\circ\text{C}$ sind die Jahresmittelwerte bei 75% und 71,4%, also immer noch relativ knapp über dem Mindestwert der EU von 70%.

Die Kläranlage Wulkaprodersdorf wird hinsichtlich der aeroben Schlammstabilisierung optimiert und weist daher nur wenig N-Entfernung auf. Dies ist insofern von Bedeutung, als bei Anlagen, die nach optimaler N-Entfernung betrieben werden, das aerobe Schlammalter stark reduziert und damit die Schlammstabilisierung deutlich gehemmt wird. Mit der Kläranlage Mödling kann die Grenze der Stickstoffentfernung mit einstufigen Belebungsanlagen ohne Vorklärung und hohem Schlammalter gezeigt werden. Der Jahresmittelwert liegt bei 90% Entfernung. Es muß jedoch dabei berücksichtigt werden, daß die derzeitige Entsorgung des nur chemische stabilisierten Schlammes dieses Ergebnis begünstigt. Bei einer guten biologischen Stabilisierung des Schlammes müßte zufolge der N- Rückläufe aus der Schlammbehandlung mit einem Rückgang des N-Wirkungsgrades auf ca. 85% gerechnet werden. Die einzige Unterschreitung des 70% Wertes war die Folge eines "Betriebsfehlers" (zu späte Drosselung der Belüftung). Die Datenauswertung hat also gezeigt, daß man die Verfahrenswahl sehr einschränkt, wenn man mit den Anforderungen an die N-Entfernung über 70% im Jahresmittel anhebt und auch Temperaturen unter 12°C mit einbezieht. Solange der Beitrag der N-Entlastung der Meere durch Abwasserreinigung so gering ist, sollte man daher höhere Anforderungen an die N-Entfernung nicht forcieren.

d) Phosphor

Die Datenauswertung hat gezeigt, daß das Einhalten des Phosphatphosphors bei richtiger Fällmitteldosierung einhaltbar ist. Bei Gesamtphosphor ist zusätzlich auf einen schwebstoffarmen Ablauf zu achten. Der Wirkungsgrad für Phosphor in der 1.EVO ist bei den heutigen P-Konzentrationen im Zulauf kaum einhaltbar

bzw. würde sehr hohe Kosten für Fällmittel verursachen. Im Normalfall sollte daher die Einhaltung der P-Grenzwerte der 1.EVO mit einer Häufigkeit nach EU-Tabelle keine Probleme bereiten. Auf den Wirkungsgrad kann dann verzichtet werden.

Wenn die biologische P-Entfernung angestrebt wird, macht es Sinn, die Überschreitungsmöglichkeit von derzeit 50% auf 100% hinaufzusetzen, sodaß man mehr Spielraum für die Betriebsentscheidungen erhält, ohne das Ziel des Gewässerschutzes (Frachtreduktion) zu gefährden. So wird es möglich, in gewissen Fällen (Zeiträumen) gänzlich auf die Zugabe von Fällmitteln zu verzichten.

5 Vorschlag der TU-Wien zur Änderung der 1.EVO

Die folgenden Tabellen stellen den derzeitigen Bestand (1.EVO) der EU-Richtlinie 91/271 und den Vorschlag der TU gegenüber.

| | 1. EVO | EU-Richtlinie | TU-Vorschlag |
|---------------------------------------|---|--|--|
| BSB₅- Konzentration | | | |
| Grenzwert nach Größenklasse (EW) | >50 - 500: 25 mg/l 500-50.000: 20 mg/l >50.000: 15 mg/l | > 2.000:25 mg/l oder Wirkungsgrad | entsprechend 1. EVO |
| Überwachungsmodus | Tageswerte 4 von 5 Regel | Tageswerte Überschreitungs- häufigkeitstabelle | Tageswerte Überschreitungs- häufigkeitstabelle |
| Datengrundlage | Trockenwetter Bemessungswert | Starkregen ausgenommen | Max. Wassermenge- Bemessungswert |
| Max. zulässige Überschreitungshöhe | 50 % | 100 % | 100 % |
| BSB₅ - Wirkungsgrad | | | |
| Grenzwert | > 50 EW: 95 % | > 2.000 EW:70 - 90 % oder Konzentration | > 50 EW: 95 % |
| Überwachungsmodus | Tageswerte 4 von 5 Regel | Tageswerte Überschreitungs- häufigkeitstabelle | Jahresmittelwert |
| Datengrundlage | Trockenwetter Bemessungswert | Starkregen ausgenommen | Max. Wassermenge- Bemessungswert |
| CSB - Konzentration | | | |
| Grenzwert nach Größenklasse (EW) | > 50 - 500: 90 mg/l > 500: 75 mg/l | > 2.000: 125 mg/l | entsprechend 1. EVO |
| Überwachungsmodus | Tageswerte 4 von 5 Regel | Tageswerte Überschreitungs- häufigkeitstabelle | Tageswerte Überschreitungs- häufigkeitstabelle |
| Datengrundlage | Trockenwetter Bemessungswert | Starkregen ausgenommen | Max. Wassermenge- Bemessungswert |
| Max. zulässige Überschreitungshöhe | 50 % | 100 % | 100 % |
| CSB - Wirkungsgrad | | | |
| Grenzwert | > 50 EW: 85 % | > 2.000 EW: 75 % oder Konzentration | > 50 EW: 85 % |

| | 1. EVO | EU-Richtlinie | TU-Vorschlag |
|-------------------|---------------------------------|--|-------------------------------------|
| Überwachungsmodus | Tageswerte 4 von 5 Regel | Tageswerte Überschreitungs- häufigkeitstabelle | <i>Jahresmittelwert</i> |
| Datengrundlage | Trockenwetter Bemessungswert | Starkregen ausgenommen | Max. Wassermenge- Bemessungswert |

| | 1. EVO | EU-Richtlinie | TU-Vorschlag |
|--|---|--|--|
| Ammonium (NH₄-N) - Konzentration | | | |
| Grenzwert nach Größenklasse (EW) | > 50 - 500: 10 mg/l > 500: 5 mg/l gültig ab 12° C | keine Angaben | > 50 - 500: 10 mg/l > 500: 5 mg/l <i>gültig ab 8° C</i> |
| Überwachungsmodus | Tageswerte 4 von 5 Regel | | Tageswerte Überschreitungs- häufigkeitstabelle |
| Datengrundlage | Trockenwetter Bemessungswert | | Max. Wassermenge- Bemessungswert |
| Max. zulässige Überschreitungshöhe | 100 % | | > 12° C: 100 % 8 - 12° C: <i>keine Begrenzung aber Überschreitung zählt</i> |
| Stickstoffentfernung Mindestwirkungsgrad | | | |
| Grenzwert | > 5.000 EW: > 12° C: 70 % 8-12° C: 60 % | ≥ 10.000 EW: 70 - 80 % oder Konzentration | > 5.000 EW: > 12° C: 70 % |
| Überwachungsmodus | Tageswerte 4 von 5 Regel | Jahresmittelwert | <i>Jahresmittelwert</i> |
| Datengrundlage | Trockenwetter Bemessungswert | Starkregen ausgenommen | Max. Wassermenge- Bemessungswert |

| | 1. EVO | EU-Richtlinie (empf. Gebiete) | TU-Vorschlag |
|---|---------------|--|---------------------|
| ortho-Phosphat (o-PO₄-P), Ges.-Phosphor - Konzentrationen | | | |

| | 1. EVO | EU-Richtlinie (empf. Gebiete) | TU-Vorschlag |
|--|---|--|---|
| Grenzwert nach Größenklasse (EW) | 1.000 - 5.000: Ges.-P: 1,5 mg/l PO ₄ -P: 1,0 mg/l > 5.000: Ges.-P: 1,0 mg/l PO ₄ -P: 0,8 mg/l Seeneinzugsgebiet >30.000: Ges.-P: 0,3 mg/l PO ₄ -P: 0,2 mg/l | > 10.000: Ges.-P: 2,0 mg/l > 100.000 EW: Ges.-P: 1,5 mg/l | 1.000 - 5.000: Ges.-P: 1,5 mg/l > 5.000: Ges.-P: 1,0 mg/l Seeneinzugsgebiet >30.000: Ges.-P: 0,5 mg/l |
| Überwachungsmodus | Tageswerte 4 von 5 Regel | Jahresmittelwert | <i>Jahresmittelwert</i> |
| Datengrundlage | Trockenwetter Bemessungswert | Starkregen ausgenommen | Max. Wassermenge- Bemessungswert |
| Max. zulässige Überschreitungshöhe | 100 % | | 100 % für Einzelwerte |

| Phosphorentfernung - Mindestwirkungsgrad | | | |
|---|--|---|--|
| Grenzwert nach Größenklasse (EW) | > 1.000 EW: PO ₄ -P und Ges.-P: 85 % Seeneinzugsgebiet >30.000: 95 % | ≥ 10.000 EW: 80 % oder Konzentration | <i>Kein Wirkungsgrad nur Konzentration</i> |
| Überwachungsmodus | Tageswerte 4 von 5 Regel | Jahresmittelwert | |
| Max. zulässige Überschreitungshöhe | Trockenwetter Bemessungswert | Starkregen ausgenommen | |

Tabelle 5: Vergleich der derzeitigen 1. EVO, der EU-Richtlinie und der Vorschlag zur Anpassung der 1. EVO

6 Konsequenzen der vorgeschlagenen Änderung für Planung, Betrieb und Überwachung

6.1 Allgemeines

Das Ziel der vorgeschlagenen Änderungen war vorerst die Prüfung des Anpassungsbedarfs an die EU Gesetzgebung. Dabei stand eine Änderung des WRG nicht zur Debatte u.a. auch deshalb, weil die Begründung für den schärferen Vorsorgestandpunkt als jenen der EU aus fachlichen Überlegungen gerechtfertigt ist. Die Änderungsvorschläge orientieren sich an folgenden Grundsätzen:

- Beibehaltung der grundsätzlichen Strategie der 1. EVO hinsichtlich der Minimalanforderungen an die Reinigungsleistung
- Kritische Beleuchtung der Vorschriften in Hinblick auf ihre Einhaltung mit Anlagen, die der grundsätzlichen Zielvorstellung entsprechen; dies gilt insbesondere für die statistischen Anforderungen bezüglich der zulässigen Überschreitungen
- Offenhalten einer möglichst großen Vielfalt von Verfahrensvarianten für die Adaptierung bestehender Anlagen, aber auch für Neuplanungen.
- Minimierung der Kosten für Adaptierungen und Neubauten von Kläranlagen ohne Aufgabe des hohen Standards des Vorsorgeprinzips in der 1.EVO
- Vermeidung von teuren Sondermaßnahmen zur Abwasserreinigung wie Sandfiltration, Einsatz von Methanol zur Denitrifikation etc., die dem Gewässerschutz kaum nützen aber hohe Kosten verursachen.

6.2 Planung

Nach wie vor gehen die Überlegungen des Änderungsvorschlages in erster Linie von der einstufigen Belebungsanlage aus. Für dieses Verfahren gilt das Arbeitsblatt A131 der ATV, und es kann auch das dynamische Simulationsmodell Nr.1 bzw. Nr.2 der IAWQ angewendet werden. Für alle

anderen Verfahren gibt es keine geschlossenen Modelle gleicher Qualität, sondern es müssen die Modelle der einstufigen Anlagen entsprechend angepaßt werden bzw. solche aus der Literatur entnommen werden (z.B. STROHMAIER 1995).

Ein wesentliches Ziel des Änderungsvorschlages ist es, die Volumina der Belebungsbecken möglichst ganzjährig optimal für die Abwasserreinigung zu nutzen. Dies ist nur möglich, wenn die Größe der aeroben, anoxischen und allenfalls anaeroben Beckenvolumina in weiten Grenzen veränderbar sind:

- Das belüftbare Belebungsbeckenvolumen muß so groß gemacht werden können, daß bei 8°C noch gesichert nitrifiziert werden kann (wenn so niedrige Temperaturen überhaupt auftreten).
- Auch wenn für diesen Fall keine Anforderungen an die Denitrifikation mehr bestehen, ist es sinnvoll ein fixes anoxisches (anaerobes) Beckenvolumen in der Größe von etwa 15% des Gesamtvolumens vorzuschalten. Bei niedrigen Temperaturen wird es als vorgeschaltetes Denitrifikationsbecken verwendet und nützt den leicht abbaubaren Anteil der org. Verunreinigung optimal zur N-Entfernung und zur Reduktion der Sauerstoffverbrauchsspitzen. Bei höheren Temperaturen kann dieses Becken als Anaerobbecken für die biologische P-Entfernung genutzt werden. - Das restliche Belebungsbecken muß so ausgebildet und ausgerüstet werden, daß das aerobe Volumen bis auf mind.ca 50% verkleinert werden kann (simultane oder intermittierende Nitrifikation-Denitrifikation, Kaskadendenitrifikation).
- Die Einrichtungen zur O₂-Zufuhr müssen so geplant werden, daß bei verschiedenen Temperaturen, Belastungszuständen, und Betriebsweisen (z.B. auch Revisionszuständen) das jeweils erforderliche aerobe Beckenvolumen für die "vollständige" Nitrifikation ausreichend mit Sauerstoff versorgt werden kann (SVARDAL 1993).
- Außer bei Anlagen für die gleichzeitige aerobe Schlammstabilisierung wird die Steuerung der Sauerstoffzufuhr so optimiert, daß gerade soviel Sauerstoff zugeführt wird, daß die Ammoniumkonzentration deutlich unter 5 mg/l liegt (meist \leq 1mg/l). Der Sauerstoffgehalt in aeroben Beckenteilen

wird nach oben generell mit 2 mg/l begrenzt um Energieverschwendung hintanzuhalten.

- Bei einstufigen Belebungsanlagen können im Normalfall (keine besonderen Belastungsschwankungen über den Tag und über das Jahr) mit einem Gesamtschlammalter von 12 - 15 Tagen die Auflagen des Vorschlages der TU eingehalten werden.
- Belastungszustände bei Mischwasserbelastung (vor allem zu Regenbeginn) führen zu keiner nennenswerten Veränderung des Schlammalters, wohl aber können O₂-Verbrauchsspitzen (mit Temperatureinbrüchen) auftreten, für die Vorsorge zu treffen ist. Die Mitberücksichtigung der Mischwasserereignisse für die Stickstoffentfernung stellt in der Regel eine Erleichterung dar, weil an den Tagen mit Regenwetterabfluß meist hohe N-Entfernungsraten erreicht werden, während an den folgenden Trockenwettertagen häufig nur mäßige Wirkungsgrade auftreten. Hier hat das Kanalnetz (Länge, Gefälle, etc.) einen großen Einfluß.
- Es ist empfehlenswert für verschiedene Belastungszustände die Massenbilanzen und Stoffflüsse für CSB und N darzustellen.
- Für Anlagen mit etwa gleichmäßiger Belastung übers Jahr reicht es für eine Abschätzung des erforderlichen Belebungsbeckenvolumens meist aus, den Nachweis einer 70% igen N-Entfernung bei 12°C zu führen. Mit genaueren Nachweisen für die Kapazität der N-Entfernung übers Jahr lassen sich noch Beckenvolumina „einsparen“. Dies kann vor allem beim Nachrechnen der Kapazität bestehender Anlagen sinnvoll sein. Ansonsten sollte man sich bewußt sein, daß erstens das Einsparungspotential gering ist, weil es sich lediglich um zusätzliches Bauvolumen handelt (1000-2000 S/m³) und zweitens der Spielraum der sonstigen Annahmen im Bemessungsverfahren deutlich größer ist als jener durch „scharfes“ Rechnen (KROISS 1995). Je knapper das Volumen wird, desto präziser müssen die Bemessungsannahmen und die Betriebssteuerungsmöglichkeiten sein.

In der folgenden Abbildung ist als Beispiel das Schema einer einstufigen Belebungsanlage dargestellt, die den Vorstellungen hinter dem Änderungsvorschlag für die 1.EVO entspricht:

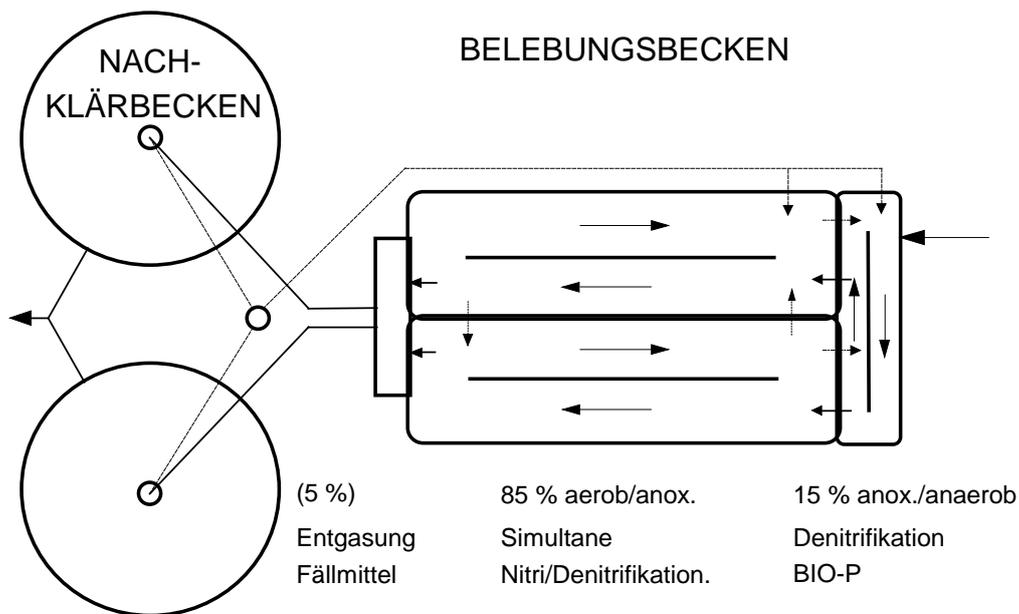


Abbildung 5: Beispiel für das Schema einer einstufigen Belebungsanlage, die den Anforderungen des Änderungsvorschlages entspricht.

6.3 Betrieb

Für den Betrieb ergeben sich aus dem Änderungsvorschlag sehr einfache Optimierungsziele:

- Oberste Priorität hat die weitgehende Nitrifikation. Sie muß vorausschauend bezüglich des Schlammalters und aktuell bezüglich der O₂-Zufuhr gesichert werden. Mit der regelmäßig häufigen Messung des Ammoniumgehaltes im Belebungsbecken (bei Großanlagen auch kontinuierlich) kann der richtige Betrieb einfach überprüft werden.

- Volumen, das nicht für die Nitrifikation benötigt wird, soll für die Denitrifikation genutzt werden. Dies führt allerdings zu Einbußen bei der Schlammstabilisierung (NOWAK, 1996)
- Die biologische P-Entfernung vermindert die Möglichkeiten der Denitrifikation, weil im Anaerobbecken das gelöste leicht abbaubare Substrat gespeichert wird und zumindest teilweise nicht mehr für die Denitrifikation zur Verfügung steht. Bei Anlagen mit Vorklärung kann dies das Erreichen der geforderten N-Entfernung erschweren. Es ist daher ratsam die biol. P-Entfernung nur dann zu optimieren, wenn eine ausreichende N-Entfernung gesichert ist (wärmere Jahreszeit).
- In Gegensatz zu den biologischen Vorgängen ist die chemische Fällung des Phosphors sofort wirksam und kann über die Fällmitteldosierung jederzeit den Anforderungen entsprechend angepaßt werden. Bei biologischer P-Elimination sollte die Fällmitteldosierung in den Ablauf des Belebungsbeckens erfolgen. Der Einfluß der P-Fällung auf das Schlammalter kann heute meist als gering angenommen werden, weil der höhere Schlammanfall gering ist und häufig mit etwas besseren Schlammabsetzeigenschaften einhergeht. Damit kann der Schlammgehalt im Belebungsbecken erhöht werden.
- Durch die Anhebung der Überschreitungsmöglichkeit auf 100% des Grenzwertes für alle Parameter wird den zum Teil vom Klärwärterpersonal nicht beeinflussbaren Störungen aus dem Kanalnetz sowie unvorhersehbaren technischen Gebrechen und Fehlern besser Rechnung getragen als bisher ohne nennenswerte Einbußen beim Gewässerschutz befürchten zu müssen. Dies erscheint gerade im Hinblick auf die Indirekteinleiter von großer Bedeutung.

6.4 Überwachung

Bei der Überwachung unterscheidet die 1.EVO zwischen Eigen- und Fremdüberwachung, wobei jedoch beide maßgebend für die Einhaltung der Vorschriften sind. Die EU-Richtlinie regelt nur die Mindesthäufigkeit der Überwachung, differenziert aber nicht nach Eigen- und Fremdüberwachung. Für den Gewässerschutz ist die Eigenüberwachung viel wichtiger als die vergleichsweise seltene und teure Fremdüberwachung. Gerade bei nitrifizierenden und denitrifizierenden Anlagen ist die aktuelle $\text{NH}_4\text{-(NO}_3\text{)-N}$

Konzentration im Belebungsbecken von großer Bedeutung für die Betriebsentscheidungen. Der Schwerpunkt der Fremdüberwachung muß in der Überwachung der Eigenüberwachung gesehen werden. Systematische Fehlmessungen bei der Eigenüberwachung können durch regelmäßige Parallelanalytik (Fremdüberwachung) eliminiert werden. Daneben hat die Fremdüberwachung natürlich auch den Zweck Fahrlässigkeit oder Betrug durch das Betriebspersonal zu unterbinden. Letztlich muß alles unternommen werden um die Verantwortlichkeit möglichst beim Betriebspersonal der Kläranlagen zu verankern und dazu ist ein Vertrauensgrundsatz erforderlich.

Im Gegensatz zu den EU-Anforderungen wäre es in Österreich denkbar, mittelfristig die Eigenüberwachung nur bei den Nährstoffparametern im Ablauf entsprechend dem Regelblatt 13 des ÖWAV festzulegen, für die Kohlenstoffparameter jedoch nur die Fremdüberwachung heranzuziehen. Dafür sollte regelmäßig die Sichttiefe im Nachklärbecken und/oder die absetzbaren Stoffe gemessen werden. Zufolge der Anforderungen an die Entfernungsgrade ist eine regelmäßige Bestimmung der Zulaufparameter erforderlich, was für den Betreiber auch wichtige Informationen liefert.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß mit den vorgeschlagenen Änderungen eine Harmonisierung zwischen den strengen Anforderungen an einen vorsorgenden Gewässerschutz und der Technik der Abwasserreinigung versucht wurde. Auf diese Weise werden eine Reihe von Kläranlagen durch Optimierung des Betriebes mit vergleichsweise geringem Aufwand in die Lage versetzt, den Stand der Technik zu erreichen. Bei der Adaptierung bestehender Anlagen mit nicht ausreichender Reinigungsleistung bleibt eine große Palette verschiedener Verfahrenskombinationen möglich, sodaß die vorhandene Bausubstanz meist weiter verwendet werden kann (KROISS 1992). Der Phantasie und dem Erfindungsgeist der Ingenieure sind große Spielräume offen um die begrenzten Mittel optimal für den Gewässerschutz einzusetzen.

Die Umsetzung der 1.EVO stellt nur das letzte Glied in einer Reihe großer Investitionen in die Infrastruktur der Abwasserableitung und Reinigung dar. Weit über 90% dieser Kosten sind nicht vom Volumen des Belebungsbeckens abhängig. Man kann durch aufwendige Rechenarbeit und kühne Annahmen dieses Volumen zweifellos verringern ohne damit die Kosten der Abwasserentsorgung wesentlich zu senken. Wenn man alle Sicherheitsüberlegungen aus einem Bemessungsverfahren eliminiert, muß man

sie am Schluß wiederum gezielt einführen, wofür wenig Erfahrung vorliegt. Besondere Sorgfalt muß darauf verwendet werden, die Bemessungsgrundlagen möglichst genau zu ermitteln und zuerst alle Möglichkeiten der Optimierung des Betriebes zu nützen, bevor große Um- bzw. Neubauten in Angriff genommen werden. Besonders gilt dies für die Berücksichtigung der Indirekteinleiter. Für diese wird nur ganz selten eine einfache Umrechnung der Belastung in EGW ausreichen, weil Abwasseranfall und Zusammensetzung deutlich vom häuslichen Abwasser abweichen.

7 Literatur:

- BERICHT Anpassung der 1.EVO für kommunales Abwasser an die EG-Richtlinie für die Behandlung von kommunalem Abwasser, (1995) erstattet von H.KROISS, R.VIERTEL, K.DEUTSCH, K.SVARDAL, A.FRANZ im Auftrage des Bm.f.L.u.F., Wien, im Okt 1995.
- DEUTSCH K., FLECKSEDER H. (1995): Emissionsgrenzwerte und ihre Bedeutung für den Gewässerschutz. Wiener Mitt. Bd. 125. Hsg. H.Kroiß, TU-Wien, ISBN 3-85234-015-2
- KROISS H. (1992): Anpassung von Kläranlagen an den Stand der Technik. ÖWAV Fortbildungskurs 1992. Wiener Mitteilungen Bd.100.
- KROISS H. (1995) (Hsg.): Abwasserreinigungskonzepte, Internationaler Erfahrungsaustausch über neue Entwicklungen. Wr.Mitt.Bd. 117, TU-Wien, ISBN 3-85234-003-9
- KROISS H. (1995): Wirklichkeitsnahe Bemessung von kommunalen Kläranlagen. Wiener Mitt. Bd. 125, TU-Wien, ISBN 3-85234-015-2
- NOWAK O. (1995) Nährstoff- und Schwermetallfrachten in Klärschlamm. Wr. Mitt.Bd. 125, TU-Wien, ISBN 3-85234-015-2
- STROHMAIER (1995): ÖWAV-Fortbildungskurs 1994, Wr.Mitteilungen Bd. 117, TU-Wien
- SVARDAL (1993): Meß-, Regel- und Steuerungsstrategien in Bemessung und Betrieb von Kläranlagen zur N-Entfernung, Wr. Mitt. Bd. 110. ISBN 3-85234-006-3
- SVARDAL K. (1995): Die Sicherheit des Einhaltens von Grenzwerten im praktischen Betrieb, Wr.Mitt.Bd 125, TU-Wien, ISBN 3-85234-015-2
- VIERTL R. (1995): Statistische Arbeiten im Rahmen des Gutachtens über die Anpassung der 1. Emissionsverordnung an die EG-Richtlinie, Bericht Anpassung der 1.EVO für kommunales Abwasser an die EG-Richtlinie für die Behandlung von kommunalem Abwasser, (1995)

o.Prof. Dipl.Ing. Dr. Helmut Kroiß
Dipl.Ing Dr. Karl Svardal
Mag. Dr. Karin Deutsch
Inst.für Wassergüte und Abfallwirtschaft
TU-Wien

Karlsplatz 13/226/1
A-1040 Wien

Das Problem der Indirekteinleiter aus wasserrechtlicher Sicht

J. Hahn

Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung III/1 Wasserrecht

1 Einleitung

Die Wasserrechtsgesetz-Novelle 1990 hat am Abwassersektor zahlreiche Neuerungen gebracht. Gesetzlich verankert wurden 2 Prinzipien zur Gewässerreinigung, nämlich das Vorsorgeprinzip und das Immissionsprinzip.

Was bedeutet nun das Vorsorgeprinzip ?

Unabhängig von der Vorflutsituation wird die generelle Forderung aufgestellt, daß eine Minimierung der Gewässerbelastung stattfinden muß.

Anhand der Indirekteinleiter soll nun überprüft werden, wie der Gesetzgeber dem Vorsorgeprinzip Rechnung getragen hat; welche Auswirkungen dies auf die Projektierung und die Praxis der Wasserrechtsbehörden hat und welche allfälligen Zukunftsperspektiven es gibt. Gleichzeitig soll der folgende Beitrag auch die aktuelle Diskussion zum Problemkreis Indirekteinleiter aus der Sicht der Praxis wiedergeben.

Die Regelungen des Wasserrechtsgesetzes für Indirekteinleitungen sind verhältnismäßig neu. Sie bestehen aus einem schwer überschaubaren Geflecht von bundesrechtlichen und landesrechtlichen Gesetzen, Verordnungen sowie Verwaltungsvorschriften.

2 Rechtsgrundlagen

Dreh- und Angelpunkt für die Umsetzung der gesetzlichen Anforderungen für Indirekteinleitungen ist § 32 Abs. 4 WRG 1959. Diese Vorschrift sagt uns folgendes:

„Wer Einbringungen in eine bewilligte Kanalisation vornimmt (Indirekteinleiter), bedarf bei Zustimmung des Kanalisationsunternehmens dann keiner wasserrechtlichen Bewilligung, wenn auf die einzuleitenden Abwässer und Stoffe bei der Bewilligung in die Kanalisationanlage Bedacht genommen wurde und eine Beeinträchtigung der Wirksamkeit der Reinigungsanlage, bauliche Schäden oder Beeinträchtigung der Funktionsfähigkeit der Kanalisationsanlagen oder zusätzliche Gefahren für das Wartungs- und Betriebspersonal nicht zu besorgen sind. Das Kanalisationsunternehmen bleibt dafür verantwortlich, daß eine wasserrechtliche Bewilligung zur Einbringung in den Vorfluter weder überschritten noch die Wirksamkeit vorhandener Reinigungsanlagen beeinträchtigt wird. Der Landeshauptmann kann durch Verordnung für bestimmte Stoffe Grenzwerte festlegen, bei deren Einhaltung eine Bewilligung für Indirekteinleiter nicht erforderlich ist, sofern anlässlich der Bewilligung der Kanalisationsanlage nicht andere Regelungen getroffen wurden. Hinsichtlich der bei der Überwachung zu beachtenden Verfahren und Methoden, Referenzanalyseverfahren sowie sonstiger für die Aussagekraft von Überwachungsergebnissen maßgeblichen Gesichtspunkte gelten die vom Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft gemäß § 33b Abs. 5 leg.cit. verordneten Regelungen.“

Daneben ist von grundsätzlicher Bedeutung für Indirekteinleiter der Stand der Technik (§ 12a WRG 1959).

Diese Vorschrift gibt uns in konzentrierter Form Auskunft

- welche einschlägigen wissenschaftlichen Erkenntnisse,
- welche fortschrittlichen technologischen Verfahren, Einrichtungen, Bau- und Betriebsweisen und deren Funktionstüchtigkeit erprobt und erwiesen sind und welche vergleichbaren Verfahren, Einrichtungen, etc. heranzuziehen sind.

Als weiteres Umsetzungskriterium für die Indirekteinleiter ist der § 33b Abs. 3 WRG 1959 anzuführen.

Der Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft hat durch Verordnung unter Bedachtnahme auf die wasserwirtschaftlichen Verhältnisse, auf den Stand der Abwasserreinigungstechnik sowie unter Bedachtnahme auf die Möglichkeit zur Verringerung des Abwasseranfalles Emissionswerte in Form von Grenz- oder Mittelwerten für Konzentrationen oder spezifischen Frachten festzulegen. Dabei sind für die Einleitung gefährlicher Abwasserinhaltsstoffe Fristen zu bestimmen, die bei der Bewilligung nach Abs. 2 nicht überschritten werden dürfen. Die Emissionswerte für bestehende und neu zu bewilligende Anlagen sind, soweit es nach dem Stand der Vermeidungstechnik erforderlich sind, getrennt festzulegen.

Konsequent ist die Unterscheidung zwischen Direkteinleiter und Indirekteinleiter in der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung mit den branchenspezifischen Verordnungen durchgezogen. Neben der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung sind derzeit ca. 30 branchenspezifischen Emissionsverordnungen kundgemacht. Die letzten Verordnungen stammen vom 29. Dezember 1995 (BGBl.Nr. 886-894/1995) und betreffen:

- AEV Verbrennungsgas
- AEV Laboratorien
- AEV Glasindustrie
- AEV Nichteisen-Metallindustrie
- AEV Kartoffelverarbeitung
- AEV Tierkörperverwertung
- AEV Wasseraufbereitung
- AEV Hautleim
- AEV Futtermittelherstellung

In allen diesen Verordnungen wird bei den Emissionsbegrenzungen, insbesondere bei der Festlegung der Parameter unterschieden, ob eine Einleitung in ein Fließgewässer oder in eine öffentliche Kanalisation erfolgt. Gleichzeitig wird der jeweilige Stand der Technik (Reinigungstechnik) dokumentiert. Dieser wird jedoch nicht über das Verfahren der Abwasserreinigung definiert, sondern durch die Vorgabe einer Reinigungsleistung.

Weitere Hinweise über generelle Anforderungen an Abwasserbehandlungsanlagen und über den allgemeinen Stand der Rückhalte- und Reinigungstechnik auch für Indirekteinleiter finden wir im § 3 Abs. 9 - 12 der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung.

- Die Schwerpunkte sind:
- Rückhaltung gefährlicher Inhaltsstoffe
- Befristung der Einbringung gefährlicher Inhaltsstoffe
- Keine Behinderung der geordneten Klärschlamm Entsorgung
- Vermeidung der stoßweisen Einleitung (Störfallvorsorge)
- Regelungen über repräsentative Probenahmen

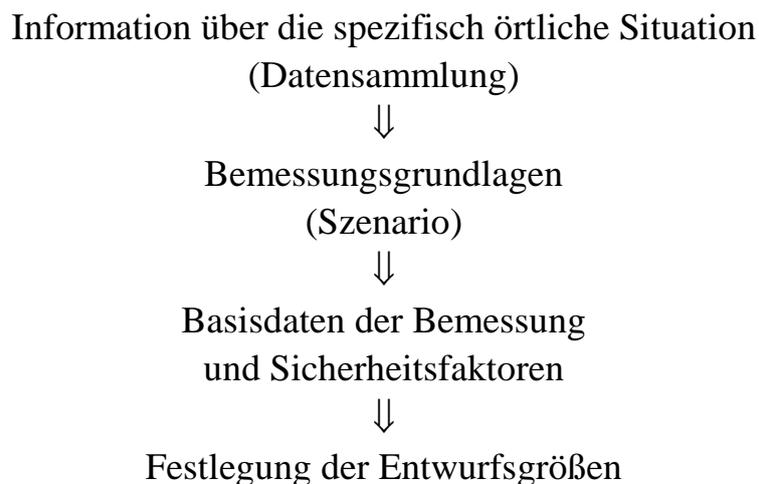
3 Projektierung von Abwasserreinigungsanlagen mit Indirekteinleitern

Der projektierende Techniker hat sich bei der Errichtung einer kommunalen, biologischen Reinigungsanlage mit Indirekteinleitern von folgenden Kriterien leiten zu lassen:

- Gewässerreinigung (Einhaltung der Grenzwerte, Wirkungsgrad der Entfernung)

- Einhaltung der gesetzlichen Anforderungen
- Wirtschaftlich günstigste Lösung

Kroiß hat den Bemessungsvorgang für ein biologisches Abwasserreinigungsverfahren wie folgt dargestellt (verkürzte Fassung):



Dieselbe Vorgangsweise ist bei einem Indirekteinleiter denkbar. Zu den erhobenen Bemessungsdaten ist dann ein Projekt im Sinne des § 103 WRG 1959 auszuarbeiten. Die Unterlagen haben u.a. insbesondere zu enthalten:

- Angaben über Art und Umfang des Vorhabens (inkl. Mengenangaben)
- Vor- und Nachteile
- Zeichnungen und Pläne
- Angaben über die Störfallvorsorge

Bei Bewilligung einer kommunalen biologischen Reinigungsanlage in NÖ wird folgende Auflage für Indirekteinleiter in den Bescheid aufgenommen:

Der Anschluß von gewerblichen und industriellen Betrieben an die Kanalisation ist vor definitiven Schritten betreffend den Anschluß des jeweiligen Betriebes

der Wasserrechtsbehörde anzuzeigen. Das gilt auch für die Erweiterung bestehender Betriebe, sofern das im bewilligten Projekt vorgesehene Ausmaß des Abwasseranfalles maßgeblich überschritten wird.

In der Regel beziehen sich die Auflagen in wasserrechtlichen Bewilligungsbescheiden bei Indirekteinleiter auf folgende Punkte:

- Bestellung eines Abwasserbeauftragten und eines Wartungsorganes
- Vorschreibung einer Betriebsvorschrift und eines Betriebsbuches
- Maßnahmen gegen Geruchsbelästigungen und Störfallvorsorge
- Festlegung des Untersuchungsumfanges über die Funktionstüchtigkeit der Anlage

Als Eingriffsinstrumentarien stehen vor allem die Bestimmungen der §§ 21a und 138 WRG 1959 zur Verfügung.

Wo liegt nun die Problematik des § 32 Abs. 4 WRG 1959 ?

Einige Bundesländer haben gemeinsam einen Verordnungsentwurf für Tankstellen, Fahrzeugreparatur- und Waschbetriebe mit dem Ziel ausgearbeitet, daß diese Anlagen bei Einhaltung bestimmter Stoff-Grenzwerte nicht einer wasserrechtlichen Bewilligungspflicht unterliegen.

Die im Verordnungskonzept vorgesehenen Regelungen haben weder für die Behörden, noch für die Betroffenen den Aufwand wesentlich reduziert. Ursache dafür war zunächst die Verpflichtung umfangreiche Unterlagen zu erstellen und zur Einsichtnahme für die Behörden und das Kanalisationsunternehmen bereitzuhalten, sowie die Eigenüberwachung durchzuführen. Zusätzlich muß die Behörde wie bei einem Bewilligungsverfahren die Einhaltung der Verpflichtung überprüfen. Kritisiert wurde ferner, daß das Anzeigeverfahren keine gesetzliche Deckung findet, weil im § 32 Abs. 4 leg.cit. nur von der Bewilligungsfreiheit bei Einhaltung der in der Abwasseremissionsverordnung festgelegten Grenzwerte die Rede ist.

Über Antrag des Verwaltungsgerichtshofes ist beim Verfassungsgerichtshof derzeit ein Gesetzesprüfungsverfahren hinsichtlich § 32 Abs. 4 leg.cit. sowohl

in der geltenden Fassung als auch in der Fassung vor der WRG-Novelle 1990 anhängig.

Dazu hat das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (Oberste Wasserrechtsbehörde) unter anderem nachstehendes mitgeteilt:

Die Bewilligungspflicht für Indirekteinleiter wurde mit der WRG- Novelle 1959 eingeführt, wobei der Anschluß mit Zustimmung des Kanalisationseigentümers in der Regel keiner wasserrechtlichen Bewilligung bedurfte. Im Motivenbericht heißt es dazu:

„Kanalisationsanlagen und die Einleitung der darin gesammelten Abwässer und Abfallstoffe in das Vorflutgewässer bedurften schon nach den Landeswasserrechtsgesetzen einer wasserrechtlichen Bewilligung. Hingegen hängen die einzelnen Einbringungen in die Kanalisation von der Zustimmung des Kanaleigentümers (meist die Gemeinde) ab und unterliegen den für öffentliche Kanalisationen bestehenden landesgesetzlichen Vorschriften und gemeindlichen Regelungen. Dies hat in manchen Fällen dazu geführt, daß Gemeinden im Laufe der Zeit durch Aufnahme größerer Abwassermengen die ihnen zustehende Bewilligung sowohl mengen- als auch gütemäßig überschritten haben. Auch jetzt wird daran festgehalten, daß die Einleitung in eine Gemeindekanalisation vor allem nach bau- und gemeinderechtlichen Vorschriften zu betrachten ist, die Gemeinde damit aber auch die alleinige Verantwortung für die Einleitung der gesammelten Abwässer in den Vorfluter trifft. Damit erscheint die Gemeinde grundsätzlich befugt, Einbringungen, die sie nicht mehr verantworten könnte oder die vorhandene Reinigungsanlagen beeinträchtigen würden, nur unter entsprechenden Bedingungen zu gestatten oder - gegebenenfalls - überhaupt zu verweigern.“

Es ging somit um das Problem, daß der landesgesetzlich normierte Anschlußzwang Gemeinden zur Übernahme von Abwässern verhielt, durch die ihre Abwasserreinigungsanlagen überfordert und damit die Vorflutgewässer geschädigt wurden. Nun darf ein solches Landesgesetz die Einbringung in den Vorfluter einschließlich der Bedingungen und Auflagen sowie die Genehmigung des Kanalnetzes vom wasserrechtlichen Gesichtspunkt aus nicht regeln; dies wäre ein Eingriff in die nach Art. 10 Abs. 1 Z 10 B-VG dem Bunde vorbehaltene Wasserrechtskompetenz (vgl. Hartig-Grabmayr, Das österreichische Wasserrecht, ÖSD Wien 1961, Anm. 19 zu § 32).

Die mit der WRG-Novelle 1959 eingeführte Bewilligungspflicht knüpfte daher auch zutreffend am Ziel der Reinhaltung des Vorfluters an, da eine durch problematische Indirekteinleitung bewirkte Beeinträchtigung der Reinigungswirkung der kommunalen Kläranlage notwendigerweise zu einer Verunreinigung des Vorfluters führt (auf den sachlich ähnlich gelagerten Fall der Mitbenutzung gemäß § 19 WRG wird verwiesen). Mit dieser Regelung sollten daher z.B. Vorreinigungsanlagen bei Indirekteinleitern im Interesse des Gewässerschutzes durchgesetzt werden.

Demgemäß hat der Verwaltungsgerichtshof im Erkenntnis vom 17.5.1990, 90/07/0005, festgehalten,

- daß ein Regelfall im Sinne des § 32 Abs. 4 dann anzunehmen ist, wenn die wasserrechtliche Bewilligung des Kanalisationsunternehmens zur Einbringung in den Vorfluter weder überschritten noch die Wirksamkeit vorhandener Reinigungsanlagen beeinträchtigt wird,
- daß auch im Rahmen des § 32 Abs. 4 nur eine Bewilligung zur Einleitung der Abwässer in den Vorfluter in Betracht kommt, weil es sich bei der Kanalisation nicht um ein Gewässer im Sinne des § 32 Abs. 1 WRG handelt.

Daß die Kriterien der Bewilligungspflicht nach § 32 Abs. 4 WRG hinreichend determiniert waren, ergibt sich daraus, daß das Vorliegen oder Nichtvorliegen der Zustimmung des Kanalisationsunternehmens zweifelsfrei erkennbar ist, und ein Vergleich von Art und Menge der der Kanalisation zu übergebenden Abwässer mit dem im Wasserbuch öffentlich zugänglichen Konsens der Kanalisation ebenso leicht erkennen läßt, ob dieser durch die Einleitung eingehalten oder verletzt würde.

Auch sind in den mehr als 30 Jahren der Handhabung dieser Bestimmung - auch durch den Verwaltungsgerichtshof - diesbezüglich keine besonderen Abgrenzungsprobleme aufgetaucht.

In Fortsetzung des oben geschilderten Gewässerschutzgedankens wurde durch die WRG-Novelle 1990 unter Berücksichtigung der Rechtsprechung des Verwaltungsgerichtshofes § 32 Abs. 4 dahin präzisiert, daß bei Zustimmung des

Kanalisationsunternehmens eine Bewilligung für die Indirekteinleitung nicht erforderlich ist, wenn

- bei der Bewilligung der Kanalisationsanlage auf die einzuleitenden Abwässer und Stoffe Bedacht genommen wurde (erkennbar aus den im Wasserbuch erliegenden Konsensunterlagen der Kanalisation) und
- eine Beeinträchtigung der Wirksamkeit der Reinigungsanlage (Schutz des Vorfluters), bauliche Schäden oder Beeinträchtigungen der Funktionsfähigkeit der Kanalisationsanlage (Grundwasserschutz bzw. allgemeiner Gewässerschutz) oder zusätzliche Gefahren für das Personal (Schutz von Leben und Gesundheit von Menschen) nicht zu besorgen ist; es handelt sich dabei auch um eine Konkretisierung der in § 105 WRG angeführten öffentlichen Interessen.

Damit sollen Schadstoffe möglichst an der Quelle zurückgehalten, Kanalisation und Gewässer geschützt und Klärschlämme wieder verwertbar werden.

Wie bereits angedeutet, erschien auch hier die Umschreibung der Bewilligungspflicht hinreichend deutlich, zumal die in einzelnen Ländern bestehenden (baurechtlichen) Kanalgrenzwertverordnungen bereits entsprechende Hinweise zur Beurteilung der Gefährlichkeit von Stoffen geben. Eingehendere Detaillierungen sind angesichts der höchst unterschiedlichen Verhältnisse der öffentlichen Kanalisationen (vgl. z.B. Großstadt - Landgemeinde) nicht möglich, weshalb auch die Bagatellregelung (§ 32 Abs. 4, 3. Satz) den Landeshauptmännern übertragen wurde, um auf die unterschiedlichen Verhältnisse in den Ländern Rücksicht nehmen zu können.

Eine Übergangsregelung war aus der Sicht des Gesetzgebers der WRG-Novelle 1990 nicht erforderlich, weil die betroffenen Fälle zumeist schon nach der bisherigen Regelung einer Bewilligung bedurft hätten. Der Wortlaut des § 32 Abs. 4, u.a. auch in Verbindung mit § 32 Abs. 1, zwingt keineswegs zur Annahme einer rigorosen und weitreichenden Ausdehnung der Bewilligungspflicht für Indirekteinleiter (vgl. EB zu § 32 Abs. 4, 1152 dB NR XVII GP).

In der Praxis allerdings haben manche Behörden unter der befürchteten Drohung des Umweltstrafrechts versucht, § 32 Abs. 4 äußerst rigoros zu

handhaben. Da aber zugleich die vorgesehenen Bagatellverordnungen nicht abzusehen waren, wurde mit BGBl.Nr. 185/1993 (vgl. § 33 Abs. 3) eine Regelung getroffen, mit der im Interesse der Deregulierung für bestimmte Fälle das Vorliegen einer Bewilligung fingiert und damit die Anwendung des Sanierungsinstrumentariums des § 33c ermöglicht wurde. Daraus kann keineswegs abgeleitet werden, es handle sich um eine notwendige, aber verspätet eingeführte Übergangsregelung (anderer Ansicht Rossmann Seite 151).

Im Hinblick auf gegenständliche Situation erscheint es sinnvoll, Arbeiten an einer Ausnahme-Verordnung gemäß § 32 Abs. 4 leg.cit. vorerst nicht mit Priorität weiterzutreiben.

Durch den EU-Beitritt Österreichs sind außerdem bei den Indirekteinleitern noch die Richtlinien über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG), zum Schutz des Grundwassers (Richtlinie 80/68/EWG) und die allgemeine Gewässerschutzrichtlinie (Richtlinie 76/464/EWG) etc. zu berücksichtigen.

4 Zukunftsperspektiven

Der § 32 Abs. 4 WRG 1959 ist aufgrund der praktischen Erfahrungen sicherlich zu novellieren. Wie weit eine solche Novellierung gehen soll, wird der Verfassungsgerichtshof durch seine Entscheidung sehr stark beeinflussen.

Überlegungen wären in die Richtung anzustellen, ob nicht bei Vorhandensein einer dem Stand der Technik entsprechenden kommunalen Abwasserreinigungsanlage, Indirekteinleiter (unter dem Gesichtspunkt der Emission) - unabhängig von der Errichtung einer Vorreinigungsanlage - als jedenfalls geringfügig im Sinne des § 32 Abs. 1 WRG 1959 anzusehen wären und somit in der Regel keiner wasserrechtlichen Bewilligung bedürfen, sofern nicht aufgrund besonderer Umstände des Einzelfalles (wasserwirtschaftliche Verhältnisse, Vorflutsituation, etc.) eine mehr als geringfügige Einwirkung gegeben ist.

Auch die im § 33g Abs. 3 leg.cit. angeführten Indirekteinleiter (sogenannte wasserrechtliche „Bagatellfälle“) sollten bei Erfüllung bestimmter Nachweispflichten und/oder Überwachungsmaßnahmen ex lege als erfüllt angesehen werden, sodaß ein gesondertes wasserrechtliches Bewilligungsverfahren entbehrlich wäre. Ein weiterer Lösungsansatz des Problems liegt in einer flächendeckenden Vorgangsweise, wobei auf das in Ausarbeitung befindliche Regelblatt „Einleiterkataster“ des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes hingewiesen wird.

5 Literaturverzeichnis

Kroiß, H (1995) Wirklichkeitsnahe Bemessung von kommunalen Kläranlagen.
Wiener Mitteilungen, Bd 125 F1

Rossmann, H (1993) Das Österreichische Wasserrechtsgesetz, (Stand: Mai 1993) - Verlag der Österreichischen Staatsdruckerei 3. Auflage

Abteilung III/1 Wasserrecht

Operngasse 21
1040 Wien

Das Problem der Kostenaufteilung zwischen Indirekteinleitern und Kommune (Verband)

Vortrag 1 - RHV Großraum Salzburg

F. Dürnberger

Reinhalteverband Großraum Salzburg Stadt und Umlandgemeinden

1 Aufbau und Fortführung des Abwasserkatasters

Nach vorbereiteten Maßnahmen wurde im Jahr **1990** mit der Erstellung des Abwasserkatasters begonnen. 1990 wurden die personellen und organisatorischen Voraussetzungen geschaffen. Die Erhebungen und Auswertungen der Fragebögen und der bereits vorhandenen Bescheiddaten konnten **1992** abgeschlossen werden. Fehlende Bescheiddaten der Betriebe wurden bei den zuständigen Wasserrechtsbehörden erhoben und ergänzt.

Eine erste Schätzung der Einwohnergleichwerte für Industrie und Gewerbe errechnete sich mit ca. 100.000 EGW₁₀₀, wobei auf die Stadt Salzburg ca. 80.000 EGW und auf die Umlandgemeinden ca. 20.000 EGW₁₀₀ entfielen. Allein 5 Großbetriebe in der Stadt Salzburg verursachten 70 % der Anteile der Stadt Salzburg. In den Umlandgemeinden waren, mit Ausnahme eines Großbetriebes keine nennenswerten abwasserrelevanten Großbetriebe vorhanden.

1992 wurden die verbandsspezifischen Strukturen und Konzepte für die Zuordnung der Betriebe zu den einzelnen Abschnitten der Ortskanalisationen und der Verbandssammler geschaffen. Nur so ist es möglich, den Betrieb entlang des Abwasserpfades von der Einleitung in das Kanalsystem bis zur Kläranlage und umgekehrt zu verfolgen.

1992 erfolgte die Anschaffung eines Labormeißwagens, der notwendigen Kanalausrüstungs und- Sicherungsgeräte sowie der erforderlichen Probenahme-, Meß- und Auswertungsgeräte.

1992 wurde mit der Stammdateneingabe in das EDV-System begonnen.

1993 wurde das EDV-Anwendungsprogramm TRIAS-WA für den Abwasserkataster fertiggestellt und vom Verband übernommen. Es wurden dann die Stammdaten von ca. 350 Betrieben erfaßt. Weiters wurden für sämtliche Mitgliedsgemeinden die Vernetzung der Betriebe eingegeben (186 Ortskanäle bzw. Gebietskanalisationen). In Zusammenarbeit mit dem Labor wurden die zentralen Tabellen, wie Analysenparameter, Meßprogramme, Grenzwertlisten angelegt und Branchen und Herkunftsbereiche systematisiert.

1993 wurden bei 83 Betrieben intensive Begehungen durchgeführt.

1994 wurden die Betriebsbegehungen in den Umlandgemeinden abgeschlossen und in der Stadt Salzburg wurden in einer ersten Phase sämtliche große und gefährliche sowie kläranlagentechnische relevante Betriebe untersucht, insgesamt wurden 99 Betriebe begangen, Großbetriebe wurden 2-3 mal überprüft.

1995 war das erste Routinejahr des Abwasserkatasters, es wurden 134 Betriebsüberprüfungen durchgeführt.

Nach Abschluß der Datenerhebungen und Betriebsbegehungen erfolgte nun die Schlußbewertung. Die Betriebe wurden in insgesamt 30 Branchen eingeteilt und es erfolgte eine endgültige Zuordnung zu Gefahrenklassen, sowie die Festlegung der Meßstellen und der Überwachungsprogramme für jeden Betrieb.

Nach Abschluß der Aufbauphase können 655 Betriebe als abwasserrelevant eingestuft werden. Davon 434 in der Stadt Salzburg und 221 in den Umlandgemeinden.

Im Abwasserkataster des Verbandes sind derzeit 390 Betriebe erfaßt, davon 169 in der Stadt Salzburg und 221 in den Umlandgemeinden.

Diese Betriebe wurden je nach Branche, Gefährdungspotential, Inhaltsstoffe, Mengen und Frachten in 4 Gefährdungsklassen (GK) eingeteilt.

2 Kosten/Kostenaufteilung

2.1 Allgemein

Generell ist zu sagen, daß die Gebührevorschreibung sowohl für die Kanalanschlußgebühr als auch für die Kanalbenützungsg Gebühr den einzelnen Kommunen obliegt. Der Verband besitzt weder Gebührenhoheit, noch hat er andere Möglichkeiten in die Gestaltung der Gebühren einzugreifen.

Bei der Kanalanschlußgebühr wird in der Stadt Salzburg und den Umlandgemeinden nach unterschiedlichen Gesetzesgrundlagen die Gebühr vorgeschrieben. In der Stadtgemeinde Salzburg gilt das Anliegerleistungsgesetz, das zwar ein eigenes Landesgesetz ist, aber nur für die Stadt Salzburg wirksam ist. Kriterien für die Kanalanschlußgebühr in der Stadt Salzburg sind gemäß Anliegerleistungsgesetz die Bauplatzgröße, die Traufenhöhe und der Umstand, ob eine Mischkanalisation oder eine Trennkanalisation vorliegt. Das heißt die Kanalanschlußgebühr ist im wesentlichen von der Größe des bebauten Grundstückes und von der Geschoßanzahl abhängig, gleichgültig ob es sich dabei um ein Verwaltungsgebäude oder einen Betrieb mit großer organischer Verschmutzung handelt. Für die übrigen Gemeinden gilt die Bewertungspunkteverordnung auf Grundlage des Salzburger Interessentenbeitragsgesetzes. So hat insbesondere bei Betrieben mit einem betrieblichen Abwasseranfall die Bewertung nach EGW₆₀ (BSB₅) oder EGW₁₅₀ (hydraulische Belastung) zu erfolgen. Eine Punkteinheit für 1 EGW entspricht derzeit ÖS 5.300,--.

Derartige unterschiedliche Ansätze führen naturgemäß zu unterschiedlichen Notwendigkeiten bei der Errichtung von Vorreinigungsanlagen.

Die Kanalbenützungsg Gebühren werden sowohl in der Stadt Salzburg als auch in den Umlandgemeinden nach dem tatsächlichen Trinkwasserverbrauch bemessen. Das Benützungsg Gebührengesetz wurde zwar im Oktober 1992 dahingehend abgeändert, daß die Landesregierung abgestuft nach dem Verschmutzungsgrad oder den chemischen und biologischen Einwirkungen verschiedene Kategorien im Verordnungsweg festlegen kann. Eine diesbezügliche Verordnung wurde aber bis dato nicht erlassen.

Der Verordnungsentwurf sieht eine Einteilung nach dem Verschmutzungsgrad in 3 Kategorien vor:

- 1.) **Kategorie I:** Häusliche Abwässer oder denen gleichwertige Abwässer ohne besondere Verschmutzung.
- 2.) **Kategorie II:** Benützer, die eine zwei bis vierfache Schmutzfracht je m³ Abwasser im Vergleich zu Kategorie I einleiten (z.B. Brauereien, Gastronomiebetriebe ohne Fettabscheider).
- 3.) **Kategorie III:** Benützer, die mehr als eine vierfache Schmutzfracht je m³ Abwasser im Vergleich zur Kategorie 1 einleiten. Dazu gehören milchverarbeitende Betriebe, Wäschereien, fleischverarbeitenden Betriebe, Metall- und oberflächenbearbeitende Betriebe.

Für die Verschmutzerkategorie II wird ein Zuschlagsfaktor 0,25, für die Verschmutzerkategorie III ein Zuschlagsfaktor von 0,75 vorgeschlagen.

2.2 Kosten Reinhaltverband Salzburg

Der Reinhaltverband Großraum Salzburg betreibt eine zweistufige Belebungsanlage nach dem A B-Verfahren. Derzeit ist die Anlage nur auf den Kohlenstoff Abbau ausgelegt. Die Anlage ist auf einem Zufluß von 72.000 m³ pro Tag und 350.000 EGW₆₀ dimensioniert. 1995 ergaben sich folgende Kenndaten für die Kläranlage.

Kenndaten Kläranlage Reinhaltverband Großraum Salzburg 1994/95

| | | |
|-------------------------------|---|------------------------------|
| Zufluß | 100.000 m ³ /d | |
| Trockenwetter Zufluß | 87.000 m ³ /d | |
| BSB₅ Fracht | 31.200 kg/d | = 520.000 EGW ₆₀ |
| CSB Fracht | 66.000 kg/d | = 660.000 EGW ₁₀₀ |
| N-Gesamt Fracht | 5.200 kg/d | |
| P-Gesamt Fracht | 850 kg/d | |
| BSB₅/N | 6 | |
| Stickstoffabbau | 47 % | |
| Betriebskosten 1994 | ÖS 38,60 Mio | |
| Spez. Betriebskosten | ÖS 2,65/m ³ , ÖS 3,64/kg BSB ₅ , ÖS 1,68/kg CSB | |

Der Reinhaltverband verrechnet die angefallenen Kosten nach folgenden Verrechnungsschlüsseln:

Mitgliedsbeiträge und Herstellungsbeiträge (z.B. Baumaßnahmen) werden in Verhältnis der Einwohnergleichwerte auf die einzelnen Mitgliedsgemeinden aufgeteilt. Das heißt, bei den Baumaßnahmen des Verbandes wurden die Gewerbe- und Industrieabwässer berücksichtigt, und den einzelnen Gemeinden zugeteilt. Die Betriebskosten allerdings werden nach Maßgabe der tatsächlichen Inanspruchnahme (Wasserverbrauch laut Wasserzähler) auf die Mitglieder aufgeteilt.

In nachstehender **Tabelle 2** wurde eine Zusammenstellung der sechs wichtigsten Indirekteinleiter gemacht. Diese sechs Großbetriebe machen ca. 80% der organischen Verschmutzung aller Betriebe aus. Auch in Salzburg wird immer wieder die Frage einer verursachergerechten Bewertung der Industriebetriebe diskutiert. So werden in Deutschland die durch Schmutzfracht aus Gewerbe und Industrie verursachten Mehrkosten für die Abwasserbehandlung auf sogenannte „Starkverschmutzerzuschläge“ umgelegt, die in der Regel BSB₅ und CSB als Grundlage haben. Unter Berücksichtigung der 1995 angefallenen Betriebskosten errechnet sich bei den ca. 100.000 EGW₁₀₀ ca. ÖS 4,000.000 anteilige Benützungsgebühr bezogen auf das Abwasser, und ca. ÖS 6 - 8 Mio bezogen auf die Parameter CSB und BSB₅. Das heißt nach Abzug der Grundgebühr für Schmutzwasser würden ca. ÖS 2-4 Mio zusätzliche Kosten, hervorgerufen durch CSB bzw. BSB₅ bleiben.

Der Verbandskläranlage wird zukünftig auch eine Nährstoffelimination vorgeschrieben. Aufgrund des neuen Ausbaukonzeptes einer verbesserten Mischwasserbehandlung, Nitrifikation, Denitrifikation und chemischen Phosphorfällung werden sich in Zukunft die Betriebskosten um ein Drittel bis ein Viertel erhöhen. Wie sich die Betriebskostenerhöhung auf die einzelnen Verfahrensschritte auswirkt, ist aus derzeitiger Sicht nicht möglich exakt vorauszusagen. Da der biologische Teil der Kläranlage zukünftig nicht mehr nach dem BSB₅ (CSB) sondern nach dem Stickstoff bemessen werden muß, spielt das BSB₅/N-Verhältnis insbesondere für die Denitrifikation eine entscheidende Rolle, da für die Denitrifikation von 1 kg Nitratstickstoff mindestens 3 kg BSB₅ benötigt werden. Bei der Verbandskläranlage ergibt sich ein BSB₅/N-Verhältnis von 6.

Tabelle 2: Betriebe über 2.000 EGW: Mengen und Frachten

Das BSB₅/N-Verhältnis bei den 5 Großbetrieben hingegen beträgt 28, was sich günstig auf die Denitrifikation auswirkt.

Einen Sonderfall stellt sicherlich die Deponie dar mit einem sehr kleinen BSB₅/N-Verhältnis. Da der Reinhaltverband Salzburg mit seiner Kläranlage und die Salzburger Abfallbeseitigung mit seiner Kompostieranlage und Deponie am gleichen Standort angesiedelt sind, sind hier besonders die Synergieeffekte zu berücksichtigen. So wird in Salzburg der Klärschlamm gemeinsam mit dem Restmüll kompostiert und das Material zur Abdeckung der Deponie, verwendet dafür werden im Gegenzug die Deponiesickerwässer und Prozeßwässer übernommen. Im neuen Ausbaukonzept der Kläranlage ist für das Deponiesickerwasser ein Mengen- und Frachtausgleich vorgesehen. Auch wenn die Deponie zu den Industriebetrieben dazugerechnet wird, ergibt sich gesamt immer noch ein günstiges BSB₅/N-Verhältnis von 10.

2.3 Kosten Indirekteinleiterkontrolle

Die Kosten für den Aufbau und die Fortschreibung des Abwasserkatasters können aufgrund der Gesetzeslage nicht den Verursachern, also den Gewerbe- und Industriebetrieben verrechnet werden, sondern sind indirekt von den Kommunen bzw. letztlich vom einzelnen Bürger zu bezahlen.

Die gesetzliche Grundlage in Deutschland sieht hier ganz anders aus. So betreiben zumindest größere Kommunen schon seit einigen Jahren einen Abwasserkataster. Vom Reinhaltverband Salzburg wurde der Umlandverband Frankfurt besichtigt. Im Einzugsgebiet des Umlandverbandes Frankfurt liegen über 2000 Betriebe. Der Umlandverband Frankfurt hat Gebührenhoheit, das heißt jede Abwasserüberprüfung wird direkt dem Verursacher weiter verrechnet, egal ob eine Grenzwertüberschreitung festgestellt wurde oder nicht. Bei Grenzwertüberschreitungen wird der Betrieb in Kürze wieder überprüft und der Betrieb hat solange Gebühren zu bezahlen, bis seine Einleitung in Ordnung ist oder bis die unzulässige Einleitung abgestellt wurde.

Der Reinhaltverband Salzburg hat auf Grundlage seiner Satzungen und des Wasserrechtsgesetzes für eine regelmäßige Überprüfung der Indirekteinleiter zu sorgen. Da vom Kanal- und Gewässeramt der Stadtgemeinde Salzburg ebenfalls

ein Abwasserkataster geführt wird, der aber in der Konzeption auf die Erfassung möglichst aller Betriebe ausgelegt ist, werden vom Verband in der Stadt Salzburg lediglich die großen, gefährlichen und kläranlagentechnisch relevanten Betriebe regelmäßig überprüft, um gesichertes Datenmaterial über hydraulische Spitzen, organische Belastungen und gefährlichen Inhaltsstoffe zum Schutz der Kläranlage und der Verbandssammler zu bekommen. In den Umlandgemeinden werden sämtliche abwasserrelevanten Betriebe regelmäßig überprüft. Aufgrund der Tatsache, daß die Kosten des Abwasserkatasters nicht direkt den Verursachern verrechnet werden können, wird versucht einen Kompromiß zwischen möglichst großer Effektivität und geringem Aufwand zu schließen.

Die regelmäßige Überprüfung der Betriebe erfolgt mit einem Labormeßwagen, zwei Mitarbeitern, wobei die Mitarbeiter noch andere Aufgaben im Verbandsgebiet innehaben. Die Kapazität liegt derzeit bei ca. 150 Betriebsüberprüfungen pro Jahr. Bei den 150 Betriebsüberprüfungen wurden ca. 100 Proben gezogen und ca. 1500 Analysenparametern bestimmt. Die Analysenkosten und Personalkosten des Verbandes beliefen sich 1995 ca. auf ÖS 1,500.000. Mit diesem geringem Aufwand konnte aber doch eine flächendeckende Überprüfung der Betriebe erreicht werden. Die Voraussetzungen für die effektive Durchführung des Abwasserkatasters war die Bestellung eines Gewässeraufsichtsorganes, dadurch konnte sich der Verband unangemeldet Zutritt zu den Betrieben verschaffen. Andererseits hat der Verband Parteistellungen bei sämtlichen Wasserrechtverfahren. Hier hat der Verband die Möglichkeiten Begrenzungen von Betriebseinleitungen in kläranlagentechnischer Hinsicht auszusprechen, wenn dafür die Erfordernis ist.

Eine wesentliche Voraussetzung für die Akzeptanz durch die Betriebe war dabei eine kompetente, fachliche Beratung der Betriebe. Die Betriebe erfahren dabei, daß sie nicht nur überprüft werden, sondern auch in wassertechnischen Belangen vom Verband beraten und unterstützt werden.

Der Reinhaltverband Salzburg geht nun mehr nach der Umsetzung und Finalisierung des über 20 Jahre konzipierten Sanierungsprogrammes dazu über, sein Wissen, seine Kompetenz und sein Know how den Gemeinden als Dienstleistung anzubieten. Dazu gehört z.B. die Ortsnetzbetreuung für seine Mitgliedsgemeinden und die immer zunehmendere Bedeutung des Zentrallabors

als Dienstleistungslabor. Das Zentrallabor ist gerade dabei sich zu akkreditieren und bietet den Betrieben seine fachliche Beratung und die Durchführung der Fremdüberwachungen an. Durch die durchgeführten Fremdüberwachungen können die Betriebsüberprüfungen der Indirekteinleiterkontrolle reduziert werden, da ohnehin umfangreiche Daten aus den Fremduntersuchungen des hauseigenen Labors vorliegen. Die Probenahme und Auswertung der Fremduntersuchungen wird vom Personal der Indirekteinleiterkontrolle durchgeführt.

3 Zusammenfassung

Aus der Sicht des Verbandes leisten derzeit die Indirekteinleiter nur bedingt ihren Beitrag zur Abwasserreinigung. Wünschenswert für den Verband wäre es, daß bei den Anschlußgebühren gleiche Grundsätze für die Stadtgemeinde Salzburg und den Umlandgemeinden gilt. Bei den Umlandgemeinden werden gemäß Interessentenbeitragspunkteverordnung die tatsächliche Fracht bei den Betrieben berücksichtigt, bei der Stadtgemeinde Salzburg wird bei den Anschlußgebühren nur die bebaute Fläche, Traufenhöhe und der Umstand ob ein Misch- oder Trennsystem vorliegt berücksichtigt. So errichtete in einem konkreten Beispiel eine Brauerei in den Umlandgemeinden eine biologische Vorreinigungsstufe und reduzierte so die Schmutzfracht von ca. 20.000 EGW₁₀₀ auf 10.000 EGW₁₀₀. In der Stadt Salzburg sind solche Anreize nicht gegeben, da für die organische Schmutzfracht keine Mehrkosten zu bezahlen sind. Hier kann nur der Stand der Technik gefordert werden. Das sind ein Mengenausgleich, eine Neutralisation und eine möglichst große Reduzierung von Abwasser.

Bei den Betriebskosten wird derzeit in Salzburg nur nach dem Wasserverbrauch verrechnet. Hier wäre aus der Sicht des Verbandes wünschenswert die organische Fracht zu berücksichtigen. Ein geeignetes Instrumentarium wäre aus Sicht des Verbandes der Entwurf einer Verordnung mit der Kategorisierung von Einleitern mit besonderem Verschmutzungsgrad. Dies gilt allerdings nur für den konventionellen Kohlenstoffabbau.

Wie die Situation und Entwicklung in Deutschland zeigt, erscheint es bei der Nährstoffelimination zur Zeit eher fragwürdig, ob die Einführung eines

Starkverschmutzerzuschlages auf Basis von CSB oder BSB₅ zielführend erscheint. Solche Starkverschmutzerzuschläge führen dazu, daß Betriebe möglichst eigene Anlagen errichten bzw. innerbetriebliche Maßnahmen treffen um so die organische Fracht möglichst zu verringern. Das große BSB₅/N Verhältnis bei den Betrieben wirkt sich günstig auf die Denitrifikationsvorgänge aus.

Der Anteil am Mischwassersystem beträgt beim Einzugsgebiet des Verbandes 70 %. Große Anstrengungen werden daher zukünftig für eine Reduktion der Regenwassereinleitungen und einer Kanalspeicherbewirtschaftung unternommen.

Es ist zukünftig genau abzuschätzen, ob der Verwaltungsaufwand dafür steht, einen Verschmutzungszuschlag einzuheben. Diese Entscheidung sollte im Einzelfall für besondere BSB₅/N Verhältnisse geprüft werden.

Aus Sicht des Verbandes sollten aber jedenfalls die anfallenden Kosten der Indirekteinleiterkontrolle direkt den Betrieben verrechnet werden.

Dieses Seminar sollte jedenfalls dazu dienen, in einen offenen konstruktiven Erfahrungsaustausch zwischen Kommunen, Verbänden und Indirekteinleitern eine sachliche Diskussionsbasis für die Zukunft herzustellen.

Stadt und Umlandgemeinden

Aupoint 15

A - 5101 Bergheim

| Betriebe | AW-Menge [m ³ /d] | BSB ₅ [kg/d] | CSB [kg/d] | CSB/BS B ₅ | N-Ges. [kg/d] | P-Ges. [kg/d] | BSB ₅ : N:P | EGW ₁₀₀ / EGW ₁₅₀ |
|-------------------|---------------------------------|----------------------------|---------------|--------------------------|------------------|------------------|------------------------|--|
| Brauerei | 1.000 | 1.800 | 2.700 | 1,5 | 50 | 10 | 100: 2,8: 0,6 | 4 |
| Getränkeindustrie | 500 | 1.200 | 1.700 | 1,4 | 15 | 5 | 100: 1,25: 0,4 | 5 |
| Milchhof | 550 | 1.000 | 1.600 | 1,6 | 60 | 12 | 100: 6: 1,2 | 3 |
| Schlachthof | 170 | 340 | 500 | 1,5 | 34 | 5 | 100: 10: 1,5 | 3 |
| Wäscherei | 500 | 250 | 500 | 2,0 | 5 | 25 | 100: 2: 10 | 1 |
| SUMME | 2.720 | 4.590 | 7.000 | 1,5 | 164 | 57 | 100: 3,5: 1,2 | 4 |
| Deponie | 670 | 450 | 1.800 | 4 | 360 | 5 | 100: 80: 1,1 | 4,0 |
| GESAMT | 3.390 | 5.040 | 8.800 | 1,75 | 524 | 62 | 100: 10: 1,2 | 4 |
| EGW | 22.600 | 84.000 | 88.000 | | | | | |

Das Problem der Kostenaufteilung zwischen Indirekteinleitern und Kommune (Verband)

Vortrag 2

W. Geyer

Büro Dr. Lengyel ZT GmbH; Ziv.Ing. für KT und WW

1 Einleitung

Wie aus dem Titel bereits hervorgeht soll im Folgenden das "Problem" der Kostenaufteilung zwischen Indirekteinleitern und Kommune behandelt werden. Ein Thema das insbesondere aufgrund der strengen Anforderungen an die Abwasserreinigung und der gleichzeitig immer knapper werdenden Förderungsmittel an Bedeutung gewinnt, für das es jedoch kein Patentlösungskonzept gibt.

Neben einer technischen, den Rechtsvorschriften entsprechenden Lösung eines Projektes ergeben sich vor Realisierung bzw. Einreichung drei wesentliche Fragestellungen:

- was kostet die Realisierung ?
- wer bezahlt welchen Anteil ?
- wie sind die Kosten zu finanzieren ?

Diese Fragestellungen sind für den Bauherrn einer Abwasserbehandlungsanlage sehr oft von wesentlich größerer Bedeutung als die technische Lösung. Die geplante Ausführung gewinnt natürlich an Bedeutung, wenn es um die Gesamtkosten geht, die zumeist in engem Zusammenhang mit der Technik stehen.

Im Folgenden soll primär die zweite Fragestellung nach der "Kostenaufteilung" und zwar insbesondere bei Abwasserreinigungsanlagen mit deutlichem Industrieanteil behandelt werden. Über den Bereich der Finanzierung wurden bereits viele gesonderte Veranstaltungen abgehalten.

2 Problemstellung

2.1 Allgemein

Bei Errichtung und Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen ergibt sich allgemein die Problemstellung, daß die anfallenden Investitions- und Betriebskosten auf die einzelnen Einleiter aufzuteilen sind. Innerhalb der kommunalen Bereiche erfolgt die Aufteilung nach den jeweiligen Kanalgesetzen, wobei hier für betriebliche Einleitungen teilweise Sonderabgaben vorgesehen sind. Beispielhaft sei hier das NÖ Kanalgesetz angeführt.

Im NÖ Kanalgesetz ist lt. § 4 eine Sonderabgabe vorgesehen, wenn "eine über das übliche Maß hinausgehende Beanspruchung des Kanals und der dazugehörigen Anlage zu gewärtigen" ist. "Sie darf den durch die besondere Inanspruchnahme erhöhten Bauaufwand nicht übersteigen". Es ist daher nur der "erhöhte Baukostenaufwand" anzusetzen, was nicht mit einer Kostenaufteilung entsprechend der anteiligen Nutzung zu vergleichen ist.

Bei Zusammenschluß von Kommunen und Betrieben zu Verbänden, ist die Kostenaufteilung durch den Verband selbst festzulegen. Es gibt keine gesetzlichen Vorgaben über die Aufteilung der anfallenden Investitions- und Betriebskosten. Allgemein ergibt sich, daß die in einem Verbandsgebiet anfallenden Abwässer oftmals stark unterschiedliche Qualitäten aufweisen (Trennsysteme, Mischsysteme, unterschiedliche Konzentrationen, etc.), was eine Aufteilung nach einfachen Kriterien, wie Menge oder Einwohnerwerte verfälscht. Es sollten daher Parameter für die Kostenaufteilung herangezogen werden, die die tatsächlichen Verhältnisse besser widerspiegeln.

2.2 Bei industriellen Einleitern

Bei industriellen Einleitern liegen oft Abwasserbeschaffenheiten vor, die vom kommunalen Abwasser deutlich abweichen. Beim Verhältnis Kohlenstoff zu Nährstoffen (Stickstoff und Phosphor), deren Entfernung heute gefordert ist, liegen oftmals wesentliche Unterschiede zu kommunalen Abwässern vor. Diese Differenzen können sich deutlich auf die Dimensionierung einer Kläranlage auswirken und wären daher erforderlichenfalls bei der Aufteilung der Kosten zu berücksichtigen.

Industrielle Abwässer weisen oft spezielle Inhaltsstoffe auf, die zwar beim Betrieb der Kläranlage zu Problemen führen, jedoch nicht direkt in die Bemessung eingehen, höchstens durch einen vorsichtigeren Ansatz der Bemessungswerte. Eine objektive Einbindung spezieller Abwasserinhaltsstoffe (wie z.B. Fett, Kohlenwasserstoffe, Salze, Schwermetalle, etc., alles soweit laut Emissionsverordnungen zulässig) in eine Kostenaufteilung erscheint kaum möglich.

2.3 Bei speziellen Anlagenkonfigurationen

Bei speziellen Abwasserqualitäten ist bei Anlagen mit industrieller Beteiligung teilweise auch zu berücksichtigen, daß einzelne Anlagenteile nicht von allen Einleitern benötigt bzw. benutzt werden. Darunter fallen Vorbehandlungsanlagen für industrielle Abwässer wie. Neutralisation, Ausgleichsbecken, Vorreinigungsanlagenteile oder auch Verfahrensschritte, die von industriellen Einleitern nicht benötigt werden, wie die mechanische Stufe bei Einleitung des Industrieabwassers direkt in die Biologie. Die jeweilig benutzten Anlagenteile können bei einer Kostenaufteilung entsprechend Berücksichtigung finden.

Als weiterer wesentlicher Punkt ist auch die Erweiterung bestehender Anlagen in Hinblick auf Nährstoffentfernung zu betrachten. Bei der Stickstoffentfernung kann sich das industrielle Abwasser je nach dem dort vorliegenden C-N-Verhältnis positiv oder negativ auf die Dimensionierung auswirken. Ähnliches gilt für die Phosphorentfernung. Bei stark unterschiedlichen C-N-P-Verhältnissen können auch die Nährstoffe in einem Aufteilungsschlüssel Berücksichtigung finden.

3 Zielsetzung

Um einen Kostenaufteilungsschlüssel in der Praxis zu realisieren, muß dieser verständlich, plausibel, nachvollziehbar und möglichst von allen Partnern anerkannt sein. Grundsätzlich sollte eine Kostenaufteilung zwischen verschiedenen Einleitern

- so einfach wie möglich und
- so detailliert wie erforderlich

sein.

Eine Kostenaufteilung sollte auf möglichst fundierten Daten (Untersuchungen, Prognosen) aufbauen, die durch Messungen bestätigt sind und künftig durch Messungen auch überprüft werden können. Neben der Überprüfung der Einhaltung der Konsenswerte dienen die laufenden Messungen auch als Grundlage für die Berechnung der Betriebskostenaufteilung, sofern eine variable Kostenaufteilung vorgesehen ist. Als Parameter sind dabei primär solche heranzuziehen, die leicht und möglichst ohne Fremdleistungen durch den Anlagenbetreiber in Kläranlagenlabors selbst gemessen werden können, wie Tagesmenge, Spitzenabfluß, BSB5-, CSB-, N- und P-Frachten.

4 Realisierungsmöglichkeiten - Investitionskostenaufteilung

4.1 Einfache Aufteilung nach einem Parameter

Als Berechnungsgrundlage können die Hydraulische Belastung, die Schmutzfracht oder die Einwohnerwerte (errechnet aus der Schmutzfracht) herangezogen werden.

Die **hydraulische Belastung**, ausgedrückt durch die Tageswassermenge Q bzw. den stündlichen Spitzenabfluß Q_{max} , bietet sich als Berechnungsparameter an, da die Messung einfach und mit entsprechenden Einrichtungen vor allem kontinuierlich mit Aufzeichnung und Auswertung möglich ist. Die hydraulische

Belastung als alleiniger Berechnungswert kann nur dort sinnvoll herangezogen werden, wo die Abwasserqualitäten (Inhaltsstoffe, Konzentrationen) bei allen Einleitern nahezu gleich sind. Um Extremwerte bei der Aufteilung zu vermeiden, empfiehlt es sich, die Bewertungskriterien nach den Trockenwettertagesmengen und den auftretenden Spitzenabflüssen gewichtet zu mitteln. Die Aufteilung nach hydraulischer Belastung ist jedenfalls zu empfehlen für die Kanalisation samt Pumpwerken und für die mechanischen Reinigungsstufen der Kläranlagen, die primär nach hydraulischen Gesichtspunkten bemessen werden.

Die Aufteilung nach Schmutzfracht bzw. Einwohnerwerten (aus Schmutzfracht umgerechnet) ist gut geeignet bei Abwässern mit ähnlicher Nährstoffzusammensetzung jedoch unterschiedlichen Konzentrationen. Die Aufteilung nach Schmutzfracht kann bei entsprechenden Grundlagen (ähnliche hydraulische Schwankungen) für die Aufteilung einer kompletten Abwasserreinigungsanlage bzw. zumindest für die biologische Stufe und die Schlammbehandlung herangezogen werden.

4.2 Kostenaufteilung nach Wassermenge und Schmutzfracht

Liegt bei den verschiedenen Kläranlageneinleitern (Kommunen und Betriebe) Abwasser mit ähnlicher Abwasserqualität, bezogen auf das Schmutzfracht-Nährstoff-Verhältnis, jedoch mit unterschiedlichen Konzentrationen und unterschiedlichen Spitzenabflüssen vor, eignet sich ein Mischschlüssel zwischen hydraulischer Belastung und Schmutzfracht gut zur Kostenaufteilung. Um eine Gewichtung zwischen Aufteilung nach Wassermenge und Aufteilung nach Schmutzfracht zu erhalten, ist festzulegen, welche Teile nach dem Wassermengenschlüssel (z.B. gesamte mechanische Stufe, 50 % der Nachklärung), welche Teile nach dem Schmutzfrachtschlüssel (restliche verfahrenstechnische Anlagenteile) und welche Teile nach dem gewichteten Gesamtschlüssel (z.B. Grundstückskosten, Infrastruktur, Betriebsgebäude und zentrale Einrichtungen) aufzuteilen sind. Die Gewichtung der Aufteilung erfolgt über die Investitionskosten.

4.3 Detaillierte Kostenaufteilung mit Berücksichtigung der Nährstoffe

Bei stark unterschiedlichen Abwasserqualitäten kann es im Hinblick auf die weitergehende Abwasserreinigung mit Stickstoff- und Phosphorentfernung

erforderlich sein, zusätzliche Parameter (N, P) in die Kostenaufteilung mit einzubeziehen. Insbesondere bei Erweiterungen bestehender Kläranlagen, die primär aufgrund der erforderlichen Stickstoff- und Phosphorentfernung realisiert werden, sollte die Berücksichtigung der entsprechenden Parameter untersucht werden. Dies gilt primär bei Anlagen, bei denen sich die spezifischen Abwassereigenschaften der einzelnen Einleiter deutlich auf die Projektgestaltung auswirken, wie dies bei extremen Stickstoff bzw. Phosphorfrachten einzelner Großeinleiter der Fall ist. So werden z.B. bei unverhältnismäßig hohen Stickstofffrachten und damit engem C-N-Verhältnis deutlich größere Denitrifikationszonen erforderlich, um den geforderten Stickstoffabbau zu erreichen bzw. sind überhaupt Sondermaßnahmen zu treffen.

Um einen entsprechenden Kostenaufteilungsschlüssel auszuarbeiten, müssen die Kosten der wesentlichen Anlagenteile den einzelnen Parametern als Einflußgröße zugeordnet werden. Diese Zuordnung erfolgt auf Basis der Anlagendimensionierung, wobei für einzelne Bereiche zusätzlich Vereinfachungen bzw. Regelungen getroffen werden müssen. An einem beiliegenden Fallbeispiel im Anhang ist eine Lösungsmöglichkeit dargestellt.

Eine detaillierte Kostenaufteilung setzt natürlich das Vorhandensein detaillierter Daten voraus. Weiters muß die Möglichkeit gegeben sein, diese Grundlagendaten im späteren Betrieb auch überprüfen zu können, einerseits um die Einhaltung der Konsense festzustellen und andererseits um die Betriebskosten nach einem ähnlichen Schlüssel aufzuteilen.

Im Zusammenhang mit einer detaillierten Kostenaufteilung, vor allem bei entsprechender laufender Überprüfung, wird auf die erheblichen Kosten verwiesen, die derartige Überprüfungen verursachen. In Extremfällen wird dabei eine Kosten-Nutzen-Analyse zeigen, ob die laufenden Untersuchungen wirtschaftlich überhaupt zu rechtfertigen sind, wenn sie nur zur Kostenaufteilung durchgeführt werden.

4.4 Aufteilung mit unterschiedlicher Nutzung einzelner Anlagenteile

Werden einzelne Anlagenteile der Kläranlage nicht von allen Einleitern genutzt, sollte dies auch bei der Kostenaufteilung Berücksichtigung finden. Beispielhaft sind hier Industrieleitungen anzugeben, die direkt in die Biologie einleiten, ohne Benutzung der mechanischen Stufe. Weiters, im umgekehrten Fall,

spezielle Maßnahmen (im Bereich einer Kläranlage), die nur von einzelnen Einleitern genutzt werden, wie etwa spezielle Ausgleichsbecken, Neutralisationen oder Vorbehandlungsanlagen für Industrieabwasser.

Die Berücksichtigung der unterschiedlichen Nutzung der Anlagenteile kann in jeden der oben angeführten Kostenaufteilungsschlüssel einfließen (von einfacher bis detaillierter Aufteilung).

5 Einflußfaktoren - Bewertung

Als Einflußfaktoren für eine Kostenaufteilung werden die Projektgrundlagen bzw. Einleitungskonsense der einzelnen Einleiter herangezogen. Diese Daten sollten möglichst durch umfangreiche Untersuchungen und Messungen bestätigt sein, wobei natürlich zusätzlich die zukünftige Entwicklung für den Projektierungszeitraum zu berücksichtigen ist. Der Konsensbedarf der einzelnen Einleiter ist von den Einleitern anzugeben und liegt auch in deren Verantwortungsbereich. Im Normalfall wird es sich dabei um Daten handeln, die in den einzelnen wasserrechtlichen Genehmigungen festgelegt sind. Zusätzlich ist von zentraler Stelle eine Plausibilitätsüberprüfung durchzuführen. Wichtig ist auch eine realistische Einschätzung der künftigen Werte der Einleiter, wobei hier die Möglichkeit besteht, erforderliche allgemeine Reserven für das gesamte Verbandsgebiet aus der direkten Kostenaufteilung auszugliedern. Ungleiche Ansätze in den Auslegungsdaten (ein Einleiter überschreitet bereits derzeit den Konsens; ein anderer Einleiter hat die künftige Entwicklung ausreichend berücksichtigt) führt im Normalfall bereits im Vorfeld zu Komplikationen, die die Findung eines vernünftigen Aufteilungsschlüssels wesentlich erschweren. Parallel zum Kostenaufteilungsschlüssel sollten daher Maßnahmen festgelegt werden, die bei dauernden Überschreitungen zum Tragen kommen.

Im Rahmen eines Verbandes oder einer einzelnen Kommune bzw. Betriebes sollen die technischen Möglichkeiten geschaffen werden, die angegebenen Daten im laufenden Betrieb nach einem von allen Einleitern akzeptierten einfachen Verfahren überprüfen zu können.

Zu den einzelnen Parametern:

Wassermenge und Spitzenabfluß

Hier wird empfohlen, von einem Mittelwert aus Tageswassermenge bei Trockenwetter und Spitzenzufluß bei Regenwetter auszugehen, wodurch auch der Einfluß von stark schwankenden Abflüssen zur Geltung kommt. Die alleinige Heranziehung der Spitzenabflüsse würde zu Verfälschungen, insbesondere bei Kommunen mit Mischwassersystemen führen. Ob bzw. wie eine Gewichtung des Mittels erfolgt, ist projektsabhängig.

Die Einflußgröße Wassermenge bzw. hydraulische Belastung ist vor allem für die Bauteile der mechanischen Stufe, teilweise für die Nachklärung und einen Tropfkörper und ev. weitergehende Maßnahmen (Filtration, etc.) heranzuziehen.

Schmutzfracht BSB5 - CSB - (TOC)

Die Schmutzfracht bzw. die daraus abgeleiteten Rechenwerte sind als Hauptparameter für die Kostenaufteilung der biologischen Stufe und auch der Schlammbehandlung zu verwenden.

Für die Bemessung der Anlagenteile wäre weiters der Parameter Feststoff relevant. Wegen der kaum vorliegenden Untersuchungsdaten im Rohabwasser wird aber empfohlen, im Normalfall vom Parameter Feststoff abzusehen und stellvertretend nur die Schmutzfracht heranzuziehen.

Zur Berechnung der Vergleichseinheiten VE (Berechnungsgröße zur Gewichtung; entspricht einem "theoretischen Einwohnerwert" für einen Parameter) wird empfohlen, den Maximalwert aus Berechnung über BSB5 und CSB heranzuziehen. Bei kommunalem Abwasser ergeben sich unter Verwendung der Standardwerte laut ATV A 131, bezogen auf CSB und BSB5 die jeweils gleichen VE. Bei industriellem Abwasser mit stark abweichendem CSB-BSB5-Verhältnis wird unter Ansatz des Maximalwertes der Abweichung von den Standardwerten Rechnung getragen unter der Annahme, daß entsprechende Industrieabwässer insgesamt schwieriger zu reinigen sind.

Nährstoffe Stickstoff und Phosphor

Bei den Nährstoffen sind, soweit sie überhaupt Berücksichtigung finden, die Frachten für Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor miteinzubeziehen. Die Einflußgröße Stickstoff ist vor allem bei der Belebungsanlage, bei Belüftung und Nitrifikation teilweise und bei Denitrifikation voll zu berücksichtigen. Der Parameter Phosphor wirkt sich teilweise auf die Belebungsanlage (Fällschlamm) samt Fällungsanlage aus.

Berechnungsmodell

Zur rechnerischen Berücksichtigung der einzelnen Parameter werden für jeden Einleiter für jeden Parameter **Vergleichseinheiten VE** errechnet. Eine Vergleichseinheit entspricht dabei einem "theoretischen Einwohnerwert EW", wobei als Standardwerte die Daten laut ATV A 131, Tabelle 1, herangezogen werden. Daraus ergeben sich für kommunales Abwasser, welches mit den Standardwerten laut ATV in der Bemessung und damit in der Kostenaufteilung berücksichtigt wurde, für die Einflußgrößen CSB/BSB₅, N und P die gleichen Vergleichseinheiten VE. Abweichungen von den Standardwerten nach oben bzw. nach unten wirken sich entsprechend bei den Vergleichseinheiten aus. Für die Wassermengen sind projektspezifisch Standardwerte zu definieren (etwa 300 l Abw./EW.d inkl. Fremdwasser und Spitzenabfluß Q/14). Wird z.B. von einzelnen Einleitern die mechanische Stufe nicht benützt, wären die Vergleichseinheiten bei Einleitung in die biologische Stufe entsprechend den Abminderungen laut ATV zu berücksichtigen.

Im Anhang ist als Beispiel eine Musterkostenaufteilung dargestellt.

6 Betriebskostenaufteilung

Für die Aufteilung der laufend anfallenden Betriebskosten gelten die Überlegungen für die Investitionskosten sinngemäß. Die Gewichtung der einzelnen Parameter sind jedoch zu überdenken. So wirkt sich z.B. die hydraulische Belastung einer mechanischen Stufe bei Anlagen die ohne Abwasserhebung auskommen, praktisch nicht auf die laufenden Betriebskosten aus.

Bei der Aufteilung der Betriebskosten sollten die tatsächlich eingebrachten Belastungen Einfluß finden. Dazu sind entsprechende Messungen erforderlich. Die Messung der Abflußmengen kann dabei kontinuierlich erfolgen und registriert werden. Bei industriellen Großeinleitern sollten entsprechende Meßschächte jedenfalls vorgesehen werden. Die Messung der Frachten ist naturgemäß wesentlich aufwendiger, da Proben entnommen und analysiert werden müssen. Um möglichst repräsentative Werte bei halbwegs vertretbarem Aufwand zu erhalten, können z.B. die Einzelfrachten eines Einzugsystems in jedem Quartal über eine Woche untersucht werden. Über die laufenden Abwassermengenmessungen und die Messung der Gesamtzulauffrachten zur ARA können unrepräsentative Messungen ausgeschieden werden. Bei speziellen Einleitern sind die Messungen erforderlichenfalls zu verdichten. Das Erfordernis derart detaillierter Kostenaufteilungen ist natürlich von der Struktur des Einleitungsgebietes abhängig. In Siedlungsräumen ohne wesentliche abwasserintensive Indirekteinleiter ist es sicher übertrieben, laufend Frachtmessungen durchzuführen. Hier haben sich z.B. Aufteilungsschlüssel, die sich direkt am Wasserverbrauch aller Einleiter (festgestellt z.B. über die Gebührenabrechnung der Gemeinden; geht nur bei lückenloser Wassermengenerfassung) bewährt.

Die Betriebskosten einer Abwasserreinigungsanlage sind teilweise als **Fixkosten** und teilweise als **variable Kosten** zu betrachten. Im wesentlichen den Fixkosten zuzurechnen sind die Personalkosten, ein deutlicher Anteil der Service-, Reparatur- und Instandhaltungskosten, ein Teil der Energiekosten (Grundlasten für Umwälzung, etc.), Abwasseruntersuchungen, die gesamte Verwaltung mit Bürokosten, Versicherungen und dgl. Im wesentlichen den variablen Kosten zuzuordnen sind teilweise die Energiekosten (Abwasserhebung, Belüftung, etc.), Teile der Reparatur und Servicekosten, der Chemikalieneinsatz (Fällung und Schlammwässerung) und vorallem die Entsorgungskosten (Schlamm, Rechengut, etc.). Überschlägig kann das Verhältnis Fixkosten zu variablen Kosten mit 1:1 angenommen werden.

Da die Fixkosten eher mit der Auslegung der Kläranlage zusammenhängen, wird empfohlen, die Fixkosten nach dem Schlüssel der Investitionskostenaufteilung aufzuteilen und die variablen Kosten nach den tatsächlich anfallenden Schmutzfrachten. Damit können Härtefälle vermieden werden, wenn bei einzelnen Einleitern die tatsächliche Einleitung wesentlich

von den vorgesehenen Frachten abweicht (z.B. Teile des Ortsnetzes noch nicht angeschlossen). Umgekehrt ist für Betriebe immer noch ein entsprechender Anreiz zur Reduktion der Frachten (durch innerbetriebliche Maßnahmen) gegeben. Die Betriebskostenaufteilung ist sicherlich von Anlage zu Anlage festzulegen.

7 Schlußfolgerung

Die Aufteilung der Kosten einer Abwasserreinigungsanlage zwischen einzelnen kommunalen und industriellen Einleitern kann auf verschiedenste Arten erfolgen. Die Möglichkeiten gehen von einfachen Vereinbarungen eines Prozentsatzes bis zur Ausarbeitung von komplizierten Aufteilungsschlüsseln unter Einbeziehung der verschiedensten Abwasserparameter und der spezifischen Anlagendaten. Welche Aufteilung für das jeweilige Vorhaben die günstigste ist, muß am speziellen Anwendungsfall überprüft werden. Von wesentlicher Bedeutung ist dabei die Anerkennung des Kostenaufteilungsschlüssels durch alle Beteiligten und die schlüssige Nachvollziehbarkeit der vorgeschlagenen Lösung.

Sollten bei einzelnen Einzugsgebieten auch "historisch" oder "politisch" bedingte Korrekturen eines Schlüssels erforderlich sein, so sollten auch diese Fakten in klare Zahlen und Formeln gekleidet werden.

Eine detaillierte und damit komplizierte Lösung muß noch lange nicht die beste Lösung sein, und sollte nur dort angewendet werden, wo sich aus Gründen der Abwassercharakteristiken tatsächlich das Erfordernis dazu ergibt. Es ist auch zu berücksichtigen, daß eine aufwendige Lösung erhebliche Kosten für die Erstellung und Überwachung verursachen.

8 Anhang

BEISPIEL FÜR DETAILLIERTE BAUKOSTENAUFTEILUNG EINER ARA MIT INDUSTRIEANTEIL

Tabelle 1

Belastungswerte der einzelnen Einleiter

| Einleiter: | Menge | | Frachten | | | |
|--------------------------|------------------------|---------------------------------------|--------------|--------------|------------|------------|
| | Q m ³ /d | Q _{max} m ³ /h | CSB kg/d | BSB5 kg/d | N kg/d | P kg/d |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| Kommune 1 Trennsystem | 6.000 | 429 | 2.400 | 1.200 | 220 | 50 |
| Kommune 2 Trennsystem | 1.500 | 140 | 600 | 300 | 55 | 13 |
| Kommune 3 Mischsystem | 1.500 | 230 | 600 | 300 | 55 | 13 |
| Summe Kommunen | 9.000 | 799 | 3.600 | 1.800 | 330 | 75 |
| Industrie A Lebensmittel | 500 | 60 | 1.000 | 600 | 20 | 5 |
| Industrie B Chemi | 1.500 | 100 | 600 | 220 | 100 | 15 |
| Industrie C div. | 3.000 | 300 | 600 | 150 | 50 | 15 |
| Summe Industrie | 5.000 | 460 | 2.200 | 970 | 170 | 35 |
| Gesamtsumme | 14.000 | 1.259 | 5.800 | 2.770 | 500 | 110 |

Tabelle 2

Errechnung Aufteilungsschlüssel

| Einleiter: | VE (Vergleichseinheit): | | | | VE Mittelwert gewichtet VE-M | Anteil % |
|--------------------------|--------------------------------|---------------|---------------|---------------|---------------------------------------|---------------|
| | Hydr. | CSB/BSB | N | P | | |
| | Wertigkeit (Gewichtung) der VE | | | | | |
| | 18,8% | 67,1% | 9,9% | 4,2% | | |
| | VE | VE | VE | VE | | |
| 1 | 8 | 9 | 10 | 11 | 13 | 14 |
| Kommune 1 Trennsystem | 20.000 | 20.000 | 20.000 | 20.000 | 20.000 | 40,2% |
| Kommune 2 Trennsystem | 5.767 | 5.000 | 5.000 | 5.000 | 5.144 | 10,3% |
| Kommune 3 Mischsystem | 7.867 | 5.000 | 5.000 | 5.000 | 5.540 | 11,1% |
| | | | | | | |
| Summe Kommunen | 33.633 | 30.000 | 30.000 | 30.000 | 30.684 | 61,6% |
| | | | | | | |
| Industrie A Lebensmittel | 2.233 | 10.000 | 1.818 | 2.000 | 7.391 | 14,8% |
| Industrie B Chemi | 4.833 | 5.000 | 9.091 | 6.000 | 5.415 | 10,9% |
| Industrie C div. | 12.000 | 5.000 | 4.545 | 6.000 | 6.315 | 12,7% |
| Summe Industrie | 19.067 | 20.000 | 15.455 | 14.000 | 19.121 | 38,4% |
| | | | | | | |
| Gesamtsumme | 52.700 | 50.000 | 45.455 | 44.000 | 49.805 | 100,0% |

angesetzte Standardwerte zur Errechnung der Vergleichswerte VE

| Parameter | Frachten je Einwohnerwert | | Anmerkung |
|------------------------------------|---------------------------|-------|------------------------|
| 1. Abwassermenge gesamt Q | 300 | l/E.d | als Standard angesetzt |
| 2. Spitzenabfluß | Q/ | 14 | als Standard angesetzt |
| 3. BSB5 Biochem. Sauerstoffbedarf | 60 | g/E.d | lt. ATV A 131 |
| 4. CSB Chemischer Sauerstoffbedarf | 120 | g/E.d | lt. ATV A 131 |
| 5. Gesamtstickstoff (als ges. N) | 11 | g/E.d | lt. ATV A 131 |
| 6. Gesamtphosphor (als ges. P) | 2,5 | g/E.d | lt. ATV A 131 |

Tabelle 3

beispielhafte
ZUORDNUNG DER BAUKOSTEN AUF DIE EINZELNEN PARAMETER

| Anlagen-Teil | Kosten Mio ATS | Gewichtung der Parameter | | | | daraus Kostenaufteilung: | | | |
|---|-------------------|--|--------------|--------|--------|--------------------------|--------------------|--------------|--------------|
| | | Hydr. % | CSB/BSB % | N % | P % | Hydr. Mio ATS | CSB/BSB Mio ATS | N Mio ATS | P Mio ATS |
| 1. Mechanische Stufe | 20,0 | 100% | - | - | - | 20,0 | - | - | - |
| 2. Belebungsbecken Nitrifikation inkl. Belüftung | 48,0 | - | 75% | 10% | 15% | - | 36,0 | 4,8 | 7,2 |
| 3. Belebungsbecken Denitrifikation | 12,0 | - | - | 100% | - | - | - | 12,0 | - |
| 4. Nachklärbecken | 20,0 | 60% | 40% | - | - | 12,0 | 8,0 | - | - |
| 5. Schlammbehandlung | 70,0 | - | 100% | - | - | - | 70,0 | - | - |
| 6. Sonstige Anlagenteile, Grund, Infrastruktur | | "Aufteilung nach errechneter Wertigkeit - ohne Einfluß auf Wertigkeit" | | | | | | | |
| | 30,0 | 19% | 67% | 10% | 4% | 5,6 | 20,1 | 3,0 | 1,3 |
| BERECHNUNG DER WERTIGKEIT | | | | | | | | | |
| Summen: | 200,0 | | | | | 37,6 | 134,1 | 19,8 | 8,5 |
| Wertigkeiten | | | | | | 18,8% | 67,1% | 9,9% | 4,2% |

Anmerkungen:

- zur Berechnung einer Gewichtung werden unterschiedliche Parameter, die sich auf die Bemessung der einzelnen Anlagenteile auswirken, herangezogen.

- es handelt sich dabei um:

| | |
|----------------|------------------------|
| Hydr. | Hydraulische Belastung |
| CSB/BSB | Schmutzfracht |
| N | Stickstofffracht |
| P | Phosphorfracht |

- für die Anlagenteile werden die Kosten angesetzt und entsprechend einem Anteilsverhältnis den einzelnen Parametern zugeordnet. Dadurch ergeben sich für jeden Parameter Kostensummen.

- aus den KOSTENSUMMEN wird direkt auf die "WERTIGKEIT" (Gewichtung) umgerechnet.

9 Literatur

Wasserrechtsgesetz 1959 i.d.Fassung der Wasserrechtsgesetz-Novelle 1990 i.d.Fassung
BGBl.Nr. 185/1993

Allgemeine Abwasseremissionsverordnung-AAEV i.d.Fassung BGBl.Nr. 537/1993

1. Emissionsverordnung kommunales Abwasser i.d.Fassung BGBl. Nr. 537/1993
(dzt. Änderungsentwurf)

NÖ. Kanalgesetz 1977, LGBl. Nr. 8230 -4 Mai 1989 in der letztgültigen Fassung

Arbeitsblatt A 131, Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen ab 5000

Einwohnerwerten, herausgegeben von der Abwassertechnischen Vereinigung e.V.
(ATV), 1991

Dipl.Ing. Wolfgang Geyer
Ziv.Ing. für Kulturtechnik und Wasserwirtschaft
Büro Dr. Lengyel ZT GmbH,

Fasangasse 25
1030 Wien

Das Problem der Indirekteinleiter aus der Sicht des technischen Amtssachverständigen und der Gewässeraufsicht

G. Spatzierer

Amt der Bgld. Landesregierung, Abt XIII/3-Gewässeraufsicht

1 Einleitung

Durch die Wasserrechtsgesetznovelle 1990 wurde mit dem § 32 Abs. 4 eine Bewilligungspflicht für Indirekteinleiter und durch § 33 b und den darauf basierenden Abwasseremissionsverordnungen eine Normierung des Standes der Technik für Indirekteinleiter geschaffen. Durch § 33 c wurde zudem eine Verpflichtung zur generellen Sanierung von Altanlagen festgelegt. Bis dato wurden neben der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung insgesamt 31 branchenspezifische Emissionsverordnungen erlassen, für weitere 6 Entwürfe von Verordnungen wurde das Begutachtungsverfahren bereits weitgehend abgeschlossen. Insgesamt sind in der derzeit geltenden Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung für 43 Herkunftsbereiche 60 branchenspezifische Emissionsverordnungen vorgesehen. Darüber hinaus ist durch die Novellierung und Wiederverlautbarung der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung eine Erweiterung auf insgesamt 62 branchenspezifische Emissionsverordnungen zu erwarten. Weiters wurde bereits in den Erläuterungen zum Entwurf dieser Verordnung darauf hingewiesen, daß nicht ausgeschlossen werden kann, daß z.B. auf Grund der künftigen IPPC-Richtlinie die Notwendigkeit weiterer Spartenverordnungen resultieren kann.

Im verwaltungstechnischen Vollzug zeigten sich bereits in der Anfangsphase gravierende Vollzugsprobleme, da einzelne derartige Emissionsverordnungen eine große Anzahl von Betrieben betreffen, wie z.B. Weinbaubetriebe, Brennereibetriebe, Tankstellen und KFZ-Betriebe, Kühlsysteme, Schlachtbetriebe und fleischverarbeitende Betriebe, Getränkeabfüller,

Massentierhaltungen. Die verschärfte Bewilligungspflicht für Indirekteinleiter wurde nach OBERLEITNER, 1994, bislang von vielen Betroffenen kaum zur Kenntnis genommen und hat wegen der hohen Dunkelziffer auch die Behörden verunsichert. Die Verordnungsermächtigung zur Ausklammerung von Bagatellfällen wurde bis zum Jahre 1995 von den Bundesländern noch nicht in Anspruch genommen, Überlegungen hiezu wurden jedoch bereits angestellt. Zur Entspannung der Situation wurden mit BGBl. Nr. 185/1993 im § 33 g Abs. 3 die seinerzeitigen Regelfälle, die durch die Wasserrechtsgesetznovelle 1990 bewilligungspflichtig wurden, legalisiert. Damit findet jedoch die Anpassungspflicht nach § 33 c für Altanlagen unmittelbar Anwendung.

Die Übergangsregelungen in § 33 g haben einerseits sowohl für Indirekteinleiter als auch für die Behörde befristet bis 31.12.2002 Erleichterungen gebracht, andererseits wird durch diese Regelung aber auch eine Ungleichbehandlung für unbewilligte Abwassereinleitungen gegenüber bewilligten geschaffen (DONNINGER, 1995). Die branchenspezifischen Abwasseremissionsverordnungen entfalten ihre unmittelbare Wirkung nach meiner Ansicht daher im wesentlichen bei neuen Betriebsanlagen bzw. Erweiterungen bestehender Betriebsanlagen. Eine Entbindung von der Bewilligungspflicht besteht gemäß § 33 g Abs. 3 jedoch nur dann, wenn sie den für sie sonst geltenden Vorschriften gemäß betrieben werden. Um dies feststellen zu können, wird es daher im Regelfall erforderlich sein, eine entsprechende Überprüfung vorzunehmen.

Die oben angeführten gesetzlichen Bestimmungen bedingen somit ein Tätigwerden der Behörde und der damit in weiterer Folge eingesetzten technischen Amtssachverständigen sowie der Gewässeraufsicht in unterschiedlichem Ausmaß.

2 Problemstellungen für den technischen Amtssachverständigen

2.1 Aufgaben und Einsatzbereiche

Die Aufgaben des technischen Sachverständigen können aus den Bestimmungen des Wasserrechtsgesetzes abgeleitet werden. Vorgelegte Projekte müssen daher vorerst geprüft werden, ob alle erforderlichen Angaben und Unterlagen gemäß § 103 WRG vorhanden und ausreichende Angaben für die Durchführung einer weiteren vorläufigen Überprüfung gemäß § 104 enthalten sind. Sofern wesentliche Angaben und Unterlagen für die Beurteilung fehlen, muß das Projekt im Wege über die Behörde an den Antragsteller zur Ergänzung übermittelt werden. Das vollständige Projekt ist sodann einer vorläufigen Überprüfung gemäß § 104 WRG vom technischen Sachverständigen zu unterziehen, wobei Schwerpunkte dieser Überprüfung im Regelfall folgende Punkte betreffen:

- Entsprechen die Anlagen dem Stand der Technik?
- Werden durch das Vorhaben öffentliche Interessen berührt? Können diese durch Auflagen behoben werden?
- Ist für eine einwandfreie Beseitigung der anfallenden Abwässer (und Abfälle) Vorsorge getroffen?

Die maßgeblichen zu berücksichtigenden öffentlichen Interessen sind im § 105 WRG angeführt.

Im Zuge der behördlichen Abwicklung von Projekten darf zusätzlich empfohlen werden, daß der Projektwerber bereits vor Inangriffnahme der Projektierung Kontakt mit dem technischen Amtssachverständigen aufnimmt, wobei bereits hier die grundsätzlichen Anforderungen festgelegt werden sollten. Eine Zuziehung des Projektanten zu derartigen Vorgesprächen wird dringend empfohlen.

Im wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren ist es Aufgabe des technischen Amtssachverständigen, den Befund und das Gutachten für die gegenständliche Anlage zu erstellen sowie die erforderlichen Auflagen festzulegen. Bezüglich der Emissionen sind hier sowohl Frachten als auch Konzentrationen

(gegebenenfalls Wirkungsgrade) festzusetzen sowie Art, Umfang und Häufigkeit der Eigen- und Fremdüberwachung anzugeben. Für die Festlegung der Emissionswerte ist selbstverständlich auch eine Berücksichtigung des jeweiligen Kanalisationssystems, der betroffenen Kläranlage sowie allenfalls daraus resultierende Zusatzbelastungen für den Vorfluter (in Zusammenarbeit mit der Gewässeraufsicht) erforderlich. Hierbei können im Regelfall die Bestimmungen der diesbezüglichen Emissionsverordnungen bzw. der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung als Basis herangezogen werden. Sofern für einen maßgeblichen Inhaltsstoff bzw. eine maßgebliche Eigenschaft eines Abwassers aus anderen als den im § 4 Abs. 2 Allgemeine Abwasseremissionsverordnung angeführten Herkunftsbereichen trotz nachweislicher Beachtung der Grundsätze des § 2 und des Standes der Technik zur Verringerung und Reinigung der Abwässer und zur Vermeidung gefährlicher Abwasserinhaltsstoffe die Einhaltung der Emissionsbegrenzungen gemäß Anlage A unmöglich ist, so hat eine individuelle Beurteilung gemäß § 33 b Abs.1 und 2 WRG zu erfolgen. Weiters sind die Bestimmungen des § 2 Abs. 5 bis 8 der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung zu beachten.

Nach Fertigstellung einer bewilligungspflichtigen Anlage ist gemäß § 121 WRG eine Überprüfung vorzunehmen, wobei die projektsgemäße Ausführung zu überprüfen, allfällige Mängel und Änderungen festzuhalten sowie hierfür erforderliche Maßnahmen festzulegen sind. Zusätzlich ist auch Einsichtnahme in Prüfberichte und Untersuchungsergebnisse der Eigen- und Fremdüberwachung zu nehmen.

Bei bereits bestehenden Anlagen ist vom technischen Amtssachverständigen festzustellen, ob die Anlagen dem Stand der Technik entsprechen bzw. welche Maßnahmen erforderlich sind, um eine Anpassung an diesen zu ermöglichen.

Weiters kommen wasserbautechnische Amtssachverständige auch in folgenden Bewilligungsverfahren zum Einsatz:

- Verfahren gemäß Gewerbeordnung
- Sonstige Verfahren (z.B. gem. AWG, Naturschutz)
- Verfahren, die dem UVP-Gesetz unterliegen.

In allen oben angeführten Verfahren sind ebenfalls wasserwirtschaftliche Gesichtspunkte zu berücksichtigen, die u.a. auch Auswirkungen auf die Einleitung von Abwässern in die Kanalisationsanlage besitzen.

Bei geförderten Betriebsansiedlungen, insbesondere wasserwirtschaftlich relevanten Großprojekten, ist bei der Standortauswahl u.a. auch die erforderliche Infrastruktur (Wasserversorgung, Abwasserreinigung, Vorfluter) von Bedeutung. Bei der Einbindung in ein derartiges Projektmanagement müssen neben verwaltungstechnischen Aspekten unter Umständen auch förderungstechnische Randbedingungen mitberücksichtigt werden. Durch eine frühzeitige Einbindung des technischen Sachverständigen in ein derartiges Projekt können unter Umständen bereits im Stadium der Projektierung entsprechende Maßnahmen (Emissionsminderung durch innerbetriebliche Verfahrensschritte, integrierte Umwelttechnik, „Cleaner production“) einbezogen werden. Darüber hinaus können bereits die Anforderungen an das Projekt in abwassertechnischer Sicht festgelegt und eventuell erforderliche Versuche zur Abwasserbehandlung veranlaßt werden. Bei wasserwirtschaftlich bedeutsamen Großprojekten, welche unter Umständen auch einem Verfahren gemäß UVP-Gesetz zu unterziehen sind, sind die Umweltauswirkungen umfassend zu beurteilen, wobei dies auch unter Umständen die Beurteilung einer Störfallanalyse (Sicherheitsanalyse und Maßnahmenplan) umfassen kann. Zusätzlich zu den rein fachlich-technischen Agenden kann in derartigen Verfahren der technische Amtssachverständige auch als koordinierender Sachverständiger eingesetzt werden.

Aus den oben angeführten Aufgaben und Einsatzbereichen geht bereits hervor, daß der technische Sachverständige vielfältige Aufgaben wahrzunehmen hat, welche zum Teil sehr hohe Anforderungen an seine Kenntnisse und Fähigkeiten stellen. Neben konventionellen technischen Kenntnissen sind dabei auch Kenntnisse der Verfahrenstechnik, des allgemeinen Umweltschutzes, der Chemie sowie rechtlicher Bestimmungen erforderlich. Weiters sind auch Bestimmungen der EU, diverser Förderungsprogramme und -bestimmungen zu berücksichtigen sowie Managementkenntnisse erforderlich. Aus diesen Anforderungen geht bereits hervor, daß diese Funktion nur in Ausnahmefällen von einer Einzelperson abgedeckt werden kann. Im Regelfall wird es daher notwendig sein, ein interdisziplinäres Projektteam zu bestellen und die Aufgabenstellungen in Teamarbeit gemeinsam zu lösen. Dabei müssen auch die

Auswirkungen der verschiedenen erforderlichen Maßnahmen aufeinander berücksichtigt und die Auflagen abgestimmt werden. Da bei derartigen Projekten zum Teil auch massive verschiedenartige Interessen auf das Projekt Einfluß haben können, müssen derartige Arbeiten oftmals unter großem Zeitdruck abgewickelt werden.

2.2 Erfahrungen

Die Entwicklung der Technik der Abwasserbehandlung und -reinigung wurde in den letzten Jahrzehnten sukzessive weiter entwickelt. Gleichzeitig sind aber auch die gesetzlichen Anforderungen in diesem Bereiche wesentlich verschärft worden. Während z.B. bei Tankstellen und KFZ-Betrieben früher ein einfacher Mineralölabscheider als ausreichend angesehen wurde, sind nunmehr unter Umständen Emulsionsspaltanlagen, Kreislaufanlagen, Restölabscheider, etc. erforderlich, wobei der Einsatz von Kaltreinigern, Waschmittelzusätzen, Lösungsmitteln, etc. gesondert zu berücksichtigen ist. Dementsprechend sind auch die Anforderungen an den technischen Amtssachverständigen gestiegen.

Bei Klein- und Kleinstbetrieben wie z.B. Fleischhauern, Tankstellen, Weinbaubetrieben, Brennereibetrieben treten im Regelfall bei der Abwicklung der Verfahren in technischer Hinsicht keine nennenswerten Schwierigkeiten auf. Die Verfahrensabläufe sind in diesem Bereich relativ leicht durchschaubar. Erforderliche Anpassungen an den Stand der Technik (innerbetriebliche Maßnahmen) können mit Maßnahmenkatalogen im Regelfall gut abgedeckt werden. Dennoch ist auch für jene Gruppe von Amtssachverständigen, die in diesem Bereiche arbeiten, eine ständige Fort- und Weiterbildung durch den Besuch von Fachmessen, Informationsveranstaltungen von Anlagenherstellern, Studium von Fachliteratur, etc. erforderlich.

Bei Großprojekten, insbesondere industriellen Produktionsanlagen der chemischen Industrie, sind jedoch oftmals Kenntnisse der chemischen Verfahrenstechnik und der Funktion und Wirkungsweise spezieller Vorbehandlungsanlagen notwendig. Der betriebliche Produktionsablauf muß hierfür bekannt sein und sollte vom Konsenswerber an Hand von Fließbildern inklusive Massenströmen dargelegt werden. In diesem Bereiche sind bei der Beurteilung unter Umständen Erschwernisse zu erwarten, da gewisse Produktionstechniken vom Konsenswerber als Betriebs- und Geschäftsgeheimnis deklariert werden und daher Informationen darüber auch

der Behörde gegenüber nur ungern weitergegeben werden. Die Wahrung dieser bekanntgegebenen Geheimnisse muß selbstverständlich vom Amtssachverständigen beachtet werden. Zum Teil ist es bei derartigen Projekten bereits im Vorfeld des Verfahrens erforderlich, grundsätzliche Fragestellungen zu klären. Diesbezüglich sind anzuführen:

- Alleinige oder gemeinsame Reinigung mit kommunalen Abwässern.
- Maß der erforderlichen Vorbehandlung.
- Eine eventuell erforderliche Teilstrombehandlung.
- Abtrennung nicht belasteter Abwässer (ev. auch Kreislaufführung).
- Abbauuntersuchungen.

Die Ergebnisse derartiger Voruntersuchungen sind zudem sowohl in technischer als auch wirtschaftlicher Hinsicht zu prüfen und zu beurteilen.

Wesentliche Informationen von derartigen Projekten können im Zuge von Besichtigungen vergleichbarer Produktionsanlagen (z.B. Zweigwerke) gewonnen werden, wobei auch die bisherigen Betriebserfahrungen mit den jeweiligen Betreibern ausführlich erörtert werden sollten. Zusätzlich ist auch eine entsprechende Fortbildung durch den Besuch von Fachveranstaltungen (zum Teil im Ausland) und das eingehende Studium der Fachliteratur erforderlich. In besonderen Fällen, in welchen im Behördenbereich noch keine bzw. ungenügende Kenntnisse auf diesem Gebiete vorliegen, sollten externe Sachverständige (z.B. von Universitätsinstituten udgl.) eingesetzt werden. Eine enge Zusammenarbeit der Amtssachverständigen mit externen Sachverständigen ist aber auch in diesem Falle erforderlich, wodurch zusätzlich auch eine Weiterbildung der Amtssachverständigen ermöglicht wird.

Im Burgenland liegen bereits langjährige Erfahrungen für die Herkunftsbereiche Tankstellen, KFZ-Betriebe, Schlacht- und fleischverarbeitende Betriebe, Milchbe- und Milchverarbeitungsbetriebe, Weinbaubetriebe, Brennereibetriebe, Textilveredelungs- und -behandlungsbetriebe, Druckereibetriebe, Gerbereien und Lederfabriken, Getränkeabfüller, Betriebe zur Behandlung und Beschichtung von metallischen Oberflächen, Wäschereien und

Chemischreinigern, Konservenindustrie, Sauergemüseproduktion, Gaststätten, Erzeugung pflanzlicher Öle, Zuckerfabriken, Tierkörperverwertungsanlagen, Kühlsystemen, Abfallbehandlungsanlagen und Abfalldeponien vor. Speziell bei kleineren Betriebsanlagen wurden die erforderlichen Maßnahmen bereits im Zuge des gewerbebehördlichen Verfahrens vom technischen Amtssachverständigen berücksichtigt. Eine zusätzliche wasserrechtliche Bewilligung für die Einleitung der Abwässer in die Kanalisation erscheint nach h.o. Ansicht in vielen Fällen nicht erforderlich, da die wesentlichen Aspekte bereits ohnehin berücksichtigt wurden. Kleine Gewerbebetriebe stellen zudem im Regelfall keine besondere Belastung für Kanalisations- und Abwasserreinigungsanlagen dar, sofern bereits innerbetrieblich entsprechende Vorbehandlungsmaßnahmen (z.B. Abscheider) vorhanden sind bzw. durchgeführt werden. Auf eine gesonderte Ableitung unbelasteter Abwässer (z.B. Kühlwässer) wird ebenfalls Bedacht genommen.

Probleme ergeben sich zum Teil bei Saisonbetrieben (Konservenindustrie, Kellereibetrieben, Brennereibetrieben), wobei zum Teil stoßartig hohe organische Belastungen abgegeben werden. Einen weiteren Problembereich stellt die Ableitung wassergefährdender Stoffe dar, welcher jedoch im Burgenland von eher untergeordneter Bedeutung ist. Der Rückhalt von Grobstoffen sowie das Verbot der Einleitung von Jauche und Gülle in die Kanalisationsanlage wird als wesentlich erachtet. Problemstellungen sind auch bei der Textilindustrie gegeben (insbesondere bei Färbereien), bei welchen es im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage zu einem Durchschlagen der Farbstoffe kommt.

Mißstände (hydraulische Überlastung der Kanalisation, Kanalkorrosion, Geruch, Ableitung von Konzentraten und Grobstoffen, Schwermetallbelastungen der Klärschlämme) werden einerseits durch die Gewässeraufsicht als Folge von Betriebsüberprüfungen bzw. auf Grund der Meßergebnisse der Kläranlagenfremdüberwachung sowie auch von den Kläranlagenbetreibern aufgezeigt. In weiterer Folge werden behördliche Betriebsprüfungen unter Beiziehung des technischen Amtssachverständigen sowie eines Vertreters der Gewässeraufsicht vorgenommen. Sofern eine sachverständige Beurteilung vor Ort nicht sofort möglich ist, wird dabei dem Betreiber die Vorlage entsprechender technischer Unterlagen, die Durchführung einer Erhebung durch ein geeignetes Institut/Zivilingenieur inklusive der

eventuell erforderlichen Vorlage eines Sanierungsprojektes vorgeschrieben. Die gegenständlichen Unterlagen sind sodann wieder vom technischen Amtssachverständigen zu prüfen und einem entsprechenden Verfahren zu unterziehen.

Längerfristig gesehen ist bei derartigen Betrieben eine laufende Bearbeitung der Projekte erforderlich, da es in Folge von Kapazitätserweiterungen, Produktionsumstellungen, neuere Erkenntnisse aber auch durch Störfälle zu Anpassungserfordernissen kommt. Bei größeren Betrieben bzw. gemäß den Emissionsverordnungen werden hier auch bestimmte laufende Emissionsmessungen im Rahmen der Eigen- und Fremdüberwachung vorgeschrieben. Wesentlich erscheint, daß bei derartigen Prüfungen durch Dritte auch der Zustand und die Funktionsfähigkeit der Vorbehandlungsanlagen überprüft und dokumentiert wird. Bei Deponien wird im Regelfall eine wasserrechtliche Bauaufsicht vorgeschrieben, welche periodisch die Ergebnisse der Überprüfungen im Rahmen eines Prüfberichtes an die Behörde zu übermitteln hat. Die Prüfung dieser Berichte erfolgt im Regelfall ebenfalls durch den technischen Amtssachverständigen. Sofern hiebei Mängel zu Tage treten, werden entsprechende Maßnahmen vorgeschrieben.

Durch eine entsprechende Information und gegebenenfalls Beratung des Konsenswerbers kann auch eine entsprechende Akzeptanz der Betroffenen geschaffen und eine rasche Umsetzung der erforderlichen Maßnahmen sowie ein verbesserter Betrieb erzielt werden. Bei der Festlegung der Sanierungsfrist werden die gesetzlich vorgegebenen Fristen sowie auch die technischen und wirtschaftlichen Möglichkeiten berücksichtigt. In manchen Fällen kann auch die Festlegung eines Stufenplanes für die Anpassung und Sanierung zweckmäßig sein. Oberstes Ziel sollte eine rasche Reduktion der wesentlichen Emissionen sein, wobei zum Teil bereits durch den Einsatz geringer finanzieller Mittel große Fortschritte erzielt werden. Für die Beseitigung darüber hinaus bestehender Restbelastungen ist oftmals ein sehr hoher finanzieller Aufwand erforderlich, der kurzfristig die wirtschaftliche Leistungsfähigkeit eines Betriebes übersteigen kann. Durch den oben angeführten Stufenplan können auf diese Weise sowohl Belastungen für das Gewässer als auch für den Betrieb gering gehalten werden.

Eine Erhöhung der in den Abwasseremissionsverordnungen vorgegebenen Emissionsgrenzwerte bzw. Mindestwirkungsgrade war im Burgenland bis dato praktisch noch nicht erforderlich. Eine Herabsetzung dieser Konzentrationen kann aber in Einzelfällen z.B. bei Belastung des Klärschlammes durch mehrere Betriebe (Oberflächentechnik) erforderlich sein.

Um die gewünschten Ziele der Gewässerreinigung und der innerbetrieblichen Rückhaltung von Schadstoffen und Belastungen zu ermöglichen, ist jedenfalls ein enger Kontakt des technischen Sachverständigen mit dem Betreiber als auch der Gewässeraufsicht wesentlich. Dadurch können auch betriebliche Erfahrungen in die Bemessung und Optimierung von Anlagen miteinfließen. Der technische Amtssachverständige sollte nach Möglichkeit nicht nur im theoretischen Bereich arbeiten, sondern bereits Praxiserfahrungen mitbringen. Ein breites Wissen sowie eine laufende Fortbildung ist jedenfalls erforderlich. Eine objektive, sachlich richtige Vorgangsweise in den Verfahren ist Grundvoraussetzung. Dadurch kann sowohl die erforderliche Akzeptanz des Betreibers als auch der sonstigen Betroffenen erzielt werden.

3 Problemstellung für die Gewässeraufsicht

3.1 Aufgaben und Einsatzbereiche

Die Aufgaben der Gewässeraufsicht sind im § 130 WRG angeführt. Die Durchführung dieser Tätigkeit ist gemäß den §§ 133 und 134 vorzunehmen, bezüglich der Verwertung der Ergebnisse wird auf § 136 verwiesen. Der Schwerpunkt liegt im Bereich der Betriebsüberwachung und Überprüfung der Einhaltung der gesetzlichen Bestimmungen sowie der Kontrolle der Auswirkungen auf die Gewässer.

Grundvoraussetzung für die Durchführung dieser Tätigkeiten ist der Einsatz von qualifiziertem Personal sowie ein entsprechend ausgestattetes Labor. Ein wesentliches Element stellt hierbei die Fremdüberwachung der Indirekteinleiter sowie der Abwasserreinigungsanlagen dar. Die dabei erhaltenen Ergebnisse sind zu bewerten und an die Behörde unter Angabe der eventuell erforderlichen Maßnahmen weiterzuleiten. Durch eine regelmäßige Gewässergüteuntersuchung können zudem die Auswirkungen der Einleitungen der Kläranlagen auf die Gewässer erfaßt werden.

Im Zuge der wasserrechtlichen bzw. gewerbebehördlichen Bewilligungsverfahren obliegt es zumeist auch der Gewässeraufsicht die entsprechenden Emissionsgrenzwertfestlegungen zu treffen, wobei die Belastungssituation der jeweiligen Abwasserreinigungsanlage sowie des Vorfluters mitzubersichtigen ist.

Gemäß den Bestimmungen des Wasserrechtsgesetzes sowie auf Grund der Organisationsstrukturen in den einzelnen Bundesländern liegt somit theoretisch das Schwergewicht der Tätigkeit im Rahmen der behördlichen Verfahren bei der Genehmigung, Endüberprüfung und Anpassung an den Stand der Technik beim technischen Amtssachverständigen, beim Betrieb und der Betriebsüberwachung bei der Gewässeraufsicht. Tatsächlich ergibt sich jedoch oftmals in der Praxis ein fließender Übergang in diesen Tätigkeitsbereichen, der im wesentlichen auf der personellen Situation und den jeweils erforderlichen vorhandenen Kenntnissen beruht. Ein gegenseitiger Informations- und Erfahrungsaustausch der in diesen Bereichen tätigen Bediensteten ist jedenfalls wünschenswert und sollte in jedem Falle durchgeführt werden.

3.2 Durchführung der Aufsichtstätigkeit

Bedingt durch die große Anzahl von Indirekteinleitern (zig Tausende pro Bundesland) ist eine periodische Überwachung der Indirekteinleiter durch Bedienstete der Gewässeraufsicht in der Praxis nicht möglich, da derartige personelle Kapazitäten nicht vorhanden sind. Direkte Überprüfungen durch die Gewässeraufsicht werden daher im Regelfall zwangsläufig auf wenige Betriebe beschränkt bleiben müssen (Großemittenten, Problembetriebe). Im Burgenland wird darüber hinaus in Einzelfällen bei abwasserrelevanten Industriebetrieben eine tägliche bzw. wöchentliche Erfassung der Abwasserbelastung durchgeführt, wobei die Probeentnahme durch das Betriebspersonal der jeweiligen Abwasserreinigungsanlage erfolgt. Diese Meßdaten dienen aber vor allem für die Kostenaufteilung zwischen Indirekteinleitern und der betreffenden Kommune/Verband, liefern darüber hinaus aber auch für die Gewässeraufsicht Informationen über die Einhaltung der behördlich vorgegebenen Begrenzungen. Darüber hinaus erfolgen Fremdüberwachungen von Indirekteinleitern vor Ort sporadisch bzw. in Anlaßfällen sowie im Zuge von behördlichen Überprüfungen, bei welchen Sachverständige der Gewässeraufsicht beigezogen

werden. Eine flächendeckende Kontrolle der Indirekteinleiter durch die Gewässeraufsicht ist aber derzeit nicht gegeben.

Überprüfungen durch die Gewässeraufsicht erfolgen vorwiegend im Anlaßfall bei Beschwerden, Anzeigen, Betriebsproblemen in der Kanalisation und der nachfolgenden Abwasserreinigungsanlage sowie bei außergewöhnlichen Gewässerbelastungen und Fischsterben. Neben einer Überprüfung des Gesamtbetriebes bzw. der relevanten Anlagenteile werden dabei auch die abgeleiteten Abwassermengen, die Konzentrationen der relevanten Parameter (Probenentnahme), Betriebsaufzeichnungen (Eigenüberwachung) sowie die Wartung und der Zustand der Anlagen überprüft. Speziell der Wartungs- und Betriebszustand der innerbetrieblichen Abwasserbehandlungsanlagen sowie der Meß- und Probenahmeeinrichtungen wird hierbei als wesentlich erachtet und zeigt zumeist bereits die Probleme auf. Dementsprechend wird bei den behördlichen Vorschreibungen hinsichtlich der Eigen- und Fremdüberwachung auch darauf Bedacht genommen, daß im Zuge der Fremdüberwachung auch Angaben über die Funktionsfähigkeit und den Zustand der Abwasservorbehandlungsanlagen zu machen sind. Im Bedarfsfall wird z.B. für Meßeinrichtungen, einfachen Abscheideanlagen auch der Abschluß eines Wartungsvertrages vorgeschrieben. Zudem ist auch vom Betreiber der Verantwortliche für die Abwasserbehandlungsanlagen der Behörde namhaft zu machen.

3.3 Erfahrungen

Als eine wesentliche Informationsquelle für die ordnungsgemäße Beschaffenheit der Abwässer von Indirekteinleitern werden im Burgenland die Ergebnisse der Fremdüberwachung der Abwasserreinigungsanlagen angesehen. Durch die hohe Überwachungsintensität sowohl des Ab- als auch des Zulaufes der Kläranlagen (wöchentlich bis arbeitstäglich) können dadurch organische und sonstige Belastungsstöße erfaßt werden. Die Ablaufuntersuchungen zeigen die Reaktion der Kläranlage auf die Stoßbelastung (z.B. erhöhte CSB/TOC-Werte, Ausfall der Nitrifikation, Salzbelastungen) an. Mit zusätzlichen Informationen durch das Betriebspersonal der Kläranlagen über Veränderungen des Belebtschlammes (Blähschlamm Bildung, Veränderungen im mikroskopischen Bild, Graufärbung des Belebtschlammes, Schaumbildungen), außergewöhnlich niedriger oder stark erhöhter Sauerstoffverbrauch, Geruch,

Gehalt an wassergefährdenden Stoffen (Kohlenwasserstoffen), Anteil der Feststoffe im Zulauf, Zusammensetzung von Rechen- und Sandfangräumgut ergeben sich weitere Hinweise auf mögliche Verursacher. Durch die regelmäßige Untersuchung des Klärschlammes auf Grund der Bodenschutz- bzw. Klärschlammgesetze und Klärschlammverordnungen können zudem erhöhte Schwermetallbelastungen festgestellt werden. Die Ermittlung der Verursacher erfolgt sodann in enger Zusammenarbeit mit dem Betriebspersonal der Abwasserreinigungsanlage. Auf Grund der charakteristischen Parameter kann oftmals rasch auf mögliche Verursacher geschlossen werden. Durch Prüfungen im Kanalnetz, Sielhautuntersuchungen und letzten Endes Einleiterprüfungen kann in vielen Fällen der Verursacher ermittelt werden. Die Ergebnisse dieser Erhebungen werden sodann an die Behörde übermittelt, wodurch in weiterer Folge derartige Mißstände abgestellt werden können.

Da die flächendeckende Überprüfung der Indirekteinleiter durch die Gewässeraufsicht nicht möglich ist, wurde in den diesbezüglichen Bewilligungsbescheiden bereits die Fremdüberwachung durch Dritte vorgeschrieben, welche im Auftrage des Konsenswerbers durchzuführen und zu bezahlen ist. Als Beispiele können hier angeführt werden: Tankstellen, KFZ-Betriebe, Molkereien, Textilbetriebe, Tierkörperverwertungsanlagen, Galvanikbetriebe, Arzneimittelproduktion, Deponien, Abfallbehandlungsanlagen. Bis dato konnten mit dieser Vorgangsweise sehr gute Erfahrungen gemacht werden. Die Prüfberichte werden von den Behörden regelmäßig an die Gewässeraufsicht zur Stellungnahme vorgelegt. Zur Verwaltungsvereinfachung wurde bereits auch fallweise vereinbart, daß eine Nachricht an die Behörde nur im Beanstandungsfalle erfolgt. Bei Verdacht können darüber hinaus zusätzlich unangekündigte Überprüfungen durch die Gewässeraufsicht durchgeführt werden. Auf Grund der guten Erfahrungen mit dieser Abwicklung sollte diese Möglichkeit auch in der Novelle der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung beibehalten werden. Daraus ergeben sich eine wesentliche Entlastung der Gewässeraufsicht sowie erhebliche Kosteneinsparungen für die Behörde.

In Spezialfällen (z.B. Inbetriebnahme neuartiger Produktionsanlagen, für welche Betriebserfahrungen noch fehlen) kann darüber hinaus für den Einfahrbetrieb die Zuziehung von Fachinstituten zur Betriebsüberwachung und Optimierung vorteilhaft sein.

Probleme mit Indirekteinleitern ergeben sich vor allem im ländlichen Bereich durch die Einleitung von Gülle, Jauche, Geläger und Brennereischlempe. Durch die Vielzahl der Betriebe und der gleichartigen Abwässer ist eine Verursacherfeststellung kaum möglich. Diesbezüglich müssen im jeweiligen Einzugsbereich sämtliche derartigen Betriebe überprüft werden. Dadurch ergeben sich auch bei der Behörde Schwierigkeiten bei der Umsetzung. Zusätzlich treten fallweise auch Zuständigkeitsprobleme (Bezirkshauptmannschaft/Gemeinde) auf. Hier wurde versucht, durch entsprechende Informationsveranstaltungen, Übermittlung von Merkblättern und Hinweisen ein Verständnis bei der betroffenen Bevölkerung und die erforderliche Akzeptanz zu erzielen.

Soferne ein leistungsfähiges Labor vorhanden ist, kann ein Großteil der erforderlichen Untersuchungen durch dieses vorgenommen werden. Die rasche Durchführung der Untersuchungen kann bei der Verursacherermittlung zum Teil wesentlich sein. Die Durchführung von Spezialuntersuchungen muß jedoch im Regelfall an ein Fremdlabor vergeben werden.

Die Mitarbeiter der Gewässeraufsicht sollten unter anderem auch praktische Erfahrungen über die Funktionsweise der Vorbehandlungsanlagen und zum Teil auch verfahrenstechnische Kenntnisse besitzen. Eine entsprechende Ausbildung sowie eine ständige Fortbildung verbunden mit einem Erfahrungsaustausch sind unbedingt erforderlich. Als wesentlich wird auch der Erfahrungsaustausch im Rahmen der Kläranlagennachbarschaften mit dem verantwortlichen Betriebspersonal der Abwasserreinigungsanlagen angesehen.

Voraussetzung für die Durchführung von Kanalüberprüfungen ist unter anderem auch das Vorhandensein entsprechender Kanalpläne auf der jeweiligen Abwasserreinigungsanlage sowie ein Indirekteinleiterkataster. Letzterer ist aber in vielen Fällen nicht vorhanden. Diesbezüglich wird auf die Bestimmungen der zukünftigen Novelle der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung verwiesen, in welchem eine laufend aktualisierte Dokumentation derartiger Indirekteinleiter, welche eine maßgebliche Auswirkung auf den Betrieb der öffentlichen Abwasserreinigungsanlage erwarten lassen, als erforderlich erachtet wird.

Die Mitwirkung der Organe der Gewässeraufsicht in gewerbebehördlichen Genehmigungsverfahren wird als vorteilhaft angesehen und gibt zusätzlich

viele Informationen für die Aufsichtstätigkeit. Auch der Kanalisationsbetreiber, welcher letztendlich für den Betrieb der Kanalanlage verantwortlich ist, sollte darüber hinaus ebenso regelmäßig Kontrollen bei den Indirekteinleitern vornehmen. Bereits das Wissen, daß derartige Kontrollen im Kanalnetz durchgeführt werden, veranlaßt viele Betreiber besser auf den ordnungsgemäßen Betrieb ihrer Abwasservorbehandlungsanlagen zu achten.

4 Ausblick

Wie bereits einleitend festgestellt wurde, ist zukünftig mit der Verabschiedung weiterer branchenspezifischer Emissionsverordnungen zu rechnen. Die Novellierung und Wiederverlautbarung der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung ist laut Auskunft des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft noch im Jahre 1996 zu erwarten. Durch die Vielzahl der betroffenen Betriebe und in Anbetracht der allgemeinen Sparmaßnahmen wird der Ruf nach Verwaltungsvereinfachung (schlanke Verwaltung) zwangsläufig zu Reduktionen im Verwaltungsbereich führen müssen. Einige Bundesländer haben deshalb bereits die Arbeiten zur Erstellung von sogenannten „Bagatell-Verordnungen“ aufgenommen, im Bundesland Kärnten wurde die erste derartige Verordnung (Kärntner Indirekteinleiter-Verordnung) bereits erlassen. Demnach ist für jene Betriebe, die unter den Geltungsbereich dieser Verordnung fallen, keine eigene wasserrechtliche Bewilligung für die Indirekteinleitung mehr erforderlich, sofern die Voraussetzungen des § 32 Abs. 4, 1. Satz, WRG 1990 vorliegen oder durch die Indirekteinleitung hinsichtlich der in der gegenständlichen Verordnung angeführten Stoffe die dort festgelegten Tagesgrenzfrachten und Grenzwerte nicht überschritten werden und bei der Bewilligung der Kanalisationsanlage nicht andere Regelungen getroffen worden sind. Die gegenständliche Verordnung gilt hiebei für Kanalisationen mit nachgeschalteten Abwasserreinigungsanlagen > 500 EW. Die gegenständliche Verordnung wurde in Abstimmung mit der Obersten Wasserrechtsbehörde im Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft

erstellt und könnte auch als Muster für derartige Verordnungen in anderen Bundesländern dienen.

Für die Überwachung von Indirekteinleitern durch den Kanalisations- und Kläranlagenbetreiber sowie in weiterer Folge auch durch die Behörde erscheint die Erstellung und laufende Aktualisierung eines Indirekteinleiterkatasters erforderlich. Erste Ansätze hierzu finden sich bereits im Entwurf der Novelle der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung. Diesbezüglich darf auch auf das Bayerische Wassergesetz, Art. 89, verwiesen werden, in welchem ebenfalls ein derartiger Kataster vorgeschrieben ist. Zur Präzisierung wird derzeit in Bayern eine eigene Verordnung erstellt, welche noch im Jahre 1996 in Kraft treten soll. Auch in Österreich wäre eine entsprechende rechtliche Verankerung wünschenswert. In technischer Hinsicht darf hierbei auf die ATV-Arbeitsblätter A 163, Teil 1 und 2 sowie auf den Entwurf des ÖWAV-Regelblattes 31 „Einleiterkataster“ verwiesen werden. Zur Sicherstellung einer Klärschlammqualität, die eine landwirtschaftliche Verwertung zuläßt, sowie eines stabilen Kläranlagenbetriebes ist jedenfalls eine periodische Kontrolle der Indirekteinleiter sowohl durch den Kanalisations-/Kläranlagenbetreiber als auch im Zuge der Fremdüberwachung erforderlich.

Die Fremdüberwachung von Indirekteinleitern sollte wie bisher auch zukünftig im Auftrage und auf Kosten der Konsenswerber durch hierfür befugte Sachverständige bzw. Untersuchungsanstalten vorgenommen werden.

Bei abwasserrelevanten Indirekteinleitern erscheint zudem der Einsatz von Dauerprobeentnahmegeräten und Abwassermengenmeßeinrichtungen notwendig. Relevante Abwasserparameter sollten zudem kontinuierlich gemessen und registriert werden, Rückstellproben für einen Zeitraum von 1 Woche durch Tiefkühlung sichergestellt werden (Beweissicherung).

Bezüglich der Fremdüberwachung von Kläranlagen sollten die periodischen Untersuchungen unter anderem auch für die Qualitätssicherung der Eigenüberwachungsdaten herangezogen werden. Gemäß Entwurf der Überarbeitung des ÖWWV-Regelblattes 6 „Richtlinien für die Fremdüberwachung biologischer Abwasserreinigungsanlagen“ wird zudem die einmal jährliche Erstellung eines Zustandsberichtes für die Abwasserreinigungsanlage für zweckmäßig erachtet. In diesem Zustandsbericht sollten sowohl die Ergebnisse der Eigen- als auch der Fremdüberwachung des

abgelaufenen Jahres bewertet werden. Zudem darf angeregt werden, daß im Rahmen dieses Zustandsberichtes auch eine Beurteilung der maßgeblichen Indirekteinleiter auf Grund der periodischen Prüfberichte erfolgt. Hiezu wäre es erforderlich, daß die betreffenden Prüfberichte nicht nur an die Behörde, sondern auch an den Kanalisations- und Kläranlagenbetreiber übersandt werden. Dies bietet die Möglichkeit einer Zusammenführung aller relevanten Meßdaten im Einzugsgebiet der Kanalisation sowie einer entsprechenden Bewertung. Dadurch ergeben sich Vorteile sowohl für den Betreiber der Anlage als auch für die Behörde.

Betriebsstörungen bei Indirekteinleitern werden derzeit in vielen Fällen noch nicht an den Kanalisations- und Kläranlagenbetreiber weitergeleitet. Dadurch ist es nicht möglich, rechtzeitig entsprechende Gegenmaßnahmen im Bereich der Kanalisations- und Abwasserreinigungsanlage zu treffen. Eine verbesserte Störfallinformation wäre daher anzustreben. Hiezu ist ein gegenseitiges Vertrauen und Verständnis für mögliche Auswirkungen notwendig. Die Betreiber von Abwasserreinigungsanlagen sollten daher auch periodisch den Kontakt mit den maßgeblichen Indirekteinleitern suchen und dadurch ein entsprechendes Vertrauensverhältnis aufbauen.

Generell sollte die Eigenverantwortlichkeit gestärkt werden. Die Behörde und die Gewässeraufsicht soll (und kann nicht) alles machen. Dadurch ist es letztendlich auch möglich, die anfallenden Kosten verursachergerechter aufzuteilen. Gesamthaft gesehen werden dadurch wohl keine Einsparungen resultieren, die Allgemeinheit und die Verwaltung kann dadurch aber entlastet werden.

Sofern die in den gesetzlichen Bestimmungen enthaltenen Maßnahmen strikt eingehalten werden, sollten sich durch Indirekteinleiter auch keine gravierenden Probleme in Kanalisations- und Abwasserreinigungsanlagen sowie im nachfolgenden Gewässer ergeben. Dadurch kann gesamthaft ein Beitrag zur Gewässerreinigung gewährleistet werden.

5 Literatur

ATV:ATV-Arbeitsblatt A 163, Teil 1: Indirekteinleiter - Teil 1: Erfassung, 1992.

ATV:ATV-Arbeitsblatt (Entwurf) A 163, Teil 2: Indirekteinleiter - Teil 2: Bewertung und Überwachung, 1994.

BMfLuF:Verordnungen des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen, BGBl., 1991 - 1995.

DONNINGER, R.:Das Wasserrecht und die Abwasserregelungen. Rechtsinfo. Wirtschaftskammer Österreich, 1995.

KärntnerKärntner Indirekteinleiter-Verordnung. Landesregierung: LGBl. 102/1995.

NOACK, W.:Das Abwasserkataster. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1985.

OBERLEITNER, F.:Drei Jahre Wasserrechtsgesetz-Novelle 1990 - bisherige Erfahrungen. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft. Jg. 46, H. 5/6, S 117-124. 1994.

Dipl.Ing. Gerhard Spatzierer
Amt der Bgld. Landesregierung
Abt. XIII/3-Gewässeraufsicht

Wulkawiesenstraße
A-7041 Wulkaprodersdorf
Tel.Nr.: 02687/62122

Überwachung der Indirekteinleiter

Teil A: Die Situation in Vorarlberg

C. Mathis

Landeswasserbauamt Bregenz

1 Einleitung

Die in Vorarlberg in Betrieb befindlichen kommunalen Abwasserreinigungsanlagen haben zusammen eine Ausbaugröße von ca. 1.200.000 EW₇₅ (entspricht ca. 1.500.000 EW₆₀). Bei einem Einwohnerstand von 331.472 Einwohnern (Volkszählung 1991) ist ersichtlich, daß bei der Bemessung der kommunalen und regionalen Abwasserreinigungsanlagen in Vorarlberg die Industrie- und Gewerbebetriebe, sowie die Betriebe des Fremdenverkehrs (Hotel- und Gastgewerbe) einen bedeutenden Anteil hatten. Bedingt durch den Rückgang der Textilindustrie sind die Abwasserreinigungsanlagen derzeit nur mit ca. 820.000 EW belastet. Dennoch ist der Anteil der Industrie- und Gewerbebetriebe und der Fremdenverkehrsbetriebe an der in den kommunalen Abwasserreinigungsanlagen behandelten Abwassermengen höher als der Anteil der Einwohner.

Das Abwasser eines einzigen Industrie- oder Gewerbebetriebes kann bei großen Abwassermengen oder extremer Beschaffenheit eine Störung des Betriebes der kommunalen Abwasserreinigungsanlage bewirken. Auch bei Betrieben des Gastgewerbes kann durch fehlende oder unzureichende Vorbehandlung der fetthältigen Abwässer der Betrieb einer kleinen Abwasserreinigungsanlage oder durch die Summenwirkung von mehreren Gastgewerbebetrieben sogar der Betrieb einer größeren kommunalen Abwasserreinigungsanlage beeinträchtigt werden. Eine Überwachung der Indirekteinleiter ist daher notwendig.

Das Vorarlberger Kanalisationsgesetz sieht Maßnahmen zur Überwachung und Vorbehandlung von in die Kanalisation eingeleiteten Abwässern vor. Der § 32 Abs. 4 des Wasserrechtsgesetzes (WRG) sah bis zur Novelle im Jahre 1990 unter bestimmten Voraussetzungen keine wasserrechtliche Bewilligung vor. Bei Einleitung in eine bewilligte Kanalisationsanlage mit Zustimmung ihres Eigentümers bedurfte der Anschluß in der Regel keiner wasserrechtlichen Bewilligung. Nachdem in Vorarlberg die Kanalisationsanlagen der Gemeinde und der (Ab)Wasserverbände wasserrechtlich bewilligt wurden und im Kanalisationsgesetz eine Anschlußpflicht vorgesehen ist, wurden die in die Kanalisation einleitenden Gewerbe- und Industriebetriebe in Vorarlberg als Regelfall angesehen. Die Behördenverfahren erfolgten daher gemäß Kanalisationsgesetz.

Das Kanalisationsgesetz in Vorarlberg verpflichtet die Gemeinden, wenn andere als häusliche Abwässer eingeleitet werden, vor der Ausstellung des Kanalanschlußbescheides das Umweltinstitut des Landes Vorarlberg und das Landeswasserbauamt über die erforderlichen Maßnahmen, über die Notwendigkeit, die Art und das Ausmaß der Vorbehandlung der Schmutzwässer, sowie über die bautechnischen Ausführungen der Anlagen zur Vorbehandlung zu hören. Bei diesen Stellungnahmen wird nicht nur auf die Art und das Ausmaß der Vorbehandlung, sondern auch über die Art und das Ausmaß der Überwachung eingegangen.

2 Kriterien bei der Auswahl der wasserrechtlich bewilligungspflichtigen Indirekteinleiter

Die Wasserrechtsgesetznovelle 1990 hat dazu geführt, daß in Vorarlberg einige Indirekteinleiter als wasserrechtliche bewilligungspflichtige Indirekteinleiter eingestuft wurden. Grundsätzlich wollte man von der bisherigen Praxis, daß die Indirekteinleiter dem Kanalisationsgesetz unterliegen, nicht abgehen, weil dieses Gesetz auch die notwendigen Möglichkeiten der Vorschreibung von Vorbehandlungsanlagen und die Möglichkeit der Überwachung vorsieht. Bei Indirekteinleitern, welche den Betrieb der kommunalen Abwasserreinigungsanlage empfindlich stören können, bietet das Wasserrecht zusätzliche Möglichkeiten „den Hebel anzusetzen“.

Bei der Beurteilung der Industrie- und Gewerbebetriebe bezüglich der wasserrechtlichen Bewilligungspflicht wurden folgende Kriterien vom Umweltinstitut und dem Landeswasserbauamt ausgearbeitet:

2.1 Frachtgrößen bezogene Kriterien:

Bei Überschreitung folgender Frachten:

Tägliche BSB-Fracht über 750 kg

Tägliche CSB-Fracht über 1200 kg

Tägliche Kupfer-Fracht über 100 g

Tägliche Chrom-Fracht über 100 g

Tägliche Nickel-Fracht über 30 g

Tägliche Fracht Kohlenwasserstoffe über 2 kg

2.2 Konzentrationsbezogene Kriterien:

Toxizität:

Signifikante Toxizität des Abwassers nach einer Verdünnung im Verhältnis 1:8 nach dem Bakterientest.

pH-Wert:

Sofern bei Betriebsstörungen ein Anstieg des pH-Wertes im ARA-Zulauf auf pH-Wert über 10 bzw. ein Absinken unter 6 eintreten kann.

2.3 Verhältnisbezogene Kriterien:

Abwassermenge:

über 20 % des ARA-Gesamtzuflusses

BSB₅- bzw. CSB-Zulauffracht:

mehr als 15 % der ARA-Zulauffracht

Biologische Abbaubarkeit:

BSB₅ : CSB-Verhältnis unter 0,3

Schwer eliminierbare Phosphorverbindungen: mehr als 10 %

Eine erste Abschätzung ergab, daß in Vorarlberg nach diesen o.a. Kriterien ca. 40 wasserrechtlich bewilligungspflichtige Indirekteinleiter vorhanden sind. Mittlerweile hat sich die Anzahl durch Betriebsstillegung oder Auslagerung des kritischen Produktionsverfahrens auf unter 30 verringert.

3 Stand der wasserrechtlichen Verfahren für Indirekteinleiter in Vorarlberg

Entsprechend den Fristen der branchenspezifischen Emissionsverordnungen und den Paragraphen 33c und 33g Wasserrechtsgesetz wurden die Indirekteinleiter von der Wasserrechtsbehörde aufgefordert, ein Sanierungsprojekt vorzulegen oder den Nachweis zu erbringen, daß kein Anpassungsbedarf besteht. Der Nachweis wurde in den meisten Fällen von einem Ingenieurbüro anhand von Überwachungsergebnissen geführt.

Indirekteinleiter, für die mit 1. Juli 1990 die wasserrechtliche Bewilligungspflicht neu eingeführt wurde, gelten gemäß § 33g Abs. 3 WRG als bewilligt, wenn sie gemäß den für sie sonst geltenden Vorschriften betrieben werden. Die Bewilligung endet am 31. Dezember. Sofern ein diesbezüglicher Nachweis erbracht wurde und gleichzeitig auch die Anforderungen der branchenspezifischen Emissionsverordnung erfüllt werden, besteht kein Handlungsbedarf für die Wasserrechtsbehörde bis zum Jahre 2002.

In einigen Fällen wurden Sanierungsprojekte vorgelegt und wasserrechtlich bewilligt. Im Falle einer Abfalldeponie wurde die Möglichkeit des § 33b Abs. 10 der Festlegung von weniger strengen Regelungen ausgenutzt. Dr Klaus König schildert in seinem Referat diesen Fall ausführlich.

4 Überwachung

4.1 rechtliche Voraussetzungen

In der Einleitung wurde die Notwendigkeit der Überwachung der Betriebe mit den möglichen Auswirkungen auf den Betrieb der Abwasserreinigungsanlage begründet. Schäden an den Kanalisationsanlagen können zB durch Abwässer mit hohem Sulfatgehalt oder extremen pH-Wert verursacht werden.

Voraussetzung für die Möglichkeit der Überwachung sind entsprechende gesetzliche Bestimmungen. Der § 10 des Vorarlberger Kanalisationsgesetzes enthält diesbezüglich eine weitgehende Bestimmung für die Überwachung durch die Behörde und soll daher abschnittsweise angeführt werden:

§ 10

Überwachung durch die Behörde

(1) Die Behörde ist berechtigt, die Einleitung der Abwässer, insbesondere die Errichtung, Erhaltung und Wartung des Anschlußkanales und der Anlagen zur Vorbehandlung der Abwässer zu überwachen und die notwendigen Untersuchungen der Abwässer auf Kosten des Anschlußpflichtigen vorzunehmen.

(3) Zur Durchführung von Überprüfungen und Untersuchungen nach Abs. 1 und zur Feststellung anderer für den Anschluß maßgeblicher Umstände ist den Organen und Beauftragten der Behörde Zutritt zu Bauwerken und Grundstücken zu gewähren und die erforderliche Auskunft zu erteilen. Der Zutritt zu Betrieben muß, außer bei Gefahr im Verzug, nur während der Arbeitszeit gewährt werden.

Im Kanalanschlußbescheid werden in der Regel die Anzahl der Untersuchungen und die Auswahl der Untersuchungsparameter festgelegt. Die Eigenuntersuchungen werden ebenfalls im Kanalanschlußbescheid vorgeschrieben.

Kanalbehörde ist in Vorarlberg der Bürgermeister bzw. in zweiter Instanz die Gemeindevertretung (Gemeinderat). Das Kanalisationsunternehmen bleibt gemäß § 32 Abs. 4 WRG dafür verantwortlich, daß seine wasserrechtliche Bewilligung zur Einbringung in den Vorfluter weder überschritten, noch die Wirksamkeit vorhandener Reinigungsanlagen beeinträchtigt wird. Die Abwasserverbände setzen sich aus mehreren Gemeinden zusammen. Bei der Einleitung der Abwässer in die Kanalisation ist die Gemeinde die Behörde. Für die Einleitung des wasserrechtlichen Konsens ist der Abwasserverband zuständig. Sinnvollerweise haben einige Gemeinden den Vertreter des Abwasserverbandes (Klärwärter) die Befugnis zur Probeentnahme bei Indirekteinleiter erteilt.

Wasserrechtlich ist die Überwachung in den Abwasseremissionsverordnungen des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft geregelt, welche zwischen Eigen- und Fremdüberwachungen unterscheiden.

Die Abwasseremissionsverordnungen legen klar fest, in welchen Fällen ein Emissionswert eingehalten ist. Für mehr als 4 Meßwerte in einem Jahr gilt die „4 von 5“-Regel. Ein Emissionswert ist im Rahmen der Eigenüberwachung und der Fremdüberwachung einzuhalten.

Die Methodenvorschriften, welche in den Emissionsverordnungen enthalten sind, werden auch für nicht wasserrechtliche Indirekteinleiter angewendet. Mit Ausnahme weniger Parameter (Temperatur, abfiltrierbare Stoffe, pH-Wert, Chrom-VI, Freies Chlor, Gesamtchlor, leicht freisetzbares Cyanid, Sulfid, POX und BTX) sind Konzentrationen und Fachten von Abwasserinhaltsstoffen anhand mengenproportionaler nicht abgesetzter homogenisierter Tagesmischproben zu bestimmen.

4.2 Praxis der Überwachung

Die Überwachung der Indirekteinleiter hat sich erst nach und nach auf den heutigen Stand entwickelt. Vor mehr als 10 Jahren wurden die von den Industrie- und Gewerbebetrieben zu übernehmenden Abwässer als gottgegeben angesehen. Die in Einzelfällen festgestellten Überschreitungen der Schwermetallgrenzwerte im Klärschlamm (für eine landwirtschaftliche Verwertung) hat dazu geführt, daß systematisch die Einleiter überwacht wurden. Als Überwachungsmöglichkeit im nachhinein - insbesondere bei Schwermetallen - hat sich die Untersuchung der Sichelhaut der Kanäle als eine wirksame Methode erwiesen.

Heute sind sowohl kontinuierliche Messungen verschiedener Parameter am Übergabeschacht, als auch automatische Probenahmegeräte unverzichtbare Bestandteile der Überwachung relevanter Indirekteinleiter.

Bei der Eigenüberwachung werden einige Parameter kontinuierlich gemessen und aufgezeichnet (zB pH-Wert). Der Fortschritt der Analytik bewirkt, daß schon viele Parameter kontinuierlich gemessen werden können. Zu berücksichtigen ist dabei jedoch der Aufwand und den damit erzielbaren Vorteil.

Bei einigen Parametern sind nicht nur die Konzentrationen, sondern auch die Frachten maßgeblich. Insbesondere bei einer landwirtschaftlichen Verwertung des Klärschlammes ist die Schwermetallfracht oft maßgeblich.

Die meisten Schwermetallgrenzwerte stellen für die Textilindustrie hinsichtlich der Konzentration kein Problem dar. Infolge der großen Abwassermengen könnten sich jedoch bedeutende Schwermetallfrachten ergeben.

Die Erfassung der Abwassermenge ist insbesondere bei der Ermittlung der Fracht entscheidend. Bei der Überwachung ist auch darauf zu achten, daß die eingesetzten Meßgeräte reproduzierbare Ergebnisse liefern.

Unabdingbare Voraussetzung für die Überwachung ist die Möglichkeit der Probeentnahme. Auch bei kleineren Einleitern wird heute die Möglichkeit des Aufstellens eines mobilen Probenahmegerätes im Kanalananschlußbescheid vorgeschrieben. Eine Überwachung der Genauigkeit kontinuierlicher

Messungen und laufende Wartung ist sowohl durch die Eigen-, als auch durch die Fremdüberwachung erforderlich.

Bei den immer höheren Anforderungen der Reinigungsleistung von kommunalen Abwasserreinigungsanlagen (Stickstoffentfernung) können schon kleine Störfaktoren eine Überschreitung der Grenzwerte bewirken. Die Tätigkeit der Klärwärter ist daher heute immer stärker mit der Aufgabe der Überwachung der Indirekteinleiter verbunden. Dazu gehören neben der regelmäßigen Probeentnahme und Untersuchung auch die Kontrolle der Einrichtungen für die Eigenüberwachungen. Hilfestellung gibt es in Vorarlberg diesbezüglich durch das Umweltinstitut des Landes Vorarlberg und das Landeswasserbauamt Bregenz.

4.3 Beispiele

Textilbetriebe:

Die großen Textilbetriebe in Vorarlberg mit mehr als 1.000 m³ Abwasser pro Arbeitstag verfügen über eine kontinuierliche Messung und Aufzeichnung der Abwassermenge, der Temperatur und des pH-Wertes. Einige Betriebe messen zusätzlich kontinuierlich das Redoxpotential oder die Leitfähigkeit. Ein automatisches mengenproportionales Probeentnahmegesetz ermöglicht die Untersuchung von Tagesmischproben. Entsprechend der Größe und der Bedeutung der Betriebe sind Fremdüberwachungen durch ein Fremdlabor halbjährlich oder vierteljährlich vorgeschrieben. Die Eigenuntersuchungen (oft unter Inanspruchnahme eines Fremdlabors) werden mitunter täglich durchgeführt.

Galvanik

Die bedeutenden Galvanikbetriebe sind mit einem eigenen Labor ausgestattet. Bei Chargenentgiftungen wird für jede Charge die Untersuchung des maßgeblichen Parameters vor der Einleitung in die Kanalisation verlangt. Fremduntersuchungen werden sowohl mit Stichproben (zB für Cyanid), als auch mit Mischproben (Tages- oder Wochenmischproben) durchgeführt.

Krankenhaus

Die Besonderheiten der Abwässer der Röntgenabteilung des Landeskrankenhauses führt zum seltenen Fall, daß in Vorarlberg die Eigenuntersuchungen für die Strahlenbelastung des Abwassers durchgeführt werden kann, nicht jedoch die Fremdüberwachung.

5 Schlußbemerkungen:

Im letzten Jahrzehnt hat sich die Einstellung der Industrie- und Gewerbebetriebe zur Umwelt stark verändert. Die Erkenntnis, daß wir nur diese Erde haben und unsere Lebensgrundlagen und die unserer Nachkommen erhalten müssen, ist heute allgemein verankert. Umweltschutzmaßnahmen werden heute als Selbstverständlichkeit angesehen. Die weiterhin bestehende Versuchung in wirtschaftlicher Zwangslage Entsorgungskosten über das Abwasser zu verringern und die stets bestehende Gefahr der Betriebsblindheit werden auch zukünftig Überwachungen notwendig machen.

Dipl Ing Clemens Mathis
Landeswasserbauamt Bregenz

Jahnstraße 13
6900 Bregenz

Überwachung der Indirekteinleiter

Teil B: Ausgewählte Beispiele von Indirekteinleitern aus der Abfallwirtschaft

K. König

Amt der Vorarlberger Landesregierung, Abteilung Abfallwirtschaft

1 Einleitung

Eine wirkliche Überwachung von Indirekteinleitern begann in Vorarlberg in den Jahren 1980 bis 1982. In diesem Zeitraum erhielt das landeseigene Untersuchungslabor, die Umweltschutzanstalt (ab 1991 das Umweltinstitut) die erforderliche meßtechnische Ausrüstung (Atomabsorbtion, GC etc.) zur Durchführung effektiver Messungen.

Aufgrund der landesweit praktizierten landwirtschaftlichen Klärschlammnutzung stand in den ersten Jahren insbesondere die Kontrolle von Schwermetallemissionen (vorerst insbesondere aus der Textilindustrie) im Vordergrund. Ab Mitte der 80er Jahre wurden dann beginnend mit der Substanzklasse der flüchtigen Halogenkohlenwasserstoffe auch verstärkt die Emissionen „nicht klassischer“ organischer Abwasserinhaltsstoffe überwacht.

Für heutige Verhältnisse traten in den Anfangsjahren der Indirekteinleiterüberwachung wahre „Horrorwerte“ auf. Dies war unter anderem die Folge alter „Verdünnungsbescheide“ wie z.B. des nachfolgend ausschnittsweise zitierte Bescheides einer Galvanikfirma aus dem Jahre 1964:

Unbrauchbar gewordene Bäder sind als giftige Abwässer vor der Abgabe in den Hauskanal mit reichlichen Wassermengen bis zur Unschädlichkeit zu verdünnen.

Es war eine wesentliche Aufgabe in den 80er Jahren diese, über viele Jahre vertretene und praktizierte Philosophie durch die Strategie der sinnvollen Kombination von Konzentrations- und Frachtgrenzwerten zu ersetzen.

Bis gegen Ende der 80er Jahre besaß die Vorarlberger Umweltschutzanstalt ein „Quasi Monopol“ auf dem Probenahme- und Untersuchungssektor, da es im Lande keine entsprechend ausgestatteten Privatlabors gab. Das änderte sich dann rasch, insbesondere ab Beginn der 90er Jahre förderten die Angebote meßtechnisch ausreichend ausgestatteter Privatlabors in Verbindung mit den behördlichen Maßnahmen zu einem doch bemerkenswerten „Quantensprung“ bei der Eigenverantwortung vieler Abwasseremittenten. Belegbar ist diese Tatsache unter anderem durch die landesweit laufend verbesserte Klärschlammqualität bei den kommunalen Abwasserreinigungsanlagen.

Bis Ende der 80er Jahre wurde die „Freiheit“ des Sachverständigen bei der Beurteilung relevanter Fälle (neben der eigenen Kompetenz) im wesentlichen durch Richtlinien und durch ausländische Regelwerke (Schweiz, BRD) gesteuert. Ab dem Zeitpunkt der WRG-Novelle 1990 wurde das jahrelange „Zuwenig“ an konkreten emissionsrechtlichen Bestimmungen allerdings durch eine große Fülle entsprechender Regelungen mehr als kompensiert.

Mit der relativen „Verordnungflut“ der 90er Jahre waren und sind die Behörden inklusive der Sachverständigen in Vorarlberg zumindest zeitweise überfordert. Mit Hilfe von, auf die eigene Industrie- und Gewerbestruktur abgestimmte „Schwellenwerte“ wurde eine Liste von „Kandidaten“ erarbeitet, die nach dem Wasserrechtsgesetz als Indirekteinleiter zu behandelnden sind. Aus dieser Liste erhielten Problembetriebe (z.B. Metallveredlung, teils Textilveredlung) und solche Unternehmen mit Uralt- oder „Nichtbescheiden“ (nach dem Landeskanalisationsgesetz) in der Regel eine „bevorzugte“ Behandlung.

Ein Vergleich zwischen den Bestimmungen des seit längerem existierenden Landeskanalisationsgesetzes und den Indirekteinleiterbestimmungen nach dem Wasserrechtsgesetz zeigt allerdings, daß es im Endeffekt ziemlich egal ist, nach welcher Rechtsmaterie vorgegangen wird. Ist (oder war) der Wille zu einer Lösung vorhanden, so konnte diese schon vor der WRG-Novelle 1990 gefunden werden. Fehlte die Einsicht, der Wille oder das Geld (oder alles), so sind die entsprechenden Verfahren nunmehr nach den Bestimmungen des WRG und nicht mehr nach den Bestimmungen des Kanalisationsgesetzes „anhängig“.

Aufgrund der, in den letzten Jahren allerdings **merklich verbesserten Eigenverantwortung vieler Unternehmen** wurde, durch eine entsprechende Formulierung der Bescheideinhalte, bei der Überwachung derselben, verstärkt der Weg der Eigen- bzw. der, durch den Betrieb in Auftrag zu gebenden Fremdüberwachung beschritten. Dieser Weg ist nach Meinung des Referenten in Erwartung stagnierender, teilweise schwindender Behördenkapazitäten in Zukunft wahrscheinlich die einzige Möglichkeit, zusätzliches „totes Recht“ zu verhindern.

2 Konkrete Beispiele

2.1 Abfallwirtschaftszentrum (AWIZ)

Eckdaten der Anlage(des Indirekteinleiters):

- Gesamtabwasseranfall aus Abfallwirtschaftszentrum:
ca. **70.000 m³/Jahr**,
- davon ca. **40.000 m³** aus einem bereits verfüllten und einem fast verfüllten Deponiekörper , mit einem aufsummierten derzeitigen Gesamtvolumen von ca. 1 Mio. m³ Hausmüll und hausmüllähnlicher Abfälle.

Typische Analysenwerte:

(Im Vergleich zur Sickerwasseremissionsverordnung , **SIWA-VO**, BGBl.Nr. 613/1992)

| Parameter | Durchschnittswerte AWIZ | Grenzwerte SIWA-VO für Indirekteinleiter |
|---|----------------------------|---|
| Biologische Abbaubarkeit (%) | 29 - 40 | mind. 75 (oder CSB-Wert unter 200 mg/l) |
| Ammoniak berechnet als N | fallweise über 20 | 20 mg/l |
| Adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX, berechnet als Cl mg/l) | bis 2 | 0,5 mg/l |

Die Einhaltung der übrigen Grenzwerte laut SIWA-VO ist durchwegs gewährleistet.

Eckdaten der, von der Einleitung betroffenen kommunalen ARA:

- Durchschnittlicher Trockenwetterzufluß:
14.000 m³/Tag (Anlage derzeit auf ca. 90.000 EGW₇₅ ausgebaut), aufgrund von Überlastung derzeit nur Teilnitrifizierung, Ausbau (auf 120.000 EGW) im Gange, dann ist die Einhaltung aller Grenzwerte gemäß der geltenden Emissionsverordnung für kommunales Abwasser (BGBl.180/1991 i.d.g.F.) gewährleistet.

Das Sickerwasser des AWIZ wird über den nahen Verbandssammler in die, ca. 2 km entfernte kommunale ARA eingeleitet und verursacht im Durchschnitt 0,8 % des Trockenwetterzuflusses.

Durch ein, an ein Ingenieurbüro vergebenes Projekt zur **Simulation der Sickerwassereinleitung des AWIZ in die kommunale ARA** konnte unter Verwendung einer leicht modifizierten Laborkläranlage nach DIN 38412 L24 der Nachweis erbracht werden, daß unter den ortsspezifischen wasserwirtschaftlichen Verhältnissen keine Beeinträchtigung der Reinigungsleistung der Anlage für die Kohlenstoff- und Stickstoffparameter stattfindet. Dieser Umstand ist unter anderem darauf zurückzuführen, daß Mischungen von verschiedenen kommunalen und vergleichbaren Abwässern, im wesentlichen bedingt durch den Stoffausgleich, in vielen Fällen biologisch besser abbaubar sind als die einzelnen Teilströme.

Hinsichtlich des Parameters AOX konnte **keine** Akkumulation(z.B. im Klärschlamm) nachgewiesen werden, in den nächsten Jahren sollen allerdings weitere Abklärungen(im Rahmen der Begleituntersuchungen eines Projektes zur Abfallvorbehandlung) stattfinden.

Aufgrund der beschriebenen Untersuchungen wurden abweichend von den Grenzwertender SIWA-VO, entsprechend den Bestimmungen von § 33 b Abs. 10 WRG **für den Abwasserablauf des AWIZ**, nachstehende Grenzwerte, **befristet auf fünf Jahre**, festgelegt:

- **Adsorbierbare organische Halogene (AOX):**
2.500 Mikrogramm/l
- **Biologische Abbaubarkeit:**
derzeit keine Grenzwertfestlegung
- **Ammonium und Ammoniak-Stickstoff:**
derzeit keine Grenzwertfestlegung
- **Andere allgemeine Frachtbeschränkungen:**
derzeit keine Grenzwertfestlegungen

Die übrigen Begrenzungen (für Schwermetalle, Kohlenwasserstoffe etc.) erfolgten gemäß den Vorgaben der SIWA-VO.

Überwachung der Indirekteinleitung des AWIZ in das öffentliche Kanalnetz:

Eigenkontrolle:

- Zumindest **monatlich** sind die Werte folgender Parameter anhand mengenproportionaler 7-Tage-Mischproben zu ermitteln, welche jeweils vor Einleitung des Mischwassers in das öffentliche Kanalnetz, jedenfalls nach ausreichender Durchmischung aller Abwasserteilströme zu entnehmen sind:
 - pH-Wert
 - Spezifische Leitfähigkeit
 - Ammonium
 - CSB
 - Sulfid, berechnet als S
 - Ammoniak (berechnet)
- Mindestens **vierteljährlich** sind auf Basis mengenproportionaler 7-Tage-Mischproben die Werte folgender Parameter zu ermitteln:
 - Pb
 - Cd

- Cr-Gesamt
 - Cu
 - Ni
 - Hg
 - Zn
- Mindestens **monatlich** sind anhand repräsentativer Stichproben des weiteren die Werte folgender Parameter zu bestimmen:
 - AOX
 - Summe der Kohlenwasserstoffe

Die ermittelten und befundgemäß ausgewiesenen Untersuchungsergebnisse sind der Wasserrechtsbehörde inklusive einer Frachtberechnung für die stoffspezifischen Parameter, jeweils unmittelbar nach Vorliegen der Befunde, unaufgefordert zu übermitteln.

Fremdüberwachung im Auftrag des AWIZ

An jeweils zu bezeichnenden Entnahmestellen (die Anlage befindet sich im Umbau) sind mit Hilfe geeigneter Probenahmeeinrichtungen jeweils halbjährlich Probenahmen/Untersuchungen nach folgenden grundsätzlichen Vorgaben durchzuführen:

- Spezifizierung nach Anlagenteil, Deponieabschnitt bzw. sonstigem Herkunftsbereich,
- Mengenproportionale, repräsentative, zeitlich definierte Mischproben,
- Ermittlung folgender Analysenparameter:
 - pH-Wert
 - Spezifische Leitfähigkeit
 - Chlorid
 - Gesamt-N
 - NH₄-N (Ammonium)

- $\text{NH}_3\text{-N}$ (Ammoniak, berechnet)
- CSB
- BSB_5
- Gesamt-P
- AOX
- BTX
- Summe der Kohlenwasserstoffe

Die ermittelten Untersuchungsergebnisse sind samt einer orientierenden Frachtberechnung der Behörde jährlich (bis spätestens 15. Februar des Folgejahres) unaufgefordert zu übermitteln.

Eine jährliche Zusammenfassung aller zu ermittelnden Untersuchungsdaten ist der Behörde ebenfalls unaufgefordert bis spätestens 15. Februar des jeweils folgenden Jahres vorzulegen.

Die festgelegten Parameterlisten sind bei begründeten Bedarf in Absprache mit der Behörde entsprechend zu adaptieren; dies gilt ebenfalls für die zeitliche und örtliche Abfolge der Probenahmen und Untersuchungen.

Behördliche Kontrolle:

Diese erfolgt in Absprache mit der Behörde gemeinsam durch die Sachverständigen der Abteilung Abfallwirtschaft des Umweltinstituts.

Abschließender Hinweis:

Der entsprechende Indirekteinleiterbescheid ist seit Ende August 1995 rechtskräftig, nach den bisherigen Erfahrungen (Kontrollen nach dem Kanalisationsgesetz finden bei der Anlage seit mehreren Jahren statt) hat sich die kombinierte Eigen- und Fremdüberwachung bewährt.

Derzeit führt das Amt der Vorarlberger Landesregierung in Zusammenarbeit mit Privatunternehmen ein Projekt zur mechanisch-biologischen Abfallvorbehandlung durch. Im Rahmen des Projektes sollen auch meßtechnisch abgesicherte Abschätzungen der möglichen Auswirkungen auf die Sickerwasserbeschaffenheit stattfinden.

2.2 Betriebsanlage zur chemisch-physikalischen Abfallbehandlung:

Betriebszweck/kurze Betriebsbeschreibung:

CP-Behandlung von ölkontaminierten Abwässern, Emulsionen, Neutralschlämmen, Säuren, Laugen und Konzentraten sowie Behandlung von Farbrückständen aus der Textilindustrie.

Die Behandlung erfolgt durch technische Standardverfahren wie Neutralisation, Reduktion-Oxidation, Flockung-Fällung, Filtration, Dekantierung, Verfestigung mit hydraulischen Bindemitteln etc.

Das maximale tägliche Abwasservolumen liegt derzeit bei ca. 20 m³, die Festlegung der Konzentrationsgrenzwerte erfolgte in Anlehnung an die Allgemeine Abwasseremissionsverordnung (BGBl.Nr. 179/1991 i.d.g.F.).

Frachtbegrenzungen laut Bescheid (aus dem Jahre 1991):

- Blei: 20 g/Tag
- Cadmium: 1 g/Tag
- Gesamt-Chrom: 10 g/Tag
- Nickel: 20 g/Tag
- Kupfer: 20 g/Tag
- Zink: 70 g/Tag

Hinweis:

Diese Werte wurden unter Berücksichtigung des durchschnittlichen Klärschlammanfalles bei der nahegelegenen kommunalen Abwasserreinigungsanlage festgelegt.

Die in unmittelbarer Nähe zur beschriebenen Anlage gelegene **kommunale Abwasserreinigungsanlage** weist einen durchschnittlichen Trockenwetterzufluß von 3500 m³/Tag auf und ist derzeit ca. auf 30.000 EGW₇₅ ausgebaut. Die Anlage entspricht den Vorgaben der 1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser.

Überwachung der Indirekteinleitung:

Eigenkontrolle

Die anfallenden Abwässer werden betriebsintern **vor der Einleitung in das öffentliche Kanalnetz chargenweise** auf die Einhaltung der Einleitbedingungen untersucht.

Hinweis:

Aufgrund der Tatsache, daß sich das Unternehmen derzeit schwerpunktmäßig mit der Aufbereitung mineralöhlhaltiger Abfälle beschäftigt, wurde für die chargenweise Kontrolle der Parameter **Summe der Kohlenwasserstoffe** ausgewählt.

Nach der Laborfreigabe wird das Abwasser über einen rückspülbaren Sandfilter und einen „Polizei“-Aktivkohlefilter mit nachfolgender Endkontrollstelle (kontinuierliche Messung und Aufzeichnung von pH-Wert, spezifischer Leitfähigkeit und Durchfluß) in das öffentliche Kanalnetz geleitet.

Fremdkontrolle im Auftrag des Unternehmens:

Zumindest halbjährlich sind durch ein befugtes Labor mengenproportionale, zeitdefinierte Abwasserproben zu entnehmen und routinemäßig auf folgende Parameter zu untersuchen:

- pH-Wert
- Spezifische Leitfähigkeit
- Abfiltrierbare Stoffe

- Kupfer
- Zink
- Schwerflüchtige lipophile Stoffe
- Summe der Kohlenwasserstoffe
- Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX, berechnet als Cl)
- Flüchtige Halogenkohlenwasserstoffe (POX, berechnet als Cl)

Bezüglich der Parameter Zink, Kupfer und AOX ist jeweils eine Frachtbilanzierung durchzuführen.

Die Ergebnisse der Fremduntersuchungen sind der Behörde inklusive der Frachtbilanzierungen und einer Bewertung bezüglich des Einhaltens der festgelegten Grenzwerte, jeweils unmittelbar nach Vorliegen, unaufgefordert zu übermitteln.

Die im Rahmen der betriebseigenen und der externen Untersuchungen ausgefertigten Analysenprotokolle für die Ein- und Ausgangskontrolle, für die Prozeßkontrolle und über die Abwasserkontrolle sind zumindest 10 Jahre in gesicherter und leicht abfragbarer Form aufzubewahren.

Behördliche Kontrolle:

Erfolgt periodisch

Erfahrungen mit der Anlage und der Indirekteinleiterkontrolle:

Bisher traten weder bei der Einhaltung der Konzentrationsgrenzwerten, noch hinsichtlich der Frachtbegrenzungen Probleme auf, die betriebsinterne, chargenmäßige Abwasseruntersuchung wird routinemäßig durchgeführt.

3 Zusammenfassende Bewertung der Erfahrungen mit den zwei beschriebenen und anderen Indirekteinleitern aus dem Bereich der Abfallwirtschaft:

Die Kombination von Eigen- und durch den Einleiter in Auftrag zu gebender Fremdkontrolle entlastet die Behörden wesentlich und sichert die Einhaltung von Auflagen durchaus zuverlässig. Wichtig ist allerdings das „periodische Flaggezeigen“ der Behörde, um die Motivation aufrechtzuerhalten.

Als positiver Nebeneffekt der beschriebenen Strategie steht mehr Freiraum für eine intensivere Betreuung der „schwarzen Schafe“ zur Verfügung.

Römerstraße 15
A - 6901 Bregenz

Auswirkungen von Indirekteinleitungen im Kanalnetz

(Betrieb, Instandhaltung, Schäden, Kanalkataster, Sicherheit)

M. Panholzer

Magistrat Graz - Kanalbauamt

1 Einleitung

Meistens stehen bei den Betrachtungen von Indirekteinleitern die möglichen Auswirkungen auf die öffentliche Abwasserreinigungsanlage im Mittelpunkt. Dennoch darf nicht übersehen werden, daß durch derartige Ableitungen - insbesondere wenn sie ordnungswidrig sind - auch im Kanalnetz erhebliche Beeinträchtigungen und Schädigungen stattfinden können. Betroffen sind unter anderem hydraulische und materialtechnische Aspekte sowie Aspekte der Hygiene, des Arbeits- und des Gesundheitsschutzes der Kanalarbeiter und Interessen von Anrainern.

2 Parameter der AAEV

In der Anlage A der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (AAEV) sind eine Reihe von abwasserrelevanten Parametern angeführt, auf die im einzelnen eingegangen wird. Für die Praxis sind sie jedoch nicht isoliert zu betrachten, daher werden auch Folge- und Wechselwirkungen dargestellt. Ein Anspruch auf Vollständigkeit wird jedoch nicht erhoben.

2.1 Temperatur

Häusliches Abwasser hat in der Regel je nach Jahreszeit Temperaturen zwischen 10 und 20 °C. Der Grenzwert nach der AAEV beträgt dagegen 35 °C. Je nach Verhältnis zwischen Wasserführung des Kanals und Ablaufmenge beim Indirekteinleiter - ganz zu schweigen von unerlaubten Einleitungen - ist eine zum Teil erhebliche Aufwärmung des Abwassers zu erwarten. Eines der Hauptprobleme, das durch erhöhte Temperaturen im Kanal auftreten kann, ist die Geruchsbildung durch Ausgasungen und den beschleunigten biologischen Abbau der Abwasserinhaltsstoffe.

Da die Löslichkeit von Gasen in Wasser stark temperaturabhängig ist, verstärken sich die Ausgasungen von flüchtigen bzw. gasförmigen Verbindungen wie z. B. Schwefelwasserstoff, Kohlenwasserstoffen und Ammoniak. An Stellen mit hoher Wasserturbulenz und bei entsprechenden Rahmenbedingungen (Dampfdruck der Verbindung, Umgebungstemperatur und Verteilungskoeffizient Luft/Wasser) erfolgt ein Übertritt der Stoffe aus dem Abwasser in die Luft.

Die Beschleunigung biologischer Abbauprozesse und sonstiger chemischer Reaktionen mit steigender Temperatur begünstigt die Bildung von geruchsintensiven Verbindungen wie z.B. Mercaptanen, Thioethern, Skatol, Aminen und Ammoniak als Abbauprodukte von Proteinen und Harnstoff bzw. freien Fettsäuren als Abbauprodukte von tierischen und pflanzlichen Fetten und Ölen. Weiters nimmt mit steigender Temperatur die Konzentration des Ammoniaks im Verhältnis zu den Ammoniumionen zu.

In jedem der genannten Fälle ist mit Geruchsemissionen zu rechnen, die je nach Konzentrationen der Stoffe von einer Belästigung bis hin zur Gesundheitsschädigung der Kanalarbeiter - im Extremfall aber auch der anrainenden Bevölkerung - führen kann. Obwohl bekannt ist, daß Freispiegelkanäle Kaminwirkung haben, wird dies im Zusammenhang mit Geruchsbelästigung nicht immer berücksichtigt. So können Geruchsemissionen relativ weit von der betreffenden Abwassereinleitung entfernt (vorwiegend bei Endsträngen und Entlüftungen über Dach) auftreten. Der Einbau von Geruchsverschlüssen im Bereich des Hauskanals und im öffentlichen Netz sind im Einzelfall zwar möglich, die Ursache zu beseitigen, ist jedoch der vorzuziehende Weg.

Neben möglichen Geruchsproblemen spielt die Temperatur des Abwassers auch eine Rolle in Hinblick auf die Korrosivität bestimmter Abwasserinhaltsstoffe (Sulfid, Sulfat, Ammoniak und Chlorid). Heißes Abwasser kann Undichtigkeiten bei bituminösen Muffendichtungen bewirken, dagegen sind modernere Dichtungsmaterialien temperaturbeständig. Nicht zuletzt kann es durch Dampfbildung zur Arbeitsbehinderung bei der Kanalreinigung und -wartung und im Extremfall zur Gefährdung der Kanalarbeiter durch Verbrühungen kommen.

Als Abhilfe sind natürlich in erster Linie Maßnahmen beim Indirekteinleiter zu setzen. Für das Kühlen von Abwasser gibt es bewährte Techniken, die ggf. sogar zu einer verbesserten Energiebilanz im Betrieb führen.

2.2 Ungelöste Stoffe

Ungelöste Stoffe sind in der AAEV durch zwei Parameter - die absetzbaren Stoffe und die abfiltrierbaren Stoffe - begrenzt. Der Grenzwert von 10 ml/l für die absetzbaren Stoffe, der in vielen branchenspezifischen Abwasseremissionsverordnungen als einzige Begrenzung der ungelösten Stoffe enthalten ist, hat wenig Bezug zur Realität. Er berücksichtigt nicht die Suspensa und Schwimmstoffe und wäre daher in jedem Fall durch die Begrenzung der abfiltrierbaren Stoffe zu ersetzen oder zumindest zu ergänzen.

Durch die Ableitung absetzbarer Stoffe und Schwimmstoffe besteht die Gefahr von Ablagerungen und in der Folge von Verstopfungen. Neben den Störungen in den Kanälen (Rückstau) können auch Probleme bei Sonderbauwerken sowie in Absperrorganen und Pumpwerken auftreten. Bei Rückstau besteht weiters die Gefahr, daß Regenentlastungen zur Unzeit anspringen. Schmutzwasserkanäle sind gegen Verstopfungen naturgemäß anfälliger als Mischkanäle. Kanaleigenschaften wie Gefälle (ggf. Rauigkeit) und Querschnitt bzw. damit verbunden die Fließgeschwindigkeit des Abwassers sind Parameter, die bei der Planung auch in Hinblick auf Indirekteinleiter berücksichtigt werden sollten.

Ablagerungen organischer, faulfähiger Stoffe verursachen neben Geruchsproblemen durch die Versäuerung des Abwassers und Bildung von Schwefelwasserstoff und Ammoniak je nach Kanalmaterial auch Korrosionsprobleme. Durch die hohe Sauerstoffzehrung faulfähiger Stoffe kann es im Kanal zu anoxischen Verhältnissen bis hin zur völligen Anaerobie

kommen. Die durch den anaeroben Abbau entstehenden Gase sind für Kanalarbeiter eine große Gefahr, da sie

- erstickend (Kohlendioxid, MAK-Wert 0,5 %, letal > 3 %),
- explosiv (Methan, untere Explosionsgrenze 5 %, obere Explosionsgrenze 15 %) und
- giftig (Schwefelwasserstoff ab 100 ml/m³) sind.

Die Ausrüstung der Kanalarbeiter mit entsprechenden Gasspürgeräten und Explosimetern sowie die Einhaltung von Sicherheitsmaßnahmen ist daher unabdingbar. Eine Zusammenstellung darüber wird im Regelblatt 18 des ÖWAV (Richtlinien zur Verhütung von Unfällen auf Kanalisations- und Abwasserbehandlungsanlagen) gegeben.

Rutschige Stoffe (z.B. Hefe) können die Kanalarbeiter gefährden. Ein eigenes Problem ist die Ablagerung von Fetten. Von den anorganischen Stoffen sind die Bentonite wegen ihrer Quellfähigkeit im Kanal besonders unerwünscht.

Jedenfalls ist durch die verstärkt notwendige Reinigung/Wartung der Abwasseranlage und Entsorgung des Räumgutes mit erheblichen Mehrkosten zu rechnen.

Für die Rückhaltung der ungelösten Stoffe ist in vielen Fällen ein Absetzbecken ausreichend. Welche sonstigen Einrichtungen (Siebe, Flotationsabscheider, Schrägklärer und Fettabscheider) zweckmäßig sind, ist branchenspezifisch im Einzelfall abzuklären. Ein offenes Problem ist nach wie vor die Entsorgung der dabei anfallenden Abfälle.

2.3 pH-Wert

Der pH-Wert als Maß für die Konzentration der H⁺ bzw. OH⁻-Ionen und damit die Säure- oder Laugeneigenschaften des Abwassers hat in mehrfacher Hinsicht Bedeutung für das Kanalnetz. Er ist für Indirekteinleitungen daher mit 6,5-9,5 begrenzt. In erster Linie sind es saure Abwässer, also mit einem pH-Wert unter 7, von denen Gefahren für das Kanalmaterial und für Personen ausgehen können.

Abwässer mit niedrigen pH-Werten greifen zementgebundene Werkstoffe durch Säurekorrosion an und verstärken die Korrosivität anderer Stoffe. Die Önorm B 2503 (Ortskanalanlagen, Richtlinien für die Ausführung) formuliert für die zementgebundenen Werkstoffe Asbestzement und Beton unter anderem Aggressivitätsstufen nach dem pH-Wert:

- AS 0.....nicht angreifend..... pH-Wert > 6,5
- AS 1.....schwach angreifend pH-Wert 6,5 - 5,5
- AS 2.....stark angreifend pH-Wert < 5,5 - 4,5
- AS 3.....sehr stark angreifend pH-Wert < 4,5

Nach dieser Norm ist Oberflächenschutz immer dann vorzusehen, wenn das Abwasser einen pH-Wert < 5,5 hat.

Im Bereich der Indirekteinleitungen, besonders wenn im öffentlichen Kanal mit geringer Wasserführung zu rechnen ist, darf daher nur geeignetes Baumaterial verwendet werden. Beton ist um so widerstandsfähiger gegen chemische Angriffe, je dichter er ist. Oft wird die Oberfläche besonders behandelt. Zusätzliche Sicherheit erreicht man durch Spezialzemente. Steinzeug, Kanalklinker und Kunststoffe sind sehr widerstandsfähig gegen Säuren und können ohne Sicherungsmaßnahmen eingesetzt werden. Ebenso sind Grauguß und duktiler Gußeisen weitgehend korrosionsbeständig. Dies gilt nicht für (eher selten verwendeten) Stähle, die durch Bitumenanstriche oder Innenwandschutz aus Kunststoff geschützt werden müssen.

Der pH-Wert hat weiters erheblichen Einfluß auf das thermodynamische Gleichgewicht von geruchsrelevanten und giftigen Stoffen. Beispielsweise werden durch niedrige pH-Werte Fettsäuren, Schwefelwasserstoff, Phenole und bei Vorhandensein von Cyaniden Blausäure freigesetzt.

2.4 Schwermetalle

Das Schwergewicht der Schwermetallproblematik liegt zweifellos in der Abwasserreinigung und der Entsorgung der dabei anfallenden Schlämme. Dennoch haben Schwermetalle auch im Kanalnetz Relevanz.

Schwermetalle werden in der Regel gelöst oder als Feststoffe (Oxide, Hydroxide oder Oxidhydrate) abgeleitet. In anaeroben Bereichen des

Kanalnetzes werden sie vorwiegend als Sulfide ausgefällt. Dennoch ist nicht auszuschließen, daß Schwermetalle durch die im Abwasser immer vorhandenen Bakterien durch Biomethylierung in Organometallverbindungen (Alkyl-Metallverbindungen) umgewandelt werden und so wegen ihrer Wirksamkeit auf das Zentralnervensystem für Kanalarbeiter giftig werden können. Organometallverbindungen sind gefährlich, weil sie einerseits flüchtig sind und andererseits ihre Giftigkeit um Größenordnungen stärker sein kann als die der anorganischen Verbindungen. In Frage kommen dabei Zinn, Arsen, Selen, Blei und Quecksilber.

Ein spezieller Fall sind die bei der Behandlung metallischer Oberflächen häufig verwendeten Chrom(VI)-Verbindungen, welche bei Hautkontakt Chromekzeme und bösartige Geschwülste (Krebs) hervorrufen können.

Neben der toxikologischen Bedeutung der Schwermetalle ist auch noch zu berücksichtigen, daß sich ungelöste Schwermetallverbindungen im Kanal absetzen können und dadurch unter Umständen die Entsorgung des Räumguts verteuern.

Da sich Schwermetalle in der Sielhaut, dem „Gedächtnis“ des Kanals, anreichern, sind systematische Sielhautanalysen ein gutes Hilfsmittel für die Auffindung unerlaubter Einleitungen.

2.5 Chlor

Chlorgas, Chlordioxid, Chlorsäuren und Chlorkalk als Chlor abspaltende Verbindung werden häufig als Desinfektionsmittel - insbesondere in der Lebensmittelindustrie - verwendet. In Verbindung mit einer erhöhten Abwassertemperatur kommt es bei den Einleitstellen (Vorsicht bei Beprobungen!) von Betrieben nicht selten zur Entwicklung giftiger Dämpfe. Chlorgas verursacht bereits in sehr niedrigen Konzentrationen (etwa 5 - 15 ml/m³) Reizerscheinungen an Augen, Nase und Rachen. Über eine Latenzzeit von 3 - 7 Stunden kann sich danach eine Pneumonie, seltener ein Lungenödem entwickeln. Seine MAK-Werte sind 0,5 ml/m³ bzw. 1,5 mg/m³. Weiters bildet Chlor mit den organischen Abwasserinhaltsstoffen chlorierte Verbindungen, die als hygienisch bedenklich gelten.

Die MAK-Werte für Chlordioxid, einem gelblich-rötlichen Gas, sind noch niedriger und betragen 0,1 ml/m³ bzw. 0,3 mg/m³. Es wirkt ähnlich wie Chlorgas und ruft Erstickungsgefühle, Hustenanfälle und Erbrechen hervor. Auch hier ist eine Latenzzeit von einigen bis 24 Stunden möglich. Chlordioxid ist in höherer Konzentration außerdem extrem explosionsgefährlich.

Alle vorstehend angeführten Chlorverbindungen sind stark oxidierend und werden dabei letztendlich zu Chlorid reduziert.

2.6 Ammonium/Ammoniak

Anorganische Stickstoffverbindungen liegen im Abwasser vorwiegend in reduzierter Form vor (als Ammoniumionen und Ammoniak), oxidierte Verbindungen werden in anoxischen oder anaeroben Bereichen des Kanals leicht reduziert. Organische Stickstoffverbindungen (Harnstoff und Proteine) können je nach Aufenthaltszeit im Kanal mineralisiert werden. Harnstoff zerfällt unter Einwirkung des Enzyms Urease sehr rasch nach der Gleichung



Ammoniumionen und Ammoniak stehen in einem thermodynamischen Gleichgewicht zueinander, welches pH- und temperaturabhängig ist. Mit steigendem pH-Wert und steigender Temperatur nimmt der prozentuelle Anteil an Ammoniak stark zu (Abb. 1).

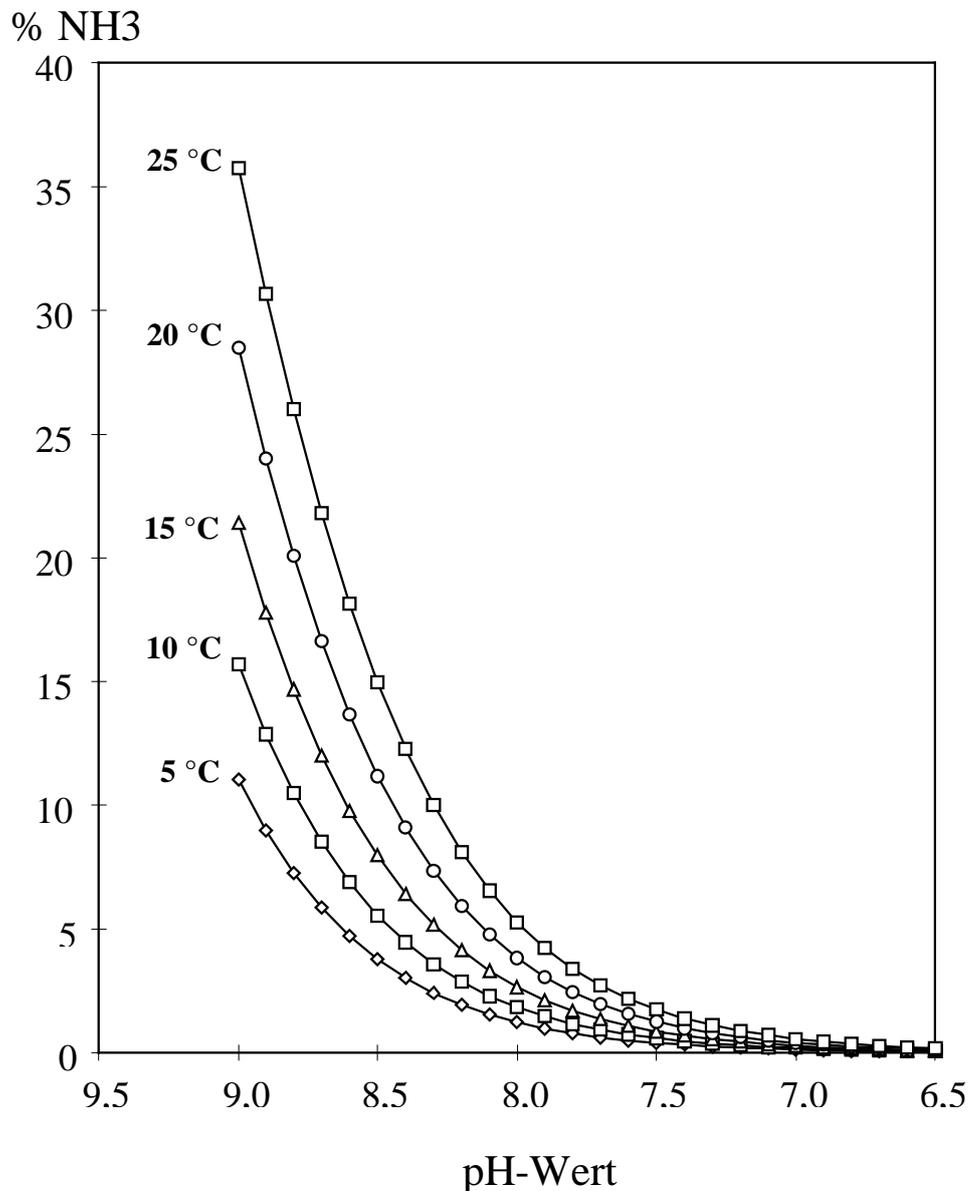


Abb. 1: Prozentueller Anteil des Ammoniaks an der Summe von Ammoniumionen und Ammoniak in Abhängigkeit vom pH-Wert für Temperaturen von 5 - 25 °C

Wie bereits im Zusammenhang mit dem pH-Wert erwähnt, muß dies bei der Wahl des Werkstoffs für den Hauskanal bzw. für einen gering wasserführenden öffentlichen Kanal in der Nähe der Einleitstelle berücksichtigt werden.

Ammoniumionen können zementgebundene Werkstoffe angreifen und auch hier definiert die ÖNORM B 2503 Aggressivitätsstufen:

- AS 0.....nicht angreifend..... $\text{NH}_4^+ < 15 \text{ mg/l}$
- AS 1.....schwach angreifend $\text{NH}_4^+ 15 - 30 \text{ mg/l}$
- AS 2.....stark angreifend $\text{NH}_4^+ > 30 - 60 \text{ mg/l}$
- AS 3.....sehr stark angreifend $\text{NH}_4^+ > 60 \text{ mg/l}$

Ammoniak als (gelöstes) Gas ist von toxikologischer Bedeutung. Ammoniak ist in geringen Konzentrationen ein farbloses Gas mit einem intensiv stechenden Geruch. In höheren Konzentrationen wirkt es ätzend auf die Haut, die Schleimhäute und die Augen. Das gefährlichste am Ammoniak ist jedoch, daß es als Reizgas auf die Atmungsorgane wirkt. Dadurch kann es zu lebensbedrohlichen Erstickungszuständen durch Kehlkopfschwellungen und Lungenödemen führen. Diese Beschwerden können - wie beim Chlor - oft erst Stunden nach dem Einatmen auftreten. Die MAK-Werte für Ammoniak sind 25 ml/m^3 bzw. 18 mg/m^3 .

Eine weitere Gefahr geht vom Ammoniak wegen seiner Explosivität aus (untere Explosionsgrenze 15 %, obere Explosionsgrenze 30 %). Es ist unwahrscheinlich, daß diese Konzentrationen durch Abwasserinhaltsstoffe erreicht werden. Dagegen ist nicht auszuschließen, daß Ammoniakgas aus Betrieben, wo es als Kühlmittel verwendet wird, austritt. In diesem Fall ist unbedingt darauf zu achten, daß entweder eine Verbindung zum Kanal überhaupt nicht besteht, oder zumindest eine Gassperre (z.B. durch eine Teilstrecke mit Vollfüllung) eingebaut ist.

2.7 Chlorid

Chlorid ist in häuslichem Abwasser bereits in Konzentrationen von 80 - 90 mg/l enthalten. Durch betriebliche Ableitungen kann eine erhebliche Aufstockung bewirkt werden. Einerseits werden Chloride als Betriebsmittel und andererseits Salzsäure als Betriebsmittel und zur Neutralisation in der Abwasservorreinigung verwendet. Einen Grenzwert für Chlorid gibt es nicht, obwohl es korrosive Eigenschaften (ab 100 mg/l) hat.

Toxikologisch ist es im Kanalbetrieb ohne Bedeutung, außer in Form von Salzsäure. Diese ist nicht nur wegen ihrer Säurewirkung gefährlich, sondern bei

hohen Konzentrationen wegen des Austritts von gasförmigem Chlorwasserstoff schleimhautreizend. Die MAK-Werte für HCl sind 5 ml/m³ bzw. 7 mg/m³.

2.8 Cyanid

Cyanide sind Verbindungen, die in der Behandlung metallischer Oberflächen häufig verwendet werden. Die Ableitung von leicht freisetzbaren Cyaniden ist in der AAEV mit 0,1 mg/l begrenzt. Im Kanalnetz haben Cyanidionen vor allem toxikologische Bedeutung. In saurem Abwasser wird Cyanwasserstoff (Blausäure), der am typischen Bittermandelgeruch erkennbar ist, freigesetzt. Die Inhalation von größeren Konzentrationen (über 200 ml/m³) führt zu sofortiger Bewußtlosigkeit und Tod durch Atemlähmung. Die MAK-Werte sind 10 ml/m³ bzw. 11 mg/m³.

Liegen im sauren, cyanidhaltigen Abwasser auch noch Kupferionen vor, bildet sich Dicyan (Oxalsäuredinitril). Dieses Gas ist zwar nur halb so giftig wie Blausäure, aber weil es geruchlos ist, weitaus gefährlicher. Die MAK-Werte sind 10 ml/m³ bzw. 22 mg/m³.

2.9 Fluorid

Fluorid ist in der AAEV mit 20 mg/l begrenzt. Da es im Abwasser mit den immer vorhandenen Calciumionen schwerlösliche Niederschläge bildet, ist es außer bei sehr niedrigen pH-Werten (Freisetzung von Flußsäure) nicht gefährlich. Die Inhalation von Flußsäure führt bei geringen Konzentrationen (10-20 ml/m³) zu Husten, Krämpfen und Atemnot, die nach einem zwischenzeitlichen Rückgehen nach 10-25 Stunden wieder auftreten können. Bei höheren Konzentrationen ist die Latenzzeit kürzer bzw. fehlt völlig. 50 ml/m³ sind innerhalb einer halben Stunde bis Stunde letal. Gelöste Fluoridionen könne durch die Haut diffundieren und schwere Verätzungen sowie irreversible Veränderungen in den Gelenken hervorrufen.

2.10 Nitrit

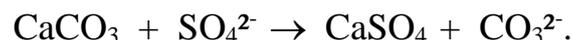
Nitrit wird beispielsweise in der Lebensmittelindustrie und für die Oberflächenhärterei eingesetzt. Begrenzung in der AAEV: 10 mg/l (berechnet als N). Von toxikologischer Relevanz kann Nitrit werden, wenn in anaeroben Umsetzungen Ammoniumionen gebildet werden. Diese können in weiterer

Folge in alkalischen Abwässern zu Ammoniak umgewandelt werden. Weiters ist Nitrit sehr reaktiv und erzeugt durch Diazotierung eine Vielzahl chemischer Reaktionsprodukte.

2.11 Sulfat

Sulfat als Betriebs- und Neutralisationsmittel (insbesondere in der Galvanotechnik) ist eine im Kanal sehr häufig anzutreffende Verbindung. Der Widerspruch, daß die Verwendung von Schwefelsäure als billiges und gut dosierbares Neutralisationsmittel bei der Schwermetallfällung zweckmäßig, im Kanal aber unerwünscht ist (Grenzwert nach der AAEV: 200 mg/l), wird jedem bekannt sein, der mit Wasserrechtsverfahren zu tun hat. Die Entfernung des Sulfats aus dem Abwasser durch Fällung als Gips ist unzureichend (max. Reduktion auf 2500 mg/l), die Fällung als Ettringit ist wegen des hohen Aufwandes unzumutbar bzw. bei bestimmten Begleitkationen nicht durchführbar. Als einzige Lösung kommt der Einsatz geeigneter Kanalwerkstoffe im betroffenen Bereich in Frage.

Die Wirkung des Sulfats in Kanälen aus zementgebundenen Werkstoffen ist komplex. Es finden chemische und mikrobielle Umsetzungen nebeneinander statt. Sulfationen führen zur Umwandlung von Kalk in Gips („Gipstreiben“) nach der Gleichung



Gips ist ein im Vergleich zu Kalk größeres Molekül, das das Materialgefüge aufplatzen läßt. Weiters kann es zur Bildung von Ettringit mit der Formel $\text{Ca}_6\text{Al}_2[(\text{OH})_4/\text{SO}_4]_3 \cdot 24 \text{H}_2\text{O}$ kommen („Zementbacillus“).

Sulfatkorrosion kann sowohl im wasserbenetzten Teil des Kanals, als auch darüber stattfinden. Im wasserbenetzten Teil und in der Wechselzone wird das gelöste Sulfat direkt wirksam. Eine wesentliche Rolle spielen dabei Desulfurikanten und Thiobacillen, die bei geeigneten Bedingungen im Abwasser Sulfat zu Schwefelwasserstoff reduzieren bzw. im Kondenswasser die umgekehrte Reaktion vollziehen (Abb. 2).

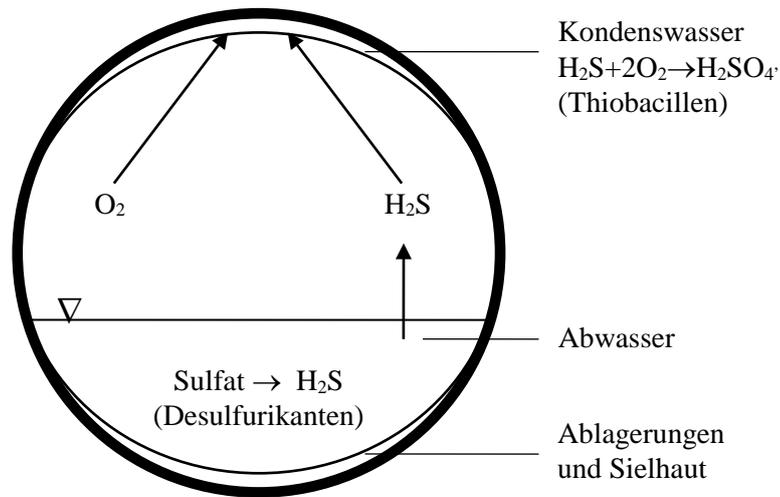


Abb. 2: Mikrobielle Schwefelkorrosion in teilgefüllten Abwasserkanälen

Dieses Thema wurde von R. Bielecki und H. Schremmer („Biogene Schwefelsäure-Korrosion in teilgefüllten Abwasserkanälen“, Heft 94/1887 der Mitteilungen des Leichweiß-Instituts für Wasserbau der Technischen Universität Braunschweig) umfassend untersucht.

Wiederum gibt die ÖNORM B 2503 Auskunft über die Korrosivität. Beton und Asbestzement sind wie folgt (bei Verwendung unterschiedlicher Zemente) unterschiedlichem Sulfatangriff ausgesetzt:

| | | | |
|-----------------------|-----------------------------|------------------------|-----------------------------|
| | Portlandzement,..... | | erhöht sulfatbe- |
| mg SO ₄ /l | Eisenportlandzem..... | Hochofenzement | ständiger Zement |
| ----- | | | |
| ≤ 200 | nicht angreifend | nicht angreifend | nicht angreifend |
| > 200 - 400 | stark angreifend | nicht angreifend | nicht angreifend |
| > 400 - 600 | nicht geeignet | stark angreifend | nicht angreifend |
| > 600 - 1500 | nicht geeignet | nicht geeignet | schwach angreifend |
| > 1500 - 2500 | .. nicht geeignet | nicht geeignet | stark angreifend |
| > 2500 | nicht geeignet | nicht geeignet | sehr stark angreifend |

Im Extremfall können Indirekteinleitungen von Sulfat eine komplette Kanalauswechslung im betroffenen Bereich erfordern. Dies wird wahrscheinlich das kleinere Übel gegenüber laufenden Problemen bei der Wartung und Ausbesserung (ggf. von Schutzanstrichen oder Auskleidungen) sein.

2.12 Sulfid

In sauren Abwässern wird aus den verschiedenen Sulfiden Schwefelwasserstoff gebildet, welcher zu Säurekorrosion führt. Die zusätzliche Wirkung durch seine Umwandlung zu Sulfat wurde oben bereits beschrieben. Schwefelwasserstoff ist aber auch gefährlich, weil er brennbar ist.

Nicht unterschätzt werden darf weiters seine enorme Giftigkeit. In diesem Zusammenhang ist es das gefährlichste Gas schlechthin, und es kommt dadurch immer wieder zu Todesfällen. Kritisch ist insbesondere, daß das stark und charakteristisch riechende Gas bei hohen Konzentrationen die Geruchsnerve der Menschen lähmt und dann nicht mehr wahrgenommen werden kann.

Folgende Schwellenwerte, die von Person zu Person variieren können, sind von Bedeutung (nach A. Asmuß: „Gefahren und Gefahrenabwehrungen beim Betrieb von Kanalisationsanlagen“; in: „Grundlagen für den Betrieb von Kanalisationen“, Bleicher Verlag, Gerlingen 1988):

- 0,02 ml/m³** Geruchsschwelle
- 0,3 ml/m³** deutliche Geruchswahrnehmung
- 3 ml/m³** unangenehme und lästige Geruchsempfindung
- 30 ml/m³** Geruch kaum noch zu ertragen, bei langdauernder Einwirkung charakteristische Hornhautschädigung des Auges
- 100 ml/m³** nach mehreren Stunden Reizempfindung (Brennen) an den Schleimhäuten des Auges und der Atemwege, Speichelfluß, Hustenreiz
- 300 ml/m³** deutlich abgeschwächte Geruchsempfindung, die sich nach einigen Minuten völlig verliert, Atembeschwerden, Kopfschmerz, toxische Symptome innerhalb einer Stunde

1.000 ml/m³ (= 0,1 %) keine Geruchsempfindung mehr, Krämpfe, Bewußtlosigkeit, lebensgefährlich in wenigen Minuten

10.000 ml/m³ (= 1%) tödlich in wenigen Sekunden durch Lähmung wichtiger Zentren im Gehirn, nach schlagartig eintretender Bewußtlosigkeit, sogenannte „apoplektische“ H₂S-Vergiftung

Schwefelwasserstoff ist zudem schwerer als Luft und reichert sich daher im Kanal an. Die MAK-Werte sind 10 ml/m³ bzw. 15 mg/m³.

2.13 Sulfit

Sulfit hat reduzierende Wirkung und verstärkt dadurch die Sauerstoffzehrung im Abwasser. Das Sulfit als Anion der schwefeligen Säure steht im thermodynamischen Gleichgewicht mit dem Schwefeldioxid. Dies ist ein farbloses, stechend riechendes, nicht brennbares und stark ätzendes Gas, welches schwerer ist als Luft. Die MAK-Werte liegen mit 2 ml/m³ bzw. 5 mg/m³ sehr niedrig.

Alle bisher genannten Schwefelverbindungen (Sulfat, Sulfid und Sulfit) können durch biologische Prozesse ineinander umgewandelt werden, sodaß mit allen Gefahren, die von jeder dieser Verbindungen ausgeht, gerechnet werden muß.

2.14 AOX/POX

Sowohl die an Aktivkohle adsorbierbaren organisch gebundenen Halogene (AOX) als auch die ausblasbaren organisch gebundenen Halogene (POX) sind in der AAEV als Summenparameter erfaßt und mit 0,5 mg/l bzw. 0,1 mg/l, berechnet als Cl, begrenzt. Bei beiden Stoffgruppen gibt es eine Vielzahl von Verbindungen, von denen hauptsächlich die Chlorderivate (chlorierte Kohlenwasserstoffe) abwasserrelevant sind.

So vielfältig wie die Verbindungen sind auch ihre Eigenschaften. Dennoch kann man generell folgendes feststellen:

AOX und POX sind künstlich hergestellte Verbindungen, die in der Natur nicht vorkommen. Sie können aber bei bestimmten Bedingungen (Vorhandensein von Chlor und organische Verbindungen) auch im Abwasser gebildet werden.

Als Emittenten kommen folgende Herkunftsbereiche in Frage, die in der folgenden Auflistung nach den zu erwartenden Konzentrationen gereiht sind (aus: P. Koppe, A. Stozek: „Kommunales Abwasser“, Vulkan-Verlag, Essen, 1990):

- Druckereien
- Sickerwässer aus Hausmülldeponien
- Chemischreinigungen
- Gummi- und Kunststoffwaren
- Metallverarbeitende Industrie
- Chemieprodukte
- Krankenhäuser
- Kfz-Werkstätten
- Lack- und Farbenbetriebe

Chlorierten Kohlenwasserstoffe sind schwerer als Luft und schlecht wasser- bzw. gut fettlöslich. Von Menschen können sie auch durch die Haut aufgenommen werden und wirken als Nervengifte. Diffusion ist auch durch Beton möglich, weshalb sie aus dem Kanal austreten und das Grundwasser verunreinigen können.

2.15 Schwerflüchtige lipophile Stoffe

Bei der Bestimmung des Summenparameters „Schwerflüchtige lipophile Stoffe“ nach dem in der AAEV beschriebenen Verfahren werden neben verseifbaren Fetten und Ölen auch andere Stoffe, die im verwendeten Extraktionsmittel löslichen sind, miterfaßt. In erster Linie handelt es sich jedoch um tierische und pflanzliche Fette und Öle. Diese Stoffe sind in der AAEV mit 100 mg/l begrenzt. Branchenspezifische Verordnungen beinhalten davon abweichende Grenzwerte.

Fette und Öle lagern sich im Kanal, besonders in der Wasserwechselzone, leicht ab. Der Reinigungsbedarf im Kanal wird dadurch außerordentlich erhöht. Neben der Verstopfungsgefahr ist auch mit starker Geruchsbelästigung durch freie

Fettsäuren und Amine (häufig sind die Fette und Öle durch Eiweiß verunreinigt) zu rechnen, die weiters auch noch korrosiv wirken.

Fette und Öle sind hauptsächlich aus Betrieben der Lebensmittelindustrie und aus dem Gastgewerbe zu erwarten. In der Regel sind Fettabscheider vorhanden. Die richtige Dimensionierung dieser Einrichtungen ist von ausschlaggebender Bedeutung. Dabei kann ein Zuviel (Versäuerung des Abwassers durch lange Aufenthaltsszeiten) genauso schlecht sein wie ein Zuwenig. Gute Wartung ist unabdingbar. In Einzelfällen ist die Errichtung von Flotationsabscheidern erforderlich.

In den letzten Jahren hat sich eine Unsitte eingeschlichen: die Verwendung von Fettauflösern, um sich die teure Entsorgung des Räumgutes zu ersparen. Die Fettauflöser sollten nach Herstellerangaben die Fette abbauen.

Da die Errichtung und der Betrieb von Fettabscheidern den Zweck hat, Fette zurückzuhalten, ist es selbstverständlich verboten, die vorgesehene Abscheidung durch den Zusatz diverser Mittel außer Kraft zu setzen. Durch deren Einsatz kommt es zur verbotenen Ableitung von verflüssigtem Fett und dessen Abbauzwischenprodukten und damit zu allen dadurch bedingten Schädigungen nachgeschalteter Einrichtungen. Durch die so vermehrt abgeleiteten flüchtigen Fettsäuren kann, wie die Praxis gezeigt hat, die Geruchsentwicklung extrem sein.

2.16 Kohlenwasserstoffe/BTX

Die Auswirkung von Kohlenwasserstoffen (KW) im Kanal hängt ursächlich mit deren Molekülgröße ab. KW mit bis zu vier C-Atomen sind gasförmig, ab fünf bis annähernd zwanzig C-Atomen sind sie flüssig und darüber hinaus von fester Konsistenz. Alle KW sind brennbar, bestimmte extrem explosionsgefährlich. Die Summe der KW ist in der AAEV mit 20 mg/l begrenzt. Der Grenzwert für die flüchtigen KW (Benzol, Toluol und Xylol als BTX-Fraktion) ist mit 0,1 mg/l um Größenordnungen niedriger.

Obwohl die KW als wasserunlöslich gelten, besitzen sie eine meßbare Löslichkeit, die um so größer ist, je mehr Doppelbindungen das Molekül besitzt und je geringer seine Molmasse ist.

Einige Beispiele für die Löslichkeit in Wasser bei 20 °C:

| | |
|------------------|-----------|
| Hexan | 10 mg/l |
| Cyclohexan | 30 mg/l |
| Cyclohexen..... | 100 mg/l |
| Benzol | 1600 mg/l |
| Naphthalin..... | 30 mg/l |

Zudem können KW in unterschiedlicher Form im Abwasser enthalten sein:

- frei, nicht emulgiert und nicht gelöst,
- emulgiert, aber nicht gelöst und
- gelöst.

Bei der Auswahl und Dimensionierung von Abscheideranlagen ist dies zu berücksichtigen.

Leichtflüchtige KW bilden innerhalb der Grenzen von 0,6 - 8 % zündfähige Gemische mit Luft. In Bezug auf die Explosionsgefahr sei nur auf den Unfall in Mexiko vor einigen Jahren hingewiesen, bei dem ganze Straßenzüge in die Luft gesprengt wurden sowie auf die Tankwagenentgleisung in Zürich 1993, bei der Diesel mit verheerender Wirkung in den öffentlichen Kanal abgeflossen ist.

2.17 Tenside

Tenside sind für den Kanal nur insofern von Bedeutung, als sie durch Schaumbildung zu Behinderungen und Vermehrung der Kanalreinigung und -wartung führen.

3 Abwassermenge und Einleitstellen

Für Großeinleiter muß bei der Kanalplanung auch in Bezug auf die Ableitmenge Rücksicht genommen werden. Zweckmäßig ist es, nur gedrosselte Ableitungen zuzulassen, da durch Flutwellen im Kanal tätige Personen gefährdet werden können.

Innerbetrieblich ist es notwendig, daß der Kanal nach Teilströmen (betriebliches Abwasser sowie häusliches Abwasser und Regenwasser) getrennt wird. Das betriebliche Abwasser soll möglichst über eine Einleitstelle dem öffentlichen Kanal zugeführt werden. In jedem Fall ist vor Einleitung in den öffentlichen Kanal bzw. vor Zusammenführung mit anderen Hauskanälen ein Kontrollschacht jederzeit zugänglich zu halten. Dieser Kontrollschacht ist je nach Erfordernis mit Meßeinrichtungen auszustatten.

4 Unerlaubter Einleitungen

Unerlaubte Einleitungen sollte es nicht geben, jedoch die Praxis beweist das Gegenteil. Sie sind mit zunehmender Schadenswirkung leichter und schneller zu erkennen. Häufig geben jedoch bereits schon kleine Veränderungen dem erfahrenen Personal Hinweise auf Unregelmäßigkeiten. Daher ist eine gute Zusammenarbeit des Kanalbetriebs mit dem gesamten Kanalisationsunternehmen bzw. in der Folge mit der Wasserrechtsbehörde zweckmäßig.

Systematische Suchaktionen im Kanalnetz (nach Verzweigungsschema beginnend bei der Abwasserreinigungsanlage) sollten wegen der hohen Kosten nur bei gegebener Veranlassung durchgeführt werden. Auf die Bedeutung von Sielhautuntersuchungen wurde bereits hingewiesen. Neben visuellen Beurteilungen beim Vorliegen sichtbarer Spuren sollen auch direkte Überprüfungen und Beprobungen (mittels automatischer Probenahmegeräte und/oder Sedimentfallen) bei mutmaßlichen Einleitern erfolgen. Wenn man auf einen Indirekteinleiterkataster zurückgreifen kann, ist dies von großem Vorteil.

Wurde eine unerlaubte Einleitung festgestellt, muß dies selbstverständlich Konsequenzen haben. Neben der sofortigen Unterbindung ist die strafrechtliche

Relevanz nach den Wasserrechtsgesetz zu prüfen. Daneben bestehende Schadensersatzverpflichtungen sind einzufordern und ggf. eine erhöhte Kanalbenutzungsgebühr zu verrechnen. Die Durchsetzung solcher Forderungen im kommunalen Raum erfordert allerdings gelegentlich ein großes Stehvermögen, die nachdrückliche Unterstützung der Wasserrechtsbehörde ist deshalb in diesen Fällen hilfreich und geboten.

5 Kanalkataster

Um eine routinemäßige Kontrolle und Überwachung der Indirekteinleiter zu gewährleisten, sollte ein Kanaldatenbank mit Indirekteinleiterkataster geführt werden. Es gibt dafür eine Unzahl verschiedener Modelle. Folgende grundlegende Daten sollten für jeden Indirekteinleiter ausgewiesen werden:

- Name, Anschrift, Betriebszeiten und Branche
- Positionierung und Anzahl der Einleitstellen in den öffentlichen Kanal
- Parameter, die den Kanalbetrieb beeinflussen (z.B. hydraulische Belastung, absetzbare Stoffe, Fette und sonstige Schwimmstoffe)
- Parameter, die bauliche Einrichtungen gefährden (z.B. Sulfat, Säuren)
- Parameter, die für den Schutz von Personen überwacht werden müssen (z.B. Cyanid, Schwefelwasserstoff, Chlor)
- Parameter, die zu Geruchsbelästigung führen (z.B. faulfähige Stoffe, Temperatur)
- Parameter, die den geordneten Betrieb der Abwasserreinigungsanlage gefährden (z.B. Schwermetalle, einseitig zusammengesetztes Abwasser)

Bei den Parametern sollen einerseits die wasserrechtlich bewilligten Größen, andererseits die aufgrund von Messungen erhobenen Werte evident gehalten

werden. Nicht zuletzt sollen auch bereits vorhandene Schadensbeschreibung aufgenommen werden, da es Wiederholungstäter geben soll.

Dipl.-Ing. Dr. Maria Panholzer
Magistrat Graz - Kanalbauamt

Kaiserfeldgasse 1
8010 Graz

Wechselwirkung zwischen Abwasserableitungen aus Gewerbe und Industrie mit Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen

P. Schweighofer

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft; TU-Wien

1 Allgemeines

Die gemeinsame Reinigung von industriellen und kommunalen Abwässern stellt mitunter eine ökonomisch wie ökologisch sinnvolle Maßnahme dar. Es können dabei durchaus synergetische Effekte zum Tragen kommen.

Die Wechselwirkungen - ökonomischer wie technischer Natur - zwischen Indirekteinleitern und der Planung von Kläranlagen laufen primär darauf hinaus, welche Reinigungsmaßnahmen wo zu setzen sind, um die geforderten Reinigungsziele gewährleisten zu können. Für diese Entscheidungsfindung können keine generellen Regeln aufgestellt werden. Die Entscheidung für eine Lösung muß für jeden einzelnen Fall gesondert getroffen werden.

Vielfach sind es bekannte Probleme, wie die Ausbildung von Blähschlamm, negative Beeinflussung der Klärschlammqualität, Geruchsbelästigungen in der Kanalisation bzw. Überlastung einer bestehenden Anlage oder generell wirtschaftliche Überlegungen, die zu Vorbehandlungsmaßnahmen bei Indirekteinleiter führen. Im folgenden Beitrag soll herausgearbeitet werden, daß vor allem bei Indirekteinleiter dominierten Verhältnissen, es unbedingt notwendig ist, die der produzierenden Wirtschaft charakteristischen Wechsel in Abwasseranfall und -zusammensetzung zu erfassen und zu berücksichtigen. Vielfach ist dabei eine rein stationäre Betrachtung verschiedener Belastungsfälle nicht ausreichend. Besonderer Beachtung gilt den Übergangszeiten zwischen zwei gewissermaßen stationären Zuständen.

Neben anderen Problemen durch industrielle/gewerbliche Abwässer, wie Beeinträchtigung der Klärschlammqualität, negativer Beeinflussung der Schlammabsetzeigenschaften etc., gewinnt die Beeinträchtigung der Nitrifikation aufgrund der relativ hohen Sensibilität der nitrifizierenden Mikroorganismen an Bedeutung.

Bei einem absehbar dominierenden Einfluß von Indirekteinleitern ist daher eine besonders sorgfältige Vorerhebung und generelle Planung notwendig. Vielfach empfiehlt es sich abwassertechnische Voruntersuchungen im Labor und Pilotversuche vor Ort durchzuführen. Häufig kommt es dabei bereits während laufender Pilotversuche zu einem intensiven Wechselspiel mit den Indirekteinleitern.

Ziel der schließlich getroffenen Entscheidung sollte sein, daß die Wechselwirkungen zwischen Indirekteinleiter und (künftigem) Kläranlagenbetreiber möglichst gering gehalten werden und dem Betreiber ein weitgehend störungsfreier Betrieb ermöglicht wird. Es liegt aber in der Natur der Sache, daß es auch während des laufenden Betriebes dementsprechende gegenseitige Beeinflussungen geben wird.

2 Gesetzliche Rahmenbedingungen

Das Zusammenwirken aus wasserrechtlicher Sicht zwischen Indirekteinleiter und Kanalnetz- bzw. Kläranlagenbetreiber ist mit der WRG. Novelle 1990 neu geregelt worden. Entsprechend dieser WRG-Novelle 1990 sind die Indirekteinleiter verschärft bewilligungspflichtig geworden (OBERLEITNER, 1991). Hinsichtlich der in Österreich einzuhaltenden Einleitbedingungen für Indirekteinleiter sind die branchenspezifischen Emissionsverordnungen (Abwässer aus verschiedenen Herkunftsbereichen) bzw. die Allgemeine Abwasseremissionsverordnung (AAEV) heranzuziehen. Daneben sind noch die Kanal-grenzwertverordnungen (gesetze) in den jeweiligen Bundesländer, sowie die ÖNORM B 2503 zu beachten.

Die Allgemeine Abwasseremissionsverordnung baut dabei (vereinfachend gesagt) auf der Vermeidung einer Erhöhung der eingeleiteten Stofffrachten durch Verdünnung im gesamten Abwasserstrom auf. Das bedeutet, daß durch

eine Indirekteinleitung und der damit verbundenen Mischung mit anderen Abwasser(teil)strömen, keine Verdünnung der einzelnen Stoffe durch den gesamten Abwasserstrom in Rechnung gestellt werden darf. Es sind daher für eine Reihe von Abwasserinhaltsstoffen idente Werte für Direkt- wie Indirekteinleiter in der AAEV festgelegt. Diese Vorgabe ist gleichbedeutend mit **unbedingt notwendigen Maßnahmen** bei den entsprechenden Indirekteinleitern.

| | Direkteinleiter | Indirekteinleiter |
|--------------------------------|-----------------|--|
| Temperatur | 30 °C | 35 °C |
| Abfiltrierbare Stoffe | 30 mg/l | keine Beeinträchtigung des Betriebes von Kanalisations- und Abwasserreinigungsanlagen |
| Absetzbare Stoffe | 0,3 ml/l | 10 ml/l bzw. keine Beeinträchtigung des Betriebes von Kanalisations- und Abwasserreinigungsanlagen |
| pH - Wert | 6,5 - 8,5 | 6,5 - 9,5 |
| Aluminium | 2,0 mg/l | durch absetzbare St. begrenzt |
| Eisen | 2,0 mg/l | durch absetzbare St. begrenzt |
| Fluorid als F | 10 mg/l | 20 mg/l |
| Nitrit als N | 1,0 mg/l | 10 mg/l |
| Sulfat als SO ₄ | im Bedarfsfalle | 200 mg/l, im Einzelfall nach Verdünnung im Kanal und bei Berücksichtigung der ÖNORM B 2503 zulässig. |
| Sulfid als S | 0,1 mg/l | 1,0 mg/l |
| Sulfit als SO ₃ | 1,0 mg/l | 10 mg/l |
| Schwerfl. lipophile St. | 20 mg/l | 100 mg/l |
| Summe der Kohlenwasserstoffe | 10 mg/l | 20 mg/l |
| Phenolindex als Phenol | 0,1 mg/l | 10 mg/l |
| Summe anion./nichtion. Tenside | 1,0 mg/l | keine nachteilige Beeinflussung des Kanal-Klärbetriebes |

Tab. 1: Gegenüberstellung der Ablaufkonzentrationen von Direkt- und Indirekteinleiter, lt. Entwurf der AAEV (1995)

Von dieser Regelung sind die in der Tabelle 1 angeführten Stoffe z.T. ausgenommen. Für diese Parameter werden für die Indirekteinleitung höhere, aber definierte Werte zugelassen. In speziellen Fällen mögen auch hier Vorbehandlungen oder Maßnahmen vor Ort notwendig werden.

Für die Parameter

- Ammonium (Bed. keine Geruchsbel. und ÖNORM B 2503)
- Chlorid
- Nitrat
- Gesamtphosphor
- TOC
- CSB
- BSB₅

werden im Falle einer Indirekteinleitung in der AAEV keine Maximalwerte angegeben. Diese Parameter gelten mit den in der kommunalen Abwassertechnik eingesetzten Verfahren als gut behandelbar bzw. unbedenklich bei einer biologischen Reinigung (Chlorid). Das bedeutet aber nicht, daß für eine Indirekteinleitung dieser Stoffe keine Vorbehandlung zu erfolgen hat.

Ein zusätzlicher, wesentlicher Punkt findet sich noch in der AAEV. So wird gefordert (ANLAGE A, Emissionsbegrenzungen, Fußnote c):

"Eine Abwassereinleitung in eine öffentliche Kanalisation darf keine Beeinträchtigungen der biologischen Abbauvorgänge in der Abwasserreinigungsanlage hervorrufen".

Erstmals wurde damit für eine Indirekteinleitung auch ein "Wirkungsnachweis" zusätzlich zu den bisher üblichen "Stoffnachweisen" des eingeleiteten Abwassers verlangt. Im vorliegenden Entwurf zur Novellierung der AAEV wird diese Forderung noch präzisiert, indem explizit keine akute Beeinträchtigung der Aktivität des Belebtschlammes - ermittelt über eine Sauerstoffverbrauchs(ATmungs)messung und keine akute Beeinträchtigung der

Nitrifikationsvorgänge gefordert wird. Diese Forderungen können weitreichende Konsequenzen für Indirekteinleiter bewirken.

3 Grundsätzliche Überlegungen über eine gemeinsame Reinigung.

Ein Vorteil der gemeinsamen Reinigung kann für den Indirekteinleiter darin liegen, daß entweder durch die Mischung mit anderen - ebenfalls einseitig zusammengesetzten - Industrieabwässern oder durch deren Mischung mit kommunalem Abwasser ein Stoffausgleich bewirkt wird. Vor allem durch die Mischung mit kommunalem Abwasser werden einseitig zusammengesetzten Industrieabwässern die notwendigen Nährstoffe (Stickstoff und Phosphor) sowie Spurenelemente für einen biologischen Abbau zur Verfügung gestellt. Damit wird oft erst ein Abbau dieser Abwässer ermöglicht. Ferner können durch die Mischung mit anderen Abwasserströmen einzelne Stoffe auf ein Konzentrationsniveau fallen, welches erst einen biologischen Abbau erlaubt bzw. eine toxische Schwelle unterschritten wird. Demgegenüber kann eine verminderte Abbaubarkeit durch das Unterschreiten einer Grenzkonzentration stehen.

Aus der Sicht des Gewässerschutzes ist die gemeinsame Reinigung von kommunalen und industriellen Abwässern anzustreben, da die gemeinsame Kläranlage einen letzten wirksamen Puffer vor dem Gewässer gegenüber immer wieder vorkommenden Stoßbelastungen und Störfällen bei Industrie und Gewerbe bildet.

Aus abwassertechnischer Sicht eines Betreibers einer kommunalen Kläranlage ist die Mitbehandlung von Industrie- und Gewerbeabwässern - mit einer Ausnahme vielleicht - für die Reinigung von kommunalem Abwasser mit keinem direkten Vorteil verbunden. Lediglich bei hohen Anforderungen an die Stickstoffentfernung kann die Einleitung von zusätzlichen leicht verfügbaren Kohlenstoffquellen eine Verbesserung der Stickstoffentfernungsleistung bringen.

4 Grundsätzliche Überlegungen über eine Vorbehandlung vor Indirekteinleitung

Eine genehmigte oder geplante Indirekteinleitung ist nicht unbedingt gleichbedeutend mit keinerlei Maßnahmen auf Seite des Indirekteinleiters. So kann eine gemeinsame Reinigung von Abwässern aus Gewerbe und Industrie mit kommunalen Abwässern, aus unterschiedlichen Gründen eine Vorbehandlung auf Seite des Indirekteinleiters erforderlich machen.

Aus der Sicht des Gewässerschutzes spricht eine gesteigerte Systemsicherheit und eine insgesamt geringere Gewässerbelastung für eine Vorbehandlung.

Aufgrund bekannter oder zu erwartender Betriebsprobleme (Blähschlamm, Geruchsprobleme, Stoßbelastungen etc.) in der empfangenden kommunalen Kläranlage ist sehr oft eine Vorbehandlung notwendig. Durch eine Vorbehandlung werden auch die Einflüsse aufgrund unerwarteter Veränderungen in den Produktionen von Industrie und Gewerbe besser gedämpft, und sie schlagen daher nicht so stark auf den Betrieb der kommunalen Kläranlage durch. Im Extremfall kann dadurch auch eine Finanzierungslücke bei einem Kläranlagenbetreiber, aufgrund eines gänzlichen Ausfalls eines dominanten Industrie- oder Gewerbebetriebes, verhindert werden.

Für den Industrie- oder Gewerbebetrieb können oft ökonomische Gründe für eine Vorbehandlung sprechen. Zusätzlich kann es der Indirekteinleiter auch als Vorteil sehen, die Abwasserreinigung z.T. selbst in der Hand zu haben, da eventuelle Störungen im Betrieb nicht sofort Auswirkungen auf andere, z.B. die nachfolgende kommunale Kläranlage haben, sondern durch die eigene Vorbehandlung abgefangen oder zumindest gedämpft werden. Die Vorbehandlung in Eigenverantwortung des Indirekteinleiters zwingt diesen zwar, sich unmittelbar mit der Abwasserproblematik zu beschäftigen. Das ist nicht unbedingt negativ zu sehen, da dadurch sehr oft Innovationen im Produktionsprozeß initiiert werden, die durchaus die zukünftige Wettbewerbsfähigkeit sichern. Erfolgt die Vorbehandlung durch eine

biologische Kläranlage, so hat der Betrieb einen sensibel reagierenden Monitor zur Verfügung, der Störungen in der Produktion mitunter schneller meldet als andere Überwachungssysteme. Produktionsverluste oder Fehlproduktionen können dadurch rasch erkannt werden.

5 Wo können Probleme bei der gemeinsamen Reinigung auftreten ?

Einleitungen von gewerblich/industriellen Abwässern in eine öffentliche Abwasserbehandlungsanlage können je nach Qualität und Quantität des Abwassers verschiedenste Probleme an unterschiedlichen Stellen bereiten.

Grundsätzlich lassen sich 5 potentielle Problembereiche (ATV, Arbeitsblatt A 115) bei der gemeinsamen Behandlung von kommunalen und industriellen/gewerblichen Abwässern feststellen.

- a. Das in öffentlichen Abwasseranlagen tätige Personal wird gesundheitlich beeinträchtigt*
- b. Die öffentlichen Abwasseranlagen werden in ihrem Bestand und Betrieb nachteilig beeinflusst.*
- c. Der Betreiber der öffentlichen Abwasseranlage kann seine wasserrechtlichen Verpflichtungen ganz oder teilweise nicht erfüllen.*
- d. Von der Abwasseranlage gehen schädliche Umwelteinwirkungen, z.B. Gerüche aus.*
- e. Die Schlammbehandlung und Schlamm Entsorgung wird wesentlich erschwert.*

In diesem Regelwerk der ATV werden exemplarisch eine Reihe unzulässiger Stoffe sowie eine branchenspezifische Zusammenstellung von produzierenden Betrieben, den dabei zu erwartenden Abwässern und potentielle Problembereiche angeführt. Diese Aufstellung kann als erste Information für zu erwartende Problemstoffe und -bereiche bei Indirekteinleiter genommen werden.

5.1 Gefährdung der Einhaltung der wasserrechtlichen Auflagen

Die momentanen Anforderungen an die Abwasserreinigung in kommunalen Anlagen sind durch die Forderung nach weitgehender Entfernung der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor geprägt. Speziell die Forderung nach biologischer Stickstoffentfernung über Nitrifikation und Denitrifikation dominieren die notwendigen Erweiterungen bzw. Neubauten kommunaler Kläranlagen. Die biologische Oxidation des Ammoniums zu Nitrat (Nitrifikation), als notwendige Vorstufe für die eigentliche Stickstoffentfernung über Denitrifikation, ist zur Zeit der Leitprozeß in der Abwasserreinigung.

Besonders die Nitrifikation wird durch eine Fülle von Faktoren beeinflusst. Neben den bekannten Umweltbedingungen wie Temperatur, Sauerstoff, pH-Wert etc. können auch veränderte Abwasserbeschaffenheit oder Schwankungen der wesentlichen Abwasserinhaltsstoffe Kohlenstoff (BSB₅, CSB) oder des Stickstoffs, zu Instabilitäten der Nitrifikation führen. Im folgenden wird versucht herauszuarbeiten, welchen Einfluß dauernde oder temporäre (schwankende) Indirekteinleitungen von Kohlenstoff bzw. Stickstoff haben und welche Maßnahmen gegebenenfalls zu setzen sind.

- Permanente Veränderung des Stickstoff/Kohlenstoffverhältnisses
 - Kohlenstoffbelastung
 - Saisonale Schwankungen
 - Kurzfristige Schwankungen
 - Stickstoffbelastung
 - Mittelfristige Schwankungen
 - Kurzfristige Schwankungen

Grundsätzliche Überlegungen zur

- Einleitung von Feststoffen und Phosphor

Zuletzt wird noch auf einen Problembereich eingegangen, der mit zunehmender Anzahl an nitrifizierend/denitrifizierenden Kläranlagen an Bedeutung gewinnen wird. Durch die hohe Sensibilität der Nitrifikanten gegenüber einer Vielzahl von Stoffen, werden Probleme mit Störungen der Nitrifikation durch Indirekteinleitungen vermehrt auftreten.

- Beeinträchtigung der Nitrifikation durch die Einleitung hemmender Abwasserinhaltsstoffe
- Einleitung toxischer Stoffe

Befinden sich in einem Einzugsgebiet einer Kläranlage mehrere Betriebe aus unterschiedlichen Produktionssparten, so wird es zu einem Konzentrationsausgleich bzw. Stoffausgleich der verschiedenen Abwasserinhaltsstoffe (z.B. N und BSB₅) kommen, was die gemeinsame Behandlung in einer Kläranlage erleichtert. Befindet sich in einem Einzugsgebiet dagegen nur einer, das Abwasseraufkommen bestimmender Indirekteinleiter, so kann sich die Abwasserbeschaffenheit dementsprechend einseitig verändern. Solche Abweichungen von einer üblichen kommunalen Abwasserzusammensetzung können durch unterschiedlichste Indirekteinleitungen hervorgerufen werden. So kann die Einleitung eines Abwassers aus verschiedensten Herkunftsbereichen, zu einer deutlichen Verringerung des Stickstoff zu Kohlenstoffverhältnisses führen. Folgende Abwässer weisen ein zumeist geringes N/BSB₅ Verhältnis auf. Dazu zählen unter anderem:

- Papier- und Zellstoffindustrie
- Textilindustrie
- Getränkeindustrie (Brauereien etc.)
- Gemüse und Obst verarbeitende Industrie

Andererseits kann durch einen dominierenden Stickstoffeinleiter das gesamte Abwasser ein dementsprechend hohes Stickstoff zu Kohlenstoffverhältnis aufweisen. Produktionen, die ein Abwasser mit hohem Stickstoffanteil hervorrufen, können im wesentlichen drei Gruppen zugeordnet werden:

- Produktionen, bei denen Luftstickstoff chemisch gebunden wird (Kokereien, Schwelereien, chemische Betriebe)
- Produktionsverfahren, bei denen organische Stickstoffverbindungen tierischen Ursprungs anfallen (Tierkörperverwertung, Gerbereien, Zubereitung von Tierhaaren, Borsten und Federn und Massentierhaltungen)

- Biotechnologische Verfahren (Hefe-, Penizillin-, Zitronensäureproduktion), bei denen stickstoffhaltige Nährlösungen anfallen

5.2 Auswirkungen bzw. Grenzen der permanenten Veränderung des Stickstoff/Kohlenstoffverhältnisses

Wird die Abwasserzusammensetzung durch einen Indirekteinleiter dauernd in Richtung Kohlenstoff- bzw. Stickstoffüberschuß verändert, so stellen sich die prinzipiellen Auswirkungen auf die erforderlichen Belebungsbeckenvolumina wie folgt dar.

Zur Verdeutlichung der generellen Auswirkungen wird in Anlehnung an das Arbeitsblatt A 131 der ATV eine Kläranlage bemessen. Ausgegangen wurde dabei von einer Kläranlage ohne Vorklärung, die mit Standardabwasser beschickt wird ($BSB_5 = 60\text{g/EGW}$, $TSO = 70\text{ g/EGW}$ und $TKN = 12\text{ g/EGW}$, $TKN/BSB_5 = 0,2$), auf eine Stickstoffentfernung von 60 % bei 8 °C und einem aeroben Schlammalter von 10,6 Tagen, ausgelegt wurde. Die dargestellten "relativen" Belebungsbeckenvolumina beziehen sich dabei auf diesen Normalfall.

Rechts vom Normalfall ($TKN/BSB_5 \geq 0,2$) wurde angenommen, daß sich der Stickstoffanteil im Abwasser durch eine alleinige Stickstoffeinleitung erhöht und die BSB_5 Fracht gleichbleibt. Links vom Normalfall ($TKN/BSB_5 \leq 0,2$) wurde die Stickstofffracht gleichgehalten und nur der BSB_5 - Anteil erhöht. Hier wurde angenommen, daß ein feststoffarmes ($TSO \approx 0$) Abwasser eingeleitet wird und die organische Belastung überwiegend durch gelöste, leicht abbaubare Kohlenstoffverbindungen erhöht wird. In allen Fällen wurde die Rückbelastung an Ammonium aus der Schlammbehandlung durch einen niedrigen N-Gehalt der aktiven Biomasse von 7 % - entspricht in etwa 2,5 % des abgebauten BSB_5 - angesetzt.

In den nachfolgenden Abbildungen 1 und 2 sind exemplarisch die erforderlichen relativen Belebungsbeckenvolumina für 60 %

Stickstoffentfernung bei 8 °C und sich ändernder Abwasserzusammensetzung (TKN/BSB₅), sowie der abzudeckende Sauerstoffbedarf OV dargestellt.

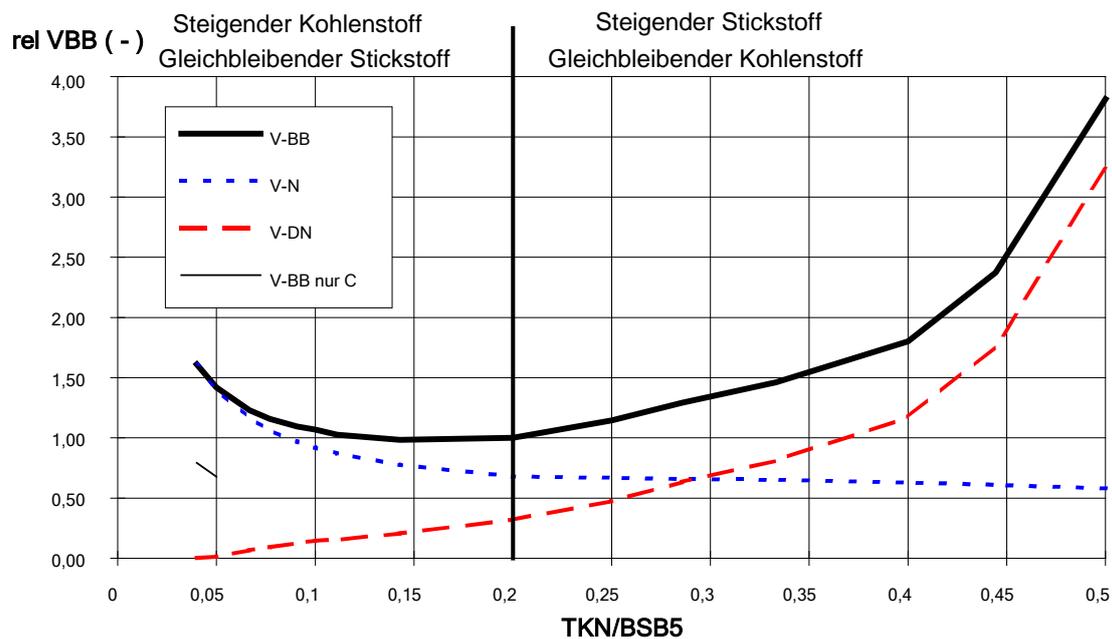


Abb. 1: Relative Belebungsbeckenvolumina in Abhängigkeit von der Abwasserzusammensetzung (TKN/BSB₅) für eine nitrifi/denitrifizierende bzw. für eine nur Kohlenstoff abbauende (V_{BB} nur C) Anlage

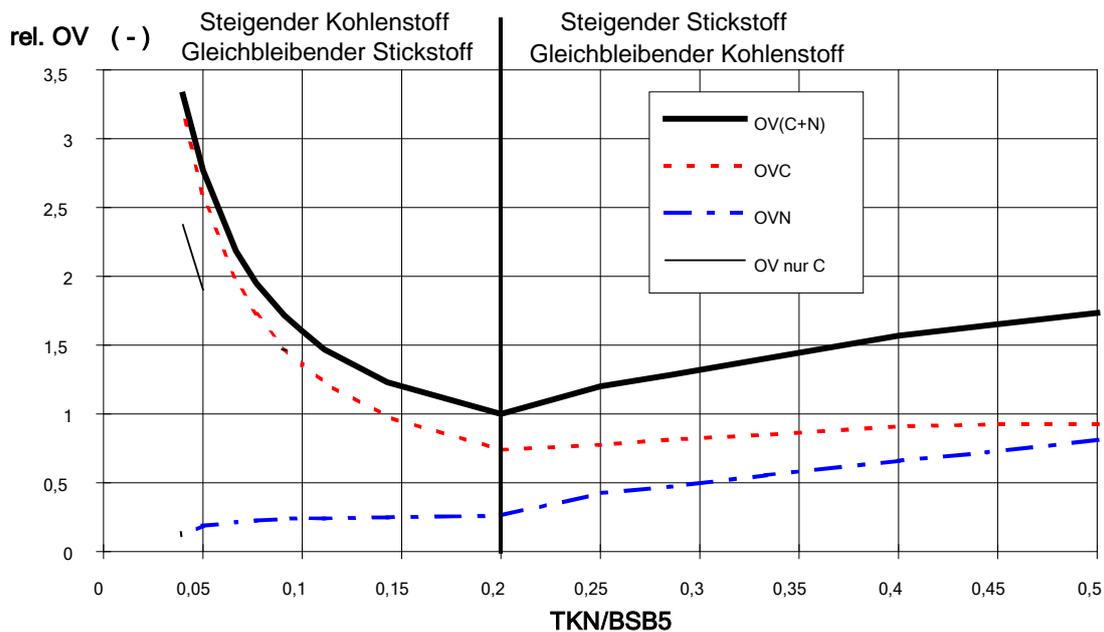


Abb. 2: Relativer Sauerstoffbedarf für den Kohlenstoffabbau bzw. Nitrifikation in Abhängigkeit von der Abwasserzusammensetzung (TKN/BSB₅) für eine nitrifi/denitrifizierende bzw. für eine nur Kohlenstoff abbauende (OV nur C) Anlage

Aus diesen Zusammenhängen können nun folgende prinzipielle Schlüsse gezogen werden.

Steigender Stickstoffanteil

Einleitungen von nur stickstoffhaltigen Abwässern führen mit steigendem TKN/BSB₅-Verhältnis zu stark ansteigenden Belebungsbeckenvolumina, die vor allem im zunehmenden Denitrifikationsanteil begründet liegen. Ab einem TKN/BSB₅-Verhältnis von 0,5 kommt man in einen Bereich, in dem geforderte Stickstoffentfernungen von 60 % und mehr, technisch nicht mehr realisierbar sind, da der vorhandene Kohlenstoff limitierend wird. Es sind daher bei den Indirekteinleitern unbedingt entsprechende Maßnahmen zu setzen. Neben Vermeidungsmaßnahmen, kommt dabei eine biologische Vorreinigung mit Nitrifikation und Denitrifikation durch externe Kohlenstoffquellen oder eine Ammoniak-Strippung in Betracht (KAYSER, 1995, RAUTENBACH et al., 1995). Eine Fällung als Magnesium-Ammon-Phosphat (MAP-Fällung) wird von KAYSER (1995) nur für Sonderfälle, als eine ökonomisch realisierbare Lösung erwähnt. Im Vergleich zum raschen Anstieg des Beckenvolumens, führt der Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation (OVN) des zusätzlichen Ammoniums -

aufgrund der Annahme einer 60 %-igen Stickstoffentfernung - zu einer weniger dramatischen Entwicklung.

Steigender Kohlenstoffanteil

Die alleinige Einleitung von leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen führt zu geringeren Volumenanstiegen. So bleibt z.B. bis zu einem TKN/BSB₅-Verhältnis von in etwa 0,13 - was einer Erhöhung der organischen Fracht um ca. 70 % entspricht - das für eine 60 %-ige Stickstoffentfernung notwendige Belebungsbeckenvolumen nahezu konstant. Aufgrund steigender Denitrifikationsleistung und des vermehrten Einbaues von Stickstoff in die Biomasse kommt es zu einer Verringerung des Denitrifikationsvolumens, was den, wegen der gestiegenen Überschussschlammproduktion erhöhten Gesamtvolumenbedarf, nahezu kompensiert. Erst in weiterer Folge ist ein Anstieg des Gesamtvolumens zu verzeichnen. Ab einem TKN/BSB₅-Verhältnis von 0,05 wird das erforderliche Denitrifikationsvolumen verschwindend klein, da nahezu der gesamte Stickstoff in die Biomasse eingebaut wird. Wird das TKN/BSB₅-Verhältnis kleiner als 0,04 (5-fache organische Belastung), so ist mit beginnendem Stickstoffmangel - ein oftmaliges Problem bei Industrieabwässern - zu rechnen.

Nachdem für diese Betrachtung angenommen wurde, daß die Steigerung der organischen Belastung hauptsächlich aufgrund der Einleitung von leichtabbaubarem Substrat erfolgt, steigt der notwendige Sauerstoffbedarf dementsprechend rascher als das dazu erforderliche Belebungsbeckenvolumen.

Abwässer, die einseitig mit Kohlenstoff belastet sind, führen zu vergleichsweise geringeren zusätzlichen Beckenvolumina, wenn es beim Indirekteinleiter gelingt, einen weitgehenden Rückhalt von Feststoffen zu erreichen. Eine Vorreinigung von feststoffarmen, überwiegend mit Kohlenstoff belasteten Abwässern, führt zu keinen wesentlichen Einsparungen an Gesamtvolumen. Ähnliche Überlegungen von SEYFRIED (1993) führen zu einem vergleichbaren Resultat. Bei diesen Überlegungen muß allerdings bedacht werden, daß es durch Betriebsstillstände eines dominanten Indirekteinleiters zu kurzfristigen Veränderungen der Abwasserzusammensetzung kommt. Das TKN/BSB₅-Verhältnis kann sich dadurch sprunghaft erhöhen. Unter bestimmten Bedingungen sind dann die in der Kläranlage vorhandenen Nitrifikanten nicht

in der Lage, diesen plötzlichen Stickstoffüberhang vollständig zu nitrifizieren und es kommt zu erhöhten Ammoniumablaufwerten. Wenn länger andauernde Betriebsstillstände nicht ausgeschlossen werden können, ist auch in solchen Fällen eine Vorreinigung sinnvoll.

Kann von einem konstanten und gleichbleibenden TKN/BSB₅-Verhältnis ausgegangen werden, so könnte theoretisch ab einem TKN/BSB₅-Verhältnis von 0,05 auch daran gedacht werden, eine Belebungsanlage nur für Kohlenstoffabbau (ohne Nitrifikation) mit einem Gesamtschlammalter von 4 bis 5 Tagen einzusetzen. Die Stickstoffentfernung würde nur durch den Einbau des Stickstoffs in die Biomasse erfolgen. Voraussetzung für eine solche Konzeption wäre dann allerdings eine dauerhaft gleichbleibende Abwasserzusammensetzung. Kann diese nicht gewährleistet werden, oder treten stärkere Schwankungen in der Abwasserzusammensetzung auf, die zu zeitweisem Stickstoffmangel bzw. Überschuß führen, so ist der Betrieb einer solchen Anlage mit gesichert niedrigen Ammoniumwerten im Ablauf nicht möglich und daher nicht durchführbar.

Aber auch bei einem - für eine Nitrifikation notwendigen - höheren aeroben Schlammalter, ist unter solchen Bedingungen ein Betrieb mit einer stabilen gesicherten Nitrifikation nicht erreichbar. Dazu wäre es erforderlich, eine möglichst konstante Belastung mit "zu nitrifizierendem" Stickstoff zu erreichen. Es ist daher eine Reduktion des Kohlenstoffanteils durch Vorbehandlungsmaßnahmen bei den Indirekteinleitern vorzunehmen.

Vielfach sind es auch Probleme, wie die Ausbildung von Blähschlamm (MATSCHE, 1996) oder Geruchsbelästigungen in der Kanalisation bzw. Überlastung einer bestehenden Anlage oder wirtschaftliche Überlegungen, die zu Vorbehandlungsmaßnahmen (ROSENWINKEL, 1996, SVARDAL, 1996) bei überwiegend Kohlenstoff einleitenden Indirekteinleitern führen.

Vorbehandlungsmaßnahmen bei Abwässern die mit Kohlenstoff und Stickstoff belastet sind, und die nur eine Kohlenstoffentfernung vorsehen, stellen im Sinne obiger Ausführungen keine sinnvolle Vorbehandlungsmaßnahme dar. Für eine Optimierung der Stickstoffentfernung im Wechselspiel Indirekteinleiter und kommunale Anlage sei auf den Beitrag von NOWAK (1996) verwiesen.

5.3 Wechselnde Abwasserzusammensetzung

Allgemein bereiten wechselnde Anfälle von Verschmutzung, sei es nun Kohlenstoff oder vor allem Stickstoff, Probleme beim Betrieb, sie sind daher bei der Planung von Kläranlagen besonders zu berücksichtigen.

Wechselnde Kohlenstoffbelastung

Saisonal veränderter Kohlenstoffanfall

Bekannt sind die Probleme aufgrund eines schwankenden Abwasseranfalles, wie er z.B. durch saisonale Obst- oder Gemüseverarbeitung auftritt. Ist die gemeinsame Kläranlage nicht dementsprechend konzipiert, kommt es zu unterschiedlichen Problemen wie generelle Überlastung - meist in zu geringer Belüftungskapazität begründet - Blähschlamm etc..

Schwierig handzuhaben sind vor allem Schwankungen in der Abwasserzusammensetzung, die durch viele Kleinbetriebe gleichen Gewerbes (z.B. Weinbau) verursacht werden, da eine Vorbehandlung nur bedingt möglich ist. Notwendigerweise erfolgt in solchen Fällen eine gemeinsame Reinigung - ohne Vorbehandlung der Gewerbeabwässer - in einer Kläranlage.

Solche immer wiederkehrenden Einleitungen von einseitig Kohlenstoff belasteten Abwässern, die zu länger andauernden niedrigen TKN/BSB₅ Verhältnissen im Abwasser führen, bereiten auch in ausreichend dimensionierten Anlagen Probleme bei der Stabilität der Nitrifikation. Bei der Planung einer solchen Anlage sind rein stationäre Überlegungen für zwei Lastfälle, wie z.B. mit Weinbau und ohne Weinbau, auch wenn in beiden Fällen die Anforderungen eingehalten werden könnten, nicht immer ausreichend. Besonderer Beachtung bedürfen die Zeiten mit sich verändernder Belastung.

Bei einer rein stationären Betrachtungsweise ergeben sich z.B. zwei maßgeblichen Belastungsfälle:

- Normallastfall einer nitrifizierenden/denitrifizierenden Kläranlage, bei üblicher Abwasserzusammensetzung (TKN/BSB₅ \approx 0,2) und
- maximale Kohlenstoffbelastung durch Indirekteinleitung, TKN/BSB₅ \leq 0,05

Für die Bemessung einer einstufigen Belebungsanlage sind folgende Varianten denkbar.

- **Variante 1:**

Erhöhte Kohlenstoffbelastung: Bemessung auf nur Kohlenstoffabbau ($t_{\text{TSges}} \approx 4\text{-}5$ d), Das gesamte Beckenvolumen wird belüftet. Die Stickstoffentfernung erfolgt dabei durch den Einbau des Stickstoffes in den vermehrt entstehenden Überschußschlamm.

Im Normalfall kann die Anlage bei gleichbleibender Trockensubstanz mit einem Gesamtschlammalter von 16 Tagen, z.B. zur Stickstoffentfernung ($V_{\text{D}}/V_{\text{BB}} = 0,3$) betrieben werden.

- **Variante 2:**

Erhöhte Kohlenstoffbelastung: Um die Ausgangsposition für eine notwendige Nitrifikation nach Ende der Kohlenstoffeinleitung zu begünstigen, wird im Falle der maximalen Kohlenstoffbelastung auf ein genügend großes aerobes Schlammalter für eine gesicherte Nitrifikation (z.B. $t_{\text{TSges}} = t_{\text{TSaerob}} \approx 8$ d, gesamtes Volumen belüftet) bemessen.

Im Normalfall und bei gleichbleibendem Trockensubstanzgehalt in der Belebung, kann diese Anlage mit einem Gesamtschlammalter von in etwa 33 Tagen, z.B. zur simultanen Schlammstabilisierung betrieben werden.

Diese Varianten unterscheiden sich durch eine zunehmende Steigerung der Sicherheit für die Nitrifikation nach Ende der Kohlenstoffeinleitung. Es wurden dabei unterschiedlich hohe aerobe Schlammalter während der Kohlenstoffeinleitung angesetzt. So erhöht sich während Zeiten mit gesteigerter Kohlenstoffbelastung das aerobe Schlammalter von 4 Tage (Variante 1) auf 8 Tage bei der Variante 2. Für den Fall erhöhter Ammoniumablaufwerte wird das ganze Beckenvolumen belüftet. Bei einer rein stationären Überlegung könnte man zum Schluß kommen, daß für eine gesicherte Nitrifikation nach Ende der Kohlenstoffeinleitung, speziell Variante 2, vorgesorgt sei. Eine Betrachtung dieser zwei Bemessungsvarianten mit Hilfe der dynamischen Simulation des

Belebtschlammverfahrens (HENZE et al., 1990) zeigt, daß beide Varianten nicht geeignet sind, eine gesicherte Nitrifikation nach Ende der Kohlenstoffeinleitung zu gewährleisten (Abb. 4).

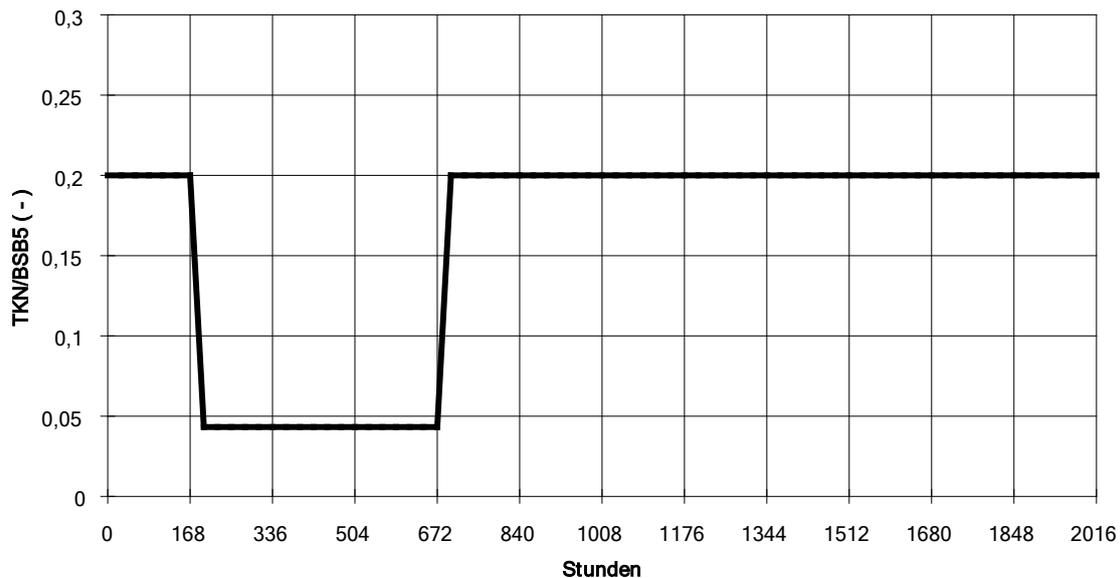


Abb. 3: Verlauf des Stickstoff zu BSB₅-Verhältnisses aufgrund einer Indirekteinleitung mit überwiegend Kohlenstoff belastetem Abwasser.

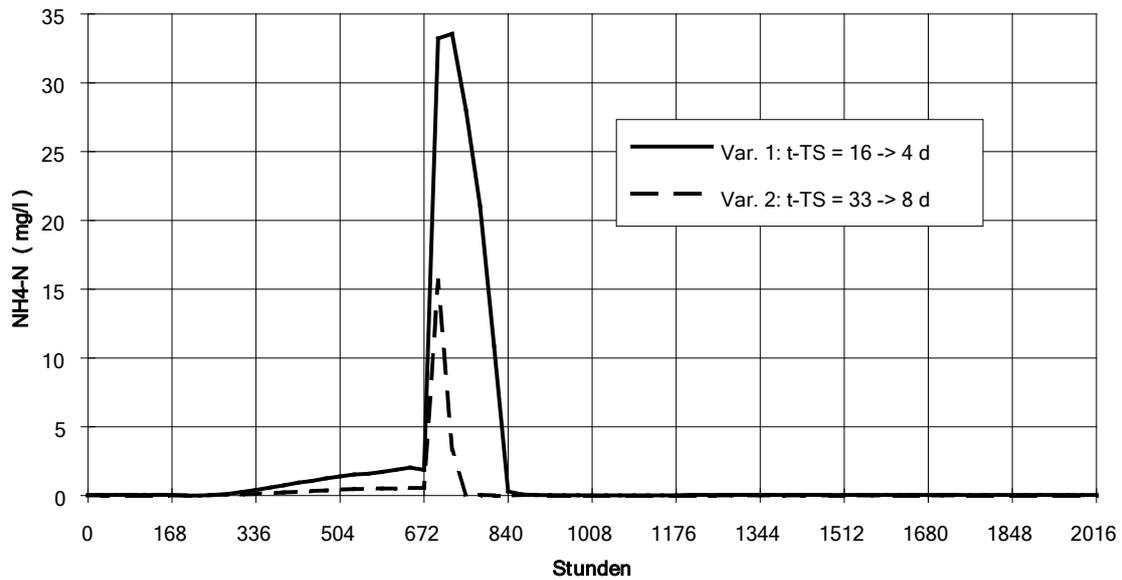


Abb. 4: Verlauf der Ammoniumkonzentrationen im Ablauf vor, während und nach der Einleitung von überwiegend mit Kohlenstoff belastetem Abwasser ($T = 12\text{ }^{\circ}\text{C}$)

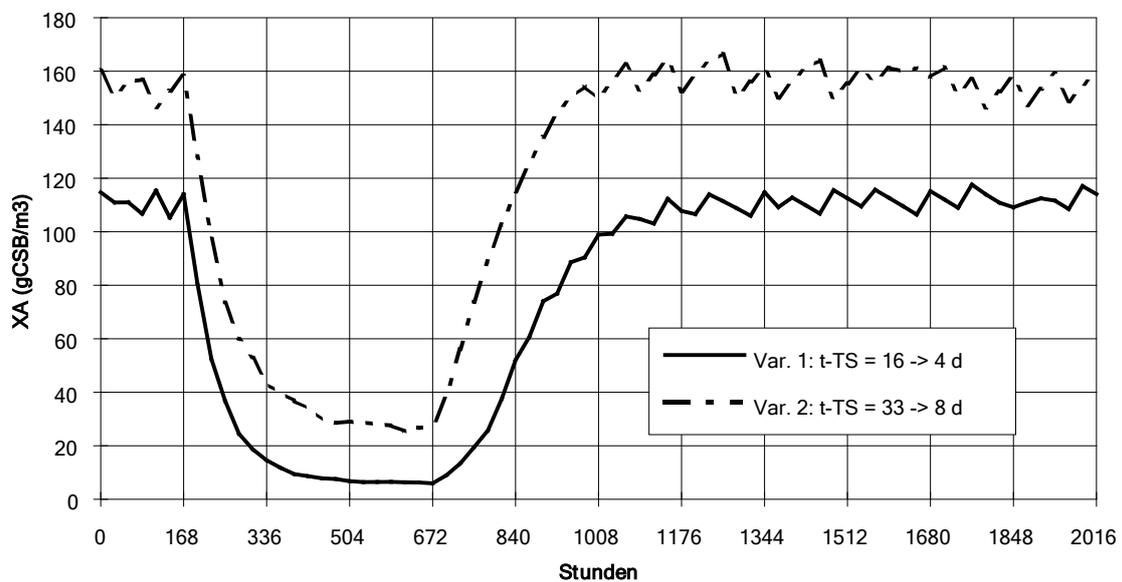


Abb. 5: Verlauf der Nitrifikantenkonzentrationen im Belebungsbecken vor, während und nach der Einleitung von überwiegend mit Kohlenstoff belastetem Abwasser.

Wie die Kurvenverläufe zeigen, ist auch bei konstant hohem aeroben Schlammalter während der Kohlenstoffeinleitung (Variante 2, $t\text{-TSaer} = 8 \text{ d}$), mit einer deutlichen Reduktion der Nitrifikanten zu rechnen. Die Kohlenstoffeinleitung führt zu einer Konkurrenz von kohlenstoffabbauenden Bakterien und Nitrifikanten um den verfügbaren Stickstoff. Es dominieren dabei die kohlenstoffabbauenden Bakterien, und es erfolgt ein verstärkter Einbau des Stickstoffes in den Überschußschlamm. Dadurch wird den Nitrifikanten der Stickstoff (Ammonium) als Energiequelle ihres Wachstums entzogen und der Zuwachs an Nitrifikanten kommt nahezu vollständig zum Erliegen. Gleichzeitig werden die vorhandenen Nitrifikanten durch den verstärkten Überschußschlammabzug weiter reduziert. Parallel dazu erfolgt eine zusätzliche Verminderung der Nitrifikanten durch deren Zerfall. All diese Vorgänge führen dazu, daß mit Beginn der Kohlenstoffeinleitung eine rasche Verringerung der Konzentration an Nitrifikanten auftritt (Abb. 5). In beiden Fällen ist die verbleibende Nitrifikantenkonzentration nicht mehr ausreichend, um bei Übergang auf "normale" Verhältnisse einen Anstieg des Ammoniums im Ablauf zu verhindern. Trotz moderater Temperaturen ($12 \text{ }^\circ\text{C}$) und vollständiger Belüftung des Gesamtvolumens (Verzicht auf Denitrifikation!), ist über zumindestens einige Tage mit erhöhten Ammoniumablaufwerten zu rechnen. Bei tieferen Temperaturen, verstärkt sich der Effekt noch durch die geringere Wachstumsrate der Nitrifikanten.

Außerdem ist zu bedenken, daß der in die Biomasse eingebaute und mit dem vermehrten Überschußschlamm abgezogene Stickstoff, in der Schlammbehandlung teilweise wieder freigesetzt wird. Die Rückbelastung (vgl. schwankende Stickstoffbelastung) erfolgt dann in einer Phase mit "normaler" Belastung, wo zumindest die gesicherte Entfernung über Denitrifikation unsicher wird.

Eine Lösung dieser Problemstellung kann mit einem einstufiges Verfahren ökonomisch nicht sinnvoll erreicht werden. In diesem Falle sind zweistufige Verfahrenskonzepte auf der Kläranlage (DORNHOFER, 1993) in Betracht zu ziehen oder überhaupt Maßnahmen vor Ort (ROSENWINKEL, 1996, SVARDAL, 1996) sinnvoll.

Eine zusätzliche Möglichkeit besteht darin, das Stickstoff zu Kohlenstoffverhältnis durch die Zugabe von Stickstoff künstlich so zu

verändern, daß eine Nitrifikation resp. Nitrifikanten erhalten bleiben. Voraussetzung ist hier natürlich ein dementsprechendes aerobes Schlammalter und Möglichkeiten zur Denitrifikation.

Speziell für den Weinbau stellten BISCHOF und HILLENBRAND (1989) einen dezentralen Ansatz zur Lösung der Abwasserfrage vor. Das Konzept beruht auf einer teilweisen Sammlung von hochbelasteten Konzentraten und einer biologischen Vorreinigung in einer einfachen SBR-Anlage bzw. auf einer direkten Entsorgung in eine Schlammfaulung einer größeren Anlage. Es konnte damit gezeigt werden, daß mit einem relativ geringen Sammel- und Transportaufwand eine Reduktion der CSB-Fracht um 80 bis 90 % erreichbar ist.

Kurzfristig veränderter Kohlenstoffanfall

Für nitrifizierende Kläranlagen stellen gelegentliche und kurzfristig (1-2 Tage) andauernde Kohlenstoffstoßbelastungen mit leicht abbaubaren Verbindungen i.d.R. keine Gefahr für die Stabilität der Nitrifikation dar. Voraussetzung ist dabei eine ausreichende Belüftungskapazität und eine flexible Regelung der Sauerstoffzufuhr. Nachdem kurzfristige Kohlenstoffeinleitungen den Überschussschlammfall nur relativ wenig erhöhen, ist die Gefahr einer Reduktion der Nitrifikanten durch verstärkten Überschussschlammabzug (Reduktion des Schlammalters) gering.

Einleitung von Feststoffen und Phosphor

Feststoffe sollten direkt beim Indirekteinleiter entfernt werden. Werden sie trotzdem eingeleitet und in einer Vorklärung abgeschieden, so geht der Inertanteil als "Ballast" durch die gesamte Schlammbehandlung und erhöht danach die Entsorgungskosten. Gelangen sie in die biologische Stufe, so geht der Inertanteil linear in die Bemessung des Belebungsbeckens ein (SEYFRIED, 1993). An dieser Stelle sei auch darauf verwiesen, daß speziell durch den Einsatz von Küchenabfallzerkleinerer, die Abwasserbelastung, durch Feststoffe, erhöht wird (BUCKSTEEG, 1990).

Nachdem Phosphorverbindungen nur bis zu einem gewissen Ausmaß biologisch entfernt werden können und der Überschuß chemisch gefällt werden muß,

entstehen dabei nicht unbeträchtliche Fällschlammengen. Phosphorverbindungen sind daher nicht in das Abwasser zu "entsorgen" und als zu importierender Wertstoff sollte generell eine Wiederverwertung angestrebt werden.

Schwankungen der Stickstoffbelastung

Mittelfristige Schwankungen

Wird die Abwasserzusammensetzung z.B. durch einen Stickstoffindirekteinleiter dominiert, so kann nach längeren Produktionsstillständen - saison- oder urlaubsbedingt - nicht sofort wieder die volle Stickstofffracht eingeleitet werden. Der Grund liegt darin, daß die in der empfangenden Kläranlage vorhandenen Nitrifikanten und damit die verfügbare maximale Nitrifikationskapazität, direkt von der zuvor (ca. über ein aerobes Schlammalter) nitrifizierten Stickstofffracht abhängt. Sinkt also die nitrifizierte bzw. nitrifizierbare Stickstofffracht - auch durch erhöhte Einleitung von Kohlenstoffverbindungen möglich - so verringert sich im Gegenzug die Masse an Nitrifikanten im Belebungsbecken. Soll nun eine Steigerung der zu nitrifizierenden Stickstofffracht erfolgen, so muß sie sich an der vorhandenen Nitrifikationskapazität und am möglichen Zuwachs an Nitrifikanten orientieren.

Um eine Vorstellung zu geben, in welchem Ausmaß eine Steigerung einer zusätzlichen Stickstoffquelle (Indirekteinleiter, Rückläufe aus der Schlammbehandlung) möglich ist, wurde die nachfolgende Betrachtung durchgeführt.

Befindet sich eine nitrifizierende Anlage in einem "stationären" Zustand, so entspricht der Zuwachs an Nitrifikanten dem Verlust durch Zerfall und Überschußschlammabzug:

$$N_{ox} * Y_A = (b_A + D_x) * V_{BB} * X_A$$

(NOWAK, 1995)

Daraus kann die aktuelle Konzentration an Nitrifikanten

$$X_A = \frac{N_{ox} * Y_A}{(b_A + D_x) * V_{BB}} \left[\frac{\text{kgXA}}{\text{m}^3} \right]$$

ermittelt werden. Wobei die einzelnen Parameter bedeuten:

| | | | |
|----------|--|--------|----------------------------|
| X_A | Konzentration an Nitrifikanten | - | gXA/m^3 (als CSB) |
| N_{ox} | mittlere pro Tag gebildete NO_x -N-Fracht | - | kg/d |
| Y_A | Ertragskoeffizient der Nitrifikanten | 0,24 | kgXA/kg NO_x -N |
| b_A | Zerfallsrate (15 °C) | 0,08 | 1/d |
| D_x | Überschußschlammabzugsrate | 1/t-TS | 1/d |
| V_{BB} | Belebungsbeckenvolumen | | m^3 |

Wenn man für den Fall einer ansteigenden Stickstoffeinleitung erhöhte Ammoniumablaufwerte von z.B. 5 mg/l zuläßt, so kann annähernd mit der maximalen Wachstumsrate $\mu_{A,max}$ der Nitrifikanten gerechnet werden. Ausgehend von einer bekannten Nitrifikantenkonzentration, kann die Steigerung der nitrifizierbaren Stickstofffracht nach folgendem Zusammenhängen ermittelt werden.

Bei unlimitiertem Wachstum (ammoniumgesättigt) stellt sich die Massenbilanz für die Nitrifikanten im Belebungsbecken wie folgt dar:

$$V_{BB} \frac{dX_A}{dt} = (\mu_{A,max} * V_N - b_A * V_{BB} - D_x * V_{BB}) * X_A$$

Die Lösung dieser Differentialgleichung führt zu dem Ergebnis

$$X_{A,t} = X_{A_0} * e^{(\mu_A * \frac{V_N}{V_{BB}} - b_A - D_x) * t} \left[\frac{\text{kgXA}}{\text{m}^3} \right]$$

Unter Berücksichtigung von

$$N_{ox,max} = V_N * \mu_{A,max} * \frac{X_A}{Y_A} \left[\frac{\text{kgNO}_x - \text{N}}{\text{d}} \right]$$

kann die Steigerung der maximal nitrifizierbare Stickstofffracht errechnet werden.

$$N_{\text{ox,max}} = V_N * \mu_{A,\text{max}} * \frac{XA_o}{Y_A} * e^{(\mu_{A,\text{max}} * \frac{V_N}{V_{\text{BB}}} - b_A - D_x) * t} \quad \left[\frac{\text{kgNO}_x - \text{N}}{\text{d}} \right]$$

Mit:

| | | | |
|----------------------|---------------------------------------|------|-------------------|
| XA_o | vorhandene Nitrifikantenkonzentration | | kgXA/m^3 |
| $\mu_{A,\text{max}}$ | maximale Wachstumsrate (15 °C) | 0,55 | 1/d |
| V_N | Nitrifikationsvolumen | | m^3 |
| t | Zeit | | d |

Für eine Kläranlage mit einem Gesamtschlammalter von 16 Tagen und einem fixen Denitrifikationsanteil von 33 %, beziehungsweise konstantem aeroben Schlammalter, lassen sich die in der nachfolgenden Abbildung dargestellten Steigerungen der Stickstoffbelastung errechnen. Nachdem vorausgesetzt wurde, daß im Falle einer verstärkten Stickstoffeinleitung, erhöhte Ammoniumwerte (ca. 5 mg/l) zugelassen werden, ergibt alleine die Aktivitätssteigerung der Nitrifikanten durch die Konzentrationsaufhöhung von Ammonium im Belebungsbecken ($t = 0$), aufgrund der Monod-Kinetik eine sofortige ca. 2 - 3 fache Steigerung der maximalen Nitrifikationsleistung. Diese maximale Nitrifikationsleistung kann dann entsprechend des zuvor angeführten Zusammenhanges gesteigert werden.

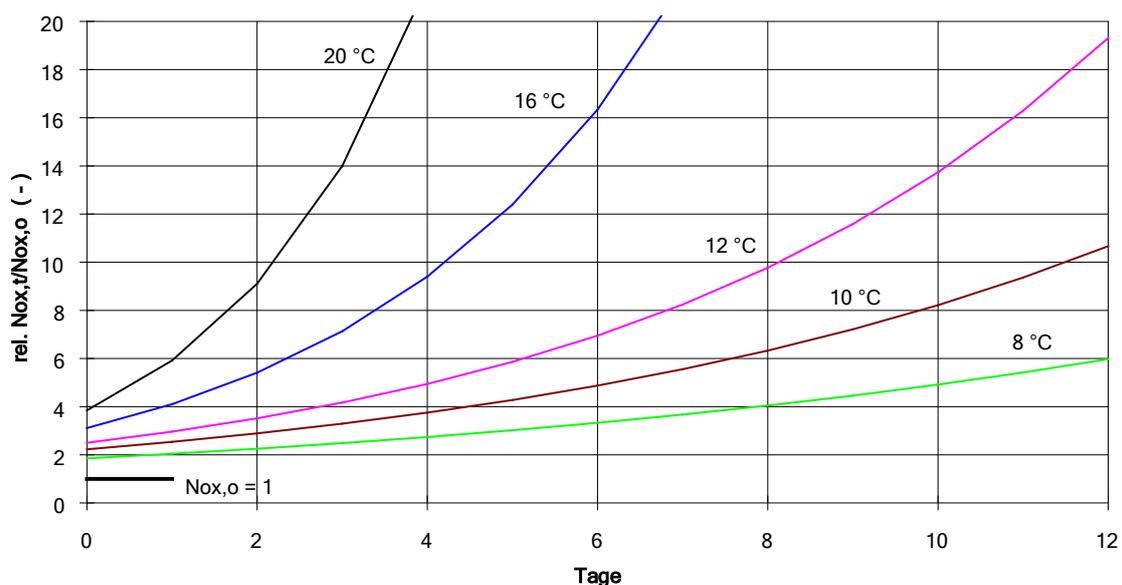


Abb. 8: Theoretische Zunahme der Nitrifikationsleistung einer Belebungsanlage ($t_{\text{TSges}} = 16 \text{ d}$, $V_D/V_{\text{BB}} = 0,3$), ausgehend von einer über ein aerobes Schlammalter nitrifizierten konstanten Stickstofffracht Nox,o .

Deutlich wird die starke Temperaturabhängigkeit der Nitrifikation. So ist, um einen Ablaufwert von $5 \text{ mg/l NH}_4\text{-N}$ nicht zu überschreiten, bei niedrigen Temperaturen (8 °C) nur eine Steigerung des zu nitrifizierenden Stickstoffes von ungefähr $1,5 \text{ %/Tag}$ realisierbar.

Es ist zu beachten, daß die Zunahme der Nitrifikationsleistung stark von der angesetzten maximalen Wachstumsrate $\mu_{A,\text{max}}$ abhängt. Können z.B. aufgrund erhöhter Ablaufanforderungen nur begrenzt höhere Ablaufwerte (z.B. 2 mg/l) zugelassen werden, oder ist keine gleichmäßige Steigerung der Belastung möglich, so ist mit einer geringeren maximalen Wachstumsrate zu rechnen.

Abrupte Veränderungen des TKN/BSB₅-Verhältnisses sind nur in einem geringen Ausmaß möglich, ohne dabei erhöhte Ablaufwerte zu bewirken. Besonders bei dominierenden Stickstoffindirekteinleitern kann nach Produktionsstillständen die abgegebene Stickstofffracht nur in gewissen Grenzen erhöht werden.

Kurzfristige Stickstoffschwankungen

Da Nitrifikanten nicht in der Lage sind Ammonium zu speichern, können kurzfristig schwankende Stickstoffbelastungen nur dadurch abgefangen werden, indem genügend Nitrifikanten zur Verfügung stehen. Eine Möglichkeit kurzfristige Schwankungen der Stickstoffbelastung bei der Bemessung zu berücksichtigen, wurde von NOWAK und SVARDAL (1990) vorgestellt.

$$t - \text{TS}_{\text{aerob}} = \frac{1}{\frac{\mu_{A \text{ max}}}{\text{SF}} - b_A}$$

In der angegebenen Beziehung für das erforderliche aerobe Schlammalter wird ein Schwankungsfaktor SF angegeben, der das Verhältnis der maximal zu

nitrifizierenden Stickstofffracht über 2 Stunden zur mittleren nitrifizierten 2-Stunden-Stickstofffracht über ein aerobes Schlammalter beschreibt. Aufgrund neuerer Messungen und Beobachtungen (NOWAK und SVARDAL, 1996), können die Stickstofffrachten auf einen Zeitraum von 4 Stunden bezogen werden, ohne dadurch erhöhte Ablaufwerte befürchten zu müssen.

Wesentlich an diesem Zusammenhang ist, daß er den starken Einfluß schwankender Stickstoffbelastungen auf das erforderliche aerobe Schlammalter verdeutlicht. In der nachfolgenden Abbildung ist dargestellt, wie sich zunehmende Schwankungen auswirken. Offensichtlich wird der exponentielle Anstieg des erforderlichen aeroben Schlammalters und damit des aeroben Belebungsbeckenvolumens mit steigendem Schwankungsfaktor.

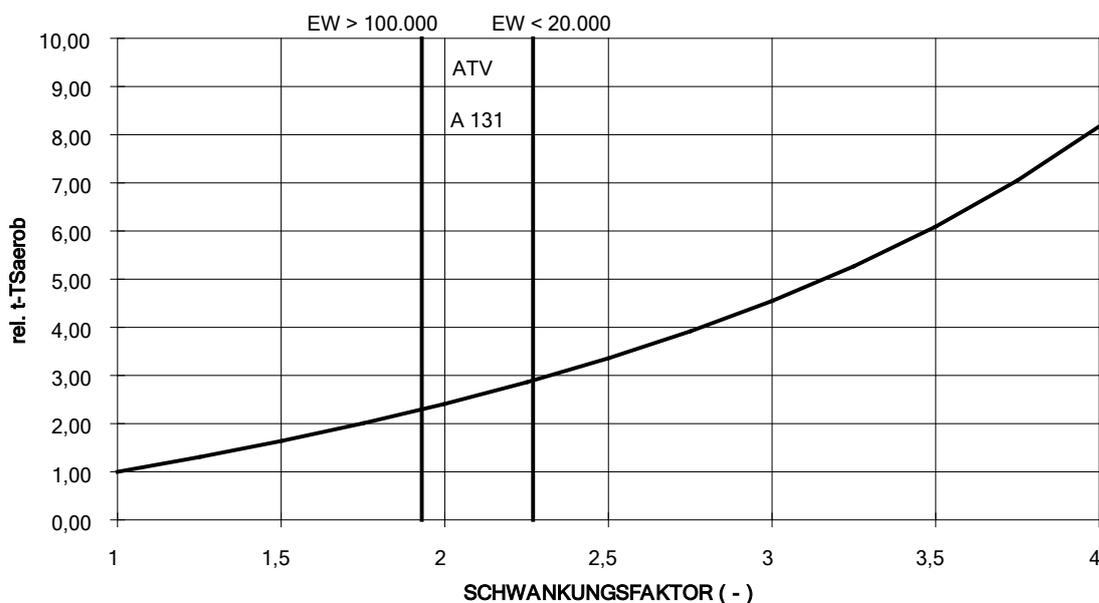


Abb. 9: Einfluß schwankender Stickstoffbelastung auf die erforderliche Größe des aeroben Schlammalters bei 8 °C (Schwankungsfaktor nach NOWAK und SVARDAL (1990), bezogen auf 4-Stunden-Frachten).

Vergleicht man diese Berechnung des aeroben Schlammalters mit der nach dem Arbeitsblatt A 131 der ATV (Gleichung 23), wobei für unterschiedliche Ausbaugrößen verschiedene Sicherheitsfaktoren (2,3 bei ≥ 100.000 EW und 2,9 bei ≤ 20.000 EW, SCHLEYPEN, 1995) verwendet wurden. Es wird damit der in

der Graphik angeführte Bereich abgedeckt. Dieser im Regelblatt A 131 enthaltene Sicherheitsfaktor berücksichtigt nicht nur Schwankungen der Belastung sondern auch betriebliche Unabwägbarkeiten (SCHLEYPEN, 1995).

Die zentrale Aussage dieser Betrachtungen ist, daß die Schwankungen der Stickstoffbelastung das erforderliche aerobe Schlammalters bestimmen. Gesichert geringe Ammoniumablaufwerte können nur durch die Minimierung der Schwankungen der Stickstoffbelastung eingehalten werden (NOWAK und SVARDAL, 1990). Für Indirekteinleiter, die starke Schwankungen an Stickstoff im Abwasser bewirken, sind daher unbedingt mengen- bzw. frachtausgleichende Maßnahmen vorzusehen.

6 Beeinträchtigung der Nitrifikation durch die Einleitung hemmender Abwasserinhaltsstoffe

Diese Problematik ist vor allem aus Ländern bekannt, die einen relativ hohen Standard in der Abwasserreinigung haben. So wurden bereits in den 60-iger Jahren dieses Jahrhunderts in England grundlegende Untersuchungen zu dieser Problematik durchgeführt (DOWNING et al., 1964, TOMLINSON et al., 1966). In jüngster Zeit sind Untersuchungen aus Dänemark (GRÜTTNER et al, 1994, LAURSEN et al., 1995) und aus Schweden (JÖNSSON et al., 1995) bekannt geworden. Auch in Österreich wurde diese Problematik im Zusammenhang mit den Pilotversuchen zur Anpassung der Regionalkläranlage Linz-Asten (KROISS et al., 1992, SCHWEIGHOFER, 1995) intensiv untersucht.

Ein wesentliches Ergebnis dieser Untersuchungen war, daß während der gesamten Versuchszeit 1991 bis 1993 eine permanente Hemmung der Nitrifikation gegeben war (NOWAK et al., 1994). Wie die nachfolgende Abbildung zeigt, traten Zeiträume mit nahezu vollständiger Hemmung auf. Zeiten mit völliger Hemmungsfreiheit konnten nur selten beobachtet werden.

rel. HEVM. (%)

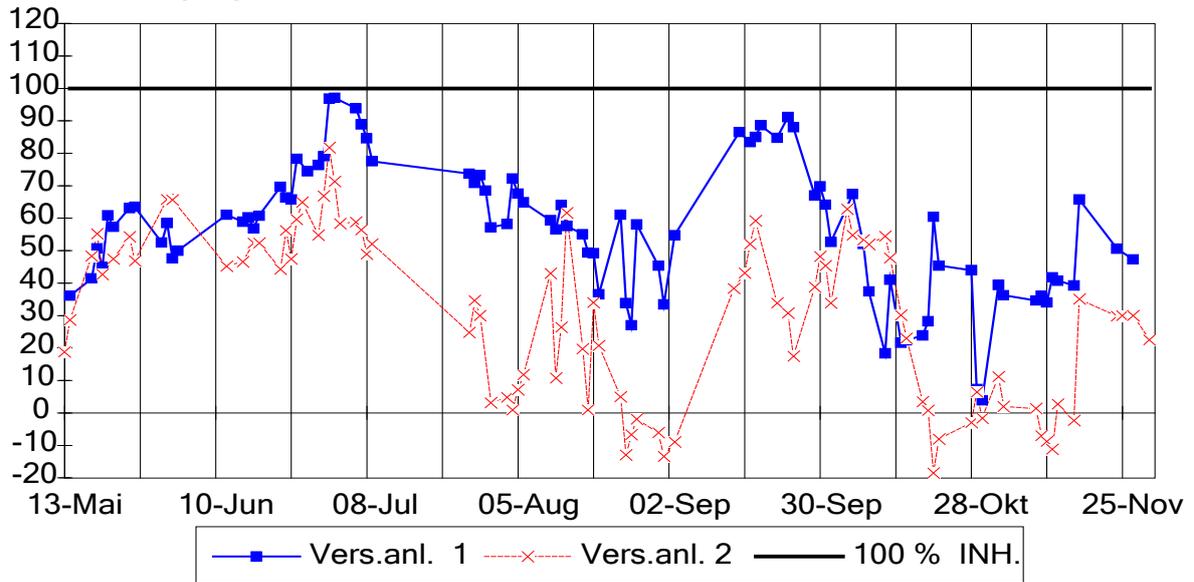


Abb. 10: Verlauf der Nitrifikationshemmung während der Pilotversuche im Jahre 1992

NH₄-Ne (mg/l)

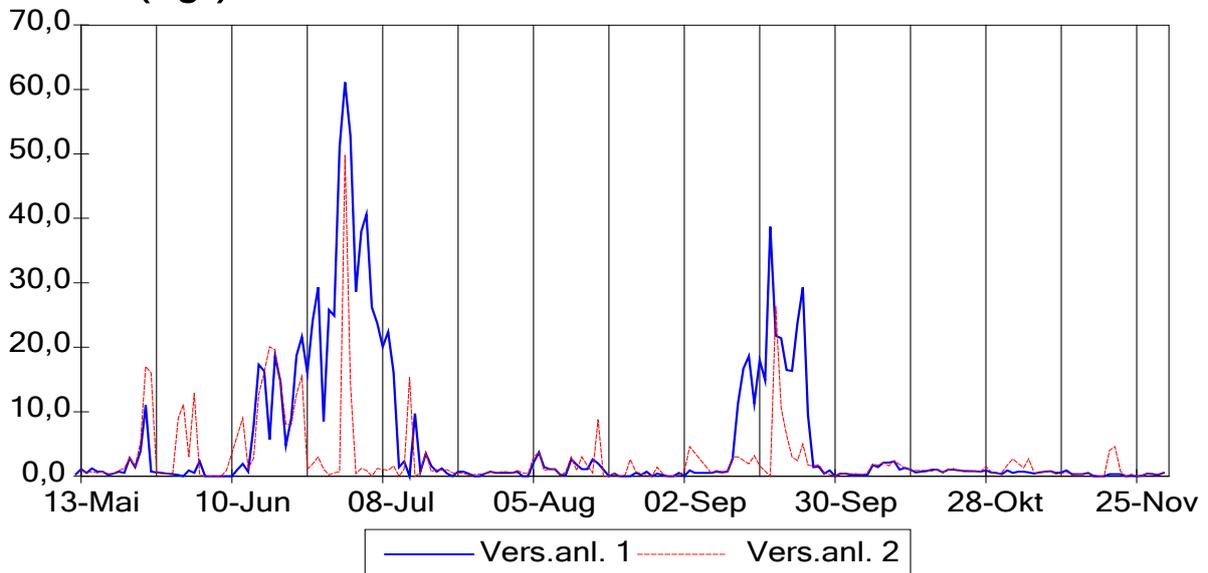


Abb. 11: Ganglinie des Ammoniums im Ablauf der Versuchsanlagen.

| | Pilotanlage 1 | Pilotanlage 2 | |
|------------------------|---------------|---------------|----------------|
| Belebungsbeckenvolumen | 20 | 20 | m ³ |

| | | | |
|--------------------|-----------------|-----------------|------------------------------|
| V_N/V_{BB} | 0.5 - 0.8 | 0.5 - 0.8 | - |
| Temperatur | 15 - 24 | 15 - 24 | °C |
| pH | 7.5 - 7.8 | 7.5 - 7.8 | - |
| $B_R\text{-CSB}$ | 0.49 ± 0.13 | 0.38 ± 0.10 | kg CSB/m ³ /d |
| TS_{BB} | 3.5 ± 1.2 | 4.1 ± 1.3 | kg TS/m ³ |
| ÜS-Produktion | 0.47 | 0.48 | kg TS/kg CSB _{entf} |
| Gesamtschlammalter | 13 - 20 | 15 - 22 | d |
| CSB-Entfernung | 77 ± 6 | 77 ± 6 | % |

Tab. 2: Betriebsdaten der Versuchsanlagen

In einem langwierigen Untersuchungsprogramm konnte bestätigt werden, daß vor allem die im Linzer Großraum angesiedelte Großindustrie für die Nitrifikationshemmung verantwortlich ist.

6.1 Einfluß permanenter Nitrifikationshemmung auf das erforderliche aerobe Schlammalter

Eine permanente Nitrifikationshemmung bewirkt eine andauernde Reduktion der maximalen Wachstumsrate der Nitrifikanten. Das erforderliche aerobe Schlammalter unter Berücksichtigung einer Hemmung (INH.) des Wachstums und schwankender Stickstoffbelastung, errechnet sich dabei wie folgt:

$$t - TS_{\text{aerob}} = \frac{1}{\frac{\mu_{A \text{ max}} * (1 - \text{INH})}{SF} - b_A}$$

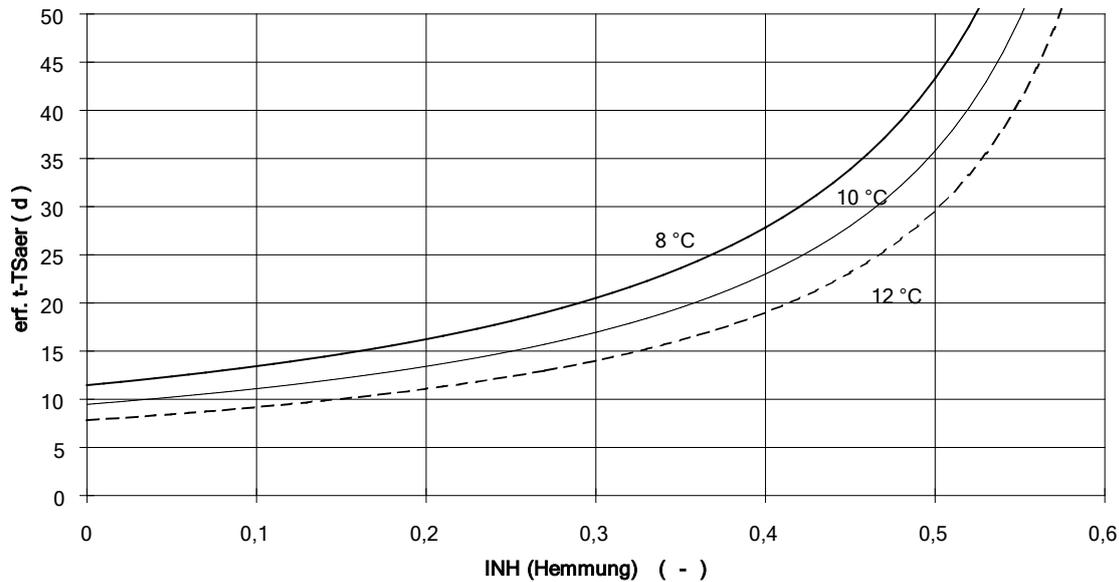


Abb. 3: Abhängigkeit des erforderlichen aeroben Schlammalters vom Ausmaß der Nitrifikationshemmung ($SF = 2,2$).

Es ist offensichtlich, daß eine Wachstumshemmung einen exponentiellen Einfluß auf das aerobe Schlammalter ausübt. Dadurch kommt es rasch zu einem hohen erforderlichen Schlammalter und damit zu schnell wachsenden Reaktorvolumina. Eine Kompensation der Hemmung durch größere Volumina, ist nur bis zu einem gewissen Ausmaß wirtschaftlich vertretbar. Es ist daher unbedingt erforderlich, Maßnahmen auf Seite der verursachenden Indirekteinleiter zu treffen. Denkbar sind Teilstrombehandlungen oder der Ersatz von nitrifikationshemmenden Produktionsstoffen die in das Abwasser gelangen könnten, sowie die Überprüfung neuer Produktionen hinsichtlich potentieller nitrifikationshemmender Abwasserinhaltsstoffe (SCHWEIGHOFER, 1992).

Wird das gesamte Belebungsbeckenvolumen belüftbar ausgestattet, können im Falle einer verstärkten Hemmung, die im Denitrifikationsteil vorhandenen Nitrifikanten "aktiviert" und dadurch die Auswirkung auf die Ammoniumablaufwerte reduziert werden.

6.2 Einleitung toxischer Abwasserinhaltsstoffe

Im Gegensatz zur Hemmung, die ein reversibler Prozeß ist, wirken toxische Inhaltsstoffe irreversibel d.h. abtötend. So ist nach einem kurzfristigen Hemmstoffeinfluß und dem Auswaschen der Hemmstoffe aus der Anlage, eine weitgehend intakte Biomasse vorhanden. Sind nach einem toxischen Stoß z.B. die empfindlichen Nitrifikanten abgetötet, muß sich erst eine vollkommen neue Population aufbauen.

Wird eine Einleitung toxischer Stoffe frühzeitig erkannt, z.B. durch die Bekanntgabe eines Störfalles bei einem Indirekteinleiter, ist es sinnvoll eine oder mehrere Belebungsstraßen vorübergehend nicht mit Abwasser zu beschicken. Nach dem Ende der toxischen Einleitung, können die betroffenen "geopferten" Straßen mit Schlamm aus den anderen Straßen beimpft und die gesamte Anlage wieder betrieben werden.

In der Praxis treten oft beide Phänomene gleichzeitig auf. Es ist daher je nach Erfahrung mit ähnlichen Vorkommnissen zu entscheiden, ob nun das gesamte Belebungsbecken belüftet wird (überwiegend Hemmung) oder einige (eine) Belebungsstraße nicht beschickt oder "geopfert" (überwiegend toxisch) werden soll.

Sind Beeinträchtigungen der biologischen Abbauvorgänge gegeben (vgl. AAEV, Anlage A, Fußnote c) ist eine Ermittlung des Verursachers vorzunehmen. Zur Überwachung mutmaßlicher Einleiter, ist eine permanente Beprobung und eine Sammlung von Rückstellproben für eine spätere Untersuchung anzustreben.

7 Schlußfolgerungen

Die gemeinsame Reinigung industrieller und kommunaler Abwässer ist vor allem aus Gründen des Gewässerschutzes anzustreben aber auch häufig aus wirtschaftlichen Überlegungen heraus sinnvoll.

Die stoffausgleichende Wirkung durch Mischung mit anderen bzw. kommunalem Abwasser ist besonders für die industriellen Einleiter als Vorteil zu sehen. Aufgrund der hohen Anforderungen für bestimmte gefährliche Stoffe

werden zukünftig aber vermehrt Vorreinigungsmaßnahmen (z.B. Teilstrombehandlungen) bei Indirekteinleitern zur Anwendung kommen müssen.

Die momentanen Anforderungen an die Abwasserreinigung in kommunalen Anlagen sind durch die Forderung nach weitgehender Entfernung der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor geprägt. Speziell die Forderung nach biologischer Stickstoffentfernung über Nitrifikation und Denitrifikation dominieren die notwendigen Erweiterungen bzw. Neubauten kommunaler Kläranlagen. Die biologische Oxidation des Ammoniums zu Nitrat (Nitrifikation) ist zur Zeit als der Leitprozeß in der biologischen Abwasserreinigung anzusehen.

Es wurde versucht herauszuarbeiten, daß stark schwankende Belastungsverhältnisse - Kohlenstoff wie Stickstoff - zu einer Beeinträchtigung der Nitrifikation führen können. Einerseits werden die Nitrifikanten durch die verstärkte Konkurrenz um den Stickstoff durch kohlenstoffabbauende Bakterien verdrängt. Andererseits sind sie nur in einem begrenzten Ausmaße fähig, verstärkt oder schwankend anfallenden Ammoniumstickstoff zu nitrifizieren. In beiden Fällen ist es notwendig, zu abrupte Veränderungen der Abwasserbeschaffenheit zu vermeiden und zumindest fracht- oder mengenausgleichende Maßnahmen bei Indirekteinleitern vorzusehen. Dauernde Stickstoffeinleitungen führen zu rasch wachsenden Beckenvolumina, die in den erforderlichen großen Denitrifikationsvolumina begründet sind. Permanente Einleitungen leicht abbaubarer Kohlenstoffverbindungen führen zu relativ kleinen zusätzlichen Beckenvolumen, so daß eine Vorreinigung nur zu geringen Volumeneinsparungen führt. Voraussetzung für eine gemeinsame Reinigung solcher Abwässer ist allerdings, daß sie dauerhaft und konstant anfallen. Sind längere Betriebspausen oder Stillstände nicht auszuschließen, so sind auch in solchen Fällen Vorreinigungsanlagen in Betracht zu ziehen. Vielfach sind es auch andere Probleme (Blähschlamm, Geruchsprobleme, Überlastungen bestehender Anlagen etc.), die bei solchen Fragestellungen eine Vorreinigung notwendig machen.

Neben anderen Problemen wie Beeinträchtigung der Klärschlammqualität, negativer Beeinflussung der Schlammabsetzeigenschaften etc. gewinnt aufgrund der hohen Sensibilität der nitrifizierenden Mikroorganismen, die

Beeinträchtigung der Nitrifikation durch industrielle/gewerbliche Abwässer immer mehr an Bedeutung. Eine permanente Nitrifikationshemmung kann nur in einem gewissen Ausmaß in der Planung einer Anlage berücksichtigt werden. Zur weitgehenden Aufrechterhaltung des Betriebes einer Kläranlage während einer erhöhten Hemmbelastung ist es notwendig, das gesamte Volumen belüftbar auszustatten. Werden Beeinträchtigungen der Nitrifikation durch Indirekteinleiter befürchtet, so sind Untersuchungen, beginnend bei Nitrifikationshemmtests, Abbaubarkeitstests im Labormaßstab bis hin zu Pilotversuchen anzuraten. Vielfach sind damit schon im Vorfeld einer Erweiterungsplanung oder einer neuen Indirekteinleitung mögliche Probleme erkennbar.

Bei von Indirekteinleitern dominierten Verhältnissen, besonders wenn zeitlich deutlich wechselnde Abwasserzusammensetzungen oder Hemmungseinflüsse auftreten, sind bei der Planung von Kläranlagen gründliche Vorerhebungen notwendig. In einem intensiven Wechselspiel zwischen Planung, Betrieb der kommunalen Anlage und Indirekteinleitern muß sowohl eine ökonomisch günstige, wie auch betriebssichere Gesamtlösung gefunden werden.

8 Literatur

- AAEV, 179. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (Allgemeine Abwasseremissionsverordnung), 12.4.1991
- ATV - Regelwerk, Arbeitsblatt A 115, Einleiten von nicht häuslichem Abwasser in eine öffentliche Abwasseranlage, 1994
- ATV - Regelwerk, Arbeitsblatt A 131, Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen ab 5000 Einwohnerwerten, 1991
- J. BISCHOF, T. HILLENBRAND, Vermeidung von Stoßbelastungen in Kläranlagen durch Abwässer des Nahrungs- und Genußmittelgewerbes, KA, 36, Nr. 6, 1989
- K. BUCKSTEEG, Küchenabfallzerkleinerer - eine notwendige umweltgerechte Einrichtung oder ein unnötiges umweltbelastendes Marktprodukt?, KA, 37, Nr. 2, 1990
- A.L. DOWNING, T.G. TOMLINSON, G.A. TRUESDALE, Effects of Inhibitors on nitrification in the activated sludge, J. Inst.Sew.Purif., 537-550, 1964
- W.V.D.EMDE, Gemeinsame Behandlung von betrieblichen und kommunalen Abwässern in einer Abwasserreinigungsanlage, Schriftenreihe des ÖWWV, 2. Verbandstag der österreichischen Wasserverbände, Heft 52, Wien, 179-189, 1980

- H. GRÜTTNER, M. WINTHER-NIELSEN, L. JØRGENSEN, P. BØGEBJERG, O. SINKJÆR, Inhibition of the nitrification process in municipal wastewater treatment plants by industrial discharges, *Wat.Sci.Tech.* Vol. 29, Nr. 9, 69-77, 1994
- M. HENZE, C.P.L. GRADY, W. GUJER, G.v.R. MARAIS, T. MATSUO, Activated Sludge Model No. 1, IAWQ, Scientific and Technical Reports No. 1, 1986
- K. JÖNSSON, P. MAGNUSSON, L.E. JÖNSSON, B.G. HELLSTRÖM, J.C. JANSEN, Identification and fighting inhibition of nitrification at Öresundsverket, 7 th IAWQ Conference on Design and Operation of Large Wastewater Treatmentplants, TU-Wien, 27-30 Sept., 1995.
- R. KAYSER, Vorbehandlung von Abwässern mit hohen Stickstoffgehalten, ATV-Fortbildungskurs H/4, Indirekte Einleitung von Industrie- und Gewerbeabwasser, Fulda, 1995
- H. KROISS, P. SCHWEIGHOFER, W. FREY, N. MATSCHÉ, Nitrification Inhibition - A Source Identification Method for combined municipal and/or industrial Wastewater Treatment Plants, *Wat.Sci.Tech.*, Vol 26, Nr. 5-6, 1135-1146, 1992
- K. D. LAURSEN, J. la C. JANSEN, Is 50 % of Danish wastewater treatment plants inhibited?, *Stads -og havneingeniøren*, Nr. 2, 1995
- N. MATSCHÉ, Ursächliche Zusammenhänge zwischen Indirekteinleitung und Blähschlamm, *Wiener-Mitteilungen*, Band 129, 1996
- O. NOWAK, K. SVARDAL, Nitrifikation - Denitrifikation, *Wiener Mitteilungen*, Band 81, G1-G55, 1990
- O. NOWAK, P. SCHWEIGHOFER, K. SVARDAL, Nitrification Inhibition - a method for the estimation of actual maximum autotrophic growth rates in activated sludge systems. *Wat. Sci.Tech.*, Vol 30, Nr. 6, 9-19, 1994
- O. NOWAK, Nitrifikation bei maßgeblichem Industrieabwassereinfluß, Dissertation, TU-Wien, 1995 (In Druck)
- O. NOWAK, K. SVARDAL, Mündliche Mitteilungen, 1996
- O. NOWAK, Optimierung der N-Entfernung im Zusammenwirken von Indirekteinleiter und kommunaler Kläranlage, *Wiener-Mitteilungen*, Band 129, 1996
- F. OBERLEITNER, INDIREKTEINLEITER - wasserrechtliches Bewilligungsverfahren, Möglichkeiten und Grenzen der Einflußnahme, *Wiener-Mitteilungen*, Band 98, E1-E10, 1991
- ÖNORM, B 2503, Ortskanalanlagen (Straßenkanäle), Richtlinien für die Ausführung, 1.9.1992
- R. RAUTENBACH, J. GEBEL, A. FRYE, J.ST. KOLLBACH, W. DAHM, Bilanzierung einer Ammoniak-Strippung unter Berücksichtigung des Dissoziationsgleichgewichtes Ammonium/Ammoniak, *KA*, 42, Nr. 1, 1995
- K.H. ROSENWINKEL, Innerbetriebliche Maßnahmen bei der Lebensmittelindustrie, *Wiener-Mitteilungen*, Band 129, 1996
- C.F. SEYFRIED, H. SCHEER, Sind Starkverschmutzerzuschläge für die Indirekteinleiter im Hinblick auf N- und P-Elimination noch sinnvoll?, *KA*, 40, Nr. 7, 1993P.
- SCHLEYPEN, Das Arbeitsblatt A 131 - Zielvorstellungen und Erfahrungen, *Wiener-Mitteilungen*, Band 125, E1-E24, 1995
- P. SCHWEIGHOFER, Nitrifikationshemmstoffe und Abwasserreinigung, *Wiener Mitteilungen*, Band 108, T1-T27, 1992
- P. SCHWEIGHOFER, O. NOWAK, K. SVARDAL, H. KROISS, Steps towards the Upgrading of a municipal WWPT affected by nitrification inhibiting compounds - a

case study, 7 th IAWQ Conference on Design and Operation of Large Wastewater Treatmentplants, TU-Wien, 27-30 Sept., 1995.

K. SVARDAL, Einsatz anaerober Vorreinigung bei Indirekteinleiter, Wiener-Mitteilungen, Band 129, 1996

T.G. TOMLINSON, A.G. BOON, C.N.A. TROTMAN, Inhibition of nitrification in the activated sludge process of sewage disposal, J.appl.Bact., 29, Vol. 2, 266-291, 1966

Dipl.-Ing. P. Schweighofer
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
TU-Wien,

Karlsplatz 13
A-1040 Wien
Tel. 0222/58801-3146

Indirekteinleitung und Blähschlamm Bildung

N Matsché

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft; TU-Wien

1 Einleitung

Beim Belebungsverfahren sind die Organismen in Flocken gebunden und müssen vom gereinigten Abwasser abgetrennt und in das Belebungsbecken zurückgeführt werden. Da die Abtrennung fast ausschließlich durch Sedimentation erfolgt, müssen die Organismen in gut absetzbaren, kompakten Flocken vorliegen. Nehmen in der Biozönose des belebten Schlammes Organismen überhand, die fadenförmig wachsen und dadurch die verfahrenstechnisch wichtigen Schritte der Abtrennung und Rückführung der Biomasse stören bzw. verhindern, so spricht man von Blähschlamm, bei dem 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. Häufig ist die Ursache für das Auftreten von Blähschlamm in der Einleitung spezifischer Industrie- bzw. Gewerbeabwässer zu suchen.

In nahezu jedem belebten Schlamm sind fadenförmige Mikroorganismen vorhanden; sie gehören zur normalen Population des belebten Schlammes. Ihre Anwesenheit kann sogar zu einer stabilen Schlammflocke in der Anlage beitragen. Probleme entstehen erst dann, wenn man von einem massenhaften Wachstum fadenförmiger Organismen sprechen kann. Hierbei handelt es sich meist um fadenförmige Bakterien; Pilze spielen bei Blähschlamm eine untergeordnete Rolle.

Etwa 30 verschiedene fadenförmige Bakterienarten können Blähschlamm verursachen. Viele von diesen Arten sind bisher noch nicht taxonomisch eingeordnet und tragen deswegen nur Typnummern. Die Methode zu ihrer

Erkennung im belebten Schlamm ist in einem Handbuch ausführlich beschrieben (EIKELBOOM und v.BUIJSEN 1983). Aufgrund der Verschiedenartigkeit der fadenförmigen Mikroorganismen gibt es keine einheitlichen Bekämpfungsmaßnahmen. Es ist daher wichtig, immer erst festzustellen, welche Bakterien in einer bestimmten Anlage Blähschlamm verursachen, bevor Bekämpfungsmaßnahmen durchgeführt werden.

Schlammuntersuchungen an zahlreichen Belebungsanlagen zeigten, daß etwa 90 % aller Blähschlammereignisse von ca. 10 verschiedenen fadenförmigen Bakterien hervorgerufen werden.

| Fadentyp I | Anteil (%) |
|--|------------|
| Typ 021N | 23,3 |
| <i>Microthrix parvicella</i> | 15,2 |
| Typ 0041 | 14,6 |
| <i>Sphaerotilus natans</i> | 9,0 |
| Actinomyceten (z.B. <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 |
| Anzahl der Blähschlammereignisse | 356 |

Tabelle 1: Häufigkeit der wichtigsten in Blähschlamm gefundenen Fadenbildner (nach WAGNER 1982)

Die Entwicklung einer Population von Fadenbildnern in einer bestimmten Anlage hängt mit der Schlammbelastung, der Beschaffenheit des Zulaufes und den Betriebsbedingungen zusammen. In den letzten Jahren gab es verschiedene Ansätze (EIKELBOOM 1977, JENKINS et al. 1984 u.v.m.), von der Anwesenheit bestimmter Fadentypen auf die Ursache des Blähschlammes in einer Anlage rückzuschließen. Diese Zusammenhänge sind jedoch nach wie vor noch nicht gesichert.

Die Geschwindigkeit der Entwicklung von Fadenbildnern im belebten Schlamm hängt u.a. von der Belastung der Anlage ab; in vielen Fällen dauert die Bildung eines Blähschlammes nur 1 bis 2 Wochen. Neben der Belastung spielt auch der Fadentyp eine Rolle. Fadenorganismen, die schnell wachsen können (z.B. Typ 021N), führen natürlich schneller zu Blähschlamm als z.B. *Microthrix parvicella*, die relativ langsam wächst. Auch die Gestalt der Fäden ist von Bedeutung. Lange, kräftige Fäden verursachen schneller und ausgeprägter Blähschlamm als dünne, gekrümmte Fäden. Im Vergleich zur Blähschlammentwicklung dauert es wesentlich länger (meist länger als das dreifache Schlammalter), bis die Fadenbildner nach Bekämpfungsmaßnahmen wieder verschwunden sind.

Zuverlässig und rechtzeitig kann die Entstehung von Blähschlamm nur durch mikroskopische Kontrolle erkannt werden. Für den Praktiker wurde daher eine einfache Analysenmethode entwickelt (EIKELBOOM und v.BUIJSEN 1983). Die Fäden werden nicht gezählt oder gemessen, weil man dafür sehr viel Zeit braucht. Das mikroskopische Bild wird nur mit einer Reihe von Referenzabbildungen verglichen und auf diese Weise in 5 Kategorien eingeteilt. So kann die Anzahl der Fäden einfach und schnell visuell abgeschätzt werden. Deswegen ist die Methode für routinemäßig durchgeführte Kontrollen sehr gut geeignet.

WAGNER (1982) hat den folgenden Zusammenhang zwischen seinen Fädigkeitsstufen und dem Schlammindex festgestellt:

| Kategorie | Fäden | ISV |
|-----------|--------------|--------|
| | (Mittelwert) | (ml/g) |
| 0 | keine | 60 |
| 1 | wenig | 70 |
| 2 | mäßig | 100 |
| 3 | viel | 135 |
| 4 | sehr viel | 265 |
| 5 | extrem viel | 700 |

Tabelle 2: Zusammenhang zwischen Fädigkeitsstufe und Schlammindex
(nach WAGNER 1982)

Die Ergebnisse zahlreicher vergleichender Untersuchungen weisen darauf hin, daß die Entstehung und Begünstigung von Blähschlamm sowohl durch die Beschaffenheit des zu behandelnden Abwassers als auch durch die Betriebs- und Verfahrensweise von Abwasserreinigungsanlagen beeinflusst wird.

Da sich fadenförmige von vielen flockenbildenden Mikroorganismen nicht nur morphologisch, sondern auch in ihren physiologischen und wachstumskinetischen Eigenschaften unterscheiden, führen bestimmte Nahrungs- und Milieubedingungen zu unterschiedlichen Wachstumsraten fadenförmiger und flockenbildender Mikroorganismen und ändern damit das Verhältnis ihrer Anteile im belebten Schlamm. Die Kenntnis dieser Unterschiede ist die Voraussetzung, Belebungsanlagen so zu gestalten und zu betreiben, daß sich flockenbildende gegenüber fadenförmigen Mikroorganismen durchsetzen und sich damit der Schlammindeks verringert.

Sofern die Abwasserbeschaffenheit als Ursache von Blähschlamm in Frage kommt, handelt es sich meist um Abwässer mit einem hohen Gehalt an biologisch leicht abbaubaren, gelösten organischen Inhaltsstoffen, insbesondere niedermolekularen Kohlenhydraten, Proteinen und organischen Säuren im Zulauf zur Belebung. Solche Abwässer fallen in erster Linie bei der Verarbeitung pflanzlicher und tierischer Rohstoffe an.

Deswegen sind z.B. Anlagen mit Indirekteinleitungen aus:

- Brennereien
- Brauereien
- Papierindustrie
- Obst, Gemüseverarbeitung
- Weinbau
- Milchverarbeitung
- Gerbereien
- Tierkörperverwertung

besonders anfällig für die Entstehung von Blähschlamm.

Der Einfluß von Abwassereinleitern auf den Schlamminde und die Anwesenheit charakteristischer Mikroorganismen ist in Tab. 3 nach Untersuchungen von WAGNER (1982) im süddeutschen Raum beispielhaft angeführt.

| Abwasserherkunft | Schlamminde (ml/g) | | dominierende Fadenbildner |
|----------------------|--------------------|----------|-----------------------------|
| | 50 %-Wert | 84 %Wert | |
| Kommune | 103 | 184 | 021N, M.parvicella,0041 |
| Schlachthof | 109 | 160 | 021N |
| Brennerei | 103 | 191 | 021N, 0041,N. limicola |
| Obstverwertung | 112 | 209 | 021N, M.parvicella,S.natans |
| Tierkörperverwertung | 173 | 226 | 0041, 021N,N. limicola |
| Brauerei | 169 | 283 | S. natans, 021N, 1701 |
| Gemüseverwertung | 173 | 302 | Actinomyceten,0041, 021N |
| Milchverwertung | 224 | 490 | 0092, 021N,H. hydrossis |
| Papierindustrie | 265 | 613 | 0041, 021N,Actinomyceten |

Tabelle 3: Einfluß der Abwasserbeschaffenheit auf Schlamminde und Mikroorganismen (nach WAGNER 1982)

Häufig sind derartige Abwässer auch durch ein unausgewogenes Nährstoffverhältnis gekennzeichnet. Ein Mangel an Stickstoff (BSB₅: N = 100:5), Phosphor (BSB₅: P = 100:1) steht ebenfalls in Zusammenhang mit der Blähschlamm Bildung. WAGNER (1982) stellte fest, daß Blähschlamm relativ wenig Phosphor enthält. Der spezifische P-Bedarf von Fadenbakterien ist niedriger als von „Flockenbakterien“. Dadurch sind sie bei P-Mangel bevorzugt.

Der Einfluß von organischen Säuren auf die Blähschlamm Bildung wurde schon erwähnt. Niedere organische Säuren entstehen leicht bei einer langen Verweilzeit im Kanal oder in der Vorklärung. Gleichzeitig entsteht dann auch Schwefelwasserstoff, was die Entwicklung bestimmter fadenförmiger Mikroorganismen (u.a. Thiothrix und auch Typ 021N) besonders begünstigt. Solche Verhältnisse liegen vor allem in Kanalsystemen mit schwachem Gefälle (Ablagerungen), Druckrohrleitungen und mangelhaft geräumten Vorklärbecken vor.

Gemessen an der Gesamtheit der Belebungsanlagen tritt bei Anlagen mit langer Verweilzeit in der Vorklärung, mit vollaufmischten Belebungsbecken und auch bei verteilter Abwasserzuführung häufiger Blähschlamm auf.

Weniger stark von Blähschlammabbildung betroffen sind:

- Belebungsanlagen ohne Vorklärung.
In solchen Anlagen enthält der Zulauf einen relativ hohen Anteil an absetzbaren Stoffen, was flockenbildende Bakterien begünstigt und zur Beschwerung der Flocken führt.
- Belebungsanlagen mit aerober Schlammstabilisation
- Belebungsanlagen mit Simultanfällung
- Belebungsanlagen, denen Tropfkörper ohne Zwischenklärung vorgeschaltet sind
- Belebungsanlagen mit pfropfendurchströmten Becken oder mit einer vorgeschalteten hochbelasteten Kontaktzone (Selektor)
- Belebungsanlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation oder einer anaeroben Zone, wie man sie z.B. auch für die biologische Phosphorentfernung benötigt

Blähschlamm kann häufig auf Überlastungserscheinungen (z.B. durch Indirekteinleitungen) zurückgeführt werden. Verschiedene Fadenbildner werden begünstigt, wenn eine Überbelastung zu Sauerstoffmangel im Belebungsbecken führt, weil sie bei niedrigen Sauerstoffkonzentrationen noch relativ schnell wachsen können. Diesen Vorteil verlieren diese Organismen bei einer Sauerstoffkonzentration von über ca. 2 mg/l im Belebungsbecken. Sauerstoffkonzentrationen unter ca. 2 mg/l können also zu Blähschlamm führen. An niedere O₂-Konzentrationen angepaßt sind:

Sphaerotilus natans
Haslicomenobacter hydrossis
Typ 1701
(Jenkins, 1993)

Der Einfluß der Schlammbelastung auf die Blähschlamm Bildung ist sehr komplex. Da auch andere Faktoren wie die Form des Belebungsbeckens die Abwasserbeschaffenheit, die Sauerstoffversorgung, die Art und Weise der Beschickung daneben eine Rolle spielen. Aus diesem Grunde werden in der Literatur auch sehr unterschiedliche, z.T. sogar widersprüchliche Angaben über den Zusammenhang Schlammbelastung-Schlammindex gemacht. Nach den Erfahrungen der ATV Arbeitsgruppe 2.6.1 (Blähschlamm) kommt es in volldurchmischten Becken (z.B. auch in kleinen Oxidationsgräben) häufiger zu Blähschlamm Bildung. In Anlagen mit Pfropfenströmung tritt die Bildung von Blähschlamm erst bei einer Belastung von über ca. 0,5 kg/(kg.d) auf.

Schwimmschlamm Bildung ist ein in den letzten Jahren zunehmendes Problem (LEMMER 1985), bei dem der Schlamm auf die Wasseroberfläche aufsteigt und dort eine Schlammdecke bildet. Schwimmschlamm wird durch ein massenhaftes Vorkommen von Fadenbildnern mit stark hydrophober Zelloberfläche verursacht. Hierbei handelt es sich vorwiegend um verschiedene Arten von nocardioformen Actinomyceten (verzweigt wachsenden Bakterien). In einigen Fällen tritt Schwimmschlamm auch bei Auftreten anderer Fadenbakterien (z.B. *M. parvicella*, Typ 1851) auf. Auch bei hohen Feststoffkonzentrationen ohne dominantes Auftreten von fadenförmigen Mikroorganismen kann es zur Bildung von Schwimmschlamm kommen.

Die Flotation des Schlammes in den Belebungsbecken bzw. das Aufschwimmen des Schlammes in der Nachklärung wird durch Gasbläschen bewirkt, die sich in oder an dem stark hydrophoben Fadengewirr der Schwimmschlamm verursachenden Fadenorganismen anheften.

Sowohl Blähschlamm als auch Schwimmschlamm werden häufig durch Indirekteinleitungen verursacht. In einem Überblick soll zunächst auf generelle Maßnahmen zur Bekämpfung eingegangen werden. Abschließend sollen an Hand von konkreten Beispielen Maßnahmen zur Blähschlamm Bekämpfung behandelt werden.

2 Bekämpfung von Blähschlamm

2.1 Beschwerung des belebten Schlammes

Die Sinkgeschwindigkeit von Blähschlammflocken kann durch eine Erhöhung ihres spezifischen Gewichtes gesteigert werden. Die einfachste Form, eine solche Beschwerung zu erreichen, ist die Einlagerung der absetzbaren Stoffe des Rohabwassers in die Schlammflocken. In Anlagen ohne Vorklärung kommt es erfahrungsgemäß seltener zur Bildung von Blähschlamm. Selbst beim Auftreten von fadenförmigen Organismen in solchen belebten Schlämmen verhindert das höhere spezifische Gewicht des Schlammes oft sehr hohe Indexwerte. Ist eine Vorklärung vorhanden, so kann beim Auftreten von Blähschlamm ein Teil des Abwassers zeitweise unter Umgehung der Vorklärbecken direkt dem Belebungsbecken zugeführt werden, sofern das vorhandene Belüftungssystem durch die Schwebstoffe des Abwassers nicht beeinträchtigt wird (z.B. Verstopfungen, Verzopfungen,...).

Der Zusatz von Eisen-, Aluminium- oder Calciumsalzen kann die physikalische und biologische Beschaffenheit des belebten Schlammes durch Fällungsreaktionen beeinflussen. Dies hat sich in zahlreichen Anlagen mit Simultanfällung bewährt. Neben den positiven Auswirkungen auf die Absetzeigenschaften hat die Zugabe von Eisensulfat aber auch einen günstigen Einfluß auf das Eindickverhalten des Schlammes. Eingehende Untersuchungen über diese Fragen wurden von v. d. EMDE und Mitarbeitern (1984) durchgeführt. In der Literatur (WAGNER 1982, MAIER und KRAUTH 1985) wird darauf hingewiesen, daß bei Simultanfällung nicht alle Fadenorganismen mit gleichem Erfolg eliminiert werden konnten.

Als Bekämpfungsmaßnahme von Schwimmschlamm und Schaum durch Nocardia hat sich nach Erfahrungen in der Schweiz eine Simultanfällung unter Verwendung von Aluminiumsalzen bewährt. Es kommt hier neben der beschwerenden Wirkung vermutlich auch ein physiologischer Effekt zum Tragen. Vereinzelt liegen solche positiven Erfahrungen auch aus Anwendungsbeispielen in Österreich vor.

2.2 Schädigung der Fadenorganismen

Die Zugabe von Chemikalien, die aus den Flocken herausragende Fadenorganismen schädigen bzw. abtöten, stellt ebenfalls eine Methode zur Bekämpfung von Blähschlamm dar. Über den Einsatz von Chlor für diesen Zweck liegen bereits aus der Zeit vor 1940 Erfahrungen aus den USA vor. Über entsprechende Erfahrungen in der Kläranlage Berlin-Ruhleben wurde von SARFERT (1981) berichtet.

In den USA ist die Chlorung auch heute noch die wichtigste Methode der Bläh- und Schwimmschlamm bekämpfung (JENKINS, 1993). Wegen der Bildung von chlororganischen Verbindungen (AOX) kommt ein Einsatz in Österreich heute nicht mehr in der Frage, obwohl in der Vergangenheit damit kurzfristig gute Erfolge erzielt werden konnten (MATSCHE 1982).

Eine Schädigung der Fadenorganismen von Blähschlamm konnte in manchen Fällen auch durch die Zugabe von H₂O₂ erreicht werden (SCHWARZER et al. 1982). Dabei kann eine Beschädigung v.a. bei solchen Fäden erwartet werden, die weit aus der Flocke herausragen (z.B. Typ 021N/ 0961, *Sphaerotilus natans*). Fäden wie *Microthrix parvicella* oder *Nocardia* sp., die in die Flocke eingebunden sind, sind weniger empfindlich.

Anstelle von Chlor und anderen Oxidationsmitteln wird neuerdings die Anwendung von Kalk zur Bekämpfung von Blähschlamm empfohlen. Die Zugabe muß dabei so erfolgen, daß der gesamte Schlamm der Anlage mit einem erhöhten pH-Wert (10 bis 11) in Kontakt kommt. Dies gelingt am besten bei Zugabe von Kalk in den Pumpensumpf des Rücklaufschlamm pumpwerkes.

Eine Schädigung der Fadenbakterien ist jedoch im allgemeinen mit einer Schädigung der Schlamm biozönose (v.a. Nitrifikanten und Protozoen) und dadurch mit einer deutlichen Verschlechterung der Ablaufqualität verbunden. Daher sollte die Zugabe von schädigenden Substanzen nur als Notmaßnahme zur Anwendung kommen.

2.3 Beeinflussung der Abwasserzusammensetzung

Durch anaerobe Abbauvorgänge kommt es zur Bildung von niederen organischen Säuren und von Schwefelwasserstoff, Verbindungen, die neben einer Geruchsbelästigung auch zur Bildung von Blähschlamm bei der biologischen Reinigung führen können. Daher ist man bemüht, durch entsprechendes Gefälle in den Kanälen und durch regelmäßige Schlammräumung in den Reinigungsanlagen Schlammablagerungen und ein Anfaulen des Abwassers zu vermeiden. Durch eine Vorbelüftung bzw. durch eine Vorbehandlung von angefaultem Abwasser kann eine Verbesserung erreicht werden.

Die Bildung von Blähschlamm kann nach SCHLEGEL (1986) auch durch eine zu lange Aufenthaltszeit des belebten Schlammes im Nachklärbecken verursacht werden. Durch eine Erhöhung der Räumergeschwindigkeit bzw. eine Vergrößerung der Räumsehler konnte bei einigen Anlagen eine Abnahme des Schlammindex erreicht werden.

Das Auftreten von Blähschlamm kann auch durch ein unausgeglichenes Nährstoffverhältnis - Mangel an Stickstoff- und/ oder Phosphorverbindungen - hervorgerufen werden. Stickstoff und Phosphorverbindungen sind zum Wachstum von Bakterien unentbehrlich und müssen bei Mangel in gewerblichen und industriellen Abwässern zugegeben werden. Am zweckmäßigsten erfolgt die Zugabe in Form von möglichst billigen technischen Produkten (Harnstoff, Ammoniumsalze/Handelsdünger). Bei Stickstoffmangel hat sich die Zugabe des N-haltigen Trübwassers aus dem Faulbehälter in das Belebungsbecken bewährt, sofern dadurch keine Überlastung der Belebungsstufe erfolgt. Um eine zusätzliche Eutrophierung der Vorfluter zu vermeiden, sind die Zugaben jedoch unbedingt auf das absolut notwendige Maß zu beschränken und durch eine häufige Analyse des Ablaufes zu kontrollieren.

2.4 Veränderung der Betriebsweise

Bei Untersuchungen in der CSSR (CHUDOBA 1973a, b; 1974) konnte gezeigt werden, daß sich im vollaufmischtem Belebungsbecken Blähschlamm bildete, während sich bei der Unterteilung des gleich großen Beckens in mehrere hintereinander durchflossene Kammern (Pfpfenströmung) bei sonst gleichen

Versuchsbedingungen keine Fadenorganismen bildeten. Durch Einleitung des gesamten Abwassers in die erste Kammer wird dort der Schlamm hochbelastet. Da hier bereits ein hoher Anteil der Schmutzkonzentration eliminiert wird, nimmt in den folgenden Kammern die Konzentration des verfügbaren Substrates immer weiter ab. In diesen Kammern bildet sich also ein Substratgradient aus, der sich positiv auf die Schlammstruktur auswirkt.

Bei der Untersuchung von Abwässern der Lebensmittelindustrie wurde die Beobachtung gemacht, daß in Laboranlagen mit starker Blähschlammentwicklung durch *Sphaerotilus natans* eine erfolgreiche Bekämpfung durch eine Änderung der Abwasserbeschickung möglich war. Eine Umwandlung der kontinuierlichen Beschickung in eine diskontinuierliche brachte *S.natans* zum Verschwinden. Der Wechsel zwischen hoher Substratkonzentration bei der stoßförmigen Zugabe und niedrigen Konzentrationen in den Zeiträumen ohne Beschickung wirkt sich offensichtlich nachteilig für die Fadenorganismen aus.

Eine Erklärung für diese Beobachtungen könnte folgendermaßen gegeben werden: Ist eine hohe Substratkonzentration vorhanden, nehmen sowohl die Bakterien der Schlammflocken als auch Fadenbakterien das Substrat mit maximaler Rate auf. Erst wenn die Konzentration sehr niedrig ist, sind die Fadenbakterien aufgrund ihrer höheren spezifischen Oberfläche im Vorteil. Da aber im gut flockenden belebten Schlamm die flockenbildenden Bakterien überwiegen, verbleibt nach der Phase mit hoher Substratkonzentration im Selektor nur ein geringer Substratanteil für die Fadenbakterien; sie werden daher in ihrer Entwicklung eingeschränkt. Noch deutlicher kann man die Verhältnisse mit der Abhängigkeit der Wachstumsgeschwindigkeit von einem wachstumsbegrenzenden Substrat bei zwei konkurrierenden Organismen vereinfacht darstellen.

Die Konzentrationen für K_s liegen im allgemeinen sehr niedrig, sie sind jedoch für jede bestimmte Art substanzabhängig und können bei verschiedenen Arten stark variieren. Diese Tatsache ist für die Konkurrenz verschiedener Arten in einer Mischkultur sehr bedeutend. Bei niedrigen Substratkonzentrationen wird sich vornehmlich die Art mit einem kleineren K_s -Wert entwickeln, während bei hoher Substratkonzentration eine andere Art mit relativ hohem K_s -Wert (und höherem μ_{max}) zur Entwicklung kommt.

Abbildung 1: Konkurrenzfähigkeit zweier Organismenarten mit unterschiedlichem Wachstumsverhalten in Abhängigkeit von der Substratkonzentration
(nach CHUDOBA, 1973b)

In der Literatur werden die Organismen, die einen Wachstumsvorteil aufgrund ihrer hohen Substrataffinität haben, als k-Strategen bezeichnet. Diejenigen Organismen, die bei hohen Substratkonzentrationen höhere Wachstumsraten aufweisen, werden als r-Strategen bezeichnet. Bei niederen Substratkonzentrationen sind die k-Strategen begünstigt (Fadenbildner) und bei hohen Substratkonzentrationen die r-Strategen (Flockenbildner).

Betrachtet man nun die für zwei unterschiedliche Arten dargestellten Kurven so erkennt man deutlich, daß die Art I bei niedrigen Substratkonzentrationen die höhere Wachstums-geschwindigkeit aufweist und dementsprechend im Vorteil ist. Bei höheren Substrat-konzentrationen weist hingegen die Art II die höhere Wachstumsrate auf und verdrängt dadurch die Art I aus einer Mischkultur. Rein qualitativ kann man nun annehmen, daß das Verhalten von fadenförmigen Organismen dem Verlauf der Kurve I entspricht, während die Flockenbakterien dem Verlauf der Kurve II folgen. Dies steht auch in Einklang mit Beobachtungen aus der Praxis, wo bei Anlagen mit Blähschlamm-bildung sehr gute Ablauf-ergebnisse erzielt werden, solange der Schlamm in der Anlage gehalten werden kann. Eine gute Ablaufqualität setzt aber eine hohe Substrataffinität und sehr niedrige K_s -Werte voraus. Bei Untersuchungen mit

Reinkulturen von verschiedenen Fadenbildnern wurde festgestellt, daß 3 von 5 bisher untersuchten Stämmen tatsächlich sehr niedrige K_s -Werte für verschiedene Substrate (einschließlich Sauerstoff als limitierenden Faktor) haben. Fadenbildner scheinen also physiologisch sehr gut an nährstoffarme Bedingungen angepaßt zu sein.

In Anlagen mit Pfropfenströmung und auch in Anlagen, in denen Zulauf und Rücklaufschlamm in einem kleinen, separaten Becken gemischt werden, ist die Nährstoffkonzentration periodisch sehr hoch. Die K_s -Werte spielen dann keine Rolle. Bei der Konkurrenz zwischen den Mikroorganismen im belebten Schlamm ist nun entscheidend, welche Arten am besten imstande sind, die Substrate schnell zu speichern. Auch die maximalen Wachstumsraten sind dann wichtig. Es ist festgestellt worden, daß solche Bedingungen die Flockenbildner meistens begünstigen, so daß die Fadenbildner verschwinden. Es ist dabei wichtig, daß die Verweilzeit in der Anlage ausreicht, das Substrat, nachdem es aufgenommen wurde, tatsächlich abbauen zu können. Nur dann sind die Mikroorganismen imstande, aufs neue schnell Substrat zu speichern, wenn sie als Rücklaufschlamm wieder in den ersten Teil des Beckens kommen. Deswegen reicht eine richtige Pfropfenströmung nur dann für die Verhinderung von Blähschlamm aus, wenn die Schlammbelastung, bezogen auf das gesamte Belebungsbecken, einen Wert von ca. 0,5 kg BSB₅/(kg.d) nicht überschreitet.

Von entscheidendem Einfluß auf die Konzentrationsverhältnisse im Belebungsbecken ist das Durchflußverhalten, das zwischen einem Becken mit vollständiger Durchmischung und einem Rohrreaktor mit idealer Pfropfenströmung liegen kann. Untersuchungen in England haben sich sehr ausführlich mit der Durchflußcharakteristik von Belebungsbecken befaßt und einen deutlichen Zusammenhang zwischen Durchflußverhalten und Schlammindex aufgezeigt (TOMLINSON und CHAMBERS 1979).

Hochbelastete, vorgeschaltete Kontaktbecken verändern die Durchflußcharakteristik von Anlagen in Richtung zur Pfropfenströmung. Da in solchen Becken eine Selektion von gut absetzbarem Belebtschlamm erfolgt, werden sie in der Literatur als Selektor bezeichnet. Eine gewisse Selektorwirkung weisen auch vorgeschaltete Denitrifikationsbecken bzw. vorgeschaltete Anaerobbecken zur biologischen Phosphorentfernung auf. Die

Selektortechnik hat sich inzwischen bei zahlreichen Anwendungen in der Praxis bewährt.

Die wichtigsten Größen, die bei der Bemessung eines Selektors berücksichtigt werden müssen sind:

- Kontaktzeit (Menge von Zulauf und Rücklaufschlamm)
- Zusammensetzung und Konzentration des Zulaufes (Verhältnis gelöst/ungelöst; Verhältnis BSB_5/CSB)
- Aktive Biomasse des belebten Schlammes
- Sauerstoffzufuhr zum Selektor

Die Wirkungsweise des Selektors ist dann optimal, wenn die Konzentration der gelösten Stoffe im Ablauf des Selektors um ca. 30 mg/l CSB über der im Ablauf des Nachklärbeckens liegt. Damit die Kontaktzeit nicht zu kurz wird, sollte das Rücklaufverhältnis nicht zu hoch sein.

Um im Fall von starken Zulaufschwankungen die Kontaktzeit im Selektor nicht zu lange (und die Belastung zu gering) zu halten sollte der Selektor als Kaskade (z.B. 4 Teilbecken) gestaltet werden. Als Raumbelastung sollte $BR = 10 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ angestrebt werden. Für gewisse Industrieabwässer können auch höhere Belastungen gewählt werden ($BR = 20 \text{ kg}/[\text{m}^3 \cdot \text{d}]$).

Die spezifische Sauerstoffzufuhr zum Selektor sollte etwa doppelt so hoch wie für das Belebungsbecken gewählt werden. Im Falle von Geruchsbildung sowie bei angestrebter Denitrifikation oder biologischer Phosphorentfernung im Selektor sollte dieser nur gerührt werden. In diesem Fall sollte die Raumbelastung jedoch auf ca. $2,5 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ reduziert werden.

Vorschläge zur Bemessung von Selektoren für verschiedene Anlagentypen sind in Abb. 2 zusammengestellt.

Abbildung 2: Bemessung von Selektoren für verschiedene Anlagentypen

2.5 Sonstige Bekämpfungsmaßnahmen

In der letzten Zeit werden verstärkt Bakterien- und Enzympräparate zur Blähschlamm bekämpfung angeboten. Da die empfohlenen Zugabemengen in keinem Verhältnis zur Menge des belebten Schlammes in der Anlage stehen können, ist eine durchgreifende Veränderung der Biozönose und damit der Schlamm beschaffenheit nicht zu erwarten. Der ATV Arbeitsgruppe 2.6.1. sind keine Untersuchungen bekannt, in denen die Zugabe der Präparate zu einem eindeutigen Erfolg bei der Blähschlammverhinderung und -bekämpfung führte.

Der Einsatz von organischen Flockungsmitteln hat in letzter Zeit verschiedentlich zu einer Verbesserung bei Blähschlammproblemen geführt. In Konzentrationen von 2 - 5 g/m³ führt die Zugabe zu einer wesentlichen Vergrößerung der Sinkgeschwindigkeit des belebten Schlammes. Dadurch kann z.B. zu Zeiten erhöhter hydraulischer Belastung (Regenwetter) die Sinkgeschwindigkeit im Nachklärbecken erhöht und der Schlamm vor dem Abtreiben bewahrt werden.

Auch durch den Einsatz von verschiedenen Kohlepräparaten, die dem belebten Schlamm in unterschiedlichen Dosierungen zugegeben werden, konnte verschiedentlich eine Verbesserung des Schlammindex erzielt werden. Hier dürfte das Adsorptionsverhalten der Kohle die Konzentrierung der Substrate und die damit im Zusammenhang stehende Verbesserung der Wettbewerbsbedingungen für die Flockenbakterien verursachen.

Für das Auftreten von Blähschlamm hat sich erfahrungsgemäß eine Belastung als besonders kritisch erwiesen, die im Grenzbereich der Nitrifikation gelegen ist (B_{TS} ca. 0,3). Unter diesen Bedingungen kommt es auch häufig zur Nitritbildung, die von manchen Autoren als Ursache für die Blähschlamm bildung angesehen wird (CASEY 1993). Bei zweistufigen Anlagen kann dieser kritische Bereich umgangen werden. Die erste Stufe liegt über dieser kritischen Schlammbelastung; die zweite Nitrifikationsstufe liegt deutlich darunter. Beispiele für solche positiven Erfahrungen mit zweistufigen Anlagen sind von AB- und Hybridanlagen (DORNHOFER 1995, MATSCHÉ / PRENDL 1992) bekannt.

Eine Bekämpfung von Schwimmschlamm kann durch eine selektive Entfernung der Schwimmschlamm- und Schaumfraktion erfolgen. Beim Einbringen dieses

Schlammes in die Faulung kann es unter Umständen zum Überschäumen des Faulbehälters kommen. Eine gute Lösung des Schwimmschlammproblems konnte durch eine „selektive Flotation“ in einem eigenen Flotationsbecken erreicht werden (PRETORIUS, LAUBSCHER 1987). In manchen Fällen gelingt es, Nocardia durch Erniedrigung des Schlammalters auszuwaschen. Meist geht damit jedoch auch die Nitrifikation verloren. Es muß dabei jedoch beachtet werden, daß mit dem Überschußschlamm auch tatsächlich die Schlammfraktion entfernt wird.

Mit der Zugabe von Substanzen zur Schaum- und Schwimmschlammbekämpfung liegen unterschiedliche Erfahrungen vor. Der Einsatz von Antischaummitteln führte meist zu keinem Erfolg, da diese zur Bekämpfung von leichten „Detergentienschaumen“ konzipiert sind.

Da Schwimmschlammprobleme häufig mit dem erhöhten Anfall von Fett in Verbindung stehen (z.B. Großküchen, Fleischerei, Fremdenverkehr, schlechte Wartung von Fettfängen) ergibt sich eine Möglichkeit zur Verbesserung durch den Einsatz fettlösender Enzympräparate.

3 Praktische Anwendung von Bekämpfungsmaßnahmen

3.1 Kläranlage Kufstein

Die Kläranlage Kufstein ist eine für 25.000 EGW bemessene Anlage mit einem Trockenwetterzufluß von 6.250 m³/d. Die Raumbelastung der ersten Ausbaustufe beträgt 0,9 kg BSB₅/m³.d. Die Anlage hatte ständig mit Blähschlamm zu kämpfen und es konnten nur Abwassermengen < 8.000 m³/d durchgenommen werden. Ein spezifischer problematischer Indirekteinleiter ist nicht bekannt. Bei Regenwetter mußte ein Großteil des Mischwassers ungereinigt abgeleitet werden, weil es sonst zu einem Schlammabtreiben gekommen wäre. Die Beschickung des Belebungsbeckens erfolgte mit verteilter Abwasserzufuhr über 2/3 der Beckenlänge.

Ursache für die Blähschlambildung auf der Kläranlage Kufstein war neben der verteilten Abwasserzufuhr auch ein ungünstiger Belastungsbereich eine sehr lange Verweilzeit in der Vorklärung sowie eine lange Verweilzeit des Schlammes in der Nachklärung. Zur Bekämpfung von Blähschlamm wurde

zunächst die Zugabe von Kalkhydrat (300 bis 500 kg/d) eingesetzt. Diese Maßnahme war jedoch nicht immer wirksam. Um das Durchflußverhalten der Anlage zu ändern und von einem Becken mit vollständiger Durchmischung ein Becken mit Pfropfenströmung zu erhalten, wurde zunächst auf „Vor-Kopf“ Beschickung umgestellt. Die Anfangswirkung dieser Maßnahme war sehr erfolgsversprechend und konnte auch mikroskopisch gut dokumentiert werden. Die Fadenbakterien zwischen den Flocken zogen sich weitgehend auf die Flocken zurück und bildeten dort die Basis für einen gut flockenden Bakterienaufwuchs.

Die Abwasserverdünnung zufolge Schneeschmelze führte jedoch wieder zu Blähschlamm. Um das Durchflußverhalten nachhaltig zu beeinflussen, wurde durch den Einbau einer leichten Trennwand ein Selektor mit ca. 10% des Beckeninhaltes geschaffen. Durch den Einsatz des Selektors konnte der SchlammindeX von im Jahresmittel 150 ml/g auf 90 ml/g gesenkt werden. Mit Verminderung des SchlammindeX kam es auch zu einer Verbesserung im Nachklärbecken, wodurch bei Mischwasseranfall bis zum 3-fachen der Bemessung zugrunde gelegten Trockenwettermenge biologisch gereinigt werden konnte. Kurzzeitige Blähschlammereignisse konnten durch einen kurzfristigen Einsatz von Kalk erfolgreich bekämpft werden. Der Einbau der Trennwände in der Kläranlage Kufstein zur Ausbildung eines Selektor hat sich sehr bewährt. Die erwarteten Verbesserung hinsichtlich des Absetzverhaltens sind weitgehend eingetroffen und eine Ableitung von ungereinigtem Mischwasser war nicht mehr erforderlich. Durch der Einbau des Selektors konnte bei Einsatz von Kalk der SchlammindeX innerhalb weniger Tage abgesenkt werden. Ohne Selektor war der Einsatz von Kalk erst nach mehreren Wochen wirksam.

3.2 Kläranlage Wiener Neustadt

Die Kläranlage Wiener Neustadt ist für 230.000 EGW bemessen und behandelt ca. 25.000 m³ Abwasser pro Tag. Mit einer Raumbelastung von ca. 1 kg BSB₅/m³.d arbeitet sie ebenfalls in einem für die Entwicklung von Blähschlamm besonders kritischen Bereich. In der vergangenen Zeit kam es immer wieder zur Blähschlammprobleme die vor allem durch die Einleitung von Papierfabriksabwasser und - damit zusammenhängend Nährstoffmangel

und Überlastung - verursacht wurden. Das Zusammenwirken dieser ungünstigen Faktoren bewirkte zeitweise massive Blähschlammprobleme, die auch durch den Einbau von Selektoren nicht beeinflußt werden konnten. Eine Kombination der verschiedenen Maßnahmen wie Nährstoffzugabe, Einbau eines Selektor in Form einer Holzkonstruktion an der Einlaufseite des Belebungsbeckens sowie vor allem der Verminderung der aus der Papierfabrik stammenden Abwasserbelastung auf das zulässige Maß brachte hier eine deutliche Verbesserung des Schlammindezes. Kurzzeitiges Auftreten einer massiven Blähschlammbildung konnte auch in der Fall Kläranlage Wiener Neustadt durch Schockkalkung beherrscht werden. Seit Inbetriebnahme einer biologischen Vorbehandlungsmaßnahmen für die Papierfabriksabwasser sind keine Betriebsprobleme durch Blähschlamm mehr aufgetreten.

3.3 Kläranlage Firma Ozean

Die Behandlung von Abwässern aus der Herstellung von Fischkonserven kann zu extremen Blähschlammproblemen führen. Solche Probleme wurden beim Betrieb der Kläranlage der Firma Ozean in Gallbrunn beobachtet. In einem mehrjährigen Sanierungskonzept wurde zunächst die verstärkte Zugabe von Eisensalzen zur Simultanfällung sowie bei extremen Problemen die Anwendung von Chlor durchgeführt. Eine nachhaltige Verbesserung konnte jedoch in diesem Fall erst durch Einrichtung eines Selektors mit gleichzeitiger Anwendung von Kalk und der kontinuierlichen Zugabe von organischen Flockungsmitteln beim Zulauf zum Nachklärbecken erreicht werden. Auch dieses Beispiel zeigt, daß häufig nur eine Kombination verschiedener Bekämpfungsmaßnahmen zu einer nachhaltigen Verbesserung der Schlammabsetzeigenschaften führt.

3.4 Kläranlage Zuckerfabrik Leopoldsdorf

Die Kläranlage der Zuckerfabrik Leopoldsdorf war eine der ersten Großanlagen, auf der die Selektortechnik erprobt wurde (KROISS, 1984). Mit einem Volumen von 400 m³ des Selektors und 16.000 m³ des Belebungsbeckens handelte es sich um einen extrem hoch belasteten Selektor der im Falle von frischem Zuckerabwasser seine volle Wirksamkeit hinsichtlich Schlammqualität auch bei unzureichender Sauerstoffversorgung erfüllte. Gegen Kampagnenende

treten jedoch zufolge der langen Lagerzeit der Rüben schwer abbaubare Verbindungen im Abwasser auf, die in der kurzen Kontaktzeit im Selektor bei Sauerstoffmangel nicht aus der Lösung entfernt werden können. Abhängig von den Witterungsbedingungen und von der Kampagnedauer kam es daher zur Bildung von Blähschlamm in der Anlage, der zu einem Schlammabtrieb und einer massiven Verunreinigung des Vorfluters führte.

Zur Bekämpfung wurde eine Schädigung der Fadenbakterien (021N) durch Kalkung vorgenommen, wobei über 8 Stunden im Selektor ein pH-Wert von 11 - 12 eingehalten wurde. Im Belebungsbecken II wurde dabei ein pH-Wert von 8,5 - 9 gemessen. Neben einer drastischen Senkung des Schlammindex von 250 ml/g auf 55 ml/g wurde auch eine Verminderung der Atmung von 270 auf 155 mg O₂/l.d bewirkt. Davon ausgelöst kam es auch zu einer Verschlechterung der Ablaufqualität über mehrere Tage, wie das allgemein bei Anwendung von Chemikalien zur Schädigung von Blähschlammorganismen erwarten werden muß. Bei der Anwendung solcher Bekämpfungsmaßnahmen muß abgewogen werden, was zu einer geringeren Belastung der Gewässer führt: Schlammabtrieb und Beeinträchtigung des gesamten Kläranlagenbetriebes bzw. Anwendung von Kalk, Verschlechterung der Ablaufqualität über einige Tagen aber verbunden mit einer mittelfristigen Sanierung der Schlammqualität.

Ausgehend von den bisherigen Erfahrungen mit der Anwendung des Selektors bei Zuckerfabriksabwasser kann gefolgert werden, daß neben einer ausreichenden Dosierung von Nährstoffen auch eine ausreichende Versorgung mit Sauerstoff im Selektor für eine Vermeidung von Blähschlamm gegeben sein muß (PRENDL, 1995).

3.5 Einsatz von Talk

Das Auftreten von Blähschlamm erfordert oft kurzfristige Maßnahmen, um das massive Abtreiben von Schlamm aus der Nachklärung vermeiden zu können. Die Verfahren mit Schädigung der Fadenbakterien - früher Chlorung, heute pH-Anhebung durch Kalkdosierung - bewirken neben einer Schädigung der Fadenbakterien auch eine Verschlechterung der Ablaufqualität über einige Tage. Die Anwendung von Talk-Mehl zur Bekämpfung von Blähschlamm stellt hierzu eine alternative Bekämpfungsmethode dar, bei der kurzfristig ohne

Ablaufverschlechterung eine Blähschlammbekämpfung durchgeführt werden kann.

Um die Wirksamkeit dieser Methode zu überprüfen wurden vom Institut auf der Kläranlage des Flughafens Schwechat umfangreiche Untersuchungen mit Talk durchgeführt. Nach Laborversuchen zur Ermittlung der Sinkgeschwindigkeit kamen unterschiedliche Zusatzmengen von Talk im praktischen Betrieb zur Anwendung. Dabei wurde die zugegebene Menge von 10% auf bis zu 50% der vorhandenen Schlammmenge gesteigert. Um die Wirkung von Talk besser vergleichen zu können, erfolgte die Zugabe nur in einer der beiden Straßen der Anlage. Der Schlamm der Kläranlage wies nur eine mittlere Fädigkeit auf. Der hohe Schlammindex von z.T. über 200 ml/g war hauptsächlich durch die lockere Struktur der Flocken bedingt. Dies dürfte auch der Grund für die vergleichsweise geringe Verbesserung des Schlammindex - auch bei der hohen Dosierung - gewesen sein. Eine Veränderung der Schlammstruktur konnte nicht erzielt werden. Da es auf dieser Kläranlage aber keine Betriebsschwierigkeiten durch den Abtrieb von Schlamm gibt, waren die geringfügigen Verbesserungen der Schlammqualität durch die Talkzugabe nicht ausreichend, um einen langfristigen Einsatz des Präparates zu rechtfertigen.

Ganz anders liegen die Verhältnisse bei einem durch Fadenorganismen verursachten extremen Blähschlamm für eine Kleinkläranlage in Salzerbad. Diese für 200 EGW bemessene Anlage hatte zum Beginn der Untersuchungen in beiden Stufen extremen Blähschlamm mit massivem Schlammabtrieb aus der ersten und zweiten Stufe. Schon die Vorversuche im Labor zeigten eine signifikante Wirksamkeit der Zugabe von Talk. Die daraufhin erfolgte Dosierung von 25 kg Talk in der Anlage aufgeteilt auf beide Stufen zeigte einen unmittelbaren Erfolg, der vor allem in der zweiten Stufe sofort zu einer deutlichen Ablaufverbesserung (kein Schlammabtrieb mehr) und eine Erreichung einer stabilen Nitrifikation mit $\text{NH}_4\text{-N}$ Ablaufwerten unter 5 mg/l führte.

Die Verbesserung der Sinkgeschwindigkeit und des Eindickverhaltens brachte eine nachhaltige Verbesserung des Anlagenbetriebes mit sich. Dadurch konnten Ergebnisse aus Dänemark und Holland über die Anwendung dieses Produktes in kommunalen Anlagen mit Blähschlammproblemen bestätigt werden. Da der Einsatz von Talk weder gefährlich noch kompliziert ist, kann bei akuten

Blähschlammproblemen eine Zugabe in das Belebungsbecken durch das Betriebspersonal kurzfristig zu einer Sanierung führen. Es muß jedoch darauf hingewiesen werden, daß insbesondere bei höheren Dosierungen von > 50% bezogen auf die in der Anlage vorhandene Menge an Belebtschlamm ein erhöhter Überschußschlammanfall bewältigt werden muß (FENZ, 1995).

Untersuchungen zur Vermeidung von Schwimmschlamm und Schaum mit biologischen Zusatzstoffen

Die erfolgreiche Anwendung eines Enzympräparates zur Bekämpfung von Schwimmschlamm und Schaum auf der Kläranlage Saalbach (JÄGER 1989) war der Anlaß für eine gezielte Überprüfung der Wirksamkeit dieses Präparates auf zwei Anlagen im Großraum Wien.

Die Kläranlage Klosterneuburg wurde ausgewählt, da sie einerseits zweistraßig mit getrennten Schlammkreisläufen ist und daher die Wirksamkeit von Zusatzstoffen unabhängig von sich ändernden Abwasserverhältnissen aus dem Vergleich der beiden Straßen mit und ohne Zusatz überprüft werden kann. Obwohl die Anlage vor Beginn der Versuche häufig Schaumprobleme aufwies, waren diese während der kontinuierlichen Dosierung des Präparates nicht vorhanden und konnten auch durch eine zusätzliche Dosierung von Abfallfett in die Belebung nicht hervorgerufen werden. Auch eine gezielte Beimpfung mit nocardia-hältigem Schlamm führte zu keiner bleibenden Anreicherung von Nocardia. Dies bedeutet, daß das Auftreten von Nocardia in einer Anlage nur durch die im Abwasser selbst vorhandenen Faktoren ausgelöst werden kann.

Ein kurzzeitiges Auftreten eines massiven Schaumproblems auf der Anlagen brachte in in dem Teil ohne Dosierung des Präparates geringere Probleme als in der mit dem Enzympräparat behandelten Straße. Die vom Hersteller des Präparates empfohlene Anwendungsdosis von 50 g Enzympräparat pro kg Fettbelastung im Zulauf zeigte demnach im Fall der Kläranlage K. nicht die erwartete Verbesserung hinsichtlich einer Vermeidung der durch Nocardia verursachten Schaumbildung auf dem Belebungsbecken.

Eine zweite Anwendung des Enzympräparates erfolgte auf der Anlage Bruck a.d. Leitha. Im Einzugsbereich dieser Anlage befindet sich ein größerer Betrieb zur Herstellung von Tierfutter. Das Abwasser dieses Betriebes war zunächst unzureichend vorbehandelt, wodurch die Kläranlage immer wieder einer

erhöhten Fettbelastung ausgesetzt war. Dies führte zu gravierenden Problemen mit Schwimmschlamm und Schaum auf Belebung und Nachklärung, wobei die Schaumschicht auf dem Belebungsbecken der ersten Stufe der zweistufigen Anlage zeitweise über zwei Meter Dicke erreichte. Durch die Anwendung des Enzympräparates, in dem wohl überwiegend fettabbauende Enzyme (Lipasen) enthalten waren, kam es zu einer Spaltung der Fette in Glycerin und Fettsäuren. Die geänderte Nährstoffbasis dürfte der Grund für die Veränderung der Mikroorganismen des belebten Schlammes gewesen sein. Nach einmonatiger Anwendung wurde *Nocardia* weitgehend durch *Microthrix* verdrängt, da *Microthrix* ein besserer Verwerter von Fettsäuren ist. Hinsichtlich der Schaumproduktion wurde jedoch keine nachhaltige Veränderung erzielt, da sowohl *Nocardia* und *Microthrix* in ähnlicher Weise zu Schaumproblemen führen.

4 Literatur

- ATV Arbeitsgruppe 2.6.1 Verminderung und Bekämpfung von Blähschlamm und Schwimmschlamm. Arbeitsbericht. KA 35, 152-164 (1988)
- CASEY, T.G., et. al.: A hypothesis for the cause and control of anoxic - aerobic filament bulking. *Wat. Sci. Technol* 29/7, 203-212 (1994)
- CHUDOBA, J., OTTOVA, V., MADERA, V.: Control of Activated Sludge Filamentous Bulking I. *Wat.Res.* 7, 1163-1182 (1973a)
- CHUDOBA, J., GRAU, P. / OTTOVA, V.: Control of Activated Sludge Filamentous Bulking II. *Wat.Res.* 7, 1389-1406 (1973b)
- CHUDOBA, J., BLAHA, J., MADERA, V.: Control of Activated Sludge Filamentous Bulking III. *Wat.Res.* 8, 231-237 (1974)
- DORNHOFER, K.: Studie über Anpassung der KA Waidhofen/Ybbs an den Stand der Technik. Institutsbericht (unveröffentlicht) (1995)
- EIKELBOOM, D.H.: Filamentous Organisms Observed in Activated Sludge. *Wat.Res.* 9, 365-388 (1975)
- EIKELBOOM, D.H.: Identification of Filamentous Organisms in Bulking Activated Sludge. *Prog.Wat.Tech.* 8, 153-161 (1977)
- EIKELBOOM, D.H.: Biosorption and Prevention of Bulking Sludge by Means of a High Flocc Loading. In: Chambers, B., Tomlinson, E.J. (eds.): *Bulking of Activated Sludge*, 90-104, Ellis Horwood Chichester (1982)
- EIKELBOOM, D.H., v. BUIJSEN, H.J.J.: *Handbuch für die mikroskopische Schlammuntersuchung*. Hirthammer München (1983)
- v.d. EMDE, W., SZVETITS, K., SADZIK, P.: *Untersuchung zur Klärschlammwässerung durch Zentrifugen*.
- EWPCA-ISWA 1984, Dokumentation, 323-341, 6. Europ. Abwasser- u. Abfallsymposium München (1984)

- FENZ, R.: Der Einsatz von Talk zur Blähschlamm bekämpfung. Institutsbericht (unveröffentlicht) (1995)
- FRANZ, A., MATSCHÉ, N.: Investigation of a bacteria-enzyme-additive to prevent foaming in activated sludge plants. *Wat. Sci. Technol.* 29/7 281-284 (1994)
- JÄGER et al.: Die Wirkung fettabbauender Bakterien und Enzyme in der Kläranlage Saalbach. *GWF Wasser, Abwasser* 130, 328-333 (1989)
- JENKINS, D., RICHARD, M.G., DEIGGER, G.T.: Manual on the causes and control of activated sludge bulking. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan (1993)
- JENKINS, D., NEETHLING, J.B., BODE, H., RICHARD, M.G.: The Use of Chlorination for Control of Activated Sludge Bulking. In: Chambers, B., Tomlinson, E.J. (eds.): *Bulking of Activated Sludge*, 187-206, Ellis Horwood Chichester (1982)
- KROISS, H.: Ein Beitrag zur Reinigung von Zuckerfabriksabwasser. .. *Wiener Mitt. Wasser-Abwasser-Gewässer* 25 (1978)
- KROISS, H. / MATSCHÉ/ N.: Versuche und praktische Erfahrungen zur Vermeidung von Blähschlamm auf der Hauptkläranlage Wien. *Wiener Mitt. Wasser-Abwasser-Gewässer* 56 (1985)
- LEMMER, H.: Mikrobiologische Untersuchungen zur Bildung von Schwimmschlamm auf Kläranlagen. Dissertation TU München (1985)
- LEMMER, H.: The Ecology of Scum Causing Actinomycetes in Sewage Treatment Plants. *Wat.Res.* 20, 531-535 (1986)
- LEMMER, H., POPP, W., Fadenförmige Mikroorganismen aus belebtem Schlamm; Vorkommen, Biologie, Bekämpfung. *ATV Dokumentation Bd. 30* (1992)
- MAIER, W., KRAUTH, Kh.: Erfahrungen bei der Blähschlamm bekämpfung auf Kläranlagen. *Korr. Abw.* 32, 245-250 (1985)
- MATSCHÉ, N.: Blähschlamm. Ursachen und Bekämpfung. *Wiener Mitt. Wasser-Abwasser-Gewässer* -22 (1977)
- MATSCHÉ, N.: Control of bulking sludge. - practical experiences in Austria. *Wat. Sci. Technol.* 14, 311 (1982)
- MATSCHÉ, N., PRENDL, L., GUAN, L.: Kläranlage Admont. *Wiener Mitteilungen Bd 100*, (1992)
- PRENDL, L.: Untersuchungen zur Reinigung von Zuckerfabriksabwasser; Institutsbericht (unveröffentlicht) (1994)
- PRETORIUS, W.A., LAUBSCHER, C.J.P.: Control of Biological Scum in Activated Sludge Plants by Means of Selective Flotation. *Wat.Sci.Tech.* 19, 1003-1011 (1987)
- SARFERT, F.: Betriebserfahrungen mit der Bekämpfung fadenförmiger Mikroorganismen durch Chlor. In Berlin. *Stutt. Ber. Siedl. Wasserwirt.* 70 (1981)
- SCHLEGEL, S.: Der Einfluß der Ausbildung und des Betriebes von Vor- und Nachklärbecken auf den Belebtschlammindex. *Österreichische Wasserwirtschaft* 38, 208-214 (1986)
- SCHWARZER, H., REUSS, N., SCHINDLER, W.: Blähschlamm bekämpfung mit H2O2. *Korr. Abw.* 27, 834-837 (1980)
- TOMLINSON, E.J., CHAMBERS, B.: Methods for Prevention of Bulking in Activated Sludge. *Wat.Poll. Control* 76, 524-538 (1979)
- WAGNER, F.: Ursachen, Verhinderung und Bekämpfung der Blähschlamm Bildung in Belebungsanlagen. *Stutt.Ber. Siedl.Wasserwirt.* 76 (1982)
- WANNER, J.: Activated Sludge bulking and foaming control. Technomic, Basel (1994)

Prof. Dipl.Ing. Dr. Norbert Matsché
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
Technische Universität Wien

Karlsplatz 13
A-1040 Wien

Einsatz der anaeroben Vorreinigung bei Indirekteinleitern

K. Svardal

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft; TU-Wien

1 Einleitung

Anaerobe Verfahren stellen speziell für stark verschmutzte Industrieabwässer oft eine kostengünstige Möglichkeit der Reinigung dar. Es handelt sich dabei in jedem Fall nur um eine Teilreinigung, eine aerobe Nachbehandlung ist immer notwendig. Die in den 70er-Jahren herrschende Euphorie über die energiebringenden Biogasanlagen ist heute allerdings deutlich abgeklungen. Dafür sind im wesentlichen zwei Gründe verantwortlich:

- durch die nach wie vor sehr niedrigen Energiepreise ist der Gewinn aus der Biogasverwertung relativ gering, sodaß die Betriebskosten bzw. die erhöhten Investitionskosten für Anaerobanlagen kaum abgedeckt werden.
- durch die in den letzten Jahren geforderte weitgehende Stickstoffelimination ist die Sinnhaftigkeit von Vorreinigungsanlagen bei denen nur organische Kohlenstoffverbindungen (CSB) entfernt werden, in Frage gestellt worden. In vielen Fällen wird CSB dringend für die Denitrifikation (Stickstoffentfernung) benötigt.

Trotz dieser Einschränkungen stellen anaerobe Verfahren bei bestimmter Abwasserzusammensetzung eine sinnvolle Alternative dar. Es sind vor allem zwei Abwassereigenschaften, die eine Anwendung anaerober Verfahren bei der Reinigung von Industrieabwasser besonders begünstigen:

- hohe Konzentration an organischen Stoffen
- hohe Abwassertemperatur

Besonders günstig verhalten sich z.B. Abwässer aus der Nahrungs- und Genußmittelindustrie. Hier nahm die Entwicklung der anaeroben Reinigung auch ihren Ausgang: Vinasse in Südafrika (Ross, 1980), Zuckerfabriken in Europa (Lettinga, 1975; Huss, 1977; Sixt, 1979). In der Zwischenzeit sind bei vielen anderen organisch verschmutzten Industrieabwässern, zumindest Laborversuche zur anaeroben Reinigung durchgeführt worden, eine entsprechende Literaturübersicht findet sich bei HENZE et al., (1983).

2 Grundlagen der anaeroben Abbauprozesse

Der anaerobe Abbau ist mikrobiologisch gesehen ein mehrstufiger komplexer Prozeß bei dem viele Phänomene miteinander verknüpft sind. Das Wissen über die chemischen und mikrobiologischen Zusammenhänge bei der anaeroben Abwasserreinigung hat in den 80er-Jahren sprunghaft zugenommen. Dies war eine wichtige Voraussetzung für die technische Anwendbarkeit. Ohne die Erkenntnisse der Mikrobiologie und Chemie ist ein Verständnis der anaeroben Abwasserreinigung nicht möglich. Der Abbau von organischen Verbindungen zu Methan und Kohlendioxid im anaeroben Milieu setzt sich aus mehreren, von verschiedenen Bakteriengruppen ausgeführten, Abbauschritten zusammen. Insofern unterscheidet sich der anaerobe Abbau grundsätzlich vom aeroben, bei dem in der Regel eine hochmolekulare Substanz von einer einzigen Bakterienart vollständig, ohne Abgabe von Zwischenprodukten, abgebaut werden kann.

MUDRACK (1983) beschreibt vier Abbauschritte, die für die Überführung von polymeren Abwasserinhaltsstoffen (Kohlenhydrate, Fett, Eiweiß) in Methan notwendig sind:

- **Hydrolyse-Phase:**

Die hochmolekularen, zum Teil ungelösten Stoffe werden durch extrazelluläre Enzyme in gelöste Bruchstücke überführt.

- **Versäuerungs-Phase:**

Aus den bei der Hydrolyse entstandenen gelösten Verbindungen werden kurzkettige organische Säuren, Alkohole, H₂ und CO₂ gebildet. Diese Reaktionen dienen den, für die Hydrolyse und Versäuerung verantwortlichen, meist fakultativ anaeroben Bakterien zur Energiegewinnung.

- **Acetogene Phase:**

Organische Säuren und Alkohole werden unter H_2 -Produktion in Essigsäure umgebaut.

- **Methanogene Phase:**

Aus den Endprodukten der vorhergehenden Abbauschritte, hauptsächlich Essigsäure, H_2 und CO_2 , wird Methan produziert. Methanbakterien sind strikte Anaerobier. Alle bisher gefundenen Arten können Wasserstoff als Substrat verwerten, jedoch nur wenige können Essigsäure verwerten („acetoclastischen Methanbakterien“) und daraus Energie gewinnen. Der Energiegewinn beim Abbau der Essigsäure ist deutlich geringer als bei der Umsetzung von Wasserstoff.

Die Essigsäure abbauenden Methanbakterien sind die empfindlichste, für die anaerobe Reinigung notwendige Bakteriengruppe. McCARTY (1982) zeigte, daß bei der Schlammfäulung ca. 70% des produzierten Methans aus dem Essigsäureabbau stammen. Die acetoclastischen Methanbakterien bestimmen daher in den meisten Fällen die Belastbarkeit und den Wirkungsgrad von anaeroben Abwasserreinigungsanlagen.

Trotz dieser Mehrstufigkeit weiß man heute, daß es weder möglich noch sinnvoll ist, die einzelnen Bakteriengruppen vollständig zu trennen (Versäuerungsreaktor/ Methanreaktor). Viele Versäuerungsreaktionen können nur Energie liefern, wenn der entstehende Wasserstoff verbraucht wird (z.B. durch Methanbakterien). In manchen Fällen ist eine gezielte Vorversäuerung günstig, wenn dadurch etwa die Bildung von ungünstigen Zwischenprodukten (v.a. Propionsäure) verringert werden kann.

Im Anaerobreaktor muß versucht werden, optimale Mileauverhältnisse für die Methanbakterien zu schaffen. Im Besonderen sind dies:

- **Temperatur:**

Die meisten Arten von Methanbakterien haben ein Temperaturoptimum um $35^\circ C$ (mesophil),. einige wenige im Bereich von $60-70^\circ C$ (thermophil). Anaerobreaktoren werden daher bei diesen Temperaturen betrieben. Der höhere Temperaturbereich findet nur in seltenen Fällen Anwendung, da durch die Einschränkung der Artenvielfalt eine höhere Empfindlichkeit des Prozesses gegeben ist, keine wesentlich höheren

Umsatzraten und damit keine Einsparung an Reaktorvolumen zu erwarten sind und außerdem die technischen Probleme bei höheren Temperaturen zunehmen (z.B. Ausfällungen, Belagbildung, Korrosion). Ein Betrieb bei tieferen Temperaturen ($<30^{\circ}\text{C}$) ist prinzipiell möglich, dabei ist jedoch mit niedrigeren Umsatzraten zu rechnen.

- **pH-Wert:**

Es ist seit langem bekannt, daß Methanbakterien nur in einem relativ engen pH-Bereich ihre volle Aktivität aufrecht erhalten können. Der Begriff „Alkalische Schlammfäulung“ weist bereits darauf hin, daß pH-Werte von über 7 für einen stabilen Faulprozeß notwendig sind, wobei allerdings verschiedene Autoren darauf hinweisen, daß der anaerobe Abbau bereits ab pH 6 problemlos abläuft (KAPP, 1984). Die pH-Grenzen für die anaerobe Abwasserreinigung sind vor allem von bestimmten Inhaltstoffen abhängig. So wirken z.B. Schwefelwasserstoff, Essigsäure und Propionsäure nur in der undissoziierten Form toxisch auf Methanbakterien, während die dissoziierte Form (Ion) keine oder eine zumindest wesentlich geringere Toxizität aufweist (KROISS, 1985). Das Gleichgewicht zwischen undissoziierter und dissoziierter Form wird bei den oben angeführten Substanzen mit steigendem pH-Wert in Richtung der Dissoziation verschoben und damit der toxische Anteil verringert. Gerade bei H_2S , dessen Dissoziationskonstante der ersten Stufe bei etwa 10^{-7} liegt, ändert sich bei geringen pH-Wertverschiebungen im Bereich um 7 das Verhältnis zwischen dissoziierter und undissoziierter Form sehr stark. Liegen bei pH 7 ca. 50% des gesamten Schwefelwasserstoffs als undissoziiertes Molekül vor sind es bei pH 6,5 bereits 75%.

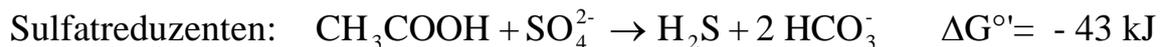
Ein bedeutender, bei der anaeroben Behandlung von Abwasser auftretender biologischer Prozeß ist die Reduktion von Sulfat zu Schwefelwasserstoff. Die dafür verantwortlichen „sulfatreduzierenden Bakterien“ nutzen die gleichen Substrate wie die Methanbakterien also Wasserstoff und Essigsäure, als Elektronenakzeptor verwenden sie aber nicht CO_2 sondern Sulfat. Es besteht somit eine Substratkonkurrenz zwischen diesen beiden Bakteriengruppen.

Die Unterschiede, die sich aus der Verwendung der verschiedenen Elektronenakzeptoren ergeben, lassen sich aufgrund thermodynamischer Betrachtungen darstellen.

2.1 Substrat H₂:



2.2 Substrat Acetat:



Bei allen Reaktionen werden 8 Elektronen übertragen, sodaß die ΔG° -Werte direkt miteinander verglichen werden können. Unabhängig vom Elektronendonator (Acetat oder H₂) weist die jeweilige Reaktion, bei der Sulfat als Elektronenakzeptor dient, den negativeren G° -Wert auf, was bedeutet, daß der erzielbare Energiegewinn größer ist. Es ergibt sich also aus thermodynamischer Sicht ein günstigeres Energieverhältnis für die Sulfatreduzenten.

Verschiedene Untersuchungen haben ergeben, daß die Sättigungskonstante K_S für Acetat bei sulfatreduzierenden Bakterien deutlich niedriger ist als für acetoclastische Methanbakterien. Ähnliche Verhältnisse gelten für H₂-verwertende Sulfatreduzenten bzw. Methanbakterien.

Basierend auf den mikrobiologischen und thermodynamischen Grundlagen kann also angenommen werden, daß solange der Elektronendonator (CSB) im Überschuß vorhanden ist ($\text{CSB}/\text{S} > 2$), Sulfat weitgehend zu H₂S reduziert wird und im Ablauf von anaeroben Abwasserreinigungsanlagen nur mehr in sehr geringen Konzentrationen ($< 10 \text{ mg/l}$) nachweisbar ist. Nur solange die Biozönose der Abwasserzusammensetzung nicht angepaßt ist, also z.B. während der Einfahrphase, könnten höhere Sulfatkonzentrationen im Ablauf auftreten. Langfristig gesehen muß damit gerechnet werden, daß die, in den Anaerobreaktor eingebrachte Fracht an Sulfat zu näherungsweise 100 % zu H₂S reduziert wird. Dies ist auch maßgebend für die Bemessung bzw. die Berechnung der zu erwartenden H₂S-Konzentration.

Über die Toxizität des Schwefelwasserstoffs ist vielfach berichtet worden (KUNST, 1985). KROISS und PLAHL-WABNEGG (1983) fanden aufgrund umfangreicher Untersuchungen, daß die Konzentration der undissoziierten

Form des Schwefelwasserstoffs, also H_2S , die maßgebende Größe für die Hemmung der Methanbakterien ist. Da die H_2S -Konzentration in der Flüssigkeit nach dem HENRY'schen Gesetz direkt proportional dem H_2S -Partialdruck in der Gasphase ist, kann danach aus dem H_2S -Gehalt des Faulgases direkt (unabhängig vom pH-Wert im Anaerobreaktor) auf eine Hemmung durch H_2S geschlossen werden.

Trotzdem ist eine gesicherte Dimensionierung von Anaerobanlagen basierend auf den zur Verfügung stehenden Abwasserparametern sehr schwierig. Es muß jedoch erwähnt werden, daß bei vielen Abwässern die anaerob behandelt werden sollen auch die Dimensionierung einer Aerobanlage sehr schwierig ist. Diese Problematik bei Industrieabwässern hängt nicht unbedingt vom Verfahren sondern auch von den Inhaltsstoffen ab. Auf Grund der gängigen chemischen Abwasserparameter läßt sich aber heute zum Teil aus Erfahrung von bestehenden Anlagen zum Teil aus der Kenntnis der mikrobiologischen und chemischen Vorgängen die prinzipielle Eignung eines bestimmten Reinigungsverfahrens abschätzen. In den meisten Fällen ist jedoch vor der Planung einer großtechnischen Anlage auch heute die Durchführung von Pilotversuchen über einen längeren Zeitraum erforderlich.

3 Kriterien für die Anwendbarkeit der anaeroben Reinigung

3.1 Abwasserbeschaffenheit

Ein wesentliches Kriterium für die Anwendbarkeit anaerober Reinigungsverfahren stellt natürlich die Abwasserzusammensetzung dar. Neben den generellen Anforderungen, wie etwa der biologischen Abbaubarkeit sind bei der anaeroben Behandlung noch einige zusätzliche Punkte zu berücksichtigen.

CSB-Konzentration

Der Abbau bzw. die Entfernung von organischen Kohlenstoffverbindungen aus dem Abwasser ist eine der wesentlichen Forderungen an die Abwasserreinigung. Organische Kohlenstoffverbindungen stellen einen Energieinhalt dar. Bei aeroben Verfahren werden diese Verbindungen durch Belüftung mit Hilfe von Bakterien zu CO_2 oxidiert. Bei der anaeroben

Behandlung werden die organischen Verbindungen in eine verwertbare Form von Energie (Methan) umgewandelt. Der Anteil der für die Bakterien nutzbaren Energie ist im anaeroben Bereich wesentlich geringer als im aeroben was zur Folge hat, daß die spezifischen Umsatzraten bezogen auf die Biomasse wesentlich höher sind. Dadurch wird die Biomasseproduktion (Überschußschlammanfall) deutlich verringert. Die geringe spezifische Biomasseproduktion bedeutet jedoch auch, daß dem Feststoffrückhalt in einem anaeroben System besondere Aufmerksamkeit geschenkt werden muß. Mit geringer Abwasserkonzentration ist der erforderliche Schlammrückhalt bei konventionellen Nachklärbecken kaum mehr möglich, sodaß eine Mindestkonzentration an abbaubarem CSB vorhanden sein muß. Niedrige CSB Konzentrationen im Abwasser führen bei anaeroben Reinigungsverfahren im wesentlichen zu folgenden Problemen:

- Wasser - Feststoff - Abtrennung (Schlammrückhalt)
- Gasverluste durch gelöstes Gas im Ablauf
- Energiebilanz

Hingegen steigt bei hohen CSB-Konzentrationen die Gefahr bezüglich:

- toxischer Zwischenprodukte
- Mischungsproblemen
- Fällungsreaktionen
- Gas- Feststoff - Trennung

Stickstoff- und Phosphor- Konzentration

Organisch verunreinigte Industrieabwässer sind meist arm an Phosphor. Er muß daher häufig für die biologische Reinigung zudosiert werden. Da der Phosphorbedarf der produzierten Biomasse proportional ist, wird bei Anaerobverfahren eine deutlich geringere Zugabemenge bezogen auf die abgebaute CSB-Fracht notwendig sein, was einen Kostenfaktor darstellt. Dies gilt genauso für Abwässer mit zu geringem Stickstoffgehalt.

In einer Reihe von organisch verunreinigten Industrieabwässern ist jedoch (wesentlich) mehr Stickstoff enthalten, als für die Schlammproduktion bei der Abwasserreinigung benötigt wird. Insbesondere bei der anaeroben Vorreinigung wird nicht nur wenig N (und P) gebraucht, sondern häufig aus organischen Feststoffen durch Abbau freigesetzt. Ein Großteil des organischen Stickstoffs wird beim Anaerobprozeß zu Ammonium umgewandelt, sodaß im Ablauf der Anaerobstufe der größte Teil des Stickstoffs meist als Ammonium vorliegt. Dieser Umstand kann für eine Stabilisierung des pH-Wertes im Methanreaktor im alkalischen Bereich durchaus willkommen sein. Es stellt aber sowohl Indirekt- als auch Direkteinleiter vor das Problem der Einhaltung der sehr niedrigen Grenzwerte für $\text{NH}_4\text{-N}$ und Gesamtstickstoff.

Da im Ablauf von aeroben oder anaeroben Vorreinigungsstufen kaum mehr Stoffe enthalten sind, die zu nennenswerter Schlammproduktion führen, kann man in relativ kleinen aeroben Nachreinigungsstufen ein hohes aerobes Schlammalter erzielen und damit die Nitrifikation sichern. Eines der Probleme kann dabei der Schwefelwasserstoff im Ablauf anaerober Vorreinigungsstufen darstellen, der hemmend für das Wachstum von Nitrifikanten wirken kann, vor allen für Nitrobacter (Nitratbildner), sodaß die Nitrifikation beim Nitrit stehen bleibt. Letzteres ist von Vorteil bei der Denitrifikation, weil ca. 30% weniger abbaubarer Kohlenstoff für die Denitrifikation erforderlich wird. H_2S ist auch ein „Denitrifikationssubstrat“. Bei der Denitrifikation mit Schwefelwasserstoff handelt es sich vermutlich sowohl um biologische (NO_3) als auch um chemische Reaktionen (NO_2) (SVARDAL, 1991).

Die Hemmwirkung hoher Ammoniakkonzentrationen im Ablauf anaerober Abwasserreinigungsanlagen auf Nitrobacter kann ausgenützt werden, um den Bedarf an abbaubaren Kohlenstoff für die Denitrifikation zu verringern. Dies ist insofern von Bedeutung, als bei hohen Stickstoffkonzentrationen meist der Rest-CSB des anaerob vorgereinigten Abwassers für die Denitrifikation nicht ausreicht, sie muß dann durch Rohabwasserzugabe in die Denitrifikationszone der Nachreinigungsstufe gesteuert werden. Je mehr CSB für die Denitrifikation benötigt wird, desto geringer wird die Gasausbeute aus der Fracht an abbaubaren Kohlenstoffverbindungen im Abwasser. Wie die Praxis bestätigt, können bei hohen Stickstoffkonzentrationen zweistufige aerobe Nachreinigungsanlagen sinnvoll sein. (ABELENG 1991, SVARDAL et.al. 1993).

Hemmungen der acetoclastischen Methanbakterien durch hohe Ammoniakkonzentrationen (NH_3) lassen sich am besten durch Verdünnung mit ammoniumarmen (Ab)wasser beseitigen. Man kann dazu z.B. den Ablauf der aeroben Nachreinigungsstufe verwenden, wenn der Nitratgehalt gering ist bzw. eine eigene Versäuerungsstufe zur Nitratreduktion existiert. Kreislaufführungen von Abwasser in der Produktion zur Verminderung der Abwassermengen haben nicht nur positive Folgen, sondern ab gewissen Grenzkonzentrationen erschweren sie zumindest die anaerobe biologische Reinigung.

Bei hohen Konzentrationen an P und N kann auch der Einbau von chemisch-physikalischen Reinigungsstufen in die Verfahrenskette der Abwasserreinigung erwogen werden. Phosphat kann immer relativ leicht durch chemische Fällung (Fe, Al, Ca) aus dem Abwasser entfernt werden. Für die Entfernung von Ammoniumstickstoff aus dem Abwasser gibt es zwei chemisch-physikalische Verfahren, die in der Praxis anwendbar erscheinen:

- Strippung des Ammoniums als Ammoniak
- Fällung von Ammonium und Phosphat als Magnesiumammoniumphosphat (MAP)

In beiden Fällen ergibt sich ein zusätzliches Entsorgungsproblem, das allenfalls durch eine Wiederverwertung (Recycling) gelöst werden kann. Für die Stickstoffentfernung durch Strippung muß zuerst das Ammonium - Ammoniak - Gleichgewicht durch pH-Anhebung in den Bereich von pH 11-13 ganz auf die Seite des NH_3 verschoben werden. Dazu müssen Chemikalien (z.B. Natronlauge, Kalkmilch) ins Abwasser zugegeben werden. Die Strippung selbst kann sowohl mit Luft als auch wirksamer mit Dampf erfolgen. Nach dem Strippen ist in der Regel eine Neutralisation mit Säure erforderlich. Bei der Strippung werden nicht nur Ammoniak sondern auch andere flüchtige Substanzen aus dem Abwasser entfernt. Je höher der pH-Wert desto geringer wird die Gefahr, daß saure Komponenten (H_2S , organische Säuren) mit gestrippt werden.

Die Betriebssicherheit einer chemisch-physikalischen Anlage zur N-Entfernung muß umso höher sein, je höher ihr Entfernungsgrad bezogen auf die Gesamtstickstoffbelastung der letzten nitrifizierenden Reinigungsstufe ist, weil die Dauerbelastung dieser Stufe mit Ammonium die Nitrifikantenmenge

bestimmt. Die Fähigkeit Spitzenbelastungen abzubauen, wie sie bei Störungen der Ammoniumstrippung auftreten können, nimmt dadurch stark ab.

Bei Vorhandensein von Ammonium, Phosphat und Magnesium im Abwasser kann es bereits bei relativ schwach alkalischen Bedingungen zu plötzlichen und unkontrollierten Ausfällungen von MAP kommen. Diese Erscheinung ist mitunter für ein rasches Verlegen von Rohrleitungen in Anaerobanlagen verantwortlich und daher eine gefürchtete Störursache. In der Literatur (DOHMANN, SCHULZE-RETTMER, 1991) wird auch vom gezielten Einsatz der MAP-Fällung zur N und P Entfernung berichtet. Dabei wird durch gezielte Dosierung das stöchiometrisch erforderliche Verhältnis der drei Komponenten hergestellt und der optimale pH-Wert für die Fällung durch Chemikaliengabe eingestellt. Im Gegensatz zur Fällung in reinen Lösungen ist die Fällung in hochkonzentrierten Abwässern von vielen Faktoren abhängig, die kaum exakt zu steuern sind. Für den Einsatz der MAP-Fällung samt der Behandlung und Entsorgung des Fällproduktes sind jedenfalls sehr gründliche Voruntersuchungen (Pilotversuche vor Ort) erforderlich, zumal wegen der hohen Anforderungen an die Einhaltung der Ablaufgrenzwerte die Sicherheit des Verfahrens zu jeder Zeit sehr hoch sein muß.

In der gesamten Verfahrenskette wird in den meisten Fällen die Anordnung einer chemisch-physikalischen Anlage zur N-(und P)Entfernung zwischen der Methanstufe und der aeroben Nachreinigung sinnvoll sein. Es kann damit die Pufferwirkung des Ammoniums im Methanreaktor gerade bei hochkonzentrierten Abwässern gut genutzt werden, zugleich ist die Gefahr der Störungsanfälligkeit der chemisch-physikalischen Prozesse durch die organischen Verunreinigungen nach dem anaeroben Abbau stark vermindert.

Die Kombination von chemisch-physikalischen Anlagen zur Stickstoffentfernung und der biologischen Nachreinigung stellt ein sehr interessantes Optimierungsproblem dar, das sich heute vorwiegend an der Sicherheit des Einhaltens niedriger Ammonium- und Gesamtstickstoffkonzentrationen im Ablauf orientieren muß.

Sulfatgehalt

Sulfat ist ein sehr häufiger Inhaltsstoff von Industrieabwässern. Es ist bei der anaeroben Reinigung von besonderer Bedeutung, weil es in diesem Milieu, im Gegensatz zum aeroben, an den biochemischen Redoxprozessen maßgeblich teilnimmt und von speziellen Bakterien zu Sulfid reduziert wird. Sulfat oder andere Schwefelverbindungen stellen für Anaerobprozesse immer ein spezielles Problem dar, weil H_2S in höheren Konzentrationen stark hemmend auf Methanbakterien wirkt (KROISS, WABNEGG, 1983). Wie in Pkt. 2 erwähnt, ist dabei die maßgebende toxische Komponente der gelöste undissoziierte Schwefelwasserstoff, der direkt proportional dem H_2S -Partialdruck in der Gasphase ist (H_2S -Gehalt des Faulgases)

Geringe Sulfatgehalte im Zulauf wirken sich in der Regel positiv auf den anaeroben Abbau aus (KROISS, 1985).

Zur Abschätzung der zu erwartenden H_2S -Konzentration muß davon ausgegangen werden, daß die gesamte im Abwasser enthaltene Sulfatmenge reduziert wird. Die Konzentration an gelöstem, undissoziiertem Schwefelwasserstoff ist abhängig von der abgebauten CSB-Konzentration, dem pH-Wert im Anaerobreaktor und dem S/CSB-Verhältnis im Abwasser. Abbildung 1 zeigt die Abhängigkeit des H_2S -Gehalts des Faulgases vom S/CSB-Verhältnis.

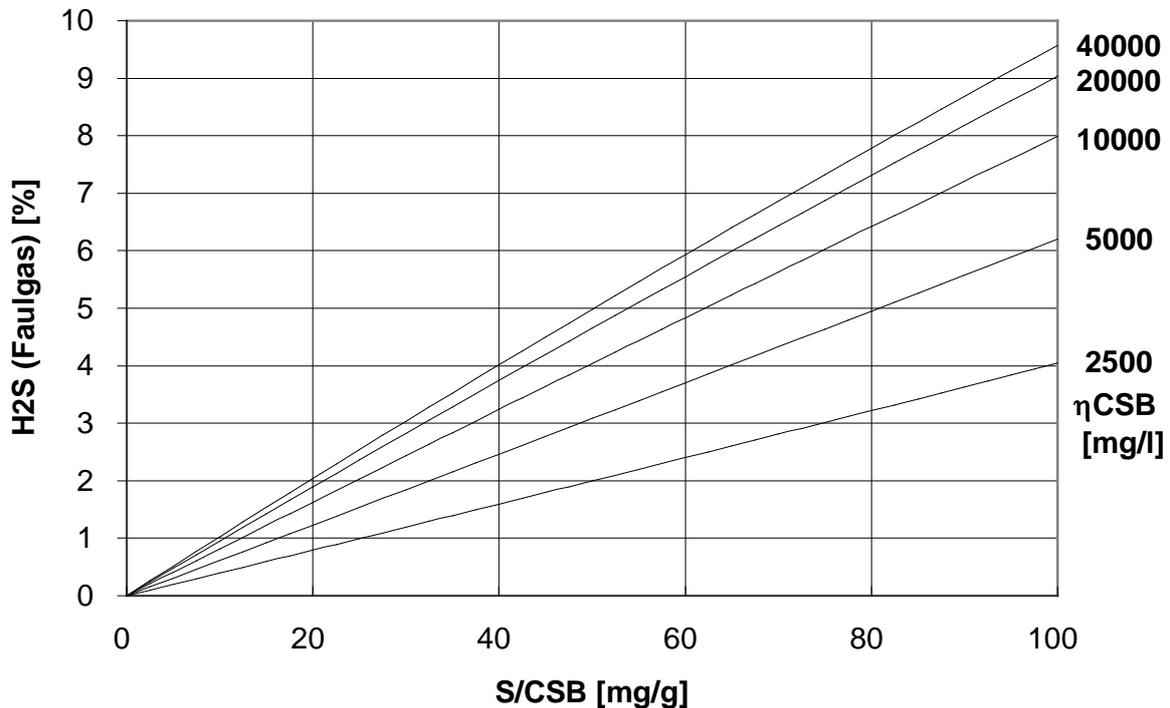


Abbildung 1: H₂S-Gehalt des Faulgases in Abhängigkeit vom S/CSB-Verhältnis für unterschiedliche CSB-Konzentrationen (pH = 7)
(nach SVARDAL, 1991)

Der Schwefelwasserstoffgehalt des Faulgases spielt auch eine wichtige Rolle bei der Gasverwertung.

Mit Hilfe der Anaerobtechnik ergibt sich aber auch die Möglichkeit, Sulfat aus dem Abwasser zu entfernen und den Schwefel wiederzugewinnen und damit im Kreislauf zu führen.

Geringe H₂S Konzentrationen (<0,5%) können, wie bei den kommunalen Schlammfaulanlagen, mittels Raseneisenerz aus dem Gas entfernt werden. Bei der Regeneration des Raseneisenerzes entsteht Schwefel, der schließlich auch wiedergewonnen werden kann. Bei größeren H₂S Konzentrationen und Schwefelmengen wird dieses Verfahren rasch unwirtschaftlich. Bei hohen H₂S Konzentrationen hat sich großtechnisch der Einsatz des Claus-Prozesses zur Schwefelgewinnung bewährt.

Nach der Reaktion : $2\text{H}_2\text{S} + \text{O}_2 \rightarrow \text{S}_2 + 2\text{H}_2\text{O} + \text{Wärme}$

wird das Faulgas mit Luft über einen Katalysator geführt, wo die exotherme Reaktion stattfindet und flüssiger Schwefel gewonnen wird. Dieser kann direkt zur Schwefelsäureproduktion eingesetzt werden. Hauptproblem bei dieser Schwefelgewinnungsanlage ist die richtige Steuerung des Prozesses. Solche Anlagen sind vermutlich nur bei großen Schwefelmengen (t/d) wirtschaftlich vertretbar.

Auch die Entfernung des Schwefelwasserstoffs aus dem Faulgas durch eine Wäsche in Natronlauge ist Stand der Technik. Die Waschlösung, bestehend aus Natriumsulfid und Natriumpolysulfid, kann kontinuierlich in die aerobe Nachreinigungsstufe dosiert werden, sodaß kein Entsorgungsproblem entsteht, es erfolgt allerdings auch keine Rückgewinnung des Schwefels bzw. Entfernung des Sulfats aus dem Abwasser. Es sind auch schon Verfahren in großtechnischer Erprobung, wo die Waschlösung mit Hilfe von Bakterien, die Sulfid zu Schwefel oxidieren regeneriert wird. Durch die Abscheidung des Schwefels kann somit eine Entfernung aus dem Abwasser erreicht werden, zusätzlich wird Natronlauge eingespart.

In jedem Falle wird ein großer Teil des bei den Anaerobprozessen entstehenden Schwefelwasserstoffs, der nicht über das Faulgas entfernt wird, in der aeroben Nachreinigung wieder bis zum Sulfat oxidiert, was entsprechenden Sauerstoffbedarf verursacht und Alkalität verbraucht. Allenfalls kann ein Teil des Sulfids für die Denitrifikation verwendet werden, wobei auch molekularer Schwefel anfällt. Die hohe Toxizität und Geruchsintensität von Schwefelwasserstoff erfordert bei fast allen Anaerobanlagen eine besondere Beachtung.

Chemisch physikalische Verfahren zur Sulfatentfernung aus Abwasser sind zwar prinzipiell denkbar aber wirtschaftlich uninteressant. Die Sulfatfällung mit Kalk führt zu Gips, dessen Löslichkeit allerdings hoch ist (1-2 g/l). In hoch organisch verunreinigten Abwässern können deutlich höhere CaSO_4 -Konzentrationen in Lösung bleiben, als es dem theoretischen Wert der Löslichkeit entspricht. Bei gesättigten Gipslösungen ist sehr darauf zu achten, daß es zufolge der Sulfatreduktion und der gleichzeitigen CO_2 Produktion in Methanreaktoren zu massiven CaCO_3 -Ausfällungen kommt (Pkt. 3.1). Das muß bei der Wahl des Reaktortyps berücksichtigt werden.

Alkalität

Ein wesentlicher Unterschied zwischen aerober und anaerober Abwasserbehandlung besteht darin, daß der Anaerobprozeß unter einer eigenen, von den anaeroben Mikroorganismen aufgebauten Atmosphäre abläuft. Durch deren im Vergleich zu Luft völlig anderen Zusammensetzung, ergeben sich aufgrund der Wechselwirkung zwischen flüssiger und gasförmiger Phase auch andere Konzentrationen der gelösten Komponenten. Der wesentlich höhere CO_2 -Gehalt bewirkt, daß im Vergleich zu einem aeroben Reinigungsverfahren eine wesentlich höhere Alkalität (Säurekapazität) notwendig ist um den gleichen pH-Wert zu erreichen. In Abbildung 2 ist der Zusammenhang zwischen pH-Wert im Faulbehälter und Säurekapazität bei unterschiedlichem CO_2 -Gehalt des Faulgases dargestellt.

Welcher CO_2 -Gehalt im Faulgas der Anaerobanlage zu erwarten ist, hängt von der biologisch produzierten CO_2 -Menge und der Lage der Dissoziationsgleichgewichte, also wieder vom pH-Wert ab. Die Berechnung ist daher nur iterativ möglich (SVARDAL, 1991).

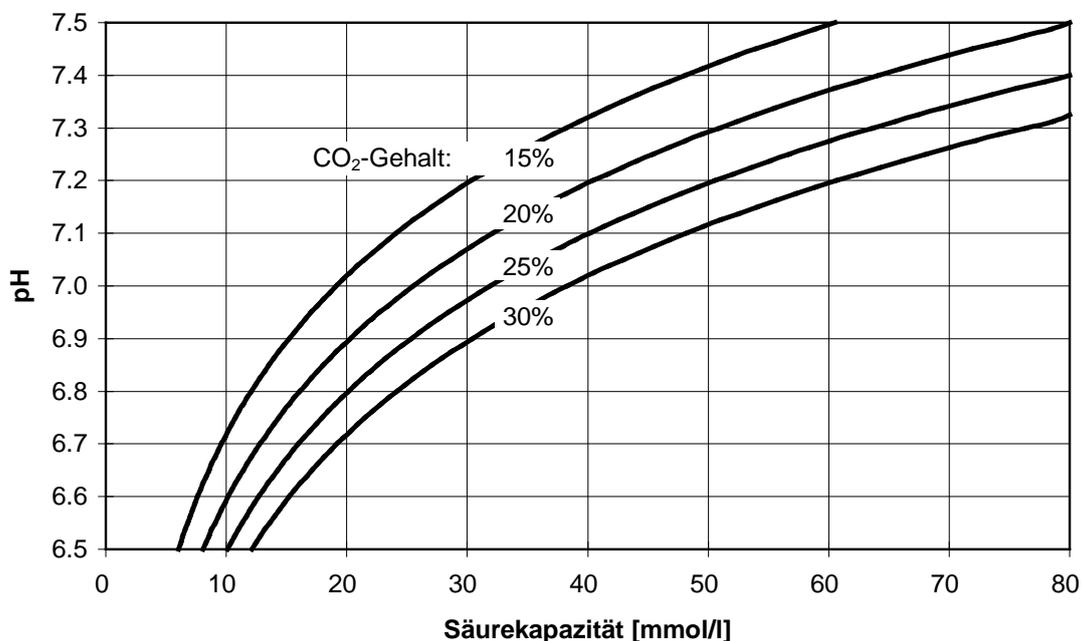


Abbildung 2: Abhängigkeit des pH-Wertes im Faulbehälter von der Säurekapazität bei unterschiedlichen CO_2 -Gehalt des Faulgases

Der Einsatz des sonst sehr häufig verwendeten Kalziumoxid (CaO) bzw. Kalziumhydroxid (Ca(OH)_2) als Neutralisationsmittel ist bei der anaeroben Abwasserreinigung problematisch. Durch den hohen CO_2 -Partialdruck im Faulbehälter ist die Löslichkeit von Kalzium sehr gering. Wird das Löslichkeitsprodukt für Kalziumkarbonat überschritten fällt Kalzium als Kalk (CaCO_3) aus (Pkt. 3.1).

Kalziumgehalt

Der Kalziumgehalt des Rohabwassers ist deshalb von großer Bedeutung, weil es zufolge des hohen CO_2 -Partialdrucks im Anaerob-Reaktor zur Bildung von Kalziumkarbonat (CaCO_3) kommt. Wegen der geringen Löslichkeit von Kalziumkarbonat fällt dieses dann im Reaktor aus und kann somit zu verschiedensten Betriebsproblemen führen.

Kalziumverbindungen werden in vielen Industriebetrieben im Prozeß eingesetzt. Kalziumhydroxid wäre auch die kostengünstigste Verbindung zur Neutralisation schwach gepufferter saurer Abwässer und wird bei aerober Industrieabwasserreinigung auch vielfach eingesetzt. Bei der anaeroben Industrieabwasserreinigung ist die Anwendung wegen der möglichen Kalziumkarbonatausfällungen deutlich eingeschränkt. Die Anreicherung von inertem Material führt zu einer Verkürzung des Schlammalters, wodurch die Reinigungsleistung und die Stabilität des Prozesses verringert werden kann. Die Ablagerung dieses schweren anorganischen Materials im Faulbehälter, speziell in Festbettreaktoren, kann die anaerobe Reinigung eines kalziumhaltigen Abwassers unmöglich machen.

Die wesentliche Frage bei der anaeroben Behandlung von kalziumhaltigem Abwasser ist, ob und in welchem Ausmaß es im Faulbehälter zu Kalziumkarbonatausfällungen kommt. Darüber wurden umfangreiche Untersuchungen und Berechnungen angestellt (SVARDAL, 1991). Je höher der CSB des Abwassers desto geringer ist der pH-Wert ab dem CaCO_3 -Ausfällungen im Anaerobbehälter zu befürchten sind.

Das Kalziumkarbonatproblem sollte bei Kalziumkonzentrationen über 100 mg/l in jedem Fall besonders berücksichtigt werden.

Schwermetalle

Die meisten Schwermetalle gehören zu den wassergefährdenden Stoffen und müssen daher am Eintritt in das Abwasser nach dem Stand der Technik gehindert werden. Bakterien haben die Tendenz Schwermetalle zu akkumulieren, sodaß die trotz der Vermeidungsmaßnahmen im Abwasser enthaltenen Schwermetalle bei der biologischen Reinigung weitgehend im Schlamm zurückgehalten werden, was einerseits für den Gewässerschutz positiv, andererseits für eine landwirtschaftliche Schlammverwertung problematisch sein kann. Dabei spielen auch Fällungsreaktionen eine wichtige Rolle, im anaeroben Bereich die Sulfidfällung im aeroben die Hydroxidfällung. Für die meisten Schwermetalle gilt, daß die Löslichkeit der Sulfide deutlich geringer ist als die der Hydroxide.

In seltenen Fällen kann auch ein Mangel an speziellen Schwermetallen (Co, Se, Ni, etc.) im Abwasser den anaeroben Abbau behindern, sie müssen dann zudosiert werden.

Bei anaerober Reinigung schwermetallhaltiger Abwässer kann also angenommen werden, daß der größte Teil der Metalle im Anaerobschlamm als Sulfide zurückgehalten werden und der verbleibende gelöste Anteil noch geringer ist als bei aerober Vorreinigung.

Es ist bereits erfolgreich untersucht worden, die Sulfatreduktion gezielt zur Sulfidfällung von Schwermetallen einzusetzen. Die ausgefällten Metallsulfide könnten auch in eine Wiederverwertung eingebunden werden. Voraussetzung für diese Form der Schwermetallfällung ist eine „angepaßte“ organische Verunreinigung als Substrat für die Sulfatreduzenten (KROISS, 1985)

Temperatur

Um höhere Umsatzraten zu erzielen, müssen Anaerobreaktoren, wie in Pkt. 2 erwähnt bei Temperaturen von ca. 35°C betrieben werden. In vielen Fällen weist das zu behandelnde Industrieabwasser bereits eine erhöhte Temperatur auf, sodaß eine Erwärmung auf den gewünschten Temperaturbereich nicht notwendig ist. Muß das Abwasser allerdings erwärmt werden, ist zu berücksichtigen, daß dafür erhebliche Energie notwendig ist. In diesem Fall ist

abzuschätzen, ob der erzielbare Energiegewinn aus dem Faulgas ausreicht die gewünschte Erwärmung zu erreichen.

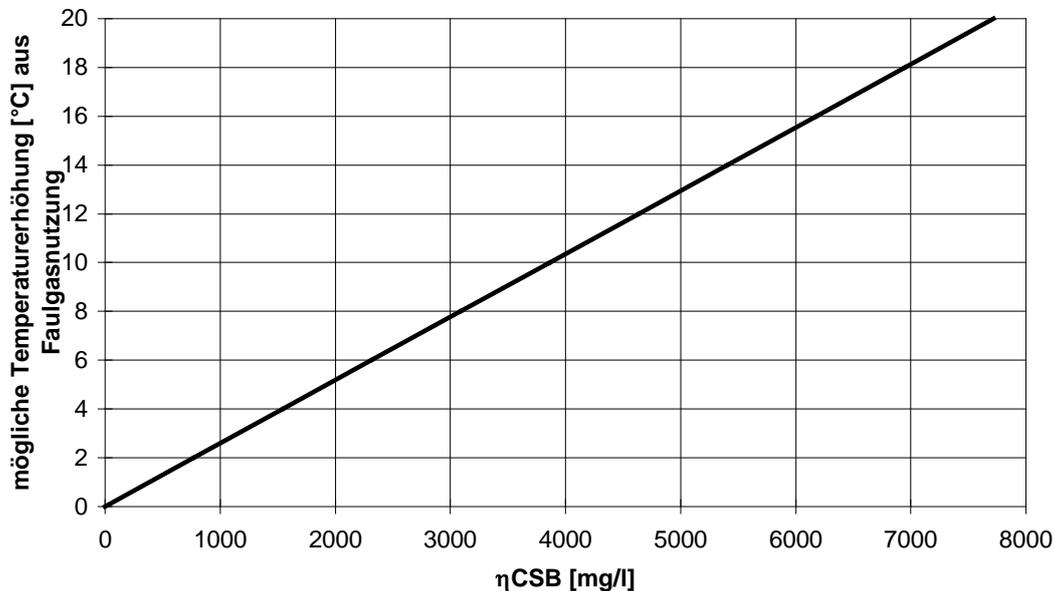


Abbildung 3: Mögliche Erhöhung der Abwassertemperatur durch thermische Nutzung des Faulgases

In Abbildung 3 ist dargestellt, welche CSB-Konzentration in Methan umgebaut werden muß, um eine bestimmte Temperaturerhöhung durch thermische Nutzung des Faulgas erzielen zu können. Hier wurde allerdings keine Wärmerückgewinnung aus dem Ablauf des Anaerobreaktors berücksichtigt. Beim Einsatz von Wärmetauschern treten bei anaerob vorgereinigten Abwässern oftmals massive Ausfällungen auf (CaCO_3 , MAP) wodurch eine häufige Reinigung der Austauscher notwendig wird. Es müssen daher Systeme eingesetzt werden, die schnell und einfach zu reinigen sind, außerdem ist auf eine entsprechende Redundanz zu achten.

3.2 Nachreinigung

Im Zuge der Forderung nach N-Entfernung bei den kommunalen Kläranlagen wurden Industriebetriebe mit Abwässern, die überwiegend mit leicht abbaubaren organischen Kohlenstoffverbindungen verunreinigt sind, sehr rasch als willkommene Indirekteinleiter von Denitrifikationssubstrat aber auch von Substrat für die biologische P-Entfernung erkannt. Damit ergeben sich in einer Reihe potentieller Anwendungsfälle für anaerobe Vorreinigungsanlagen neue Aspekte. Bei Indirekteinleitern hängt die Beurteilung der Nährstoffprobleme

stark von der Größe des Einflusses des Indirekteinleiters auf die Endreinigungsanlage (kommunale, Verbandskläranlage) ab.

Der naheliegendste Gedanke ist, den Verzicht auf die anaerobe Vorreinigung durch „Begünstigung“ des Einleiters bei der Berechnung der Gebühren zu fördern. Es liegt auch der Gedanke nahe, Indirekteinleiter, die überwiegend Stickstoffverbindungen ins Kanalnetz einleiten, ohne den für die Denitrifikation erforderlichen Kohlenstoff mitzuliefern, durch hohe Abwassergebühren zu „bestrafen“, sodaß ein Anreiz für Vorreinigungsmaßnahmen zur N-Entfernung (z.B. durch chemisch-physikalische Anlagen) entsteht.

Während der Anreiz zur Verminderung der Einleitung von Stickstofffrachten positiv zu beurteilen ist, muß die „Förderung“ der Ableitung von leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen kritisch beurteilt werden. Die Veränderungsgeschwindigkeit der industriellen Produktionsverfahren und Unternehmensziele ist um vieles rascher als jene der Kläranlagen für kommunales Abwasser. Der Verzicht auf die anaerobe Vorreinigung bedeutet, daß die kommunale Kläranlage in allen Teilen auf die Schmutzfracht (Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorfracht) des Indirekteinleiters ausgebaut werden muß (Beckenkubaturen, O₂-Zufuhr, Schlammbehandlung und -entsorgung etc.). Fällt so ein potenter Einleiter später aus, stimmt die Bemessung der Kläranlage nicht mehr, und es fehlt ein entsprechender Zahler.

Es erscheint in solchen Fällen immer überlegenswert das Risiko für die kommunale Anlage durch eine anaerobe Vorreinigungsanlage bei der Industrie zu verringern, das anfallende Faulgas im betroffenen Betrieb zu nützen und notfalls auf der kommunalen Anlage künstliche Denitrifikationssubstrate (Methanol, Essigsäure, etc.) einzusetzen, wenn das N/CSB Verhältnis im Zulauf nicht ausreicht, um die geforderten Ablaufwerte für Gesamtstickstoff einzuhalten. Der „Vernichtung“ eines hochwertigen Rohstoffs für die Denitrifikation steht die „Gewinnung“ des hochwertigen Energieträgers Faulgas entgegen, sodaß sowohl vom 1. wie vom 2. Hauptsatz der Wärmelehre der Umweltschutz insgesamt befriedigend gelöst erscheint.

Es darf auch nicht vergessen werden, daß viele Indirekteinleiter keine gleichbleibende CBS-Fracht liefern (saisonale Schwankungen). Viele Betriebe schließen z.B. zu Weihnachten, wodurch das Abwasser („Denitrifikationssubstrat“) gerade in einer kritischen Betriebszeit

(Abwassertemperatur gerade noch über 12°C) ausfällt (siehe SCHWEIGHOFER in diesem Bd.).

4 Reaktortypen

Ähnlich wie bei aeroben Reinigungsverfahren kommen auch in der Anaerobtechnik verschiedene Reaktortypen zur Anwendung. Da auch bei anaerober Reinigung das Schlammalter eine entscheidende Größe darstellt, ist in den meisten Fällen eine Entkopplung der hydraulischen Verweilzeit und der Aufenthaltszeit des Schlammes (Biomasse) notwendig. Die Anreicherung der Biomasse (Schlammrückhalt) kann erfolgen durch:

- **Abtrennung und Rückführung der Biomasse**
(Nachklärbecken, Parallelplattenabscheider, Membranverfahren)
- **Immobilisierung der Biomasse auf Aufwuchsflächen**
(Festbettverfahren)

Die einzelnen Reaktortypen sind oftmals patentiert.

Die volldurchmischten Reaktorsysteme mit interner oder externer Schlammabtrennung und -rückführung (anaerobe Belebungsverfahren) sind relativ unempfindlich gegen partikuläre Abwasserinhaltsstoffe. Auch Kalkausfällungen sind bis zu einem bestimmten Ausmaß tolerierbar. Es muß gewährleistet sein, daß ein gewisses Schlammalter (ca. 20 d) eingehalten wird. Bei Kalkausfällungen ist zu berücksichtigen, daß dadurch ein sehr „schwerer“ Schlamm entsteht (hoher anorganischer Anteil) der auch sehr stark eindickt. Vor allen Dingen bei Beschickungsunterbrechungen (z.B. bei Betriebsferien) kann es zu einer so starken Eindickung kommen, daß die Mischvorrichtung nicht ausreicht den Schlamm in Schwebelage zu bringen. Der Schlamm kommt dann auch nicht mit Substrat (Abwasser) in Kontakt, wodurch es auch zu keiner Auflockerung durch die Gasproduktion kommt. Nach einiger Zeit kann es zu einer völligen Verfestigung des abgelagerten Schlammes kommen, was im schlimmsten Fall eine manuelle Entfernung der Ablagerungen notwendig macht.

Bei den Anaerobsystemen ohne Aufwuchskörper sind besonders die aufwärtsdurchströmten Schlammbettreaktoren zu erwähnen. Beim UASB

(Upflow Anaerobic Sludge Blanket) Verfahren (Abbildung 4) macht man sich das Phänomen zunutze, daß sich unter bestimmten Bedingungen Anaerobschlamm in Form von Pellets ausbildet. Diese Schlamm pellets haben eine sehr hohe Sinkgeschwindigkeit, sodaß die Abtrennung der Pellets und des Faulgases mit integrierten 3-Phasenabscheidern erfolgen kann. Das Abwasser wird mit Hilfe mehrerer Rohrleitungen über die gesamte Reaktorfläche verteilt in Bodennähe eingebracht. Die Durchmischung erfolgt ausschließlich durch die hydraulische Beschickung und die Gasproduktion.

Aufgrund von Untersuchungen und auch großtechnischer Erfahrungen lassen sich heute die Voraussetzungen bzw. die Abwassertypen die zur Pelletbildung führen sehr gut abschätzen.

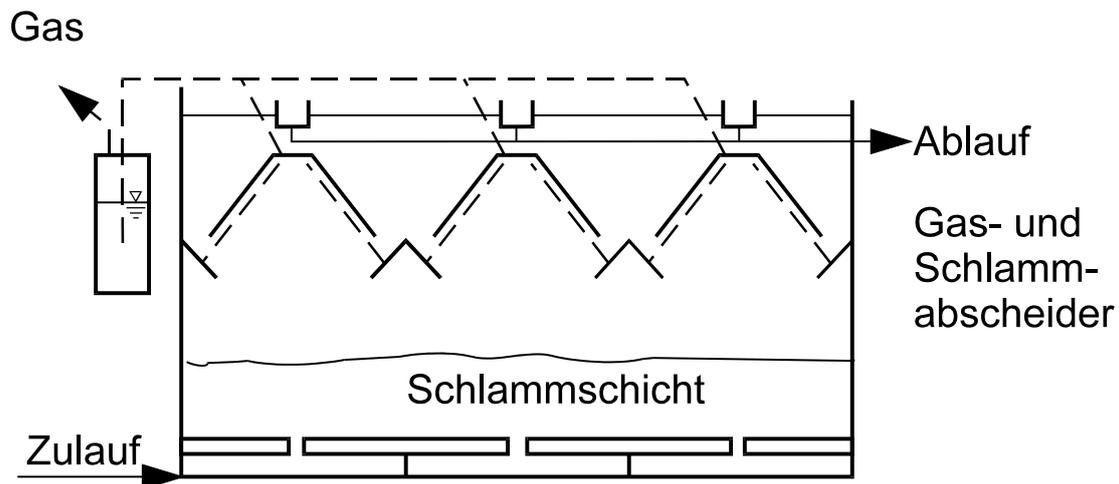


Abbildung 4: UASB-Reaktor

Dieses Verfahren eignet sich besonders für nicht zu hoch konzentriertes Abwasser ($CSB < 5000 \text{ mg/l}$), da eine hohe hydraulische Belastung für die Selektion der Pellets notwendig ist, andernfalls muß diese durch Rezirkulation erreicht werden. Gute Erfahrungen mit diesem Verfahren wurden u.a. mit Abwässern aus verschiedenen Bereichen der Lebensmittelindustrie (z.B. Kartoffelverarbeitung, Stärke) und der Papier- und Kartonproduktion gemacht. Eine wichtige Voraussetzungen für die Anwendbarkeit dieses Verfahrens ist, daß das zu behandelnde Abwasser nur gering mit partikulären Stoffen belastet ist ($< 150 \text{ mg/l}$) und keine starken Ausfällungen zu erwarten sind (CaCO_3).

Der EkJ-Reaktor (KROISS et al., 1988) wurde speziell für kalziumreiche Abwässer entwickelt. Durch einen langsam rotierenden Bodenräumer (Krälwerk) wird gewährleistet, daß es zu keinen Ablagerungen am

Reaktorboden kommen kann. Das Abwasser wird durch mehrere Beschickungsrohre, die am rotierenden Räumler angebracht sind in den untersten Bereich des Schlammbetts eingebracht. Mit jeder Räumlerumdrehung wird die gesamte Grundfläche mit Abwasser beaufschlagt. Im Reaktor ist ein internes Schlammabscheidesystem integriert. Je nach Erfordernis (Abwasserkonzentration, Absetzeigenschaft des Anaerobschlammes) kann der Reaktor auch mit zusätzlichen externen Nachklärbecken betrieben werden. Durch den Bodenräumler wird der „schwerste“ Schlamm (größter anorganische Anteil) in einen Schlammtrichter befördert, woraus er gezielt abgezogen werden kann. Dieses Verfahren ist besonders für feststoffbelastetes und/oder kalziumhaltiges Abwasser zu empfehlen, eignet sich aber auch für alle anderen anaerob abbaubaren Abwässer.

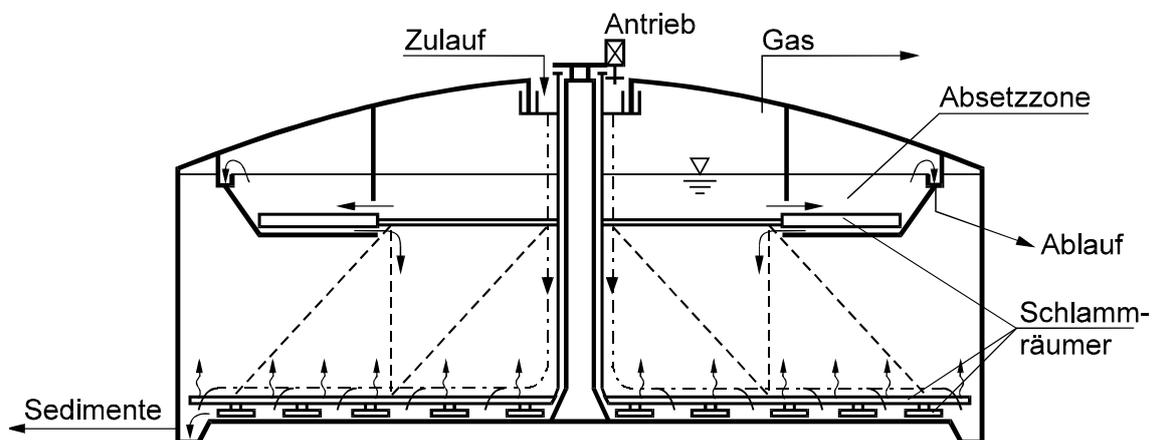


Abbildung 5: EKV - Reaktor

Anaerobe Festbettverfahren eignen sich nur für Abwässer die zu keiner Verstopfung der Aufwuchskörper führen. Die theoretisch bzw. unter Laborbedingungen erreichbaren extrem hohen Raumabbauleistungen ($-100 \text{ kg CSB/m}^3/\text{d}$) konnten bis jetzt bei Großanlagen auch nicht annähernd erreicht werden. Bei prinzipieller Eignung des Abwassers für die Reinigung mittels eines anaeroben Festbettverfahrens sollte möglichst genau geprüft werden, ob die höheren raumspezifischen Kosten durch die höhere Raumabbauleistung aufgewogen werden.

5 Ausblick

Der aktuelle Stand des Wissens über die Anaerobprozesse ist, wie schon erwähnt, bereits sehr hoch geworden. Der ATV-Fachausschuß 7.5.1 („Anaerobe Industrieabwasserreinigung“) ist dabei, diesen Stand des Wissens zusammenzufassen und zu veröffentlichen. Mit dem aktuellen Wissen können viele Fragen der Verfahrenswahl, der Bemessung und der Betriebsweise von Anaerobanlagen durch eine gründliche Analyse der Abwasserzusammensetzung gelöst werden. Mit den Arbeiten des Fachausschusses wird auch eine Vereinheitlichung der Begriffswelt angestrebt, die eine wichtige Voraussetzung für die Kommunikation zwischen Planern und Betreibern solcher Anlage ist. Bei der Ausschubarbeit konnte auch dahingehend Einigkeit erzielt werden, daß eine gute Planung und Ausführung von Anaerobanlagen eine genaue Kenntnis des Betriebes und der Betriebsprobleme erfordert, sonst sind häufige Störungen die Folge. Diese zu vermeiden ist deshalb so wichtig, weil die Sicherung des Gewässerschutzes durch den Einsatz von anaeroben Abwasserreinigungsverfahren nur dann wirtschaftliche Vorteile bringen kann, wenn die Betriebssicherheit sehr hoch ist. Das ist heute zwar in vielen Fällen erreichbar, erfordert aber sehr gründliches Planen von sehr gut ausgebildeten und erfahrenen Fachleuten. Auch wenn das Wissen und die Erfahrung in einer Reihe von Anwendungsfällen (Industriebranchen) ausreicht, anaerobe Abwasserreinigungsanlagen ohne Vorversuche zu planen, sollte der Wert solcher Versuche nicht unterschätzt werden. Pilot-Versuche an der Abwasseranfallstelle (in den Betrieben) dienen vorrangig der Anpassung von Produktionsbetrieb und Abwasserreinigung. Erst aus der Erfahrung der Wechselwirkung zwischen den Problemen in der Produktion - wo der wirtschaftliche Erfolg des Unternehmens erarbeitet wird - und den daraus folgenden Abwasserproblemen entsteht der unumgänglich notwendige Lernprozeß, der schließlich zu einem stabilen und damit erfolgreichen Betrieb der Anaerobanlagen führt. Zur Inbetriebnahme einer Großanlage sollte das ganze betriebliche Know-how für Produktion und Anaerobanlage im Unternehmen verankert sein, inklusive der chemischen Analytik, die für den Routinebetrieb und bei Störfällen erforderlich ist. So können leidvolle Erfahrungen und hohe Kosten (Störungsbehebung, Geruchsprobleme, etc.) vermieden werden, die oft erheblich über jenen von gründlichen Pilotversuchen liegen.

Anaerobe Abwasserreinigung ist immer nur ein Glied in einer Verfahrenskette. Sie muß also in das Gesamtkonzept eingepaßt werden. Es ist gefährlich, das Abwasserproblem auf die Energiekostenrechnung (Gasgewinn - Belüftungsenergie) oder die Kosten der Schlamm Entsorgung zu reduzieren. Für eine richtige Entscheidung über die optimale Verfahrenskombination muß von den Anforderungen an den Gewässerschutz bzw. den behördlichen Vorschriften ausgegangen und die spezifische örtliche Situation samt künftiger Entwicklung im Detail durchleuchtet werden. Erst dann kann man daran gehen, die wirtschaftlichste Lösung zu finden, die häufig nicht die billigste in Bezug auf die Investitionskosten sein muß.

In Mitteleuropa sind die Zukunftsaussichten für die Anaerobtechnik zur Zeit nicht besonders günstig, zumindest solange die Energiepreise so niedrig sind. Daran ändert auch die Tatsache nicht viel, daß die Schlamm Entsorgungskosten stark gestiegen sind. Die strengeren Anforderungen bezüglich Stickstoffelimination wirken sich ebenfalls ungünstig auf den Einsatz anaerober Verfahren aus.

6 Literatur

- ABELING U. (1991): Anaerob-aerobe Behandlung von Kartoffelstarkeabwässern Stickstoffelimination über Nitrit. Veröff. des Inst. f. Siedlungswasserwirtschaft der Universität Hannover, Heft 80, S 99 - 116
- DOHMANN M., R. SCHULZE-RETTMER (1991): Die Anwendung der N-Elimination bei Industrieabwässern in der Praxis. Veröff. des Inst. f. Siedlungswasserwirtschaft der Universität Hannover Heft 80, S 67 - 84.
- HENZE M., P. HARREMOES (1983): Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors - a literature review. Wat.Sci.Tech., 15, 1-101.
- HUSS M.L. (1977): The Anamet process for food and fermentation industry effluents. Cebedeau-Becewa, No. 408.
- KAPP H. (1984): Schlammfäulung mit hohem Feststoffgehalt. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, 86, Oldenbourg Verlag, München.
- KROISS H., F.PLAHL-WABNEGG (1983). Sulfide toxicity with anaerobic waste water treatment. Proc. of the European Symposium on Anaerobic Waste Water Treatment (AWWT), Noordwijkerhout, 72-85.
- KROISS H. (1985): Anaerobe Abwasserreinigung. Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer, 72.
- KROISS H., K.SVARDAL (1988): Aufwärtsdurchströmter Schlammbedreaktor mit Drehverteiler (EKJ-Reaktor). Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer, 73.
- LETTINGA G., A.G.N.JANSEN, P.TERPSTRA (1975): Anaerobe zuivering van bietsuiker afvalwater, H₂O, 8.

- McCARTY P.L. (1982): One hundred years of anaerobic treatment. In: Hughes et al., Anaerobic Digestion 1981, Elsevier Biomedical Press B.V, Amsterdam, 3-22.
- MUDRACK K. (1983): Biochemische und mikrobiologische Gegebenheiten bei der anaeroben Abwasser- und Schlammbehandlung. Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, 36, 11-20, Oldenbourg-Verlag, München.
- ROSS W.R. (1980): Treatment of concentrated industrial organic wastes by means of the anaerobic digestion process. 3rd Int. Congr. on Indust. Waste Water and Waste. Stockholm.
- SIXT H. (1979): Reinigung organisch hoch verschmutzter Abwässer mit dem anaeroben Belebungsverfahren am Beispiel von Abwässern der Lebensmittelherstellung. Veröff. d. Inst. f. Siedlungswasserw. d. Univ. Hannover, 50.
- SVARDAL K., GÖTZENDORFER K., NOWAK O., KROISS H.(1993): Treatment of citric acid wastewater for high quality effluent on the anaerobic-aerobic route. Wat. Sci.Tech. 28, 2, 177-186
- SVARDAL K. (1991): Anaerobe Abwasserreinigung - Ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter. Wiener Mitt. Bd.95, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien.

Dipl.Ing. Dr.techn. Karl SVARDAL,
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
Technische Universität Wien
Karlsplatz 13
A-1040 Wien

Tel.: 0222 58801 3142
Fax: 0222 504 21 57

Einfluß des Fremdenverkehrs auf Kläranlagen in Tirol

Teil A: Aus dem Blickwinkel der amtlichen Kläranlagenaufsicht

S. Wildt

Amt der Tiroler Landesregierung; Abteilung VIh - Wasserwirtschaft

1 Einleitung

Das Sachgebiet Siedlungswasserwirtschaft des Amtes der Tiroler Landesregierung wurde von der Leitung des heutigen Seminars eingeladen, einen Überblick über den Einfluß des Fremdenverkehrs auf Kläranlagen in Tirol aus Sicht der amtlichen Kläranlagenaufsicht zu geben. Nachdem der Faktor Tourismus tatsächlich eine erhebliche Rolle spielt bei Planung, Betriebsführung und auch Überwachung von kommunalen Kläranlagen in Tirol, wird dieser Einladung gerne nachgekommen. In der Folge soll anhand konkreter Beispiele die Belastungssituation von Kläranlagen in deutlich vom Fremdenverkehr geprägten Einzugsgebieten dargestellt werden. Der vorliegende Beitrag leitet sodann über zu jenem von Herrn Dipl.-Ing BENNAT, der in seinen Ausführungen die Konsequenzen aus diesen touristischen Einflüssen auf die Tätigkeit des Planers erläutert.

2 Stand der Abwasserentsorgung in Tirol

Die letzte umfassende Darstellung hiezu erfolgte für den Bericht „Abwasserentsorgung in Tirol 1993“ (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG, 1993). In diesem Bericht werden die Anschlußgrade jeweils auf die Anzahl der bewohnbaren Objekte bezogen. Von 138.537

erfaßten Objekten in Tirol (100 %) waren im Jahr 1993 101.132 (73 %) an kommunale Abwasserbeseitigungsanlagen angeschlossen. Die Abwässer aus 92.820 dieser Objekte (67 %) wurden in kommunalen mechanisch-biologischen Kläranlagen gereinigt, die Abwässer aus 8.312 Objekten (6 %) wurden ohne zentrale biologische Reinigung in Vorfluter eingebracht, teilweise im Wege von Versickerungen. Die verbleibenden 37.405 Objekte (27 %) verfügten über dezentrale Einrichtungen zur Abwasserentsorgung. Die Zahl der ständigen Bewohner betrug zur Zeit der Erstellung des Berichtes 631.410, woraus sich eine durchschnittliche Bewohnerzahl von 4,6 pro Objekt ergibt. Außerdem waren in Tirol rund 45,6 Mio. Nächtigungen pro Jahr zu verzeichnen.

In den Jahren 1993 bis 1995 wurden durch Neubauten und Erweiterungen neue Kapazitäten im Bereich der kommunalen Abwasserreinigung im Ausmaß von ca. 150.000 EW₆₀ geschaffen und der Anschlußgrad um rund 1.400 Objekte (ca. 1 %) jährlich erhöht. Das Investitionsvolumen der zugehörigen Bauvorhaben erreicht einen Betrag von insgesamt ca. 3,3 Mrd. öS. Derzeit stehen 60 kommunale mechanisch-biologische Kläranlagen mit einer Gesamtkapazität von etwa 1,5 Mio. EW₆₀ in Betrieb.

3 Amtliche Kläranlagenaufsicht in Tirol

Unabhängig von der Verpflichtung der einzelnen Kläranlagenbetreiber, auf Grund der Vorschriften im jeweiligen wasserrechtlichen Bewilligungsbescheid den Anlagenbetrieb selbst zu überwachen und zu dokumentieren bzw. auch die Erstellung von Gutachten durch Dritte in Auftrag zu geben, erfolgt in Tirol die Fremdüberwachung durch den Kläranlagenaufsichtsdienst. Diese amtliche Aufsichtstätigkeit zählt auch zu den Aufgaben des Sachgebietes Siedlungswasserwirtschaft beim Amt der Tiroler Landesregierung. Die Analysen an den vom Kläranlagenaufsichtsdienst entnommenen Abwasser- und Schlammproben führt die Chemisch-Technische Umweltschutzanstalt, eine Außenstelle der Abteilung Umweltschutz, durch.

Häufigkeit und Intensität der amtlichen Überwachung richten sich einerseits nach der allenfalls gegebenen besonderen Dringlichkeit oder speziellen Fragestellung, andererseits nach den vorhandenen Kapazitäten im Sachgebiet Siedlungswasserwirtschaft und in der Chemisch-Technischen

Umweltschutzanstalt. Diese Kapazitäten stellen zunehmend die einschränkende Randbedingung dar. Im Jahr 1995 wurden 51 Kläranlagen vom Kläranlagenaufsichtsdienst überprüft. Die Untersuchungsdauer betrug in der Regel einige Tage, in Sonderfällen wurden bis zu 10 Tage pro Kläranlage im Jahr 1995 erreicht. Dies entspricht auch der Praxis bzw. den Intensitäten der Vorjahre.

4 Betriebsdatenauswertungen - Kläranlagenkataster Tirol

Die Ausstattung der Abwasserreinigungsanlagen in abwassertechnischer sowie in meß-, steuer- und regeltechnischer Hinsicht schreitet laufend voran. Auch die Ausrüstung der Kläranlagenlabors für die Eigenüberwachung wird zunehmend an jenen Status herangeführt, der letztlich für den Nachweis des konsensgemäßen Betriebes der Anlagen erforderlich ist. Von maßgeblichem Einfluß waren in diesem Zusammenhang die Neuerungen im Rahmen der Wasserrechtsnovelle 1990, insbesondere die darauf aufbauenden Abwasseremissionsverordnungen. Dem Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, vor allem den Mitarbeitern in den verschiedenen dort eingerichteten Arbeitsausschüssen ist es zu verdanken, daß jene österreichischen Richtlinien inzwischen bereits großteils an die neue Rechtslage angepaßt sind, die die Überwachung des Kläranlagenbetriebes behandeln (vgl. Arbeitsbehelf Nr. 14 (ÖWAV, 1993), Regelblatt 7 (ÖWAV, 1995) und Regelblatt 13 (ÖWAV, 1995)).

Mit dem steigenden Ausstattungsniveau und dem zunehmenden Aufwand hinsichtlich der Betriebsüberwachung nimmt auch der Umfang der erfaßten Betriebsdaten deutlich zu. Die Kläranlagenbetreiber in Tirol sind dazu angehalten, in regelmäßigen Intervallen die Betriebsprotokolle gemäß ÖWAV-Regelblatt 13 dem Kläranlagenaufsichtsdienst vorzulegen, derzeit noch zumeist in Form von Kopien der EDV-Ausdrucke oder der händisch ausgefüllten Protokollformulare. Neben einer allgemeinen überblicksartigen Sichtung der so gemeldeten Betriebsdaten werden Teile der Betriebsprotokolle in den „Kläranlagenkataster Tirol“ eingearbeitet. Die ersten drei Auswertungen (Betriebsjahre 1990, 1991 und 1992) wurden im Auftrag des Landes Tirol unter Federführung des Ingenieurbüros Dipl.-Ing. Helmut PASSER in Kooperation mit den Ingenieurbüros Dipl.-Ing. Gerd BENNAT und Dipl.-Ing. Gerhard

KIRCHEBNER bearbeitet. Seit dem Betriebsjahr 1993 erfolgt die Auswertung durch das Sachgebiet Siedlungswasserwirtschaft des Amtes der Tiroler Landesregierung selbst. Die Auswertung 1994 steht vor dem Abschluß.

In den Kläranlagenkataster werden derzeit Daten von 43 kommunalen Kläranlagen mit Kapazitäten über 500 Einwohnerwerten eingearbeitet. Zur einheitlichen Darstellung der Daten wurden spezielle EDV-Routinen programmiert (Basissoftware: LOTUS für Windows). Für jede erfaßte Abwasserreinigungsanlage weist der Kataster zunächst Grunddaten aus Projekten bzw. wasserrechtlichen Bewilligungsbescheiden aus. Es folgen Kostenkennwerte und Jahresmittelwerte bzw. Jahressummen für ausgewählte Betriebsdaten. In komprimierter Form sind weiters folgende Parameter für jede Kläranlage dokumentiert (jeweils auf Basis der A Blätter gemäß Regelblatt 13 (ÖWWV, 1982)):

- Zulauf:
 - * Abwassermenge Q (m³/d)
 - * Temperatur T (°C)
 - * Biochemischer Sauerstoffbedarf BSB₅ (mg/l und kg/d)
 - * Chemischer Sauerstoffbedarf CSB (mg/l und kg/d)
 - * Kjeldahl-Stickstoff TKN (mg/l und kg/d)
 - * Nitrat-Stickstoff NO₃-N (mg/l und kg/d)
 - * Ammonium-Stickstoff NH₄-N (mg/l und kg/d)
 - * Phosphat-Phosphor PO₄-P (mg/l und kg/d)
 - * Gesamt-Phosphor P-Gesamt (mg/l und kg/d)
 - * Organische Fracht:
 - Gesamt (EW₆₀)
 - Einwohneranteil (% und EW₆₀)
 - Anteil Fremdenverkehr (% und EGW₆₀)
 - Anteil Sonstige, Gewerbe und Industrie (% und EGW₆₀)

- Ablauf:
 - * Abwassermenge Q (m³/d)
 - * Temperatur T (°C)
 - * Biochemischer Sauerstoffbedarf BSB₅ (mg/l und kg/d)
 - * Chemischer Sauerstoffbedarf CSB (mg/l und kg/d)

- * Kjeldahl-Stickstoff TKN (mg/l und kg/d)
- * Nitrat-Stickstoff $\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/l und kg/d)
- * Ammonium-Stickstoff $\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/l und kg/d)
- * Phosphat-Phosphor $\text{PO}_4\text{-P}$ (mg/l und kg/d)
- * Gesamt-Phosphor P-Gesamt (mg/l und kg/d)

- Entsorgungsprodukte:
 - * Rechengut:
 - Anfall (m^3/d , % TS)
 - Deponierung (m^3/d)
 - * Klärschlamm:
 - Anfall (kg TS/d, % TS)
 - Entsorgung (Deponie, Landwirtschaft, Sonstige; m^3/d)
 - * Sand:
 - Anfall (m^3/d)
 - Entsorgung (Deponie, Sonstige; m^3/d)

- Energieverbrauch (nur Abwasserlinie):
 - * Gesamtstrom (kWh/d)
 - * Strom Biologie (kWh/d)
 - * Strom Biologie aus Wärmekraftkoppelung (WKK, kWh/d)

Alle genannten Grund- und Betriebsdaten werden zunächst für jede erfaßte Kläranlage nach einem einheitlichen Schema dargestellt (Einzelauswertungen). Anschließend erfolgt eine Zusammenfassung der Daten für den jeweiligen politischen Bezirk (Bezirksauswertungen) und schließlich für das gesamte Bundesland Tirol (Gesamtauswertung Tirol). Auch für diese Summenauswertungen wird dasselbe Darstellungsschema beibehalten. Darüberhinaus besteht die Möglichkeit, Betriebsdaten von Kläranlagen in bestimmten Flußgebieten gezielt für gebietsbezogene Auswertungen zu selektieren und zu verknüpfen. Zu diesem Zweck ist zu jeder Kläranlage auch der entsprechende Gebietscode erfaßt, mit dessen Hilfe eine automatisierte Selektion durchgeführt werden kann.

Zur Veranschaulichung werden zusätzlich jeweils Graphiken zu folgenden Themen erstellt (Graphiken 1 bis 6 als Jahresganglinien, 7 bis 10 als Tortengraphiken):

| | |
|-----------------|--|
| Graphik-Nr. 1: | Abwassermenge |
| Graphik-Nr. 2: | Abwassertemperatur |
| Graphik-Nr. 3: | BSB ₅ - Zulauf / Ablauf |
| Graphik-Nr. 3a: | BSB ₅ - Ablauf / Grenzwert |
| Graphik-Nr. 4: | CSB - Zulauf / Ablauf |
| Graphik-Nr. 4a: | CSB - Ablauf / Grenzwert |
| Graphik-Nr. 5: | organische Fracht - Zulauf |
| Graphik-Nr. 6: | organische Fracht - Zulauf, nach Anteilen „Einwohner“, „Fremdenverkehr“, „Sonstige, Gewerbe und Industrie“ |
| Graphik-Nr. 7: | wie Graphik 6, aber Jahresmittelwerte als Tortengraphik |
| Graphik-Nr. 8: | Klärschlamm Entsorgung |
| Graphik-Nr. 9: | BSB ₅ -Wirkungsgrad |
| Graphik-Nr. 10: | CSB-Wirkungsgrad |

Wie bereits erwähnt liegen derzeit Auswertungen zu 4 Betriebsjahren vor (1990 bis 1993), die Auswertung 1994 soll in Kürze erscheinen. Das Sachgebiet Siedlungswasserwirtschaft ist damit in der Lage, für einen Großteil der kommunalen Abwasserwirtschaft in Tirol anhand einheitlich aufbereiteter Betriebsdaten in vergleichsweise kurzer Zeit Aussagen über Belastungsverhältnisse und Leistungsfähigkeit zu treffen. Das Erfordernis, derartige Auskünfte zu erteilen, war ursprünglich eher durch die Überwachungsaufgabe des Kläranlagenaufsichtsdienstes begründet, also unmittelbar aus dem Wasserrecht abzuleiten. Inzwischen hat sich der Kläranlagenkataster Tirol aber zu einem unverzichtbaren Hilfsmittel und Werkzeug für das Amt zur Erledigung von Anfragen vor den unterschiedlichsten Hintergründen entwickelt. Wesentliche Erleichterungen ergeben sich beispielsweise im Zusammenhang mit der Prüfung der Frage, ob bestehende Abwasserreinigungsanlagen allenfalls zu erweitern oder den Forderungen der 1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser anzupassen sind. Aber auch in verschiedensten anderen Behördenverfahren ergeben sich im Zuge von abwassertechnischen Begutachtungen immer wieder Fragestellungen, für die der Kläranlagenkataster ein sehr hilfreiches Werkzeug darstellt.

Insbesondere aber dem prosperierenden „Berichtswesen“ wäre nur weitaus schwieriger und mit wesentlich größerem Zeitaufwand beizukommen, stünde nicht eine derart umfangreiche digitale und damit rasch modifizierbare

Datengrundlage zur Verfügung. Dieses Berichtswesen scheint in mehr oder weniger direktem Zusammenhang mit der Mitgliedschaft der Republik Österreich in der Europäischen Union zu stehen. Tatsache ist, daß das Erstellen derartiger Berichte zunehmend Kapazitäten der Landesdienststellen beansprucht, diesem Umstand bei der ebenfalls florierenden Diskussion über Einsparungen im öffentlichen Dienst aber in keinsten Weise Rechnung getragen wird, das Gegenteil trifft zu.

Nicht zuletzt die Arbeit am und mit dem Kläranlagenkataster Tirol belegt die Bedeutung von Regelwerken wie den bereits genannten Arbeitsbehelfen bzw. Regelblättern des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes. Eine effiziente Dokumentation und Auswertung der Betriebsdaten von Abwasserreinigungsanlagen, insbesondere auf Ebene eines gesamten Bundeslandes, ist nur dann gewährleistet, wenn diese Daten auf Basis einheitlicher Erfassungs- und Darstellungsmodalitäten lückenlos zur Verfügung stehen. Deshalb wurde seitens des Landes Tirol - in konsequenter Weiterentwicklung des Kläranlagenkatasters - auch das Erscheinen des ÖWAV-Regelblattes 13 in seiner zweiten, vollständig überarbeiteten Auflage (ÖWAV, 1995) zum Anlaß genommen, die Protokollierung der Betriebsdaten der Tiroler Kläranlagen grundlegend neu zu gestalten. Im Auftrag des Landes erfolgt daher seit Jänner 1996 die Ausrüstung der kommunalen Kläranlagen mit einer einheitlichen Software auf Basis des überarbeiteten Regelblattes 13. Im Rahmen dieser Umstellung der Datenprotokollierung ist auch beabsichtigt, den Kläranlagenkataster mit dem neu überarbeiteten Regelblatt 13 (ÖWAV, 1995) in Einklang zu bringen. Dabei werden verschiedene bisher aufgeschobene Optimierungen des Kläranlagenkatasters ebenfalls realisiert werden.

Abgesehen von einzelnen Ausnahmefällen sollen die Installationen mit Ende des Jahres 1997 abgeschlossen sein. Der amtlichen Kläranlagenaufsicht eröffnet sich damit die Möglichkeit, künftig auf digital vorliegende Betriebsdaten für die Erstellung des Kläranlagenkatasters kurzfristig zugreifen zu können. Darüberhinaus können - je nach aktueller Fragestellung - auch jene Daten aus den Betriebsprotokollen, die keiner routinemäßigen Auswertung im Kläranlagenkataster unterzogen sind, in standardisiertem Format digital übernommen und bearbeitet werden.

5 Tatsächliche Belastungsverhältnisse

Vorbemerkung:

Da die Auswertung 1994 des Kläranlagenkatasters Tirol noch nicht veröffentlicht ist, wird für die folgenden Erläuterungen grundsätzlich die Auswertung 1993 herangezogen. Diese verwendet noch die eigentlich nicht mehr normgerechte Beziehung:

$$\sum \text{EGW}_{\text{gesamt}} = \sum \text{EW}_{\text{Einwohner}} + \sum \text{EGW}_{\text{Sonstige, Gewerbe und Industrie}}$$

Die Umstellung auf die neue Sprachregelung ist mit größerem Aufwand verbunden und konnte deshalb bisher nicht vollzogen werden.

Zentrale Aussagen, welche der Kläranlagenkataster enthält, sind jene über die Belastungsverhältnisse der kommunalen Tiroler Kläranlagen. Naturgemäß stehen die Eigenüberwachungsdaten am ehesten bei den abwassertechnischen Grundgrößen, bei den Summenparametern BSB₅ und CSB, vollständig zur Verfügung. Für die einzelnen Anlagen, für die Summe der Anlagen jedes politischen Bezirkes und des gesamten Landes weist der Kläranlagenkataster zunächst die organische und hydraulische Auslastung aus, und zwar jeweils als Jahresmittelwert bezogen auf die Kapazität der Kläranlagen. Aus diesen Zahlen lassen sich in der Regel noch keine Informationen zum Thema des heutigen Seminars entnehmen. Erste Ansätze ergeben sich jedoch aus einem Blick auf die Jahresganglinie der Summe der Zulauffrachten aller erfaßten Kläranlagen des Landes (Abb. 1). Hier deuten sich bereits saisonale Schwankungen an.

Bei Betrachtung der gleichen Ganglinien für die Summen der verschiedenen Bezirke ergeben sich unterschiedliche Bilder. Bei einigen Bezirken vergleichmäßigen sich die Kurven, bei anderen hingegen prägen sich Saisonspitzen zunehmend markant aus. Letzteres gilt besonders für die Bezirke Reutte und Landeck. Im Bezirk Landeck sind deutlich Wintersaison (ca. Mitte Dezember bis Mitte April; Abb. 2) und Sommersaison (im wesentlichen die Monate Juli und August) zu erkennen. Dieser Bezirks-Ganglinie liegt als wesentliche Komponente die Belastungs-Ganglinie der Kläranlage Ischgl zugrunde (Abb. 3). Hier heben sich die Spitzenbelastungszeiten noch deutlicher von den Phasen zwischen Winter- und Sommersaison ab. Klar erkennbar ist auch die Dominanz der Wintersaison gegenüber der Sommersaison im Einzugsgebiet dieser Kläranlage.

Abb1: Summe der Zulauffrachten aller erfaßten Kläranlagen

Abb2: Belastungs-Ganglinie des Bezirks Landeck

Abb 3: Belastungs-Ganglinie der ARA Ischgl

Der Nachweis, daß diese saisonalen Schwankungen der Kläranlagenbelastung tatsächlich auf den Einfluß des Fremdenverkehrs zurückzuführen sind, läßt sich anhand einer weiteren Folge von Graphiken im Kläranlagenkataster führen. Graphik 6 stellt jeweils die gesamte organische Fracht am Kläranlagenzulauf dar, weist aber zusätzlich die Anteile „Einwohner“, „Fremdenverkehr“ sowie „Sonstige, Gewerbe und Industrie“ an der Gesamtfracht aus. Die dargestellte Gesamtfracht entspricht bei den Graphiken dieses Typs den tatsächlich gemessenen Zulauffrachten der Kläranlagen. Die Zuordnung dieser Gesamtfrachten zu den genannten Anteilen beruht für den Anteil „Einwohner“ auf den erhobenen Einwohnerzahlen in Verbindung mit den zugehörigen Anschlußgraden. Für die Ermittlung des Anteiles „Fremdenverkehr“ dienen statistische Daten als Ausgangsbasis (monatliche Nächtigungszahlen). Der Differenzbetrag zwischen der Summe der Anteile „Einwohner“ und „Fremdenverkehr“ einerseits, bzw. der gemessenen Gesamtfracht andererseits wird dem Bereich „Sonstige, Gewerbe und Industrie“ zugerechnet. Diese Vorgangsweise führt zu einer Zuordnung der Anteile, welche die tatsächlichen Verhältnisse mit hinreichender Genauigkeit beschreibt.

Abb. 4: Anteilsmäßige Auswertung der EGW-Zuordnung

Abbildung 4 zeigt diese Zuordnung für die Summe aller 43 im Kläranlagenkataster 1993 enthaltenen biologischen Kläranlagen und die saisonalen Schwankungen jenes Anteiles an der gesamten Zulauffracht, der dem Bereich „Fremdenverkehr“ zuzurechnen ist. Im Jahresmittel beträgt dieser Anteil für das gesamte Land Tirol 17 %, gegenüber 46 % für den Anteil „Einwohner“ und 37 % für den Anteil „Sonstige, Gewerbe und Industrie“. Auf Bezirksebene, wiederum als Beispiel der Bezirk Landeck, stellen sich die saisonalen Schwankungen des Anteiles „Fremdenverkehr“ naturgemäß wesentlich ausgeprägter dar (Abb. 5). Während aus dem Herkunftsbereich „Fremdenverkehr“ in der 7. und 8. Kalenderwoche (Mitte / Ende Februar) durchschnittlich über 50.000 EGW₆₀ stammen, sinkt diese Teilfracht in der 45./46. Kalenderwoche (Mitte November) auf durchschnittlich rund 500 EGW₆₀ ab. Im Jahresmittel betragen die einzelnen Anteile 51 % (Einwohner), 39 % (Fremdenverkehr) und 10 % (Sonstige, Gewerbe und Industrie).

Abb. 5: Anteilsmäßige Auswertung der EGW-Zuordnung für den Bezirk Landeck

Wohl nur mehr mit dem Begriff „extrem“ sind die Verhältnisse am Zulauf einzelner Kläranlagen in Tirol zu bezeichnen. Als typisches Beispiel hierfür dient die Kläranlage Ischgl im Bezirk Landeck. Abbildung 6 zeigt die massiven saisonalen Schwankungen des Anteiles „Fremdenverkehr“. Besonders hinzuweisen ist dabei auf die Relation dieser Teilfracht zur Gesamtfracht, nicht zuletzt aber auch auf die Relation zum Anteil „Einwohner“. Dieser Anteil erreicht im Jahresmittel nur 19 %. Demgegenüber liegt der Anteil „Fremdenverkehr“ bei 51 %, der Anteil „Sonstige, Gewerbe und Industrie“ bei 30 %. Der Anteil „Fremdenverkehr“ schwankt - ausgedrückt in EGW_{60} - zwischen weniger als 100 EGW_{60} (Mitte November) und über 20.000 EGW_{60} (zweite Märzhälfte). Dabei ist besonders auf den rasanten Belastungsanstieg am Jahresende hinzuweisen.

Abb. 6: Anteilsmäßige Auswertung der EGW-Zuordnung für die ARA Ischgl

Ähnliche Verhältnisse, wie sie hier am Beispiel der ARA Ischgl demonstriert wurden, lassen sich an verschiedenen anderen Kläranlagen in Tirol analog beobachten. Hinsichtlich der Leistungsfähigkeit von Kläranlagen in Einzugsgebieten mit deutlich ausgeprägtem Winterfremdenverkehr kommt - als zusätzliches Erschwernis neben dem üblicherweise steilen Belastungsanstieg zu Saisonbeginn - hinzu, daß diese Spitzenbelastungen mit überdurchschnittlich niederen Abwassertemperaturen zusammenfallen. Solche Verhältnisse beschreiben in einprägsamer Art die Abbildungen 7 und 8. Abbildung 7 zeigt die Belastungsganglinie (einschließlich der Zuordnung zu den drei Herkunftsbereichen; vgl. oben) am Zulauf der ARA Flirsch, welche ebenfalls im Bezirk Landeck liegt. Abbildung 8 dokumentiert die Abwassertemperatur am Kläranlagenablauf. Das zeitliche Zusammentreffen von Belastungsspitzen aus dem Winterfremdenverkehr mit niedrigen Abwassertemperaturen ist deutlich zu erkennen.

Abb. 7: Belastungsganglinie Zulauf ARA Flirsch

Abb. 8: Ablauftemperatur der ARA Flirsch

6 Mittelwertbildung für die Datenauswertung

Bisher beruhen Auswertungen im Kläranlagenkataster Tirol auf 2-Wochen-Mittelwerten, wie sie den A-Blättern der Betriebsprotokolle gemäß dem nunmehr überarbeiteten ÖWWV-Regelblatt 13 zu entnehmen sind. Auch die 2. Auflage dieses Regelblattes (ÖWAV, 1995) sieht bekanntlich die Zusammenfassung der Betriebsdaten von jeweils 2 Wochen in den einzelnen Zeilen der A-Blätter vor. Das Land Tirol setzt sich klar für die Anwendung der Betriebsprotokolle in der nunmehr gültigen Fassung ein. Zusätzlich fordert die amtliche Kläranlagenaufsicht jedoch von den Kläranlagenbetreibern, die Daten auch jeweils für die Zeiträume einzelner Wochen zusammenzufassen.

Diese Forderung ergibt sich aus der Tatsache, daß die oben beispielhaft gezeigten, vergleichsweise kurzfristig auftretenden, durch den Fremdenverkehr bedingten Belastungsschwankungen bei Mittelwertbildung über 2 Wochen zu stark gedämpft werden. Bei Mittelung der Betriebsdaten über einzelne Wochen werden jene Belastungen offensichtlich, die bei Planung und Betrieb von Kläranlagen in derart intensiv durch den Fremdenverkehr geprägten Gebieten tatsächlich zu beherrschen sind.

7 Zusammenfassung und Überleitung zu Teil B

Mit obigen Ausführungen wurde versucht, den Einfluß des Fremdenverkehrs auf kommunale Kläranlagen in Tirol beispielhaft darzustellen. Dabei wurden auch die Methoden und Werkzeuge erläutert, welcher sich das Sachgebiet Siedlungswasserwirtschaft des Amtes der Tiroler Landesregierung bedient, um die Fülle an Daten und Informationen im Zusammenhang mit der Überwachung der kommunalen Kläranlagen mit vertretbarem Aufwand möglichst effizient aufzubereiten und auszuwerten.

Auch auf Probleme, welche sich bei der unvermeidbaren Zusammenfassung und Mittelung von Einzelwerten regelmäßig ergeben, wurde hingewiesen. Je ausgeprägter saisonale Belastungsschwankungen auftreten, und je größer die Anteile saisonaler Belastungen im Vergleich zur jahresdurchgängig anfallenden Grundbelastung sind, umso problematischer werden naturgemäß insbesondere Vergleiche oder Summenbildungen mit Kläranlagen in Gebieten ohne derart

ausgeprägte Einflüsse aus dem Tourismus. Fast unmöglich werden dementsprechend auch Vergleiche zwischen Kläranlagen, auf Basis von Kennwerten, welche auf Beziehungen zur Zahl der ständigen Einwohner in einem Einzugsgebiet abstellen.

8 Literatur

- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG, Abt. VIh: Kläranlagenkataster Tirol. Auswertung 1993. Innsbruck, 1995.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG, Abt. IIIg: Abwasserentsorgung in Tirol 1993. Innsbruck, 1993.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG, Abt. IIIg (Hrsg.): Kläranlagenkataster Tirol. Auswertung 1992. Bearbeitung: BENNAT, G., KIRCHEBNER, G. und PASSER, H.. Innsbruck, 1993.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG, Abt. IIIg (Hrsg.): Kläranlagenkataster Tirol. Auswertung 1991. Bearbeitung: BENNAT, G., KIRCHEBNER, G. und PASSER, H.. Innsbruck, 1993.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG, Abt. IIIg (Hrsg.): Kläranlagenkataster Tirol. Auswertung 1990. Bearbeitung: BENNAT, G., KIRCHEBNER, G. und PASSER, H.. Innsbruck, 1992.
- ÖSTERREICHISCHER WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFTSVERBAND (ÖWAV): Eigenüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (> 50 EW). ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 14. Bohmann Verlag. Wien, 1993.
- ÖSTERREICHISCHER WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFTSVERBAND (ÖWAV): Mindestausrüstung für die Eigenüberwachung biologischer Abwasserreinigungsanlagen. ÖWAV-Regelblatt 7. Bohmann Verlag. Wien, 1995.
- ÖSTERREICHISCHER WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFTSVERBAND (ÖWAV): Betriebsprotokolle für Abwasserreinigungsanlagen (inkl. Musterprotokolle samt Erläuterungen). ÖWAV-Regelblatt 13. Zweite, vollständig überarbeitete Auflage. Bohmann Verlag. Wien, 1995.
- ÖSTERREICHISCHER WASSERWIRTSCHAFTSVERBAND (ÖWWV): Erläuterungen zu den Betriebsprotokollen für Abwasserreinigungsanlagen. ÖWWV-Regelblatt 13. Bohmann Verlag. Wien, 1982.

Dipl.-Ing. Dr. Stefan WILDT
Amt der Tiroler Landesregierung
Abteilung VIh - Wasserwirtschaft
Sachgebiet Siedlungswasserwirtschaft

Herrengasse 1 - 3
A-6010 Innsbruck

Einfluß des Fremdenverkehrs auf Kläranlagen in Tirol

Teil B: Aus dem Blickwinkel des Planers am Beispiel der ARA Ischgl

G. Bennat

Büro Bennat, ZT für KT und WW

1 Einführung

Die Abwasserreinigungsanlage in Ischgl reinigt die Abwässer aus den Gemeinden Ischgl und Galtür. Diese beiden Gemeinden im oberen Paznauntal auf einer Seehöhe zwischen 1380 - 1600 m ü. A. bieten eine der schönsten Schigebiete der Alpen und sind touristisch äußerst stark erschlossen. So werden in Ischgl ca. 8000 und in Galtür ca. 3500 Gästebetten angeboten. Im Winterhalbjahr kann Ischgl ca. 900.000 und Galtür ca. 320.000 Übernachtungen verbuchen, während im Sommerhalbjahr in Ischgl und in Galtür „nur“ jeweils ca. 130.000 Übernachtungen gezählt werden. Die Betten liegen ca. zu 75 % in der Kategorie gewerbliche Betten, ca. 10 % private Betten und ca. 15 % Ferienwohnungen, wobei in Ischgl die einzelnen Kategorien etwa gleich, in Galtür die gewerblichen Betten doppelt so gut wie die privaten Betten ausgelastet sind. In der Gemeinde Ischgl wohnen ständig ca. 1300, in Galtür ca. 700 Personen. Die Gemeinde Ischgl weist mit großem Abstand die höchste Fremdenverkehrsintensität (Übernachtungen pro Einwohner) des Landes Tirol von ca. 670 Ü/E im Winterhalbjahr auf.

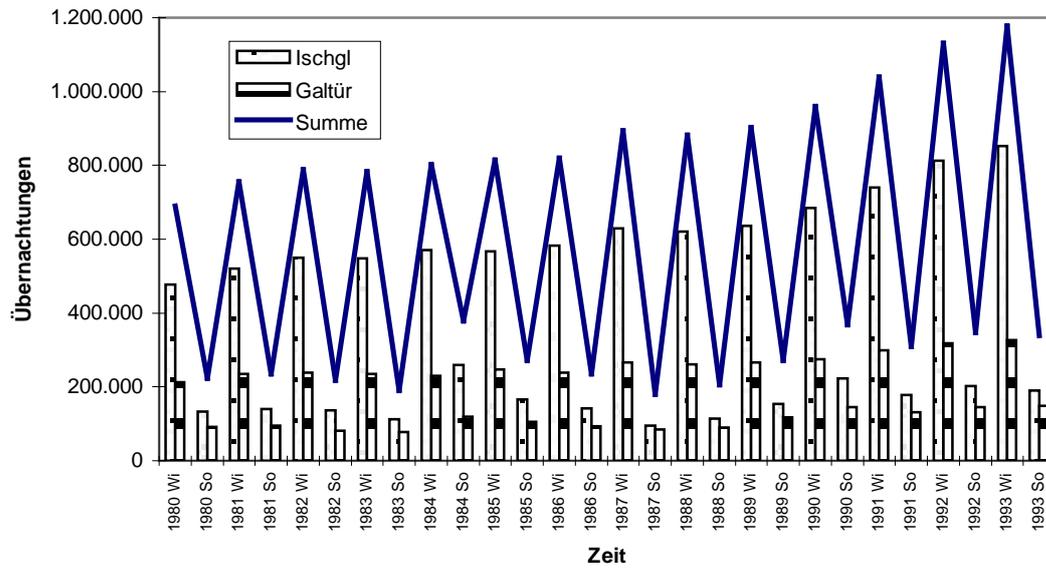


Bild 1: Entwicklung der Übernachtungen in Ischgl und Galtür im Zeitraum 1980 - 1993

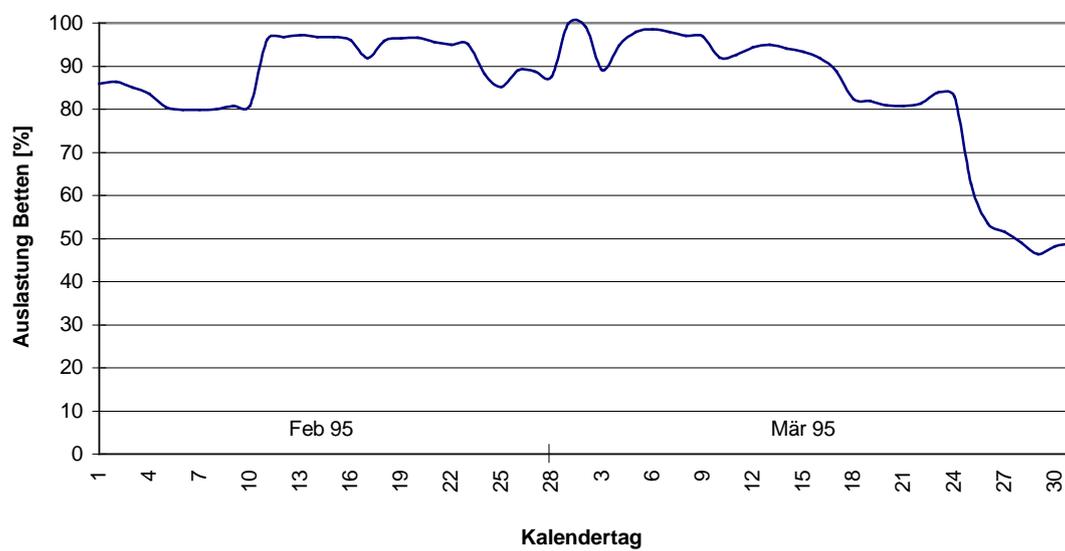


Bild 2: Auslastung der Fremdenbetten in Ischgl während der Hochsaisonmonate Februar und März 1995

Die Entwässerung erfolgt im gesamten Einzugsgebiet im Mischsystem. Die Regenentlastungen sind durchwegs als Regenüberlaufbecken ausgebildet. Die zentrale Abwasserreinigungsanlage ist für 35.000 EW₆₀ ausgelegt und seit 1984 in Betrieb.

2 Einflüsse des Fremdenverkehrs auf Abwasserreinigung

2.1 Bautätigkeit

Es muß vorerst verblüffen, dies als Einfluß auf die Abwasserreinigung zu bezeichnen. Tatsache ist jedoch, daß in den Zwischensaisonen sofort nach Abreise des letzten Gastes eine emsige Bautätigkeit beginnt. In der Vergangenheit wurden zusätzliche Betten geschaffen, in Zukunft werden Umbauten zur Verbesserung der Qualität und der touristischen Infrastruktur erfolgen. Aufgrund des äußerst beengten Siedlungsraumes kommt es dabei auch zur Bautätigkeit an und um den Kanälen. Dies führt immer wieder zu Schäden und damit zu Fremdwasserzuläufen. Die Temperatur des Abwassers wird herabgesetzt und damit die Reinigungsleistung vor allem im Hinblick auf die Stickstoffentfernung beeinträchtigt.

2.2 Belastungsschwankungen

Vorerst muß festgehalten werden, daß das Abwasser der ARA Ischgl wohl hinsichtlich des Einflusses des Tourismus ein Extrembeispiel darstellt, jedoch für einen Großteil der Orte nicht typisch ist.

Eine Auswertung der 14-Tage-Mittelwerte (Bild 3) zeigt, daß der Abwasseranfall von 200 l/EW sehr hoch ist. Dabei muß für die ARA Ischgl ein Mittel aller Fremdenbetten mit 2,5 EW pro Fremdenbett gerechnet werden (Bild 4). Somit liegt der EW-Wert für die Wassermenge auch unter Berücksichtigung eines Fremdwasseranteils in der selben Größenordnung wie für die Verschmutzung.

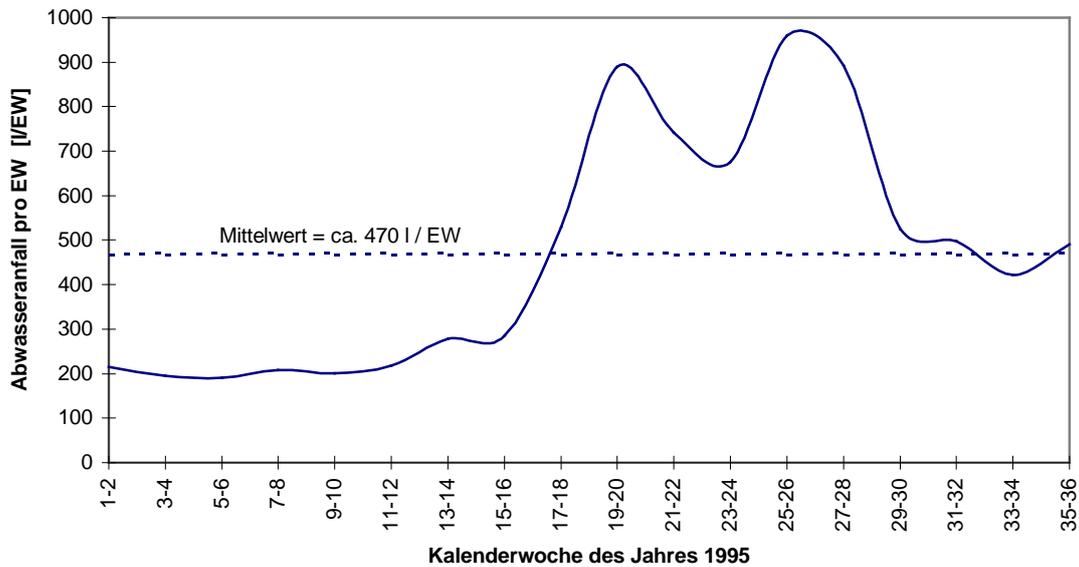


Bild 3: Abwasseranfall auf der ARA Ischgl pro EW im Jahre 1995

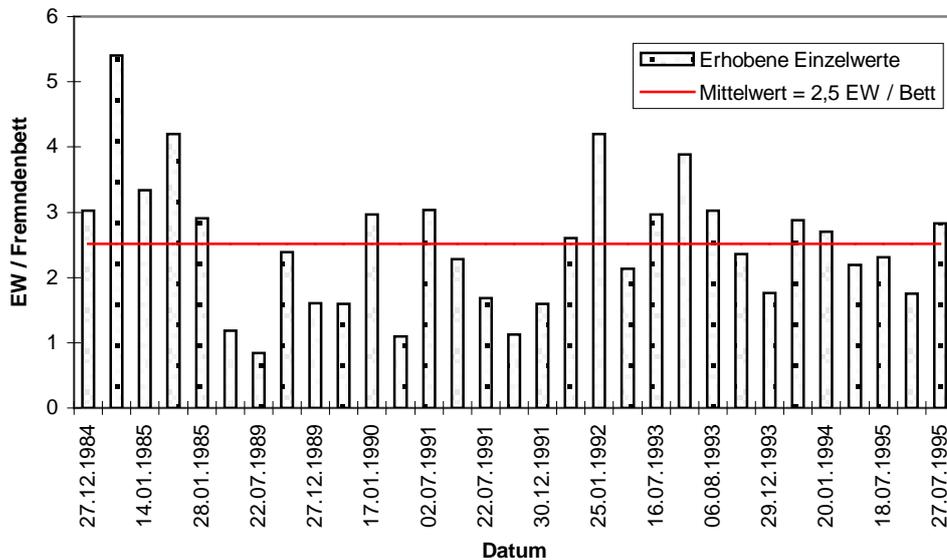


Bild 4: EW-Werte von Fremdenbetten, erhoben für die ARA Ischgl (laut Fremdüberwachung)

Die Jahresganglinien der 14-Tage-Mittelwerte der BSB₅- und CSB-Frachten (Bild 5) zeigen eine annähernd konstante Belastung von Weihnachten bis Mitte April mit einer Anlaufzeit von Anfang Dezember und einer Auslaufzeit bis Ende April. Die Monate Mai, Oktober und November sind praktisch ohne

Tourismuseinfluß. Die Sommersaison dauert von Mitte Juni bis Mitte September, beträgt jedoch nur ca. $\frac{1}{4}$ der Winterspitze. Nach den 2-Wochen-Mittelwerten schwankt die Belastung maximal 1:5, nach den Wochenmittelwerten bereits 1:9 und nach den Tagesmittelwerten 1:16.

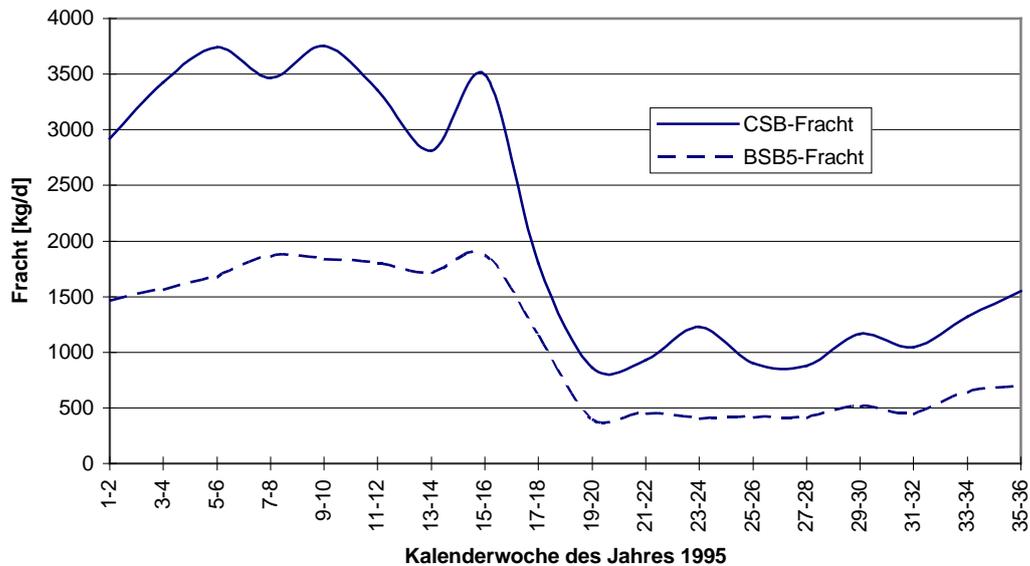


Bild 5: CSB- und BSB₅-Frachten im Zulauf zur ARA Ischgl

Die Untersuchung an einem typischen Hochsaisontag mit geringfügigen Schmelzwasseranfall zeigt eine Schwankungsbreite der 2-Stunden-Abwassermengen von 1:3,4.

| UHRZEIT | ABWASSERMENGE (m ³) |
|--------------------|---------------------------------|
| 10.00 - 12.00 Uhr | 600 |
| 12.00 - 14.00 Uhr | 599 |
| 14.00 - 16.00 Uhr | 601 |
| 16.00 - 18.00 Uhr | 653 |
| 18.00 - 20.00 Uhr | 685 |
| 20.00 - 22.00 Uhr | 602 |
| 22.00 - 00.00 Uhr | 452 |
| 00.00 - 02.00 Uhr | 250 |
| 02.00 - 04.00 Uhr | 200 |
| 04.00 - 06.00 Uhr | 200 |
| 06.00 - 08.00 Uhr | 247 |
| 08.00 - 10.00 Uhr | 289 |
| <i>GESAMTMENGE</i> | <i>5.378</i> |

Tabelle 1: Tagesganglinie der Wassermengen im Zulauf zur ARA Ischgl vom 12.2. / 13.2.1992

2.3 Fette und Öle

Bei allen Fremduntersuchungen zur Zeit der Wintersaison wurden Fettgehalte im Zulauf zwischen 20 - 30 mg/l festgestellt. Im Sommer etwas weniger. Dies entspricht einer Tagesmenge von ca. 50 kg Fett. Diese Fettmengen verursachen wie auf vielen Anlagen von Tourismusorten Schaumbildung auf den Belebungsbecken und Schwimmschlamm auf den Nachklärbecken. Die Untersuchung einer Schlammprobe beim Belebungsbecken ergab einen Fettgehalt von 2,5 g/kgTS. Bei einer Schwimmschlammprobe aus dem Nachklärbecken wurde der Fettgehalt sogar mit 80 g/kgTS ermittelt.

Die Gemeinden haben in den letzten Jahren große Anstrengungen unternommen zu erreichen, daß in allen Tourismusbetrieben entsprechende Fettabscheider für die Küchenabwässer eingebaut werden. Dies brachte kurzfristig einen spürbaren Erfolg. Inzwischen ist jedoch die Wartungsmoral wieder abgesunken und annähernd eine gleiche Situation wie vor der Einbauaktion.

2.4 Abwassertemperatur

Der Verlauf der 14-Tages-Mittelwerte der Abwassertemperatur (Bild 3) zeigt die höchsten Temperaturen zur Saisonspitze im Winter. Da wie bereits angeführt - das Kanalsystem im Mischsystem erstellt ist und Fremdwässer eintreten, ist dieser Temperaturverlauf etwas verfälscht. Trotzdem kann man hier feststellen, daß aufgrund der verhältnismäßig kurzen Fließwege in den Wintermonaten eine verhältnismäßig hohe Abwassertemperatur vorliegt. Damit fällt die höchste Belastung der ARA nicht mit den tiefsten Abwassertemperaturen zusammen.

Tabelle 2 zeigt eine typische Temperaturganglinie der ARA Ischgl an einem Saison-Wintertag, wobei zu beachten ist, daß zeitweise durch das Mischkanalsystem eine Überlagerung des Fremdwassereinflusses durch Schmelzwässer erfolgen kann.

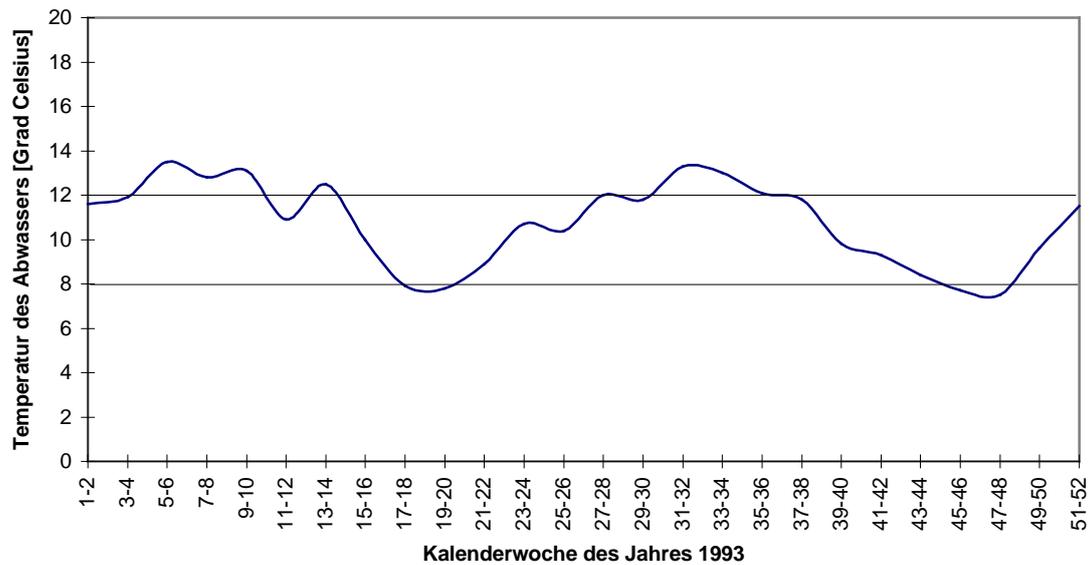


Bild 6: Typischer Jahresgang der Abwassertemperatur auf der ARA Ischgl

| UHRZEIT | TEMPERATUR [°C] |
|-----------|-----------------|
| 10.00 Uhr | 10,82 |
| 12.00 Uhr | 10,16 |
| 14.00 Uhr | 9,16 |
| 16.00 Uhr | 8,83 |
| 18.00 Uhr | 11,76 |
| 20.00 Uhr | 12,45 |
| 22.00 Uhr | 11,31 |
| 00.00 Uhr | 9,88 |
| 02.00 Uhr | 8,12 |
| 04.00 Uhr | 7,35 |
| 06.00 Uhr | 6,68 |
| 08.00 Uhr | 7,65 |
| 10.00 Uhr | 11,53 |

Tabelle 2: Tagesganglinie der Temperatur im Zulauf zur ARA Ischgl vom 12.2. / 13.2.1992

2.5 Essensabfälle

Die Änderungen in der Abfallentsorgung (Trennung der biogenen Abfälle, Abrechnung nach Gewicht) haben dazu geführt, daß für die Gastronomie der Anreiz besteht, die Essensreste über das Kanalisationssystem zu entsorgen. Einige findige Installationsunternehmen haben bereits ein waches Auge auf diese Marktchance. Derzeit ist diese Entsorgung durch die Kanalordnungen verboten. Da in Ischgl und Galtür erst seit 1.1.1996 die biogenen Abfälle getrennt entsorgt werden, liegen diesbezüglich noch keine Erfahrungen vor. Derzeit werden in den Betrieben Sammelgefäße verwendet, deren Abtropfwasser in den Kanal geleitet wird.

3 Lösungsansätze für Planung und Betrieb

3.1 Vermeidung

Unter Vermeidung soll hier nicht in erster Linie eine Verringerung der Abwassermengen verstanden werden. Dies ist im Bereich des Qualitätstourismus nur in einem beschränkten Umfang erreichbar (z.B. durch Einbau wassersparender Armaturen).

Ein sehr wichtiger Beitrag ist jedoch die weitgehende Vermeidung der Einbringung von Fetten und Ölen in das Abwasser. Eine der entscheidendsten Ursachen, daß die Fettabscheider nicht entsprechend gewartet werden, sind die hohen Kosten der Entsorgung. Eine wesentliche Einsparung von Kosten ergäbe die Organisation von Sammelfahrten, so daß die Räumfahrzeuge entsprechend ihrer Kapazität ausgelastet sind und die Übernahme des Räumgutes in der Abwasserreinigungsanlage. Es hat sich bereits bewährt, das Räumgut in einer Fettübernehmestation in der ARA zu übernehmen und in den Faulbehälter einzubringen. Wenn dies zeitlich noch entsprechend in die tote Saison verlegt wird, können damit neben dem positiven Effekt der Abwasserentlastung auch Erfolge in der Betriebsführung durch den Energiegewinn und den Einnahmen aus der Übernahme erzielt werden.

Eine ähnliche Vorgangsweise ist auch bei den Essensabfällen denkbar. Erste Untersuchungen und Erfahrungen liegen vor. Von entscheidender Bedeutung ist hier jedoch die Art der Schlamm Entsorgung und Fragen der Hygiene.

3.2 Ausgleich der Schwankungen

Der totale Ausgleich der Tagesschwankungen wird bei größeren Anlagen, vor allem wenn das Kanalsystem im Mischsystem erstellt ist, kaum möglich und wirtschaftlich sinnvoll sein. Gerade das Mischsystem bietet bei den Winterspitzen jedoch die Möglichkeit ein vorhandenes Regenüberlaufbecken zur Kappung der Abwasserspitzen zu verwenden. Voraussetzung ist ein entsprechendes Regelorgan beim Regenüberlaufbecken, das von der Kläranlage aus bedient werden kann. Beim Trennsystem kann es durchaus sinnvoll ein, spezielle Ausgleichsbecken zu bauen.

Zur Verhinderung der Aufhöhung der Belastungsspitzen ist es bei vom Tourismus geprägten Kläranlagen besonders wichtig, die Prozeßwässer zwischenzuspeichern und in Zeiten geringerer Belastung dem Zulauf zuzudosieren. Die Rückbelastung der Prozeßwässer kann hinsichtlich der N-Fracht bis zu 20 % des Zulaufes betragen.

Zum Ausgleich der jahreszeitlichen Schwankungen sind die Anlagen so zu konzipieren, daß sie eine weitgehende betriebliche Flexibilität ermöglichen. Das Belebungsbeckenvolumen sollte in mehrere Becken unterteilt sein. Besonders wenn die Anlage mit einer anaeroben Schlammfäulung betrieben wird, führen zu große Beckeneinheiten zu einem bereits im Becken simultan stabilisierten Schlamm und der Faulbehälter stellt dann nur mehr einen aufwendigen Schlammstapelbehälter dar.

Gerade bei großen Unterschieden zwischen Maximal- und Minimalbelastung ist auch der Minimalbelastung Beachtung zu schenken, zB bei Gebläsen, Pumpen, Beachtung von Mindestgeschwindigkeiten zur Vermeidung von Ablagerungen usw. Teilweise müssen aus diesem Grunde mehrere, kleinere Aggregate installiert werden.

3.3 Fällung und Flockung

Bei bestehenden, überlasteten Kläranlagen kann die Fällungs- und Flockungsreinigung als Vorfällung eine günstige Möglichkeit zur Leistungssteigerung bei der Spitzenbelastung darstellen. Inwieweit dies auch wirtschaftlich ist, muß im Einzelfall untersucht werden. Es ist von entscheidender Bedeutung, wie lange die Spitze dauert, die durch den Einsatz

der Fällmittel gekappt werden soll. Außerdem sind die Anforderungen an die Stickstoffentfernung zu beachten. Von besonderer Bedeutung sowohl für die Nitrifikation wie auch für die Denitrifikation ist ein ausgewogenes Verhältnis vom Gesamtstickstoff (TKN) zum Gehalt an organischen Schmutzstoffen (BSB_5). Durch den Einsatz von Fällungs- und Flockungsmitteln werden kolloidale Stoffe mitgefällt. Dadurch wird das Verhältnis TKN/ BSB_5 durch verstärkte BSB_5 -Entnahme erhöht. Im Allgemeinen wird dadurch die Nitrifikation über das Schlammalter und die Reduktion der täglichen BSB_5 -Fracht im Ablauf der Vorklärung gefördert. Eine weitere Unterstützung der Nitrifikation wird durch einen höheren Anteil an Nitrifikanten in Belebtschlamm verursacht.

Dieser günstige Einfluß ist bei der Denitrifikation nicht gegeben. Proportional zur BSB_5 -Mehrentfernung kann weniger NO_3 -N entfernt werden. Zu beachten ist auch die Erhöhung der anfallenden Schlammmenge und darüber hinaus der Einfluß auf den Schlammindex. Unter Berücksichtigung dieser Einflüsse kann festgestellt werden, daß der Einsatz der Fällung nur bei relativ niedrigen Verhältnissen von Stickstoff zu BSB_5 ($TKN_0/S_0 < 0,15$) zweckmäßig ist.

3.4 Änderung der Gesetzeslage

Bereits von mehreren Seiten wurde angeregt, für saisonal belastete Kläranlagen in der Emissionsverordnung entsprechende Sonderregelungen zu treffen. Natürlich bedarf es dazu einer sachlich fundierten Definition der „Saisonkläranlage“. Tatsache ist, daß vor allem bei Kläranlagen mit Winterspitzen und tiefen Abwassertemperaturen die derzeit geforderten N-Entfernungen kaum eingehalten werden können und zudem überproportional hohe Investitionen erforderlich sind. Ob dies für den wirksamen Gewässerschutz immer erforderlich ist, darf zumindest bezweifelt werden. Eine wesentliche Erleichterung und auch in Hinblick auf die praktische Einhaltung ehrlicher wäre ein Verzicht auf die Denitrifikation zur Winterspitze und die Gültigkeit der Grenzwerte für den Wochenmittelwert, statt dem Tagesmittelwert.

4 Zusammenfassung

Die am Beispiel der ARA Ischgl aufgezeigten Einflüsse des Fremdenverkehrs machen klar, daß keine Verallgemeinerung möglich ist und jeder Fall nur einzeln beurteilt werden kann. Dabei ist von großer Bedeutung, alle Einflußfaktoren sehr genau zu erforschen und zu berücksichtigen. Weil es gerade in dieser Branche sehr schwierig ist, zuverlässige Zukunftsprognosen zu stellen ist es wichtig, die Anlagen möglichst flexibel im Betrieb zu gestalten. Die aufgezeigten Lösungsansätze erheben nicht Anspruch auf Vollständigkeit, sind Beispiele und müssen ebenso wiederum speziellen Anforderungen angepaßt werden.

5 Literatur

- [1] Wiener Mitteilungen, Band 125
Probleme bei der praktischen Umsetzung des Wasserrechtsgesetzes
- [2] ISWW, Band 65, Karlsruhe 1992
Sanierung von Kläranlagen
- [3] E. Bröker, Hannover
Gemeinsame Vergärung von Klärschlamm und organischen Abfällen, KA 8/91
- [4] Institut für Umweltanalytik, Bachmann
Abwasseruntersuchungen auf der ARA Ischgl

Völser Straße 11
A-6020 Innsbruck

Innerbetriebliche Maßnahmen zur Vermeidung des Abstoßens von Fetten und Ölen

E. Pestal

Zivilingenieurbüro für KT und WW

1 Allgemeiner Teil

1.1 Definition und Herkunftsbereich

Fette und Öle sind Bestandteile von lebenden Organismen. Als natürlich vorkommende Bestandteile sind sie Stoffgemische aus Glyceriden und Fettbegleitstoffen, hauptsächlich Fettsäuren.

Sind Fette bei Zimmertemperatur flüssig, nennt man sie Öle.

Öle und Fette sind in Wasser nicht löslich, bilden aber mit Wasser Emulsionen.

Als wesentliche Produktionsbereiche sind anzuführen:

- Ölmühlen
- Speisefettraffinationsbetriebe
- Fett- und Talgschmelzen, Margarinefabriken
- Fleischverarbeitende Betriebe
- Milchverarbeitende Betriebe

und jene Bereiche, wo deren Produkte verwendet werden.

Wesentliche Unterschiede zu den Mineralölen sind die chemische Struktur (Mineralöle sind reine Kohlenwasserstoffe), sowie in abwassertechnischer Hinsicht die Abscheidbarkeit und die biologische Abbaubarkeit.

1.2 Öle und Fette

Die folgenden Ausführungen beschränken sich auf die Öle und Fette im Sinne der Naturfette.

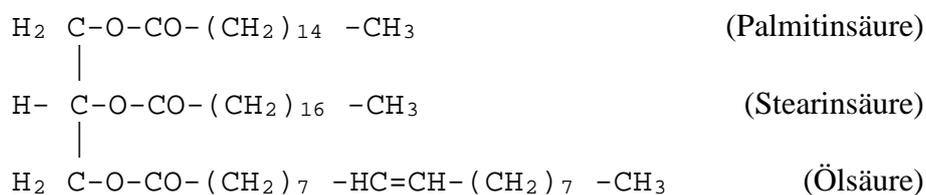
Neben den angeführten 'klassischen Verwendungsbereichen' wird der Nutzung von Ölen und Fetten pflanzlicher und tierischer Herkunft (sogenannte nachwachsende Rohstoffe) in der chemischen Industrie zukünftig ein noch größeres Aufgabengebiet zukommen. Die chemische Nutzung der nachwachsenden Rohstoffe besitzt dort die größten Chancen, wo es möglich ist, den von der Natur erreichten hohen Veredelungsgrad voll auszunützen. Im Idealfall werden also die bereits vorhandenen komplexen Molekülstrukturen und der polymere Charakter mit den spezifischen Eigenschaften nach unkomplizierten Verarbeitungsverfahren in Gebrauchsmitteln verwendet.

Für Zwischenprodukte, Spezial- und Feinchemikalien und Verbraucherprodukte besteht durch die bestmögliche Ausschöpfung der Syntheseleistung der Natur ein gigantisches Anwendungsfeld. Die Einsatzgebiete reichen von Schmierstoffen, Ölen und Klebern zu Tensiden, Lacken, usw.

Intensive Anstrengungen in Forschung und Entwicklung werden derzeit getätigt, um das Anwendungspotential der nachwachsenden Rohstoffe in diesem Bereich auszudehnen. Ergebnisse der Pflanzenzüchtungen könnten hierbei große Bedeutung erlangen, um für die Industrie wertvollere Pflanzen zu erzeugen (z.B. Steigerung des Ölsäuregehaltes von Raps auf über 80%). Öle und Fette sind die wichtigsten nachwachsenden Rohstoffe, mit einer jährlichen Weltproduktion von über 50 Mio. Tonnen.

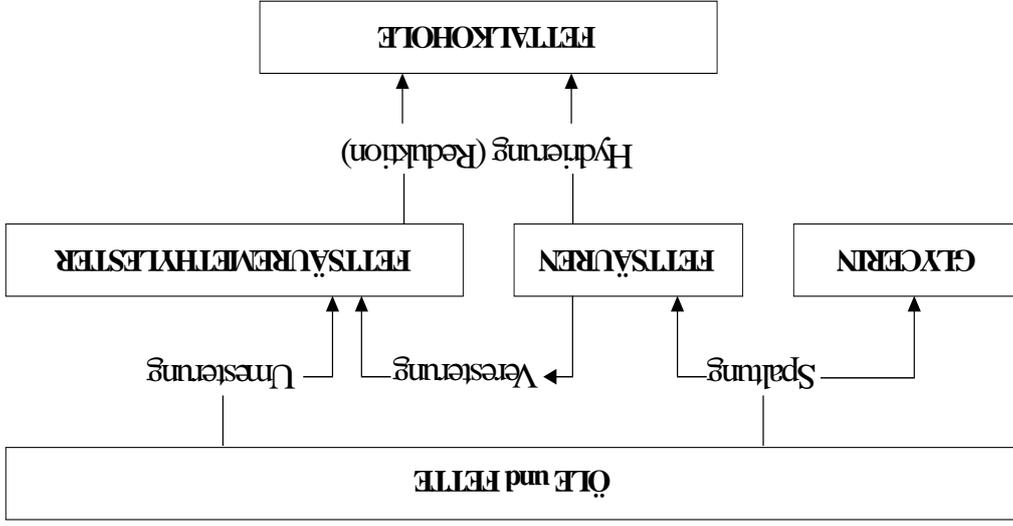
Der chemische Aufbau:

Fette und Öle sind Ester von 1,2,3-Propantriol ('Glycerin') und Fettsäuren. Je nach Anzahl der angelagerten Fettsäuren spricht man von Tri-, Di- und Monoglyceriden. Als Beispiel sei folgendes Triglycerid angeführt:



Tierische Fette und pflanzliche Öle unterscheiden sich lediglich darin, daß tierische Fette meist fest und pflanzliche Öle flüssig (= flüssige Fette) sind. Das hängt von den Fettsäuren ab: Die Doppelbindungen der ungesättigten Fettsäuren bilden nur cis-Formen aus, womit ein Knick im Säurerest entsteht, die Van-der-Waals-Kräfte schwächer werden und die Schmelztemperatur sinkt.

Tierische Fette (Tal, Schmalz, usw.) enthalten nun vor allem die Palmitin-, Stearin- und Ölsäure, also überwiegend gesättigte Fettsäuren. Pflanzliche Öle (Olivenöl, Palmöl, Kokosöl, Leinöl, Rapsöl, Sonnenblumenöl, usw.) besitzen hingegen auch mehrfach ungesättigte Säuren (Linolen-, Linolsäure, usw.), wodurch ihre Schmelztemperatur so gering ist, daß sie bei Raumtemperatur flüssig sind. Daher erfolgt die Gewinnung von tierischen Fetten hauptsächlich durch Ausschmelzen und von pflanzlichen Ölen durch Auspressen und Extraktion.

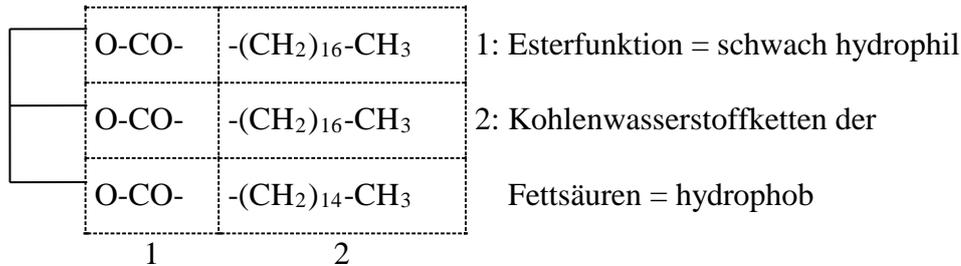


Aus den Ölen und Fetten werden folgende Ausgangsstoffe für weitere Reaktionen erzeugt:

Als Emulsion bezeichnet man die homologe Verteilung zweier gering miteinander löslicher Flüssigkeiten. Beispielsweise löst sich Erdöl nicht in Wasser, da es wegen seiner langen, unpolaren Kohlenwasserstoffketten hydrophob wirkt. Erst durch Schütteln tritt eine kurzzeitige Dispersion auf. Zur Stabilisierung dieser Emulsion werden sogenannte Emulgatoren hinzugefügt:

Sie besitzen eine hydrophobe und eine polare, hydrophile Gruppe, wodurch sie zu beiden Phasen einen Kontakt herstellen können und die Öltröpfchen im Wasser verteilt bleiben.

Fette und Öle enthalten die Hydrophob-Hydrophil-Kombination von Natur aus:

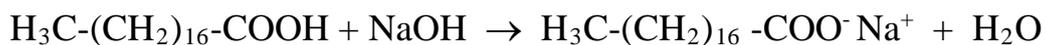


Die schwache Hydrophilie der Esterfunktionen wird durch chemische Reaktionen verstärkt.

Für die Herstellung der natürlichen Emulgatoren gibt es verschiedene Ausgangsstoffe:

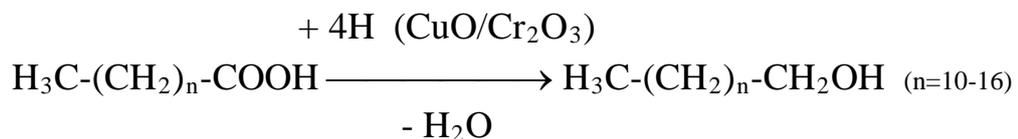
- Emulgatoren aus Fettsäuren:

Hier sind vor allem die Alkalisalze der Fettsäuren, die sogenannten Seifen, zu nennen. Dieses Beispiel ist angeführt: Aus Stearinsäure und Natronlauge entsteht z.B. Natriumstearat, der Emulgator.

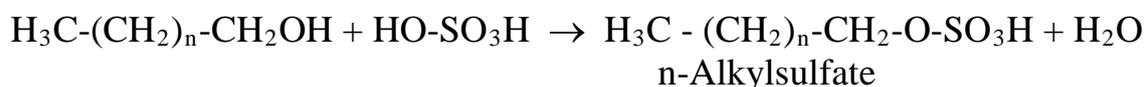


- Emulgatoren aus Fettalkoholen:

Die Fettalkohole entstehen durch Hydrierung der bei der Verseifung gewonnenen Fettsäuren:

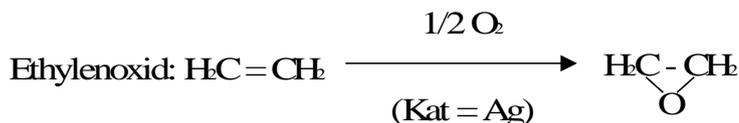
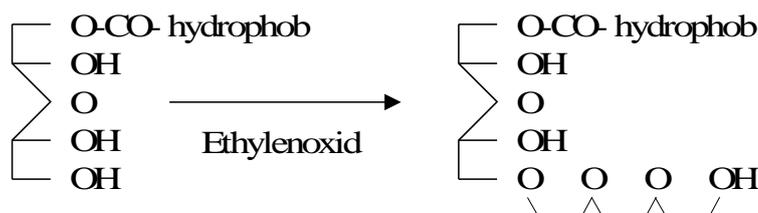
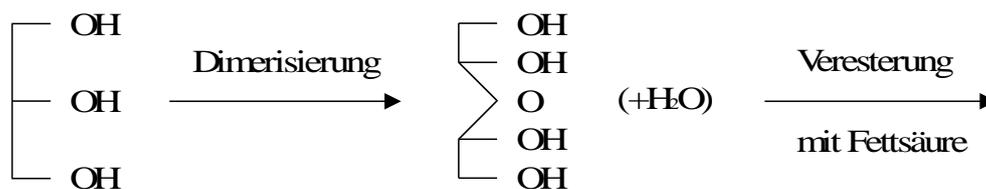


Für die Emulgatorproduktion kann nun der Fettalkohol beispielsweise mit konzentrierter Schwefelsäure verestert werden:



- Emulgatoren aus Glycerin:

Glycerin kann zum Beispiel mittels einem alkalischen Katalysator zu Polyolen di-merisiert bzw. oligomerisiert werden. Anschließend erfolgt die partielle Veresterung und als Modifikation die Verbindung mit Ethylenoxid (® Verwendung in Salben und Cremes):



Anwendungsgebiete der Emulgatoren:

| | | |
|------------------|-------------------|-----------------------|
| - Pharmazie | - Textilindustrie | - Chemische Industrie |
| - Kosmetik | - Lackindustrie | - Bauindustrie |
| - Lebensmittel | - Papierindustrie | - Erdölindustrie |
| - Pflanzenschutz | - Photoindustrie | - Bergbau [7] |

1.3 Abwasserrelevante Eigenschaften und abwassertechnische Begriffe:

Fette und Öle:

Der Abwasserinhaltsstoff 'Fette und Öle' mit der Bezeichnung 'schwerflüchtige lipophile Stoffe' gemäß unseren Emissionsverordnungen wird bestimmt gemäß Analysenvorschrift DIN 38409-H17. Als Summenparameter enthält dieser Parameter frei aufrahmebares und emulgiertes Fett bzw. gelöste Fettsäuren, ist also ausgerichtet auf die Erfassung der Fettbelastung der biologischen Kläranlage und gibt keinen unmittelbaren Hinweis, wie das Fett aus dem Abwasser entfernbar ist.

Emulsionen:

Emulsionen sind definiert als Zweiphasen-Systeme, als Mischung von zwei nicht miteinander mischbaren Flüssigkeiten, wobei die eine in der anderen in Form feiner Tröpfchen verteilt ist. Bei der Vereinigung von Öl und Wasser zu einer Emulsion kann sowohl das Öl im Wasser, als auch das Wasser im Öl verteilt sein.

In der menschlichen Ernährung nehmen emulgierte Lebensmittel eine wichtige Stellung ein. Milch bzw. Rahm sind typische Öl-in-Wasser-Emulsionen, Butter ist eine typische Wasser-in-Öl-Emulsion, ebenso die Margarine.

Die Teilchengröße der dispersen Phasenemulsionen ist sehr unterschiedlich und bestimmt das Aussehen der Emulsion. Makroemulsionen haben milchiges Aussehen, Mikroemulsionen können optisch klare Systeme mit Teilchengröße kleiner der Lichtwellenlänge sein.

Im Lebensmittelbereich wird angestrebt, die Emulsion möglichst stabil herzustellen. In der Abwasserbehandlung ist es die Zielsetzung, der Stabilität der Emulsion entgegenzutreten durch Aufrahmen, Aggregation, Brechen der Emulsion.

Emulsionen können stabilisiert werden durch mechanische Emulgierhilfsmittel, wie z.B. Rührer, Mischpumpen, Homogenisiervorrichtungen.

Emulsionen können aber auch stofflich stabilisiert werden durch Zugabe von Emulgatoren.

Die Art der Stabilisierung der Emulsion ist bei der Reinigung von Produktionsabwässern oft ein wesentlicher Faktor für das anzuwendende Reinigungsverfahren.

Ein wichtiger Emulgator ist z.B. das Lecithin, welches besonders bei phosphorlipidreichen Ölen (wie z.B. Rapsöl) im Herstellungsprozeß anfällt und auf dem Abwasserweg erhebliche Probleme bereiten kann.

Ein Lebensmittel mit gut emulgierender Wirkung ist Magermilch. Flüssige Magermilch nimmt beträchtliche Mengen von Fett oder Öl unter Bildung stabiler Öl-in-Wasser-Emulsionen auf.

Ein weiterer wesentlicher Emulgator in abwassertechnischer Hinsicht sind die Detergentien in den Reinigungsmitteln. Die Reduktion der Oberflächenspannung wird neben der lösenden Kraft der Reinigungsmittel für den rückstandsfreien Abtransport von Haftfett und -öl (z.B. in Leitungen, Produktionsgefäßen) im Reinigungswasser genutzt.

Fettabscheider:

Die durch Fette und Öle belasteten Betriebsabwässer können in Fettabscheidern nach genormter Bauart behandelt werden. Diese arbeiten nach dem Schwerkraftprinzip und können daher nur frei aufrahmbare Fettanteile, nicht jedoch emulgierte Fettanteile oder gelöste Fettsäuren entfernen.

Derartige Fettabscheider können daher nur in jenen Bereichen angewendet werden, in welchen mit dieser Teilabscheidung die Anforderungen erfüllbar sind.

Für die abwassertechnische Beurteilung ist der Summenparameter 'Fette und Öle' bzw. 'schwerflüchtige lipophile Stoffe' maßgebend, weil dieser auch für die Fettbelastung der Kläranlage maßgebend ist.

Es ist daher wesentlich, die Einflußfaktoren auf das betriebliche Abwasser aus den verwendeten Fetten und Ölen und dem Temperaturniveau, sowie den in der Produktion eingesetzten Emulgiermitteln, Emulgierstabilisatoren und den eingesetzten Reinigungschemikalien (Detergentien) zu kennen.

Die weiteren Ausführungen befassen sich nun mit jenen Produktionsabwasserbereichen, bei welchen die anteilige Reinigung der frei aufrahmbaren Fette in einem Schwerkraftabscheider nicht die gestellten Anforderungen erfüllen kann.

Hiefür wird im folgenden ein genereller Lösungsansatz und eine Detaildarstellung für einen großen industriellen Betrieb, die Ölmühle Bruck/Leitha, gegeben.

2 Genereller Lösungsansatz

2.1 Definition der im Produktionsprozeß anfallenden Öle und Fette:

In einem ersten Erfassungsschritt sind alle in der Produktion anfallenden Öle und Fette, eventuelle Umsetzprodukte und deren produktionstechnisch und abwasser-technisch wesentlichen Kennzahlen zu erfassen, wie:

- Temperaturbereiche der Produktion,
- Schmelzbereiche,
- Emulsionsbildung in Wasser.

Insgesamt ist eine Kenntnis des Produktionsablaufes für die abwassertechnische Bearbeitung notwendig.

2.2 Detailerfassung des Produktionsprozesses hinsichtlich Rückführungen, Nutzung von Zwischenprodukten, Störfallwahrscheinlichkeit:

Im Hinblick auf die Vermeidung von Abfall und Abwasser sind bei den einzelnen Produktionsschritten jene Grenzbereiche zu erfassen, bis zu welchen eine Produktrückführung oder eine Zwischenprodukt-Aussteuerung zur Nutzung möglich ist, bzw. wo Anlagenstörungen auftreten können.

Im allgemeinen sind Erfassungsmöglichkeiten vorzusehen, bevor Produkte mit Reinigungsmitteln in Verbindung kommen.

Beispielhaft sollen hier einige Punkte angeführt werden:

Ölmühle, Rohöltrennung:

Das in den Pressen anfallende Rohöl wird im Separator bei hoher Temperatur in Rohlecithine und vorgereinigtes Öl getrennt.

Dieses Rohlecithin stellt bei gesonderter Erfassung einen Wertstoff, bei Abfluß oder Überlauf in den Abwasserweg durch die emulgierende Wirkung jedoch einen erheblichen Problemstoff dar. In diesem Bereich wurden daher Auffangtanks und Pufferkapazitäten vorgesehen.

Fettschmelze eines Schlachthofes:

Beim Naßschmelzverfahren wird das ausgeschmolzene Fett durch Zentrifugieren abgetrennt und fällt Produkt und 'Leimwasser' an. Das Leimwasser bildet eine sehr stabile Emulsion und wird mit ca.80°C aus der Zentrifuge ausgetragen. Es ist möglich, durch eine Zentrifugierung des Leimwassers über 96°C den enthaltenen Rest-Fettanteil in wiederverwendbarer Form rückzugewinnen.

Bei Direktableitung des Leimwassers ist der Fettanteil durch chemisch-physikalische Flotationsfällung mit einem erheblichen Abfallanteil verbunden.

Reinigung von Rahmtanks und Rahmleitungen in Molkereibetrieben:

Durch die Konzentration auf dem Molkereisektor werden größere Verarbeitungseinheiten geschaffen und erfolgt der Ausgleich von Produktionsmitteln zwischen diesen Betrieben vermehrt durch Rahmtransporte.

Der im Rahm gegebene 6- bis 12-fache Fettgehalt gegenüber der Milch vermindert das Transportvolumen, bringt aber in den Rahmtanks und Rahmleitungen einen erhöhten Haftfettanteil. Besonders bei jenen Betrieben, welche bereits abwassertechnisch Einsparungen durch Spülwasserrezirkulation und Programmsteuerung CIP-Reinigung durchgeführt haben, können diese erhöhten Fettgehalte zu Überschreitungen der Konzentrationsgrenzwerte führen.

Es ist anlagentechnisch bei den Programmsteuerungen der Reinigung möglich, einen gesonderten Vorspülgang mit warmen Reinwasser durchzuführen, welches in den Futtermitteltank gefahren wird. Damit wird ein Haftfettanteil zumind-dest einer Futtermittelverwertung zugeführt.

Hiezu ist noch anzumerken, daß für derartige Spülungen kein Wasser vom Endspülgang, welches ja bereits Reinigungsmittelreste aus den vorhergehenden Reinigungsgängen enthält, verwendet werden kann.

In Versuchen wird auch derzeit erprobt, einen Spülgang mit Magermilch (mit Fettanteil 0,1 %) für derartige Leitungen zu installieren. Damit kann die Emulsionswirkung und Aufnahmekapazität von Fett durch Magermilch genutzt werden und erfolgt eine Aufwertung der zur Verfütterung bzw. weiteren stofflichen Verwertung abgegebenen Magermilch.

2.3 Erfassung von Emulgatoren:

Anlagentechnik:

- Kreiselpumpen,
- schnellaufende Rührwerke in Abwasserpuffertanks

Produktion:

Es ist eine Abstimmung mit der Produktionstechnik hinsichtlich der eingesetzten Emulgatoren und Emulsionsstabilisatoren erforderlich.

Reinigungsmittel:

Bei der erstmaligen Anlagenauslegung werden im Weg von Versuchen oder in der Einarbeitungszeit von Reinigungsanlagen die eingesetzten Reinigungsmittel erfaßt.

Bei Störung im Wirkungsgrad der Abwasserreinigungsanlagen, welche aus der Produktion nicht erklärbar sind, sind meist Änderungen im Reinigungsprogramm oder in der Reinigungsmittelzusammensetzung (betrieblicher Einkauf) verantwortlich.

2.4 Belastbarkeit der öffentlichen Abwasseranlage mit schwerflüchtigen lipophilen Stoffen:

Der Abbau von Fetten auf einer vollbiologischen Kläranlage erfolgt in zwei Phasen:

- die Hydrolyse der Fette zu Glycerin und Fettsäuren
- die Oxydation der Fettsäuren

Als zulässige Fettbelastung für biologische Kläranlagen wird bei Belebtschlamm-konzentrationen von 3 kg TS/m³ eine Fettfracht von 0,12 kg je kg/Tag, entsprechend etwa 150 bis 200 mg/l Fett im Rohabwasser angegeben (siehe Literatur Krause, ATV, Band V, Kap.5.4.8)

Um nun eine betrieblich einleitbare Fracht an Fetten und Ölen vorabzuschätzen, sollte erhoben werden, welche Belastungen auf der öffentlichen Kläranlage als Grundlast vorliegen.

Bei Kläranlagen mittlerer und größerer Gemeinden mit Fremdenverkehrsanteil sind Werte zwischen 30 und 70 mg/l an schwerflüchtigen lipophilen Stoffen bekannt.

Es ist weiters zu erheben, welche Betriebsverhältnisse bzw. Betriebsprobleme bei diesen Grundlasten bereits vorhanden sind, und sind darauf abgestimmt aus dem angestrebten Anteil des betrieblichen Abwassers am Zufluß der Kläranlage die Grenzwerte für die betriebliche Einleitung zu definieren.

Es können aufgrund der vorhandenen Belastungen der öffentlichen Kläranlage Verschärfungen den Konzentrationsgrenzwerte der Emissionsverordnungen erfolgen. Es erscheint aber aufgrund dieses Lösungsansatzes durchaus legitim, mit der Frachterhebung auch höhere Einleitungskonzentrationswerte zu begründen.

2.5 Konzeption der innerbetrieblichen Vorreinigungsanlage:

Die vorgenannten Erfassungsschritte ergeben die Grundlagen und die Reinigungs-anforderungen der innerbetrieblichen Vorreinigungsanlage.

Die Vorreinigung kann nach den im folgenden angeführten technischen Systemen erfolgen.

Flotationsanlagen:

In technischer Hinsicht zeichnet sich dieser Anlagentyp mit einer sehr großen Verfahrenssicherheit aus. In diesen Anlagen wird durch Chemikalienzusatz

(Eisensalze, Flockungshilfsmittel, Natronlauge) und Belüftung eine Emulsions-brechung, Flockenbildung und Fettabscheidung bei meist gleichzeitiger Ab-scheidung bzw. Erfassung von anderen organischen Abwasserinhaltsstoffen erreicht.

Es können auf das betriebliche Abwasser abgestimmte Programme eingestellt werden und ergibt sich ein vorgereinigtes, definierbares Abwasser zur Ableitung in die öffentliche Kanalisation und ein Flotatschlamm, welcher als Abfall weiterbehandelt werden muß.

Auf dem Markt erhältlich sind flache Becken mit vorgeschalteten Rohrreaktoren zur intensiven Durchmischung der Chemikalien, weiters hohe Becken, welche höhere Schlammtrockensubstanzgehalte im Flotatschlamm erwarten lassen. Insgesamt sollte durch Versuche im technischen Maßstab die optimale Lösung ermittelt werden.

Den entscheidenden Betriebskostenfaktor derartiger Anlagen stellt die weitere Flotatbearbeitung und Entsorgung dar.

Filtration:

Es ist bei neuen Anlagenkonzeptionen durchaus zu empfehlen, auch Lösungen mit Mikrosiebung oder Ultrafiltration, bei welchen das Kriterium die Standfestig-keit der Filtrationsmodule darstellt und welche geringere Abfallmengen als Flotationsanlagen erwarten lassen, im Versuch zu testen.

Zentrifugen:

Auch Lösungen mit Zentrifugen können positive Ergebnisse bringen. Bei einer 3-Phasen-Trennung fallen als leichte Phase Öle und Fette, als Mittelphase gereinigtes Abwasser und als schwere Phase Schlamm bzw. Feststoffe an.

Die entscheidenden Kriterien stellen hier die Betriebstemperaturen dar (da nicht alle Öle und Fette bei gleichen Temperaturbereichen abscheidbar sind), und weiters die im Abwasser enthaltenen Feststoffanteile. Zentrifugen sind sehr empfindlich gegen Eintrag von größeren Feststoffen.

Zusammenfassend muß die betriebliche Abwasservorreinigung mit einem auf die Betriebsart des Produktionsbetriebes und definierte

Reinigungsanforderungen abgestimmten Verfahren durchgeführt werden, welches bei größeren Betrieben oder speziellen Produktionsbedingungen durch Versuche im technischen Maßstab erarbeitet werden muß.

3 Darstellung des betrieblichen Abwasserprojekts und Sicherheitskonzepts der Ölmühle Bruck/Leitha

3.1 Produktionsdaten der Ölmühle:

Die Ölmühle verarbeitet Rapssaat und Sonnenblumenkerne zu Rohöl und Extraktionsschrot.

Die Kapazität der Anlage beträgt:

| | |
|-------------------|-----------------|
| Rapssaat | 400 Tagestonnen |
| Sonnenblumenkerne | 500 Tagestonnen |

Die vorgesehene Betriebszeit pro Jahr sind 300 Arbeitstage im 24 Stunden/ Drei-Schicht-Betrieb mit 7 Tage pro Woche durchlaufender Verarbeitung, wobei ca. 175 Tage Rapssaat und 100 Tage Sonnenblumenkerne mit voller Leistung verarbeitet werden sollen.

Der Prozeß gliedert sich in folgende Teile:

1. Rohstoffübernahme und -einlagerung
2. Rohstoffaufbereitung und -pressung inkl. Sonnenblumenschälung
3. Ölextraktion aus dem Preßkuchen
4. Schrotlagerung und -versand
5. Ölentschleimung
6. Öllagerung und Versand
7. Schalenlagerung
8. Dampferzeugung durch Schalenverbrennung inkl. Wasseraufbereitung
9. Allgemeine Versorgungseinrichtungen inkl. Kühlwasserkreislauf

Im folgenden werden die abwasserrelevanten Teile der Produktion behandelt.

3.2 Weitere Verwendung des in der Ölmühle gewonnenen Rohöles:

Das gewonnene Rohöl wird in einem Rohöltank gespeichert, per Bahn oder LKW abtransportiert (Fettraffination, Lebensmittelindustrie), bzw. in einer auf dem Betriebsareal angesiedelten RME-Anlage weiterverarbeitet.

3.3 Anlage zur Herstellung von Rapsmethylester

inkl. Aufbereitung der Nebenprodukte (RME-Anlage):

Als Produktionsgrundlage dient Rapsöl, welches in der Ölmühle hergestellt wird. Im Prozeß werden Methanol, Kalilauge, Phosphorsäure und Aktivkohle zugesetzt.

Als Produktionsergebnis wird Rapsmethylester gewonnen, welcher einen biologisch abbaubaren Ersatz für Dieseltreibstoff darstellt.

Als Nebenprodukte werden Glycerin und Phosphordüngemittel gewonnen.

Das Glycerin wird in einer Reinigungsstufe zu Pharmaglycerin aufbereitet und an die Pharmaindustrie abgegeben.

Die Phosphordüngemittel werden an die Landwirtschaft abgegeben.

Der Rapsmethylester wird als Treibstoff abgegeben.

3.4 Betriebliche Abwässer:

Ölmühle:

Der betriebliche Abwasseranfall der Ölmühle wurde wie folgt konsentiert:

Extraktion

Die Extraktion wird als Hexan-Extraktion abwasserfrei betrieben. Das in der Extraktion anfallende Prozeßwasser wird im Kreislauf geführt und eingedampft bzw. einer Nachverbrennung unterzogen.

Rohstoffaufbereitung und Pressung inkl. Sonnenblumenschälung

Der Abwasserteilstrom entsteht durch Reinigungswässer und Tropfverluste in der Produktion. Der bisherige Betrieb hat Abflußmengen von im Mittel 10 m³/Tag mit unterschiedlichen Restinhalten von Produktionsstoffen gezeigt.

Im wesentlichen handelt es sich um Feststoffe aus der Saataufbereitung und um Ölinhaltsstoffe.

An einzelnen Anlagenteilen kommt es zum Austrag von Feststoffen und zum Aus-trag von größeren Ölmengen. Die Abwasserreinigungsanlagen wurden daher so ausgelegt, daß Störfälle mit einem verstärkten Anfall von absetzbaren Stoffen und Störfälle mit einem verstärkten Anfall von Ölinhaltsstoffen beherrscht werden können und die abgeschiedenen Stoffe nach Möglichkeit zur Produktion zurück-genommen werden können.

| | |
|-----------------------------------|------------------------|
| Wassermenge: | 10 m ³ /Tag |
| Schwerflüchtige lipophile Stoffe: | 100 mg/l (1 kg/Tag) |

RME-Anlage:

Der betriebliche Abwasseranfall für die RME-Anlage wurde wie folgt konsentiert:

| | |
|-----------------------------------|-------------------------|
| Abwasseranfall: | 7,0 m ³ /Tag |
| Schwerflüchtige lipophile Stoffe: | 100 mg/l (0,7 kg/Tag) |

Gesamtanlage:

| | |
|-----------------------------------|--|
| Gesamtabwasseranfall: | 17 m ³ /Tag |
| Gesamtschmutzfracht: | 1000 EGW hinsichtlich CSB und BSB ₅ |
| Schwerflüchtige lipophile Stoffe: | 1,7 kg/Tag |

Folgende Abwasserinhaltsstoffe sind gegeben:

- Feststoffe wie Sonnenblumenschalen, Anteile von Preßkuchen, Anteile von Extraktionsschrot
- Rapsölkomponenten
- Sonnenblumenölkomponenten
- Lecithin
- Rapsmethylester
- Fettsäuren
- Glycerin
- Phosphorsäure
- Kalilauge
- Kaliseifen
- Methanol

3.5 Darstellung der Reinigung des betrieblichen Abwassers:

Anlagenbeschreibung:

Vom Betrieb gelangt das Abwasser in den Trog des Schneckenförderers, dieser befördert das Abwasser samt Inhaltsstoffen (z.B. Schalentteile, etc.) zu einer Exzentrerschneckenpumpe, diese fördert das Abwasser über eine Druckleitung in den Dekanter.

Im freien Gefälle gelangt das Abwasser über einen Schwerkraft-Fettabscheider (Sicherheitselement) in ein belüftetes Pufferbecken mit max. 27 m³ Inhalt. Aus diesem Becken wird gleichmäßig eine Flotation beschickt. Die Durchschnittsleistung der Flotation bei Chemikalienzugabe liegt bei 3 m³/h.

In der Flotation erfolgt die Chemikalienbeigabe von Eisensalz, Polyelektrolyt und Natronlauge. Gleichzeitig wird das Abwasser belüftet. Durch die Chemikalienbeigabe wird eine Emulsionsbrechung mit Feststoffausfällung und die Abwasserneutralisation im Durchlauf erreicht.

Der in der Flotation abgeschiedene Schlamm wird in einem Entwässerungscontainer zwischengespeichert und als Abfall entsorgt.

Dekanter:

Der Dekanter wird mittels Monopumpe beschickt, der vorgeschaltete Trogförderer gewährleistet die Zufuhr aller im Abwasser vorhandenen Inhaltsstoffe. Das Abwasser wird in einem zentralen Einlauf zugeführt und über eine ringförmige Ablaufschwelle abgeleitet. Eine Ölschürze sorgt für den Rückhalt spezifisch leichter bzw. aufschwimmender Teile.

Die im Abwasser enthaltenen Feststoffe sinken durch die geringe Horizontalgeschwindigkeit zu Boden und können aus dem Absetztrichter abgezogen werden. Der Schlammabzug erfolgt händisch mit dem hydrostatischen Druck im Behälter.

Sowohl die aufschwimmenden Ölteile als auch die abgesetzten Produktionsreststoffe werden in die Produktion zurückgenommen.

Pufferbecken mit Jet-Stream-Belüftung:

Das Pufferbecken dient als Misch- und Ausgleichsbecken. Die Schaltung der installierten Tauchpumpe erfolgt wasserstandsabhängig zwischen 0,3 m und 1 m Wasserhöhe im Becken. Dadurch ist eine gleichmäßige Beschickung der Flotation möglich.

Das Volumen zwischen 1,0 und 1,5 m Wasserstand dient als zusätzlicher Speicher bei eventuellen Störfällen.

Das Becken wird mittels eines Jet-Stream-Belüfters umgewälzt, um Geruchsbelästigungen hintanzuhalten. Das Abwasser wird dabei mittels einer Tauchpumpe in die Düsenkammer des Jets gepumpt. Durch den Wasserdruck wird selbsttätig Luft angesaugt, im Abwassertreibstrahl fein verteilt und als Luft-Wasser-Gemisch durch das Strahlrohr in das freie Becken geleitet. Die dabei entstehende Umlaufströmung verhindert auch ein Absetzen im Becken und sorgt zusätzlich für aerobe Verhältnisse im Abwasser.

Flotation:

Das Abwasser wird von dem belüfteten Pufferbecken mittels Exzentrerschneckenpumpe in einen Rohrreaktor gedrückt.

In dem schlangenförmig angelegten Rohrsystem wird unter Druck zu Beginn der Vermischungsstrecke Eisensalz und gegen Ende der Vermischungsstrecke Flockungsmittel zur Sicherstellung der chemischen Fällung zudosiert.

Die im Abwasser enthaltenen Inhaltsstoffe (Fette, Öle und ein Teil der gelösten organischen Inhaltsstoffe) werden so in eine abscheidbare Form gebracht. Die für die Flotation benötigte Luft wird über einen Kompressor erzeugt und in die Rohrleitung unmittelbar vor Austritt in den Abscheider zudosiert.

Nach dem Entspannen auf Atmosphärenbedingungen werden kleine Luftblasen frei, die sich nach Mischen mit dem Abwasser an die Feststoffe anlagern.

Es bildet sich eine Schwimmschlammschicht, welche mit einem in der Flotationswanne oben liegenden Räumsystem in einen Abfallbehälter ausgetragen und eingedickt wird.

Sedimentiertes Material wird aus dem Absetztrichter abgezogen und in den Abfallbehälter ausgetragen.

Aus der Anlage wird laufend ein Teilstrom des bereits behandelten Abwassers in den Rohrreaktor zurückgedrückt. Auf diese Weise kann Fällmittel eingespart werden und die pH-Wert-Einstellung optimiert werden.

Die Steuerung der pH-Wert-Einstellung erfolgt über pH-Meßsonden zu Beginn und Ende der Rohrreaktionsstrecke.

Die Neutralisation erfolgt mittels Natronlauge im Durchlaufprinzip.

Dosiermittelbedarf bei 3 m³/h Durchsatzleistung: \approx 15 m³ je Tag

| | | |
|--------------------|----------------------|-------------|
| Polyelektrolyt: | ca. 10 mg/l | 0,15 kg/Tag |
| Eisen-III-Chlorid: | ca. 750 mg/l, 40%-ig | 11 kg/Tag |
| Natronlauge: | ca. 650 mg/l, 33%-ig | 10 kg/Tag |

Abfallentsorgung sowie Rückführung von Produktionsstoffen:

Bei einer Durchsatzleistung von 15 m³/d ergibt sich ein täglicher Schlammanfall von ca. 300 kg (ca. 25% TS).

Der anfallende Schlamm wird mittels Schneckenpumpe in einen Entwässerungs-container gepumpt. In einem Normcontainer sitzt ein Filterkorb, der aus einem Stahlrohrrahmen, aufgeschweißten Lochblechen und einem darauf befestigten, hochfesten Filtergewebe besteht. Ventile am Containerboden sorgen für den kontinuierlichen Ablauf des gefilterten Wassers über eine Dränrinne zurück in das Pufferbecken. Der Schlamm wird als Abfall entsorgt.

Die Grobstoffe aus dem Dekanter werden in einen separaten Entwässerungscontainer der gleichen Bauart abgeworfen und können in die Produktion rezirkuliert werden.

Aufschwimmende Öle werden direkt in einen dafür vorgesehenen Öltank abgetrennt und können ebenfalls in die Produktion zurückgeführt werden.

3.6 Vermeidungsmaßnahmen und Produktionsrückführungen im Bereich der Ölmühle:

Wesentliche produktionstechnische Maßnahmen wurden bei der Ölzentrifuge gesetzt. Diese trennt bei hoher Temperatur (ca. 90°C) das Rohöl in:

- gereinigtes Rohöl
- Lecithin
- Wasser und Feststoffe.

Lecithin (phosphathältige Fettsäureverbindung) liegt als Bestandteil des Rohöls vor.

Vor der Ölzentrifuge befindet sich der Rohölfilter. Das ausgefilterte Feststoffmaterial wird in Chargen ausgebracht und dem Extraktionsschrot zugemischt. Dieser Filter dient der Grobreinigung vor der anschließend in der Zentrifuge durchgeführten Feinreinigung.

Die Zentrifuge ist selbstabschlammend, wobei der intermittierend ausgetragene Lecithinanteil auf einen Zwischentank abgeleitet und von dort dem Extraktionsschrot zugeführt wird. Aufgrund der wertvollen Inhaltsstoffe ist diese Zuführung zum Preßschrot sinnvoll und erwünscht. Damit ist auch eine Verwertung als Futter (ohne Abfallentsorgung) gesichert.

Das gereinigte Rohöl wird in Ölvorrattanks abgeleitet.

Der gesamte Bereich der Produktionsflächen der Ölmühle wurde im Erdgeschoß als Wanne ausgebildet. Der von dort ablaufende Fußbodenkanal ist mittels Schieber abgesichert. Im Falle von Leckagen oder Störfällen kann in diesem Bereich eine Rückhaltung und Rücknahme in die Produktion erfolgen.

Im Falle von periodischen Reinigungen wird der Schieber geöffnet und erfolgt eine Ableitung zur Abwasseranlage.

3.7 Vermeidungsmaßnahmen und Produktionsrückführungen im Bereich der RME-Anlage:

Die RME-Anlage ist im Kellerbereich mit einem zweiteiligen Pufferbecken ausgebildet. Ein Becken dient als Sicherheitsbecken, ein Becken dient zum Auffangen von Leckagen für die Produktionsrückführung.

3.8 Vermeidungsmaßnahmen im Bereich der Extraktion:

Im Bereich der Extraktion wird aus dem Preßkuchen über das Lösungsmittel Hexan Extraktionsöl gewonnen.

Die Extraktion wird abwasserfrei im Kreislauf betrieben.

Der Preßkuchen wird mit Direktampf behandelt.

Die aus dem Öltrockner aufsteigenden Wasserbrüden werden über einen Tropfenabscheider geführt und in einem Kondensator kondensiert. Das Kondensat wird über einen Hexanwasserabscheider geführt. Das Hexan wird in den Prozeß rückgeführt. Das Abwasser wird erwärmt und von leichtflüchtigen Stoffen getrennt. Diese gelangen wieder in die Hexanextraktion.

Das Abwasser wird wieder zur Dampferzeugung in der Anlage verwendet.

Das beschriebene System zeichnet sich durch folgende Vorteile aus:

1. Abwasserfreie Anlage
2. Reduzierung des Bedarfs an Kesselspeisewasser
3. Reduzierung des Energieverbrauchs

Eine Beeinträchtigung der Schrotqualität im Hinblick auf die Verwendung als Eiweißfuttermittel ist bei der Verwendung des Abwassertampfes als Direktampf nicht gegeben, da die im Abwasser enthaltenen organischen Substanzen jenen im Extraktionsschrot entsprechen.

Die gesamte Extraktion wurde abwasserfrei ohne Direktanschluß an die Kanalisation hergestellt.

3.9 Sicherheitseinrichtungen im Kühlwasserkreis (Störfallbecken):

Das Kühlwasser wird über ein von der früheren Brucker Zuckerfabrik bestehendes Kanalsystem aus dem Leitha-Werkskanal bezogen. Die wasserrechtliche Bewilligung wurde für eine Entnahmemenge von 355 m³/h mit einer maximalen Temperaturerhöhung im Vorfluter von 3°C und einer Rückleitung in den Leitha-Werkskanal genehmigt. Der Vorfluter Leitha-Werkskanal hat eine 365-Tageswasserführung von 0,55 m³/s bzw. 1.980 m³/h.

Über ein Pumpenhaus wird das Kühlwasser nach mechanischer Filterung über Spaltfilter 100 µ in das Kühlwasserverteilnetz der Anlage in die Kühlsysteme - insbesondere im Bereich der Extraktion und Aufbereitung - geleitet.

Sämtliche Kühlwasserbedarfsstellen sind mit Indirektkühlern im Durchlaufsystem angeschlossen.

Beim Extraktionskreis ist weiters ein Sicherheitsabscheider mit Hexanwarngerät installiert.

Als wesentliche Sicherheitseinrichtung für die Kühlwasserrückleitung, welche auch gleichzeitig den gesamten Oberflächenwasserabfluß des Werksareals erfaßt, wurde ein Sicherheitsbecken, welches für die frühere Brucker Zuckerfabrik als Absetzbecken bestanden hat, entsprechend adaptiert.

Es wurden die Schlammablagerungen geräumt, eine dichte Sohle mittels Tondichtung (2-lagig, 60 cm) eingebracht und die Ablaufschwelle mit einer Tauchwand und Zahnschwelle adaptiert.

Der Beckeninhalt beträgt 1.100 m³ und ergibt sich beim Kühlwasserdurchfluß eine Aufenthaltszeit von 3 Stunden bzw. beim Berechnungsregen eine

Aufenthaltszeit von ca. 40 Minuten bei einer gleichzeitigen mittleren Durchflußgeschwindigkeit von 0,1 m/s.

Zur betrieblichen Störfallmeldung wurde ein Ölwarngerät (Photometer), welches mittels Reflexion eines Laserstrahls auf der Wasseroberfläche Ölfilmreste meldet, in den Ablaufkanal des Gesamtbetriebes installiert.

Die Ablauftauchschwelle mit Zahnschwelle soll verhindern, daß ein im Störfall eingetragener Ölanteil zur Leitha abfließt, bevor nach Meldung des Ölwarngerätes betriebliche Sicherungs- und Bergemaßnahmen (Absaugung des Ölfilmes) durch-geführt werden können.

Um Kontaminationen des abfließenden Regenwassers durch Produktreste, welche in Trockenwetterzeiten auf den Verkehrsflächen abgelagert werden, zu vermeiden, wird periodisch der gesamte Bereich der Rohstoff- und Extraktionsschrotverladung mit einer Kehrmachine gereinigt.

3.10 Sicherheitseinrichtungen in den Ölverladebereichen:

Im Ölverladebereich befindet sich eine Spur zur LKW-Verladung und ein Schlepp-geleise zur Bahnverladung. Es wurde der LKW-Verladebereich mit entsprechender Gefällsausbildung hergestellt und wurden weiters die Rillenschienen des Schlepp-geleises über gesonderte Einlaufschächte erfaßt und vom übrigen Bereich des Schleppgeleises abgetrennt.

Der Gesamtbereich der Bahn- und LKW-Verladung wird über einen Schlammfang und Restölabscheider (Sicherheitsabscheider) mit einer Nennleistung von 10 l/s erfaßt.

3.11 Sicherheitseinrichtungen im Verladebereich für Methanol und Glycerin bei der RME-Anlage:

Diese Verladebereiche wurden mit Gefällsabtrennung von den übrigen Verkehrs-flächen abgeteilt und entwässern in ein Speicherbecken. Der Ablauf dieses Speicherbeckens wird ständig geschlossen gehalten. Nach einem Regenereignis oder Störfall wird der Inhalt im Labor geprüft und entweder über den betrieblichen Abwasserkanal oder über die Regenwasserableitung abgeleitet.

3.12 Sicherheitseinrichtungen im Extraktionsgebäude:

Im Fall einer Leckage gelangt das Öl-Wasser-Hexangemisch auf das Erdgeschoßniveau und ist dieses über eine Gerinneentwässerung mit einem Pufferbecken verbunden. Dieses Pufferbecken ist durch Tauchwände und Überfallwände in Absetzkammern unterteilt, sodaß aus diesen eine Rücknahme von Wertstoffen in die Produktion erfolgen kann.

Das Extraktionsgebäude ist mit einer zum Teil befestigten und mit einer zum Teil bekiesten Sicherheitszone umgeben. In dieser Sicherheitszone sind gemäß gewerbebehördlichen Vorschriften (Explosionsgefahr) keine nach außen abführenden Kanäle zulässig. Es wurde daher der befestigte Bereich mit einem Dränrinnen-system abgesichert. Dieses entwässert mit einer Mündung in das Sammelbecken des Extraktionsgebäudes.

Bei periodischen Reinigungen des Gerinnesystems und des Pufferbeckens kann über eine Pumpverbindung eine Ableitung des Reinigungswassers im Rahmen des Konsens über die betriebliche Abwasserkanalisation erfolgen.

3.13 Überwachungseinrichtungen:

Die betriebliche Abwasserableitung ist mit einer registrierenden Meßstrecke und einer mengenproportional angesteuerten Tagesprobenahme abgesichert.

Die Kühlwasserrückleitung (gleichzeitig Niederschlagswasserableitung zum Leitha-Werkskanal) ist mit einer Ölwarnsonde und mit einer Temperaturschreibung ausgestattet.

Die Betriebsüberwachung wurde in einem detaillierten Überwachungsprogramm und Probenahmeprogramm mit Auswertung, bestehend aus Eigenüberwachungen und Fremduntersuchungen, im wasserrechtlichen Verfahren definiert. Die entsprechenden Meßprotokolle liegen im Anhang bei.

4 Gesamtergebnis und Zusammenfassung

Durch die in der Betriebsübersicht dargestellten Vermeidungsmaßnahmen, Produktionsrückführungen, Sicherheitsmaßnahmen und Reinigungsmaßnahmen konnte der Betrieb seit Fertigstellung der Anlagen im Jahr 1993 störungsfrei sowohl hinsichtlich des Vorfluters Leitha-Werkskanal als auch der öffentlichen Kanalisation mit folgenden Ableitungen betrieben werden:

| | |
|---|----------------------------|
| Abwassermenge: | Konsens: 17 m ³ |
| Abwasserfrachten hinsichtlich CSB und BSB5: | Konsens: 1000 EGW |
| Schwerflüchtige lipophile Stoffe: | Konsens: 1,7 kg/Tag |

Bei diesen Frachten ist zu berücksichtigen, daß im Betrieb täglich 500 - 600 t Ölsaaten zu ca. 300 t Rohöl verarbeitet werden, und daß dieses Rohöl samt Nebenprodukten abtransportiert wird bzw. zu einem Anteil von ca. 50 Tagedonnen in einer Rapsmethylester-Anlage weiter zu Biodiesel verarbeitet wird.

Insgesamt werden bei einer täglichen Produktion bzw. bei einem täglichen Umschlag von 300 t bzw. 300.000 kg Öl 1,7 kg an schwerflüchtigen lipophilen Stoffen über den Abwasserweg entsorgt.

Diese Gegenüberstellung zeigt, daß bei konsequenter Durchführung von Maßnahmen ein sehr hohes Vermeidungs- und Vorreinigungspotential erreicht werden kann.

5 Literaturverzeichnis

1. ATV Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik, Band V
 Kapitel 3: Übersicht allgemeiner Verfahren und Möglichkeiten zur Reduzierung der Abwasserlasten aus Industriebetrieben - Dr.Ing. K.-H. Rosenwinkel
 Kapitel 5.4: Fabriken zur Gewinnung der Verarbeitung von Speisefetten und Ölen - Dipl.Ing. A.Krause
2. Begert, Dr.Axel: Abwasseruntersuchungen des betrieblichen Abwassers, Rücklösungsversuche und Begutachtungen von Rapsöl und Sonnenblumenöl in Wasser als Grundlage der Störfallbegutachtung
3. Beyer, Walter: Lehrbuch der organischen Chemie, 20. Auflage, Stuttgart, 1984
4. Gesetzliche Grundlagen:
 - Wasserrechtsgesetznovelle 1990 zum WRG 1956
 - Allgemeine Emissionsverordnung, Bundesgesetzblatt 179/1991 vom 12.4.1991
 - Begrenzung von Abwasseremissionen aus Schlachtbetrieben und fleischverarbeitenden Betrieben vom 12.4.1991, Bundesgesetzblatt 182/1991
 - Begrenzung von Abwasseremissionen aus Milchbearbeitungs- und Milchverarbeitungsbetrieben vom 12.4.1991, Bundesgesetzblatt Nr. 183/1991
5. Haberl, R. Univ.Prof. Dipl.Ing. Dr.: 'Bericht über die Untersuchung der Belastung und der Reinigungsleistung der innerbetrieblichen Vorreinigungsanlage der Ölmühle Bruck/Leitha, 1992 und 1993'
6. Mudrak; Kunst : 'Biologie der Abwasserreinigung'
 4. Auflage, Gustav Fischer-Verlag, Stuttgart 1994
7. Fa. Nijhuis Winterswijk, Holland: Bauangaben und Untersuchungsergebnisse von Flotationsanlagen
8. Ölmühle Bruck : Verfahrensschema und Produktionsbeschreibung der Firma Ölmühle Ges.mbH. & Co KG, Industriegelände West 3, 2460 Bruck/Leitha
9. Ölmühle Bruck und Firma VTU Graz (Verfahren - Technologie - Umwelt)
 Verfahrensschema und Prozeßbeschreibung der Rapsmethylesteranlage
10. Ribarov, Dimiter: Ökodiesel-RME. Handbuch für Anwender, Rapsmethylester Produktionsges.mbH - Bruck/Leitha, 1993
11. Riemer, Heinz; Schmidt, H.-G.: Technische Emulgatoren auf der Basis von Fetten und Ölen. In: Eggersdorfer, M.; Warwel, S.; Wulff, G.: Nachwachsende Rohstoffe. Perspektiven für die Chemie - Weinheim, 1993
12. Schuster, G.: 'Herstellung und Stabilisierung von Lebensmittelemlusionen', in: 'Seifen-Öle-Fette-Wachse', 107.Jahrgang Nr. 14/1991
13. Firma Sulzer-Infrabau, Wien: Projekt Ölmühle Bruck, Nr. 9354 aus 1991
14. VDI-Gesellschaft Energietechnik: Energie aus nachwachsenden Rohstoffen und organischen Reststoffen, Tagungsbericht von der Tagung Darmstadt, 8.3.1990 - Düsseldorf, VDI-Verlag, 1990 (VDI-Berichte 794)

Dipl.Ing. Ernst PESTAL

Ziviling.für Kulturtechnik und Wasserwirtschaft,
 allgemein beedeter gerichtlicher Sachverständiger

2500 Baden

Schützengasse 16

Innerbetriebliche Maßnahmen bei der Textilindustrie

E. Burtscher

Institut für Textilchemie und Textilphysik der Universität Innsbruck

Textilveredlung - eine Produktion mit einer Vielzahl an Farbstoffen, Textilhilfsmitteln und Einzelprozessen

Der Textilveredler bewirkt die wohl wichtigste Eigenschaft der textilen Ware - die Färbung. Die Textilveredlung ist ein komplexer mehrstufiger Prozeß, der beeinflußt wird von Fasermaterial, der gewünschten Farbe, den verlangten Gebrauchswerteigenschaften, der Warenaufmachung, besonderen Kundenwünschen, zur Verfügung stehendem Gerätepark und vielen anderen Gesichtspunkten. Die Vielzahl an Farbnuancen, der rasche Wechsel an Modetrends, geringe Stückzahlen bzw. Kleinpartien, starker Konkurrenzdruck und sehr kurze Lieferzeiten erlauben kaum eine detaillierte Optimierung der einzelnen Verfahren und Produktionsmöglichkeiten.

Der Textilveredler ist zumeist mit Tagesproblemen und dem Erreichen der gewünschten Echtheiten der Ware beschäftigt und kann aufgrund des raschen Produktionswechsels ein Optimierungskonzept nur sehr langsam, wenn überhaupt, in die Praxis umsetzen.

1 Durch die Einleitung von Textilabwässern in eine Kläranlage verursachte Störungen und Probleme

Aufgrund der Produktvielfalt und Menge an eingesetzten Farbstoffen und Textilhilfsmitteln werden die verschiedenen Abwasserkenngrößen unterschiedlich stark beeinflußt. Eine Überschreitung eines Grenzwertes kann deshalb zumeist nicht nur auf eine Problemchemikalie oder eine belastende

Substanzklasse zurückgeführt werden. In der Tabelle 1 sind die Abwasserparameter aufgezählt, welche in der kommunalen Abwasserreinigungsanlage die größten Probleme verursachen. In der Tabelle 2 sind zu den wichtigsten Abwasserparametern jene Substanzgruppen aufgelistet, welche zu einer besonderen Abwasserbelastung führen [1 - 4]. Über Betriebserfahrungen von kommunalen Kläranlagen mit einem hohen Textilabwasseranteil wurden ebenfalls eingehend berichtet [5,6].

| Abwasserparameter | Störung beim Klärbetrieb | Gegenmaßnahmen beim Einleiter |
|---|---|---|
| Schwermetallfrachten | überhöhte Schwermetallbelastung des Klärschlammes durch Cu, Cr. | schwermetallfreie Ersatzprodukte, Abwasservorbehandlung (Flockung, Filtration, ...) |
| Färbung (meist durch Reaktivfarbstoffe) | Beeinträchtigung der Biologie, gefärbter Ablauf der Kläranlage | sparsamer Farbstoffeinsatz, Abwasservorbehandlung |
| ungünstiges BSB/CSB-Verhältnis | biologisch schwer abbaubare organische Verbindungen, hoher Rest-CSB | Einsatz möglichst abbaubarer Textilhilfsmittel, Abwasservorbehandlung |
| AOX-Wert, POX-Wert | hohe Toxizität, mögliche Bioakkumulation | Einschränkung der Chlorbleiche, Maßnahmen in der Prozeßführung |

Tabelle 1: Probleme bei der Einleitung von Textilabwasser in eine öffentliche Kläranlage [7, 8]

| Abwasserparameter | Verursacher der Abwasserbelastung |
|---------------------------|---|
| Farbe | Reaktivfarbstoffe |
| Schwermetalle: Chrom | Metallkomplexfarbstoffe, Chromkhaki |
| Cobalt | Metallkomplexfarbstoffe |
| Kupfer | Metallkomplexfarbstoffe, Nachbehandlung, Pigmente |
| Nickel | Metallkomplexfarbstoffe |
| Zink | basische Farbstoffe, Reduktionsmittel, Pigmente |
| Antimon, Zinn | Flammschutzmittel |
| Mineralöle | Päparationen, Entschäumer |
| Halogenkohlenwasserstoffe | Waschmittel, Carrier, Flammschutzmittel, Chlorbleiche, Farbstoffe |
| Ammonium-Stickstoff | Hilfsmittel, Harnstoff |
| Neutralsalze | Reaktiv- und Substantivfärberei, insbes. Ausziehfärberei |
| sonstige Störstoffe | Küpenfärberei |
| Dithionit | Schwefelfärberei |
| Sulfid | Konservierungsmittel |
| Bakterizide | Chlorbleiche, Wollchlorierung |
| freies Chlor | |

Tabelle 2: Ursache für verschiedene den Klärbetrieb störende Abwasserparameter

Da bei der Textilveredlung verschiedene Warenverunreinigungen oder Hilfsstoffe wie Schlichte von der Ware zu entfernen sind, fällt in der Vorbehandlung der Ware der größte Teil der Gesamt-CSB-Fracht an. Einen ebenfalls erheblichen Beitrag verursachen alle jene Komponenten, die als Hilfsmittel zugesetzt werden, und nicht oder nicht ausreichend auf der Ware fixiert werden (Tabelle 3).

| | |
|--------------------------|------|
| Entschlichtungsflotten | 57 % |
| Garnpräparationen | 5 % |
| Netz- und Waschmittel | 18 % |
| Farbstoffe und Weißtöner | 1 % |
| Färbereihilfsmittel | 7 % |
| Reduktionsmittel | 3 % |
| Organische Säuren | 7 % |
| Appreturmittel | 1 % |

Tabelle 3: Textilveredlung - Herkunft der CSB-Belastung [9]

Kein Betrieb gleicht dem anderen und jeder Betrieb fährt seine eigene spezifische Produktion. Deshalb kann auch ein Abwasserbehandlungskonzept, das sich in einem Betrieb bewährt hat, nicht ohne weitere Überprüfung sofort auf den nächsten Betrieb übertragen werden.

Bei Kenntnis der Produktpalette und des Produktionsschwerpunktes eines Betriebes können relativ rasch die wichtigsten Hauptprobleme zusammengefaßt werden. In den Tabellen 4, 5, 6 sind die wesentlichen Problemstoffe je nach Produktionsschwerpunkt aufgelistet [10, 11].

Bei der Vorbehandlung kommt der Entschlichtung die größte Bedeutung zu, da Entschlichtungsflotten einen äußerst hohen CSB-Anteil im Gesamtextilabwasser verursachen (vergleiche Tabelle 3 und 4). Eine Einflußnahme auf den Einsatz von biologisch abbaubaren Schlichtemitteln ist aber zumeist nur jenen Betrieben möglich, welche vollstufig arbeiten, d.h. Spinnen, Schlichten, Weben und anschließend veredeln.

Da die verschiedenen Textilveredlungsschritte zumeist in wäßriger Flotte durchgeführt werden, kommen auch große Mengen an Waschmitteln und verschiedenste Tenside zum Einsatz. Je nach Einsatzbereich ist hier eine besondere Stabilität der Tenside ein wichtiges Auswahlkriterium.

Von Bedeutung ist auch die Wasserenthärtung sowie die Komplexierung von störenden Härtebildnern, da hier ebenfalls verschiedene Abwasserparameter sehr negativ beeinflußt werden können (z.B. Phosphat-Wert, Gehalt an nicht eliminierbarem Phosphor).

| Vorbehandlung ausgewaschene Stoffe | biologische Eliminierbarkeit | besondere Hinweise |
|--|---------------------------------|--|
| Fasern | nur mechanisch | aus Betriebswasser entfernen, sonst Verstopfungsgefahr in mechanischer Vorklärung oder im Belüftungsaggregat, Verzopfungen im Faulturm |
| Pflanzliche Öle, Fette, Protein, Wachse, Kohlenhydrate | leicht | evt. temporäre Störung der biologischen Stufe |
| Mineralöl (z.B. Faserpräparation) | schwer (mittel) | in kleinen Mengen verträglich, Adsorption an Klärschlamm, Bildung von Schwimmschlamm |
| Schlichte auf Stärkebasis (nicht chemisch modifiziert) | leicht | evt. Klumpenbildung in Vorklärung, starke Sauerstoffbelastung in der ARA |
| Schlichte auf Basis Stärkeether und Stärkeester | mittel (schwer) | chemische Modifizierung der Stärke erschwert den biologischen Abbau |
| Schlichte auf Basis Polyvinylalkohol | mittel (schwer) | nur nach besonderer Adaptation in Kläranlagen biologisch abbaubar, ungünstiges BSB/CSB-Verhältnis |
| Schlichte auf Basis Polyacrylat | schwer | teilweise Elimination durch Adsorption am Klärschlamm, ungünstiges BSB/CSB-Verhältnis |

Tabelle 4: Biologische Eliminierbarkeit von Substanzen, die bei der Vorbehandlung anfallen [12]

| Veredlung ausgewaschene Stoffe | biologische Eliminierbarkeit | besondere Hinweise |
|--|---------------------------------|---|
| Farbstoffe und optische Aufheller | schwer | Adsorption am Klärschlamm, Färbung des Vorfluters; gut ausziehbare bzw. fixierbare Farbstoffe bevorzugen; restliche Druckpasten als festen Abfall verbrennen oder deponieren; Farbstoffe aus konzentrierten Restflotten ausfällen |
| Appreturmittel auf Basis synthetischer Polymere | schwer (mittel) | oft starke Adsorption am Klärschlamm |
| Verdickungsmittel und Zusätze zu Druckpasten (Stabilisierungsmittel) | sehr unterschiedlich | so weit möglich mechanische Entfernung und Beseitigung als feste Abfälle |
| Phenol- und Diphenyl- Derivate (z.B. als Carrier) | mittel (schwer) | teilweise abbaubare Stoffe mit anfänglich oft starker Giftwirkung |
| chlorierte aromatische Verbindungen (z.B. als Carrier) | schwer | Hemmwirkungen besonders auf die anaerobe Klärschlamm-Gärung. Ökologisch sehr problematisch: Produktumstellung auf chlorfreie Verbindungen |
| Sulfite, Hydrosulfit, Thiosulfat | leicht | Störung der biologischen Stufe durch Sauerstoffzehrung; Beschränkung des Einsatzes; spezielle Dosieranlagen; Ersatz durch organische Reduktone |
| Pentachlorphenol und andere Verrottungs- schutzmittel | schwer | sehr starke Hemmwirkung auf die anaerobe Klärschlammabbau. Umweltgift |

Tabelle 5: Biologische Eliminierbarkeit von Substanzen,
die bei der Veredlung anfallen

| Waschflottenzusätze | biologische Eliminierbarkeit | besondere Hinweise |
|--|----------------------------------|---|
| Seife | leicht | keine besonderen Probleme |
| „weiche“ Tenside: Fettalkoholsulfate, Polyglycoether, Fettalkoholpolyglycoether | leicht | evt. Schaumbekämpfung bei der ARA |
| „harte“ und „mittelharte“ Tenside: Ethylenoxid/ Propylenoxid-Addukte; Alkylphenolpolyglycoether, -sulfonate | schwer bis mittel | häufige Ursache für ungenügende Klärwirkung, zu hohe DOC- bzw. COD-Werte im ARA-Vorfluter; Ersatz durch „weiche“ Tenside |
| Phosphate | biologisch-chemisch eliminierbar | evt. im Textilbetrieb ausfällen, evt. P-Eliminierung in der ARA (Gefahr der Überdüngung des Vorfluters), Biomasseproduktion |
| Komplexbildner NTA (Nitrilotriessigsäure) | mittel | nur nach genügender Adaptation in Kläranlage biologisch abbaubar |
| „harte“ Komplexbildner: z.B. EDTA (Ethyldiamintetraessigsäure) | schwer | EDTA kann aus Abwässern oder Klärschlamm Schwermetalle in wasserlöslichen Komplexen binden; Transport von Schwermetallen in den Vorfluter; Härtebildner durch anorganische Enthärtungsverfahren entfernen; Ersatz durch biologisch abbaubare Komplexbildner |

Tabelle 6: Biologische Eliminierbarkeit von Waschflottenzusätzen

2 Das Hauptmerkmal textiler Abwässer - die Farbigkeit

Die wichtigen dem Färber zur Verfügung stehenden Farbstoffklassen sind in Abb.1 nach der Einsatzmenge zusammengestellt [13]. Die Reaktivfarbstoffe stellen die bedeutendste Farbstoffklasse dar, da derzeit sehr brillante, klare

Farbtöne gewünscht werden und mit dieser Gruppe insbesondere Baumwollartikel gefärbt werden.

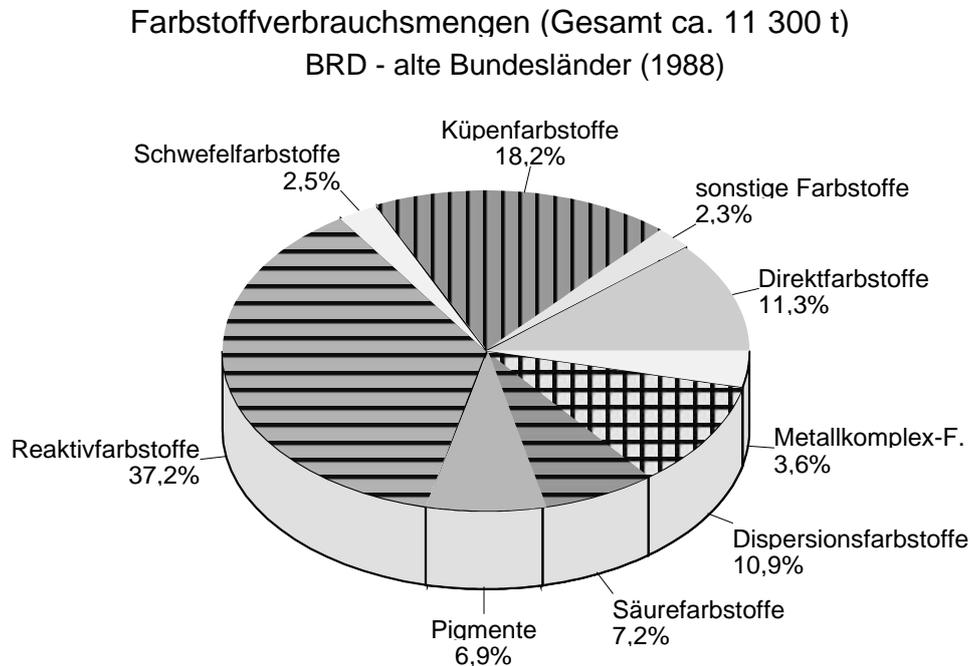


Abbildung 1 Farbstoffmengenverbrauch in der BRD (alte Bundesländer) 1988

Die Vielzahl an zu färbenden Materialien, die zudem in verschiedenen Aufmachungsformen wie Flocke, Garn, Gewebe, Kette, Maschenware aber auch als Stückware gefärbt werden können, fordern um eine entsprechende Farbpalette anbieten zu können, eine großes Lager an Farbstoffen. Hier kommt es zu einer engen Bindung zum Farbstofflieferanten, der über seine Beratungstätigkeit wesentlich zur Optimierung der Färberezepturen beitragen kann.

2.1 eingesetzte Farbstoffe - Farbstoffklassen

In Tabelle 7 sind die Eignung der Farbstoffklassen für verschiedene Fasermaterialien angeführt. Für die Diskussion verschiedener Abwasserprobleme durch Farbstoffe sind insbesondere die chemischen Eigenschaften und die Zugehörigkeit zu chemischen Klassen wichtig.

| chem. Charakter | | Farbstoff-Klasse wichtige chemische Strukturen | Textiles Substrat | | | | | | |
|--------------------------------------|------------------|--|-------------------|-----------|----------------------|------------------------|----------------|-------|-------|
| Löslich- keit H ₂ O | Iono- genität | | Aceta- t | Cellulose | Poly- Acrylnitril | Poly- amid | Poly- ester | Seide | Wolle |
| + | k | Basische Farbstoffe Azo / Anthrachinon / Cyanin- und Hemicyanin | | | ++ | + anionisch mod. | | | |
| + | a | Beizenfarbstoffe Azo / Anthrachinon / Merochinoide | | | | | | | |
| + | a | Direktfarbstoffe Azo / Metallkomplex | | ++ | | | | | |
| + | a | solubilisierete Küpenfarbst. Anthrachinon / indigoid | | + | | | | | |
| + | a | Reaktivfarbstoffe Azo / Anthrachinon / Metallkomplex | | ++ | | | | + | + |
| + | a | Säurefarbstoffe Azo / Anthrachinon / Metallkomplex / Merochinoid | | | | ++ | | ++ | ++ |
| + | a | Schwefelfarbstoffe Schwefel | | + | | | | | |
| + | a | Beizenfarbstoffe Azo / Anthrachinon / Merochinoide | | | | | | | + |
| + | a | Dispersionsfarbstoffe Azo / Anthrachinon / Methin | ++ | | | + | ++ | | |
| + | a | Entwicklungsfarbstof- fe Azo | | ++ | | | + | | |
| - | a | Küpenfarbstoffe Anthrachinon / indigoid / Thiazin | | ++ | | | | | |
| - | a | Pigmentfarbstoffe Azo / Anthrachinon / Merochinoid / Metallkomplex / Oxazin / Methin | Druck | Druck | Druck | Druck | Druck | Druck | Druck |
| - | a | Schwefelfarbstoffe | | + | | | | | |

| | | | | | | | | | |
|--|--|----------|--|--|--|--|--|--|--|
| | | Schwefel | | | | | | | |
|--|--|----------|--|--|--|--|--|--|--|

Tabelle 7: Farbstoffeinteilung (nach [14])

Eine schlechte Wasserlöslichkeit von Farbstoffen bedeutet nicht, daß diese Farbstoffe keine Probleme im Abwasser bewirken können. Infolge verschiedenster Textilhilfsmittel, welche ein hervorragendes Dispergiervermögen aufweisen, wird eine Sedimentation im Ausgleichs-/Pufferbecken des Textilbetriebes verhindert, so daß meist nur eine unzureichende Abtrennung solcher Farbstoffe möglich ist.

Aus der Tabelle 7 ist ebenfalls ersichtlich, daß ein großer Teil der Farbstoffe azogruppenhaltige Verbindungen sind, welche zum Teil sehr gut ätzbar und somit chemisch entfärbbar sind. Gerade die azogruppenhaltigen Farbstoffe könnten selektiv behandelt werden, so daß die Farbigekeit im Textilabwasser reduzierbar wäre. Die Textilfarbstoffe sind jedoch gegenüber Oxidantien relativ stabil, so daß eine Haushaltswäsche mit schonenden Bleichmitteln keine Farbveränderung des Textilguts bewirkt. Diese Beständigkeit gegenüber Oxidationsmitteln ist auch ein Grund für die schlechte biologische Abbaubarkeit der Textilfarbstoffe durch aeroben Abbau.

Die chromophoren Gruppen der Farbstoffe enthalten teilweise auch Halogene und tragen damit zur AOX-Belastung im Abwasser bei. Verschiedene Farbtöne wie türkis lassen sich fast nur mit Metallkomplexfarbstoffen (wie Phthalocyanine) erreichen, was somit zu einer deutlichen Schwermetallbelastung führt.

Die Ursache für die Belastung der Textilveredlung mit Farbstoffen liegt in der nicht vollständigen Farbstoffverwertung bei der Färbung. Beim Färben wird der Farbstoff auf die Ware appliziert, wobei eine egale, gleichmäßige Färbung ohne Unterschied zwischen Kante-Mitte-Kante oder Anfang/Ende erzielt werden muß. Die Farbstoff wird dabei durch unterschiedliche Mechanismen von der Ware festgehalten.

- Einlagerung von Farbstoff-Aggregaten oder Farbpigmenten in Faserhohlräume
z.B. Küpenfarbstoffe und Direktfarbstoffe
Küpenfarbstoffe (unlöslich) - Reduktion zu löslicher Leukoküpenverbindung
- Aufbringen auf die Faser - Oxidieren zu unlöslichem Farbstoffpigment

- Ionenbindung und Ionenaustausch-Mechanismus
z.B. Säurefarbstoffe mit Protein- und Polyamidfasern
Direktfarbstoffe bei Nylon und Seide
basische Farbstoffe mit Polyacrylnitril
- Koordinative Bindung
Verankern von Schwermetallionen mit geeigneten Faserrestgruppen und Farbstoff
z.B. Beizen-, Chromier- und Komplex-Säurefarbstoffe für Wolle
- Kovalente Bindung des Farbstoffs an die Faser
Reaktivfarbstoffe für Cellulose, Wolle, Seide u.a.
- Bildung fester Lösungen
Färben von hydrophoben Fasern, z.B. Einlagerung von Dispersionsfarbstoffen in Polyester

2.2 unzureichende Farbstoff-Fixierung

Das Hauptproblem „Farbigkeit“ wird vorwiegend durch die Reaktivfarbstoffe verursacht, die einerseits in Mitteleuropa die wichtigste Farbstoffklasse darstellen und andererseits infolge der hervorragenden Löslichkeit auch zumeist nur unvollständig durch Adsorptionsmittel entfernbar sind.

Bei der Reaktion Faser/Farbstoff kommt es zu einer unerwünschten Hydrolyse des Farbstoffs, die bei bestimmten Farbtönen (türkis) bis zu 50 % erreichen kann. Diese schlechte Farbstofffixierung an die Faser zeigt sich im Abwasser, im Falle der „Problemfarbe Türkis“, zumeist gefärbt mit Phthalocyaninfarbstoffen, bewirkt dies auch eine entsprechende Belastung mit Schwermetallionen (vgl. Tab. 8). Im Gegensatz zu den Reaktivfarbstoffen können die bei den anderen Farbstoffen auftretenden Systemverluste durch eine entsprechende Optimierung des Färbeprozesses noch deutlich verringert werden.

| Farbstoffklasse | Nicht fixierter Farbstoffanteil [%] [11] | Nicht fixierter Farbstoffanteil [%] [15] | Adsorption an Klärschlamm Adsorptionsbereich % [15] |
|-------------------------|---|---|---|
| Schwefelfarbstoffe | 30 - 40 | 25 | |
| Küpenfarbstoffe | 5 - 20 | 25 | |
| Direktfarbstoffe | 5 - 30 | 30 | 65 - 95 |
| Naphtolfarbstoffe | 5 - 10 | 25 | |
| Reaktivfarbstoffe | 20 - 50 | 50 | 20 - 50 |
| Dispersionsfarbstoffe | 8 - 20 | ca. 20 | 60 - 90 |
| Metallkomplexfarbstoffe | 2 - 5 | 10 | |
| Basische Farbstoffe | 2 - 3 | 10 | 90 - 99 |
| Säurefarbstoffe | 7 - 20 | 10-20 | 30 - 80 |

Tabelle 8: Färberei - nicht fixierter Farbstoffanteil und Adsorption an Klärschlamm

Aus Tab. 9 ist ersichtlich, daß auch mit entsprechender Verdünnung des Spülwassers durch die anderen Teilströme des Textilbetriebes zumeist keine Einhaltung des Grenzwerte erreicht werden kann und daher Maßnahmen zur Behandlung der Abwässer notwendig werden.

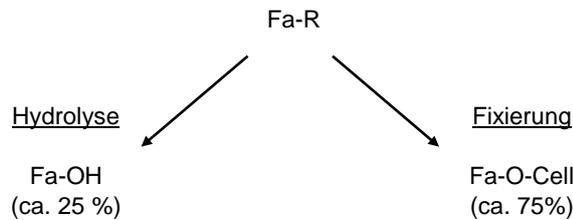
| | |
|--|----------------------------|
| Farbstoffeinsatz | 3 % |
| Farbstoffausbeute | 80 % |
| Flottenverhältnis | 1 : 10 |
| Hydrolysatkonzentration | 600 mg / l |
| Verdünnung durch Spülwasser | 1 : 10 |
| Hydrolysatkonzentration im Mischabwasser | 60 mg / l |
| Sichtbarkeitsgrenze notwendige Verdünnung | ca. 0,3 mg / l 200 fach |

Tabelle 9: Reaktivfarbstoff-Hydrolysat im Abwasser nach [9]

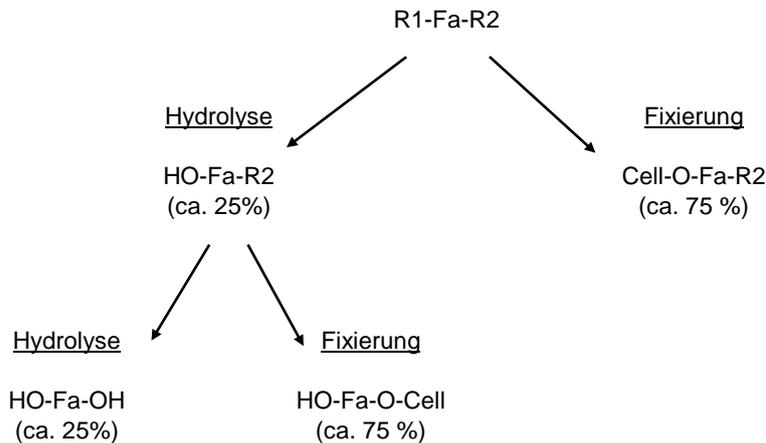
Eine deutliche Verbesserung kann beim Einsatz von Reaktivfarbstoffen erreicht werden, welche zwei Ankersysteme aufweisen. Wenn jede Ankergruppe des Farbstoffs einen Hydrolyseanteil von 25 % aufweist, bedeutet das im Falle eines bifunktionellen Farbstoffs einen Verlust von nur noch ca. 6 % (Schema in

Abb.2). Der Einsatz dieser neuen Vertreter der Reaktivfarbstoffe kann also eine deutliche Verbesserung der Abwassersituation bewirken. Es ist abzuwarten, ob das komplette benötigte Farbspektrum mit diesen Farbstoffen zu vertretbaren Kosten abgedeckt und mit guter Verfahrenssicherheit gefärbt werden kann.

Monofunktionaler Farbstoff



Bifunktionaler Farbstoff



| | | |
|---------|---------------------------|------|
| Gesamt: | hydrolysiertes Farbstoff: | 6 % |
| | fixiertes Farbstoff: | 94 % |

Abbildung 2: Schema: Reaktivfarbstoffe - Farbstoffverankerung an der Faser [16]:

Durch die Optimierung sämtlicher Färbeprozesse (z.B. Umstellung auf Kurzflottentechnik) und durch den Einsatz dieser verbesserten Farbmittel hat der Kolorist durchaus die Möglichkeit, mit produktionsintegrierten Maßnahmen eine deutliche Verbesserung seines Abwassers zu bewirken. Da Reaktivfarbstoffe einen wesentlichen Teil zur Farbigkeit beitragen, muß hier vor allem versucht werden, die Klotz-Kalt-Verweil-Technik (KKV-Verfahren) verstärkt einzusetzen und die dabei auftretenden Systemverluste soweit wie

möglich zu reduzieren (Einsatz von Sparfoulards, Zwickelauftrag, automatisierte Farbküche [17 - 19], Farbstoffdosierstation).

Im Bereich der Färberei steckt noch bei verschiedenen Färbetechniken ein entsprechendes Optimierungspotential. Um die nachstehend angeführten Grenzwerte (Textilabwasseremissionsverordnung) einhalten zu können, muß sich der Textiler auch mit Sanierungskonzepten und Abwasserbehandlungsmaßnahmen auseinandersetzen.

2.3 Gesetzliche Anforderungen bezüglich der Farbigkeit [20]

| | Färbung: | Spektraler Absorptionskoeffizient |
|--------------------------|--------------------------|-----------------------------------|
| <u>Direkteinleiter</u> | bei 436 nm (Gelbbereich) | 7,0 m ⁻¹ |
| | bei 525 nm (Rotbereich) | 5,0 m ⁻¹ |
| | bei 620 nm (Blaubereich) | 3,0 m ⁻¹ |
| <u>Indirekteinleiter</u> | bei 436 nm (Gelbbereich) | 28,0 m ⁻¹ |
| | bei 525 nm (Rotbereich) | 24,0 m ⁻¹ |
| | bei 620 nm (Blaubereich) | 20,0 m ⁻¹ |

Anmerkung:

Vorschreibung des Emissionswertes ist nur erforderlich, wenn bei gemeinsamer Reinigung von Abwasser und kommunalem Abwasser die Anforderungen an einen Direkteinleiter im Ablauf der kommunalen Abwasserreinigungsanlage aufgrund der Abwassereinleitung nicht eingehalten werden kann.

Können bei gemeinsamer Reinigung des Textilabwassers und kommunalem Abwasser aufgrund der Abwassereinleitung diese Anforderungen nicht erfüllt werden, obwohl der Emissionswert für Indirekteinleiter eingehalten wird, ist die Anforderung zu verschärfen.

Der Istzustand zeigt, daß in den meisten Fällen Emissionsgrenzwertüberschreitungen bei den Farbigkeitswerten auftreten, seltener sind überhöhte Schwermetallgehalte und zu hohe AOX-Werte im Abwasser. Zumeist sind diese Parameter gekoppelt, da die

Schwermetallkonzentrationen im Abwasser vorwiegend durch Metallkomplexfarbstoffe verursacht werden und ein Teil des AOX-Gehaltes auf halogenierten Farbstofftypen beruht.

3 Produktionsintegrierte Maßnahmen zur Verringerung der Abwasserbelastung

Eine Verbesserung der Abwasserqualität und gezielte Maßnahmen zur Reduktion an umweltbelastenden Substanzen erfolgt stets zuerst durch produktionsintegrierte Maßnahmen, wobei nach Sichtung der verwendeten Rezepturen und Chemikalien eine Optimierung der Prozesse und der Ersatz abwasserbelastender Komponenten durch biologisch abbaubare und unbedenkliche Hilfsmittel bereits eine deutliche Verringerung kritischer Abwasserwerte bringen kann. Neben der Minimierung und Substitution beim Chemikalieneinsatz ist ein Produktrecycling anzustreben, ebenso ist eine Sammlung und Entsorgung konzentrierter Flotten bzw. Restchemikalien vorzunehmen (vgl. Abbildung 3).

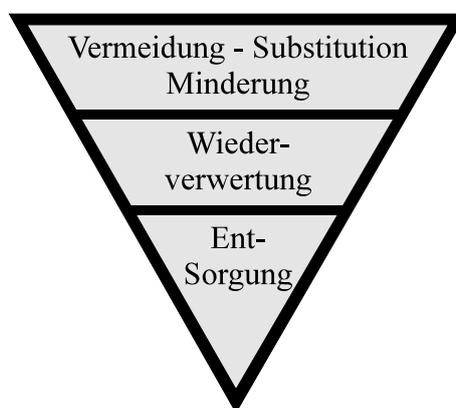


Abbildung 3: optimale Reststoffpyramide [21]

3.1 Wassereinsparung

Eine ausgereizte Wassereinsparungspolitik ist für jeden Betrieb mit großem finanziellen Gewinn verbunden, da neben den Wassergestehungskosten immer mehr die Abwassergebühren sich zu Buche schlagen. Ähnlich wie bei der Wärmerückgewinnung wurden hier bereits die wichtigsten Investitionen getätigt und wesentliche Vorkehrungen getroffen [22].

In der Literatur werden eine Vielzahl an Maßnahmen vorgeschlagen, mit denen eine Verminderung von Abwassermengen erreicht werden kann [23 - 25]; z.B.: Kontrolle des Wasserverbrauches an wichtigen Wasserentnahmestellen, Automatisierung von Spülvorgängen, Optimierung der Waschverfahren, Wiederverwendung von schwach belasteten Spülwässern, etc.

Beim Teilstrom „Druckerei“ kann je nach Druckverfahren das durch die Reinigung der Druckdecken, Schablonen wie auch der Druckmaschinen verwendete Wasser durch eine klassische Fällungs- / Flockungsstufe mit Schlammabtrennung mengenmäßig minimiert und auch soweit entfärbt werden, daß es wieder als Waschwasser eingesetzt werden kann [26, 27]. Es gibt auch erste Ansätze, Abwasser aus der Reaktivfärberei nach einer Vorbehandlung für „mittlere“ Waschstufen wiederzuverwenden und nur den Färbeansatz sowie die letzten Waschgänge mit Frischwasser durchzuführen. Ebenso wurde der Wiedereinsatz schwach belasteter Abwässer aus der Färberei mit Direktfarbstoffen untersucht [28 - 35].

3.2 Substitution und Minimierung umweltbelastender Textilhilfsmittel und Chemikalien

Das Überprüfen von Einsparmöglichkeiten für verschiedene Produkte sowie die gezielte Produktauswahl unter besonderer Berücksichtigung der Umweltverträglichkeit ist bereits mehrheitlich Alltagsroutine. Angebotenes Know-how seitens der Chemikalienhersteller bzw. von Maschinenherstellern wird hinsichtlich ökologischer Kriterien äußerst kritisch geprüft. Zur Einhaltung von Grenzwerten erfolgt verschiedentlich eine Umstellung von Rezepturen und die Erprobung von Verfahrensvarianten. Um die Einhaltung von Emissionsgrenzwerten sicherstellen zu können, wird immer mehr der durch die hohen Umwelanforderungen entstandene Druck an den Chemikalienhersteller und an den Anlagenbauer weitergegeben. Das bedeutet, daß der Textilveredler zur Substitution unerwünschter Textilhilfsmittel laufend die Überarbeitung von Rezepturen durch die Zulieferanten fordert. Dem Textilveredler wird die Auswahl der eingesetzten Textilhilfsmittel nach Abbaubarkeit und Ökotoxizität durch die Angaben in den Sicherheitsdatenblättern erleichtert. [15, 36, 37].

Eine weitgehende Rezepturoptimierung sowie die Umstellung auf neue Verfahren, welche weniger Wasser und Zusatzstoffe benötigen, ist bereits mit

deutlich mehr Aufwand und einer entsprechenden Erprobungszeit im Betrieb verbunden. Zumeist kann eine Rezeptur- / Verfahrensoptimierung nur bei häufig durchgeführten Bearbeitungsschritten und für jene Artikel durchgeführt werden, welche einen hohen Anteil an der Produktion darstellen.

Eine zusätzliche Orientierungshilfe stellen die verschiedenen in der Literatur vorgeschlagenen Wege einer „sanfteren Textilveredlung“ dar [38].

Eine Vielzahl der herkömmlichen Verfahrenstechniken ist durch den Einsatz von Sensorik und moderner Steuerungstechnik besser beherrschbar und erlaubt eine konstantere Produktion [39]. Eine Verbesserung der Qualität sowie der Verfahrensbeherrschung führt hier zu einer Fehlervermeidung. Dies wirkt sich positiv auf das Abwasser aus, da eine geringere Zahl an Produktnachbearbeitungen durchgeführt werden muß.

Zur Zeit werden auch teilweise Verfahren angepriesen, welche aufgrund ihrer Umweltrelevanz als besonders „ökologisch“ vermarktet werden. Für jeden Prozeß sowie auch größere Verfahrensänderung ist eine Gesamt-Ökobilanz zu empfehlen, um einen richtigen Vergleich mit anderen möglichen Verfahren oder auch mit dem Istzustand herstellen zu können.

innerbetriebliche Maßnahmen zur Vermeidung / Minimierung [21]

Durch verschiedene Maßnahmen und Investitionen kann der Chemikalieneinsatz minimiert werden. Diese Maßnahmen fallen ebenfalls unter den Begriff „ökonomischer Umweltschutz“. Neben der Verringerung der nicht genutzten Prozeßchemikalien oder abgegebenen Hilfsmittel können große Kosteneinsparungen erzielt werden.

- **Farb- / Appretküche**

Eine automatische Farb- / Appretküche erlaubt den Minimalansatz an Flotten sowie auch eine sofortige Nachbereitung, wenn ein Nachsatz an Chemikalien erforderlich sein sollte. In einer derartigen Farb- / Appretküche entstehen keine überschüssigen Flotten. Mit dieser Einrichtung wird auch eine Stelle geschaffen, wo die Gefäß- und Gebindereinigung an einem zentralen Ort durchgeführt werden kann. Dadurch ist auch hier eine bessere Kontrolle und gezielte Entsorgung von Restchemikalien möglich.

- **Sparfoulard**
Durch ein geringes Chassis-Volumen kann die zum Imprägnieren der Ware notwendige Mindestflottenmenge deutlich herabgesetzt werden.
- **organisatorische Maßnahmen - Straffung der Produkte- und Rezeptvielfalt**
Eine Verringerung der großen Zahl an Rezepten und der dadurch wiederum benötigten Chemikalienvielfalt bringt große Vorteile bei der Beschaffung. Eine Optimierung der einzelnen Verfahren ist bei einer Straffung der Rezeptvielfalt leichter möglich.
- **innerbetriebliche Maßnahmen zur Restflottenbehandlung - Wiederverwendung von Ansatzflotten und Foulardflotten [21, 40 - 42].**

3.3 Recyclingtechniken

Recyclingverfahren zur Wiederverwertung der bei der Produktion notwendigen Hilfsmittel sowie auch die Wiederverwendung des Betriebswassers werden in Betracht gezogen. Aufgrund der beschriebenen Produktionsweise mit unterschiedlichen Verfahren und einer Vielzahl von Materialien können Recyclingtechniken nur bei ausgesuchten Systemen eingesetzt werden, wobei durch Wiederverwertung verschiedenster Materialien und Produkte meist wiederum ein „ökonomischer“ Umweltschutz bewirkt wird. Die Wiederaufbereitung von Flotten und die Rückgewinnung von Inhaltsstoffen, welche aufgrund ihrer chemischen Beständigkeit wieder im Prozeß eingesetzt werden können, ist bei Textilveredlungsverfahren auf wenige Prozesse beschränkt. Die Vielzahl an Rezepturen und der Einsatz einer breiten Substanzenpalette in verschiedensten Mischungen verhindern in den meisten Fällen ein sinnvolles Chemikalienrecycling [27, 43].

- **Schlichterückgewinnung**
Aufgrund der Vielzahl an verschiedenen Schlichtemitteln ist ein derartiges Recycling nur jenem Betrieb vorbehalten, welcher schlichtet, webt und anschließend wiederum selbst entschlichtet (vollstufiger Betrieb). Derjenige Betrieb, der nur ein Schlichtemittel und eine Schlichtemittelrezeptur verwendet, kann eine erfolgreiche Schlichterückgewinnung durchführen. Für ein Recycling kommen insbesondere jene Schlichtemittel in Betracht, welche chemisch und biologisch nur schwer abbaubar sind (z.B. Polyvinylalkohol). Um Schlichtemittel durch Ultrafiltration wiederaufkonzentrieren und

wiederverwerten zu können, ist somit der Einsatz weniger umweltverträglicher (schwer abbaubarer / schwer eliminierbarer) Schlichtemittel Voraussetzung (Schlichtemittel mit einem schlechten BSB/CSB-Verhältnis) [44 - 48].

Polyacrylate werden dagegen durch extreme Gegenstromtechnik bei der Entschlichtung soweit erfaßt, daß nur ein geringer Schlichtemittelanteil nachgesetzt werden muß.

- **Laugenrückgewinnung evt. nach Laugenreinigung**

Beim Mercerisationsprozeß werden Baumwollgewebe bzw. -maschenwaren mit konzentrierter Natronlauge (ca. 260 - 320 g/l) behandelt, was zur Erhöhung des Glanzes, des Farbstoffaufnahmevermögens, der Dimensionsstabilität u.a.m. führt. Die beim Auswaschen der Ware entstehende Dünnlauge (ca. 40 - 60 g/l) enthält nun den Wertstoff Natriumhydroxid in verdünnter Form und kann durch Laugeneindampfung (meist dreistufiges Eindampfverfahren) wieder aufkonzentriert werden [49]. Da während des Mercerisationsprozesses auch Baumwollbegleitstoffe, bei der Buntmercerisation Farbstoffe oder bei der Rohmercerisation gewisse Schlichteanteile von der Ware abgelöst werden, nimmt insbesondere bei einem Laugenwiedereinsatz der Verunreinigungsgrad der Lauge laufend zu. Als Reinigungsverfahren stehen hier insbesondere Flotationsverfahren (chemische Flotation mit Wasserstoffperoxid oder Elektroflotation) zur Verfügung, bei denen die Laugenverunreinigungen durch Gasblasenbildung an die Oberfläche ausgetragen werden [50, 51].

- **Indigorückgewinnung mit UF**

Bei der Färbung von Baumwollgarnen mit Indigo erfolgt eine Spülpassage, wobei oberflächlich abgelagerter Indigo ausgewaschen wird. Der in die Spülwässer ausgetragene Indigo kann nun nach vollständiger Oxidation über eine Ultrafiltration wiederum aufkonzentriert werden. Das erhaltene Konzentrat wird dem Stammansatz für die Färberei zugeführt und dort wiederum reduziert.

Dieses Verfahren wird insbesondere bei den kontinuierlich arbeitenden Indigokettfärbeanlagen eingesetzt, wo nur selten mit anderen Farbstoffen (z.B. Schwefelfarbstoffe) gefärbt wird [48].

4 Abwasserbehandlung - Mischabwasser oder Teilstrom

Es liegt auf der Hand, daß eine „Null“-Emission durch produktionsintegrierte Maßnahmen unmöglich ist.

Zur Verringerung der Farbigkeit kann die Behandlung des Textilabwassers im Gesamtabwasser erfolgen, wünschenswert ist aber eine Teilstrombehandlung, welche zielgerichtet eine Entfernung oder eine chemische Veränderung des Farbstoffs bewirkt. Mit einer direkten Behandlung des Teilstromes Färberei oder eines besonders belasteten Bereiches in der Färberei ist eine effizientere Reinigung des Abwassers denkbar. (Abbildung 4).

Aufgrund der vorliegenden Abwasserkenndaten und der in den letzten Jahren bewirkten Abnahme der Abwasserbelastung ist anzunehmen, daß nur bei bestimmten Verfahrensschritten eine Teilstrombehandlung notwendig wird. Bei Betrieben, welche an der Minimierung des Chemikalieneinsatzes, Optimierung der Verfahren und Substitution unerwünschter Produkte bereits laufend arbeiten, sind keine allzu hohen Überschreitungen der Schwellenwerte zu befürchten.

In verschiedenen Überblicksartikeln werden seit geraumer Zeit geeignete Maßnahmen zur Verbesserung der besonders kritischen Abwasserparametern diskutiert [13, 52 - 54].

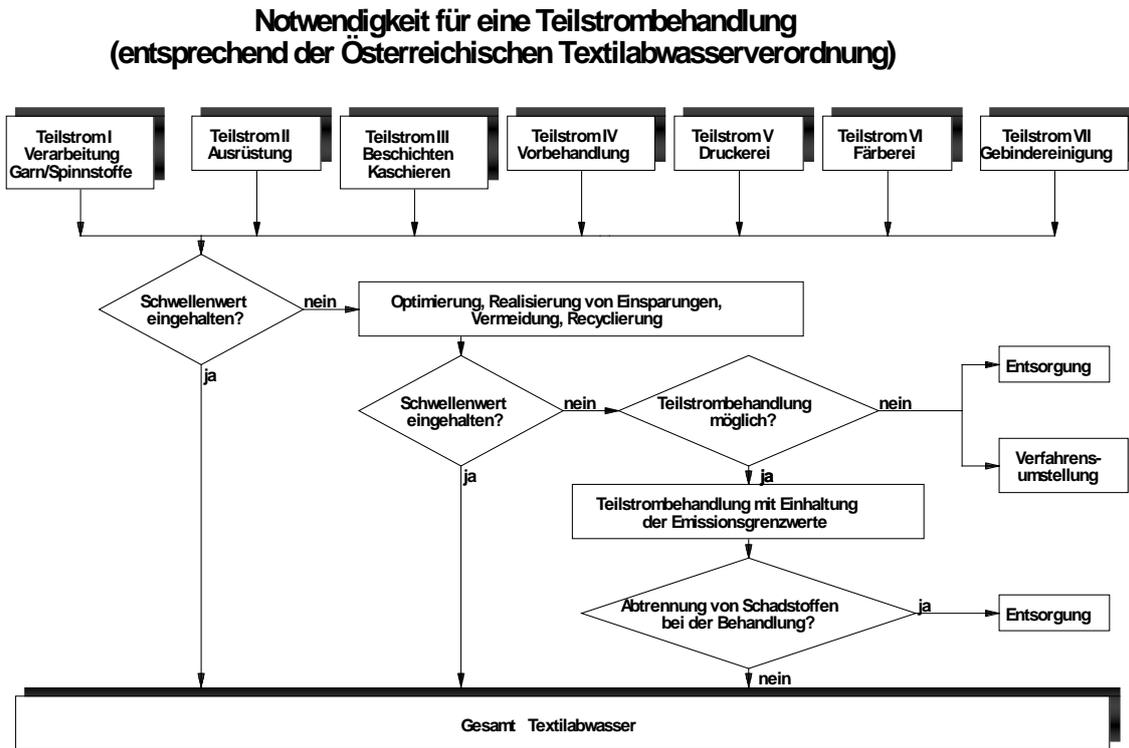


Abbildung 4 nach [55]

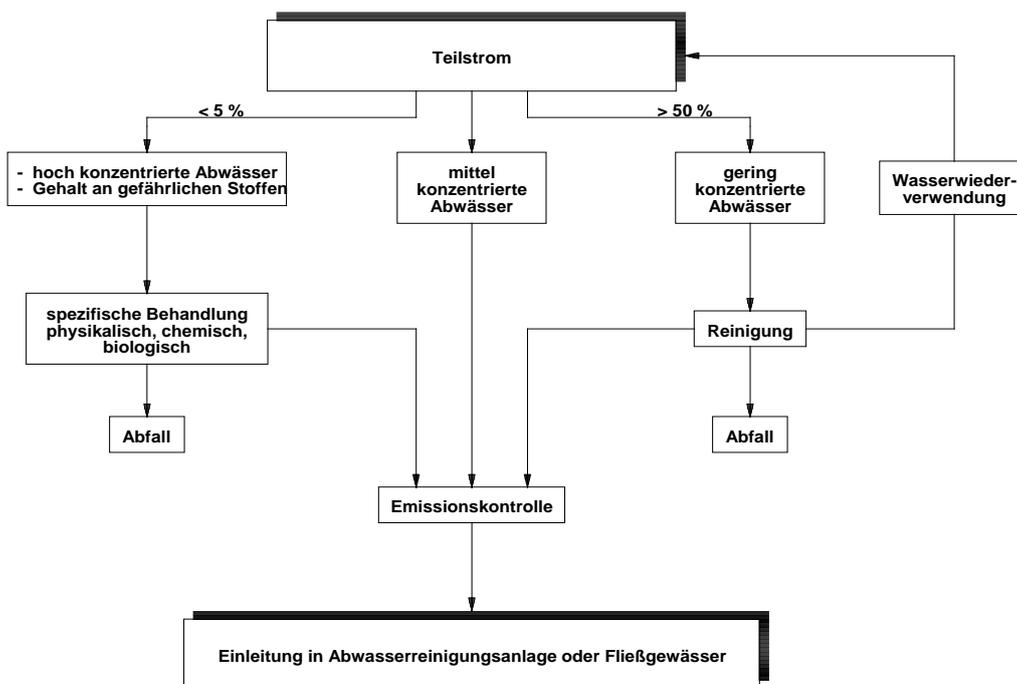


Abbildung 5: Teilstromkonzept [56]

Derzeit erfolgt zumeist eine Behandlung von Mischwasser, d.h. im Gesamtabwasser, da eine Abwassertrennung im Bereich der Färberei sehr aufwendig ist. Hier sollte eine Trennung nach Qualität und der quantitativen Belastung erfolgen (Abbildung 5).

- Trennung nach hoch-, mittel- und niedrig belastet
- Trennung in qualitativer Hinsicht (Wässer aus Färberei, Vorbehandlung, Appretur, Druckerei, etc.) aber auch Wässer mit und ohne Schwermetallgehalt

Für die Realisierung der Reinigung des Teilstroms Färbereiabwasser entsprechend der Belastung ist eine geeignete Meß-, Steuer- und Regelungstechnik notwendig, um eine Abwassertrennung vornehmen zu können (z.B. ist die erste Spülflotte von anderen Waschwässern zu trennen und zu behandeln). Dazu ist eine Trennkanalisation mit ausreichender Pufferkapazität wünschenswert. Eine derartige Abwassertrennung nach der Wasserqualität hat auch für ein Teilrecycling von Wasch- bzw. Spülwässern ebenfalls große Bedeutung.

Da im Textilbetrieb in den seltensten Fällen nur eine oder gleichartige Großfärbeanlagen (wie es im Bereich der Kettgarnfärbung mit Indigo üblich ist) betrieben wird, ist der technische Aufwand zur Trennung der Abwässer der verschiedenen Maschinen, Apparate und Kontinueanlagen äußerst schwierig und nur mit sehr hohen Kosten zu realisieren. Es ist zudem anzumerken, daß verschiedenste Materialien mit den unterschiedlichsten Farbstoffen an vielen Färbestellen nebeneinander gefärbt werden.

5 Verfahren zur Abwasserbehandlung unter besonderer Berücksichtigung der Farbstoffentfernung

Textilabwasser ist zumeist schwieriger zu reinigen als häusliches Schmutzabwasser. Der biologischen Reinigung kommt dennoch die größte Bedeutung zu. Eine ausreichende Abwasserbehandlung ist vor allem dort zu erwarten, wo die gemeinsame Reinigung von Textilabwasser mit kommunalem

Abwasser vorgenommen wird und wo parallel mit biologischen und chemisch-physikalischen Stufen gearbeitet wird.

Als einfachste innerbetriebliche Abwasserbehandlungsmaßnahme ist die Vermeidung von Abwasserspitzen durch eine Vergleichmäßigung des Abwasserstromes sowie eine Neutralisation des Abwassers zu nennen.

Eventuell auftretende Probleme durch Geruchsbelästigung können durch Belüften, Umwälzen, etc. behoben werden.

Falls der erlaubte pH-Bereich nicht eingehalten werden kann, bedarf es einer Neutralisation der Abwässer. Am sinnvollsten ist die Neutralisation im Ausgleichsbecken, da durch Vermischung verschiedenster Abwasserteilströme bereits eine Abpufferung und z.T. eine gegenseitige Neutralisation eintritt. Eine Neutralisation mit Rauchgas ist hier besonders vorteilhaft, welche auch imstande ist, stärker alkalische Abwässer zu neutralisieren [57].

Probleme des derzeitigen Stands der Technik:

Die Betriebserfahrungen mit verschiedenen Reinigungstechniken beziehen sich fast durchwegs auf eine Reduktion der Schadstofffrachten aus dem Mischabwasser durch Trennung und Aufkonzentrierung, wobei die Probleme der Entsorgung bleiben. Hierzu sind vorwiegend Kombinationsverfahren im Einsatz, die in Summe den benötigten Reinigungseffekt bewirken. Eine gezielte Verbesserung von Teilschritten dieser Verfahren zur Verbesserung der Farbstoffentfernung ist schwierig, da Veränderungen die Gesamtreinigungsleistung negativ beeinflussen können. Hier ist anzumerken, daß diese Verfahren zumeist bei Direkteinleitern oder dort im Einsatz sind, wo eine Einleitung in eine Kläranlage große Probleme bereitet (Effekt der Abwasservorbehandlung).

Derzeit werden jedoch kaum Verfahren zur Stoffumwandlung mit gleichzeitiger Verbesserung der Umweltverträglichkeit der Schadstoffkomponenten und einer Vorbereitung für einen biologischen Abbau (Einleitung in eine Kläranlage) eingesetzt. Eine Verbesserung der Abwasserqualität im Hinblick auf eine sehr gute und problemlose Abbaubarkeit der Komponenten in der nachgeschalteten Abwasserreinigungsanlage bietet den Vorteil, daß nur geringe Mengen an schwer zu entsorgenden Abfällen/Schlamm anfallen.

Aufgrund der genannten Probleme bei der innerbetrieblichen Trennung der Abwässer wurden nur wenige Verfahren für eine gezielte Teilstrombehandlung untersucht.

Abwasserbehandlungsverfahren

Im folgenden werden Gesichtspunkte der verschiedenen in Frage kommenden und in der Literatur beschriebenen Verfahren kurz diskutiert.

konventionelle Verfahren

Fällung und Flockung

Zugabe von Eisen- und/oder Aluminium-Salzen mit Kalkmilch

Polyelektrolyte zur Destabilisierung der Kolloidteilchen und für gute Flockenbildung

Zusatz von kationaktiven Hilfsmitteln für Farbstoffentfernung notwendig (Fällung von anionischen Farbstoffen, Problem der exakten Dosiermenge)

Schlamm ist sehr wasserhaltig, Entsorgung des Schlammes ist Hauptproblem, Schlamm aus der Färberei kann schwermetallhaltig sein

Verwendung von Fe(II)-Salzen kann zusätzlich reduktive Spaltung von Azofarbstoffen bewirken - Verbesserung der Entfärbung

[58 - 63]

aerobe biologische Behandlung

biochemische Oxidation der organischen Wasserinhaltsstoffe durch Mikroorganismen im sauerstoffhaltigen Milieu (z.B. Kläranlagen, sauerstoffreiche Oberflächengewässer)

Umwandlung in CO₂ und Wasser mit Bildung von Bakterienmasse

Farbstoffe sind schlecht / nicht abbaubar

die Elimination des Farbstoffs erfolgt über Adsorption an die Mikroorganismen - Entfernung mit dem Schlamm - Verlagerung des Farbstoffproblems in den Schlamm

bei der nachfolgenden anaeroben Schlammbehandlung kann Abbau / Metabolisierung erfolgen

[64, 65]

anaerobe biologische Behandlung

Abbau unter Ausschluß von Sauerstoff zu Methan oder CO₂

geringer Energiebedarf (kein Sauerstoff ist notwendig), Vorteil: deutlich weniger Überschussschlamm als beim aeroben Verfahren, Biogas kann als Wertstoff für Heizzwecke verwendet werden

Abbau von schwer abbaubaren Verbindungen, Entfärbung von verschiedenen Farbstoffen - Vorbehandlung von Farbstoffen für den aeroben biologischen Abbau

nur für Konzentrate geeignet

Zugabe von Konzentraten aus der Färberei in den Faulturn ist denkbar, eine Vorabtrennung schwermetallhaltiger bzw. halogener Farbstoffe hat zu erfolgen

der Abbau von Azofarbstoffen geht über die Hydrazoverbindungen in die entsprechenden Amine - Problem durch evt. entstehende kanzerogene/mutagene Amine

anaerober Abbau ist sehr störepfindlich - Unterschiede in der Wasserzusammensetzung wirken sich sehr negativ aus

[65]

Abwasserreinigung durch Oxidation mit Wasserstoffperoxid oder Ozon

Verwendung von „Fenton's Reagens“ - H₂O₂ mit Fe(II)-Salzen - strahlungsaktivierte Oxidation

Verringerung der Farbigekeit, des CSB und des Geruchs

Abtrennung anderer Stoffe wichtig, um den Ozonverbrauch zu reduzieren (insbesondere reduzierende Verbindungen), Abtrennung konzentrierter Farbstoffbäder ist Voraussetzung

H₂O₂ alleine ist wenig wirksam - bleichechte Farbstoffe

Ozon vorwiegend zur Trinkwasseraufbereitung

hohe Kosten des Ozons (Ozon-Erzeugung), Toxizität des Ozons

hier erfolgt Stoffumwandlung mit Verbesserung der biologischen Abbaubarkeit

[66 - 76]

Adsorptive Abwasserreinigung mit Filtration

Entfernung von gelösten, dispergierten oder emulgierten organischen Abwasserinhaltsstoffen auch Farbstoffe

Adsorptionsmittel: Aktivkohle, Braunkohle, Aluminiumoxid, Adsorberharze, usw.

Wirtschaftlichkeit wird durch Adsorptionsverhalten und Konzentration bestimmt

bei Mischwässern mit Substanzen unterschiedlichen Adsorptionsverhaltens nur in Kombination mit anderen Reinigungsverfahren sinnvoll

Hauptproblem stellt die Schlammvermehrung durch das Adsorptionsmittel dar

[78 - 83]

Abwasserreinigung mit Ultrafiltration / Umkehrosmose

Abtrennung von Ionen, organischen Molekülen, Kolloiden, emulgierten Teilchen mit Hilfe semipermeabler Membranen unter Anwendung von Druck

Aufkonzentrierung der Schadstoffkomponenten - getrennte Entsorgung
hoher apparativer Aufwand (hohe Investitions- und Betriebskosten),
Gefahr des Biofoulings von Membranen

insbesondere für stark und mittel belastete Teilströme

bei farbigen Abwässern ist völlige Entfärbung möglich

Möglichkeit des Wiedereinsatzes von Permeat aber auch Salzwasser
im Textilbetrieb nur bei der Rückgewinnung von Indigo und Schlichtemitteln erprobt

[84 - 87]

Abwassereindampfung

Eindampfung des Wassers / Aufkonzentrierung der Frachtstoffe /
komplette Erfassung der Wasserinhaltsstoffe

Verdampferapparaturen mit direkter bzw. indirekter Beheizung,
Probleme mit Inkrustationen

Entsorgung der Eindampfrückstände durch Verbrennung bzw. über
Deponie

wesentlich ist der Verbleib der Rückstände oder Konzentrate sowie die
Gesamtenergiebilanz (Integration in die Wärmewirtschaft des
Gesamtbetriebes)

[88, 89]

Derzeit sind fast ausschließlich Kombinationsverfahren bei verschiedenen
Textilbetrieben im Einsatz, wobei durch die Aneinanderreihung verschiedener
Abtrenn-/Umsetzungsmethoden ein synergistischer Effekt erzielt wird. Mit
diesen Kombinationsverfahren werden aber fast ausschließlich die
Gesamtmischabwässer behandelt.

Kombinationsverfahren

sinnvolle Verfahrenskombinationen führen zu einer deutlichen
Steigerung der Gesamt-Reinigungswirkung

zumeist werden stofftrennende Verfahren (Fällung/Flockung/Filtration)
mit stoffzerstörenden Verfahren (z.B. Oxidation, biologischer Abbau)
kombiniert

zumeist Einsatz bei Direkteinleitern

als Oxidationsverfahren kommt insbesondere das Katox-Verfahren zum
Einsatz (katalytische Oxidation), bei dem eine Trägerbiologie auf
Braunkohlekoks, etc. zugrunde liegt

relativ hohe Kosten der Abwasserbehandlung durch Vielstufigkeit

[90 - 94]

Aufgrund der gesetzlichen Rahmenbedingungen in Mitteleuropa, wo die
Einhaltung der Einleiterichtwerte relativ strikt eingefordert werden, befassen
sich verschiedene Betriebe und Institutionen mit alternativen Methoden zur
Reinigung von Textilabwässern. In verschiedenen Bereichen arbeiten auch
große Farbenhersteller an der Lösung dieser Probleme mit. Viele der

diskutierten Verfahren wurden bereits im Pilot-Maßstab erprobt - ein langzeitiger Testbetrieb steht aber bei den meisten Techniken noch aus.

neuere Verfahren / z.T. in Entwicklung und Erprobung

oxidative elektrochemische Verfahren

Wasserelektrolyse mit Bildung von stark oxidierend wirkendem Sauerstoff an Eisenanoden

entstehende Fe(II)-Ionen werden durch pH-Wert-Erhöhung gefällt - Hydroxidbildung mit Abtransport der Flocken durch Flotation

Zugabe von Flotationshilfsmitteln ist notwendig, um anschließend den anfallenden Schlamm zu entfernen

Frage, ob Farbstoffe vorwiegend durch Oxidation oder durch Mitfällung/Adsorption über den Schlamm entfernt werden

[95 - 97]

reduktive elektrochemische Verfahren

Azogruppenspaltung durch direkte und indirekte chemische Elektrolyse in entsprechende Amine, die einem aeroben biologischen Abbau zugänglich werden

ausschließlich Abwasserentfärbung

der Abbau von Azofarbstoffen geht über die Hydrazoverbindungen in die entsprechenden Amine - Problem durch evt. entstehende kanzerogene/mutagene Amine (vgl. anaerober Abbau)

bei Einsatz der indirekten Elektrolyse entstehen durch Mediatorkosten große Nachteile

aufgrund der reduzierenden Bedingungen können nicht komplexierte Schwermetallionen abgeschieden werden

Entwicklung nur im Labormaßstab [98, vgl. 58, 70]

Abwasserverbrennung

Gasphasenoxidation - Abwasserzerstäubung im Brenner

chemische Oxidation der organischen Abwasserinhaltsstoffe mit Hilfe von Luftsauerstoff (drucklos, Verdampfung des Wasseranteils)

Rauchgasreinigung ist erforderlich (Schwefeldioxid, Halogenwasserstoffe, Schwermetallverbindungen)

hoher Energieaufwand, wenn der CSB-Wert zu niedrig ist (wünschenswert ist CSB von 450 bis 900 g / kg)

möglicherweise mit Abwassereindampfung kombinierbar

[99]

Abwasserreinigung durch Naßoxidation

Umsetzung organischer Verbindungen mit Luftsauerstoff oder reinem Sauerstoff in wäßriger Phase bei hoher Temperatur (150 - 370°C) und hohem Druck (10 bis 220 bar)

schwere und teure Apparaturen, hohe Betriebskosten, hohe Wärmetauscher-Kapazität

als Reaktionsprodukte vorwiegend Kohlendioxid und Wasser

[70, 100]

Abwasserreinigung durch Ionenpaarextraktion

Ionenpaarbindung von Sulfogruppen mit einem Amin und Extraktion in ein Lösungsmittel (Xylol)

Regenerierung des Lösungsmittels

abgereicherte wäßrige Phase wird der Biologie zugeführt

sehr teuer - nur Stofftrennverfahren

Anreicherung von Schadstoffen auch in geringer Konzentration

bei der Regenerierung fallen Schadstoffe in hoher Konzentration an

[101 - 103]

Abwasserreinigung mit Farbstoffeinschlußverbindungen

molekulare Einbindung von Farbstoffen mit sehr hoher Bindungskapazität an einem festen „Adsorptionsmittel“

Regenerierung scheint gelöst

Vorteil: Adsorbens ist wasserunlöslich und wird nicht verschleppt

[104 - 108]

In der Tabelle 10 sind die wichtigsten Verfahren, welche derzeit dem Textilveredler für einen Praxiseinsatz zur Verfügung stehen, hinsichtlich des Einsatzbereiches und der entsprechenden Grenzen des Reinigungsverfahrens gegenübergestellt.

| Verfahren | Einsatzbereich | Grenzen | Rückstand |
|----------------------|-----------------------|----------------------|----------------------|
| Adsorption | adsorbierbare Stoffe | Beladung | Regeneration |
| Biologie | abbaubare Stoffe | Behandlungszeit | Schlamm Entsorgung |
| Chemische Oxidation | gelöste Stoffe | chemischer Verbrauch | Fe-Schlamm |
| Fällung | fällbare Stoffe | chemischer Verbrauch | Schlamm Entsorgung |
| Flockung | flockbare Stoffe | chemischer Verbrauch | Schlamm Entsorgung |
| Flotation | flotierbare Stoffe | Entwässerung | Schlamm Entsorgung |
| Membranfiltration | selektiv nach MW | Salzkonz. / Fouling | Retentate |
| Hyperfiltration | Wasserentsalzung | Fluß / Standzeit | Salzlösung |
| Nanofiltration | gelöstes MW > 300 | Fluß / Standzeit | Konzentratentsorgung |
| Ultrafiltration | gelöstes MW > 5000 | Fluß / Standzeit | Konzentratentsorgung |
| Mikrofiltration | feindisperse Stoffe | Fluß / Standzeit | Schlamm Entsorgung |
| Naßoxidation | organische Stoffe | Korrosion | Me-Carbonate |
| thermische Oxidation | brennbare Stoffe | Inertstoffanteil | Aschedeponie |

Tabelle 10: Verfahren für die Abwasserreinigung - Kurzbeschreibung

6 Zusammenfassung

Der Stand der Technik ist heute insbesondere durch den Einsatz von Kombinationsverfahren gegeben, welche von verschiedenen Betrieben vorwiegend zur Reinigung des Gesamtabwassers verwendet werden. Da diese Betriebe (zumeist Direkteinleiter) auch ein sehr unterschiedliches

Produktionsprogramm aufweisen, liegen Beispiele und auch Daten zur Reinigungsleistung für verschiedenartige Textilabwässer vor.

Aufgrund der Probleme zur innerbetrieblichen Abwassertrennung sowie bei der Zuordnung, welche Wässer einen „Behandlungsbedarf“ aufweisen, wird eine Teilstrombehandlung wenig diskutiert. Die Beispiele für bereits realisierte Lösungen zur Teilstrombehandlung im Bereich der Färberei / Druckerei und deren Bewertung hinsichtlich Reinigungseffekt und eine Kostenbetrachtung sind äußerst selten. Zumeist werden nur Möglichkeiten für eine weitere Optimierung des Färbeprozesses durch neue Färbeanlagen sowie verbesserte Färberezepte vorgestellt.

Da derzeit von verschiedenen Betrieben Sanierungskonzepte zu erstellen sind und vorgelegt werden müssen, besteht aufgrund des vorwiegend durch die Kombinationsverfahren definierten Stands der Technik die Gefahr, daß neue, kostengünstige, aber dennoch effiziente Konzepte zur Abwasserbehandlung wenig berücksichtigt werden (evt. Entsorgung konzentriert vorliegender Färbere-Restflotten oder aufkonzentrierter Spülwässer über den Faulturm, Einsatz der Ultrafiltration/Nanofiltration zur Abtrennung von Farbstoffen und damit Korrektur des Parameters „Farbigkeit“).

Die Verfahren, welche einen Stoffumsatz mit einer Verbesserung der Abbaubarkeit bzw. einer Entgiftung des Abwassers beinhalten, sind zu forcieren. Reine Abtrennungsverfahren sollten deshalb genau anhand der zu entsorgenden Stoffmengen (Schlamm, Konzentrate, etc.) beurteilt werden, da die Entsorgbarkeit derartiger Abfälle Probleme verursachen kann.

Die Entwicklung neuartiger Techniken ist voranzutreiben. Nur die Langzeiterprobung im Pilot- bzw. Großmaßstab kann aufzeigen, welches der neuartigen Behandlungsverfahren hinsichtlich der Reinigungsleistung und der Kosten eine Lösung des Problems „Farbigkeit“ und einen problemlosen Abbau in einer nachgeschalteten Kläranlage bewirken wird.

7 Literatur

- [1] Hemmpel, W.-H., *Textilveredlung* 27 (1992) 159
- [2] Schramm, C., M. Grünwald, O. Bobleter, K. König, *Korrespondenz-Abwasser* 1148
- [3] Schefer, W., *Textilveredlung* 19 (1984) 182
- [4] Schefer, W., *Textilveredlung* 20 (1985) 281
- [5] Dünser, H., *Melliand Textilberichte* 3/1989 206, *Textilveredlung* 3/1989 206
- [6] Krucker, W., *Textilveredlung* 23 (1988) 337
- [7] König, K., *Melliand Textilberichte* 3/1989 209
- [8] König, K., *Textilveredlung* 24 (1989) 234
- [9] Sewekow, U., *Melliand Textilberichte* 8/1989 589
- [10] Schefer, W., *Forum Städte-Hygiene* 33 (1982) 276
- [11] Schefer, W., *Textilveredlung* 17 (1982) 541
- [12] Rösch, G., *tpi* 5/1990, 495
- [13] Schönberger, H., U. Kaps, UBA-Bericht 93-143, „Reduktion der Abwasserbelastung in der Textilindustrie“
- [14] Ebner, G., D. Schelz, „Textilfärberei und Farbstoffe“, Springer-Verlag Berlin (1989)
- [15] Motschi, H., *Textilveredlung* 27 (1992) 235
- [16] Thomsen, B., *Melliand Textilberichte* 3/1994, 220
- [17] Hilden, J., *ITB Veredlung* 4/94, 14
- [18] Sommerer, E., S. Ottner, *TPI* 10/1990, 1081
- [19] Kolmer, G., *TPI* 10/1990, 1083
- [20] Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Textilveredelungs- und -behandlungsbetrieben („Textilabwasseremissionsverordnung“, BGBl. 612 vom 24.9.1993)
- [21] Puk, R., D. Sedlak, *textilpraxis international* 3/1992 238
- [22] Kretschmer, A., *Melliand Textilberichte* 5/1974 482
- [23] Bainczyk, P. Ehrler, J. Janitza, *Chemiefasern/Textilindustrie* 7-8/1981, 574
- [24] Beckmann, W., J. Pflug, *tpi* 2/1983, 160
- [25] Denter, U., E. Schollmeyer, *tpi* 6/1991, 644; *tpi* 12/1991, 1343; *tpi* 3/1992, 252
- [26] Brocks, J.A., *tpi* 6/1992, 550
- [27] Schönberger, H., *Textilveredlung* 29 (1994), 128, 158
- [28] Höke, B., *Melliand Textilberichte* 3/1980 272
- [29] Medilek, P., *Melliand Textilberichte* 8/1980 740
- [30] Beckmann, W., J. Pflug, *textilpraxis international* 2/1983 160
- [31] Roennefahrt, K., *Melliand Textilberichte* 2/1993 167
- [32] Roennefahrt, K., *Melliand Textilberichte* 3/1989 203
- [33] Müller-Litz, W., H. Hellwich, *Melliand Textilberichte* 5/1994, 422
- [34] Guse, R., *Melliand Textilberichte* 4/1985 280
- [35] Janak, P., P. Bartusek, I. Jansova, *Textiltechnik* 34 (1984) 5
- [36] Sewekow, U., A. Weber, *Melliand Textilberichte* 7-8/1994, 656
- [37] Baumann, U., et al., *Melliand Textilberichte* 12/1995, 1100
- [38] Hemmpel, W.-H., *Melliand Textilberichte* 1/1992 50
- [39] Paulsen, H.C., *Melliand Textilberichte* 3/1992, 252
- [40] Teichmann, R., *Melliand Textilberichte* 9/1993 900

- [41] Marzinkowski, J.M., *ITV Veredlung* 2/1993 29
- [42] Frey, F., M. Wyss, *ITV Veredlung* 2/1993 56
- [43] Marzinkowski, J.M., *Textilveredlung* 29 (1994) 154
- [44] Crespi, M., *Melliand Textilberichte* 8/1980 679
- [45] Habereeder, P., *textilpraxis international* 4/1980 423
- [46] Habereeder, P., F. Bayerlein *Melliand Textilberichte* 12/1984 804
- [47] Becker, E., H. Grunert, *textilpraxis international* 5/1980 539
- [48] Trauter, J., *Melliand Textilberichte* 6/1993 559
- [49] Hermann, H.H., *Melliand Textilberichte* 1/1993 47
- [50] Bechtold, T., E. Burtscher, *Melliand Textilberichte* 66 (1985) 583
- [51] Bechtold T., E. Burtscher, G. Sejkora, O. Bobleter, *ITB/Veredlung* 31 (1985) 5
- [52] Gardiner, D.K., B.J. Borne, *JSDC* 8/1978, 339
- [53] Schmid, G., *Melliand Textilberichte* 7/1991, 557
- [54] Hickman, W.S., *JSDC* 109 (1993) 32
- [55] Burtscher, E., C. Schramm, T. Bechtold, „Aspekte der Teilstrombehandlung textiler Abwässer“, Vortrag bei der 31. Int. Chemiefasertagung, Dornbirn, 23.-25.9.1992
- [56] Marzinkowski, M., *Textilveredlung* 27 (1992) 152
- [57] Schwarzmüller, A., *ITB/Veredlung* 2/93 60
- [58] Funke, B., et al., *Korrespondenz Abwasser* 37 (1990) 1484
- [59] Dünser, H., *Melliand Textilberichte* 3/1992 280
- [60] Hövelmann, A., S.C. Bidinger, A. Linder, *textilpraxis international* 6/1993 507
- [61] Schulz, G., H. Herlinger, G. Mayer, *Textilveredlung* 25 (1990), 23
- [62] Funke, B., M. Kolb, A. Baur, W. Schulz, *Vom Wasser* 65 (1985) 139
- [63] Casanova, R., M. Jäggli, *Textilveredlung* 11 (1976), 533
- [64] Sewekow, U, G. Diesterweg, *Textilveredlung* 26 (1991) 142
- [65] Glässer, A., U. Liebelt, D.C. Hempel, 1. Colloquium Produktionsintegrierter Umweltschutz Bremen, 293
- [66] Fischer, R., H. Reißig, K. Fischwasser, *Wasserwirtschaft* 82 (1992) 6
- [67] Gregor, H.K., *Melliand Textilberichte* 12/1990 976
- [68] Pittroff, M., H.K. Gregor, *Melliand Textilberichte* 6/1990 526
- [69] Sewekow, U., *Melliand Textilberichte* 2/1993 153
- [70] Peschel, P., P. Belouschek, *Melliand Textilberichte* 4/1987 290
- [71] Schulz, G., D. Fiebig, „Minimierung der Umweltbelastung bei Prozessen der Textilveredlungsindustrie“, Vortrag bei der 31. Int. Chemiefasertagung, Dornbirn, 23.-25.9.1992
- [72] Schulz, G., et al., *textilpraxis international* 11/1992 1055
- [73] D'Angiuro, L., B. Belloni, *Tintoria* 1/1981 11
- [74] Namboodri, C.G., W.S. Perkins, W.K. Walsh, *Am. Dyestuff Rep.* 3/1994, 17; 4/1994, 17
- [76] Strickland, A.F., W.S. Perkins, *Text. Chem. Color.* 5/1995, 11
- [77] Lin, S.H., *J. Chem. Tech. Biotech.* 57 (1993) 387
- [78] Wirth, J., *Z. Wasser. Abwasser. Forsch.* 14 (1981) 173
- [79] Stotz, G., D. Bardtke, *Melliand Textilberichte* 4/1982 301
- [80] Hepp, H., H. Offenbartl, *Melliand Textilberichte* 7/1978 589
- [81] Judkins, J.F., J.S. Hornsby, *Journal of the Water Pollution Control Fed.* 50 (1978) 2446
- [82] Gerlich, H.H., G. Felgener, *CAV* 2/1992 28

- [83] Weißenhorn, F.J., Chemie-Technik 14 (1985) 20
- [84] Tegtmeyer, D., Melliand Textilberichte 2/1993 148
- [85] Majewska-Novak, K., T. Winnicki, J. Wisniewski, Desalination 71 (1989) 127
- [86] Samhaber, W.M., Chem.Ing. Tech. 59 (1987) 844
- [87] Rautenbach, R., I. Janisch, Chem.Ing. Tech. 59 (1987) 187
- [88] Richarts, F., textilpraxis international 6/1991 567
- [89] Hess, W., Bild der Wissenschaft 2/1992 84
- [90] Oehme, C., Textilveredlung 18 (1983) 137
- [91] Oehme, C., Umwelt 6/1981 470
- [92] Blanke, A., Schriftenreihe des Dt. Wollforschungsinstituts an der Technischen Hochschule Aachen 108 (1991) 357
- [93] Küßner, J., J. Janitza, S. Koscielski, textilpraxis international 8/1992 736
- [94] Höhn, W., ITB Veredlung 4/95, 62
- [95] Kennedy, M., Am. Dyestuff Rep. 9/1991, 26
- [96] McClung, S.M., A.T. Lemley, Text. Chem. Color. 8/1994, 17
- [97] Text. Chem. Color. 11/1992, 29
- [98] Burtscher, E., et al. Melliand Textilberichte 9/1993 903
- [99] Peschel, P., P. Belouschek, Melliand Textilberichte 5/1978 357
- [100] Nägelin, P., E. Wagner, Textilveredlung 26 (1991) 163
- [101] Kermer, W.D., M. Patsch, I. Steenken-Richter, 1. Colloquium Produktionsintegrierter Umweltschutz Bremen, 2625
- [102] Steenken-Richter, I., W.D. Kermer, JSDC 108 (1992) 182
- [103] Kermer, W.-D., I. Steenken, Melliand Textilberichte 6/1995, 433; 7-8/1995, 535
- [104] Buschmann, H.-J., et al., Textilveredlung 28 (1993) 176, 179, 182
- [105] Buschmann, H.-J., et al., Textilveredlung 26 (1991) 153, 157, 1607
- [106] Buschmann, H.-J., E. Schollmeyer, Melliand Textilberichte 7/1991 543
- [107] Buschmann, H.-J., E. Schollmeyer, WLB 11-12/1991 40
- [108] Buschmann, H.-J., Chemiefasern/Textilindustrie 42 (1992) 408

Dr. Eduard Burtscher
Forschungsinstitut für Textilchemie und Textilphysik
der Leopold-Franzens-Universität Innsbruck

Höchsterstr. 73
A-6850 Dornbirn

Innerbetriebliche Maßnahmen bei der Lebensmittelindustrie

K.-H. Rosenwinkel

Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover

1 Einleitung, Zielsetzung

Innerbetriebliche Maßnahmen zur Reduzierung der Abwasserlasten eines Betriebes können zur Einhaltung der Verordnungen bei der Einleitung in öffentliche Kanalnetze beitragen und sind gleichzeitig geeignet, erhebliche Kosteneinsparungen bei dem Betrieb eigener Abwasserbehandlungsanlagen und auch bei der Berechnung von Starkverschmutzerzuschlägen und Abwassergebühren für Indirekteinleiter zu leisten.

Inerbetriebliche Maßnahmen gehören zum produktionsintegrierten Umweltschutz. Unter gesamtökologischer Betrachtung haben diese Maßnahmen gegenüber End-of-Pipe-Lösungen deutlichen Vorrang.

Bei der Berechnung der Abwassergebühren müssen die in den Gebührensatzungen enthaltenen Verschmutzerzuschläge berücksichtigt werden. Häufig werden die Verschmutzerzuschläge in Abhängigkeit vom BSB5 - oder CSB-Wert des Abwassers ermittelt, teilweise werden für die Berechnung der Zuschläge aber auch bereits Stickstoff- und Phosphatgehalte des Abwassers herangezogen.

Durch innerbetriebliche Maßnahmen können wesentliche Beiträge zur Reduzierung von Mengen und Frachten, Temperaturen und Feststoffen und auch zur Begrenzung der pH-Werte geleistet werden. Betriebe der Ernährungsindustrie unterliegen nicht der Herkunftsverordnung; gefährliche Stoffe im Abwasser dieser Betriebe sind daher nur in Ausnahmefällen zu erwarten und durch innerbetriebliche Maßnahmen zu begrenzen.

Bei der Auswahl und Anwendung von Reinigungs- und Desinfektionsmitteln werden innerbetriebliche Maßnahmen zunehmend an Bedeutung gewinnen.

Ziel dieses Vortrages ist es, Möglichkeiten zur Reduzierung von Abwassermengen und Schmutzfrachten und dazu ausgeführte Beispiele aufzuzeigen.

2 Lösungsweg

Der Lösungsweg zur Reduzierung der Abwasserlasten eines Betriebes durch innerbetriebliche Maßnahmen enthält folgende Stufen:

A. BESTANDSAUFNAHME

- I. Produktionsschema ausarbeiten, Wasser-, Abwasser- und Schmutzfrachtanfallstellen
- II. Feststellung des Wasserverbrauches in allen Betriebsstellen
- III. Berechnung spezifischer Wasserverbräuche und Abwassermengen

$$\text{spezifischer Verbr.} = \text{Wasserverbr./Produkt (m}^3\text{/t)}$$

$$\text{spezifischer Abwasseranfall} = (\text{Wasserverbrauch} - \text{Wasser im Produkt} - \text{Verdunstung} + \text{Wasser aus dem Produkt})/\text{Produkt} = (\text{m}^3\text{/t})$$

- IV. Ermittlung der spezifischen Schmutzfrachten
 - Probenahme und Analyse
 - Menge * Konzentration = Fracht
- B. Vorschläge für innerbetriebliche Maßnahmen und Vorbehandlungsverfahren
- C. Wirtschaftlichkeitsvergleich

2.1 Bestandsaufnahme, Bewertung und Vergleich

Vor der Planung von innerbetrieblichen Maßnahmen oder Vorbehandlungsmaßnahmen muß eine exakte Bestandsaufnahme der Wasser- und Abwassersituation des Betriebes erfolgen. Die produktionsspezifischen Wasser-, Abwasser- und Schmutzfrachtmengen der einzelnen Teilströme des Betriebes müssen ermittelt werden. Eine Aufteilung in verschiedene Produktionsbereiche oder -abschnitte ist sinnvoll. Die Bestandsaufnahme verschafft einen Überblick über Schwerpunkte des Abwasseranfalls im Betrieb, gibt Vergleichsmöglichkeiten mit bekannten Literaturwerten und liefert die notwendigen Grundlagen für alle weiteren Berechnungen technischer und wirtschaftlicher Art.

Schwerpunktmäßig müssen im Betrieb auch die Einsatzstellen von Laugen, Säuren sowie Reinigungs- und Desinfektionsmitteln ermittelt werden.

Häufig ergeben sich aus der Darstellung des Produktionsablaufplanes mit allen Wasserbedarfs-, Abwasser- und Schmutzfrachtanfallstellen bereits wichtige Ansatzpunkte für die Wasser- und Abwassereinsparung, z.B. durch Kreisläufe oder Wiederverwendung gering verschmutzter Wasserteilströme.

Für die Ermittlung des Wasserbedarfes aller Betriebsabteilungen müssen unter Umständen zusätzliche Wasserzähler installiert werden; diese Investitionen rentieren sich jedoch immer, da allein durch ständige Überwachung und Kontrolle erfahrungsgemäß Einsparungen erzielt werden können.

Für die Ermittlung der Abwasserabflüsse und auch Schmutzfrachten aus Teilströmen sind in der Ernährungsindustrie folgende Möglichkeiten relevant:

- Mengenermittlung durch Berechnung der Abflüsse von abgelassenen Tanks und Behältern aus dem Tankvolumen und der Häufigkeit (z.B. Laugentanks, Speicher- und Vorratsbehälter) ihrer Entleerung.
- Gefäßmessung
- Abpumpen und Messung über IDM oder Venturi
- Bestimmung der Produktverluste (z.B. Abfüllverluste bei der Getränkeabfüllung, Schwand bei der Bierabfüllung) aus dem Produkteinsatz abzüglich der Produktausbeute. Berechnung der Reststoffe aus der Produktion: Treber, Kieselgur, Hefe und Vergleich mit den tatsächlichen Anfallmengen.

- Bestimmung der Wassermengen, die aus dem Einsatzprodukt in das Abwasser gelangen oder nach Verdampfung niedergeschlagen werden (z.B. Brüdenwässer bei der Aufkonzentrierung, z.B. von Säften oder Produkten, Pfannendunst Kondensate aus der Würzeherstellung in Brauereien).

Bei einer genauen Betriebsüberwachung und genauen Aufzeichnungen über Wasserverbräuche, Produktein- und -ausgänge sowie über angegebene Nebenprodukte (Treber, Hefe) lassen sich die Abwassermengen mit den genannten Methoden abschätzen und wichtige Hinweise für die Schmutzfrachten gewinnen. Die Schmutzfrachten errechnen sich aus dem Produkt von Menge und Konzentration; der Bestimmung der Konzentration geht eine möglichst repräsentative Probenahme voraus.

Für Probenahmen im Betrieb können Stichproben oder zeitproportionale Proben verwendet werden; für Proben, die zu einer Veranlagung oder Gebührenberechnung führen, müssen mengenproportionale Proben gewählt werden.

Die Schmutzfrachten der Ernährungs- und Getränkeindustrie setzen sich häufig aus Produktverlusten zusammen. Die Tabelle 1 zeigt dazu einige Analysen von Stoffen/Getränken, die als Produktverlust eine erhebliche Abwasserkonzentration verursachen können.

| | BSB ₅ mg/l | EGW ₄₀ m ³ |
|--------------------------|--------------------------|-------------------------------------|
| Schönungstrub Apfelsaft | 150.000 | 3.750 |
| Schönungstrub Birnensaft | 177.000 | 4.425 |
| Hefe frisch | 170.000 | 4.250 |
| Hefe faul | 500.000 | 12.500 |
| Konzentrat Orangensaft | 242.000 | 6.050 |
| Vollmilch | 114.000 | 2.850 |
| Coca-Cola | 44.600 | 1.115 |
| Apfelsaft | 60.000 | 1.500 |
| Bier | 80.000 | 2.000 |
| Wein (trocken) | 84.000 | 2.100 |
| Doppelkorn | 387.500 | 9.700 |

Tabelle 1: BSB₅-Werte und Einwohnergleichwerte von hochverschmutzten Teilströmen und Produktverlusten aus der Ernährungs- und Getränkeindustrie

In der Tabelle 2 sind Vergleichswerte für spezifische Schmutzfrachten und Abwassermengen für Betriebe der Getränke- und Lebensmittelindustrie zusammengestellt.

| Betriebsart der Lebensmittel-industrie | Produktions-einheit Bezugsgröße | spezifische Abwasserlasten (Durchschnittswert) Abwassermenge BSB ₅ -Fracht | | Einwohnergleichwerte (Durchschnittswerte) | Bemerkungen |
|--|---------------------------------|--|--------------------------------|--|--------------------------------------|
| | | (m ³ /Einheit) | (kg BSB ₅ /Einheit) | | |
| - | - | | | - | - |
| Molkereiabwasser (unbehandelt) | t Milch | 1 - 2 | 0,8 - 2,5 | 13 - 42 EG ₆₀ /t | |
| Brauereiabwasser | hl Bier | 0,25 - 0,6 | 0,3 - 0,6 | 12 - 15 EG ₄₀ /hl | BSB _{5, sed} |
| Weinherstellung | ha Rebfläche | 0,04 - 0,30 | 0,32 - 0,97 | 5 - 16 EG ₆₀ /ha | mit Trubrückh. |
| Obstabfindungs-brennerei | Tag | 0,5 - 0,8 | 6 - 35 | 100 - 500 EG ₆₀ /d | Schlempen |
| Erfrischungsgetränke | 1.000 l | 1,4 - 2,8 | 0,8 - 2,4 | 20 - 60 EG ₄₀ /1.000 l | |
| Fruchtsaft-herstellung | m ³ Getränk | 1,8 - 2,8 | 1,7 - 4,5 | 28 - 75 EG ₆₀ /m ³ | |
| Schlachtereier | | | | | |
| Rinder | Großvieheinh. GV | 0,5 - 1,0 | 1,0 - 3,5 | 28 - 85 EG ₆₀ /GV | Schlachten |
| Schweine | Kleinvieheinh. KV | 0,1 - 0,3 | 0,2 - 0,3 | 5 - 9 EG ₄₀ /KV | Schlachten |
| Konservenindustrie | | | | | |
| Erbsenverarbeitung | 1.000 kg Roherbse | 12 - 30 | 18 - 30 | 300 - 500 EG ₆₀ /t | |
| Kartoffelverarbeitung | 1.000 kg Rohware | 19 - 30 | 25 - 30 | 415 - 500 EG ₆₀ /t | |
| Bohnenverarbeitung | 1.000 kg Bohnen | 15 - 35 | 10 - 22 | 165 - 365 EG ₆₀ /t | |
| Fertiggerichte | 1.000 St. 750 ml Dosen | 2,5 - 3,6 | 1,5 - 6,4 | 38 - 160 EG ₄₀ / 1.000 Dosen | mit innerbetrieblichen Maßnahmen |
| Sauerkraut-herstellung | t Kraut | 5 - 9 | 4,2 - 9,2 | 70 - 150 EG ₆₀ /t | |
| Kartoffelverarbeitung | | | | | |
| Zuckerfabrik | t Rohkartoffeln | 5 - 8 | 5 - 10 | 85 - 170 EG ₆₀ /t | |
| Hefeindustrie | t Rüben | 0,5 - 1,0 | 0,8 - 1,6 | 13 - 27 EG ₆₀ /t | |
| Margarinefabriken | t Melasse | 10 - 80 | 140 - 250 | 2.330-4.170 EG ₆₀ /t | |
| Speiseölfabriken (Rohölraffinat.) | t Fertigprodukt | 1 - 3 | (0,5 - 3,0) | (8 - 50 EG ₆₀ /t) | errechnet |
| | t Einsatzprodukt | 10 - 25 | (3,0 - 7,0) | (50 - 115 EG ₆₀ /t) | nach Fettabscheider () errechnet |

Tabelle 2: Spezifische Abwasserlasten und -kennwerte für einige Betriebe der Lebensmittelindustrie (7)

Bei der Bewertung und Auswahl von Vorbehandlungsverfahren für nicht als gefährlich eingestufte Stoffe ist das C/N-Verhältnis der Industrieabwässer zu beachten. Allein aus diesem Verhältnis heraus kann bereits eine Vorauswahl über den Grad und das Verfahren einer sinnvollen Vorbehandlung erfolgen.

In der Tabelle 3 sind einige typische Konzentrationsverhältnisse für industrielle Abwässer verschiedenster Branchen aufgelistet. Deutlich wird dabei, daß viele Abwässer im Rohzustand - insbesondere bei der Lebensmittelindustrie - deutlich bessere C/N-Verhältnisse haben als kommunale Abwässer. In Verbindung mit der häufig auftretenden höheren Temperatur - nach Ausgleich der Spitzen - kann die Zuführung von einigen industriellen Abwässern zu einer deutlichen Verbesserung der Grundvoraussetzungen für eine biologische C- und N-Elimination beitragen.

Ziel einer industriellen Vorbehandlung muß es daher sein, eine insgesamt wirtschaftlichere Lösung gegenüber der unvorbehandelten Ableitung der Abwässer zu erzielen. In eine solche Wirtschaftlichkeitsbetrachtung müssen neben den Investitionen die Kosten für den Betrieb sowie die Schlamm- und Reststoffentsorgung mit einbezogen werden. Neben den N/C-Verhältnissen und P/C-Verhältnissen der industriellen Abwässer verdienen einige Teilströme und auch Reststoffe aus der industriellen Produktion besondere Beachtung, da sie durchaus sinnvoll und wirtschaftlich als Kohlenstoffquelle eingesetzt werden können.

| | TKN mg/l | P mg/l | BSB ₅ mg/l | N/BSB ₅ - | P/BSB ₅ - |
|---------------------|-------------|-----------|--------------------------|-------------------------|-------------------------|
| Fruchtsaft | 20 | 20 | 3.000 | 0,007 | 0,007 |
| Schlachthof | 250 | 40 | 1.500 | 0,17 | 0,03 |
| Kartoffelveredelung | 124 | 60 | 2.486 | 0,05 | 0,02 |
| Brauerei | 70 | 20 | 1.100 | 0,06 | 0,02 |
| Molkerei | 30 - 150 | 20 - 100 | 500 - 2.000 | 0,05 - 0,08 | 0,04 - 0,05 |
| Weizenstärke | 1.180 | 210 | 30.000 | 0,039 | 0,007 |
| Mineralbrunnen | 30 | 10 | 300 | 0,01 | 0,03 |
| Hefeabwasser | 500 - 1.200 | 10 - 50 | 3.500 - 8.000 | 0,12 | 0,004 |
| häusl. Abwasser | 50 | 10 | 200 | 0,25 | 0,05 |
| Bedarf Aerob | | | | 0,05 | 0,01 |
| Bedarf Anaerob* | | | | 0,006 | 0,001 |

Tabelle 3: Zusammensetzung von Abwässern aus der Lebensmittelindustrie, Mittelwerte/Schwankungsbreite (6) [* N/P/CSB]

Die in der Tabelle 3 verglichenen N/BSB₅-Verhältnisse zeigen für die dort genannten Industrieabwässer deutlich geringere Werte als für häusliches Abwasser. Geht man von einem N-Bedarf beim aeroben biologischen Abbau von 5 % bezogen auf den BSB₅ aus, so kann für einige Branchen ein N-Mangel festgestellt werden, der in Verbindung mit Kommunalabwasser ausgeglichen werden kann.

Für eine genaue Bestimmung der Schmutzfrachten in einem Betrieb ist in jedem Fall eine Untersuchung notwendig, letzteres wird auch durch die erhebliche Schwankungsbreite der Literaturangaben verdeutlicht.

2.2 Vorschläge für innerbetriebliche Maßnahmen

Die Möglichkeiten zur Verringerung der Wasser- und Abwasserkosten können bereits im Betrieb als innerbetriebliche Maßnahmen einsetzen, als Methoden bieten sich an:

1. Betriebliche Produktionstechniken mit geringem oder keinem Abwasseranfall

- Trockenreinigung
- schonende Rohwarenbehandlung
- kurze Lagerzeiten

2. Stoffrückgewinnung

- Eiweiß-, Pektinengewinnung
- Futtermittelgewinnung (Treber, Trester)

3. Produktionswasserkreisläufe und Mehrfachverwendung des Wassers

- Schwemm- und Waschwasserkreislauf
- Gegenstromwäsche
- Laugenkreisläufe (CIP-Anlage)
- Kühlwasserkreisläufe

4. Abwasservorbehandlung und -behandlung

- mechanisch, chemisch, biologisch

Die genannten Methoden unterscheiden sich nach ihrem Anwendungsort und ihrer Zielrichtung. Während durch die betrieblichen Produktionstechniken sowohl Wasser-, Abwasser- und Schmutzfrachten reduziert werden können, wirken sich die Produktionswasserkreisläufe nur auf eine Reduzierung von Wasser- und Abwassermengen (Erhöhung der Konzentration) und die Techniken der Stoffrückgewinnung und die Vorbehandlungsmaßnahmen in der Regel nur auf eine Reduzierung der Abwasserkonzentrationen bzw. Schmutzfrachten aus. Bei einem Wiedereinsatz der vorbehandelten Abwässer für Betriebsabwässer können durch die Vorbehandlung jedoch auch Wasser- und Abwassermengen reduziert werden.

Bei den Vorbehandlungsverfahren sind im Hinblick auf die Stickstoffelimination immer die Auswirkungen auf die kommunale Kläranlage in einem Gesamtkonzept zu prüfen. Für die Reduzierung der Wasser- und Abwasserkosten können folgende Hinweise gegeben werden (11):

1. Allgemeiner Betrieb

- Schulung des Personals im sparsamen Umgang mit Wasser.
- Abstimmung der Anlieferung mit der Kapazität des Betriebes zur Vermeidung langer Lagerzeiten.
- Kontrolle der Frisch- und Abwassermengen.
- Regelmäßige Wartung und sorgfältige Einstellung der Maschinen (Düsen und Drücke).
- Kontrolle von Leckagen.
- Einbau von Wasserzählern für alle Betriebsteile.
- Anschaffung bedienungsfreundlicher Armaturen, wie z.B. selbstschließende Wassersparventile oder Kugelhähne.
- Einsatz von Schnellschluß-, Spar- und Magnetventilen.
- Reduzierung der Schlauchanschlüsse auf 3/4".
- Verwendung von Zeitschaltuhren.
- Einsatz von Hochdruckreinigungsgeräten.
- Durchführung von Trockenreinigungen, u.a. mit Preßluft.

- Erstellung von Rohrleitungsplänen für Wasser und Abwasser.
- Koordination von Kapazitäten und Produktionsprozessen mit kurzen übersichtlichen Produktwegen.
- Gestaltung von Tanks und Rohrleitungen zur Vermeidung von Produktresten.
- Planung von Produkt- und Reinigungsreihenfolgen.
- Zentrale Erfassung und Auswertung sämtlicher Verarbeitungs- und Produktionsdaten.

2. Änderung der Herstellungsverfahren

1. Verringerung der Wassereinsatzmengen und Ersatz von Wasser:

- Einsatz von Trockenschälmaschinen (Obst- und Fruchtverarbeitung)
- Trockentransporte

2. Organisatorische Verbesserungen der Verfahren:

- Verringerung von Kontaktzeiten zwischen Produkt- und Prozeßwässern.

3. Vermeidung von Produktverlusten:

- Auffangen von Abspritzbieren, Leitungsausschüben und Rückbieren.
- Anbringen von Füllstandsanzeigen und Überlaufsicherungen an Tanks und Behältern.
- Einsatz von CO₂ an Stelle Wasser zum Leerdrücken von Gefäßen (z.B. Filter).

4. Änderung der Flaschenausstattung:

- Leimeinsparung durch Punkt- und Streifenbeleimung
- Verwendung laugenfester Etiketten.
- Verwendung kupferfreier Farben.

3. Änderung der Transportverfahren

1. Einsatz von Schwemmwässern durch mechanische oder pneumatische Transportverfahren:

- mechanische Trockenförderung von Obst- und Gemüseprodukten.

2. Einrichtung von Förderkreisläufen:

- Einsparung von Transportwässern durch Mehrfachverwendung oder Kreisläufe (teilweise mit Zwischenreinigung oder Desinfektion).

4. Änderung der Reinigungsverfahren

1. Produktreinigung:

- Vorschaltung von Trockenreinigungen
- Kreislaufführung der Schwemm- und Waschwässer.

2. Flaschenwäsche:

- Wiederverwendung der Laugen nach einer Laugenbehandlung.
- Ausblasen von Neuglas und Dosen mit Luft.

3. Reinigung von Behältern, Leitungen und Maschinen:

- Trockenreinigung vor der Naßreinigung.
- Trockenausstrag von Abfällen z.B. Austrag von Kieselgurschichten aus Filtern mechanisch oder pneumatisch.
- Stapelreinigung
- Kreislaufreinigung mit Wiederverwendung von Wein und Most zum Trubaustrag aus Separatoren oder zur Gerätezwischenspülung.

4. Raumreinigung

- Trockenreinigung vor der Naßreinigung anwenden.
- Einrichtungen zum Feststoffrückhalt vor der Kanalisation einbauen und sorgfältig warten (Gullideckel verschließen).
- Einsatz von HD-Geräten.

5. Änderung der Wasserführung

1. Einrichtung von Kreisläufen und Mehrfachverwendung

- Kühlkreisläufe
- Schwemm- und Waschwasserkreisläufe
- Kreislaufführung von Schließwässern für Vakuumpumpen
- Fallwasserkreisläufe

2. Mehrfachnutzung, Wiederverwendung von gering verschmutzten Brauchwässern an anderen Stellen im Betrieb:

- Einsatz gering verschmutzter Wässer (z.B. aus Nachspülungen) zu Zwecken, wie Fahrzeugaußenwäsche, Hofreinigung etc.

- Gegenstromwäsche im Flaschen- und Faßkeller (Einsatz der Nachspülwässer für Faßaußenwäsche oder Kastenwäsche).
- Verwendung von Schließwässern aus Vakuumpumpen.

3. Getrennte Erfassung von Teilströmen:

- Abtrennung unverschmutzter Kühlwässer zu einer Wiederverwendung oder zu einer getrennten Ableitung.
- Getrennte Erfassung von hochverschmutzten Teilströmen (Produktreste und -abfälle, Vorspülwässer, Kondensate) mit dem Ziel einer getrennten Behandlung, Vorbehandlung oder Wertstoffrückgewinnung.

6. Änderung der Kühlverfahren

- Kühlwasserkreisläufe
- Einsatz von Rückkühltürmen
- Luftkühlung, Kühlflüssigkeit
- Kondensatrückführung

7. Wertstoffgewinnung und -rückgewinnung aus Produktresten, -abfällen und Abwässern

1. Produktgewinnung aus Trub und Produktresten:

- Wein- und Most und Saft aus Trub durch Filtration und Zentrifugation.
- Restbiertgewinnung aus Überschußhefen und Gelägern (Brauerei).

2. Gewinnung von Nebenprodukten aus festen und flüssigen Produktionsabfällen:

- Eiweiß, Milchzucker, Molkepulver aus Molke.
- Futtermittelgewinnung aus:
 - Schälverlusten (Obst- und Gemüseindustrie)
 - Hefetrub, Trebern, Schlempen (Brauerei, Brennerei).

3. Wertstoffrückgewinnung:

- Absieben von Obst- und Gemüseteilen aus dem Abwasser und Verwendung als Futtermittel (Obst- und Gemüseverarbeitung).
- Wertstoffrückgewinnung (Eiweißgewinnung).

4. Gewinnung und Einsatz von Fruchtwässern:

- Einsatz von Brüdenkondensaten zur Rückverdünnung von Konzentraten und als Betriebswasser.
- Kondenswassereinsatz als Brauchwasser (Fahrzeugwäsche, Hofreinigungen).

2.3 Wirtschaftlichkeitsvergleich/Gesamtkonzept

Verschiedene innerbetriebliche Maßnahmen, wie z.B. Einbau und Kontrolle von Wasserzählern, Durchführung von Trockenreinigungen, Schulungen des Personal usw. bedürfen keiner Wirtschaftlichkeitsvergleiche. Ebenso bedürfen innerbetriebliche Maßnahmen, die zur Einhaltung von Indirekteinleiterverordnungen durchgeführt werden müssen, keiner Wirtschaftlichkeitsbetrachtung.

Dagegen ist bei vielen anderen Maßnahmen ein Wirtschaftlichkeitsvergleich notwendig; entweder dient er der Auswahl eines von mehreren Alternativverfahren oder der generellen Wirtschaftlichkeitsüberprüfung. Für beide Zielrichtungen ist eine Kosten-Nutzen-Analyse empfehlenswert.

Auf der Kostenseite werden Investitionen, Betriebs- und Jahreskosten eines Verfahrens ermittelt, als Nutzen können dagegen die Einsparungen für Wasser- und Abwassergebühren (Abwasserabgabe) und -beiträge sowie Energieeinsparungen und evtl. -gewinne und Erlöse aus einer Wertstoffrückgewinnung angerechnet werden. Das Kosten-Nutzen-Verhältnis auf der Basis der Jahreskosten liefert die Entscheidungsgrundlage. Hochverschmutzte Teilströme müssen bei den Vergleichsberechnungen entsprechend der Bewertung von Starkverschmutzerzuschlägen in der Gebührensatzung berücksichtigt werden.

Im Rahmen eines Gesamtkonzeptes sollten die Auswirkungen auf die kommunale Kläranlage geprüft werden.

3 Beispiele für Bestandsaufnahmen, innerbetriebliche Maßnahmen und Wirtschaftlichkeitsberechnungen

Es wird ein Beispiel für innerbetriebliche Maßnahmen aus dem Bereich der Fruchtsaftindustrie vorgestellt.

In der Tabelle 4 werden dazu spezielle innerbetriebliche Maßnahmen für die Fruchtsaft- und Erfrischungsgetränkeindustrie genannt, wobei verschiedene Betriebsbereiche angesprochen werden.

| Produktionsbereich | Vorschläge für innerbetriebliche Maßnahmen zur Reduzierung der abwasserlast ohne Wirtschaftlichkeitsbetrachtung | Produktionsbereich | Vorschläge für innerbetriebliche Maßnahmen zur Reduzierung der Abwasserlast ohne Wirtschaftlichkeitsbetrachtung |
|---|--|--------------------|---|
| Allgemeiner Betrieb | Einbau und Kontrolle von Wasserzählern an allen wesentlichen Betriebsstätten (Wassermengenbilanz) Reparatur und Beseitigung von Leckagen und Undichtigkeiten Vermeidung von Produktverlusten | Filtration | Trockenaustrag von Restkieselgur Restsaftentleerung der Trogwannen über Restentleerungsrinne oder durch Rückpumpen in einen Schönungstank: Vermeidung von Produktverlusten Auffang von Produkt-Vor- und -Nachläufen |
| bei Wasserleitungen und Armaturen sowie bei Frischwassernutzung | Einsatz von Reduzierstücken, geringen Schlauchdurchmessern, Wassersparventilen Reduzierung von Schlauchanschlußgrößen auf 3/4" Installation bedienungsfreundlicher Armaturen (z.B. Kugelhähne) | Lagerhaltung | Vorreinigung der Lagertanks mit Brüdenkondensat |

| Produktionsbereich | Vorschläge für innerbetriebliche Maßnahmen zur Reduzierung der abwasserlast ohne Wirtschaftlichkeitsbetrachtung | Produktionsbereich | Vorschläge für innerbetriebliche Maßnahmen zur Reduzierung der Abwasserlast ohne Wirtschaftlichkeitsbetrachtung |
|--|---|--|--|
| Sonstiges | Einsatz von Hochdruckreinigungsgaräten Durchführung von Trockenreinigungen, u.a. mit Preßluft Planung von Produkt- und Reinigungsreihenfolgen zentrale Erfassung und Auswertung sämtlicher Verarbeitungs- und Produktionsdaten Personalschulung | Abfüllung | Auffang von Produkt-Vor- und Nachläufen Vermeidung von Produktverlusten durch sorgfältige Handhabung der Abfüllventile Justierung der Abfüllventile Stapelungen von Laugen, Kreislaufführung |
| Hof- und Fahrzeugreinigung | Verwendung von geeigneten Kreislaufwässern, Brüdenkondensat, o.a. | Trink- und Brauchwasseraufbereitung | Stapelung der Regenierwässer anstreben, um Säure-Lauge-Stoßbelastungen für die Kläranlage zu vermeiden |
| Vorwäsche (Gemüse- und Obsttransport) | Einrichtung einer Kreislaufführung für Vorwaschwässer und Schwemmwasser Einsatz von Brüdenkondensat, Schließwasser, Kühlwasser | Sirupraum, Premix-Vordosierer | Verluste vermeiden, Behälter völlig entleeren, Zwischenreinigung während des Arbeitstages vermeiden (soweit möglich)möglichst wenig Umstellungen vornehmen |
| Obst- und Gemüsewäsche | Umstellung von Frischwasser auf Brüdenkondensat im gesamten Betrieb der Obstwäsche Siebanlage, evtl. Absetzanlage für erdige Bestandteile und Sand (Kreislauf) | Reinigung der Produktionsanlagen und Betriebsräume | Naßreinigung mit Brüdenkondensat bzw. Einsatz von Hochdruck-Reinigungsgerätesparsamer Umgang mit Reinigungsmitteln Einsatz von Tankreinigungsgeräten und Wassersparventilen Kreislaufreinigung (CIP) |
| Aromengewinnung und Saftkonzentrierung | Brüdenwässer auffangen und wiederverwenden Kühlwasserkreisläufe installieren Mehrstufenverdampfer verwenden | Flaschen- und Behälter-Waschmaschinen | Einbau von pulsierenden Spritzungen, Abstellen der Wasserpumpen in Stillstands- und Pausenzeiten |
| | | Wärme- und Kälteerzeugung | Kondensatrückführung Einsatz von Kühltürmen |

| Produktionsbereich | Vorschläge für innerbetriebliche Maßnahmen zur Reduzierung der abwasserlast ohne Wirtschaftlichkeitsbetrachtung | Produktionsbereich | Vorschläge für innerbetriebliche Maßnahmen zur Reduzierung der Abwasserlast ohne Wirtschaftlichkeitsbetrachtung |
|--------------------|---|--------------------|--|
| Schönung | <p>Rückhalt von Schönungstrub Filtration über TrübfILTER evtl. Einbringen von Schönungstrub in den Faulbehälter kommunaler Kläranlagen</p> <p>Vorreinigung der Schönungstanks mit Brüdenkondensat</p> | Laugebäder | <p>Laugenstapelung, Sedimentation und Wiederverwendung;</p> <p>gleichmäßig dosierte Ableitung kann zur Neutralisation des Gesamtabwassers ohne zusätzlichen Chemikalienverbrauch führen</p> <p>Optimierung von Temperatur und Laugenkonzentration</p> |

Tabelle 4: Innerbetriebliche Maßnahmen

Das Bild 1 zeigt ein generelles Fließschema für die Fruchtsaftgewinnung aus Kernobst als Grundlage für die Durchführung einer Bestandsaufnahme.

Bild 1: Fließschema der Fruchtsaftgewinnung aus Kernobst

siehe Abschnitt 4, innerbetriebliche Maßnahmen

Möglichkeiten der Entsorgung sind u.a.:

- landwirtschaftliche Nutzung
- Kompostierung
- Deponierung
- anaerober Abbau, z.B. Einbringung in kommunale Faulbehälter

Die Möglichkeiten zur Verringerung der Wasser- und Abwassermengen und Schmutzfrachten durch innerbetriebliche Maßnahmen für einen Fruchtsaftbetrieb sind in der Tabelle 5 u. 6 dargestellt.

Für den Betrieb ergibt sich bei der Äpfelverarbeitung eine Reduzierung der spezifischen Abwassermenge von 1,44 auf 0,88 m³/t und der spezifischen BSB₅-Fracht von 3,02 auf 1,84 kg/t.

Die Haupteinsparungen ergeben sich dabei in diesem Fall bei der Abwassermenge durch die Kreislaufführung von Schließwässern und die Wiederverwendung von Brüdenkondensat und bei der Schmutzfracht durch die Verarbeitung von Schönungsstrub und die Vermeidung von Produktverlusten.

| Anfallstelle | q | b | |
|--------------------|-------------------|--------------------------------|---------------------------------|
| | | Äpfel kg/t BSB ₅ | Birnen kg/t BSB ₅ |
| - | m ³ /t | | |
| Wäsche | 0,143 | 1,180 | 2,162 |
| Mühle | 0,009 | 0,007 | 0,007 |
| Presse | 0,021 | 0,203 | 0,260 |
| Vakuum drehf. | 0,123 | 0,688 | 0,688 |
| Aromaanlage | 0,649 | 0,033 | 0,033 |
| Konzentratanlage | 0,472 | 0,207 | 0,207 |
| Tankreinigung | 0,004 | 0,005 | 0,005 |
| Schönung | 0,006 | 0,619 | 0,732 |
| Wasseraufbereitung | 0,016 | 0,080 | 0,080 |
| Summe | 1,442 | 3,02 | 4,180 |

Tabelle 5: FRUCHTSAFTHERSTELLUNG
 Bestandsaufnahme der Teilströme (6)

| Massnahme | Reduzierung | | | | KNV* |
|--|-------------------|------|--------------------------|------|------|
| | Abwassermenge | | BSB ₅ -Fracht | | |
| Bezeichnung | m ³ /W | % | kg/W | | |
| - | | | | | |
| Rückhalt und Wiederverwendung von Brüdenkondensat | 183,5 | 10,1 | - | - | 0,49 |
| Kreislaufführung der Schließwässer von Vakuumpumpen | 492 | 27,3 | - | - | 0,05 |
| Erweiterung der Kühltürme für die Anaerobanlage | 27 | 1,5 | - | - | 2,21 |
| Verarbeitung von Schönungstrub (Trubfilter) | - | - | 745 | 20,5 | 1,64 |
| Vermeidung von Produktverl. (Vakuum-Drehfilter) und Trockenaustrag der Kieselgur | - | - | 674 | 18,6 | 0,93 |

KNV = Kosten-Nutzen-Verhältnis, W = Woche

Tabelle 6: Zusammenstellung der Ergebnisse einer Kosten-Nutzen-Berechnung auf Jahreskostenbasis für einige vorgeschlagene innerbetriebliche Maßnahmen (Fruchtsaftfabrik) (6)

Die Ergebnisse aus einem Forschungsvorhaben zur Ermittlung der Reststoffe und Abwasserteilströme aus Brauereien werden im folgenden zusammengefaßt (18).

Die Tabelle 7 zeigt eine Zusammenstellung der Meßergebnisse in den untersuchten fünf Brauereien für verschiedene Teilströme und für den Gesamtablauf.

| Bereich | spez. Abwassermenge m ³ /hl VB | | spez. CSB-Fracht [kg/hl VB] | | spez. TR-Fracht [kg/hl VB] | | Verhältnis CSB/TR | |
|----------------------------|--|------|--------------------------------|--------------|-------------------------------|--------------|----------------------|--------------|
| | | | Messungen | | Messungen | | Messung | |
| | von | bis | von | bis | von | bis | von | bis |
| Sudhaus/ Kühlhaus | 0,03 | 0,06 | 0,08 0,02 | 0,37 0,31 | 0,08 0,04 | 0,35 0,35 | 1,02 0,43 | 1,03 0,88 |
| Gärkeller | 0,01 | 0,02 | 0,02 | 0,08 | 0,06 | 0,07 | 0,06 | 1,02 |
| Lagerkeller | 0,01 | 0,01 | 0,02 | 0,03 | 0,05 | 0,02 | 0,34 | 1,24 |
| Filterkeller/ DT-Keller | 0,02 | 0,06 | 0,03 | 0,21 | 0,05 | 0,15 | 0,73 | 1,41 |
| Flaschenkeller | 0,04 | 0,07 | 0,10 | 0,13 | 0,06 | 0,17 | 0,81 | 1,50 |
| Faßkeller | 0,01 | 0,04 | 0,02 | 0,03 | 0,03 | 0,03 | 0,88 | 0,89 |
| Gesamtablauf | 0,32 | 0,51 | 0,79 | 1,24 | 1,07 | 1,36 | 0,73 | 0,91 |

Tabelle 7: Spezifische Abwassermengen, CSB-Frachten und TR-Frachten in den Teilströmen und dem Gesamtablauf von 5 untersuchten Brauereien (18)

Im folgenden werden verschiedene Abhängigkeiten der anfallenden Mengen und Frachten von Tankgrößen und Verfahren aufgezeigt.

Bild 2 zeigt dazu beispielhaft den Verlauf der spezifischen CSB-Fracht für zylindrokonische Gärtanks in Abhängigkeit von der jeweiligen Tankgröße.

Bild 2: Anfallende CSB-Fracht (g CSB/Tank * Reinigung) in Abhängigkeit der jeweiligen Tankgrößen (Füllvolumen) bei der Reinigung zylindrischer Gärtanks (18)

Im Bereich Filterkeller wurden Kieselgurrahmenfilter, Kieselgurkesselfilter, Schichtenfilter sowie PVPP-Filter untersucht. Die Hauptfrachten fallen in diesem Bereich durch die Reinigung der o.g. Filtertypen an. Die anfallenden Frachten bei der Reinigung der Kieselgurfilter (0,003 - 0,02 kg CSB/hl VB), ohne Berücksichtigung von Filtervor- und -nachläufen, sind auf die im Filter verbleibende Menge an Kieselgur zurückzuführen (1 kg Kieselgur 0,1 kg CSB/hl VB), sind von den unterschiedlichen Verfahren und den dabei in den Kanal geleiteten Weglaufbieren abhängig.

Die Höhe der spezifischen Fracht ist wesentlich von der Filterstandzeit abhängig. Tabelle 8 zeigt deutlich, daß mit zunehmender Filterstandzeit die spezifische Fracht sinkt.

| Brauerei | Filtersystem | Filterleistung | Anschwemmen der KG mit | Filterstandzeit (filtr. Bier -> Reinigung) | spez. CSB-Fracht |
|----------|--|----------------|------------------------------|--|------------------|
| | | hl/h | | hl | g/hl VB |
| 1 | Kombifilter 30 m ² KG-Filterfläche | 110 | Wasser | 470 | 100,0 |
| 2 | Kombifilter + PVPP 44 m ² KG-Filterfläche | 150 | Wasser | 770 | 21,0 |
| 3 | Zentrifuge + KG-Filter | 400 | Wasser | 3.740 | 2,7 |
| 4 | KG-Kesselfilter + Schichtenfilter | 360 | Bier | 3.280 | 8,4 |
| 5 | KG-Rahmenfilter + Schichtenfilter | 300 | Bier | 3.800 | 21,9 |
| | KG-Rahmenfilter + Schichtenfilter | 235 | | 2.500 | 11,4 |
| | KG-Rahmenfilter + Schichtenfilter | 500 | | 4.115 | 3,8 |

Tabelle 8: Zusammenstellung der spezifischen CSB-Frachten in Abhängigkeit von den unterschiedlichen Filterstandzeiten und -verfahren

Für den Teilstrom Flaschenkeller liegen den Hauptfrachten folgende Anteile zugrunde:

- kontinuierlicher Ablauf der Flaschenwaschmaschine (0,152 - 0,157 kg CSB/hl VB)
- Reinigung der Flaschenwaschmaschine (0,006 - 0,040 kg CSB/hl VB)

- Überschäumverluste (0,004 - 0,04 kg CSB/hl VB)
- Bandschmierung (0,005 - 0,04 kg CSB/hl VB)
- Etiketten und Etikettenleime

Die in dem Gesamtablauf der Brauereien ermittelten Konzentrationen in Gegenüberstellung zu Literaturwerten aller untersuchten Parameter sind in Tabelle 9 zusammengestellt.

| Parameter | Einheit | 4-h-Mischproben | | 24-h-Mischproben | | | |
|--------------------|---------|-----------------|-------|------------------|-------|---------------------------|-------|
| | | Meßwerte | | Meßwerte | | Vergleichswerte Literatur | |
| | | von | bis | von | bis | von | bis |
| pH | - | 1,4 | 14 | - | - | 3,7 | 12,8 |
| T | C | 6,5 | 70 | - | - | 10 | 75 |
| absetzb. Stoffe | ml/l | 1,0 | 118 | 0 | 76 | 10 | 60 |
| abfiltr. Stoffe | mg/l | 80,0 | 3.898 | 28 | 2.930 | 117 | 914 |
| CSB | mg/l | 1.013,0 | 7.775 | 525 | 5.330 | 1.800 | 3.000 |
| CSB _{sed} | mg/l | - | 7.362 | - | - | 1.500 | 2.500 |
| TKN | mg/l | 22 | 1.069 | 2,0 | 153 | 30 | 100 |
| NH ₄ -N | mg/l | n.n. | 3 | n.n. | 0,6 | n.n. | - |
| NO ₃ -N | mg/l | n.n. | 429 | 1,6 | 113 | n.n. | 30,0 |
| NO ₂ -N | mg/l | n.n. | - | n.n. | n.n. | 0,04 | 1,60 |
| P _{ges} | mg/l | 0,82 | 113 | 0,8 | 113 | 10 | 30 |
| Al | mg/l | < 1,0 | 92 | 0,7 | 9,2 | 0,11 | 4,61 |

| | | | | | | | |
|----|------|------|-----|-----|-----|-------|-------|
| Cu | µg/l | < 50 | 740 | 0,1 | 340 | < 100 | 1.100 |
|----|------|------|-----|-----|-----|-------|-------|

Tabelle 9: Konzentrationen im Gesamtablauf der untersuchten Brauereien (4-h- und 24-h-Mischproben in Gegenüberstellung zu Literaturwerten)

Die Ergebnisse der 24-h-Mischproben liegen z.T. erheblich über den Literaturwerten, dies ist u.a. auf die bei den Untersuchungen berücksichtigten kleinen Brauereien mit größeren produktionsbedingten Schwankungen zurückzuführen.

Die Ergebnisse der spezifischen Frachten der einwöchigen Messung am Gesamtablauf sind für die Parameter CSB, ASS, AFS und TR in der Tabelle 10 zusammengestellt.

| Parameter | Einheit | Brauerei | | | | |
|-----------|----------|----------|-----------|-------------|----------|----------|
| | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| CSB | kg/hl VB | 1,20 | 0,90 | 2,0 | 0,8 | 1,2 |
| ASS | l/hl VB | 4,48 | 4,61 | (*23,89) | 2,48 | 12,43 |
| AFS | g/hl VB | 186,21 | 275,64 | (*684,59) | 38,74 | 314,58 |
| TR | g/hl VB | 1.272,37 | (**66,06) | (*1.481,06) | 1.065,92 | 1.316,85 |

* Meßwerte nicht repräsentativ, da Treber ins Abwasser gelangte

** Analytik nur bei einer 4-h-Mischprobe erfolgt

Tabelle 10: Gegenüberstellung der spezifischen Frachten am Gesamtablauf der untersuchten Brauereien

Bei den AOX-Werten wurden die höchsten Werte aus den eingesetzten Bandschmiermitteln festgestellt, im Gesamtablauf wurden von < 0,1 mg/l bis zu 1,88 mg/l gemessen, in Bandschmiermitteln wurden Werte von 0,416 - 44,7 mg/l AOX festgestellt.

4 LITERATURVERZEICHNIS

- 1) DOEDENS, H. Verschmutzerzu- oder Abschlag bei der Festlegung von Entwässerungsgebühren. Vortrag bei der Jahreshauptversammlung der Abwassertechnischen Vereinigung e.V. (ATV), 07.-09.Juni 1982 in Neumünster
- 2) HELLER, R.: Frischwasser und Abwasser im Betrieb für alkoholfreie Getränke. Das Erfrischungsgetränk Nr. 27 (1979), S. 602 - 606).
- 3) ROSENWINKEL, K.-H., SEYFRIED, C.F. : Reinigung von Brauereiabwässern. Brauwelt Nr. 28 (1984), S. 1.229 - 1.232 und Nr. 29 (1984), S. 1.263 - 1.270.
- 4) ROSENWINKEL, K.-H. : Beitrag zur Frage der wirtschaftlichen Reduzierung von Abwassermengen und Schmutzfrachten aus Brauereien und Fruchtsaftfabriken. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Hannover, Heft 56 (1984).
- 5) ROSENWINKEL, K.-H.: Möglichkeiten zur Reduzierung der Abwasserbelastung. Flüssiges Obst, Heft 11 (1984), S. 581 - 596.
- 6) ROSENWINKEL, K.-H.: Praktische Durchführung von Messungen innerbetrieblicher Abwasserfrachten und daraus folgender Maßnahmen zur Reduzierung der Abwasserkosten. Lebensmitteltechnik, Heft 10 (1984), S. 550 - 554.
- 7) RÜFFER, H.: Stand der Abwassertechnologie und innerbetrieblicher Maßnahmen zur Reduzierung der Abwasserlasten in der Lebensmittelindustrie, 12. Südzucker-Symposium am 05.11.1981 (Ludwigshafen).
- 8) RÜFFER, H., ROSENWINKEL, K.-H.: Abschnitt 7.1 Fruchtsaftfabriken und Erfrischungsgetränkeherstellung im ATV Lehr- und Handbuch V (1985), Verlag W. Ernst & Sohn, Berlin.
- 9) RÜFFER, H., ROSENWINKEL, K.-H.: Übersicht allgemeiner Verfahren und Möglichkeiten zur Reduzierung der Abwasserlasten aus Industriebetrieben. Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik, Bd. V (1985).
- 10) SEYFRIED, C.F., ROSENWINKEL, K.-H.: Abwässer aus Brauereien, Winzereien und aus der Fruchtsaftherstellung, Anfall und Behandlung. Wissenschaft und Umwelt, H. 3 (1981), S. 89 - 108.
- 11) SEYFRIED, C.F., ROSENWINKEL, K.-H.: Abwässer aus Brauereien und Malzfabriken. Abschnitt 7.2 im ATV-Handbuch V "Organisch verschmutzte Abwässer der Nahrungs- und Genußmittelindustrie". Verlag W. Ernst (1985)
- 12) SCHUMANN, G.: Hinweise für die alkoholfreie Erfrischungsgetränke herstellende Industrie zum bevorstehenden Abwasserabgabengesetz. Das Erfrischungsgetränk, 28. Jg. H. 19 (1975), S. 248 - 255.
- 13) ATV: Merkblatt M 766 Abwasser der Mineralbrunnen-, Erfrischungsgetränke- und Fruchtsaftindustrie. Entwurf Oktober 1987.

- 14) ROSENWINKEL, K.-H.: Abwasserbehandlungstechniken für Brauereien, BEHR'S Seminar "Wasser für Brauereien" 19./20.11.1987 Wiesbaden
- 15) ROSENWINKEL, K.-H.: Sparen durch eigene Abwasserbehandlungsmaßnahmen, Erkenntnisse aus den letzten Jahren, Fallstudien. Confructa, Vol. 32, Nr. III/IV S. 106 f. (1988).
- 16) ROSENWINKEL, K.-H.: Abwasserbehandlung in der Ernährungs- und Getränkeindustrie. ATV-Seminare für die Abwasserpraxis 11./12.10.90, TA Esslingen
- 17) ROSENWINKEL, K.-H.: Abwasserbehandlung in der Ernährungs- und Getränkeindustrie. ATV-Seminare für die Abwasserpraxis. Innerbetriebliche Maßnahmen 08.09.1992 IWU Magdeburg 02.11.1995 BITZ Bremen
- 18) HEIDEMANN, N., SEYFRIED, C.F., ROSENWINKEL, K.-H.: Brauereiabwasser, Ergebnisse eines Forschungsvorhabens, Brauereiindustrie 1993
- 19) ROSENWINKEL, K.-H.: Industrieabwasserbehandlung, Möglichkeiten und Grenzen ATV-Landesgruppentagung 31.08. - 01.09.95, Oldenburg
- 20) ROSENWINKEL, K.-H., BAUMGARTEN, G.: Vorbehandlung von Industrieabwasser in Verbindung mit kommunalen Kläranlagen Vortrag FIW Aachen 28.02.1996

Prof. Dr.-Ing. K.-H. Rosenwinkel
Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik
der Universität Hannover

Welfengarten 1
D - 30167 Hannover

Optimierung der N-Entfernung im Zusammenwirken von Indirekteinleiter und kommunaler Kläranlage

Otto Nowak

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft; TU-Wien

1 Einleitung

In Österreich ist - wie in vielen anderen europäischen Ländern - mittlerweile eine weitgehende Stickstoffentfernung aus den kommunalen Abwässern gefordert.

Über die Anwendung des Belebungsverfahrens zur Reinigung von kommunalen Abwässern mit Stickstoffentfernung liegen ausreichende praktische Erfahrungen und auch anerkannte Bemessungsrichtlinien - wie etwa das ATV-Arbeitsblatt A 131 vor (ATV, 1991). Bei „typisch häuslichem Abwasser“ kann in einstufigen Belebungsanlagen ohne Vorklärung aufgrund des vorliegenden N/BSB₅- bzw. N/CSB-Verhältnisses ohne der Zugabe von externen Kohlenstoffquellen eine rund 90-%-ige Stickstoffelimination erreicht werden, wie etwa das Beispiel der Kläranlage Mödling zeigt (FRANZ, 1995).

Das Problem liegt nun darin, daß es das „typisch häusliche Abwasser“ als Kläranlagenzulauf im Grunde gar nicht gibt. Bereits die Art des Kanalnetzes hat einen wesentlichen Einfluß auf die Abwasserzusammensetzung. Ein steiles Kanalnetz kann einen nennenswerten aeroben Vorabbau (CSB-Abbau) bewirken. Dies hätte eine Erhöhung des N/CSB-Verhältnisses und somit eine Verschlechterung der Denitrifikationskapazität zur Folge. In einem flachen Kanalnetz hingegen können Hydrolysevorgänge zu einer Erhöhung des Anteils an leicht abbaubarem CSB und somit zu einer Verbesserung der Denitrifikationskapazität führen.

In diesem Zusammenhang sei noch darauf hingewiesen, daß die Art der Schlammbehandlung einen wesentlichen Einfluß auf den erreichbaren Grad der N-Elimination hat. Bei Kläranlagen mit Rohschlammverbrennung sowie bei Anlagen mit sogenannter „gleichzeitiger aerober Stabilisierung“ und landwirtschaftlicher Verwertung wird relativ viel Stickstoff mit dem Schlamm aus der Abwasserlinie entzogen und anschließend „entsorgt“ bzw. verwertet. Indessen gelangt bei Anlagen mit weitgehender Schlammstabilisierung (beheizte Faulung oder ATS) der bei der Stabilisierung rückgelöste Stickstoff als Ammonium quantitativ in den Zulauf zur Anlage zurück, was zu einer Verminderung der N-Elimination führt (NOWAK, 1993 und 1995).

Ob neben der Art des Kanalnetzes und der Form der Schlammbehandlung auch die Einleitung von Abwässern aus Gewerbe und Industrie zu einer wesentlichen Beeinflussung der Abwasserzusammensetzung führt, hängt vom Anteil der Indirekteinleiter an der Gesamtfracht und von der Art der eingeleiteten Abwässer ab. So enthalten etwa Abwässer aus der Lebensmittelbranche (wie z.B. Brauerei, Molkerei und Margarineherstellung) zumeist vornehmlich organische Inhaltsstoffe und führen somit zu einer Verbesserung (= Verringerung) des N/CSB-Verhältnisses im Kläranlagenzulauf. Dabei ist allerdings gerade bei solchen leicht abbaubaren Abwässern an Maßnahmen zur Vermeidung von Blähschlamm zu denken (siehe Beitrag von MATSCHÉ in diesem Band).

Aus betrieblichen, ökonomischen und ökologischen Gründen wird bei organisch belasteten Abwässern in vielen Fällen eine biologische Vorreinigung sinnvoll sein (siehe Pkt. 3.1). Im weiteren wird auf die Punkte eingegangen, auf die im Falle einer biologischen Vorreinigung in Hinblick auf eine jederzeit gesicherte vollständige Nitrifikation sowie eine ausreichende Stickstoffentfernung in der empfangenden Kläranlage insbesondere zu achten ist.

2 Auswirkung des Stickstoffgehalts eines Abwassers auf das zu wählende Reinigungsverfahren

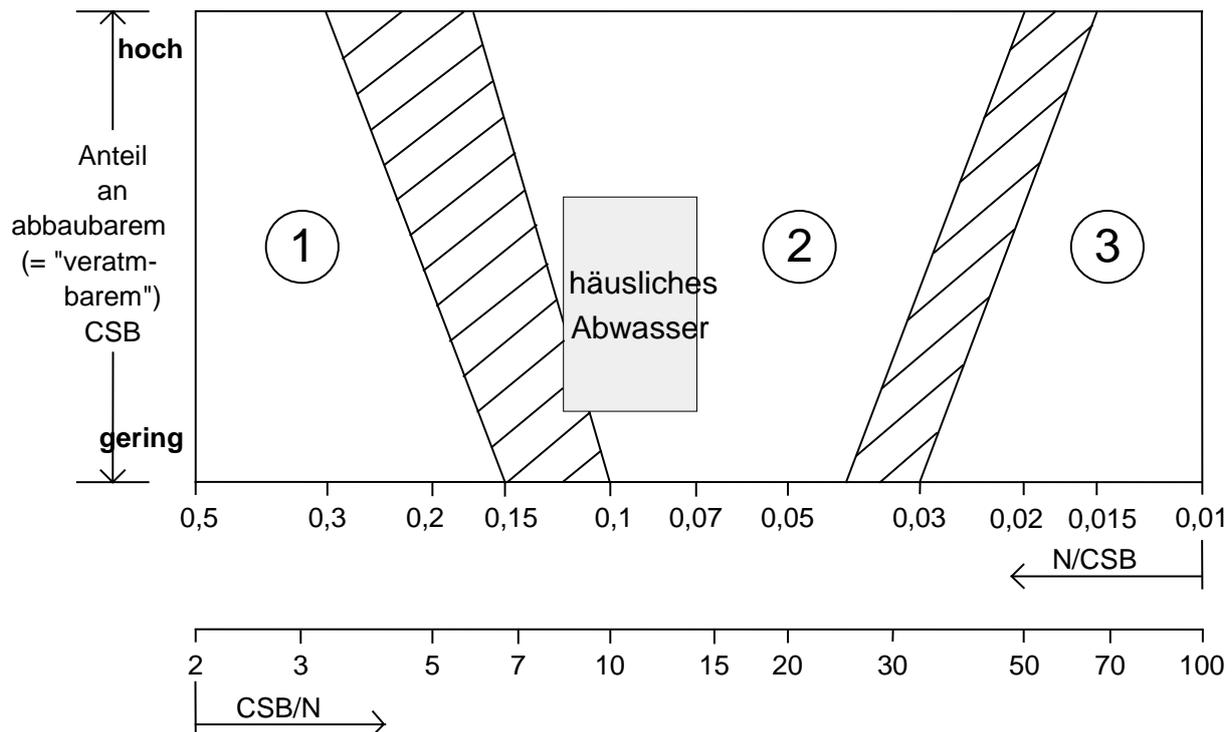
Aufgrund der allgemeinen Forderung nach weitgehender Stickstoffentfernung wird heute das Reinigungsverfahren in erster Linie durch das N/CSB-Verhältnis vorgegeben, und zwar sowohl bei kommunalem als auch bei Industrieabwasser. Dies gilt in gleicher Weise auch für die biologische Vorreinigung, da auch hier gewährleistet sein muß, daß nur Abwasser abgegeben wird, aus dem im Falle eines weitgehenden CSB-Abbaus auch die Stickstoffverbindungen in hohem Maße entfernt sind.

Allgemein gilt folgende Forderung an die Vorreinigung von Industrieabwasser bzw. generell an Indirekteinleiter:

Die Abgabe des Abwassers hat in einer Weise zu erfolgen, daß in der empfangenden Kläranlage eine weitgehende Stickstoffentfernung und vollständige Ammoniumoxidation *jederzeit* problemlos möglich sind.

Da im häuslichen Abwasser gerade im ausreichenden Umfang organische Stoffe vorhanden sind, um das geforderte hohe Maß an Stickstoffelimination zu erreichen, muß gewährleistet sein, daß ein Indirekteinleiter nicht nur Stickstoff, sondern im adäquaten Umfang auch CSB in den öffentlichen Kanal abgibt. Darüber hinaus ist darauf zu achten, daß keine starken Schwankungen in der abgegebenen Fracht an nicht-oxidiertem Stickstoff auftreten, um in der empfangenden Kläranlage die vollständige Ammoniumoxidation nicht zu gefährden.

In Abbildung 1 ist dargestellt, inwieweit das zu wählende Reinigungsverfahren vom N/CSB-Verhältnis des Abwassers bedingt wird. In dieser Darstellung wurde neben dem N/CSB-Verhältnis auch der „Anteil an abbaubarem (= „veratmbarem“) CSB“ eingeführt. Darunter ist der CSB-Anteil zu verstehen, der beim biologischen Reinigungsprozeß tatsächlich umgewandelt, im Falle eines aeroben Verfahrens „veratmet“ wird.



- Bereich 1: N/CSB -Verhältnis zu hoch für eine weitgehende Stickstoffentfernung auf biologischem Wege mit Hilfe des im Abwasser enthaltenen CSB
- Bereich 2: weitgehende Stickstoffentfernung auf biologischem Wege möglich, Stickstoffgehalt für das Biomassewachstum ausreichend
- Bereich 3: N/CSB -Verhältnis für das Biomassewachstum bei einem aeroben Reinigungsverfahren zu niedrig; Stickstoffdosierung erforderlich

Abbildung 1: Auswirkung der Abwasserzusammensetzung auf das zu wählende Reinigungsverfahren zur weitgehenden Stickstoffentfernung

Hinsichtlich des zu wählenden Reinigungsverfahrens sind 3 Bereiche zu unterscheiden.

Bereich 1:

Über einem bestimmten N/CSB -Verhältnis ist eine weitgehende Stickstoffentfernung mit Hilfe des im Abwasser enthaltenen CSB aus ökonomischen und verfahrenstechnischen Gründen nicht möglich; d.h. aus der Summe aus Stickstoffentfernung mit dem Überschussschlamm und Denitrifikation ergibt sich keine ausreichende N-Elimination. Diese Grenze liegt etwa bei einem Wert von 0,2 für das N/CSB -Verhältnis, bzw. bei etwa

0,4 für das N/BSB₅-Verhältnis (vgl. den Beitrag von SCHWEIGHOFER in diesem Band). Dabei kann eine weitgehende Stickstoffentfernung entweder durch die Zugabe von externen Kohlenstoffquellen (z.B. Methanol) oder bei ausreichend hoher Ammoniumkonzentration durch chemisch-physikalische Verfahren vorgenommen werden. Hinsichtlich der chemisch-physikalischer Verfahren ist zu beachten, daß der Stickstoff nicht wie bei der Denitrifikation gasförmig entweicht, sondern danach in gebundener Form vorliegt, womit ein Entsorgungsproblem entsteht. Chemisch-physikalische Verfahren zur N-Elimination sollten daher nur angewendet werden, wenn die weitere Verwertung (bzw. Entsorgung) des Reststoffes gewährleistet ist. Von den möglichen Verfahren liegen nur über den Einsatz der Ammoniakstrippung abgesicherte Erfahrungen vor, z.B. aus der Güllebehandlung (WEILAND und HARMSEN, 1993). Grundsätzlich ist sicherzustellen, daß beim gewählten Verfahren eine gleichmäßige „Restfracht“ an nicht-oxidiertem Stickstoff (bzw. Ammonium) abgeleitet wird. Schließlich wäre nochmals darauf hinzuweisen, daß eine weitgehende Stickstoffentfernung auch bei maßgebenden Indirekteinleitern zu erfolgen hat und geeignete Maßnahmen (Zugabe einer C-Quelle oder Ammoniakstrippung) daher im Zuge einer Vorreinigung vorzunehmen sind.

Bereich 2:

Über einen weiten Bereich des N/CSB-Verhältnisses, etwa von 0,2 bis 0,02, ist einerseits dieses Verhältnis ausreichend niedrig, um eine weitgehende Stickstoffentfernung durch Denitrifikation mit Hilfe des im Abwasser enthaltenen CSB zu ermöglichen, andererseits aber genügend hoch, um eine ausreichende Versorgung der am aeroben biologischen Reinigungsprozeß beteiligten Mikroorganismen zu gewährleisten. Aus der Abbildung 1 fällt auf, daß dieser Bereich bei einem hohen Anteil an abbaubarem CSB deutlich breiter ist als bei einem geringen. Dies erklärt sich daraus, daß einerseits bei einem hohen Anteil an abbaubarem CSB mehr CSB für die Denitrifikation zur Verfügung steht und andererseits die Überschußschlammproduktion und somit auch der Stickstoffbedarf der Biomasse geringer ist. In diesem Bereich ist auch das häusliche Abwasser „angesiedelt“. Die Fläche, die dafür in Abbildung 1 eingezeichnet ist, umfaßt sowohl rohes als auch vorgeklärtes häusliches Abwasser, wobei das „linke untere Eck“ bereits im schraffierten Bereich liegt. Damit soll angedeutet werden, daß auch bei rein häuslichem Abwasser mit entsprechend hohem N/CSB-Verhältnis - zumeist nach

Vorklärung - und geringem Anteil an abbaubarem CSB eine weitgehende Stickstoffelimination problematisch werden kann. In diesem Bereich des N/CSB-Verhältnisses wird es auch bei der Industrieabwasserreinigung zumeist sinnvoll sein, die Stickstoffentfernung über Nitrifikation und Denitrifikation mittels biologischer Verfahren vorzunehmen. Dabei kann hinsichtlich der Denitrifikation (ohne Zugabe externer C-Quellen) nur das Belebungsverfahren als Stand der Technik bezeichnet werden, das sich auch insofern anbietet, als aufgrund des langjährigen Einsatzes bei der kommunalen Abwasserreinigung profunde Kenntnisse und vielfältige Erfahrungen vorliegen, auf die beim Auftreten von Problemen zurückgegriffen werden kann. Bei entsprechend hoher Ammoniumkonzentration kann abhängig von der örtlichen Situation auch bei einem für eine biologische N-Elimination ausreichend niedrigen N/CSB-Verhältnis eine Ammoniakstrippung wirtschaftlich sein.

Bereich 3:

Unterhalb eines N/CSB-Verhältnisses von etwa 0,02 bis 0,025 (N/BSB₅-Verhältnis 0,03 bis 0,05) ist der Stickstoffgehalt nicht ausreichend für das Biomassewachstum bei einem aeroben Reinigungsverfahren, und zwar sowohl beim Belebungsverfahren als auch bei Verfahren mit festsitzender Biomasse (Tropfkörper, Tauchkörper, etc.). Hier ist entweder bei aerober Reinigung Stickstoff zu dosieren, oder es wird bei ausreichend hoher Konzentration an abbaubarem CSB eine anaerobe Vorreinigung vorgenommen (vgl. den Beitrag von SVARDAL in diesem Band, sowie Pkt. 3.2 in diesem Beitrag).

Ein sehr problematischer Fall tritt dann auf, wenn das N/CSB-Verhältnis zwischen dem „Bereich 2“ (nach Abb. 1) und dem „Grenzbereich zwischen 2 und 3“ schwankt, d.h. wenn fallweise Ammonium im „Überschuß“ vorhanden ist und fallweise der Stickstoffgehalt für das Biomassewachstum gerade ausreicht. Entspricht die Zusammensetzung eines Abwassers dem „Bereich 2“, so ist das „überschüssige“, für das Biomassewachstum nicht benötigte Ammonium zu nitrifizieren, und das gebildete Nitrat anschließend zu denitrifizieren. Reicht danach der im Abwasser enthaltene Stickstoff gerade für das Biomassewachstum aus, so kommt es nach einer gewissen Zeit in Abhängigkeit von der Temperatur durch den Zerfall der nitrifizierenden Biomasse allmählich zu einer Verminderung der Nitrifikationskapazität und

schließlich zu einem vollständigen Verlust der Nitrifikation. Erhöht sich nun anschließend das N/CSB-Verhältnis wieder über das von den Mikroorganismen benötigte Maß hinaus, so gelangt das „überschüssige“ Ammonium in den Ablauf der Anlage, bis wieder im ausreichenden Umfang nitrifizierende Bakterien nachgewachsen sind. Bei einem vollständigen Verlust der Nitrifikation kann dies mehrere Wochen dauern. Dieser Vorgang ist natürlich vor allem bei Anlagen, die direkt in den Vorfluter ableiten, problematisch. Aber auch im Falle von maßgebenden Indirekteinleitern, deren Stickstofffracht einen wesentlichen Beitrag zur Zulauffracht zur empfangenden Kläranlage, dem Direkteinleiter, liefert, kann eine rasche Erhöhung der Ammoniumbelastung beim Direkteinleiter zu einer Überlastung der Nitrifikation und somit zu Ammoniumspitzen im Ablauf führen. Zudem kann beim Indirekteinleiter durch den Verlust der Nitrifikation auch kein Stickstoff durch Denitrifikation entfernt werden, was zwangsläufig eine Verschlechterung des Ausmaßes der Stickstoffentfernung bei der empfangenden Kläranlage und somit im Gesamtsystem zur Folge hat.

Wie dieses Problem gelöst werden kann, ist im Einzelfall zu entscheiden - etwa durch eine Teilstromreinigung. Sollte dabei keine geeignete Lösung gefunden werden, so ist in „stickstoffarmen Zeiten“ Harnstoff zu dosieren, um den Erhalt der Nitrifikation sicherzustellen.

3 Vorreinigung von stickstoffhaltigen Industrieabwässern

3.1 Möglichkeiten der biologischen Vorreinigung im Rahmen eines Gesamtkonzepts zur regionalen Abwasserentsorgung

Allgemein hat sich in Hinblick auf den Gewässerschutz die gemeinsame Reinigung von industriellem und häuslichem Abwasser in einer regionalen Abwasserreinigungsanlage in vielen Fällen als die beste Lösung herausgestellt, und zwar aus den folgenden Gründen:

- geringere Gesamtemission
- höhere Stabilität des Betriebes der regionalen Kläranlage (z.B. hinsichtlich Blähschlamm Bildung)
- geringere Auswirkungen von unerwarteten Veränderungen beim Industriebetrieb auf die regionale Kläranlage
- geringere Wahrscheinlichkeit von Geruchsemissionen vom Kanalsystem
- geringere Gesamtkosten (Investition und Betrieb !)
- bessere Möglichkeiten der Schlammverwertung (für die biologische Vorreinigungsanlage: spezielle Wege der Wiederverwertung in manchen Fällen; für die regionale Kläranlage: Vermeidung einer Kontaminierung durch industrielle Schadstoffe im Falle einer landwirtschaftlichen Verwertung)

In Abbildung 2 sind einige Möglichkeiten für eine biologische Vorreinigung im Rahmen eines regionalen Abwasserreinigungskonzeptes dargestellt (nach KROISS und MAYR, 1990).

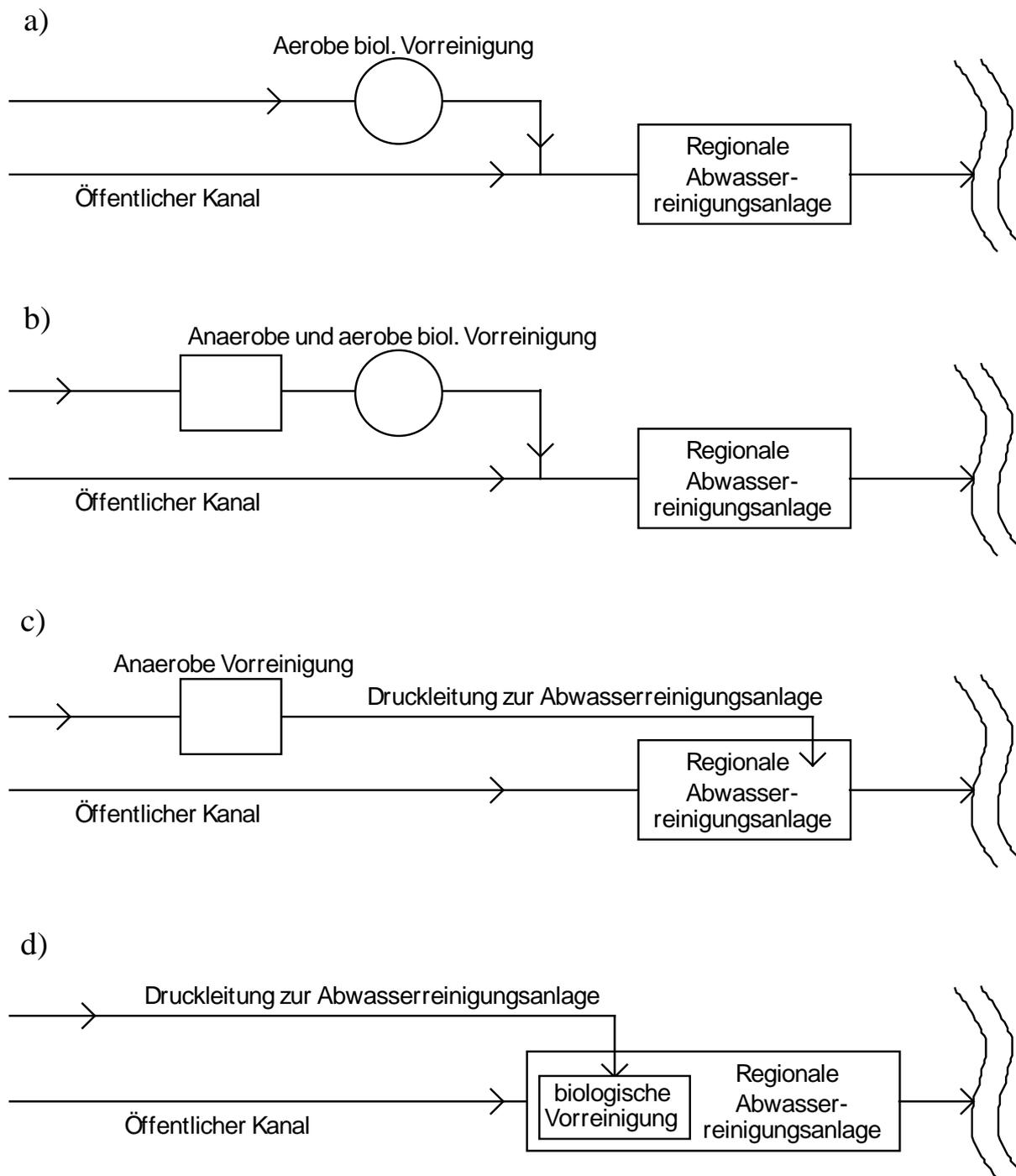
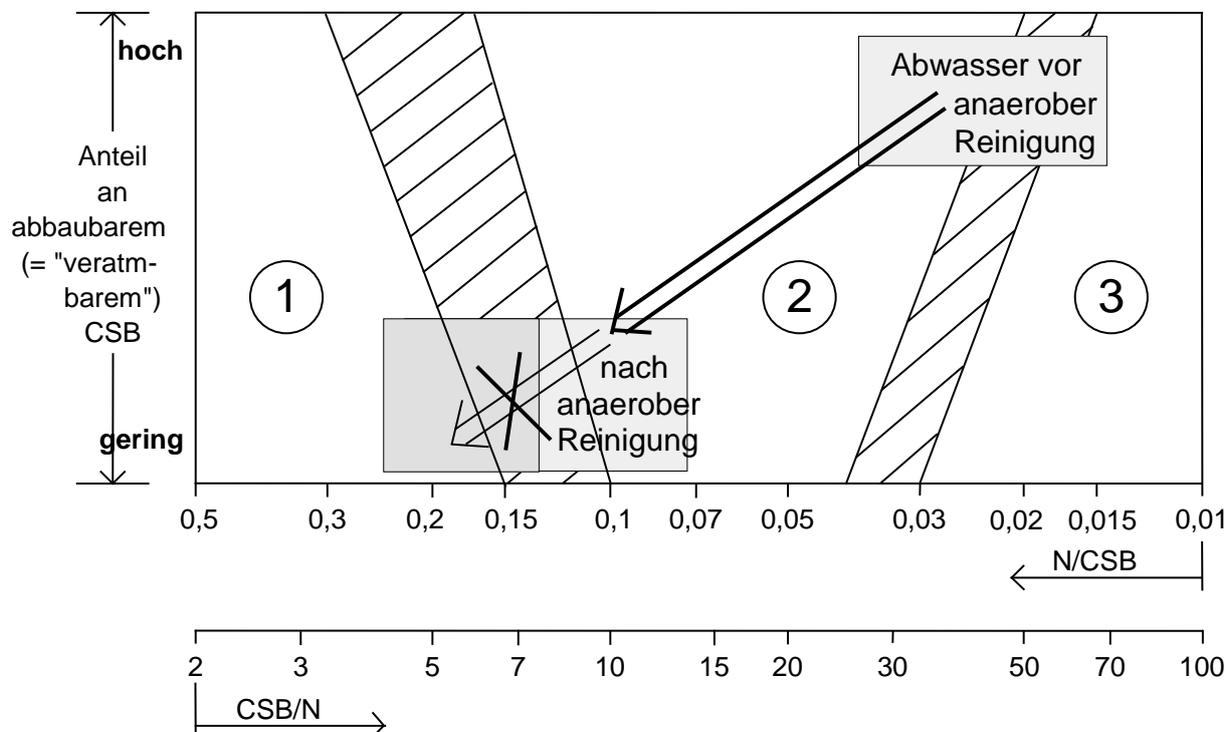


Abbildung 2: Mögliche Konzeptionen einer biologischen Vorreinigung
 (nach KROISS und MAYR, 1990)

- a) aerobe Vorreinigung (zumeist als Hochlaststufe)
- b) anaerob-aerobe Vorreinigung
- c) anaerobe Vorreinigung mit Druckleitung zur Kläranlage
- d) anaerobe *oder* aerobe Vorreinigung am Gelände der Kläranlage

3.2 Möglichkeiten der Vorreinigung stickstoffhaltiger Abwässer im Rahmen eines regionalen Abwasserentsorgungskonzeptes

Grundsätzlich können alle in Abbildung 2 dargestellten Möglichkeiten, auch bei stickstoffhaltigen Abwässern zum Einsatz kommen. Bei einer anaeroben Vorreinigung ist jedoch darauf zu achten, daß der CSB-Abbau nur soweit erfolgt, daß danach eine weitgehende Stickstoffentfernung noch möglich ist. Dies gilt in gleicher Weise auch für eine aerobe Hochlaststufe. Falls eine aerobe Vorreinigung gewählt wurde, sollte diese allerdings gleich auf Nitrifikation und Denitrifikation ausgelegt werden.



- Bereich 1: N/CSB-Verhältnis zu hoch für eine weitgehende Stickstoffentfernung auf biologischem Wege mit Hilfe des im Abwasser enthaltenen CSB
- Bereich 2: weitgehende Stickstoffentfernung auf biologischem Wege möglich, Stickstoffgehalt für das Biomassewachstum ausreichend
- Bereich 3: N/CSB-Verhältnis für das Biomassewachstum bei einem aeroben Reinigungsverfahren zu niedrig; Stickstoffdosierung erforderlich

Abbildung 3: Veränderung der Abwasserzusammensetzung durch anaerobe Vorreinigung in Hinblick auf eine weitgehende Stickstoffentfernung

Hinsichtlich einer anaeroben Vorreinigung sind die Zusammenhänge in Abbildung 3 dargestellt, wobei die gewählten Flächen für die Abwasserzusammensetzung vor und nach der Reinigung nur schematisch gedacht sind:

- Für eine anaerobe Reinigung ist eine ausreichend hohe Konzentration an abbaubarem CSB erforderlich. Zumeist ist auch der Anteil an abbaubarem CSB hoch. Aufgrund des geringeren Zellertrags (= "Ausbeute") der am Anaerobprozeß beteiligten Bakterien - im Vergleich zu aerob-heterotrophen - kann eine anaerobe Reinigung auch bei Abwässern durchgeführt werden, die eine für eine aerobe Reinigung zu niedriges N/CSB-Verhältnis aufweisen.
- Durch die anaerobe Reinigung wird CSB abgebaut, während der Stickstoff weitgehend erhalten bleibt. Dies führt zu einer Erhöhung des N/CSB-Verhältnisses und zu einer Verminderung des Anteils an abbaubarem CSB.

Es kann durchaus der Fall eintreten, daß ein Abwasser, bei dem der Stickstoffgehalt für eine aerobe Reinigung gerade ausreichen würde, nach einer anaeroben Reinigung ein N/CSB-Verhältnis aufweist, mit dem eine weitgehende Stickstoffentfernung bei der aeroben Nachreinigung nur schwer möglich ist.

Der Anaerobprozeß wird in vielen Fällen nicht so zu steuern sein, daß ein für die Denitrifikation ausreichender „Rest-CSB“ jederzeit gewährleistet werden kann. In diesen Fällen ist ein gewisser Teilstrom an Rohabwasser an der Anaerobstufe vorbei direkt der aeroben Nachreinigung zuzuleiten.

Neben einer biologischen Vorreinigung mit Nitrifikation und Denitrifikation kann bei stark stickstoffhaltigen Abwässern - wie erwähnt - auch eine Ammoniakstrippung vorgenommen werden. Mögliche Konzeptionen für eine Gesamtlösung im Rahmen eines regionalen Abwasserentsorgungskonzeptes sind in Abbildung 4 dargestellt. Anzumerken bleibt, daß eine direkte Ableitung in den öffentlichen Kanal nur dann anzuraten ist, wenn Geruchsprobleme absolut auszuschließen sind.

Eine Ammoniakstrippung kann auch dazu verwendet werden, eine gleichmäßige Ammoniumfracht im Zulauf zur Restnitrifikation zu erreichen, unabhängig davon, ob diese als aerobe Reinigung für das Industrieabwasser

alleine (Abb. 4a) oder gleich in der regionalen Kläranlage vorgenommen wird (Abb. 4b).

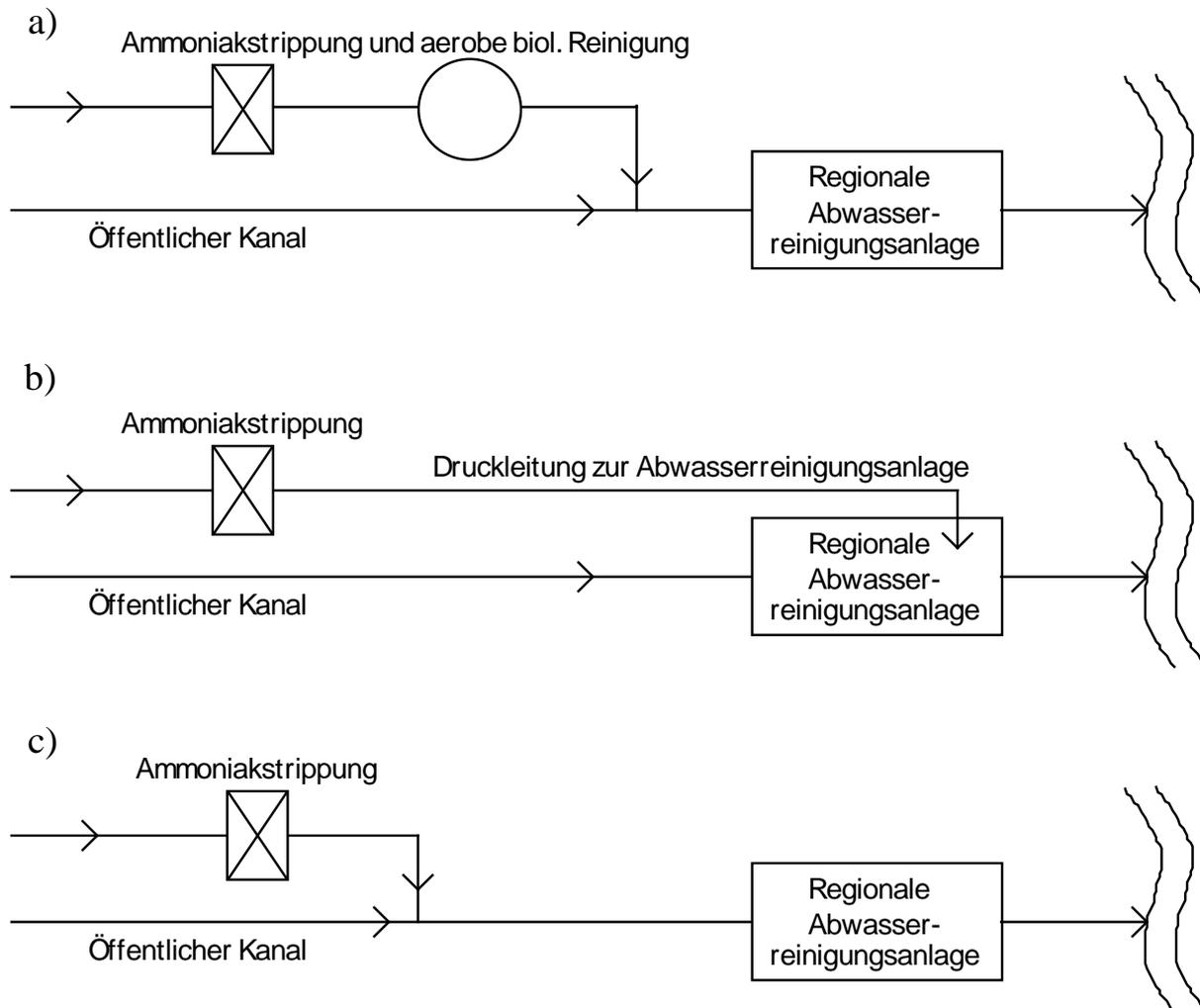


Abbildung 4: Mögliche Konzeptionen mit Ammoniakstrippung als Vorreinigung

- Ammoniakstrippung mit anschließender aerober biologischer Reinigung
- Ammoniakstrippung mit Druckleitung zur Kläranlage
- Ammoniakstrippung mit Ableitung in den öffentlichen Kanal
(nur möglich, wenn Geruchsprobleme auszuschließen sind!)

3.3 Fallbeispiel für eine biologische Vorreinigung mit Nitrifikation und Denitrifikation

Im folgenden werden anhand eines Fallbeispiels Probleme behandelt, die bei der aeroben Vorreinigung mit Nitrifikation und Denitrifikation von stickstoffhaltigen Industrieabwässern auftreten können. Die dargelegten

Erfahrungen stammen von der Vorreinigungsanlage eines Tierkörperverwertungsbetriebes und liegen etwa 3 Jahre zurück.

Diese Vorreinigungsanlage besteht aus einem Ausgleichsbecken (550 m³), einem vorgeschalteten Denitrifikationsbecken (550 m³), einem Belebungsbecken mit einem Gesamtvolumen von 1450 m³, das in drei Kaskaden unterteilt ist, und einem Nachklärbecken. Die Abwassermenge (260 m³/d im Jahre 1993) trägt im Mittel etwa zu 2 % zur Zulaufmenge zur regionalen Kläranlage bei. Die Rücklaufschlammmenge (Q-RS) beträgt etwa 600 m³/d und die interne Rezirkulation (Q-RI) etwa 3000 m³/d (siehe Abb. 5).

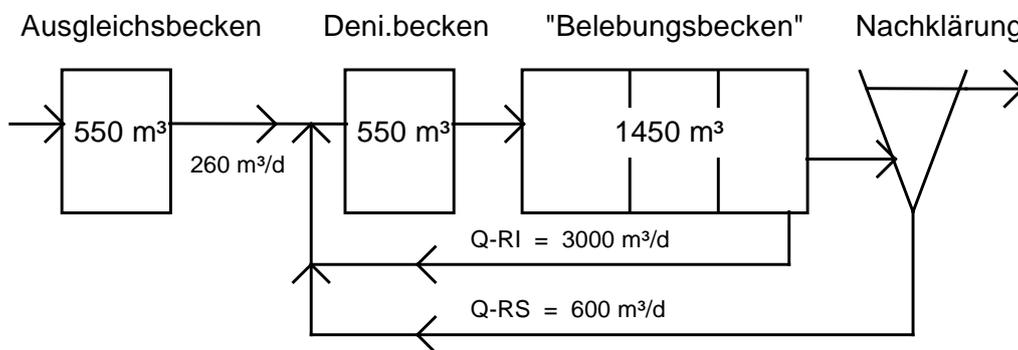


Abbildung 5: Fließschema einer Belebungsanlage zur biologischen Vorreinigung des Abwassers eines Tierkörperverwertungsbetriebes

Das Abwasser weist hohe Konzentrationen an CSB und TKN auf, die im Sommer noch um einiges höher liegen als im Winter (siehe Tabelle 1). Im Jahre 1993 lag der Zulauf-CSB zwischen 3 und 11 g/l und die CSB-Entfernung im Mittel bei 98,5 %. Der CSB ist somit fast vollständig „entfernbar“ und der Anteil an abbaubarem („veratmbarem“) CSB sehr hoch.

| | Jänner - Nov. | Juli - Oktober | |
|----------------------|---------------|----------------|----------------------------------|
| CSB _{zu} | 6850 | 7400 | mg/l |
| TKN _{zu} | 1080 | 1250 | mg/l |
| Zulaufmenge | 260 | 266 | m ³ /d |
| CSB-Raumbelastung | 0,9 | 1,0 | kg CSB/m ³ /d |
| TS _{BB} | 6,8 | 7,3 | kg TS/m ³ |
| CSB-Schlammbelastung | 0,13 | 0,14 | kg CSB/kg TS/d |
| ISV | 119 | 98 | ml/g |
| T (Belebung) | 27 | 28 | °C |
| pH (Belebung) | 7,1 | 7,3 | - |
| spez. ÜS-Produktion | | 0,23 | kg TS/kg CSB _{entfernt} |

„Schlammalter“

32 d

Tabelle 1: Zulauf- und Betriebsdaten der Vorreinigungsanlage im Jahre 1993 (Mittelwerte)

Der Zulauf-TKN lag im Jahre 1993 zwischen 500 und 2000 mg/l. Das N/CSB-Verhältnis betrug im Mittel 0,16, zeitweise jedoch bis zu 0,25.

Wie Tabelle 1 zeigt, ist die Anlage für eine Vorreinigungsanlage relativ schwach belastet. Die Raumbelastung lag in diesem Zeitraum bei 1 kg CSB/m³/d.

Zufolge des hohen Anteils an abbaubarem CSB und der hohen Temperatur im Belebungsbecken von 28°C, war die Überschußschlammproduktion mit 0.23 g TS/g CSB sehr gering. Daraus ergab sich ein Schlammalter von etwa 32 Tagen für den Zeitraum von Juli bis Oktober 1993.

Aufgrund der geringen Belastung der Anlage wurde im allgemeinen volle Nitrifikation erreicht, allerdings nur bis zum Nitrit. Im Sommer 1992 kam es jedoch in einer Periode von extrem hoher Stickstoff- und CSB-Belastung zu einem beinahe vollständigen Zusammenbruch der Nitrifikation. Auch im Sommer 1993 traten bei erhöhter TKN-Belastung Ablaufkonzentrationen von bis zu 300 mg NH₄-N/l auf. In der Folge stellte sich heraus, daß extremer Phosphormangel vorlag. Dieser wurde lange nicht entdeckt, da vom Betriebslabor aufgrund eines systematischen Fehlers im Analysensystem wesentlich höhere PO₄-P-Konzentrationen in Zu- und Ablauf gemessen wurden, als tatsächlich vorhanden waren. Im Oktober 1993 ergaben Kontrollanalysen eine PO₄-P-Ablaufkonzentration von im Mittel 0,02 mg/l und einen Phosphorgehalt im Belebtschlamm von 0,5 % bezogen auf die organische Trockensubstanz. Es war daher davon auszugehen, daß die zuvor beobachteten Probleme mit der Nitrifikation aufgrund von Phosphormangel auftraten. Anschließend wurden große Mengen an Phosphorsäure zugegeben, bis nach etwa einem Monat ein Phosphorgehalt im Schlamm von 1,8 % bezogen auf die oTS und eine Phosphatkonzentration im Ablauf von etwa 1 mg PO₄-P/l erreicht waren. Es wäre noch darauf hinzuweisen, daß über den gesamten Zeitraum der Jahre 1992 und 1993 trotz ausgeprägten Phosphormangels und trotz des sehr hohen Anteils an leicht abbaubarem CSB kein Blähschlamm auftrat (vgl. Tab. 1).

Da während der gesamten Periode extremen Phosphormangels kein Nitrat im Ablauf gefunden wurde, sondern nur Nitrit, wurde vermutet, daß die nitritoxidierenden Bakterien stärker durch Phosphormangel beeinträchtigt sind als die Ammoniumoxidanten, zumal zuvor bereits bei einer anderen Industriekläranlage leicht erhöhte Nitritablaufwerte beobachtet worden waren, wenn der $\text{PO}_4\text{-P}$ -Gehalt im Ablauf etwa bei bzw. unter 0,2 mg/l lag. Dabei konnten in der gesamten zur Verfügung stehenden Literatur keine Angaben über die Auswirkungen von Phosphormangel auf die Nitrifikation in der aquatischen Umwelt gefunden werden. Nur aus der Bodenforschung ist eine Veröffentlichung über Nitritanreicherung bei niedrigem Phosphorgehalt bekannt, in der als Ursache angenommen wurde, daß die Nitritoxidanten empfindlicher auf Phosphormangel reagieren als die Ammoniumoxidation (PURCHASE, 1974).

Aufgrund des hohen Anteils an rasch abbaubarem CSB wurde der oxidierte Stickstoff fast vollständig denitrifiziert. Die Stickstoffentfernung wurde durch den Umstand begünstigt, daß stöchiometrisch für die Denitrifikation von Nitrit rund 40 % weniger organisches Substrat erforderlich ist als für die Denitrifikation von Nitrat. Im Zuge der Untersuchungen wurde festgestellt, daß die Denitrifikation im vorgeschalteten Becken „nitritlimitiert“ war und somit anaerobe Zustände herrschten. Eine Erhöhung der internen Rezirkulation war jedoch aus hydraulischen Gründen nicht möglich. In Zeiten niedriger Ammoniumablaufwerte wurden die aeroben Beckenkaskaden nur intermittierend belüftet. Dabei wurde rund ein Drittel des oxidierten Stickstoffs im vorgeschalteten Becken und rund zwei Drittel in den intermittierend belüfteten Beckenkaskaden entfernt. In Zeiten erhöhter Ammoniumablaufwerte wurden die aeroben Beckenkaskaden permanent belüftet und ein O_2 -Gehalt von größer 2 mg/l ständig eingehalten. Dessenungeachtet wurde auch während dieser Phasen in hohem Maße Nitrit in den aeroben Kaskaden denitrifiziert. Das Auftreten von Nitritreduktion unter aeroben Bedingungen in beträchtlichem Umfang wurde bereits früher an verschiedenen Belebungsanlagen zur Reinigung von stark stickstoffhaltigen Abwässern beobachtet (VOETS *et al.*, 1975; MURRAY *et al.*, 1975).

Ausgehend von diesen Beobachtungen wurde in der Folge ein dynamisches Simulationsmodell basierend auf dem „Activated Sludge Model No. 1“ (HENZE *et al.*, 1986) erstellt. Dieses wurde unter anderem dazu verwendet, um

Informationen hinsichtlich des P-Bedarfes unter schwankenden Belastungsverhältnissen zu erlangen. Daneben wurde auch untersucht, welche $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration in der Anlage eingestellt werden soll, um bei den zu erwartenden Belastungsschwankungen eine stabile Nitrifikation sicherzustellen.

In Abbildung 6 ist dargestellt, wie sich ein plötzlicher Anstieg der CSB-Zulauf fracht auf den Phosphorbedarf der Biomasse auswirkt.

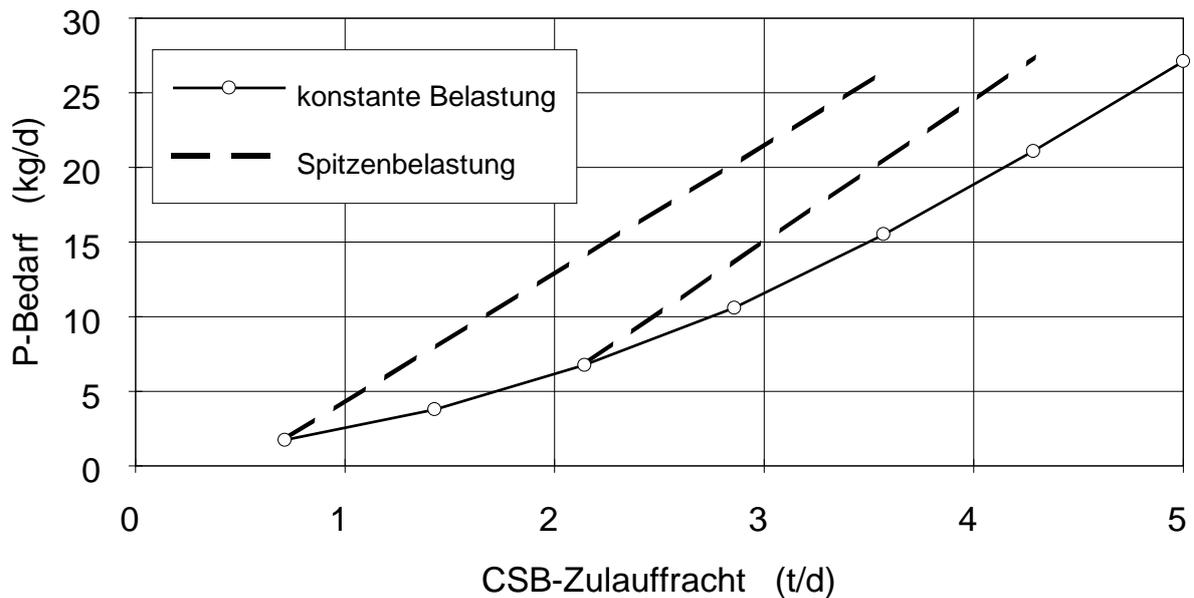


Abbildung 6: Erforderliche Phosphordosierung bei konstanter Belastung und bei Spitzenbelastung (Fallbeispiel)

Bei einer konstant niedrigen Belastung ergibt sich ein beinahe linearer Zusammenhang zwischen der CSB-Fracht im Zulauf und dem P-Bedarf. Bei diesen Belastungsverhältnissen ist die spezifische Überschussschlammproduktion gering und ein großer Teil des Phosphors, der für das Wachstum der Biomasse benötigt wird, wird beim Zerfall und bei der Hydrolyse freigesetzt. Eine CSB-Stoßbelastung führt hingegen zufolge der raschen Zunahme der Aktivität und des Wachstums der Biomasse zu einem plötzlichen Anstieg im P-Bedarf. Aus Abbildung 6 geht hervor, daß im Falle einer CSB-„Spitze“ von 2 t/d, die auf eine konstant niedrige Belastung von 0,7 t/d folgt, der P-Bedarf für eine ausreichende Versorgung der Mikroorganismen etwa doppelt so hoch ist, wie bei einer konstanten Belastung von 2 t CSB/d.

Es ist daher zu vermuten, daß die erhöhten Ammoniumablaufwerte, die in der Vergangenheit fallweise bei erhöhter Belastung verzeichnet wurden, auf den demzufolge höheren spezifischen Phosphorbedarf der heterotrophen Biomasse während dieser Zeiten zurückzuführen sind. Setzt man voraus, daß das P/CSB-Verhältnis im Zulauf etwa gleich war, steht damit weniger Phosphor für die ammonium-oxidierende Biomasse zur Verfügung und die Nitrifikationsleistung wird zunehmend vermindert. Für den weiteren Betrieb der Anlage wurde in Hinblick auf die hohe CSB-Konzentration im Zulauf empfohlen, den $\text{PO}_4\text{-P}$ -Gehalt im Ablauf zwischen 1 und 2 mg/l halten.

Abschließend wäre anzumerken, daß etwa 2 Monate nachdem die Phosphordosierung deutlich erhöht worden war, Nitrat im Ablauf festgestellt wurde und der oxidierte Stickstoff im Ablauf der Anlage in der Folge etwa zur Hälfte aus Nitrat und zur Hälfte aus Nitrit bestand. Damit wurde einerseits nachgewiesen, daß für das Wachstum der nitrit-oxidierenden Bakterien eine ausreichende Phosphorversorgung erforderlich ist, andererseits deutet die auch danach noch unvollständige Nitritoxidation auf eine Beeinträchtigung dieses Prozesses durch die anaeroben Bedingungen im vorgeschalteten Denitrifikationsbecken hin. Eine merkliche Hemmung der Nitritoxidation durch anaerobe Abbauprodukte wurde mehrfach beobachtet, u.a. auch bei kommunalen Anlagen durch die Einleitung von „Faulwasser“ aus der Schlammbehandlung (GUJER, 1988).

3.4 Stickstoffentfernung durch Denitrifikation über Nitrit

Aus Gründen der Stöchiometrie wird für die Denitrifikation von Nitrit nur rund 60 % des Substrats benötigt, das für eine Denitrifikation von Nitrat erforderlich ist ($1,7 \text{ g CSB}_{\text{veratmet}}/\text{g NO}_2\text{-N}_{\text{denitrifiziert}}$ gegenüber $2,9 \text{ g CSB}/\text{g NO}_3\text{-N}_{\text{deni}}$). Es erscheint daher lohnend, ein Verfahren zu entwickeln, bei dem zur Stickstoffentfernung nicht der komplette Abbauweg über die Oxidation von Ammonium über Nitrit zu Nitrat und anschließender Denitrifikation beschritten wird, sondern bei dem die Nitrifikation nur bis zum Zwischenprodukt Nitrit verläuft und dieses direkt denitrifiziert wird.

In den 70-er Jahren wurde in den USA von ANTONISEN *et al.* (1976) eine Arbeit über die Hemmwirkung von Ammoniak NH_3 und salpetriger Säure

HNO_2 auf die Ammonium- bzw. Nitritoxidation veröffentlicht, welche die Vorstellung über die maßgebenden Hemmwirkungen bei der Reinigung von Abwässern mit hohem Ammoniumgehalt in der Fachwelt nachhaltig geprägt hat. Dabei wurde festgestellt, daß Ammonium und Nitrit jeweils in der undissoziierten Form als NH_3 bzw. HNO_2 hemmend auf die nitrifizierenden Mikroorganismen wirken. Bei erhöhten Ammoniumkonzentrationen ist demnach ein höherer pH-Wert kritisch für die Nitrifikation, bei erhöhten Nitritkonzentrationen ein niedriger pH-Wert. Von allen untersuchten Hemmwirkungen war dabei die Hemmung durch Ammoniak auf die Nitritoxidation am größten, die nach ANTONISEN *et al.* bereits bei 0,1 bis 1 mg NH_3/l einsetzt. Demnach müßte bei einer Temperatur von 30°C und pH 8,0 zumindest über einer $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration von rund 10 mg/l, bei 30°C und pH 7,5 über 30 mg $\text{NH}_4\text{-N}/\text{l}$ eine deutliche Hemmung der Nitritoxidation festzustellen sein.

Aufgrund dieser Beobachtungen wurden nachfolgend in Kanada und in Deutschland Versuche mit einem Verfahrensschema durchgeführt, bei dem durch einen erhöhten pH-Wert (größer etwa 8) und einen erhöhten Ammoniumgehalt und somit erhöhten NH_3 -Konzentrationen die Aktivität der Nitritoxidanten unterdrückt wird und auf diese Weise eine Denitrifikation über Nitrit ermöglicht werden sollte (SUTHERSAN und GANCZARCZYK, 1986; TURK und MAVINIC, 1989; ABELING, 1994). Dabei wurden zum Teil wesentlich höhere wirksame Hemmkonzentrationen und darüber hinaus bei längerer Einwirkung von erhöhten NH_3 -Konzentrationen eine deutliche Adaptierung der Nitritoxidanten festgestellt.

Dessenungeachtet wurde bei halbtechnischen Versuchen beobachtet, daß die Denitrifikation weitgehend über Nitrit verläuft (ABELING, 1995), so wie auch bei der in diesem Beitrag vorgestellten Vorreinigungsanlage (siehe Pkt. 3.3).

Dies dürfte allerdings andere Ursachen haben, als eine Hemmung der Nitritoxidation durch erhöhte Ammoniakkonzentrationen. Grundsätzlich können folgende Faktoren eine Denitrifikation über Nitrit begünstigen, wobei mehrere Ursachen gleichzeitig auftreten können:

Sauerstoffmangel: Die Nitritoxidanten sind merklich empfindlicher gegenüber niedrigen Sauerstoffkonzentrationen als Ammoniumoxidanten. Bei den von ABELING beschriebenen halbtechnischen Versuchen wurde eine erhöhte

Ammoniumkonzentration (gedacht zur Hemmung der Nitritoxidation durch Ammoniak) durch Drosselung der Sauerstoffzufuhr bewerkstelligt.

Anaerobe Abbauprodukte: Die Nitritoxidation wird, wie erwähnt, durch anaerobe Abbauprodukte merklich gehemmt, wobei der eigentliche Hemmstoff (oder Hemmvorgang) bislang nicht bekannt ist. Die Versuche von ABELING wurden mit dem Ablauf einer anaeroben Vorreinigung betrieben. Eine unvollständige Ammoniumoxidation - nur bis zum Nitrit - trat nach eigenen Erfahrungen auch in einer Großanlage bei der aeroben Nachreinigung des Ablaufs einer Anaerobstufe auf.

Höhere Temperatur: Bei den bei der kommunalen Abwasserreinigung auftretenden Temperaturen (etwa 10 bis 20°C) ist die maximale Wachstumsrate der Nitritoxidanten deutlich größer als die der Ammoniumoxidanten. Bei Temperaturen ab etwa 25°C hingegen sind die maximalen Wachstumsraten der am Nitrifikationsprozeß beteiligten Mikroorganismen in etwa gleich groß. Dadurch kommt es in diesem Temperaturbereich vor allem bei schwankenden Belastungen zur Freisetzung von Nitrit.

Bevorzugte Denitrifikation von Nitrit: Es wurde beobachtet, daß Belebtschlämme, die sowohl an Nitrit- als auch an Nitratreduktion adaptiert sind, bevorzugt Nitrit denitrifizieren (VOETS *et al.*, 1975). Dies bedeutet aber auch, daß, wenn nach weitgehender Stickstoffentfernung der oxidierte Stickstoff im Ablauf einer Vorreinigungsanlage teilweise als Nitrit und teilweise als Nitrat vorliegt, die Stickstoffelimination großteils über Nitrit stattgefunden haben dürfte.

Phosphormangel: wie anhand des hier dargestellten Beispiels ausgeführt.

Auch wenn eine gezielte Denitrifikation über Nitrit derzeit nicht als Stand der Technik zu betrachten ist und die Zusammenhänge im einzelnen auch nicht vollständig verstanden werden, findet doch in vielen Fällen die Stickstoffentfernung in gewissem Umfang auch durch Denitrifikation über Nitrit statt. Im allgemeinen ist allerdings davon abzuraten, eine Denitrifikation über Nitrit durch Hemmung der Nitritoxidation im Betrieb einer Großanlage gezielt zu provozieren, da einige der oben genannten Hemmfaktoren (wie

Sauerstoff- oder Phosphormangel) im weiteren auch die Ammoniumoxidation gefährden.

Treten im Ablauf einer Vorreinigungsanlage im Verhältnis zur TKN-Fracht aus dem gesamten Einzugsgebiet geringfügige Nitritfrachten auf, so ist daraus keine Verschlechterung der Reinigungsleistung der empfangenden Kläranlage zu erwarten. So gesehen ist auch die Sinnhaftigkeit einer generellen Festlegung eines Emissionswertes für Nitrit für Indirekteinleiter in der AAEV (siehe Tab. 1 im Beitrag von SCHWEIGHOFER in diesem Band) in Frage zu stellen. Stark schwankende Nitritfrachten sind allerdings ebenso wie schwankende Ammoniumfrachten zu vermeiden, da eine plötzliche Nitrit-Stoßbelastung in der empfangenden Kläranlage auch zu einer Überforderung der Nitritoxidation führen kann.

3.5 Die Auswirkung von Schwankungen in der TKN-Fracht auf die Nitrifikation insbesondere bei höherer Temperatur

In Vorschlägen und Richtlinien zur Bemessung von Belebungsanlagen zur Reinigung von kommunalen Abwässern wurde allgemein davon ausgegangen, daß, um unter schwankenden Belastungen niedrige Ammoniumablaufwerte einzuhalten, das für die Nitrifikation erforderliche „Schlammalter“ ($\min t_{TS}$) um einen gewissen „Sicherheitsfaktor“ größer sein muß als der Kehrwert der „beobachteten“ maximalen Wachstumsrate der Nitrifikanten. Im ATV-Arbeitsblatt A 131 ist dieser Zusammenhang folgendermaßen angegeben (ATV, 1991):

$$\min t_{TS} = 2,3 \cdot 2,13 \cdot 1,103^{(15-T)} \quad (1)$$

In dieser Formel (Gl. 1) entspricht der Wert 2,3 dem „Sicherheitsfaktor“ (SF), 2,13 dem Kehrwert der „beobachteten“ maximalen Wachstumsrate der Ammoniumoxidanten ($\hat{\mu}_{A,obs}$) bei 15°C nach KNOWLES *et al.* (1965) und 1,103 dem zugehörigen Temperaturfaktor.

Das „Schlammalter“ (t_{TS}) ist definiert als die mittlere Aufenthaltszeit des Belebtschlammes im Belebungsbecken und entspricht somit dem Kehrwert der Überschußschlammabzugsrate (D_X). Würde man die in Gleichung (1) enthaltene Aussage auf den Parameter D_X beziehen, so könnte man auch sagen,

daß bei diesen Ansätzen von der Forderung ausgegangen wird, daß D_X um diesen „Sicherheitsfaktor“ kleiner sein muß als die „beobachtete“ maximale Wachstumsrate ($\hat{\mu}_{A,obs}$):

$$SF \cdot D_X < \hat{\mu}_{A,obs} \quad (2)$$

Die „beobachtete“ maximale Wachstumsrate ($\hat{\mu}_{A,obs}$) nach KNOWLES beinhaltet die Zerfallsrate der Ammoniumoxidenten (b_A). Dabei ergibt sich folgender Zusammenhang zwischen („tatsächlicher“) maximaler Wachstumsrate ($\hat{\mu}_A$) und „beobachteter“ ($\hat{\mu}_{A,obs}$):

$$\hat{\mu}_A = \hat{\mu}_{A,obs} + b_A \quad (3)$$

Unter stationären Bedingungen steht die (maximale) Nitrifikationsleistung oder maximal „produzierbare“ Nitratfracht ($\max.N_{OX}$) zur in der Anlage produzierten Nitratfracht (N_{OX}) im gleichen Verhältnis wie die maximale Wachstumsrate ($\hat{\mu}_A$) zur Summe aus der Zerfallsrate (b_A) und der Überschussschlammabzugsrate (D_X) (zit. in SCHWEIGHOFER, 1992):

$$\frac{\max.N_{OX}}{N_{OX}} = \frac{\hat{\mu}_A}{b_A + D_X} \quad (4)$$

Daraus kann für Anlagen, bei denen das gesamte Belebungsbeckenvolumen für die Nitrifikation zur Verfügung steht, abgeleitet werden, daß, um bei schwankender Belastung bestimmte NH_4 -N-Ablaufwerte einhalten zu können, die Überschussschlammabzugsrate D_X einschließlich der Zerfallsrate b_A um einen bestimmten Sicherheitsfaktor kleiner sein muß als die maximale Wachstumsrate ($\hat{\mu}_A$), ausgedrückt als $\hat{\mu}_{A,obs}$ plus b_A :

$$SF \cdot (D_X + b_A) < \hat{\mu}_{A,obs} + b_A \quad (5)$$

Vergleicht man die beiden Ansätze (2 und 5), so kann gesagt werden, daß der „Sicherheitsfaktor“ (SF) in diesen beiden Formulierungen solange in etwa der gleiche ist, wie die Zerfallsrate b_A klein gegenüber D_X ist.

Für die Bemessung von kommunalen Anlagen in unserer Klimazone ist der Temperaturbereich von 10°C maßgebend. Bei dieser Temperatur kann von einem Wert für die Zerfallsrate b_A nach der Angabe von GUJER *et al.* (1995) von etwa 0,05 d⁻¹ ausgegangen werden. Für eine Belebungsanlage mit Nitrifikation aber ohne Stickstoffentfernung ergibt sich bei einer Bemessung nach dem Arbeitsblatt A 131 (ATV, 1991) ein erforderliches Schlammalter von 8 bis 10 Tagen. Daraus errechnet sich eine maximal zulässige Überschussschlammabzugsrate von 0,10 bis 0,12 d⁻¹. Demnach liegen b_A und D_X bereits in einer vergleichbaren Größenordnung. Die Sicherheit gegenüber dem Auftreten von erhöhten NH₄-N-Ablaufwerten ist somit nicht so groß, wie dies der dem ATV-Arbeitsblatt A 131 zugrunde gelegte „Sicherheitsfaktor“ 2,3 vermuten ließe. Erfahrungsgemäß ist das „Schlammalter“ bei einer Bemessung nach A 131 jedoch ausreichend hoch, um im allgemeinen das Auftreten von Ammoniumspitzen zu vermeiden.

Bei Temperaturen zwischen 25 und 30°C, die häufig bei Anlagen zur Industrieabwasserreinigung vorliegen, ergibt sich ein gänzlich anderes Bild. In diesem Temperaturbereich wurden Werte für die Zerfallsrate (b_A) von etwa 0,4 d⁻¹ unter aeroben, sowie von etwa 0,2 d⁻¹ unter anoxischen Bedingungen gemessen (NOWAK *et al.*, 1994). Somit ergibt sich, wenn etwa das halbe Belebungsbecken anoxisch betrieben wird, eine „mittlere“ Zerfallsrate (b_A) von rund 0,3 d⁻¹. Liegt nun das Schlammalter jenseits von 20 Tagen, wie in dem hier angeführten Fallbeispiel, so ergibt sich eine Überschussschlammabzugsrate (D_X) von kleiner 0,05 d⁻¹. D_X wird somit klein gegenüber b_A . Die Sicherheit gegenüber dem Auftreten von Ammoniumspitzen im Ablauf ist folglich nur noch von der Beziehung zwischen Zerfallsrate (b_A) und maximaler Wachstumsrate ($\hat{\mu}_{A,obs}$) bestimmt.

Bei diesen hohen Temperaturen ist der Ausdruck „Schlammalter“ irreführend, weil er nämlich „Lebenserwartung“ suggeriert. In Wirklichkeit wird bei einem Belebtschlamm, der bei einer Temperatur von 30°C ohne Substratzufuhr belüftet wird, auch ohne Überschussschlammabzug die Nitrifikationsleistung innerhalb von 2 Tagen in etwa halbiert.

Im folgenden werden die Auswirkungen von starken Schwankungen in der TKN-Zulaufkraft auf die Nitrifikation in Anlagen mit höherer Temperatur anhand eines Ereignisses bei der hier vorgestellten Vorreinigungsanlage (siehe Pkt. 3.3) erläutert.

Das Ausgleichsbecken dieser Anlage ist gerade groß genug, um die „Versorgung“ der Mikroorganismen in der Anlage für 2 Tage sicherzustellen. Folglich können sich nach „verlängerten“ Wochenenden, wie etwa nach den Weihnachtsfeiertagen, deutliche Spitzenbelastungen im Vergleich zu den Vortagen ereignen. So traten Ende Dezember 1993 erheblichen Frachtschwankungen sowohl hinsichtlich CSB als auch TKN auf (Abb. 7).

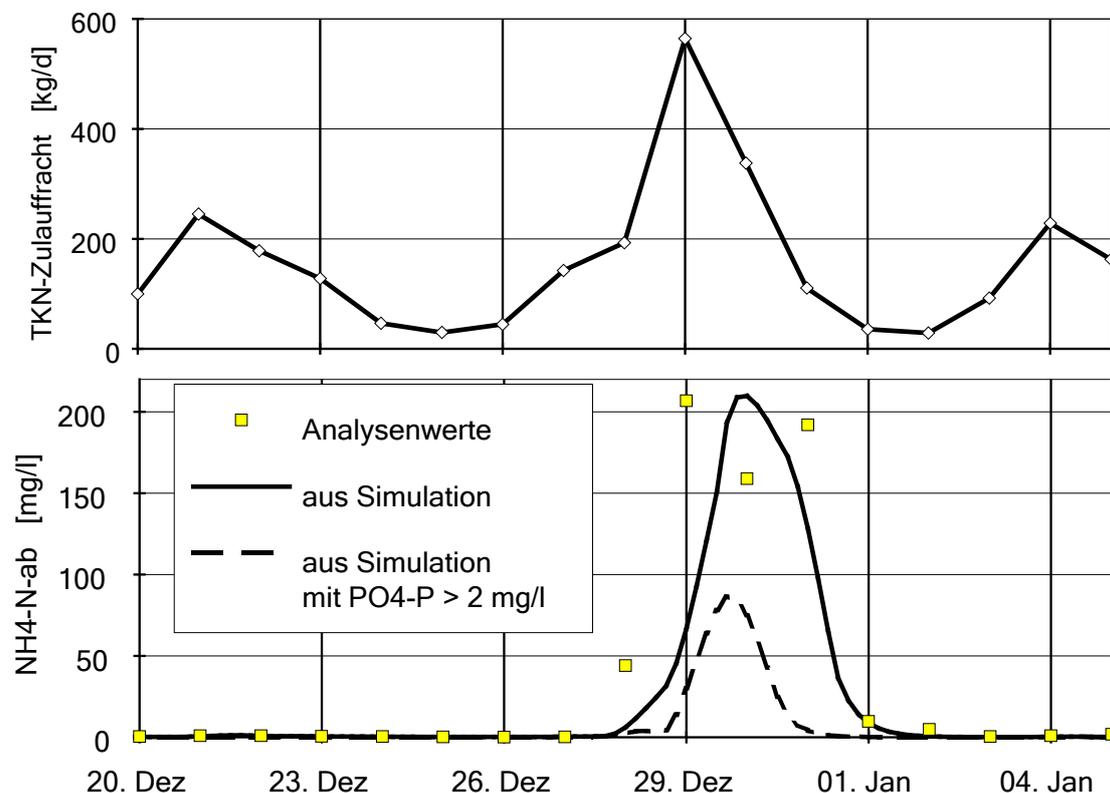


Abbildung 7: Auswirkung einer Schwankung in der TKN-Fracht auf den Ammoniumablaufwert im Falle von ungenügender bzw. bei ausreichender Phosphorversorgung

Während der Weihnachtsfeiertage bis zum 27.12. lag der PO₄-P-Gehalt im Ablauf zwischen 0,2 und 0,6 mg/l und der NH₄-N-Gehalt zwischen 0,1 und 1 mg/l. Am 20.12. ging aufgrund eines starken Anstiegs der CSB-Fracht der PO₄-P-Ablaufwert auf 0,1 mg/l zurück. Gleichzeitig stieg auch die TKN-Fracht

stark an, was zu $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerten von bis zu 200 mg/l führte (siehe Abb. 7). Nachfolgend wurde die Phosphordosierung stark erhöht, sodaß der $\text{PO}_4\text{-P}$ -Gehalt im Ablauf nach 3 Tagen über 2 mg/l lag.

Mit Hilfe der dynamischen Simulation wurde nun untersucht, ob die ausgeprägte Ammoniumspitze im Ablauf vornehmlich auf die extreme TKN-Stoßbelastung oder auf den Phosphormangel in der Belebung zurückzuführen war. Dabei wurden zwei Simulationsrechnungen durchgeführt: zum einen entsprechend der $\text{PO}_4\text{-P}$ -Werte, die tatsächlich in der Anlage auftraten; zum anderen mit einem $\text{PO}_4\text{-P}$ -Gehalt in der Belebung von größer 2 mg/l über den gesamten Zeitraum hinweg. Die Ergebnisse zeigen, daß die aufgetretene Stickstoff-Stoßbelastung selbst bei ausreichender Phosphorversorgung zu erhöhten Ammonium-ablaufwerten (nach der Simulation von bis zu 80 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$) geführt hätte.

Generell gilt, daß bei Belebungsanlagen mit höheren Temperaturen (25 bis 30°C) aufgrund der hohen Zerfallsrate der Nitrifikanten für die Auswirkung einer Stickstoff-Stoßbelastung nicht, wie bei der kommunalen Abwasserreinigung, die mittlere Belastung während der letzten ein bis zwei Wochen maßgebend ist, sondern die der letzten zwei bis drei Tage. Daher ist bei solchen Anlagen ein guter Frachtausgleich über kurze Zeiträume unumgänglich.

Das Temperaturoptimum der Ammoniumoxidanten liegt etwa bei 32°C. Bei höheren Temperaturen nimmt die Aktivität rasch ab. Für die biologische Abwasserreinigung bedeutet dies, daß bei Temperaturen größer 33°C eine stabile Nitrifikation nicht mehr vorausgesetzt werden kann.

3.6 Berücksichtigung von Nitrifikationshemmung durch Abwasserinhaltsstoffe

Industrieabwässer, vor allem aus der chemischen Industrie, enthalten häufig Nitrifikationshemmstoffe. Dabei hat sich gezeigt, daß eine Adaptierung eines nitrifizierenden Belebtschlammes an eine konstante Fracht eines Hemmstoffs grundsätzlich möglich ist. Primär sollte allerdings danach getrachtet werden, die Quellen der Nitrifikationshemmung zu erfassen und die Ursachen zu beseitigen. Sollte dies nicht möglich sein, so ist danach im Einzelfall zu entscheiden, ob

eine biologische Vorreinigung oder gleich eine gemeinsame Reinigung mit kommunalem Abwasser die günstigere Lösung darstellt. Sollte eine Ammoniakstrippung in Betracht gezogen werden, so ist zu beachten, daß bei diesem Verfahren Nitrifikationshemmstoffe mit wenigen Ausnahmen, wie z.B. Cyanid, nicht aus dem Abwasser entfernt werden.

In jedem Fall ist darauf zu achten, daß die im Abwasser enthaltenen Hemmstoffe konstant abgegeben werden, da ein adaptierter Belebtschlamm die Fähigkeit zum Hemmstoffabbau rasch wieder verlieren kann (NOWAK *et al.*, 1995). Zudem kommt bei einer durch Nitrifikationshemmung verminderten maximalen Wachstumsrate der Nitrifikanten einem gute Frachtausgleich besondere Bedeutung zu.

4 Zusammenfassung

In den Abwässern von einer Reihe von Industriebranchen liegen in beträchtlichem Umfang reduzierte Stickstoffverbindungen vor. Dabei hat die Abgabe des Abwassers eines Indirekteinleiters in einer Weise zu erfolgen, daß in der empfangenden Kläranlage eine weitgehende Stickstoffentfernung und vollständige Ammoniumoxidation *jederzeit* problemlos möglich sind.

Da im häuslichen Abwasser gerade im ausreichenden Umfang organische Stoffe enthalten sind, um den geforderten hohen Grad an Stickstoffentfernung zu erreichen, muß stets gewährleistet sein, daß der Indirekteinleiter entweder zusammen mit dem Stickstoff im adäquaten Umfang auch CSB in den öffentlichen Kanal abgibt oder durch eine Vorreinigung selbst für eine weitgehende Stickstoffentfernung sorgt. Dabei bietet sich einerseits eine biologische Vorreinigung nach dem Belebungsverfahren mit Nitrifikation und Denitrifikation und andererseits als chemisch-physikalisches Verfahren die Ammoniakstrippung an. In jedem Fall ist darauf zu achten, daß keine starken Schwankungen in der abgegebenen Fracht an nicht-oxidiertem Stickstoff auftreten, um in der empfangenden Kläranlage eine vollständige Nitrifikation nicht zu gefährden.

Bei Temperaturen zwischen 25 und 30°C, wie sie bei Industrieabwasser häufig auftreten, verläuft der Nitrifikationsprozeß vergleichsweise rasch und der spezifische Überschußschlammanfall ist relativ gering. Daher bietet sich gerade

in diesem Temperaturbereich die biologische Vorreinigung als ökonomisches Verfahren an, da mit relativ hoch belasteten Anlagen und somit vergleichsweise wenig „Reaktorvolumen“ weitgehende Nitrifikation und Stickstoffentfernung erzielt werden können. Zudem kann sich bei erhöhten Temperaturen betrieblich in gewissem Umfang Denitrifikation über Nitrit ergeben, wodurch weniger organisches Substrat für die Denitrifikation benötigt wird. Es ist allerdings zu bedenken, daß bei diesen Temperaturen nicht nur das Wachstum und somit der Umsatz der nitrifizierenden Mikroorganismen mit höherer Geschwindigkeit vonstatten gehen, sondern auch der Zerfall. Daher würde bei niedriger Belastung bereits nach kurze Zeit ein dramatischer Rückgang der Nitrifikationsleistung erfolgen. Um diesen zu vermeiden, ist folglich stets durch guten Frachtausgleich für eine ausreichende Substratversorgung der nitrifizierenden Bakterien zu sorgen.

5 Literatur

- ABELING U.: Stickstoffelimination aus Industrieabwässern - Denitrifikation über Nitrit. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft **86** (1994)
- ABELING U.: Nitrifikation/Denitrifikation über Nitrit - eine sinnvolle Alternative? Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft **94**, 3 - 9 (1995)
- ANTHONISEN A.C., LOEHR R.C., PRAKASAM T.B.S., SRINATH E.G.: Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *J. WPCF*, **48**, 835 - 852 (1976)
- ATV - Arbeitsblatt A 131: Bemessung und Betrieb von einstufigen Belebungsanlagen ab 5000 Einwohnergleichwerten. Abwassertechnische Vereinigung e.V., St. Augustin (1991)
- FRANZ A.: Praktische Erfahrungen bei der weitergehenden Abwasserreinigung bei schwachen Vorflutern. *Wiener Mitteilungen* - Band **125**, Abschnitt H (1995).
- GUJER W.: Rückläufe aus der Schlammbehandlung. 20. VSA - Fortbildungskurs, 6. - 8.1.1988, Engelberg (1988)
- GUJER W., HENZE M., MINO T., MATSUO T., WENTZEL M.C., MARAIS G.V.R.: The Activated sludge model No.2: Biological phosphorus removal. *Wat. Sci. Technol.*, **31**(2), 1 - 11 (1995)
- HENZE M., GRADY C.P.L., GUJER W., MARAIS G.v.R., MATSUO T.: Activated sludge model No.1. *IAWPRC Sci. and Techn. Report No. 1*, IAWPRC, London (1986)
- KNOWLES G., DOWNING A.L, BARRETT M.J.: Determination of kinetic constants for nitrifying bacteria in mixed culture with the aid of an electronic computer. *J. Gen. Microbiol.*, **38**, 263 - 278 (1965)

- KROISS, H. und MAYR, E.: The impact of biological pretreatment of industrial effluents on regional waste water treatment plants. 8th European Sewage and Refuse Symposium, EWPCA, München, 21. - 25. Mai 1990, 129-151 (1990).
- MURRAY I., PARSONS J.W., ROBINSON K.: Inter-relationships between nitrogen balance, pH and dissolved oxygen in an oxidation ditch treating farm animal waste. *Wat. Res.*, **9**, 25 - 30 (1975)
- NOWAK O.: Der Einfluß der Klärschlammbehandlung und -entsorgung auf das Verfahrenskonzept der Kläranlage. *Wiener Mitteilungen* - Band **110**, Abschnitt G (1993)
- NOWAK O.: Nährstoff- und Schwermetallfrachten im Klärschlamm. *Wiener Mitteilungen* - Band **125**, Abschnitt J (1995)
- NOWAK O., SCHWEIGHOFER P., SVARDAL K.: Nitrification inhibition - A method for the estimation of actual maximum autotrophic growth rates in activated sludge systems. *Wat. Sci. Technol.*, **30** (6), 9 - 19 (1994)
- NOWAK O., SVARDAL K., SCHWEIGHOFER P.: The dynamic behaviour of nitrifying activated sludge systems influenced by inhibiting wastewater compounds. *Wat. Sci. Technol.* **31** (2), 115-124 (1995).
- PURCHASE (1974): zit. in VERSTRAETE (1981)
- SCHWEIGHOFER P.: Nitrifikationshemmstoffe und Abwasserreinigung. *Wiener Mitteilungen* - Band **108**, Abschnitt T (1992)
- SUTHERSAN S., GANCZARCZYK J.J.: Inhibition of nitrite oxidation during nitrification - some observations. *Water Poll. Res. J. Canada* **21** (2), 257 - 266 (1986)
- TURK O., MAVINIC D.S.: Maintaining nitrite build-up in a system acclimated to free ammonia. *Wat. Res.*, **23**, 1383 - 1388 (1989)
- VERSTRAETE W.: Nitrification. *Ecol. Bull. (Stockholm): 'Terrestrial Nitrogen Cycles'* (edited by Clark, F.E. and Rosswall, T.), **33**, 303 - 314 (1981)
- VOETS J.P., VANSTAEN H., VERSTRAETE W.: Removal of nitrogen from highly nitrogenous waste waters. *J. WPCF*, **47**, 394 - 398 (1975)
- WEILAND P., HARMSEN H.: Stickstoffeliminierung aus landwirtschaftlichen Abwässern. *Schriftenreihe Biologische Abwasserreinigung, TU Berlin*, Band **2**, 15 - 30 (1993)

Dipl.Ing. Dr. Otto Nowak
Technische Universität Wien
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft

Karlsplatz 13/226
A - 1040 Wien

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Eine von den Wasserbauinstituten an der Technischen Universität Wien, den Instituten für Wasserwirtschaft der Universität für Bodenkultur und dem Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband herausgegebene Schriftenreihe

| Band Nr | | Preis öS |
|---------|---|------------|
| 81 | ÖWWV-Fortbildungskurs, 1989 Biologische Abwasserreinigung (1989) | 450,-- |
| 82 | 24. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1989 Klärschlamm entsorgung (1989) | 450,-- |
| 83 | 2. Symposium, 1990 Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (1990) | 250,-- |
| 84 | ÖWWV-Fortbildungskurs, 1989 Schadstofffragen in der Wasserwirtschaft | 400,-- |
| 85 | Frischherz, H.; Benes, E.; Ernst, J.; Haber, F.; Stuckart, W.: Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall, Projekt Abschnitt I (1989) | 250,-- |
| 86 | Summer, W.: Umfassende Betrachtung der Erosions- und Sedimentationsproblematik (1989) | 350,-- |
| 87 | 25. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1990 Großräumige Lösungen in der Wasserversorgung (1990) | vergriffen |
| 88 | Revitalisierung von Fließgewässern Beiträge zum Workshop Scharfling, 1989 (1990) | 460,-- |
| 89 | Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute Teil 9 (1990) | 250,-- |

| | | |
|------------|--|--------|
| 90 | Schmid, B.H.: A Study on Kinematic Cascades (1990) | 250,-- |
| 91 | Blöschl, G.: Snowmelt Simulation in rugged Terrain - The Gap between Point and Catchment Scale approaches (1990) | 250,-- |
| 92 | Blaschke, A.P.: Dateninterpretation und ihre Bedeutung für Grundwasserströmungsmodelle (1990) | 250,-- |
| 93 | Fürst, J.: Decision Support Systeme für die Grundwasserwirtschaft unter Verwendung geografischer Informationssysteme (1990) | 250,-- |
| 94 | Frischherz H., Benes E., Hager F., Stuckhart W., Ilmer A., Gröschl M., Bolek W.: Schlußbericht zum Forschungsvorhaben "Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall", Projekt-Abschnitt (1990) | 250,-- |
| 95 | Svardal K.: Anaerobe Abwasserreinigung - Ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter (1991) | 300,-- |
| 96 | ÖWWV-Fortbildungskurs, 1991 EDV-Einsatz auf Abwasserreinigungsanlagen (1991) | 400,-- |
| 97 | ÖWWV-Fortbildungskurs, 1991 Entfernung von Phosphorverbindungen bei der Abwasserreinigung (1991) | 350,-- |
| 98 | 26. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1991 Auswirkungen der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 auf Behörden, Planer und Betreiber kommunaler Abwasserreinigungsanlagen - aus technischer, rechtlicher und wirtschaftlicher Sicht (1991) | 500,-- |
| 99 | ÖWWV-Fortbildungskurs, 1991 Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen | 300,-- |
| 100 | ÖWWV-Fortbildungskurs, 1992 Anpassung von Kläranlagen an den Stand der Technik | 400,-- |
| 101 | Pelikan, B. (Habilitationsschrift) Umweltbezogene Planung wasserbaulicher Maßnahmen an Fließgewässern | 250,-- |

| | | |
|------------|---|------------|
| 102 | Behr, O. Erfassung hydrometeorologischer Elemente in Österreich im Hinblick auf den Wasserhaushalt | i.V |
| 103 | 27. ÖWWV-Seminar Ottenstein 1992 Wasser- und Abfallwirtschaft in dünn besiedelten Gebieten | 500,-- |
| 104 | Virus Contamination of the Environment Methods and Control | i.V |
| 105 | ÖWAV-Fortbildungskurs 1992 Fließgewässer und ihre Ökologie | 300,-- |
| 106 | Mader, H. Festlegung einer Dotierwassermenge über Dotationsversuche | 300,-- |
| 107 | Wasserrechtsgesetznovelle 1990 und neue Emissionsverordnungen (Vorträge anlässlich der UTEC 1992) | 400,-- |
| 108 | Chemische Analytik für einen zeitgemäßen Gewässerschutz (Vorträge anlässlich der UTEC 1992) | 400,-- |
| 109 | Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (10). Beiträge zum Seminar an der Universität für Bodenkultur im November 1994 | i.V |
| 110 | ÖWAV-Seminar Februar 1993 Bemessung u. Betrieb von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung | 500,-- |
| 111 | 28. ÖWAV-Seminar Ottenstein 1993 Wasserreserven in Österreich - Schutz und Nutzung in Gegenwart und Zukunft | vergriffen |
| 112 | Contamination of the Environment by Viruses and Methods of Control | 250,-- |
| 113 | Wasserkraft O.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. S. Radler anlässlich seiner Emeritierung gewidmet | 300,-- |
| 114 | Klärwärter-Grundkurs (2. Auflage 1994) | 450,-- |
| 115 | Urban, W. Beitrag zur Reduzierung der Abwasseremissionen der Bleicherei beim Sulfatverfahren | 300,-- |

| | | |
|-----|--|--------|
| 116 | ÖWAV-Seminar: Eigenüberwachung von Abwasserreinigungsanlagen für den Gewässerschutz | 350,-- |
| 117 | ÖWAV-Seminar: Abwasserreinigungskonzepte - Internationaler Erfahrungsaustausch über neue Entwicklungen | 350,-- |
| 118 | ÖWAV-Seminar: 3 Jahre WRG-Novelle | 270,-- |
| 119 | Landeskulturelle Wasserwirtschaft - Festschrift anlässlich der Emeritierung von o.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. H. Supersperg | 250,-- |
| 120 | Gewässerbetreuungskonzepte - Stand und Perspektiven | 450,-- |
| 121 | ÖWAV-Seminar: Generelle Entwässerungsplanung im Siedlungsraum | i.V |
| 122 | Kupfersberger, H. Bedeutung von geowissenschaftlicher Zusatzinformation für die Schätzung der Transmissivitätsverteilung in einem Aquifer | 250,-- |
| 123 | Holzmann, H. Modellierung und Regionalisierung der Grundwassermengenbildung und des Bodenwasserhaushaltes | 300,-- |
| 124 | ÖWAV-Seminar: Pflanzenkläranlagen - Stand der Technik, Zukunftsaspekte | 300,-- |
| 125 | ÖWAV-Seminar: Abwasserreinigung - Probleme bei der praktischen Umsetzung des Wasserrechtsgesetzes | 450,-- |
| 126 | ÖWAV-Seminar: Konfliktfeld Landwirtschaft - Wasserwirtschaft | 400,-- |
| 127 | ÖWAV-Seminar: Alte und neue Summenparameter | 400,-- |
| 128 | ÖWAV-Symposium: Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle | i.V |
| 129 | ÖWAV-Seminar: Einfluß von Indirekteinleitungen auf Planung und Betrieb von Abwasseranlagen ISBN 3-85234-020-9 | 450,-- |

Die Bände sind zu beziehen bei:

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
der Technischen Universität Wien
Karlsplatz 13, A-1040 Wien

Band: 12, 15, 16, 20, 28, 34, 35, 36, 37, 47, 49, 53, 54, 56, 57, 58, 61, 62, 63, 64, 65, 69, 73, 81, 82, 84, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 105, 107, 108, 110, 114, 116, 117, 121, 125, 127, 129

Institut für Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft
der Technischen Universität Wien
Karlsplatz 13, A-1040 Wien

Band: 1, 2, 8, 9, 17, 21, 23, 26, 30, 31, 41, 42, 52, 66, 68, 74, 90, 91, 92, 102, 122

Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau
der Universität für Bodenkultur,
Nußdorfer Lände 11, A-1190 Wien

Band: 18, 19, 32, 38, 43, 44, 45, 48, 50, 55, 59, 60, 70, 75, 78, 86, 89, 93, 101, 106, 109, 113, 123

Institut für Wasservorsorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft
der Universität für Bodenkultur,
Nußdorfer Lände 11, A-1190 Wien

Band: 22, 29, 39, 40, 46, 67, 71, 72, 76, 77, 80, 83, 85, 87, 88, 94, 103, 112, 115, 118, 120, 124, 126, 128

Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft der Universität für Bodenkultur,
Nußdorfer Lände 11, A-1190 Wien

Band: 119