

# **WIENER MITTEILUNGEN**

**WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER**

## **Behandlung und Mitbehandlung von industriellen Abwässern**

**Band 243 - Wien 2017**

# **WIENER MITTEILUNGEN**

**WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER**

**Band 243**

## **Behandlung und Mitbehandlung von industriellen Abwässern**

ÖWAV - Seminar - Wien 2017

TU Wien

21. - 22. Februar 2017

Herausgeber:

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Jörg Krampe

Ass.Prof. DI Dr. Karl Svardal

Technische Universität Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement  
und Abfallwirtschaft

## Veranstalter



Technische Universität Wien  
Institut für Wassergüte,  
Ressourcenmanagement  
und Abfallwirtschaft

Karlsplatz 13 / 226  
1040 Wien



zukunft  
S E I T 1 9 0 9  
denken

Österreichischer  
Wasser- und  
Abfallwirtschaftsverband

Marc - Aurel - Straße 5  
1010 Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft  
Karlsplatz 13/226; 1040 Wien  
Tel.: + 43 1 58801 - 22611  
Fax: + 43 1 58801 - 922611  
E-Mail: [iwag@iwag.tuwien.ac.at](mailto:iwag@iwag.tuwien.ac.at)

Alle Rechte vorbehalten.

Ohne Genehmigung der Herausgeber ist es nicht gestattet,  
das Buch oder Teile daraus zu veröffentlichen

© Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft TU-Wien, 2017

Druck: Riegelnik  
1080, Piaristengasse 19

ISSN 0279 - 5349  
ISBN 978-3-85234-138-5

## Inhaltsverzeichnis

Alfred Rauchbüchl, Heide Müller-Rechberger Abwasseremissionsverordnungen und BVT-Schlussfolgerungen	1 - 16
Charlotte Vogl Bewilligung von industriellen Abwasserreinigungsanlagen	17 - 30
Vera Schöngruber Bewilligung von industriellen Abwasserreinigungsanlagen	31 - 46
Klaus König Indirekteinleitersituation in Vorarlberg	47 - 54
Matthias Zessner Grundlagen der Ableitung von Emissionsanforderungen aus Immissionsvorgaben	55 - 74
Andreas Melcher Importance of temperature as parameter for biological indicators in running waters	75 - 80
Marcel Liedermann, Philipp Hohenblum Plastik und Mikroplastik in Oberflächengewässern	81 - 92
Klaus Götzendorfer Thematik große Fabrik kleiner Vorfluter	93 - 114
Jörg Krampe Grundlagen der Membrantechnik	115 - 130
Markus Engelhart, Le Quynh Thu Nguyen Fallbeispiel zur industriellen Kreislaufschließung	131 - 144
Bernhard Mayr Einsatz des Membranbelebungsverfahrens in der österreichischen Industrie: Fallbeispiele und Grenzen	145 - 162
Karl Svoldal Grundlagen der anaeroben Industrieabwasserreinigung	163 - 184

Karl-Heinz Rosenwinkel, Niklas Trautmann Abwasserreinigung in der Hefe-industrie, Konzepte und Erfahrungen	185 - 200
Dieter Schreff, Stefan Hohenleitner, Konrad Stuffer Anaerobe und aerobe Abwasservorbehandlung bei der Augustiner-Brauerei, München	201 - 206
Leopold Prendl Abwasserreinigungskonzepte der Zuckerindustrie	207 - 228
Ralf Minke, Harald Schönberger Konzepte und Technologien zur Vorbehandlung und zum Recycling von Abwässern der Textilveredlungsindustrie	229 - 252
Nikolaus Kaindl Weitergehende CSB-Entfernung bei der Reinigung von Papierfabriksabwasser	253 - 266
Judith Andres-Salzman, Jörg Egger Abwasserbehandlungskonzepte bei der Fruchtsaftindustrie	267 - 302
Herwig Ebner Mikroflotationen statt Vorklärbecken bei einer kommunalen Kläranlage – Betriebserfahrungen	303 - 318
Manfred Clara et al. Deponiesickerwasser - Untersuchungen zu Zusammensetzung, Abbaubarkeit und Hemmwirkung in biologischen Kläranlagen	319 - 338
Julia Haslinger, Karl Svardal Alternative Möglichkeit zum Nachweis der Einhaltung von Emissionsbegrenzungen am Beispiel der Kohleverarbeitung	339 - 356

# Abwasseremissionsverordnungen und BVT-Schlussfolgerungen

Alfred Rauchbüchl, Heide Müller-Rechberger

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft  
Abteilung IV/5 - Anlagenbezogene Wasserwirtschaft  
1030 Wien, Marxergasse 2

**Abstract:** Die Industrieemissionsrichtlinie (RL 2010/75/EU) verfolgt ein integriertes Konzept zur Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung aus Industrieanlagen mit den besten verfügbaren Techniken (BVT) als gemeinsamen Standard. Ein wichtiges Regelungsinstrument der Industrieemissionsrichtlinie sind die BVT-Schlussfolgerungen, deren Emissionsvorgaben innerhalb von 4 Jahren nach Verlautbarung von den betroffenen Industriebetrieben eingehalten werden müssen. In Österreich werden die das Abwasser betreffenden Regelungen in den Abwasseremissionsverordnungen umgesetzt. Die Herausforderungen bei der Umsetzung sowie Vor- und Nachteile dieser Vorgangsweise werden beschrieben.

**Key Words:** Abwasseremissionsverordnung, Industrieemissionsrichtlinie, BVT-Schlussfolgerungen, Emissionsbegrenzung, industrielles Abwasser

## 1 Einleitung

Mit der Wasserrechtsgesetz-Novelle 1990 erfolgte im Hinblick auf die Abwasserentsorgung ein Einschnitt in der österreichischen Wassergesetzgebung. War bis dahin jede wasserrechtliche Bewilligung einer Abwassereinleitung eine Einzelfallbeurteilung, unterstützt durch Abwasseremissionsrichtlinien und branchenspezifische österreichische Emissionsnormen, so wurde durch die Inhalte des § 33b WRG 1959 eine neue, einheitliche Grundlage für den emissionsseitigen Umgang mit Abwassereinleitungen geschaffen. Die Einführung einer Verordnungsermächtigung in § 33b ermöglichte im Jahrzehnt nach 1990 die schrittweise Festlegung spezifischer Anforderungen nach dem Stand der Technik für mehr als 60 Branchen einschließlich des kommunalen Bereiches in Form der Abwasseremissionsverordnungen (AEVen).

Im Jahr 2010 wurde die EU-Richtlinie über Industrieemissionen<sup>1</sup> (Richtlinie 2010/75/EU, IE-RL) verlautbart. Durch sie wurde die IPPC-Richtlinie aus dem Jahr 1996 (Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) neu gefasst und mit 6 sektorspezifischen Emissionsrichtlinien zusammengelegt. Die wichtigste Änderung durch die Neufassung betrifft die nunmehrige rechtliche Verbindlichkeit der auf Grundlage der IPPC-RL erstmalig erarbeiteten und unter der IE-RL revidierten Dokumente über die „besten verfügbaren Techniken“ (BVT) für die verschiedenen Industriebranchen. Die sogenannten „BVT - Schlussfolgerungen“ werden als Durchführungsbeschluss der Europäischen Kommission im Amtsblatt der Europäischen Union verlautbart. Die darin festgelegten Emissionsanforderungen sind von den Betrieben der betroffenen Branche spätestens innerhalb von 4 Jahren nach der Veröffentlichung einzuhalten. Die Inhalte der BVT-Schlussfolgerungen haben daher Folgen für die der IE-RL unterliegenden Betriebe (IPPC-Betriebe) und die zuständigen Behörden. Ein Grundverständnis der BVT-Schlussfolgerungen ist aber auch Großbetriebe betreuenden Planungsbüros und deren Abwässer mitbehandelnden kommunalen Kläranlagen angeraten.

Da sich AEVen und BVT-Schlussfolgerungen inhaltlich in weiten Bereichen überlappen und um weiterhin einen einheitlichen nationalen Vollzug der emissionsseitigen Anforderungen im Abwasserbereich sicherzustellen, hat sich das BMLFUW dafür entschieden, die Abwasservorgaben der BVT-Schlussfolgerungen in den AEVen umzusetzen. Neben der zeitlichen Komponente stellen unter anderem die Unterschiede in der Brancheneinteilung sowie die häufig von den AEVen abweichenden Referenzzeiträume der Emissionsbegrenzungen eine Herausforderung für die nationale Umsetzung dar.

In der Folge werden, nach einer Beschreibung der beiden Regelungsregime, diese Herausforderungen bei der Umsetzung der BVT-Schlussfolgerungen in den AEVen und die bisher gemachten Erfahrungen dargestellt.

## **2 Abwasseremissionsverordnungen**

### **2.1 Überblick**

Das Wasserrechtsgesetz 1959 regelt u. a. die Grundsätze der Gewässerreinigung sowie der Erteilung von wasserrechtlichen Bewilligungen. Eine

---

<sup>1</sup> Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. November 2010 über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung), ABl. L 334 vom 17.12.2010, S. 17

Darstellung der rechtlichen Rahmenbedingungen wurde bereits beim ÖWAV-TU Seminar 2012 präsentiert<sup>2</sup> und ist auch im diesjährigen Seminar in einem eigenen Vortrag vorgesehen.

Bisher wurden 65 AEVEN erlassen. Die Allgemeine Abwasseremissionsverordnung (AAEV), erstmalig 1991 verlautbart und 1996 neu gefasst, beschreibt die allgemeinen Grundsätze der Abwasserbehandlung, legt Emissionsbegrenzungen für 42 Abwasserparameter (Abwasser-eigenschaften, Summen- und Gruppenparameter, Einzelstoffe) nach dem Stand der Abwasserreinigungstechnik fest und gibt die Regeln für deren Überwachung vor. Daneben wurden in der AAEV die Abwasserherkunftsbereiche für weitere, spezifische AEVEN festgeschrieben. Diese wurden in „AEV-Paketen“ in den Jahren ab 1991 erarbeitet und verlautbart. Zwei AEVEN decken den kommunalen Abwasserbereich ab, 62 weitere regeln Abwassereinleitungen für die verschiedenen Industrie- und Gewerbebereiche. Diese 64 „branchenspezifischen AEVEN“ enthalten in Summe Emissionsbegrenzungen für 30 weitere Abwasserparameter. Bezüglich der Analyse der regulierten Parameter werden in den AEVEN Referenzverfahren durch Verweise auf Normen vorgegeben.

Der Vorteil der Brancheneinteilung der AEVEN liegt in der Möglichkeit, für jede Sparte die typischen und kennzeichnenden Abwasserparameter anzugeben und unter Berücksichtigung der branchentypischen Abwasserzusammensetzung zu begrenzen. Weiters wird, zugeschnitten auf den jeweils geregelten Bereich, der Stand der Technik hinsichtlich Abwasserminimierung, Wassereinsparung, Einsatz weniger gefährlicher/schädlicher Stoffe usw. festgehalten. Im Gegensatz zu den Emissionsbegrenzungen haben diese Angaben aber insofern nur Empfehlungscharakter, als die Einhaltung der Emissionsbegrenzungen auch mit anderen geeigneten Techniken erreicht werden darf. Die Festlegung bzw. Beschreibung des Standes der Technik in Form der AEVEN hat die Planungssicherheit für Bewilligungswerber erhöht und auch eine Reduktion des Verfahrensaufwandes bewirkt, da im Regelfall die „Stand der Technik-Diskussion“ im Verfahren entfällt. Mit Ausnahme der nicht wasserrechtlich bewilligungspflichtigen Indirekteinleiter erhalten die Vorgaben der AEVEN erst durch die Aufnahme in den individuellen Bescheid Rechtskraft für den Bewilligungswerber.

---

<sup>2</sup> Müller-Rechberger H., Vogl C. (2012): Stand und Zukunft der Abwasseremissionsverordnungen, Wiener Mitteilungen, Bd. 226, 231-250

## 2.2 Erarbeitung/Novellierung von Abwasseremissionsverordnungen

Techniken und Technologien in Industrie und Gewerbe, aber auch im Abwasserbereich werden ständig weiterentwickelt. Dementsprechend ist auch der Stand der Technik in mehr oder weniger kurzen Abständen an diese Entwicklungen anzupassen. Der Bestand der AEVEN bedarf daher grundsätzlich einer regelmäßigen Überarbeitung. So wurden zahlreiche AEVEN bereits novelliert oder neu gefasst.

Durch das Inkrafttreten der IE-RL und die dadurch bedingte laufende Verlautbarung von rechtsverbindlichen BVT-Schlussfolgerungen wird die Überarbeitung der AEVEN derzeit hauptsächlich durch die Entwicklungen auf EU-Ebene vorangetrieben.

### 2.2.1 Fachlicher Prozess

Die Basis für die Überarbeitung stellt natürlich die bestehende AEV dar. Die BVT-Schlussfolgerungen enthalten neben den verpflichtend einzuhaltenden Emissionsniveaus (beste verfügbare Technik assoziiertes Emissionsniveau; best available technique associated emission level – BAT-AEL) zahlreiche textliche Beschreibungen von BVT, ähnlich der Beschreibung des Standes der Technik in den AEVEN. Umfassende Hintergrund- und Detailinformation dazu sind in dem euphemistisch als BVT-Merkblatt bezeichnenden Dokument der jeweiligen Industriebranche enthalten (best available technique reference document - BREF). Der Umfang dieser Dokumente beträgt einige 100 bis über 1000 Seiten.

Neben diesen Vorgaben und Informationen von EU-Ebene werden bei der Überarbeitung aber auch die Erfahrungen des Vollzuges miteinbezogen. Das sind einerseits Erkenntnisse aus der konkreten Umsetzung der AEV-Inhalte in Bescheiden, aber auch Daten aus der Eigen- und Fremdüberwachung der jeweiligen Branche, die zum Teil in aggregierter Form im Emissionsregister Oberflächenwasserkörper (EmReg-OW) vorliegen, aber im Rahmen des Überarbeitungsprozesses auch häufig von Betrieben der betroffenen Branche zu Verfügung gestellt werden. Darüber hinaus werden auch die Ergebnisse von Stand der Technik - Studien als auch die einschlägige Fachliteratur herangezogen.

Wegen des bereits in der Einleitung angesprochenen engen Zeitrahmens von 4 Jahren ab der Verlautbarung von BVT-Schlussfolgerungen bis zu deren Einhaltung durch die betroffenen Betriebe, wird vom BMLFUW versucht, die Überarbeitung der relevanten AEV(en) bereits zu starten, sobald eine Endfassung der BVT-Schlussfolgerungen vorliegt. Das kann bereits einige Monate vor der Verlautbarung im Amtsblatt der EU der Fall sein.

Die Erarbeitung des fachlichen Entwurfes der AEV wird seit dem Inkrafttreten der IE-RL von einer „gemischten“ Arbeitsgruppe unterstützt. Geleitet und koordiniert wird die AG von den juristischen (Abt. IV/1) und fachlichen (Abt. IV/5) SachbearbeiterInnen des BMLFUW. Zur Mitarbeit eingeladen werden

- Vertreter der Wirtschaftskammer Österreich, Sparte Industrie und der betroffenen Fachverbände; umfasst die Branche auch Gewerbebetriebe, werden zusätzlich Vertreter der Sparte Gewerbe angesprochen,
- Vertreter der IPPC-Betriebe, einzelne Vertreter von Gewerbebetrieben,
- Amtssachverständige, vorwiegend jener Bundesländer, in welchen IPPC-Betriebsstandorte liegen,
- im Bedarfsfall Experten einschlägiger Fachinstitute

Die gemeinsame Erarbeitung des Fachentwurfs der gemischten Arbeitsgruppe stellt nach bisherigen Erfahrungen weitgehend sicher, dass es im nachfolgenden politischen Prozess der Verordnungswendung zu keinen Verzögerungen kommt.

Je nach Komplexität der umzusetzenden BVT-Schlussfolgerungen fanden bisher zwischen zwei (AEV Chlor-Alkali-Elektrolyse) und 8 (AEV Zellstoff und Papier) Arbeitsgruppensitzungen statt.

### 2.2.2 Politischer Prozess

Unverändert geblieben ist der politische Abstimmungsprozess. Nach der öffentlichen Begutachtung des Novellierungsentwurfs bzw. des Entwurfs der AEV-Neufassung ist gemäß § 33b Abs. 3 das Einvernehmen mit dem Bundesminister für Wirtschaft, Forschung und Wissenschaft herzustellen. Der erfolgreichen Abstimmung folgt die Bekanntmachung im Bundesgesetzblatt.

## 2.3 Aufbau und Inhalt der Abwasseremissionsverordnungen

Mit Ausnahme der AAEV sind alle AEVen gleich aufgebaut. Dies dient der rascheren Orientierung und besseren Lesbarkeit. Den einzelnen Paragraphen und Anlagen sind u. a. folgende Inhalte zugeordnet:

- **§ 1**  
Geltungsbereich (für welche Einleitungen gilt die VO, für welche gilt sie nicht), Stand der Vermeidungs-, Rückhalte- und Reinigungstechnik, ...
- **§ 2**  
Aufzählung gefährlicher Abwasserinhaltsstoffe, ...

- **§ 3 und 4**  
Einhaltkonvention in Eigen- und Fremdüberwachung; z.B. 4 von 5 Regel, ...
- **§ 5**  
Übergangsbestimmungen (ab wann gilt die VO, bis wann muss ein Betrieb anpassen?),...
- falls zutreffend: **§ 6**  
Umsetzung von Rechtsakten der Europäischen Union
- **Anlage(n) A (B, ... )**  
Emissionsbegrenzungen Direkt- und Indirekteinleitung
- **Anlage B (C ... )**  
Methoden

## 2.4 Stand der Technik

Abwasseremissionsverordnungen sind „Stand der Technik“-Verordnungen. Die maßgebliche Definition des Standes der Technik ist in § 12a WRG 1959 festgelegt und ist gleichlautend mit jener in der Gewerbeordnung 1994:

*„Der Stand der Technik im Sinne dieses Bundesgesetzes ist der auf den einschlägigen wissenschaftlichen Erkenntnissen beruhende Entwicklungsstand fortschrittlicher Verfahren, Einrichtungen oder Betriebsweisen, deren Funktionstüchtigkeit erprobt und erwiesen ist. Bei der Bestimmung des Standes der Technik sind insbesondere jene vergleichbaren Verfahren, Einrichtungen oder Betriebsweisen heranzuziehen, welche am wirksamsten zur Erreichung eines allgemein hohen Schutzniveaus für die Umwelt insgesamt sind. Bei der Festlegung des Standes der Technik sind unter Beachtung der sich aus einer bestimmten Maßnahme ergebenden Kosten und ihres Nutzens und des Grundsatzes der Vorsorge und der Vorbeugung im Allgemeinen wie auch im Einzelfall die Kriterien des Anhangs G zu berücksichtigen.“*

Festzuhalten ist, dass der Stand der Technik eben nicht nur den Entwicklungsstand technischer Verfahren, Betriebsweisen usw. beschreibt sondern auch den umfassenden Umweltschutz beinhaltet. Im Hinblick auf die Abwasserreinigung bedeutet dies, dass die Auswirkungen auf andere Umweltbereiche (Boden, Luft, Abfall ...) zu beachten sind und die optimale Lösung im Hinblick auf die Gesamtauswirkung angestrebt werden muss. Bei der Festlegung von Stand der Technik Maßnahmen sind aber ebenso Kosten/Nutzen-Überlegungen sowie der Vorsorgegedanke zu berücksichtigen.

## **2.5 Ableitung von Emissionsbegrenzungen**

Die Festlegung von Emissionsbegrenzungen orientiert sich am Stand der Vermeidungs-, Rückhalte- und Reinigungstechnik unter Berücksichtigung der Rahmenbedingungen der jeweiligen Branche. Die Emissionsbegrenzungen sind nach der Aufnahme in den Bescheid für den Bewilligungsinhaber rechtlich verbindlich. Die Maßnahmen zur Emissionsminderung beruhen auf physikalischen und/oder chemischen Prinzipien und biologischen Abbauvorgängen. In der Praxis werden die theoretischen Abscheide- und Abbauraten, die sich aus den zu Grunde liegenden Prinzipien und Vorgängen errechnen lassen, aber nicht erreicht. Die unterschiedliche Zusammensetzung der Abwässer verschiedener Branchen führt darüber hinaus zu branchenspezifisch unterschiedlichen Erfolgen der Emissionsminderung bei Anwendung der gleichen Entfernungstechnik. Zur Festlegung realistisch einhaltbarer Emissionsbegrenzungen für die einzelnen Branchen ist es daher notwendig, auf gemessene Emissionsdaten von Betrieben, die nach dem Stand der Technik arbeiten, zurückzugreifen. Bei der Nutzung solcher Daten sind einige Grundsätze zu beachten:

- Die Vergleichbarkeit der Daten innerhalb der Branche muss gegeben sein, (gleiche oder in ihrer Wirkung vergleichbare Reinigungstechniken).
- Abwasserdaten, die durch Verdünnungen des Abwassers vor oder nach der Behandlung beeinflusst sind, müssen ausgeschlossen werden.
- Die Daten von Betrieben, die Stoffe tatsächlich einsetzen, dürfen nicht mit Daten von Betrieben, die diese Stoffe nicht einsetzen, zusammengeführt werden.
- Daten von Betrieben, die aufgrund spezieller Rahmenbedingungen (z.B. Immissionssituation bei Direkteinleitern) über den Stand der Technik hinausgehende Maßnahmen setzen müssen, werden nicht berücksichtigt.

## **3 BVT-Schlussfolgerungen**

### **3.1 Überblick**

In Anhang 1 der IE-RL werden Industrietätigkeiten aufgelistet, die der RL unterliegen. Für viele Tätigkeiten sind Anlagen erst ab einer konkret festgelegten Produktionsschwelle zu berücksichtigen (z.B. Herstellung von Papier und Pappe erst ab einer Produktionskapazität von 20 t pro Tag), andere z.B. jene der chemischen Industrie bei Produktion „in industriellem Maßstab“.

Die Bestimmungen der IE-RL sind in den anlagenbezogenen Bundes- und Landesgesetzen umgesetzt.

Kernziel der IE-RL ist, die Umweltverschmutzung durch Industrietätigkeiten unter Beachtung des Verursacher- und Vorsorgeprinzips durch eine integrierte Genehmigung zu vermeiden oder so weit wie möglich zu vermindern. „Integriert“ bedeutet, dass die Genehmigung einem integrierten Konzept folgen und die Umwelt insgesamt geschützt werden soll und ist im Gegensatz zu „gesonderten“ Konzepten zu sehen, bei denen unter Umständen die Verschmutzung nur von einem Medium ins andere verlagert wird. Die Genehmigungsaufgaben müssen sich dabei an den besten verfügbaren Techniken orientieren. Zu diesem Zweck werden, getrennt nach Industriebranchen, die eine oder mehrere der in Anhang 1 der RL aufgelisteten Tätigkeiten umfassen, die BREF erarbeitet. Zentrales Element jedes BREF sind die sogenannten BVT-Schlussfolgerungen. Die BVT-Schlussfolgerungen sind als Referenzdokument bei der Festlegung der Genehmigungsaufgaben heranzuziehen. Artikel 6 der IE-RL räumt die Möglichkeit ein, die Auflagen auf Grundlage der BVT-Schlussfolgerungen in „Allgemein bindenden Vorschriften“ zu erlassen. Im Abwasserbereich wird diese Möglichkeit in Österreich in Anspruch genommen und die BVT-Schlussfolgerungen daher in den AEVEN umgesetzt. Vor- und Nachteile dieses Weges werden in der Folge noch gegenübergestellt.

### **3.2 Erarbeitung/Revision von BVT - Schlussfolgerungen**

Für die Ausarbeitung bzw. Revision der BREF und des dafür nötigen Informationsaustausches zwischen Mitgliedsstaaten, Industrie, NGOs und den Experten der Europäischen Kommission wurde gemäß Artikel 13 der IE-RL ein Forum eingerichtet. Die Aufgaben des Forums umfassen die Festlegung des Arbeitsprogramms zum Informationsaustausch, die Herausgabe von Leitfäden für die Datenerhebung und Ausarbeitung der BREF sowie Stellungnahmen zu ausgearbeiteten BREF. Die Ausarbeitung erfolgt im sogenannten „Sevilla-Prozess“ (benannt nach dem Standort der zuständigen „Gemeinsamen EU-Forschungsstelle“, bei dem das Europäische IPPC-Büro - EIPPCB - angesiedelt ist). Das Artikel-13-Forum nominiert eine Technische Arbeitsgruppe (Technical Working Group - TWG), deren Tätigkeit von nationalen Spiegelgremien (Nationale Arbeitskreise - NAK) unterstützt wird. Ausgehend von einer „Wunschliste“, betreffend den Inhalt des aktuell zu bearbeitenden BREF, startet die TWG meist mit einer Sammlung von Literatur und von Daten der Betriebe der Branche. Je nach Komplexität werden von der TWG ein oder zwei Zwischenentwürfe und ein Endentwurf des BREF erstellt. Jeder Entwurf kann von den Mitgliedsstaaten, NGOs und Industrieverbänden kommentiert werden.

Der Entwurf der BVT-Schlussfolgerung (ein Kapitel des BREF) wird nach Stellungnahme des Forums an den Ausschuss gemäß Artikel 75 IE-RL weitergeleitet. Wird der Entwurf von diesem Ausschuss angenommen, erfolgt die Veröffentlichung im Amtsblatt der Europäischen Union. Entwürfe und Endfassungen von BREF und BVT-Schlussfolgerungen können auf der Webseite des EIPPCB<sup>3</sup> eingesehen werden. Veröffentlichte BVT-Schlussfolgerungen sind auch auf [www.edm.gv.at](http://www.edm.gv.at) abrufbar.

### **3.3 Aufbau und Inhalt der BREF**

Der Inhalt eines typischen BREF umfasst folgende Kapitel:

Preface

Scope

- 1 General Information
- 2 Applied Processes and Techniques
- 3 Current Emission and Consumption Levels
- 4 Techniques to Consider in the Determination of BAT
- 5 **BAT Conclusions**
- 6 Emerging Techniques
- 7 Concluding Remarks
- 8 Annexes and References

### **3.4 BVT assoziierte Emissionsniveaus - BAT-AEL**

Neben den oft sehr umfangreichen textlich beschriebenen BVT stellen die mit BAT-AEL die verpflichtend zu berücksichtigenden Vorgaben der BVT-Schlussfolgerungen dar. BAT-AEL sind zwar definitionsgemäß keine Emissionsbegrenzungen und werden auch häufig als Bereich angegeben, dennoch folgt aus der Forderungen in Artikel 15 Abs. 3 der IE-RL (sinngemäß: in Genehmigungen vorgeschriebene Emissionsgrenzwerte dürfen BAT-AEL nicht überschreiten), dass ihnen Grenzwertcharakter zukommt. BAT-AEL sind gemäß dem Leitfaden über die Erstellung von BREF<sup>4</sup> aus den einzelnen

---

<sup>3</sup><http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/>

<sup>4</sup> Durchführungsbeschluss der Kommission vom 10. Februar 2012 mit Leitlinien für die Erhebung von Daten sowie für die Ausarbeitung der BVT-Merkblätter und die entsprechenden Qualitätssicherungsmaßnahmen gemäß der Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates über Industrieemissionen (2012/119/EU), ABl. L 63 vom 2.3.2012, S. 1

Techniken abzuleiten. Tatsächlich werden in BREF häufig bei einzelnen Techniken Emissionswerte angegeben. Die Ableitung der BAT-AEL erfolgt aber im Regelfall aus der Datensammlung von Betrieben, deren Produktionstechniken und Emissionsminderungsmaßnahmen als BVT angesehen werden und dafür durchaus unterschiedliche Technologien einsetzen. Die Qualität und Nachvollziehbarkeit dieser Ableitung ist durchaus unterschiedlich. Nachfolgend werden einige Beispiele aus bereits veröffentlichten BVT-Schlussfolgerungen gegeben:

- Zellstoff und Papier: Aus der Datensammlung und -auswertung im BREF dieser Branche lässt sich z.B. sehr gut die Ableitung der im Jahresmittel einzuhaltenden produktionsspezifischen BAT-AELs für die CSB-Emission aus der Zellstoffherstellung nachvollziehen. Andererseits dürften Emissionsdaten eines einzigen Betriebes für die Festlegung der BAT-AEL eines speziellen Zellstoff-Herstellungsverfahrens herangezogen worden sein.
- Raffinieren von Mineralöl und Gas: Im BREF sind die Ergebnisse mehrerer, sehr umfassender Datensammlungen von jeweils rund 40 europäischen Raffinerien wiedergegeben. Die BAT-AELs der BVT-Schlussfolgerungen liegen zwar in derselben Größenordnung wie die BREF-Auswertung der einzelnen Parameter, es ist aber intransparent, wie und warum die konkret angegebenen BAT-AEL-Bereiche gewählt wurden.
- Einheitliche Abwasser-/Abgasbehandlung und einheitliches Abwasser-/Abgasmanagement in der Chemiebranche: Für die Nutzung der Emissionsdaten der Chemiebranche zur BAT-AEL-Ableitung dürften alle der im obigen Abschnitt 2.5 „Ableitung von Emissionsbegrenzungen“ angegebenen Grundsätze für die Datennutzung missachtet worden sein. Im BREF wird in einigen Diagrammen die Verteilung der Emissionsdaten der Betriebe für einzelne Parameter dargestellt. Die Konzentrationen reichen dabei von Spuren bis zu hohen Konzentrationen für ein und denselben Parameter. Wie und warum aus diesen Verteilungen die zum Teil extrem niedrig liegenden BAT-AEL-Bereiche ausgewählt wurden, ist völlig unklar. Speziell die BAT-AEL-Werte für Metalle liegen im Bereich der Umweltqualitätsnormen für Oberflächengewässer. Die Anforderungen dieser auf die Chemiebranche generell anzuwendenden BVT-Schlussfolgerungen sind insofern besonders problematisch, da derzeit nicht absehbar ist, ob sektorale BVT-Schlussfolgerungen mit realistischen Emissionsbegrenzungen für die einzelnen Chemieteilbranchen in naher Zukunft erarbeitet werden.

Bezüglich der Umsetzung von BAT-AELs in den AEVEN ist noch anzumerken, dass Artikel 15 der IE-RL die Möglichkeit einräumt, sogenannte „äquivalente Parameter“ festzulegen. Darunter sind Emissionsgrenzwerte zu verstehen, die in Wert, Zeitraum und Referenzbedingungen (i. Allg. nur für Luftemissionen relevant) von den BAT-AELs abweichen. Die durch äquivalente Parameter begrenzten Emissionen dürfen aber natürlich die BAT-AEL nicht überschreiten. Diese Möglichkeit ist geeignet, Doppelregelungen einzelner Parameter bei der Umsetzung der BVT-Schlussfolgerungen zu vermeiden (siehe Abschnitt 5).

#### 4 Gegenüberstellung Abwasseremissionsverordnungen - BVT-Schlussfolgerungen

Die Unterschiede der beiden Regelungsregime sind in der nachstehenden Tabelle 1 zusammengefasst.

Tabelle 1: Gegenüberstellung der Grundlagen und Inhalte von AEVEN und BVT-Schlussfolgerungen

	<b>AEVEN</b>	<b>BVT - Schlussfolgerungen</b>
Ebene	Österreich	EU
Geltungsbereich	Kommunale, gewerbliche und industrielle Abwassereinleitungen	IPPC-Anlagen
Rechtsgrundlage	WRG 1959	IE-RL (RL 2010/75/EU)
Normenerzeuger/Autor	BMLFUW	Europäische Kommission
Entstehungsprozess	Arbeitsentwurf durch BMLFUW, (freiwillige) Einbindung u.a. von Industrie, Gewerbe Begutachtung, Einvernehmensherstellung	„Sevilla-Prozess“, Einbindung von MS, NGOs, Industrie Ausschussverfahren
Anzahl	65	33
Hintergrunddokumente	Erläuterungen	BREFs

Tabelle 1: Gegenüberstellung der Grundlagen und Inhalte von AEVEN und BVT-Schlussfolgerungen (Fortsetzung)

	<b>AEVEN</b>	<b>BVT - Schlussfolgerungen</b>
Umsetzungszeitraum	Unterschiedlich,	4 Jahre

	siehe jeweilige Übergangsbestimmungen	
Prinzip (1)	Stand der Technik	Beste verfügbare Technik
Prinzip (2)	Vorsorgeprinzip	Vorsorgeprinzip
Website	<a href="http://www.ris.bka.gv.at">www.ris.bka.gv.at</a>	<a href="http://eippcb.jrc.ec.europa.eu">http://eippcb.jrc.ec.europa.eu</a>
Schutzgüter/ Regelungsbereiche	Umweltmedium Wasser	Umweltmedien Wasser, Luft, Boden Abfall, Energie
„Grenzwerte“	Emissionsbegrenzungen	Emissionsniveaus BAT-AEL
„Grenzwerte“	IdR für Direkt- und Indirekteinleiter	IdR nur Direkteinleiter
Eindeutigkeit der „Grenzwerte“	Ja, konkrete Zahl	Nein, Bereich
Referenzzeiträume für Emissionsbegrenzungen	IdR Tag	Tag, Monat, Jahr
Relevant für	Kleine und große Betriebe (Gewerbe, Industrie) bzw. Kommunen	(Große) Industriebetriebe = IPPC-Anlagen
Vorgabe von Mindest-Messhäufigkeiten	Meist nein	In der Regel ja
Vorgabe einer Überschreitungs-konvention	Ja, idR 4 von 5 – Regel bzw. Perzentile	Nein

## 5 Umsetzung der - BVT-Schlussfolgerungen in den Abwasseremissionsverordnungen

Aus der vorstehenden Beschreibung und Gegenüberstellung der beiden Regelungsregime lassen sich einige Unterschiede erkennen, die bei der Umsetzung der Vorgaben der BVT-Schlussfolgerungen in die AEVEN aufgelöst werden müssen. Von besonderer Bedeutung sind dabei die nachstehenden Punkte:

## 5.1 Unterschiede in Brancheneinteilung und Produktdefinitionen

Die Unterschiede in der Systematik der BREFs und der AEVEN sind kurzfristig nicht vollständig zur Deckung zu bringen. Oft sind von einem BREF mehrere AEVEN betroffen (z.B. BREF Nichteisen-Metallindustrie → AEV Nichteisen-Metallindustrie; AEV Edelmetalle und Quecksilber; AEV Kohleverarbeitung). Die Zusammenlegung von AEVEN kann daher im Einzelfall sinnvoll sein (z.B. AEV Gebleichter Zellstoff und AEV Papier und Pappe → AEV Zellstoff und Papier). Andererseits kann der Regelungsbereich einer AEV auf mehrere BREFs verteilt sein (z.B. AEV Anorganische Chemie → BREF Anorganische Grundstoffindustrie - Ammoniak, Säuren, Düngemittel; BREF Anorganische Grundstoffindustrie - Feststoffe und andere; BREF Anorganische Spezialchemikalien), sodass eine wiederholte Anpassung beim Erscheinen der jeweiligen BVT-Schlussfolgerungen notwendig ist.

Abweichungen bei Produktdefinitionen erfordern gegebenenfalls Anpassungen in der Struktur der AEV-Anlagen.

## 5.2 Unterschiede in den Referenzzeiträumen der Emissionsbegrenzungen

Bis auf wenige Ausnahmen sind die Emissionsbegrenzungen der AEVEN, abhängig vom Abwasserparameter, in der Tagesmischprobe oder den Stichproben eines Tages einzuhalten („Tageswerte“). BAT-AEL hingegen beziehen sich auf ganz unterschiedliche Referenzzeiträume. Meistens sind sie als Tageswerte oder im Jahresmittel („Jahreswerte“), gelegentlich auch im Monatsmittel („Monatswerte“) einzuhalten. Die Beurteilung der letztgenannten Werte kann naturgemäß erst nach Ablauf des jeweiligen Betrachtungszeitraumes erfolgen und erlaubt im Gegensatz zu den Tageswerten keine zeitnahe Reaktion auf Überschreitungen. Die Festlegung von Jahres- und Monatswerten wird daher kritisch gesehen und von österreichischer Seite im Sevilla-Prozess auch immer wieder beinsprucht.

Bei der Umsetzung von Tageswerten geht das BMLFUW grundsätzlich davon aus, dass seit Langem in Österreich etablierte Emissionsbegrenzungen nicht aufgeweicht werden dürfen. Sind BAT-AEL strenger als zugeordnete Emissionsbegrenzungen in den AEVEN, so müssen sie in der AEV umgesetzt werden.

Bei Jahreswerten und Monatswerten wird im Vergleich mit bestehenden Tageswerten angestrebt, Doppelregelungen zu vermeiden:

- Wird durch einen bereits bestehenden Tageswert der AEV sichergestellt, dass das Jahresmittel unter dem oberen Wert des BAT-AEL-Bereiches

liegt, wird der BAT-AEL nicht in die AEV aufgenommen sondern gilt als bereits umgesetzt.

- Liegt ein BAT-AEL, der als Jahres- oder Monatswert vorgegeben ist, so weit unter dem korrespondierenden Tageswert der AEV, dass dieser Tageswert keine zusätzliche emissionsbegrenzende Wirkung mehr entfaltet, wird der Tageswert in der AEV gestrichen, der BAT-AEL aber als Jahres- oder Monatswert in die AEV aufgenommen. Die Beurteilung erfolgt auf Grundlage der Datensammlung und -auswertung im BREF (soweit in ausreichender Qualität vorhanden). Bei der Umsetzung der BVT-Schlussfolgerungen „Raffinieren von Mineralöl und Gas“ in der AEV Erdölverarbeitung werden auf Grundlage dieser Vorgehensweise voraussichtlich 3 Tageswerte gestrichen.
- Kann keine Entscheidung getroffen werden oder begrenzt der Tageswert einen akut toxischen Abwasserinhaltsstoff (Spitzenwertbegrenzung), dann wird der Tageswert beibehalten und der Jahres-/Monatswert zusätzlich in die AEV aufgenommen.

BAT-AEL bisher nicht in der AEV geregelter Abwasserparameter sind natürlich jedenfalls aufzunehmen.

### **5.3 Ableitung von Emissionsbegrenzungen für Indirekteinleiter aus BAT-AEL für Direkteinleiter**

In den AEVEN wird die Reinigungswirkung einer kommunalen Abwassereinigungsanlage bei der Einleitung der Abwässer in eine öffentliche Kanalisation durch entsprechende Emissionsbegrenzungen berücksichtigt. BVT-Schlussfolgerung enthalten bislang nur BAT-AEL für Direkteinleiter. Im Bedarfsfall (indirekt einleitende IPPC-Betriebe) ist daher die Ableitung von entsprechenden Emissionsbegrenzungen notwendig.

## **6 Schlussbetrachtung - Zusammenfassung**

Bei Erwägung des dargestellten Aufwandes für die Umsetzung der BVT-Schlussfolgerungen in den AEVEN, kann man die Frage nach der Notwendigkeit bzw. Sinnhaftigkeit dieses Weges stellen. Dazu sind die nachstehenden Punkte zu nennen:

Anmerkungen

- Das System der AEVEN muss jedenfalls weitergeführt werden, da es ja für alle Betriebe einer Branche gilt und nicht nur für IPPC-Betriebe.
- Stand der Technik und BVT beruhen weitgehend auf denselben Prinzipien.

#### Vorteile

- Österreichische Spezifika können im Rahmen der gemischten Arbeitsgruppe diskutiert und vorhandene Umsetzungsspielräume genutzt werden
- Durch die Festlegung eines eindeutigen Wertes für Emissionsbegrenzungen anstelle der BAT-AEL-Bereiche wird die Gleichbehandlung der Betriebe sichergestellt
- AEVEN bringen mehr Rechtsicherheit für Indirekteinleiter, da sie klare Vorgaben u. a. in Form spezieller Indirekteinleiter-Emissionsbegrenzungen beinhalten.
- Die Vorgabe von Überschreitungskonventionen erhöht ebenfalls die Rechtsicherheit im Vergleich mit IE-RL und BVT-Schlussfolgerungen.

#### Nachteile

- Notwendiger Aufwand für die Anpassung der AEVEN an die BVT-Vorgaben
- Verkürzung des Zeitrahmens für notwendige Anpassung der Betriebe (4 Jahre minus Zeit für AEV-Novelle)

Aus Sicht des BMLFUW überwiegen die Vorteile der gewählten Form der BVT-Umsetzung die Nachteile.

Grundsätzlich sind der integrierte Ansatz der IE-RL und die europaweite Anhebung der Umweltstandards auf einheitliches Niveau sehr zu begrüßen. Kritisch zu betrachten ist aber die wenig transparente Ableitung der Vorgaben mancher BVT-Schlussfolgerung in Verbindung mit dem teilweise sehr geringen Umfang resultierender BAT-AEL (z.B. Chlor-Alkali-Industrie: ein einziger BAT-AEL). Dem daraus resultierenden, durchaus überschaubaren Umweltnutzen steht ein enormer Aufwand für die Mitgliedsstaaten und Betriebe bei der Erstellung der BREF und der administrativen Anpassung an BVT-Schlussfolgerungen gegenüber.

**Korrespondenz an:**

DI Alfred Rauchbüchl

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,  
Umwelt und Wasserwirtschaft  
Abteilung IV/5 - Anlagenbezogene Wasserwirtschaft

1030 Wien, Marxergasse 2

Tel.: +43 1 71100 607524

Mail: [alfred.rauchbuechl@bmlfuw.gv.at](mailto:alfred.rauchbuechl@bmlfuw.gv.at)

# Bewilligung von industriellen Abwasserreinigungsanlagen

Charlotte Vogl

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft,  
Abteilung Wasserlegistik und -ökonomie

**Abstract:** Die Bewilligung industrieller Abwassereinleitungen ist eine wesentliche Maßnahme im Bereich der Gewässerreinigung. Verwaltungsvereinfachungsbestrebungen der letzten zwanzig Jahre aber auch Änderungen aufgrund neuer gemeinschaftsrechtlicher Vorgaben insbesondere durch die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, der Richtlinie über prioritäre Stoffe und der Industrieemissionsrichtlinie fordern den Vollzug mit neuen Fragestellungen in der Zusammenschau von Emissions- und Immissionsanforderungen.

**Key Words:** Abwasser, (Betriebs-)anlage, Emissionen, Industrieemissionsrichtlinie, öffentliches Interesse, Stand der Technik, Umweltqualitätsziele

## 1 Der Begriff der industriellen Abwasserreinigungsanlage

### 1.1 Gemeinschafts- bzw. Unionsrecht

Auf Gemeinschaftsebene waren im Wasserbereich aus den 1980er und 1990er Jahren bereits stoffbezogene Regelungen<sup>1</sup> bekannt, die zum Ziel hatten, Verschmutzungen von Gewässern zu beseitigen. Dazu wurden für Stoffe und Stoffgruppen (je nach Stoffliste) entweder Emissionsgrenzwerte und Qualitätsziele auf Gemeinschaftsebene festgelegt oder die Mitgliedstaaten zur

---

<sup>1</sup> Richtlinie 76/464/EWG des Rates vom 4. Mai 1976 betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft, ABl. Nr. L 129 vom 18/05/1976 S.23, Richtlinie 82/176/EWG des Rates vom 22.3.1982 betreffend Grenzwerte und Qualitätsziele für Quecksilberableitungen aus dem Industriezweig Alkalichloridelektrolyse, ABl. Nr. L 81 vom 27.3.1982, S. 29, Richtlinie über Cadmiumableitungen (83/513/EWG) ABl. Nr. L 291 vom 24.10.1983, S.1.; Quecksilberrichtlinie (84/156/EWG) ABl. Nr. L 74 vom 17.3.1984, S. 49; Richtlinie über Ableitungen von Hexachlorcyclohexan (84/491/EWG) ABl. Nr. L 274 vom 17.10.1984, S. 11.; Richtlinie über die Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe (86/280/EWG) ABl. L Nr. 181 vom 4.7.1986, S. 16.

Erlassung von Programmen zur Aufstellung von Qualitätszielen und danach ausgerichteten Emissionsnormen verpflichtet.

Es war bereits damals vorgesehen, Grenzwerte – soweit zweckdienlich – bezogen auf industrielle Abwässer für einzelne Industriezweige und Produktarten festzulegen. In diesen Richtlinien wurde „Industriebetrieb“ als jeder Betrieb, in dem der jeweilige gefährliche Stoff bzw. die Stoffgruppe oder Verbindungen verwendet wird, definiert. Artikel 22 Absatz 3 der Wasserrahmenrichtlinie<sup>2</sup> (WRRL) sieht eine Integration der Inhalte dieser Richtlinien in den Regelungskomplex der WRRL vor.

Die nach wie vor in Geltung stehende Kommunale Abwasserrichtlinie 91/271/EWG<sup>3</sup>, die neben dem Sammeln und Behandeln von kommunalem Abwasser auch das Behandeln und Einleiten von Abwasser bestimmter Industriebranchen (Anhang III) betrifft unterscheidet und definiert für ihre Zwecke „kommunales Abwasser“, häusliches Abwasser und industrielles Abwasser. Industrielles Abwasser umfasst nach dieser Richtlinie Abwasser aus Anlagen für gewerbliche oder industrielle Zwecke, soweit es sich nicht um häusliches Abwasser und Niederschlagswasser handelt.

Mit der Richtlinie 96/91/EG<sup>4</sup>, ersetzt (Neukodifikation) durch die Richtlinie 2008/1/EG<sup>5</sup> des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Januar 2008 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung - kurz IPPC oder IVU Richtlinie - genannt, wurde in der Europäischen Union ein Genehmigungssystem explizit für industrielle und landwirtschaftliche Tätigkeiten mit hohem Verschmutzungspotenzial eingeführt. Die Richtlinie 2008/1/EG wurde durch die Richtlinie 2010/75/EU über Industrieemissionen (IE-RL) ersetzt.

Unter Anlage versteht die IE-RL eine ortsfeste technische Einheit, in der eine oder mehrere der in Anhang I oder Anhang VII Teil 1 genannten Tätigkeiten sowie andere unmittelbar damit verbundene Tätigkeiten am selben Standort

---

<sup>2</sup> Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik ABl. Nr. L 327 vom 22/12/2000 S.1.

<sup>3</sup> Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser, ABl. Nr. L 135, 30.5.1991, S.40

<sup>4</sup> Richtlinie 96/6/EG des Rates vom 24. September 1996 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung, ABl. L 257 vom 10.10.1996, S. 26

<sup>5</sup> Richtlinie 2008/1/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 15. Januar 200 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung, ABl. Nr. L 24, 29.1.2008, S. 8

durchgeführt werden, die mit den in den genannten Anhängen aufgeführten Tätigkeiten in einem technischen Zusammenhang stehen und die Auswirkungen auf die Emissionen und die Umweltverschmutzung haben können.

Die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung betraf neue und bestehende industrielle und landwirtschaftliche Tätigkeiten mit hohem Verschmutzungspotenzial, wie sie in Anhang I der Richtlinie aufgeführt wurden (z.B. Energiewirtschaft, Herstellung und Verarbeitung von Metallen, mineralverarbeitende Industrie, chemische Industrie, Abfallbehandlung, Tierhaltung).

Damit eine Genehmigung erteilt werden kann, müssen industrielle und landwirtschaftliche Anlagen bestimmte Grundpflichten erfüllen. Diese betreffen vor allem das Ergreifen aller geeigneten Vorsorgemaßnahmen gegen Umweltverschmutzungen, insbesondere durch den Einsatz der besten verfügbaren Techniken (BVT). Letztere werden in Form von „BVT-Schlussfolgerungen“ beschrieben, die im Amtsblatt der Europäischen Union veröffentlicht werden. Da auch Maßnahmen betreffend Einwirkungen auf Gewässer von der Richtlinie umfasst sind, wird man eine „industrielle Abwasserreinigungsanlage“ grundsätzlich als Teil einer „industriellen Anlage“ im Sinne der IE-RL verstehen müssen.

Auch wenn der Begriff Industrieanlage im allgemeinen Sprachgebrauch eine „Großanlage“ vermuten lässt und dies in der Regel aufgrund der Mengenschwellen bei den in Anhang I der IE-RL aufgezählten Tätigkeiten auch der Fall sein wird gibt es im Abwasserbereich auf Unionsebene keine klare Abgrenzung zwischen Industrie- und Gewerbeanlagen. Die Wasserrahmenrichtlinie erlegt – ebenfalls ohne Differenzierung - neben dem kombinierten Ansatz für Punktquellen (Art. 10 WRRL) u.a. die Verpflichtung auf, in Bezug auf (gelistete) prioritäre Stoffe unter Erwägung aller technischen Möglichkeiten Umweltqualitätsnormen und Begrenzungsmaßnahmen für Einleitungen aus den Hauptquellen festzulegen (Art. 16 WRRL).

Aufgrund der unterschiedlichen unionsrechtlichen Grundlagen ergeben sich für Einleitungen aus dem gewerblich/industriellen Sektor aber eine unterschiedlich Regelungsdichte und damit auch unterschiedlich (konkrete) Anforderungen an das Genehmigungsverfahren. Dies betrifft neben Anlagen, die unter das Umweltverträglichkeitsprüfungsregime fallen, vor allem die von der IE-RL erfassten Anlagen und darf im diesem Zusammenhang nochmals auf die später noch zu besprechenden „BVT-Schlussfolgerungen“ hingewiesen werden.

## 1.2 Nationale Regelungen

Ähnlich wie im Unionsrecht treffen auch im nationalen Recht bezüglich industrieller Abwasserreinigungsanlagen mehrere Rechtsbereiche und im gegenständlichen Kontext zumindest zwei „Anlagenbegriffe“ aufeinander.

### 1.2.1 Abwassereinleitung

Die Ableitung von Abwässern und die Errichtung der dafür erforderlichen Anlagen fällt insofern unter den Kompetenztatbestand Wasserrecht, als sie eine Einwirkung auf fremde Rechte oder auf öffentliche Gewässer mit sich bringt<sup>6</sup>;

Mehr als geringfügige Einwirkungen die mittelbar oder unmittelbar die Beschaffenheit der Gewässer beeinträchtigen können, insbesondere die Einbringung von Stoffen in Gewässer, Einwirkungen auf Gewässer durch Strahlung oder Temperaturänderung sowie erhebliche qualitative und quantitative Änderungen der bewilligten Einwirkungen, sind wasserrechtlich bewilligungspflichtig (§ 32 Abs. 2 lit. a, b und e WRG 1959).

Desgleichen unterliegen Abwassereinleitungen in wasserrechtlich bewilligte Kanalisationsanlagen dem Wasserrechtsgesetz (§ 32b WRG 1959). §§ 2 und 3 der Indirekteinleiterverordnung, BGBl II/222/1998 legen fest, welche Indirekteinleitungen einer wasserrechtlichen Bewilligung bedürfen.

### 1.2.2 Industrielle Anlagen

Unter den Kompetenztatbestand "Angelegenheiten des Gewerbes und der Industrie" fallende "Maßnahmen typisch gewerberechtl. Art"<sup>7</sup> sind u.a. solche, die der Abwehr von vom Gewerbebetrieb unmittelbar ausgehenden Gefahren für die Gewerbetreibenden und ihre Arbeitnehmer, die Kunden, andere Gewerbetreibende oder als Nachbarn sonst von der Gewerbetätigkeit unmittelbar betroffene Personen, und dem Konsumentenschutz dienen.

Für Betriebsanlagen sind neben dem Gewerberecht bedeutsame Kompetenztatbestände des Bundes auch die Abfallwirtschaft, Umweltverträglichkeitsprüfung, Arbeitsrecht, Gesundheitswesen, usw.); Betriebsanlagen betreffen aber auch Materien, deren Regelung in den Kompetenzbereich der Länder (Baurecht, Raumplanung, Naturschutz...) fällt.

---

<sup>6</sup> Vgl. VfGH 21.3.1963, 4387 sowie Durchführungserlass des BMLFUW betreffend Indirekteinleiter vom 29.01.1999, 16.455/29-I B/98, [https://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasser-oesterreich/wasserrecht\\_national/abwasser\\_emissionsbegrenzung0/IEV.html](https://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasser-oesterreich/wasserrecht_national/abwasser_emissionsbegrenzung0/IEV.html)

<sup>7</sup> VfGH Slg 10.831/1986

Gewerbliche Betriebsanlagen sind gem. §74 GewO 1994 zu genehmigen. Abfallbehandlungsanlagen gem. § 37 AWG 2002. In diesem Zusammenhang ist zu beachten, dass der Genehmigungspflicht nach § 37 Abs. 1 AWG 2002 die in § 37 Abs. 2 taxativ aufgezählten Anlagen dann nicht unterliegen, wenn sie gemäß den §§ 74 ff GewO 1994 genehmigungspflichtig sind.

### 1.2.3 Anlagenbegriff

Der unterschiedliche Anlagenbegriff ist am leichtesten anhand der Judikatur darzustellen. So bedarf gem. § 32 Abs. 1 WRG 1959 iVm. § 32 Abs. 2 lit a, b und e WRG 1959 eine über der Geringfügigkeitsschwelle liegende Einbringung von Stoffen in Gewässer mit den dafür erforderlichen Anlagen<sup>8</sup> der Bewilligung während im Anlagenrecht z.B. der Gewerbeordnung<sup>9</sup> nicht die einzelne Tätigkeit sondern die gesamte Betriebsanlage, bezogen auf ihre möglichen nachteiligen Auswirkungen, Genehmigungsgegenstand ist.

In Umsetzung der IPPC bzw. IE-RL wurde mit der Gewerberechtsnovelle BGBl. I Nr.125/2013 im Gewerberecht durch die Definition der IPPC-Anlagen in § 71b Z1 GewO 1994 eine Ausnahme vom Begriff der „Einheit der BA“ - beschränkt auf jene Betriebsanlagenteile, in denen Tätigkeiten iSd Anhangs 3 durchgeführt werden - geschaffen<sup>10</sup>. Im AWG 2002 und im MinroG finden sich ähnliche Definitionen für IPPC- (Behandlungs)anlagen.

---

<sup>8</sup> Eine Anlage (hier: Abwasserbeseitigungsanlage) die dazu dient, nachteilige Einwirkungen auf die natürliche Beschaffenheit eines Gewässers zu beseitigen oder herabzumindern, bedarf bereits dann einer Bewilligung nach § 32 Abs 1 iVm Abs 2 lit a WRG, wenn nicht von vornherein feststehen kann, dass die Anlage die ihr vom Betreiber zugeschriebenen Eigenschaften besitzt, und wenn es selbst bei Zutreffen dieser Eigenschaften nicht ausgeschlossen werden kann, dass sie ihrer Bestimmung nur unter Einhaltung konkreter Auflagen gerecht wird (Hinweis E 24.10.1963, 1986/62). VwGH 17.02.1987 86/07/0089

Jede wasserrechtliche Bewilligung zur Errichtung einer zur Benützung oder zum Wasserbezug dienenden Anlage schließt zwei konstitutive Akte in sich, indem sie einerseits das Recht zur Benützung oder zum Bezuge des Wassers verleiht, andererseits die dazu dienende Anlage genehmigt...VwGH Ro 2014/07/0039

<sup>9</sup> Unter einer gewerblichen Betriebsanlage im Sinne der §§ 74 ff GewO 1994 ist die Gesamtheit jener Einrichtungen zu verstehen, die dem Zweck des Betriebes eines Unternehmens gewidmet sind und in einem örtlichen Zusammenhang stehen. Nicht die einzelnen Maschinen, Geräte oder die beim Betrieb vorkommenden Tätigkeit bilden den Gegenstand der behördlichen Genehmigung einer gewerblichen Betriebsanlage im Sinne der §§ 74 ff GewO 1994, sondern die gesamte gewerbliche Betriebsanlage, die eine Einheit darstellt (Hinweis E vom 14. 11. 2007, 2005/04/0300, mwN). 18.03.2015, Ro 2015/04/0002

<sup>10</sup> Die Genehmigungspflicht der Betriebsanlage, in Stolzlechner/Wendl/Bergthaler (Hrsg.), Die gewerbliche Betriebsanlage4 Rz 200 (Stand 1.1.2016, rdb.at)

Damit hat 1993 die bis dahin in der Vollzugspraxis vorgenommene Abgrenzung zwischen IPPC-Betriebsanlagen und nicht IPPC-relevanten Anlagenteilen<sup>11</sup> im Gesetz einen Niederschlag gefunden. Die Abwasserreinigungsanlage wird grundsätzlich – wie bereits im Gemeinschaftsrechtsteil ausgeführt - zur IPPC-Anlage gehören.

1.2.4 Eigenständig betriebene Behandlung von Abwasser, das nicht unter die Richtlinie 91/271/EWG fällt und von einer IPPC-Anlage eingeleitet wird.

Die Reinigung von gewerblichem/industriellem Abwasser in den Anlagen eines Wasserverbandes ist im Einzelfall zu beurteilen.

Bei der Abgrenzung zu Anlage I Punkt 6.11. IE-RL d.h. bei der Beurteilung, inwieweit die Abwasserreinigungsanlagen eines Wasserverbandes, in welchen eine/mehrere IPPC Anlage(n) einleitet/n, unter die RL 91/271/EG fallen, ist nach dem Verbandszweck sowie der Verbandsstruktur und der Art der bewilligten Einleitung zu fragen. Unter kommunalem Abwasser nach der RL 91/271/EG ist häusliches Abwasser oder ein Gemisch aus häuslichem und industriellem Abwasser zu verstehen (vgl. Artikel 2 Z 1).

Ist der Verbandszweck laut Satzungen beispielsweise auf die Reinigung und Beseitigung von im Bereich der Mitgliedsgemeinden anfallenden Abwässern ausgerichtet, würde eine in die Zuständigkeit der Wasserrechtsbehörde fallende Einleitung von „kommunalem“ Abwasser vorliegen. Aber auch für diese Verbandsanlage gilt der Grundsatz des Teilstromprinzips, sodass die in einer derartigen Verbandsanlage zu reinigenden Abwässer je nach ihrem Herkunftsbereich unterschiedlichen Abwasseremissionsverordnungen (AEV) unterliegen. Für Wasserverbände gelten die Grenzwerte für Direkteinleitungen (Spalte I). Neben dem Teilstromprinzip gelten auch alle anderen Grundsätze der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (AAEV), wie z.B. die Mischungsrechnung. Zur Anpassung an den Stand der Technik vgl. auch § 33c Abs.6 Z 2 WRG 1959 der Regierungsvorlage zum Verwaltungsreformgesetz BMLFUW<sup>12</sup>.

---

<sup>11</sup>Broschüre des BMWWF “ IPPC-Anlagen Anlage 3 der Gewerbeordnung 1994 - Antworten auf gestellte Fragen”

<sup>12</sup> NR XXV GP, 1456 d.B

## **2 Zuständigkeit**

### **2.1 Wasserrechtsgesetz**

Seit den WRG Novellen 1997, 1999 bzw. 2000 liegt die Zuständigkeit für die Bewilligung von Abwassereinleitungen und Indirekteinleitungen abgesehen von § 99 lit d und lit h WRG 1959 und § 100 Abs.1 lit e grundsätzlich bei der Bezirksverwaltungsbehörde als Wasserrechtsbehörde.

### **2.2 Mitanzwendung bzw. Verfahrenskonzentration**

Parallel dazu sind, beginnend mit der GewO Novelle 1997, BGBl. I Nr. 63/1997, taxativ aufgezählte wasserrechtliche Tatbestände in einem neu eingefügten § 356b von der Gewerbebehörde im Betriebsanlagenverfahren mitanzuwenden.

Genehmigungsbehörde für gewerblich/industrielle Einleitungen aus gewerblichen Betriebsanlagen ist daher immer die Bezirksverwaltungsbehörde, da sich die Zuständigkeit der Gewerbebehörde – auch im Falle der Mitanzwendung wasserrechtlicher Bestimmungen – nach § 333 GewO 1994 richtet.

Entsprechend § 356b Abs.1 GewO 1992 sind – im Zusammenhang mit industriellen Abwasserreinigungsanlagen- folgende mit Errichtung, Betrieb oder Änderung einer Betriebsanlage verbundene wasserrechtliche Maßnahmen relevant:

- Abwassereinleitungen in Gewässer iSd § 32 Abs 2 lit a, b und e WRG 1959
- Abwassereinleitungen in wasserrechtlich bewilligte Kanalisationsanlagen (das sind Indirekteinleitungen iSd § 32b WRG 1959 )
- Versickerungen von Dach-, Parkplatz- und Straßenwässern

Andere Abwasserversickerungen z.B. von Prozesswässern fallen nicht unter diesen Tatbestand.

Die Mitanzwendung der materiell-rechtlichen Bewilligungsregelungen des WRG 1959 durch die Gewerbebehörde kommt auch dann zum Tragen, wenn diese Maßnahmen mit einer genehmigungspflichtigen Änderung einer gewerblichen Betriebsanlage verbunden sind; aber selbst wenn diese Maßnahmen mit keiner genehmigungspflichtigen Änderung der gewerblichen Betriebsanlage verbunden

sind, ist die Gewerbebehörde für die Vorschreibung und Durchführung von Maßnahmen z.B. bei Änderungen bezüglich der Abwassereinleitung zuständig.<sup>13</sup>

Die Mitanwendung der materiellrechtlichen Bewilligungsregelungen des WRG im MinroG, im Emissionsschutzgesetz für Kesselanlagen (EG-K) und im AWG sowie im UVP- Genehmigungsverfahren richtet sich ebenfalls nach deren Zuständigkeitsbestimmungen. Im Fall des AWG ist dies der Landeshauptmann, für UVP-pflichtige Maßnahmen die Landesregierung.

### **2.3 Verbandsanlagen**

Erfolgt die gewerblich/industrielle Einleitung im Rahmen eines Wasserverbandes und ist das Unternehmen Mitglied des Verbandes ist es nicht als Indirekteinleiter anzusehen. Dies ergibt sich aus dem Verbandszweck zur Behandlung der Abwässer der Mitglieder. Unternehmen die nicht Mitglieder sind, sind Indirekteinleiter und gilt in solchen Fällen der Verband als Kanalisationsunternehmen iSd § 32b WRG 1959, nicht aber die einzelne Mitgliedsgemeinde (auch wenn sie Bewilligungsinhaber hinsichtlich des Ortsnetzes wäre)<sup>14</sup>.

Die Zuständigkeit für Verbandsanlagen liegt gem. § 99 lit. h WRG 1959 beim Landeshauptmann.

## **3 Bewilligungsvoraussetzungen**

### **3.1 Allgemeines**

Eine Bewilligung nach wasserrechtlichen Vorschriften darf nur dann erteilt werden, wenn fremde Rechte nicht entgegenstehen und öffentliche Interessen nicht beeinträchtigt werden. Darüber hinaus hat eine Anlage oder Maßnahme dem Stand der Technik zu entsprechen.

Für die Prüfung dieser Bewilligungsvoraussetzungen sind die Festlegung des Maßes und der Art der bewilligungsbedürftigen Wasserbenutzung von grundlegender Bedeutung.

Die Frage der Verletzung bestehender Rechte ist vor allem im Zusammenhang mit Parteirechten von Bedeutung und führt, sofern keine Beseitigung oder Beschränkung durch Zwangsrechteinräumung (§§ 60ff WRG 1959) möglich ist, zur Abweisung eines Antrages auf Bewilligung. Zwangsrechtseinräumungen

---

<sup>13</sup> Gruber/Paliego-Barfuß, GewO<sup>7</sup> § 356b (Stand: 1.3.2016, rdb.at) RZ 20ff

<sup>14</sup> Vgl. Auch Oberleitner/Berger, WRG-ON 1.03 § 32b (Stand: Jänner 2015, rdb.at), RZ 11

sind für industrielle Abwasserreinigungsanlagen mangels allgemeinem öffentlichen Interesse kaum denkbar.

### **3.2 Stand der Technik**

Neben der Prüfung der Beeinträchtigung öffentlicher Interessen (sh dazu unter 3.3.) ist die Einhaltung des Standes der Technik (vgl. auch Artikel 11 IE-RL) zu prüfen.

Die allgemeine Regelung und Definition des Standes der Technik findet sich in § 12a iVm Anhang G WRG 1959. Der Stand der Technik ist bei Bewilligungen oder bei anderen Maßnahmen nach dem WRG grundsätzlich einzuhalten. Wo der Gesetzgeber, wie z.B. für Abwassereinleitungen, speziellere Bestimmungen vorgesehen hat, gelten diese.

Für Abwassereinleitungen wird der Stand der Technik gem. § 33b WRG 1959 in AEVEN (einer allgemeinen und zahlreichen branchenspezifischen AEVEN) in Form von Emissionsgrenzwerten festgelegt. Bei der Bewilligung von Abwassereinleitungen ist von der Behörde zu prüfen und im Bescheid festzulegen, unter welche AEV(en) ein Betrieb fällt sowie welche Parameter zu überwachen sind.

Entsprechend § 33b Abs. 3 und 4 WRG 1959 enthalten die AEVEN Emissionsgrenzwerte für Konzentrationen oder spezifische Frachten, die für zu reinigendes Abwasser generell oder das Abwasser der jeweils geregelten Branche typisch sind.

Aufgrund § 4 AAEV sind im Bewilligungsverfahren die für die jeweiligen Einleitungen maßgeblichen Parameter auszuwählen und Emissionsbegrenzungen vorzuschreiben.

Nach dem System der AEVEN umfasst entsprechend der Judikatur des VwGH eine Einleitungsbewilligung alle jene Stoffe, die im Zeitpunkt der Bewilligung im gegenständlichen Abwasser typisch und unvermeidlich enthalten sind oder mit den im Zeitpunkt der Bewilligung festgesetzten Summenparametern beschrieben werden können<sup>15</sup>.

Ist ein Stoff in keiner AEV genannt bzw. begrenzt, ist davon auszugehen, dass es sich um keinen bekannten „typischen“ Abwasserinhaltsstoff handelt. Es könnte sich aber auch um einen Stoff handeln, der aufgrund anderer Regelungen

---

<sup>15</sup> VwGH 25.5.1993, 91/07/0058

z.B. aus dem Chemikalien- oder Abfallwirtschaftsrecht nicht eingesetzt werden darf (§ 33b Abs. 2 WRG 1959).<sup>16</sup>

Bei Vorliegen entsprechender Voraussetzungen können (befristete) Ausnahmen vom Stand der Technik im Bescheid zugelassen werden (§ 33b Abs. 6 und 10 WRG 1959). Reichen die Begrenzungen nach dem Stand der Technik nicht aus, um z.B. die in einer Qualitätszielverordnung (QZV) festgelegten Werte zu erreichen, sind strengere Emissionsbegrenzungen festzulegen (kombinierter Ansatz) (vgl. auch Artikel 18 IE-RL und Artikel 10 Abs. 3 WRRL sowie § 30g Abs. 2 WRG 1959).

Soweit mit Emissionsbegrenzungen nach dem Stand der Technik nicht sichergestellt werden kann, dass eine Umweltqualitätsnorm erfüllt wird, beispielsweise bei einem Stoff, der sich wie ein ubiquitärer PBT (persistent-bioaccumulating-toxic) verhält, dies jedoch auch nicht durch strengere Bedingungen – nicht einmal in Verbindung mit strengeren Bedingungen für andere den Wasserkörper beeinträchtigende Einleitungen, Emissionen und Verluste – erreicht werden könnte, können diese strengeren Bedingungen nicht als für die Erfüllung dieser Umweltqualitätsnorm erforderlich angesehen werden.<sup>17</sup>

Abwassereinleitungen, für die kein Stand der Technik mit Verordnung festgelegt wurde, z.B. Einleitungen in Seen unterliegen einer Einzelfallbeurteilung ebenso wie die Versickerung von Abwasser.

Für IPPC-Anlagen werden in den „BVT-Schlussfolgerungen“ die besten verfügbaren Techniken beschrieben, Informationen zur Bewertung ihrer Anwendbarkeit gegeben und die mit den besten verfügbaren Techniken assoziierten Emissionswerte sowie die dazugehörigen Überwachungsmaßnahmen, die dazugehörigen Verbrauchswerte sowie gegebenenfalls einschlägige Standortsanierungsmaßnahmen vorgegeben. Die den besten verfügbaren Techniken assoziierten Emissionswerte definieren den Bereich von Emissionswerten, die unter normalen Betriebsbedingungen unter Verwendung einer besten verfügbaren Technik oder einer Kombination von besten verfügbaren Techniken entsprechend der Beschreibung in den BVT-Schlussfolgerungen erzielt werden, ausgedrückt als Mittelwert für einen vorgegebenen Zeitraum unter spezifischen Referenzbedingungen.

---

<sup>16</sup> Oberleitner/Berger, WRG-ON 1.02 § 33b Rz 4, Stand März 2014, rdb.at

<sup>17</sup> Vgl. Erwägungsgrund 25 der Richtlinie 2013/39/EU und Rundschreiben des BMLFUW betreffend die Änderung der QZV Chemie OW und GZÜV vom 6.2.2017, BMLFUW-UW.4.1.4/0002-IV/1/2017

Aus diesen gemeinschaftsrechtlichen Vorgaben, die im Wasserbereich in den AEVEN national konkretisiert werden, resultieren teilweise unterschiedliche Anforderungen an IPPC- Anlagen (z.B. die Vorgabe von Jahresmittelwerten...)

### 3.3.1. Anpassung von Abwassereinleitungen an den Stand der Technik:

Für die Anpassung bestehender Anlagen bestehen im WRG Vorgaben für die Festlegung von Sanierungsfristen in den AEVEN und Fristerstreckungsmöglichkeiten (§ 33c). Die Anpassungsverpflichtung für Anlagen wird durch das Inkrafttreten einer Abwasseremissionsverordnung ausgelöst. Es besteht dadurch eine Verpflichtung zur Projektvorlage durch den Wasserberechtigten binnen 2 Jahren (alternativ besteht die Möglichkeit, die Anlage mit Ablauf der Sanierungsfrist stillzulegen). Sofern einmal eine Anpassungspflicht ausgelöst wurde, sind weitere Anpassungen an einen „neuen“ Stand der Technik nur bei IPPC-Anlagen und der AbfallverbrennungsV unterliegenden Anlagen erforderlich sowie falls aufgrund eines NGP eine derartige Maßnahme als erforderlich erachtet wird.

Nicht bewilligungspflichtige betriebliche Indirekteinleitungen haben entsprechend dem in den Abwasseremissionsverordnungen vorgegebenen Stand der Technik zu erfolgen. Abweichungen vom Kanalisationsunternehmen können von diesem, soweit dieses seine Bewilligung nicht überschreitet, zugelassen werden.

## 3.3 Öffentliche Interessen und Umweltqualitätsnorm

Bei der Bestimmung von Art und Maß der Wasserbenutzung dürfen die in § 105 WRG 1959 nicht abschließend aufgezählten öffentlichen Interessen nicht verletzt werden. Ebenso wie entgegenstehende bestehende Rechte führt eine Beeinträchtigung öffentlicher Interessen zur Versagung der Bewilligung, sofern diese Beeinträchtigung nicht durch Auflagen beseitigt werden kann.

Gem. §§ 30ff WRG 1959 sind alle Gewässer so zu reinzuhalten, zu schützen und zu sanieren, dass der bestehende Zustand nicht (weiter) verschlechtert (= Grundsatz des Verschlechterungsverbotes) wird und Gewässer, die sich in keinem guten Zustand befinden, stufenweise bis 2027 an den Zielzustand (guter Zustand) herangeführt werden (= Grundsatz des Verbesserungsgebotes).

Unter „Umweltqualitätsnorm“ wird definitionsgemäß die Gesamtheit von Anforderungen, die zu einem gegebenen Zeitpunkt in einer gegebenen Umwelt oder einem bestimmten Teil davon erfüllt werden müssen, verstanden (vgl. z.B. Artikel 3 Z6 IE-RL, Artikel 2 Z 35 WRRL).

Die Qualitätsziele für die einzelnen Zustandsklassen sind in der QZV Chemie Oberflächengewässer und in der QZV Ökologie Oberflächengewässer festgelegt.

Damit eine Ausnahme vom Verschlechterungs- bzw. Verbesserungsgebot (§ 104a WRG 1959) zugestanden werden kann, ist - sofern alle anderen gesetzlichen Voraussetzungen vorliegen - im Hinblick auf in einem Zielkonflikt stehende öffentliche Interessen eine Interessenabwägung (Nutzung-Umwelt) durchzuführen. Auch wenn es zu keiner Verschlechterung um eine Zustandsklasse kommt, sind unterschiedliche öffentliche Interessen gegenüberzustellen und abzuwägen (§ 105 WRG 1959).

Sind im Abwasser enthaltene Schadstoffe der QZV in AAEV und AEVn nicht genannt, ist im konkreten Fall aber eine Überschreitung der Umweltqualitätsnormen zu besorgen, dann sind für solche Stoffe, insbesondere aufgrund des Verschlechterungsverbotes § 30a WRG 1959 iVm § 5 Abs. 4 QZV Vorkehrungen vom Betreiber vorzusehen (§ 103 Abs. 1 lit. j) und entsprechend §§ 33b und/oder 105 WRG 1959 je nach technischem Wissensstand Emissionsbegrenzungen, Betriebsweisen oder andere Auflagen vorzuschreiben.

Besteht noch keine Umweltqualitätsnorm aber Wissen über die Gefährlichkeit eines Stoffes, wäre im Einzelfall aus öffentlichen Interessen (§ 105 WRG 1959) begründet mit dem Rückhaltegrundsatz (§33b WRG 1959) eine Überwachungs-vorschreibung ohne gleichzeitige Emissionsbegrenzung denkbar.

## **4 Verfahren**

Wer eine wasserrechtliche Bewilligung anstrebt, hat - um bereits eine frühzeitige Abstimmung zu ermöglichen – schon vor Befassung der Behörde sein Vorhaben unter Darlegung der Grundzüge dem wasserwirtschaftlichen Planungsorgan (WPLO) anzuzeigen (§ 55 Abs. 3 WRG 1959). Wasserrechtliche Bewilligungen sind antragsbedürftige Verwaltungsakte. Ein Antrag auf Erteilung einer wasserrechtlichen Bewilligung hat u.a. Angaben über Art, Zweck, Umfang und Dauer des Vorhabens, über das betroffene Gewässer, über die erwarteten Auswirkungen auf Gewässer sowie über die zum Schutz der Gewässer vorgesehenen Maßnahmen sowie eine Darstellung der vom Vorhaben zu erwartenden Vorteile oder der im Falle der Unterlassung zu besorgenden Nachteile zu enthalten. Darüber hinaus sind Angaben über Gegenstand und Umfang der vorgesehenen Inanspruchnahme fremder Rechte und angestrebter Zwangsrechte unter Namhaftmachung der Betroffenen sowie von einem Fachkundigen entworfene Pläne zu machen. Diese materiellen Anforderungen

gelten auch bei Mitvollziehen des WRG z.B. im Zusammenhang mit einer Betriebsanlagengenehmigung.

Bei Vorliegen eines „vollständigen“ Antrages besteht die Möglichkeit ein Vorhaben zunächst dahingehend zu prüfen, ob Auswirkungen auf öffentliche Rücksichten zu erwarten sind (§ 104 WRG 1959). Zu (einzelnen) öffentlichen Interessen (§ 105 WRG 1959), die im Hinblick auf die Bewilligungsfähigkeit eines Vorhabens zu überprüfen sind, wird unter öffentlichen Rücksichten auch der Stand der Technik (§ 12a WRG 1959) sowie die Frage des Widerspruchs eines Vorhabens mit Regionalprogrammen, Schutz- und Schongebietsbestimmungen, dem Nationalen Gewässerwirtschaftsplan (NGP), dem Hochwasserrisikomanagementplan (RMP) oder sonstigen wasserwirtschaftlichen Planungen gesehen.

Zur konkreten weiteren Erörterung öffentlicher Rücksichten sowie zur Klärung allfälliger Widersprüche mit fremden Rechten kann eine mündliche Verhandlung anberaumt und in dieser die Bewilligungsfähigkeit des Vorhabens umfassend geprüft werden.

Sofern fremde Rechte nicht entgegenstehen und öffentliche Interessen nicht beeinträchtigt werden und die Anlage oder Maßnahme dem Stand der Technik entspricht, hat die Behörde mit Bescheid Umfang und Art des Vorhabens zu bewilligen und die zu erfüllenden Auflagen (vgl. auch Artikel 14 IE-RL) vorzuschreiben. Entsprechend §§ 33b und 105 WRG 1959 sind auch Vorschreibungen zur Überwachung der Emissionsbegrenzungen zu machen.

Wenn durch ein Vorhaben fremde Rechte verletzt werden, darf eine Bewilligung bzw. Genehmigung nur erteilt werden, wenn der Inhaber des bestehenden Rechtes dem Eingriff in sein Recht zustimmt. Alle im Zuge eines wasserrechtlichen Verfahrens getroffenen Übereinkommen können auf Antrag der Beteiligten im Bescheid beurkundet werden (§ 111 Abs. 3 WRG 1959).

Die Ausführung einer nach den Bestimmungen des Wasserrechtsgesetzes oder unter Mitanzwendung dieses Bundesgesetzes bewilligungspflichtigen Wasseranlage ist unverzüglich der für die Erteilung der Bewilligung zuständigen Behörde bekanntzugeben. Unmittelbar nach Ausführung einer bewilligten Anlage hat sich die Behörde von der bescheid- und projektgemäßen Ausführung zu überzeugen (Kollaudierungsverfahren). Das Ergebnis dieser Überprüfung wird mit Bescheid festgestellt und die Beseitigung etwa wahrgenommener Mängel und Abweichungen veranlasst. Geringfügige Abweichungen, die

öffentlichen Interessen oder fremden Rechten nicht nachteilig sind oder denen der Betroffene zustimmt, können im Überprüfungsbescheid nachträglich genehmigt werden.

Von der Mitanwendung der materiell-rechtlichen wasserrechtlichen Bestimmungen sind verfahrensrechtliche Regelungen des WRG wie z.B. das Anzeigeverfahren nicht mitumfasst.

#### **4.1 Abwasserbeauftragter**

Soweit dies im Einzelfall notwendig ist, kann die Behörde gem. § 33 Abs. 3 WRG 1959 einem Wasserberechtigten im Bewilligungsbescheid oder in einem gesonderten Bescheid die Bestellung einer für die Abwasserreinigung verantwortlichen Person auftragen.

## **5 Literatur**

- Feltl Günter, Die Betriebsanlage im Gewerberecht nach dem Stand der GewerberechtsNov 1992 \*) (Teil II), Grenz-Verlag FJ 1994, 165.
- Gruber/Paliego-Barfuß, Kommentar Gewerbeordnung 1994 – GewO 1994, Manz (Stand: 1.3.2016, rdb.at).
- Nisipeanu, Peter Wasserrechtliche Anforderungen an industrielle Abwassereinleitungen, Zeitschrift für Wasserrecht, ZfW, Heft 1/2017, S 1 ff.
- Oberleitner/Berger, Kommentar WRG-ON – Wasserrechtsgesetz, Manz (Stand 01.01.2015, rdb.at).
- Stolzlechner, Die Genehmigungspflicht der Betriebsanlage, in Stolzlechner/Wendl/Bergthaler (Hrsg.), Die gewerbliche Betriebsanlage4, Manz (Stand 1.1.2016, rdb.at).

#### **Korrespondenz an:**

Autor(en) Charlotte Vogl

Institution BMLFUW, Abteilung IV/1  
Adresse 1010 Wien, Stubenring 1

Tel.: 01 71100 606660

Mail: charlotte.vogl@bmlfuw.gv.at

# **Industrielle Abwasserableitungen: Fachliche Anforderungen und Beurteilungskriterien bei Bewilligungsverfahren und Umweltinspektionen**

Vera Schöngruber

Amt der Oö. Landesregierung  
Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft  
Oberflächengewässerwirtschaft-Gewässerschutz

**Abstract:** Der Beitrag soll einen Einblick geben, welche Kriterien bei der fachlichen Beurteilung von industriellen Abwasserableitungen eine Rolle spielen und wie organisatorische und gesetzliche Vorgaben in der Praxis umgesetzt werden

**Key Words:** Indirekteinleiter, Direkteinleiter, Industrieabwasser

## **1 Einleitung**

Industrielle Abwässer enthalten die unterschiedlichsten Verunreinigungen. Alleine schon deshalb stellt die fachliche Beurteilung solcher Abwässer eine besondere Aufgabe dar. Immer komplexer werdende gesetzliche Vorgaben und sich verändernde organisatorische Rahmenbedingungen und Leitlinien bringen noch die eine oder andere zusätzliche Herausforderung mit sich.

## **2 Organisatorischer Rahmen:**

Das Amt der Oö. Landesregierung gliedert sich auf oberster Ebene in Direktionen. In der Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft werden sämtliche Themen des Umweltschutzes, seien sie nun rechtlicher oder fachlicher Art, aufbereitet. Unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit sind der Schutz und die Sicherung der Lebensgrundlagen in den Bereichen Boden, Luft und Wasser ein zentrales Anliegen in der Direktion. Die in diesem Zusammenhang angestrebten Ziele und Wirkungen sind in einem Lebens- und Fachbereichsleitbild formuliert, das nach außen dokumentiert, wofür die Direktion steht und nach innen allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der Direktion als Orientierung für ihre Arbeit dient.

Die Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft besteht aus fünf Abteilungen, von denen sich zwei, nämlich die Abteilung Grund- und Trinkwasserwirtschaft und die Abteilung Oberflächengewässerwirtschaft, mit dem Schutzgut Wasser auseinandersetzen.

Die Beurteilung von industriellen Abwasserableitungen erfolgt in der Abteilung Oberflächengewässerwirtschaft und findet sich in folgenden Wirkungszielen des Leitbildes wieder:

- Sichere und umweltgerechte Anlagen mit den Schwerpunkten:
  - Einhaltung der Umwelt- und Sicherheitsstandards bei bestehenden Anlagen
  - Errichtung und Betrieb von Neuanlagen nach dem Stand der Technik
  - Vereinfachungen, Beschleunigung und Entbürokratisierung von Verfahren abgestuft nach Bedeutung und Gefährlichkeit von Anlagen, wobei die Qualität der Ergebnisse ein wichtiges Kriterium ist
  - Schaffung einer ausgewogenen Balance zwischen behördlicher Kontrolle sowie Eigenüberwachung und Selbstverantwortung der Anlagenbetreiber.
- Umweltschonender Umgang mit Rohstoffen, Abfall und Boden mit den Schwerpunkten:
  - Abfallvermeidungsstrategien
  - Kreislaufwirtschaft
  - effiziente Ressourcennutzung
- Wasser als Lebensgrundlage mit den Schwerpunkten:
  - Schutz des Grundwassers als natürliche und erneuerbare Ressource
  - Schutz der Oberflächengewässer
  - Erhaltung von sauberen und unverbauten Gewässern
  - Erhaltung von naturnahen Lebensräumen im und am Gewässer
- Nachhaltige Trinkwasserversorgung und Abwasserentsorgung mit den Schwerpunkten:
  - Schutz der Gewässer durch Maßnahmen zur Abwasservermeidung, durch eine funktionsfähige Abwassersammlung und durch eine effiziente und zukunftsorientierte Abwasserreinigung unter Berücksichtigung von z.B. Spurenstoffen und der im Abwasser enthaltenen Ressourcen
  - Bekenntnis zur Wasserversorgung und Abwasserentsorgung als öffentliche Aufgabe

Auf Basis dieser Wirkungsziele möchte die Abteilung Oberflächengewässerwirtschaft und damit auch der Sachverständigendienst im materiellen Verfahren flächendeckend in Oberösterreich sicherstellen, dass eine geordnete Abwasserentsorgung und -reinigung nach dem Stand der Technik gegeben ist, dass maßgebliche Grenzwerte eingehalten und auch überprüft werden.

Die Gewässergüte entsprechend den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie und sonstigen gesetzlichen Vorgaben soll erhalten, gesichert und verbessert werden.

Die Abteilung Oberflächengewässerwirtschaft bekennt sich auch dazu, die Durchgängigkeit der Fließgewässer durch Errichtung von Fischaufstiegshilfen wieder herzustellen sowie Restwassermengen anzupassen und damit die Gewässerökologie zu verbessern.

Industrielle Abwässer werden in unterschiedlichen Gruppen der Abteilung Oberflächengewässerwirtschaft beurteilt, wobei im Groben folgende fachliche Einteilung getroffen werden kann:

- Wasserbautechnik: Prüfung von baulichen und hydraulischen Themen
- Chemie: Themen zur Abwassercharakteristik und Reinigungstechnologien
- Biologie: Ökologische Auswirkungen von Emissionen auf Gewässer und Einhaltung von Gütezielen

### **3 Bewilligungsverfahren**

#### **3.1 Gesetzliche Grundlagen zur Beurteilung bei Bewilligungsverfahren:**

Die gesetzliche Basis für die fachliche Beurteilung bildet in erster Linie das Wasserrechtsgesetz inklusive der zugehörigen ergänzenden Verordnungen mit

- den allgemeinen Grundsätzen hinsichtlich der Benutzung, dem Schutz und der Reinhaltung von Gewässern nach dem Wasserrechtsgesetz
- den allgemeinen Grundsätzen der Behandlung von Abwässern und Abwasserinhaltsstoffen nach der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung
- den emissionsseitigen Anforderungen an das Einleiten von Abwässern nach den branchenspezifischen Abwasseremissionsverordnungen
- den Vorgaben welche Umweltziele in Oberflächengewässern erreicht werden müssen

## 3.2 Beurteilungskriterien:

Die nachfolgende Darstellung versteht sich nicht als lückenlose Aufzählung, sondern soll die wichtigsten Grundprinzipien, die unserer fachlichen Beurteilung zu Grunde liegen, benennen.

### 3.2.1 Vorsorgeprinzip und kombinierter Ansatz:

Das Vorsorgeprinzip gibt die Verpflichtung zur Reinigung der Abwässer entsprechend dem Stand der Technik vor, um nachträgliche, aufwändige Sanierungsfälle zu vermeiden. Der Stand der Technik ist unabhängig von den Gewässereigenschaften einzuhalten.

Falls trotz Einhaltung des Standes der Technik die vorgegebenen Qualitätsziele gefährdet werden, müssen zum Schutz der Gewässer weiter gehende Anforderungen an die Reinigungsleistung gestellt werden. An heiklen Gewässern wurde der kombinierte Ansatz in Oberösterreich auch angewandt.

### 3.2.2 Stand der Technik:

An die Einleitung von Abwasser werden differenziert nach Herkunftsbereichen (Papier- und Zellstoffindustrie, chemische Betriebe, metallverarbeitende Betriebe, Lebensmittelbetriebe, ...) Anforderungen nach dem Stand der Technik gestellt, die bundesweit einheitlich in den branchenspezifischen Abwasseremissionsverordnungen festgelegt sind. Der Stand der Technik ist dabei über Grenzwerte, die eingehalten werden müssen, definiert. Mit welcher Technologie dies erreicht wird, bleibt dem Betreiber überlassen, wenngleich in den einzelnen Verordnungen Maßnahmen, die zum alleinigen oder kombinierten Einsatz in Betracht gezogen werden können, aufgelistet sind. Es müssen jedenfalls solche Anlagen errichtet und betrieben werden, die zur Einhaltung der Emissionsgrenzen geeignet sind. Der ordnungsgemäße Betrieb dieser Anlagen muss über entsprechende Wartungsaufzeichnungen dokumentiert werden, die Einhaltung der jeweiligen Emissionsgrenzwerte ist im Rahmen der Eigen- und der Fremdüberwachung regelmäßig nachzuweisen.

Mit den Abwasseremissionsverordnungen werden auch Vorgaben aus der europäischen Gemeinschaft, die BVT-Schlussfolgerungen, in nationales Recht umgesetzt.

Bei baulichen Maßnahmen (z.B. zur Berechnung von hydraulischen Erfordernissen, Rückhalte- und Ausgleichsvolumina, ...) wird der Stand der Technik über einschlägige Normen, ATV und ÖWAV Regelblätter definiert.

Im Einzelfall dürfen, wenn die Einhaltung der Grenzwerte mit zumutbarem Aufwand nicht möglich ist, weniger strenge Regelungen dann erteilt und somit

vom Stand der Technik abgewichen werden, wenn das öffentliche Interesse am Vorhaben jenes an der Gewässerreinigung überwiegt oder, was häufiger der Fall ist, wenn die Überschreitung im Hinblick auf die gegebenen wasserwirtschaftlichen Verhältnisse hingenommen werden kann.

### 3.2.3 Teilstromprinzip, Verdünnungsverbot und Minimierungsgebot:

Im Wasserrecht gilt der Grundsatz der Teilströme. Das bedeutet, dass Abwasser, das zwar aus einem Unternehmen stammt, aber Herkunftsbereichen unterschiedlicher branchenspezifischer Abwasseremissionsverordnungen zuzuordnen ist, der jeweiligen Abwasseremissionsverordnung entsprechen muss. Die Allgemeine Abwasseremissionsverordnung enthält daher auch nähere Regelungen für den Fall, dass das zu beurteilende Abwasser mehreren Branchenverordnungen zuzurechnen ist ("Mischrechnung").

Das Teilstromprinzip soll sicherstellen, dass Abwässer, deren Volumenstrom im Vergleich zum Gesamtabwasser gering ist, dennoch effektiv behandelt werden können. Eine Vermischung von Abwasserteilströmen ist dann erlaubt, wenn sich daraus Vorteile ergeben, z.B., wenn sich Abwasserteilströme gegenseitig neutralisieren oder wenn das Gesamtabwasser genauso effizient behandelt werden kann wie der einzelne Teilstrom. So kann es durchaus sinnvoll sein, wenn metallhaltige Abwässer mit organohalogenhaltigen Abwässern in einer gemeinsamen Fällungsstufe behandelt werden, eine Zumischung von gering verschmutzten Kühlwässern oder Abwässern aus einer Enthärtungsanlage wäre hingegen kontraproduktiv. Eine Vermischung von unterschiedlichen Teilströmen mit dem Ziel, die Emissionsgrenzwerte durch Verdünnung zu erreichen ist jedenfalls ausdrücklich untersagt.

Einsparung, Vermeidung und Wiederverwertung von Stoffen, die ins Abwasser gelangen können, haben gegenüber Abwasserbehandlungsmaßnahmen Vorrang, Abwasserinhaltsstoffe sind möglichst am Ort der Entstehung zurückzuhalten und müssen eventuell einer Teilstrombehandlung unterzogen werden. Nicht zuletzt ist die abgegebene Abwassermenge durch Einsatz wassersparender Maßnahmen möglichst gering zu halten. Auf Kreislaufführungen, Kaskadenspülen, CIP-Anlagen, Wiederverwendung von gering belasteten Ab- und Kühlwässern und ähnliche Technologien wird daher zwar großen Wert gelegt wird, wir sind uns aber auch der Grenzen von Kreislaufschließungen und der daraus resultierenden Probleme bei Abwasserbehandlungen und Materialbeständigkeiten durchaus bewusst.

Um die Abwasserbelastung zu minimieren und auch, um eine höhere Betriebssicherheit zu erhalten, werden in der Regel Chargenbehandlungsanlagen gegenüber Durchlaufanlagen bevorzugt.

### 3.2.4 Verschlechterungsverbot, Zielerreichungsgebot und akute Toxizität:

Verschlechterungsverbot und Zielerreichungsgebot sind auch in Genehmigungsverfahren verbindlich und nicht nur für die Aufstellung von Gewässerbewirtschaftungsplänen heranzuziehen. Eine Bewilligung für ein Vorhaben darf nicht erteilt werden, wenn es eine Verschlechterung des Zustands eines Oberflächenwasserkörpers verursachen kann, oder wenn es die Erreichung eines guten Zustands, eines guten ökologischen Potenzials oder eines guten chemischen Zustands gefährdet. Durch das EuGH Urteil im Fall "Weservertiefung" wurde klargestellt, dass eine Verschlechterung des ökologischen Zustandes eines Oberflächenwasserkörpers dann anzunehmen ist, sobald der Zustand mindestens einer Qualitätskomponente im Sinne des Anhangs V der WRRL um eine Klasse absinkt. Diese Verschlechterung muss also nicht unbedingt zu einer Verschlechterung der Zustandsklasseneinstufung des Oberflächenwasserkörpers insgesamt führen. Wenn die betreffende Qualitätskomponente bereits in der niedrigsten Klasse eingeordnet ist, dann stellt jede Verschlechterung dieser Komponente eine Zustandsverschlechterung dar. Da eine Verschlechterung also nicht zu einer Herabstufung des Oberflächenwasserkörpers insgesamt führen muss, ist die bisher gehandhabte Stufentheorie, wonach eine Verschlechterung die gesamte Zustandsklasseneinstufung betrifft, nicht mehr aufrecht zu erhalten.

Bei der Betrachtung der Gewässereigenschaften gilt als wesentlicher Faktor, dass, je natürlicher ein Gewässer ausgebildet ist, aufgrund der höheren Selbstreinigungskraft eine größere Belastbarkeit gegeben ist. Daher werden z.B. Staustufen anders betrachtet als natürlich fließende Gewässer.

Neben den vorgegebenen Gewässerqualitäten werden auch die punktuellen Auswirkungen von Schadstoffemissionen betrachtet und anhand der im Einzelfall relevanten Kriterien und Prognosen individuell beurteilt. Dabei wird ein „worst case Szenario“ auf Basis der möglichen Spitzenbelastungen bei niedrigen Wasserführungen beurteilt.

### 3.2.5 Indirekteinleitungen:

Bei einer Indirekteinleitung erfolgt im Bereich des Betriebs keine vollständige Reinigung des Abwassers, sondern lediglich eine innerbetriebliche Vorreinigung. Das vorbehandelte Abwasser wird dann in eine öffentliche Kanalisation geleitet und zusammen mit dem häuslichem Abwasser in einer kommunalen Kläranlage abschließend gereinigt. Welche Indirekteinleitung einer wasserrechtlichen Bewilligung bedarf, ist in der Indirekteinleiterverordnung geregelt, die in Anlage A jene Betriebe auflistet, für die aufgrund der Gefährlichkeit der Abwasserinhaltsstoffe keine Geringfügigkeitsschwelle gilt und

in Anlage B für Schadstoffparameter den Bezug zur öffentlichen Kläranlage über Mengenschwellen herstellt. Die Berechnung der Mengenschwellen wird nur für die maßgeblichen Abwasserinhaltsstoffe durchgeführt, wobei zur Berechnung immer der verordnete Wert und nicht einzelne Messwerte herangezogen werden.

Indirekteinleitungen müssen zumindest folgende Kriterien erfüllen

- Die Anforderungen der jeweiligen Abwasseremissionsverordnung, die den Stand Technik repräsentiert, müssen eingehalten werden
- Die Indirekteinleitung darf die öffentliche Kanalisation und die nachfolgende öffentliche Kläranlage nicht beeinträchtigen
- Die Indirekteinleitung darf die Erfüllung der Anforderungen an die nachgeschaltete Direkteinleitung nicht gefährden

### 3.2.6 Kanalisationsanlagen:

Kanalstränge, Schächte, Rohre und Verbindungsstücke müssen wasserdicht, beständig gegen chemische und mechanische Beanspruchung sein, Erddruck und Verkehrslast aushalten und frostsicher verlegt werden. Zur Verhinderung von Ablagerungen ist ein ausreichendes Gefälle sicher zu stellen und zur drucklosen Ableitung muss ein ausreichender Querschnitt gegeben sein.

## 3.3 Wie wird nun im Einzelverfahren vorgegangen?

Im jeweiligen Verfahren sollen die gesetzlichen Grundlagen, die organisatorischen Wirkungsziele und die allgemeinen Beurteilungskriterien für die individuelle Anlage, die in einem Projekt beschrieben ist, in Form von Befund und Gutachten verbindlich gemacht werden.

Typische Beispiele für die Beurteilung in den einzelnen Fachbereichen sind:

Wasserbautechnik: bauliche und hydraulische Beurteilung

- Auslegedaten, Bemessungsgrundlagen, Durchsatzleistungen und Volumina, um die Einhaltung von Grenzwerten zu gewährleisten
- Einhaltung des baulichen Standes der Technik nach den einschlägigen Baunormen, ATV und ÖWAV Regelblättern
- Hydraulisches Aufnahmevermögen von Kanalisationen und Gewässern
- Verlauf, Dichtheit und Beständigkeit von Kanalisationsanlagen
- Auslegedaten, hydraulisches Aufnahmevermögen und Abbauleistung der kommunalen Kläranlage in Bezug auf die Abwasserableitung

## Chemie: Emissionsbeurteilung

- Wiederverwertungsmöglichkeiten von Stoffen, die ins Abwasser gelangen können
- Einsatz von wassersparenden Maßnahmen
- Abwassercharakteristik, Maßgeblichkeit und Emission von Schadstoffen auf Grundlage der Beschreibung der abwasserrelevanten Produktionsschritte
- Einhaltung des Standes der Technik auf Basis der Emissionsgrenzwerte und der ausgewählten Reinigungstechnologien
- Probenahme- Überprüfungs- und Überwachungsmodalitäten
- Plausibilität des Konsensantrages
- Auswirkungen der Emission auf die öffentliche Kläranlage und/oder den chemischen Zustand des Gewässers

## Biologie: Immissionsbeurteilung

- Ökologische Auswirkungen der Emission unter Beachtung der Immissionssituation
- Toxische Auswirkungen der Emission auf den Lebensraum Wasser

Der Sachverständigendienst der Abteilung Oberflächengewässerswirtschaft ist sehr eng mit anderen fachlichen Aufgabengebieten in der Abteilung vernetzt. Über eigens nominierte Sachverständigenkoordinatoren wird darauf geachtet, dass ein übergreifender Informations- und Wissenstransfer zwischen den Abteilungen, die sich mit Wasserthemen beschäftigen, zwischen zentralen und dezentralen Dienststellen und innerhalb der einzelnen Gruppen stattfindet und Maßnahmen zur Qualitätssicherung von fachlichen Standards gesetzt werden. Durch die Entwicklung und Evaluierung von Checklisten werden fachliche Doppelgleisigkeiten in den unterschiedlichen organisatorischen Einheiten unterbunden und Verfahrensabläufe optimiert. Im Einzelverfahren kann daher auf zahlreiche Informationen und Daten zurückgegriffen werden kann, wie zum Beispiel:

- Daten aus der amtlichen Fremdüberwachung, die unangekündigte Betriebsüberprüfungen in regelmäßigen Abständen durchführt
- Ergebnisse von übermittelten Eigen- und Fremdüberwachungsberichten
- Ergebnisse der amtlichen Immissionsmessungen
- Ergebnisse aus Sonderprogrammen und Bund-Länderkooperationen

### **3.4 Das Einreichprojekt:**

Die wichtigste Grundlage für die Beurteilung ist das Einreichprojekt. Ein gut ausgearbeitetes Projekt, ermöglicht die Beurteilung der unterschiedlichen Fragestellungen und ist ein nicht zu unterschätzender Faktor zur Verfahrensbeschleunigung. Ich möchte jetzt nicht die formal erforderlichen Projektunterlagen vollständig auflisten - § 103 WRG und WKO-Listen bieten hier einen guten Überblick - sondern nur auf die wesentlichsten fachlichen Aspekte eingehen.

#### **3.4.1 Beschreibung der abwasserrelevanten Produktionsabläufe, Darstellung der Abwasseranfallstellen und der innerbetrieblichen Wasserwirtschaft**

Um die Abwassercharakteristik und die Maßgeblichkeit von Abwasserinhaltsstoffen beurteilen zu können, ist eine Produktionsbeschreibung mit Angabe der abwasserrelevanten Einsatzchemikalien erforderlich. Die chemischen Hauptkomponenten der Einsatzstoffe können in der Regel aus den Sicherheitsdatenblättern abgelesen werden, unter Umständen sind Herstellerangaben, dass gewisse Schadstoffgruppen ausgeschlossen werden können, hilfreich. Wenn Verarbeitungsschritte vorhanden sind, bei denen Werkstoffbestandteile in Lösung gehen können, sind auch hier die Hauptkomponenten der verarbeiteten Werkstücke anzugeben, um Leitparameter bestimmen zu können. Bei Direkteinleitungen ist auf Basis der Einsatzchemikalien abzuschätzen, welche Stoffe der Qualitätszielverordnungen in relevanten Mengen emittiert werden, wobei sich eine Darstellung in Form einer Excel-Liste anbieten würde.

Die Beschreibung der abwasserrelevanten Produktionsabläufe soll grundlegende Produktionskennzahlen (z.B. Produktionskapazitäten, Schlachtzahlen, Warendurchsatz, Behandlungsbäder, Spültechniken,...), die einzelnen Abwasseranfallstellen, Wiederverwendungsmöglichkeiten und die Entsorgung von flüssigen und festen Abfällen darstellen, um eine Plausibilitätsprüfung von umgesetzten wassersparenden Maßnahmen, eine Zuordnung der Teilströme zu den einzelnen Abwasseremissionsverordnungen, beantragten Abwassermengen und -frachten zu ermöglichen. Einzelne Verfahrensschemata sorgen für eine bessere Übersicht und stellen Zusammenhänge anschaulich dar.

#### **3.4.2 Beschreibung der Kanalisationsanlagen, Untergrundabdichtungen und Auffangvorrichtungen**

Die Lagerung und Leitung von wassergefährdenden Stoffen hat grundsätzlich so zu erfolgen, dass eine Verunreinigung von Gewässern oder eine sonstige

nachteilige Veränderung ihrer Eigenschaften nicht zu erwarten ist. Dies bedeutet, dass aus dem Projekt die vorgesehenen Maßnahmen zur Untergrundabdichtung hervorgehen müssen.

Die Darstellung des Abwasserverlaufs beginnend von der Abwasseranfallstelle bis zur Anschlussstelle wird gefordert, um Teilstromführungen und einzelne Aufbereitungsschritte erkennen zu können. Pläne der Rohrleitungen und Kanäle mit Angaben über Gefälle, Durchmesser und Werkstoff ermöglichen die Beurteilung der hydraulischen Verhältnisse, der Beständigkeit und allfälliger Ablagerungstendenzen.

### 3.4.3 Beschreibung der vorgesehenen Vorreinigungs- und Rückhaltmaßnahmen

Die Wirkungsweise der Abwasserreinigungsanlage muss chemisch und verfahrenstechnisch nachvollziehbar sein. In diesem Zusammenhang sind Auslegedaten, Bemessungsgrundlagen, Durchsatzleistungen und Volumina gegebenenfalls mit Herstellergarantien oder Vergleichsuntersuchungen, so aufzubereiten, dass erkennbar ist, dass die Einhaltung der Emissionsgrenzwerte mit den projektierten Anlagen gewährleistet werden kann. Dies kann beispielsweise durch Typenblätter, Betriebs- und Wartungsvorschriften, Bemessungsangaben, Behältervolumina, Aufenthaltszeiten,.....belegt werden.

Vorgesehene Mess- und Probenahmeverrichtungen mit Störfallsicherungen, die verhindern, dass unbehandeltes Abwasser zur Ableitung oder zur Versickerung gelangen kann, sind zur Dokumentation der Betriebssicherheit erforderlich und daher zu beschreiben.

### 3.4.4 Konsensantrag

Da die Erteilung einer wasserrechtlichen Bewilligung ein antragsbedürftiger Verwaltungsakt ist und die Behörde nicht mehr oder anderes bewilligen darf, als der Antrag beinhaltet, muss - abgestimmt auf den Bedarf, der die tatsächlichen wasserwirtschaftlichen Verhältnisse widerspiegelt - im Projekt ein Konsensantrag hinsichtlich der Abwassermenge und den maßgeblichen Abwasserinhaltsstoffen enthalten sein. Da Auswirkungen einerseits aufgrund von Spitzenbelastungen auftreten können, dies betrifft akute Toxizitäten oder das Hervorrufen von Betriebsstörungen an einer kommunalen Kläranlage, andererseits aber auch als auch langfristige Folgen erkennbar sind, zum Beispiel Auswirkungen auf den Klärschlamm oder auf Eutrophierungsvorgänge im Gewässer, ist der Konsensantrag sowohl auf Spitzenwerte als auch auf Durchschnittswerte abzustimmen.

### 3.4.5 Beschreibung der empfangenden Kanalisation, Kläranlage oder des Gewässers

Um die Aufnahmekapazität der öffentlichen Kanalisation und der öffentlichen Kläranlage zu dokumentieren ist im Projekt plausibel darzustellen, dass die beantragte Abwassermenge und die Schmutzfracht im öffentlichen System noch Platz hat. Maßgeblich dafür sind die hydraulische Auslegung der öffentlichen Kanalisation und der Zulaufkonsens der kommunalen Kläranlage. Bei einer hohen Auslastung der kommunalen Anlage kann unter Umständen eine Überrechnung der Auslegedaten der kommunalen Anlage benötigt werden. Wenn korrosive Stoffe zur Ableitung gelangen, ist es zusätzlich erforderlich, Abgaben über Mengenverhältnisse und Beständigkeit der öffentlichen Kanalisation zu machen. Betroffene Schachtbauwerke dürfen in diesem Zusammenhang nicht vergessen werden.

Zur Beurteilung der Immissionssituation sind charakteristische Wasserführungsdaten anzugeben. Für größere Flüsse sind Pegel- und hydrologische Daten verfügbar, bei kleineren Gewässern müssen unter Umständen zusätzliche Erhebungen in Auftrag gegeben werden. Die Auswirkungen von maßgeblichen Emissionen sind mit Aufstockungsberechnungen zu quantifizieren.

Für große Flüsse liegen in der Regel Ist-Zustandserhebungen zum ökologischen Zustand vor. Bei einem begründeten Verdacht, dass sich gegenüber diesen in der Zwischenzeit etwas geändert hat, werden vom Konsenswerber eigene Untersuchungen eingefordert. Wenn in einem Gewässer bereits heikle Temperaturverhältnisse gegeben sind, können bei nennenswerten Kühlwasserableitungen auch Wärmelastpläne verlangt werden.

## **3.5 Das Bewilligungsverfahren aus fachlicher Perspektive:**

### 3.5.1 Vorbegutachtung:

Das Ansuchen zur Vorbegutachtung wird von der jeweiligen Behörde an die in Betracht kommenden Amtssachverständigen weitergeleitet. Ziel ist es, im Einzelfall zu beurteilen, ob die Projektangaben für eine fachliche Begutachtung ausreichen. Bereits in diesem Stadium können Projektängel aufgezeigt und Verbesserungsaufträge erteilt werden. In der Vergangenheit hat es sich vor allem bei größeren Projekten bewährt, bereits im Vorfeld mit dem Sachverständigendienst Kontakt aufzunehmen, die Grundzüge des Vorhabens zu besprechen und erforderliche Projektunterlagen abzustimmen. Auch im Vorprüfungsverfahren kann in der Regel der direkte Kontakt zum Sachverständigendienst zur Präzisierung von Projektergänzungen genutzt werden.

### 3.5.2 Begutachtung:

In der Begutachtung werden in einem Befund die wesentlichen Beurteilungsgrundlagen dargestellt und in einem Gutachten Aussagen zu den oben angeführten fachliche Beurteilungsgrundlagen gemacht. Dies betrifft vor allem Aussagen zum Stand der Technik, zu den Auswirkungen auf öffentliche Anlagen und Gewässer, dazu, ob immissionsseitige Vorgaben strengere Werte erfordern oder ob die Voraussetzungen für eine Abweichung vom Stand der Technik erfüllt sind

Im allgemeinen Teil des Gutachtens werden bei Bedarf auch einzelne Auflagenpunkte näher begründet.

Wesentliche Bestandteile der Begutachtung sind:

- Festlegung der Abwassermenge:
  - Plausibilitätsprüfung des Konsensantrages
  - bedarfsorientiert unter Berücksichtigung von wassersparenden Maßnahmen

Meist wird der Abfluss in l/s und m<sup>3</sup>/d begrenzt. In Einzelfällen werden aufgrund besonderer Vorgaben, die in einer Abwasseremissionsverordnung oder in der hydraulischen Auslastung der öffentlichen Kanalisation oder Kläranlage begründet sein können, auch Durchschnittswerte vorgeschrieben.

- Festlegung der Grenzwerte für maßgebliche Abwasserinhaltsstoffe:
  - Plausibilitätsprüfung des Konsensantrages unter Berücksichtigung der deklarierten Einsatzchemikalien, von chemischen Reaktionen, von Erfahrungswerten zur gewählten Reinigungstechnologie
  - Beachtung der Vorgaben der Abwasseremissionsverordnungen
  - Beachtung der Vorgaben aus der Qualitätszielverordnungen
  - Beachtung der Teilstromregelung

Die Begrenzung erfolgt in der Regel als Konzentrationswert. Wenn es die Mischungsrechnung, immissionsseitige Qualitätsziele oder andere fachliche Überlegungen erfordern, werden zusätzlich Tages- Wochen- Monats oder Jahresfrachten festgelegt.

- Definition von Mess- und Probenahmemöglichkeiten
  - Beachtung der Vorgaben aus den Abwasseremissionsverordnungen
  - Beachtung des kombinierten Ansatzes
  - Berücksichtigung der Produktionsbeschreibung
  - Informationen aus der Emissionsüberwachung
  - persönliche Erfahrungswerte aus Überprüfungen

Grundsätzlich werden registrierende Mengen-, Temperatur- und pH-Messungen mit Verriegelungsmechanismen und eine mengenproportionale Probenahme als Standard angesehen. Automatische Probenahmegeräte mit einer Rückstellverpflichtung der Proben werden aufgrund der Größenordnung der Abwasserableitung oder der Gefährlichkeit der Abwasserinhaltsstoffe individuell vorgeschrieben. In Einzelfällen kann die Rückstellung auch als Stichprobe aus einer Chargenbehandlungsanlage akzeptiert werden.

Alternative Methoden werden dann anerkannt, wenn sie ein vergleichbares Ergebnis (z.B. aufgrund des Mengenausgleiches) liefern.

- Festlegung der Überwachungsmodalitäten

Die Einhaltung der Grenzwerte ist im Rahmen der Eigen- und Fremdüberwachung zu dokumentieren. Die Häufigkeit der Untersuchungen wird in Abhängigkeit von den Abwasserinhaltsstoffen, der Kontinuität der Abwasserableitung und der Abwassermenge individuell festgelegt. Die Eigenüberwachung ist an Leitparameter, die sich aus den Produktionsbeschreibungen ergeben, gekoppelt. Die Fremdüberwachung, in der die Einhaltung sämtlicher festgelegten Grenzwerte über Abwasseranalysen nachzuweisen ist, wird in ein- bis zweijährigen Abständen vorgeschrieben, wobei die Häufigkeit durchaus in Abhängigkeit von der Intensität der Eigenüberwachung variieren kann. Der Fremdüberwachungsbericht ist unaufgefordert an die Emissionsüberwachung der Abteilung Oberflächengewässerswirtschaft zu übermitteln und hat in der Regel auch eine Auswertung der Eigenüberwachungsdaten und eine Aussage über die Qualität der Eigenüberwachung, die meist über einen Messwertvergleich ermittelt wird, zu enthalten.

- Erforderliche Maßnahmen zur Dokumentation der Dichtheit von Kanälen

Erdverlegte Kanäle sind in 5-7 jährigen Abständen auf ihre Dichtheit überprüfen zu lassen. Im Verfahren wird auch festgelegt, auf welche Weise die Prüfung durchzuführen ist.

- Vorschreibung von Betriebs- und Wartungsaufgaben

Der Anlagenbetreiber wird dabei verpflichtet, regelmäßig eine ordnungsgemäße Wartung der Abwasseranlagen durchzuführen und dies über eine Betriebsbuchführung zu dokumentieren. Damit soll auch sichergestellt werden, dass registrierende Messeinrichtungen regelmäßig kontrolliert und wenn nötig, kalibriert werden.

- Definition, welche Normen verbindlich anzuwenden sind

In einzelnen Auflagepunkten wird bestimmt, welche Normen bei der Realisierung des Vorhabens anzuwenden sind.

- Befristungen

Bei industriellen Abwasserableitungen wird die Bewilligung im Hinblick auf die sich im steten Wandel befindlichen gesetzlichen Anforderungen an den Gewässerschutz und die wasserwirtschaftlich relevanten Rahmenbedingungen üblicherweise auf 15 Jahre befristet. Eine geringere Dauer wird nur im begründeten Einzelfall, wenn beispielsweise Sanierungskonzepte oder Qualitätskriterien im Gewässer gegen eine längere Befristung sprechen, in Erwägung gezogen.

## 4 Umweltinspektionen

### 4.1 Gesetzliche Grundlagen zur Durchführung von Umweltinspektionen:

Art. 23 der Richtlinie 2010/75/EU über Industrieemissionen verlangt, ein System für Umweltinspektionen von „IPPC-Anlagen“ einzuführen. Dazu wurde ein Umweltinspektionsprogramm erstellt, in dem alle IPPC Anlagen Oberösterreichs erfasst wurden. Das Umweltinspektionsprogramm wird regelmäßig überprüft, angepasst und im Internet veröffentlicht.

Auf der Grundlage des Inspektionsplans werden regelmäßig Programme für routinemäßige Umweltinspektionen erstellt. In denen ist die Häufigkeit der Vor-Ort Besichtigungen angegeben, welche auf Basis einer systematischen Risikoanalyse ermittelt wurde

Die Vorgaben der Richtlinie sind in die österreichischen Bundesrechtsmaterien, insbesondere in das Abfallwirtschaftsgesetz (AWG) und in die Gewerbeordnung (GewO), implementiert worden.

### 4.2 Organisatorische Rahmenbedingungen:

Im Rahmen der Gewässeraufsicht werden in Oberösterreich schon seit langem unangekündigte amtliche Überprüfungen bei bewilligungspflichtigen industriellen Abwasseremittenten durchgeführt. Bei diesen Überprüfungen werden jene Bescheidaufgaben, die auf die Sorgfalts- und Dokumentationspflichten des Betreibers abzielen, kontrolliert und Abwasseruntersuchungen im amtseigenen Labor durchgeführt. Üblicherweise finden solche Überprüfungen einmal jährlich statt.

Die Überprüfungsergebnisse werden in Überwachungsberichte zusammengefasst und mit allfälligen Mängelbehebungsaufträgen an die Behörden übermittelt.

Parallel dazu werden jene Fremdüberwachungsberichte, die den Betreibern im Bewilligungsbescheid aufgetragen wurden, regelmäßig an die Abteilung Oberflächengewässerrwirtschaft übermittelt und dort bewertet. Diese Fremdüberwachungsberichte enthalten meist auch eine Auswertung der Eigenüberwachungsdaten, die im jeweiligen Beobachtungszeitrum durchgeführt wurden.

Die neu eingeführten Umweltinspektionen unterscheiden sich, was die Abwasserentsorgung von Industriebetrieben anbelangt, nicht wesentlich von den Aufgaben, die im Rahmen der Gewässeraufsicht bisher bereits wahrgenommen wurden.

#### **4.3 Die Umweltinspektion aus fachlicher Perspektive:**

Von der jeweiligen Behörde wird entschieden, welche Sachverständige an der Umweltinspektion teilnehmen. Industrielle Abwasserableitungen werden üblicherweise von den chemischen Sachverständigen der Oberflächengewässerrwirtschaft beurteilt.

Im Rahmen der Umweltinspektion sind dabei folgende Punkte zu überprüfen:

- die Einhaltung umweltrelevanter Auflagen
- die Einhaltung allgemein geltender Rechtsvorschriften (z.B. Sorgfaltspflichten nach WRG) bezogen auf umweltrelevante Sachverhalte.
- der bescheidkonforme Zustand der Anlage bezogen auf umweltrelevante Sachverhalte.

Im Vorfeld werden für bewilligungspflichtige Abwässer sämtliche zur Verfügung stehende Prüfberichte aus der Gewässeraufsicht herangezogen und als Grundlage verwendet.

Bei der Vor-Ort Überprüfung wird dann kontrolliert, ob alle bewilligungspflichtigen Teilströme von den zur Verfügung gestellten Bescheiden umfasst sind, und ob die Bescheidauflagen den aktuellen gesetzlichen Vorgaben entsprechen.

Nicht bewilligungspflichtige Teilströme werden dahingehend kontrolliert, ob die erforderlichen Indirekteinleitervereinbarungen abgeschlossen wurden und ob die dort enthaltenen Grenzwerte den jeweiligen Abwasseremissionsverordnungen

entsprechen. Nicht geprüft wird, ob der Betreiber seinen Verpflichtungen dem Kläranlagenbetreiber gegenüber nachkommt.

Die Ergebnisse der Vor-Ort-Überprüfung werden in einer Niederschrift und in einem Umweltinspektionsbericht zusammengefasst. Allfällige Mängel – seien es jetzt solche, die bereits in den Überwachungsberichten der Gewässeraufsicht aufgezeigt und noch nicht behoben wurden oder solche, die bei der Vor-Ort-Überprüfung neu festgestellt wurden – werden beschrieben und eingestuft. Vorgefundene Mängel müssen mit einer Umweltauswirkung verbunden sein, um die Stufe „erheblich“ zu erreichen. Trotzdem besteht ein gewisser Spielraum bei der Einstufung, der im Einzelfall fachlich begründet werden muss. Dabei spielen auch die Häufigkeit von Grenzwertüberschreitungen und die Wahrnehmung von Sorgfaltspflichten eine Rolle.

Wenn nötig, werden auch konkrete Maßnahmen aufgetragen, um festgestellte Mängel zu beheben. Welche das sein können, hängt vom Einzelfall ab und kann nicht pauschal beschrieben werden.

## 5 Literatur

Amt der Oö. Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft:  
LEBENSBEREICHSLEITBILD Umwelt & Wasser.

Amt der Oö. Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft: Broschüre  
UMWELT und WASSER schützen-nützen-leben.

WRG 1959 i.d.g.F. mit den zugehörigen Verordnungen.

Richtlinie 2010/75/EU.

### **Korrespondenz an:**

DI. Dr. Vera Schöngruber

Amt der Oö. Landesregierung  
Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft  
Oberflächengewässerwirtschaft-Gewässerschutz  
4021 Linz • Kärntnerstraße 12

Tel.: +43 732 77 20-13464

Mail: [vera.schoengruber@ooe.gv.at](mailto:vera.schoengruber@ooe.gv.at)

# Indirekteinleitersituation in Vorarlberg

Klaus König

Amt der Vorarlberger Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft

**Abstract:** Die Überprüfung von Indirekteinleitern (IE) findet in Vorarlberg seit Mitte der 1980iger statt. Beginnend mit der Schwermetallproblematik stehen nun eher organische Parameter und Mikroschadstoffe im Focus der IE-Überwachung. Rund 700 IE werden von den Kanalisationsunternehmen (KU) auf Basis der Indirekteinleiter Verordnung 1998 überwacht und bilanziert. Rund 55 davon sind wasserrechtlich bewilligungspflichtig und werden regelmäßig behördlich überwacht. Eine dezentral organisierte Gewässeraufsicht mit ausreichend technischer und analytischer Kapazität ermöglicht in Vorarlberg auch mit vergleichsweise geringen Personalkapazitäten eine effiziente Überwachung.

**Key Words:** Indirekteinleiter-Überwachung, Umweltinspektion, Vorarlberg, Vollzug.

## 1 Einleitung:

Seit Mitte der 1980-iger werden in Vorarlberg Indirekteinleiter (IE) systematisch überprüft. Motivation und Ursache war das Klärschlammgesetz 1985 das, der Problemlage damals entsprechend, die Begrenzung von Schwermetallgehalten zum Ziel hatte. Klärschlamm war nämlich ab den 1960-igern, seit es nennenswerte Kläranlagen in Vorarlberg gab, landwirtschaftlich verwertet worden. Bedingt durch die Verwendung verbleiteter Kraftstoffe im KFZ-Verkehr, schwermetallhaltiger (im Wesentlichen Zink, Kupfer, Chrom, Nickel) Produkte- und Hilfsmittel in der Textil- und Metallveredlung aber auch durch spezifische Emissionen aus der Lebensmittelerzeugung (z.B. Kupfer aus Käseereien) ergaben sich in Klärschlämmen bis Ende der 1980iger vergleichsweise hohe Schwermetallgehalte. Die flächigen Bleiemissionen des KFZ-Verkehrs wurden im Verlauf der 1980-iger durch die Reduktion und das Verbot bleihaltiger Treibstoffzusätze rasch unterbunden. Das Schwermetallproblem aus Punktquellen (im Wesentlichen Produktionsbetriebe) konnte durch Maßnahmen an der Quelle z.B. durch die Reduktion der Schwermetallgehalte in Textilfarbstoffen und verbesserte Abwasservorbehandlungen in der Oberflächentechnik bis Anfang der 1990-iger gelöst werden. Auch für die, ab Ende der 1980-iger stärker in den Fokus tretenden

den organischen Schadstoffe (im Wesentlichen chlororganische Verbindungen, teils auch Kohlenwasserstoffverbindungen wie PAK), konnten nunmehr durch chemikalienrechtliche Verwendungseinschränkungen und Verbote aber auch strengere Emissionsvorgaben bei der Abfallverbrennung (Dioxinproblematik) relativ rasch emissionsmindernde Lösungen gefunden werden. Durch die Indirekteinleiterverordnung 1998 ist die IE-Überwachung und -Bilanzierung praktisch rechtlich systematisiert worden. Unter anderem bedingt durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie 2000 mit dem kombinierten Ansatz (Emission/ Immission), aber auch durch die laufenden Verfeinerungen der Analytik, sind ab ca. 2005 vermehrt die sogenannten Mikroschadstoffe in den Blickpunkt des fachlichen und öffentlichen Interesses gerückt. Die entsprechenden Herausforderungen werden die Produktions-/ Abfall- und Wasserwirtschaft sicher noch länger beschäftigen, da wirksame emissionsmindernde Maßnahmen, infolge zunehmend strengerer Umwelt- Qualitätsnormen, nicht nur die Güterproduktion, die Abfallwirtschaft und das Verkehrswesen, sondern auch den Konsumentenalltag verändern werden (müssen). Als Beispiele seien die (emissionsarme) individuelle (E-) Mobilität oder der Medikamentenkonsum genannt.

## 2 Situation in Vorarlberg:

Aus den Datenbanken nach den Vorgaben der IE-Verordnung werden von den rund 30 Kanalisationsunternehmen (KU, ARAs von Gemeinden/ Abwasserverbänden) und der Abteilung Wasserwirtschaft sowie, in geringerem Ausmaß, auch der Abteilung Abfallwirtschaft, aktuell folgende Indirekteinleiter erfasst, überwacht und bewertet:

<b>Gesamtzahl durch die KU erfasst</b>	<b>Davon bewilligungspflichtig nach WRG</b>
Rund 700	Rund 55

WRG = Wasserrechtgesetz 1959

<b>„Häufige“ Branchen</b>	<b>Herausforderungen</b>
Gastronomie	Erfassungsgrad je nach KU sehr unterschiedlich
Milchverarbeitung	Vollzug der AEV Milchwirtschaft bei Kleinbetrieben schwierig
Lebensmittelerzeugung	Großbetriebe oft frachtbestimmend für betroffene ARAs
Textilveredlung	Strukturwandel führt zu „Unter“- aber auch ARA-Überbelastungen
Metallveredlung	Organische- und Neutralsalz- Frachten, Metallproblematik geringer
Abfallverwertung	Hohe Dynamik durch Strukturwandel, Deponieemissionen

Die Zusammenarbeit zwischen den KU und den IE funktioniert auch dank der Überschaubarkeit des Landes/ der Regionen, mit wenigen Ausnahmen, gut. Bei

den nicht wasserrechtlich bewilligungspflichtigen IE konzentrierte sich die Tätigkeit der Fachabteilungen in den letzten 20 Jahren im Wesentlichen auf

- die periodische Zusammenfassung der KU- Indirekteinleiterdaten und die darauf aufbauenden, zusammenfassenden Berichte an die Behörden
- die Formulierung mit den KU und IE abgestimmter, einheitlicher Vorlagen (inkl. entsprechender Emissions- und Frachtbegrenzungen und Vorgaben für die Eigen- und Fremdüberwachung) für IE- Vereinbarungen.
- die Beratung und Mediation in Konfliktfällen (zwischen KU und IE).
- Nur in Einzelfällen mussten Verwaltungsstrafverfahren eingeleitet werden.

In Folge der guten Kenntnis von Struktur und Produktionstechnik der wasserrechtlich bewilligungspflichtigen IE durch die Sachverständigentätigkeit bei einschlägigen Genehmigungsverfahren kann von den Fachabteilungen (Wasserwirtschaft und Abfallwirtschaft) auch regelmäßig rechtzeitig auf Planungen von Neu- und Umbauten Einfluss genommen werden. Das ist zugegeben, zumindest gelegentlich eine rechtliche Gratwanderung, hat aber im Verlaufe der letzten 20 Jahre eine nennenswerte Anzahl an innovativen und wirtschaftlichen Lösungen und gleichzeitig eine effiziente Gewässeraufsicht/ Umweltinspektion ermöglicht.

Ein Glücksfall ist der Umstand, dass das Land Vorarlberg ein leistungsfähiges Labor (Abteilung Umweltanalytik am Umweltinstitut in Bregenz) betreibt. Dadurch wird die technische Gewässeraufsicht (im Wesentlichen durch die Abteilungen Abfall- und Wasserwirtschaft), speziell bei den rund 55 wasserrechtlich bewilligungspflichtigen IE, wesentlich erleichtert. Über eine dezentrale Organisation der Gewässeraufsicht/ Umweltinspektion mit einem jährlich abgesprochenen Probenahme - und „Besuchs“- Programm kann

- erstens eine relativ hohe Überwachungs- und Beratungsdichte (mindestens jährliche Vorort- Überprüfung) aufrechterhalten werden.
- Zweitens stehen den Fachabteilungen regelmäßig aktuelle, „landeseigene“ Messdaten zur Verfügung, auf deren Basis rasch agiert und reagiert werden kann.
- Zudem können Schwerpunktaktionen wie z.B. zuletzt bei kleineren Milchwirtschaftsbetrieben oder im Bereich Abfallwirtschaft, unkompliziert geplant und rasch umgesetzt werden.

Der gesamte Personalaufwand des Landes Vorarlberg für die Indirekteinleiter – Gewässeraufsicht/ Umweltinspektion liegt im Übrigen bei rund 2 bis 2,5 VZÄ (Vollzeitäquivalente).

Die zuständigen Behörden, die vier Bezirkshauptmannschaften und die Abteilung Abfallwirtschaft, führen die wasserrechtlichen IE-Genehmigungsverfahren

(für rund 55 Betriebe) durch und kümmern sich gemeinsam mit den Fachabteilungen um das Konsensmanagement. Ein behördliches Eingreifen vor Ort findet, außerhalb von Genehmigungsverfahren und angekündigten Umweltinspektionen größeren Ausmaßes, im Wesentlichen nur dann statt, wenn dies anhand der Gewässeraufsicht/ der Umweltinspektion geboten erscheint.

Strafverfahren u.a. aufgrund von Verstößen gegen Bescheidvorgaben konnten, auch durch die regelmäßige, mit wenigen Ausnahmen unangekündigte Vorort-Präsenz, auf Einzelfälle beschränkt werden. Das spart Personalressourcen, weil auch der fachlich-technische Aufwand bei Strafverfahren im Vergleich zur Prävention sehr hoch ist.

### **3 Erfahrungen im Vollzug:**

(Einigermaßen) regelmäßige Präsenz vor Ort ist durch nichts zu ersetzen. Natürlich erleichtert die moderne Kommunikations- und Messtechnik die Überwachung und Dokumentation im Rahmen der Gewässeraufsicht/ Umweltinspektion. Wenn jeweils Verantwortliche in Betrieben/ Behörden/ Kanalisationsunternehmen das Gesicht hinter der Unterschrift/ Email- Signatur des „Gegenüber“ kennen, verhindert/reduziert das viele Probleme und Missverständnisse.

Eigene (auch) analytische Kompetenz der Behörde und der Fachabteilungen der Gebietskörperschaften ist auch durch nichts zu ersetzen. Externe Prüfer, ISO- und sonstige Zertifizierungen sind gut und hilfreich sowie sparen eigenen Personaleinsatz. Ein Mindestmaß an „Durchblick“, nicht nur beim Abwasserablauf in den öffentlichen Kanal sondern auch bei der Produktionstechnik, beugt Problemen vor und erleichtert die Gewässeraufsicht/ Umweltinspektion wesentlich.

Strafverfahren „sparsam“ aber, wenn unumgänglich, „wasserdicht“ veranlassen. Vor dem Landesverwaltungsgericht „scheitern“ wegen eines Formfehlers oder einer widersprüchlichen Formulierung im Gutachten ist ärgerlich und große Zeitverschwendung. Je besser die Qualität der Fakten/ Messdaten, desto geringer ist die Chance eines findigen Anwaltes rechtlich „einzuhaken“.

„Amtsmissbrauch“ ist (leider) zunehmend ein Thema. Im Zweifelsfall (auch leider) besser eine Anzeige zu viel als eine zu wenig. Aber auch hier gilt: Je besser ein Sachverständiger die Situation vor Ort kennt, desto besser kann das Risiko eingeschätzt werden.

## 4 Beispiele:

### 1. Emissions- und Frachtbegrenzungen für einen größeren Milchwirtschaftsbetrieb/ Installation einer Neutralisations-/Mess-/Probenahmeeinrichtung:

- Am Ort der Einleitung des Abwassers in den Übergabeschacht sind entsprechend den Vorgaben der Verordnung zur Begrenzung von Abwasseremissionen aus Milchbearbeitungs- und Milchverarbeitungsbetrieben (BGBl Nr. II 11/1999) folgende Emissionsbegrenzungen einzuhalten:

Parameter:	Grenzwerte - zulässiger Bereich
pH-Wert	6,5 bis 10,5 (möglichst über 7)
Temperatur	35 °C
Absetzbare Stoffe	10 ml/l , Käsebruch ist zurückzuhalten
Gesamt- Chlor ber. als Cl <sub>2</sub>	0,4 mg/l
CSB	Richtwert: 3000 mg/l
BSB <sub>5</sub>	Richtwert: 2000 mg/l
Ges.geb.N ber. als N	Richtwert: 100 mg/l
P-ges	Richtwert: 40 mg/l (möglichst sparsamer Einsatz P- haltiger Hilfsmittel)
AOX	1,0 mg/l
Schwerflüchtige lipophile Stoffe	150 mg/l
Kupfer als Cu	0,5 mg/l

Die festgelegten Emissionswerte gelten als eingehalten, wenn bei fünf aufeinander folgenden Messungen vier Messwerte unter dem Emissionswert liegen und lediglich ein Messwert den Emissionswert um nicht mehr als 50 % überschreitet. Beim kontinuierlich erfassten Parameter Temperatur darf das 1,2 fache des Grenzwertes nicht überschritten werden. Beim Parameter pH-Wert darf der festgelegte zulässige Bereich nicht über- oder unterschritten werden.

- Am Ort der Einleitung in den Übergabeschacht werden für folgende Parameter folgende maximale Tagesfrachten vereinbart:

Parameter	Maximalwerte
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	250 kg/Tag
Schwerflüchtige lipophile Stoffe	10 kg/Tag
Phosphor- Gesamt	2 kg/ Tag
Kupfer als Cu	50 g/ Tag

- Das in den Übergabeschacht eingeleitete maximale Tagesabwasservolumen darf  $100 \text{ m}^3$ , das maximale stündlich eingeleitete Volumen  $30 \text{ m}^3$  nicht überschreiten. Das Einhalten der genannten Mengenbegrenzungen ist durch technische Maßnahmen zu gewährleisten. Stoßartige Einleitungen der Abwässer in die Kanalisationsanlage sind nicht zulässig.



Abbildung 1: Abwasser-Neutralisations-/Mess-/Probenahmeeinrichtung eines Milchverarbeitungsbetriebes, Ausführung abgestimmt mit dem SV.

Hinweis: Speziell bei kleineren Anlagen/ Betrieben sind oft Planer/ Installateure tätig, die wenig Erfahrung mit dem Einbau/ Betrieb von Abwasser- Vorbehandlungs-/ Mess - und Probenahme Einrichtungen aufweisen.

Im konkreten Fall wurde per Auflage festgelegt, dass Bau, Installation und Betrieb dieser Anlagen erst nach Vorlage, zumindest einer Detailskizze und Besprechung vor Ort, erfolgen dürfen.

2. *Planung und Installation einer neuen Abwasser- Mess- und Probenahme Einrichtung bei einem größeren Produktionsbetrieb (Abwasser- Volumen rund  $1500 \text{ m}^3/\text{Tag}$ , indirekt eingeleitet).*



Abbildung 2: Abwasser-Messeinrichtung (MID) mit Ansteuerung eines mengenproportional betriebenen Probenahmegerätes bei einem Industriebetrieb.

## 5 Literatur

Indirekteinleiterverordnung, BGBl II 1998/222 idF BGBl II 2006/523  
Klärschlammgesetz Vorarlberg, LGBl. Nr. 41/1985

**Korrespondenz an:**

Dr. Klaus König

Amt der Vorarlberger Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft- VIId  
A-6901 Bregenz, Josef-Huter-Strasse 35

Tel.: 0043 5574 511-27464

Mail: [klaus.koenig@vorarlberg.at](mailto:klaus.koenig@vorarlberg.at)

# Grundlagen der Ableitung von Emissionsanforderungen aus Immissionsvorgaben

Matthias Zessner

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien

**Abstract:** In Österreich wurde durch die Festlegung verbindlicher Immissionsziele für den chemischen und ökologischen Zustand von Oberflächengewässern die Bedeutung von Immissionsbetrachtungen im Gewässerschutz gestärkt. Im Sinne der Umsetzung des kombinierten Ansatzes ist es erforderlich, durch Immissionsüberlegen zu überprüfen, ob eine Abwasserreinigung nach dem derzeitigen Stand der Technik ausreichend ist, oder zusätzliche Maßnahmen erforderlich sind, um Gewässergüteprobleme in den Griff zu bekommen. Dies ist zum einen für Bewilligungsverfahren relevant, wo nachgewiesen werden muss, dass durch eine geplante Einleitung die Einhaltung des Zielzustandes im Gewässer nicht gefährdet ist. Dies kann zum anderen aber auch im Falle einer aktuellen Zielverfehlung in einem Gewässer relevant werden, wenn im Zuge eines Gewässerbewirtschaftungsplans kosteneffektive Maßnahmenprogramme zur Zielerreichung entwickelt werden müssen. Der vorliegende Beitrag stellt unterschiedliche Konzepte zur quantitativen Beschreibung des Zusammenhanges zwischen Emissionen und Immissionen dar und diskutiert deren Eignung und Limitierung für die Ableitung von Emissionsanforderungen aus Immissionsvorgaben.

## 1 Einleitung

Man braucht keine Wetteransager um zu wissen woher der Wind bläst. Allerdings braucht man geeignete Methoden um aus Immissionszielen für Gewässer Emissionsanforderungen für Einleiter quantitativ ableiten zu können. Während in Österreich über viele Jahrzehnte Gewässerschutzpolitik überwiegend über den Emissionsansatz (Umsetzung einer Abwasserreinigung nach dem Stand der Technik) vorangetrieben wurde und damit sehr erfolgreich war (Zessner, 2007), ist über die Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zusehends der Immissionsansatz (verbindliche Vorgaben für den Gewässerzustand) in den Focus der Betrachtung geraten. Zweifellos war der „kombinierte Ansatz“

(Kombination von Emissionsansatz und Immissionsansatz) auch in Zeiten vor Umsetzung der WRRL im österreichischen Wasserrecht verankert (Oberleitner, 2007). Mangels verbindlicher Immissionsanforderungen kam dabei jedoch der Immissionsbetrachtung eine untergeordnete Rolle zu. Inzwischen wurden mit den Qualitätszielverordnungen „Chemie Oberflächengewässer“ (BGBL 96/2006) und „Ökologie Oberflächengewässer“ (i.d.F. BGBL. II Nr. 461/2010) Anforderungen für den chemischen und ökologischen Gewässerzustand festgelegt. Dabei sind für den „chemischen Zustand“ verbindliche Grenzwerte von Stoffen einzuhalten, während die stofflichen Komponenten des „ökologischen Zustandes“ (allgemein chemisch-physikalische Parameter) als Richtwerte zu verstehen sind, die eine Erreichung des guten Zustandes bei den biologischen Komponenten (z.B. Saprobie, Trophie) ermöglichen müssen. Auch in den Nachbarländern Österreichs wurden verbindliche Qualitätsziele für Oberflächengewässer festgelegt, welche bei Ländern, die für die österreichischen Gewässer Unterlieger darstellen, auch für Österreich Relevanz haben.

Für die Ableitung von Emissionsbegrenzungen aus Immissionsvorgaben sind grundsätzlich zwei unterschiedliche Situationen zu unterscheiden. So muss in jedem Bewilligungsverfahren für eine Einleitung sichergestellt werden, dass neben den Emissionsbegrenzungen die Qualitätsziele in den Gewässern unterhalb der Einleitung eingehalten werden. Die Einhaltung von Umweltqualitätszielen (UQZ) unterhalb der geplanten Einleitung ist dabei rechnerisch (z.B. über eine Mischungsrechnung) nachzuweisen. Sollte die Einhaltung der UQZ über die Begrenzungen gemäß Stand der Technik (Emissionsverordnungen) nicht möglich sein, sind weitergehenden Maßnahmen zu setzen oder die Einleitung ist nicht zulässig. (Betrachtung von Einzeleinleitungen)

Eine Reihe von Fragestellungen können jedoch bei Betrachtung von Einzeleinleitungen im Zuge eines Bewilligungsverfahrens nicht beantwortet werden. Dazu gehört die Oberlieger-Unterlieger Problematik, die Frage zukünftiger Entwicklungen oder die Frage, welche kosteneffektiven Maßnahmen im Falle einer aktuellen Zielverfehlung gesetzt werden müssen, um die „guten Gewässerzustand“ zu erreichen. Als Grundlage zur Behandlung solcher Fragen ist es daher erforderlich, den Zusammenhang zwischen Emissionen und Immissionen auf Ebene von Einzugsgebieten zu erfassen, um effektive Strategien entwickeln zu können. (Betrachtung von Flusseinzugsgebieten)

So zeigt sich, dass eine Reihe von Gewässern in Österreich auch derzeit im Risiko stehen den „guten Zustand“ aufgrund stofflicher Belastungen zu verfehlen (BMLFUW, 2014). Einerseits sind für dieses Risiko der Zielverfehlung diffuse Belastungen verantwortlich. Andererseits können aber auch Bedingungen verantwortlich sein, bei denen trotz Reinigung nach dem Stand der Technik

aufgrund ungünstiger Verdünnungsverhältnisse oder aufgrund einer Konzentration von Einleitern die immissionsseitigen Anforderungen nicht eingehalten werden können. Für solche Situation liefern die Maßnahmenpläne im Zuge des Gewässerbewirtschaftungsplans ein Instrumentarium spezifische Anforderungen an Einleiter in einem Flusseinzugsgebiet zu definieren, die auch über den allgemeinen anzuwendenden Stand der Technik hinausgehen können. Zur Identifikation effektiver Maßnahmen und als Grundlage von Kosten-Effektivitätsüberlegungen ist dazu eine Stoffbilanzmodellierung von Ebene von Einzugsgebieten erforderlich, da nur so die Relevanz unterschiedlicher Quellen und Eintragspfade zur Gesamtbelastung eines Gewässers und damit die Wirksamkeit von Maßnahmen im Gesamtzusammenhang quantifiziert werden können.

## **2 Betrachtung von Einzeleinleitungen**

### **2.1 Allgemeines**

Die Abbildung 1 stellt schematisch den Vorgang bei der Ableitung von Emissionsbegrenzungen nach dem kombinierten Ansatz bei Einzeleinleitungen dar. Ausgehend von den Mindestanforderungen, welche nach dem Stand der Technik (Emissionsprinzip) einzuhalten sind, wird über ein Berechnungsverfahren (Modell) die zu erwartende Belastung (Konzentration) unterhalb der Einleitung errechnet und überprüft, ob das Umweltqualitätsziel unter den vorherrschenden Bedingungen eingehalten werden kann. Ist dies der Fall, ist keine weitere Emissionsbegrenzung erforderlich. Ist dies nicht der Fall, so muss in einem weiteren Schritt berechnet werden, welche Begrenzung der Emissionen erforderlich ist, um das Umweltqualitätsziel unterhalb der Einleitung einhalten zu können.

Die Mischungsrechnung stellt eine prinzipiell sehr einfache Möglichkeit dar diesen Zusammenhang zwischen Einleitungsfrachten und Konzentrationen von Stoffen im Gewässer herzustellen. Es wird das Prinzip der Erhaltung der Masse angewandt, wonach die Summe aus Gewässerfracht oberhalb der Einleitung und Einleitungsfracht die Gewässerfracht unterhalb der Einleitung ergibt (Formel 1). Aus der Umformung der Gleichung ergibt sich, dass die Konzentration unterhalb einer Einleitung aus der Fracht oberhalb der Einleitung plus der Einleitungsfracht dividiert durch die Wassermenge unterhalb der Einleitung errechnet werden kann. Für die Ableitung der zulässigen Einleitungsfracht muss das Kriterium erfüllt sein, dass die Konzentration unterhalb der Einleitung kleiner als das Qualitätsziel (Grenzwert bzw. Grenzkonzentration) sein muss (Formel 2). Dies kann genutzt

werden um entsprechend dem kombinierten Ansatz zu prüfen, ob bei einer Einleitung nach dem Stand der Technik das Qualitätsziel eingehalten werden kann und – falls dies nicht der Fall ist – eine maximal zulässige Einleitungsfracht zu berechnen, bei der das Qualitätsziel unterhalb der Einleitung eingehalten werden kann.

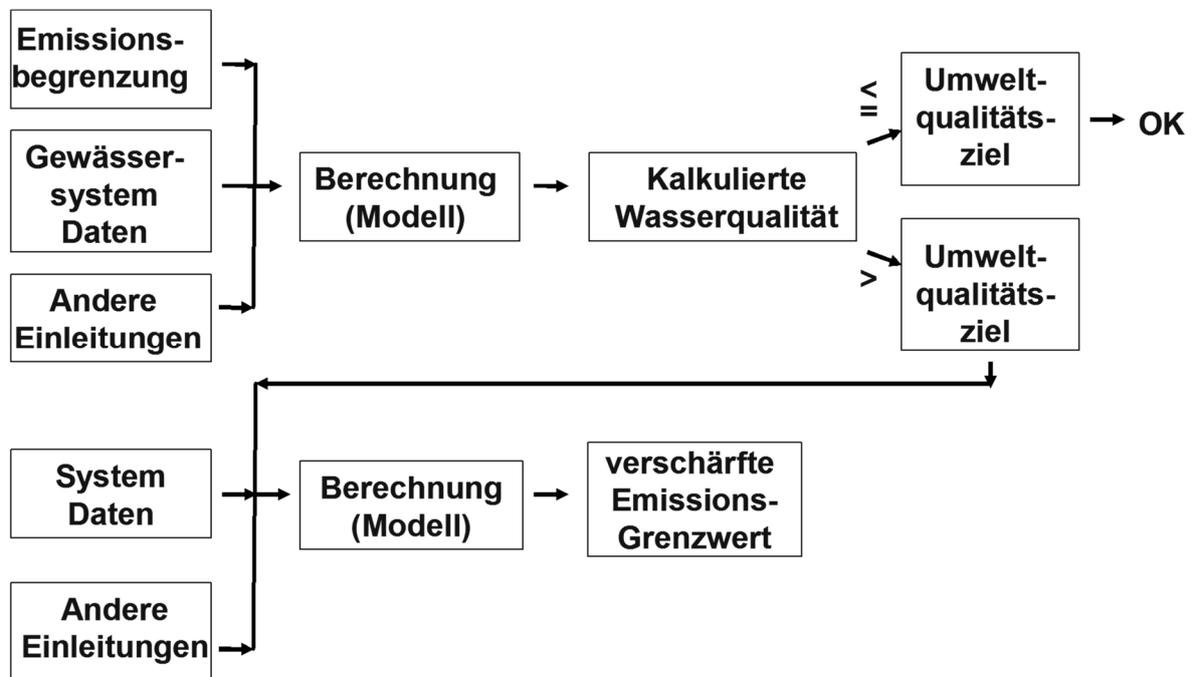


Abbildung 1: schematische Darstellung der Ableitung von Emissionsgrenzwerten nach dem kombinierten Ansatz (Gabriel, Zessner, 2006)

$$Q_{Gew} * c_{Vor} + F_{Einl} = (Q_{Gew} + Q_{Einl}) * c_{Nach} \quad (1)$$

$$c_{Qual} > c_{Nach} = \frac{F_{Einl} + Q_{Gew} * c_{Vor}}{Q_{Gew} + Q_{Einl}} \quad (2)$$

Dabei gilt:

$c_{Qual}$ ...	Qualitätsziel (Grenzwert)
$c_{Nach}$ ...	Konzentration unterhalb der Einleitung
$c_{Vor}$ ...	Vorbelastung des Gewässers
$Q_{Gew}$ ...	Wasserführung Gewässer
$F_{Einl}$ ...	Zulässige Einleitungsfracht
$Q_{Einl}$ ...	Wassermenge Einleiter

Die Problematik der Berechnung liegt darin, dass nicht von einem statischen System ausgegangen werden kann, sondern sich in der Realität alle Eingangsgrößen der Berechnung laufend verändern. Dies steht jedoch im Widerspruch zu dem Ziel, aus der Berechnung Einleitungsfrachten abzuleiten, die in einem Bewilligungsverfahren als fixe Größen festgeschrieben werden können. Zudem sind die Qualitätsziele neben einem Zahlenwert über eine statistischen Kenngröße definiert, die die Anforderungen an die Sicherheit, mit der das Qualitätsziel einzuhalten ist, angibt (z.B. Jahresmittelwert – QZV Chemie oder 90 % - Wert: das ist der Wert, der von 90 % der Messwerte unterschritten wird – QZV Ökologie).

Die Herausforderung der Berechnung liegt darin, die Eingangsgrößen so zu wählen, dass die zulässige Einleitungsfracht eines Einleiters so festgelegt werden kann, dass das Qualitätsziel unterhalb der Einleitung entsprechend seiner statistischen Definition eingehalten werden kann. Hier tritt jedoch ein klarer Interessenskonflikt zu Tage. Einerseits wären in Hinblick auf den Gewässerschutz die Eingangsgrößen in die Berechnung so zu wählen, dass die Qualitätsziele unterhalb der Einleitung mit großer Sicherheit eingehalten werden können. Andererseits liegt es im Interesse des Einleiters, ein vorhandenes Aufnahmepotential des Gewässers möglichst weitgehend auszunutzen. Schließlich geht man von einer Situation aus, bei der eine Reinigung nach dem Stand der Technik jedenfalls zu erfolgen hat. Jede weitere Verringerung der zulässigen Einleitungsfracht macht daher eine Reinigung erforderlich, die über den Stand der Technik hinausgeht und damit auch zusätzliche Kosten verursacht.

Ziel der Berechnung muss es daher sein, die Dynamik der Wirklichkeit so abzubilden, dass bei einer bestimmten statistischen Definition der Anforderungen an das Qualitätsziel, die möglichen Einleitungsfrachten möglichst genau berechnet werden können. Grundsätzlich sind dafür zwei Vorgangsweisen möglich:

- i. Es können als Eingangsparameter statistische Kenngrößen werden.
- ii. Es kann über wiederholte Berechnung mit variablen Eingangsgrößen die Variabilität der Gewässerkonzentrationen unterhalb der Einleitung abgebildet wird und aus diesen Berechnungsergebnissen Kennwerte abgeleitet werden (Monte Carlo Methode), (Zessner et al., 2009)

## **2.2 Berechnung auf Basis statistischer Kenngrößen**

Die variablen Eingangsgrößen in Formel 2 sind die Wasserführung des Gewässers, die Vorbelastung sowie die Emissionsfracht und die Einleitungsmenge des Emittenten. Da die Verdünnung der Emissionsfracht im

Gewässer durch dessen Abfluss bestimmt wird, kommt der Wahl der Wasserführung für eine Immissionsberechnung auf Basis statistischer Kenngrößen eine wesentliche Bedeutung zu.

International aber auch in Österreich wurde und wird vielfach  $Q_{95}$  als Bezugswasserführung für eine Mischungsrechnung gewählt, da hier ein hohes Ausmaß der Sicherheit gegen Grenzwertüberschreitungen gegeben ist. Wird jedoch das Einhalten von Grenzwerten im Jahresmittel verlangt, wie dies in der „Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer“ gefordert ist, bietet sich jene Wasserführung als Bezugswasserführung an, bei der bei Einleitung einer konstanten Fracht die mittlere Konzentration auftritt. Diese Wasserführung für das Jahr mit dem niedrigsten Jahresmittelwasser wird auch im Erlass des BMLFUW (2006) zur Qualitätszielverordnung als Bezugswasserführung vorgegeben und lässt sich nach

$$Q_{Bez} = \frac{365}{\sum_{i=1}^{365} \frac{1}{Q_i}} \quad (3)$$

berechnen, wobei  $Q_i$  der Tagesabfluss am Tag  $i$  des Bezugsjahres ist und die Summe über alle Tage des Bezugsjahres läuft. Die Ableitung dieser Bezugswasserführung für als Jahresmittelwerte definierte UQZ kann bei Zessner et al. (2009) nachgelesen werden. Dieser Abfluss ist jedenfalls deutlich höher als  $Q_{95}$  und schöpft damit das vorhandene Verdünnungspotential des Gewässers deutlich weiter aus.

Daher ist es wichtig darauf hinzuweisen, dass die im Erlass des BMLFUW (2006) vorgeschlagene Bezugswasserführung nur für den Fall geeignet ist, wenn die Qualitätsziele als Jahresmittelwerte einzuhalten sind. Wird zum Beispiel die Einhaltung eines Qualitätsziels als 90 %- Wert eines Jahres gefordert, wie dies für die allgemein physikalisch-chemischen Parameter in der Qualitätszielverordnung Ökologie der Fall ist (i.d.F. BGBl. II Nr. 461/2010), so ist jedenfalls eine andere Bezugswasserführung erforderlich (z.B.  $Q_{90}$  des Jahres mit der geringsten Wasserführung oder wiederum  $Q_{95}$ ).

Die Ableitung der Vorbelastung ( $c_{Vor}$ ) wird im Erlass zur Qualitätszielverordnung Chemie nicht näher diskutiert. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass für den Fall, dass Grenzwerte als Jahresmittelwerte einzuhalten sind, basierend auf vorhandenen Daten auch die Vorbelastung als Jahresmittelwert in der Berechnung angesetzt werden kann. Weiters wird in dem Erlass von einer Ableitung der maximalen zulässigen Jahresfrachten ausgegangen. Auf mögliche Schwankungen in der Fracht über das Jahr und wie damit umzugehen ist, wird nicht näher eingegangen. Soll in kritischen Fällen die Überlagerung der Variabilität dieser

Parameter in der Berechnung mit einbezogen werden, stößt damit eine Berechnung auf Basis von statistischen Kennwerten an ihre Grenzen und es müssen erweiterte Berechnungsansätze z.B. auf Basis eines Monte Carlo Ansatzes gewählt werden.

### 2.3 Berechnungen basierend auf einem Monte Carlo Ansatz

Bei der Berechnung von zu erwartenden Konzentrationen in Fließgewässern unterhalb der Einleitung von Punktquellen mit Hilfe der „Monte Carlo Methode“ werden wiederholte Berechnungen mit unterschiedlichen Ausgangsgrößen durchgeführt und letztendlich aus der Verteilung der Ergebnisse statistische Kennzahlen abgeleitet.

Für diese Berechnungsmethode ist eine Messreihe für die Vorbelastung von zumindest 24 über mehrere Jahre verteilten Wertepaaren von Konzentration und Abfluss erforderlich. Die Messungen sollten eine für die Abflusssituation des Gewässers typische Zeitspanne abdecken. Darüber hinaus wird eine Beschreibung der Einleitungsfrachten über eine Häufigkeitsverteilung (z.B. Verhältnis zwischen maximaler Tagesfracht, mittlere Tagesfracht und minimaler Tagesfracht) benötigt (Abbildung 2).

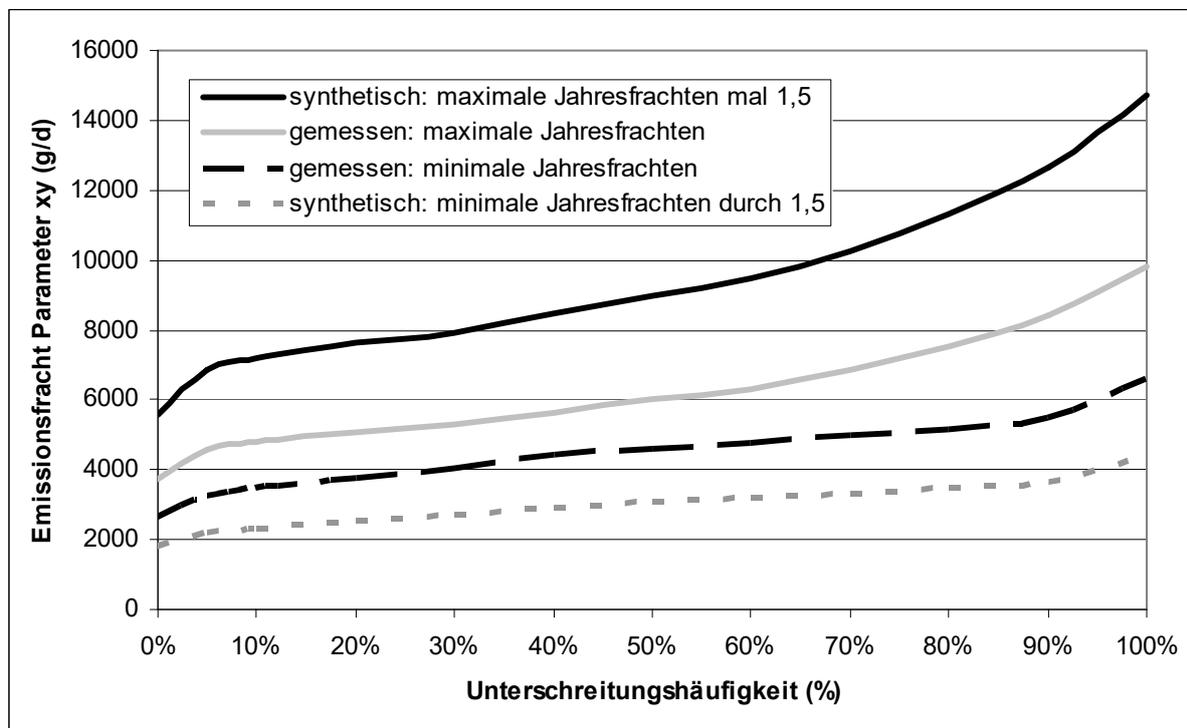


Abbildung 2: Häufigkeitsverteilung (Darstellung als Unterschreitungshäufigkeit pro Jahr) der Tageswerte der Emissionsfrachten eines Einleiters für vier unterschiedliche Einleitungsniveaus (zwei gemessene und zwei „synthetische“). (Zessner, et al., 2009)

Zur Umsetzung der „Monte Carlo Methode“ wird die Mischungsrechnung entsprechend Formel (2) wiederholt durchgeführt. Für jedes Wertepaar einer gemessenen Datenreihe aus Abfluss und Vorbelastung wird eine Konzentration unterhalb der Einleitung errechnet. Die dazu benötigte Einleitungsfracht wird per Zufallsgenerator aus der Häufigkeitsverteilung für ein bestimmtes Einleitungsniveau gewählt (Abbildung 2). Für einen Berechnungsdurchlauf wird jedem Wertepaar aus Abfluss und Vorbelastung eine unterschiedliche Einleitungsfracht zugeordnet und eine Konzentration unterhalb der Einleitung errechnet. Um die Variabilität der möglicherweise auftretenden Situationen besser abbilden zu können, wird der Berechnungsdurchlauf mehrfach (x-mal) wiederholt. Dabei wird jedem Wertepaar aus Abfluss und Vorbelastung wieder eine neue Einleitungsfracht per Zufallsgenerator zugeordnet. Dies führt zu einer Vielzahl möglicher Konzentrationen unterhalb der Einleitung, die bei einem gewissen Einleitungsniveau erwartet werden können. Aus diesem Ergebnis kann nun jede beliebige statistische Kennzahl für die zu erwartenden Konzentrationen unterhalb der Einleitung errechnet (z.B. Jahresmittelwert oder 90%-Wert) und Qualitätszielen gegenübergestellt werden.

Um die Konzentrationen unterhalb der Einleitung für ein anderes Einleitungsniveau errechnen zu können, wird der gesamte Vorgang mit der Häufigkeitsverteilung eines anderen Einleitungsniveaus wiederholt. Die Ergebnisse für die Berechnungen mit den vier Häufigkeitsverteilungen der Einleitungsfrachten aus Abbildung 2 sind in Abbildung 3 dargestellt. Dabei ist auf der x-Achse die mittlere Einleitungsfracht und auf der y-Achse der 90%-Werte der Konzentrationen unterhalb der Einleitung aufgetragen. Die gestrichelte Linie stellt die Ausgleichskurve der vier Belastungsfälle dar.

Die Qualität der Beschreibung des Zusammenhangs zwischen Emission und Immission muss letztendlich über den Vergleich mit Messdaten erfolgen. Trägt man nun die vorhandenen Messwerte unterhalb der Einleitung als 90%-Werte und die mittlere Einleitungsfracht der Messperiode für die dargestellte Situation in dem Diagramm ein (Abbildung 3), so sieht man, dass die Messdaten für den dargestellten Fall eine gute Übereinstimmung mit den Rechenwerten nach der „Monte Carlo Methode“ ergeben.

Die zulässige Emissionsfracht würde bei einem UQZ als 90 % Perzentil von 35 µg/l auf Basis der „Monte Carlo Methode“ im Jahresmittel ca. 4000 g/d betragen. Berücksichtigt man zudem das Verhältnis zwischen maximaler und mittlerer Tagesfracht von ca. 1,5, welches sich - wie zuvor beschrieben - aus den gemessenen Häufigkeitsverteilungen der täglichen Emissionsfrachten ergibt, wäre eine mögliche Emissionsfracht um das Qualitätsziel nicht zu überschreiten mit maximal 6000 g/d als maximaler Tageswert zu begrenzen, während die

Tagesfracht im Jahresmittel mit maximal 4000 g/d zu beschränken wäre. Für eine letztendliche Festlegung müsste jedoch zudem im Zuge einer Einzugsgebietsweiten Betrachtung die Frage in die Überlegungen mit einbezogen werden, wieweit dem Einleiter tatsächlich die Ausschöpfung des gesamten Emissionsspielraumes zugestanden werden kann. Aber auch für diese Fragestellung stellt eine möglichst gute Beschreibung des Zusammenhanges zwischen Emission und Immission die Grundlage dar.

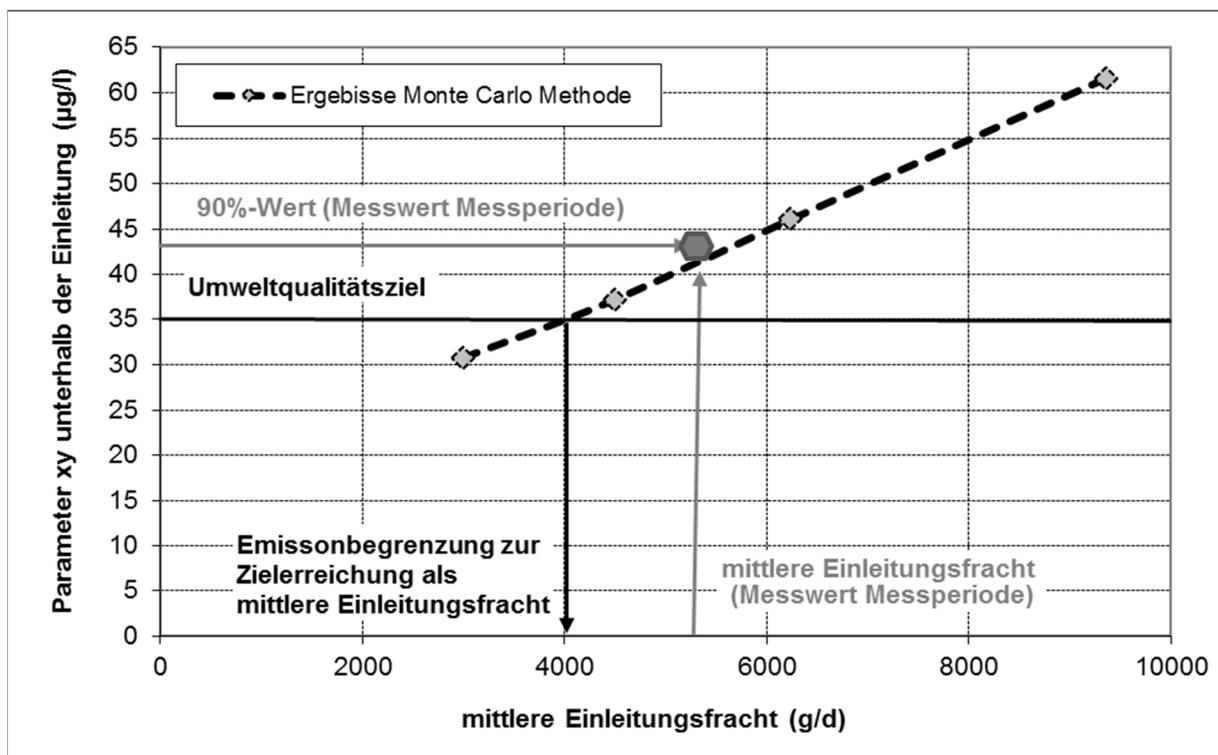


Abbildung 3: Rechnerische Konzentrationen unterhalb einer Einleitung (Monte Carlo Methode), Vergleich der Berechnungsergebnisse mit Messwerten und Ableitung einer zulässigen Einleitungsfracht

## 2.4 Mischzonenproblematik

Bei der Berechnung von Gewässerkonzentrationen unterhalb einer geplanten Einleitung mit Hilfe einer Mischungsrechnung, wie sie in den Kapiteln 2.1 bis 2.3. beschrieben wurde, wird von einer vollständigen Einmischung der Einleitungsfracht im empfangenden Gewässer ausgegangen. Während die vertikale Durchmischung (Durchmischung über die Wassertiefe) in einem Fluss generell in einem geringen Abstand nach der Einleitung stattfindet, kann eine vollständige transversale Durchmischung (Durchmischung über die Flussbreite) bei breiten Gewässern auch erst über lange Fließstrecken erreicht werden. So gibt Jirka et al. (2003) für Flüsse mit moderater Variabilität, also ohne starke Krümmungen und ohne seitliche Totwasserzonen sowie einer starken Sohllrauheit

eine Faustformel zur Berechnung der vollständigen transversalen Durchmischung an:

$$L_{mh} \approx 7\left(\frac{B}{h}\right)B \quad (4)$$

Dabei bezeichnet  $L_{mh}$  die Fließstrecke bis zu einer gänzlichen Durchmischung,  $B$  die Breite des Flusses und  $h$  die Tiefe. Bei einer Einleitung in der Mitte des Fließgewässers verkürzt sich der Fließweg bis zum Ort horizontaler Durchmischung auf ein Viertel (Berechnung  $B/2$  statt  $B$  in Formel 4). Für einen mittelgroßen Fluss mit einer Breite von 30 m und einer Tiefe von 1 m errechnet sich somit eine Fließstrecke von über 6 km bis sich eine seitliche Einleitung vollständig eingemischt hat, und die Annahme einer vollständigen Durchmischung kann in so einem Fall für eine Mischungsrechnung nicht aufrechterhalten werden. Sollen daher Konzentrationen unterhalb einer geplanten Einleitung errechnet werden, muss die unvollständige Durchmischung berücksichtigt werden. Dazu ist es zum einen erforderlich Fließstrecken zu definieren, die für eine Einmischung genutzt werden können und unterhalb derer die UQZ erreicht werden müssen (Einmischungsstrecke). Zum anderen muss die unvollständige Durchmischung bei einer Berechnung von aus einer Einleitung resultierenden Stoffkonzentrationen nach dieser Einmischungsstrecke berücksichtigt werden. Entsprechende Berechnungen können entweder auf einfachen Faustformeln wie jener von Jirka et al. (2003) basieren oder müssen in kritischen Fällen auf komplexe (hydrodynamische) Modellierungen zurückgreifen (siehe auch Gabriel und Zessner, 2006 und 2007).

Um mit dieser Problematik pragmatisch umgehen zu können wurden in dem Erlass zur Qualitätszielverordnung Chemie (BMLFUW, 2006) der Bezugspunkt zur Ableitung von maximal zulässigen Jahresfrachten für Gewässer mit  $< 100$  m Breite auf eine Entfernung von 1000 m nach der Einleitung festgelegt (Einmischungsstrecke). Bei Fließgewässern mit  $> 100$  m Breite gilt eine Mischzone von  $10 \times B$ . Über diese Fließstrecken unterhalb einer Einleitung darf somit durch die Einleitung einer Punktquelle das UQZ gegebenenfalls überschritten werden. Jenseits dieser Strecke müssen die UQZ jedenfalls eingehalten werden. Das Auftreten einer unvollständigen Durchmischung wird berücksichtigt, indem die für die Mischungsrechnung verwendete Wasserführung entsprechend dem Anteil, in dem das Abwasser tatsächlich eingemischt ist, reduziert wird. Dies kann z.B. stark vereinfacht durch eine Berechnung der durchmischten Breite nach der Faustformel von Jirka et al. (2003) im Verhältnis zur gesamten Breite geschehen. Falls die Verdünnungskapazität des aufnehmenden Gewässers innerhalb der Mischzone nicht ausreicht, um das UQZ nach der vorgeschriebenen Entfernung einzuhalten, können technische

Maßnahmen zur Ermöglichung einer rascheren Durchmischung erforderlich sein. Zu diesen Maßnahmen gehören z.B. die Verlegung der Einleitungsstelle in die Flussmitte oder die Installation einer Multiport-Einleitung.

### **3 Betrachtung von Flusseinzugsgebieten**

#### **3.1 Allgemeines**

Basierend auf den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie und deren Umsetzung in Österreichisches Recht ist der gute Gewässerzustand (bzw. das gute ökologische Potential) bis 2015 bzw. in Ausnahmefällen bis 2027 in allen Wasserkörpern anzustreben. Auch wenn die Beurteilung des guten Zustandes weitgehend über biologische (Algen, Makrozoobenthos und Fische) und ökologische Kriterien (Natürlichkeit der Gewässerstruktur und des Abflussregimes) erfolgt, müssen Maßnahmen - neben den in Zukunft ganz wesentlichen Verbesserungen hydromorphologischer Kriterien - bei den Emissionen an allgemeinen Parametern und chemischen Schadstoffen ansetzen. Diese Emissionen wurden und werden in erster Linie durch die Umsetzung des Standes der Technik (z.B. Emissionsverordnungen) reduziert.

Können allerdings die Voraussetzungen für den guten Zustand in Hinblick auf stoffliche Belastungen (allgemeine Parameter bzw. chemische Schadstoffe) trotz Umsetzung der Emissionsanforderungen nach dem Stand der Technik nicht erreicht werden, sind in einem Maßnahmenplan jene Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen festzulegen und später umzusetzen, mit denen der gute Zustand möglichst kosteneffektiv erreicht werden kann.

Dies stellt dort, wo durch die Umsetzung des Standes der Technik der gute Zustand nicht erreicht werden kann, auch große Herausforderungen an die Kenntnis des Zusammenhanges zwischen den Emissionen und Immissionen. Nur wo dieser Zusammenhang fundiert beschrieben werden kann, ist eine rationale Ableitung von Maßnahmenplänen möglich. Wenn dies noch dazu auf Basis von Kosteneffektivitäts-Überlegungen erfolgen soll, dann erhöht sich die Anforderung an den Einblick in die Zusammenhänge weiter.

Vereinfacht lässt sich der Zusammenhang zwischen Emissionen und Immissionen bzw. die Ableitung der erforderlichen Reduktionen der Emissionen durch Maßnahmen lassen sich wie folgt beschreiben (Zessner, 2007):

$$I_{\text{zulässig}} = c_{\text{Qual}} * Q_{\text{Bez}} \quad (5)$$

$I \dots$  Immission (Gewässerfracht)

$c_{\text{Qual}} \dots$  Qualitätsziel (Grenzwert)

$Q_{\text{Bez}} \dots$  Bezugswasserführung

Die zulässige Immissionsfracht in einem Gewässer ergibt sich aus dem Qualitätsziel mal der Bezugswasserführung

$$I_{\text{vorhanden}} = c_{\text{vorhanden}} * Q \quad (6)$$

$$I_{\text{vorhanden}} = \Sigma E_{\text{vorhanden}} - \Delta - A; \quad (7)$$

$c \dots$  Gewässerkonzentration

$\Sigma E \dots$  Summe der Einzelemissionen

$\Delta \dots$  Lageränderung im Gewässer

$A \dots$  Abbau im und Austräge aus dem Gewässer

Die vorhandene Gewässerfracht in einem Gewässerabschnitt lässt sich über die vorhandenen (gemessenen) Konzentrationen im Gewässer und dem jeweiligen Abfluss berechnen und muss der Summe der im Einzugsgebiet vorhandenen Emissionsfrachten abzüglich von Lageränderung (Sedimentation) und Abbau bzw. Austrag (z.B. bei Überschwemmungen) entsprechen.

$$RF = (\Delta + A) / \Sigma E_{\text{vorhanden}} \quad (8)$$

$RF \dots$  Retentionsfaktor (Gewässer)

Über die Summe aus Lageränderung und Abbau/Austrag geteilt durch die Summe der vorhandenen Emissionen lässt sich ein aktueller Retentionsfaktor errechnen.

$$I_{\text{Reduktion}} = I_{\text{vorhanden}} - I_{\text{zulässig}} \quad (9)$$

Die erforderliche Reduktion der Immission (Fracht im Gewässer) lässt sich aus der Differenz zwischen vorhandener und zulässiger Immissionsfracht errechnen.

$$\Sigma E_{\text{Reduktion}} = I_{\text{Reduktion}} / RF \quad (10)$$

$$\Sigma E_{\text{Reduktion}} = M_1 + M_2 + \dots + M_i \quad (11)$$

$\Sigma E_{\text{Reduktion}}$  Summe der erforderlichen Emissionsreduktionen

$M_1, M_2, \dots, M_i$  Reduktion Emissionen durch Einzelmaßnahmen

Um aus der erforderlichen Reduktion der Immission die erforderliche Reduktion der Emissionen im gesamten Einzugsgebiet ableiten zu können, muss die Lagerveränderung und der Abbau im Gewässer bzw. der Austrag aus dem

Gewässer des Einzugsgebietes berücksichtigt werden. Stark vereinfacht kann das über den Retentionsfaktor bewerkstelligt werden. Die erforderliche Reduktion der Emissionen ergibt sich dann aus der erforderlichen Reduktion der Immissionen dividiert durch den Retentionsfaktor. Die Summe der erforderlichen Emissionsreduktionen setzt sich aus der Emissionsreduktion bei verschiedenen Einzelmaßnahmen zusammen ( $M_1$ ,  $M_2$  bis  $M_i$ ). Könnte über die Einzelmaßnahmen eine Emissionsreduktion über das erforderliche Ausmaß hinaus erreicht werden, stellt sich die Frage, welche der möglichen Maßnahmen tatsächlich umgesetzt werden soll.

### 3.2 Kosteneffektivitätsanalyse

Es ist naheliegend, nach der Maßnahmenkombination zu suchen, welche die erforderliche Emissionsreduktion zu den geringsten Kosten ermöglicht. So ist es auch in der EU-WRRL vorgegeben. Auch dies scheint theoretisch ganz einfach. Neben den über Einzelmaßnahmen zu erreichenden Emissionsreduktionen sind auch die Kosten der Einzelmaßnahmen zu erheben. Durch Division der Kosten durch die zu erreichende Reduktion jeder Maßnahme ergibt sich ein Kosteneffektivitätsverhältnis. Die Maßnahmen werden nach ihren Kosteneffektivitätsverhältnissen gereiht und soweit in den Maßnahmenplan aufgenommen, bis die Summe der Reduktionen die erforderliche Gesamtreduktion erreicht. Graphisch ist die Vorgangsweise in Abbildung 4 dargestellt.

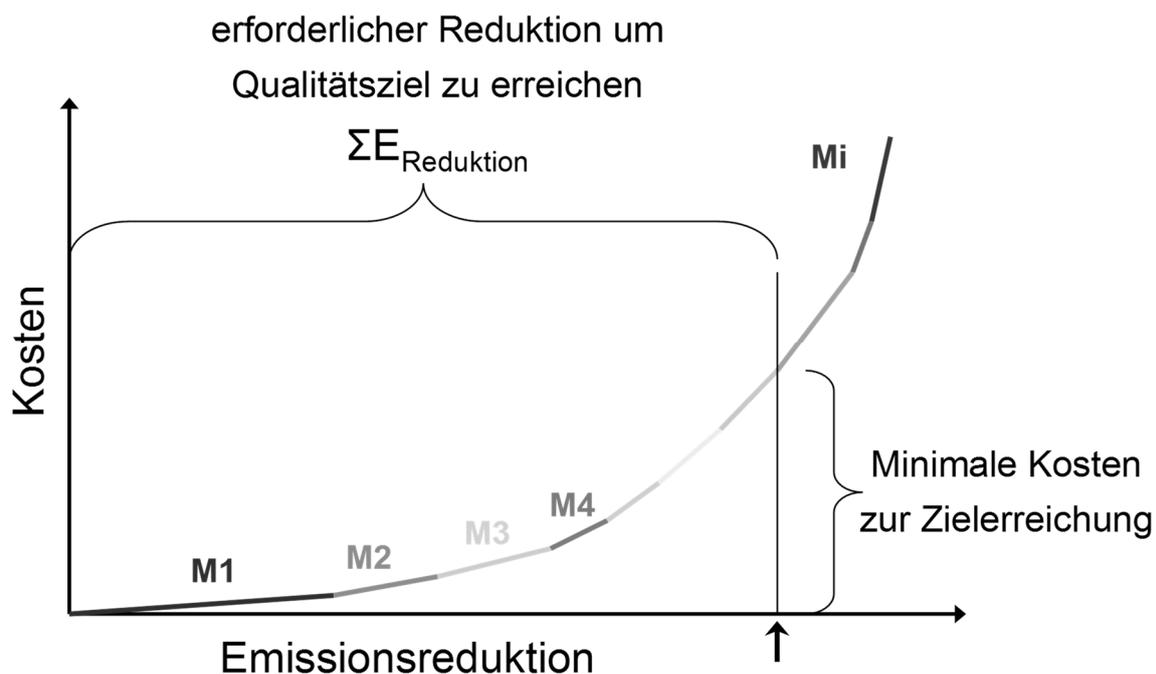


Abbildung 4: Schematische Darstellung einer Kosteneffektivitätsanalyse (Zessner, 2007)

Bei der praktischen Umsetzung dieses Konzeptes sind jedoch eine Reihe von Schwierigkeiten zu berücksichtigen. Zum einen wird die Sache kompliziert, wenn diffuse Quellen und die Retention bzw. Abbau im Gewässer eine wesentliche Rolle spielen. Auch wenn zurzeit die Information zu den Emissionen aus Punktquellen für eine Reihe von Parametern der QZV Chemie OG fehlt, sind diese sowie die Frachten im Gewässer grundsätzlich messbar und können einander gegenübergestellt werden. Dies ist nur eine Frage des Aufwandes und der damit verbundenen Kosten.

Retention, Abbau im Gewässer und Emissionen über diffuse Eintragspfade sind jedoch grundsätzlich nicht messbar und müssen daher über Modellierung auf Einzugsgebietsebene erfasst werden. Diesbezüglich wurde mit STOBIMO-Nährstoffe eine Forschungsinitiative gestartet, die das Ziel hat den Zusammenhang zwischen Aktivitäten wie z.B. Abwasserentsorgung, Landwirtschaft oder Verbrennungsprozesse und den daraus resultierenden Emissionen in die und Immissionen in den Gewässern quantitativ zu erfassen. Dies ist vor allem bei diffusen Quellen und Eintragspfaden aufgrund des großen Einflusses von Standortfaktoren wie Landschaftsformen, Geologie, Bodeneigenschaften, Klima und Hydrologie auf Retentions-, Abbau- und Transportprozesse eine äußerst komplexe Aufgabe. Das Projekt STOBIMO hat für Nährstoffe in den letzten Jahren diesbezüglich große Fortschritte gebracht, die auch eine große praktische Relevanz aufweisen und in der Verwaltungspraxis ihren Niederschlag gefunden haben. Eine Erweiterung des Ansatzes auf ubiquitäre, persistente, bioakkumulierende und toxische Spurenstoffe (uPBT) ist derzeit sowohl national als auch in internationalen Kooperationen am Laufen. Im Folgenden soll STOBIMO-Nährstoffe daher beispielhaft für eine Betrachtung des Zusammenhanges zwischen Emissionen und Immissionen auf Ebene von Flusseinzugsgebieten zur Ableitung von Emissionsanforderungen aus Qualitätszielen dargestellt werden.

### **3.3 STOBIMO Nährstoffe**

#### **3.3.1 Methodenentwicklung**

In einem ersten Schritt wurde das in Deutschland entwickelte Emissionsmodell MONERIS (MOdelling Nutrient Emissions in RIver Systems, Behrendt et al., 1999) für den Einsatz in Österreich weiterentwickelt (Gabriel et al., 2011, Zessner et al., 2011). Dazu mussten in erster Linie die Ansätze zur Emissionsberechnung für den alpinen Bereich modifiziert und das Modell um eine Komponente zur Berechnung der in Österreich reglementierten Nährstoffparameter Phosphat-Phosphor und Nitrat-Stickstoff erweitert werden. Bei der Anwendung des

modifizierten Modells für Österreich auf Ebene von 367 Teileinzugsgebieten konnten die berechneten Frachten und Konzentrationen anhand des bestehenden Gewässermonitorings für rund 100 Messstellen validiert, die Relevanz unterschiedlicher Eintragspfade für die Nährstoffbelastung von Gewässern ermittelt und in weiterer Folge Szenarienanalysen durchgeführt werden. Ergebnisse aus dieser Projektphase haben Eingang in die Österreichische Ist-Bestandsanalyse 2013 nach WRRL (BMLFUW, 2014) gefunden.

Für die Unterstützung der Verwaltungspraxis in Oberösterreich als Vorbereitung auf zukünftige Planungszyklen gemäß WRRL wurden die Forschungsarbeiten deutlich vertieft. So konnte für die Arbeiten in Oberösterreich ein verbesserter und detaillierterer Eingangssatzenatz (z.B. Landnutzung, Geologie, Gewässernetz, Gewässermonitoring) aufbereitet und genutzt werden (Zessner et al., 2012). Zudem wurde MONERIS in einen Modellverbund mit einem flexiblen Inputdatenmodell und dem Phosphortransportmodell PhosFate gestellt (Zessner et al., 2016). Durch die weitgehend automatisierte Berechnung dieser MONERIS-Eingangsparameter ist auch im Fall langfristiger Zeitreihen gewährleistet, Auswirkungen von Maßnahmen einfach und flexibel abschätzen zu können.

Über MONERIS können jene Einzugsgebiete ausgewiesen werden, in denen die erosiven Phosphoreinträge eine dominante Ursache der Gewässerbelastung darstellen. Um auf Basis einer räumlich deutlich detaillierteren Analyse jene Risikoflächen identifizieren zu können, die wiederum innerhalb dieser Einzugsgebiete als Beitragsflächen in Frage kommen, wurde das Modell PhosFate in Kooperation zwischen der TU Budapest und der TU Wien entwickelt (Kovacs et al., 2012). Ursprünglich auf wissenschaftlicher Ebene konzipiert, wurde PhosFate im Rahmen des STOBIMO-Projektes zur Praxistauglichkeit weiterentwickelt.

### 3.3.2 Maßnahmenwirksamkeiten und Entwicklung der Gewässerbelastung

Eine Szenarienanalyse für Österreich zeigt z.B. für die Phosphorbelastung die große Bedeutung erosionsmindernder Maßnahmen für die lokalen Gewässer, während eine weitestgehende Phosphorentfernung auf Kläranlagen für den Ferntransport in Richtung Schwarzes Meer noch ein relevantes Minderungspotential aufweist (Schilling et al., 2011). In Oberösterreich sind es vielfach die Phosphorbelastungen, durch die es zu Überschreitungen der typenspezifischen Qualitätsziele in den Gewässern kommt. Eine weitergehende Phosphorentfernung auf Kläranlagen weist nach wie vor die höchste Kosten-Effizienz zur Reduktion der Phosphorbelastungen auf. In den meisten gefährdeten Gewässern ist dadurch jedoch nur noch eine geringfügige Verbesserung zu erwarten, da der Beitrag dieser Emissionen schon derzeit mit im Mittel etwa 15

% gering ist (Zessner et al., 2014). Knapp 50 % der Phosphoreinträge kommt in den gefährdeten Gewässern aus der landwirtschaftlichen Erosion. Mit einer geringeren Kosten-Effizienz aber einer wesentlich stärkeren Auswirkung kann daher bei Maßnahmen wie Gewässerrandstreifen oder Hackfruchtverzicht auf erosionsgefährdeten Hängen gerechnet werden. Die Effektivität dieser Maßnahmen zum Erosionsschutz kann in Hinblick auf den Gewässerschutz deutlich erhöht werden, wenn sie gezielt in der Landschaft verortet werden. Gelingt dies, kann über Erosionsschutzmaßnahmen auf etwa 5 % der landwirtschaftlichen Flächen der partikuläre Phosphoreintrag in die Gewässer um ca. 60 – 70 % verringert werden. In einzelnen Gewässern wird es jedoch auch mit massiven Bemühungen zur Umsetzung unterschiedlicher Maßnahmen mittelfristig nicht möglich sein, eine Überschreitung der Qualitätsziele zu verhindern.

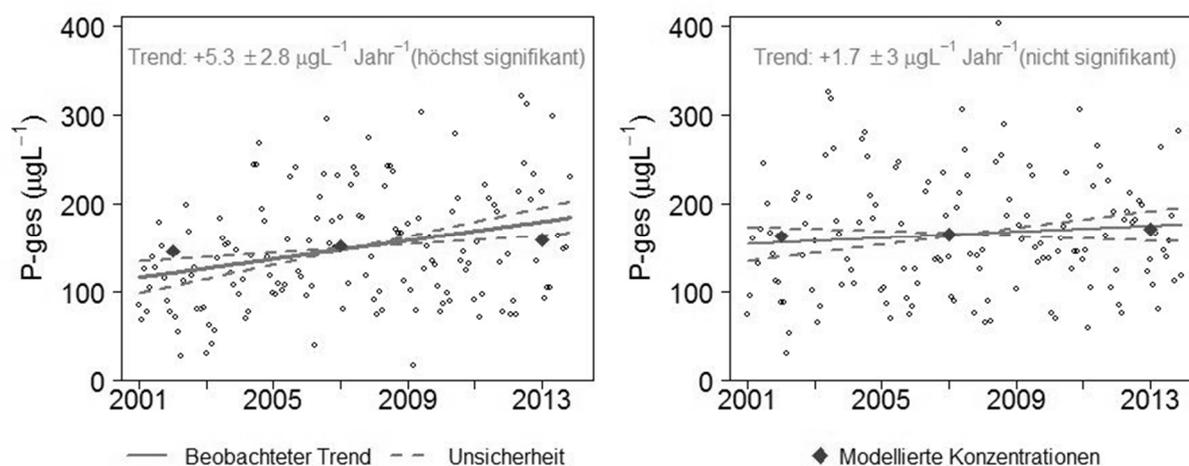


Abbildung 5: Beobachtete und modellierte Gesamt-Phosphortrends in der Pram (links) und der Antiesen (rechts) (Zessner et al., 2016)

Wird der Erfolg der bisherigen ÖPUL-Maßnahmen bei der Minderung von P-Emissionen in die Fließgewässer betrachtet, ist dieser begrenzt. Während im Zeitraum 1991 bis 2001 die Phosphorbelastungen durch Implementierung der Phosphorentfernung bei der Abwasserreinigung deutlich abgenommen haben, ist in einer Reihe von oberösterreichischen Gewässern seit 2001 ein Anstieg der Gesamtphosphorkonzentrationen zu beobachten (Zessner et al., 2016). Ein Beispiel dafür ist die Pram (Abbildung 5, links). Eine detaillierte Ursachenanalyse zeigt, dass die Emissionen aus der Abwasserreinigung auch seit 2001 zurückgegangen sind und eine Umsetzung von ÖPUL-Maßnahmen die Emissionen in gewissem Umfang zusätzlich mindern konnte. Diese Emissionsreduktion wird jedoch durch eine Emissionszunahme auf Grund einer Zunahme des Anbaues von erosionsanfälligen Kulturen wie Mais und Soja überkompensiert, sodass insgesamt die Gewässerkonzentration signifikant steigt. Der ansteigende Trend der Gewässerkonzentrationen kann über die Modellierung

gut nachvollzogen werden. An der Antiesen ist die Situation prinzipiell ähnlich (Abbildung 5, rechts). Doch hier waren die Emissionsreduktionen im Bereich der Abwasserreinigung ausgeprägter als an der Pram, sodass die erhöhten Emissionen in Folge der Erosion ausgeglichen wurden und eine Trendanalyse der Gewässerkonzentrationen keinen statistisch signifikant steigenden Trend aufweist. Auch dies kann durch die Modellierung nachvollzogen werden.

### 3.3.3 Bedeutung für die österreichische Wasserwirtschaft

Aus den Ergebnissen des Projektes lassen sich eine Reihe wesentlicher Erkenntnisse für eine wasserwirtschaftliche Planung in (Ober-)Österreich ableiten:

- Vor allem im Bereich des Phosphors wird es in vielen Gewässern umfassende Anstrengungen bedürfen, um die Qualitätsziele zu erreichen. Für einige Gewässer ist ein Einhalten der Qualitätsziele derzeit nicht absehbar.
- Maßnahmen zur weitergehenden Verringerung der Phosphorbelastungen der Gewässer sind vor allem in den Bereichen Hackfruchtverzicht auf erosionsgefährdeten Hängen mit Gewässeranbindung und Pufferstreifen (z.B. Gewässerrandstreifen) zu finden. Fördermaßnahmen wie ÖPUL werden vor allem dann wirksam, wenn bei ihrer Festlegung verstärkt Gebietskulisse und lokale Wirksamkeitspotentiale berücksichtigt werden.
- Zukünftige Entwicklungen in der Landwirtschaft haben das Potential Erfolge von Maßnahmenprogrammen zur Emissionsminderung durch Kulturartenwechsel zu konterkarieren.
- Eine weitergehende Phosphorentfernung bei der Abwasserreinigung wird nur noch in wenigen Gewässern mit Risiko einer Zielverfehlung zu einer relevanten Verringerung der Gewässerbelastung führen. Für den Phosphorexport aus Österreich über die Donau und andere größere Gewässer kann das vorhandene Reduktionspotential einer weitergehenden Abwasserreinigung jedoch zum Schutzes des Schwarzen Meeres relevant werden.
- Über den Modellverbund bestehend aus flexiblem Inputdatenmodell, MONERIS und PhosFate steht in Österreich ein weitentwickeltes Instrumentarium zur Verfügung, um Fragen der stofflichen Belastungen von Gewässern und der Wirksamkeiten von Maßnahmen fundiert behandeln zu können und damit Grundlagen für einen effizienten Gewässerschutz zu schaffen.
- Es wurde eine gute Basis geschaffen, die Emissionsmodellierung auf Ebene von Flusseinzugsgebieten auch für uPBT Spurenstoffe in Österreich und im gesamten Donaauraum voran zu bringen.

## 4 Zusammenfassung und Ausblick

Durch die Festlegung einer Reihe verbindlicher Qualitätsziele in den Qualitätszielverordnungen Chemie und Ökologie Oberflächengewässer hat der Immissionsansatz des Gewässerschutzes eine deutliche Stärkung erfahren. Im Sinne der Umsetzung des kombinierten Ansatzes ist es erforderlich, durch Immissionsrechnungen zu überprüfen, ob eine Abwasserreinigung nach dem derzeitigen Stand der Technik ausreichend ist, oder ob zusätzliche Maßnahmen erforderlich sind um Gewässergüteprobleme in den Griff zu bekommen.

Die Fragestellungen im Bereich der quantitativen Ableitung von Emissionsanforderungen aus Immissionsvorgaben sind vielfältig. Sie reichen von Fragen zur Berechnungen von Emissionsanforderungen bei Einzeleinleiter im Zuge von Bewilligungsverfahren zu bis hin zur Ableitung von Maßnahmenplänen auf Einzugsgebietsebenen.

Für eine Berechnung von zulässigen Emissionsfrachten von Einzeleinleitern auf Basis von Umweltqualitätszielen, stellt sich die Frage einer geeigneten Wahl von Eingangsgrößen bei der Mischungsrechnung. Bei der Verwendung statistischer Kenngrößen als Eingangsparameter ist dabei jedenfalls auf die statistische Anforderung an die Einhaltung der Qualitätsziele zu achten. Die hier vorgestellt „Monte Carlo Methode“ ist eine erweiterte Möglichkeit der Berechnung des Zusammenhanges zwischen Emissionen und Immissionen bei Einzeleinleitungen, bei der die Variabilität von Abfluss und Vorbelastung sowie die Schwankungen der Einleitungsfracht berücksichtigt werden können.

Zur Erreichung von Immissionszielen ist es zukünftig sowohl denkbar, generell die Emissionsanforderungen (Stand der Technik) anzupassen bzw. zu verschärfen oder zukünftige Probleme auf Basis von Immissionsbetrachtungen im Einzelfall zu lösen. Es ist jedoch nicht anzunehmen, dass basierend auf generellen Emissionsanforderungen, Immissionsprobleme in allen Fällen vermieden werden können. Das heißt, es werden immer Fälle auftreten, bei denen Gewässergüteprobleme basierend auf dem zweiten Standbein des kombinierten Ansatzes - dem Immissionsansatz - gelöst werden müssen.

Die Forschungsinitiative STOBIMO hat in Hinblick auf die Quantifizierung des Zusammenhanges zwischen Emissionen und Immissionen auf Ebene von Einzugsgebieten deutliche Fortschritte gebracht und stellt damit ein Instrumentarium zur Verfügung um in Zukunft Maßnahmen auf Basis ihrer Kosteneffektivität bewerten zu können.

## 5 Literatur

- Behrendt, Huber, Kornmilch, Opitz, Schmoll, Scholz und Uebe (1999).  
„Nährstoffbilanzen deutscher Flußeinzugsgebiete“. Forschungsbericht 296 25 515,  
Umweltbundesamt Berlin
- BGBL 96/2006 Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie  
OG
- BGBL II Nr. 461/2010 Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer – QZV  
Ökologie OG
- BMLFUW (2006). „Erlass zur Qualitätszielverordnung Chemie“. Wien am 8.6.2006
- BMLFUW (2014). „Österreichischer Bericht der Ist-Bestandsanalyse 2013“, Wien März  
2014.
- Gabriel, O. and M. Zessner (2006). "Discussion of an environment quality standard based  
assessment procedure for permitting discharge." *Water Science and Technology*  
54(11-12): 119-127.
- Gabriel, O. and M. Zessner (2007). „Der Zusammenhang zwischen Emission und  
Immission unter Berücksichtigung einer unvollständigen Durchmischung von  
Einleitungen aus Punktquellen." *Wiener Mitteilungen* 201: 243-268.
- Gabriel, O., Hochedlinger, G., Kovacs, A., Schilling, C., Thaler, S., Windhofer, G.,  
Zessner, M., (2011). „Stoffbilanzmodellierung für Nährstoffe auf  
Einzugsgebietsebene als Grundlage für Bewirtschaftungspläne und  
Maßnahmenprogramme (STOBIMO-Nährstoffe)“. Endbericht. Im Auftrag des  
Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.  
Wien, Mai 2011.
- Jirka G. H., Bleninger T., Leonhard, D., Hauschild, I. (2003). „Umweltqualitätsnormen in  
der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Sinnvolles oder lästiges Attribut für  
Gewässergütemanagement“. *KA-Abwasser, Abfall* (50), Nr. 3: 350-357.
- Kovacs, A., Honti, M., Eder, A., Zessner, M., Clement, A., Blöschl G. (2012).  
"Identification of phosphorus emission hotspots in agricultural catchments";  
*Science of the Total Environment* 433, S. 74 - 88.
- Oberleitner F. (2007) „Neue rechtliche Anforderungen durch die Wasserrechtsgesetz-  
Novelle 2003 im Spannungsfeld zwischen Abwasserentsorgung und  
Gewässerschutz“ *Wiener Mitteilungen* 201, 1-26.
- Schilling, C., Zessner, M., Kovacs, A., Hochedlinger, G., Windhofer, G., Gabriel, O.,  
Thaler, S., Parajka, J., Natho, S. (2011). „Stickstoff- und Phosphorbelastungen der  
Fließgewässer Österreichs und Möglichkeiten zu deren Reduktion"; *Österreichische  
Wasser- und Abfallwirtschaft*, 63, 5-6; S. 105 – 116
- Zessner, M. (2007). „Der kombinierte Ansatz - Wo liegen die Herausforderungen?"  
*Wiener Mitteilungen*, Band 201, 27-50.
- Zessner, M., Gabriel, O., Wimmer, M. (2009). „Überlegungen zur quantitativen  
Beschreibung des Zusammenhanges zwischen Emissionen und  
Immissionsanforderungen“, *Wiener Mitteilungen* Band 212, 185-206.
- Zessner, M., Kovacs, A., Schilling, C., Hochedlinger, G., Gabriel, O., Natho, S., Thaler,  
S., Windhofer G. (2011) "Enhancement of the MONERIS Model for application in  
alpine catchments in Austria"; *International Review of Hydrobiology* 96, 5; S. 541 -  
560.

- Zessner, M., Gabriel, O., Kovacs, A., Kuderna, M., Schilling, C., Hochedlinger, G., Windhofer, G. (2012). „Analyse der Wirkung von Maßnahmen zur Reduktion von Nährstoffeinträgen in oberösterreichischen Einzugsgebieten nach unterschiedlichen Eintragspfaden für strategische Planungen“. Endbericht im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung. Wien.
- Zessner, M., Gabriel, O., Kuderna, M., Weinberger, C., Hepp, G., Kovacs, A., Windhofer G. (2014). „Effektivität von Maßnahmen zur Reduktion der Phosphorbelastung der oberösterreichischen Fließgewässer“; Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 66, 1-2; S. 51 - 58.
- Zessner, M., Hepp, G., Zoboli O., Manonelles, O., M., Kuderna, M., Weinberger, C., Gabriel, O. (2016). „Erstellung und Evaluierung eines Prognosetools zur Quantifizierung von Maßnahmenwirksamkeiten im Bereich der Nährstoffeinträge in oberösterreichische Oberflächengewässer“, Endbericht im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung.
- Zessner, M., Zoboli, O., Hepp, G., Kuderna, M., Weinberger, C., Gabriel O. (2016). "Shedding Light on Increasing Trends of P-Concentration in Upper Austrian Rivers"; Water, 404, 8; S. 1 - 16.

**Korrespondenz an:**

Matthias Zessner

Technische Universität Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

Karlsplatz 13/226

1040 Wien

Tel.: +43 1 58801-22616

Mail: [mzessner@iwag.tuwien.ac.at](mailto:mzessner@iwag.tuwien.ac.at)

# **Importance of temperature as parameter for biological indicators in running waters**

Andreas Melcher

Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement

Universität für Bodenkultur Wien

## **1. Water temperature effects and biological quality elements in Austrian running waters**

Riverine ecosystems are affected by different anthropogenic pressures. Besides water pollution, hydro-morphological alterations, connectivity disruptions and direct interferences with the fish community, climate change jeopardizes the integrity of river ecosystems especially downstream lakes.

Climate models predict an increase of temperature in Central Europe over all seasons (IPCC, 2013). Global warming has already affected European rivers and their aquatic biota, especially in Austria (Melcher et al. 2013). Climate change on its own may lead to changes in aquatic species composition.

The rising of air temperature is the best known phenomenon for global climate change. For lakes and rivers, there are strong correlations between water and air temperature, whereas water temperature is a determining factor for fish species distribution. Interventions in the temperature regime of a water body can lead to advantages for one species and disadvantages for others. Fish species prefer different temperature regimes along a river continuum that correspond with typical distributions of fish species assemblages.

The main objective of studies in Austria is to evaluate the impact on fish communities using an ecological model that is driven by water temperature for Alpine rivers. Selected Austrian water gauging (HZB) stations, rivers (n = 80) and lakes (n = 33), were analysed in terms of changing water temperature from 1976 until 2006. The results revealed a significant increase of August temperature of approximately 2°C in rivers and 3°C in lakes. In addition regression models showed that the water temperature in rivers downstream lakes is in general 5°C higher than it would be without a lake upstream.

The warming trend over the last 30 years, especially in river sections downstream a lake, underlines a shift of the historic fish species community. The European grayling (*Thymallus thymallus*) almost disappeared from many of these sections when their biomass drastically decreased in the last decades (e.g. from 70 to 4 kg/ha downstream Traunsee). There, in the 1980's, grayling was the dominant fish species; today more temperature tolerant species like barbel (*Barbus barbus*) and chub (*Squalis cephalus*) are most abundant. Another biological indicator for temperature change is the increasing number of fish species from 14 to 27.

Climate change is very often followed by a shift of assemblage composition toward species with warmer thermal ranges. At a measuring point temperatures of 24°C and more are reached, a substantial source of stress for grayling is described. Our studies should improve the understanding of how climate change may alter the structure and functioning of freshwater ecosystems and to estimate adaptation strategies in Austrian rivers and lakes.

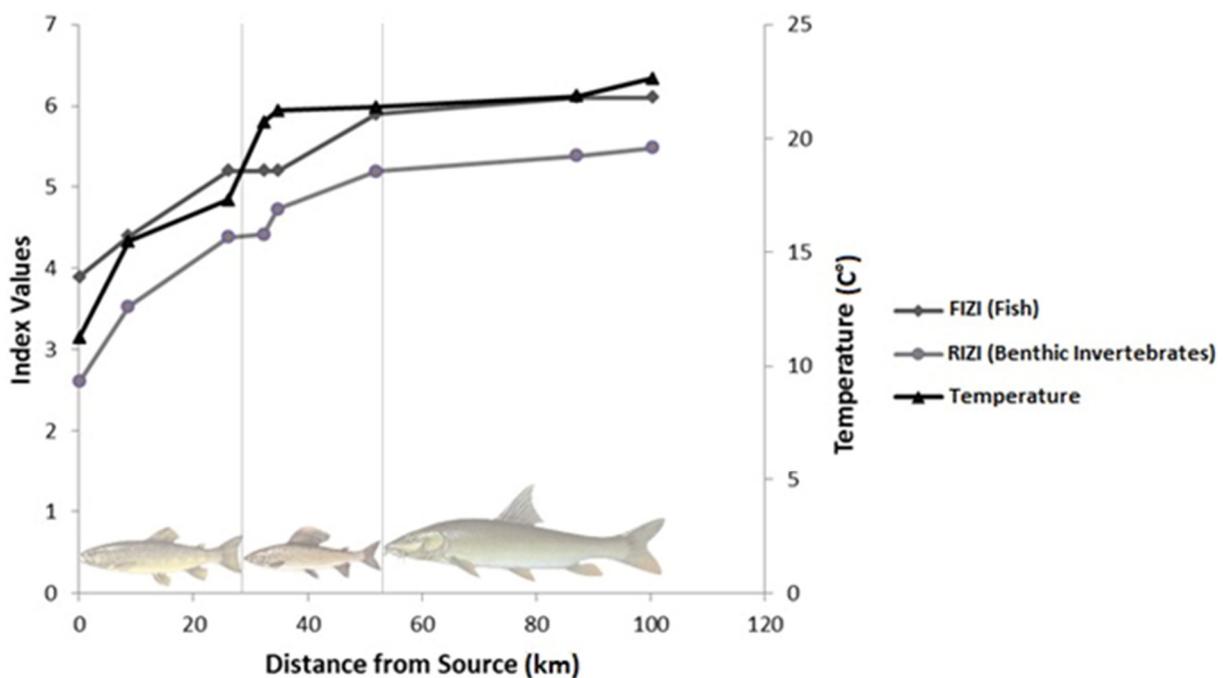


Figure 1: Effects of summer water temperature (max T) on fish (FIZI) and benthic invertebrates (RIZI) communities, river Lafnitz.

The comparison of water temperature, fish and benthic invertebrates assemblages along the Lafnitz river course (Melcher et al. 2016) showed a high and significant correlation ( $R^2 = 0.9753$ ). The maximum water temperature is 22.5°C at 100 km distance from source in Dobersdorf opposed to the minimum of 11°C at the

source. While the summer temperature (maxima at 7 AM) is increasing steadily, the index values of both fish (FIZI, Fish Zonation Index, Matulla et al., 2007) and benthic invertebrates (RIZI, River Zonation Index) are ascending as well (Fig. 1). The temperature and index value gradient is highest in the upper stretches (first 30 – 40 km) and remains relatively stable throughout the lower reaches. Different IPCC scenarios predict a dramatic future temperature rising, which will lead to a change of species composition over time and space for aquatic organisms (Melcher et al. 2013, Matulla et al., 2007).

This means that drivers of spatial gradients of species composition also drive temporal changes in biodiversity. Factors like the turnover of species among communities and the compositional turnover strongly correlate to climate variations in both space and time (Bloisa et al. 2012). Verdonschot (2013) showed that shading can reduce water temperature by 2.5°C on average for a 500 m river reach. This underlines the potential function of riparian vegetation for benthic invertebrates as well as aquatic organisms and in general for mitigation effects on rising water temperature by shading. Holzapfel et al. (2013) outlines the impact of different vegetation management strategies on the shading impact on rivers Lafnitz and Pinka.

The study affirmed the importance of shading and riparian vegetation along river banks for benthic invertebrate and fish species biodiversity. The similarity of the fish and benthic curves (Fig. 1) indicates a correlation of the different index values and water temperature. In addition, the used method provides a weighting of interactions between typical habitat characteristics. The combination of abiotic and biotic data gives information that physical conditions within streams have strong effects on habitat selection by fish species (Moir and Pasternack, 2009). Natural bank vegetation can influence these parameters and provide direct shade for the water body and thus avoiding the corresponding increase in water temperature. Wide riparian wooded areas can even form a microclimate of their own. They prevent extensive evaporation and increase the relative air humidity, which contributes to reducing water temperature. The input of large woody debris represents essential habitats for invertebrates and fish assemblages. The presence of riparian vegetation is one essential driver of bed-morphology creating heterogeneous in-stream habitat patterns. The integration of biological, ecological and biodiversity characteristics gives the opportunity to get a holistic view on the ecosystem (Tockner et al., 2009).

Global warming has multiple impacts on changes in aquatic ecosystems, whereas in combination with loss of habitat and other human pressures, this is leading to a deadly anthropogenic induced cocktail (Schinegger et al., 2011). The results

demonstrate that efficient river restoration and mitigation requires re-establishing riparian vegetation (Verdonshot, 2013) as well as an open river continuum and hydro-morphological improvement of habitats. The findings and recommendations gained with this methodology can help key decision makers choosing the right restoration measures. The study in general emphasizes the importance of natural land-water interfaces and their ecological functioning in undisturbed and species-rich aquatic environments.

## Literatur

- Melcher, A., F. Pletterbauer, P. Rauch, K. Schaufler, M. Seebacher, S. Schmutz (2015) Einfluss der Wassertemperatur auf die Habitatpräferenz von Fischen in mittelgrossen Flüssen. *Ingenieurbiologie - Neue Entwicklungen an Fließgewässern, Hängen und Böschungen* 25(1): 15-21.
- Pletterbauer, F., A.H. Melcher, T. Ferreira, S. Schmutz (2015) Impact of climate change on the structure of fish assemblages in European rivers, *Hydrobiologia* 744(1): 235-254.
- Melcher, A., G. Kalny, F. Dossi, H. Formayer, W. Graf, F. Pletterbauer, K. Schaufler, H. Trimmel, P. Weihs, H.P. Rauch (2016) Der Einfluss der Ufervegetation auf die Wassertemperatur unter gewässertypspezifischer Berücksichtigung von Fischen und benthischen Evertebraten am Beispiel von Lafnitz und Pinka. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 68(7-8): 308-323.
- Melcher, A.H, F. Pletterbauer, H. Kremser and S. Schmutz (2013) Auswirkungen des Klimawandels auf die Wassertemperatur und die Fischfauna in Flüssen und unterhalb von Seen. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 65(11-12): 408-417.
- Melcher, A., F. Pletterbauer, S. Schmutz (2010) Fischfauna und Klimaänderung. In: *Auswirkungen des Klimawandels auf Hydrologie und Wasserwirtschaft in Österreich*. ÖWAV Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, 135-144, ISBN: 978-3-902084-79-8.
- Matulla, C, S. Schmutz, A. Melcher, T. Gerersdorfer, P. Haas (2007) Assessing the impact of a downscaled climate change simulation on the fish fauna in an Inner-Alpine River. *International Journal of Biometeorology* 52(2):127-137.
- Bloisa, J. L., Williams, J. W., Fitzpatrick M. C., Jackson, S.T., & Ferrier, S. (2012). Space can substitute for time in predicting climate-change effects on biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2013, 110. Jg., Nr. 23, S. 9374-9379.
- Holzappel, G., Weihs, P., Rauch, H.P. (2013): The shading potential of salix purpurea to quantify specific ecologic engineering effects. *Ecological Engineering - The Journal of Ecosystem Restoration*
- Kalny, G., A. Melcher, G. Laaha, P. Weihs, H. Trimmel and HP Rauch (2017) Assessing the impact of vegetation shading on the water temperature of medium sized Austrian rivers. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* (in print).

**Importance** of temperature as parameter for biological indicators in running waters

- Moir, H. J., & Pasternack, G. B. (2009). Substrate requirements of spawning Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) are dependent on local channel hydraulics. *River Research and Applications*. New Jersey, USA: John Wiley & Sons, Ltd.
- Schinegger, R., Melcher, A.H., Trautwein, C., & Schmutz, S. (2011). Multiple human pressures and their spatial patterns in European rivers. *Water and Environment Journal*.
- Verdonshot, P. (2013). Freshwater management in a changing world. Global Change impacts on streams. Refresh Scientific Meeting London, <http://www.refresh.ucl.ac.uk/>

**Korrespondenz an:**

Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Andreas Melcher

Gregor-Mendel-Straße 33/DG  
1180 Wien

Tel.: +43 1 47654-81223

Mail: [andreas.melcher@boku.ac.at](mailto:andreas.melcher@boku.ac.at)

# Plastik und Mikroplastik in Oberflächengewässern

Marcel Liedermann

Philipp Hohenblum

Umweltbundesamt, Abt. Oberflächengewässer

Universität für Bodenkultur Wien, Inst. für Hydrologie und konstr. Wasserbau

**Abstract:** Plastikabfälle in den Weltmeeren wurden bereits in den 1970er Jahren als Problem beschrieben. Etwa 80 % der Einträge werden landbasierten Quellen zugeordnet und Flüsse gelten als bedeutende Eintragspfade. Dennoch sind Studien über Plastik in Fließgewässern rar und deren Ergebnisse oft nicht vergleichbar. Anhand einer Untersuchung in der Donau wird die Problematik der Kunststoffe in der Umwelt, im speziellen in Oberflächengewässern beschrieben.

**Key Words:** Plastik, Mikroplastik, Oberflächengewässer, Umwelt

## 1 Einleitung

Kunststoffe (Plastik) haben eine Reihe von sehr günstigen Eigenschaften, die dem Material seinen Erfolg beschieden haben. Kunststoffe sind schlag-, knitter- und reißfest, flexibel formbar, stabil, leicht, korrosions- und witterungsresistent, flexibel einsetzbar und vor allem billig. Durch entsprechende Aufrüstung oder durch gezieltes chemisches Design lassen sich abseits der Massenwendungen Materialien für Sonderanwendungen entwickeln. Der hohe Lebensstandard unserer Gesellschaft ist zu großen Teilen der Anwendung von Kunststoffen geschuldet. Gleichzeitig sind aber auch negative Auswirkungen des Materialeinsatzes unübersehbar. Bereits in den 70er Jahren des letzten Jahrhunderts machten Berichte über die Verschmutzung der Weltmeere mit Kunststoffteilchen ihre Schlagzeilen. Was sich als „marine litter“ in der Literatur und im Bewusstsein der Bevölkerung etabliert hat, beschreibt Abfallanreicherungen enormen Ausmaßes in den Weltmeeren, die aus Kunststoffresten bestehen und in den Meeresströmungen akkumulieren (Moore, 2011; Thompson, 2004). Aufgrund seiner Beständigkeit werden die Kunststoffpartikel nicht oder nur sehr langsam abgebaut und unterliegen

komplexen und noch nicht vollständig verstandenen Prozessen. Wesentlich für das Vorhandensein von Plastik in den Meeren sind zwei Prozesse: der stetige Eintrag und der Zerfall des Materials in kleinere Bruchstücke.

Abhängig vom chemischen Milieu (pH-Wert, Salinität, chemische Zusammensetzung) der Umgebung der Partikel, physikalischer Faktoren (Strahlung, Temperatur) und der mechanischen Kräfte, die auf die Partikel wirken, verwittern Kunststoffe in der Umwelt. Sie werden brüchig, zerfallen in kleinere Teile und bilden eine Vielzahl von sekundären Partikeln, die als „sekundäres Mikroplastik“ bezeichnet werden. Sie entstehen in vielen Prozessen in der Umwelt.

Primäres Mikroplastik hingegen wird bewusst zum Beispiel Kosmetika und Reinigungsmitteln zugesetzt um Reinigungsprozesse zu unterstützen. Die als Microbeads bezeichneten Plastikkügelchen unterstützen abrasive Prozesse („peeling“). Der Durchmesser der Partikel ist größer 60  $\mu\text{m}$  und liegt bei einer Idealgröße von rund 400  $\mu\text{m}$  (Gouin et al. 2015). Sie gelangen nach der Nutzung meist durch die Abwässer in Kläranlagen.

Rund 300 Mio. Tonnen Kunststoffe werden jährlich weltweit hergestellt. Die Tendenz ist weiter steigend. 40 % dieser Menge wird in absoluten Kurzzeitnutzungen wie Verpackungen eingesetzt.

### **1.1 Wo liegt das Problem?**

Dass Kunststoffteile in der Umwelt ein Problem für viele Organismen darstellen, wurde in zahlreichen wissenschaftlichen Arbeiten beschrieben. Makrokunststoffe ( $> 5\text{mm}$ ) können von Vögeln, Fischen, Schildkröten oder marinen Säugetieren durch Verschlucken oder Verheddern zu massiven Einschränkungen der Fitness der Organismen führen und sie zu leichter Beute für andere machen. Verschluckte Plastikteile können mechanische Verletzungen hervorrufen oder ein falsches Sättigungsgefühl hervorrufen und zu verminderter Nahrungsaufnahme führen. Befunde für mehr als 250 marine Arten zeigen jedenfalls, dass Kunststoffe mit der Nahrung aufgenommen werden (European Commission 2011). Marine Konventionen wie OSPAR (Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic) oder die EU Meeresstrategie Rahmenrichtlinie (MSFD, EC 2008) legen Kriterien für das Monitoring von Kunststoffteilen in marinen Lebewesen fest und geben Qualitätsziele vor.

Laborstudien an einzelnen Organismen zeigen, dass Mikroplastik ins Gewebe eingebaut werden kann und dort Entzündungen und weitere Effekte auslösen kann (Wright et al. 2013a, Wright 2013b, Huang et al. 2010, Köhler et al. 2014).

Weiters wird Mikroplastik als Träger von Schadstoffen und als zusätzliches Transportmedium für den Ferntransport von Organismen (Vektor) beschrieben (Goldstein et al. 2012).

## **1.2 Umwelteinträge – globales Problem**

Trotz großer Bemühungen von Wirtschaft, öffentlicher Verwaltung und der Bürger, Kreisläufe möglichst geschlossen zu halten, gelangt Plastik durch unterschiedliche Eintragspfade in die Umwelt. Dies kann aus industriellen Prozessen (Produktion, Verarbeitung, Logistik), Spezialanwendungen, falsche oder unsachgemäße Produktnutzung, Reifenabrieb, kosmetische Produkte, landwirtschaftliche Nutzung von Folien oder durch das achtlose Wegwerfen von z.B. Verpackungsmaterialien („Littering“) und vieles mehr erfolgen. Durch Abschwemmung oder direkte Emission gelangt Plastik in die Oberflächengewässer, wo Plastikreste transportiert, abgelagert oder re-mobilisiert werden. Um die Belastung der Gewässer beurteilen und bewerten zu können, sind ausgefeilte Methoden notwendig. Im Folgenden wird die Untersuchung der Donau in Österreich kurz vorgestellt, anderen Untersuchungen kurz gegenübergestellt und diskutiert.

## **2 Plastik in Oberflächengewässern**

Flüsse gelten allgemein als bedeutender Eintragspfad für Plastikteilchen in die Weltmeere und es erscheint daher geboten, dies durch robuste Zahlen zu unterlegen. Bis heute liegen nur sehr vereinzelte Studien zu Plastik in Flüssen vor und durch das Fehlen von einheitlichen Methoden sind diese meist nur bedingt miteinander vergleichbar. Zu Beginn 2017 wurde von Joint Research Centre JRC ein thematischer Bericht zum Monitoring von Fließgewässern herausgebracht, der bereits angewendete Methoden zusammenfasst und idealer Weise für zukünftige Vorhaben als Leitfaden dient (González et al., 2017). Dennoch besteht hier großer Harmonisierungsbedarf.

### **2.1 Wissensstand**

Befunde zum Vorkommen von Plastik und Mikroplastik in Flüssen finden sich unter anderem für den Großraum Los Angeles (USA; Moore, 2004; 2011), Donau (Österreich; Lechner und Keckeis, 2014; Hohenblum et al., 2015), Rhone (Schweiz; Faure, 2013), Themse (UK; Morrill, 2014), das Mündungsgebiet des Yangtze (China; Zhao, 2014), Rhein (Niederlande; Mani 2015), Maas und Rhein (Frankreich; Ugert, 2015), Leie (Belgien; Craenenbroeck, 2014).

Darüber hinaus sind Studien in den Großen Seen der USA/Kanada (Eriksen, 2013; Zbyszewski, 2011), dem Hovsgolsee in der Mongolei (Free, 2014), Gardasee (Imhoff, 2013).

## 2.2 Fallstudie Donau

Forscher der Universität Wien untersuchten Fischlarven in der Donau und stellten in einem Nebenbefund fest, dass bei den Beprobungen auffällig viele Plastikpartikel miterfasst wurde. Diese Beobachtung wurde publiziert (Lechner und Keckeis, 2014) und löste großes mediales und politisches Interesse am Thema Plastik in der Umwelt aus. Das Umweltbundesamt untersuchte daraufhin die fließende Welle der Donau auf Plastik und Mikroplastik und berechnete den Jahrestransport. Zu diesem Zweck wurde durch die Universität für Bodenkultur eine eigene Beprobungsmethode entwickelt, die an zwei Messstellen (Aschach, Oberösterreich und Hainburg, Niederösterreich) für je fünf Beprobungen angewendet wurde. Diese Methode erlaubte die Bestimmung des Plastiktransports über ein Tiefenprofil und über ein Querprofil in der fließenden Welle durch Vielpunktmessungen. Diese Methode wird hier stellvertretend für Beprobungsmethoden in Oberflächengewässern im Groben vorgestellt.

## 2.3 Methode

Ziel der Beprobungsmethode war die Messung des Plastiktransportes pro Zeiteinheit, wobei pro Messpunkt Netze der Maschenweite 250  $\mu\text{m}$  bzw. 500  $\mu\text{m}$  über einen gewissen Zeitraum exponiert und das eingefangene Plastik von natürlichen Inhalten getrennt und qualitativ und quantitativ bestimmt wurde. Die Netze wurden in einem stabilen Rahmen bei 5- 10 Lotrechten solange zu Wasser gelassen, dass rund 1000  $\text{m}^3$  beprobt wurden. Um die zeitliche Variabilität und die Durchflussabhängigkeit abzubilden, wurden die Messungen bei fünf unterschiedlichen Wasserführungen durchgeführt. Abbildung 1 illustriert eine der erfolgten Messungen. Das Messgerät setzt sich aus insgesamt 5 Fangnetzen zusammen, die Netze haben eine Länge von 2 m und enden in einem Probenbehälter. Ein Netz mit einer Maschenweite von 500  $\mu\text{m}$  ist direkt mittels Metallrahmen auf dem Geschiebefänger (sohlnahe) montiert, die vier anderen Netze befinden sich in Zweiergruppen (je ein 250 und ein 500  $\mu\text{m}$  Netz) in Abständen von je ca. 1,5 m darüber. Das Messgerät wurde so positioniert, dass das oberste Paar die Gewässeroberfläche abskimmte. Messwerte wurden für Gesamtplastik ( $> 500 \mu\text{m}$ ) und Mikroplastik (5 mm bis 500  $\mu\text{m}$ ) getrennt berechnet (Hohenblum et al. 2015).



Abbildung 1: Darstellung der Beprobungapparatur mit Einlaufrahmen in drei Horizonten (li), Manta-Netze (mi) und die abgetauchte Apparatur mit dem obersten Horizont (re). © IWHW/BOKU

Um partikuläre Bestandteile im Wasser effektiv beproben zu können, müssen große Mengen an Wasser durch das Probenahmegerät geführt werden. Die Proben wurden aus den Netzen entnommen und in Probenbehältern verwahrt. Die Kunststoffbestandteile wurden aus der Gesamtprobe (Fanggut) vom Beifang abgetrennt. Partikel der Größenordnung  $> 250 \mu\text{m}$  konnten noch gut visuell/manuell aussortiert werden. Proben wurden durch Siebung in mehrere Fraktionen aufgeteilt, um sie besser handhaben zu können. Durch Salzzusatz (Dichteänderung) wurde in den Fraktionen das Aufschwimmen der Probeteilchen und damit die Aussortierung erleichtert (Thompson 2004). Zur Vermeidung von systematischen Fehlern wurde das Vieraugenprinzip angewendet. Die Restproben wurden im Trockenschrank getrocknet und erneut auf Plastikteile durchsucht. Die Proben wurden ausgewogen, dokumentiert und mittels ATR-IR Spektroskopie (Totalreflektions-Infrarotspektroskopie) untersucht und identifiziert.

## 2.4 Erkenntnis

Aus den quantitativen Ergebnissen der einzelnen Beprobungen wurde pro Messpunkt das Produkt aus der gemittelten Plastikkonzentration und der Fließgeschwindigkeit ermittelt und daraus die Transportrate ( $\text{g/m}^3\cdot\text{s}$ ) berechnet. Der Transport pro Messtag ergibt sich dann aus der Integration der Plastiktransportraten der einzelnen Messlotrechten über das gesamte Profil. Die Plastikfracht wurde in Abhängigkeit vom Durchfluss für die jeweiligen Messstellen abgeschätzt. Mit Hilfe von Ausgleichskurven über die im Messspektrum ermittelten Datenpunkte, kann die Jahresfracht in  $\text{t/a}$  abgeschätzt werden.

Transport und Konzentration von Plastik in der Donau sind abhängig vom Durchfluss. Wurden bei Regulierungsniedrigwasser (RQN) bei beiden

Messstellen (Aschach und Hainburg) sehr ähnliche Werte gemessen (3 kg/d), so zeigte sich eine deutliche Zunahme von Konzentration und Transport bei den beiden Messstellen bei zunehmender Wasserführung. Werte für den Transport und die Fracht wurden auch für eine Durchflussspanne berechnet, die die Schwankungsbreite bei häufig auftretenden Verhältnissen widerspiegelt. Die herangezogenen Durchflussspannen wurden für Hainburg mit 1.500 bis 3.000 m<sup>3</sup>/s und Aschach mit 1.100 bis 2.100 m<sup>3</sup>/s festgelegt. Durchschnittlich wurden die folgenden Werte bei den Messstellen ermittelt (Tabelle 1):

Tabelle 1: Durchschnittlicher Plastiktransport bei den Messstellen Aschach und Hainburg

	<b>Aschach (kg/d)</b>	<b>Hainburg (kg/d)</b>
Plastiktransport Gesamt (> 0,5 mm)	10-59	7-166
Plastiktransport < 5 mm (Mikroplastik)	6-40	6-66

Mit Hilfe der Durchfluss-Jahresganglinien der vorangegangenen Jahre wurde die Plastikfracht abgeschätzt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 2 dargestellt:

Tabelle 2: durchschnittlicher Plastiktransport bei den Messstellen Aschach und Hainburg

	<b>Aschach (kg/a)</b>	<b>Hainburg (kg/a)</b>
Plastikfracht Gesamt (> 0,5 mm)	< 14.000	< 41.000
Plastikfracht < 5 mm (Mikroplastik)	< 7.000	< 17.000

Die qualitativen Untersuchungen der Plastikpartikel zeigten, dass vor allem Partikel aus Polyethylen (PE) und Polypropylen (PP) in den Proben enthalten waren. Diese beiden Kunststoffarten repräsentieren rund 75 % der weltweit produzierten Kunststoffe. Aufgrund der Art der in den Proben gefundenen Partikeln (Bruchstücke, Film/Folie, Faser, Schaumstoff, Pellet) ließ sich ableiten, dass 90 % der Kunststoffteilchen diffusen Quellen zuzuordnen sind. Weniger als 10 % der Partikel bestanden aus Pellets, also eindeutig industriellem Material, dass durch Produktion, Verarbeitung oder Transport in die Umwelt gelangte.

## **3 Diskussion**

### **3.1 Messergebnisse**

Ziel der Donaustudie war, eine Methode zu etablieren und anzuwenden, welche die räumliche und zeitliche Variabilität des Plastiktransportes in der fließenden Welle abbildet. Die mit Hilfe der Methode erarbeiteten Ergebnisse zeigen unter anderem:

- Es ist maßgeblich, wo die Probe gezogen wird. Im Querprofil konnte gezeigt werden, dass ufernah mitunter höhere Konzentrationen zu beobachten sind, als in der Gewässermitte.
- Es gibt eine Abhängigkeit des Transportes von der Wasserführung; bei höheren Wasserführungen wird mehr Material transportiert.
- Bei der Messstelle Aschach wurden höhere Konzentrationen oberflächennah beobachtet, während in Hainburg dieses Phänomen schon bei niedrigeren Durchflüssen aufgrund der höheren Turbulenz nicht so ausgeprägt war. Somit sind Plastikteilchen nicht ausschließlich Schwimmstoffen zuzuordnen, sondern auch den Schwebstoffen zuzuordnen.

Es erscheint wichtig zu betonen, dass die Studie so designed wurde, dass Ergebnisse in Kilogramm pro Tag bzw. Tonnen pro Jahr angegeben werden konnten. Studien in anderen Oberflächengewässern unterscheiden sich mitunter deutlich von dieser Methodik. Im Gegensatz zu unserer Vielpunktmethode wird oft die Oberfläche durch Manta-Netze abgskimmt und die Ergebnisse in Partikel pro km<sup>2</sup> oder Partikel pro m<sup>3</sup> angegeben. Diese Studien sind daher mit den berichteten Ergebnissen nicht vergleichbar und die weiter oben erwähnten Beobachtungen verdeutlichen die Notwendigkeit einer Vielpunktmessung.

Allen Studien gemeinsam ist jedoch das Faktum, dass Plastikpartikel in Oberflächengewässern nachgewiesen werden. Die Frage stellt sich daher, wo die Quellen für die Einträge zu finden sind und wie die Einträge verringert werden können.

### **3.2 Quellen**

Pellets sind eindeutig Emissionen aus industriellen Prozessen zuordenbar. Durch relativ einfach umsetzbare Maßnahmen lassen sich diese reduzieren. Der Fachverband der chemischen Industrie hat in Österreich durch den „Zero Pellet Loss“ Pakt eine freiwillige Maßnahme zur Reduktion von Pellet-Emissionen auf Mitgliedsbetrieben gesetzt und baut auf einfach umzusetzende Vorkehrungen und verstärkt auf Bewusstseinsbildung.

90 % des Plastiks in der Donau sind diffusen Einträgen zuzuschreiben und stammen aus Abschwemmung, Windverfrachtung, Abwasser und allgemein aus „Littering“. Allgemein werden Bauaktivitäten, Landwirtschaft, Kläranlagen und Trennkanalisationen als potenzielle Eintragspfade für Kunststoffe in Gewässer angesehen. Zu Emissionen von Mikroplastik aus Kläranlagen gibt es wenige Studien, die auf unterschiedliche Arten der Beprobung und uneinheitliche Partikelangaben beruhen (Fasern, Partikel, allgemein Mikroplastik). Tendenziell wird Kläranlagen hohes Rückhaltevermögen für Kunststoffe zugemessen. Eine vollständige Abtrennung von Mikroplastik findet aber nicht statt.

### 3.3 Kläranlagen

Vom Alfred-Wegener-Institut wurde eine Studie von Mikroplastik ( $> 10 \mu\text{m}$ ) im geklärten Abwasser und im Klärschlamm von 12 Kläranlagen (AWI 2014) mit einer Ausbaugröße zwischen 7.000 und 210.000 EW durchgeführt. In den Ablaufproben wurden Mikroplastikpartikel vor allem in der Größe von 50–100  $\mu\text{m}$  Durchmesser sowie Fasern bestimmt. Die Schwankung der Ergebnisse war erheblich, die Anzahl der Partikel in den Abläufen betrug zwischen 86 und 714 Partikel pro  $\text{m}^3$ . Die Anzahl der Fasern betrug zwischen 98 und 1.479 pro  $\text{m}^3$ . Eine Kläranlage hatte eine Schlussfiltration installiert, welche die Ablaufracht um 97 % reduzierte. Ein Vergleich der Ablaufracht zur Zulaufracht der einzelnen Kläranlagen wurde in dieser Studie nicht durchgeführt. Die Autoren berechneten für die einzelnen Kläranlagen eine Gesamtracht an Mikroplastikpartikeln und -fasern pro Jahr. Diese beträgt je nach Ausbaugröße der Kläranlage zwischen 93 Mio. und 8,2 Mrd. Partikeln und Fasern pro Jahr. Im Klärschlamm derselben Kläranlagen wurden zwischen 1.041 und 24.129 Partikel (keine Fasern!) pro kg Trockenmasse bestimmt. Die Gesamtrachten betragen 1,2 - 5,7 Mrd. Partikel pro Jahr, die über den Klärschlamm dem Abwasser entzogen werden.

In niederländischen Kläranlagenabläufen wurden im Jahr 2013 zwischen 9 und 91 Mikroplastikpartikel pro Liter bestimmt (LESLIE & VAN VELZEN 2013). Eine der drei untersuchten Anlagen verfügte über eine Membranfiltration, die keine geringeren Emissionen in Bezug zu Mikroplastik zeigte. Die Autoren verweisen darauf, dass vor allem bei Vorhandensein von Mischkanalisationen nach größeren Regenereignissen die Kapazität von Kläranlagen überschritten wird und Mikroplastik durch ungeklärtes Abwasser direkt in den Vorfluter gelangt. Gleichzeitig stellt Klärschlamm, mit dem Mikroplastik aus dem Abwasser entfernt wird, bei Ausbringung auf landwirtschaftliche Flächen eine Eintragsquelle in die Umwelt dar. Durch Oberflächenabfluss kann Mikroplastik in die Oberflächengewässer gelangen.

In einer Studie aus St. Petersburg (HELCOM, 2014) wurde ungeklärtes und gereinigtes Abwasser untersucht und eine Entfernrungsrate von 96 % (bezogen auf den Zulauf) ermittelt. Die Werte im Ablauf der Kläranlage betragen 16 Fasern pro Liter, 7 synthetische Partikel und 125 „schwarze“ Partikel pro Liter. Hochgerechnet würde das eine Jahresfracht von 51.800 Mrd. Partikeln, Fasern und schwarzen Partikeln im gereinigten Abwasser bedeuten.

Die in AWI (2014) zitierten Gesamtfrachten und die Hochrechnung aus HELCOM (2014) ergeben enorme Mengen an Partikeln, die jährlich über das Abwasser in die Vorfluter gelangen. Aufgrund fehlender Vergleichsstudien ist es schwierig, diese Zahlen zu interpretieren. In der AWI-Studie wird eine Größenverteilung der gemessenen Mikroplastikteilchen angegeben. Anhand dieser Größenverteilung kann abgeschätzt werden, welche Masse der Jahresfracht zuzuordnen wäre, wenn man eine durchschnittliche Dichte von  $1 \text{ g/cm}^3$  für Kunststoff und Kugelgestalt für die Partikel annimmt. Näherungsweise würden die zitierten 93 Mio. bis 8,2 Mrd. Partikel einer Masse von 0,3 - 34 kg entsprechen. Für die Kläranlage St. Petersburg würde die Schätzung rund 130 t pro Jahr betragen. Die vermeintlich hohe Anzahl von Partikeln relativiert sich in Bezug zu ihrer Masse deutlich und liegt unter dem Bereich von vielen organischen Spurenstoffen. Mikroplastik wird u.a. über den Klärschlamm aus dem Abwasser entfernt und teilweise auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht. Dies stellt einen Eintrag in die Umwelt und über den Oberflächenablauf einen Eintrag in die Oberflächengewässer dar.

## **4 Zusammenfassung und Ausblick**

Plastik und Mikroplastikpartikel werden in Oberflächengewässern gefunden, dies konnte anhand von einigen Beispielen für bereits untersuchte Flüsse untermauert werden. Flüsse gelten als die Haupteintragspfade für Plastik und Mikroplastik in die Weltmeere. Die angewendeten Methoden zur Bestimmung der Partikel sind jedoch sehr heterogen und die Ergebnisse der Studien sind nur bedingt miteinander vergleichbar. Hier besteht dringender Harmonisierungsbedarf, der bereits von den Gremien bei DIN, CEN und ISO aufgegriffen wurde. Ergebnisse der Untersuchung der Donau zeigen, dass der industrielle Anteil der gemessenen Partikel rund 10 % beträgt. Wirtschaft und Industrie in Österreich haben Maßnahmen gesetzt, um Emissionen an der Quelle zu reduzieren. Für die aus diffusen Quellen stammenden, restlichen 90 % muss derselbe Ansatz der Reduzierung an der Quelle gelten, um eine deutliche Reduktion von Plastik und Mikroplastikeinträgen in die Umwelt zu erreichen.

## 5 Literatur

- AWI – Alfred Wegener Institut (2014): Mintenig, S.; Int-Veen, I.; Löder, M. & Gerdt, G.: Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburg-Ostfriesischen Wasserverbandes (OOWV) in Niedersachsen. Abschlussbericht.
- Craenenbroeck KV, Faasse iM, Van Cauwenberghe dL (2014): Monitoring en ingrepen op zwerfvuil in rivieren (case De Leie) Eindrapport, OVAM
- DG ENV – Directorate General Environment (2011): In-depth report, plastic waste: ecological and human health impacts. DG ENV, November 2011.
- EC (2008). European Commission, 2008. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008, establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32008L0056>
- ERIKSEN, M.; MASON, S.; WILSON, S.; BOX, C.; ZELLERS, A.; EDWARDS, W.; FARLEY, H. & AMATO, S. (2013): Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin* 77 (2013): 177–182.
- Faure, F., M. Corbaz, H. Baecher and L. de Alencastro (2012). "Pollution due to plastics and microplastics in Lake Geneva and in the Mediterranean Sea." *Arch. Sci.* **65**: 157-164.
- FREE, C.; JENSEN, O.; MASON, S.; ERIKSEN, M.; WILLIAMSON, N. & BOLDFIV, B. (2014): High-levels of microplastic pollution in large, remote mountain lake. Article in Press, *Marine Pollution Bulletin*.
- GOLDSTEIN, M.; ROSENBERG, M. & CHENG, L. (2012): Increased oceanic microplastic debris enhances oviposition in an endemic pleagic insect. *Biology Letters* 8 (5): 817–820.
- González, D., Hanke, G., Tweehuysen, G., Bellert, B., Holzhauer, M., Palatinus, A., Hohenblum, P., and Oosterbaan, L. 2016. *Riverine Litter Monitoring - Options and Recommendations. MSFD GES TG Marine Litter Thematic Report*; JRC Technical Report; EUR 28307; doi:10.2788/461233
- Gouin, T., Avalos, J., Brunning, I., Brzuska, K., de Graaf, J., Kaumanns, J., Koning, T., Meyberg, M., Rettinger, K., Schlatter, H., Thomas, J., van Welie, R., Wolf, T. (2015): Use of micro-plastic beads in cosmetic products in Europe and their estimated emissions to the North Sea environment. *SOFW Journal* 141: 40-46.
- Hohenblum P., Frischenschlager H., Reisinger H., Konecny R., Uhl M., Mühlegger S., Habersack H., Liedermann M., Gmeiner P., Weidenhiller B., Fischer N. and Rindler R. (2015). Plastik in der Donau. <http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0547.pdf>
- HUANG, X.; TENG, X.; CHEN, D.; TANG, F. & HE, J. (2010): The effect of the shape of mesoporous silica nanoparticles on cellular uptake and cell function. *Biomaterials* 31 (3): 438–448.
- IMHOF, H.K.; LAFORSCH, C.; IVLEVA, N.P.; SCHMID, J. & NIESSNER, R. (2013): Contamination beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. *Curr Biol* 2013, 23 (19): 867–868.

- KÖHLER, A.; VON MOOS, N.; FRITSCH, J. & LÖDER, M. (2014): Aufnahme von Mikroplastik in Muscheln. In: Mikroplastik in der Umwelt. Statuskolloquium am 03.07.2014. Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- Lechner, A., H. Keckeis, F. Lumesberger-Loisl, B. Zens, R. Krusch, M. Tritthart, M. Glas and E. Schludermann (2014). "The Danube so colourful: A potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river." *Environmental Pollution* **188**: 177-181.
- LESLIE, H.A. & VAN VELZEN, M.J.M. (2013): Microplastic Survey of the Dutch Environment. Novel Data set of microplastics in North Sea Sediments, Treated Waste Water Effluents and Marine Biota. Amsterdam, Institute for Environmental Studies, VU University.
- Mani T, Hauk A, Walter U, Burkhardt-Holm P (2015): Microplastics profile along the Rhine River. *Scientific Reports* 5, 17988, <http://dx.doi.org/10.1038/srep17988>
- Moore C.J., Lattin G.L. and Z. A.F. (2011). "Quantity and type of plastic debris flowing from two urban rivers to coastal waters and beaches of Southern California." *J. Integr. Coast. Zone Manag.* **11**(1): 65–73.
- Morritt, D., P. V. Stefanoudis, D. Pearce, O. A. Crimmen and P. F. Clark (2014). "Plastic in the Thames: A river runs through it." *Marine Pollution Bulletin* **78**(1–2): 196-200.
- THOMPSON, R. C. et al. (2004): Lost at Sea: Where Is All the Plastic?, *Science*, Vol. 304, 2004; 843.
- Urgert W (2015): Microplastics in the rivers Meuse and Rhine - Developing guidance for a possible future monitoring program. Master's thesis Open University of the Netherlands, Heerlen
- WRIGHT, S.; THOMPSON, R. & GALLOWAY, T. (2013a): The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution* 178 (2013): 483–492.
- WRIGHT, S.; ROWE, D.; THOMPSON, R. & GALLOWAY, T. (2013b): Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms. *Curr. Biol.* 23: 1031–1033.
- Zhao, S., Zhu, L., Wang, T. & Li, D. (2014): Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: First observation on occurrence, distribution. *Marine Pollution Bulletin*, 86, 1-: 562-568.
- ZBYSZEWSKI, M. & CORCORAN, L. (2011): Distribution and Degradation of Fresh Water Plastic Particles Along the Beaches of Lake Huron, Canada. *Water Air Soil Pollut* (2011) 220: 365–372.

### Danksagung:

Die Studie "Plastik in der Donau" wurde durch das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft sowie durch die Bundesländer Wien, Niederösterreich und Oberösterreich finanziert.

**Korrespondenz an:**

Philipp Hohenblum

Umweltbundesamt, Abt. Oberflächengewässer  
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien

Marcel Liedermann

Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und  
konstruktiven Wasserbau (IWHW)

Muthgasse 107, 1190 Wien

# Thematik große Fabrik kleiner Vorfluter

Klaus Götzendorfer

Jungbunzlauer Austria AG und Co KG

## Abstract:

Der kombinierte Ansatz gemäß WRRL bedeutet, dass emissionsseitig sowohl der Stand der Technik eingehalten werden muss als auch die Immissionsanforderungen nach der WRRL zu erfüllen sind. Bei großen Fabriken an kleinen Vorflutern kann es nun durchaus sein, dass die Immissionsanforderungen schlagend werden.

Es werden hier nun die Anforderungen der WRRL, mögliche Rückrechnungen auf konkrete Emissionen und beispielhaft emissionsseitige Notwendigkeiten und Stabilitätskriterien sowie Anlagengestaltungen behandelt.

Die einzelnen Punkte werden aus der Sicht der Praxis dargelegt.

## Key Words:

Anaerob- aerobe Abwasserreinigung, Nitrifikation, Emissionsberechnung, Stabilitätskriterien, Anlagenbeschreibung

## 1 Einleitung

Wie wir alle wissen basieren Verfahren nach der WRRL auf dem Grundsatz des kombinierten Ansatzes. Dies bedeutet, dass emissionsseitig der jeweilige Stand der Technik einzuhalten ist. Dies ist eine relativ einfache und bewährte Methode, mit der in Österreich viel erreicht wurde. Zusätzlich müssen aber auch die Anforderungen für die Immission erfüllt werden. Ein Unterfangen, welches nicht mehr ganz so trivial zu bewerkstelligen ist.

Einfache Fragen führen oft zu fast unlösbaren Problemen falls nicht die Emission, der Stand der Technik, sondern die Immission für ein bestimmtes Projekt oder Verfahren schlagend wird.

Wie groß darf eine Emission sein um bestimmte Immissionsanforderungen zu erfüllen, wie hoch darf eine Emission sein, um einen bestimmten

Immissionsgrenzwert, Jahresmittelwert, Perzentil- oder Maximalwert im Gewässer nicht zu überschreiten? Was und wieviel darf emittiert werden, um bestimmte ökologische Kriterien zu erfüllen etc.?

Alleine die Frage der chemischen Komponenten lässt sich wie angeführt nicht einfach lösen, auf die Verknüpfung Biologie im Gewässer und Emissionen aus Punktquellen möchte ich erst gar nicht eingehen, auch nicht auf politische Fragestellungen, inwieweit Kapazitäten national oder bilateral aufgefüllt werden dürfen. Dafür gibt es Berufenere.

Von Grundlegender Bedeutung ist das Zusammenspiel, Immissionsbetrachtung, Monitoring der Immissions- und Emissionssituation und stabiler Anlagenbetrieb. Emissionsseitig ist ein stabiler Betrieb auf niedrigem Emissionsniveau erforderlich, um bei schwachen Vorflutern die Immissionsanforderungen erfüllen zu können.

Wie diese Punkte zu bewerkstelligen sind, wo die Stabilitätskriterien liegen, mit welcher beispielhaften Anlagenkonzeption man die Ziele erreichen kann, wie die Verknüpfung Immission und Emission stattfinden kann und welche Berechnungsmöglichkeiten es geben kann, darauf soll im Folgenden überblicksmäßig eingegangen werden.

## **2 Grundlagen der Emissionsbegrenzung aus der Sicht der Praxis**

### **2.1 Emissionsbegrenzung auf nationaler Ebene**

Auf nationaler Ebene ist meiner Ansicht nach die Begrenzung relativ einfach und klar. Es gibt bekanntlich Emissionsverordnungen für die verschiedensten Herkunftsbereiche und in diesen werden fixe Grenzwerte für die direkte und indirekte Einleitung festgelegt. Diese beschreiben den Stand der Technik. Es steckt der Grundsatz dahinter, gleiche Branche gleiche Anforderung, gleiche Emission und über die Befristung der Wasserrechte eine permanente Anpassung an einen sich vielleicht ändernden Stand der Technik. WRG Novelle 1990.

### **2.2 Emissionsbegrenzung auf europäischer Ebene**

Maßgeblich ist hier die Industrieemissionsrichtlinie aus dem Jahre 2010 und die auf ihr beruhenden herkunftsspezifischen BAT Dokumente. BAT Dokumente hat es bereits nach der IPPC Richtlinie gegeben, der Unterschied zur IED ist allerdings der, dass die nach der IED überarbeiteten BAT Dokumente Schlussfolgerungen und verbindliche Grenzwertbereiche beinhalten.

Die BAT Dokumente beschrieben und beschreiben mögliche Reinhalte- und Vermeidungstechnologien, die so zum Stand der Technik erhoben wurden. Diese Konvolute im konkreten Verfahren anzuwenden ist wegen der Vergleichbarkeit meines Erachtens schwierig, weiters sind diese Dokumente äußerst umfangreich.

Um dies nun zu vereinfachen und zu vereinheitlichen werden nun gemäß der IED nach dem beschreibenden Teil der BAT Dokumente die Schlussfolgerungen eingeführt, - quasi die Zusammenfassung -, und ähnlich wie bei den österreichischen Emissionsverordnungen, verbindliche Grenzwertbereiche eingeführt, an die sich der Rechtsunterworfene, falls er unter die IED und das entsprechende BAT Dokument fällt, halten muss, ja sogar innerhalb von 4 Jahren nach Veröffentlichung angepasst haben muss. Die Festlegung welcher konkrete Wert bei Bereichen heranzuziehen ist wird den lokalen Behörden obliegen.

Hier beginnen nun die Probleme, die von Branche zu Branche unterschiedlich sind. Ich vermute, je heterogener eine Branche ist umso schwieriger wird die Festlegung der Emissionslevels. Ich denke hier z.B. an die Emissionslevels des CWW BREFs, insbesondere an die im 2. Draft und die Methodik der Erstellung.

Das österreichische Wasserrecht sieht nun vor, diesen auf europäischer Ebene festgelegten Stand der Technik in die nationalen Emissionsverordnungen zu integrieren. Dies schafft natürlich Rechtssicherheit und löst Fragen wie z.B. wie sind horizontale BREFs in Verbindung mit vertikalen BREFs zu sehen, wo liegen die Grenzwerte, wenn Bereiche angegeben sind etc.

Man verzeihe mir diese Ausschweifung, welche fast schon in den Bereich der Themenverfehlung geht, aber ich versuche jede Gelegenheit zu nutzen, um bewusst zu machen, dass im Prozess der BAT-Überarbeitungen auf europäischer Ebene, weit im Vorfeld der Erstellung der Emissionsverordnungen oder gar der Bescheiderstellung, die Weichen gestellt werden, man sich bereits auf dieser Ebene einbringen sollte, denn im direkten lokalen Vollzug sind die Spielräume dann oft sehr gering.

Dies betrifft grundsätzlich jeden Emittenten der unter die IED fällt, Direkteinleiter vielleicht stärker als Indirekteinleiter. Im Gegensatz dazu steht die Immissionsbegrenzung, welche dann schlagend wird, wenn die Verdünnungsverhältnisse nicht mehr ausreichen.

### **3 Emissionsbegrenzungen basierend auf Immissionsanforderungen**

#### **3.1 Allgemeine Betrachtungen**

Hier ist man jetzt bei der eigentlichen Thematik große Fabrik kleiner Vorfluter. Ich habe hier im Titel absichtlich den Begriff Thematik und nicht Problematik gewählt, weil unter bestimmten Voraussetzungen und auch Bedingungen sowie Aktivitäten eine vorerst bestehende Problematik in eine Thematik übergeführt werden kann.

Im letzten Punkt ist absichtlich das Wort Verdünnungsverhältnisse angeführt, obwohl das Wort Verdünnung zur Unterschreitung von Grenzwerten prinzipiell viele aufschrecken lässt und mit einem gewissen Unbehagen verbunden ist, aber wir müssen uns klar sein, dass Immissionsbegrenzungen teilweise um Zehnerpotenzen zumindest aber unter den nach dem Stand der Technik erreichbaren Emissionskonzentrationen liegen. Das ist so und daher ist zwangsläufig eine Verdünnungswirkung des Vorfluters erforderlich.

Je niedriger nun die Immissionsgrenzwerte liegen umso größer die Anzahl der Betroffenen. Ich denke hier zum Beispiel an die neuen Biotagrenzwerte.

Problematisch ist es, wenn nun der Vorfluter klein, der Betrieb groß und die Vorbelastung auch noch dazu hoch ist.

#### **3.2 Verknüpfung Emissions- und Immissionsanforderung**

##### **3.2.1 Neuanlagen**

Bei Neuanlagen ist dies relativ einfach, die Aufnahmefähigkeit des Vorfluters wird zur potentiellen Standortfrage. Eine Verschlechterung des chemischen Zustandes von gut auf mäßig ist gemäß WRRL nicht möglich, daher scheiden gewisse Standorte für bestimmte Produktionen vermutlich aus. Dies bedeutet nicht, dass die Produktionen per se und die dazugehörigen Reinigungsverfahren schlecht oder unzureichend sein müssen. Der emissionsseitige Stand der Technik ist unumstritten, die Produktionen sind daher bei entsprechend mächtigen Vorflutern wahrscheinlich unbedenklich, bei kleinem Vorfluter rückt die gleiche Emission aber eventuell in den Betrachtungsbereich der Umweltverschmutzung - global gesehen kein Unterschied der Emission aber ein Unterschied in der lokalen Wertigkeit und daher eine potentielle Standortfrage.

##### **3.2.2 Anmerkungen für bestehende Anlagen**

Der letzte Satz kann bei bestehenden Anlagen an kleinen Vorflutern schnell zutreffen. Hier gilt es zum einen zu zeigen, dass dem nicht so ist und zum

anderen herauszufinden, wieviel der Vorfluter an Belastung verträgt. Beide Punkte erfordern eine gute und solide Datenbasis, stabile und gute Emissionsverhältnisse und kreative Berechnungsansätze.

Die Datenbasis kann durch ein dichtes Monitoring geschaffen werden, um die Vorbelastung und auch die Emissionen in ihrer statistischen Verteilung zu erfassen.

Die stabilen Emissionsverhältnisse erfordern stabil laufende hocheffiziente Reinigungsanlagen.

Die kreativen Berechnungsansätze sind erforderlich, da es sich um Verknüpfungen von statistischen Verteilungen und Wahrscheinlichkeiten handelt und Vereinfachungen zu unrealistischen Ergebnissen führen können.

Der Ansatz, dann erhöht man eben die Anforderungen an die Reinigungsleistung, ist nur bedingt anzuwenden, da es auch hier technische und wirtschaftliche Grenzen gibt.

Eine weitere Möglichkeit für bestehende Anlagen, bei denen die Immission zu Problemen führt, wäre eine temporäre oder permanente Ausnahme. Hier gibt es in Österreich allerdings nur wenige Beispiele.

Durch die Befristung der Wasserrechte und die gängige österreichische Rechtsprechung hat die WRRL in Österreich vielleicht schärfere Auswirkungen als bei Erstellung der Richtlinie eigentlich beabsichtigt.

Als planerische Komponente kann man meines Erachtens den Ansatz betrachten, dass ein Vorhaben bewilligungsfähig ist, wenn es die zukünftige Zielerreichung nicht verhindert.

### 3.2.3 Wiederverleihungen

Die Richtlinie versteht unter der Zielerreichung eine planerische Komponente, die unter Zugrundelegung der kostengünstigsten Variante versucht die Ziele zu erreichen, und jetzt sage ich mal, oder nicht.

Das österreichische Wasserrecht sieht befristete Wasserrechte vor, die eigentlich aus dem Emissionsansatz herrühren, um eine permanente Anpassung an den Stand der Technik zu bewerkstelligen solange keine öffentlichen Interessen gemäß WRG dagegensprechen. In Österreich setzen die Ziele der WRRL nun jedoch am öffentlichen Interesse an, weswegen sie im Individualverfahren anzuwenden sind, um z.B. eine Wiederverleihung zu ermöglichen. Im Einzelverfahren ist allerdings eine Einzugsgebietsweite Maßnahmenbetrachtung oder gar Maßnahmenkombination nicht vorgesehen, weswegen der Umgang mit

den neuen Biotagrenzwerten auch noch einige Fragen offenlässt. Hier denke ich, dass der Erwägungsgrund 25 Abhilfe schaffen könnte.

Die bereits angeführte Betrachtungsweise, dass, bei Wasserkörpern die ihren Zielzustand noch nicht erreicht haben, eine Maßnahme nicht im Widerspruch mit einer zukünftigen Zielerreichung stehen darf, ermöglicht, wie bereits angeführt, eine gewisse planerische Komponente.

#### 3.2.4 Konsensänderungen

Etwas schlechter ist die Position eines Betreibers, wenn eine Konsensänderung eventuell im Zuge der Wiederverleihung beantragt wird, denn da verliert der Antragsteller die aufschiebende Wirkung des Erlöschens des auslaufenden Bescheides.

### 3.3 Praktische Umrechnung von der Immissionsanforderung zum Emissionsgrenzwert

In allen 3 vorher genannten Fällen ist es notwendig belastbare Daten zu haben. Dazu ist ein möglichst umfassendes Monitoring erforderlich.

Auch hier kann man seine Wunder erleben. Es kann vorkommen, dass Datensätze in sich schlüssig, aber mit anderen Laboratorien nicht vergleichbar sind und dies bei so trivialen Parametern wie zum Beispiel dem COD oder Phosphorwerten. Ein Klassiker diesbezüglich ist auch AOX.

Hat man nun die Datensätze so geht es an das Rechnen.

Hier sind einige Grundsätze zu beachten. Es kommt darauf an, in welcher Form der Immissionsgrenzwert einzuhalten ist, als Mittelwert oder als Perzentilwert oder als Maximalwert. In Österreich haben wir eine Mischung, die Richtwerte des ökologischen Zustandes haben wir vornehmlich als Perzentilwerte, für die synthetischen und nicht synthetischen Schadstoffe sowie die prioritären Stoffe haben wir Jahresmittelwerte. Dazu kommen noch Maximalwerte mit einer statistischen Interpretationsmöglichkeit bei einigen prioritären Stoffen. Alleine diese statistischen Unterscheidungen können erheblichen Auswirkungen auf zulässige Emissionen haben.

Ein Maximalwert bedeutet, dass bei ungünstigsten Verhältnissen der Immissionsgrenzwert eingehalten werden muss, dies kann sein, maximale Emissionsfracht bei minimalster Wasserführung und höchster Vorbelastung. Das Ergebnis für die zulässige Emission könnte bei derartigen Betrachtungen negativ werden.

Perzentilwerte erlauben schon einen etwas größeren Spielraum und bewirken zumindest, dass bei Ausreißern nicht sofort Handlungsbedarf besteht.

Aber selbst die so einfach scheinende Berechnung von Mittelwerten kann Probleme aufwerfen.

Wie rechnet man nun eine zulässige Emissionsfracht für einen Mittelwert als Immissionsgrenzwert?

### 3.3.1 Einfache Berechnung für Mittelwerte über die Bezugswassermenge

Dies ist noch relativ einfach. Nimmt man an, dass die Emissionsfracht konstant ist, so ergibt sich, dass die Bezugswassermenge gleich dem harmonischen Mittel der täglichen Abflüsse im Vorfluter ist. Die sich ergebende Fracht ist somit die zulässige Immissionskonzentration multipliziert mit der Bezugswassermenge, - dem harmonischen Mittel der Tagesabflüsse -, verringert um die Vorbelastung.

Weiters verringert sich die Bezugswassermenge noch auf den für die Einmischungszone relevanten Anteil, was zu einer weiteren Reduktion führt.

Argumentiert man nun, dass der Immissionsgrenzwert jedes Jahr eingehalten werden muss, ist als Bezugswassermenge das harmonische Mittel des abflussschwächsten Jahres heran zu ziehen.

Dies ist leider alles logisch nachvollziehbar, bedeutet allerdings, dass in Summe die Bezugswassermenge deutlich unter der mittleren Wasserführung liegt, was die rechnerisch zulässigen Emissionen naturgemäß um einen nicht unerheblichen Faktor reduziert. Wenn dann hier auch noch maßgebliche Vorbelastungen zu berücksichtigen sind, kann es sein, dass für einen Projektwerber nicht mehr viel, bis gar nichts übrigbleibt.

Sogar wenn es sich um eine Wiederverleihung an einem Gewässer handelt, bei dem die bisherigen Messungen einen guten Zustand gezeigt haben, könnte diese Berechnungsmethode zu verringerten zulässigen Emissionsfrachten führen.

Warum eigentlich? Dies kann 2 Gründe haben. Zum einen, dass die Bezugswassermenge geringer ist als die Wassermenge bei den Messungen, zum anderen, dass Konsenswerte in der Regel nicht voll, ausgeschöpft werden.

### 3.3.2 Berechnungsmöglichkeiten bei bestehenden Anlagen, Monte-Carlo oder Matrizenmethode

Bei bestehenden Anlagen kann man basierend auf den Ergebnissen der Eigenüberwachung darlegen, wie die Emissionsverteilung in Bezug auf den Mittelwert aussieht. Kennt man nun die Verteilung der Emissionsfrachten sowie die Verteilung der Abflussmengen im Vorfluter und die damit verbundene Vorbelastung aus dem Monitoring, so kann man relativ einfach die sich ergebende mittlere Konzentration im Vorfluter errechnen. Und zwar mit 2 Methoden.

Eine ist die sogenannte Monte-Carlo Methode, bei der man eine beliebige, möglichst große Anzahl von Wertepaaren, - Emissionsfrachten und Abflussdaten im Vorfluter -, kombiniert und aus den sich ergebenden Werten beliebige statistische Größen, wie Mittelwerte oder Perzentilwerte berechnet.

Die 2. Methode, die sich als gleichwertig herausgestellt hat, ist eine Matrizenrechnung, bei der sämtliche Wertepaare miteinander verknüpft werden und daraus der statistische Wert berechnet wird. Beide Methoden wurden an den Messwerten des Monitorings verifiziert und bestätigten die Anwendbarkeit der Methode sowie die Schlüssigkeit der Analysen.

Konkret wurde das Monitoring über fast 10 Jahre betrieben und bestand aus 2 Messungen pro Monat im Vorfluter. Durch die lange Messperiode konnten auch Jahre mit Niederwasserführung abgebildet werden.

Kann man nun relativ genau Immissionskonzentrationen berechnen, so ist im Umkehrschluss auch die Bestimmung von zulässigen mittleren Emissionsfrachten möglich. Nach Monte-Carlo, indem man für verschiedene Emissionsmittelwerte bei bekannter Verteilung die Immissionsgrößen berechnet. Dies können nun Mittel- oder Perzentilwerte sein, mathematisch absolut kein Problem, und die sich daraus ergebende Kurve grafisch mit dem Immissionsgrenzwert schneidet und daraus den zulässigen Emissionsmittelwert abliest, oder man führt die Matrizenmethode aus und errechnet mit Hilfe einer Zielwertanalyse unter Minimierung der Fehlerquadratsumme den Emissionsmittelwert, der den Immissionsgrenzwert ergibt.

Beide Methoden wurden unabhängig voneinander angewendet und führten zu den gleichen Ergebnissen, wobei sich herausgestellt hat, dass bei der Monte-Carlo Methode die Anzahl der errechneten Werte einen Einfluss auf das Ergebnis haben kann. Je mehr Berechnungen umso genauer.

Je schleifender die mathematischen Schnitte sind umso ungenauer werden naturgemäß die Ergebnisse. (Fehlerfortpflanzungsgesetz).

Etwas kryptischer wird die Lage, wenn es sich wie beim Ammoniumgrenzwert um einen handelt, der von pH-Wert und Temperatur abhängig ist und dies noch nach einer relativ komplizierten Formel.

### 3.3.3 Weserurteil und Alternativen

Problematisch wird es für Anlagen, bei denen die Vorbelastung bereits über dem Immissionsgrenzwert für den guten Zustand liegt und die diesen Stoff auch emittieren.

Das Weserurteil besagt nämlich auch, dass, wenn ein Immissionsgrenzwert bereits überschritten ist, jede weitere Erhöhung dieser Konzentration bereits als Verschlechterung zu sehen ist.

Speziell bei ubiquitären Stoffen eine große Herausforderung, aber auch bei konventionellen, sobald die Emissionskonzentration über der Immissionskonzentration oder dem Immissionsgrenzwert liegt, wenn dieser bereits vor oder ohne die Einleitung überschritten ist.

Bei bestehenden Anlagen, falls technologische Verbesserungen nicht mehr möglich oder wirtschaftlich vertretbar sind, findet man entweder einen größeren Vorfluter in den man einleiten kann oder man geht in die Ausnahme. Bei ubiquitären Stoffen könnte meines Erachtens Erwägungsgrund 25 der Prioritären Stoffe Richtlinie Abhilfe schaffen, der im Prinzip besagt, wenn alle erdenkbaren Möglichkeiten zu keinem Erreichen des Immissionsgrenzwertes führen reicht der Stand der Technik.

## **4 Kriterien für stabile und niedrige Emissionen**

### **4.1 Allgemeines - Monitoring**

Ein Monitoring für die gegenständliche Thematik kann nur dann erfolgreich sein, wenn man damit darlegen kann, dass die Abwasserreinigungsanlage hocheffizient und absolut stabil läuft. In der Praxis steht man dann vor dem Problem, dass, befindet man sich in der Regel im Bereich von 10% des Konsenswertes, Emissionen die im Bereich von 80% des Konsenswertes, - ohne Berücksichtigung der 4 aus 5 Regel -, liegen, manchmal bereits wie Störfälle zu rechtfertigen sind.

Das Monitoring kann nämlich nicht nur als Datenbeschaffung gesehen werden, es stellt auch eine wichtige vertrauensbildende Maßnahme dar.

### **4.2 Was sind nun die Kriterien die zu geringen Emissionen und stabilen Ablaufwerten führen?**

Hier muss man sicherlich zwischen 3 Gruppen von Stoffen unterscheiden:

1. Refraktäre, inerte, aerob nicht weiter abbaubare Stoffe, die durch die Anlage marschieren oder auch in dieser gebildet werden. Hierzu zählen Teile des COD's, anorganische Salze, die nicht umgewandelt oder kaum gefällt werden, wie Chlorid, Natrium und Sulfat Großteils im aeroben Bereich,
2. Stoffe die gespeichert oder teilweise gespeichert werden, chemisch durch Fällung oder biologisch durch Einlagerung, wie teilweise Schwermetalle

und Kohlenstoffverbindungen sobald die Abbaukapazität überschritten ist und solche die

3. ganz einfach durchschlagen, falls die Abbaukapazität in welcher Richtung auch immer nicht ausreicht, wie z.B. und hier im Speziellen gemeint die Stickstoffverbindungen.

#### 4.2.1 Refraktäre, inerte, aerob nicht weiter abbaubare Stoffe

Bei refraktären Stoffen kann abwassertechnisch nichts oder nur wenig gemacht werden, außer man geht in Spezialverfahren oder die Teilstromreinigungen.

Ein derartiges Verfahren ist die anaerobe Abwasserreinigung, mit dem Nachteil, dass bei der Anaerobie wiederum Huminstoffe gebildet werden, die ihrerseits das Abwasser färben und eine gewisse gelblich braune Färbung hervorrufen können. Vergleichbar sind diese Vorgänge mit denen in hochorganischen Böden. Ich denke hier an Hochmoore. Der große Vorteil liegt natürlich in der energetischen Effizienz dieses Verfahrens.

Sulfat wird reduziert zum Sulfid, was zum einen zu einer Entsalzung führt, zum anderen aber auch den Anaerobabbau bedingt durch die Sulfidtoxizität beeinflussen kann.

Calcium wird durch das gebildete  $\text{CO}_2$  zum Kalziumkarbonat gefällt. Auf spezielle Reinigungsverfahren die hauptsächlich bei hochkonzentrierten Teilströmen zur Anwendung kommen möchte ich im Zuge dieser Arbeit nicht eingehen, da diese für die gegenständliche Themenstellung auch nicht von allgemeiner Bedeutung sind und an der Grundaussage des Vortrags nichts ändern.

#### 4.2.2 Speicherbare Stoffe

Zu Stoffen die gespeichert werden zählen hier sicherlich die Schwermetalle und auch Kohlenstoff, sofern die Speicher der Mikroorganismen noch Platz dafür haben. Hier kann man meines Erachtens davon ausgehen, dass bei ordnungsgemäß ausgezehrtem Schlamm aerob an die 30% des organischen Anteils gespeichert werden und somit nicht in die Vorflut durchschlagen auch wenn die Abbaukapazität per se überschritten wird. Eine effiziente Speichermöglichkeit, die allerdings nicht übergebührlich ausgereizt werden sollte, da damit sicherlich einige Risiken verbunden sind.

Zum einen kann es zu anaeroben Vorgängen kommen und es können anorganische Metaboliten gebildet werden. Das allerdings weitaus größere Risiko liegt in einer sukzessiven Verschlechterung der Schlammabsetzeigenschaften speziell bei mehrmaligen Stoßbelastungen, da jede mit einer Sauerstoffunterversorgung verbunden ist, welche das Risiko für die Bildung von Blähschlamm vergrößert.

Zum anderen kann es als Folge zu einer Schwimmschlamm-Bildung bedingt durch Denitrifikationserscheinungen in der Nachklärung kommen.

Konsequente Elimination von Toträumen, welche zu anaeroben Bereichen führen können, scheint eine Verbesserung bzw. Stabilisierung zu bewirken. Gleiches gilt für die Verhinderung von Absetzvorgängen in den Belebungsbecken durch regelmäßiges Auflüften.

Anders stellen sich Stoßbelastungen im Anaerobbereich dar, da hier lokale Überlastungen zur Anreicherung von anaeroben Zwischenprodukten führen können, die ihrerseits wieder hemmend auf den Abbau wirken.

Ein Beispiel wäre hier die Hemmung der Essigsäure auf den Essigsäureabbau bzw. auf die Methanproduktion. In Verbindung mit hohen Schwefelwasserstoffpartialdrücken kann es zu einer weiteren Beeinträchtigung der Methanproduktion kommen und der Prozess kann kippen, sowohl im Faulbehälter für die anaerobe Schlammstabilisierung als auch, hier relevanter, bei der anaeroben Abwasserreinigung.

Hier sind effektiv Ausgleichsbehälter erforderlich und die Belastung ist laufend zu kontrollieren und gegebenenfalls zu regulieren.

Schwermetalle werden in Abhängigkeit von Art und pH-Wert gefällt und teilweise in die Biomasse inkorporiert. Dies bedeutet, dass bis zu einer gewissen Zulaufkonzentration die Ablaufwerte näherungsweise gleichbleiben, und erst nach Unterschreitung dieser sinken. Gleiches gilt auch in der Gegenrichtung. Will man effizient Schwermetalle eliminieren bietet sich die Teilstromreinigung an oder auch die anaerobe Abwasserreinigung, da Metallsulfide schwer löslich sind.

#### 4.2.3 Durchschlagende Stoffe - Stickstoffverbindungen

Die Stoffe, die meines Erachtens die Stabilität der Ablaufwerte am meisten gefährden sind die Stickstoffverbindungen und hier auch das Nitrat.

Warum Nitrat? Ganz einfach. Hat man einen Selektor oder eine vorgeschaltete Denitrifikation so kommt es bei Nitratüberangebot und leicht abbaubarem Kohlenstoff zu einer unvollständigen Denitrifikation, die ihrerseits die Nitritbelastung für die Nitrobacter blitzartig ansteigen lässt und so zu Nitritdurchschlägen führen kann. Die innere Nitritbelastung unterscheidet sich somit massiv von der äußeren, ein Punkt der auch bei der Ammonstickstoffoxidation von massiver Bedeutung sein kann.

Hat man eine hohe Kohlenstoffbelastung bei einer vergleichsweise geringen Ammonstickstoff Zulaufkonzentration, wird viel Stickstoff für den Aufbau der Biomasse verwendet. Für die Nitrifikation bleibt nicht oder nicht viel übrig.

Bricht die Kohlenstoffbelastung weg, steigt die zu nitrifizierende Stickstoffmenge, quasi die innere Stickstoffbelastung. Fehlt die Nitrifikantenmenge kann Ammonstickstoff durchschlagen. Weiters steigt durch die fehlende Kohlenstoffbelastung der Stabilisierungsgrad, Biomasse stirbt ab und setzt Ammonstickstoff frei. Die zu nitrifizierende Menge an Ammonstickstoff steigt weiter. Wird dies nun mit einer Vergrößerung des oxischen Volumens kompensiert, sinkt die Denitrifikation, Nitrat steigt im Rücklaufschlamm und es kann zu einer weiteren Nitritbildung kommen.

In der Praxis kann dieser Teufelskreis durch einige Maßnahmen verhindert bzw. unterbrochen werden:

- durch eine möglichst konstante Kohlenstoffbeschickung in Abhängigkeit von der Nitratkonzentration im System,
- durch eine möglichst gleichmäßige TKN Belastung durch entsprechende Retentionsmaßnahmen,
- durch eine rasche Reduktion der Ammonstickstoff- bzw. Stickstoffbelastung,- hier sind wir bereits im Bereich von Drosselungsmaßnahmen-, und
- durch eine Aufrechterhaltung einer gewissen Kapazität an Nitrifikationsleistung durch Beschickung mit Stickstoff, kontrolliert durch regelmäßige Aktivitätstests.

Hier kommt die gute alte Schlammatmung zur Anwendung. Durch Einspritzen von Nitrit und Ammonstickstoff können relativ einfach die Nitrifikationskapazitäten von Nitrosomonas und Nitrobacter bestimmt werden. Dementsprechend kann nun die Stickstoffdosierung reduziert oder erhöht werden, entweder durch Ammoniakdosierung oder durch Reduktion der Nitrifikation in einer etwaigen Vorreinigungsstufe.

Weiters ist es erforderlich rasch auf Entgleisungen der Nitrifikation reagieren zu können. Hier bietet die Online-Messung von zumindest Ammonstickstoff einen gewaltigen Vorteil, weil man zeitnah einen Anstieg feststellen kann um rechtzeitig Gegenmaßnahmen ergreifen zu können, Rückhaltemaßnahmen an der Quelle oder Reduktionsmaßnahmen in der Anlage. Besonders unangenehm in diesem Zusammenhang sind organische Stickstoffverbindungen, da diese erst nach biologischem Abbau Ammonstickstoff freisetzen. Hier muss an der Quelle dementsprechend agiert werden.

Wichtig bei der Onlinemessung ist meiner Erfahrung nach nicht die Genauigkeit, sondern der Trend, dieser muss unbedingt stimmen, weswegen

zumindest fallweise Zweipunktkalibrierungen unumgänglich, wenn auch aufwändig, sind. Empfehlenswert sind auch redundante Messungen. Dies ist ein weiterer das Risiko vermindender Punkt.

Wie haben in der aeroben Nachreinigung 3 Belebungsbecken und betreiben diese in einem Serien-Parallelbetrieb. Dies bedeutet 2 vorgeschaltete Becken und ein nachgeschaltetes Becken quasi als Polizeibecken. Jedes dieser Becken ist mit einer  $\text{NH}_4$  Online-Messung ausgestattet, in den vorgeschalteten Becken aus Redundanzgründen, im nachgeschalteten aus Sicherheitsgründen, da speziell organisch gebundener Stickstoff ohne entsprechend hoher Ammonstickstoffkonzentration im vorgeschalteten Becken zu Problemen im Polizeibecken führen kann und geringe Sauerstoffkonzentrationen im Polizeibecken auch von der Kohlenstoffatmung kommen können, was bei ausreichend Nitrat kein Problem darstellt.

Nur durch nasschemische Stichprobenanalysen kann man somit ohne Online-Messung feststellen, ob die erhöhte Sauerstoffzehrung von einer für die Emission unproblematischen Kohlenstoffzehrung oder von einer eventuell problematischen Ammonstickstoffkonzentration herrührt.

#### 4.2.4 Beispielhafte Zusammenfassung der Voraussetzungen für einen stabilen Betrieb mit niedrigen Emissionswerten und deren technische Umsetzung:

Die Voraussetzungen für einen stabilen Betrieb sind nun:

- a. Stabile und effiziente Elimination der Hauptkohlenstofffracht
- b. Geringe möglichst gleichmäßige – regelbare Kohlenstoffbeschickung der aeroben Nachreinigung
- c. Vorreinigungsmaßnahmen und Rückhaltmaßnahmen im Teilstrom oder am Anfallort
- d. Eine gesicherte Nitrifikationskapazität in der aeroben Nachreinigung
- e. Regelbare Kohlenstoffbelastung der Nachreinigungsstufe in Hinblick auf Nitrifikation und Denitrifikation bei ungünstigem COD zu N Verhältnis
- f. Effiziente und rasche Betriebsüberwachung

#### 4.2.5 Die Umsetzung im konkreten Fall:

- a. anaerobe Vorreinigung des kohlenstoffmäßig hoch belasteten Teilstroms
- b. anaerobe Vorreinigung mit regelbarer Umgehungsmöglichkeit eines Teilstroms des hoch belasteten Abwassers
- c. Ausgleichsbehälter und anaerobe Vorreinigung eines Teilstroms sowie Notfallbecken für die aerobe Endreinigung
- d. aerobe Zwischenreinigung die es ermöglicht die Ammonstickstoffbelastung der aeroben Nachreinigung einzustellen

- e. Automatische Regelung der Kohlenstoffdosierung aus dem COD-mäßig hoch belasteten Teilstrom
- f. Betriebsanalytik und redundante Onlinemessungen

## 5 Die konkrete Anlage in groben Zügen

Wie ist nun die gegenständliche Anlage aufgebaut, um all diese angesprochenen Anforderungen erfüllen zu können und zwar:

- hohe Effizienz beim Kohlenstoffabbau ohne hohen Energiebedarf
- weitgehende Elimination von Schwermetallen
- stabile und praktisch vollständige Nitrifikation und
- weitestgehende Stickstoffelimination

Die Stickstoffbelastung der Endreinigung muss wegen der Kapazität an Nitrifikanten regulierbar sein,

die Kohlenstoffbelastung soll in der Endreinigung niedrig, aber regulierbar sein um ein optimales COD zu N Verhältnis zu bekommen,

die Stabilität der Reinigungsleistung muss in Summe gegeben und hoch sein.

Aus den angeführten Gründen ist ein mehrstufiges Verfahren erforderlich. Da die Rahmenbedingungen prinzipiell passen, ist es möglich eine stabile anaerobe Vorreinigung zu betreiben und in dieser den Kohlenstoff mit einem Wirkungsgrad von über 98% zu eliminieren.

Dieser nachgeschaltet ist eine aerobe Zwischenreinigung, die hocheffizient nitrifiziert und über das gelöste Sulfid Stickstoff eliminiert. Hier kann die Stickstoffbelastung zur Aufrechterhaltung der Nitrifikation in der aeroben Nachreinigung eingestellt werden. Mit Hilfe einer internen Rezirkulation kann der Stickstoff weitgehend entfernt werden, soweit eben für die aerobe Nachreinigung sinnvoll. Dies kostet allerdings Geld und entkoppelt die Stickstoffemission von der Stickstoffbelastung, erhöht aber essentiell die Betriebssicherheit der Anlage in Hinblick auf eventuelle Ammonstickstoffdurchschläge.

Durch Umgehung der Vorreinigung kann hoch belastetes Abwasser direkt in die aerobe Nachreinigung geleitet werden, um das COD zu N Verhältnis zu verbessern und um einen plötzlichen Belastungsrückgang aus den niedrig belasteten Abwässern zu kompensieren, um eben wie bereits angeführt die Kohlenstoffbelastung auch der aeroben Nachreinigung möglichst konstant zu halten. Geregelt wird die Menge an zudosiertem COD über die Nitratkonzentration in einem der vorgeschalteten Becken, da beide Fälle zu

einem Anstieg der Nitratkonzentration führen, der durch die Erhöhung der Kohlenstoffbelastung wieder zurückgeführt wird.

## **6 Zur Anlage im Detail**

Normalerweise präsentiert man im Allgemeinen zuerst die Anlage und legt dann die Leistung der Anlage dar. Ich mache dies umgekehrt, da themenbedingt der Konnex mit der Immission gegeben ist und diese eigentlich die erforderlichen Anlagenkonfigurationen bestimmen sollte. Im gegenständlichen Fall haben wir eine Anlage, die zwar schon einige Jahre besteht, aber derartig flexibel konzipiert wurde, dass durch entsprechende betriebliche und kleinere technische Änderungen die eingehend beschriebenen Anforderungen erfüllt werden können.

### **6.1 Anaerob- aerobe Vorreinigung**

Die Anlage ist, was die konzentrierten Abwässer betrifft mehrstufig aufgebaut.

Allen voran die anaerobe Vorreinigung, in der ca. 90% der gesamten COD Belastung abgebaut werden. Den Faulbehältern vorgeschaltet sind 2 Ausgleichsbehälter um die erforderliche Belastungsstabilität für den Anaerobprozess zu ermöglichen.

#### **6.1.1 Die Vorversäuerungsstufe - Ausgleichsbehälter**

Die Vorversäuerung stellt sich als relativ problemlos dar, entweder sie funktioniert oder sie funktioniert nicht. Beides hat keine Auswirkungen auf die mit über 98% sehr hohe Abbauleistung. Lediglich ein instabiler Vorversäuerungszustand kann zu Problemen mit der Biogasverwertung führen.

Ausgleichsbehälter sind für eine möglichst gleichmäßige Beschickung der Anaerobie erforderlich. Im für die Anaerobie erforderlichen hohen Temperaturbereich muss man mit einer Vorversäuerung rechnen, findet diese statt, so sollte man danach trachten, dass sie stabil läuft.

#### **6.1.2 Die anaerobe Vorreinigung – Faulbehälter**

Bezüglich Anaerobie gibt es hier 3 Besonderheiten, die bei der seinerzeitigen Konzeption der Behälter eine maßgebliche Rolle gespielt haben.

1. Die Sulfatbelastung ist relativ hoch
2. Es ist mit Kalziumkarbonatausfällungen zu rechnen und
3. Die COD Konzentrationen sind relativ hoch.

Sulfatbelastung und COD Konzentrationen sind bis zu einem gewissen Grad als Einheit zu sehen. Dass Sulfat zu Sulfid reduziert wird und dieses speziell auf die Methanproduktion hemmend oder gar toxisch wirkt, kann nicht verhindert werden. Was aber konstruktiv berücksichtigt werden kann ist, dass es lokal zu keiner Überbelastung kommt, die ihrerseits die Kapazität bedingt durch hemmende Zwischenprodukte reduziert.

Calcium reagiert bekanntlich mit dem  $\text{CO}_2$  zu Calciumkarbonat, welches die Biomasse beschwert, die Sedimentation verbessert aber auch aktive Biomasse verdrängt. Es gibt Beispiele von Anaerobreaktoren die voller Kalk waren und so an Kapazität verloren haben.

Ein weiterer Punkt ist der, dass Kalk an der Bakterienzelle ausfällt, diese quasi umhüllt und damit den Stofftransport verschlechtert. Diese Interpretation stammt von Ergebnissen einer Versuchsanlage, in der gezeigt werden konnte, dass bei Zudosierung von  $\text{CaO}$  mit steigendem anorganischem Anteil die organische Schlammabbauleistung sinkt und bei alternativer Einmischung von Steinmehl die Sedimentation der Biomasse nicht besser wird. Hier kam es in der Versuchsanlage zu einer Trennung, Kalk lag unten, die Biomasse schwamm oben davon.

Generell führen die Schwefelwasserstoffpartialdrücke zu einer nicht unerheblichen Hemmung der Biomasse. Diese Hemmung kann kompensiert werden, indem man den Biomassegehalt hochhält. Doppelt so hohe Biomassemenge als ungehemmt erforderlich wäre und eine Hemmung von z.B. 30% zeigen keine negativen Auswirkungen. Auf der anderen Seite verdeutlicht dieses Beispiel, dass dem Biomasserückhalt besonderes Augenmerk geschenkt werden muss.

Die 3 angeführten Komponenten haben zur Entwicklung eines eigenen Reaktortyps geführt, dem sogenannten EKJ Reaktor.

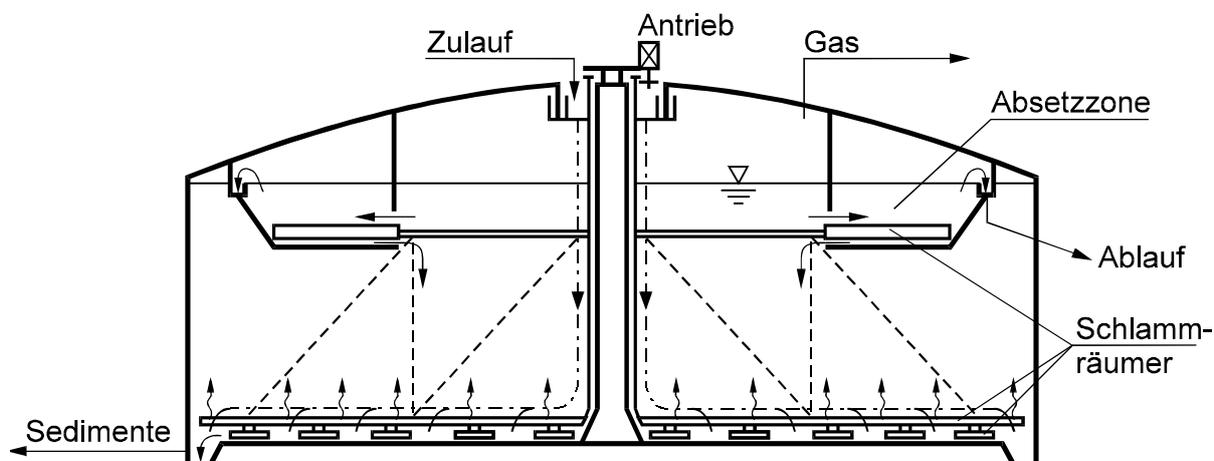


Abbildung 1: EKJ Reaktor

Die Besonderheit dieses Reaktortyps ist ein Krählwerk, welches sich mit einer Geschwindigkeit von ca. einer Umdrehung pro Stunde dreht. Dabei wird die

- interne Nachklärung geräumt,
- schwerer, kalkreicher Schlamm in einen Pumpensumpf gefördert und für eine
- gleichmäßige Abwassereinmischung über die gesamte Bodenfläche gesorgt.

Nachgeschaltet sind noch externe Nachklärbecken um den Schlammrückhalt zu verbessern.

Zweck der anaeroben Vorreinigung:

- Abbau der Hauptkohlenstofffracht,
- gegebenenfalls Schwermetallfällung und
- teilweise Sulfat- sowie Calciumelimination

### 6.1.3 Aerobe Zwischenreinigung

Die aerobe Zwischenreinigung hat einen großen Einfluss auf die Stickstoffelimination sowie auf die Stabilität der Nitrifikation.

Hier kann die Stickstoffbelastung für die nachfolgende Endreinigung eingestellt werden, über Denitrifikation Stickstoff eliminiert werden und somit die Stickstoffbelastung als auch die Kohlenstoffbelastung der Endreinigung reduziert werden. Dies allerdings nur bis zu dem Maß als man Ammonstickstoff benötigt um die Nitrifikationskapazität in der Nachreinigung entsprechend hoch zu halten.

Welchen Einfluss hat nun die Nitrifikation in der Vorreinigung auf die Kohlenstoffbelastung in der Nachreinigung?

Ganz einfach. Eine Stickstoffelimination in der Nachreinigung ist erforderlich, durch den hohen Wirkungsgrad der Anaerobie befindet man sich in einem engen COD zu N Verhältnis. Um nun ausreichend Kohlenstoff für die Denitrifikation zur Verfügung zu haben wird eine von der Nitratkonzentration in der Nachreinigung abhängige Menge an kohlenstoffmäßig hochbelastetem Abwasser an der Anaerobie vorbei direkt in die Nachreinigung gefördert, - höhere Ammonstickstoffbelastung führt somit zu einem höheren COD Bedarf für die Denitrifikation und somit zu einer höheren COD-Belastung der Endreinigung.

Über Atmungstests wird die Nitrifikationskapazität der Nachreinigung ermittelt.

Über diese wird dann der Bedarf an Substrat für die Nitrifikanten, somit die Ammonstickstoffzulaufmenge, festgelegt.

Die aerobe Zwischenreinigung besteht aus 2 Becken mit je drei Kaskaden und einem Kreisellüfter pro Kaskade und dazugehöriger Nachklärung.

#### Zweck der aeroben Vorreinigung:

- Reduktion der Stickstoffbelastung für die Nachreinigung
- Reduktion der Ammonstickstoffbelastung der Nachreinigung
- Somit Reduktion der erforderlichen Kohlenstoffbelastung und dies führt zu einer
- Reduktion der Biomasseproduktion in der Nachreinigung
- Erhöhung des Schlammalters in der Nachreinigung
- Gezielte Dosierungsmöglichkeit an Ammonstickstoff für die Nachreinigung
- Aufrechterhaltung der erforderlichen Nitrifikationskapazität.

#### 6.1.4 Aerobe Nachreinigung

Die aerobe Nachreinigung dient der vollständigen Nitrifikation mit weitestgehender Stickstoffelimination. Sie besteht aus drei Umlaufbecken welche in einem Serien- Parallelbetrieb gefahren werden. 2 Becken werden parallel und das 3. nachgeschaltet betrieben. Der Vorteil liegt darin, dass man auf der einen Seite eine Kaskadenwirkung hat, andererseits ein nachgeschaltetes Polzeibecken die Feinreinigung bewerkstelligt und im Vergleich zu einem reinen Serienbetrieb die Wahrscheinlichkeit einer Sauerstoffunterversorgung im 1. Becken sinkt.

Der Sauerstoffeintrag für die vorgeschalteten Becken wird online über die Ammonstickstoffkonzentration geregelt, im nachgeschalteten Becken erfolgt die Regelung über die Sauerstoffkonzentration. Diese ermöglicht geringere Ammonstickstoffkonzentrationen als die Ammonstickstoffregelung allerdings zu Lasten einer noch eventuell stattfindenden Denitrifikation.

In Umlaufbecken mit simultaner Nitrifikation und Denitrifikation ist die Sauerstoffmessung vergleichbar mit einer Zehrungsmessung, weswegen die Relation Stickstoff und COD Fracht zu Sauerstoffkonzentration wiederum passt und eine sinnvolle Regelung möglich ist. Eine reine Ammonstickstoffregelung wäre wegen der Onlinemessung zu ungenau, - so leid es mir auch tut. Die Onlinemessung hat aber als Trendkontrolle und als Alarmierungsgröße ihre Berechtigung.

Die Menge an hoch konzentriertem Abwasser welches an der Anaerobie vorbeigeleitet wird, wird über eine online  $\text{NO}_x$ -Messung geregelt.

Um anaerobe Bereiche zu verhindern ist eine gewisse Nitratkonzentration im Ablauf erforderlich und unter einer bestimmten  $\text{NO}_x$  Konzentration werden die

Becken voll aufgelüftet. Eine Betriebsweise die sich positiv auf die Stabilität der Schlammabsetzeigenschaften auswirkt.

Vorgeschaltet ist der aeroben Nachreinigung ein Notfallbecken.

Zweck der aeroben Nachreinigung:

- Vollständige stabile Nitrifikation
- Stickstoffelimination
- Abbau des restlichen Kohlenstoffs
- Abpufferung von Belastungsspitzen an COD durch die Biomasse.

### 6.1.5 Stabilitätskriterium Nitrifikation

Abschließend möchte ich nochmals zusammenfassend auf das Stabilitätskriterium Nitrifikation eingehen.

Zum einen wird eine gewisse

- Nitrifikationskapazität in der aeroben Nachreinigung durch gezielte Ammonstickstoffdosierung aufrechterhalten, da Spitzenfaktoren von 10 und mehr rein durch das Schlammalter nicht bewerkstelligbar wären, zum anderen gibt es
- Retentionsmaßnahmen in der Produktion sowie ein
- Notfallbecken und die
- Möglichkeit der Belastungsreduktion aus der
  - aeroben Vorreinigung und der
  - Anaerobie.

### 6.1.6 Vereinfachtes Schema der Anlage

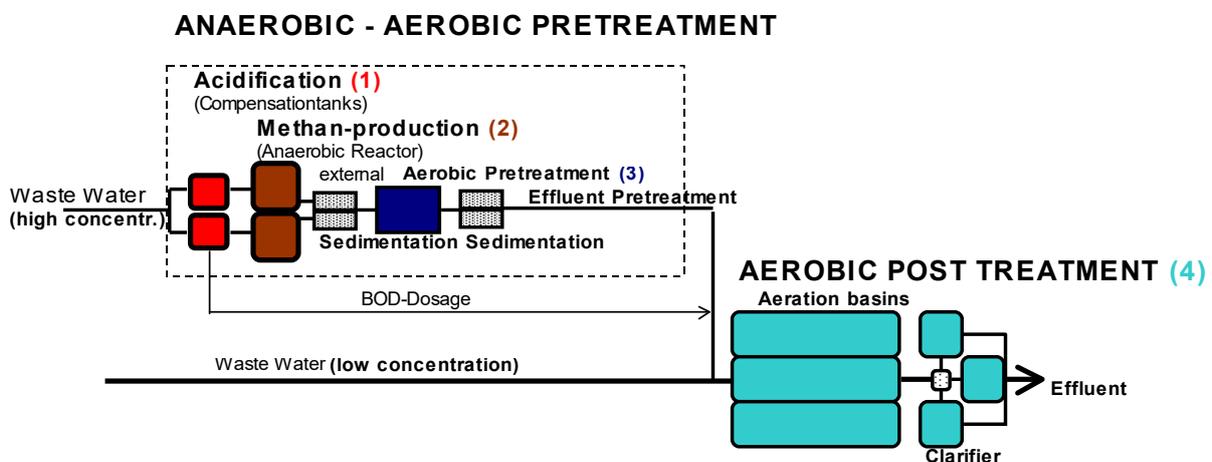


Abbildung 2: Vereinfachtes Schema der Abwasserreinigungsanlage

### 6.1.7 Anlagenübersicht

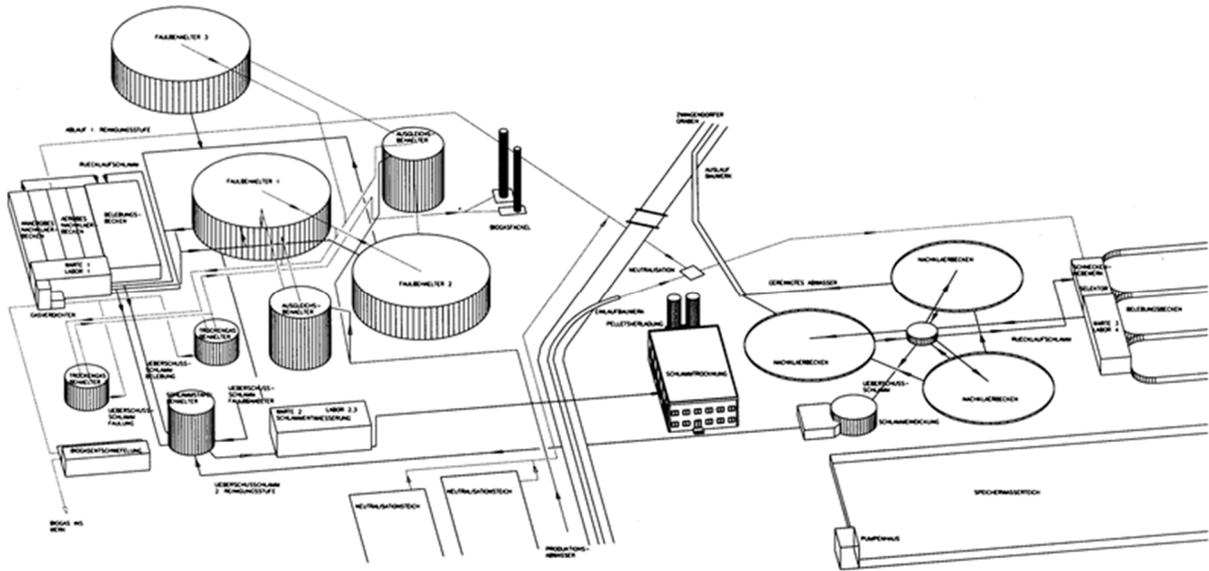


Abbildung 3: Anlagenübersicht

### 6.1.8 Nebenanlagen

Als Nebenanlagen wären hier anzuführen

- Eine Biogasentschwefelungsanlage
- Eine Biomassetrocknung
- Ein kombiniertes Regenrückhalte- und Notfallbecken samt dazugehörigem Pumpwerk
- Eine Notstromversorgung

## 7 Anlagenüberwachung

Ich möchte hier nicht auf die behördlich vorgeschriebene Eigenüberwachung eingehen sondern auf jene speziellen Überwachungsmaßnahmen, die großen Einfluss auf die Prozessstabilität sowie auf die gleichmäßig niedrigen Ablaufkonzentrationen haben.

Der wichtigste Überwachungsparameter für die Anaerobie ist das Spektrum der organischen Säuren und hier vor allem die Konzentration an Essigsäure. Kein Parameter gibt so eindeutig Auskunft über ein Problem als dieser und dies noch lange bevor die Säure per se hemmend wirkt.

Vorausschauend ist das COD zu S Verhältnis im Zulauf zur Anaerobie bedeutsam, da letztendlich von ihm bei gleicher Temperatur, gleichen

hydraulischen Verhältnissen und gleichem pH-Wert die Schwefelwasserstoffhemmung beeinflusst wird.

Für die aerobe Vorreinigung ist die Konzentration an Ammonstickstoff und an oxidierten Stickstoffverbindungen relevant. Ob es sich hier um Nitrit oder Nitrat handelt ist von untergeordneter Bedeutung, da diese Verbindungen ohnehin in der Nachreinigung einer Behandlung unterzogen werden. Wichtig ist, dass sie zu keiner übermäßigen Nitritbelastung in der Nachreinigung führen.

Mit der Einstellung der Ammonstickstofffracht werden eine unnötig hohe Belastung der Nachreinigung sowie eine zu geringe Nitrifikationskapazität verhindert.

In der Nachreinigung ist die Online-Messung von Ammonstickstoff und Sauerstoff hervorzuheben, da dadurch rasch auf Probleme reagiert werden kann. Man kann auf den Prozess Einfluss nehmen noch bevor es Auswirkungen im Ablauf gibt. Wichtig sind allerdings die regelmäßige Überwachung der Onlinemessung sowie die Kontrolle der Nitritkonzentrationen in den Becken der Nachreinigung. Beides geschieht durch Stichprobenanalysen.

Längerfristig sind die Überwachung der Nitrifikationskapazität sowie die Biomassebewirtschaftung der Gesamtanlage von essentieller Bedeutung.

## 8 Abschließende Anmerkung

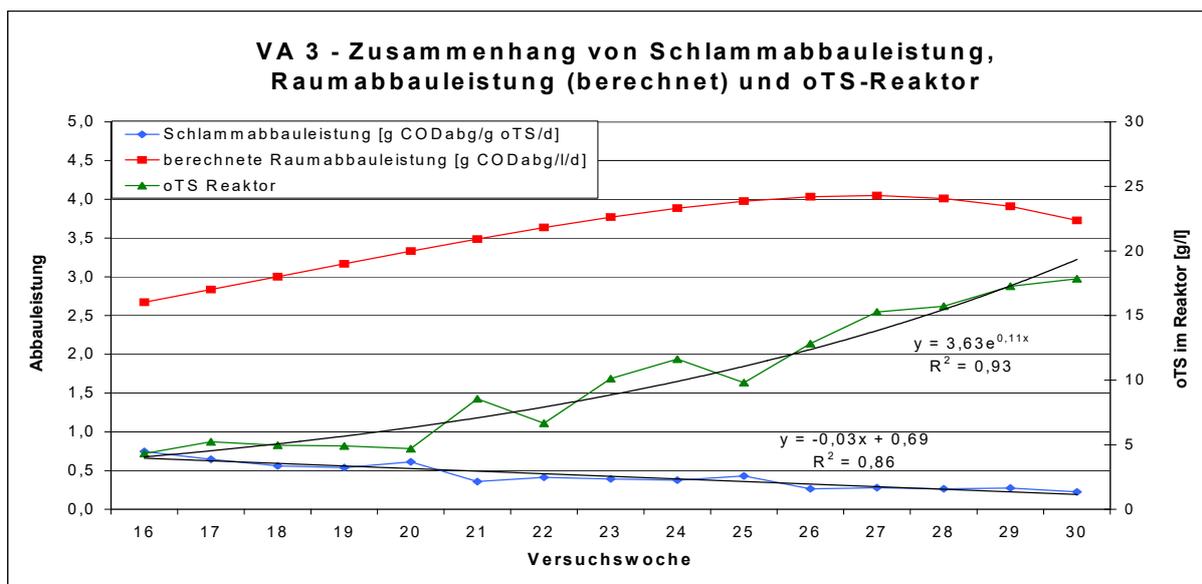


Abbildung 4: Zusammenhang Schlamm- und Raumabbauleistung einer Versuchsanlage

Hier abschließend und beispielhaft aus einer Versuchsanlage der Zusammenhang Biomassekonzentration und Raumabbauleistung. Er zeigt, dass selbst bei stetig steigender Biomassekonzentration die Raumabbauleistung einen Scheitelpunkt erreicht. Der Grund ist der, dass der Anstieg der Biomassekonzentration wiederum nur durch eine Verbesserung der Sedimentation und diese durch eine Erhöhung des anorganischen Anteils erreicht werden kann. Der Kalk aber offenbar den Stofftransport verringert, weswegen die spezifische Abbaupazität pro g Biomasse sinkt.

Dies nur beispielhaft um zu verdeutlichen, dass eine permanente Beobachtung und Analyse der Prozesse erforderlich ist, da scheinbar monokausale Prozesse nicht linear sein müssen und sogar Scheitelpunkte aufweisen können.

## **9 Zusammenfassung**

Durch die Verbindung Datenmonitoring Prozessüberwachung Anlagengestaltung und Stabilität im Betrieb ist es möglich, dass aus dem potentiellen Problem große Fabrik kleiner Vorfluter lediglich ein Thema wird und der Problembegriff an Bedeutung verliert. Dies bedeutet, dass die Anlage so konzipiert sein muss, dass ein stabiler Betrieb möglich ist. Dieser muss durch entsprechende betriebliche Vorkehrungen gesichert werden und als Untermauerung und vertrauensbildende Maßnahme ist ein effizientes Monitoring erforderlich. Daraus lassen sich Berechnungsmöglichkeiten ermitteln, die selbst bei knappen Freiräumen ein ökonomisch und ökologisch sinnvolles miteinander ermöglichen.

### **Korrespondenz an:**

Dr. Klaus Götzendorfer

Jungbunzlauer Austria AG und Co KG

Werk Pernhofen

2064 Wulzeshofen

Tel.: 02527 200 - 189

Mail: klaus.goetzendorfer@jungbunzlauer.com

# Grundlagen der Membrantechnik

Jörg Krampe

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien

**Abstract:** Der vorliegende Beitrag gibt einen kurzen Einblick in die Membrantechnik mit einem speziellen Fokus auf den Einsatz von Membranen in der industriellen Wasseraufbereitung. Ausgehend von den theoretischen Grundlagen zur Membrantechnik werden die Anwendungsbereiche von Membranverfahren und Membranbelebungsverfahren näher erläutert und Hinweise zur Planung gegeben.

**Key Words:** Industrieabwasser, Membranen, Membranbelebungsverfahren

## 1 Einleitung

Während das Belebungsverfahren, das im Jahr 2014 das 100jährige Jubiläum feierte, in der kommunalen und industriellen Abwasserreinigung als bewährte Technologie betrachtet wird, sind Membranen in weiten Bereichen noch nicht so etabliert - obwohl sie auf eine ähnlich lange geschichtliche Entwicklung zurückblicken können.

Die ersten synthetischen Ultrafiltrationsmembranen auf Basis von Zellulosenitrat wurden 1907 von Heinrich Jakob Bechhold hergestellt (Judd und Judd, 2011). Diese wurden 1916 von Richard Zsigmondy<sup>1</sup> gemeinsam mit Wilhelm Bachmann wesentlich verbessert (Sartorius, 2006) und zu einem technischen Produkt weiterentwickelt.

Die von Zsigmondy und Bachmann entwickelten Filter wurden ab 1917 zuerst von der Firma *de Haën* (später Riedel-de Haën) in Seelze und später von der Göttinger *Membranfiltergesellschaft mbH* (heute Teil der Sartorius AG) produziert. Somit kann auch die moderne Membrantechnik auf eine mehr als 100jährige Geschichte zurückblicken.

---

<sup>1</sup> Richard Zsigmondy begann 1883 sein Studium der technischen Chemie an der k.k. Technischen Hochschule in Wien, wo er 1885 die 1. Staatsprüfung ablegte. Nach weiteren Studien in München und Berlin habilitierte Zsigmondy an der TU Graz. Sein Bruder Karl war Mathematiker und Rektor der Technischen Hochschule Wien.

Ein weiterer wesentlicher Schritt in der Entwicklung der Membrantechnik waren die ersten Umkehrosmose Membranen, die 1949 von Sidney Loeb und Srinivasa Sourirajan an der University of California, Los Angeles entwickelt wurden.

Heute sind Membranen aus vielen technologischen Prozessen nicht mehr wegzudenken. Sie kommen vor allem in den Bereichen der Biotechnologie, Pharmazie und Lebensmitteltechnologie zur Anwendung, da sie als physikalisches Trennverfahren Stoffe sehr schonend trennen können. Seit vielen Jahren finden Membranen mit steigender Tendenz auch in der industriellen Abwasserreinigung eine breite Anwendung.

Der vorliegende Beitrag gibt einen kurzen Überblick über die Grundlagen der Membrantechnik und deren Anwendung in der industriellen Abwasserreinigung.

## 2 Grundlagen der Stofftrennung

Bei Membranprozessen handelt es sich um rein physikalische Trennverfahren mit Hilfe selektiver Membranen, bei denen die Ausgangsstoffe in ihrer Zusammensetzung nicht verändert werden. Hierbei kann die Trennwirkung der Membran auf der Größe des abzutrennenden Stoffes (Porenmembranen) oder auf der unterschiedlichen Löslichkeit verschiedener Stoffe (Lösungs-Diffusions-Membranen) beruhen.

Das Grundprinzip der Membrantrennverfahren ist in Abbildung 1 dargestellt. Der Zulauf zur Membran wird im Allgemeinen als Feed bezeichnet, das Filtrat oftmals als Permeat und der aufkonzentrierte Teilstrom ist das Konzentrat.

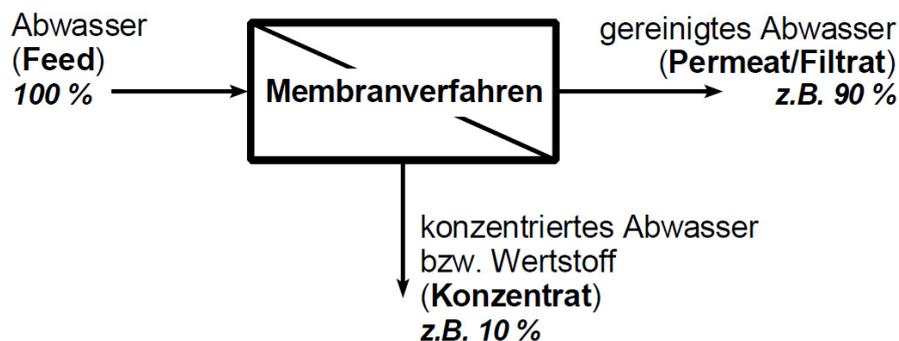


Abbildung 1: Schematische Darstellung des Grundprinzips eines Membranverfahrens (DWA, 2007)

Die erforderlichen Triebkräfte resultieren beim Einsatz von Lösungs-Diffusions-Membranen im Abwasserbereich hauptsächlich aus den zu überwindenden, konzentratseitigen osmotischen Drücken. Bei Porenmembranen resultiert der

wesentliche zu überwindende Widerstand aus dem Membran- und Deckschichtwiderstand.

Wichtig ist, dass die Membranverfahren in der Regel kein Reinigungsverfahren darstellen, sondern nur eine Auftrennung erreichen. Je höher die Aufkonzentrierung, desto höher sind die erforderlichen Triebkräfte für den Aufkonzentrierungsprozess. Die Leistungsfähigkeit verschiedener Membranverfahren wird über folgende Kennzahlen beschrieben:

Die **Selektivität** der Membranen beschreibt ihre Fähigkeit, zwischen den Komponenten einer Mischung zu unterscheiden (z.B. zwischen Öl und Wasser oder zwischen Ionen und Wasser). Die Membran setzt dabei dem Transport verschiedener Komponenten unterschiedliche Widerstände entgegen. (DWA, 2007)

Die **transmembrane Druckdifferenz** oder der **Transmembrandruck (TMP)** ist die treibende Kraft und beschreibt die Druckdifferenz zwischen Feed- und Permeatseite. Die Druckdifferenz kann mittels feedseitigem Überdruck oder permeatseitigem Unterdruck erzeugt werden.

Der **Membranfluss** bzw. **Flux** beschreibt die hydraulische Leistungsfähigkeit der Membran als spezifischer Permeatvolumenstrom je Fläche und Zeiteinheit und wird üblicherweise in  $L/(m^2 \cdot h)$  angegeben.

Der Quotient aus Membranfluss und Transmembrandruck wird als **Permeabilität** bezeichnet und beschreibt somit die Durchlässigkeit der Membran. Die Permeabilität wird oft in der Einheit  $L/(m^2 \cdot h \cdot bar)$  angegeben.

### 3 Membranverfahren in der Abwasserreinigung

Die Auswahl des geeigneten Membranverfahrens für einen Trennprozess erfolgt in der Regel anhand der abzutrennenden Komponenten. Für die industrielle Abwasserreinigung werden hauptsächlich die Mikrofiltration (MF), Ultrafiltration (UF), Nanofiltration (NF) und Umkehrosmose (UO bzw. RO) eingesetzt. Im kommunalen Bereich kommen meist nur Mikro- und Ultrafiltration zum Einsatz. Abbildung 2 gibt einen Überblick über die verschiedenen Membranverfahren, die jeweiligen Trenngrenzen und einige Beispiele für Stoffe, die sich mit den Membranen abtrennen lassen.

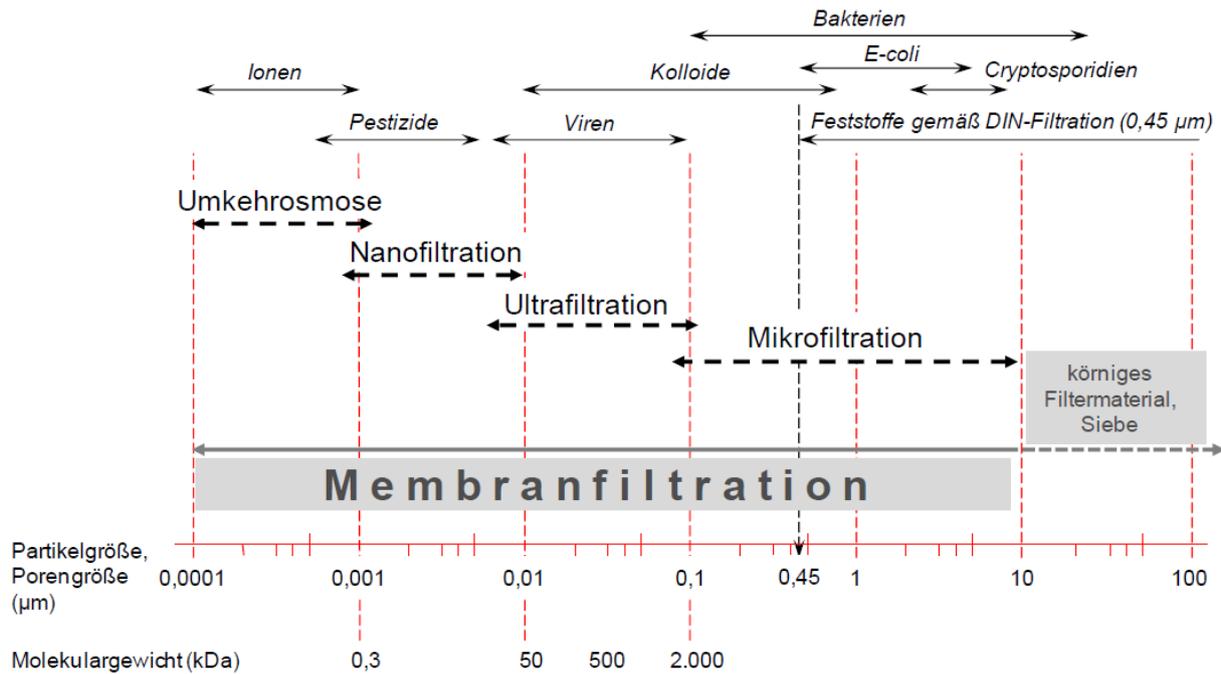


Abbildung 2: Überblick über Filtrationsverfahren (DWA, 2014 modifiziert von Melin und Rautenbach, 2007)

Das in Abbildung 2 angegebene Molekulargewicht in g/mol oder Dalton ist ein Maß für die Selektivität der Membran. Dieser cut-off oder molecular weight cut-off bezeichnet den Wert, bei dem 90% oder 95% der Moleküle einer bestimmten Molmasse zurückgehalten werden (Melin und Rautenbach, 2007).

Da es in der kommunalen Abwasserreinigung meist um den Rückhalt von Bakterien und ggf. Viren geht, kommen hier fast ausschließlich Mikro- und Ultrafiltrationsmembranen zum Einsatz. Prinzipiell handelt es sich bei der Abtrennung von Biomasse mit Mikro- oder Ultrafiltrationsmembranen um deckschichtkontrollierte Prozesse. Die Leistungsfähigkeit des Prozesses wird also nicht vom Membranwiderstand, sondern vom Deckschichtwiderstand bestimmt, was neben dem Membranfluss auch den Membranrückhalt betrifft. Durch Adsorptionsvorgänge an der Deckschicht werden auch solche Partikel zurückgehalten, die die Membran ohne Deckschicht passieren würden.

Der Einsatz von Lösungs-Diffusions-Membranen zur Abwasseraufbereitung erfordert deutlich höhere Transmembrandrücke als Triebkraft, als bei Porenmembranen. Der erforderliche Druck hat einen direkten Einfluss auf die Energiekosten. Einen Überblick über den Zusammenhang zwischen der Trenngrenze der verschiedenen Membranverfahren und dem erforderlichem Transmembrandruck bietet Abbildung 3.

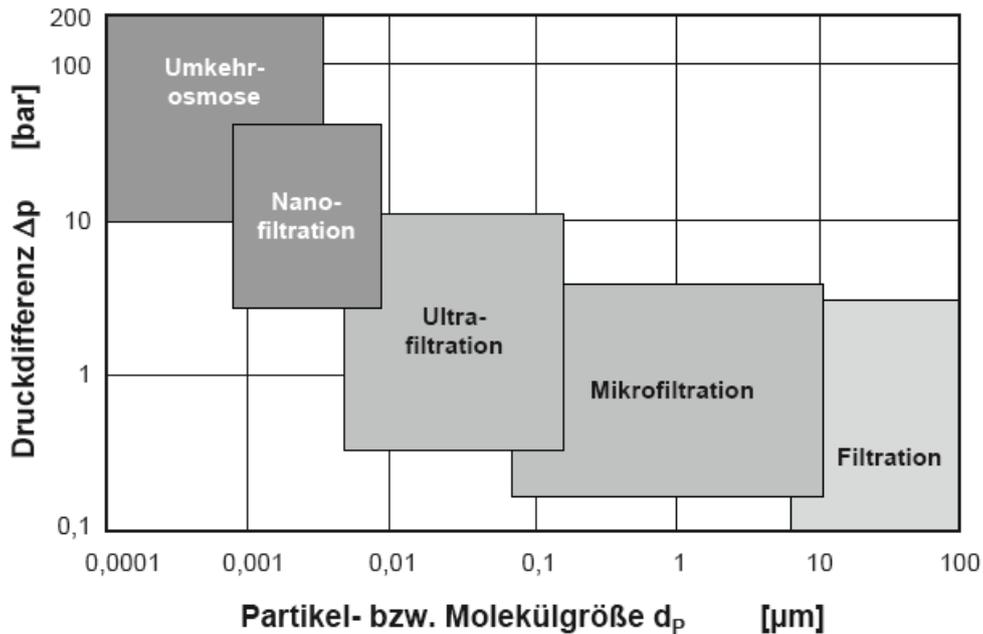


Abbildung 3: Zuordnung der druckgetriebenen Membranverfahren (Melin und Rautenbach, 2007)

Neben der Trenngrenze der Membran ist das Membranmaterial ein wesentliches Kriterium, da hierdurch z.B. die Chemikalienbeständigkeit der Membran im Prozess bzw. während der Reinigung bestimmt wird. Auf diesen Aspekt wird im nachfolgenden Abschnitt eingegangen.

## 4 Membranmaterialien und -reinigung

Heute stützt sich nahezu die gesamte Membrantechnik im Bereich der Wasser- und Abwasserbehandlung auf synthetische Polymermembranen. In jüngster Zeit haben sich dabei trotz der hohen Investitionskosten auch keramische Membranen im Bereich spezieller Anwendungsgebiete (hohe Temperaturen, aggressive Medien, Lösemittel) etabliert. (DWA, 2007)

Während bei der Mikrofiltration in der Regel symmetrische Membranen eingesetzt werden, haben sich für die Ultra- und Nanofiltration sowie für die Umkehrosmose vor allem asymmetrische Membranen durchgesetzt. Hier kann je nach Herstellungsverfahren zwischen Phaseninversions- und Kompositmembranen unterschieden werden. Während bei der Phaseninversionsmembran die aktive Schicht und die Unterstruktur aus dem gleichen Material hergestellt sind, wird bei den Kompositmembranen auf die Stützstruktur eine homogene, möglichst dünne Polymerschicht aufgebracht. (DWA, 2007)

Zwei Beispiele für den unterschiedlichen Membranaufbau finden sich in Abbildung 4.

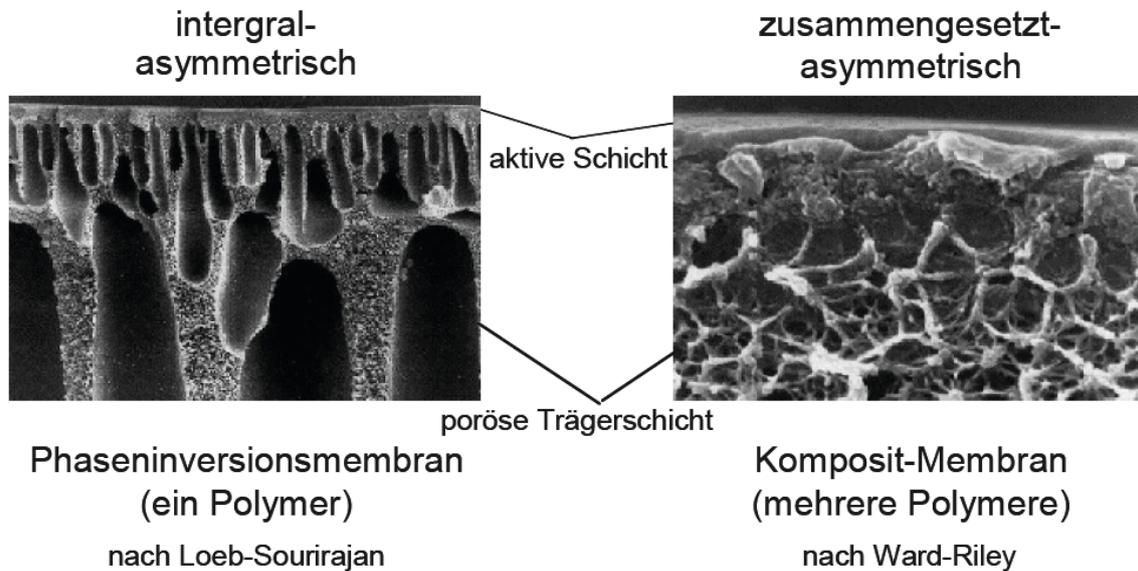


Abbildung 4: Aufbau verschiedener asymmetrischer organischer Membranen (Melin und Rautenbach, 2007)

Einen Überblick über die gängigsten Membranmaterialien für die verschiedenen Membranverfahren bietet Tabelle 1.

Tabelle 1: Übersicht der gängigsten Membranmaterialien für die verschiedenen Membranverfahren (DWA, 2007)

Verfahren:	Aktive Schicht:
Mikrofiltration	Polypropylen (PP), Polyvinylidenfluorid (PVDF), Polysulfon (PSU), $\alpha$ -Aluminiumoxid, Edelstahl, Titanoxid, Zirkonoxid
Ultrafiltration	Polysulfon (PSU), reg. Cellulose, Polyacrylnitril (PAN), Polyethersulfon (PES), Titanoxid, Zirkonoxid, Polyvinylidenfluorid (PVDF),
Nanofiltration	Polyamid (PA), (Zirkonoxid), PES, Celluloseacetat (CA)
Umkehrosiose	Polyamid (95%), Celluloseacetat (5%)

Die Reinigung der Membranen erfolgt bei Mikro- und Ultrafiltrationsmembranen im regulären Betrieb in der Regel durch Filtrationspausen und Rückspülungen. Darüber hinaus erfordern alle Membranverfahren regelmäßige

chemische Reinigungen, wobei die Festlegung geeigneter Reinigungsstrategien für den einzelnen Anwendungsfall spezifisch ist. Bei der Wahl der Reinigungschemikalien sind nach DWA (2014) unter anderem folgende Einflussgrößen zu beachten:

- Genehmigungsrechtliche Vorgaben,
- Membranmaterial und Membranzustand,
- Vorgaben der Membranhersteller hinsichtlich zulässiger pH-Werte, Temperaturen etc.

Einen Überblick über gängige Reinigungschemikalien und ihre Wirkungsweise bietet Tabelle 2. Im Merkblatt DWA-M 227 (2014) finden sich auch ausführlichere Hinweise zur Membranreinigung mit besonderem Bezug zu Membranbelebungsanlagen, die aber auch weitgehend auf andere Einsatzbereiche übertragen werden können.

Tabelle 2: Arten und Verwendung von Reinigungschemikalien (DWA, 2014)

Kategorie	Funktion	Produkt	Formel	Reinigungswirkung auf
Alkalisch	Hydrolyse	Natronlauge	NaOH	- Organische und mikrobielle Foulants, - Polysaccharide, Proteine, Fette
Oxidierend	Oxidation, Desinfektion	Natriumhypochlorit Wasserstoffperoxid	NaOCl H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Organische Verbindungen
Sauer	Lösen	Zitronensäure Salzsäure Essigsäure	C <sub>6</sub> H <sub>8</sub> O <sub>7</sub> HCl C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> O <sub>2</sub>	Anorganische Verbindungen
Chelatbildend (komplexbildend)		Zitronensäure EDTA	C <sub>6</sub> H <sub>8</sub> O <sub>7</sub> C <sub>10</sub> H <sub>16</sub> N <sub>2</sub> O <sub>8</sub>	- Anorganische Verbindungen - Organische Foulants
Tenside	Emulgierend, dispergierend, Oberflächenbehandlung	Tenside Waschmittel		- Fette, Öle - Proteine - Zerstörung von Bakterienzellwänden
Enzymatisch	Katalytische Wirkung	Enzyme		Zugabe zu Waschmitteln: - Lipasen (fettspaltend) - Proteasen (eiweißspaltend) - Amylasen (stärkespaltend)

Die Betriebsparameter der Reinigung wie z.B. Häufigkeit, Reihenfolge der Reinigungsschritte, Temperatur etc. sind im Betrieb zu optimieren. Gleichwohl kann zu Beginn auf entsprechende Erfahrungen der Membranhersteller und Anlagenbauer zurückgegriffen werden.

## 5 Betriebsarten und Modulkonstruktion

Neben der Membranauswahl spielt die Betriebsart und die Festlegung des Modultyps eine entscheidende Rolle für die erfolgreiche Anwendung von Membrantrennverfahren.

Bei den **Betriebsweisen** unterscheidet man zwischen dem Crossflow- und dem Dead-end-Betrieb (Abbildung 5). Üblicherweise werden Nanofiltrations- und Umkehrosmosemembranen nur im Crossflow betrieben, während bei Mikro- und Ultrafiltrationsmembranen beide Betriebsweisen angewendet werden. Beim Crossflow-Betrieb strömt der Suspensionsstrom parallel zur Membranoberfläche. Die sich dadurch ausbildenden Scherkräfte bewirken einen Rücktransport an der Membran angelagerter Suspensionsteilchen in die Hauptströmung und begrenzen somit die Dicke der Deckschicht. Durch den Permeatstrom, dessen Fließrichtung senkrecht zum Suspensionsstrom verläuft, erfolgt ein regelmäßiger Antransport von Partikeln an die Membranoberfläche. Im Idealfall erreichen der An- und Rücktransport von Partikeln einen Gleichgewichtszustand, wodurch sich ein stabiler Membranfluss über lange Zeit aufrechterhalten lässt.

Bei der Dead-end-Filtration wird der zu filtrierende Strom senkrecht auf die Membran geführt. Es gibt dadurch keine abtransportierende Kraft, was zu einer steten Zunahme der Deckschichtdicke führt. Fällt der Permeatstrom aufgrund der Belegung der Membran unter ein bestimmtes Maß, wird die Membran durch Rückspülung gereinigt. Diese Art der Filtration eignet sich nur für Suspensionen mit geringen Feststoffgehalten (z.B. nachgeschaltete Membranfiltration bei kommunalen Kläranlagen) und kann daher z.B. nicht zur Abtrennung von Biomasse beim Membranbelebungsverfahren verwendet werden.

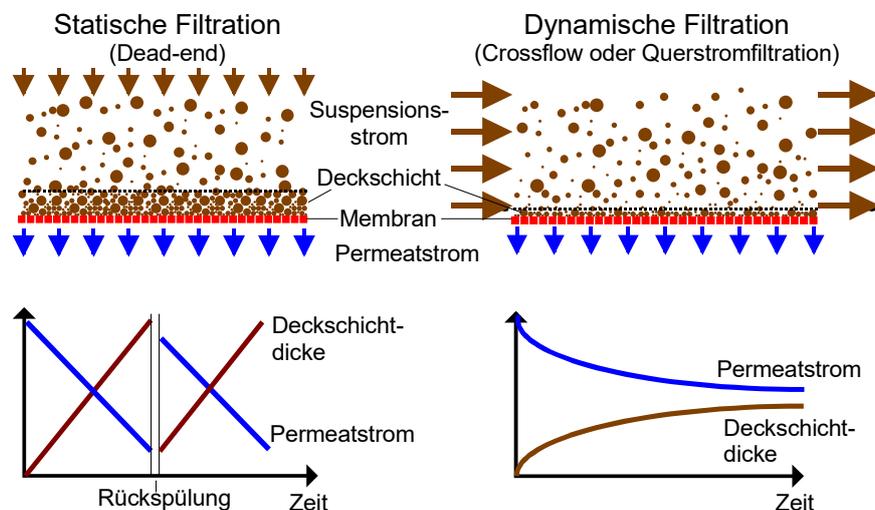


Abbildung 5: Gegenüberstellung von Dead-end- und Crossflow-Filtration (Günder, 1999)

Eine Besonderheit der Crossflow-Filtration beim Einsatz in Membranbelebungsanlagen ist die Erzeugung des Crossflows mittels Belüftung. Durch die Anordnung von Belüftern unterhalb der Membranen wird beim Membranbehebungsverfahren sowohl eine gewisse Sauerstoffversorgung der Biologie als auch die erforderliche Crossflow-Strömung zur Deckschichtkontrolle der Membranen erreicht. Für die Crossflow-Filtration ist es dabei gleichgültig, ob der Crossflow durch eine Pumpe oder durch eine Belüftung erzeugt wird. Wesentlich ist nur, dass der Suspensionsstrom mit ausreichender Geschwindigkeit an der Membran entlangströmt.

Das Kernstück jeder Membrananlage bildet das **Modul**, in dem die erforderliche Membranfläche in einer technisch nutzbaren Einheit angeordnet ist. Eine Auflistung über die Anforderungen an die Modulkonstruktion bietet DWA (2007). Für die verschiedenen Anwendungen hat sich in den letzten Jahren eine Vielzahl von Modulkonfigurationen am Markt etabliert. Man unterscheidet zwischen Modulen mit rohrförmigen Membranen und Modulen mit Flachmembranen. Typische Kenndaten für Membranmodule mit rohrförmigen Membranen sind in Tabelle 3 zusammengestellt.

Tabelle 3: Kenndaten, Vor- und Nachteile der Modultypen mit rohrförmigen Membranen (Pinnekamp und Friedrich, 2006)

	Rohrförmige Membranen		
	Rohrmodul	Kapillarmodul	Hohlfasermodul
Anordnung der Trennschicht	innen	außen/innen	außen/innen
Innendurchmesser	5,5...25 mm	0,25...5,5 mm	0,04...0,25 mm
Packungsdichte	< 80 m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup>	< 1.000 m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup>	< 10.000 m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup>
Betriebsart	Crossflow	Dead-End/Crossflow	Dead-End
Vorteile	- geringe Empfindlichkeit gegen Verstopfung - geringer Druckverlust - deckschichtkontrollierter Betrieb möglich	- hohe Packungsdichte - kostengünstige Fertigung - Rückspülung permeatseitig möglich	- extrem hohe Packungsdichte - günstige spezifische Membrankosten - hohe Druckstabilität
Nachteile	geringe Packungsdichte	geringe Druckfestigkeit	- empfindlich gegen Verstopfungen - Druckverlust

Eine Besonderheit der Hohlfaser- oder Kapillarmembranen ist, dass sie vielfach sowohl mit außen- als auch innenliegender aktiver Schicht hergestellt werden. Dadurch ist eine Filtration sowohl von außen nach innen als auch von innen nach außen möglich, was den Spielraum bei der Modulgestaltung nochmals erheblich erhöht.

Tabelle 4 bietet einen Überblick über die verschiedenen Modultypen auf Basis von Flachmembranen.

Tabelle 4: Kenndaten, Vor- und Nachteile der Modultypen mit flachen Membranen (Pinnekamp und Friedrich, 2006)

	Flache Membranen		
	Plattenmodul	Wickelmodul	Kissenmodul
Anordnung der Trennschicht	außen	Außen	außen
Packungsdichte	40...100 m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup>	< 1.000 m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup>	ca. 400 m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup>
Betriebsart	Crossflow	Dead-End/Crossflow	Dead-End/Crossflow
Vorteile	- Membranen einzeln auswechselbar - geringe Verstopfungsempfindlichkeit	- kostengünstige Fertigung - wenig Dichtungen - hohe Packungsdichte	- geringe permeatseitige Druckverluste - geringe Empfindlichkeit gegen Verschmutzung
Nachteile	- viele Dichtungen - geringe Packungsdichte	- langer permeatseitiger Strömungsweg - keine mechanische Reinigungsmöglichkeit - verstopfungsgefährdet	- geringe Packungsdichte - viele Dichtungen

Durch die verschiedenen Packungsdichten unterscheiden sich die Module sehr stark hinsichtlich der Verstopfungsneigung. Dadurch ist die Konzentration der zugeführten Feststoffe bzw. die Verblockungsneigung der Membran durch die Abwasserinhaltsstoffe ein wesentliches Kriterium für die Auswahl der Modulform.

## 6 Projektierung von Membrananlagen

Für die Projektierung von Membrananlagen im industriellen Bereich sind neben einer soliden Grundlagenermittlung vielfach Vorversuche anzuraten. Ein typischer Ablauf nach Pinnekamp und Friedrich (2006) und DWA (2007) umfasst folgende Schritte:

- Grundlagenermittlung
- Projektierung und Messung
- Vorversuche im Labormaßstab
- Pilotversuche vor Ort
- Anlagenplanung

Die Vorversuche im Labormaßstab dienen der Membranauswahl, der näherungsweise Bestimmung der Betriebsparameter und einer ersten Erprobung von Reinigungsstrategien. Eine Testzellenanlage für Flachmembranen aus dem von der Emde-Technikum der TU Wien ist in Abbildung 6 dargestellt.

Die Pilotversuche vor Ort dienen der Ermittlung der eigentlichen Auslegungsbasis, der Reinigungsstrategien und sonstiger verfahrenstechnischer und anlagenspezifischer Randbedingungen (DWA, 2007). Nicht zu unterschätzen ist das Potenzial solcher Vorversuche, das zukünftige Betriebspersonal konstruktiv in den Planungsprozess einzubeziehen und für die neue Technologie zu sensibilisieren.



Abbildung 6: Testzellenanlage für Vorversuche im Labormaßstab aus dem von der Emde-Technikum der TU Wien (OSMO, 2012)

Ausführliche Hinweise zur Vorgehensweise bei der Planung einer Membrananlage zur Industrieabwasserreinigung finden sich bei Theilen (2000), DWA (2007) und Pinnekamp und Friedrich (2006).

## **7 Einsatzbereiche in der industriellen Abwasserreinigung**

### **7.1 Membrantrennstufen**

Die Einsatzbereiche von Membranen bei der industriellen Abwasserreinigung und Kreislaufschließung sind so vielfältig, dass eine umfassende Behandlung hier nicht möglich ist. Einsatzbeispiele finden sich z.B. in DWA (2007) und Pinnekamp und Friedrich (2006). Eine Zusammenstellung möglicher Anwendungsfelder für verschiedene Industriebereiche ist in Tabelle 5 gegeben.

Tabelle 5: Einsatzziele von Membranverfahren in der Industrieabwasserreinigung (Pinnekamp und Friedrich, 2006)

Industriezweig	Beispiele für Einsatzziele
Nahrungsmittel	- Aufbereitung von Abwasser zur Nutzung als Prozesswasser - Erhöhte Eiweißausbeute (Kartoffelstärkeproduktion)
Gerbereien	- Abtrennung gefällter Schwermetalle aus dem Abwasser und Wiedereinsatz als Recyclingwasser
Papierindustrie	- Einhaltung von Ablaufanforderungen - Aufbereitung von Abwasser zur Nutzung als Prozesswasser
Faserindustrie (z.B. Vulkanfiber)	- Wertstoffrückgewinnung ( $ZnCl_2$ ) - Prozesswasseraufbereitung
Textilindustrie	- Rückgewinnung von Schlichten und Indigofarbstoffen - Abtrennung von Farbpigmenten - Aufbereitung von Abwasser zur Nutzung als Prozesswasser
Kunststoffindustrie	- Abtrennung von Weichmachern und Wiederverwendung des gereinigten Abwassers als Prozesswasser
Wäscherei	- Reinigung des Abwassers und Wiedereinsatz als Brauchwasser
Metallindustrie, Galvanik	- Öl-Emulsionstrennung (Driesen et al., 1998) und Recycling - Rückgewinnung von Beizen - Spülwasseraufbereitung
Druckerei, Lackiererei	- Rückgewinnung von Farbpigmenten - Abtrennung und Aufkonzentrierung von Mischpigmenten zur Reduzierung der Entsorgungskosten
Fahrzeugproduktion	- Prozesswasseraufbereitung - Rückgewinnung von Farbpigmenten
Petrochemie	- Reinigung von Reaktions- und Waschwasser (Theilen, 2000)
Kraftwerke	- Kesselspeisewasseraufbereitung (Theilen, 2000)
Bergbau	- Aufbereitung von Minenwasser und radioaktivem Oberflächenwasser (Theilen, 2000)
Schifffahrt	- Öl-Emulsionstrennung
Verschiedene, z.B. Gerberei, Brauerei, Papier- und Textilindustrie	- Biologische Abwasserreinigung unter Einsatz von Ultra- und Mikrofiltrationsverfahren zur Biomassenabtrennung (Membranbelebung)

Ergänzend zu der obenstehenden Tabelle finden sich in Pinnekamp und Friedrich (2006) auch detaillierter beschriebene Anwendungsbeispiele für den Einsatz der Membrantechnik in der industriellen Abwasserreinigung.

## 7.2 Membranbelebung

Eine besondere Form des Einsatzes von Membranen bei der industriellen Abwasserreinigung stellt das Membranbelebungsverfahren dar. Unter dem Membranbelebungsverfahren versteht man ein Verfahren zur biologischen

Abwasserreinigung, bei dem die Abtrennung der Biomasse nicht wie üblich durch eine Sedimentation, sondern mittels Mikro- oder Ultrafiltration erfolgt. Die Membranstufe ersetzt also die Nachklärung.

Beim konventionellen Belebungsverfahren begrenzt die Nachklärung den maximal erreichbaren Feststoffgehalt im Belebungsbecken und weist immer eine unvollständige Phasentrennung auf. Ein vollständiger Rückhalt der partikulären Substanzen ist damit nicht möglich, was eine verschlechterte Ablaufqualität zur Folge hat. Durch die Membranen können, im Vergleich zu konventionellen Belebungsanlagen, wesentlich höhere Trockensubstanzgehalte bei gleichzeitig besserer Phasentrennung erreicht werden. Dies wirkt sich positiv auf das erforderliche Beckenvolumen und die erreichbare Ablaufqualität aus.

Schon Anfang der 90er Jahre wurden von Krauth und Staab trocken aufgestellte Ultrafiltrationsmembranen zur Abtrennung der Biomasse bei sogenannten Druckbiologien für die Deponiesickerwasser- und Gerbereiabwasserreinigung eingesetzt. Ihren Durchbruch erlebt die Technologie jedoch erst mit der Entwicklung der getauchten Niederdruckmembranen Ende der 90er Jahre, bei denen der erforderliche Crossflow mittels grobblasiger Belüftung unter den Membranmodulen erreicht wurde. Im DWA Merkblatt „Membran-Bioreaktor-Verfahren (MBR-Verfahren)“ (DWA, 2014) werden neben der trocken aufgestellten Variante folgende zwei Varianten hinsichtlich der Anordnung der getauchten Membranfiltration unterschieden:

- a) Membranbelebungsverfahren mit getauchter Membranfiltration,
- b) Membranbelebungsverfahren mit externer Membranfiltration.

Beide Varianten haben betriebliche Vor- und Nachteile, auf die hier nicht näher eingegangen werden soll. In Abbildung 7 ist eine Variante mit getauchtem Membransystem exemplarisch dargestellt.

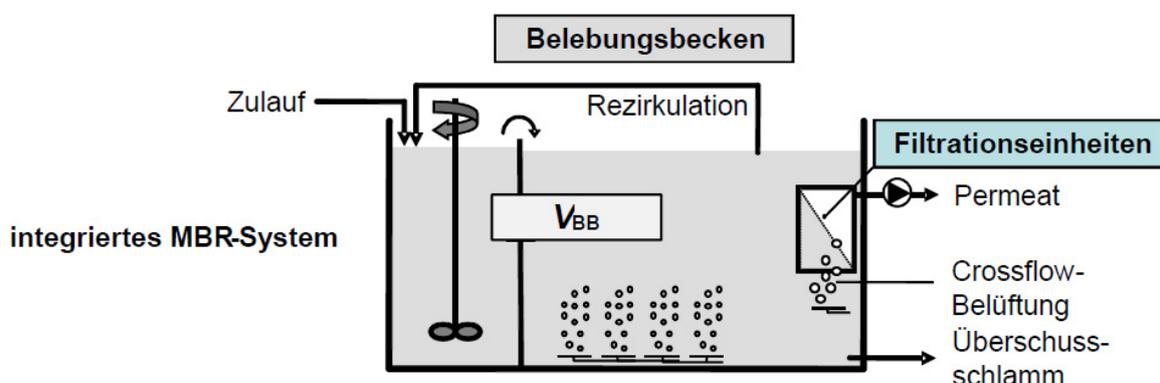


Abbildung 7: Membranbelebungsanlage mit integriertem Membransystem (DWA, 2014)

Durch den Einsatz der Membranen ergeben sich einige Besonderheiten bezüglich der Planung der industriellen Abwasserreinigung. Neben dem Schutz der Membranmodule vor Verzapfung und mechanischer Zerstörung, ist im industriellen Bereich unbedingt zu beachten, dass auch gelöste Abwasserinhaltsstoffe Membranen schädigen können. Laut DWA (2007) betrifft dies einerseits im Abwasser enthaltene (nicht abbaubare) organische Lösemittel, andererseits aber auch Stoffe, die bei der Abwasserbehandlung zugesetzt werden wie z.B. Entschäumer (muss silikonfrei sein!) und organische Polymere.

Für detaillierte Planungs- und Betriebshinweise von Membranbelebungsanlagen in der industriellen Abwasserreinigung wird auf den DWA Themenband „Aufbereitung von Industrieabwasser und Prozessabwasser mit Membranverfahren und Membranbelebungsverfahren, Teil II Membranbelebungsverfahren“ (DWA, 2007) und das DWA Merkblatt M277, Membran-Bioreaktor-Verfahren (DWA, 2014) verwiesen.

## **8 Ausblick**

Auch zukünftig ist mit einer Fortsetzung des Trends zur weiteren Verbesserung von Produktionsprozessen und einer zunehmenden Kreislaufschließung zu rechnen. Neben dem Wasserrecycling wird vermehrt auch die Rückgewinnung von Abwasserinhaltsstoffen aber auch die Nutzung der Abwärme eine wesentliche Rolle spielen. Die Membrantechnik stellt hierfür eine Schlüsseltechnologie dar.

Laut DECHEMA (2014) ist zu erwarten, dass die Lücke zwischen Polymermembranen und keramischen Membranen weitestgehend geschlossen wird. Polymermembranen sollen dafür wesentlich stabiler und langlebiger werden und keramische Membranen preiswerter in großen Mengen hergestellt werden. Zum Erreichen dieser Ziele sehen die Autoren jedoch noch Forschungs- und Entwicklungsbedarf. Durch Weiterentwicklungen im Bereich der MBR-Technologie ist mit einem produktionsintegrierten Einsatz zur Teilstrombehandlung und Wasserwiederverwendung zu rechnen (DECHEMA, 2014).

Die Membrantechnik ist eine Technologie mit weiterhin großem Zukunftspotential im Bereich der industriellen Wasserwirtschaft und die Weiterentwicklungen im Bereich der Membranmaterialien und –beschichtungen werden zukünftig weitere Anwendungsbereiche in diesem Feld erschließen.

## 9 Literatur

- DECHEMA (2014), Trends und Perspektiven in der industriellen Wassertechnik, Positionspapier der ProcessNet-Fachgruppe Produktionsintegrierte Wasser- und Abwassertechnik, DECHEMA, Frankfurt a.M., ISBN 978-3-89746-153-6, 2014
- Driesen, A., Pasel, C., Herbell, J.-D. (1998), Ultrafiltration und Umkehrosmose in der industriellen Abwasserreinigung, Wasser Abwasser Praxis, Nr. 1, S. 44 – 48, 1998
- DWA (2007), DWA Themen: Aufbereitung von Industrieabwasser und Prozesswasser mit Membranverfahren und Membranbelegungsverfahren, DWA, Hennef, ISBN 978-3-940173-28-7, 2007
- DWA (2014), Merkblatt DWA-M 227, Membran-Bioreaktor-Verfahren (MBR-Verfahren), DWA, Hennef, ISBN 978-3-944328-85-0, 2014
- Günder, B. (1999), Das Membranbelegungsverfahren in der kommunalen Abwasserreinigung, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 153, Oldenbourg Verlag, München, ISBN 3-486-26473-7, 1999
- Judd, S., Judd, C. (2011), The MBR book (2<sup>nd</sup> Edition), Elsevier, Amsterdam, ISBN 978-0-08-096682-3, 2011
- Melin, T., Rautenbach, R. (2007), Membranverfahren, Grundlagen der Modul- und Anlagenauslegung, 3. Auflage, Springer Verlag Berlin, ISBN 3-540-00071-2, 2007
- OSMO (2012), Produktinformation zur Laboranlage MemCell, OSMO, Korntal-Münchingen, 2012
- Pinnekamp, J., Friedrich, H. (2006) Hrsg., Membrantechnik für die Abwasserreinigung, Siedlungswasser- und Siedlungsabfallwirtschaft NRW, Band 1, FIW Verlag, Aachen, ISBN 3-939377-00-7, 2006
- Sartorius (2006), Sartorius Chronicle from 1870 to 2005, published by Sartorius AG, Göttingen, 2006
- Theilen, U. (2000), Einsatz von Membranverfahren bei der Industrieabwasserbehandlung, ATV-DVWK Bundestagung 2000, ATV-DVWK Schriftenreihe, Band 20, S. 273 – 304, 2000

**Korrespondenz an:**

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Jörg Krampe

Technische Universität Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

Karlsplatz 13/226

1040 Wien

Tel.: +43 1 58801-22630

Mail: [jkrampe@iwag.tuwien.ac.at](mailto:jkrampe@iwag.tuwien.ac.at)

# Fallbeispiel zur industriellen Kreislaufschließung

Markus Engelhart, Le Quynh Thu Nguyen

TU Darmstadt, Institut IWAR, Fachgebiet Abwassertechnik

**Abstract:** Anhand von Pilotversuchen konnte gezeigt werden, dass durch angepasste Lösungen zur produktionsnahen Membranfiltration aus tensidbelasteten Spülwässern der Konsumgüterherstellung eine Rückgewinnung von Konzentraten oberflächenaktiver Substanzen möglich wird. Durch den Einsatz von polymeren Nanofiltrationsmembranen kann – in Abhängigkeit der Rahmenbedingungen und der behandelten Prozessabwässer – der CSB-Grenzwert für eine Indirekteinleitung  $CSB_e \leq 400$  mg/L erreicht werden. Keramische NF-Membranen eignen sich z.B. zur Aufreinigung von Spüllösungen, die mit kationischen Tensiden belastet sind. Dazu ist jedoch in Abhängigkeit des Produktspektrums eine Trennung der anfallenden Spülwasserströme vor der Aufbereitung nötig. Optionale Nachreinigungsstufen ermöglichen es darüber hinaus, die Permeatqualität weiter zu steigern, um ein Wasserrecycling durchzuführen.

**Key Words:** Nanofiltration, Tenside, Rückgewinnung, Konsumgüterindustrie

## 1 Einführung

Pflegeprodukte der Konsumgüterindustrie für persönliche und häusliche Hygiene sind aus dem täglichen Leben nicht mehr wegzudenken. Aus statistischen Erhebungen wurde ermittelt, dass z.B. für Haarpflegeprodukte in 2014 weltweit ungefähr 11 US-\$ pro Person und Jahr ausgegeben wurden (Cordaro, 2015). Die tatsächlichen Pro-Kopf-Ausgaben schwanken dabei beträchtlich zwischen 37 US-\$/a in Nordamerika und 6 US-\$/a im asiatisch-pazifischen Raum. Eine andere Produktgruppe sind Textilwaschmittel und Additive wie z.B. Weichspüler, deren EU-weiter Verbrauch im Jahr 2008 auf ungefähr vier Millionen Tonnen geschätzt wurde (Ecolabelling Denmark, 2011). In Deutschland beträgt der Waschmittel-Verbrauch knapp 8 kg/Person/Jahr. Rechnet man Reinigungs- und Pflegemittel hinzu, so verdoppelt sich der Pro-Kopf-Verbrauch (Umweltbundesamt, 2008).

Die in den Pflege- und Reinigungsmitteln eingesetzten Produktformulierungen enthalten zu einem hohen Anteil Wasser, Tenside als waschaktive Substanzen und

Zusatzstoffe, wie Konservierungsmittel, Verdickungsmittel, Emulgatoren, Farbstoffe, alkoholische Lösungsmittel oder Parfümöle (Smulders, 2012).

### 1.1 Produktionsprozesse von Textil-, Hygiene- und Haarpflegeprodukten

Die Produktion von Textil- und Haarpflegemittelprodukten ist in der Regel ein diskontinuierlicher Prozess, bei dem unterschiedliche Ausgangsstoffe nach einer festgelegten Rezeptur in einer Mischanlage miteinander versetzt werden, bevor das gelförmige Endprodukt in Klein- oder Einzelgebilde abgefüllt wird (vgl. Abbildung 1).

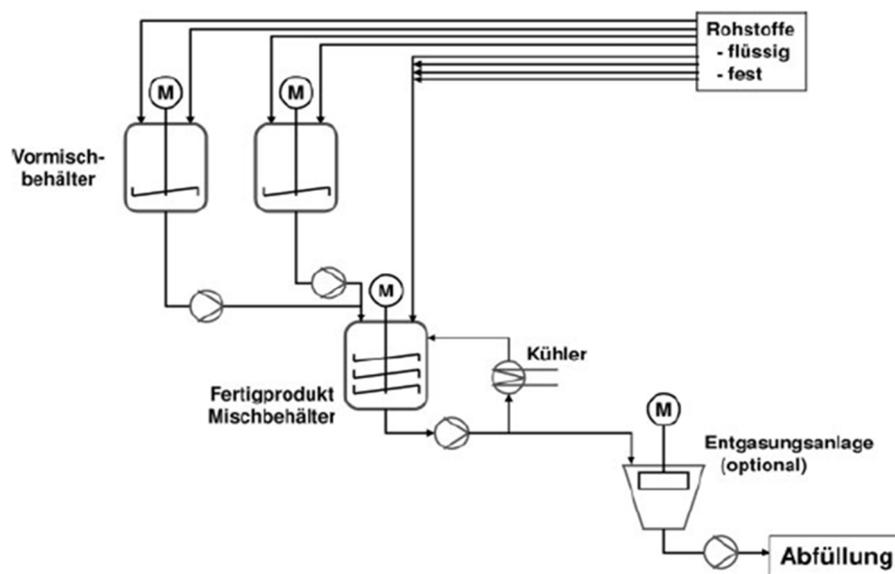


Abbildung 1: Fließschema zur Herstellung gelförmiger Waschmittel (Wagner, 2010)

Die Anlagen werden als Multi-Produkt-Anlagen ausgelegt, die flexibel zu betreiben sein müssen. Je nach Auftragslage und Nachfrage findet teils mehrmals täglich ein Produktwechsel statt, bei dem die Produktionsanlage inklusive Reaktoren und verbindender Rohrleitungen ausgespült und desinfiziert werden muss, um Produktreste zu entfernen und Kontamination des neuen Produktansatzes zu vermeiden. Dazu wird Trinkwasser oder entmineralisiertes Wasser verwendet, das aufgeheizt wird, um die Reinigungsleistung zu verbessern. Das resultierende Spülwasser besteht aus einer warmen, verdünnten Lösung der Endprodukte mit einer maximalen Konzentration von insgesamt ca. 5 % (w/w). Erste Spülstöße werden in Abhängigkeit der Produktionslinien teils separat gefasst und entsorgt, oder mit den restlichen, stärker verdünnten Abwässern einer Abwasserreinigungsanlage zugeführt.

## 1.2 Verfahren der Abwasserreinigung

Zur Vorreinigung der Produktionsabwässer kommen unterschiedliche Verfahren zum Einsatz, die primär auf die Entfernung der oberflächenaktiven Substanzen abzielen. Koagulation und Flokkulation der Tenside (Aboulhassan et al., 2006, Aygun und Yilmaz, 2010) sowie Oxidationsprozesse (Lin et al., 1998, Paphane, und Ramirez, 2013) sind gebräuchliche Technologien, um auch biologisch schwer-abbaubare Tenside zu entfernen bzw. die Bioabbaubarkeit der Abwässer zu verbessern. Eine aerob-biologische Nachbehandlung schließt sich diesen Vorbehandlungsverfahren an, um die Indirekteinleitung zu ermöglichen (Wang et al., 2008).

Das Fließschema des konventionellen Reinigungsablaufs der Abwasseranlage eines Konsumgüterherstellers ( $Q_d = 200 \text{ m}^3/\text{d}$ ) ist in Abbildung 2 dargestellt.

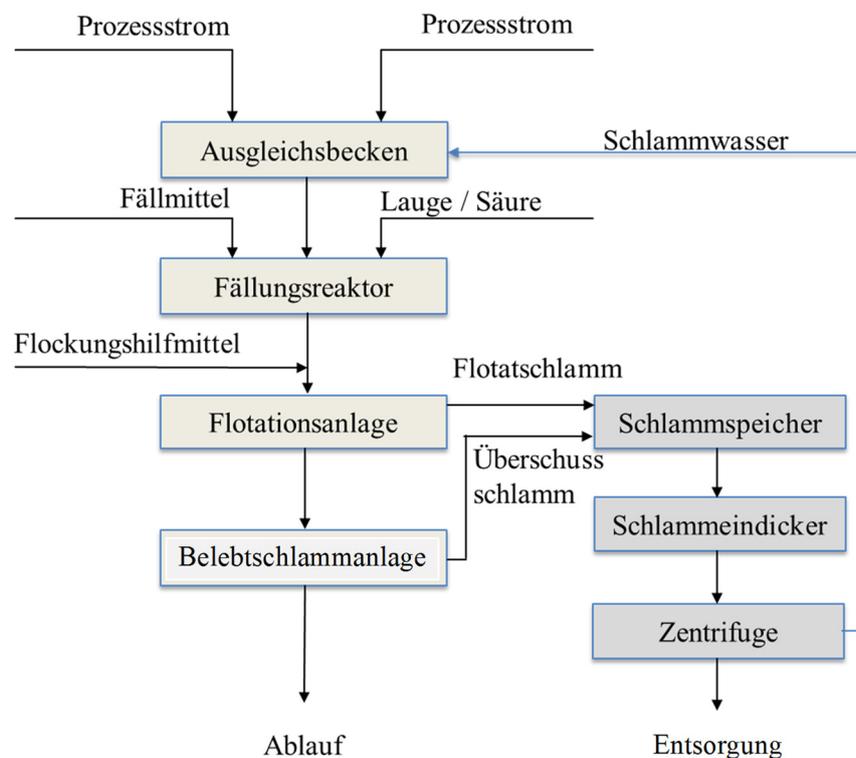


Abbildung 2: Fließschema der Abwasseranlage eines Konsumgüterherstellers

Die Abwasseranlage besteht aus einer Vorbehandlungsstufe mit einem Fällungsprozess (unter Zugabe von Eisen- und Aluminium-Salzen), einer Flotationseinheit (mit Zugabe von polymeren Flockungsmitteln) sowie einer biologischen Nachbehandlungsstufe. Die CSB-Konzentration im Zulauf der ARA ist auf einen maximalen Wert von  $CSB_0 = 15.000 \text{ mg/L}$  limitiert. Das Abwasser fällt aufgrund batchweiser Produktion in Konzentration und Menge sehr

unterschiedlich an und wird daher in einem Ausgleichsbecken zwischengepuffert. Entsprechend den Anforderungen zur Indirekteinleitung muss die Kläranlage eine CSB-Abbauleistung von ca. 97 % erreichen, woraus ein hoher Verbrauch an Fällmittel, Flockungsmittel, Säure und Lauge resultiert. Der metallhaltige Flotat-Schlamm muss anschließend ordnungsgemäß entsorgt werden.

Die Ablaufqualität der Abwasseranlage muss in diesem Fall der Indirekteinleitung in eine zentrale Kläranlage genügen. Die Zu- und Ablaufgrenzwerte der Abwasservorbehandlungsanlage sind in der nächsten Tabelle aufgeführt.

Tabelle 1: Anforderungen an Zu- und Ablauf der Abwasservorbehandlungsanlage

Parameter	Einheit	Zulauf	Ablauf
BSB <sub>5</sub>	mg/L	4.000	100
CSB	mg/L	15.000	400
TS	mg/L	-	200
TN <sub>b</sub>	mg/L	2	60
TP	mg/L	0,5	8
pH	-	4 – 9	5 – 9
Temperatur	°C	65	45

Um eine verbesserte Ablaufqualität unter Einbeziehung möglicher Optionen für eine Wasserwiederverwendung zu erreichen, schlagen Kaya et al. (2009) und Suárez et al. (2012) Verfahren der Membranfiltration - insbesondere unter Einsatz von Nanofiltrationsmembranen - vor. Kaya et al. (2009) realisierten in ihren Versuchen durch zweistufige Nanofiltration bei einem optimalen pH-Wert pH 5 sowohl die Rückgewinnung der oberflächenaktiven Substanzen im Konzentrat der ersten NF-Stufe als auch die Wiederverwendung des Membranpermeats der zweiten NF-Stufe als Reinigungswasser für den ersten Reinigungsgang des CIP-Systems. In einer der neuesten Publikationen zu diesem Thema zeigen Linclau et al. (2016) für eine Produktionsanlage von Procter & Gamble die Umsetzung einer Recycling- und Waschmittelrückgewinnungsanlage in der Industrie. Für diesen Einsatzzweck empfehlen die Autoren polyamidbasierte Nanofiltrationsmembranen in Tubularmodulen aufgrund der geringen Foulingtendenz, der guten Reinigbarkeit und des einfachen Membranaustauschs. Nguyen et al. (2016) überprüften aufgrund der höheren Temperaturbeständigkeit darüber hinaus den Einsatz keramischer NF-Membranen mit einer Ausschlussgrenze < 300 Da im Vergleich zu Polymermembranen für den gleichen Einsatzzweck.

## 2 Lösungsansatz zur Produktrückgewinnung

### 2.1 Prozessabwasserzusammensetzung

Die Abwasserzusammensetzung aus den Produktlinien schwankt stark in Abhängigkeit des Produktspektrums. Für einen Anwendungsfall sind beispielhaft Analyseergebnisse von Vor-Ort-Messungen mittels Küvettentests für Prozessabwässer aus der Herstellung von Haarpflegeprodukten und Weichspülern dargestellt.

Tabelle 2: Zusammensetzung von Prozessströmen

	<b>CSB</b> mg/L	<b>Anionische Tenside</b> mg/L	<b>Kationische Tenside</b> mg/L	<b>Nichtionische Tenside</b> mg/L	<b>Leitfähigkeit</b> µS/cm	<b>pH</b> -
Spülwasser aus der Herstellung von Haarpflegemitteln						
Mittelwert	10.620	4.392	17	306	704	6
Min	2.148	0	0	60	244	3
Max	58.300	18.400	33	697	1.079	7
Spülwasser aus der Herstellung von Weichspüler						
Mittelwert	17.112	13	1.545	4.712	568	4
Min	2.285	9	322	2.260	4	3
Max	42.449	16	3.740	8.640	2.930	6

Ein wesentlicher Bestandteil von Weichspülern sind, nach Wasser, nichtionische und kationische Tenside, deren Gewichtsanteil maximal ca. 5 % beträgt (Wagner, 2010). Bei den kationischen Tensiden handelt es sich häufig um quartäre Ammoniumverbindungen mit üblicherweise zwei langen (C16/C18)-Alkylketten und einem Molgewicht von unter 1.000 g/mol. Haarpflegeprodukte enthalten vor allem anionische und nichtionische Tenside. Je nach Produkt sind ebenfalls organische Silikonverbindungen enthalten. Bei der Vermischung beider Abwasserströme kann es aufgrund der unterschiedlichen Ladungen zum Ausflocken von Inhaltsstoffen kommen.

### 2.2 Membranmodule und Pilotanlage

Pilotversuche zur Nanofiltration wurden mit keramischen Mehrkanalmodulen (Abkürzung K, Inopor GmbH, Deutschland) und polyamidbasierten Tubularmodulen (Abkürzung PA, PCI Membranes, England) durchgeführt. Die aktive Membranfläche betrug  $A_{Mem,K} = 1,75 \text{ m}^2$  und  $A_{Mem,PA} = 1,76 \text{ m}^2$ . Tabelle 3 zeigt die Membraneigenschaften und gemessene Permeabilitäten  $P_V$  mit enthärtetem Wasser.

Tabelle 3: Eingesetzte Membranen

Membran	Aktive Schicht	Cut-Off / Salzrückhalt	Permeabilität [L/(m <sup>2</sup> ·h·bar)]	Testbedingungen
K	TiO <sub>2</sub>	< 300 Da	20 -30	35°C, v = 3 m/s
PA	Polyamid	R <sub>NaCl</sub> = 80 %	5	60°C, v = 2 m/s

Zur praxisnahen Überprüfung des Membranfiltrationskonzepts mit integrierter Produktgewinnung wurde eine halbtechnische Versuchsanlage in einem Industriebetrieb eingesetzt. Hier wurden die zwei unter Kapitel 2.1 vorgestellten Spülwässer in unterschiedlichen Zusammensetzungen filtriert. Das Fließbild der Pilotanlage zeigt Abbildung 3.

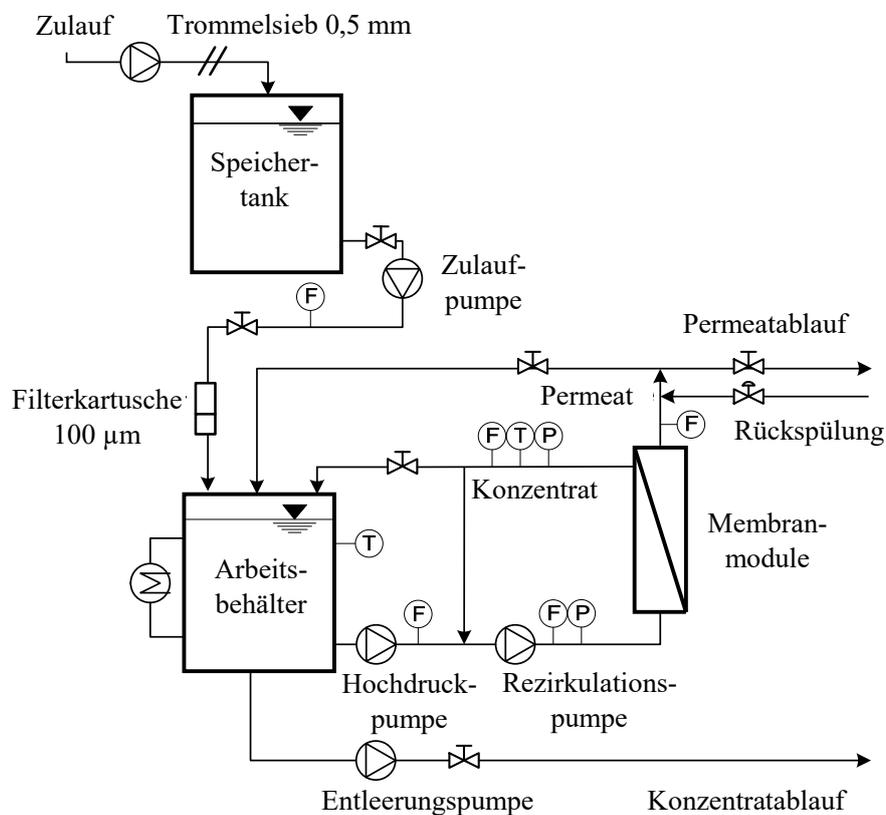


Abbildung 3: Fließbild der eingesetzten Pilotanlage

Aus einem Speichertank werden die jeweiligen Spülwässer in einen Arbeitsbehälter überführt und in diesem beheizbaren Behälter durch Zirkulation über die Membranmodule aufkonzentriert. Hochdruck- und Rezirkulationspumpe sind getrennt ausgeführt. Das Permeat wird kontinuierlich abgeführt. Das Konzentrat kann mittels einer Entleerungspumpe ebenfalls kontinuierlich oder auch intermittierend aus dem Arbeitsbehälter abgepumpt werden. In Versuchen

mit den keramischen Filtrationsmodulen war zusätzlich eine Rückspülung mit Permeat möglich. Um den Einfluss der Betriebsbedingungen (Transmembrane Druckdifferenz TMP, Überströmungsgeschwindigkeit der Membran) erfassen zu können, wurde die Anlage im Batch-Modus unter Rückführung von Permeat und Konzentrat in den Arbeitsbehälter betrieben. Begleitende Analysen wurden weitgehend mit Küvettentests (LCK 514, LCK 314, LCK 331, LCK 332, LCK 333, Hach Lange GmbH) durchgeführt.

Langzeitfiltrationsläufe mit Aufkonzentrierung der Tensidlösung erfolgten in einem sogenannten Fed-Batch-Prozess. Unter kontinuierlichem Abzug des Permeats und ebenso kontinuierlicher Zugabe des Prozessabwassers wird durch Zirkulation über die Membranmodule das Konzentrat in einem Arbeitstank immer weiter eingeeengt, bis ein vom Bediener festgesetzter minimaler Grenzwert des Permeatflusses erreicht wird. Erst bei Erreichen dieses Grenzwerts wird das Konzentrat intermittierend oder einmalig aus der Anlage ausgeschleust. Im Anschluss an jeden Versuchslauf werden die Membranen gereinigt. Nach erfolgter Reinigung kann ein erneuter Konzentrierungslauf gestartet werden.

## **2.3 Versuche zur Membranauswahl**

### **2.3.1 Kritischer Permeatfluss**

Aufgrund der unterschiedlichen Rohstoffe und Produktformulierungen kommt es zu Wechselwirkungen der oberflächenaktiven Substanzen mit der Oberfläche der eingesetzten Membranen. Die organische Belagbildung auf der Membran und in Membranporen (Membranfouling) ist maßgeblich eine Funktion der Rohstoffformulierung, der Filtrationstemperatur, des pH-Werts, der Überströmungsgeschwindigkeit und der transmembranen Druckdifferenz. Insbesondere bei der Filtration von Prozessabwasser aus der Produktion von Weichspülern kann es durch die enthaltenen kationischen Tenside zu einer Verblockung der Membran kommen. Haarpflegeprodukte enthalten im Gegensatz dazu häufig silikonorganische Verbindungen, die zu einer Belagbildung auf der Membran führen können.

Um sowohl die Optimalwerte für die transmembrane Druckdifferenz als auch den Einfluss der Überströmungsgeschwindigkeit bestimmen zu können, wurden Versuche zur Ermittlung des sogenannten kritischen Flusses in Anlehnung an Mänttari und Nystrom (2010) und Ellouze et al. (2012) durchgeführt. Der kritische Fluss definiert im Allgemeinen die Parametereinstellungen einer Membrananlage, unter denen ein kontinuierlicher Betrieb bei akzeptablen Fouling erreicht werden kann. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen für den Permeatfluss ( $J_V$ , Flux) im Pilotmaßstab sind für die zwei Membrantypen

(Keramik K, Polyamid PA) und zwei Prozessströme (Weichspüler WS, Haarpflege HP) in den folgenden Abbildungen dargestellt.

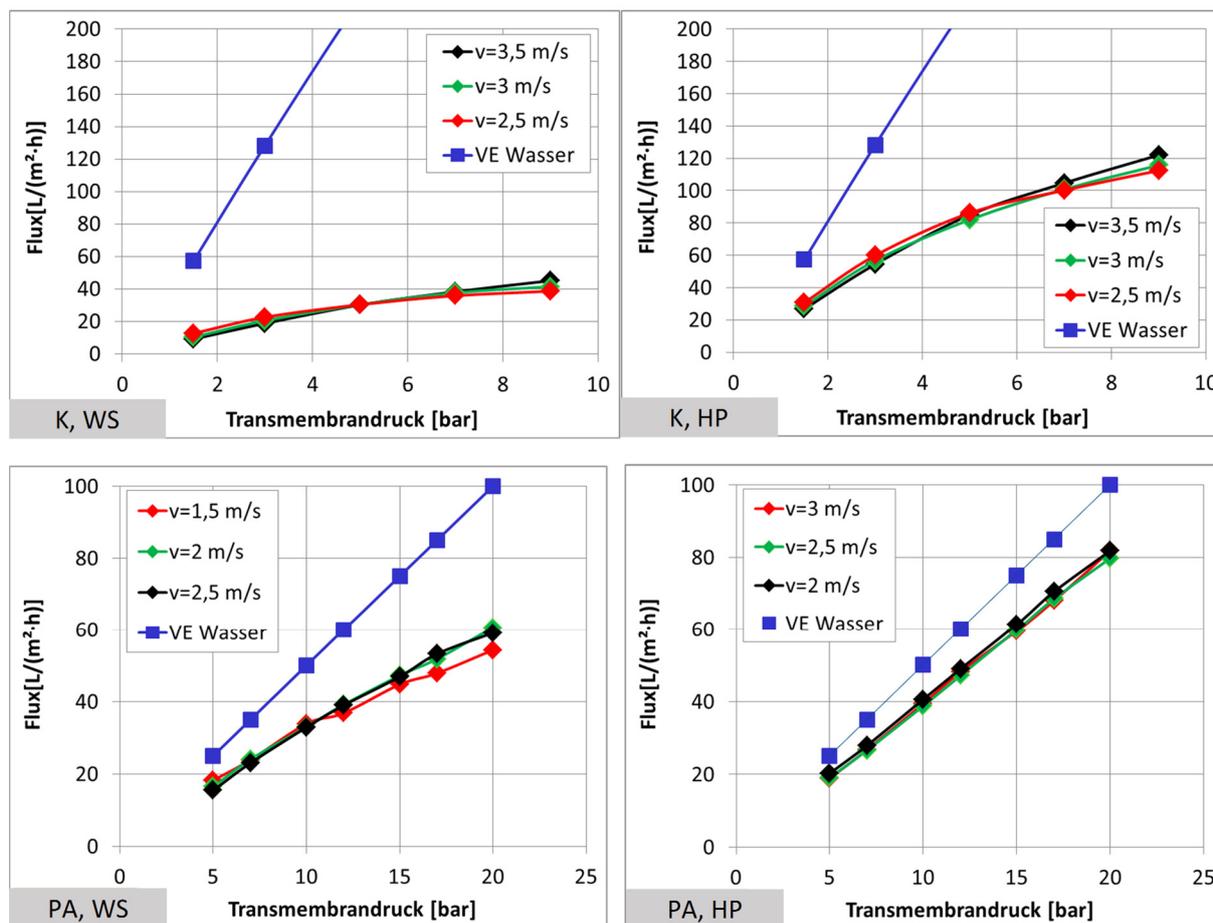


Abbildung 4: Abhängigkeit des Flux von TMP und Überströmung

Wie die blauen quadratischen Markierungen und Linien zeigen, steigt bei beiden Membrantypen unter Verwendung von voll-entsalztem Wasser der Permeatfluss proportional zu TMP. Unter Verwendung der Prozessströme WS und HP fällt der bei geringstem Transmembrandruck erreichbare Ausgangspermeatfluss grundsätzlich geringer aus. Darüber hinaus wird mit steigendem TMP keine proportionale Zunahme des Flux mehr erreicht, sondern die Flux-Zunahme flacht ab. Dieses Verhalten deutet auf ein zunehmendes Fouling der Membranen hin. Der höchste Flux bei einer TMP = 9 bar lag unter Verwendung der keramischen Membran mit HP-Spülwasser bei  $J_v = 110 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ . Die progressive Abnahme des Permeatflusses ist bei der polyamidbasierten Membran geringer ausgeprägt als bei der keramischen Membran, während bei der keramischen Membran geringere TMP zur Erzielung ähnlicher Permeatflüsse ausreichen. Signifikant ist in beiden Fällen, dass die Membranen bei vergleichbaren Versuchsbedingungen mit WS-Prozessstrom schlechtere Permeatflüsse zeigen als mit HP-Prozessstrom

und dass eine Variation der Überströmungsgeschwindigkeiten kaum einen Einfluss auf den Flux bei identischen TMP zeigt.

### 2.3.2 Membranrückhalt

Bei der Aufkonzentrierung von Inhaltsstoffen stellt der Rückhalt  $R$  dieser Stoffe an der jeweiligen Membran das wesentliche Kriterium zur Beurteilung dar. Der Membranrückhalt errechnet sich dabei als Quotient der Konzentrationen des Permeats und des Retentats (Konzentrats) im Zirkulationskreislauf, hier gemessen als CSB ( $R_{CSB}$ ) oder Gesamt-Tensidkonzentration ( $R_{Tensid}$ ).

Wie anhand der folgenden Abbildungen deutlich wird, zeigen die eingesetzten Membranen auch hinsichtlich des Rückhalts eindeutige Unterschiede. Während der  $R_{Tensid}$  bei Filtration mit Spülwasser aus der Weichspülerproduktion nahezu identisch ist und nur geringe Variationen im CSB-Rückhalt messbar sind, zeigt sich für Spülwässer aus der Haarpflegeproduktion (Shampoo) ein wesentlich verbesserter Rückhalt unter Verwendung der PA-Membran.

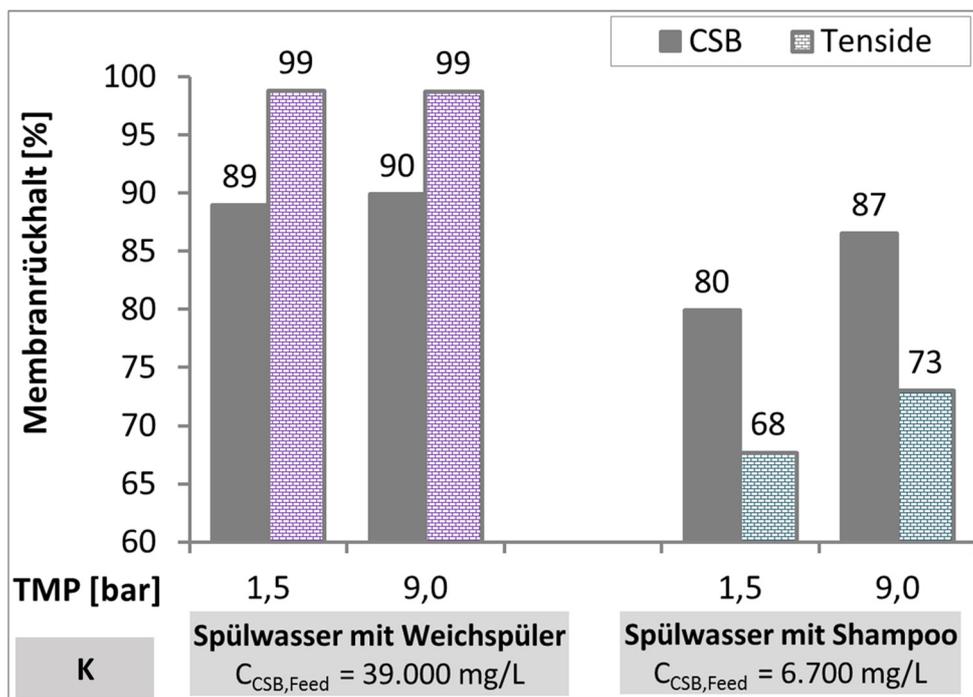


Abbildung 5: Membranrückhalt der keramischen Membran

Dies ist vermutlich auf die dichtere Membranstruktur der PA-Membran zurückzuführen. Während für die aus polymerem Werkstoff bestehende Membran Lösungs-Diffusions-Prozesse für den Transport der Tenside durch die Membran verantwortlich sind, haben bei der porösen Keramikmembran auch konvektive Transportvorgänge einen maßgeblichen Einfluss auf den Stoffdurchtritt. Dass

dieser Effekt bei Spülwasser aus der Weichspülerproduktion weit weniger stark ausgeprägt ist, kann wahrscheinlich auf die Wechselwirkungen zwischen kationischen Tensiden und negativ geladener Membranoberfläche zurückgeführt werden, die eine Belagbildung fördern.

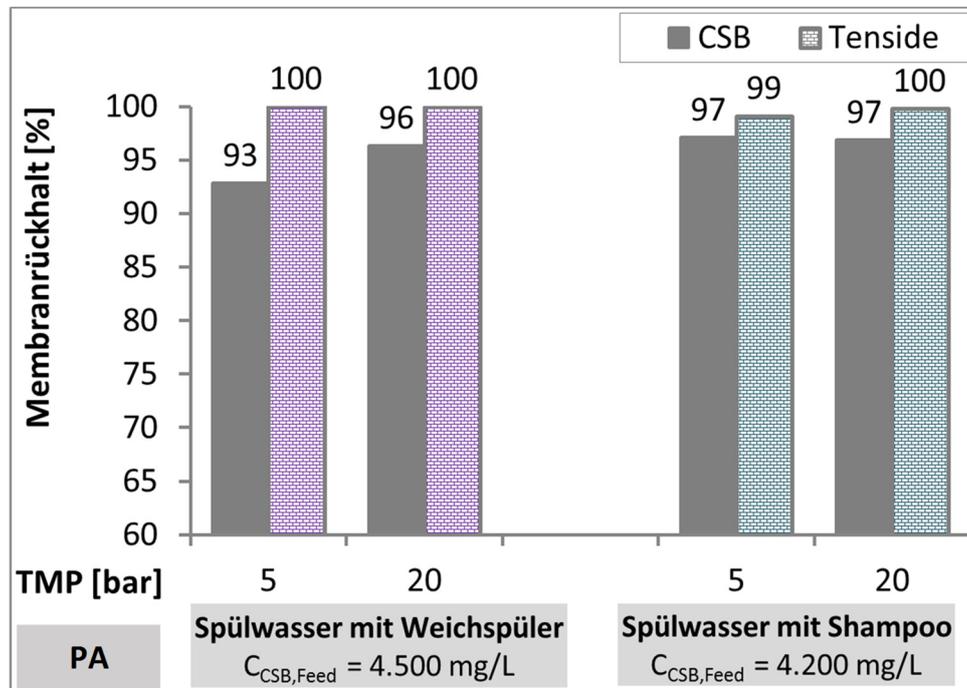


Abbildung 6: Membranrückhalt der Polymermembran

Aus diesen Versuchen zur Membranauswahl wird deutlich, dass die PA-Membran trotz des geringeren Flux und der dafür benötigten höheren TMP für beide Prozessströme den besseren Rückhalt aufweist.

### 2.3.3 Langzeitversuchsläufe

Um die in den Versuchen zur Membranauswahl erfassten Beobachtungen abzusichern, wurden mit beiden Membrantypen Langzeitfiltrationsläufe mit unterschiedlichen Versuchseinstellungen im Aufkonzentrierungsmodus unter intermittierender Ausschleusung des Retentats (sog. Bleed) durchgeführt. Beispielhaft ist solch ein Langzeitversuch in Abbildung 7 für die PA-Membran mit Spülwasser aus der Haarpflegemittelproduktion dargestellt.

Mit steigender volumetrischer Permeatausbeute und Dauer des Versuchs sinkt die Membranpermeabilität  $P_v$  auf Werte  $P_v \leq 1 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{bar})$  ab. Für  $\text{TMP} = 15 \text{ bar}$  führt dies zu einem Permeatfluss von ca.  $11 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ . Die gemessene CSB-Konzentration im Permeat bleibt in diesem Versuch jedoch auch bei knapp 20facher Aufkonzentrierung unter  $\text{CSB}_e = 200 \text{ mg/L}$  und damit unter dem für die bestehende Indirekteinleitung geforderten Grenzwert von  $\text{CSB}_e = 400 \text{ mg/L}$  (vgl.

Tabelle 1). Mit zunehmender Permeatausbeute steigt ebenfalls die als CSB<sub>Bleed</sub> gemessene Konzentration des Produkts im ausgeschleusten Retentat.

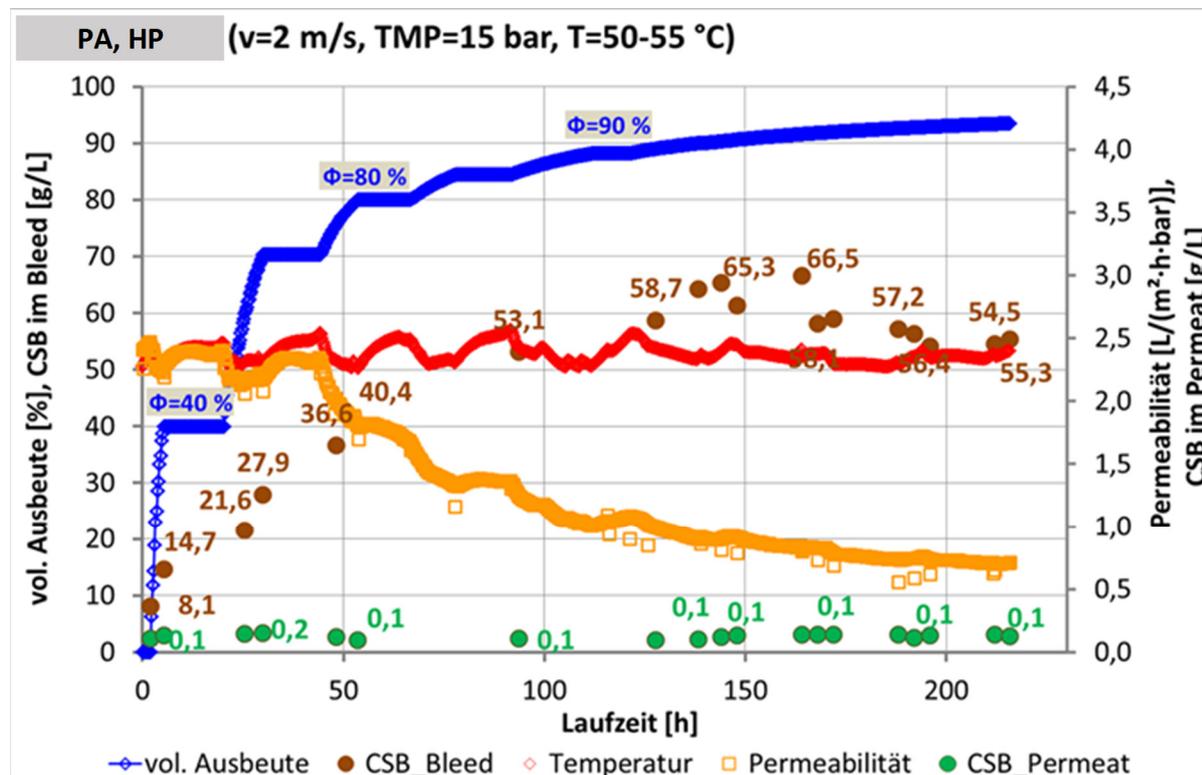


Abbildung 7: Langzeitfiltrationsversuche im Aufkonzentrierungsmodus

In einer Vielzahl von Filtrationsläufen konnte nachgewiesen werden, dass unter günstigen Rahmenbedingungen die geforderte Indirekteinleiterkonzentration des CSB durch Einsatz der Nanofiltrationsstufe allein erreicht werden kann. Um eine Wiederverwendung des Permeats für Reinigungszwecke oder als Speisewasser für Kühltürme (CSB < 50 mg/L, anionische Tenside < 0.5 mg/L) zu ermöglichen, wird jedoch nach wie vor eine biologische Nachreinigung notwendig. Diese kann z.B. in einem sehr platzsparenden Membranbioreaktor erfolgen (Linclau et al., 2016).

## 2.4 Technische Umsetzung

Aufgrund der Ergebnisse der Pilotversuche wurden für die technische Umsetzung des Rückgewinnungskonzepts die polyamidbasierten Membranen als Rohrmodule ausgewählt. Das endgültig gewählte Ablaufschema zeigt Abbildung 8. Die NF-Stufe stellt den ersten Behandlungsschritt dar. Das erhaltene Produktkonzentrat (CSB > 50.000 mg/L) kann als Industrietensid mit geringerer Qualität z.B. für Reinigungszwecke eingesetzt werden. Bei erhöhten Ansprüchen

an die Ablaufqualität erfolgt in Abhängigkeit des Prozessabwasserstroms eine angepasste Nährstoffdosierung (Harnstoff,  $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$ ) zum NF-Permeat und Nachreinigung im MBR auf  $\text{CSB}_{e,\text{MBR}} < 50 \text{ mg/L}$  bei einer Schlammbelastung von  $B_{\text{TS}} = 0,1 - 0,25 \text{ kg CSB}/(\text{kg TS} \cdot \text{d})$ .

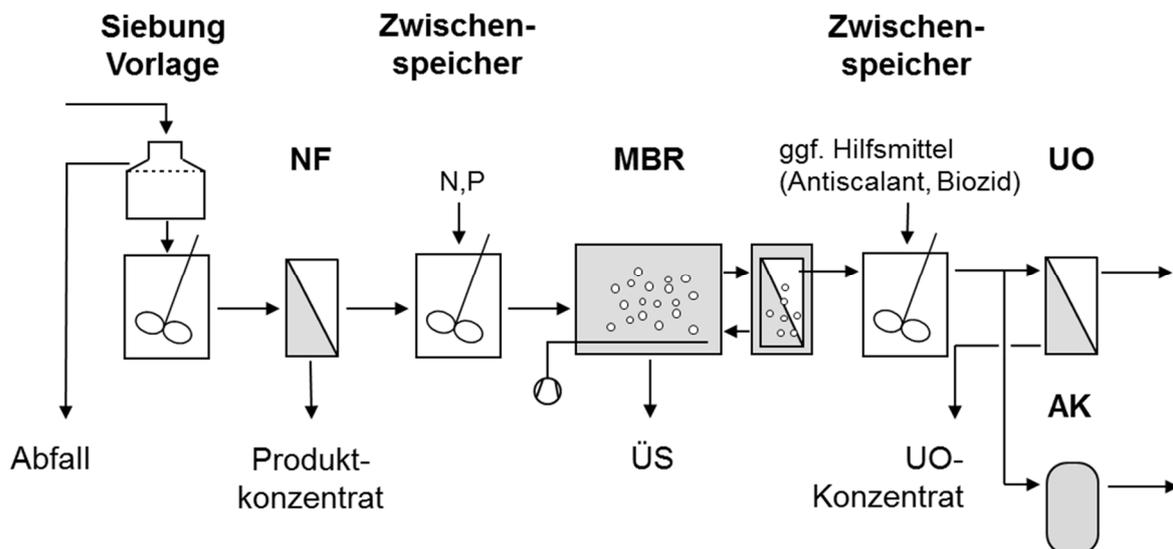


Abbildung 8: Anlagenkonzept mit Produktrückgewinnung und Wasserrecycling

Optional kann im Konzept eine Entsalzung des MBR-Permeats mit nachgeschalteter Umkehrosmose oder eine Sicherheitsfiltration mit granulärer Aktivkohle und/oder Ionentauscherharzen als Tensid-Fänger eingesetzt werden. Für eine Wiederverwendung als Speisewasser für Kühltürme reicht eine Sicherheitsfiltration derzeit aus.

### 3 Fazit

Durch angepasste Lösungen zur produktionsnahen Membranfiltration wird aus tensidbelasteten Spülwässern der Konsumgüterherstellung eine Rückgewinnung von Konzentraten oberflächenaktiver Substanzen möglich, die für geringerwertige Zwecke z.B. in der Industriereinigung einsetzbar sind. Durch den Einsatz von Nanofiltrationsmembranen kann – in Abhängigkeit der Rahmenbedingungen und der behandelten Prozessabwässer – der CSB-Grenzwert  $\text{CSB}_e \leq 400 \text{ mg/L}$  für die Indirekteinleitung in eine Standortkläranlage erreicht werden. Dazu ist jedoch eine Trennung der anfallenden Spülwasserströme vor der Aufbereitung nötig. Optionale Nachreinigungsstufen ermöglichen es darüber hinaus, die Permeatqualität weiter zu steigern, um ein Wasserrecycling durchzuführen.

## 4 Danksagung

Die vorgestellten Arbeiten wurden hauptsächlich noch während meiner Tätigkeit bei der EnviroChemie GmbH (Rossdorf, Deutschland) durchgeführt. Ein Teil der Arbeiten erfolgte im Rahmen des BMBF-Verbundprojekts „AKIZ -Integriertes Abwasserkonzept für Industriezonen“ Teilprojekt 4, Wertstoffrückgewinnung mit Membranfiltration (BMBF FKZ 02WA1065 und 02WA1066). Dem Fördermittelgeber und allen beteiligten Mitarbeitern und Kollegen, insbesondere Thu Nguyen, sei an dieser Stelle herzlich gedankt.

## 5 Literatur

- Aboulhassan, M. A., Souabi, S., Yaacoubi, A. and Baudu, M. (2006) Removal of surfactant from industrial wastewaters by coagulation flocculation process, *Journal of Environmental Science and Technology* 3 (4) 327-332, 2006
- Aygun, A. and Yilmaz, T. (2010) Improvement of coagulation-flocculation process for treatment of detergent wastewaters using coagulant aids, *International Journal of Chemical and Environmental Engineering* 1 (2) 97 - 101
- Cordaro, B. (2015). Opportunities in the Middle Eastern and Turkish hair care market. In-Cosmetics 2015, 14.-16. April 2015, Barcelona, Spain
- Ecolabelling Denmark (2011). European Ecolabel - Revision of Ecolabel Criteria for Laundry Detergents 2008 – 2010, Background Report. ENV.G.2/SER2007/0073rl <http://ec.europa.eu/environment/ecolabel/documents/Laundry%20Detergents%20technical%20report.pdf>, access: 06.02.2017
- Ellouze E., Tahri N., and Amar R. B. (2012), Enhancement of textile wastewater treatment process using Nanofiltration, *Desalination* 286 (2012) 16–23
- Kaya, Y., Barlas, H., Arayici, S. (2009). Nanofiltration of Cleaning-In-Place (CIP) wastewater in a detergent plant: effects of pH, temperature and transmembrane pressure on flux behavior. *Sep. Purif. Technol.* 65 (2009) 117-129
- Lin, S. H., Lin, C. M. and Leu, H. G. (1999) Operating characteristics and kinetic studies of surfactant wastewater treatment by fenton oxidation, *Water Research* 33 (7) 1735 – 1741, 1999
- Linclau, E., Ceulemans, J., de Sitter, K., Cauwenberg, P. (2016). Water and detergent recovery from rinsing water in an industrial environment. *Water Resources and Industry* 14 (2016) 3-10
- Mänttari M., and Nyström M. (2000), Critical flux in NF of high molar mass polysaccharides and effluents from the paper industry, *Journal of Membrane Science* 170 (2000) 257–273
- Nguyen, L.Q.T., Engelhart, M., Wagner, M., Cornel, P., Linclau, E. (2016). Production integrated filtration for resource recovery from rinsing waters – a progress towards environmental sustainability. 5th IWA Regional Conference on Membrane Technology, IWA-RMTC 2016, Kunming, China, K0006
- Paphane, B. D. and Ramirez, L. L. Z. (2013) Chemical pre-treatment of anionic surfactants contaminated waste water at Enaspol A. S. using H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV Light Waste

- Water Pretreatment method. Journal Environmental Analytical Toxicology 3 (4): 181, 2013
- Smulders, E. (2002). Laundry Detergents. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, 2002, ISBN 978-3-527-30520-9
- Súarez, L., Díez, M. A., García, R. and Riera, F. A., 2012. Membran Technology for the recovery of detergent compounds: A review. Journal of Industrial and Engineering Chemistry, 18 (2012) 1859 – 1873
- Umweltbundesamt (2008). Duftstoffe in Wasch- und Reinigungsmitteln – es geht auch ohne. Presseinformation Nr. 33/2008, 08.05.2008, Umweltbundesamt , Dessau-Roßlau
- Wagner G. (2010). Waschmittel - Chemie, Umwelt, Nachhaltigkeit (4. Auflage). Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, 2010, ISBN 978-3-527-32678-5
- Wang, X., Song, Y., Mai, J. (2008). Combined Fenton oxidation and aerobic biological processes for treating a surfactant wastewater containing abundant sulfate. Journal of Hazardous Materials 160 (2008), 344-348

**Korrespondenz an:**

Prof. Dr.-Ing. Markus Engelhart  
Technische Universität Darmstadt  
Institut IWAR  
Fachgebiet Abwassertechnik  
Franziska-Braun-Straße 7  
D-64287 Darmstadt

Tel.: +49 6151 16-20300  
Mail: m.engelhart@iwar.tu-darmstadt.de

# Einsatz des Membranbelevungsverfahrens in der österreichischen Industrie: Fallbeispiele und Grenzen

Bernhard Mayr

*EnviCare*<sup>®</sup> Engineering GmbH

Ingenieurbüro für Verfahrenstechnik

A-8042 Graz, Eisteichgasse 20/36

[www.envicare.at](http://www.envicare.at)

**Abstract:** Die Erfahrungen aus der Planungs-, Umsetzungs- und Betriebsphase von sechs großtechnischen Membranbelevungsanlagen zur Reinigung verschiedener industrieller Abwässern werden vorgestellt. Wesentliche Kenngrößen wie Zu- und Ablaufwerte, Membranstandzeit, Schlammalter, Raum- und Schlammbelastung werden genannt und Planungshinweise aus der Projektrealisierung werden gegeben.

**Key Words:** Membranbelevungsverfahren, Industrieabwasser, Pharmaindustrie, Lebensmittelerzeugung, Biodieselerzeugung, Galvanikabwasser, Abfallbehandlung, Deponiesickerwasser, getauchte Membran, Cross-Flow-Betriebsweise, Energiebedarf

## 1 Einleitung

Membranbelevungsverfahren (MBV) stellen heute für eine breite Palette von Anwendungen in der industriellen Abwasserreinigung den Stand der Technik dar.

Basierend auf der Option sowohl die hydraulische Verweilzeit als auch das Schlammalter exakt zu wählen, werden nicht nur hohe volumetrische Abbauraten an organischen Inhaltsstoffen, sondern auch ein deutlich besserer Abbaugrad für "harte" organische Verbindungen erreicht.

Der vollständige Schlammrückhalt gewährleistet nicht nur einen optimalen Abbau der organischen Schmutzfracht, sondern ermöglicht auch die gezielte

Selektion von spezialisierten Mikroorganismen, die ansonsten zB als Schwimmschlamm aus dem System ausgetragen werden würden.

Besonders bei der Reinigung hochkonzentrierter organischer Abwässer ist der Energiebedarf der Belüftung der MBV signifikant und determiniert die Betriebskosten wesentlich. Aus diesem Grund bieten sich hier im Regelfall anaerobe Vorbehandlungsschritte als effizientere Verfahren an. Dies ist aber jedenfalls im Einzelfall zu untersuchen und bewerten, wobei zB ein hoher Schwefelgehalt oder ein nicht ausgewogener und stark schwankender Nährstoffgehalt diese Verfahrensführung manchmal vereitelt.

Im Beitrag werden die Praxiserfahrungen einiger österreichischer Projekte vorgestellt.

## 2 Fallbeispiele

### 2.1 Deponiesickerwasser

Der erste Fall beschreibt eine großtechnische MBV-Anlage zur Deponiesickerwasseraufbereitung mit einer CSB-Konzentration von  $25 \text{ kg/m}^3$  und einer Ammonium-N-Konzentration von  $4 \text{ kg/m}^3$  (Mayr, et al., 1995).



Abbildung 1: Großanlage zur Deponiesickerwasseraufbereitung

Deponie-Sickerwasser entsteht durch anaeroben mikrobiellen Abbau und Auslaugung von Abfällen auf Deponien (Küster, 1986). Im hier beschriebenen Fall ist das Deponiesickerwasser nicht nur durch hohe organische und Ammonium-Konzentrationen gekennzeichnet, auch die Schwermetallgehalte bedingen eine Reinigung.

Die Elimination hoher Stickstoffgehalte mittels eines Nitrifikations-/Denitrifikationsverfahrens erfordert im klassischen Belegungsverfahren eine ausreichende Versorgung mit einer Kohlenstoffquelle. Daher wurde eine anaerobe Vorbehandlung im Fall der Deponiesickerwasserreinigung nicht weiterverfolgt, da sie zwar zu einer deutlichen Reduktion der Organik führen würde, aber Ammonium nicht reduzieren könnte.

Tabelle 1: Kennwerte des MBV für Deponiesickerwasserreinigung (Mayr B., 2012)

Art des Abwassers	Deponie
Inbetriebnahme	1994
Max. Durchsatz pro Tag	100 m <sup>3</sup> /d
Zulaufwerte des MBV (Fracht):	
CSB	2500 kg/d
Ammonium-N	400 kg/d
Gesamt-N (TNb)	440 kg/d
Ablaufwerte (Wirkungsgrad)	
CSB	87 %
Ammonium-N	< 10 mg/l
Gesamt-N (TNb)	80 %
Ableitungsart (Kanal oder Direkteinleitung)	Direkt nach 2 stufiger Umkehrosiose (!)
Membranprodukt:	Keramik Cross-Flow
Membranfläche	40 m <sup>2</sup>
Membranstandzeit	22 a
Beckenvolumen (Biologie/Membranbecken)	390 m <sup>3</sup>
Schlammalter	> 60 d
Trockensubstanzgehalt	30 kg/m <sup>3</sup>
CSB Raumbelastung	6,41 kg/(m <sup>3</sup> .d)
CSB Schlammbelastung	0,21 kg/(kg.d)

## 2.2 Abwasser aus der Biodieselproduktion

Als zweiter Fall wird eine MBV-Anlage zur Vorreinigung von Abwasser mit einer durchschnittlichen CSB-Konzentration von 150 kg/m<sup>3</sup> und einer mangelhaften Nährstoffzusammensetzung aus der Erzeugung von Biodiesel und aus der vorgelagerten Fettaufbereitungsstufe vorgestellt (Mayr B., 2013).



Abbildung 2: Großanlage Abwasseraufbereitung der Biodieselerzeugung

Tabelle 2: Kennwerte des MBV zur Reinigung von Abwasser der Biodieselerzeugung

Art des Abwassers	Biodiesel
Inbetriebnahme	2009
Max. Durchsatz pro Tag	30 m <sup>3</sup> /d
Zulaufwerte des MBV (Fracht): CSB	3.600 kg/d
Ablaufwerte (Wirkungsgrad) CSB	96 %
Ableitungsart (Kanal oder Direkteinleitung)	Kanal
Membranprodukt:	Organik Cross-Flow UF
Membranfläche	30 m <sup>2</sup>
Membranstandzeit	~ 3 a
Beckenvolumen (Biologie/Membranbecken)	500 m <sup>3</sup>
Schlammalter	~ 30 d
Trockensubstanzgehalt	30 kg/m <sup>3</sup>
CSB Raumbelastung	7,2 kg/(m <sup>3</sup> .d)
CSB Schlammbelastung	0,24 kg/(kg.d)

Im Vergleich zu Daten aus der Literatur (Colic, Hicks, & Lechter, 2008) war die Abwasserkonzentration in diesem Fall signifikant höher, da hier ein Produktionsprozess mit maximiertem Ertrag inklusive destillativen Verfahrensschritten zur Glycerin- und Methanolgewinnung Anwendung findet. Dieses Prozessdesign führt mit  $0,12 \text{ m}^3 \text{ Abwasser/m}^3 \text{ Kraftstoff}$  zu deutlich geringeren Abwassermengen im Vergleich zu einem Verhältnis von 2, das in der zuvor erwähnten Literatur für andere Herstellungsverfahren der Biokraftstoffe zu finden ist.

Zwei Gründe haben in diesem Fall für eine MBV Anlage gesprochen. Einerseits haben die vorgegebenen Einleitgrenzwerte für CSB einen biologischen Abbauprozess begünstigt und andererseits sollte ein möglichst simples Verfahren letztlich zu geringem Betreuungsaufwand, damit zu niedrigen Betriebskosten und zu hoher Prozesssicherheit führen.

### 2.3 Abwasser aus der pharmazeutischen Industrie

Das nachfolgende Anwendungsbeispiel und das Foto wurde freundlicherweise von der SANDOZ GmbH, Frau DI Birgit Gruber für die Veröffentlichung zur Verfügung gestellt (Gruber, 2017).



Abbildung 3: Abwasseraufbereitung in der Pharmaindustrie

Tabelle 3: Kennwerte des MBV in der pharmazeutischen Industrie

Art des Abwassers	Pharma
Max. Durchsatz pro Tag (die über die MBV läuft)	1.100 m <sup>3</sup> /d
Inbetriebnahme	2000
Zulaufwerte des MBV (Fracht):	
CSB	2.800 kg/d
Ammonium-N	265 kg/d
Nitrat-N	0,3 kg/d
Gesamt-N (TNb)	410 kg/d
Ablaufwerte (Wirkungsgrad)	
CSB	82,7 %
BSB5	99,0 %
Gesamt-N (TNb)	82,4 %
Ableitungsart (Kanal oder Direkteinleitung)	Direkt
Membranprodukt:	Hohlfaser getaucht
Membranfläche	5952 m <sup>2</sup>
Beckenvolumen Biologie/Membranbecken	1.220 + 240 m <sup>3</sup>
Schlammalter oder Schlammanfall in % des abgebauten CSB	13 d
Trockensubstanzgehalt	8,7 kg/m <sup>3</sup>
CSB Raumbelastung	1,92 kg/(m <sup>3</sup> .d)
CSB Schlammbelastung	0,22 kg/(kg.d)

Weiterführende Informationen können auch aus einem Vortrag im Rahmen einer ÖWAV Tagung entnommen werden (Greil, 2001).

## 2.4 Abwasser aus der Galvanik/Metalloberflächenbehandlung

Das Abwasser eines Betriebs zur Behandlung metallischer Oberflächen wird vor der Direkteinleitung in einem Membranbioreaktor gereinigt, wobei die bestehende chemisch-physikalische (CP) Betriebskläranlage erweitert worden ist.

Die Projektinformationen und die Fotos wurde freundlicherweise von der Collini GmbH, Herr Dr. Martin Peter für die Veröffentlichung zur Verfügung gestellt (Peter M., 2017).

Die Beschaffenheit entspricht der eines Industriebetriebes zur Oberflächenbeschichtung metallischer Teile (Abwasseremissionsverordnung Oberflächenbehandlung BGBl.II Nr.44/2002).



Abbildung 4: Abwasseraufbereitung in der Galvanik/Metalloberflächenbehandlung

Tabelle 4: Kennwerte des MBV in der Galvanik/Metalloberflächenbehandlung

Art des Abwassers	Galvanik/Eloxal
Inbetriebnahme	2006
Mittlerer Durchsatz pro Tag	~ 800 m <sup>3</sup> /d
Zulaufwerte des MBV (Fracht):	
CSB	200 - 500 kg/d
Ammonium-N	70 - 140 kg/d
Ablaufwerte (Wirkungsgrad)	
CSB	70 – 80 %
Ammonium-N	< 10 mg/l
Ableitungsart (Kanal oder Direkteinleitung)	Direkt
Membranprodukt:	Platte getaucht
Membranfläche	7.420 m <sup>2</sup>
Beckenvolumen Biologie/Membranbecken	1.200 m <sup>3</sup>
Membranstandzeit	bis 10 a
Schlammalter oder Schlammfall in % des abgebauten CSB	ca. 3 Jahre
Trockensubstanzgehalt	ca. 20 kg/m <sup>3</sup>
CSB Raumbelastung	< 0,5 kg/(m <sup>3</sup> .d)
CSB Schlammbelastung	< 0,02 kg/(kg.d)

## 2.5 Abwasser aus der Aufbereitung von flüssigen Abfällen

Die letzte in Österreich realisierte Anlage wurde im Oktober 2016 erfolgreich bei einem Entsorgungsunternehmen in der Steiermark in Betrieb gesetzt. Die Planung bis zur Inbetriebnahmeleitung erfolgte durch *EnviCare®*.

Der Betrieb verarbeitet flüssige Abfälle, vor allem Öl/Wassergemische und wässrige Emulsionen mit dem Ziel der ZLT (Zero Liquid Discharge). Das bedeutet, dass die erzeugte Reinwasserqualität die vollständige Wiederverwertung der sauberen Abwässer für innerbetriebliche Reinigungszwecke gestatten muss.

Im Abwasser von Abfallbehandlungsbetrieben sind neben organischen Verbindungen wie Proteinen, Fetten und Zucker auch zahlreiche synthetische (Mineralöle) und anorganische Inhaltsstoffe enthalten.

Diese Schadstoffkonzentrationen können bei korrekter Prozessführung der installierten Vorreinigungsanlagen (Flotation und Verdampfer) durch die biologische Membranbioreaktoranlage weitgehend verringert werden.



Abbildung 5: Abwasseraufbereitung in der Abfallwirtschaft

Das MBV ersetzt eine untaugliche Anlage, die anfänglich errichtet worden ist. Diese Anlage aus den Prozessschritten Festbettbiologie – keramische Cross-Flow

Mikrofiltration – Nanofiltration mit integrierten Aktivkohleabsorber – Umkehrosmose konnte die erforderliche Durchsatzleistung nicht erreichen und musste zur Gänze rückgebaut werden.

Vor dem Bau der Großanlage wurde über mehrere Monate eine halbtechnische Versuchsanlage betrieben, um den Bioprozess zu optimieren und um sichere Auslegungsgrundlagen für die Maßstabsvergrößerung zu erhalten.

Tabelle 5: Kennwerte des MBV in der Abfallwirtschaft

Art des Abwassers	Flüssige Abfälle/öhlhändig
Inbetriebnahme	2016
Max. Durchsatz pro Tag	96 m <sup>3</sup> /d
Zulaufwerte des MBV (Fracht):	
CSB	480 kg/d
Ablaufwerte (Wirkungsgrad)	
CSB	92 %
Ammonium-N	< 10 mg/l
Gesamt-P	< 5 mg/l
Ableitungsart (Kanal oder Direkteinleitung)	Kanal
Membranprodukt:	Hohlfaser getaucht
Membranfläche	400 m <sup>2</sup>
Beckenvolumen Biologie/Membranbecken	120 m <sup>3</sup>
Schlammalter	60 d
Trockensubstanzgehalt	15 kg/m <sup>3</sup>
CSB Raumbelastung	4,0 kg/(m <sup>3</sup> .d)
CSB Schlammbelastung	0,27 kg/(kg.d)

## 2.6 Abwasser aus der Lebensmittelindustrie/Getränkeherzeugung

Das Unternehmen agiert als Zulieferbetrieb der Nahrungs- und Genussmittelindustrie. Die Abwässer aus den Produktionsanlagen wurden bereits vor der Installierung des MBV in einer biologischen Kläranlage vorgereinigt und in den Kanal eingeleitet.

Das „klassische“ Reinigungskonzept bestand aus einer Neutralisation, einem Pufferbehälter, einer Biologie mit Tiefenbelüftung, einer Nachklärung mit eingebautem Schrägklärer, einem Schlammstapelbehälter und einer Dekanteranlage für die Schlammwässerung. Die Funktionalität wurde durch die Schlammigenschaften (Blähschlamm) beeinträchtigt.

Vor der Errichtung der Großanlage wurde durch *EnviCare*<sup>®</sup> eine Pilotierung im halbtechnischen Maßstab durchgeführt.

Die Erkenntnisse flossen in die Konzeption der Großanlage ein und erlaubten eine exakte Dimensionierung der wesentlichen Anlagenteile. Der bestehende Puffertank aus Edelstahl konnte als Biologiebehälter weiter verwendet werden.

Das rechte Foto in Abbildung 6 und die Angabe zur Membranfläche sind aus frei zugänglichen Firmeninformationen entnommen (A3 GmbH, 2009).



Abbildung 6: Abwasseraufbereitung in der Lebensmittelindustrie

Tabelle 6: Kennwerte des MBV in der Lebensmittelindustrie

Art des Abwassers	Lebensmittelindustrie
Inbetriebnahme	2008
Max. Durchsatz pro Tag	250 m <sup>3</sup> /d
Zulaufwerte des MBV (Fracht):	
CSB	1.250 kg/d
Ablaufwerte (Wirkungsgrad)	
CSB	96 %
Ammonium-N	< 10 mg/l
Gesamt-P	< 10 mg/l
Ableitungsart (Kanal oder Direkteinleitung)	Kanal
Membranprodukt:	Platte getaucht
Membranfläche	1.680 m <sup>2</sup>
Beckenvolumen Biologie/Membranbecken	340 m <sup>3</sup>
Schlammalter	18 d
Trockensubstanzgehalt	13 kg/m <sup>3</sup>
CSB Raumbelastung	3,7 kg/(m <sup>3</sup> .d)
CSB Schlammbelastung	0,28 kg/(kg.d)

### **3 Planungshinweise**

#### **3.1 Pilotierung**

Die Pilotierung ist aus der Sicht des Verfassers aus mehreren Gründen eine äußerst sinnvolle Maßnahme:

- Zur Eingrenzung der Risiken des Anlagenplaners- und -lieferanten;
- Zur exakten Bestimmung der Auslegungsgrößen und damit einhergehend zur Reduktion der Invest- und Betriebskosten des Anlagenbetreibers;
- Zum Kennenlernen der Eigenheiten des betrieblichen Abwasseranfalls (der stets Überraschungen bereithält), die bei einer reinen Planungsdienstleistung, die ja zum Großteil nicht im Betrieb, sondern im Planungsbüro am Schreibtisch abläuft, nicht erkennbar sind!
- Zum Kennenlernen des Betriebspersonals und der betrieblichen Hierarchien und Abläufe.

#### **3.2 Membranfläche und chemische Reinigung**

Eine ausreichend bemessene Membranfläche und der damit korrelierende niedrige Bemessungsflux stellen eine sehr wichtige Voraussetzung für einen langfristig stabilen Betrieb dar.

Betrachtet man die Gesamtkosten einer MBV-Anlage, wird sofort klar, dass heute die Membraninvestkosten vergleichsweise untergeordnet sind. Die in den letzten Jahren stark gesunkenen Membranpreise erlauben es, dass die Membranfläche konservativ und mit ausreichenden Reserven gewählt wird (Abbildung 8).

Damit ergeben sich folgende wichtige Vorteile:

- Es steht eine ausreichende Reserve für hydraulische Spitzen zur Verfügung
- Das Intervall der chemischen Reinigung kann verlängert werden. Dies wirkt sich wiederum positiv auf die Membranlebensdauer aus.

Heute sind drei Standardreinigungsprozeduren für getauchte System etabliert, nämlich die regelmäßig ausgeführte automatische In-Situ Rückspülung mit Reinigungschemikalien, die chemieunterstützte Rückspülung „an der Luft“ (halbjährlich) und die intensive Reinigung in einer Reinigungslösung in einem Becken (falls erforderlich).

#### **3.3 Schlammanfall**

Aus der Erfahrung des Autors ist eine exakte Ermittlung des Schlammanfalls basierend auf bekannten Auslegungstools oder selbst mit Pilotversuchen aufgrund von Einflüssen der Maßstabsvergrößerung (Sauerstoffübergang, Temperatur etc.)

seriös kaum möglich. Die Schwankungsbreite erstreckt sich bei mehreren Ausführungsbeispielen bis zu einem Faktor 4! Beispielsweise wurde zum Beginn der Entwicklung des MBV von Prof. Dr. Dorau, Umweltbundesamt Berlin aufgrund von Pilotversuchen mit kommunalem Abwasser berichtet, dass der Anfall von biologischem Überschussschlamm gegen Null gehen kann (Dorau, 1998).

Andererseits spart eine exakte Dimensionierung der Schlammbehandlungsanlage erhebliche Investkosten und beugt Betriebsprobleme vor.

Das Risiko einer Fehldimensionierung kann erheblich minimiert werden, indem die Schlammbehandlung erst nach der Inbetriebnahme der Großanlage nachgerüstet wird und der Schlamm bis dahin extern entsorgt wird.

### **3.4 Wärmebilanzierung**

Die exakte Energiebilanzierung des MBVs ist eine Hauptaufgabe der Planung.

Während die mechanisch eingetragene Wärme und die Wärmeverluste über die Wandungen oder über die Medien relativ einfach und sicher kalkuliert werden können, ist die biologisch erzeugte Wärme (speziell im Fall von Industrieabwasser!) schwer berechenbar und auch im Pilotmaßstab kaum exakt messbar bzw. skalierbar. Zuverlässig helfen hier Erfahrungswerte, die aus Wärmebilanzen realisierter Anlagen erarbeitet worden sind.

In der Bilanzberechnung ist zudem das Fouling der Wärmeübertragungsflächen einzurechnen, das sich erst nach längerer Zeit einstellen kann.

Anzumerken ist, dass in Hinsicht auf die Investkosten eine Überdimensionierung der Kühlaggregate relativ zu Gesamtkosten nicht sehr kostspielig ist, dass aber andererseits eine ausreichend stabile Wärmeregulung essentiell für stabilen Betrieb der Großanlage ist.

### **3.5 Schaum**

Aufgrund der im Vergleich zu konventionellen Belebtschlammverfahren hohen Raumbelastung und der zumeist geringen Oberfläche der Belebungsbecken kann beim MBV das Schäumen rasch problematisch werden.

Die Erfahrung hat gezeigt, dass es sinnvoll ist, bereits in der Konzeption der Großanlage Gegenmaßnahmen vorzusehen. Diese können zB in Form einer Kombination der Injektorbelüftung mit einer Schaumabsaugung oder in einer Besprühungseinrichtung realisiert werden.

Zusätzlich zu diesen mechanischen Schaumzerstörungsmaßnahmen erweist sich im Regelfall eine Dosiereinheit für Antischaummittel als hilfreich.

Ebenso ist ein ausreichend hohes Freibord über dem Wasserspiegel erforderlich.

Beim Einsatz von Antischaummittel ist zu beachten, dass diese den Membranflux erheblich beeinträchtigen können.

Die Biologie kann sich zudem rasch an das Antischaummittel adaptieren, so dass mit fortlaufender Adaption ständig mehr Antischaum zugegeben werden muss. Daher sollen verschiedene Mittel bereits in der Pilotphase getestet und dann im Betrieb vorgehalten werden

Die Praxis hat gezeigt, dass eine starke Schaumbildung sogar im unbelüfteten Denitrifizierungstank auftreten kann.

Generell beugt eine ausreichende Nährstoffversorgung und ein stetiger Betrieb mit einer gleichmäßigen Abwasserbeschaffenheit und -menge einer starken Schaumbildung vor, aber die betriebliche Praxis führt im Regelfall leider häufig dazu, dass diese Voraussetzungen nicht erfüllt sind.

### 3.6 Cross-Flow (CF) oder Submers?

Generell ergeben sich Eignungsunterschiede der beiden Betriebsweisen aufgrund der optimalen Trockensubstanzgehalte.

Während CF-Anlagen mit TS-Gehalten von 15 - 40 g/l gefahren werden, betragen diese bei getauchten Systemen 6 - 20 g/l.

In Abhängigkeit der eliminierten CSB-Konzentration und des spezifischen Schlammanfalls ergibt sich der nachfolgend dargestellte Zusammenhang, wobei stets eine Reduktion des CSB um 85 % postuliert wird:

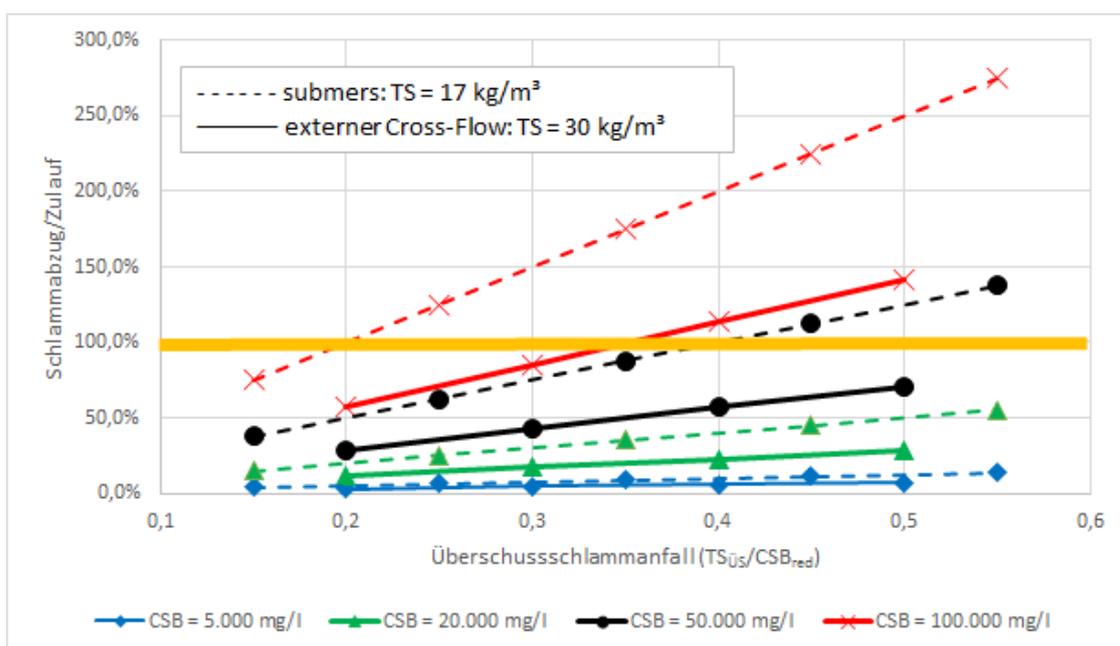


Abbildung 7: Zusammenhang Schlammanfall und Schlammabzug

Selbstverständlich kann die Schlammabzugsmenge nicht die Zulaufmenge übersteigen, sodass die in Abbildung 7 gelb dargestellte 100 % Grenze in der Realität nicht überschritten werden kann, da in diesem Fall bereits der gesamte Zulauf in Form von Schlamm aus dem System abgezogen wird.

Aus der Grafik ist weiter abzulesen, dass bei einem getauchten System (gestrichelte Linien), das mit einem TS von  $17 \text{ kg/m}^3$  betrieben wird, folgende Maximalwerte des CSBs im Zulauf in Abhängigkeit des spezifischen Überschussschlammanfalls  $Y$  erreicht werden können:

- $Y = 0,4 \text{ kg}_{\text{TS}}/\text{kg}_{\text{CSB-red}}$   $\Rightarrow$  max.  $\text{CSB}_{\text{Zulauf}} = 50.000 \text{ mg/l}$
- $Y = 0,2 \text{ kg}_{\text{TS}}/\text{kg}_{\text{CSB-red}}$   $\Rightarrow$  max.  $\text{CSB}_{\text{Zulauf}} = 100.000 \text{ mg/l}$

Bei einem externen Cross-Flow System (durchgehende Linien), das mit einem TS Gehalt von  $30 \text{ kg/m}^3$  betrieben wird, ergeben sich folgende Grenzen (die generell über jenen der getauchten Systeme liegen):

- $Y = 0,35 \text{ kg}_{\text{TS}}/\text{kg}_{\text{CSB-red}}$   $\Rightarrow$  max.  $\text{CSB}_{\text{Zulauf}} = 100.000 \text{ mg/l}$

Neben diesem Zusammenhang ist festzuhalten, dass je höher das Abwasser belastet ist, der Energiebedarf für die Cross-Flow Filtration ( $2 - 5 \text{ kWh/m}^3_{\text{Abwasser}}$ ) gegenüber jenem für die Prozessbelüftung immer mehr zurücktritt (bei  $\text{CSB}_{\text{Zu}} = 120.000 \text{ mg/l}$  ergibt sich ein Energiebedarf für die Prozessbelüftung von  $\sim 75 \text{ kWh/m}^3_{\text{Abwasser}}$ !).

Basierend auf der Praxiserfahrung zieht der Verfasser getauchte Systeme bis zum einer spezifischen Standard Sauerstoffzufuhr (SOTR) von  $25 \text{ kgO}_2/\text{m}^3_{\text{Abwasser}}$  externen Cross-Flow Systemen vor.

In Hinsicht auf die Wartungsfreundlichkeit und Effektivität der Membranreinigung ergeben sich Vorteile für getauchte Systeme, da in diesem Fall die aktive Membranoberfläche von außen zugänglich ist und auch ohne Hilfsmittel in Augenschein genommen werden kann.

## 4 Ausblick

Als wesentliche Vorteile der Membranbelebungsanlagen sind anzuführen, dass diese deutlich weniger sensibel auf produktionsbedingte Abwasserschwankungen und auf toxische Inhaltsstoffe reagieren und dass deren Technik wenig komplex und damit der Betrieb i.d.R. robust ist.

## 4.1 Membrankosten

Fallende Membranpreise (Abbildung 8) tragen zur raschen Verbreitung dieser Technologie bei, die heute für zahlreiche industrielle Anwendungsfälle bereits die BVT (beste verfügbare Technologie) darstellt.

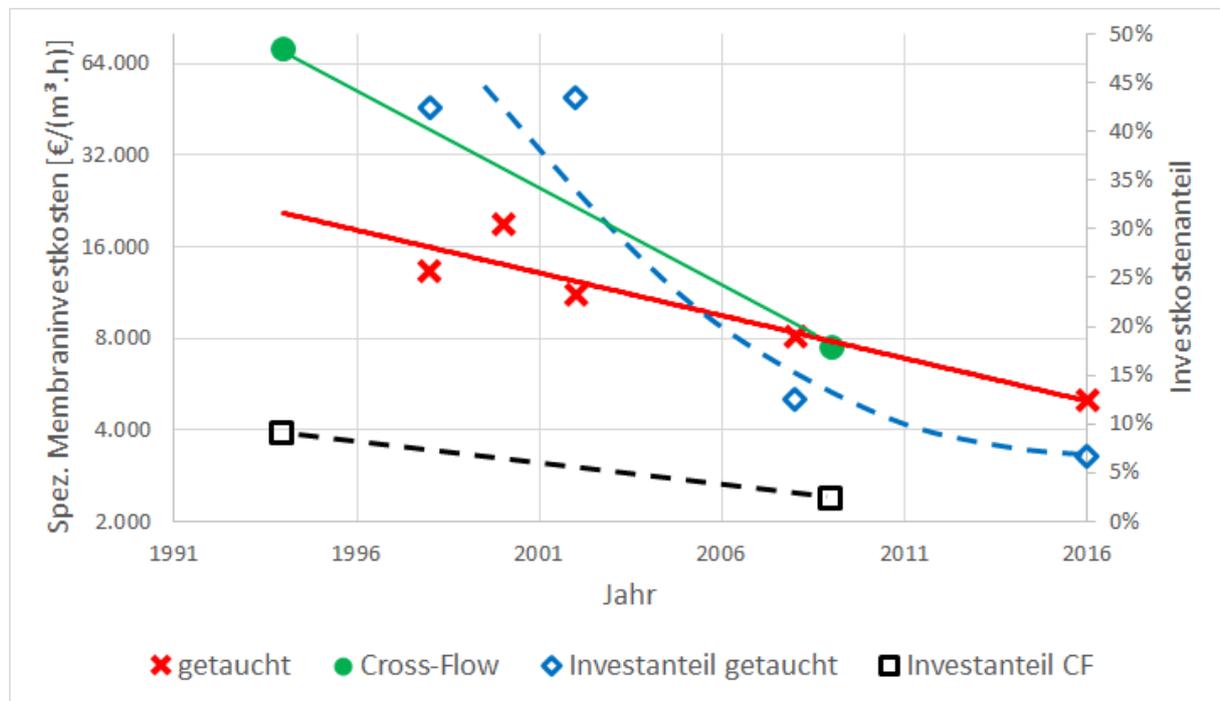


Abbildung 8: spez. Membraninvestkosten aus Projekten mit Beteiligung des Autors  
Hinweis: linke Vertikalachse ist logarithmisch skaliert!

Um einen Vergleich der getauchten Systeme und der Cross-Flow-Anwendungen zu gestatten, sind in Abbildung 8 auf der linken Y-Achse die Investkosten der Membran bezogen auf den erzielten Durchsatz (€/m<sup>3</sup>/h) und auf der rechten Y-Achse bezogen auf die Gesamtinvestkosten des jeweiligen Projekts dargestellt. Die angegebenen Prozentwerte der verschiedenen Projekte sind allerdings nur bedingt vergleichbar, da stets unterschiedliche Randbedingungen vorlagen. Die Darstellung versteht sich daher nur qualitativ.

Es ist ersichtlich, dass generell die Membraninvestkosten nicht nur deutlich sinken, sondern dass damit einhergehend auch deren Anteil am Gesamtinvest stark abnimmt und bei den zuletzt realisierten Projekten bereits deutlich unter 10 % der Gesamterrichtungskosten liegen.

Allgemein gilt daher, dass getauchte Systeme nicht nur bei den Betriebskosten, sondern auch bei den spezifischen Investkosten (€/m<sup>3</sup>/h) günstiger liegen als externe Cross-Flow Anlagen. Deren Markt beschränkt sicher daher heute auf

hochbelastete Abwässer, die einen hohen Sauerstoffeintrag erfordern und auch hier nur für den Fall, dass eine anaerobe Vorreinigung nicht sinnvoll ist.

## 4.2 Referenzprojekte weltweit

Weltweit steigt die Anzahl von Referenzprojekten stetig.

Am Beispiel des getauchten Hohlfaserproduktes der Fa. Mitsubishi Rayon (MRAS) ist dies in Abbildung 9 dargestellt.

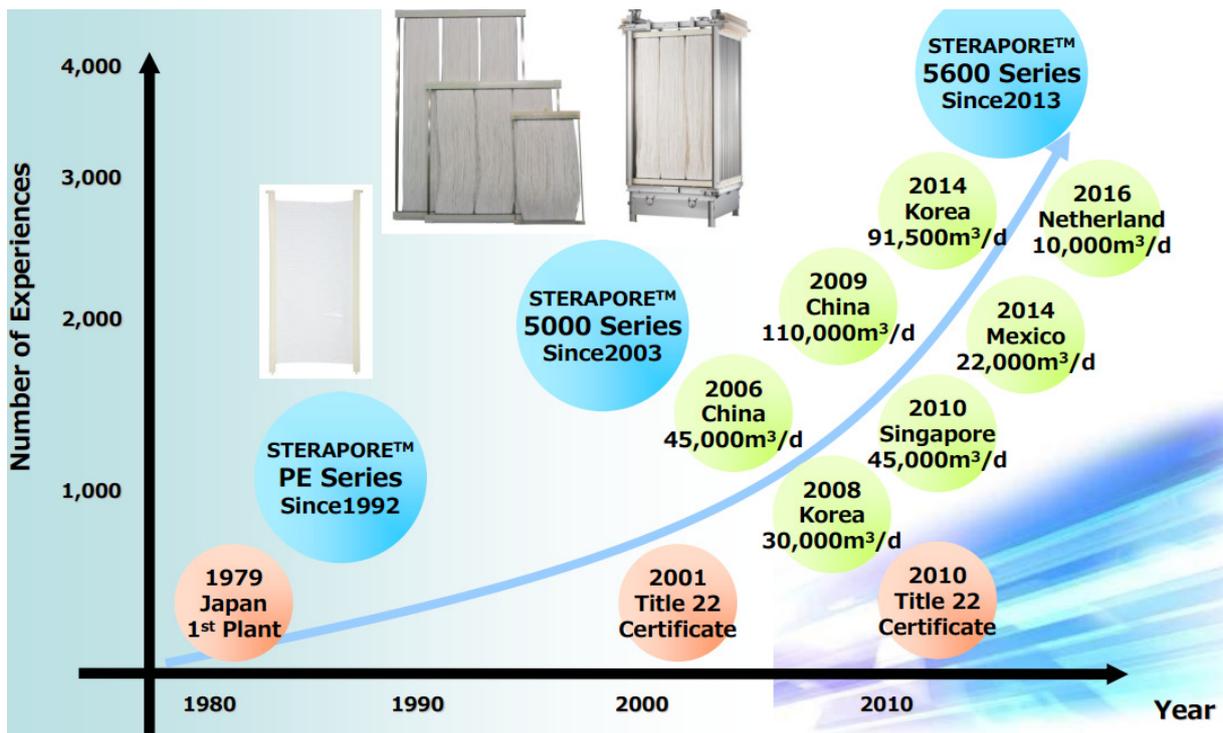


Abbildung 9: Produktentwicklung am Beispiel der Fa. Mitsubishi Rayon

Um 1980 startete MRAS als Pionier die Entwicklung getauchter Membrane in Japan etwa zeitgleich zur Entwicklung der externen CF-MBV-Systeme in Deutschland und ist heute Marktführer in Ostasien mit über 4.000 Installationen, wobei die größte Anlage einen Durchsatz von 110.000 m³/d aufweist. Die hydrophilen Sterapore™ Produkte der Serie 5000 bestehen aus einem stabilen inneren Gewebeslauch und einer applizierten Membran aus dem Werkstoff PVDF.

Die aktuell größten MBV-Anlagen werden derzeit im kommunalen Segment in Acheres, Frankreich mit 360.000 EGW und in Stockholm - Henriksdal, Schweden mit 1.600.000 EGW (max. 860.000 m³/d, Membranfläche: 1,6 Mio m²) realisiert (Gundestam, 2015).

### 4.3 Forschungsprojekt ArHes-B

Das Projekt verfolgt das Ziel, eine Transformation der Abwasserreinigungsanlage vom relevanten Energieverbraucher hin zum hybriden Energieerzeuger und Energiespeicher und Wertstoffbereitsteller zu erreichen. Dabei sollen technologische Neuerungen in der Abwasserreinigung, die sich unter anderem durch den Einsatz des Membranbelevungsverfahrens ergeben, integriert werden.

Im „AR-HES-B“-Konzept positioniert sich die städtische Abwasseraufbereitung als eine wichtige Drehscheibe im überregionalen Energie- und Stoffaustausch. Als hybrider Energiespeicher und Energiebereitsteller kann die ARA der Zukunft eine intelligente Verknüpfung der Abwasser-, Strom-, Erdgas- und Fernwärmenetze darstellen.

Die Bewertung der Technologien und Synergieeffekte erfolgt mit Hilfe der dynamischen Simulation der Kläranlage und den angeschlossenen Strom-, Wärme- und Gasnetzen. Die Kläranlagen werden auf Basis der Activated Sludge Model - ASM (Henze, 1987) und Anaerobic Digestion Model - ADM (Batstone, et al., 2002) zusammen mit den angebundenen Netzen abgebildet. Die Validierung der Modelle erfolgt anhand von realen Messdaten und Modellberechnung für drei Kläranlagenstandorte.

Ein „Decision Support Tool“ (DEST) soll als Optimierungswerkzeug entwickelt werden. Damit kann das Kläranlagenkonzept optimal an die spezifischen Lastprofile der lokalen Versorgernetze angepasst werden.

Das Ergebnis des Projektes wird ein detaillierter Leitfaden „ARA der Zukunft“ sein, welcher alle im Projekt aufgearbeiteten Technologien zusammenfasst und zur Bewertung konkreter Maßnahmen dient.

An diesem Projekt, das durch die FFG unter der Projektnummer 850094 gefördert wird, nehmen folgende Partner teil:

- StadtLABOR Graz, Reininghausstraße 11a, 8020 Graz
- AEE - INTEC, Feldgasse 19, 8200 Gleisdorf,
- AWV Gleisdorfer Becken, Steinbergstraße 45 8200 Gleisdorf
- Stadtwerke Gleisdorf GmbH, Gartengasse 36, A-8200 Gleisdorf
- Nowak Abwasser Beratung, Colmarplatz 1, 7000 Eisenstadt
- *EnviCare*<sup>®</sup> Engineering GmbH, Eisteichgasse 20/36, A-8042 Graz

## 5 Literaturverzeichnis

- A3 GmbH. (05. 10 2009). Kapazitätserweiterung einer bestehenden Kläranlage mittels MBR-Technologie. Von [www.a3-gmbh.com](http://www.a3-gmbh.com) abgerufen
- Batstone, D., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S., Pavlostathis, S., Rozzi, A., . . . Vavilin, V. (2002). The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1). *Water Science and Technology*, 65-73.
- Colic, M., Hicks, J., & Lechter, A. (2008). Treatment of Biodiesel and Biofuels manufacturing wastewater. *Water Treatment and Reuse Approaches*, Orlando, FL.
- Dorau, P. D. (1998). Führt der klassische Weg der Abwasseraufbereitung in die Sackgasse? In Mayr B., Tagungsband: Optimierung von Kläranlagen durch innovative Membrantechnik. EnviCare Engineering GmbH.
- Greil, K. (2001). Membranbelevungsverfahren in der Industrie. *Membrantechnologie - Chancen und Grenzen - ÖWAV Heft 142 (S. 83-103)*. Wien: ÖWAV.
- Gruber, B. (2017). Persönliche Mitteilung.
- Gundestam, J. (2015). Procuring 230 Football Fields of Membrane. 11. Aachener tagung Wassertechnologie (S. 3-17 ). Aachen: Aachener Verfahrenstechnik.
- Henze, M. G. (1987). Activated Sludge Model No.1. *Scientific and Technical Reports No.1*. London: IAWQ.
- Küster, E. N. (1986). Dumping of Refuse and Sludges. *Biotechnology Vol. 8*, S. 349-362.
- Mayr B. (2012). Experience with MBR-Systems for cleaning highly loaded organic waste water. *World Filtration Congress WFC11*, S. 199.
- Mayr B. (2013). Planungs- und Betriebserfahrung mit Membranbelevungsverfahren zur Reinigung hochkonzentrierter Abwässer. 10. Aachener Tagung Wasser und Membranen (S. 263-271). Aachen: Aachener Verfahrenstechnik.
- Mayr, B., Novak, S., Horvat, P., Gaisch, F., Narodoslowsky, M., & Moser, A. (1995). Purification of Landfill leachates by means of combined biological and membrane separation treatment. *Chem. Biochem. Eng. Q. Vol. 9 (1)*, S. 39-45.
- Peter M. (2017). Persönliche Mitteilungen.

### Korrespondenz an:

DI Dr. techn. Bernhard Mayr

*EnviCare*<sup>®</sup> Engineering GmbH  
8042 Graz, Eisteichgasse 20/36

Tel.: +43 316 381038 0

Mail: [office@envicare.at](mailto:office@envicare.at)

Web: [www.envicare.at](http://www.envicare.at)

# Grundlagen der anaeroben Industrieabwasserreinigung

Karl Svardal

TU-Wien, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

**Kurzfassung:** Anaerobe Verfahren eignen sich gut zur Reinigung vieler organisch hochbelasteter Prozessabwässer, wobei es sich dabei in jedem Fall nur um eine Teilreinigung handelt. Durch die Umformung von organischem Kohlenstoff in Methan kann nutzbare Energie gewonnen werden. Die wesentlichen mikrobiologischen und chemischen Grundlagen werden dargestellt und daraus Kriterien für die Eignung von Anaerobverfahren zur Prozessabwasserbehandlung anhand der Abwasserzusammensetzung diskutiert. Die häufigsten Reaktortypen sowie deren Vor- und Nachteile werden vorgestellt.

**Keywords:** Anaerobe Abwasserreinigung, Industrieabwasser

## 1 Einleitung

Anaerobe Verfahren stellen speziell für stark organisch belastete Industrieabwässer oft eine kostengünstige Möglichkeit der Reinigung dar. Es handelt sich dabei in jedem Fall nur um eine Teilreinigung, vor Einleitung in ein Gewässer ist eine aerobe Nachbehandlung immer notwendig. Die in den 1970er-Jahren herrschende Euphorie über die energiebringenden Biogasanlagen ist zwischenzeitlich deutlich abgeklungen. Dafür waren die sehr niedrigen Energiepreise verantwortlich, wodurch die erhöhten Investitionskosten für Anaerobanlagen aus dem geringeren Energieverbrauch und dem Gewinn aus der Biogasverwertung kaum ausgeglichen werden konnten. Zusätzlich hat der einseitige Abbau von organischem Kohlenstoff bei stickstoffhaltigen Abwässern zu Schwierigkeiten bei der Einhaltung der geforderten Nährstoffelimination geführt, weil nach der anaeroben Stufe zu wenig CSB für die Denitrifikation vorhanden war.

Die steigenden Energiekosten und die Forcierung erneuerbarer Energien haben zu einem massiven Zuwachs an Anaerobanlagen geführt, die allerdings zumeist mit organischen Abfallstoffen oder auch landwirtschaftlichen Produkten beschickt werden. Gleichzeitig wurde aber in vielen Industriebetrieben die Diskussion über das Konzept der Abwasserbehandlung neu entfacht.

Anaerobe Verfahren stellen bei bestimmter Abwasserzusammensetzung eine sinnvolle Alternative dar. Hohe Konzentrationen an organischen Stoffen und hohe Abwassertemperaturen begünstigen die Anwendung anaerober Verfahren bei der Reinigung von Industrieabwasser. Besonders gut eignen 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) und MEYER (2004).

## 2 Grundlagen der anaeroben Abbauprozesse

Der anaerobe Abbau ist mikrobiologisch gesehen ein mehrstufiger komplexer Prozess. Das Wissen über die chemischen und mikrobiologischen Zusammenhänge bei der anaeroben Abwasserreinigung hat in den 1980er-Jahren sprunghaft zugenommen. Dies war eine wichtige Voraussetzung für die technische Anwendbarkeit.

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.

Für die Überführung von polymeren Abwasserinhaltsstoffen (Kohlenhydrate, Fett, Eiweiß) in Methan sind vier Abbauschritte notwendig (u.a. MUDRACK, 1983):

**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,  $H_2$  und  $CO_2$  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 („acetoclastische Methanbakterien“) und daraus Energie gewinnen. Der Energiegewinn beim Abbau der Essigsäure ist deutlich geringer als bei der Umsetzung von Wasserstoff.

Trotz dieser Mehrstufigkeit weiß man heute, dass es weder möglich noch sinnvoll ist, die einzelnen Bakteriengruppen vollständig zu trennen (Versäuerungsreaktor/Methanreaktor). Viele Versäuerungsreaktionen laufen nur exotherm (energieliefernd) ab, wenn der entstehende Wasserstoff verbraucht wird. Das bedeutet aber, dass bei Abwesenheit  $H_2$ -verbrauchender Bakterien (Methanbakterien oder Sulfatreduzenten) die Versäuerung nur zu einem geringen Teil erfolgt. In manchen Fällen ist eine gezielte Vorversäuerung günstig, wenn dadurch die Bildung von ungünstigen Zwischenprodukten (v.a. Propionsäure) verringert werden kann.

Die eigentliche Reinigung des Abwassers, also die Entfernung von CSB erfolgt durch die Umwandlung von gelösten organischen Verbindungen in gasförmige oxidierbare Verbindungen, also im Wesentlichen Methan und in Abhängigkeit des vorhandenen Sulfats zu  $H_2S$ .

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.

Im Anaerobreaktor müssen optimale Milieuverhältnisse für die Methanbakterien geschaffen werden. 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°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<sub>2</sub>S, dessen Dissoziationskonstante der ersten Stufe bei etwa 10<sup>-7</sup> liegt, ändert sich bei geringen pH-Wertverschiebungen im Bereich um pH 7 das Verhältnis zwischen dissoziierter und undissoziierter Form sehr stark. Liegen bei pH 7 ca. 50% des gesamten Schwefelwasserstoffs als undissoziiertes Molekül vor, so sind es bei pH 6,5 bereits 75%.

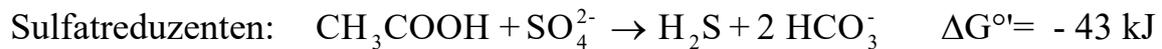
Ein bedeutender, bei der anaeroben Behandlung von Abwasser auftretender biologischer Prozess ist die Reduktion von Sulfat zu Schwefelwasserstoff. Die dafür verantwortlichen „sulfatreduzierenden Bakterien“ nutzen die gleichen Substrate wie die Methanbakterien (Wasserstoff und Essigsäure), als Elektronenakzeptor verwenden sie aber nicht CO<sub>2</sub> 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.

### Substrat H<sub>2</sub>:



### Substrat Acetat:



Bei allen Reaktionen werden 8 Elektronen übertragen, sodass die  $\Delta G^{\circ}$ -Werte direkt miteinander verglichen werden können. Unabhängig vom Elektronendonator (Acetat oder  $\text{H}_2$ ) weist die jeweilige Reaktion, bei der Sulfat als Elektronenakzeptor dient, den negativeren  $G^{\circ}$ -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  $\text{H}_2$ -verwertende Sulfatreduzenten bzw. Methanbakterien.

Basierend auf den mikrobiologischen und thermodynamischen Grundlagen kann also angenommen werden, dass, solange der Elektronendonator (CSB) im Überschuss vorhanden ist ( $\text{CSB}/S > 2$ ), Sulfat weitgehend zu  $\text{H}_2\text{S}$  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 näherungsweise zu 100 % zu  $\text{H}_2\text{S}$  reduziert wird. Dies ist auch maßgebend für die Bemessung bzw. die Berechnung der zu erwartenden  $\text{H}_2\text{S}$ -Konzentration.

Über die Toxizität des Schwefelwasserstoffs ist vielfach berichtet worden (u.a. KUNST, 1985). KROISS und PLAHL-WABNEGG (1983) fanden aufgrund umfangreicher Untersuchungen, dass die Konzentration der undissoziierten Form des Schwefelwasserstoffs, also  $\text{H}_2\text{S}$ , die maßgebende Größe für die Hemmung der Methanbakterien ist. Da die  $\text{H}_2\text{S}$ -Konzentration in der Flüssigkeit nach dem HENRY'schen Gesetz direkt proportional dem  $\text{H}_2\text{S}$ -Partialdruck in der Gasphase ist, kann danach aus dem  $\text{H}_2\text{S}$ -Gehalt des Faulgases direkt (unabhängig vom pH-Wert im Anaerobreaktor) auf eine Hemmung durch  $\text{H}_2\text{S}$  geschlossen werden.

Eine interessante Entwicklung stellt die gezielte Nutzung anaerober Mikroorganismen zur Reduktion von Sulfat dar. Die biologische Sulfatreduktion kann in speziellen Fällen für die gezielte Entfernung von Sulfat genutzt werden.

Zusätzlich können mit dem produzierten Sulfid viele Schwermetalle gefällt werden. Da die meisten Metallsulfide eine geringere Löslichkeit als die entsprechenden Hydroxide aufweisen, können niedrigere Restkonzentrationen als bei den klassischen Verfahren mit Kalkmilch oder Lauge erzielt werden.

### **3 Kriterien für die Anwendbarkeit der anaeroben Reinigung**

#### **3.1 Abwasserbeschaffenheit**

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

##### **3.1.1 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<sub>2</sub> 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 mit konventionellen Nachklärbecken kaum mehr zu erreichen, so dass 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 (siehe Kap. 3.1.7)

Hingegen steigt bei hohen CSB-Konzentrationen die Gefahr bezüglich:

- toxischer Zwischenprodukte

- Mischungsproblemen
- Fällungsreaktionen

### 3.1.2 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, sind bei Anaerobverfahren deutlich geringere Zugabemengen bezogen auf die abgebaute CSB-Fracht notwendig, 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 das Biomassewachstum benötigt wird. Ein Großteil des organisch gebundenen Stickstoffs wird im Zuge der anaeroben Vorreinigung zu Ammonium umgewandelt, so dass im Ablauf der Anaerobstufe der größte Teil des Stickstoffs meist als Ammonium vorliegt. Ammonium ist für eine Stabilisierung des pH-Wertes im Methanreaktor im alkalischen Bereich von Bedeutung. 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 anaerober Vorreinigungsstufen kaum mehr Stoffe enthalten sind, die zu nennenswerter Schlammproduktion führen, kann in relativ kleinen aeroben Nachreinigungsstufen ein hohes aerobes Schlammalter und damit gute Bedingungen für die Nitrifikation erzielt werden. Sowohl hohe Ammoniakkonzentrationen als auch Schwefelwasserstoff im Ablauf anaerober Vorreinigungsstufen wirken hemmend auf das Wachstum von Nitrifikanten, vor allem auf die nitritoxidierenden Bakterien (NOB), so dass die Nitrifikation beim Nitrit stehen bleibt. Letzteres ist durchaus von Vorteil bei der Denitrifikation, weil ca. 40% weniger CSB für die Denitrifikation erforderlich wird.

Dies ist insofern von Bedeutung, weil der Rest-CSB des anaerob vorgereinigten Abwassers für die Denitrifikation meist nicht ausreicht. Durch gezielte Rohabwasserzugabe in die anoxischen Zonen der Nachreinigungsstufe kann die Denitrifikation gesteuert werden. Je mehr CSB aber dafür benötigt wird, desto geringer wird die Gasausbeute aus der Fracht an abbaubaren CSB im Abwasser. Wie die Praxis bestätigt, können bei hohen Stickstoffkonzentrationen zweistufige aerobe Nachreinigungsanlagen sinnvoll sein. (ABELEN, 1991, SVARDAL et.al., 1993).

Hemmungen der acetoclastischen Methanbakterien durch hohe Ammoniakkonzentrationen ( $\text{NH}_3$ ) 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  $\text{NH}_3$  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 ist, desto geringer ist die Gefahr, dass saure Komponenten ( $\text{H}_2\text{S}$ , organische Säuren) mitgestrippt 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 und 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 Chemikalienzugabe 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.

### 3.1.3 Sulfatgehalt

Sulfat ist ein sehr häufiger Inhaltsstoff von Industrieabwässern und ist bei der anaeroben Reinigung von besonderer Bedeutung, weil Sulfat in diesem Milieu, im Gegensatz zum aeroben, an den biochemischen Redoxprozessen maßgeblich teilnimmt und von sulfatreduzierenden 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 und PLAHL-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).

Die hohe Toxizität und Geruchsintensität von Schwefelwasserstoff erfordert bei fast allen Anaerobanlagen eine besondere Beachtung. Geringe Sulfatgehalte im

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

Zur Abschätzung der zu erwartenden  $\text{H}_2\text{S}$ -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  $\text{H}_2\text{S}$ -Gehalts des Faulgases vom S/CSB-Verhältnis.

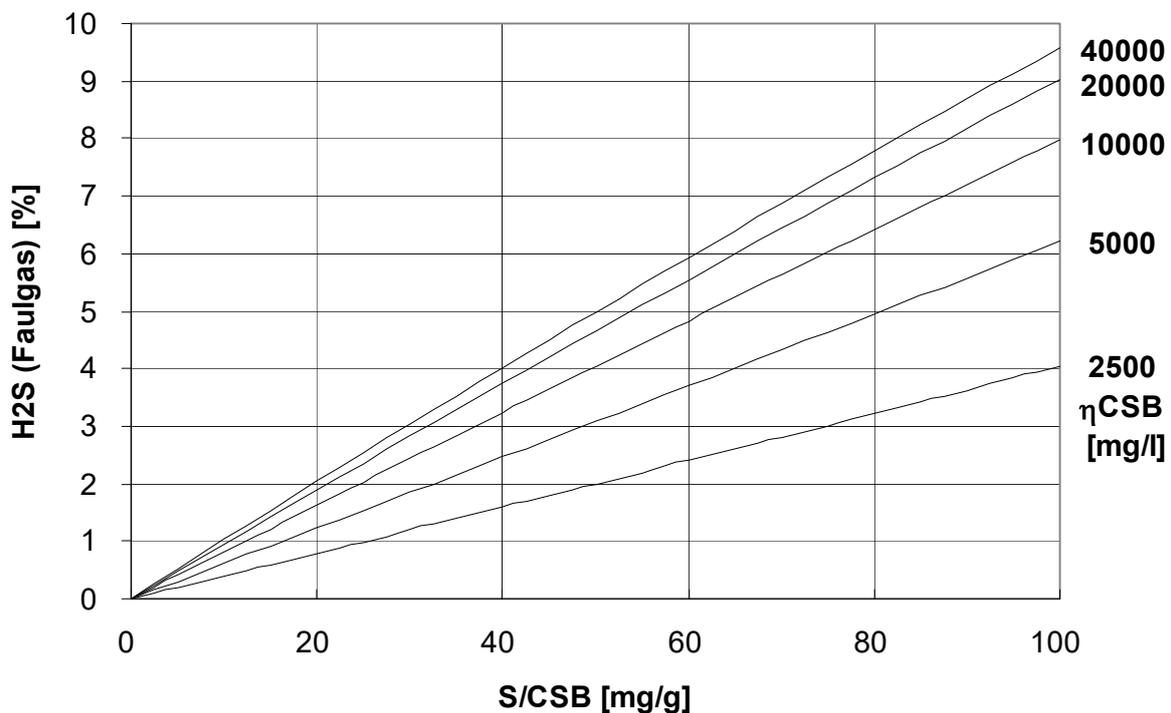


Abbildung 1:  $\text{H}_2\text{S}$ -Gehalt des Faulgases in Abhängigkeit vom S/CSB-Verhältnis für unterschiedliche CSB-Konzentrationen (pH = 7) (nach SVARDAL, 1991)

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 (PARRAVICINI et al., 2006).

Geringe  $\text{H}_2\text{S}$ -Konzentrationen (<0,5%  $\text{H}_2\text{S}$  im Gas) 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  $\text{H}_2\text{S}$ -

Konzentrationen und Schwefelmengen wird dieses Verfahren rasch unwirtschaftlich.

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, so dass kein Entsorgungsproblem entsteht, es erfolgt allerdings auch keine Rückgewinnung des Schwefels bzw. Entfernung des Sulfats aus dem Abwasser.

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.

Chemisch-physikalische Verfahren zur Sulfatentfernung aus Abwasser sind zwar prinzipiell denkbar, aber wirtschaftlich meist 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  $\text{CaSO}_4$ -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  $\text{CO}_2$ -Produktion in Methanreaktoren zu massiven  $\text{CaCO}_3$ -Ausfällungen kommt (Pkt. 3.1.5). Das muss bei der Wahl des Reaktortyps berücksichtigt werden.

#### 3.1.4 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 andere Zusammensetzung ergeben sich aufgrund der Wechselwirkung zwischen flüssiger und gasförmiger Phase auch andere Konzentrationen der gelösten Komponenten. Der wesentlich höhere  $\text{CO}_2$ -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  $\text{CO}_2$ -Gehalt des Faulgases dargestellt.

Welcher  $\text{CO}_2$ -Gehalt im Faulgas einer Anaerobanlage zu erwarten ist, hängt von der biologisch produzierten  $\text{CO}_2$ -Menge und der Lage der

Dissoziationsgleichgewichte, also wieder vom pH-Wert, ab. Die Berechnung ist grundsätzlich möglich (SVARDAL, 1991).

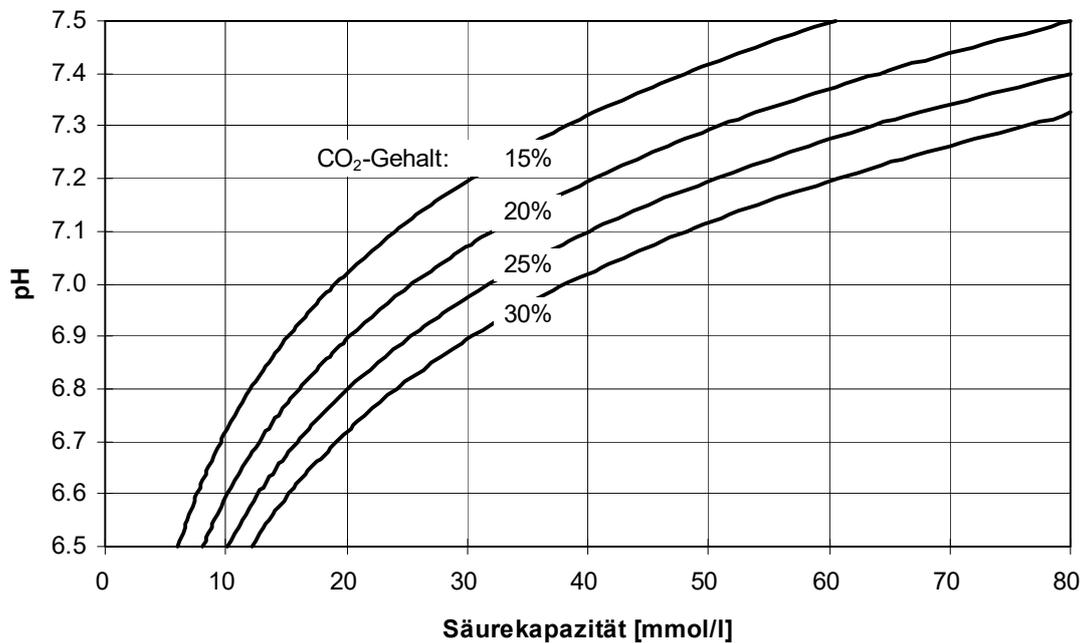


Abbildung 2: Abhängigkeit des pH-Wertes im Faulbehälter von der Säurekapazität bei unterschiedlichen CO<sub>2</sub>-Gehalten des Faulgases

Der Einsatz des sonst sehr häufig verwendeten Kalziumoxids (CaO) bzw. Kalziumhydroxids (Ca(OH)<sub>2</sub>) als Neutralisationsmittel ist bei der anaeroben Abwasserreinigung problematisch. Durch den hohen CO<sub>2</sub>-Partialdruck im Faulbehälter ist die Löslichkeit von Kalzium sehr gering. Wird das Löslichkeitsprodukt für Kalziumkarbonat überschritten, fällt Kalzium als Kalk (CaCO<sub>3</sub>) aus (Pkt. 3.1.5).

### 3.1.5 Kalziumgehalt

Der Kalziumgehalt des Rohabwassers ist deshalb von großer Bedeutung, weil es zufolge des hohen CO<sub>2</sub>-Partialdrucks im Anaerob-Reaktor zur Bildung von Kalziumkarbonat (CaCO<sub>3</sub>) 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 ist, desto geringer ist der pH-Wert, ab dem  $\text{CaCO}_3$ -Ausfällungen im Anaerobbehälter zu befürchten sind.

Das Kalziumkarbonatproblem sollte bei Kalziumkonzentrationen über 100 mg/l in jedem Fall besonders berücksichtigt werden.

### 3.1.6 Schwermetalle

Die meisten Schwermetalle gehören zu den wassergefährdenden Stoffen und müssen daher nach dem Stand der Technik am Eintritt in das Abwasser gehindert werden. Bakterien haben die Tendenz Schwermetalle zu akkumulieren, so dass 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 und 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).

### 3.1.7 Temperatur

Um höhere Umsatzraten zu erzielen, müssen Anaerobreaktoren, wie bereits erwähnt bei Temperaturen von ca. 35°C betrieben werden. In vielen Fällen weist das zu behandelnde Industrieabwasser bereits eine erhöhte Temperatur auf, so dass 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 um die gewünschte Erwärmung zu erreichen.

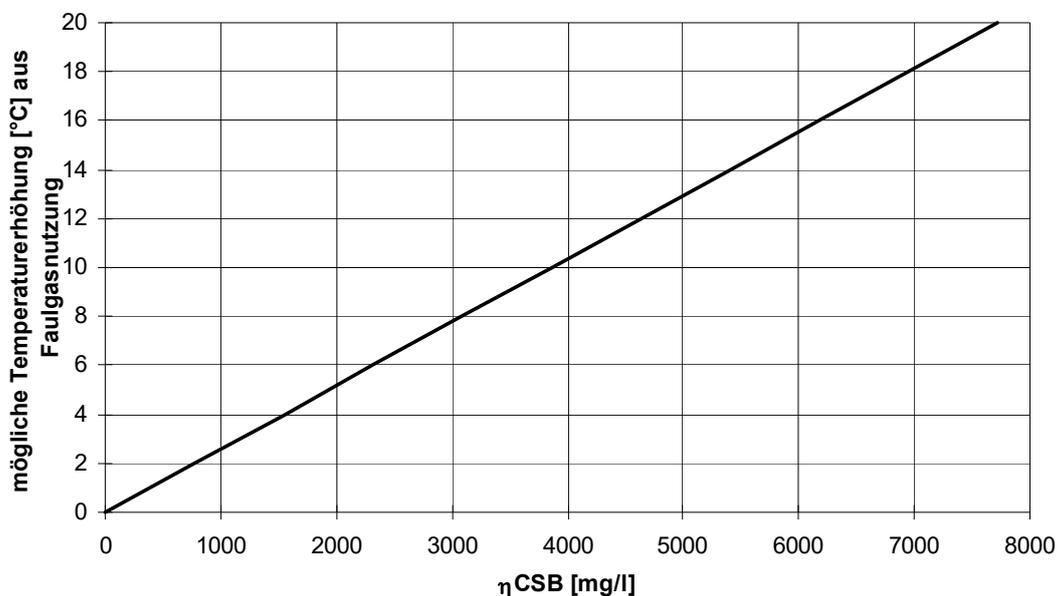


Abbildung 3: Mögliche Erhöhung der Abwassertemperatur durch thermische Nutzung des Faulgases

In Abbildung 3 ist dargestellt, welche CSB-Konzentration in Methan umgebaut werden muss, um eine bestimmte Temperaturerhöhung durch thermische Nutzung des Faulgases 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 ( $\text{CaCO}_3$ , MAP), wodurch eine häufige Reinigung der Austauschere 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“, so dass 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, O<sub>2</sub>-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.

## 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 allem 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 aufwärts durchströmten 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, so dass 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. Die DWA-Arbeitsgruppe IG-5.1 "Anaerobe Verfahren zur Behandlung von Industrieabwässern" hat vor kurzem einen Arbeitsbericht zum Thema „Pelletschlamm“ fertiggestellt, der in Kürze veröffentlicht wird.

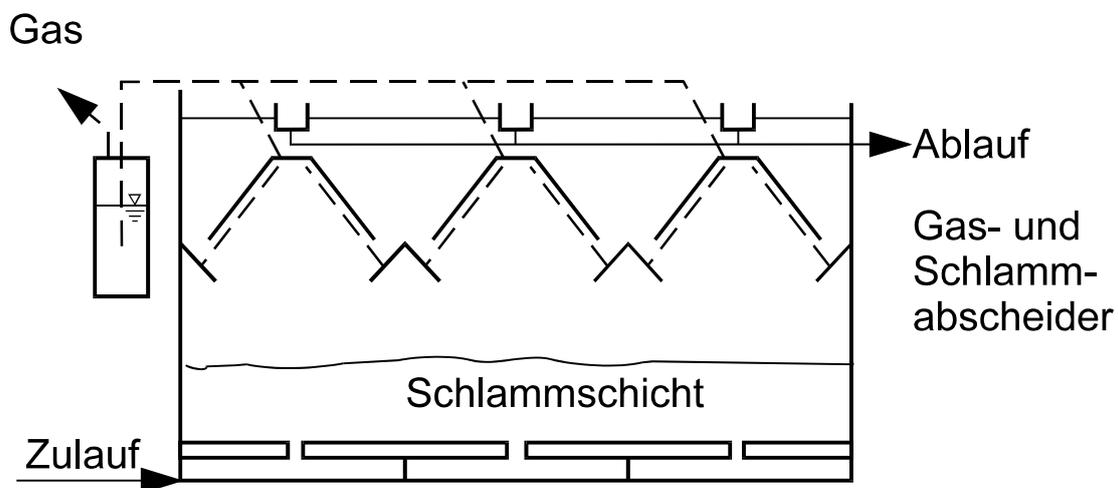


Abbildung 4: UASB-Reaktor

Dieses Verfahren eignet sich besonders für nicht zu hoch konzentriertes Abwasser ( $CSB < 5.000 \text{ mg/l}$ ), 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 Voraussetzung 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 ( $\text{CaCO}_3$ ).

Der klassische UASB-Reaktor wurde in den letzten Jahren zusehends von sogenannten Hochleistungs-UASB- oder EGSB-(Expanded Granular Sludge Blanket)Reaktoren verdrängt. Sie basieren grundsätzlich auf dem gleichen Reaktorkonzept wie das UASB-Verfahren. Die entscheidenden Unterschiede gegenüber dem UASB-Reaktor liegen in der schlankeren Bauform, einer größeren Reaktorhöhe von bis zu 24 m, einer teilweise sehr weitgehenden Abwasserrezirkulation, eines feiner verteilten Abwasserzulaufs und vor allem in

einer Verbesserung bzw. Leistungssteigerung des Dreiphasenabscheiders (MEYER, 2004).

So ist es gelungen, einen höher belastbaren Reaktortyp zu entwickeln, der i.d.R. auf CSB-Raumbelastungen von 15-25 kg/(m<sup>3</sup>·d) ausgelegt wird. Die gegenüber dem UASB-Reaktor erhöhte Belastbarkeit resultiert zum einen daraus, dass auf das Gesamtvolumen bezogen mehr Biomasse im System ist und zum zweiten die erhöhte Aufstromgeschwindigkeit und die deutlich höhere Gasflächenbeschickung zu einer sehr guten Durchmischung des Schlammbeds und somit zu einer erhöhten Aktivität der Mikroorganismen führt.

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 Schlammbeds 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 Bodenräumer wird der „schwerste“ Schlamm (größter anorganischer 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.

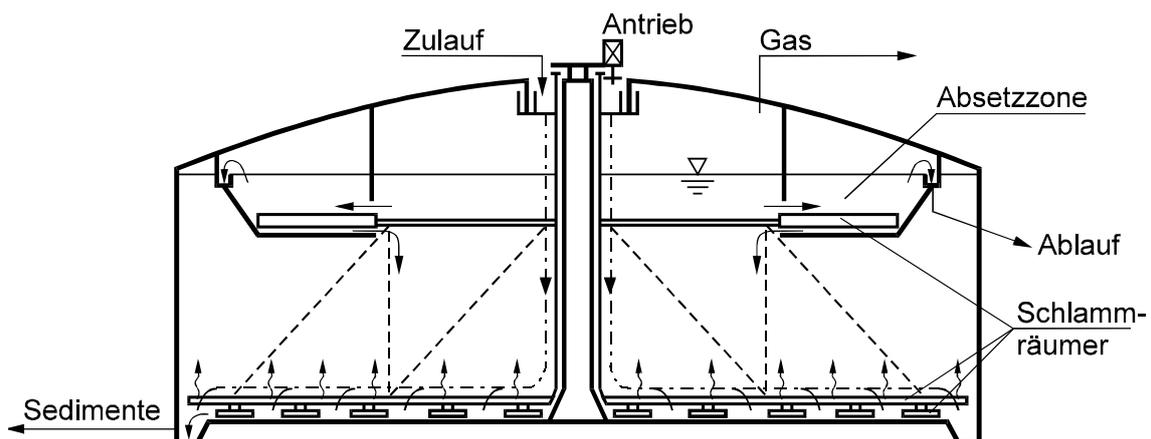


Abbildung 5: EKJ-Reaktor

Anaerobe Festbettverfahren eignen sich nur für Abwässer, die zu keiner Verstopfung der Aufwuchskörper führen. Die theoretisch bzw. unter Laborbedingungen erreichbaren extrem hohen Raumabbauleistungen (bis zu 100 kg CSB/(m<sup>3</sup>·d)) konnten bis jetzt bei Großanlagen 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.

Im 7. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe IG-5.1 werden die verschiedenen Reaktortypen und ihre Einsatzbereiche eingehend diskutiert (DWA, 2009) In Abbildung 6 ist die Verteilung der weltweit errichteten Anaerobreaktoren nach den verschiedenen Systemen dargestellt.

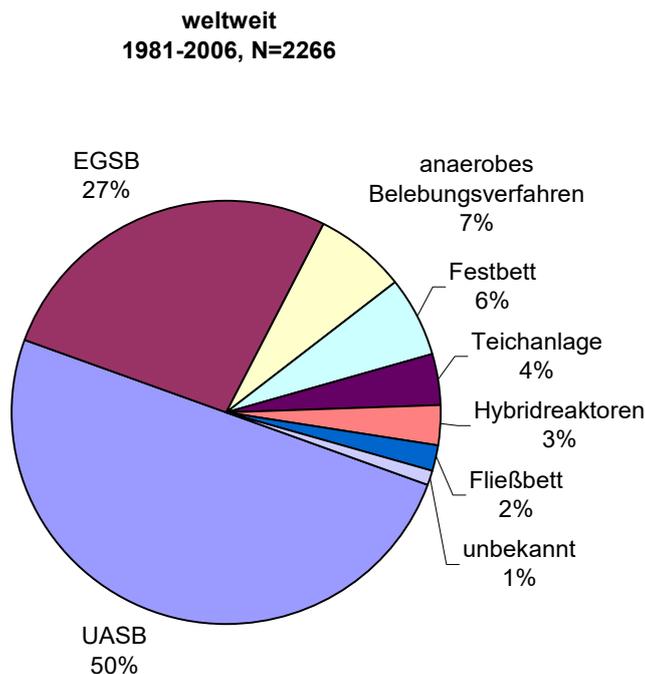


Abbildung 6: Verteilung der unterschiedlichen Systeme von Anaerobreaktoren aller bisher errichteten Anlagen (Datenbasis VAN LIER, 2007, aus AUSTERMANN-HAUN, 2008).

## 5 Ausblick

Der aktuelle Stand des Wissens über die Anaerobprozesse ist, wie schon erwähnt, bereits sehr hoch geworden. Die DWA-Arbeitsgruppe IG-5.1 („Anaerobe Verfahren zur Behandlung von Industrieabwässern“) 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 Anlagen ist. Bei der Ausschussarbeit konnte auch dahingehend Einigkeit erzielt werden, dass eine gute Planung und Ausführung von

Anaerobanlagen eine genaue Kenntnis des Produktionsbetriebes und der Betriebsprobleme erfordert, um häufige Störungen zu verhindern. Die Sicherung des Gewässerschutzes durch den Einsatz von anaeroben Abwasserreinigungsverfahren kann nur dann wirtschaftliche Vorteile bringen, wenn die Betriebssicherheit sehr hoch ist. Das ist heute zwar in vielen Fällen erreichbar, erfordert aber gründliches Planen durch ausgebildete und erfahrene Fachleute.

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 darangehen, die wirtschaftlichste Lösung zu finden, die häufig nicht die billigste in Bezug auf die Investitionskosten ist.

## 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
- AUSTERMANN-HAUN, U. (2008): unveröffentlicht.
- DOHMANN, M., SCHULZE-RETTMER, R. (1991): Die Anwendung der N-Elimination bei Industrieabwässern in der Praxis. Veröff. des Inst. f. Siedlungswasserwirtschaft der Universität Hannover Heft 80, S 67 - 84.
- DWA (2009) Anaerobe Reaktoren und ihre Einsatzbereiche - 7. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe IG-5.1 'Anaerobe Verfahren zur Behandlung von Industrieabwässern', KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall; 56, 11; 1147-1152.
- HENZE, M., HARREMOES, P. (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., PLAHL-WABNEGG, F. (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., SVARDAL, K. (1988): Aufwärtsdurchströmter Schlammbedreaktor mit Drehverteiler (EKJ-Reaktor). Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer, 73.
- LETTINGA, G., JANSEN, A.G.N., TERPSTRA, P. (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.
- MEYER, H. (2004): Leistungsfähigkeit anaerober Reaktoren zur Industrieabwasserreinigung. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, H. 128,
- 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.
- PARRAVICINI, V., SVARDAL, K., KROISS, H. (2006): Anaerobe biologische Sulfatentfernung aus Industrieabwässern am Beispiel einer Viskosefabrik. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 58, Heft 1/2.
- 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.
- VAN LIER, J.B. (2007). Current Trends in Anaerobic Digestion; Diversifying from waste(water) treatment to re-source oriented conversion techniques. 11th ISA World Congress on Anaerobic Digestion, 23.-27.09.2007, Brisbane, Australia

**Korrespondenz an:**

Ass.Prof. Dipl.Ing. Dr.techn. Karl SVARDAL,  
Technische Universität Wien  
Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement  
Karlsplatz 13/226  
A-1040 Wien  
Tel.: +43 1 58801 22624  
Fax: +43 1 58801 22699  
E-Mail: [svardal@iwag.tuwien.ac.at](mailto:svardal@iwag.tuwien.ac.at)

# Abwasserreinigung in der Hefe- industrie, Konzepte und Erfahrungen

Karl-Heinz Rosenwinkel\*

Niklas Trautmann\*\*

\* Leibniz Universität Hannover, Welfengarten 1, D-30167 Hannover

\*\* NeTra Consult UG (h.b.), Königswortherstr. 23A, D-30167 Hannover

**Abstract:** Anaerobic systems for the treatment of wastewater with high organic loads are common in a lot industrial branches, e.g. food and beverage agricultural industry. As nitrogen is not significantly removed, integrated concepts for the elimination of nitrogen and organics have to be considered to achieve energy-efficient and low-emission treatment. Although experiences with anaerobic treatment are reported widely, including waste-water from yeast-production, there are optimization-potentials regarding the integration of nitrogen elimination and the better understanding of processes. The wastewater from yeast-production contains high organic and nitrogen concentrations. Furthermore betain can be found, that is not measured with standard COD-determination procedures, but anaerobically degraded to methane. The anaerobic degradation of betain in a wastewater system is investigated by anaerobic batch-test and modelling with the Anaerobic Digestion Model No.1 (ADM1). An extension of the ADM1 for betain-conversion via Trimethylamin as an intermediate by *Methanosarcina* is proposed, that shows good compliance with data from measurement. For the integration of energy-efficient nitrogen elimination technologies, integrated concepts for pre-treatment are elaborated, that are compared by CO<sub>2</sub>-balancing. It is shown, that high COD and betain content generates a surplus of energy and thus, less CO<sub>2</sub>-emissions. The combination of anaerobic and aerobic technologies generates are most favorable in terms of energy-efficiency.

**Key Words:** Hefeindustrie, Betain, CO<sub>2</sub>, Anaerobtechnik, Modellierung, ADM1

## 1 Einleitung

In vielen Industriebranchen sind anaerobe Verfahren zur energie- und kosteneffizienten Kohlenstoffelimination hoch belasteter Abwässer umgesetzt. Da Stickstoff nur in ungenügendem Umfang durch diese Verfahren eliminiert

wird, ist im Sinne einer emissionsarmen und energieeffizienten Abwasserreinigung das Gesamtsystem inklusive einer Stickstoffelimination für eine Bewertung der Energie- und Treibhausgas-effizienz zu betrachten. In einzelnen Branchen wie der Hefeindustrie liegen großtechnische und halbtechnische Erfahrungen für den Einsatz anaerober Verfahren vor, die nachgeschaltete Stickstoffelimination birgt aber noch erhebliche Optimierungspotentiale. Weiterhin ist das Abwasser aus der Hefeindustrie durch hohe Anteile an Betain gekennzeichnet, welches mit der herkömmlichen Dichromatmethode zur CSB-Bestimmung nicht erfasst wird, anaerob durch die methyloclastische Methanogenese aber zu Methan abgebaut wird (NAUMANN 1983). Das Betain gelangt als Bestandteil der Zuckerrübenmelasse in den Herstellungsprozess, welche als Zuckerquelle für das Hefewachstum eingesetzt wird (siehe Abbildung 1). Während des Hefefermentationsprozesses erfolgt kein wesentlicher Abbau des Betain, so dass es sich fast vollständig im Abwasser wiederfindet.

In der Konzeptionierung von Abwasserreinigungssystemen für die Hefeindustrie ist das Betain unbedingt zu berücksichtigen, da es als Substrat für den anaeroben Abbau auch die Energiebilanz direkt beeinflusst. Weiterhin müssten auch die Aspekte der Stickstoffelimination, bei ungünstigem C/N-Verhältnis berücksichtigt werden, um eine effiziente Reinigung durch Vorbehandlungsstufen und in kommunalen Kläranlagen zu ermöglichen.

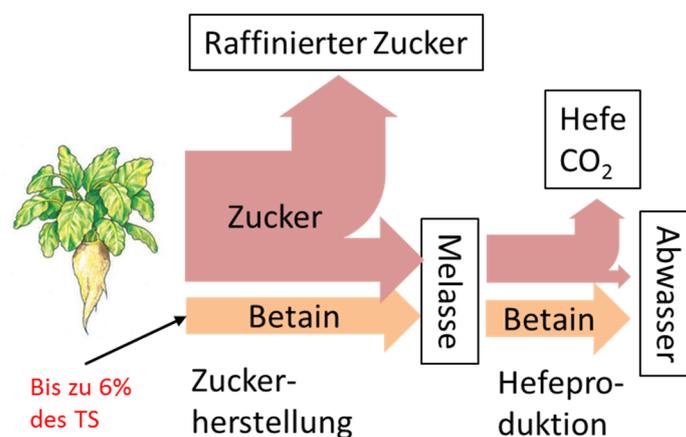


Abbildung 1: Zucker- und Betainverwertung

Die Konzeptionierung soll durch Untersuchungen dieser Einzelaspekte unterstützt werden, um eine fundierte Datenbasis zu schaffen.

Der anaerobe Umsatzweg des Betains soll daher auf Basis von mikrobiologischen Untersuchungen aus der Literatur zur Anwendung in anaeroben technischen Systemen und deren mathematischer Modellierung übertragen werden. Dazu ist neben der Bestimmung des Umsatzweges in Mischbiozönosen anaerober Reaktoren auch die Ermittlung kinetischer Parameter notwendig. Nachfolgend

wird daher, nach einer Charakterisierung des Abwassers aus der Hefeindustrie, die Durchführung anaerober Batchversuche beschrieben. Die weitere Untersuchung des Betainumsatzweges in einem Abwassersystem erfolgt dann mit Hilfe einer Modellerweiterung des ADM1.

Die Frage der Energieeffizienz und der damit gekoppelten CO<sub>2</sub>-Bilanz verschiedener Verfahrenskombinationen zur C- und N-Elimination wird darauf aufbauend untersucht.

## 2 Abwassercharakteristik

Die Hefeherstellung ist ein Fermentationsprozess, bei dem unter Einsatz eines kohlenhydratreichen Rohstoffs als Energie- und Kohlenstoffquelle Hefebakterien unter Sauerstoffzufuhr kultiviert werden.

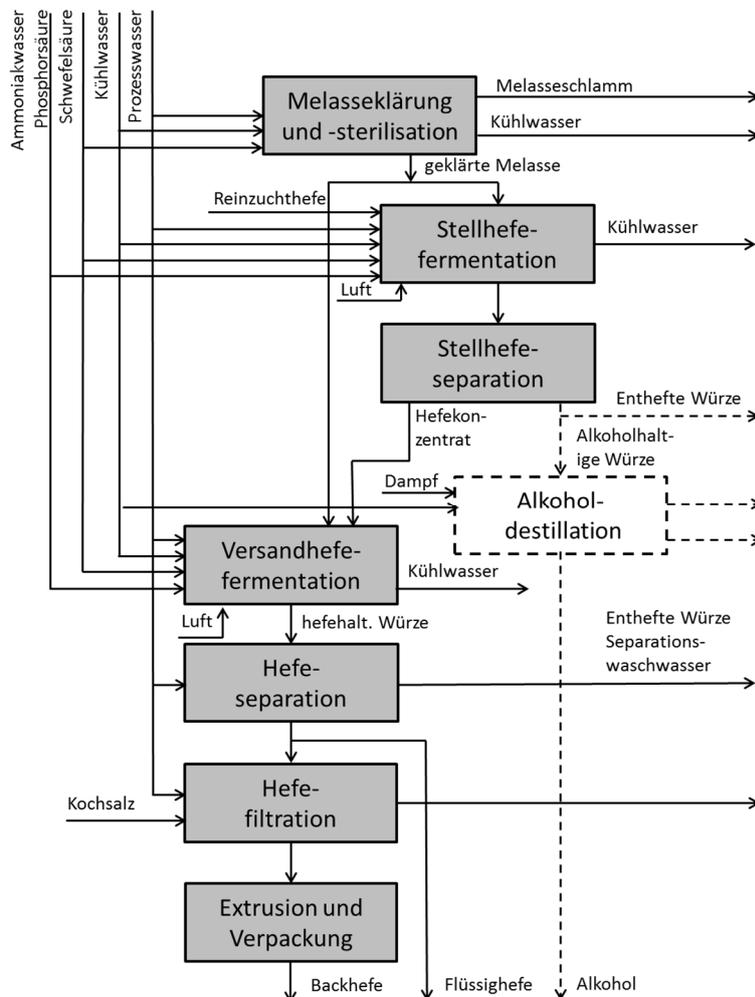


Abbildung 2: Fließbild der Hefeherstellung DWA-M778 2003

Das Abwasser der Hefeherstellung setzt sich aus unterschiedlichen Teilströmen zusammen, die in Abbildung 2 rechts abgehend dargestellt sind. Der am stärksten

belastete Teilstrom ist die Enthefte Würze, welche bei der Hefe- bzw. Stellhefeseperation entsteht. Auf diese beiden Teilströme entfallen knapp 90% der Gesamtfracht. Die Kühlwasserströme werden getrennt abgeführt, da sie keine produktionsbedingten Schmutzfrachten enthalten. Der Gesamtabwasserstrom riecht kräftig würzig und hat eine starke rot-braune Färbung.

Die mittleren Abwasserkonzentrationen des Produktionsprozesses sind nach DWA-M778 2003 in Tabelle 1 zusammengefasst. Weiterhin ist das Abwasser durch hohe organische Stickstoff- und Schwefelkonzentrationen (als Sulfat) charakterisiert. Letztere werden in Form von Schwefelsäure oder auch in Kombination mit einer Stickstoffquelle als Ammoniumsulfat dem Prozess zugeführt und gelangen zu größten Anteilen in das Abwasser.

Tabelle 1: Abwassercharakteristik Hefeindustrie. Wertebereich bedingt durch unterschiedlichen Rohstoffeinsatz (DWA M-778)

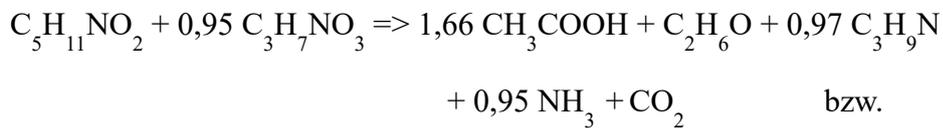
Abwasser	CSB	BSB <sub>5</sub>	KN	SO <sub>4</sub> -S	P <sub>ges</sub>	NH <sub>4</sub> -N	pH
	[g/l]				[mg/l]		[-]
Gesamt	15,5- 23,2	11,5 - 17,2	1,2 - 1,6	0,4 - 3,2	15 - 40	150 - 220	4,5 - 6,5
Enthefte Würze	25 – 42	20 – 30	12 - 21	-	20 – 80	-	-

Die Abwässer der untersuchten Branchen charakterisieren sich durch hohe Kohlenstoff- und Stickstoffkonzentrationen (vgl. Tab. 1 und 2). In der Hefeindustrie werden die Konzentrationen vor allem durch den Rohstoffeinsatz beeinflusst und produktionsbedingt gelangen hohe Sulfatfrachten in den Produktionsablauf.

## 2.1 Betain

Das Abwasser der Hefeherstellung auf Zuckerrübenbasis beinhaltet Betain, welches in der CSB-Bestimmung nach der Dichromatmethode nicht erfasst wird. Da es im anaeroben Stoffwechsel zusammen mit einer weiteren Aminoverbindung (z.B. Alanin) über das Zwischenprodukt Trimethylamin (TMA) durch methylophile Archaea zu Methan und Kohlendioxid umgesetzt wird, ist es Methanwirksam wodurch es die Energiebilanz der Kohlenstoffelimination direkt beeinflusst; parallel wird aus Betain auch Essigsäure und Ethanol gebildet, die methanisiert werden. Der theoretische CSB von Betain, der sich in Tests mit einer thermischen CSB-Bestimmung bestätigen lässt, beträgt

dabei 1,64 g O<sub>2</sub>/g Betain. Bei der anaeroben Verstoffwechslung von Betain findet weiterhin eine Mineralisierung des enthaltenen organischen Stickstoffs zu Ammoniak statt. Nach NAUMANN (1983) erfolgt die Umsetzung von Betain über die Sticklandreaktion unter Abbau einer weitere Aminoverbindung (z.B. Alanin) nach folgendem Zusammenhang:



Betain + 0,95 L-Alanin      => 1,66 Essigsäure + Ethanol + 0,97 Trimethylamin  
+ 0,95 Ammoniak + Kohlendioxid

### Messung des Gesamt-CSB, inkl. Betain:

Da Betain nicht mit DIN-Verfahren zur CSB-Bestimmung quantifizierbar ist, sind alternative Analyseverfahren anzuwenden, um eine für die Auslegung von Anaerobstufen ausreichende Datenbasis zu schaffen. Eine Möglichkeit zur Erfassung des Gesamt-CSB, inkl. Betain, ist die thermische CSB-Bestimmung. Dabei wird die Abwasserprobe in einer Brennkammer oxidiert. Über die gemessene O<sub>2</sub>-Differenz in der Zu- und Abluft wird der Sauerstoffverbrauch berechnet. Der Einsatz einer entsprechende Apparatur der Fa LAR (2013) wurde in TRAUTMANN (2015) untersucht. Dabei konnte Betain in den dosierten Mengen wiedergefunden werden. Auch für den Einsatz mit Abwasser aus der Hefeindustrie war die Apparatur geeignet. Eine direkte Messung des Betaingehalts, z.B. durch Chromatographie, ist aufgrund der Abwassermatrix nur bedingt möglich.

## **2.2 Sulfat**

Das Sulfat wird bei ausreichend vorliegendem CSB in der anaeroben Umsetzung nahezu vollständig reduziert, sodass mit den SO<sub>4</sub>-Zulaufkonzentrationen aus Tabelle 6, reduzierte S-Verbindungen in Höhe von 457 bis 835 mg/l zu erwarten sind. Diese liegen bei einem pH-Wert von 7 zu ca. 50 % als H<sub>2</sub>S vor. Aufgrund des hemmenden Einflusses auf Nitrifikanten einer nachfolgenden Stickstoffelimination ist eine weitgehende Oxidation des Schwefels erforderlich. Bei einer ausreichenden Belüftung der nachgeschalteten Stufe, kann von einer schnellen Oxidation des Schwefels ausgegangen werden, welche einer Hemmung vorbeugt. Die Arbeiten von z.B. KLEEREBEZEM UND MENDEZ (2002) lassen vermuten, dass der reduzierte Schwefel auch in der industriellen Anwendung als Elektronendonator für eine Denitrifikation genutzt werden kann. Dies würde zum einen die Oxidation des Schwefels im aeroben Milieu unnötig machen und

weiterhin den Bedarf an einer C-Quelle (zum Beispiel aus dem Bypass um die Anaerobstufe) reduzieren.

### **2.3 Refraktärer CSB**

Mit dem Produktionsprozess gelangen eine Vielzahl von organischen Komponenten in das Abwasser, welche biologisch nur sehr schwer abbaubar sind und daher für die Verfahrenskonzeptionierung als refraktärer (inert) CSB anzusetzen sind. Hierunter fallen zum Beispiel die Farbstoffe, welche dem Abwasser der Hefeproduktion ihre charakteristische Färbung geben. Diese sind auch nach der Behandlung in einer kommunalen Kläranlage noch sichtbar. Der nicht-abbaubare CSB der untersuchten Abwässer hat einen großen Einfluss auf die erreichbaren Ablaufwerte der untersuchten Verfahren. Weiterhin können möglicherweise nicht-abbaubare Substanzen hemmend auf die Biozönose einer der Anaerobstufe nachgeschalteten aeroben Behandlung wirken. Der refraktären CSB findet sich vor allem im hochbelasteten Teilstrom der entheften Würze wieder. Auf den Gesamt-CSB bezogen, kann der refraktäre Anteil 10 – 20 % betragen. Bestimmen lässt sich dieser aerob über eine an den Zahn-Wellen-Test angelehnte Methode (TRAUTMANN 2015).

## **3 Untersuchung des Betainumsatzes**

### **3.1 Anaerobe Batchversuche**

Die Ermittlung von Umsatzraten der methanogenen Archaea für den Trimethylaminumsatz wurde mittels anaerober Batchversuche durchgeführt. Weiterhin wurden in Batchversuchen der Umsatz des Betain untersucht. Diese anaeroben Laborversuche wurden mit einer Batchanlage des Herstellers BioProcessControll, Schweden, durchgeführt. Das Messprinzip basiert auf der kontinuierlichen Erfassung des gebildeten Methanvolumens. Der CO<sub>2</sub>-Anteil im Biogas wird zuvor über eine stark basische Lösung adsorbiert.

Als Inoculum wurde der pelletisierte Schlamm eines großtechnischen UASB zur Behandlung von Abwasser aus der Hefeindustrie eingesetzt (Beschreibung der Herkunft in ZUB et al. (2008)). Die Substrate Betain und Trimethylamin wurden in den Versuchsansätzen so dosiert, dass eine Schlammbelastung von 0,2 gCSB/goTR (TMA) und 0,4 g CSB/g OTS (Betain) eingestellt war. Es wurden jeweils 3-fach-Ansätze durchgeführt. Nach Abschluss der Gasproduktion der Startsubstratbeschickung erfolgte eine zweite Zugabe der Substrate mit gleicher Schlammbelastung.

Tabelle 2: Charakteristik des Inoculum der anaeroben Batchversuche

Herkunft	TR [g/l]	oTR [%]	Aktive Bakterien- population. [%]	Anteil an lebender Gesamt-population [%]
USAB Reaktor Hefeabwasser- behandlung	67,1	82,5	34	Archaea: 76 M. spp*.: 5

\*: *Methanosarcina spp.*

### Ermittlung kinetischer Parameter für den Trimethylaminumsatz:

Aus dem Verlauf der gemessenen Gasproduktion im Batch lässt sich über die Steigung der Gasproduktionskurve die maximale Umsatzrate ermitteln. Auf Basis des in der FISH-Analyse bestimmten Anteils der *Methanosarcina spp* (M.spp) an der Gesamtpopulation wurden die maximale Umsatzrate des Trimethylaminumsatzes berechnet. Weiterhin wurde die Halbsättigungskonzentration berechnet. Die so ermittelten kinetischen Parameter sind in Tabelle 3 zusammengestellt.

Tabelle 3: Kinetische Parameter der *Methanosarcina spp* für den Trimethylaminumsatz

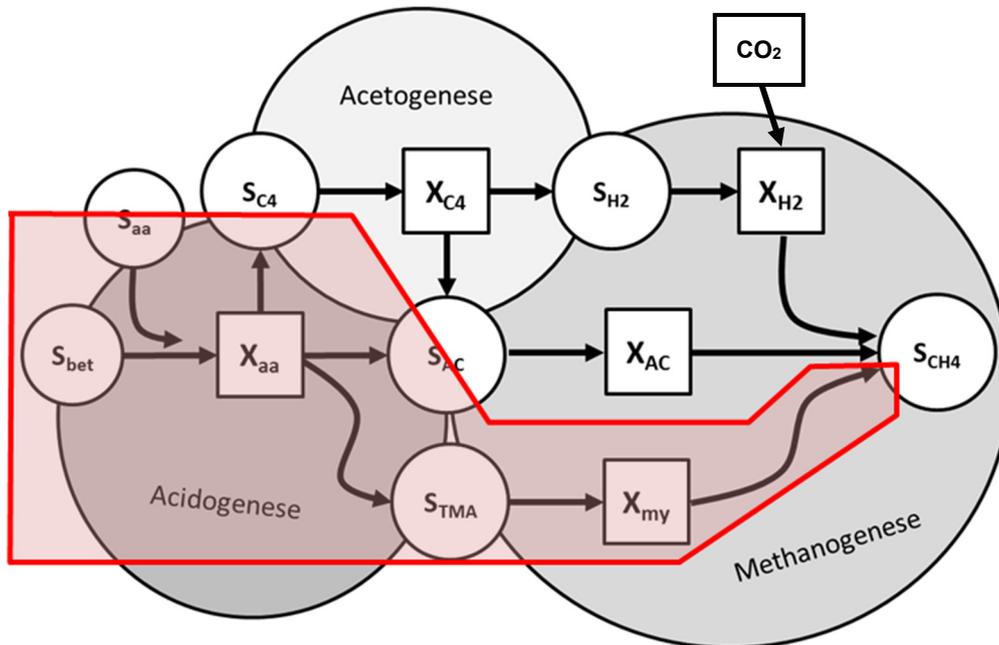
$K_s$	$r_{max,oTS}$	$r_{max,M.sarcina}$	$r_{max,CSB}$
mg CSB/L	g CSB/g oTS/d	g CSB/g MSarc/d	g CSB/g CSB <sub>MSarc</sub> /d
26,8	0,24	14,12	9,29

## 3.2 Modellierung mit dem Anaerobic Digestion Models No.1 (ADM1)

### Modellerweiterung:

Im ADM1 sind die Umsetzungsprozesse für Kohlenhydrate, Fett und Proteine vereinfacht abgebildet, um den Abbauwegen möglichst vieler Substanzen der einzelnen Fraktionen gerecht zu werden. Diese Vereinfachung erlaubt einen universellen Einsatz, der bei spezifischen Abwasserinhaltsstoffen aber nicht ausreichend ist. Das im Abwasser der Hefeindustrie enthaltene Betain ist im Modell als eine Aminoverbindung eindeutig den Aminosäuren ( $S_{aa}$ ) zuzuordnen (Stickstoffreduktion beim Abbau), unterscheidet sich in seiner Abbaucharakteristik (Zwischenprodukte) allerdings deutlich von diesen. Für die Beschreibung des Betainumsatzes über Trimethylamin ist daher eine Erweiterung des Modells notwendig. Der Modellansatz ist in Abbildung 3 gezeigt. Der rot

markierte Bereich kennzeichnet die zusätzlichen gelösten Stofffraktionen (Kreise) und die zusätzlichen Prozesse mit der dazugehörigen Biomassefraktion (Quadrate) in den Umsetzungsschritten Acetogenese und Methanogenese.



$S_{bet}$  = Betain;  $S_{aa}$  = Aminosäuren;  $X_{aa}$  =  $S_{aa}$ -Verwerter (Biomasse);  $S_{C4}$  = langkettige Fettsäuren;  $X_{C4}$  =  $S_{C4}$ -Verwerter,  $S_{AC}$  = Essigsäure;  $X_{AC}$  =  $S_{AC}$ -Verwerter;  $S_{TMA}$  = Methylverbindung/Trimethylverbindung;  $X_{my}$  =  $S_{TMA}$ -Verwerter;  $S_{H2}$  = Wasserstoff;  $X_{H2}$  =  $S_{H2}$ -Verwerter;  $S_{CH4}$  = Methan

Abbildung 3: Erweiterung des ADM1 um den Betainumsatz

Der stöchiometrische Zusammenhang der Stofffraktionen und die Beschreibung der Umsatzraten sind als Peterson-Matrix in Tabelle 4 beschrieben. Der Prozess der Sticklandreaktion zur Veratmung des Betain erfolgt durch die im ADM1 bereits implementierten Verwerter der Aminoverbindungen, allerdings mit einer hiervon abweichenden Stöchiometrie. So können in dem Prozess unterschiedlichen Anteile an Acetat und Butyrat gebildet werden, je nachdem, welche weitere Aminoquelle für die Umsetzung zur Verfügung steht. Die hierzu integrierten Faktoren  $f_{AC}$  und  $f_{BU}$  müssen im Zuge der Kalibrierung angepasst werden.

Tabelle 4: Peterson-Matrix für den Betainumsatz

Prozess	$S_{bet}$	$S_{ac}$	$S_{aa}$	$S_{my}$	$S_{bu}$	$S_{va}$	$S_{ch4}$	$X_{aa}$	$X_{my}$	Rate [kg CSB/(m <sup>3</sup> ·d)]
Sticklandreaktion (Betainumsatz)	-1	$f_{AC}$	-0,475	0,72	$f_{BU}$	0,146		$Y_{bet}$		$k_{m,aa} \cdot \frac{S_{bet}}{K_{S,aa} + S_{bet}} \cdot \frac{S_{aa}}{K_{S,aa} + S_{aa}} \cdot X_{aa}$
Methyloclastische Methanogenese (TMA-Umsatz)				-1			$1 - Y_{my}$	$Y_{my}$		$k_{m,my} \cdot \frac{S_{my}}{K_{S,my} + S_{my}} \cdot X_{my}$

$S_{bu}$  = Butyrate,  $S_{va}$  = Valeriansäure

## Kalibrierung und Validierung:

Der entwickelte Modellansatz wurde anhand einer Kalibrierung und Validierung überprüft. Dazu wurden die oben beschriebenen anaeroben Batchversuche zum Betainumsatz modelltechnisch abgebildet. Die Umsetzung erfolgte in der Simulationssoftware SIMBA# IFAK 2014.

Der im Batchversuch gemessene und simulierte Kurvenverlauf der Methanproduktion nach der ersten Betainbeschickung ist in Abbildung 4 dargestellt. Nach Anpassung weniger kinetischer Parameter konnte ein guter Modellabgleich erzeugt werden. Die zwei deutlichen Plateaus nach 0,5 d und 1 d Versuchslaufzeit ergeben sich durch die Konzentrationspeaks der Zwischenprodukte, anhand derer die Bildungsfaktoren für Acetat ( $f_{AC} = 0,55$ ) und Butyrat ( $f_{BU} = 0,45$ ) angepasst werden konnten. Für die Validierung wurde die zweite Substratbeschickung simuliert. Die gemessenen und simulierten Kurvenverläufe (Abbildung 5) unterscheiden sich deutlich von denen der ersten Beschickung. Ursache hierfür ist der weitergehende Abbau der zweiten in der Sticklandreaktion benötigten Aminoverbindung, welche während der zweiten Beschickung nur durch die deutlich langsamere Hydrolyse von Feststoffen nachgebildet wurde. Der vollständige Abbau des Betains war daher erst nach 12 Tagen abgeschlossen.

Es konnte gezeigt werden, dass mit dem entwickelten Modellansatz eine gute Abbildung des Betainumsatzes möglich ist. Damit wurde eine Grundlage geschaffen, anaerobe Systeme zur Behandlung von Abwasser aus der Zuckerrübenmelasse basierenden Hefeproduktion dynamisch zu modellieren. Die Anwendung des Modells auf Ergebnisse aus halbtechnischen Versuchen ist in TRAUTMANN (2015) zu finden.

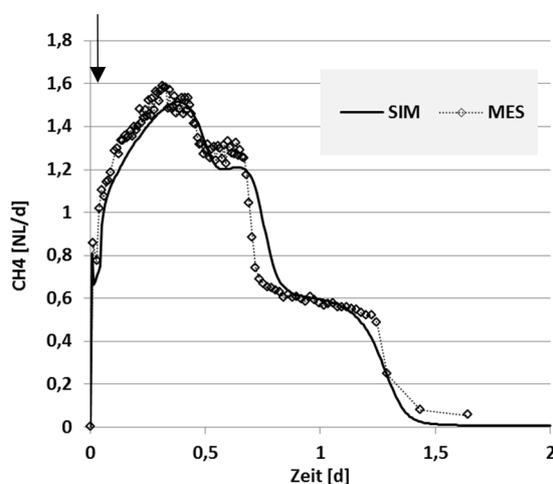


Abbildung 4: Kalibrierung

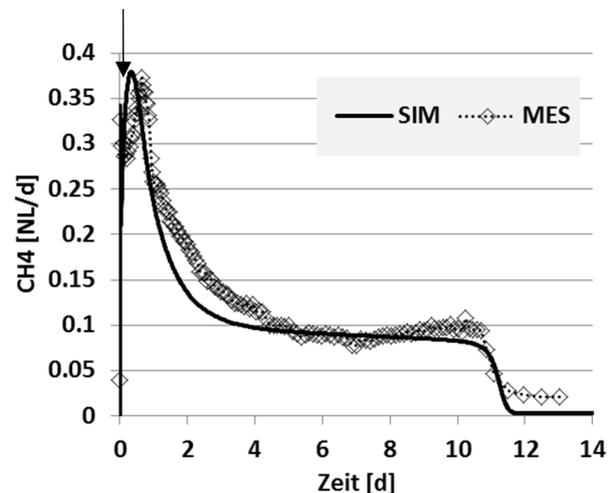


Abbildung 5: Validierung

## 4 Verfahrenskonzepte zur Kohlen- und Stickstoffelimination

Die Auslegung von Anlagen zur Abwasserreinigung kann grundsätzlich nach unterschiedlichen Anforderungen an die Reinigungsleistung erfolgen. Dabei ist zwischen der direkten Einleitung in einen Vorfluter und der indirekten Einleitung in ein Kanalnetz mit weiterer Behandlung in einem zentralen Klärwerk zu unterscheiden. Aufgrund der hohen Konzentrationen an refraktärem CSB im Abwasser der Hefeproduktion ist die Einleitung in eine kommunale Kläranlage meistens sinnvoll.

### 4.1 Verdampfung und anaerobe Brüdenbehandlung

Eine Reinigung der Abwässer auf Direkteinleiterqualität kann aber über eine Verdampfung der hoch belasteten Teilströme und mit nachgeschalteter Reinigung der Brüden und schwachbelasteten Teilströmen erfolgen.

Die Energieeffizientesten Verfahren, welche in der notwendigen Größenordnung wirtschaftlich eingesetzt werden können, sind Vakuumverdampfer. Diese arbeiten häufig mit einer effizienten Energierückgewinnung, sodass der Energieeinsatz bis auf  $60 \text{ kWh}_{\text{el}}/\text{m}^3_{\text{Abwasser}}$  reduziert werden kann. Weiterhin ist die Zuführung von thermischer Energie in Form von Dampf notwendig. Der Energieeinsatz bietet das größte Optimierungspotential in der Verdampfertechnik, wobei in der Konzeptionierung auch die Investitionskosten und der Betriebsaufwand zu berücksichtigen sind (z.B. beim mehrstufigen Verdampfern).

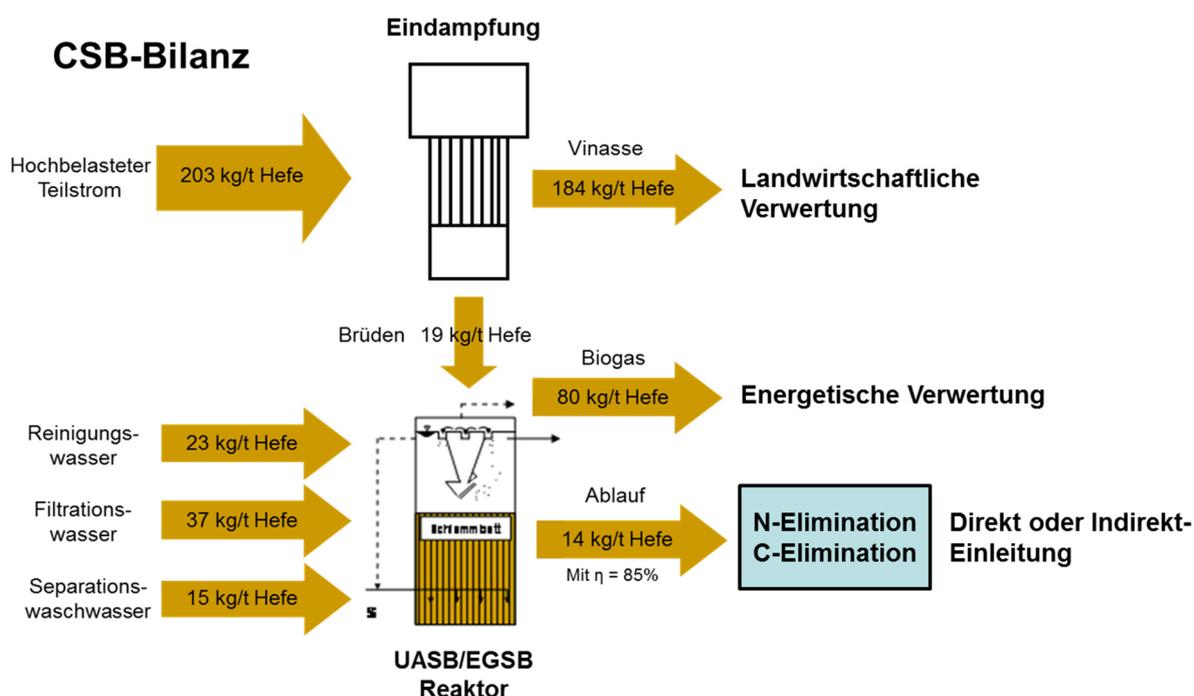


Abbildung 6: CSB-Bilanz einer Eindampfung mit anaerober Nachbehandlung

## 4.2 Anaerobe-Aerobe Vorbehandlung

Für die Planung eines Verfahrens zur Nachbehandlung von Abläufen aus anaeroben Hochlastreaktoren hat die Charakterisierung dieser Abläufe eine große Bedeutung (SANDER et al. (2010)). Wichtige Parameter für die Verfahrensauswahl sind das CSB/N-Verhältnis und die Säurekapazität, die das Maß des Nitrifikation- oder Nitritationsgrades vorgibt.

In halbtechnischen Versuchen (TRAUTMANN 2015) wurden  $CSB_{\text{abbaubar}}/N$ -Verhältnisse von 2,1 (Hefeproduktion) im Ablauf einer anaeroben Vorbehandlung gemessen. Eine konventionelle Stickstoffelimination mittels Nitrifikation/Denitrifikation ist daher nicht möglich und es müssen alternative Konzepte z.B. zur Nitritation/Denitritation oder Deammonifikation in Betracht gezogen werden. Für beide Verfahren gibt es neben der Behandlung von Prozesswässern aus der anaeroben Schlammstabilisierung mittlerweile Erfahrungen in der Anwendung für Industrieabwässer (ABELING UND SEYFRIED 1992, LACKNER ET AL. 2014).

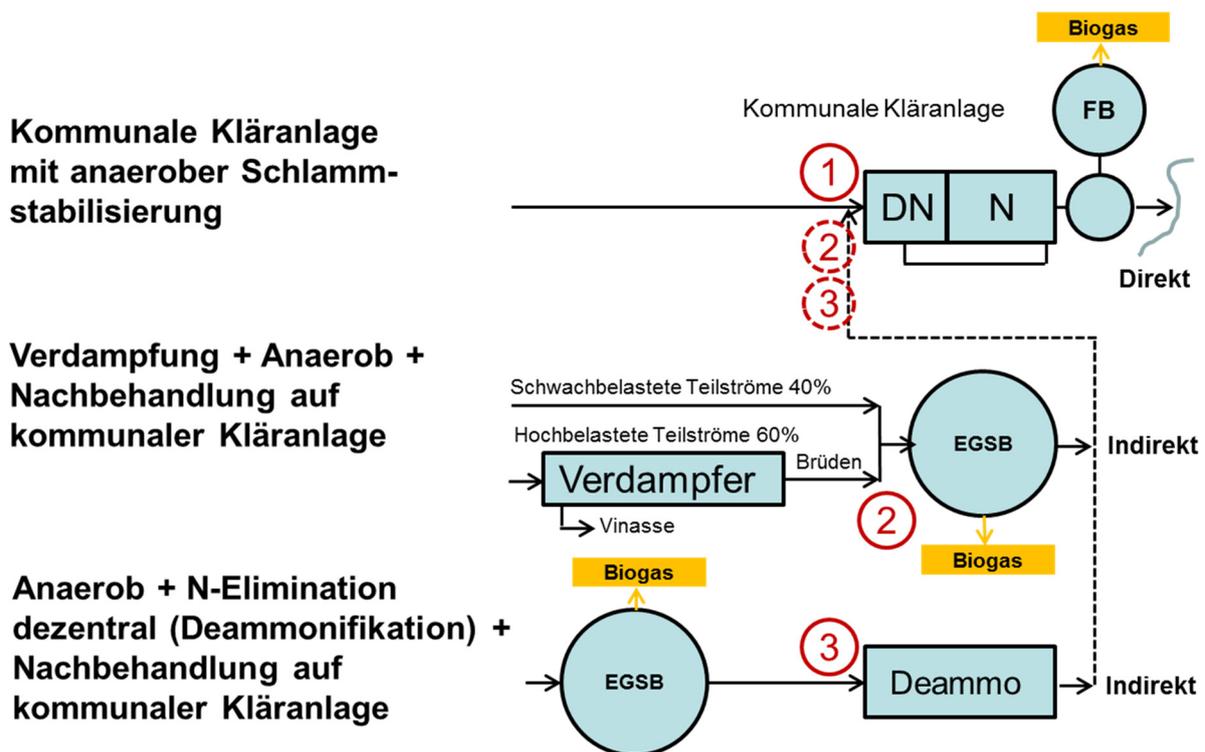


Abbildung 7: Verfahrensvarianten für eine Kohlenstoff- und Stickstoffelimination

Nach einer anaeroben Vorbehandlung zur Kohlenstoffelimination sind nach wie vor hohe inerte CSB-Konzentrationen (vgl. Tab. 4) im Ablauf enthalten. Da eine Direkteinleitung i.d.R. nach anaerober Behandlung nicht erfolgen kann, ist die Mitbehandlung des anaerob vorgereinigten Abwassers in einer kommunalen Kläranlage eine Option zur weitergehenden CSB- und Stickstoffelimination (Var. 1). Das  $CSB_{\text{Abbaubar}}/N$ -Verhältnis macht den Einsatz einer Nitritation/Denitritation möglich. In diesem Verfahren können bereits ca. 1/3 der Belüfterenergie eingespart

werden (Var. 2). Eine weitere Reduzierung ist mit Hilfe der Deammonifikation möglich. Hierbei kann der Sauerstoffbedarf auf ca. 40% reduziert werden und es wird keine Kohlenstoffquelle für die Denitrifikation benötigt (Var. 3). In den Varianten 2 und 3 wird jeweils die Reinigung auf Direkteinleiterqualität im Hauptstrom einer kommunalen Kläranlage mit bilanziert.

## 5 Energie- und CO<sub>2</sub>-Bilanz

### 5.1 Datenbasis

Auf Basis von Ergebnissen aus halbtechnischen Versuchen, anaeroben Batchversuchen und dynamischen Modellierungen (vgl. Tabelle 5) wurden Primärenergiebilanzen und CO<sub>2</sub>-Bilanzen für die beschriebenen Varianten 1 – 3 aufgestellt. In TRAUTMANN (2015) wurden mit dem oben beschriebenen Modell Simulationen von halbtechnischen Versuchen mit der in Tabelle 6 beschriebenen Abwassercharakteristik durchgeführt. Dabei wurde über den Abgleich der Biogasproduktion der Betaingehalt  $f_{\text{Betain}}$  im Abwasser ermittelt. Der Faktor beschreibt den betainverursachten Mehrgehalt an CSB im Abwasser im Bezug zum gelösten gemessenen CSB. Nach den Batchversuchen kann von einem 100%-igen Abbau des Betain ausgegangen werden.

Tabelle 5: Bemessungsparameter Variantenvergleich

Parameter		Quelle*
<b>B<sub>R</sub></b>	15 kg CSB/m <sup>3</sup> /d	H
<b>ηCSB Anaerob</b>	79 %	H
<b>ηCSB Verdampfer</b>	90%	L
<b>f<sub>Betain</sub></b>	13 % von S <sub>CSB,0</sub>	M
<b>η<sub>Betain</sub></b>	100 %	B
<b>CSB<sub>inert</sub></b>	15 %	B
<b>CSB<sub>e</sub>/N<sub>e</sub></b>	2,1	H
<b>Anteil hochbelasteter Teilstrom</b>	Q: 29 %; CSB: 73%; N: 73%	Eigene Daten
<b>E-Bedarf Verdampfung</b>	60 kWh <sub>el</sub> /m <sup>3</sup> Abwasser, verdampft 100 kWh <sub>th</sub> /m <sup>3</sup> Abwasser, verdampft	

H: 10-monatige halbtechnische Versuche in der Hefe und Fischindustrie (TRAUTMANN 2015)

M: Ermittlung über eine modellbasierte Bilanzierung (TRAUTMANN 2015)

B: Anaerobe Batchversuche;

Die Auslegung der beschriebenen Varianten erfolgt auf Basis der Abwassercharakteristik (Tabelle 5) einer Hefefabrik, welche vorwiegend Zuckerrübenmelasse als Zuckerlieferant für die Produktion einsetzt.

Tabelle 6: Abwassercharakteristik

CSB <sub>hom</sub> [g/l]	CSB <sub>fil</sub> [g/l]	CSB <sub>inert</sub> [g/l]	N <sub>ges</sub> [g/l]	SO <sub>4</sub> [g/l]	P <sub>ges</sub> [mg/l]
18,4 - 27,3	16,6 - 26,1	2,1 - 3,6	1,17 - 1,7	1,37 - 2,4	21 - 28

In den Bilanzen wurden die Aufwendungen, bzw. Emissionen für den Betrieb den Erträgen, bzw. Gutschriften aus Biogas gegenübergestellt.

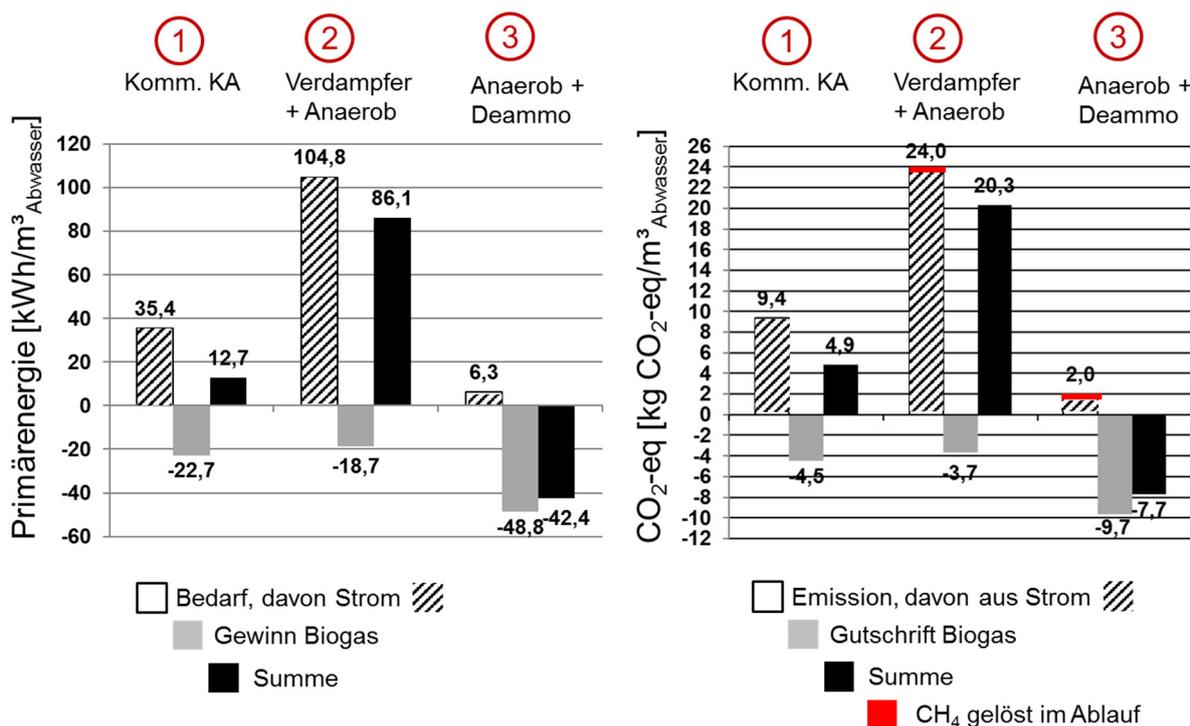
Wie verschiedene Arbeiten zur CO<sub>2</sub>-Bilanzierung von Kläranlagen gezeigt haben (vgl. DZIOMBA et al. 2013), sind die indirekten Emissionen aus der Herstellung der Anlagen aufgrund der langen Nutzungszeiträume nicht relevant und können zur Vereinfachung vernachlässigt werden. Für die Ermittlung des Primärenergieverbrauchs aus dem Stromverbrauch, sowie für die Berechnung der CO<sub>2</sub>-Äquivalente wurden die Faktoren entsprechend Tabelle 7 verwendet.

Tabelle 7: Faktoren für die Primärenergie- und CO<sub>2</sub>-Bilanzierung

Faktor	Wert	Einheit	Quelle
Primärenergie Strom	0,42	kWh <sub>el</sub> /kWh <sub>PE</sub>	BMWI (2013)
Primärenergie Erdgas	0,91	kWh <sub>end</sub> /kWh <sub>PE</sub>	DIN V 18599
Emission Strommix BRD	0,53	kg CO <sub>2</sub> -eq/kWh	UBA (2014)
Emission CH <sub>4</sub>	28	kg CO <sub>2</sub> -eq/ kg CH <sub>4</sub>	IPCC (2014)
Emission Erdgas	0,202	kg CO <sub>2</sub> -eq/kWh <sub>end</sub>	DIN V 18599

## 5.2 Ergebnis

Der Vergleich der in Abbildung 8 dargestellten Bilanzen zeigt, dass eine emissionsfreie Behandlung der Abwässer aus der Hefeindustrie möglich ist. Dabei entsprechen negative Werte in der Bilanz einem Gewinn, bzw. einer Gutschrift. Durch die Kombination einer anaeroben Vorbehandlung mit einer dezentralen Stickstoffelimination als Deammonifikation ausgeführt, kann ein Nettoüberschuss an Primärenergie von ca. 42 kWh<sub>PE</sub>/m<sup>3</sup><sub>Abwasser</sub> generiert werden. Dementsprechend wird auf Seiten der Treibhausgasemissionen eine Gutschrift erzeugt.

Abbildung 8: Primärenergie - und CO<sub>2</sub>-Bilanz

Das im Ablauf der Anaerobstufe gelöste Methan ist dabei für ca. 10% der Emissionen verantwortlich. Die Verdampfertechnologie führt zu einem Energiebedarf, welcher über dem Energieverbrauch der kommunalen Kläranlage liegt. Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, dass die Reinigungsziele nicht identisch sind. Durch die Verdampfung wird ein Großteil des refraktären CSB in der Vinasse gebunden, so dass sich die Gesamt-CSB-Elimination über alle Verfahrensstufen ohne zusätzliche Aggregate (z.B. Ozonierung) verbessert.

## 6 Fazit

Bei der Konzeptionierung von Anlagen zur Behandlung von Abwasser aus der Hefeherstellung können durch die Berücksichtigung der Besonderheiten in der Abwassercharakterisierung energieeffiziente Lösungen gefunden werden. Für die Ermittlung der Datenbasis sind geeignete Messverfahren auszuwählen, welche den Gesamt-CSB, inkl. Betain, im Abwasser erfassen. Wie die Untersuchung des anaeroben Betainabbaus gezeigt hat, kann mit einer relevanten Mehrmenge an Substraten für die anaerobe Umsetzung gerechnet werden. In dem untersuchten Beispiel lag ein Mehrbetrag von 13% des gelösten CSB im Abwasser als Betain vor. Dieses kann in Abwassersystemen, über das Zwischenprodukt Trimethylamin zu 100% umgesetzt werden, wie Simulationen mit einem erweiterten ADM1 gezeigt haben. Das entwickelte Modell, ermöglicht weitere Untersuchungen, wie z.B. der Grenzbelastung einer Abwasserbehandlung und kann als ein effizientes

Bilanzierungstool, inkl. der freigesetzten Stickstofffracht, eingesetzt werden. Neben den hohen Sulfatkonzentrationen, welche in der Auslegung der Biogasreinigung berücksichtigt werden müssen, spielt die Stickstoffkonzentration eine entscheidende Rolle bei der Verfahrensauswahl. Grundlage für die Ausnutzung des Energiepotentials des Abwasser bilden Konzepte, in denen eine anaerobe Kohlenstoffelimination für den Gesamtabwasserstrom mit einer geeigneten Verfahrensstufe zur Stickstoffelimination kombiniert wird. Mit Verfahren, welche gegenüber der Nitrifikation/Denitrifikation einen verkürzten Abbauweg des Stickstoffs verfolgen, kann in einer Vorbehandlung des energetische Potential gehoben werden, ohne zu Kohlenstoffmangel in der Vorbehandlung oder einer nachgeschalteten kommunalen Kläranlage zu führen. Insgesamt kann bei dem hier untersuchen Beispiel eine CO<sub>2</sub>-Gutschrift von bis zu 7,7 kg CO<sub>2</sub>-eq/m<sup>3</sup><sub>Abwasser</sub> generiert werden.

## 7 Literatur

- Abeling, U. and C. F. Seyfried (1992). "Anaerobic-aerobic treatment of high-strength ammonium waste-water - nitrogen removal via nitrite." *Water Science and Technology* 26(5-6): 1007-1015.
- BMWi (2013). *Energie in Deutschland*. Berlin, Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie
- DWA-M778 (2003). *Merkblatt-778 Abwasser aus Hefefabriken und Melassebrennereien*. DWA. Hennef
- Dziomba, H., N. Trautmann and K.-H. Rosenwinkel (2013). "Energy and carbon footprints of different technologies for energy recovery from wastewater of the Vietnamese seafood processing industry." *Journal of Vietnamese Environment* 4(2): 6.
- IFAK (2014). *SIMBA#*. Magdeburg, IFAK System GmbH
- IPCC (2014). *Fifth Assessment Report (AR5)*. Genf, Schweiz
- Kleerebezem, R. and R. Mendez (2002). "Autotrophic denitrification for combined hydrogen sulfide removal from biogas and post-denitrification." *Water Science and Technology* 45(10): 349-356.
- LAR, A. (2013). *QuickCODultra*. Produktdatenblatt. Berlin
- Naumann, E. (1983). *Methanbildung aus Betain über Trimethylglycin als Zwischenprodukt*. Mathematisch-Naturwissenschaftlicher Fachbereich, Georg-August-Universität Göttingen
- Sander, M., N. Trautmann, M. Beier and K.-H. Rosenwinkel (2010). *Potentiale der Deammonifikation - Innovationen im Bereich der Stickstoffelimination*. 11. Hannoversche Industrieabwasser-Tagung, Hannover
- Trautmann, N. (2015). *Energie- und CO<sub>2</sub>-Bilanz der Abwasserbehandlung am Beispiel der Hefe- und Fischindustrie*. Schriftenreihe des Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik. Leibniz Universität Hannover
- Trautmann, N., L. Hinken, A. Borchmann and K. H. Rosenwinkel (2016). *Anaerobtechnik zur Behandlung von Abwasser der Hefeindustrie*. 13. Hannoversche Industrieabwassertage April 2016. Hannover

UBA (2014). Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 bis 2013. Dessau-Roßlau, Umweltbundesamt  
Zub, S., T. Kurissoo, A. Menert and V. Blonskaja (2008). "Combined biological treatment of high-sulphate wastewater from yeast production." Water and Environment Journal 22(4): 274-286.

**Korrespondenz an:**

Prof. Dr.-Ing. Karl-Heinz Rosenwinkel

Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Leibniz Universität  
Hannover

Welfengarten 1

D-30167 Hannover

Tel.: +49 511 7622276

Mail: rosenwinkel@isah.uni-hannover.de

Dr.-Ing. Niklas Trautmann

NeTra Consult UG (haftungsbeschränkt)

Königswortherstr. 23A

30167 Hannover

Tel.: +49 511 13222182

Mail: trautmann@netra-consult.de

# Anaerobe und aerobe Abwasservorbehandlung bei der Augustiner-Brauerei, München

Dieter Schreff, Stefan Hohenleitner und Konrad Stuffer

**Abstract:** Bei der Augustiner-Brauerei, deren Standort sich mitten in der Innenstadt von München befindet, wurde eine anaerob-aerobe Abwasservorbehandlung errichtet. Die Behälter der Abwasseranlage wurden in die bestehenden, historischen Gebäude eingepasst. Aufgrund der Lage werden hohe Anforderungen nicht nur an die Reinigung der Abwässer, sondern auch an die Geräusch- und Geruchsemissionen gestellt.

**Key Words:** Brauereiabwasser, Anaerob-Technik, Emissionen

## 1 Verfahrenskonzept

Die Behandlung von Brauereiabwasser mit der Verfahrenskombination „anaerob-aerob“ ist in Fachkreisen nicht neu. Wenn dies aber auf engstem Raum, innerhalb historischer Mauern, mitten in einer Großstadt wie München realisiert wird, dann kann von einem besonderen Projekt gesprochen werden.

Die Leistungsfähigkeit der anaerob-aeroben Verfahrenskombination sowie die Vor- und Nachteile wurden in vielen Veröffentlichungen dargestellt (u.a. Rosenwinkel et al., 2004). Zu nennen ist hier vor allem die hohe Energieeffizienz in Verbindung mit reduziertem Platzbedarf bei weitestgehendem Abbau der CSB-Frachten.

Die Anwendung der anaerob-aeroben Brauereiabwasserbehandlung wird inzwischen bei vielen Direkt- als auch Indirekteinleitern erfolgreich betrieben, wobei der Unterschied in der Konzeption der aeroben Nachbehandlungsstufe besteht. Bei der Indirekteinleitung in ein kommunales Entwässerungsnetz gelten üblicherweise nur die CSB-Konzentrationen von häuslichem Schmutzwasser (800 - 1.000 mg/l) als Ziel- bzw. Grenzwert für die Behandlung.

Wohingegen bei einer Direkteinleitung in einen Vorfluter die Vorgaben des Anhang 11 der Abwasserverordnung als Mindestanforderung einzuhalten sind (z.B. CSB < 110 mg/l). Um die strengeren Vorgaben einzuhalten, ist ein verbesserter

aerober Abbau nach der anaeroben Stufe erforderlich, der jedoch auch zu einem merklichen Überschussschlammanfall führt (ca.  $0,4 \text{ kg}_{\text{TS}}/\text{kg}_{\text{CSB}}$ ). Die dabei anfallenden Feststoffe müssen abgetrennt und verwertet werden.

Bei Anlagen zur Vorbehandlung (Indirekteinleitung) findet in der aeroben Stufe nur eine Nachbelüftung statt, z.B. zur Vermeidung von Geruchsemissionen durch Sulfidoxidation. Ein merklicher CSB-Abbau soll dabei nicht stattfinden.

Die nachfolgende Abbildung 1 zeigt die schematische CSB- Bilanz einer anaerob-aeroben Konzepts zur Brauereiabwasserbehandlung.

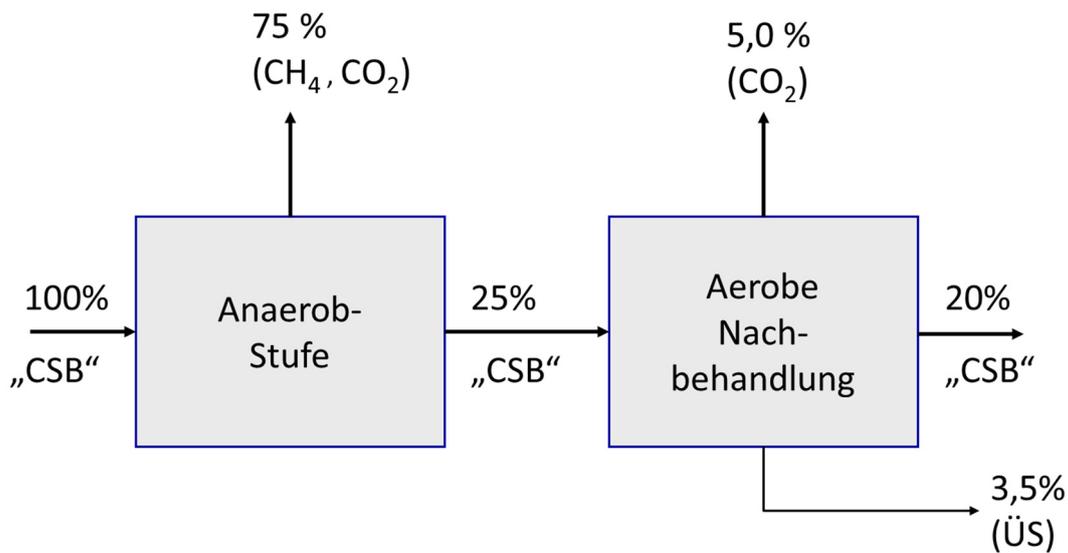


Abbildung 1: Schematische CSB- Bilanz bei einer anaerob-aeroben Brauereiabwasserbehandlung

Zielsetzung der Anaerobstufe ist dabei ein CSB-Abbaugrad von 70 - 80 %, wobei die gelösten, organischen Bestandteile („CSB“) hier durch biologische Vorgänge in Methan und Kohlendioxid umgewandelt werden. Die Zahlenangaben sind grobe Orientierungswerte und beziehen sich auf den filtrierte CSB im Rohabwasser.

Die Werte können in Abhängigkeit vom Anteil der partikulären CSB-Anteile (Feststoffe) sehr stark variieren, da diese nahezu unbeeinflusst durch eine Anaerobstufe gehen. Aus diesem Grund sollte auch bei der Vorbehandlung für eine Indirekteinleitung eine gute Abtrennvorrichtung vor der anaeroben Stufe vorgesehen werden (z.B. Trommelsieb mit 1,0 - 1,5 mm Lochdurchmesser oder Absatzbecken).

Beim anaeroben Abbau von 1 kg CSB entstehen stöchiometrisch  $0,35 \text{ Nm}^3$  Methan, wobei dessen Anteil im Biogas i.d.R. zwischen 70 und 80 % liegt. Der Rest besteht im Wesentlichen aus Kohlendioxid und geringen Anteilen von Schwefelwasserstoff ( $\text{H}_2\text{S}$ ).

## 2 Projektbeschreibung

Aufgrund des Starkverschmutzerzuschlags mussten über lange Jahre entsprechend hohe Abwassergebühren für die Einleitung in das Münchner Kanalnetz entrichtet werden. In einer Studie wurde die Wirtschaftlichkeit einer anaerob-aeroben Abwasservorbehandlung dargestellt (Aqua-Consult, Mai 2011), wobei auf die zu erwartenden technischen Schwierigkeiten beim Bau der Anlage hingewiesen wurde. Damit gemeint waren vor allem das extrem begrenzte Flächenangebot und die zu beachtenden, denkmalgeschützten Gebäude sowie die eng angrenzende Wohnbebauung (Abbildung 2).



Abbildung 2: Ansicht der denkmalgeschützten Fassade der Augustiner-Brauerei, Landsberger Straße, hinter der die Abwasserbehandlungsanlage untergebracht ist.

Im Herbst 2011 wurde von der Ingenieurgemeinschaft Dr. Steinle / Dr. Schreff eine Ausführungsplanung für die Abwasser-, Gas- und Abluftbehandlung erstellt, die darauf basierte, alle Behälter für eine Abwasservorbehandlung innerhalb der alten Malzsilos aufzustellen.

Die Leistungen für den Anlagenbau und die Elektrotechnik wurden im Rahmen einer beschränkten Ausschreibung mit Leistungsverzeichnis im Winter 2011 angefragt. Die Vergabe erfolgte im Frühjahr 2012 an die damalige Firma Stulz GmbH.

Baubeginn war im Herbst 2012 (Behältermontage) und nach einer Bauzeit von knapp 9 Monaten ging im Juni 2013 das erste Abwasser durch die neue Anlage

(Probetrieb). Seit Herbst 2013 befindet sich die neue anaerob-aerobe Abwasservorbehandlung der Augustiner-Brauerei im Regelbetrieb.

Zielsetzung ist ein weitestgehender CSB-Abbau (ca. 80 %) und die Einhaltung der Grenzwerte gemäß der Entwässerungssatzung der Landeshauptstadt München.

Aufgrund der eng angrenzenden Wohnbebauung wurden sehr hohe Anforderungen an die Geruchs- und Geräuschemissionen gestellt. Da der Schalleistungspegel im Abstand von 20 m während der Nachtstunden auf 45 dB begrenzt ist, wurden insbesondere sehr hohe Anforderungen an die Notfackel gestellt, die auf dem Dach eines Gebäudes auf dem Werksgelände untergebracht werden musste.

### 3 Verfahrenskonzept

Die Betriebskläranlage der Augustiner-Brauerei wurde für eine Abwassermenge von 1.400 bis 2.400 m<sup>3</sup>/d bzw. für eine CSB-Fracht von 6.000 bis 10.000 kg/d geplant und errichtet.

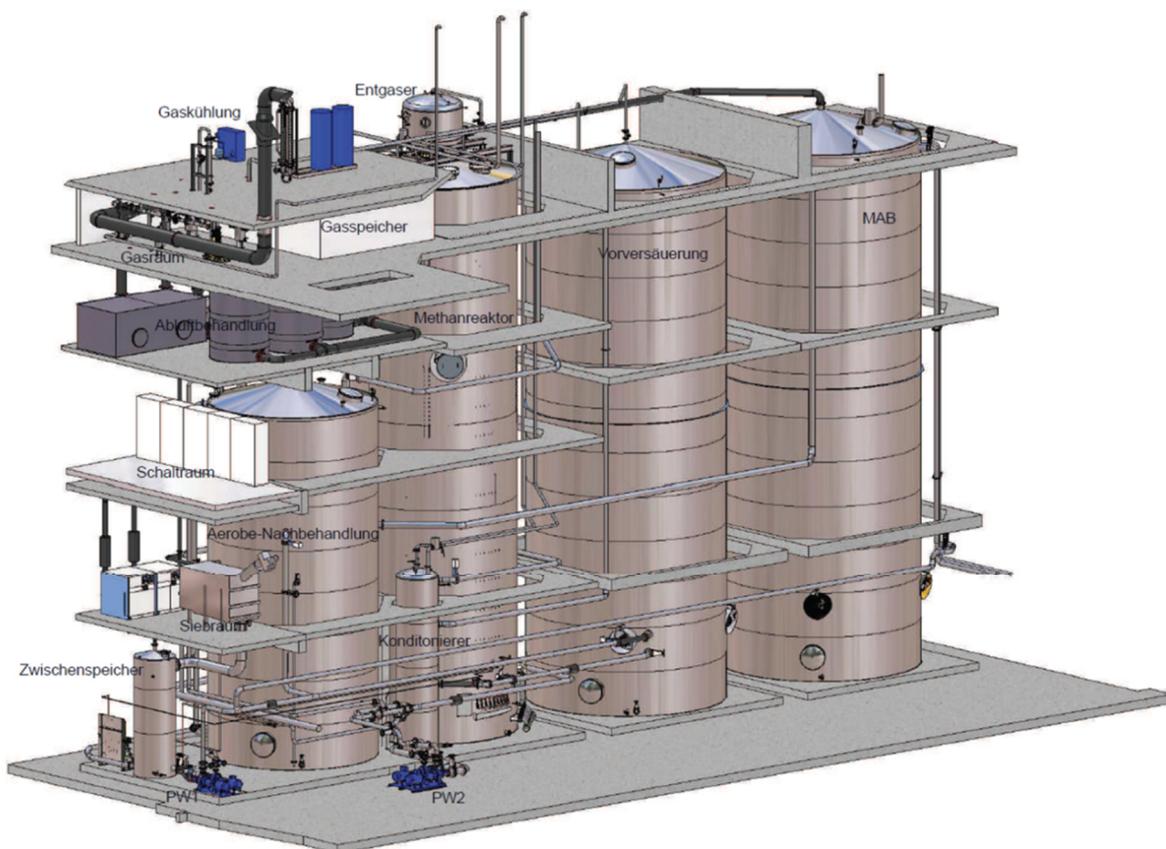


Abbildung 3: 3D-Modell der anaerob-aeroben Abwasservorbehandlung der Augustiner-Brauerei, München (Quelle: Eliquo Stulz GmbH)

Die neue Anlage besteht aus einem Misch- und Ausgleichsbehälter und einem Versäuerungstank mit je 635 m<sup>3</sup> Nutzvolumen, einem Konditionierungstank mit

der eigentlichen Anaerobstufe mit 465 m<sup>3</sup> Nutzvolumen und einer aerober Nachbehandlungsstufe (V = 300 m<sup>3</sup>), die als Wirbelschwebetank ausgeführt ist (Abbildung 3).

Das anfallende Gas wird getrocknet und anschließend zur Heizungszentrale der Brauerei gefördert und dort thermisch verwertet (ca. 15.000 kWh/d).

Die Abluft wird in einer zweistufigen und zweistraßigen Anlage bestehend aus Bioreaktor und Aktivkohlefilter so behandelt, dass die gestellten Anforderungen an die Geruchsemissionen (< 500 GE) jederzeit eingehalten werden können.

## 4 Betriebsergebnisse

Nachfolgende Abbildung 4 zeigt die CSB-Konzentrationen der Abwasservorbehandlungsanlage im Zulauf Vorversäuerung, im Zulauf Konditionierungstank, im Ablauf des Anaerobreaktors sowie im Ablauf der Gesamtanlage während der Inbetriebnahmephase 2013.

Gut zu sehen ist, dass die CSB-Konzentrationen vor und nach der Versäuerung nahezu gleichbleiben (3.000 - 5.000 mg/l), und erst nach dem Anaerobreaktor deutlich geringer werden (ca. 1.000 mg/l). Dem gegenüber kommt es dann in der Aerob-Stufe nur zu einer relativ geringen Konzentrationsenkung.

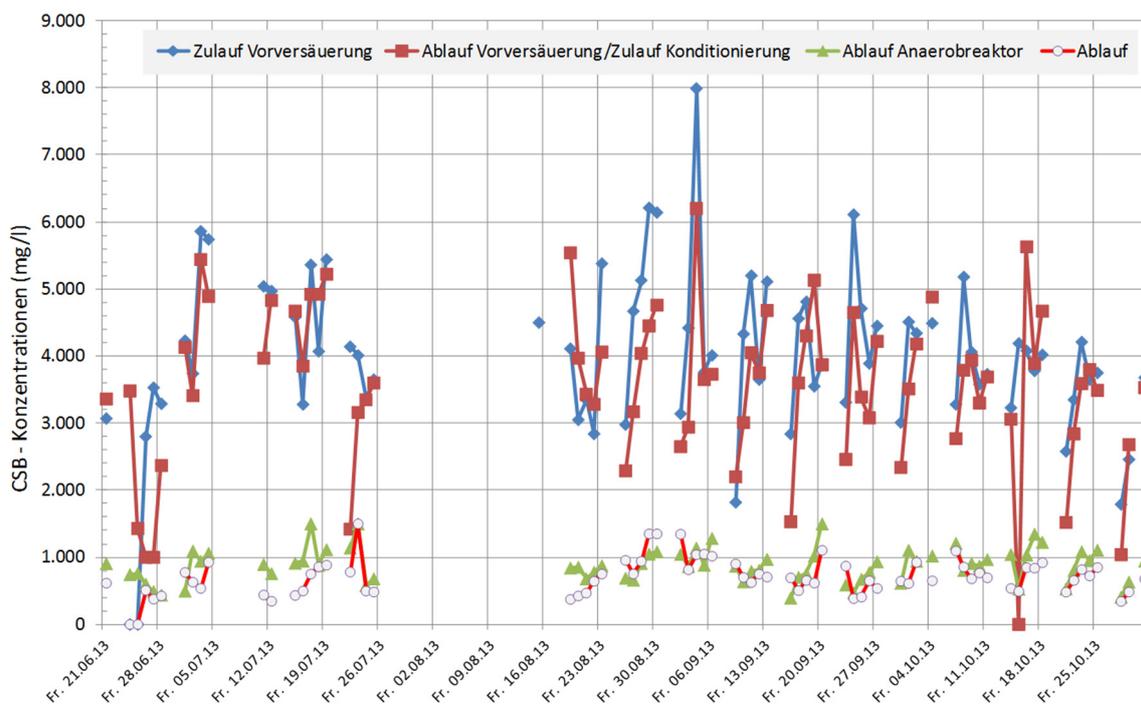


Abbildung 4: CSB-Konzentrationen im Zulauf und im Ablauf Augustiner Abwasservorbehandlung (Inbetriebnahmephase 2013)

## 5 Fazit

Das erste Ziel der neuen Abwasservorreinigung der Augustiner-Brauerei, nämlich die Vermeidung des Starkverschmutzerzuschlags, wurde bereits wenige Wochen nach Inbetriebnahme erreicht. Inzwischen läuft die Anlage stabil und die Einleitgrenzwerte können sicher eingehalten werden.

Das zweite Ziel, durch Gasproduktion und -verwertung die Energiebilanz zu verbessern, wird erreicht. Im Sommer besteht zeitweise ein Gasüberschuss.

Das dritte Ziel, die Vermeidung von Geruchsemissionen im Betrieb, kann bisher völlig problemlos umgesetzt werden.

Beim vierten Ziel, der dauerhaften Vermeidung von Lärm- und sonstigen Emissionen im Betrieb, gab es anfangs aufgrund der besonders hohen Anforderungen, zeitweise Probleme beim Betrieb der Notfackel. Inzwischen wird hier ebenfalls ein störungsfreier Betrieb erreicht.

Trotz der schwierigen Randbedingungen konnten die wesentlichen Zielsetzungen des Projekts im Rahmen des gesetzten budgetierten Kosten- und Terminrahmens erreicht werden.

## 6 Literatur

Rosenwinkel, K.-H. (Hrsg.) 8. Hannoversche Industrieabwasser-Tagung, Tagungsband Brauerei Seminar, Hannover 2004, Heft 132

DWA-Merkblatt M732 (2010) Abwasser aus Brauereien (September 2010)

### **Kontaktadresse:**

Dr.-Ing. Schreff

Ingenieurbüro für Wasser, Abwasser und Energie  
Stadtplatz 15,  
D-83714 Miesbach

Telefon: +49 8025 9977206

e-Mail: kontakt@ib-schreff.de

# Abwasserreinigungskonzepte der Zuckerindustrie

Leopold Prendl

BPE Dr. Prendl

**Abstract:** Die Zuckerindustrie ist ein historisch gewachsener wasser- und abwasserintensiver Industriezweig. Aus den standortspezifischen Gegebenheiten haben sich sowohl einstufige aerobe als auch zweistufige anaerob-aerobe Abwasserreinigungsverfahren entwickelt. Den einstufigen aeroben Systemen haben der aerobe Selektor und die Nährstoffdosierung zur gesicherten Erreichung der geforderten Reinigungsleistung mit niedrigen Investitionskosten und bestechend einfachem Betrieb zum Durchbruch verholfen. Das zweistufige anaerob-aerobe Verfahren besticht durch den niedrigen Energieverbrauch und die Gasproduktion. Die langjährigen Erfahrungen aus beiden Verfahren lassen sich auch sehr erfolgreich auf die Reinigung anderer organisch hochbelasteter Industrieabwässer übertragen. Hinsichtlich der Reinigungsleistung sind beide Verfahren als gleichwertig zu betrachten. Auch in wirtschaftlicher Hinsicht ergeben sich keine klaren Präferenzen. Die standortspezifischen Kriterien oder „politische“ Rahmenbedingungen sind für die Verfahrenswahl meist entscheidend.

**Key Words:** Zuckerfabriksabwasser, anaerobe Abwassereinigung, EKJ-Reaktor, Blähschlammvermeidung, aerober Selektor, Nährstoffdosierung

## 1 Einleitung

### 1.1 Historische Entwicklung der Zuckerindustrie

In Europa wird seit 1802 Rübenzucker industriell hergestellt. Die Grundlagen für die industrielle Zuckergewinnung wie wir sie heute kennen wurden etwa zwischen 1850 und 1870 geschaffen. Um 1800 war Zucker ein Luxusprodukt und es war Statussymbol von Herrscherhäusern, wenn man sich Zucker kiloweise leisten konnte. Um 1860 wurde Zucker ein Massenprodukt, das sich eine bereits eine breite Masse leisten konnte. Die Grundsteine für die meisten der heute existierenden Zuckerfabriken wurden zwischen 1870 und 1910 gelegt. Die grundlegende Technologie der industriellen Zuckererzeugung aus der Zuckerrübe wie wir sie heute kennen wurde zwischen 1850 und 1870 entwickelt.

Die Zuckerindustrie ist sehr wasser- und abwasserintensiv. Historische Angaben aus den Gründungszeiten der Fabriken über die Wasserverbräuche liegen bei etwa 10 bis 20 m<sup>3</sup> je Tonne verarbeiteter Rübe. Über Schmutzfrachten gibt es aus dieser Zeit kaum Informationen.

Eine moderne Zuckerfabrik kommt durch Mehrfachverwendung des Wassers und Kreislaufführungen heute gänzlich ohne Frischwassereinsatz aus. Abwasserfrei kann eine Zuckerfabrik dennoch nicht sein, da mit jeder Tonne Rübe 0,70 bis 0,75 m<sup>3</sup> Wasser in die Fabrik kommen. Der minimale Abwasserabstoß beträgt etwa 0,40 m<sup>3</sup> je Tonne verarbeiteter Rübe. Mit der energetischen Optimierung der Fabriken wird mehr Dampf niedergeschlagen und der minimale Abwasserabstoß steigt in Richtung 0,60 m<sup>3</sup> je Tonne verarbeiteter Rübe.

Historisch wurden die Abwässer samt der Erde aus dem Waschprozess direkt in den Vorfluter abgeleitet. Wo keine leistungsfähigen Vorfluter vorhanden waren um die Erde aufzunehmen wurde Erdanladebecken vorgeschaltet bevor das Abwasser ins Gewässer abgeleitet wurde. Daraus haben sich als erste Abwasserreinigungsanlagen Abwasserteichanlagen entwickelt, die bei entsprechender Dimensionierung durchaus passable Reinigungsleistungen erzielt haben. Durch die Standortkonzentration und Steigerung der Produktionsleistungen wurden die Teichanlagen meist zu klein. Mit den steigenden Anforderungen an die Reinigungsleistung konnten die Reinigungsziele nicht mehr erreicht werden. Spätestens seit die Stickstoffentfernung erforderlich wurde, konnte mit den Teichanlagen alleine das Reinigungsziel nicht mehr erreicht werden und die Teichanlagen wurden mit anaeroben und aerobe Reinigungsstufen ergänzt oder durch diese ersetzt.

## 1.2 Produktion und Abwasseranfall

Die angelieferten Rüben werden meist über Schwemmrinnen in die Waschanlage gefördert. Danach werden die Rüben geschnitten, der Zucker wird dann extrahiert. Der Rohsaft in der Saftreinigung, einem Fällungsprozess mit Kalkfällung gereinigt. Der Dünnsaft wird durch Eindampfen eingedickt. In der Kochstation wird durch weiteres Eindampfen ein Kristallisationsprozess ausgelöst. Die Zuckerkristalle werden in Zentrifugen abgetrennt.

Die Hauptabwasserströme sind:

- Fallwasser aus der Brüdenkondensation (3 - 5 m<sup>3</sup>/t Rübe): Temperatur 25 - 40 °C, 10 - 30 mg CSB/l, 10 - 40 mg NH<sub>4</sub>-N. Durch Kreislaufführung können die CSB und NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen um den Faktor 10 steigen. Die wesentliche Abwasserbelastung aus dem Fallwasser ist die NH<sub>4</sub>-N-Fracht von 0,03 bis 0,08 g/t Rübe

- Rüben-, Wasch- und Schwemmwasser: (3 - 5 m<sup>3</sup>/t Rübe) enthält 60 - 70 % der organischen Verschmutzung (überwiegend Zucker, Inhaltsstoffe der Rübe) und die an den Rüben anhaftende Erde (50 - 100 kg TS/t Rübe), die in Absetzbecken abgeschieden wird.

Der Anfall an organischer Verunreinigung während der Kampagne liegt bei 2 - 4 kg CSB/t Rübe. Die Schwankungsbreite der täglichen Schmutzfracht hängt hauptsächlich von den Ernte- und Lagerbedingungen für das Rübenmaterial ab. Typischerweise steigt die spezifische CSB Fracht ab Mitte November signifikant an. Mit dem Konzentrationsprozess in der Zuckerindustrie und den längeren Kampagnen treten gegen Kampagneende häufig spezifische CSB-Frachten über 4 kg/t Rübe auf. Jedenfalls ändern sich sowohl die mittlere Schmutzfracht als auch die Abwasserzusammensetzung von Jahr zu Jahr, was insbesondere mit den jeweiligen klimatischen Bedingungen zusammenhängt.

Die wesentliche Abwasserbelastung aus dem Fallwasser ist die NH<sub>4</sub>-N-Fracht von 0,03 bis 0,08 g/t Rübe. Der Phosphatgehalt des Zuckerfabriksabwassers ist immer gering.

Aus der Historischen Entwicklung, der früheren Situation der Frischwasserversorgung und der Entwicklung der Fabrik sind in den einzelnen Fabriken bei sehr ähnlichem Produktionsprozess recht unterschiedliche Wasserschemata und Lösungen zur Abwasserreinigung entstanden. Die unterschiedlichen Abwasserreinigungskonzepte sollen anhand der drei folgenden Beispiele erläutert werden. Die drei betrachteten Analgen werden als Anlage A, Anlage B und Anlage C bezeichnet. Die Analgen A und B befinden sich in Österreich, die Anlage C in Rumänien.

## **2 Beschreibung der Fabriken mit ihrer spezifischen Wasser- und Abwassersituation**

Diese Fabrik konnte früher wegen der Größe des Vorfluters den gesamten Wasserbedarf aus diesem decken und das gesamte Abwasser direkt einleiten. Daraus hat sich das klassische Wasserschema einer Zuckerfabrik entwickelt in dem mit den Anforderungen an die Kohlenstoffentfernung zuerst der Schwemmwasserkreislauf eingerichtet wurde und mit den Anforderungen an die Stickstoffentfernung auch der Fallwasserkreislauf installiert wurde und die gesamten Abwässer der biologischen Reinigung zugeführt werden. Das heutige Wasserschema ist wie in Abbildung 1 dargestellt, ausgebildet.

## 2.1 Fabrik A

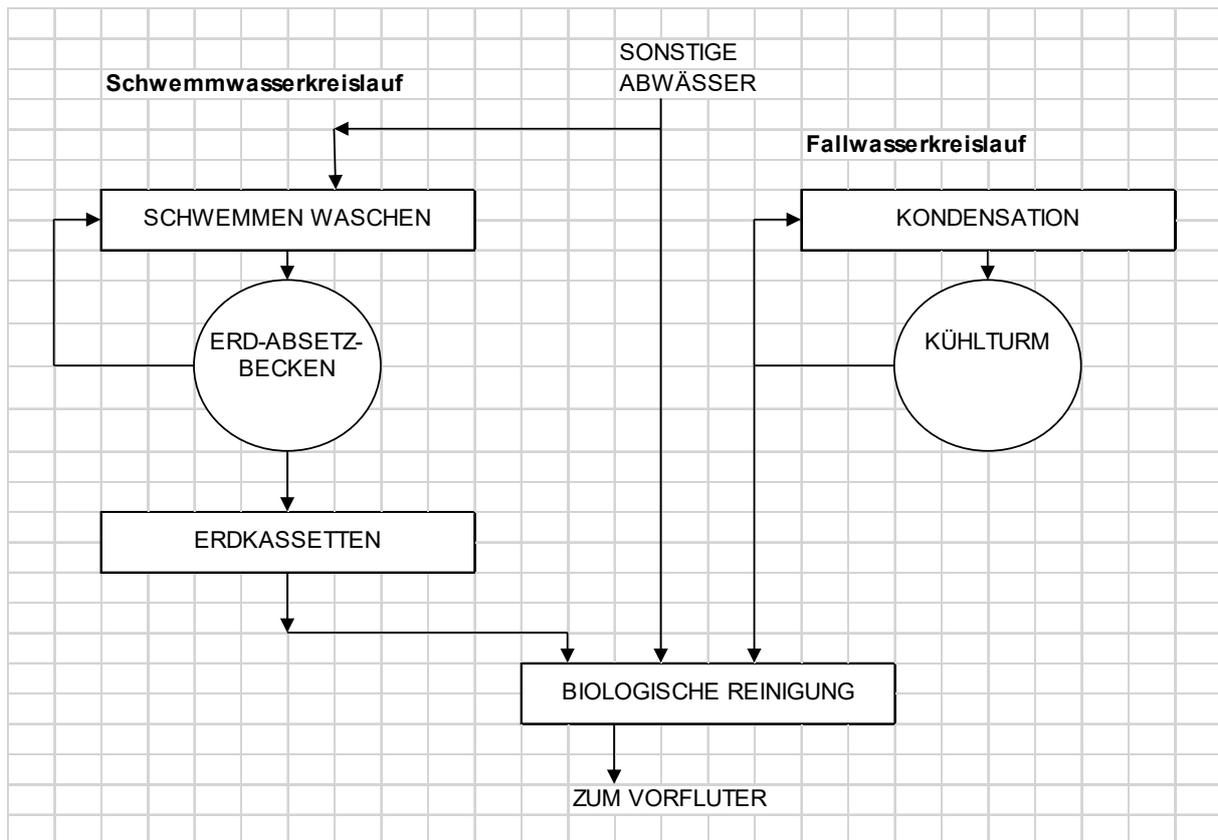


Abbildung 1: Wasserschema Fabrik A

## 2.2 Fabrik B

Aufgrund des sehr schwachen Vorfluters (Wassermangel) hatte sich ursprünglich ein anderes Wasserschema entwickelt (siehe Abbildung 2):

- Entnahme des Wasserbedarfes für die Brüdenkondensation aus dem Grundwasser.
- Verwendung des Fallwassers als Schwemm- und Waschwasser.
- Ableitung des mechanisch gereinigten Abwassers in den Vorfluter.

Aus diesem besonderen Waschschemata hat sich das heutige entwickelt

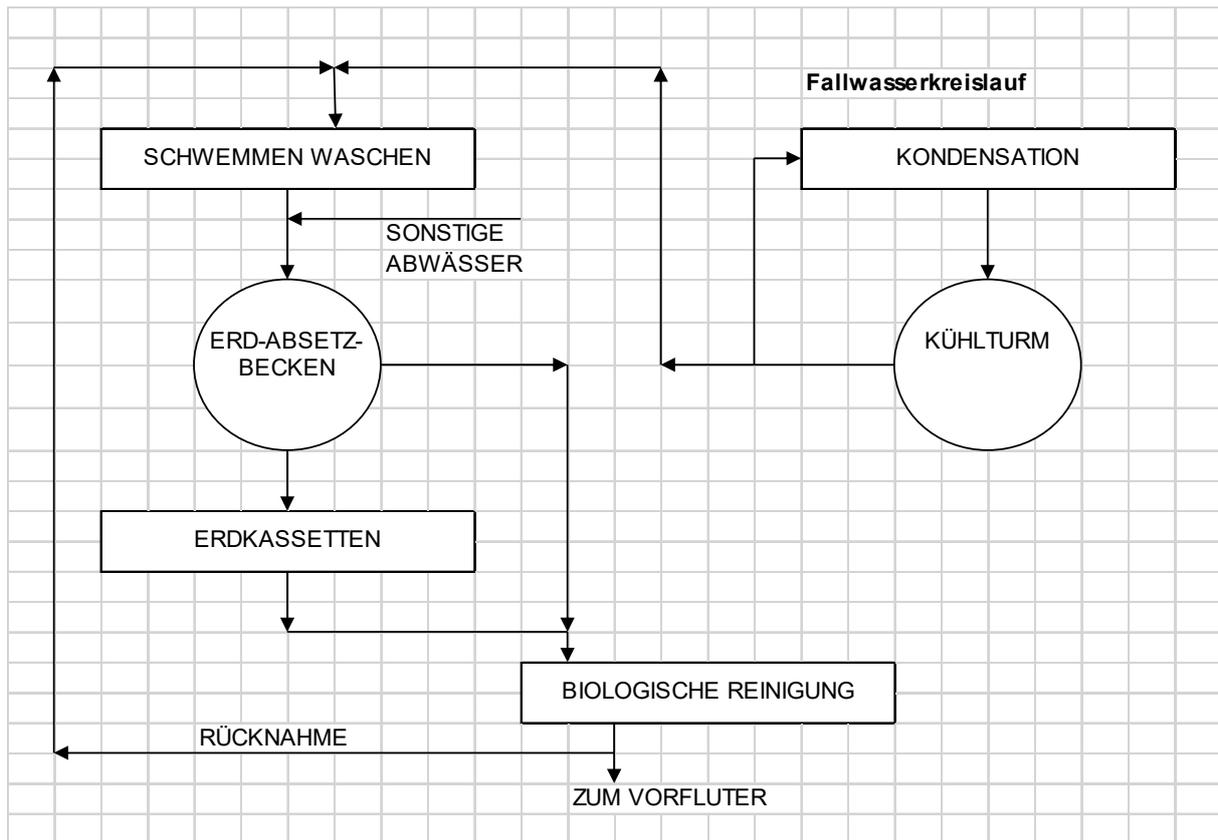


Abbildung 2: Wasserschema Fabrik B

### 2.3 Fabrik C

Diese osteuropäische Fabrik wurde in den 1970er Jahren am Standort einer bestehenden Zuckerfabrik mit Schwemm- und Fallwasserkreislauf, Erdkassetten und großzügiger Abwasserteichanlage in einem Stück neu errichtet. Dieses Abwassersystem wurde 2012/13 instandgesetzt und durch eine biologische Reinigung ergänzt.

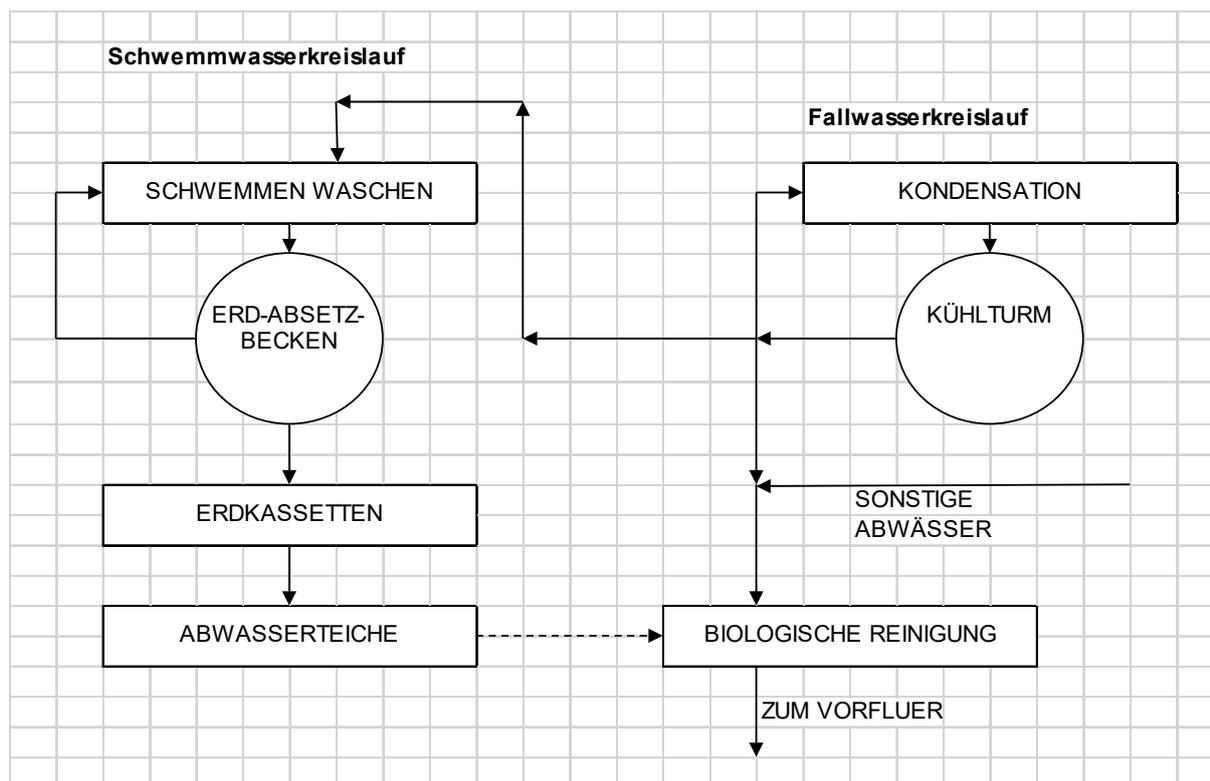


Abbildung 3: Wasserschema Fabrik C

### 3 Reinigungsanforderungen und Ablaufgrenzwerte

Für die österreichischen Zuckerfabriken gilt die Abwasseremissionsverordnung für die Zucker- und Stärkeerzeugung, die mit Anfang 1996 in Kraft getreten ist, wobei für bestehende Anlagen die Anpassungsverpflichtung mit Anfang 2001 zu erfüllen war.

Tabelle 1: Grenzwerte der spezifischen Emissionsverordnung für die Zuckerindustrie in Österreich

Parameter	Grenzwert
CSB	0,35 kg/t Rübe *)
BSB <sub>5</sub>	0,04 kg/t Rübe *)
NH <sub>4</sub> -N	5 mg/l *)
Abwassermenge	1,5 m <sup>3</sup> /t Rübe
Gesamtstickstoff	> 75 % Entfernung Kampagnemittel
Gesamtphosphor	1 mg/l *)

\*) Diese Werte müssen in vier von fünf hintereinander analysierten homogenisierten mengenproportionalen Tagesmischproben eingehalten werden. Diese Bestimmung gilt für Eigen- und Fremdüberwachung, d.h. Grenzwertüberschreitungen dürfen maximal einen Tag dauern und der Grenzwert darf höchstens um 50 % (beim NH<sub>4</sub>-N um höchstens 200 %) überschritten werden. Während der ersten sieben Kampagnetage sind höhere Grenzwerte zulässig, ansonsten gibt es während der Kampagne keine Ausnahmen.

Für eine rumänische Zuckerfabrik gelten folgende Ablaufgrenzwerte:

Tabelle 2: Ablaufgrenzwerte für die Kläranlage C

Parameter	Grenzwert
Temperatur	35°C
pH-Wert	6,5 - 8,5
BSB <sub>5</sub>	25 mg/l
CSB	125 mg/l
Schwebstoffe	35 mg/l
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	3 mg/l (2,3 mg/l NH <sub>4</sub> -N)
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	25 mg/l (5,8 mg/l NO <sub>3</sub> -N)
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	1,0 mg/l (0,33 mg/l NO <sub>2</sub> -N)
Gesamtstickstoff	15 mg/l (Wirkungsgrad 70 - 80 %)
Gesamtphosphor	2 mg/l (Wirkungsgrad 80 %)

## 4 Beschreibung der Abwasserreinigungsanlagen

### 4.1 Fabrik A

Die Kläranlage der Fabrik A ist als zweistufige anaerob - aerobe Anlage konzipiert. Die anaerobe Stufe sowie das Belebungsbecken 1 und die Nachklärung wurden 1989 gebaut. Vor der Kampagne 2000 wurde ein Kühlturm errichtet und die Kläranlage durch Erweiterung der aeroben Stufe an den Stand der Technik angepasst. Im Zuge der Erweiterung der Anlage wurde der vorhandene Anaerobreaktor mit Gasumwälzung zu einem EKV Reaktor) umgebaut (KROISS, H., SVARDAL, K, 1988, SVARDAL et.al. 1993). Im Jahr 2013 wurde der Anaerobreaktor in stahlbauweise wegen massiver Korrosionsschäden erneuert. Der neue Anaerobreaktor wurde in Spannbetonbauweise mit PE-Betonschutzplatten Auskleidung errichtet. Das Prinzip des EKV-Reaktors mit Bodenräumer und Abwasserzufuhr in Bodennähe in das Schlammbett wurde beibehalten. Die Abwasserzufuhr erfolgt jedoch nicht mehr über den Räumer, sondern über eine außenliegende Ringleitung und drei Einlaufrohre knapp über der Behältersohle. Die Beschickung erfolgt jeweils über ein Einlaufrohr und wird umlaufend weitergeschaltet.

Der überwiegende Teil der organischen Belastung kommt aus dem Rücklauf der Erdkassetten und wird in der anaeroben Stufe abgebaut. Der Ablauf aus der anaeroben Stufe sowie sämtliche anderen in der Fabrik anfallenden Abwässer werden in die aerobe Stufe eingeleitet.

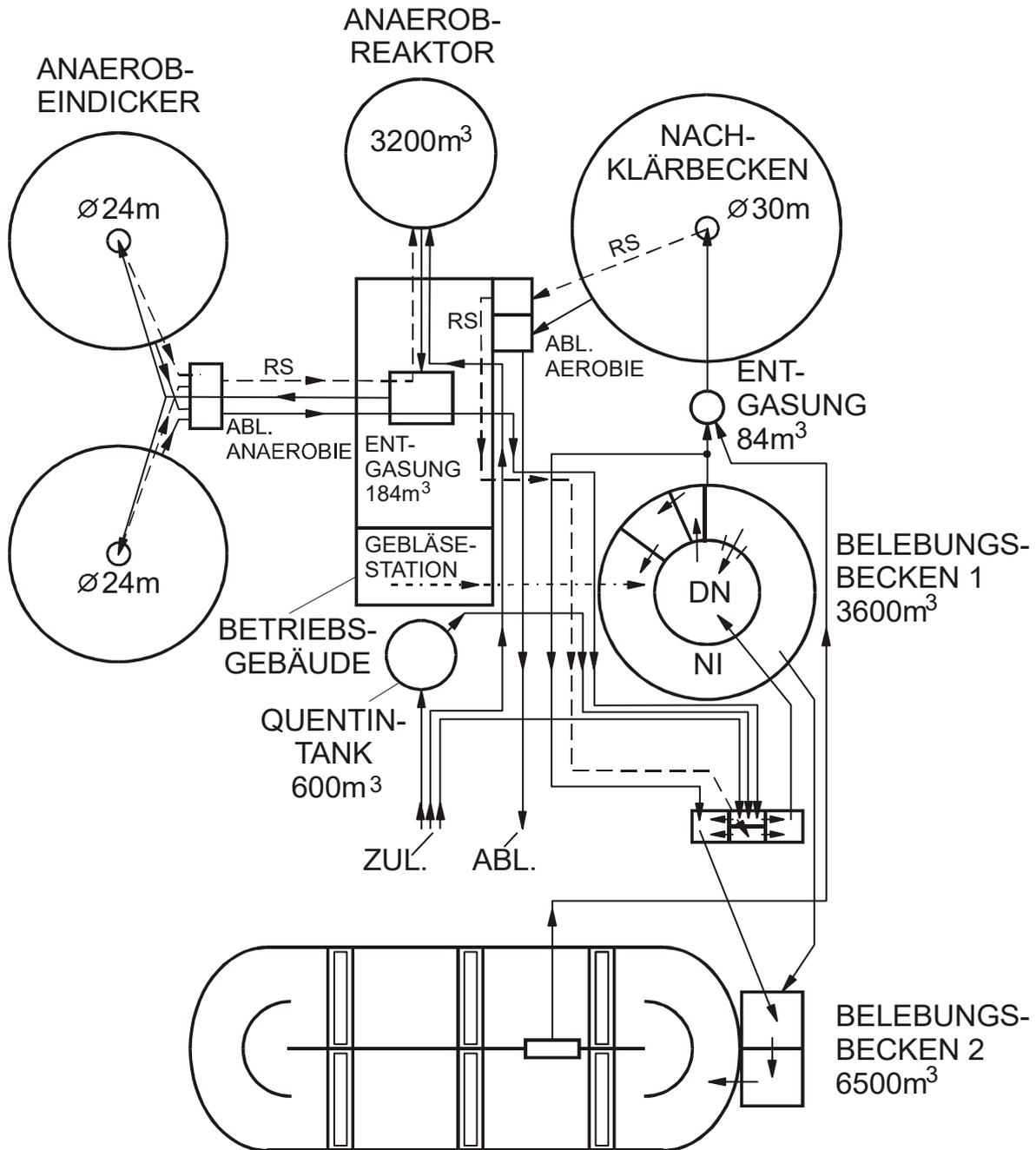


Abbildung 4: Schematischer Lageplan Abwasserreinigungsanlage Fabrik A

Über einen Bypass kann ein Teil des Abwassers aus den Erdkassetten als Kohlenstoffquelle für die Denitrifikation direkt in die aerobe Stufe eingeleitet werden. In ihr werden die restlichen Kohlenstoffverbindungen abgebaut, der überschüssige Stickstoff nitrifiziert und weitgehend denitrifiziert.

Das Kernstück der anaeroben Stufe ist der 2013 errichtete Anaerobreaktor mit 18 m Durchmesser, 20,5 m Höhe und  $5000 \text{ m}^3$  Nutzvolumen. Der integrierte Gasraum hat ein Volumen von  $220 \text{ m}^3$ . Das nachgeschaltete Entgasungsbecken hat ein Volumen von  $184 \text{ m}^3$ . Die beiden Eindicker haben einen Durchmesser von

je 24 m, die Oberfläche beträgt  $2 \times 452 \text{ m}^2$ , das Volumen  $2 \times 1583 \text{ m}^3$ . Zur Beheizung des Faulraumes sind drei Wärmetauscher installiert.

Das Belebungsbecken 1 hat ein Gesamtvolumen von  $3600 \text{ m}^3$ , davon  $900 \text{ m}^3$  vorgeschaltete Denitrifikationszone und zwei aerobe Selektorkaskaden mit je  $300 \text{ m}^3$ . Das im Jahr 2000 errichtete Belebungsbecken 2 hat ein Gesamtvolumen von  $6500 \text{ m}^3$ , davon zwei aerobe Selektorkaskaden mit je  $200 \text{ m}^3$ . Das Nachklärbecken hat einen Durchmesser von 30 m, eine Oberfläche von  $707 \text{ m}^2$ , und Volumen von  $2475 \text{ m}^3$ . Das bestehende Belebungsbecken ist mit einer feinblasigen Druckbelüftung ausgerüstet. Das neue Belebungsbecken ist mit 6 Stabwalzenbelüftern mit je 9 m Länge und 45 kW Antriebsleistung ausgerüstet. In jeder der beiden Selektorkaskaden ist ein Kreisel mit 30 kW Antriebsleistung angeordnet.

Tabelle 3: Bemessungsfrachten und Abwassertechnische Parameter Anlage A

Parameter	Bemessungswert	Dimension
Rübenverarbeitung	14000	t/d
Abwasseranfall gesamt	20.500	$\text{m}^3/\text{d}$
CSB-Fracht Zulauf gesamt	46,7	t/d
BSB <sub>5</sub> -Fracht Zulauf gesamt	29,2	t/d
N-Ges.-Fracht	1,4	t/d
Abwassermenge Zulauf Anaerobie	5.700	$\text{m}^3/\text{d}$
CSB-Fracht Zulauf Anaerobie	45,0	t/d
CSB-Raumbelastung Anaerobie	9,7	$\text{kg}/(\text{m}^3.\text{d})$
Abwasseranfall Zulauf BB	15.700	$\text{m}^3/\text{d}$
CSB-Fracht gesamt Zulauf aerobe Stufe	9,0	t/d
N-Ges.-Fracht gesamt Zulauf aerobe Stufe	1,05	t/d
Bemessungstemperatur	20 - 30	°C
CSB Schlammbelastung	0,13	$\text{kg}/(\text{kg}.\text{d})$
CSB-Raumbelastung	1,05	$\text{kg}/(\text{m}^3.\text{d})$
Schlammalter	6,8	d
Oberflächenbeschickung NKB	2,2	m/h
Schlammvolumenbeschickung	360	$\text{l}/(\text{m}^2 .\text{h})$

## 4.2 Fabrik B

Die Abwasserreinigungsanlage der Fabrik B ist eine einstufige aerobe Belebungsanlage mit aerobem Selektor. Die 1984 errichtete Anlage wurde 1996 erweitert. Dabei wurden der Selektor von  $370 \text{ m}^3$  auf  $1500 \text{ m}^3$  und das Belebungsbecken von  $16.000 \text{ m}^3$  auf  $29.000 \text{ m}^3$  erweitert. Im Zuge der Erweiterung wurde auch die Dosierung für granulierten Harnstoff und Phosphordünger automatisiert.

Das Abwasser wird im Zulaufpumpwerk mit einer Schneckenpumpe in das Vorklärbecken mit 55 m Durchmesser und einem Volumen von  $6.700 \text{ m}^3$  gehoben. Der Selektor besteht aus vier Kaskaden mit einem Volumen von  $4 \times 375 = 1.500 \text{ m}^3$ . Die Belüfterleistung beträgt insgesamt 340 kW, wobei die ältere erste Kaskade mit einer feinblasigen Druckbelüftung und die drei neueren Kaskaden mit Kreiselbelüftern ausgerüstet sind. Die Sauerstoffzufuhrkapazität beträgt unter Betriebsbedingungen ca.  $12 \text{ t O}_2/\text{d}$ . Das Belebungsbecken hat ein Nutzvolumen von  $29.000 \text{ m}^3$  und ist mit 30 Rotoren à 45 kW, gesamt 1350 kW Belüfterleistung ausgerüstet. Die Sauerstoffzufuhrkapazität beträgt unter Betriebsbedingungen ca.  $45 \text{ t/d}$ . Das Nachklärbecken hat einen Durchmesser von 60 m, eine Oberfläche von  $2.826 \text{ m}^2$  und ein Volumen von  $8.000 \text{ m}^3$ .

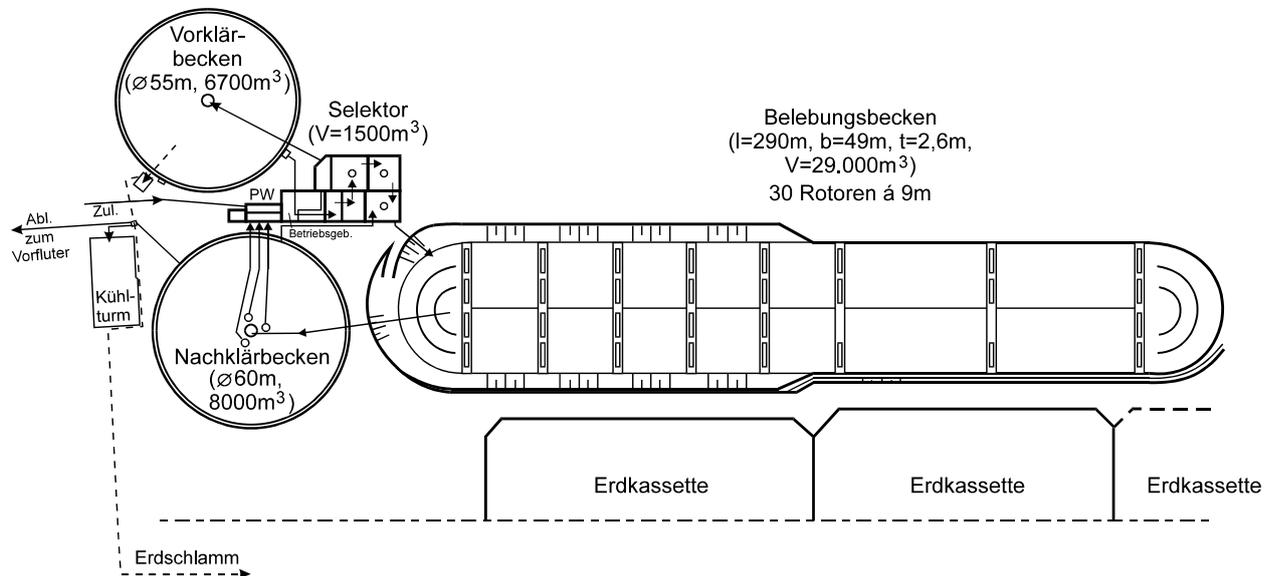


Abbildung 5: Lageplan Abwasserreinigungsanlage Fabrik B

Tabelle 4: Bemessungsfrachten und Abwassertechnische Parameter Anlage B

Parameter	Bemessungswert	Dimension
Rübenverarbeitung	15.000	t/d
Zulaufmenge Belebung	50.000	m <sup>3</sup> /d
CSB-Fracht Zul. Belebung	57,0	t/d
Spez. CSB-Fracht	3,8	kg/t Rübe
BSB <sub>5</sub> -Fracht Zul. Belebung	33,0	t/d
Spez. BSB <sub>5</sub> -Fracht	2,2	kg/t Rübe
CSB-Raumbelastung	1,9	kg/(m <sup>3</sup> .d)
BSB <sub>5</sub> –Raumbelastung	1,1	kg/(m <sup>3</sup> .d)
Schlammalter	6,7	d
Trockensubstanz Belebung	9,0	g/l
Oberflächenbeschickung NKB	0,74	m/h
Bemessungstemperatur min.	15	°C
Bemessungstemperatur max.	21	°C

### 4.3 Fabrik C

Die Abwasserreinigungsanlage der Fabrik C ist eine einstufige aerobe Belebungsanlage mit aerobem Selektor in Ergänzung zur Abwasser-Teichanlage.

Die Teichanlage mit einer Fläche von über 50 ha wurde in den 1970er Jahren errichtet und der gesamte Untergrund mit einer ca. 1 m mächtigen mineralischen Dichtschicht versehen. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass die Teiche dicht sind und die darunterliegenden Grundwasserhorizonte vom Abwasser nicht beeinträchtigt sind und weiterhin verwendet werden können. Daraus wurde ein Konzept entwickelt, bei dem die weniger hoch belasteten Abwässer aus der Fabrik und ein Teil der hochbelasteten Abwässer aus dem Überlauf der Erdkassetten direkt der Kampagne gereinigt werden. Das restliche Abwasser wird in der bestehenden Teichanlage gestapelt und einer natürlichen Vorreinigung unterzogen. Von April bis August wird das gespeicherte Abwasser in der Abwasserreinigungsanlage final gereinigt und abgeleitet.

Die einstufige aerobe Belebungsanlage mit aerobem Selektor wurde 2013/14 errichtet. Das Belebungsbeckenvolumen beträgt insgesamt 4000 m<sup>3</sup> und besteht aus einem Selektor mit 4 Kaskaden mit je 100 m<sup>3</sup> und einem Belebungsbecken mit zwei Kaskaden mit je 1800 m<sup>3</sup>. Der Selektor ist in jeder Kaskade mit einem Kreiselbelüfter mit 15 kW, insgesamt 60 kW ausgerüstet. Die beiden Belebungsbeckenkaskaden sind mit je einem Kreiselbelüfter 90 kW, insgesamt

180 kW, ausgerüstet. Das Nachklärbecken ist als Rundbecken mit 24 m Innendurchmesser und 3,0 m mittlere Wassertiefe ausgeführt.

Die Nährstoffdosierung erfolgt mit flüssigem Harnstoff und Phosphorsäure aus 1000 l Behältern, die samt Dosierpumpen in einem Betriebsraum untergebracht sind.

Tabelle 5: Bemessungsfrachten und Abwassertechnische Parameter Anlage C

Parameter	Bemessungswert	Dimension
Rübenverarbeitung	4.000	t/d
Zulaufmenge Belebung	6.000	m <sup>3</sup> /d
CSB-Fracht Zul. Belebung bei 12 °C	5,5	t/d
BSB <sub>5</sub> -Fracht Zul. Belebung	2,75	t/d
CSB-Raumbelastung	1,4	kg/(m <sup>3</sup> .d)
BSB <sub>5</sub> –Raumbelastung	0,7	kg/(m <sup>3</sup> .d)
Schlammalter	9,1	d
Trockensubstanz Belebung	3,7	g/l
Oberflächenbeschickung NKB	0,55	m/h
Bemessungstemperatur min.	3	°C
Bemessungstemperatur max.	25	°C

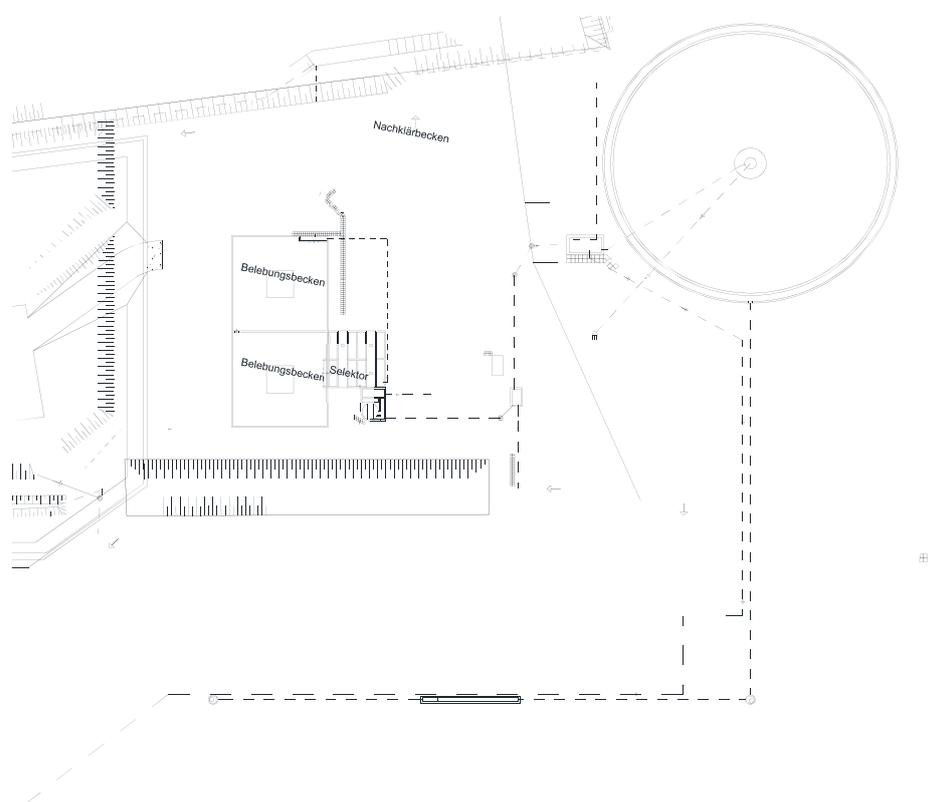


Abbildung 6: Lageplan Abwasserreinigungsanlage Fabrik C

## 5 Betriebserfahrungen

### 5.1 Betriebserfahrungen Kläranlage Fabrik A

Zu Kampagnebeginn dauert es ca. drei Wochen bis der Anaerobreaktor die volle Reinigungsleistung erreicht. Um diesen Prozess zu optimieren wird ca. 10 Tage vor Beginn der Rübenverarbeitung begonnen, den Anaerobreaktor zu mischen und aufzuwärmen. Gleichzeitig werden gering CSB-Frachten eingebracht, um den biologischen Prozess anzuregen. Mit Beginn der Rübenverarbeitung ist die CSB-Konzentration noch gering und steigt innerhalb von 2 - 3 Wochen auf 5000 bis 7000 mg/l. Damit läuft die Entwicklung des Methanbildungsprozesses annähernd parallel zum Anstieg der Belastung. Damit kann die Verweilzeit des Schwemmwassers in den Erdkassetten auch zu Kampagnebeginn kurzgehalten werden, was im Hinblick auf die Geruchsentwicklung aus den Erdkassetten von Bedeutung ist.

Ein wesentliches Kriterium für die anaerobe Abwasserreinigung ist die Vermeidung von Schlammverlusten aus dem Anaerobreaktor. In der Vergangenheit wurden zur Verbesserung der Schlammabtrennung Flockungsmittel zudosiert. Anfänglich konnte damit ein guter Erfolg erzielt werden. Im Laufe der Jahre wurde der Flockungsmittelverbrauch immer höher und auch ein Wechsel der Flockungsmittel hat nur bescheidene Erfolge gebracht. Der Anaerobschlamm wurde allmählich dahingehend adaptiert, ohne Zugabe von Flockungshilfsmittel keine Flocken auszubilden und kaum zu sedimentieren.

Die Erfahrungen mit einer Biogasanlage, bei der systematisch Stickstoff und Phosphor im Anaerobprozess dosiert werden haben gezeigt, dass für einen stabilen und leistungsfähigen Prozess eine  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration von mindestens 3 - 5 mg/l und eine  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration von mindestens 10 - 15 mg/l erforderlich sind. Die Auswertung der Betriebsdaten ergab den Hinweis, dass Nährstoffmangel für die ungünstigen Sedimentationseigenschaften sein könnte. Mit dem weitgehenden Neustart des Anaerobprozesses nach Neubau des Reaktors wurde auf eine Flockungsmittelzugabe verzichtet und auf eine ausreichende Nährstoffversorgung geachtet. Nach einer Adaptierungsphase in der ersten Kampagne hat sich ein Anaerobschlamm mit sehr guten Sedimentationseigenschaften entwickelt.

In der Fabrik C wird ganzjährig eine Melasseentzuckerungsanlage betrieben, bei der ein Abwasser anfällt, das vor allem mit Stickstoff belastet ist. Dieses Abwasser wird in der aeroben Stufe gereinigt. Damit stehen zu Beginn der Rübenverarbeitung zumindest geringe Mengen an gut nitrifizierendem Belebtschlamm zur Verfügung, was den Aufbau einer ausreichenden Menge an nitrifizierendem Belebtschlamm zu Kampagnebeginn wesentlich erleichtert. Um

eine ausreichende Nitrifikationsleistung zu erreichen wird ca. 2 Wochen vor Kampagnebeginn durch Harnstoffzugabe gezielt die erforderliche Nitrifikationsleistung aufgebaut.

Der Einsatz der feinblasigen Druckbelüftung hat sich im stark Ca-hältigen Abwasser nicht bewährt. Im Bereich der Poren der Belüftermembrane kommt es zu Kalkausfällungen, die die Leistung des Belüftungssystems innerhalb weniger Tage stark beeinträchtigen. Um das Belüftungssystem auf Dauer funktionsfähig zu halten müssen die Kalkablagerungen an den Belüftermembranen im Abstand von zwei bis drei Tagen durch Zugabe von Ameisensäure in die Druckluft entfernt werden.

## **5.2 Betriebserfahrungen Kläranlage Fabrik B**

Außerhalb der Rübenkampagne fallen in den beiden Fabriken nur sehr geringe Abwassermengen an, die im Abwassersystem über Monate hinweg zwischengespeichert werden. Vor Beginn der Rübenkampagne steht daher in der Regel kaum aktiver Belebtschlamm zur Verfügung. Der Belebtschlamm bleibt am Ende der Kampagne im Belebungsbecken und dient als Impfmateriale für den Kampagnestart.

Die Fabrik B hat nur einen sehr schwachen Vorfluter. Um eine akute Beeinträchtigung der Gewässergüte zu vermeiden muss die Abwasserreinigungsanlage mit der ersten Abwasserableitung zu Kampagnebeginn die volle Reinigungsleistung erbringen. Zum Aufbau eines leistungsfähigen Belebtschlammes wird das Belebungsbecken mit zwischengespeichertem Abwasser aufgefüllt. 5 bis 7 Tage vor Beginn der Rübenverarbeitung und des Abwasseranfalles wird die Belüftung in Betrieb gesetzt. Da das zwischengespeicherte Abwasser kaum abbaubaren Kohlenstoff und meist 50 bis 100 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  enthält werden als Kohlenstoffquelle 20 bis 60 t CSB in Form von minderwertigem Zuckersirup und Melasse zugegeben. Bis zu Beginn des Abwasseranfalles entwickelt sich gut flockender Belebtschlamm. In den ersten zwei bis drei Tagen treten noch leicht erhöhte Ablaufkonzentrationen auf. Ab dem vierten oder fünften Kampagnetag wird die volle Reinigungsleistung erreicht. Für die ersten 7 Kampagnetage sind höhere Ablaufgrenzwerte (CSB max. 5,0 t/d,  $\text{BSB}_5$  max. 1,2 t/d,  $\text{NH}_4\text{-N}$  max. 7 mg/l) wasserrechtlich bewilligt. In der Regel können diese Grenzwerte mit der oben erwähnten Vorgangsweise deutlich unterschritten werden. Insgesamt kommt es damit in der Einfahrphase zu keiner erhöhten Gewässerbelastung.

In der Einfahrphase entwickelt sich stets ein sehr gut flockender Belebtschlamm mit einem Schlamminde von 30 bis 50 ml/g. Über den Ablauf der Vorklä rung gelangen stets mineralische Teilchen in die Beleb ung und es stellt sich im Belebtschlamm eine oTS von 40 bis 70 % ein.

Das Zuckerfabriksabwasser begünstigt die Blähschlammentwicklung sehr stark. Mit einem günstig gestalteten und mit ausreichender Sauerstoffzufuhr ausgerüsteten Selektor (PRENDL, 1997, PRENDL UND KROISS 1998) wird die Blähschlammentwicklung gesichert vermieden und ein sehr stabiler Reinigungsbetrieb erreicht.

Zur Vermeidung von Blähschlamm muss das leicht abbaubare Substrat im Selektor möglichst rasch und vollständig entfernt werden. Die rasche Speicherung des leicht abbaubaren Substrates erfolgt nur bei ausreichender Sauerstoffversorgung im Selektor. Der Sauerstoffbedarf im Selektor ist von der Abwasserbeschaffenheit abhängig. Für die Speicherung von Zucker beträgt der Sauerstoffbedarf im Selektor 0,1 g/g gespeichertem CSB, bei stark versäuertem Abwasser steigt der Sauerstoffbedarf im Selektor auf 0,25 g/g gespeicherten CSB an. In den beiden Abwasserreinigungsanlagen werden im Selektor innerhalb von 5 bis 10 Minuten 70 bis 85 % der CSB-Zulauf fracht aus der flüssigen Phase entfernt. Die rasche Substratspeicherung im Selektor findet nur statt, wenn der Belebtschlamm die Möglichkeit hat, bei ausreichend hohem Schlammalter, ausreichender Stickstoff- und Phosphorversorgung und ausreichender Sauerstoffzufuhr das im Selektor gespeicherte Substrat abzubauen um damit den Speicher zu regenerieren.

Bei unzureichender Sauerstoffversorgung im Selektor oder im Belebungsbecken oder bei Nährstoffmangel versagt der Speichermechanismus im Selektor und es kommt innerhalb weniger Tage zu einem starken Anstieg des Schlamminde in Folge einer massenhaften Entwicklung von Fadenbakterien im Belebtschlamm, wobei stets der Fadenbilder 021N dominiert. Nach Behebung des Nährstoff- oder Sauerstoffmangels kommt es innerhalb von 1 bis 2 Tagen zu einer Stabilisierung des Schlamminde. Innerhalb von 1 bis 2 Schlammalter verschwinden die Fäden fast vollständig aus dem Belebtschlamm und es stellt sich wieder ein Schlamminde von 30 bis 50 ml/g ein (siehe Abbildung 7).

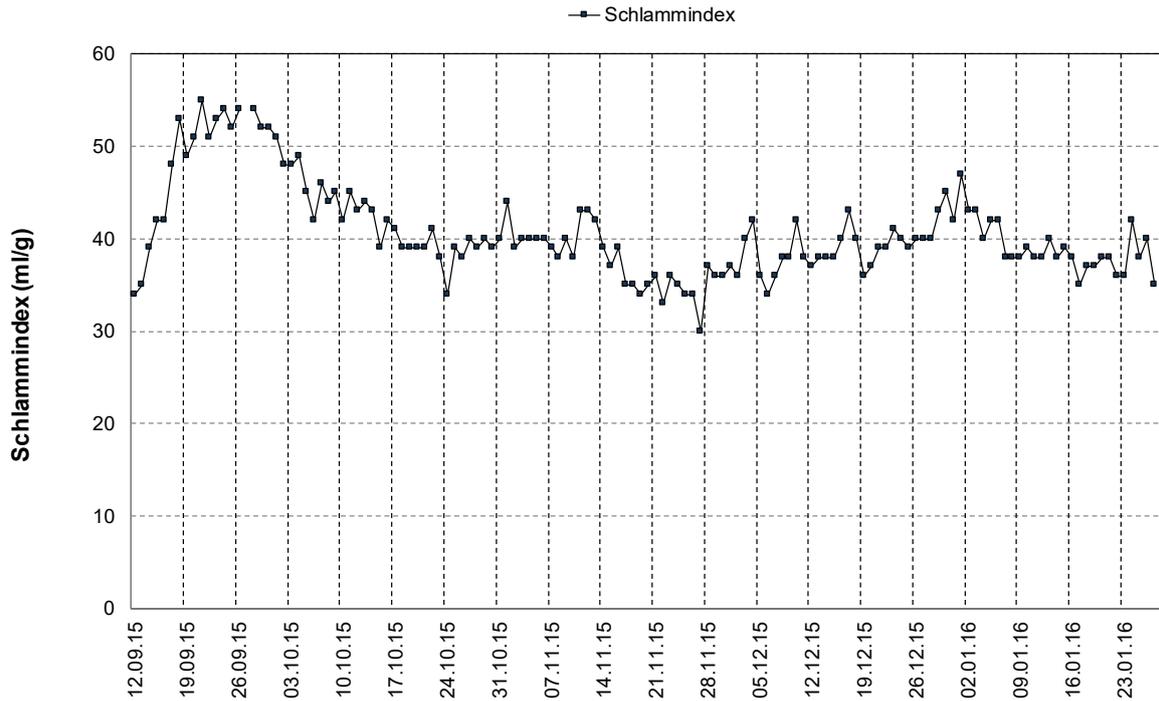


Abbildung 7: Schlammindex Anlage B

Eine ausreichende Sauerstoffversorgung für die Substratspeicherung im Selektor ist gegeben, wenn in der letzten Selektorkaskade gesichert und dauernd ein Sauerstoffgehalt von mindestens 1 mg/l auftritt. In der ersten Selektorkaskade ist wegen der hohen Atmung des Belebtschlammes auch bei maximal technisch möglicher Sauerstoffzufuhr keine messbare Sauerstoffkonzentration zu erreichen. In den Belebungsbecken wird der Sauerstoffgehalt im Bereich von 1,0 bis 1,5 mg/l geregelt. Ein kurzfristiger Sauerstoffmangel im Belebungsbecken (max. 4 bis 5 Stunden) in Folge eines Belastungsstoßes hat weder auf die Ablaufqualität noch auf die Wirksamkeit des Selektors einen negativen Einfluss.

Einen entscheidenden Einfluss auf den Reinigungserfolg der beiden Anlagen hat die Stickstoff und Phosphordosierung. Bei einem mehrtägigen akuten Stickstoff- oder Phosphormangel kommt es sehr rasch zu einer Blähschlammentwicklung, die zu einem Schlammabtrieb führen kann. Eine Überdosierung führt zu einer Überschreitung der Ablaufgrenzwerte bei den Nährstoffparametern.

Die Stickstoff- und Phosphordosierung wurde in der Vergangenheit in der folgenden Form durchgeführt (PRENDL UND NIKOLAVCIC 2000): Täglich wird vor Einstellung der Harnstoff- und Phosphordosierung die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Belebungsbecken mittels Küvettentest gemessen. Die Harnstoffdosierung wurde anhand von Erfahrungswerten so bemessen, dass über einen Zeitraum von ca. 5 Tagen die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration möglichst  $< 0,2$  mg/l ist. Damit wurde meist ein leichter Stickstoffmangel erreicht, und die

Entwicklung einer Nitrifikantenpopulation verhindert. Danach wurde die Dosierung für ein bis zwei Tagen erhöht, um eine  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration von 0,2 bis 0,5 mg/l in der Belebung zu erreichen, um den gegebenenfalls aufgetretenen Stickstoffmangel der vergangenen Tage auszugleichen. Die Phosphordosierung wurde in ähnlicher Weise durchgeführt wobei jedoch die angestrebten  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Sollwerte niedriger gewählt wurden. Mit dieser Vorgangsweise kann die Nährstoffversorgung sichergestellt werden und meist sind damit auch niedrige  $\text{PO}_4\text{-P}$ - und  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen zu erreichen. Diese Vorgangsweise wurde im Laufe der Zeit dahingehend verfeinert, dass das N/CSB-Verhältnis für die tägliche Bemessung der Harnstoffdosierung mitberücksichtigt wird. Seither ist die Einhaltung des  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufgrenzwertes lückenlos möglich.

Da bei der Kläranlage der Fabrik B stets Stickstoffmangel herrscht wird die Anlage ohne Nitrifikation betrieben. Bei der Kläranlage der Fabrik A treten sowohl Phasen mit Stickstoffüberschuss als auch mit Stickstoffmangel auf. Zur Einhaltung des  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufgrenzwertes muss daher stets eine Nitrifikation aufrechterhalten werden. Die Vorgangsweise für die Harnstoffdosierung erfolgt wie bei Kläranlage A wobei jedoch ein Zuschlag für die Nitrifikation berücksichtigt wird.

### **5.3 Betriebserfahrungen Kläranlage Fabrik C**

Verfahrenstechnisch ist die Kläranlage der Fabrik C in der Kampagne identisch zu jener der Fabrik B. Da in der Kampagne jedoch ein Teil des anfallenden Abwassers in der Teichanlage zwischengespeichert wird kann die Zulauffracht geregelt werden. Die Nährstoffdosierung wird in gleicher Weise durchgeführt, gestaltet sich jedoch wegen der nahezu konstanten Belastung wesentlich einfacher.

### **5.4 Reinigungsleistung**

Die Reinigungsleistungen der beschriebenen Anlagen sind als gleichwertig zu bezeichnen. Alle erfüllen die gesetzlichen Anforderungen und unterschreiten die Ablaufgrenzwerte meist deutlich.

In der Anaerobstufe der Kläranlage A wird ein CSB-Abbaugrad von 90 bis 98 % erreicht. Der Kampagnedurchschnitt liegt bei ca. 95 %.

Der Wirkungsgrad für den CSB der Kläranlage A, liegt bei 97 - 98 %. Der CSB-Wirkungsgrad der Kläranlage B ist im langjährigen Durchschnitt mit 98-99% etwas besser. Der CSB-Wirkungsgrad der Kläranlage C liegt bei 97 - 98 %. Die spezifische CSB-Fracht im Ablauf zum Vorfluter liegt bei 0,05 bis 0,10 kg/Tonne

verarbeiteter Rübe. Die CSB-Ablaufmengen liegen damit im Durchschnitt bei 10 bis 20 % der in Österreich zulässigen Ablaufmengen. Die typischen CSB-Ablaufkonzentrationen liegen bei Anlage B bei 30 bis 50 mg/l. Bei den Anlagen A und C bei 50 bis 80 mg/l.

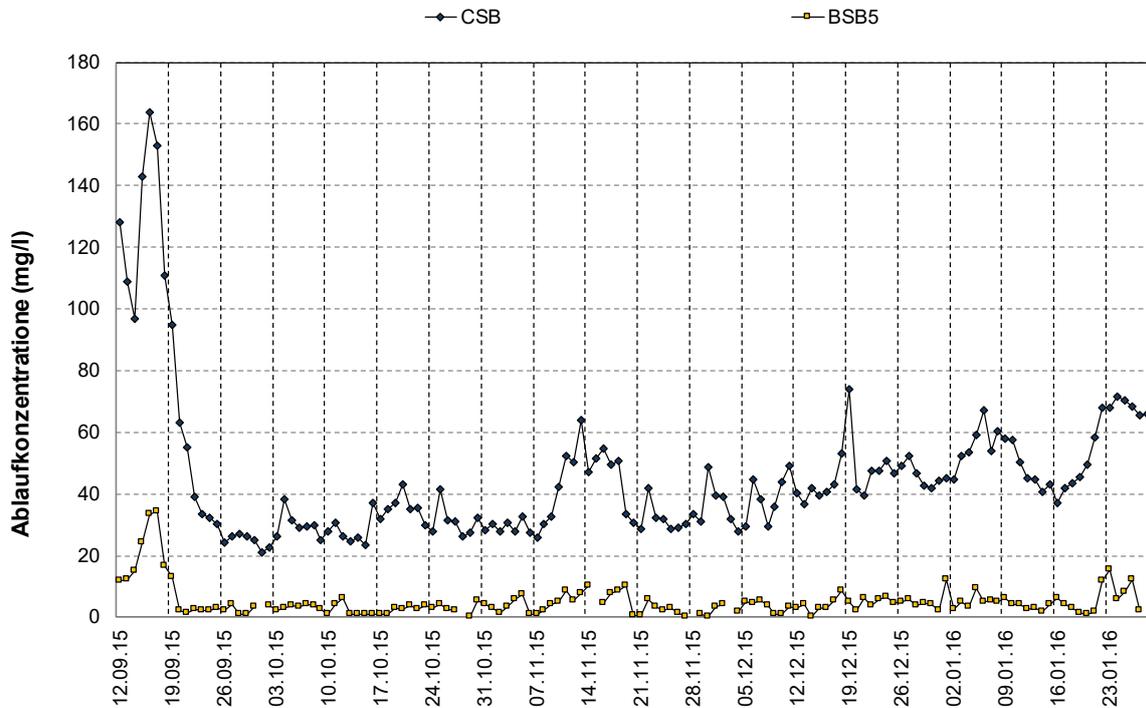


Abbildung 8: Typische BSB<sub>5</sub>- und CSB-Ablaufkonzentrationen, Anlage B

Die BSB<sub>5</sub>-Ablaufkonzentrationen liegen bei allen in der Regel unter 5,0 mg/l. Die BSB<sub>5</sub>-Ablaufmengen liegen damit im Durchschnitt ebenfalls bei 10 bis 20 % der in Österreich zulässigen Ablaufmengen.

Der Stickstoff- und Phosphorgehalt des Abwassers ist in allen drei Anlagen für den Kohlenstoffabbau nicht ausreichend. Die Einhaltung der Ablaufgrenzwerte für die Stickstoff- und Phosphorparameter ist im Wesentlichen eine Funktion der sorgfältigen Nährstoffdosierung.

Beim NH<sub>4</sub>-N wird eine mittlere Ablaufkonzentration von 0,2 bis 0,5 mg/l erreicht. Grenzwert von 5,0 mg/l kann lückenlos eingehalten werden. Beim Gesamtphosphor liegt die Ablaufkonzentration bei 0,2 bis 0,4 mg/l. Der Grenzwert von 1,0 mg/l ist problemlos zu erreichen.

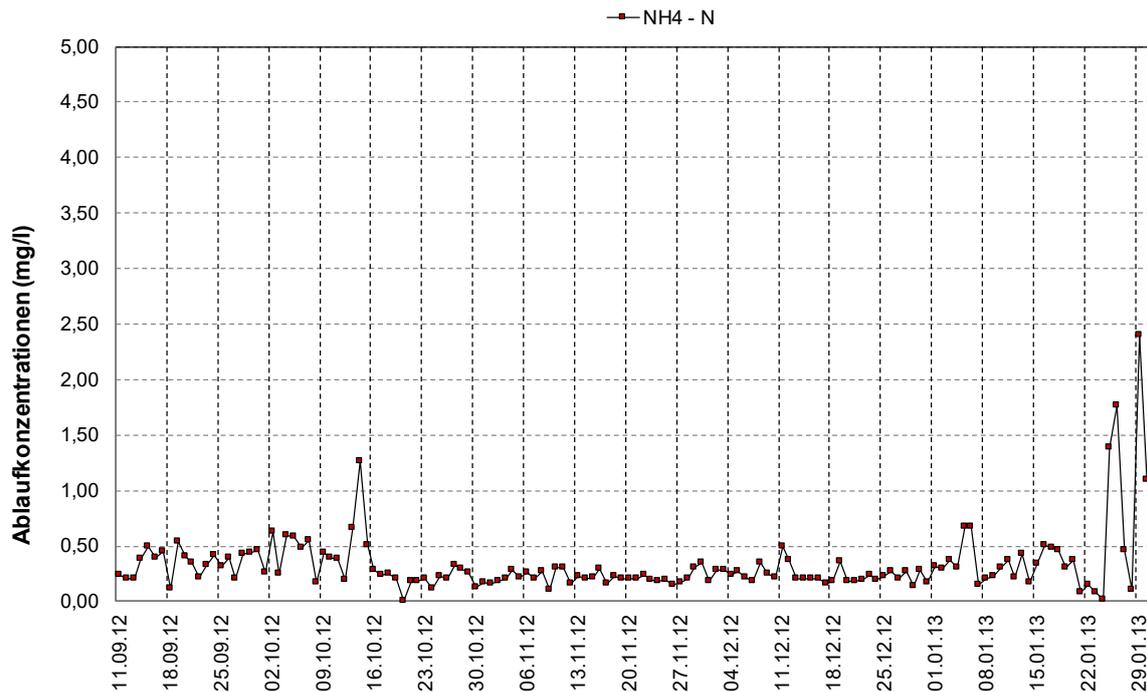


Abbildung 9: Typische  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen, Anlage B

## 6 Vergleich der drei Abwasserreinigungsanlagen

### 6.1 Laufender Betrieb

Das zweistufige anaerob – aerobe Verfahren (Kläranlage A) ist mit seiner komplexeren und feingliedrigen maschinellen Ausrüstung wesentlich störungsanfälliger. Ein wesentlicher Teil der Wartungs- und Instandhaltungsarbeiten muss während der Kampagne durchgeführt werden, wo das Personal ohnehin ausgelastet ist. Von der Prozessführung her müssen zwei Anlagen betrieben werden. Ein nicht zu unterschätzender Aufwand ist die Vorwärmung des Abwassers. Die Kalkausfällungen erfordern eine regelmäßige Reinigung. Obwohl die chemische Reinigung für die Wärmetauscher weit entwickelt ist, ist zwischendurch eine mechanische Reinigung unerlässlich. Mit der energetischen Optimierung der Fabriken sinkt das Temperaturniveau der Wasserströme die zum Aufwärmen des Abwassers genutzt werden können und die Wärmetauscher werden wesentlich größer. Mit der gewählten Bauform des 2013 errichteten Anaerobreaktors mit PE-Betonschutzplattenauskleidung, Rümer und laufendem Kalkschlammaustrag sind die Kalkausfällungen im Reaktor kein Thema mehr. Die Nacheindicker müssen jedes Jahr manuell von Kalkablagerungen befreit werden. Dazu kommt noch, dass Kalkausfällungen und

Kalkablagerungen immer wieder zu Betriebsstörungen führen, und erheblichen zusätzlichen Wartungsaufwand verursachen.

Neben der eigentlichen Abwassereinigungsanlage muss auch das Umfeld betrachtet werden. Durch den wirtschaftlichen Druck werden die Kampagnen länger. Insbesondere führt der Kampagnestart Anfang September zu erhebliche Geruchsentwicklungen im Schwemmwasserkreislauf und in den Erdkassetten.

Das einstufige Belebungsverfahren (Analgen B) besticht durch seine Einfachheit und Robustheit. Das Belüftungssystem ist so ausgelegt, dass bei Ausfall einzelner Aggregate keine Beeinträchtigung der Reinigungsleistung auftritt. Die erforderlichen Wartungs- und Instandhaltungsarbeiten für die maschinelle Ausrüstung können fast zur Gänze außerhalb der Kampagne durchgeführt werden, wo dafür ausreichend Personal zur Verfügung steht. Durch die Schließung des Wasserkreislaufes über die biologische Reinigung in der Fabrik A ist für den Schwemmwasserkreislauf keine Kalkzugabe zur Vermeidung von Geruchs- und Korrosionsproblemen erforderlich. Durch die kurze Verweilzeit des Abwassers in den Erdkassetten und deutlich niedriger organische Belastung ist die Geruchentwicklung in den Erdkassetten bei frühem Kampagnestart unproblematisch.

Die aerobe Abwassereinigung im Kombination mit dem Abwasserteichsystem besticht durch den einfachen Betrieb und die völlige Unabhängigkeit von Belastungsstößen. Der natürliche Vorabbau in den Teichen vermindert den Energieaufwand für die Belüftung erheblich. Die Geruchsentwicklung im Abwasserteichsystem wird in Zukunft das Kriterium für den Weiterbetrieb des Abwasserteichsystems.

## **6.2 Verfahrensauswahl und Wirtschaftlichkeit**

Ausschlaggebend für die Verfahrenswahl war bei allen drei Fabriken das vorliegende Wasserschema, also auch die Kosten, die für die Einbindung der Abwasserreinigung in das Wasserschema auftreten. Dabei wirken sich neben dem vorhandenen Wasserschema auch die lokale Situation und der Platzbedarf für die Kläranlage sowie die momentane wirtschaftliche Situation erheblich auf die Verfahrensauswahl aus.

## **7 Anwendbarkeit der Erfahrungen auf andere Abwässer**

Die langjährigen Erfahrungen aus der Reinigung von Zuckerfabriksabwasser mit dem aeroben Selektor zur dauerhaften gesicherten Blähschlammvermeidung lassen sich mit gleicher Sicherheit auf die Reinigung von Abwässern aus der

Papierindustrie, der Stärkeindustrie, Molkereiabwässer und ähnliche Abwässer übertragen. Entscheidend für den Erfolg ist dabei, dass hier keine Bauteile kopiert werden, sondern das Prinzip des aeroben Selektors übertragen wird und das lautet:

*Leicht abbaubare Abwasserinhaltsstoffe müssen sobald das Abwasser mit dem Belebtschlamm in Kontakt kommt möglichst rasch und möglichst vollständig bei allen Betriebszuständen aus der gelösten Phase entfernt werden.*

Die dauernde ausreichende Sauerstoffversorgung und Nährstoffversorgung ist eine Voraussetzung für die erfolgreiche Blähschlammvermeidung.

Die Erfahrungen aus der anaeroben Reinigung der Zuckerfabriksabwässer sind ebenso auf andere organisch hochbelastete Abwässer anwendbar. Insbesondere hat sich der Bodenräumer auch bei der Reinigung anderer anaerober Abwasserreinigungsanlagen und bei großen Biogasanlagen bestens bewährt.

## **8 Zusammenfassung**

Die Zuckerindustrie ist eine wasser- und abwasserintensive Industriesparte. Die Produktionsprozesse laufen in allen Fabriken sehr ähnlich ab. Aus der Historischen Entwicklung von Werksstandorten mit dem verfügbaren Frischwasserangebot und der Möglichkeit der Abwasserableitung haben sich unterschiedlich ausgeprägte Wasserschemata entwickelt. Mit den steigenden Anforderungen an den Gewässerschutz sind zweistufige anaerob-aerobe Reinigungskonzepte aber auch einstufige aerobe Reinigungskonzepte entwickelt worden. Mit beiden Konzepten können die heutigen Anforderungen an den Gewässerschutz gesichert erreicht werden und sind dahingehend als gleichwertig zu betrachten. Die ursprüngliche Skepsis gegenüber dem aeroben einstufigen Verfahren wegen der Blähschlammgefahr hat sich wie nun 2 Jahrzehnte Erfahrung zeigen als unbegründet erwiesen. Ebenso muss festgehalten werden, dass der Anaerobprozess dauerhaft und gesichert läuft. Der einstufige aerobe Prozess besticht durch niedrige Investitionskosten und einfachen Betrieb. Für den zweistufigen anaerob-aerobe Prozess sprechen der geringere Energieverbrauch und die Gasproduktion. Ein klarer wirtschaftlicher Vorteil für eines der beiden Verfahren ist nicht gegen. Standortspezifische Randbedingungen oder politische Entscheidungen (bestehendes Wasserschema, vorhandene Anlagen, Erzeugung erneuerbarer Energie, Planungshorizont des Unternehmens, optimaler Kläranlagenstandort nicht durchsetzbar Geruchsprobleme etc.) entscheiden letztendlich über die Verfahrenswahl.

## 9 Literatur

- EMDE W. v.d., KROISS H., Austr. patent Nr. 378168, 1984
- KROISS, H., SVARDAL, K. Aufwärtsdurchströmter Schlammbedreaktor mit Drehverteiler (EKJ-Reaktor). Wiener Mitteilung. Band 73. (1988).
- KROISS H., Lösungswege zur Reinigung von Zuckerfabriksabwasser – Aerob oder anaerob-aerob, ein Vergleich von Großanlagen, Acta hydrochem. hydrobiol. **18/2**, 221-236, 1990
- PRENDL L., Ein Beitrag zu Verständnis und Anwendung aerober Selektoren für die Blähschlammvermeidung, Wiener Mitteilungen, Band 139 (1997)
- PRENDL L., KROISS H., Bulking Sludge prevention by an aerobic selector, *Wat. Sci. Tech.*, **38**, No. 8-9, 19-27, (1998)
- PRENDL L., NIKOLAVCIC B., Aerobic treatment of industrial wastewater – experiences with the dosage of nitrogen and phosphorous, *Wat. Sci. Tech.*, **41**, No. 09, 241-249, (2000)
- SVARDAL, K., GÖTZENDORFER, K., NOWAK, O., KROISS, H. Treatment of citric acid wastewater for high quality effluent on the anaerobic-aerobic route. *Wat.Sci.Tech.* **28**,2,177-186, 1993

### Korrespondenz an:

Dr. Leopold Prendl

BPE Dr. Prendl, Technisches Büro für Kulturtechnik und Wasserwirtschaft  
Am Kellerberg 31  
2325 Himberg Pellendorf  
Tel.: +43 664 3245122  
Mail: [bpe@prendl.at](mailto:bpe@prendl.at)

# Konzepte und Technologien zur Vorbehandlung und zum Recycling von Abwässern der Textilveredlungsindustrie

Ralf Minke, Harald Schönberger

Universität Stuttgart; Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft

**Abstract:** Die Textilveredlungsindustrie (TVI) produziert eine Vielzahl von Teilschritt abwässern unterschiedlicher Menge und Zusammensetzung. Das daraus entstehende Mischabwasser ist bezüglich der CSB-Konzentration ähnlich häuslichem Abwasser, weist aber ein ungünstigeres BSB/CSB-Verhältnis, hohe Farbigkeiten und Salzkonzentrationen auf. Bei Indirekteinleitung hat sich die innerbetriebliche Vorbehandlung als notwendig erwiesen, da bei Mitbehandlung in kommunalen Kläranlagen erhöhte Rest-CSBs und Rest-Farbigkeiten auftreten.

Viele aktuelle TVI-Standorte wie z.B. Pakistan und Indien sind Wassermangelgebiete. Dort ist der Einsatz von Wasserspartetechnologien und Wasserrecyclingkonzepten erforderlich. Erstere führen zu hohen Schadstoffkonzentrationen im Abwasser, letztere sind sehr aufwändig, da hohe Prozesswasserqualitäten erreicht werden müssen.

Die Abwasservorbehandlung unter Nutzung der anaeroben Vorbehandlung der Teilschritt abwässer „Entschlichtung“ und „stark farbige Abwässer mit Reaktivfarbstoffen“ in einem anaeroben Festbettreaktor (AFBR) hat ihre Betriebsstabilität großtechnisch bewiesen und kann sowohl bei innerbetrieblicher Vorbehandlung als auch beim Wasserrecycling erhebliche Vorteile erbringen. Der AFBR bewirkt stabil seit gut 11 Jahren einen gut 60 %-igen CSB-Abbau sowie im Zusammenwirken mit den als Versäuerungsreaktoren wirkenden Speichertanks eine über 90 %-ige Entfärbung. Im Fall der innerbetrieblichen Vorbehandlung bei Behandlung der genannten Teilschritt abwässer sind dies also eine energetisch vorteilhafte Verminderung des CSB, der „Aufschluss“ inerten CSB's und eine hohe Entfärbungswirkung, was zu einer Entlastung und Unterstützung der folgenden aeroben Stufe führt.

Die Ergebnisse und Betriebserfahrungen legen nahe, dass die Integration einer Anaerobstufe als Vorbehandlung für organisch hoch belastete Teilschritt abwässer im Fall von Wasserrecyclingkonzepten, deren zentrale Stufe eine aerobe Stufe darstellt, ebenfalls möglich und sinnvoll ist. Besonders relevant sind hierbei die sich hieraus ergebenden Vorteile bzw. Verbesserungen hinsichtlich Abbauleistung, Betriebsstabilität und Betriebskosten.

**Key Words:** Textilveredlungsabwasser, Teilschritt abwasser, Anaerobe Behandlung, Entfärbung, Wasserrecycling

## 1 Einleitung

Der Beitrag fokussiert auf die Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes von anaeroben Verfahren bei der Teilschritt-abwasserbezogenen Behandlung im Rahmen von Abwasservorbehandlungs- oder –recyclingkonzepten in der TVI.

Mit der Umsetzung des Anhang 38 zur Abwasserverordnung [1] wurde in der deutschen Textilveredelungsindustrie (TVI) eine Teilstrom- bzw. Teilschritt-abwasserbezogene Minimierung der eingeleiteten Schadstofffracht gefordert. Neben diesem Aspekt gewinnen innerbetriebliche Abwasservorbehandlungs- und Prozesswasserrückgewinnungskonzepte auch unter betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten zunehmend an Bedeutung, da die TVI zu den wasser- und abwasserintensivsten Branchen gehört. Dies gilt auch und ganz besonders für Standorte in Ländern mit Problemen bei der Prozesswasserbereitstellung sowie Abwasserentsorgung wie z.B. Pakistan und Indien.

Typisch für die europäische Situation ist die Mitbehandlung von Abwässern der TVI in kommunalen Kläranlagen. Die Mischabwässer oder –in seltenen Fällen– die nach Recyclingmaßnahmen zur Einleitung verbleibenden Restabwässer können in konventionellen mechanisch-biologischen Kläranlagen oft nur unzureichend behandelt werden, weshalb ein produktionsintegriertes Wasserver- und Entsorgungskonzept hier –neben prozessintegrierten Maßnahmen wie z.B. Verfahrensumstellungen und Stoffsubstitution– i.d.R. eine innerbetriebliche Vorbehandlung für diese Restabwässer beinhalten muss.

Typisch für die Situation in Entwicklungsländern ist eher das Fehlen zentraler Abwasserbehandlungsinfrastrukturen, in einigen Fällen auch verbunden mit dem Fehlen ausreichend sicherer Wasserversorgungsinfrastrukturen. In diesen Fällen ist die TVI gezwungen, zur Sicherung der Produktion prozessintegrierte Wasserspartetechnologien und Wasserrecyclingkonzepte umzusetzen. Erstere führen zu deutlich höheren Konzentrationen der Abwasserinhaltsstoffe, letztere sind wegen der zu erreichenden hohen Prozesswasserqualitäten komplex und aufwändig. Den zentralen Baustein in solchen Konzepten bildet wiederum eine aerob-biologische Stufe zur Mineralisierung der organischen Abwasserinhaltsstoffe. Zwangsläufig treten hier die von der Mitbehandlung in kommunalen Kläranlagen bekannten Probleme in verschärfter Form auf.

Im Folgenden wird zunächst die Wasser- und Abwassersituation der TVI dargestellt. Aufbauend auf den Erfahrungen mit Konzepten zur Behandlung und Aufbereitung von Mischabwässern wird das Konzept der Teilstrom- bzw. Teilschritt-abwasserbehandlung erläutert.

Wird –wie in Europa üblich- vornehmlich eine Vorbehandlung zur Indirekteinleitung bzw. Entlastung/Unterstützung vorhandener aerober Stufen angestrebt, müssen die Teilschritt abwässer mit hoher organischer Belastung und hoher Farbigkeit innerbetrieblich soweit vorbehandelt werden, um im Zusammenwirken mit nachfolgenden mechanisch-biologischen Kläranlagen eine schadlose Einleitung in Gewässer zu ermöglichen. Konkret großtechnisch umgesetzt wurde hierfür das Konzept der anaeroben Vorbehandlung organisch hoch belasteter und stark farbiger Teilschritt abwässer bei einem TV-Betrieb in Zittau im Dreiländereck Deutschland, Polen und Tschechische Republik, welches in Kap. 3.3 ausführlich erläutert wird.

Wird –wie in Wassermangelgebieten erforderlich- im Rahmen eines Wasserrecyclingkonzepts eine möglichst effiziente und energetisch günstige Vorbehandlung zur Entlastung/Unterstützung der nachfolgenden aeroben Stufe angestrebt, kann die anaerobe Vorbehandlung in analoger Weise und wegen der höheren Konzentrationsniveaus noch vorteilhafter eingesetzt werden. Dargestellt werden in Kap. 3.4 erste Überlegungen hierzu anhand eines bereits konkret großtechnisch umgesetzten Wasserrecyclingkonzepts bei einem TV-Betrieb in Karachi, Pakistan.

## **2 Die Wasser- und Abwassersituation der TVI**

Die Wasser- und Abwassersituation in der TVI ist vielfach eingehend beschrieben worden [2-4] und soll daher hier nur soweit skizziert werden, wie es für das Verständnis notwendig ist.

Die TVI ist eine der wasser- bzw. abwasserintensivsten Branchen überhaupt, da praktisch alle der in diesem Industriezweig praktizierten Veredelungsprozesse in der Regel mit wässrigen Lösungen oder Suspensionen durchgeführt werden, die nach dem Prozess als Abwasser anfallen.

Die Anforderungen an die Prozesswasserqualität sind produktionsspezifisch. In den meisten Betrieben gelten sehr hohe Anforderungen, was den Einsatz von enthärtetem und entsalztem Weichwasser erfordert. In Tabelle 1 sind auszugsweise Literaturwerte für die Anforderungen an Prozesswasser in der TVI angegeben. Mittlerweile liegen auch mehrjährige Erfahrungen zum Einsatz von Prozesswasser geringerer Qualität für bestimmte Veredelungsschritte oder universellen Einsatz vor [5, 6]. Diese Erfahrungen besagen, dass das wesentliche Kriterium die Konstanz der Qualität darstellt, wodurch die Berücksichtigung möglicherweise störender Wasserinhaltsstoffe bei den Rezepturen möglich wird.

Tabelle 1: Anforderungen an Prozesswasser in der TVI (Auszug)

Parameter	Quelle	[7]	[8]	[9]	[10]	[11]
pH-Wert	[-]	6,5 - 7,5	neutral	6,5 – 8,0	-	-
CSB	[mg/l]	20	<20	<50	<30	-
BSB <sub>5</sub>	[mg/l]	-	-	-	2 - 3	<1
visueller Eindruck	[-]	-	klar, farblos	klar, farblos	-	farblos
SAK bei 436 nm	[1/m]	-	-	-	<0,05	-
SAK bei 525 nm	[1/m]	-	-	-	<0,05	-
SAK bei 620 nm	[1/m]	-	-	-	<0,05	-
Salzgehalt	[g/l]	-	<0,5	salzarm	<2	<3
Leitfähigkeit	[ $\mu$ S/cm]	60	-	-	-	-
Fe	[mg/l]	-	-	<0,1	-	-
Al	[mg/l]	-	-	<0,2	-	-
Mn	[mg/l]	-	-	<0,05	-	-

Die Textilveredlung erfordert eine Vielzahl unterschiedlicher Prozessschritte, die in Abhängigkeit von der zu verarbeitenden Gewebeart, der Aufmachungform und vom jeweiligen Modetrend Veränderungen unterliegen, was sich stark auf die Abwasserbeschaffenheit auswirkt. Die breite Palette der Rohstoffe für Textilien sowie der weite Anforderungskatalog an Aussehen und Gebrauchseigenschaften von Textilien hat zur Folge, dass bei der Textilveredlung eine Vielzahl von Textilhilfsmitteln (THM) und Farbstoffen zum Einsatz kommt, die in relevanten Anteilen im Abwasser verbleiben [2].

Die in Abb. 1 exemplarisch für die Baumwollgewebeerzeugung genannten Arbeitsschritte verursachen folgende Teilstromabwässer:

- Entschlichten: Durch Stärke, Stärkeabbauprodukte, Polyvinylalkohole, Polyacrylate, Carboxymethylcellulose u. a. Schlichtemittel sowie Enzyme und Tenside organisch hoch belastet.
- Beuchen: Durch Faserbegleitstoffe und Verunreinigungen wie Fette, Wachse, Lignin- und Pektinstoffe organisch hoch belastet, hoher pH-Wert.
- Bleichen: Durch mit Natriumhypochlorit, Wasserstoffperoxid oder Peressigsäure anoxidierte bzw. mit Reduktionsmitteln reduzierte Faserbegleitstoffe und Verunreinigungen organisch hoch belastet, bei Anwendung von Natriumhypochlorit auch hohe AOX-Werte.
- Mercerisieren: Durch den Einsatz von NaOH extrem alkalisch.

- **Färben:** Zu erwarten sind extreme pH-Werte, hohe Leitfähigkeiten und sehr hohen Farbigkeiten aufgrund nicht fixierter Restfarbstoffe. Bei bestimmten Farbstoffklassen sind hohe AOX-Werte (Küpen- und Reaktivfarbst.), Schwermetallgehalte (Metallkomplexfarbst., Blau- und Türkistöne aller Farbstoffklassen) oder Sulfidgehalte (Schwefelfarbstoffe) zu erwarten. Die bei den Klotzverfahren am Ende einer Charge oder bei Farbwechsel in den Färbeapparaten verbleibenden Restklotzflotten sind organisch hoch belastet und extrem farbig und daher vom Abwasser fernzuhalten, möglichst wiederzuverwenden bzw. getrennt zu entsorgen.
- **Drucken:** hohe Farbigkeiten und hohe organische Belastung durch ausgewaschene Druckverdicker. Zusätzlich fallen hier die beim Dessinwechsel in den Druckmaschinen verbleibenden, organisch hoch belasteten und stark farbigen Restdruckpasten an, die vom Abwasser fernzuhalten, möglichst wiederzuverwenden bzw. getrennt zu entsorgen sind.
- **Appretieren:** hohe organische Belastung durch Appreturrestflotten mit hochmolekularen synthetischen THM. Da auch die Appreturflotten in der Regel im Klotzverfahren aufgebracht werden, sind auch die Appreturrestklotzflotten wegen ihrer hohen organischen Belastung vom Abwasser fernzuhalten, möglichst wiederzuverwenden bzw. getrennt zu entsorgen.

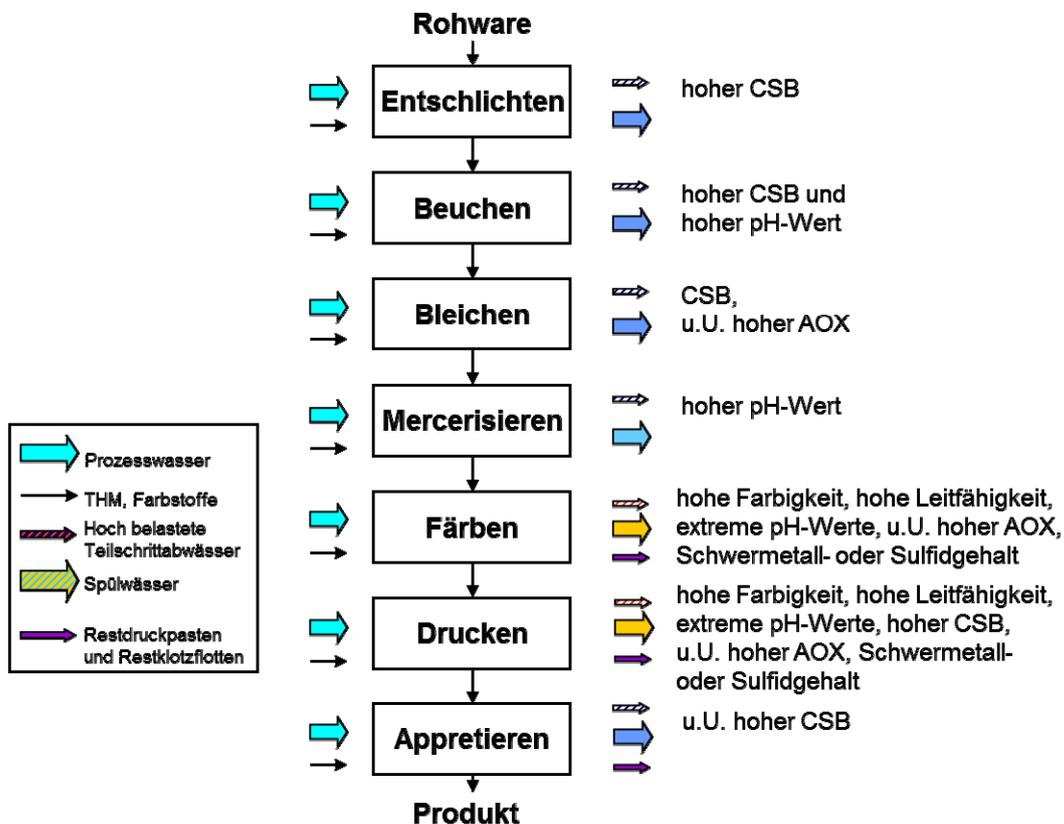


Abbildung 1: Arbeitsschritte u. Stoffströme bei der Baumwollgewebeveredlung

Jeder einzelne der dargestellten Arbeitsschritte gliedert sich wiederum in die eigentliche Behandlung mit z.T. hochkonzentrierten sogenannten Flotten und nachfolgende Wasch- u. Spülschritte zur Entfernung überschüssiger Farben und THM, so dass jeder Abwasserteilstrom wiederum in weitere Teilschritt abwässer untergliedert werden kann. Je nach Produktionsverfahren fallen bei den eigentlichen Behandlungsschritten teilweise sehr hoch konzentrierte Teilschritt abwässer bzw. Restflotten in relativ geringer Menge an. Beim anschließenden Wasch- und Spülvorgang fallen dann noch geringe Mengen mittel- bis hochkonzentrierter Waschflotten und relativ große Mengen gering belasteter Spülwässer an.

Abb. 2 zeigt am Beispiel einer schwarzen Reaktivfärbung hoher Farbtiefe die Beschaffenheit aller Teilschritt abwässer dieses Gewebefärbeprozesses. Es ist erkennbar, dass die Teilschritt abwässer hinsichtl. der Parameter CSB, TOC, SAK im Absorptionsmaximum des sichtbaren Spektralbereichs und Leitfähigkeit (LF) deutlich unterschiedliche Belastungen aufweisen. Extrem hoch belastet ist die sogenannte Restklotzflotte, die jedoch –je nach Chassisgröße- nur in sehr geringen Mengen im Bereich von 30-50 L/Charge anfällt. Die sechs nachfolgenden Schritte stellen Wasch- und Spülschritte dar, die auf einer kontinuierlich betriebenen Waschmaschine ausgeführt werden. Offensichtlich ist, dass die höchsten Farb- und CSB-Konzentrationen hier in den beiden ersten Waschkästen auftreten. Unter Berücksichtigung der eingesetzten Wassermengen gilt für diesen Prozess, dass ca. 16 % der Abwasser-Farbfracht aus den Restklotzflotten, ca. 65 % aus dem ersten Waschkasten und ca. 11 % aus dem zweiten Waschkasten in das Abwasser gelangt. Soll nun ein möglichst effizientes Vor-entfärbungsverfahren eingesetzt werden, ist offensichtlich, dass dieses sich auf die Restklotzflotten sowie die Abläufe des ersten und ggfls. noch des 2. Waschkastens beschränken kann. In der Abbildung nicht dargestellt sind die Teilschritt abwässerqualitäten der Vorbehandlungsschritte Entschlichten bis Mercerisieren. Diese weisen keine relevante Farbigkeit auf, bewirken jedoch ca. 85 % der CSB-Fracht des gesamten Veredelungsprozesses.

Sowohl der Wasserverbrauch bzw. Abwasseranfall als auch die Abwasserzusammensetzung eines TVI-Betriebes sind in hohem Maße vom eingesetzten Substrat, der Betriebsweise, der Verfahrensführung und weiteren Einflussgrößen abhängig, so dass durchschnittliche Angaben nicht gemacht werden können. So liegt z.B. der spezifische Wasserbedarf bzw. Abwasseranfall in der TVI je nach Produktionsablauf zwischen 40 und ca. 300 m<sup>3</sup> Wasser bzw. Abwasser pro t veredelter Rohware [2, 4] wobei niedere Werte für die Veredelung von Synthetikfasern und hohe Werte für die Veredelung von Naturfasern anzusetzen sind.

Nach der -oft noch üblichen- Vermischung aller Teilschritt abwässer kann durchaus ein Mischabwasser resultieren, das -oberflächlich betrachtet- eine gewisse Ähnlichkeit mit kommunalem Abwasser aufweist. Generell können für solche Mischabwässer aus der TVI folgende Aussagen getroffen werden [12]:

- Es liegt eine deutlich sichtbare Färbung vor,
- der pH-Wert liegt häufig im alkalischen Bereich,
- das Abwasser weist meist höhere Temperaturen auf,
- die Verschmutzung an organischen Stoffen entspricht in etwa der von häuslichem Abwasser, kann beim Einsatz von Wasserspartechiken jedoch um ein Vielfaches höher liegen,
- die Leitfähigkeit ist, bedingt durch den Salzcharakter vieler THM, hoch.

In Ausnahmefällen können noch folgende Parameter erhöht sein:

- AOX beim Einsatz von Chlorbleichlauge und bestimmten AOX-haltigen Farbstofftypen,
- Schwermetalle beim Einsatz von Metallkomplexfarbstoffen,
- Sulfid beim Einsatz bestimmter Schwefelfarbstoffe und Reduktionsmittel,
- Phosphor, wenn wegen des Einsatzes von hartem Prozesswasser diesem Polyphosphate oder Phosphonate zur Konditionierung zugesetzt werden.

Charakteristisch für die Abläufe kommunaler Kläranlagen mit einem CSB-Frachtanteil von über 20 % aus der TVI sind eine deutlich sichtbare Färbung [3] sowie ein deutlich erhöhter Rest-CSB [12]. Offensichtlich verhält sich also ein Großteil der in der TVI eingesetzten Farbstoffe und THM unter den Bedingungen einer konventionellen, mechanisch-biologischen Kläranlage persistent. Beispiele für solche refraktären Stoffe aus der TVI sind Reaktivfarbstoffe sowie einige synthetische Schlichtemittel auf der Basis von Polyacrylaten und Polyvinylalkoholen [13]. Für eine innerbetriebliche Vorbehandlungsstufe mit dem Ziel der Indirekteinleitung bedeutet dies bisher i.d.R. chemisch-physikalische Stufen –z.B. Fällung/Flockung- zur Entfärbung sowie Teilelimination organischer Inhaltsstoffe. Für eine innerbetriebliche Aufbereitungsstufe von Mischabwasser mit dem Ziel des Recyclings bedeutet dies, dass biologische Behandlungsstufen durch chemisch-physikalische Stufen ergänzt werden müssen, um die eingangs dargestellten Qualitätsanforderungen der TVI an das Prozesswasser erfüllen zu können. Besonders wichtig ist hierbei die drastische Verminderung der Salzkonzentrationen, weshalb hierfür i.d.R. Umkehrosmose zum Einsatz kommt.

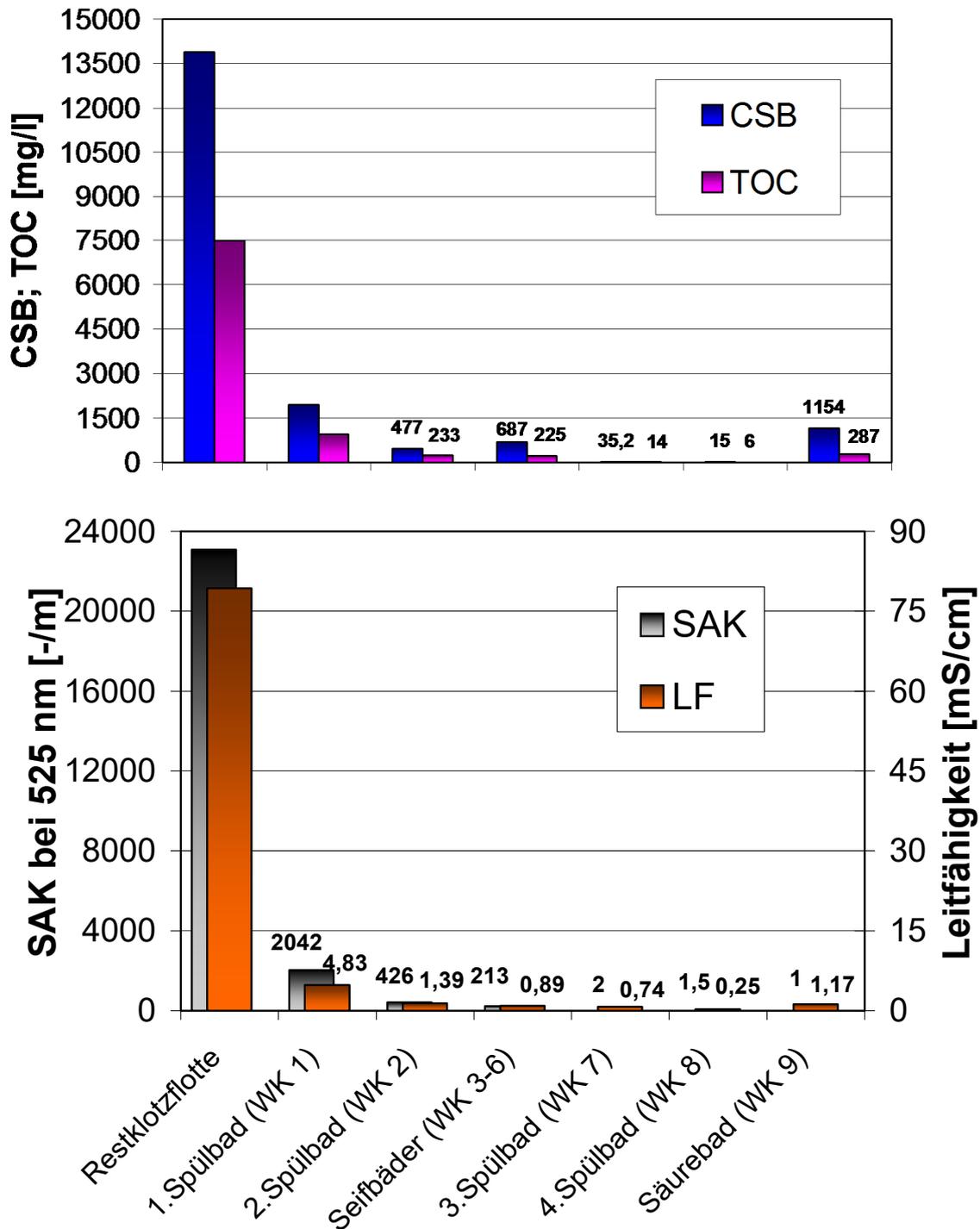


Abbildung 2: Teilschrittabwasserqualitäten einer schwarzen Baumwollgewebe-Reaktivfärbung; oben: CSB, TOC; unten: SAK, LF

### 3 Konzepte zur Rückgewinnung und Vorbehandlung

Die angewendeten Konzepte, den Frischwasserverbrauch bzw. den Anfall abzuleitender Abwässer zu vermindern, sind wie folgt zu gliedern:

- Wiederverwendung von Restflotten / Spülwässern ohne Aufbereitung,
- Aufbereitung bzw. Vorbehandlung von Mischabwässern,
- Aufbereitung bzw. Vorbehandlung von Teilstromabwässern,
- Aufbereitung bzw. Vorbehandlung von Teilschrittabwässern.

Die für die Aufbereitung von Teilstrom- und Teilschrittabwässern erforderliche getrennte Erfassung ist bei bestehenden TVI-Betriebe aus baulichen Gründen in manchen Fällen nicht konsequent zu verwirklichen oder wurde bisher als zu aufwändig angesehen. Es wurden daher auch Konzepte für die Behandlung der Mischabwässer von TVI-Betrieben entwickelt, die allerdings einen sehr hohen verfahrenstechnischen und in der Folge auch finanziellen Aufwand erfordern. Im Folgenden sollen Beispiele für die Aufbereitung von Mischabwässern sowie die Vorbehandlung von Teilschrittabwässern dargestellt werden. Eine umfangreiche Darstellung von Beispielen zur Wiederverwendung von Restflotten / Spülwässern ohne Aufbereitung und zur Aufbereitung bzw. Vorbehandlung von Teilstromabwässern findet sich in [14].

### 3.1 Beispiele für die Aufbereitung von Mischabwässern

Tabelle 2 gibt eine Übersicht über Verfahrenskombinationen, die im Rahmen dieses Konzepts realisiert wurden.

Eine Kombination auf der Basis konventioneller und weitergehender Aufbereitungsverfahren stellt die 1993 von der Firma Schiesser AG in Niederfrohna in Betrieb genommene und seit Umfirmierung des Werks bis heute durch die Firma pro4tex GmbH betriebene Anlage dar. Sie besteht, wie in Abb. 3 dargestellt, aus den Verfahrensschritten aktivkoksgestützte Wirbelbettbiologie, Wirbelbettadsorption an Aktivkoks, Sedimentation, Fällung-Flockung mit Sedimentation und Flotation, Schnellsandfiltration, Aktivkohleadsorption und Umkehrosiose. Außerdem schließt sich noch eine Betriebswasseraufbereitung an, in der das Recyclingwasser zusammen mit Brunnenwasser mittels Ozonung, Sandfiltration und Ionenaustausch weiter aufbereitet wird.

Ein Konzept auf der Basis der Nutzung von biologischen Verfahren und der Integration aktueller Membranverfahrenstechnik stellt die in Abb. 4 dargestellte Anlage eines großen Textilveredlungsbetriebs in Karachi, Pakistan, dar. Sie besteht aus einer anoxischen Stufe mit kurzer Verweilzeit, einer aerob-biologischen Stufe mit langer Verweilzeit und geringer Schlammbelastung, einer extern angeordneten Ultrafiltrationsstufe zum Rückhalt der Biomasse und langkettiger Polymere sowie einer zweistufigen Umkehrosiose. Bemerkenswert ist, dass die CSB-Zulaufkonzentration zur Biologie aufgrund vielfältiger Wasser-

spartechnologien im Mittel 3.500 mg/L beträgt und im Mittel 4.000 m<sup>3</sup>/d durch die biologische Stufe und die Ultrafiltration bis auf etwa 150 mg/L eliminiert wird.

Tabelle 2: Konzepte zur Aufbereitung von TVI-Mischabwässern

	Hauptreinigung	Nachreinigung	Feinreinigung
[15]	Wirbelbettbiologie	Fällung/Flockung mit Sedimentation	Biofilter
[16]	Fällung/Flockung mit Mikrofiltration		Umkehrosmose
[17]	Elektrochem. Verfahren mit Sedimentation und Flotation	Ionenaustausch	Ozonung
[17]		Umkehrosmose	
[18]	Ozonung	Fällung/Flockung mit Flotation	Filtration und Ionenaustausch
[19]	Wirbelbettbiologie und – adsorption mit Sedimentation	Fäll./Flock. mit Sedim./Flotat., Filtration, Aktivkohleadsorption	Umkehrosmose
	2-stufiges Belebtschlammverfahren anoxisch / aerob mit Biomasseabtrennung über Ultrafiltration		Umkehrosmose

Am Beispiel dieser beiden exemplarisch dargestellten mehrstufigen Verfahrenskombinationen werden die Möglichkeiten aber auch die Grenzen des Konzepts „Aufbereitung von TVI-Mischabwässern“ deutlich.

Dies ermöglichte es, im ersten Fall einen Anteil von etwa 50 % des Mischabwassers nach damaligem Kostenstand wirtschaftlich vertretbar zu wiederverwertbarem Prozesswasser aufzubereiten. Dies ist mit erheblichem verfahrenstechnischem Aufwand und der Produktion einer nicht unerheblichen, zu entsorgenden Schlammmenge verbunden. Die geschilderten Probleme haben dazu geführt, dass solch aufwändige Konzepte in Mitteleuropa Pilotprojekte geblieben sind, die sich unter den Bedingungen der hiesigen TVI bei der großen Mehrzahl der klein- und mittelständischen Betriebe nicht durchsetzen konnten. Auch der gegenwärtige Betreiber der Anlage in Niederfrohna nutzt die Anlage nur bis zur Schnellsandfiltration, um das gereinigte Abwasser direkt in den Vorfluter einleiten zu können. Die weiteren Stufen mit dem Ziel des Wasserrecyclings können im Vergleich zur Wassergewinnung aus eigenen Tiefbrunnen nicht betriebswirtschaftlich sinnvoll betrieben werden.

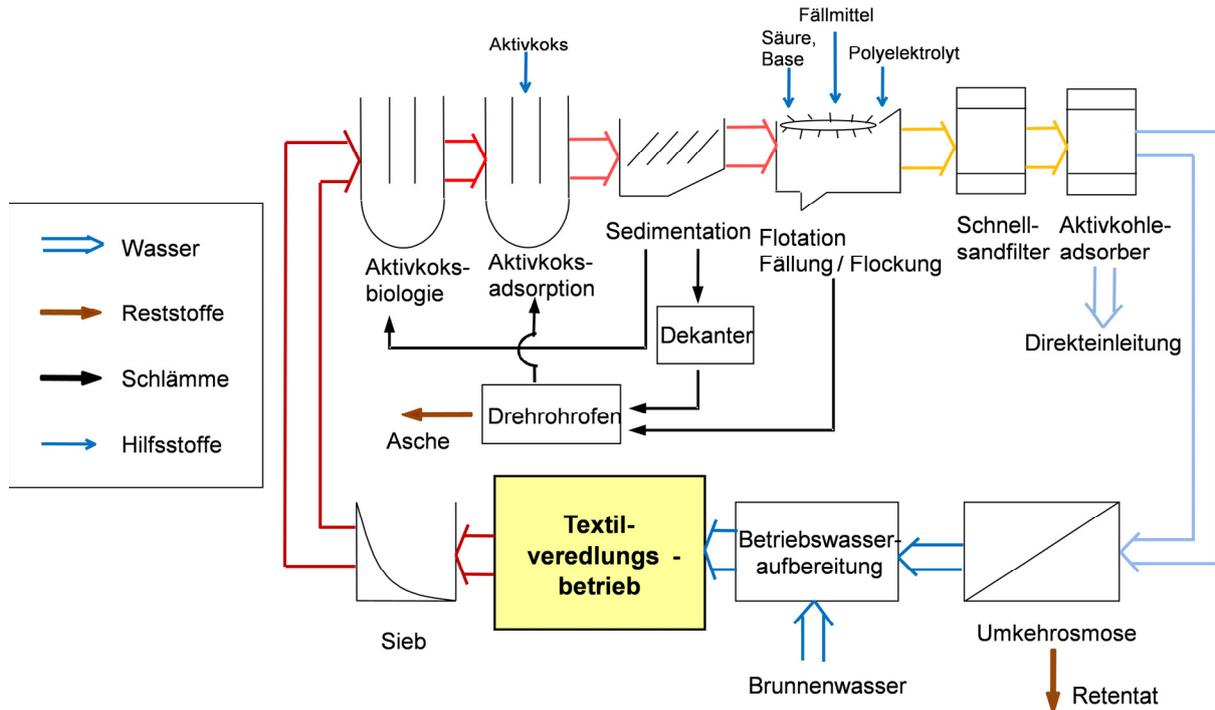


Abbildung 3: Vereinfachtes Verfahrensfliessbild des „Schuesser-Konzepts“ [19]

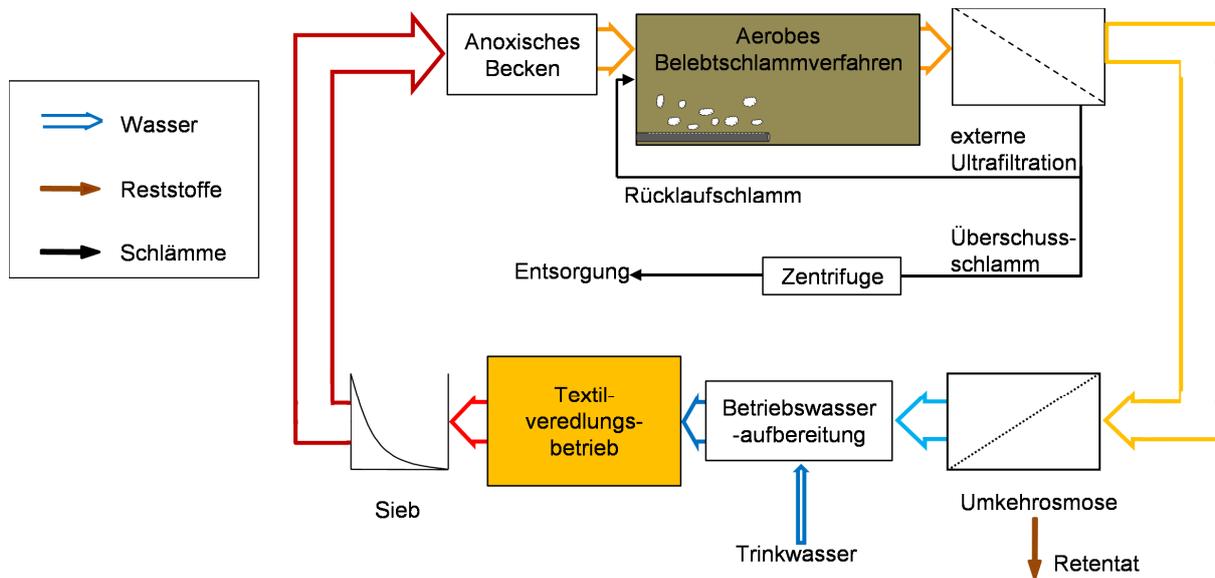


Abbildung 4: Vereinfachtes Verfahrensfliessbild des „Yunus-Konzepts“

Unter den Randbedingungen einer extremen Wasserknappheit, daher drohenden Produktionseinschränkungen und noch nicht adäquat geregelter Schlamm-entsorgung erlaubt das zweite dargestellte, aktuelle Konzept unter Einbeziehung moderner Membrantechnologie die Rückgewinnung von im Mittel 80 % und in der Spitze über 90 % des Abwassers als universell einsetzbares Prozesswasser.

### 3.2 Das Teilschritt abwasser konzept

Der Intention folgend, dass Prozesswasserrückgewinnung und Abwasservorbehandlung optimal an die betriebsspezifische Situation angepasst werden müssen, wurde am ISWA das Teilschritt abwasser konzept [20, 21] auf der Basis der Analyse bisheriger Konzepte sowie eigener Forschungsarbeiten [22, 23] entwickelt und großtechnisch bei der anaeroben Vorbehandlung von stark farbigen und organisch hoch belasteten Teilschritt abwässern umgesetzt .

Abb. 5 zeigt das Grundsche ma des Teilschritt abwasser konzepts (TSA-Konzept) am Beispiel der Baumwollgewebeveredelung. Die hoch konzentrierten Rest- und Waschflotten werden getrennt erfasst. Da sie über 90 % der Organik- und Farbfracht und insbesondere auch die refraktären Stoffe beinhalten, müssen sie vor der Indirekteinleitung i.d.R. vorbehandelt werden. Nach gegenwärtigem Kenntnisstand kann für die gemeinsame Vorbehandlung der Restflotten der Entschlichtung, des Beuchens, des Bleichens, der Färberei sowie der Drucknachwäsche ein anaerob-biologisches Verfahren mit hoher Entfärbungs- und CSB-Eliminationsleistung angewendet werden [30]. Die extrem hoch belasteten Konzentrate wie etwa Restdruckpasten und Restklotzflotten werden ebenfalls getrennt erfasst und möglichst wiederverwendet. Ist dies nicht möglich, können diese Konzentrate bei Eignung in Faulbehältern kommunaler Kläranlagen co-fermentiert werden [3, 23]. In dieser Grafik nicht dargestellt, ist die Option der innerbetrieblichen Aufbereitung verbleibender gering belasteter Teilschritt abwässer. Die gering belasteten Teilschritt abwässer, also insbesondere die Spülwässer der einzelnen Arbeitsschritte, können dann ebenfalls getrennt erfasst, gemischt und von ihrer organischen Belastung sowie Färbung z.B. durch eine verfahrenstechnisch einfache oxidative Aufbereitungsstufe befreit werden. Das so aufbereitete Recyclingwasser kann dann durch Mischung mit Frischwasser als universelles Prozesswasser oder direkt für bestimmte Arbeitsschritte wie etwa Spülschritte eingesetzt werden [21]. Basis der Konzeptumsetzung ist für jeden spezifischen Anwendungsfall eine umfassende innerbetriebliche Bestandsaufnahme sowie die Untersuchung der Anwendbarkeit der vorgesehenen Behandlungsverfahren an konkreten realen Teilschritt abwässern repräsentativer Färberezepturen.

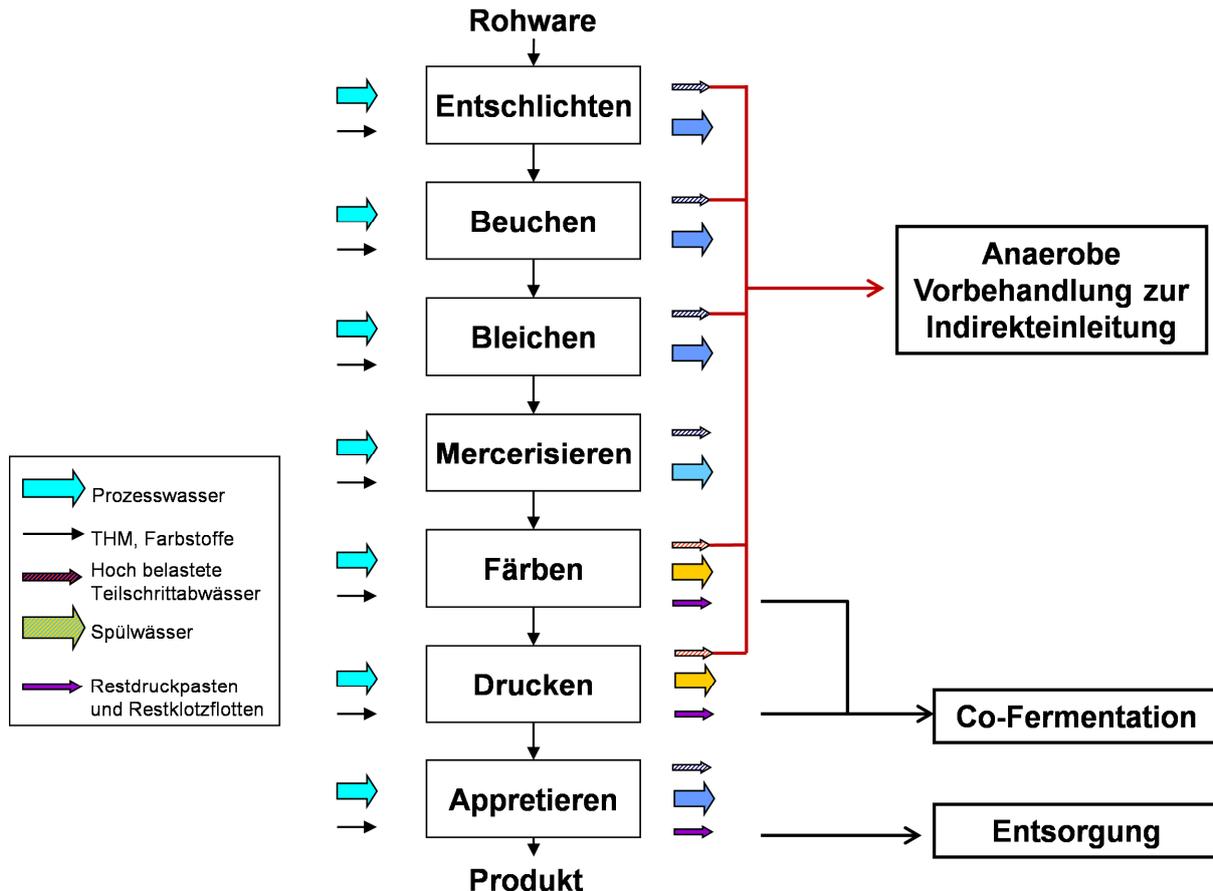


Abbildung 5: Grundschemata des TSA-Konzepts bei Vorbehandlung hoch belasteter TSA bei Indirekteinleitung in vorhandene mechanisch-biologische Kläranlagen

### 3.3 Konkrete Umsetzung des TSA-Konzepts bei der Firma PTZ

Für den Anwendungsfall der Abwasservorbehandlung wurde aufbauend auf einer Reihe früherer Arbeiten zum Teilschrittabwasserkonzept [6, 20-22] sowie die für den Stammsitz der Firma C.F. Ploucquet GmbH & Co in Heidenheim entwickelte Abwasserkonzeption mit Einleitungssteuerung für hoch belastete Teilschrittabwässer in die kommunale Kläranlage [24, 25] für den erheblich zu erweiternden Standort der Firma Ploucquet Textiles Zittau (PTZ), eines mittelständischen Lohnveredelungsunternehmens, ein für die TVI innovatives Abwasservorbehandlungskonzept entwickelt und umgesetzt.

Die indirekt einleitende Firma PTZ plante ab dem Jahr 2005 eine deutliche Produktionserweiterung, wodurch eine erhebliche Zunahme der Abwassermengen als auch der Abwasserfrachten zu erwarten war. Da die kommunale Kläranlage der Stadt Zittau (KKZ) bereits zu diesem Zeitpunkt auch aufgrund stark schwankender Einleitungen aus insgesamt 3 Betrieben der TVI am Rande

ihrer Leistungsfähigkeit angelangt war, verlangte die Genehmigungsbehörde ein Konzept, das folgende Bedingungen erfüllen sollte:

- Innerbetriebliche Vorbehandlung des Abwassers bei PTZ soweit, dass keine zusätzliche CSB- und Farb-Fracht zur Kläranlage gelangt
- Vergleichmäßigte, möglichst antizyklische Einleitung in die KKZ bezogen auf den Anfall der häuslichen und anderen industriellen Einleitungen

Die eingehende innerbetrieblichen Bestandsaufnahme sowie eine naturgemäß mit vielen Unsicherheiten behaftete Prognose der zukünftig zusätzlich anfallenden Abwässer mit der wesentlichen CSB-Quelle „Entschlichtung“ sowie den wesentlichen Farbquellen „Schwefelfärbung“ und „Reaktivkontinüefärbung“ ergab folgende erwartete Abwassersituation:

1. Mischabwasser:  $\sim 1.000 \text{ m}^3/\text{d}$ , CSB: 1.200–4.500 mg/l;  $\text{SAK}_{525\text{nm}}$ : 20–200  $\text{m}^{-1}$
2. TSA Entschlichtung, gut abbaubar:  $\sim 36 \text{ m}^3/\text{d}$ , CSB:  $\sim 12.000 \text{ mg/l}$
3. TSA Entschlichtung, schwer abbaubar:  $\sim 10 \text{ m}^3/\text{d}$ , CSB:  $\sim 12.000 \text{ mg/l}$
4. TSA Reaktivfärbung:  $\sim 10 \text{ m}^3/\text{d}$ , CSB:  $\sim 1.000 \text{ mg/l}$ ;  $\text{SAK}_{525\text{nm}}$ :  $\sim 1.000 \text{ m}^{-1}$
5. TSA Farbrestofflotten:  $\sim 0,1 \text{ m}^3/\text{d}$ , CSB:  $\sim 70.000 \text{ mg/l}$ ;  $\text{SAK}_{525\text{nm}}$ :  $\sim 100.000 \text{ m}^{-1}$
6. TSA Schwefelfärbung:  $\sim 30 \text{ m}^3/\text{d}$ , CSB:  $\sim 1.500 \text{ mg/l}$ ;  $\text{SAK}_{525\text{nm}}$ : n. bstb.

Auf der Basis der Ausgangswerte wurde ein Konzept entwickelt, das aus Sicht des Betriebs noch eine hohe Flexibilität bei sich änderndem Produktionsprogramm, eine hohe Vergleichmäßigungskapazität bei stark schwankenden Tages- und Wochenfrachten sowie möglichst geringe Investitions- und Betriebskosten aufweisen musste.

Im Resultat entstand das in Abb. 6 dargestellte Konzept. Diejenigen Teilschritt abwässer (TSA), die die kritischen Parameter verursachen -schwer abbaubarer CSB und gelöste „wahre“ Farbigkeit-, werden in einem  $250 \text{ m}^3$  -Speichertank gepuffert und im anaeroben Festbettreaktor soweit vorbehandelt und so gezielt eingeleitet, dass im Zusammenwirken mit der vorhandenen kommunalen Kläranlage die Einleitgrenzwerte sicher eingehalten werden können. Die Abwässer aus der Schwefelfärbung, welche durch feine Schwefelfarbpartikel eine visuell sehr deutliche Färbung und stark verringerte Sichttiefe verursachen -durch den SAK bzw. die DFZ jedoch nicht erfasst werden- werden ebenfalls in einem  $250 \text{ m}^3$  -Speichertank vergleichmäßig und gesteuert eingeleitet. Zusätzlich werden die gut abbaubaren Teilschritt abwässer aus der Entschlichtung in einem  $250 \text{ m}^3$  -Speichertank gepuffert und können im anaeroben

Festbettreaktor als Co-Substrat zur Stabilisierung des Reaktorbetriebs und Vergleichmäßigung der Raumbelastung mitbehandelt werden.

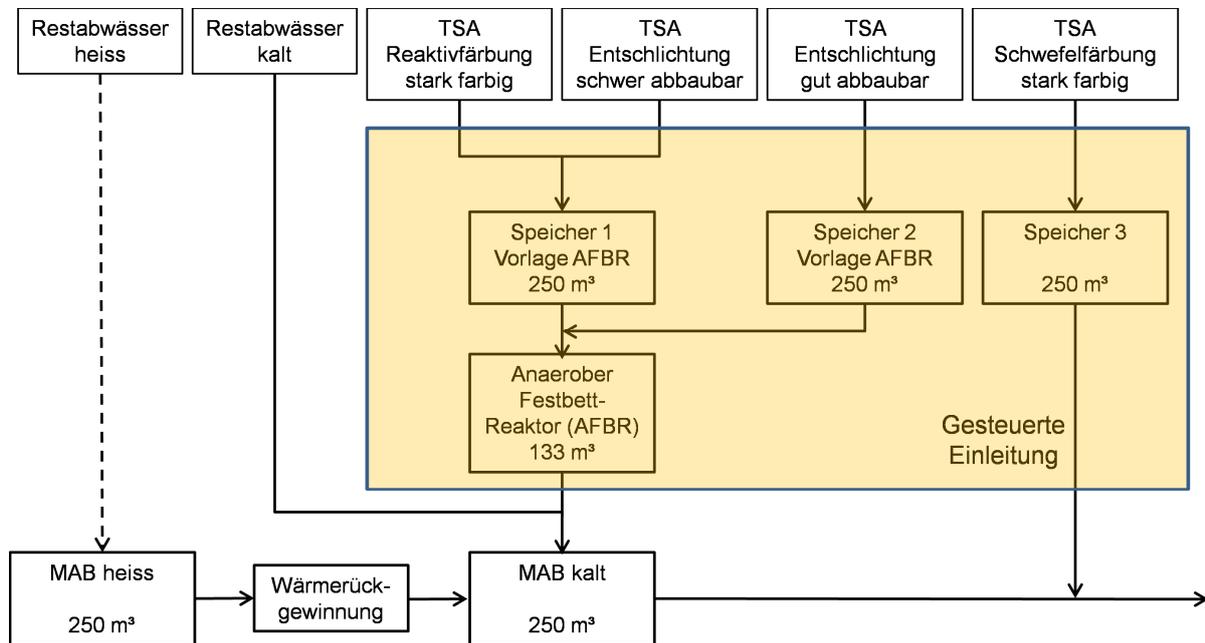


Abbildung 6: TSA-Konzept bei der Firma Plouquet Textiles Zittau (PTZ); die neu errichteten Anlagen sind farblich unterlegt

Bei der zentralen Behandlungsstufe handelt sich um einen aufwärts durchströmten anaeroben Festbettreaktor (AFBR). Auf Wunsch des Auftraggebers sollte kein Flusensieb eingesetzt werden. Wegen der daher gegebenen hohen Gefahr von Verzopfungen durch Flusen wurden alle Förderpumpen mit Schneidwerken ausgerüstet und für den Reaktor ein spezielles Aufwuchsmaterial entwickelt, welches der Anlagenlieferant, die Firma EnviroChemie, zum Patent angemeldet hat. Es handelt sich um senkrecht von unten nach oben durchströmte Röhrenpakete, die sich auf knapp 50 % des Reaktornutzvolumens erstrecken. Der Reaktor wird als Hybridreaktor betrieben: Unterhalb der Aufwuchsflächen befindet sich ein Schlammbett aus suspendierter, teilweise auch pelletierter Biomasse, auf den Aufwuchsflächen hat sich ein dichter Biofilm ausgebildet. Die Inbetriebnahme des Systems erfolgte im August 2005.

Im Folgenden werden wesentliche Ergebnisse und Erkenntnisse des bisherigen Betriebs [26-30] dargestellt, wobei die Darstellung auf die Wirkung des Speichersystems sowie des anaeroben Festbettreaktors beschränkt wird.

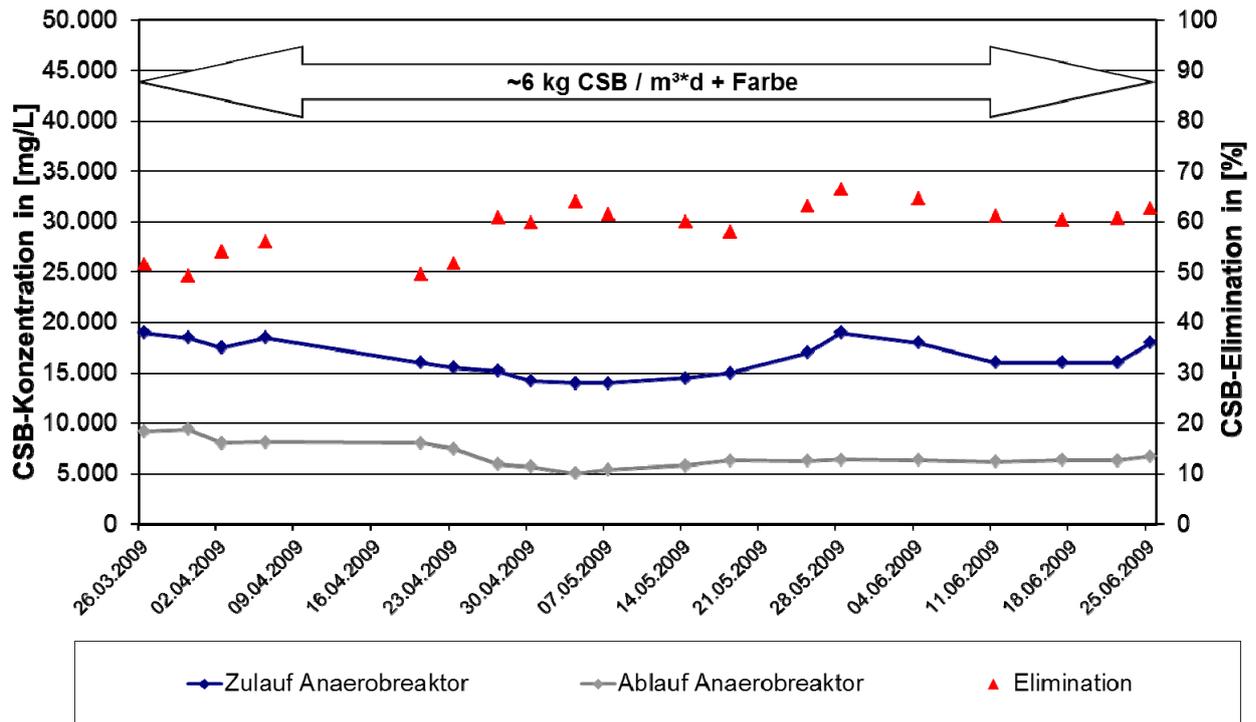


Abbildung 7: Verlauf der CSB-Konzentrationen im Zu- und Ablauf des AFBR

Abb. 7 zeigt die Verläufe der CSB-Konzentrationen im Zu- und Ablauf des AFBR sowie die errechneten CSB-Eliminationen im Frühjahr des vierten Betriebsjahrs. Nach anfänglich relativ häufig auftretenden CSB-Werten von über 20.000 mg/l (vgl. auch Tabelle 3) liegen die Zulaufkonzentrationen seit 2008 relativ konstant in einer Bandbreite von 15.000 - 20.000 mg/l. Auch dies liegt noch deutlich über den prognostizierten Konzentrationen. Die Ablaufkonzentrationen haben sich im Dauerbetrieb auf etwa 6.500 mg/l eingestellt. Von Herbst 2005 bis Frühjahr 2009 wurden Untersuchungen zum Einfluss des Anteils der farbigen Abwässer, der Raumbelastung, des pH-Werts und der Zugabe von Spurenelementen auf die Abbauleistung durchgeführt. Seit Sommer 2009 liegen die mittleren CSB-Eliminationen bei pH-optimiertem Dauerbetrieb und Raumbelastungen von 6 kg/m<sup>3</sup>\*d durchgehend bei 60-65 %.

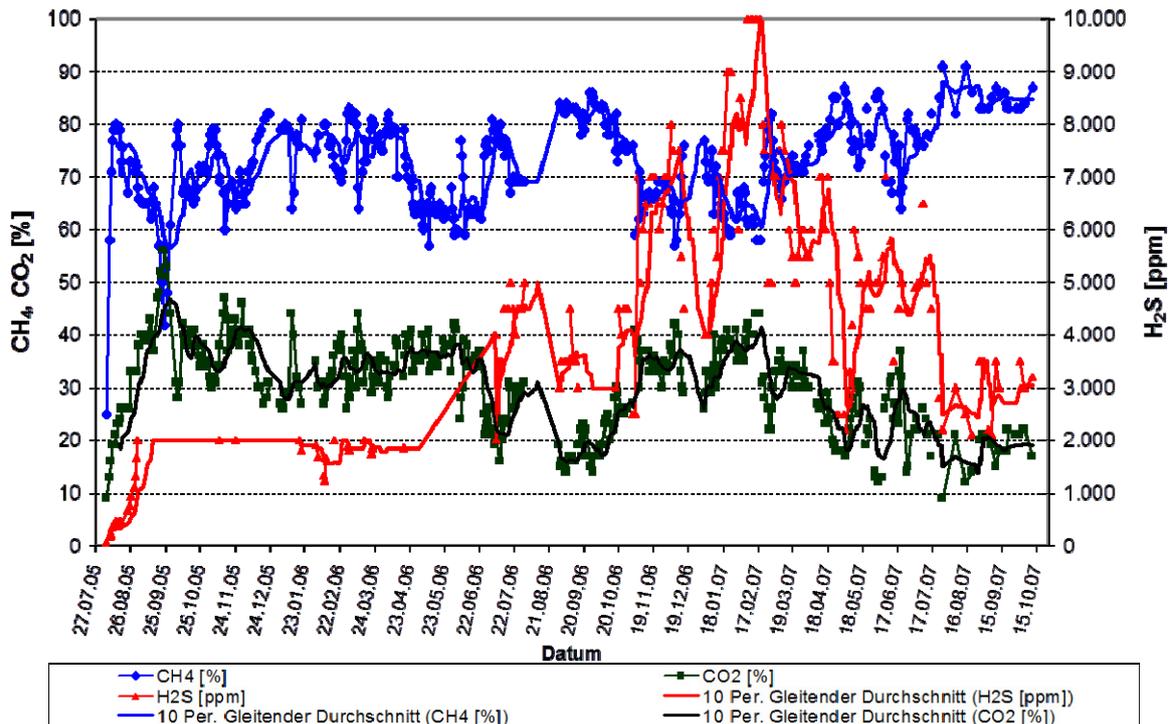


Abbildung 8: Verlauf der Gaszusammensetzung im AFBR in den ersten Betriebsjahren

Die in Abbildung 8 dargestellten Verläufe der Gaszusammensetzung zeigen ein wesentliches Problem bei Einsatz der Anaerobtechnologie in der TVI auf: Bedingt durch den hohen Schwefelgehalt vieler nativer Schlichtemittel wie Kartoffel- und Maisstärke gelangen mit dem TSA Entschlichtung relativ hohe Schwefelfrachten in den AFBR, was zu hohen  $\text{H}_2\text{S}$ -Konzentrationen führt. Da ab  $\text{H}_2\text{S}$ -Konzentrationen von über 2000 ppm mit steigenden Hemmeffekten auf die Methanogenese gerechnet werden muss, ist diesem Punkt hohe Aufmerksamkeit zu schenken. Die dargestellten Werte traten während der Einfahr- und Optimierungsphase auf. Mittlerweile liegen die  $\text{H}_2\text{S}$ -Konzentrationen rel. konstant im Bereich von 2.000 ppm und der  $\text{CH}_4$ -Anteil stabil über 70 %.

Die Funktionen der Speicher sind nach Bewertung der Analysenergebnisse als Vergleichmäßigung, Vorversäuerung und reduktive Entfärbung zu beschreiben. In Tabelle 3 sind einige wesentliche Analysenergebnisse aus den 3 Speichern für schwer abbaubare Entschlichtungs- und Farbabwässer, gut abbaubare Entschlichtungsabwässer sowie Schwefelabwässer zusammengefasst. Es wird deutlich, dass durch die Versäuerung ein starkes Absinken der pH-Werte in den Speichern 1 und 2 und die Bildung relativ hoher HAc-Konzentrationen erfolgt. Die Ähnlichkeit der Analysenwerte für gut und schlecht abbaubare Entschlichtungsabwässer (vordere Werte für Speicher 2), deren ähnliches Versäuerungsverhalten sowie praktische Probleme bei der für jede neue Rohware notwendige

gen Einstufung führten dazu, bereits im Verlauf des ersten Betriebsjahres diese Unterscheidung aufzuheben. Seit April 2006 werden daher im Prinzip alle Entschlichtungsabwässer in Speicher 1 und farbige Abwässer in Speicher 2 gespeichert. Wenn in Speicher 2 neben den Farbabwässern auch Anteile von 5 - 10 % Entschlichtungsabwasser gespeichert werden, tritt hier spontan auch eine starke Versäuerung durch HAc-Bildung auf, aufgrund der höheren Pufferkapazität sinkt dabei der pH-Wert jedoch nicht so stark ab (hintere Werte für Speicher 2).

Tabelle 3: Analysenergebnisse (Jahresmittelwerte) der Abwasserspeicher

		<b>Speicher 1</b>	<b>Speicher 2</b>	<b>Speicher 3</b>
		TSA Entschlichtung gut abbaubar	TSA Entschlichtung schlecht abbaubar / & Reaktivfärbung	TSA Schwefel- färbung
pH-Wert	[-]	4,27	4,64 / 8,87	11,63
CSB	[mg/l]	21.017	20.104 / 7.134	15.650
HAc	[mg/l]	3.577	3.805 / 5.605	n. bst.
LF	[mS/cm]	3,75	3,0 / 6,36	n. bst.

In Speicher 3 soll eine Versäuerung vermieden werden, weshalb dieser häufig umgewälzt und bei Bedarf belüftet wird, damit die Schwefelfarbpartikel nicht reduktiv in Lösung gebracht werden.

Es wird deutlich, dass die org. Belastung der Entschlichtungsabwässer ~ 65 % höher als prognostiziert ist. Da die Mengen aber nur geringfügig geringer sind, ergibt sich eine um ca. 50 % erhöhte CSB-Fracht gegenüber der Auslegung.

Die Versäuerung ist während der Aufenthaltszeit in den Speichertanks abgeschlossen. Die Speicher sind daher als Versäuerungsreaktoren zu betrachten.

Die Abb. 9 und 10 stellen anhand einiger Spektren die Entfärbungswirkung des Systems aus Speichern und AFBR dar. Während je nach Aufenthaltszeit und je nach Zumischung leicht versäuerbaren Entschlichtungsabwassers die Färbung von SAK-Werten weit über 1000 m<sup>-1</sup> im besonders kritischen Gelbbereich um 436 nm bereits auf Werte zwischen 180 und 600 m<sup>-1</sup> absinkt, bewirkt der AFBR stabile Ablaufwerte in der Größenordnung von 60 - 80 m<sup>-1</sup>.

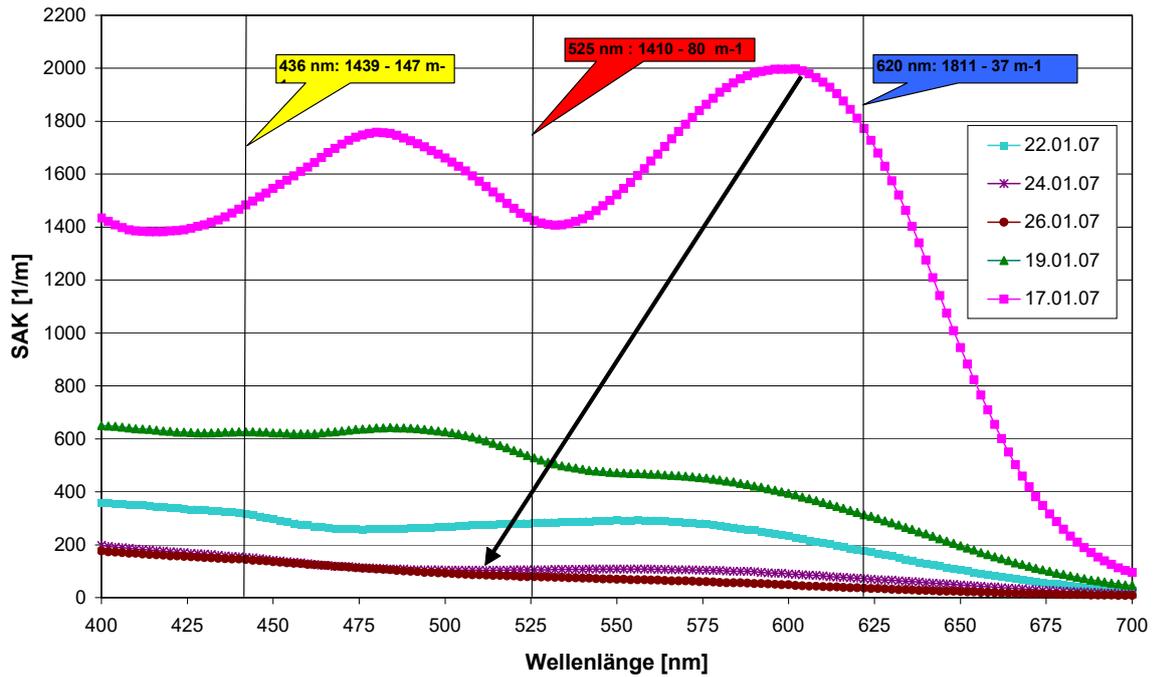


Abbildung 9: Spektren in Speicher 2 bei Zumischung von < 10 % TSA „Entschlichtung“

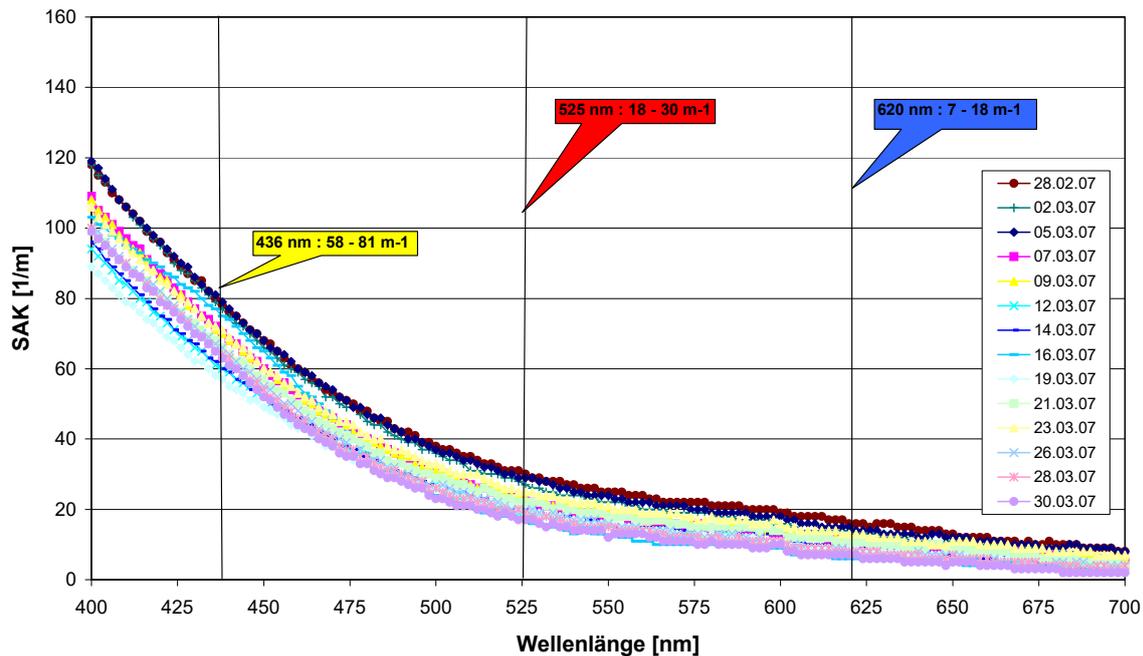


Abbildung 10: Spektren aus dem Ablauf des AFBR

Von besonderem Interesse ist das Verhalten der nach der anaeroben Vorbehandlung verbleibenden –nicht unerheblichen- Restbelastung unter aeroben Bedingungen, da diese im Fall der Indirekteinleitung als Belastung für die folgende aerob-biologische Stufe in der kommunalen Kläranlage auftritt. Daher wurden mit Zu- und Abläufen des AFBR in regelmäßigen Abständen aerobe

Abbauuntersuchungen nach der respirometrischen Verdünnungsmethode [31] und dem sog. Zahn-Wellens-Test [32] durchgeführt. Hierbei zeigt sich, dass unter aeroben Bedingungen ein weitergehender Abbau der organischen Inhaltsstoffe eintritt. Abb. 11 zeigt einerseits den Verlauf des Abbauprozesses beim Zahn-Wellens-Test für verschiedene Abwasserproben und erlaubt andererseits Folgerungen für das Zusammenwirken der anaeroben Vor- und aeroben Nachbehandlung. Dargestellt sind die Verläufe des aeroben Abbaus anaerob vorbehandelter Proben (blaue Kurven, AFBR-Abläufe) im Vergleich zur rein aeroben Behandlung (Tests mit AFBR-Zulauf, gelb bis orange Kurven). Aus den Verläufen und erreichten Werten nach 8 Tagen Versuchszeit lässt sich ableiten, dass in der Summe ein um 10 – 15 % höherer Abbau der organischen Belastung und damit eine Entlastung des Gewässers in dieser Größenordnung erreicht wird. Allerdings zeigen die Abbauverläufe beim Vergleich mit einem typischen Zulauf der betroffenen kommunalen Kläranlage (grüne Kurve) mit hohem Anteil häuslichen Abwassers auch eindeutig, dass der Abbau einer Adaptionszeit bedarf. Daraus leitet sich ab, dass der Vorteil erhöhten Abbaus nur dann zum Tragen kommt, wenn große Vergleichsmäßigungsvolumina vorhanden sind, die Anaerobstufe somit möglichst gleichmäßig betrieben werden kann und diese Abläufe schließlich der aeroben Stufe auch kontinuierlich zufließen.

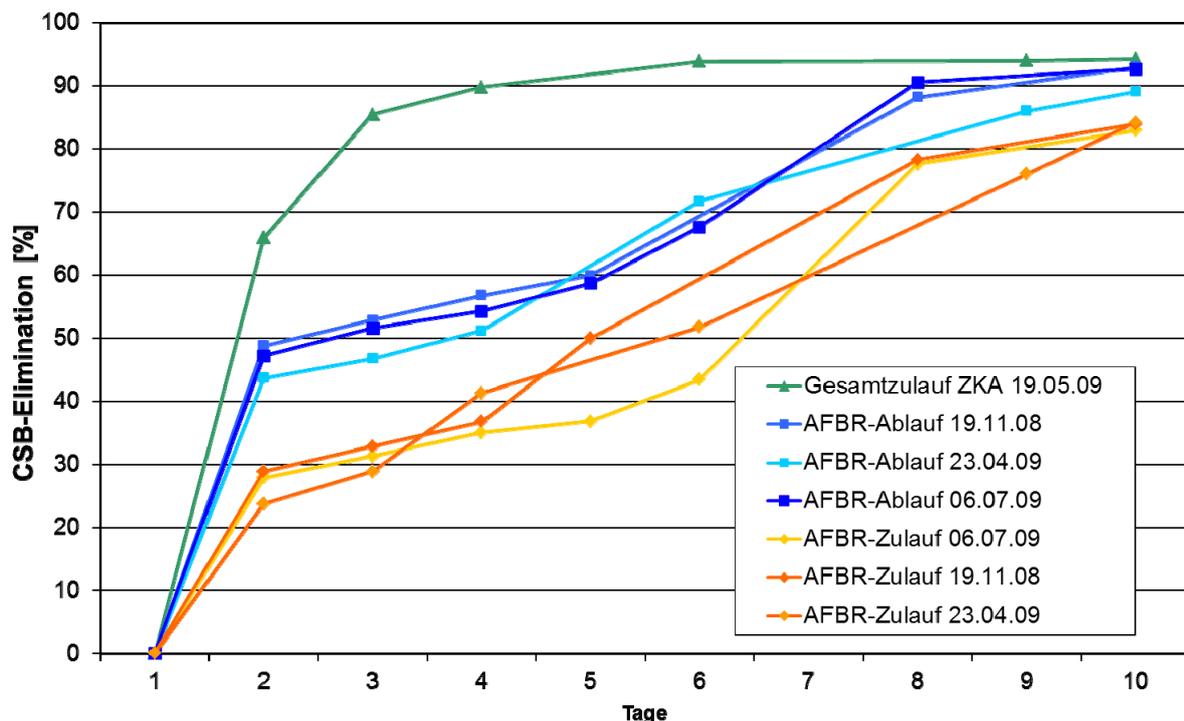


Abbildung 11: Verläufe der CSB-Elimination beim Zahn-Wellens-Test mit verschiedenen AFBR-Zu- und –Abläufen im Vergleich zum Zulauf der komm. Kläranlage

### 3.4 Integration einer Anaerobstufe in das „Yunus-Konzept“

Eine innerbetriebliche Analyse der Abwasseranfallstellen und TSA-Beschaffenheiten bei dem in Kap. 3.1 in Abb. 4 dargestellten Betrieb zeigt, dass TSA aus der Entschlichtung weniger als 10 % des Gesamtabwassers und bei einer CSB-Fracht von ca. 8.000 kg/d über 50 % der Gesamt-CSB-Fracht verursachen [33]. Es liegt daher nahe, diese TSA anaerob vorzubehandeln, um damit die vorhandene Aerob-Stufe drastisch zu entlasten, was erhebliche Vorteile hinsichtlich Abbauleistung, Betriebsstabilität und Betriebskosten verspricht.

## 4 Literatur

- [1] n.n.: Anhang 38 Textilherstellung, Textilveredlung zur Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer. BGBl. I 2001, 2474-2476.
- [2] n.n.: ATV-Arbeitsgruppe 7.2.23 <Textilabwasser>. Arbeitsbericht: Abwässer der Textilveredlungsindustrie. Korrespondenz Abwasser 36, S. 1074-1084.
- [3] n.n.: ATV-Arbeitsgruppe 7.2.23 <Textilabwasser>. Arbeitsbericht: Zur Farbigkeit von Abwasser der Textilveredlungsindustrie. Mai 1999, GFA-Verl., Hennef.
- [4] Schönberger, H.: Reduktion der Abwasserbelastung in der Textilindustrie. Abschlussbericht UBA-FB 93-143, 1994.
- [5] Minke, R.; Rott, U.: Three-stage process for the economical in-plant treatment and reuse of the industrial waste of a textile finishing factory. 2nd International Conference on Advanced Wastewater Treatment, Recycling and Reuse, Vol. 2, Milan, S. 831-838.
- [6] Minke, R.; Rott, U.: Konzepte für die Wasserrückgewinnung in der TVI. Schriftenreihe Biologische Abwasserreinigung zum Kolloquium „Entwicklungen zur Produkt- und Wasserrückgewinnung aus Industrieabwässern“, Berlin, 16.-17.11.1998, S. 185 –206.
- [7] Wahl, K.; Wagner, B.: Wasserkreislauf in Färbereien. TPI 40 (1985), S. 646-647.
- [8] Beckmann, W.; Pflug, J.: Wiederverwendung schwach belasteter Abwässer in der Textilveredlung. Textil praxis international 38 (1983), S. 160-168.
- [9] Egbers, G.; Ehrler, P.; Bainsczyk, G.; Janitza, J.: Behandlung von Textilabwässern. Melliand Textilberichte 64 (1983), S.365-372 u. S.430-436.
- [10] Schäfer, J.: Vermeiden und Vermindern von Abwasser und festen Reststoffen in der Textilindustrie. Manuskript des Lehrgangs 15150.1/12.116 der Technischen Akademie Esslingen vom 23.03.-25.03.1992.
- [11] Egbers, G.: Verfahren zur brauchwassergerechten Aufbereitung von Veredlungsabwässern-Ergebnisse der Feldversuche. Vortrag am 04.11.1992 anlässlich der Vortrags- und Diskussionsveranstaltung "Umwelt und Forschung" in Frankfurt.
- [12] Schulze-Rettmer, R.: Behandlung von Textilfabrikabwasser in der Bundesrepublik Deutschland. Industrieabwässer 39 (1991), S. 28-37.
- [13] Killer, A.; Schönberger, H.: Refraktäre Stoffe im Textilabwasser. Textilveredlung 28 (1993), Heft 3, S. 44-53.

- [14] Minke, R.; Rott, U.: Teilstrombehandlung in der Textilveredelungsindustrie. In: Preprints zum DWA-Fortbildungskurs „Behandlung von Industrie- und Gewerbeabwasser“ vom 5.-7.3.2008, Kassel, Seite 301-329.
- [15] Oehme, Ch.: Reinigung und Recycling von textilen Abwässern mit dem trägerbiologischen Airlift-Wirbelbettreaktor. Melliand Textilberichte 8 (1986), S. 582-588.
- [16] Treffry-Goatley, K.; Buckley, C.A.; Groves, G.R.: Reverse osmosis and reuse of textile dyehouse effluents. Desalination 47 (1983).
- [17] Klose, G.: Textilabwasseraufbereitung ohne Aufbereitungschemikalien mit dem Klose-Clearox-System. Veredler-Jahrbuch - Deutscher Färber-Kalender 1993, S. 92-102.
- [18] Stotz, G.: Textilabwasserentfärbung im Betrieb. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 78 (1983), S. 137-162.
- [19] Braun, G.; Felgener, G. W.: Betriebserfahrungen einer Großanlage zur Abwasserreinigung und -recycling aus einer Maschenveredelung und neue Entwicklungen für eine Tuchfabrik. Vortrag beim Colloquium Behandlung von Abwässern der Textilveredlung an der TU Berlin vom 17.-18.November 1997, S. 79-100.
- [20] Minke, R.; Rott, U.: Prozesswasserrückgewinnung und Abwasservorbehandlung bei der Garnveredelung. In: Preprints des Colloquium Produktionsintegrierte Wasser-/Abwassertechnik „Nachhaltige Entwicklung in der Textilveredelung“ vom 17.-18. September 2001, Bremen, Seite B 129-B 142.
- [21] Minke, R.; Rott, U.: Untersuchungen zur Umsetzung eines Konzepts zur oxidativen Aufbereitung gering belasteter Spülwässer und zur anaeroben Vorbehandlung hoch belasteter Restabwässer aus der Garnfärberei. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, ISWA der Universität Stuttgart, 2001.
- [22] Minke, R.; Rott, U.: Untersuchungen zur anaeroben mikrobiologischen Abbaubarkeit farbstoffhaltiger Teilstromabwässer aus der TVI unter Berücksichtigung der Wirkung von Co-Substraten und einer nasschemischen oxidativen Vorbehandlung. Abschlussbericht zum Willy-Hager-Stiftung-Forschungsvorhaben, ISWA der Univ. Stgt., 1997.
- [23] Rott, U.; Bock, D.; Minke, R.: Untersuchungen zur Umsetzung der ökologisch und ökonomisch vorteilhaften anaeroben Co-Fermentation nicht vermeidbarer organisch hoch belasteter und/oder stark farbiger Konzentrate aus der Textilveredelungsindustrie. Abschlussbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben, ISWA der Universität Stuttgart, 2003.
- [24] Minke, R.; Rott, U.; Weireter, K.: Optimierung der Abwasserbehandlung eines Textilveredelungsbetriebes. In: Preprints des 5. GVC-Abwasserkongress 2003 vom 22.-24. September 2003, Bremen, S. 161-170.
- [25] Minke, R.: Optimierung der Reinigungsleistung einer kommunalen Kläranlage durch Steuerung der Einleitungen eines Textilveredelungsbetriebes. Vortrag im Rahmen des Stuttgarter Kolloquiums 2004 „Industrieabwasser und Textilveredlung“, 13.10.2004, ISWA der Universität Stuttgart, CD-ROM.
- [26] Minke, R.; Rott, U.; Weireter, K.: Planung und Umsetzung eines innovativen Abwasserkonzepts bei der Firma Ploucquet Textiles Zittau. In: Preprints des

- Colloquium produktionsintegrierte Wasser-/Abwassertechnik „Innovative Wasseraufbereitung industrieller Abwässer“ vom 13.-14. September 2006, Bremen, S. D13-D23.
- [27] Minke, R.; Rott, U.: Planning and Application of an Innovative Wastewater Concept in a Textile Processing Company. In: Proceedings of the 7th International Symposium on Waste Management Problems in Agro-Industries, 27-29 September 2006, Amsterdam, p. 213-220.
- [28] Minke, R.; Rott, U.: An innovative Wastewater Concept including Anaerobic Fixed Bed Technology for a Textile Processing Company. In: Proceedings of the 11th World Congress on Anaerobic Digestion, 23.-27. September 2007, Brisbane, Australien.
- [29] Minke, R.; Dobslaw, C.; Steinmetz, H.: Erhöhte Abbauleistung bei Textilveredlungsabwässern durch optimierte Betriebsbedingungen in einer anaeroben Behandlungsstufe. In: Tagungshandbuch der DECHEMA/DWA Industrietage Wassertechnik vom 30. November - 01. Dezember 2009, Fulda, S. 151.
- [30] Minke, R.; Steinmetz, H.: Anaerobic Pre-Treatment of Textile Wastewater. Proceedings of IVth World Aqua Congress, New Delhi, India, 2011, Vol. II, pp. 267-273.
- [31] Wagner, R.: Untersuchungen über das Abbauverhalten organischer Stoffe mit Hilfe der respirometrischen Verdünnungsmethode. *Vom Wasser* 42 (1974), S. 271-305.
- [32] DIN EN ISO 9888:1999-11: Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der aeroben biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe im wässrigen Medium - Statischer Test (Zahn-Wellens-Test) (ISO 9888:1999).
- [33] Schönberger, H.; Minke, R.: Textilabwasserbehandlung mit Recyclingraten von über 80 %. Beitrag eingereicht für 6. DWA/DECHEMA Industrietage Wassertechnik am 14./15. November 2017, Dortmund.

**Korrespondenz an:**

Dipl.-Ing. Ralf Minke, Akademischer Oberrat

Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- & Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart  
Bandtäle 2; 70569 Stuttgart

Tel.: 0049 711 / 68565423

Mail: [ralf.minke@iswa.uni-stuttgart.de](mailto:ralf.minke@iswa.uni-stuttgart.de)

Dr.-Ing. Harald Schönberger,

Tel.: 0049 711 / 68563711

Mail: [harald.schoenberger@iswa.uni-stuttgart.de](mailto:harald.schoenberger@iswa.uni-stuttgart.de)

## Weitergehende CSB-Entfernung bei der Reinigung von Papierfabriksabwasser

Nikolaus Kaindl

Laakirchen Papier AG, Schillerstraße 5, 4663 Laakirchen

**Abstract:** The paper mill “Laakirchen Papier AG” is located in Austria and produces 545,000 to of graphic paper per year. A yearly amount of 7,300,000 m<sup>3</sup> of wastewater with a COD-load of 8,000,000 kg is treated on site. To meet very strict discharge limits along with the production of brighter products, additional measures for enhanced COD reduction were necessary. Ozonation and subsequent bio-filtration of mechanical and biological pre-treated wastewater from the paper production has been implemented and provide:

- ☺ Enhanced COD-reduction, which cannot be obtained by using conventional mechanical and biological treatment alone
- ☺ Controllable COD-reduction in a very wide range and therefore elimination of COD-peaks which go along with special production situations
- ☺ Reduction of the treatment costs by concentration to COD-peaks and the combination of ozonation and subsequent bio-filtration
- ☺ Decrease of the color of the ozonated wastewater and therefore better possibilities for reuse of the treated effluent in the paper mill.

The plant at “Laakirchen Papier AG” has been designed to treat 26,000 m<sup>3</sup>/d of biological pre-treated wastewater. With a capacity of 75 kg/h of ozone, it is possible to eliminate 1,830 kg/d of biologically not degradable hard COD. The installed electrical equipment (ozone generator, pumps) has a maximum power consumption of 1,600 kW. Especially the possibility for excellent control of the COD-removal rate allows for economical usage and therefore acceptable operational costs in relation to the paper production. On an average the full scale plant shows operational costs of 1.33 € per kg COD eliminated or 0.53 € per ton of paper produced (when 30 % of the production is of brighter grade). Investment costs for the ozonation step amounted to 3.508 Mio. €.

**Key Words:** ozone; biofiltration; hard COD; COD reduction; tertiary treatment; advanced waste water treatment; pulp and paper waste water treatment

## 1 Die Papierfabrik „Laakirchen Papier AG“

Die Papierfabrik „LAAKIRCHEN PAPIER AG“ (vormals SCA Graphic Laakirchen AG) gehört zum Geschäftsbereich „heinzl paper“ der österreichischen „Heinzl Group“ und liegt in Oberösterreich am nördlichen Eingang des Salzkammergutes. Als Vorfluter kann die Traun genutzt werden, welche vor wie nach der Papierfabrik eine ausgezeichnete Wasserqualität besitzt und deshalb von Fliegenfischern aus der ganzen Welt geschätzt wird.



Abbildung 1: LAAKIRCHEN PAPIER AG

In Laakirchen werden Naturtiefdruck- und Offsetpapier in Rollen mit 48 - 65g/m<sup>2</sup> erzeugt. Die derzeit installierte Produktionskapazität beträgt rund 545.000 to Papier pro Jahr und wird durch die 1987 in Betrieb genommene Papiermaschine 10 (Breite Aufrollung 7400 mm, VALMET) sowie die 2002 in Betrieb genommene Papiermaschine 11 (Breite Aufrollung 8800 mm, VOITH) bereitgestellt. Altpapier wird vor Ort in einer 1996 in Betrieb genommenen Deinkinganlage aufbereitet. Holzstoff wird über 14 Stück VOITH TGW Stetigschleifer erzeugt. Zellstoff und Füllstoff werden zugekauft und aufgelöst.

## 2 Die betriebliche Abwasserreinigungsanlage

Über die Abwasserreinigungsanlage werden jährlich ca. 7.300.000 [m<sup>3</sup>] Abwasser aus der Papierproduktion mechanisch, biologisch und weitergehend oxidativ

gereinigt. Die CSB-Zulaufkraft beträgt 8.000.000 [kg] wovon nach passieren der Abwasserreinigungsanlage 1.000.000 [kg] in den Vorfluter abgeleitet werden.

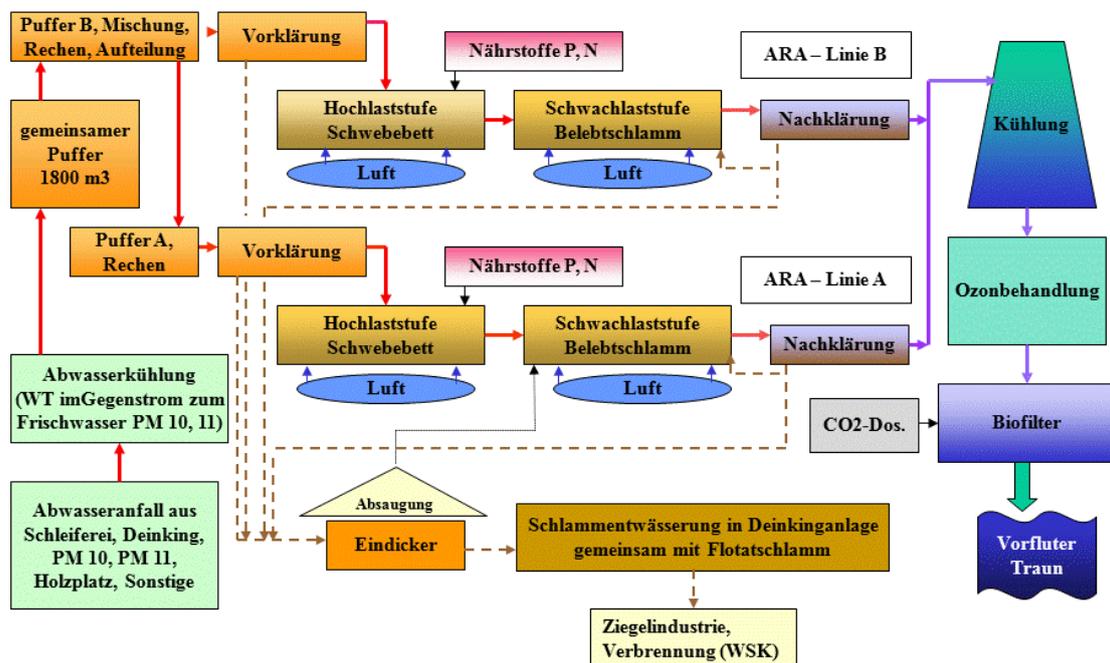


Abbildung 2: Schema Abwasserreinigungsanlage Laakirchen Papier AG

Das Abwasser aus der Papierproduktion wird in Gegenstrom-Wärmetauschern bereits an den Anfallstellen abgekühlt, sodass der Gesamtzulauf auf einer Temperatur kleiner 35 Grad C gehalten wird, sowie nach Vergleichmäßigung in einem Zulaufpuffer nach einem einstellbaren Verhältnis auf zwei Behandlungslinien aufgeteilt.

Die erste biologische Reinigungsstufe wird von Schwebbett-Biofilmreaktoren gebildet. Hier werden leicht abbaubare Abwasserinhaltsstoffe durch Kontakt mit Biofilmen abgebaut. Die zweite biologische Reinigungsstufe arbeitet nach dem Belebtschlammverfahren.

Nach den Nachklärbecken wird das nun biologisch vorgereinigte Abwasser aus beiden Straßen der Kläranlage in den Vorlagebehälter der Abwasserkühlung geleitet. In der warmen Jahreshälfte erfolgt in den offenen Kühltürmen eine automatisch gesteuerte Abkühlung des gesamten Stromes auf 32 Grad C. Sodann wird der Abwasserstrom der Ozonbehandlung zugeführt. Nach passieren der Biofilteranlage wird das Abwasser schließlich über 20 Auslaufdüsen in den Vorfluter eingemischt.

In Zusammenarbeit von SCA LAAKIRCHEN, dem Ingenieurbüro MACHOWETZ & PARTNER sowie dem Berater CM CONSULT wurde bereits im Jahr 1996 das bis heute gültige Konzept mit vorgeschalteten

Schwebebettreaktoren und einer Ozonstufe als letztem Reinigungsschritt erstellt. In den Jahren 1996-97 wurden sodann bei SCA LAAKIRCHEN halbtechnische Versuche gefahren, um die Eignung der gewählten Anlagenkonfiguration zu testen und Grundlagen für die Anlagenauslegung zu erhalten. Erste Ergebnisse wurden in [1] und [2] publiziert. Die Kombination aus Ozonanlage und Biofiltration wurde mit den Erfahrungen der Pilotanlage bei SCA LAAKIRCHEN und Unterstützung durch den Autor bereits bei der Papierfabrik „LANG PAPIER“ in Ettringen realisiert [3]. Das Ausbaukonzept wurde darüber hinaus mit der Nominierung zu dem von mehreren österreichischen Ministerien getragenen „Innovationspreis für Wasser 1999 – Neptun“ gewürdigt.

### 3 Veranlassung

Im Jahr 2003 erreichte die neue Papiermaschine PM 11 die geplante Produktionskapazität, die Deinkinganlage und die Schleiferei arbeiteten an der Grenze ihrer Leistungsfähigkeit. Gleichzeitig stieg der Verkauf weißerer Papiersorten und dieser Trend hielt unvermindert an. Zur Erlangung der höheren Weiße wird die Halbstoffbleiche erhöht und Hilfsmittel wie optische Aufheller und Komplexbildner müssen in hohen Dosierungen eingesetzt werden.

Komplexbildner und optische Aufheller sind sehr schwer in einer biologischen Abwasserreinigung abzubauen. Durch höhere Bleiche im Holzschliff wird mehr Lignin aus dem Halbstoff herausgelöst und mit dem Abwasserstrom abgeleitet. Auch Lignin gehört zu den Stoffen, die in biologischen Abwasserbehandlungsanlagen schwerer abzubauen sind.

Zusammenfassend erhalten wir also höhere CSB-Frachten zur Abwasserbehandlungsanlage und gleichzeitig wird das Abwasser auch schwerer biologisch abbaubar. Eine Abschätzung dieser Auswirkungen ergab für weißere Sorten gegenüber den Standardprodukten eine Erhöhung des CSB-Zulaufes um 13 – 22 % und durch die schlechtere Abbaubarkeit des Abwassers eine Erhöhung des CSB-Ablaufes um 39 – 40 %; diese theoretischen Überlegungen wurden in der Folge im praktischen Betrieb auch tatsächlich bestätigt.

Um der Nachfrage des Marktes nach immer weißeren Produkten nachkommen zu können und dennoch auch in Zukunft die wasserrechtlich vorgegebenen Grenzwerte einzuhalten wurde beschlossen, den nächsten Schritt des Ausbaukonzeptes der Kläranlage umzusetzen. Wie in [1] angeregt soll daher die Installation einer weiteren Reinigungsstufe mit Ozon und nachfolgender Biofiltration die CSB-Ablaufkraft in Phasen der Produktion weißerer Produkte begrenzen. Einer erwarteten (dann aber nicht beobachteten) Abwasserer-

wärmung in der Ozonstufe wurde durch die Installation von Ablaufkühltürmen entgegengewirkt.

#### 4 Verfahrensbeschreibung an Hand von Summenparametern

Das Ziel des in Laakirchen eingesetzten Prozesses ist die weitergehende CSB-Reduktion, welche durch biologische Abwasserbehandlung alleine nicht erreicht werden kann. In den Pilotversuchen konnte gezeigt werden, dass die weitergehende Abwasserreinigung mit nachfolgender Biofiltration eine in weiten Grenzen kontrollierbare CSB-Reduktion von biologisch bereits weitestgehend vorgereinigtem Abwasser ermöglicht. Dies ist in dieser Ausprägung bislang mit keinem anderen gebräuchlichen Verfahren zur Abwasserbehandlung möglich.

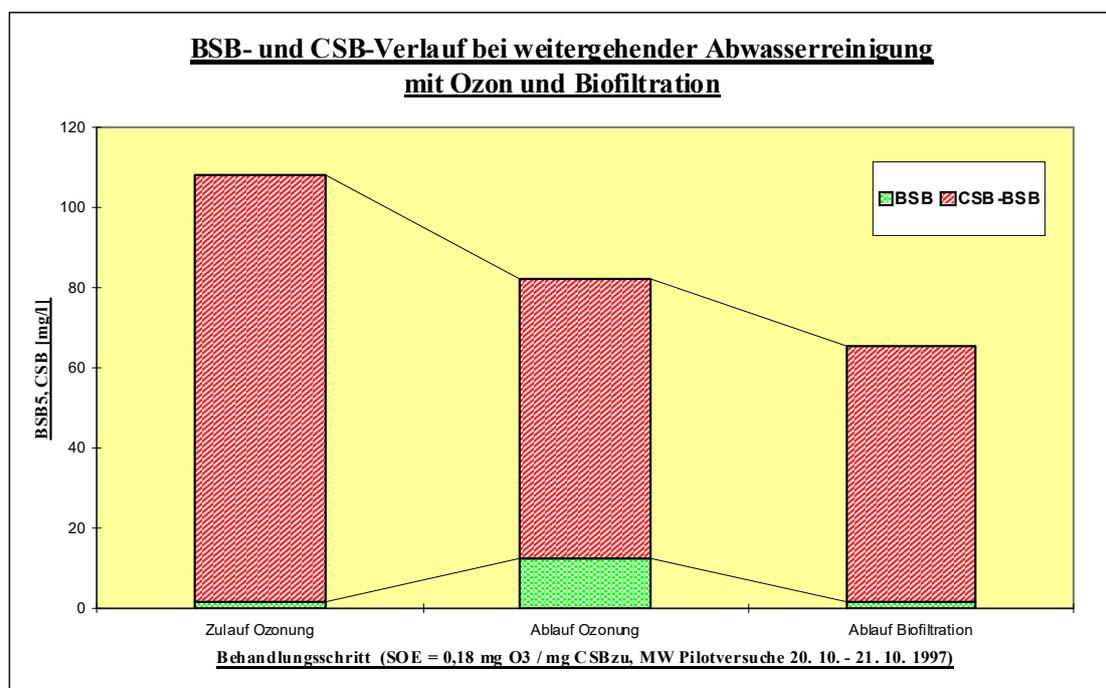


Abbildung 3: BSB und CSB Verlauf bei Ozonbehandlung und Biofiltration

Abbildung 3 zeigt ein Beispiel mit Daten aus den in Laakirchen durchgeführten Ozonversuchen und einem relativ geringen Ozoneintrag. Das Wasser im „Zulauf Ozonung“ stammt aus der Nachklärung der Linie B der vorhandenen biologischen Kläranlage, weshalb der biologisch abbaubare Anteil bereits weitgehend entfernt ist; der BSB<sub>5</sub> ist demnach sehr niedrig.

Bei der Ozonbehandlung des biologisch vorgereinigten Abwassers werden die CSB verursachenden Stoffe nun teilweise oxidiert. Ein anderer Teil der Abwasserinhaltsstoffe wird aufgespalten und dadurch einem biologischen

Abbau besser zugänglich gemacht. Dadurch sinkt einerseits der CSB im Abwasser und andererseits steigt der BSB<sub>5</sub> an.

In einer weiteren nachfolgenden biologischen Stufe - der Biofiltration - werden nun die jetzt besser abbaubaren Verbindungen eliminiert, wodurch BSB<sub>5</sub> und CSB sinken. Durch Teiloxidation und nachfolgende biologische Behandlung ist damit ein wesentlicher Kostenvorteil für die Abwasserbehandlung gegeben. Schließlich können dadurch auch die Emissions-Grenzwerte für den Parameter BSB<sub>5</sub> wieder eingehalten werden.

## 5 Anlagendimensionierung

Die Ozonanlage soll in der aktuellen Ausbaustufe zur sicheren Einhaltung der maximal zulässigen CSB-Tagesablauffracht auch bei der Herstellung hochweißer Produkte dienen. Für die Dimensionierung der Ozonanlage wurden die höchsten aufgetretenen Tagesablauffrachten des Jahres 2003 herangezogen. Für Spitzenfrachten wurde daher ein weiterer CSB-Abbau von 36 % verlangt. Unter Anwendung der in [1] publizierten Erkenntnisse ergibt sich dafür ein benötigter spezifischer Ozoneintrag von 0,33 [g O<sub>3</sub> gelöst / g CSB-Zulauf].

Bereits bei der Auswertung der Pilotversuche wurde erkannt, dass der geforderte CSB-Abbauwirkungsgrad nicht auf die gesamte zugeführte Ozonmenge, sondern nur auf die im Abwasser gelöste Ozonmenge zu beziehen ist. Dadurch wurden einerseits bessere Korrelationen erzielt. Andererseits ist es damit möglich, die Verantwortlichkeiten zwischen Kunden und Anlagelieferanten klar zu trennen.

Sache des Anlagelieferanten ist es dabei, Ozongas zu erzeugen und mit einem zu garantierenden Wirkungsgrad im Abwasser zu lösen. In der Pilotanlage wurde ein Ozoneintragswirkungsgrad von besser 98 % erreicht und daher auch von der Großanlage gefordert.

Die Wirkung des eingetragenen Ozons auf die Abwasserinhaltsstoffe muss in Pilotversuchen untersucht werden und ist von der Zusammensetzung des zu behandelnden Abwassers abhängig. Einer Garantievereinbarung ist dann der Zusammenhang aus Abb. 5 zu Grunde zu legen.

Es wurde schließlich eine Ozonanlage mit einer Ozonerzeugungskapazität von 75 [kg O<sub>3</sub> / h] und einem garantierten Eintragswirkungsgrad von besser 98 % ausgeschrieben. Die mögliche Entfernung von Rest-CSB mit dem System Ozon + Biofilter beträgt damit 1.830 [kg/d]. Die Anlage ist so ausgelegt, dass sie bis auf 3 Ozonerzeuger mit einer Gesamtkapazität von dann 225 [kg O<sub>3</sub> / h] erweitert werden kann.

## 6 Layout Abwasserkühlung, Ozonbehandlung und Biofiltration

Das Anlagenlayout orientiert sich sehr stark an dem in [1] und [2] bereits publizierten Layout der Pilot Anlage:

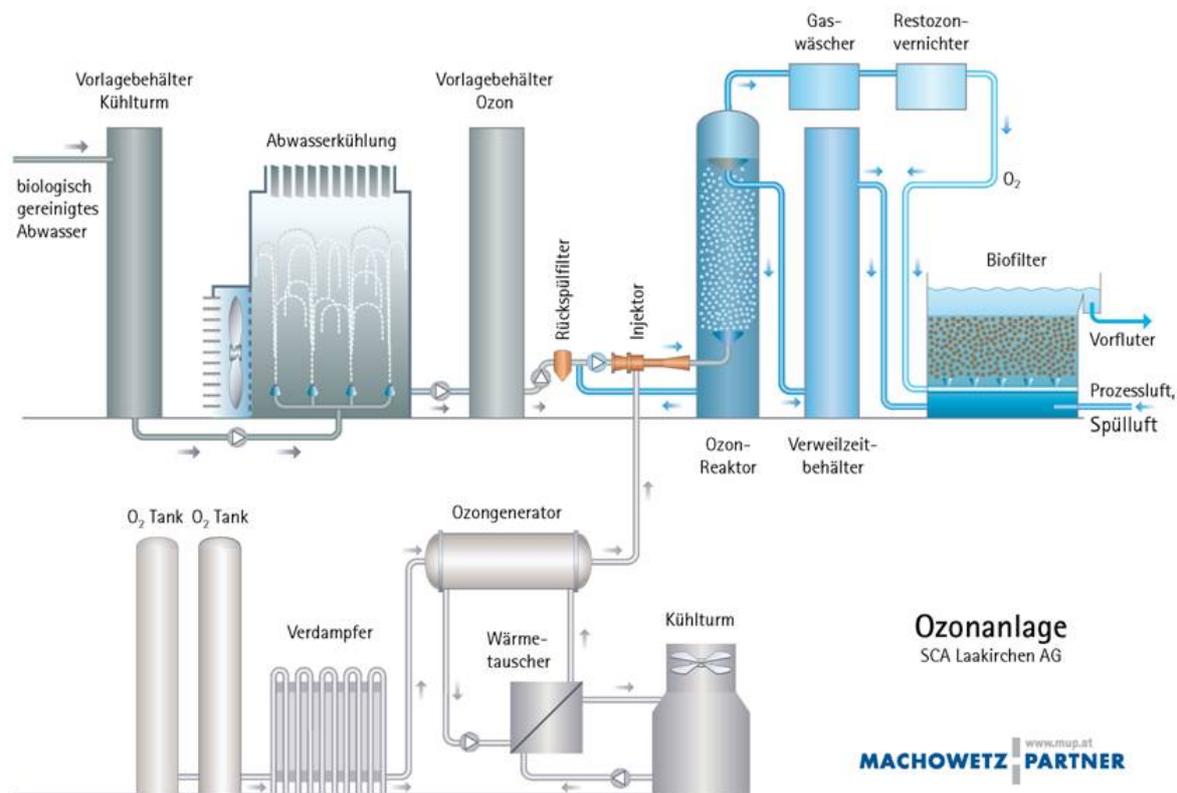


Abbildung 4: Prinzip-Layout der Ozonanlage Laakirchen Papier AG

Wie im Prinzip-Layout zu sehen ist, wird das biologisch weitestgehend gereinigte Abwasser aus den Nachklärbecken der beiden Kläranlagenstraßen gefasst und einem Vorlagebehälter des Kühlturmes zugeführt. In den nachfolgenden offenen Kühltürmen wird das Abwasser auf eine Temperatur kleiner 32 Grad abgekühlt und sodann in den Vorlagebehälter der Ozonanlage eingeleitet. Aus dem Vorlagebehälter zur Ozonstufe wird das Abwasser von Zuführpumpen dem Ozon-Eintragssystem zugeleitet. Im nachfolgenden Injektor erfolgt eine innige Durchmischung von Abwasser- und Gastrom.

Das Abwasser/Gas-Gemisch wird sodann über Radialbegaser in die Reaktoren eingebracht, welche so gestaltet sind, dass die Ausbildung einer Blasensäule eine bestmögliche Nutzung des eingetragenen Ozons ermöglicht. Das dann noch übrige Offgas wird abgezogen und nach Passieren von thermisch-katalytischen Restozonvernichtern in die Biofilteranlage eingeblasen. Zum Abklingen der Ozonkonzentration sowie für die Ermöglichung von Reaktionen, welche mehr Zeit brauchen, wird das Abwasser noch über einen Verweilzeitbehälter geführt,

bevor es zum weiteren Abbau der nun wieder biologisch zugänglichen Abwasserinhaltsstoffe über einen Biofilter in den Vorfluter abgegeben wird.

Die gesamten Projektkosten beliefen sich auf 7,600 Mio. €, wovon 1,561 Mio. € der Abwasserkühlung und 3,508 Mio. € der Ozonanlage zuzurechnen sind. Der Rest teilte sich auf Nebenkosten (Engineering, Gutachten), die Sauerstoffversorgung und gemeinsame Anlagen auf.

## 7 Betriebsergebnisse

Obwohl die Pilotversuche bereits 8 Jahre zurücklagen, zeigte sich eine perfekte Übereinstimmung mit den in der Großanlage gemessenen Ozoneinträgen und der dadurch erreichten CSB-Elimination. Darüber hinaus ist die Leistungsfähigkeit des damals entwickelten Modelles zur Verfahrensbeschreibung nun gut belegt. Ab dem Zeitpunkt der Inbetriebnahme am 1. 12. 2004 konnte die gesamte Anlage bis heute ohne nennenswerte Störungen betrieben werden. Bereits in der Zeit des Probetriebes war daher die Einhaltung der Ablaufgrenzen auch während der Zeit der Produktion hochweißer Produkte sichergestellt.

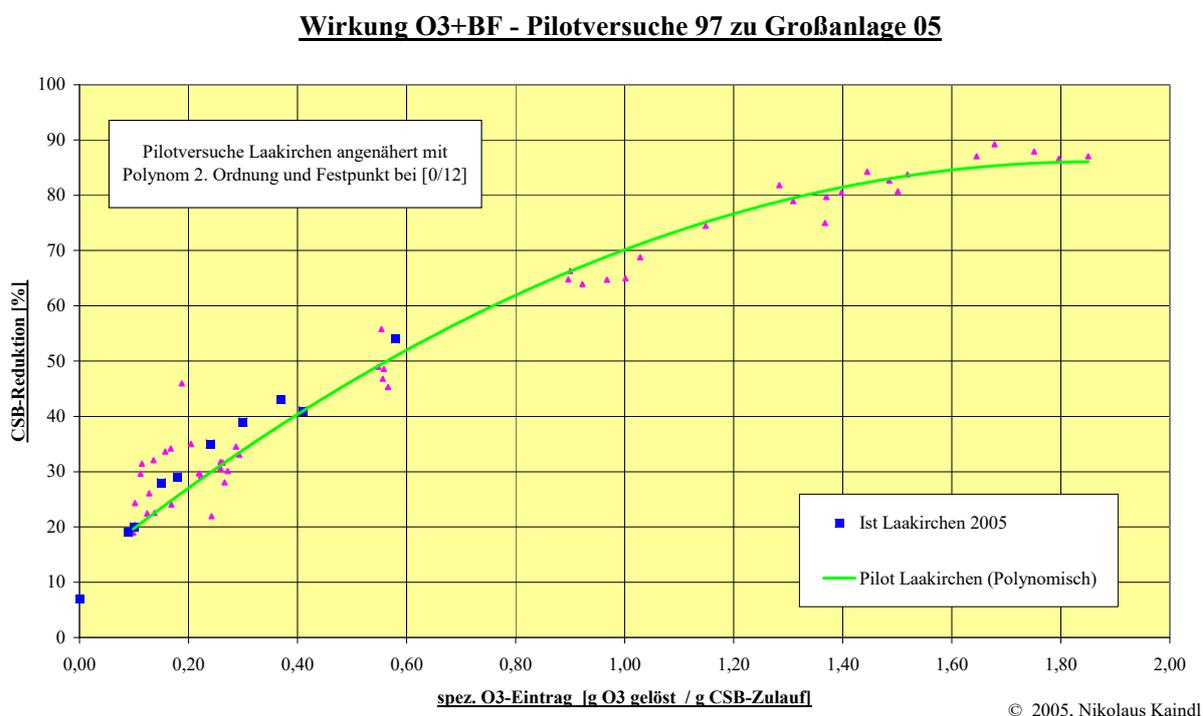


Abbildung 5: Gegenüberstellung Pilotversuche 1997 zu Großanlage 2005

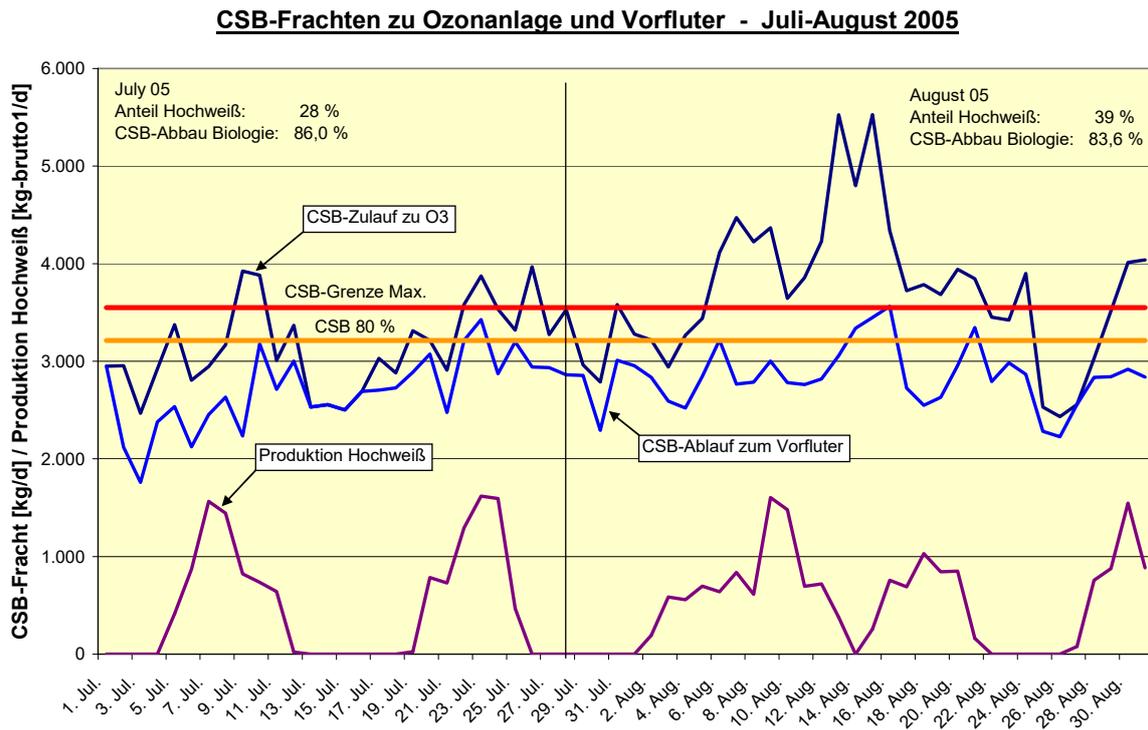


Abbildung 6: Einhaltung von Ablaufgrenzen durch Ozonbehandlung

In Abbildung 6 ist zu sehen, dass ohne den Betrieb der Ozonanlage die zulässigen CSB-Ablaufmengen an vielen Tagen überschritten worden wären – die Produktion hochweißer Sorten bei gleichzeitiger Einhaltung der wasserrechtlich vorgegebenen CSB-Ablaufgrenzen wurde somit erst durch den Einsatz der Ozonbehandlung zur weitergehenden Abwasserreinigung ermöglicht. Weiters wird bei Gegenüberstellung der beiden Produktionsmonate deutlich, dass mit steigendem Anteil hochweißer Produkte auch der Anteil schwer abbaubarer Substanzen im Rohabwasser steigt und somit der mit mechanisch/biologischer Abwasserreinigung erzielbare CSB-Abbauwirkungsgrad sinkt.

Im Jahresmittel wurden für die Abwasserbehandlung nachfolgende Kosten verzeichnet (jeweils nur Betriebskosten ohne Abschreibungen):

CSB-Elimination in der biologischen Stufe	0,27 [€ / kg-CSB <sub>el</sub> ]
CSB-Elimination mit Ozon+Biofiltration	1,33 [€ / kg-CSB <sub>el</sub> ]

Die Kosten liegen damit sehr nahe an der an Hand einer Modellrechnung erstellten und in [4] vorab veröffentlichten Prognose (1,40 €/kg-CSB<sub>el</sub>), sind aber doch deutlich höher als bei der biologischen Abwasserreinigung. Dies bestätigt allerdings auch die Anlagenkonzeption, wonach zuerst die gelösten Abwasserinhaltsstoffe so weit wie möglich in einer gut funktionierenden Biologie zu eliminieren sind. Erst die einer biologischen Abwasserreinigung

nicht mehr zugänglichen Stoffe werden mittels Ozon+Biofiltration entfernt. Bezogen auf die Papierproduktion ergibt sich daher auch ein wesentlich besseres Kostenverhältnis:

Abwasserreinigungskosten Mechanisch-Biologisch	3,68 [€ / t-Papier]
Abwasserreinigungskosten Ozon+Biofiltration	0,53 [€ / t-Papier]

Diese Kosten ergeben sich für einen Anteil von 30 % hochweißer Produkte an der Gesamtproduktion. Bei einer weiteren Steigerung des Anteiles hochweißer Produkte würde sich der Aufwand für die Abwasserreinigung mit Ozon+Biofiltration entsprechend erhöhen, weil dann mehr schwer abbaubare Substanzen vorhanden sind.

Zur Kennzeichnung der Effizienz der Ozon-Anlagensteuerung wurde eine Kennzahl eingeführt, die angibt wie nahe man dem Ideal – „es soll nur soviel Ozon eingesetzt werden um die Ablaufgrenze gerade einzuhalten = 100 %“ – kommt. Mit der für diese Anlage entwickelten Anlagensteuerung wird im Jahresmittel stets eine Effizienz besser 90 % erreicht.

Um den Ozoneinsatz auf das unbedingt notwendige Maß zu reduzieren, wurde eine mehrstufige automatische Regelung implementiert. Im Idealfall wird dabei die abgeleitete CSB-Tagesfracht automatisch auf einen vom Klärwärter zu wählenden Wert reduziert. Dafür wurden an Zu- und Abläufen Mengenummessungen und Online-CSB-Sonden installiert. Der benötigte spezifische Ozoneinsatz wird über die in [1] veröffentlichten Zusammenhänge vorausgerechnet und stündlich automatisch korrigiert. Die Anlagensteuerung regelt die Ozondosierung damit automatisch so, dass am Ende des Tages die vorgewählte Tages-Ablauffracht gerade erreicht wird. Dabei werden Schwankungen in der Abwassermenge ebenso berücksichtigt wie sich verändernde CSB-Zulauf-Konzentrationen; sogar kurzfristige Anlagenstillstände werden automatisch ausgeglichen.

Abbildung 7 ist ein Foto aus der Anlagenüberwachung und zeigt im oberen Diagramm die vorgewählte Tages-Ablauffracht (rot) und die Entwicklung der – automatisch geregelten – Ist-Ablauffracht (orange). Im mittleren Diagramm ist die CSB-Zulauffracht zur Ozonanlage (rot) und die danach von der Anlagensteuerung gewählte Ozonmenge dargestellt. Im unteren Diagramm finden wir die Abwassermenge (blau) und die CSB-Konzentration im Zulauf zur Ozonanlage (rot).



Abbildung 7: Regelung nach gewünschter Tages-Ablauffracht

Um bei einem vorübergehenden Ausfall von Messinstrumenten den Anlagenbetrieb aufrecht erhalten zu können, wurden darüber hinaus im Leitsystem mehrere weitere Varianten der Ozondosierung programmiert, welche – je nach Verfügbarkeit der Messsysteme – vom Klärwärter vorgewählt werden können.

## 8 Einige Erfahrungen aus 10 Jahren Anlagenbetrieb

Die Ozonbehandlung hat ab Inbetriebnahme durchgehend zufriedenstellend funktioniert und es war damit möglich, den CSB-Ablauf aus der Kläranlage stets innerhalb der vorgegebenen Grenzen zu halten. Dennoch soll hier auch auf einige der im Anlagenbetrieb aufgetretenen Störungen eingegangen werden.

Ein ernsthaftes Problem bei der Anlageninbetriebnahme stellte die zeitweise starke **Schaumneigung des Abwassers** dar. Daher wird durchgehend Entschäumer in den Zulauf der Ozonanlage dosiert. Ebenso ist es problematisch, wenn infolge von Störungen in der vorgelagerten Biologie Belebtschlamm ausgetragen wird. Dieser flotiert in den Ozonreaktoren und bildet eine Schlammdecke, die bei einem Reinigungsstillstand entfernt werden muss.

Beiden Problemen könnte durch ein entsprechendes Reaktordesign begegnet werden, mit welchem sichergestellt wird, dass Schaum und flotierte Feststoffe im laufenden Betrieb ausgetragen werden.

Durch die Ozondosisabhängige Entfärbung des Abwassers lieferte die zuerst eingesetzte photometrisch arbeitende **SAK-Onlinesonde am Ablauf der Ozonstufe** unzuverlässige CSB-Werte. Als Verbesserungsmaßnahme wurde diese daher im Jahr 2008 durch einen Analyseautomaten der Fa. LAR ersetzt, welche mit einem thermischen Probenaufschluss bei 1200 Grad-C arbeitet und von der Abwasserfärbung nicht beeinflusst wird.

Nach 2 Jahren ununterbrochenem Anlagenbetrieb konnte im Februar 2007 die benötigte Ozonmenge über das Eintragssystem nicht mehr eingetragen werden. Als Ursache wurde ein ca. 5 mm starker **Belag in den Injektoren** identifiziert. Dadurch wechselte die Strömung in den Injektoren von laminar auf turbulent und die Gas-Eintragsleistung verringerte sich auf 25 % des Auslegungswertes. Der Belag bestand im Wesentlichen aus Manganoxid und Eisen und konnte durch eine Hochdruckreinigung mit 2000 bar vollständig entfernt werden.

Im Laufe der letzten Jahre verringerte sich allerdings die Bedeutung der mit Ozon erreichten CSB-Reduktion dadurch, dass das Niveau der CSB-Belastung aus der Papierfabrik insgesamt geringer wurde. Dies ist hauptsächlich auf eine Verschiebung der Rohstoffbasis von Holzschliff zu wiederaufbereitetem Altpapier zurückzuführen. Mit dem damit einhergehenden niedrigeren Gehalt an Lignin war außerdem festzustellen, dass der spezifische Ozonbedarf für die CSB-Reduktion steigt und das System damit an wirtschaftliche Grenzen stößt.

## 9 Weitere Anlagen in der Papierindustrie

Bei „**UPM Ettringen**“ (Deutschland) wurde bereits 1999 eine Ozonanlage mit demselben Zweck und identer Anlagenkonfiguration wie die Anlage in Laakirchen errichtet. Bei dieser Anlage wurden, mit Unterstützung durch das Team von Laakirchen, erstmalig die Erkenntnisse aus [2] umgesetzt. Es wurden 2 Stk. Ozonerzeuger mit einer Maximalleistung von je 50 [kg-O<sub>3</sub> / h] installiert. Die Ozonanlage wurde bis zur Stilllegung eines Teiles der Papierfabrikation durchgehend betrieben und stellte die Einhaltung der Einleitergrenzwerte in den relativ kleinen Vorfluter sicher. [3]

Bei der „**Büttpapierfabrik Gmund GmbH & Co. KG**“ (Deutschland) wurde eine Ozonanlage zur Entfärbung von Brauchwasser installiert, welches dann wieder in der Papierfabrikation eingesetzt werden kann.

Bei „**UPM Plattling**“ wurde eine Ozonkapazität von 55 [kg-O<sub>3</sub> / h] installiert und im Gegensatz zu den vorgenannten Anlagen ein Ozoneintrag über drucklose Ozonreaktoren in 2 Stufen gewählt. Dadurch entfällt der Aufwand für Druckbehälter auf der Wasserseite. Allerdings müssen speziell ausgestattete Verdichter zum Abtransport des Offgases eingesetzt werden. [6]

## 10 Zusammenfassung

Abschließend ist festzuhalten, dass alle in die Verfahrensstufe zur weitergehenden Abwasserreinigung mittels Ozon und nachfolgender Biofiltration gesetzten Erwartungen voll erfüllt wurden. Erstmals in der Abwasserreinigung ist damit eine genau nach Bedarf zu regelnde weitergehende CSB-Elimination möglich. Außerdem steht damit eine Behandlungsstufe zur Verfügung, die bei Bedarf innerhalb kürzester Zeit zugeschaltet werden kann, womit kurzfristig auf eventuelle Störungen der vorgeschalteten Biologie reagiert werden kann. Die Ozonbehandlung muss daher auch nicht durchgehend betrieben werden. Der Nachteil der hohen spezifischen Behandlungskosten kann dadurch weitgehend ausgeglichen werden.

Schließlich war erst durch Anwendung dieses Verfahrens die Einhaltung der strengen wasserrechtlichen Auflagen auch bei der Produktion hochweißer Sorten unter Verwendung von doppelt gebleichtem Holzschliff an diesem Standort möglich. Durch das erweiterte Sortenspektrum konnte die Auslastung der Papierproduktion auch in wirtschaftlich schwierigen Zeiten gesichert werden.

Vom Autor wurden die bei Pilotierung sowie Bau und Betrieb der Großanlage erhaltenen Erkenntnisse im Rahmen einer Dissertation an der Technischen Universität Wien dokumentiert [5]. Die Dissertation wurde für die Allgemeinheit freigegeben und kann unter der im Literaturverzeichnis angegebenen Adresse heruntergeladen werden.

## 11 Literatur

- [1] N. KAINDL, Gezielte Einhaltung von Emissionsgrenzwerten durch weitergehende Abwasserreinigung mittels Ozon und nachfolgender Biofiltration; veröffentlicht in Vortragsband zum 1. PTS-CTP-Symposium Umwelttechnik, I. Demel und H.-J. Öller (Hrsg.), PTS Symposium WU-SY 908, Papiertechnische Stiftung (PTS), München 1999, ISSN 0946-0101.
- [2] N. KAINDL, U. TILLMAN, C.-H. MÖBIUS, Enhancement of capacity and efficiency of a biological waste water treatment plant – Laboratory tests and pilot trials for the integration of a moving bed biofilm process and an ozone treatment into the biological waste water treatment plant of SCA Graphic Laakirchen AG, Austria, 6th IAWQ symposium on forest industry wastewaters, Tampere, 6-10 June 1999; sowie in Water Science and Technology, Vol 40, No. 11-12, 11-12, pp. 231-239, published by Elsevier Science Ltd., Great Britain, 1999.
- [3] T. SCHMIDT, S. LANGE, Treatment of paper mill effluent by the use of ozone and biological systems – large scale application at Lang Papier – Ettringen (Germany), TAPPI International Environmental Conference & Exhibit, 2000.
- [4] KAINDL N., WATZKARSCH H., LIECHTI P.-A., Planung und Errichtung einer weitergehende Abwasserreinigung mittels Ozonung und nachfolgender Biofiltration bei SCA Graphic Laakirchen AG; veröffentlicht in Vortragsband zum Seminar Betrieb biologischer Abwasserreinigungsanlagen, F. Schmid und I. Demel (Hrsg.), PTS-Manuskript PTS-MS 419, Papiertechnische Stiftung (PTS), München 2004.
- [5] KAINDL N., Weitergehende Reinigung von mechanisch und biologisch vorgereinigtem Abwasser der Papierindustrie mittels Ozonbehandlung und nachfolgender Biofiltration, Dissertationsschrift, Österreichische Dissertationsdatenbank im österreichischer Bibliothekenverbund, Wien im Februar 2009, downloadbar unter <http://media.obvsg.at/AC05039852>, 2009.
- [6] HAASE W., HELBLE A., Optimierte Ozonbehandlung zur weitergehenden Abwasserreinigung bei der Herstellung von Magazinpapier, Final Report (for publication), Report no. 20241, Bundesministerium für Umwelt, Natur und Reaktorsicherheit, Deutschland, November 2014.

### Korrespondenz an:

Dipl.-Ing. Dr. techn. Nikolaus Kaindl,

Laakirchen Papier AG,  
Schillerstraße 5,  
A-4663 Laakirchen

Tel.: +43-7613-8800,

Mail: [nikolaus.kaindl@heinzelpaper.com](mailto:nikolaus.kaindl@heinzelpaper.com)

# **Abwasserbehandlungskonzepte bei der Fruchtsaftindustrie**

Judith Andres-Salzmann, Jörg Egger

Salzmann Ingenieure ZT GmbH

**Key Words:** Abwasserbehandlung, aerob, anaerob, Fruchtsaft, Getränkeindustrie

## **1 Einleitung**

Das Herstellen von Getränken ist mit einem hohen Anfall von Abwasser verbunden. Diese Abwässer müssen vor Einleitung in ein Gewässer gereinigt werden. Im Westen Österreichs aber auch in der Ostschweiz wurde in den letzten Jahrzehnten meist eine gemeinsame Reinigung mit kommunalen Abwässern durchgeführt.

Die spezifische Abwasserzusammensetzung kann bei gemeinsamer Reinigung mit kommunalen Abwässern unter gewissen Voraussetzungen durchaus zu Problemen führen. Leicht abbaubare Zuckerverbindungen verursachen je nach Frachtanteil in den kommunalen Kläranlagen schwer beherrschbare Blähschlämme. Deren Auftreten reduziert die Reinigungsleistung und führt nicht selten zu Belastungen für den Vorfluter. In solchen Fällen stellt sich deshalb die Frage, ob es sinnvoll ist, bei einer prosperierenden Entwicklung einzelner Betriebe, die kommunalen Einrichtungen entsprechend auszubauen und anzupassen oder ob Betriebe eigene Maßnahmen ergreifen.

Für die Getränkeindustrie besteht deshalb immer öfter die Anforderung einer Eigenreinigung der Produktionsabwässer. In diesem Beitrag werden die Rahmenbedingungen einzelner Betriebe und deren Einfluss auf die dann spezifisch entwickelten Abwasserbehandlungskonzepte dargestellt.

## **2 Allgemein**

Bei den von uns meist seit vielen Jahren betreuten Betrieben der Getränkeindustrie (5 Firmen in Vorarlberg und der Ostschweiz, teilweise mit

mehreren Standorten) handelt es sich einerseits um klassische Fruchtsafthersteller mit Obstverarbeitung und damit Kampagnenbetrieb und andererseits um Standorte, die rein auf Getränkeabfüllung spezialisiert sind und somit über das Jahr einen relativ konstanten Abwasseranfall aufweisen.

Alle Betriebe waren zunächst ohne eine Vorbehandlung in die kommunale Entsorgungsstruktur eingebunden. Indirekteinleitungsverträge regeln hierbei die Einleitbedingungen, was einerseits einzuhaltende Grenzwerte relevanter Parameter und andererseits Kontingente vor allem für die CSB/BSB-Fracht und die Fracht an Feststoffen betrifft.

Dies war für alle Beteiligten solange eine gute und auch wirtschaftlich vernünftige Lösung, solange es nicht durch eine expandierende Entwicklung der Betriebe zu Überlastungen in der kommunalen Kläranlage kam.

Solche Überlastungen führten dann zu Situationen, die die Entwicklung eines eigenen Abwasserkonzeptes erforderten. Alle technologisch aber auch wirtschaftlichen Aspekte mussten für den jeweiligen Standort aufbereitet und das optimalste Konzept für den Betrieb entwickelt werden.

Im Folgenden erläutern wir anhand von Beispielen unserer Kunden, welche unterschiedlichen Konzepte jeweils realisiert wurden.

Die Lösungen beginnen - was den technologisch/wirtschaftlichen Aufwand betrifft - bei der Installation eines gezielten Abwassermanagements, erfordern manchmal den Bau einer Vorreinigung vor Indirekteinleitung und zeigen auch ein Beispiel für die Realisierung einer Anlagenkonfiguration zur Direkteinleitung in ein Gewässer.

### **3 Beispiel 1: Gezieltes Abwassermanagement**

Als erstes Beispiel beschreiben wir die Situation eines Produktionsbetriebes für die Herstellung von Fruchtkonzentraten und der Aufbereitung von Zucker in der Ostschweiz. Bei der Produktion fällt branchentypisch verschmutztes Abwasser an, das ohne weitere Vorbehandlung in die kommunale ARA abgeleitet wurde.

Veränderungen der Produktion hatten dann aber Auswirkungen auf die Zusammensetzung des Abwassers, wobei insbesondere der Anteil hoch belasteter Abwässer zugenommen hatte und somit der Konsens mit der kommunalen ARA in Bezug auf die CSB-Fracht nicht mehr eingehalten werden konnte.

### Kennzahlen des Betriebes:

Abwassermenge Hauptsaison:	bis zu 2.000 m <sup>3</sup> /d
Temperatur Zulauf im Mittel	etwa 26,5°C
CSB Ablauf Werk (2007-2008):	im Mittel bei 3.500 mg/l CSB maximal bis zu 23.100 mg/l CSB
(2009):	im Mittel bei 9.500 mg/l CSB maximal bis zu 21.000 mg/l CSB
(2010):	im Mittel bei 5.500 mg/l CSB maximal bis zu 19.000 mg/l CSB
(2011):	im Mittel bei 9.000 mg/l CSB maximal bis zu 14.100 mg/l CSB

Da die bestehenden Anlagen der kommunalen ARA nicht auf die gestiegenen Frachten des Produktionsbetriebes ausgelegt waren, kam es unweigerlich zu Problemen in deren Betrieb.

Die Salzmann Ingenieure wurden beauftragt, ein Konzept für eine Lösung dieser Probleme zu erarbeiten.

Da möglichst rasch eine Lösung zur Entlastung der kommunalen ARA gefunden werden musste, wurde in einem ersten Schritt eine Messeinrichtung aufgebaut, die mit Hilfe einer Spektrometersonde besonders hochbelastete Teilströme ausschleusen und einer separaten Stapelung und Entsorgung zuführen sollte.

Für die Ermittlung der Frachtschwankungen wurde eine Spektrometersonde (Abbildung 1) verwendet, mit der eine „On Line“ - Messung der Abwasserverschmutzung möglich war.

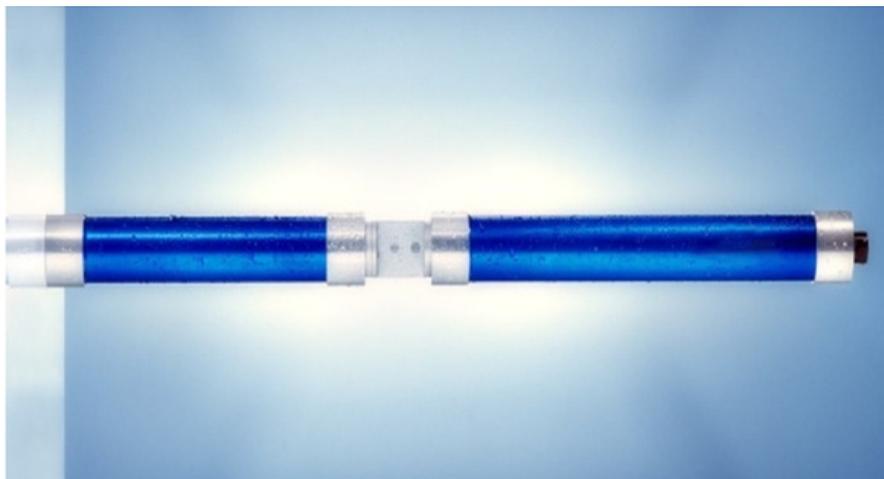


Abbildung 1: Spektrometersonde s::can

Bei dem Messgerät handelt es sich um ein transportables 2 – Strahl Spektrometer mit automatisierter Reinigungseinrichtung, Auswertesoftware und der Möglichkeit der Kopplung an ein Durchflussmessgerät oder andere Einrichtungen.

Die Absorption in einem geeigneten Wellenlängenbereich kann mit dem CSB – Wert korreliert werden. Für die Korrelation mit dem CSB wurden Mischproben entnommen und ein Bezug zwischen dem geeigneten Spektrum und dem CSB – Wert der Probe hergestellt.

Die Sonde wurde in den Abwasserstrom eingebaut. Mit Hilfe einer neu eingebrachten Absperrplatte wurde sichergestellt, dass die Sonde immer im Abwasserstrom liegt.

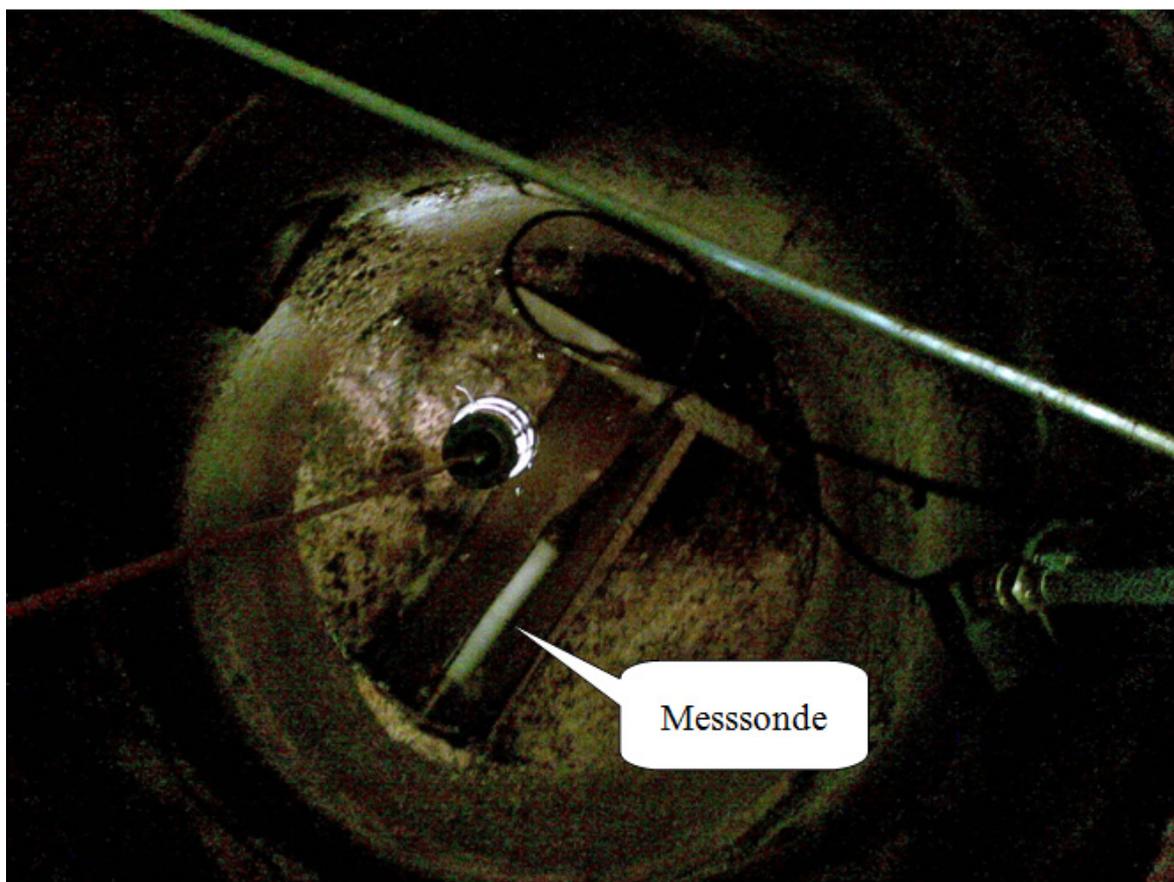


Abbildung 2: Messsonde im Ablaufschacht

Die Aufgabe der Sonde war es, kontinuierlich (alle 5 Minuten) Messungen durchzuführen und bei Überschreitung eines vorgegebenen Wertes eine Hupe und einen Schieber anzusteuern.

Mit der Hupe wurde die Aufmerksamkeit des Betriebspersonals sichergestellt und im Anschluss wurde der Ablaufschieber geschlossen, eine Tauchpumpe aktiviert und die hochkonzentrierten Teilströme in separate Tanks gepumpt. Erst wenn die von der Sonde gemessenen Werte wieder entsprechend gesunken waren, wurde der Schieber geöffnet und das Abwasser wieder direkt in die Kanalisation abgeleitet.



Abbildung 3: Steuergerät Messsonde

Die Kalibration der Messsonde wurde so durchgeführt, dass mittels nasschemisch analysierter Proben die von der Sonde gemessenen Werte in Korrelation gesetzt wurden.

Nach einigen Tagen Betriebserfahrung wurden folgende Einstellungen vorgenommen. Bei Referenzwerten von über 5.000 mg CSB/l wurde die Hupe aktiviert und bei Messungen über 6.500 mg CSB/l wurde der Schieber geschlossen und in weiterer Folge das Abwasser in separate Tanks gepumpt. In den Sammel tanks wurde dann der CSB nasschemisch überprüft. Lag der CSB über dem Einstellbereich, so wurde der Inhalt des Tanks entweder separat zur

Kläranlage geführt und dort direkt in den Faulurm eingebracht oder an produktionsärmeren Tagen, langsam dem Abwasserstrom wieder beigefügt.

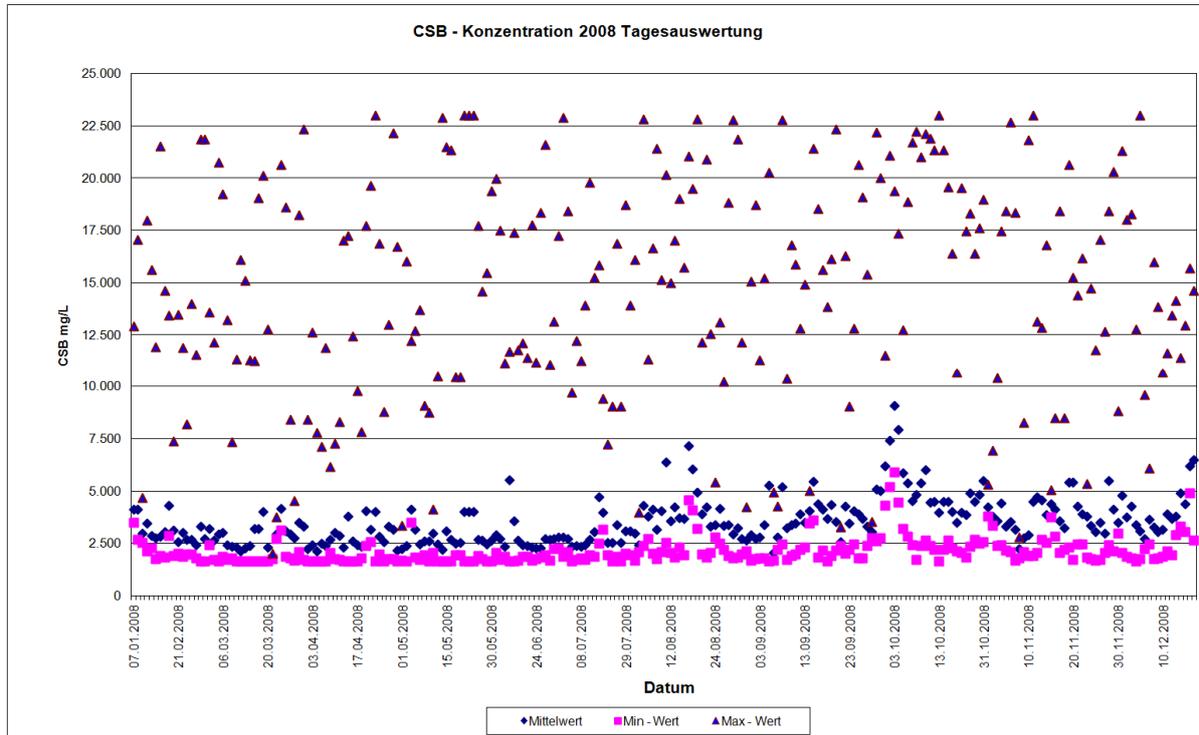


Abbildung 4: Aufzeichnung Tageswerte Online-CSB-Messung im Jahr 2008

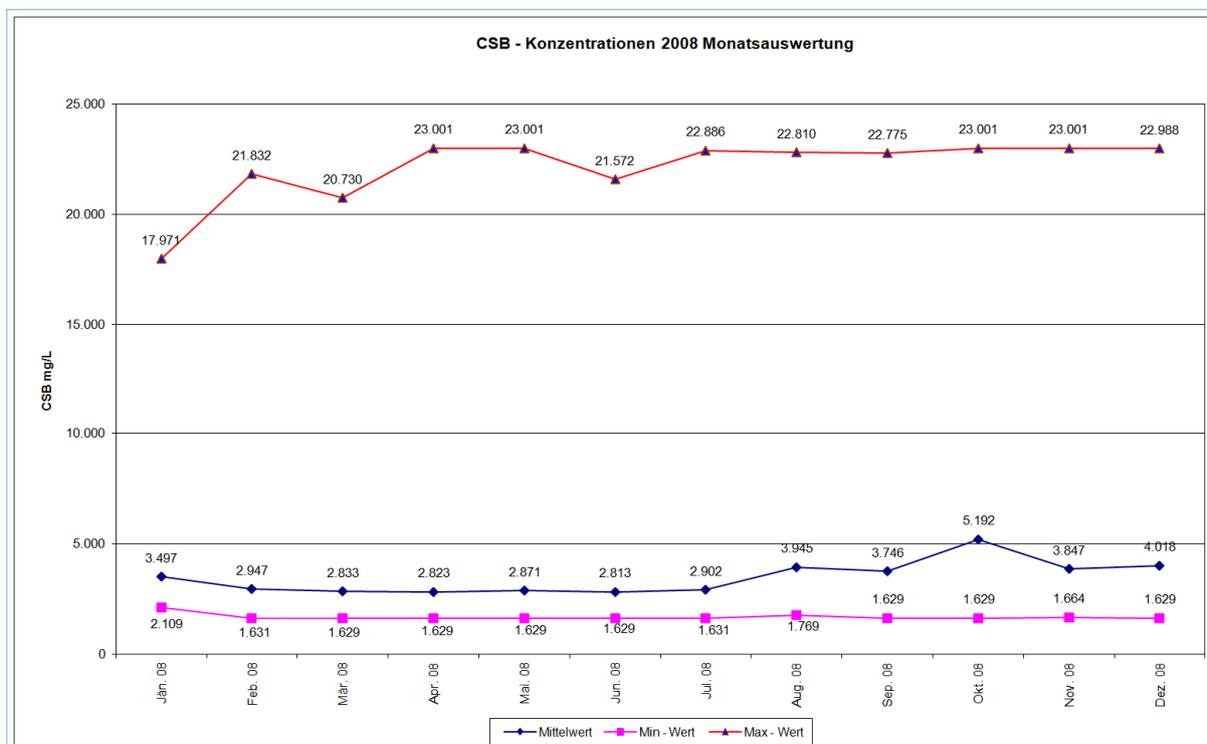


Abbildung 5: Monatswerte Online-CSB-Messungen im Jahr 2008

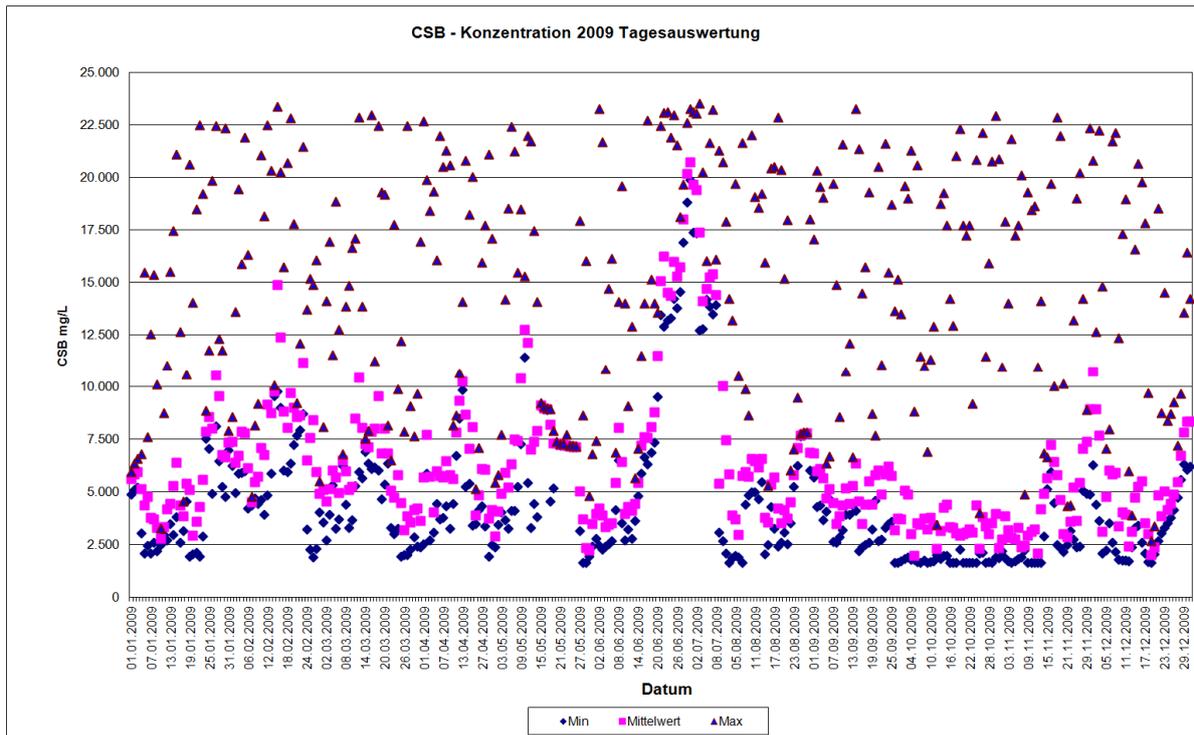


Abbildung 6: Aufzeichnung Tageswerte Online-CSB-Messung im Jahr 2009

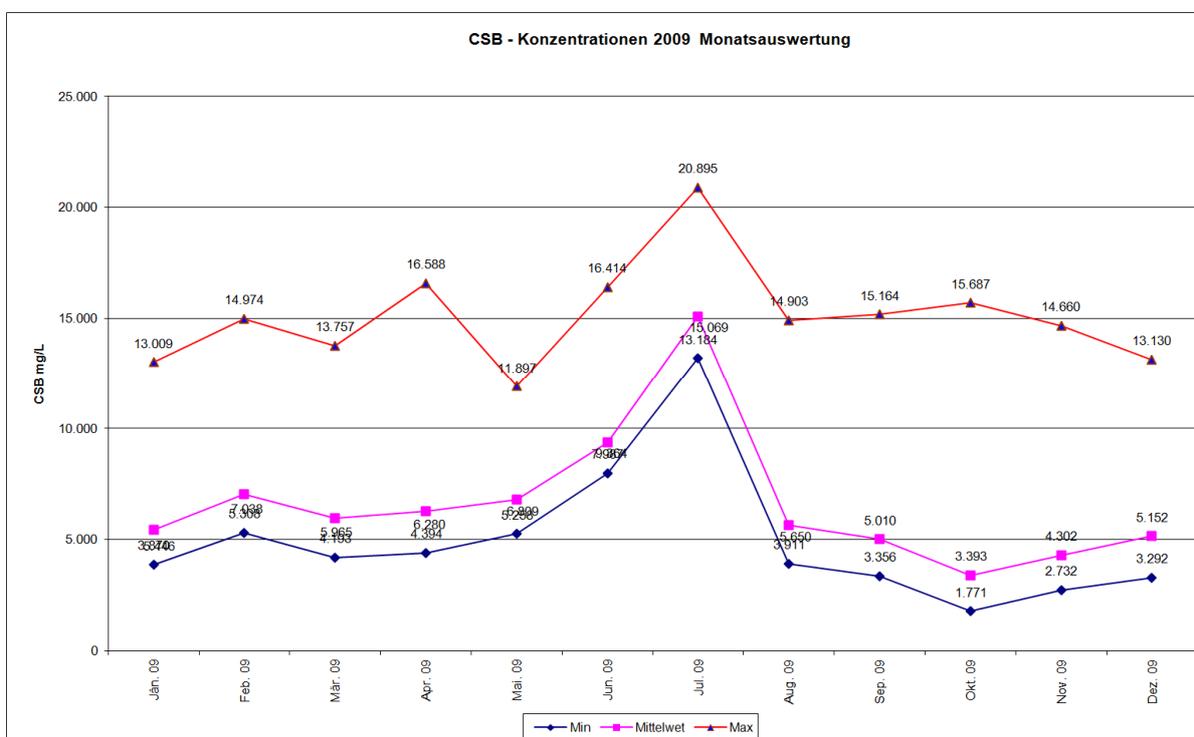


Abbildung 7: Monatswerte Online-CSB-Messungen im Jahr 2009

Die Auswertungen zeigen nicht ganz unerwartet, dass die hohen Frachten in ganz kurzen Zeiträumen anfallen und die Separierung somit die beste Möglichkeit war, den Konsens mit der ARA einzuhalten.

Da die ersten Betriebserfahrungen positiv verliefen, wurde in einem zweiten Schritt, ein Konzept entwickelt und umgesetzt, bei dem das gesamte Abwasser gesammelt und von der S::can Sonde erfasst werden konnte.

Mit dieser Betriebsweise wurde sichergestellt, dass die erlaubten Frachten der kommunalen ARA eingehalten werden konnten und es somit auf der Kläranlage zu keinen Problemen mehr kam. Diese Art der Betriebsweise wurde dann ca. vier Jahre bis zur Schließung des Standortes beibehalten.

#### **Eckpunkte:**

- Beibehaltung der vertragsgemäßen Indirekteinleitung ohne Investitionen auf der kommunalen Kläranlage
- Kostengünstige Lösung des Problems für den Betrieb, der sich zu dieser Zeit in einer wirtschaftlich schwierigen Situation befand

## **4 Beispiel 2: anaerobe Vorreinigung**

Ein Getränkeproduzent hat an seinem Standort in der Ostschweiz am Bodensee eine Betriebsanlage zur Erzeugung von Obst- und Gemüsesäften bzw. –konzentraten betrieben. In der ausgeprägten und intensiven Zeit der Mostereikampagne von Ende Sommer bis weit in den Herbst hinein fielen hierbei große Mengen an organisch teilweise hochbelasteten Abwässern an (Waschwässer, Presswässer). Über das restliche Jahr war der Abwasseranfall deutlich reduziert. Dementsprechend fielen während dieser Zeit die Abwasserfrachten auch wesentlich geringer aus.

Aufgrund der speziell während der Mostereikampagne auftretenden Frachtspitzen kam es jedes Jahr zu Überlastungen der kommunalen Abwasserreinigungsanlage. Abwasser musste separat gefasst und getrennt an verschiedene Faultürme der Region abgeführt werden, was zu hohem organisatorischem Aufwand aber auch zu empfindlichen Kostenbelastungen führte. Hinzu kam, dass auch für den Rest des abgeleiteten Abwassers in diesem Abwasserverband hohe Frachtzuschläge verrechnet wurden.

Aus diesem Grund wurde eine Vorreinigung der Abwässer überlegt. Eine Vollreinigung mit Direkteinleitung kam aufgrund des Fehlens eines geeigneten Vorfluters und der kantonalen Rechtslage damals nicht in Frage. Dazu kam, dass der Standort der Betriebsstätte mitten in einem kleinen Dorf lag, die Platzverhältnisse beengt waren und Anrainerwünsche berücksichtigt werden mussten. **Verfahrenswahl**

Aufgrund des ausgeprägten Kampagnenbetriebes, der hohen Abwasserfrachten während dieser Zeit, der vergleichsweise hohen Abwassertemperaturen und der Möglichkeit der Verwertung des produzierten Biogases im Dampfkessel des Werkes fiel die Wahl sehr bald auf ein anaerobes Abwasserreinigungsverfahren.

Die ausschließliche Notwendigkeit zur Vorreinigung, der beschränkt zur Verfügung stehende Platz und die hohen frachtabhängigen Abwassergebühren festigten diese Entscheidung.

Somit erfolgte nach detaillierter Vorplanung durch Salzmann Ingenieure eine beschränkte Ausschreibung unter Teilnahme ausgewählter Bieterfirmen.

Während des Angebotsprozesses wurden auch Anaerobanlagen der diversen Anbieter zusammen mit dem Bauherrn besichtigt. Auf diese Weise konnte sich letztlich auch der Bauherr vom Konzept der anaeroben Abwasseranlagen für seinen Anwendungsfall endgültig überzeugen.

## **4.2 Anlagenauslegung**

Die Abwasseremissionen des Werkes wurden seit längerem kontinuierlich erhoben. Die Abwässer mussten vor Einleitung in die kommunale Kanalisation mittels einer kleinen Durchlaufneutralisation auf die zugelassenen pH-Werte neutralisiert werden. Im Zuge dieser Maßnahmen erfolgte auch die Onlinemessung von Menge, Temperatur und Ablauf-pH-Wert, sowie die tägliche mengenproportionale Probenahme zur Analyse der CSB-Konzentrationen.

Schwierigkeiten zur Festlegung der korrekten Auslegungswerte bereitete anfangs der Umstand, dass aufgrund der Überlastung der kommunalen Kläranlage als Notmassnahme hoch belastete Wässer in Stapeltanks umgeleitet und per Tanklastwägen in andere kommunalen Kläranlagen zur Entsorgung transportiert wurden. Die Aufzeichnungen dieser „Sonderfahren“ lagen teilweise nur lückenhaft vor. Die tatsächlich auf diese Weise gesondert entsorgten Mengen und Frachten mussten aber bei den täglichen Ablaufdaten berücksichtigt werden.

Letztendlich ergaben sich folgende Auslegungskennwerte:

Tabelle 1: Auslegung Anaerobanlage

Parameter		Mittelwert	Maximum
Durchfluss	m <sup>3</sup> /d	350	1.000
CSB-Fracht	kg/d	1.800	5.400
Temperatur	°C	30	30

### 4.3 Umfang und Grad der Abwasserreinigung

Die einzuhaltenden Frachtgrenzwerte waren vom zuständigen kantonalen Amt bereits im Vorfeld festgelegt worden. Demnach wurden gestaffelte Ablaufgrenzwerte definiert, abhängig von der im Belebungsbecken der kommunalen Kläranlage (ARA) vorherrschenden Temperatur.

Tabelle 2: CSB-Frachtgrenzwerte Ableitung Anaerobanlage

	Frachtgrenzwert CSB (80%-Wert) [kg/d]
Kampagnezeit und bei Abwassertemp. im Belebungsbecken der ARA > 14°C (d.h. üblicherweise während der Monate Juni, Juli, August, September und Oktober eines jeden Jahres)	1.216
Bei Abwassertemp. im Belebungsbecken der ARA von 12 - 14°C (d.h. normalerweise während der Monate Mai und November eines jeden Jahres)	850
Bei Abwassertemp. im Belebungsbecken der ARA < 12°C (d.h. normalerweise während der Monate Januar, Februar, März, April und Dezember eines jeden Jahres)	416

Ansonsten gelten die Anforderungen gemäß Schweizer Gewässerschutzverordnung (GSchV vom 28. Oktober 1988, Stand 01. Juli 2008, Anhang 3.1).

Tabelle 3: Physikalische Grenzwerte Ableitung Anaerobanlage

Ablauf	Bereich		Einheit
	Minimum	Maximum	
Temperatur	-	60 nach Vermischung in Kanal höchstens 40°C	°C
pH - Wert	6,5	9,0	-

## 4.4 Anlagenkonfiguration

Vorbedingung war die Errichtung einer möglichst kompakten Anlage auf einem Lagerplatz vor dem Mostereigebäude.

Laut kommunalem Zonenplan bestand am Standort eine Bauhöhenbeschränkung auf maximal 12 Metern. Der Reaktor als Sonderkonstruktion hatte aber aufgrund verfahrenstechnischer Notwendigkeiten immer noch 14 Meter zylindrische Bauhöhe. Deshalb wurde er in einer Betonwanne 2 Meter ins Erdreich abgesenkt.

In nächster Nachbarschaft zur Anlage liegen Wohngebäude. Aus diesem Grund galten strengste Emissionsanforderungen an die Anaerobanlage. Die gesamte Maschinentchnik wurde in einem geschlossenen Betriebsgebäude untergebracht, sodass kein Lärm die Anrainer stört. Die Behälter stehen gleich neben dem Betriebsgebäude. Alle Behälter sind komplett geschlossen. Die Abluft aus den verschlossenen Behältern wurde über einen Wäscher und Biofilter geführt. Dadurch sollte jegliche Geruchsausbreitung im Umfeld der Anlage unterbunden werden.

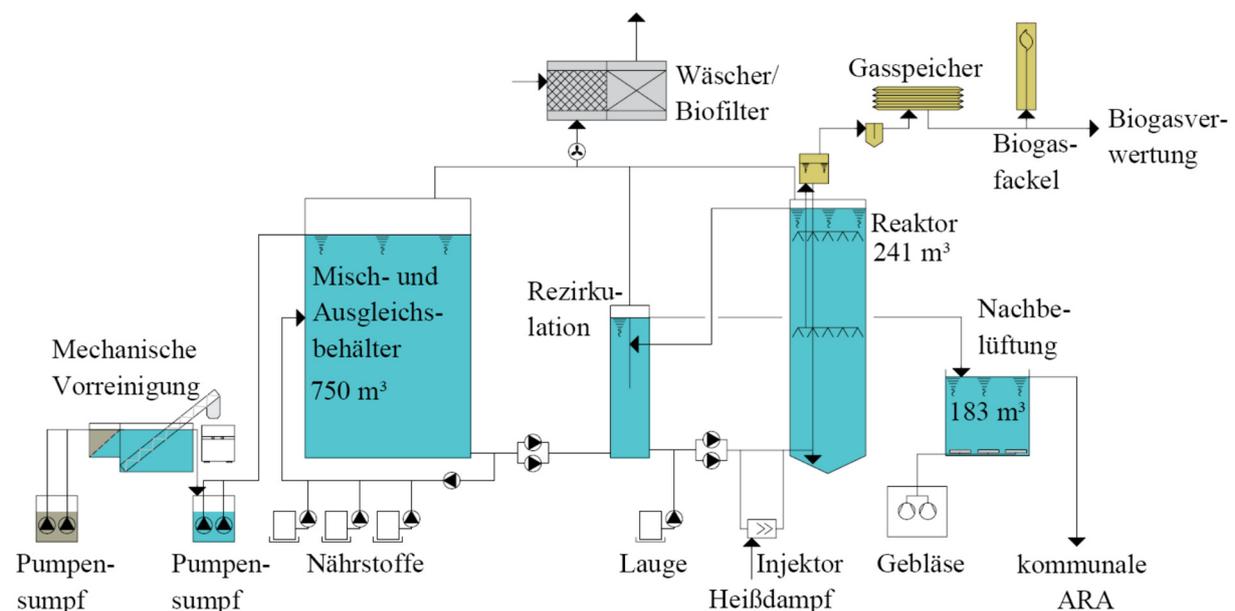


Abbildung 8: Anlagenkonfiguration

### Mechanische Vorreinigung:

Speziell während der Mostereikampagne gelangen große Mengen an Feststoffen (Erde, Blätter, Kerne etc.) ins Abwasser. Um den Anaerobreaktor vor Feststoffeintrag zu schützen, wurde eine kombinierte mechanische Vorreinigung bestehend aus Siebrechen und Sandfang installiert.

### Misch- und Ausgleichsbehälter:

Der Behälter hat einen Durchmesser von 9 m und eine Bauhöhe über Grund von 12 Metern. Somit ergibt sich ein nutzbares Volumen von annähernd 750 m<sup>3</sup>. Er wurde als schraubenförmig gefalzter Zylinder aus Edelstahl „Verinox“, Auflagerwerkstoff 1.4571 errichtet. Das Behälterdach ist als Membrantragwerk aus Edelstahl Werkstoff 1.4571 bestehend aus einer freitragend über den Behälter gespannten Edelstahlmembran ausgeführt. Der Behälter wurde mit 160 mm Mineralwolle komplett isoliert und mit Trapezblech verkleidet.

In diesem Behälter werden einerseits Tagesschwankungen im Zulauf ausgeglichen. Andererseits dient der Behälter der Vorversäuerung der gestapelten Abwässer vor Beschickung in den Anaerobreaktor.

Die erforderliche Mischenergie wird über eine Umwälzung sichergestellt. In die Umwälzleitung werden die notwendigen Makro- und Mikronährstoffe dosiert. In diesem Fall erfolgt dies in Form von Harnstofflösung, Phosphorsäure und Eisen-II-chlorid.

### Anaerobreaktor:

Der Anaerobreaktor ist als zylindrischer Behälter aus beschichtetem Normalstahl errichtet. Im Bereich der Wasserwechselzone im oberen Bereich des Reaktors wurde zusätzlich eine PE-Folie mit 2 mm Dicke für einen verstärkten Korrosionsschutz angebracht. Auch der Reaktor wurde komplett isoliert und verkleidet.

Der Reaktor ist ein von unten nach oben durchströmter Pelletschlammreaktor nach dem Prinzip des zweistufigen Schlammbettverfahrens (= 2 x UASB übereinander, Upflow Anaerobic Sludge Blanket) mit interner und externer Rezirkulation (sogenanntes EGSB-System, Extended Granular Sludge Blanket).

Die externe Rezirkulation erfolgt über den sogenannten Rezirkulationsbehälter. In diesem erfolgt eine Vorverdünnung von aus dem Misch- und Ausgleichsbehälter zulaufenden, vorversäuerten Abwasser mit gereinigtem Abwasser aus dem Reaktorablauf.

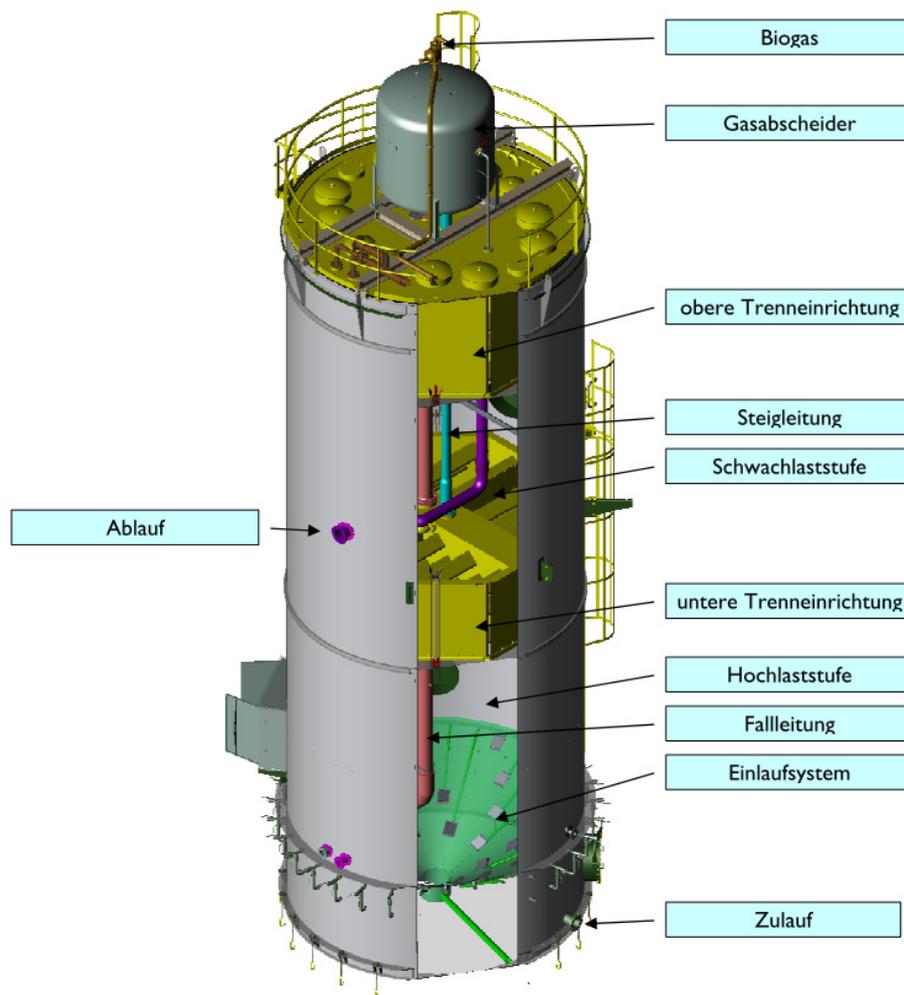


Abbildung 9: Anaerobreaktor R2S

Die interne Umwälzung wird durch das abgeschiedene Gas der ersten Stufe (unterer Bereich des Reaktors bis zur ersten Trennzone) ermöglicht, das einen sogenannten Gaslift erzeugt.

In der unteren Stufe des schlanken, zylindrischen Anaerobreaktors befindet sich ein expandiertes Schlammbett, die Hochlaststufe. Das zu behandelnde Abwasser wird über ein spezielles Einlaufsystem am Reaktorboden mit dem zirkulierenden Schlamm/Wasser-Gemisch vermischt. Hier wird der größte Teil des eingebrachten CSB in energiereiches Biogas umgesetzt.

In der unteren Trenneinrichtung wird das produzierte Biogas abgetrennt und durch die Steigleitungen im Reaktor zum Gasabscheider geleitet. Durch die hohe Auftriebsgeschwindigkeit des Gases entsteht ein Mammutpumpeneffekt, wodurch Wasser und Schlamm aus der unteren Trenneinrichtung zum Gasabscheider gefördert werden.

Im Gasabscheider am Reaktorkopf erfolgt die Trennung von Biogas und Wasser/Schlamm-Gemisch. Das Biogas wird durch Gasleitungen zum Gasspeicher und zur weiteren Verwertung abgeführt (Heizkessel). Das Wasser/Schlamm-Gemisch strömt durch die Falleleitungen zurück zum Reaktorboden.

In der oberen Zone des Reaktors, zwischen dem unteren und dem oberen Dreiphasenabscheider (Trenneinrichtung), ist der Rezirkulationsstrom, der in der unteren Zone für die Expansion des Schlammbetts sorgt, nicht vorhanden. Ebenso kommt es hier aufgrund der fast vollständigen Umsetzung des abzubauenen CSB in der unteren Zone nur mehr zu einer geringen Gasproduktion. Die hieraus resultierenden niedrigen Strömungsgeschwindigkeiten sorgen für eine gute Biomasserückhaltung im System, die mit jener von konventionellen UASB-Systemen zu vergleichen ist. Die niedrige Biomassekonzentration in der oberen Zone ermöglicht eine Expansion des unteren Schlammbetts über die untere Reaktionskammer hinaus, ohne dass Biomasse abgespült wird. Hierdurch können auch Belastungsspitzen abgefangen werden.

#### Nachbelüftung:

Die Nachbelüftung erfolgt in einem offenen zylindrischen Behälter mit 6 Metern Durchmesser und 6,5 Metern Höhe. Dies ergibt ein Nutzvolumen von 183 m<sup>3</sup>. Er wurde wiederum als schraubenförmig gefalzter Zylinder aus Edelstahl „Verinox“, Auflagerwerkstoff 1.4571 errichtet. Obwohl nicht unbedingt erforderlich erhielt dieser Behälter ebenfalls ein Dach als Membrantragwerk aus Edelstahl Werkstoff 1.4571. Es besteht wiederum aus einer freitragend über den Behälter gespannten Edelstahlmembran. Der Behälter musste nicht verkleidet werden.

Die Luftzufuhr erfolgt über gekapselte Drehkolbengebläse (aufgestellt im Betriebsgebäude) und Membranscheibenbelüfter am Behälterboden.

#### Abluftreinigung:

Die geruchsbeladene Abluft aus Misch- und Ausgleichsbehälter, Rezirkulationsbehälter und Reaktor wird über einen Wäscher einem Biofilter zugeleitet. Der Biofilter ist als rechteckiger, oben offener HDPE-Behälter gefüllt mit einem biologischen Filterbett aus Wurzelholz und Rindenhumus ausgeführt.

Im Wäscher wird die Abluft durch einen von Sprühdüsen erzeugten Wasservorhang geleitet. Es erfolgt eine drastische Zunahme der Feuchte der Abluft vor Eintritt in den Biofilter.

Der Biofilter wird von unten nach oben durchströmt. Im Filtermaterial angesiedelte Mikroorganismen veratmen die geruchserzeugenden Abluftinhaltsstoffe in unbedenkliche Stoffe wie CO<sub>2</sub> und Wasser.

### Gaslinie:

Das gewonnene Biogas wird einem kleinvolumigen Gasspeicher (= Mengenausgleich / Puffer) zugeleitet. Daraus erfolgt die Abnahme zur Verwertung im adaptierten Heizkessel des Werks. Dabei wird entsprechend Biogas während des Erdgasbetriebs in die Flamme beigemischt und senkt auf diese Weise den Erdgasverbrauch. Für den Notfall (z.B. Ausfall der Gasverwertung) steht eine voll gekapselte Notgasfackel zur Verfügung, über die das Biogas schadlos und von außen unsichtbar verbrannt werden kann.

## **4.5 Betriebserfahrung**

Die Inbetriebnahme erfolgte knapp vor der Mostereikampagne des Jahres 2009. Der Reaktor wurde mit bereits adaptierten Pelletschlamm aus einer ähnlichen Anaerobanlage ganz in der Nähe beschickt. Binnen kürzester Zeit (3 bis 4 Tage) erreichte die Anlage schon die komplette Abbauleistung.

Nach erfolgter Erstinbetriebnahme stellte sich vorerst ein reibungsloser Betrieb der Anlage ein. Die Notwendigkeit einer ständigen kritischen Betriebsüberwachung zeigte sich in den darauffolgenden Wochen sogleich auf drastische Weise.

Durch einen Ausfall der Laugendosierung übers Wochenende sank der pH-Wert im Reaktor während zwei Tagen weit unter den Sollwert von 6,5. Die Biomasse (Pelletschlamm) wurde stark geschädigt, stellte in der Folge beinahe die komplette Abbautätigkeit ein. Nur durch rasches Anpassen des pH-Werts (massive Laugenzugabe) und Nachimpfung von frischem Pelletschlamm konnte der Normalbetrieb binnen kurzer Zeit wieder gewährleistet werden.

### Kennzahlen des Betriebes:

Inbetriebnahme:	29.07.2009
Probetrieb:	bis 30.10.2009
Abwassermenge Kampagne 2009:	bis zu 920 m <sup>3</sup> /d
Abwassermenge Restzeit 2009/2010:	bis zu 250 m <sup>3</sup> /d
Temperatur Zulauf im Mittel	etwa 26,5°C
Raumbelastung Reaktor:	im Mittel bei 6,4 kg CSB/(m <sup>3</sup> *d) maximal bis zu 23,3 kg CSB/(m <sup>3</sup> *d)
CSB-Abbaurrate Anlage:	im Mittel bei 86 %
Spezifische Biogasproduktion:	im Mittel bei 0,44 m <sup>3</sup> /kg CSB <sub>abgebaut</sub>
Energiegewinn Biogas: (= Nutzbarer Energieinhalt Biogas abzüglich erforderliche Aufheizenergie Zulauf)	im Mittel bei 11.477 kWh/d

Seit Inbetriebnahme der neuen anaeroben Abwasservorbehandlung konnten die vorgegebenen Grenzwerte zur Einleitung in die kommunale ARA durchwegs eingehalten werden.

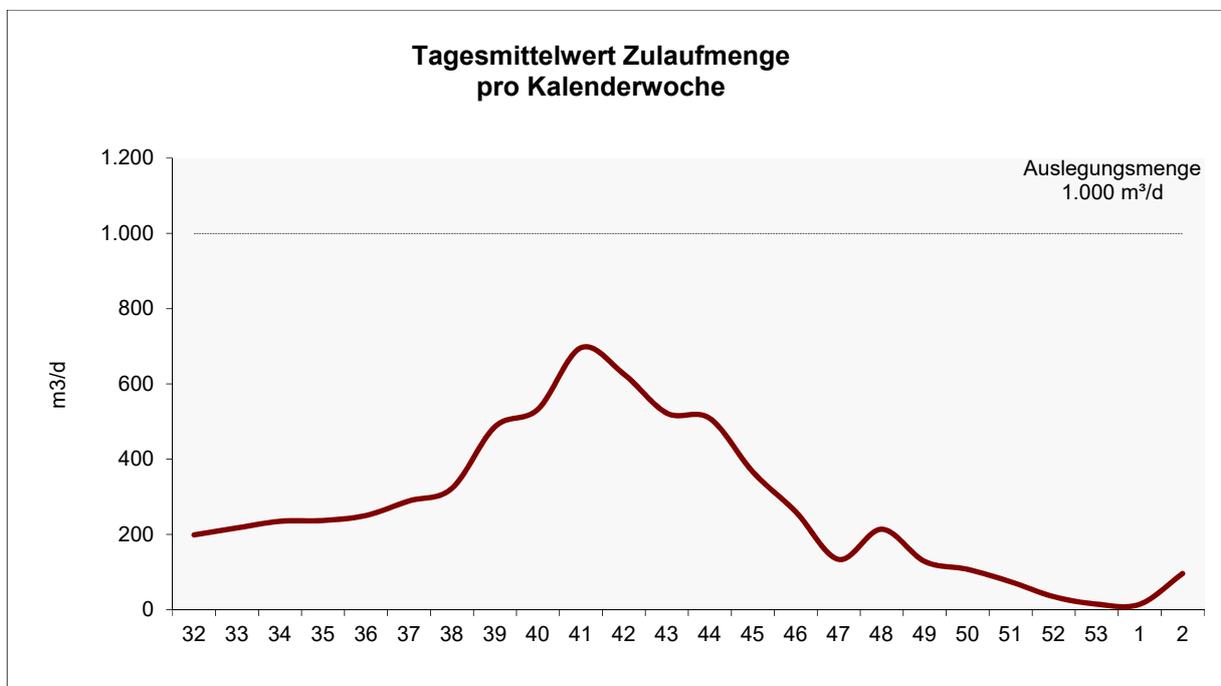


Abbildung 10: Tagesmittelwert Zulaufmenge 2009 - 2010

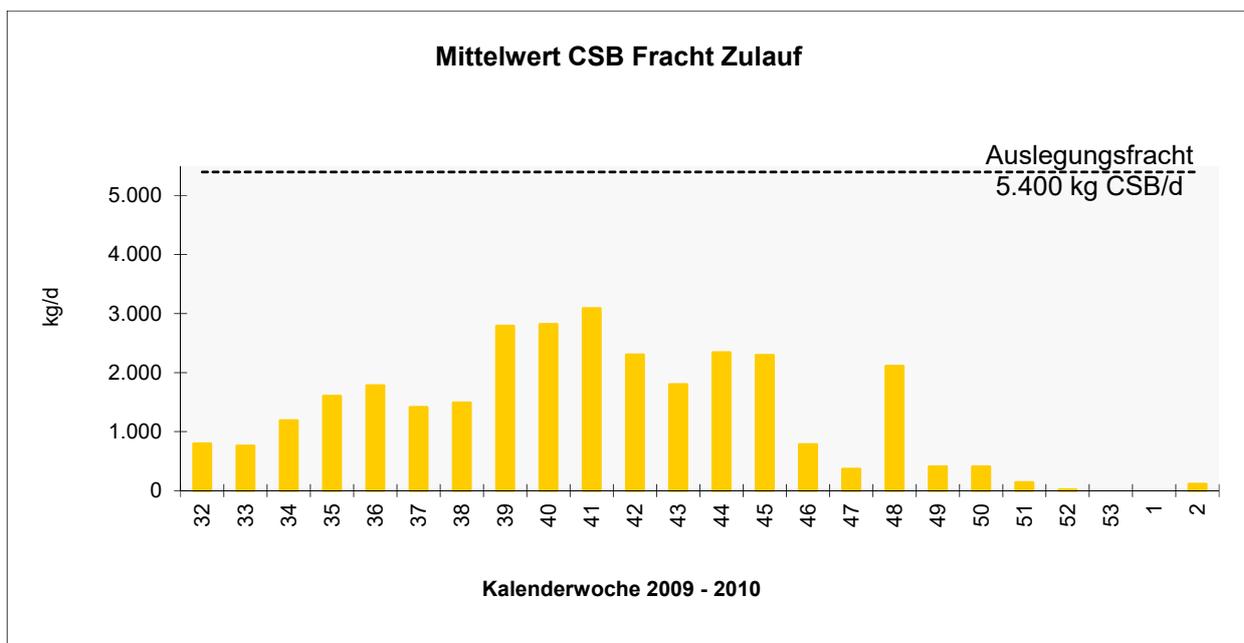


Abbildung 11: Wochenmittelwerte Zulauf CSB-Fracht aus Produktion

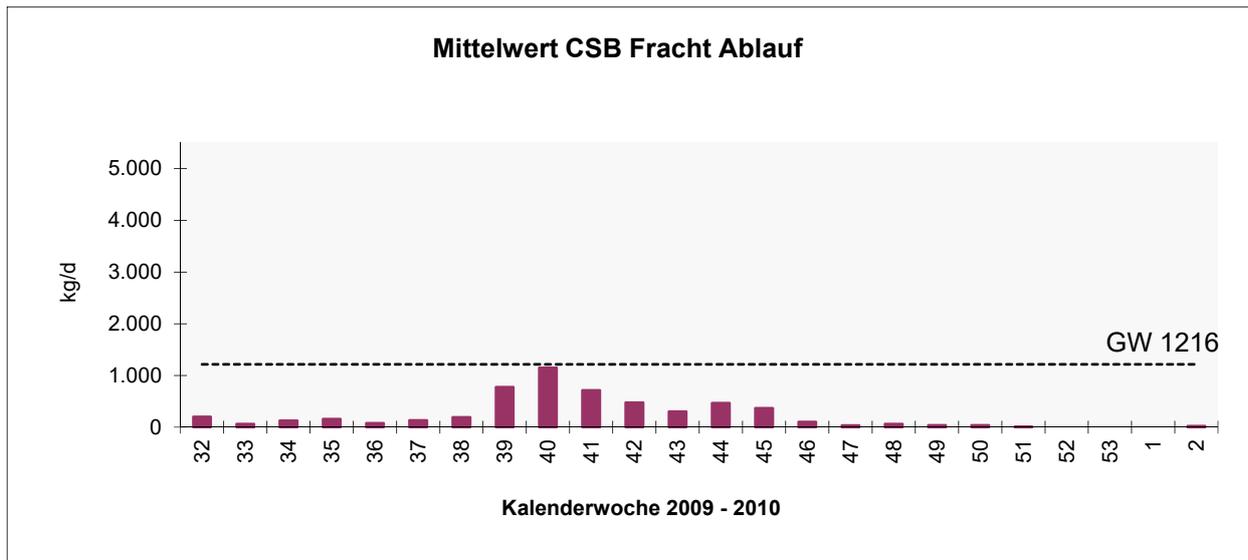


Abbildung 12: Wochenmittelwerte Ablauf CSB Fracht anaerobe Vorreinigung

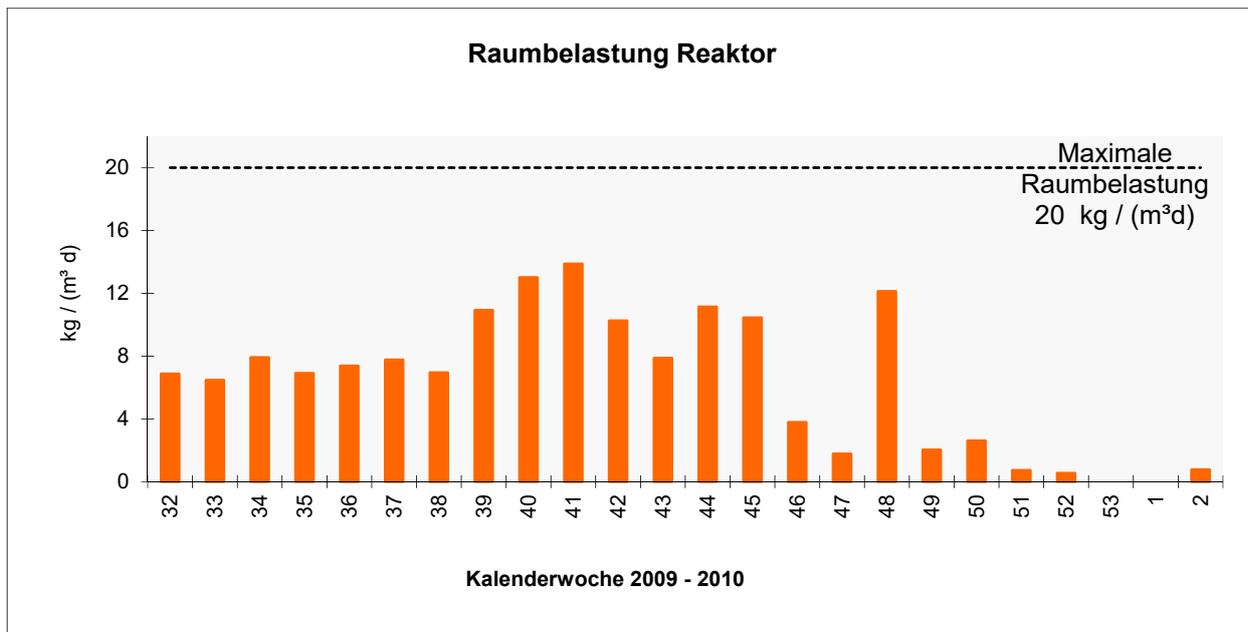


Abbildung 13: Wochenmittelwerte Raumbelastung Anaerobreaktor

#### 4.6 Betriebsergebnisse Biogas

Durch Nutzung des in der Folge der anaeroben Abbauprozesse gebildeten Biogases wird ein Gewinn erzielt (Substitution von Erdgas im Dampfkessel).

Die Menge an produziertem Biogas ist im Normalfall direkt proportional der Menge an abgebauter CSB-Fracht im Reaktor. D.h. andererseits auch, dass unter

Einhaltung der erforderlichen Rahmenbedingungen nur bei entsprechend hohem CSB-Frachtaufkommen im Zulauf auch hohe Gasmengen gewonnen werden.

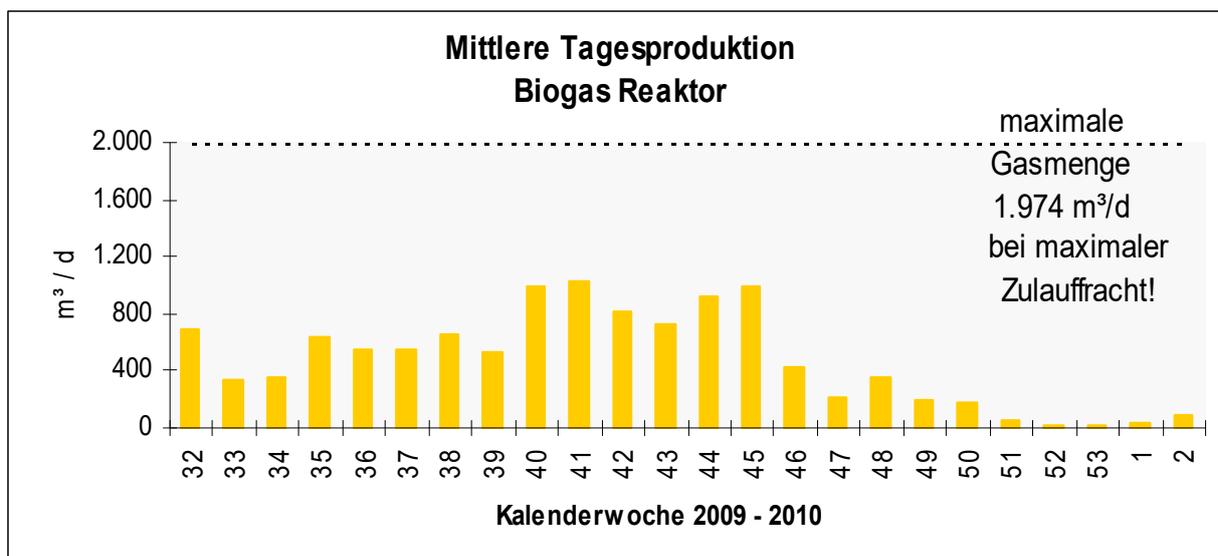


Abbildung 14: Wochenmittelwerte gewonnene Biogasmengen

Ein wichtiger Kennwert für den Funktionsstand des anaeroben Abbauprozesses ist die spezifische Biogasproduktion:

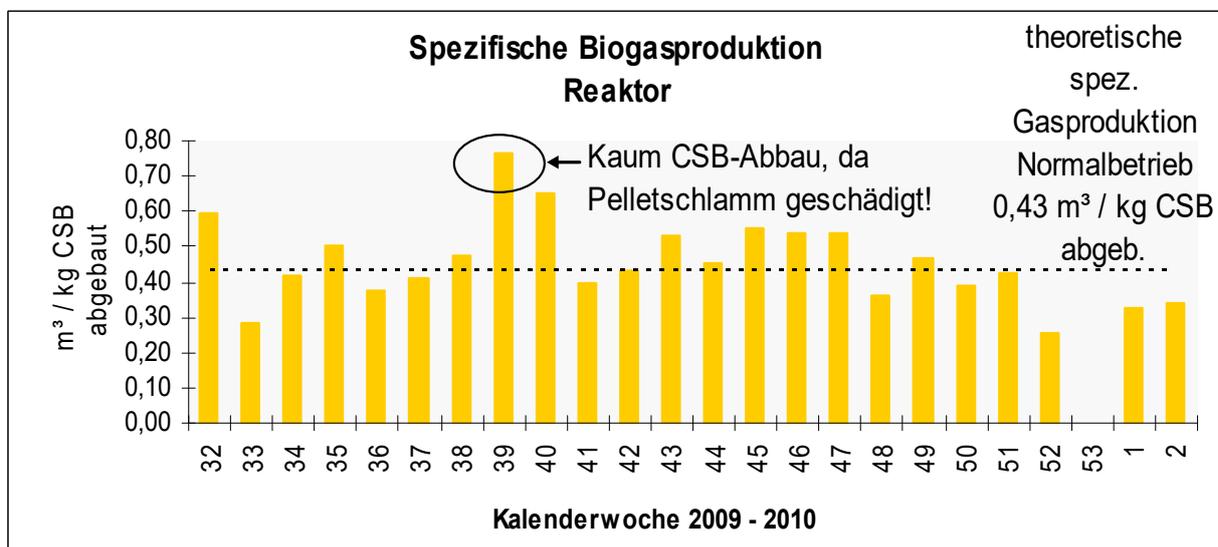


Abbildung 15: Wochenmittelwerte spezifische Biogasproduktion Reaktor

Die Differenz des nutzbaren Energieinhaltes des gewonnenen Biogases und der zur Erwärmung des Zulaufes benötigten Aufheizenergie ergibt den Energiegewinn beim Betrieb der Anlage. Nicht berücksichtigt wurde hierbei die benötigte elektrische Energiemenge.

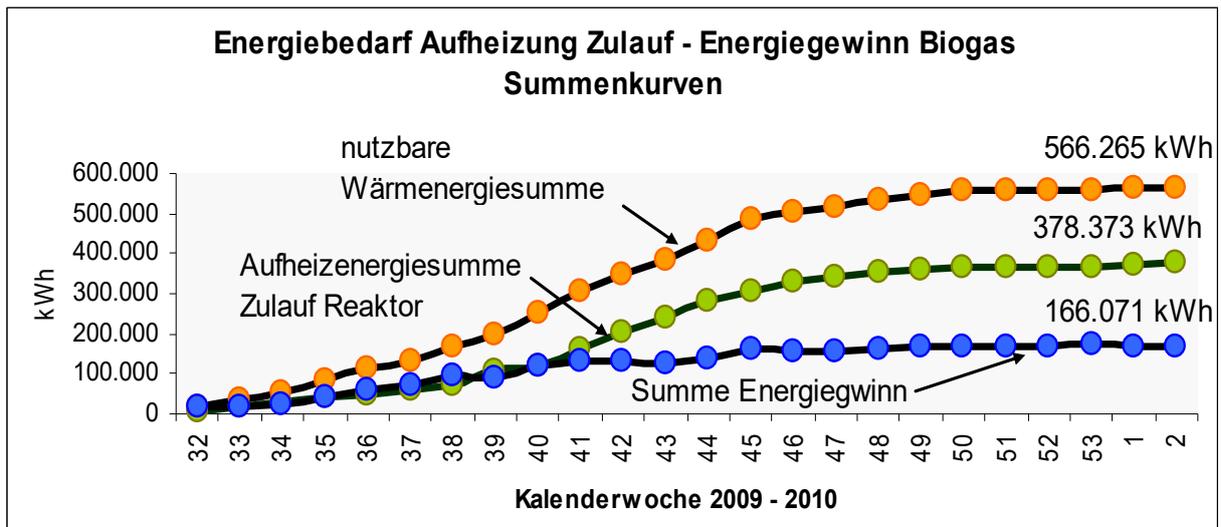


Abbildung 16: Summenkurven Energiebedarf und Energiegewinn aus dem gewonnenen Biogas

#### 4.7 Bilder Anlage



Abbildung 17: Misch- und Ausgleichsbehälter (Vordergrund), dahinter Reaktor



Abbildung 18: Betriebsgebäude (Vordergrund), dahinter Reaktor, rechts Nachbelüftung

## 5 Beispiel 3 – Anaerob/Aerobe Gesamtreinigung

### 5.1 Erste Ausbaustufe 2002

Der Standort der Betriebsanlage zur Herstellung von Erfrischungsgetränken und zur Getränkeabfüllung in Westösterreich wurde Ende der 90er Jahre an einem Industriestandort neu errichtet. Die Entsorgung der Abwässer erfolgte zunächst auf Basis eines Kanalanschlussbescheides in die nahe gelegene kommunale Kläranlage. Die sehr dynamische Entwicklung des Industriebetriebes führte schon nach kurzer Zeit zu Überlastungen der kommunalen Kläranlage. Massive Betriebsprobleme waren die Folge. Da der Abwasserverband es nicht für sinnvoll erachtete, die Kläranlage an die Bedürfnisse des Getränkeherstellers anzupassen, musste ein Konzept zur Eigenreinigung erstellt werden.

#### 5.1.1 Variantenuntersuchung

Da das Abwasser aufgrund der Situation, da es sich um einen reinen Abfüllbetrieb ohne Obstkampagne handelt, eher niedrigere CSB- Belastungen aufwies, kam für ein biologisches Verfahren am Stand der Technik im Jahr 2000 nur ein aerobes Verfahren in Frage.

Auf Basis einer beschränkten funktionalen Ausschreibung erfolgte eine von den Salzmänn Ingenieuren erstellte Variantenuntersuchung. Gegenstand der Ausschreibung waren 2 Varianten:

- Vorreinigungsanlage zur Reduktion der Abwasseremission auf eine CSB-Fracht von max. 1.000 kg/d bei Indirekteinleitung in die Verbandsanlagen.
- Reinigung des gesamten Abwassers auf Direkteinleiterqualität.

Als wesentliches Kriterium der Anlagenkonfiguration wurde eine Mindestschlammalter von 20 Tagen für aerobe biologische Verfahren vorgegeben. Das Schlammalter ist ein wichtiger Parameter für mehrere Faktoren (Trockensubstanz, Volumen, Schlammbelastung). Bei Abwässern der Erfrischungsgetränkproduktion, die aus einer Mischung sehr leicht abbaubaren (Zuckerverbindungen) und schwer abbaubaren (Reinigungs- und Desinfektionsmittel) Substraten bestehen, sollte das Schlammalter möglichst hoch gewählt werden. Ein hohes Schlammalter bietet Reserven bei Frachtschwankungen und Sicherheiten hinsichtlich Geruchsemission, toxischer Stöße und Blähschlammanfälligkeit.

Für die Vergabe wurden die Angebote nachfolgenden Kriterien geprüft und bewertet: Betriebssicherheit, Angebotspreis, Betriebskosten, Flächenbedarf, Flexibilität.

### 5.1.2 Anlagenauslegung

Die Abwasseremission wurde seit Produktionsbeginn regelmäßig erhoben. Auf Basis der 85 % - Häufigkeit ergaben sich folgende Zulaufbemessungswerte für die Reinigungsanlage:

Tabelle 4: Auslegung

Zulaufmenge	$Q_d$	=	2.500	$m^3/d$
BSB <sub>5</sub> - Fracht	$B_{d,BSB5}$	=	3300	kg BSB <sub>5</sub> /d
CSB - Fracht	$B_{d,CSB}$	=	5000	kg CSB/d
Feststofffracht	$B_{d,TS}$	=	150	kg TS/d
Stickstofffracht	$B_{d,N}$	=	50	kg N/d
Phosphorfracht	$B_{d,P}$	=	37,5	kg N/d

### 5.1.3 Umfang und Grad der Abwasserreinigung

Die Anlage wurde mit einem Schlammalter von  $> 20$  Tagen auf die gesicherte Einhaltung der Emissionsbegrenzungen der Verordnung zur Begrenzung von Abwasseremissionen aus der Herstellung von Erfrischungsgetränken und der Getränkeabfüllung (Kodex des österreichischen Rechtes - Wasserrecht 2/25 v Getränke, Spalte 1) ausgelegt:

Tabelle 5: Grenzwerte

Temperatur	° C	30	Ammoniumstickstoff	mg/l	5
Toxizität		$< 2$	Gesamtphosphor	mg/l	1
absetzbare Stoffe	ml/l	0,3	Sulfid	mg/l	0,1
pH-Wert		6,5 – 8,5	CSB	mg/l	90
Kupfer	mg/l	0,5	BSB <sub>5</sub>	mg/l	20
Eisen	mg/l	2	AOX	mg/l	0,5
Gesamtchlor	mg/l	0,4	Summe anionischer und nichtionischer Tenside	mg/l	1

### 5.1.4 Anlagenkonfiguration

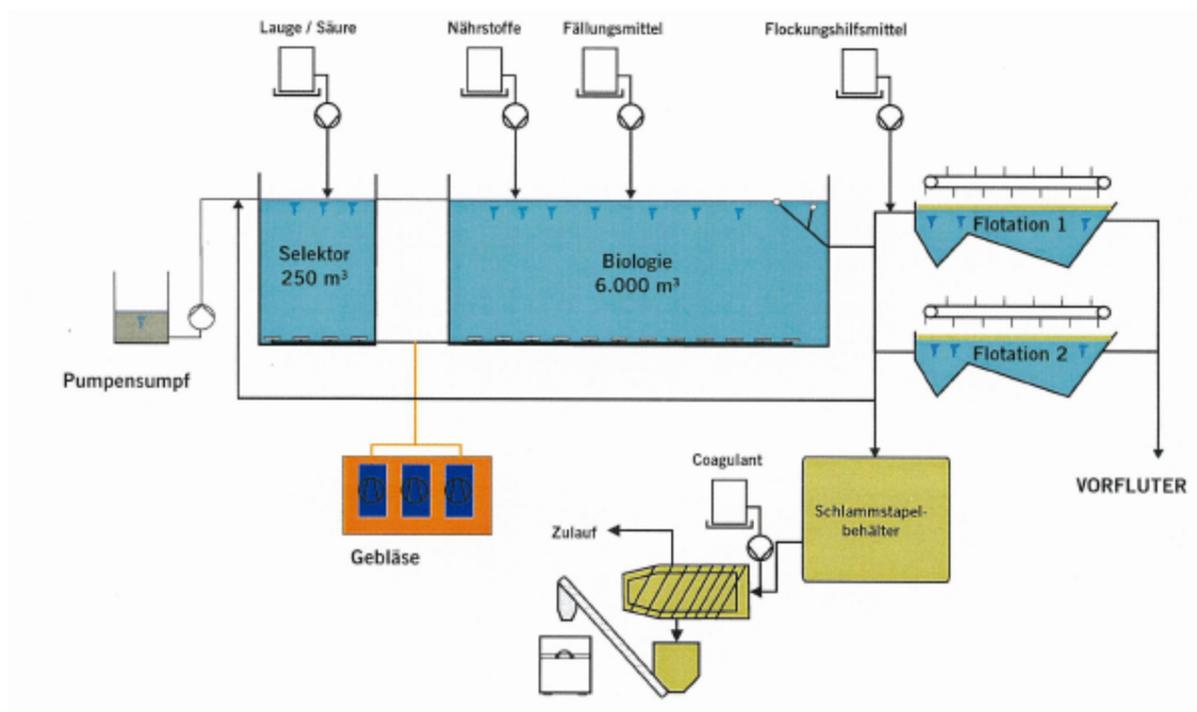


Abbildung 19: Anlagenkonfiguration

Der Angebotsvergleich hat ergeben, dass die vorgegebenen Kriterien von einem schwach belasteten Belebungsverfahren in Behälterbauweise mit vorgeschaltetem Selektor in Kombination mit einer Belebtschlammflotation am besten erfüllt werden. Aus wirtschaftlichen Überlegungen wurde eine Anlage zur Direkteinleitung errichtet.

#### Mechanische Vorreinigung:

Zur gesicherten Abscheidung von Feststoffen wurde ein vollautomatischer Umlaufrechen mit 1 mm Stababstand installiert. Vom Ablauf des Rechengerinnes gelangt das Abwasser im freien Gefälle in die Zulaufpumpstation. In der Zulaufpumpstation sind 3 gleichwertige Abwasserpumpen installiert. Die Fördermenge beträgt je 50 l/s (180 m<sup>3</sup>/h). In diesen Pumpschacht wird auch die benötigte Menge an Harnstoff zudosiert.

#### Selektorstufe:

Der großvolumigen Belegung wurde ein aerober/anoxischer Selektor vorgeschaltet. Das Selektorbecken ist als oberirdischer Tank in Stahl-Emailbauweise ausgeführt (Höhe 7m, Durchmesser 7m). Das Volumen beträgt 269 m<sup>3</sup>. Durch den Betrieb des Selektors sollen die Belebtschlamm-eigenschaften wesentlich verbessert werden, störende Populationen werden unterdrückt und eine intensive Vermischung von Belebtschlamm und Rohabwasser wird erzielt.

Das Rohabwasser wird durch eine Druckleitung oberhalb des Selektor-Wasserspiegels geführt, und fließt sichtbar in den Reaktor. Rücklaufschlamm in eingedickter Konsistenz wird ebenfalls durch eine Druckleitung herangeführt.

Die Luftversorgung des aeroben Selektors erfolgt über eine flächige Bodenbelüftung. Der Lufteintrag erfolgt über Membran - Tellerbelüfter aus beständiger EPDM-Membran.

Die Zugabe des benötigten Nährstoffs Phosphor mittels Phosphorsäure erfolgt direkt in den Selektor.

#### Belegung:

Das bereits gut mit dem Rücklaufschlamm vermischte Abwasser fließt vom Selektor durch eine Freispiegelleitung sichtbar in das Belebungsbecken. Das

Belebungsbecken ist ebenfalls als Stahl-Emailbehälter (Höhe 7 m, Durchmesser 32 m) ausgeführt. Das Volumen beträgt 5816 m<sup>3</sup>, die Aufenthaltszeit netto ca. 2 bis 2,5 Tage. Die Einmischung des Abwassers in den Reaktor erfolgt in gezielter Strömung durch ein Tauchrührwerk. Dadurch werden Kurzschlussströmungen zum in örtlicher Nähe befindlichen Anlageablauf verhindert.

Für den erforderlichen gelösten Sauerstoff im Belebungsbecken und eine ausreichende Turbulenz sorgt eine flächige Tiefenbelüftung mit feinblasigen Membranbelüftern, angespeist durch zwei Drehkolbenverdichter. Der Lufteintrag erfolgt über Membran - Tellerbelüfter mit speziell beständiger Gummimembran. Es handelt sich dabei um peroxidvernetztes EPDM, das insbesondere gegen organische Säuren und hohe Betriebstemperaturen beständig ist.

Die Drucklufterzeugung erfolgt über zwei Kolbenverdichter mit Frequenzumformerregelung, lastabhängig betrieben zwischen unterem und oberem Leistungspunkt (jeweils ca. 30 bis 100 % Förderleistung).

Das Gemisch aus Belebtschlamm und gereinigtem Abwasser verlässt das Belebungsbecken über ein schwimmendes Abzugssystem. In diesen Ablauf wird das Aluminiumfällmittel zur Reduktion des Restphosphorgehaltes zudosiert.

#### Nachklärung (Belebtschlammflotationen):

Die physikalische Trennung des Belebtschlammes vom gereinigten Abwasser (Nachklärung) wird durch Schlammeigenschaften wie die Flockenstruktur des Belebtschlammes beeinflusst. Besonders bei stark schwankenden, organisch hochbelasteten Industrieabwässern kann es zu Betriebszuständen kommen, in denen klassische Methoden zur Schlammabtrennung, die auf Sedimentation basieren, unzureichend sind. Die Ursache ist meist ein stark erhöhter Schlammindeks oder sogar eine Flockenauflösung.

Die Abtrennung von Belebtschlamm durch Entspannungsflotation basiert auf der erzwungenen Aufschwemmung der Flocken durch die Anlagerung kleinster Luftbläschen. Die Struktur und Größe der Schlammflocken spielt dabei eine nur untergeordnete Rolle.

Auch bei angehender Auflösung der Flocken und hoher Resttrübe bei Störungen der Belebungsstufe werden durch die dauerhafte und automatisierte Zugabe eines genau ausgewählten polyelektrolytischen Flockungshilfsmittels („Polymer“) flotierbare Strukturen erzeugt.

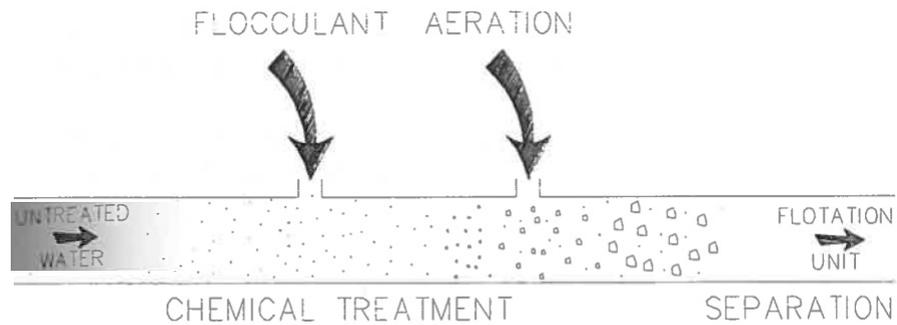


Abbildung 20: Wirkungsweise Flockung durch Zugabe von Polymer und Luft

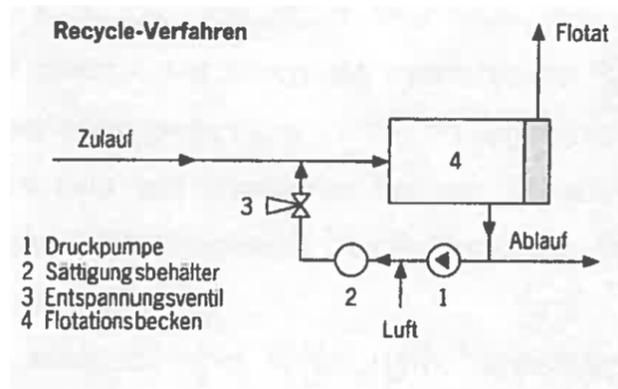


Abbildung 21: Luftanreicherung im Sättigungsreaktor (Druckrohr) nach dem Recycleverfahren, d.h. ein Teilstrom aus dem Klarwasserbereich wird rückgeführt und unter Druck mit Luft gesättigt.

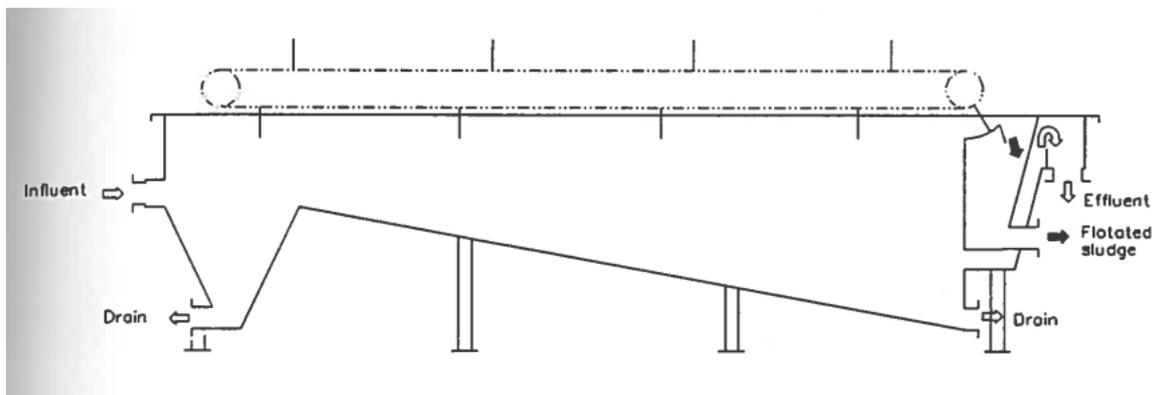


Abbildung 22: Aufbau Flotationseinheit (Quelle: Betriebsanleitung Lieferant).

Das Belebtschlamm/Abwasser-Gemisch wird in geregelter Menge zu zwei parallelen Entspannungsflotationsanlagen geführt. Am Einlauf jeder Flotation ist eine Turbulenz-Mischstrecke angeordnet. Hier wird zur Verbesserung der Flockenstruktur und zur Entfernung von Trübstoffen ein speziell ausgewähltes polyelektrolytisches Flockungsmittel zuzugeben. Bei Normdurchfluss wird im

Mischstück durch gezielte Querschnittsverengung eine definierte Mischenergie erzeugt, die zu optimaler Flockung führt.

Die Herstellung der Polyelektrolytlösung erfolgt aus Flüssig-Konzentrat. In einer vollautomatischen Ansetzstation wird das Konzentrat in Reinwasser gelöst und auf Arbeitskonzentration verdünnt.

Die Abscheidung der Schlammflocken erfolgt mittels physikalischer Entspannungsflotation.

Dazu wird der Abwasserstrom mitunter Überdruck luftgesättigtem Klarwasser aus dem Klarwasserbereich der Flotationsanlage versetzt. Unter Normaldruck tritt die überschüssige gelöste Luft in Form von feinsten Luftblasen (30 bis 50  $\mu\text{m}$ ) aus. Die Luftbläschen lagern sich an Flocken und Feststoffen an und treiben diese zur Oberfläche der Flotationsanlage.

Dort wird die entstehende Schwimmschlammschicht (sogenanntes Flotat) durch einen umlaufenden Schaber/Räumer kontinuierlich in einen Sammelschacht abgezogen und zum Selektor rückgeführt.

Das Klarwasser verlässt die Anlage im freien Ablauf.



Abbildung 23: Flotationsstraßen 1 (Hintergrund) und 2 mit Flotatschlammabwurf (links) und Klarwasserüberlauf (rechts).



Abbildung 24: Flotation 1 (Hintergrund) und Flotation 2 (Vordergrund) mit Räumersystem und Flotatschlammteppich.

### Schlammwässerung:

Aufgrund des im Labor ermittelten Belebtschlammgehaltes wird die Menge an Überschussschlamm errechnet. Durch Umleitung des Rücklaufschlammstromes wird der in den Flotationsanlagen voreingedickte Überschussschlamm in einen großvolumigen Schlammsilo gefördert. Die Freigabe der Schlammleitungen erfolgt über pneumatisch angetriebene Klappen.

Der Schlammsilo ist als oberirdischer Tank in Stahl-Emailbauweise ausgeführt. Das Volumen des Schlammsilos beträgt 197 m<sup>3</sup>. Er dient hauptsächlich als Puffer zur gleichmäßigen Beschickung der Dekanter-Zentrifuge, weniger als tatsächlicher Speicher. Der Schlammsilo ist durch eine tragende Dachkonstruktion geschlossen.

Für die weitere Eindickung des Schlammes kommt eine Dekanterzentrifuge zum Einsatz. Zur Verbesserung des Entwässerungsverhaltens wird der Dünnschlamm vor dem Entwässerungsaggregat mit polyelektrolytischen

Flockungshilfsmitteln konditioniert. Die Flockungshilfsmittelzugabe erfolgt im Dekanter.

Der Dickschlamm-Abwurf des 2-Phasen-Dekanters erfolgt in einen Trog-Schneckenförderer und der Schlamm wird so aus dem Betriebsgebäude zum überdachten Containerplatz transportiert. Dort können die Schlämme durch eine schwenkbare Förderschnecke auf zwei Lagercontainer bzw. landwirtschaftliche Hänger verteilt werden. Die Entsorgung der Schlämme erfolgt über landwirtschaftliche Biogasanlagen im näheren Umfeld.

### 5.1.5 Betrieb der Anlage

Bereits in der Planungsphase des Projektes wurde auch darüber gesprochen, wie der Betrieb einer eigenen Kläranlage organisiert werden könnte. Für jeden Verantwortlichen eines Industriebetriebes ist die Beschäftigung mit dem branchenfremden und sehr komplexen Thema Abwasser eine große Herausforderung. Die Geschäftsleitung dieses Unternehmens wollte eine Lösung finden, die keine Kapazitäten des Werkspersonals bindet und die Verantwortung in Hände legt, die diese fachlich auch übernehmen können.

Die Abwasserreinigungsanlage (BARA) ist Ende 2002 in Betrieb gegangen. Die Salzmann Ingenieure haben nach Konzepterstellung und Errichtung auch den Betrieb der Anlage in vollem Umfang im Rahmen eines Dienstleistungsvertrages übernommen. Ein ausgebildeter Klärwärter ist täglich vor Ort, 3 weitere Personen sind im Rahmen der Wartung und Instandhaltung und für Nacht-, Wochenenddienste und Urlaubsvertretung zeitweise in den Betrieb der Anlage eingebunden.

### 5.1.6 Betriebserfahrungen

Kennzahlen des Betriebes:

Abwassermenge	550.000 - 650.000 m <sup>3</sup> /a
Trockensubstanz Belebung:	4 - 8 g/l
Trockensubstanz Rücklaufschlamm:	25 - 30 g/l
Schlammindex:	50 - 70 ml/g
Schlammbelastung:	Ø 0,1 kg CSB/kg TS*d
Schlammalter:	Ø 23 d
Schlammzuwachs:	Ø 0,47 kg TS/kg CSB*d

Kurz nach Inbetriebnahme konnten bereits alle Emissionsgrenzwerte gesichert eingehalten werden.

Die erwartete zusätzliche Betriebsicherheit durch den Einsatz von Entspannungsflotationen zur Belebtschlammabtrennung hat sich im laufenden Betrieb als sehr hilfreich erwiesen. Kritische Betriebszustände führten so nie zu Überschreitungen der Emissionsgrenzwerte.

Flotationsanlagen bieten gegenüber klassischen Sedimentationsbecken auch den Vorteil, dass sie bei gleicher Reinigungsleistung weniger Fläche beanspruchen. Bei beengten Platzverhältnissen bieten diese also die Möglichkeit, trotzdem eine effektive Nachklärstufe realisieren zu können.

Nachteilig gegenüber der klassischen Sedimentation ist sicherlich der erhöhte Betriebsaufwand in Form von benötigten Betriebsmitteln (Druckluft, Flockungshilfsmittel) und für die Betreuung bzw. Wartung der aufwändigeren Anlagentechnik zu erwähnen.

Im genannten Beispiel haben die Vorteile die genannten Nachteile allerdings bei Weitem übertroffen. Der Betrieb über Jahre hat gezeigt, dass damit bei richtiger Einstellung der Anlage ein reibungsloser und kontinuierlicher Betrieb über einen langen Zeitraum gewährleistet werden kann.



Abbildung 25: Betriebliche Abwasseranlage (erste Ausbaustufe) mit dem Betriebsgebäude mit Schlammplatz (links) Schlammbehälter (vorne Mitte), Selektorbecken (rechts) und Belebungsbecken (rechts hinten).

## 5.2 Zweite Ausbaustufe 2014

Die Errichtung weiterer Produktionslinien zur Getränkeabfüllung am Standort erforderte einen Ausbau der Reinigungskapazität der bestehenden betrieblichen aeroben Abwasserreinigungsanlage.

In einer Konzeptstudie wurden von den Salzmänn Ingenieuren mögliche biologische Reinigungsvarianten untersucht und hinsichtlich ihrer Investitions- und Betriebskosten, sowie weiterer Rahmenparameter wie z.B. dem Platzbedarf miteinander verglichen. Grundlage zur Dimensionierung bildeten in Zusammenarbeit mit dem Bauherrn auf Basis bereits bestehender ähnlicher Produktionsanlagen an anderen Firmenstandorten hochgerechnete Abwasserdaten für den zukünftigen Anfall nach den diversen geplanten Erweiterungsstufen. Für die Beurteilung der Investitions- und Betriebskosten wurden bei potentiellen Lieferfirmen Richtpreisangebote zur Reinigung der prognostizierten Abwässer eingeholt.

Das Ergebnis dieser Konzeptstudie favorisierte eine vorgeschaltete anaerobe Abwasserreinigungsstufe vor die bestehende Aerobstufe. Diese Anaerobstufe sollte zukünftig einen Großteil der Abwasserinhaltsstoffe abbauen und zu energiereichem Biogas umsetzen. Dieses wird im werkseigenen Dampfkessel verwertet und somit Erdgas substituieren.

Nach der Verfahrensentscheidung erfolgte vorab die Abstimmung mit der zuständigen Bewilligungsbehörde zur Abklärung der Genehmigungsfähigkeit und möglicher zusätzlicher Auflagen.

Die Detailplanung und beschränkte funktionale Ausschreibung der Anlagentechnik durch Salzmänn Ingenieure erfolgte im Anschluss.

Als wesentliches Kriterium der Anaerobstufe wurde eine konservative Bemessung mit einer Raumbelastung kleiner  $20 \text{ kg CSB/m}^3\cdot\text{d}$  vorgegeben. Zusätzlich sollte eine Online-CSB-Messung im Zulauf die Anlage vor unzulässigen Stoßbelastungen schützen. Bei Überschreitung eines definierbaren Maximalwertes an CSB im Zulauf, sollte die Anaerobstufe automatisch umgangen und das hoch belastete Abwasser direkt in die großvolumige aerobe Reinigungsstufe geleitet werden.

Neben der Erweiterung der biologischen Reinigungskapazität der Gesamtanlage mittels einer Anaerobstufe musste die hydraulische Kapazität der bestehenden Nachklärstufe an die prognostizierten Abwasserdaten angepasst werden. Da hier bereits Druckentspannungsflotationen erfolgreich im Einsatz waren, wurde eine Erweiterung um weitere Flotationseinheiten ausgeschrieben.

### 5.2.1 Anlagenauslegung

Auf Basis der bestehenden Abwasserdaten der aeroben Betriebsabwasserreinigung und Abwasserdaten aus zu den geplanten Erweiterungen ähnlichen Abfüllanlagen an anderen Betriebsstandorten wurden anhand von Mischungsrechnungen die zukünftigen Auslegungsdaten prognostiziert:

Tabelle 6: Auslegung

Zulaufmenge	$Q_d$				=	3.048	m <sup>3</sup> /d
CSB - Fracht im Mittel	$B_{d,CSB}$	=	8950	kg CSB/d	=	2.936	mg/l
CSB-Fracht Spitze	$B_{d,CSB, max}$	=	10.971	kg CSB/d	=	5.232	mg/l
Abfiltrierbare Stoffe	$B_{d,AF}$	=	<1.524	kg AF/d	=	< 500	mg/l

Die restlichen Dimensionierungsgrundlagen konnten aus den bestehenden Abwasserdaten auf Basis der neuen Mengen hochgerechnet/abgeschätzt werden. Die angegebene Spitzenbelastung wurde mit maximal zwei Stunden pro Tag angesetzt.

### 5.2.2 Umfang und Grad der Abwasserreinigung

Mit der neuen vorgeschalteten anaeroben Abwasserreinigungsstufe können etwa 80 % des im Abwasser enthaltenen CSB abgebaut werden.

Für den Gesamtablauf gelten natürlich immer noch die bereits in Abschnitt 5.1.3 genannten Einleitwerte zur Direkteinleitung, die strikt einzuhalten sind.

Der Ablauf aus der neuen Anaerobstufe in die nachgeschaltete Aerobstufe sollte bei Maximalauslegung folgende Werte aufweisen:

Tabelle 7: Ablauf bzw. Biogasmenge und Energieertrag Biogas aus Anaerobstufe

CSB - Fracht im Mittel	$B_{d,CSB}$	=	1.790	kg CSB/d	=	587	mg/l
CSB-Fracht Spitze	$B_{d,CSB, max}$	=	2.194	kg CSB/d	=	720	mg/l
Biogasmenge Mittel	$B_{d,Gas}$	=	3.080	Nm <sup>3</sup> /d			
Energieertrag Biogas Mittel	$E_{d, Gas}$	=	23.000	kWh/d			

### 5.2.3 Anlagenkonfiguration

Die Auswahl fiel wiederum auf einen EGSB-Hochleistungsreaktor zur anaeroben Abwasserbehandlung mit externer Rezirkulation über einen Konditionierungsbehälter. Die Vergleichmäßigung und Vorversäuerung erfolgt in einem großvolumigen Misch- und Ausgleichsbehälter mit etwa 1.500 m<sup>3</sup> Nutzvolumen.

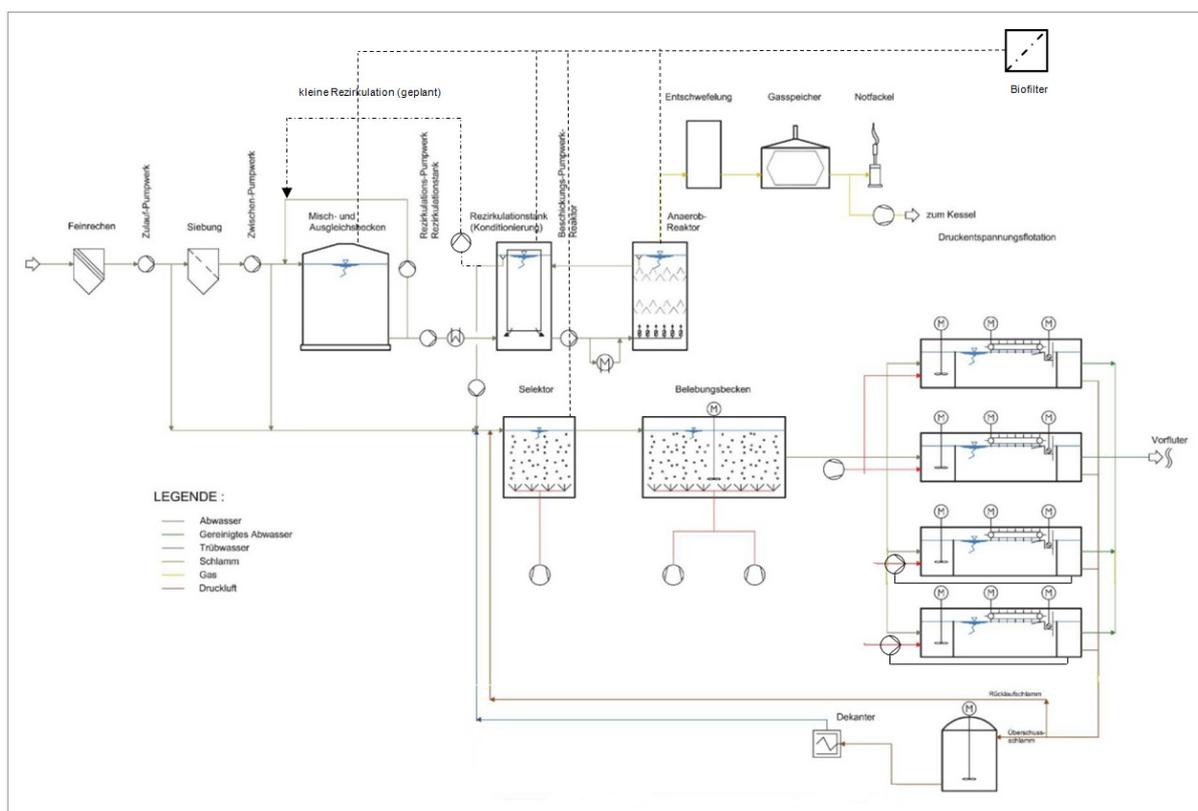


Abbildung 26: Anlagenkonfiguration Gesamtanlage (Erweiterung + Bestand)

Die Produktionsabwässer werden nach dem bestehenden Rechen von der Pumpstation in einem zusätzlichen Siebrechen (1mm) weiter mechanisch vorgereinigt, um die nachfolgenden Stufen vor erhöhtem Feststoffeintrag zu schützen.

Über eine weitere Pumpstation mit drei redundanten Pumpen erfolgt die Beschickung in den Misch- und Ausgleichsbehälter. Der Inhalt dieses Behälters wird mittels einer eigenen Pumpe umgewälzt und dadurch durchmischt. In die Umwälzleitung werden die benötigten Betriebsmittel wie Stickstoff, Phosphor und Eisen(II)chlorid dosiert. Der pH-Wert in dieser Vorversäuerungsstufe wird mittels einer Natronlaugedosierung eingestellt.

Aus dem Misch- und Ausgleichsbehälter wird die Anaerobstufe beschickt. Der vorversäuerte Abwasserstrom wird dazu in den permanenten Umwälzstrom der externen Rezirkulation zugegeben. Dieser Mischstrom wird von unten nach oben in den zylindrischen Anaerobreaktor eingeleitet.

Das Verfahren deckt sich mit dem in Abschnitt 4.4 beschriebenem Prozess.

Das Biogas wird diesmal über einen Gaskühler geleitet, entwässert und mittels einer biologischen Entschwefelung von  $H_2S$ -Gas befreit. Nach einer Zwischenspeicherung in einem Niederdruckgasspeicher mit  $100\text{ m}^3$  Fassungsvermögen erfolgt die Verwertung im betriebseigenen Dampfkessel. Hier wird in einem Mischbrenner Biogas dem Erdgasgrundstrom zur Verbrennung zugegeben und damit Erdgas substituiert. Für den Notfall steht eine Gasfackel zur direkten Verbrennung des Biogases zur Verfügung.

Die Abluft als allen anaeroben Anlagenkomponenten, die alle geschlossen ausgeführt sind, wird in einem Biofilter mit vorgeschaltetem basischem Wäscher von störenden Geruchsstoffen befreit. Der vorgeschaltete Wäscher dient speziell der Abtrennung von  $H_2S$  in der Abluft.

Der Ablauf aus der anaeroben Reinigungsanlage wird direkt in das alte Selektorbecken geleitet. Da dieses Becken die erste belüftete Stufe nach der anaeroben Abwasserbehandlung darstellt, wurde eine Abdeckung nachgerüstet, sodass auch hier noch geruchsbeladene Abluft zum Biofilter geleitet werden kann.

Die aerobe Nachreinigung erfolgt im großen Belebungsbecken der bisher vorhandenen Aerobstufe.

Die Nachklärung erfolgt weiterhin mittels Druckentspannungsflotationen. Die bisher vorhandenen zwei Flotationsstraßen wurden zur Erhöhung der hydraulischen Kapazität um zwei weitere Straßen erweitert.

Als neue Flotationseinheiten kamen eine Gleichstromanlage und eine Kreuzstromanlage zum Einsatz. Bei der Gleichstromflotation erfolgt die Durchströmung des Wassers und der Schlammabzug über die Rümer in gleicher Strömungsrichtung. Bei der Kreuzstromanlage wird der Flotatschlamm entgegen der Durchströmungsrichtung abgezogen.

Für die neuen Anlagenteile wurden ein neues Betriebsgebäude bzw. eine neue Flotationshalle errichtet.

Die Dekanterzentrifuge zur Entwässerung des Überschussschlammes wurde ins neue Betriebsgebäude übersiedelt. Dort wurde auch ein neuer Schlammplatz mit einer automatisierten Abwurfeinrichtung in die Schlammcontainer realisiert.

#### 5.2.4 Erfahrungen Inbetriebnahme und Probebetrieb

Die Inbetriebnahme der neuen anaeroben Reinigung hat sogleich gezeigt, wie wichtig auch ein entsprechendes Sicherheitsmanagement im Zulauf dieser Anlage zu realisieren ist.

Anaerobe Abwasserreinigungsverfahren reagieren teilweise sehr nachhaltig auf starke Belastungsschwankungen im Zulauf mit ausgeprägten Spitzen, Nährstoffunterversorgungen oder zu schnellen Anpassungen der Anlagenparameter wie pH-Werten und Temperaturen.

In dieser Hinsicht hat es sich bewährt, neben der bereits erwähnten Online-CSB-Überwachung im Zulauf auch den pH-Wert, die Leitfähigkeit und den Redoxwert im Zulauf online zu überwachen. Durch eine umsichtige Definition von Begrenzungen jeweils nach oben und unten, zwischen denen die Beschickung in die Anaerobstufe zugelassen wird, lässt sich ein stabiler Betrieb der Anaerobstufe auch bei stark wechselnder Abwassermatrix gewährleisten.

Neben den Online-Überwachungen sind eine manuelle Beprobung und Analytik, sowie die ständige Betriebsüberwachung und -nachjustierung speziell während der Inbetriebnahme und während des Probebetriebes unerlässlich.

Die Praxis hat auch gezeigt, dass eine Rückführung von anaerob vorgereinigtem Abwasser in den Misch- und Ausgleichsbehälter dazu beiträgt, dass durch Rückführung von Ammonium der für die Vorversäuerung erforderliche Stickstoffgehalt automatisch angehoben werden kann und der für die Einstellung des erforderlichen pH-Wertes notwendige Laugenverbrauch deutlich reduziert werden kann.

Bei Beachtung der unzähligen Rahmenparameter zeigte sich sehr schnell, dass auch hier die anaerobe Abwasserbehandlung zu sehr guten Abbauergebnissen und entsprechenden Gasbildungsraten führte.

Ein Vorteil der neuen Anlage ist, dass aus den abgebauten Schmutzstoffen im Abwasser (CSB) energiereiches Biogas erzeugt wird, das einer Verwertung zugeführt wird. Parallel dazu nimmt die Masse an ansonsten nach rein aerober Behandlung in landwirtschaftlichen Biogasanlagen zu verwertenden Überschussschlamm aus der Aerobstufe ab.

Bei der Betrachtung der im Folgenden genannten Kennzahlen des Probebetriebes ist zu beachten, dass es sich um die Daten der Einfahrphase einer derzeit noch nicht abgenommenen Anlage handelt. Einerseits wurde die Belastung sehr langsam gesteigert und andererseits sind die zusätzlichen Produktionslinien, für die die Anlage ausgelegt wurde, derzeit noch nicht in Betrieb. Eine behördliche Auflage für die Genehmigung zusätzlicher Produktionskapazitäten war die rechtzeitige Erweiterung der betrieblichen Kläranlage.

Kennzahlen des Betriebes:

Abwassermenge derzeit:	Ø 2.000 m <sup>3</sup> /d
Raumbelastung Anaerobreaktor:	Ø 4,3 kg CSB/m <sup>3</sup> *d max. 13,5 kg CSB/m <sup>3</sup> *d
Schlammbelastung:	Ø 0,1 kg CSB/kg TS*d max. 0,3 kg CSB/kg TS*d



Abbildung 27: Altanlage (links altes Betriebsgebäude mit Rolltor, dahinter Belebungsbecken in grün) und Neuanlage (rechts Becken in Silber + Betriebsgebäude neu). Die neue Flotationshalle schließt an das alte Betriebsgebäude an (links im Vordergrund).

**Korrespondenz an:**

Dipl.Ing. Judith Andres-Salzmann

Salzmann Ingenieure ZT GmbH  
Angelika Kauffmann Straße 5

Tel.: +43 5574 45524-0

Mail: [office@salzmann-ing.at](mailto:office@salzmann-ing.at)

# Mikroflotationen statt Vorklärbecken bei einer kommunalen Kläranlage - Betriebserfahrungen

Herwig Ebner

Wasserverband Millstätter See, Gritschacher Str. 4, 9871 Seeboden

**Abstract:** Die Verbandsabwasserreinigungsanlage in Spittal hat eine Ausbaugröße von 130.000 Einwohnergleichwerten. Beim Ausbau der Kläranlage wurden anstelle von Vorklärbecken Flotationen zur mechanischen Feststoffabscheidung eingebaut. Das Abwasser ist sehr fetthaltig, da im gesamten Einzugsgebiet intensiver Sommer- und Wintertourismus betrieben wird. Weiters leiten zwei große Indirekteinleiter (1 Molkerei und ein Pharmaziebetrieb) ihre Abwässer ein. Mit den Flotationen können die Abscheideleistung von CSB/BSB<sub>5</sub> gegenüber herkömmlichen Vorklärbecken deutlich gesteigert werden. Dadurch wird in der Faulanlage mehr Biogas produziert. Gleichzeitig werden die Biologien „frachtmäßig“ entlastet. Der hohe Stromverbrauch der Flotationsanlagen kann durch die Einsparungen in der Biologie und durch den Mehrertrag in der Faulgasproduktion mehr als kompensiert werden.

**Key Words:** Fetthaltiges Abwasser, intensivierete physikalische Vorreinigung, Energieoptimierung

## 1 Einleitung

Der Wasserverband Millstätter See wurde im Jahr 1965 gegründet und besteht aus 8 Mitgliedsgemeinden (Seeboden, Millstatt, Bad Kleinkirchheim, Radenthein, Feld am See, Afritz am See, Spittal/Dr., Ferndorf).

1968 wurde mit dem Kanalbau begonnen. Die Inbetriebnahme der Verbandskläranlage in Spittal an der Drau erfolgte im Jahr 1984.

Der Wasserverband Millstätter See ist Konsensinhaber und Mehrheitsbetreiber der Verbandskläranlage (VARA).

Zwischen 1984 und 1998 wurden die Abwässer vom Wasserverband Millstätter See und der Stadt Spittal an der Drau gereinigt.

Seit 1998 werden auch die Abwässer des Reinhaltverband Lieser-Maltatal

(4 Gemeinden) und ab 2002 die Abwässer des Wasserverband Lurnfeld/Reißeck (7 Gemeinden) mitbehandelt.

Die Anlage wurde zwischen 2006 und 2009 von 110.000 EW auf 130.000 EW erweitert und an den Stand der Technik gebracht.

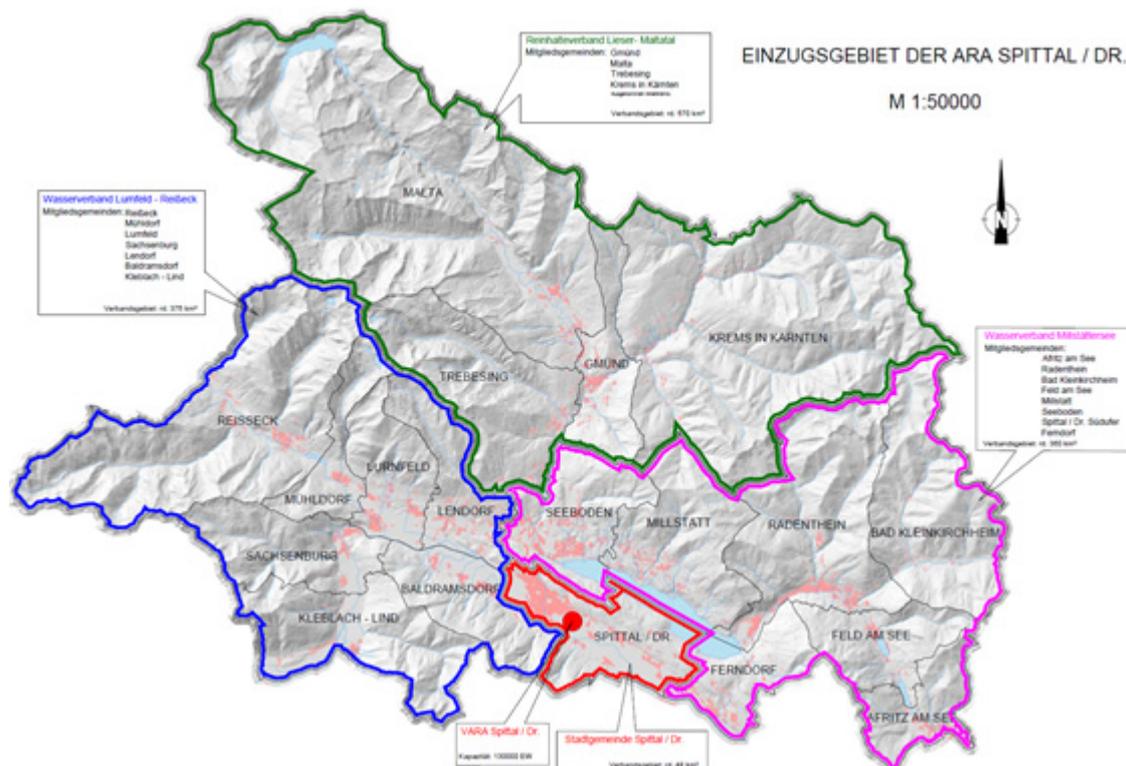


Abbildung 1: Einzugsgebiet VARA Spittal

## 2 Technische Beschreibung der Abwasserreinigungsanlage

Die Kläranlage ist als klassische 1-stufiges Belebungsanlage mit Stickstoff- und Phosphorentfernung, sowie mit anaerober Schlammbehandlung und Faulgasverwertung konzipiert.

Abweichend von üblichen Konzeptionen besitzt die Anlage folgende Spezifika:

- Anstelle von Vorklärbecken wurden 4 Mikroflotationen installiert
- Ammoniumstrippanlage zur Prozesswasserbehandlung
- Klärschlamm – Kaltluftkondensationstrockner

## Anlagenkenngrößen:

**Ausbaugröße:** **130.000 EW**

Trockenwetterzufluss: 17.000 m<sup>3</sup>/d

Trockenwetter: 520 l/sec.

Regenwetter: 1.000 l/sec.

- 2 Feinrechen (3mm)
- 2 Belüftete Sand- Fettfänge
- **4 Flotationen**
- 2 Selektorbecken
- 2 DENI-Becken
- 3 NITRI-Becken
- 2 Nachklärbecken
- 2 Faultürme mit Gasverwertung (BHKW 540 kW<sub>el.</sub>)
- Interne Prozesswasseranlage (Ammoniumstrippanlage)
- Schlammwässerung (Zentrifuge)
- Klärschlammrockner (Kaltluftkondensationstrockner)



Abbildung 2: VARA Spittal

### **3 Günstige Rahmenbedingungen für den Einsatz von Mikroflotationen anstelle von Vorklärbecken**

- **Touristisches Einzugsgebiet**

Im gesamten Einzugsgebiet wird intensiver Sommer- und Wintertourismus betrieben. Es gibt mehr als 600 touristische Gewerbebetriebe.

- **Indirekteinleiter „Kärntnermilch Molkerei“**

Die Kärntnermilch besitzt im eigenen Betrieb für die anfallenden Abwässer lediglich eine Neutralisationsanlage als Vorbehandlungsstufe. Die fetthaltigen Abwässer werden diskontinuierlich über den Hauptsammler der VARA zugeleitet. Die täglichen Zulauffrachten schwanken je nach Produktionsumfang zwischen 10.000 und 25.000 EWG<sub>120</sub>.

- **Pharmaziebetrieb**

Ein großer Pharmaziebetrieb liefert fetthaltiges Abwasser aus der Salben und Tablettenproduktion.

### **4 Variantenuntersuchung - Entscheidungsfindung**

Als Entscheidungsgrundlage für eine Mikroflotationsanlage dienten die Ergebnisse einer vorangehenden Studie zur Erweiterung unserer Kläranlage.

Es zeigte sich, dass eine technische Intensivierung der physikalischen Vorbehandlung die günstigste Alternative bezüglich Investitionskosten der Erweiterungen und wirtschaftlichen Betrieb im Vergleich zu anderen Varianten war.

Diese Intensivierung der Vorabscheidung zielt sowohl auf ungelöste als auch gelöste Stoffe (bei Zugabe von Fällmittel) anorganischen und organischen Ursprungs.

Hierbei sind verschiedene Aspekte zu beachten:

Durch die Elimination partikulärer anorganischer Stoffe kann die Belebtschlammmasse im folgenden biologischen System reduziert werden, da kein unnötiger inerter Feststoff-Balast eingelagert werden muss.

Die Vorabscheidung partikulärer organischer Stoffe wiederum verringert – zusätzlich zur Vermeidung unnötiger Feststoffzufuhr – das erforderliche

Reaktionsvolumen sowie den Energiebedarf zum Aufschluss und anschließenden Abbau dieser Substanzen in der Biologie.

Im Faulturn führt die Zufuhr von mehr organischen Material zu höheren Gasertrag, welcher energetisch in den Blockheizkraftwerken verarbeitet werden kann [1].

## 5 Einbau und Funktionsweise der Mikroflotationsanlage

### 5.1 Einbau

Bevor das Abwasser zu den vier Flotationsanlagen gelangt, werden die Grobstoffe durch einen Flach-Feinrechen (3 mm Spaltweite) sowie der Sand bei einen belüfteten Sand/Fettfang entfernt.

Das mechanisch vorbehandelte Abwasser wird mittels Schneckenhebewerk angehoben und fließt anschließend zu den 4 Flotationsanlagen.



Abbildung 3: Flotationen

Die Flotationen wurden in die alten Vorklär- und Regenklärbecken im Bereich der Trichterspitzen eingebaut.

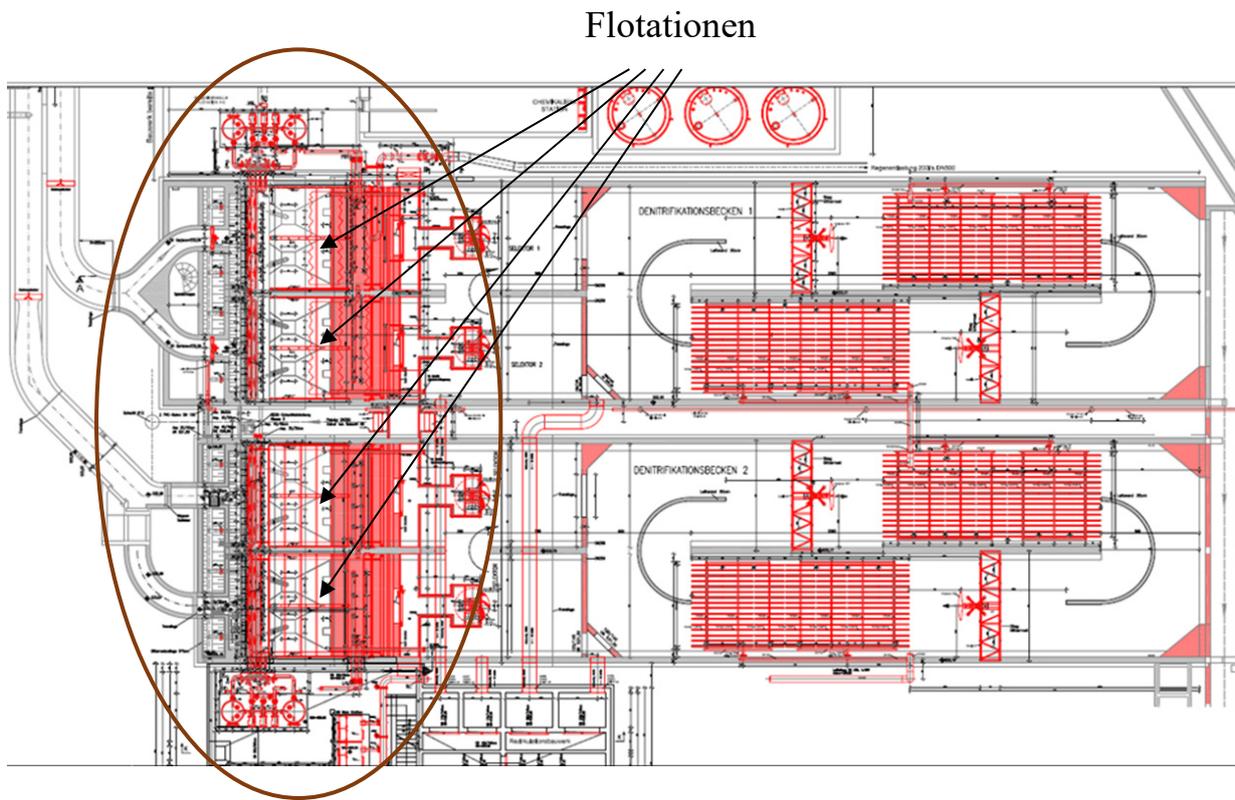


Abbildung 4: Flotation, Selektor, DENI-Becken

Der verbleibende Teil der Regen- und Vorklärbecken wurden zu Selektorbecken und Denitrifikationsbecken umgebaut.

Vier Ablauf-Schieber regeln die gleichmäßige hydraulische Beaufschlagung der Flotationen sowie den konstanten Wasserspiegel in der Anlage.



Abbildung 5; Flotation 1.1 Ablauf-Regelschieber

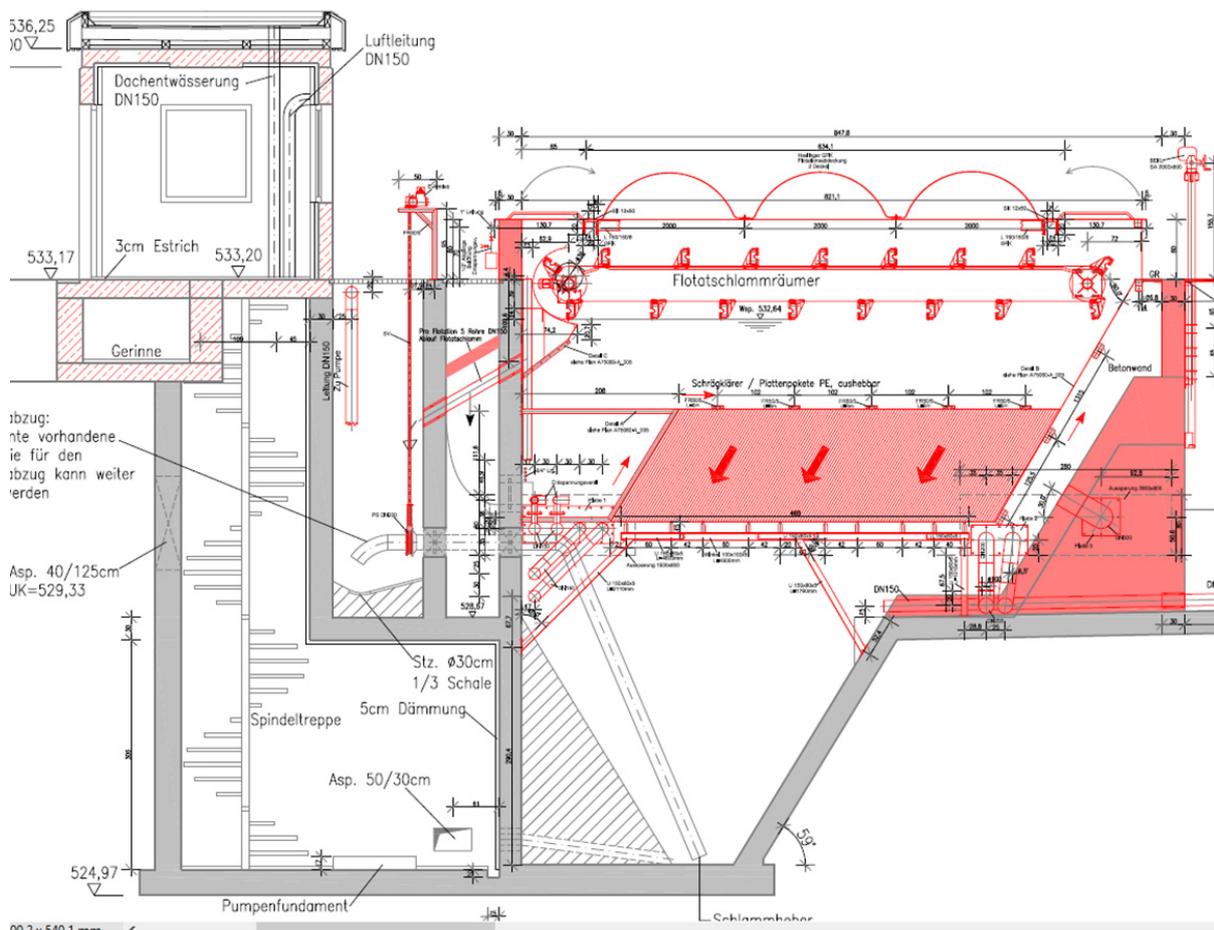


Abbildung 6: Flotation, Schnitt

## 6 Funktionsweise Druckentspannungsflotation

Die Druckentspannungsflotation ist allgemein ein Trennverfahren, bei dem ein unter Druck im Wasser gelöstes Gas bei der Druckverminderung (Entspannung) ausgast und beim Aufstieg sich an schwebende Feststoffpartikel anlagert, so dass deren Flotation ermöglicht wird.

Bei der Entspannungsflotation wird ein Teilstrom des Klarwassers bei einem Überdruck von 2,5 bis 3,5 bar mit Luft gesättigt und anschließend über die Entspannungsarmaturen in das Flotationsbecken geleitet.



Abbildung 7: Luftsättiger – Aquatectoren (Fa. Enviplan)

Nach der Entspannung auf Atmosphärendruck perlt die überschüssige Luft in Form feiner Blasen aus. Die Gasblasen bilden in der Kontakt- und Mischzone mit dem Feststoff ein Agglomerat, das aufgrund seiner geringen Dichte an die Oberfläche des Beckens steigt und dort mittels Kettenräumer abgeräumt wird [2].

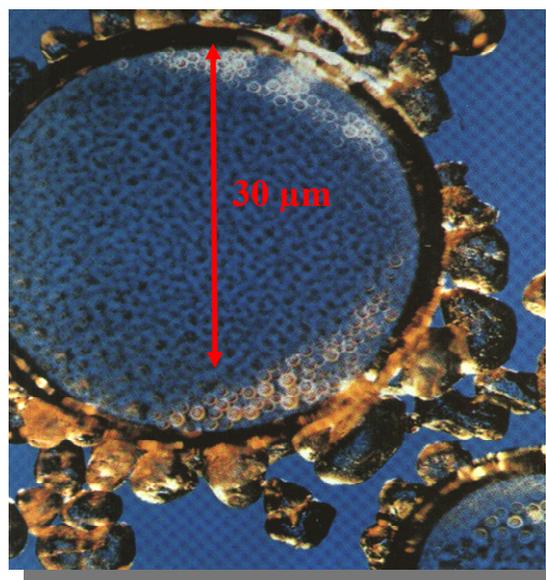


Abbildung 8: Luftblase (Fa. Enviplan)

## **7 Betriebsarten und Regelungsstrategien der Flotationen**

### **7.1 Betriebsarten**

Wir können unsere Flotationen folgend betreiben:

1. Flotationen als reine Entspannungsflotationen (ohne Chemie)
2. Flotationen mit Zugabe von Flockungshilfsmittel
3. Flotationen mit Zugabe von Fäll- und Flockungsmittel
4. Betrieb mit 2 oder 4 Flotationen
5. Teillast- Volllastbetrieb (variable Rezirkulationsrate in Luftsättiger)

Aufgrund der unterschiedlichen Beaufschlagung der Flotationen haben wir zwei Regelungsstrategien entwickelt:

### **7.2 Regelstrategie 1 – Abwasserzufluss**

Der Kläranlagen - Zufluss schwankt täglich zwischen 70 und 350 l/sec. und kann bei Regenwetter sprunghaft auf 1000 l/sec. ansteigen.

Deshalb müssen wir auch die Produktion des luft-wassergesättigten Rezirkulationsgemisches in den Aquatectoren den Kläranlagenzufluss anpassen.

Wir können die Rezirkulationsrate zwischen 60 und 150 m<sup>3</sup>/h je Flotation variabel im PLS einstellen.

### **7.3 Regelstrategie 2 – Schmutzfracht**

Die Schmutzfracht zur Flotation kann ebenso wie die hydraulische Zulaufmenge stark schwanken.

Damit eine gleichbleibend hohe Trockensubstanz im Flotatschlamm gewährleistet werden kann, müssen die Abräumzeiten der Kettenräumer variabel gestaltet werden.

Zur Ermittlung der Zulaufmfracht werden die Abwassermenge und der CSB-Wert im Zulauf online erfasst.

Der Kettenräumer hat eine Pause/Laufzeit-Steuerung hinterlegt (im PLS variabel einstellbar). Die Räumelaufzeiten passen sich automatisch den Zulauffrachten an.

Im Normalfall beträgt die Trockensubstanz des Flotatschlammes zwischen 4,4 und 4,8 % TS.

Aufgrund langer Druckleitungen zu den Faultürmen können wir die Trockensubstanzgehalte nicht weiter erhöhen, da er ab ca. 5 % nicht mehr pumpfähig ist.

#### **7.4 Eindickung von Überschussschlamm und Fremdschlämmen**

Zusätzlich können wir den gesamten Überschussschlamm aus der Biologie ohne Mehraufwand mit den Flotationen eindicken.

Ein weiterer Vorteil besteht darin, dass wir zur Übernahme von Fettabscheiderinhalten und Fremdschlämmen keine eigene Übernahmestation benötigen. Die Substrate werden mengenmäßig erfasst und direkt den Kläranlagenzulauf zugeleitet.

### **8 Betriebserfahrungen mit Flotationsanlagen**

Unsere Flotationen sind seit Sommer 2008 in Betrieb. Im Dezember 2008 haben wir allen 4 Flotationen fertig gebaut und konnten den Vollbetrieb fristgerecht vor der Wintersaison starten.

Zwischen Jänner und Mai 2009 wurden die Flotationsanlagen optimiert.

Die Steuerung und Regelung der verschiedenen Lastfälle wurden softwaremäßig ausprogrammiert und an unsere Erfordernisse angepasst.

Erst als alle Steuerungsschritte optimal funktionierten wurden die geordneten Garantiewerte der verschiedenen Lastfälle überprüft.

Die Anlage konnten alle geforderten Garantiewerte sofort erfüllen.

## 8.1 Vergleich Entspannungsflotation mit und ohne Flockungshilfsmittel

Von Juni 2009 bis März 2010 sind die Flotationen als reine Entspannungsflotation betrieben worden.

Zwischen Mai 2010 und April 2011 wurde dem Abwasser ca.  $1,5 - 2 \text{ g/m}^3$  Flockungshilfsmittel zugegeben.

In einer Polymerstation wird 0,1 % ige Polymerlösung hergestellt.



Abbildung 9: Polymerstation Flotationen

Das Flockungshilfsmittel wird vor dem Abwasserhebewerk zugesetzt. Die Zulaufschnecken mischen das Polymer in das Abwasser ein. Vor den Flotationen befindet sich eine Beruhigungsstrecke von ca. 20 Meter. Dort können sich die Flocken optimal ausbilden.

Es wurden folgende Eliminationsraten bzw. Faulgaserträge erzielt:

<b>Variante 1</b>	<b>Variante 2</b>
Ohne Flockungsmittel <b>(Juni 2009- März 2010)</b>	Mit Flockungsmittel <b>(Mai 2010 – April 2011)</b>
Auslastung: 77.976 EWG	Auslastung: 78.248 EWG
30,0 % CSB-Elimination	45,2 % CSB-Elimination (+50,7%)
34,6 % BSB5-Elimination	50,4 % BSB5-Elimination (+45,7 %)
47 g Feststoff/EWG	65 g Feststoff/EWG (+38,5 %)
<b>Fremdschlamm-Übernahme:</b>	<b>Fremdschlamm-Übernahme:</b>
3.864 m <sup>3</sup> Fäkalien	3.954 m <sup>3</sup> Fäkalien
430 m <sup>3</sup> Fettabscheider	573 m <sup>3</sup> Fettabscheider
2.581 m <sup>3</sup> FG/d	2.881 m <sup>3</sup> FG/d (+11,6 %)
5.882 kWh/d Eigenstrom	6702 kWh/d Eigenstrom (+13,9 %)

Bei einer reinen Entspannungsflotation wurden ähnliche CSB/BSB5-Eliminationsraten wie bei herkömmlichen Vorklärbecken erreicht.

Bei der Variante 2 wurde zusätzlich ca. 1,5 – 2 g/m<sup>3</sup> Flockungsmittel dem Kläranlagenzulauf zugegeben. Dies entspricht einer Polymermenge von ca. 20 – 25 kg Festpolymer pro Tag.

Die CSB/BSB5 sowie die Feststoff-Elimination konnte deutlich gesteigert werden (zwischen 38 und 50 %).

Aufgrund der höheren Feststoff-Entfernung konnten mehr Faulgas und Eigenstrom im Vergleich zur Variante 1 erzeugt werden.

Ebenfalls reduzierte sich der Stromverbrauch der Belüftungsenergie aufgrund geringerer CSB/BSB5 Belastung der Biologie um ca. 180 kWh/d (- 8,5 %)

Kostenbilanz Vergleich Variante 1 (ohne Flockungsmittel) mit Variante 2 (mit Flockungsmittel):

820 kWh/d Strom – Mehrertrag entspricht: € 120,- (15 ct/kWh)

180 kWh/d Stromersparnis Biologie: € 27,- (15 ct/kWh)

25 kg/d Polymerverbrauch entspricht: - € 80,- (€ 3,2/kg)

**Kostenersparnis pro Tag: € 67,-**

## 8.2 Vergleich Entspannungsflotation mit Flockungshilfsmittel und zusätzliche ÜS-Eindickung zu Variante 2

Seit August 2013 wird zusätzlich zum Flockungshilfsmittel der gesamte Überschussschlamm aus der nachgeschalteten Biologie dem Kläranlagenzulauf zugegeben und mit den 4 Entspannungsflotationen eingedickt. Der entstehenden Flotatschlamm wird zu den zwei Pufferspeichern mit je 250 m<sup>3</sup> Volumen gepumpt.

Aus diesen Schlammspeichern werden die zwei Faulbehälter bedarfsorientiert beaufschlagt.



Abbildung 10: Schlammspeicher

Die Reinigungsleistungen und der Faulgaserträge haben sich folgend verändert:

<b>Aktueller Betriebsfall</b> Mit Flockungsmittel / ÜS-Eindickung <b>(2016)</b>	<b>Variante 2</b> Mit Flockungsmittel <b>(Mai 2010 – April 2011)</b>
Auslastung: 82.131 EWG <b>(+5,0 %)</b>	Auslastung: 78.248 EWG
50,1 % CSB-Elimination <b>(+10,8 %)</b>	45,2 % CSB-Elimination
53,7 % BSB5-Elimination <b>(+6,6 %)</b>	50,4 % BSB5-Elimination
	65 g Feststoff/EWG
<b>Fremdschlamm-Übernahme:</b>	<b>Fremdschlamm-Übernahme:</b>
2.918 m³ Fäkalien	3.954 m³ Fäkalien
595 m³ Fettabscheider	573 m³ Fettabscheider
397 m³ Molke	
32 m³ Hemmstoffmilch	
3.368 m³ FG/d <b>(+16,9 %)</b>	2.881 m³ FG/d
8.394 kWh/d Eigenstrom* <b>(+25,2%)</b>	6702 kWh/d Eigenstrom
* Neues BHKW mit höheren WK	

Es zeigt sich, dass die Mitbehandlung des Überschussschlammes keine negativen Auswirkungen hinsichtlich der Abscheideleistungen der Flotationen ergeben.

Durch die gemeinsame Eindickung in den Flotationen können jährlich ca. 5.000 l Flüssigpolymer und ca. 42.000 kWh Strom gespart werden (MÜSE wird nicht mehr betrieben).

Durch Optimierungen der Flotationen, Polymereinmischung sowie durch Umbau der Aufgabestelle vom Überschussschlamm konnte die Eliminationsleistung noch weiter gesteigert werden.

Die Abscheideleistungen der Flotationen dürfen jedoch nicht weiter erhöht werden, da es sonst zu Kohlenstoffmangel in der nachgeschalteten biologischen Stufe kommt. Dieser Kohlenstoffmangel wirkt sich negativ auf die Denitrifikationsleistung aus.

## 9 Zusammenfassung

Das Konzept Mikroflotationen anstelle von Vorklärbecken hat in unserem Fall sehr gut funktioniert.

Der Betrieb der Flotationen ist nicht wartungsintensiv, da wir bei den maschinellen Ausrüstungsteilen einen hohen Standard gewählt haben.

Bei den Aquatectoren und Entspannungsventilen ist ein automatisches Reinigungssystem installiert, welches seit 2008 störungsfrei funktioniert. Wir kontrollieren 1 x jährlich die Luftsättiger (Aquatectoren) sowie die Entspannungsventile samt Leitungen.

Der Wartungs- und Kontrollaufwand der gesamten Flotationsanlagen sowie aller Zusatzaggregate wie Polymerstation, Schraubengebläse, Dosierstation beträgt im Jahresschnitt 2 Std. pro Tag.

Der hohe Stromverbrauch der Flotationsanlagen von ca. 750 kWh/d (entspricht ca. 63 Wh/m<sup>3</sup> Abwasser) wird durch die Einsparungen in der Biologie und durch den Mehrertrag in der Faulgasproduktion mehr als kompensiert.

In den Jahren 2009 bis 2013 haben wir die gesamte Anlage verfahrenstechnisch und energetisch weiter optimiert.

Folgende Schwerpunkte wurden gesetzt:

- Schlammbewirtschaftung von Flotation, Faulung bis Schlammwässerung
- BHKW – Steuerung
- Verfahrensoptimierung der Biologie
- Verfahrensänderung Prozesswasseranlage
- Austausch Aggregate mit schlechten elektrischen Wirkungsgrad

Es ist uns gelungen den Eigenstromanteil von 76 % im Jahr 2009 auf 109 % im Jahr 2011 zu erhöhen.

Einen großen Anteil dieses Erfolges ist den Flotationsanlagen zuzurechnen.

Die Eigenenergie (thermisch und elektrisch) konnte bis zum heutigen Tag konstant über 100 % gehalten werden.

## 10 Literatur

[1] Einreichprojekt 2013

[2] <http://www.wasser-wissen.de/abwasserlexikon/d/druckentspannungsflotation.htm>  
Stand 17.01.2017

### **Korrespondenz an:**

Herwig Ebner, MAS  
Wasserverband Millstätter See  
Tangern 10  
A-9800 Spittal/Drau

Tel.: 04762 4320

Mail: [ara@wvm.at](mailto:ara@wvm.at)

## Deponiesickerwasser

Untersuchungen zu Zusammensetzung, Abbaubarkeit und Hemmwirkung in biologischen Kläranlagen

Manfred Clara<sup>1</sup>, Gernot Döberl<sup>1</sup>, Stefan Weiß<sup>1</sup>, Lydia Jahn<sup>2</sup>, Christoph Lampert<sup>1</sup>, Yvonne Spira<sup>1</sup> und Karl Svardal<sup>2</sup>

<sup>1</sup>...Umweltbundesamt GmbH, Spittelauer Lände 5, 1090 Wien

<sup>2</sup>...Technische Universität Wien, Karlsplatz 13/226, 1040 Wien

**Abstract:** Unbehandeltes Deponiesickerwasser aus acht Deponien mit Massenabfallkompartimenten und aus einer Reststoffdeponie wurde hinsichtlich biologischer Abbaubarkeit in Bezug auf die organische Belastung, der Hemmung der Nitrifikation sowie der Zusammensetzung in Bezug auf organische und anorganische Spurenstoffe untersucht. Bei einer Massenabfalldeponie mit umfassender Vorreinigung wurde zusätzlich zum unbehandelten Deponiesickerwasser auch das behandelte Abwasser nach Vorreinigung in die Untersuchung einbezogen. Ab Deponiesickerwasseranteilen von 3 % im Versuchsansatz wurde eine Hemmung von 20 % der Stickstoffmaximalatmung beobachtet. Die Abbaubarkeitstest zeigten einen hohen Anteil an nicht abbaubaren organischen Verbindungen in den untersuchten Deponiesickerwässern. In den Deponiesickerwässern wurden über 100 organische und anorganische Spurenstoffe untersucht. In allen oder fast allen Proben nachweisbar waren Fluoride, Metalle, EDTA, PFOS, Bisphenol-A, Nonylphenole, bromierte Diphenylether und Dibutylzinnverbindungen.

**Key Words:** Deponiesickerwasser, Hemmung, Abbaubarkeit, organische und anorganische Spurenstoffe

### 1 Hintergrund

Als Deponiesickerwasser wird Wasser bezeichnet, welches an der Basis einer Deponie bzw. eines Kompartiments anfällt. Dort wird es durch Anordnung einer Drainageschicht über einer Dichtschicht gefasst und gelangt durch Schwerkraft in einen Sammelbehälter. Deponiesickerwasser entsteht vor allem beim Durchsickern von Niederschlagswasser durch den Deponiekörper. Niederschlagswasser, das nicht als Oberflächenwasser abgeleitet wird oder

verdunstet, infiltriert den Abfallkörper und kommt dort in Kontakt mit den abgelagerten Abfällen. Weiters entsteht Deponiesickerwasser in untergeordneter Menge durch die Eigenfeuchte der Abfälle und in chemischen und biochemischen Reaktionen der Abfälle im Deponiekörper. Die Zusammensetzung eines Deponiesickerwassers wird hauptsächlich durch biochemische Umsetzungs- und Auslaugungsprozesse im Deponiekörper beeinflusst, welche ihrerseits von der Art und Menge der abgelagerten Abfälle sowie der Ablagerungsdauer und der Kontaktzeit des Wassers mit dem Abfall abhängig sind. Sickerwasser fällt an, wenn mehr Wasser in den Deponiekörper gelangt als dessen Speicherkapazität entspricht. Ausschlaggebend ist die Summe der Niederschläge über einen längeren Zeitraum. Die gesammelten Deponiesickerwässer sind zu behandeln, um die gesetzlichen Vorgaben für die Einleitung in Vorfluter beziehungsweise Kanalisationen zu erfüllen. Deponiesickerwässer werden in etlichen Fällen in kommunale Kläranlagen eingeleitet. Durch die Zusammensetzung des Deponiesickerwassers ist ein Einfluss auf die Reinigungsleistung der Kläranlagen, beispielsweise die Entfernung von organischer Belastung oder von Stickstoff durch die Hemmung der Mikroorganismen (insbesondere der Nitrifikation), nicht auszuschließen.

Wesentliches Ziel der Arbeiten war daher, Deponiesickerwässer hinsichtlich ihrer möglichen Auswirkungen auf biologische Kläranlagen und auf die Abbaubarkeit der organischen Belastung zu untersuchen. Weiters wurden die Deponiesickerwasserproben auf organische und anorganische Spurenstoffe untersucht.

## 1.1 Rechtliche und technische Vorgaben

Deponiesickerwasser wird in unterschiedlichen Rechtsmaterien geregelt (u.a. Abfallwirtschaftsgesetz, Deponieverordnung, Wasserrechtsgesetz, Allgemeiner Abwasseremissionsverordnung, Abwasseremissionsverordnung Deponiesickerwasser). Als technisches Regelwerk ist das Regelblatt 31 „Deponiesickerwasser“ des ÖWAV zu nennen, das insbesondere auf Behandlungsmöglichkeiten von Sickerwasser eingeht.

Die Verordnung über die Begrenzung von Sickerwasseremissionen aus Abfalldeponien (AEV Deponiesickerwasser, BGBl. II Nr. 263/2003 i.d.g.F.) legt für Deponien, in denen Abfälle mit mehr als 5 % organisch gebundenem Kohlenstoff (TOC) abgelagert werden, Emissionsbegrenzungen bei einer Einleitung von Sickerwasser in ein Fließgewässer oder in eine öffentliche Kanalisation in Anhang A fest. Diese Bestimmung umfasst neben Deponien für Kompost, Klärschlamm und Reststoffen aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung („Rottereststoff“ auf Massenabfalldeponien) auch die für

diese Studie interessanten Deponien, auf denen bis Ende 2003 (in einigen Bundesländern bis Ende 2008) häufig unbehandelter Haus- oder Restmüll („gemischter Siedlungsabfall“ gemäß §1 Abs. 1 Z2 AEV Deponiesickerwasser) abgelagert wurde. Die AEV Deponiesickerwasser fordert für die Gesamtheit der organischen Inhaltstoffe eine biologische Abbaubarkeit von zumindest 75 % für Massenabfalldeponien und von zumindest 65 % für Sickerwasser aus Deponien für Klärschlamm oder Kompost, wenn die Konzentration des CSB im Sickerwasser mehr als 300 mg/l beträgt. Für Ammoniumstickstoff (NH<sub>4</sub>-N) gibt die AEV Deponiesickerwasser eine Emissionsbegrenzung von 200 mg/l vor. Beim Einsatz von ungeschützten zementgebundenen Werkstoffen im Bereich der öffentlichen Kanalisations- oder Abwasserreinigungsanlage ist diese Emissionsbegrenzung auf 50 mg/l festgesetzt.

Die Emissionsbegrenzungen für Baurestmassendeponien, Reststoffdeponien oder Inertabfalldeponien werden gemäß der AEV Deponiesickerwasser durch Anwendung der Bestimmungen des § 4 Abs. 1 der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (AAEV; BGBl. Nr. 186/1996 i.d.g.F.) festgelegt.

## **2 Methodik**

### **2.1 Deponieauswahl und Probenahme**

In Österreich waren 2013 rund 920 Deponien in Betrieb (Statusbericht 2014). Der Großteil davon waren Bodenaushubdeponien (ca. 720 Anlagen), gefolgt von Baurestmassendeponien (83 Anlagen), Reststoffdeponien (45 Anlagen), Inertabfalldeponien (36 Anlagen) und Massenabfalldeponien (31 Anlagen). In den als Reststoff- und Massenabfalldeponien geführten Anlagen sind solche Deponien enthalten, auf denen in der Vergangenheit (bis Ende 2003 bzw. in einigen Bundesländern bis Ende 2008) häufig unbehandelter Haus- oder Restmüll abgelagert wurde. Diese Reststoff- und Massenabfalldeponien bildeten den Ausgangspunkt für die Deponieauswahl.

Die Deponieauswahl erfolgte basierend auf Literaturdaten (Umweltbundesamt, 2010). Für diese Studie wurden von Deponiebetreibern Daten über die Sickerwassererfassung und -behandlung in den Jahren 2002 bis 2007 zur Verfügung gestellt. Es wurden dabei die anfallenden Sickerwassermengen, die Konzentrationen an BSB<sub>5</sub>, CSB, TOC, NH<sub>4</sub>-N, pH und Leitfähigkeit, der Behandlungsort des anfallenden Sickerwassers (am Standort, Kläranlage) sowie Behandlungstechnologie und Behandlungskosten erhoben. Insgesamt wurden Datensätze von 35 Deponieanlagen, davon 29 Deponien mit Kompartiment(en) für Massenabfall, teilweise auch für Reststoffe, drei reine Reststoffdeponien und

drei Baurestmassendeponien ausgewertet. Zudem wurden für die Deponieauswahl Studien berücksichtigt, die die Deponiegaserfassung in Österreich behandeln (Umweltbundesamt, 2008; Umweltbundesamt, 2014b; Laner, 2011). Die Auswahl der Deponien erfolgt anhand der folgenden Kriterien:

- Gehalte an CSB, BSB<sub>5</sub> und NH<sub>4</sub>-N im Sickerwasser,
- Verhältnis von BSB<sub>5</sub> zu CSB,
- Verhältnis von NH<sub>4</sub>-N zu BSB<sub>5</sub>,
- Verhältnis Sickerwassermenge zur behandelten Abwassermenge in der Kläranlage,
- Bereitschaft zur Teilnahme an dem Untersuchungsprogramm.

Ausgehend von diesen Kriterien wurden 9 Deponien für die Untersuchungen ausgewählt. Dazu zählen acht Massenabfalldeponien und eine Reststoffdeponie. Bei einer Massenabfalldeponie mit Deponiesickerwasserbehandlung am Standort werden sowohl der Zulauf als auch der Ablauf dieser Behandlungsstufe beprobt, um Aussagen zum Rückhalt der untersuchten Parameter bei der Deponiesickerwasserbehandlung zu erhalten.

Die Probenahmen erfolgten durch die Deponiebetreiber. Die Deponiesickerwasserprobe sollte jenem Sickerwasser (bzw. der Mischung aus Sickerwasser und Grundwasser) entsprechen, das über eine Kanalisation in eine Kläranlage eingeleitet bzw. mit einem Tankfahrzeug zu einer Kläranlage verbracht oder am Standort behandelt wird. Es wurden Stichproben gezogen, wobei diese Stichproben bei Trockenwetter gefasst werden sollten. Diese Vorgehensweise wurde gewählt, weil angenommen wird, dass bei Trockenwetter kein ausgeprägter Tagesgang vorliegt. Die Parameter pH, Leitfähigkeit und Temperatur wurden nach Möglichkeit vor Ort bestimmt und in ein Datenerhebungsblatt eingetragen.

## 2.2 Hemmtests

Eine Hemmung biologischer Stoffwechselprozesse wird im Allgemeinen durch die Veränderung beteiligter Enzyme verursacht und kann in unterschiedlichen Formen, reversibel sowie nicht reversibel auftreten. Die Hemmung betrifft in der Regel Prozesse zur Regulation des Zellstoffwechsels und äußert sich in einer verminderten mikrobiologischen Aktivität. Die Einwirkung einer bestimmten Hemmsubstanz kann die Funktion eines Enzymes dabei derart beeinträchtigen, dass ein entsprechender Umsatz bzw. Abbau nicht mehr stattfindet. Für die biologische Abwasserreinigung kann dies zu einer verringerten Reinigungsleistung mit Erhöhung der Ablaufwerte führen. Die am häufigsten auftretende

Hemmung bei der biologischen Abwasserreinigung betrifft die Ammonium-Monoxigenase (AMO) und damit die Nitrifikation (Schweighofer, 1998).

Industrielle Abwässer bzw. Sickerwässer von Deponien können im ungünstigen Fall verschiedene Hemmsubstanzen enthalten. Bei der biologischen Abwasserreinigung kann somit eine Überlagerung verschiedener Hemmformen auf unterschiedliche Enzyme der an der Abwasserreinigung beteiligten Organismen auftreten. Da der Umsatz organischer Abwasserinhaltsstoffe (bspw. Ammonium) direkt an die Atmung der Organismen gekoppelt ist, deutet ein abnehmender Sauerstoffverbrauch auf eine Hemmung hin. Daher bieten Atmungsmessungen die Möglichkeit die Hemmwirkung eines Abwassers auf die biologische Aktivität der an der Abwasserreinigung beteiligten Organismen zu ermitteln. Mit Hilfe von Atmungsmessungen können bei unterschiedlicher Zugabe einer bestimmten Hemmsubstanz Diagramme erstellt werden, die die Korrelation der Hemmwirkung zur Konzentration der hemmenden Substanz bzw. des zugegebenen Abwassers wiedergeben. So genannte Hemmschwellendiagramme ermöglichen Aussagen, ab welcher Zugabemenge eine definierte Hemmwirkung zu erwarten ist. Im Folgenden wird die Vorgehensweise zur Erstellung dieser Diagramme erläutert.

In einem ersten Schritt wird die Stickstoffmaximalatmung eines Belebtschlammes ohne die Zugabe von Sickerwasser ermittelt. Für die Atmungsmessungen wurde hierbei Belebtschlamm einer nitrifizierenden Belebungsanlage verwendet. 500 ml Belebtschlamm wurden mit 500 ml Kläranlagenablauf gemischt und durch Zugabe von Ammoniumsulfat auf eine Konzentration von ca. 30 mg NH<sub>4</sub>-N/l aufgestockt. Nach einer Belüftungszeit von 15 min erfolgte die Messung der maximalen Stickstoffatmung. Die Kohlenstoffatmung (OVC) wurde über die Zugabe von ATH zur Hemmung der Nitrifikanten bestimmt und bei der Berechnung berücksichtigt.

$$OVN_{max} = OV_{max} - OVC \left[ \frac{mg}{l \cdot h} \right]$$

OVN<sub>max</sub> Stickstoffmaximalatmung

OV<sub>max</sub> Sauerstoffverbrauch der kohlenstoffabbauenden Bakterien und der Nitrifikanten

OVC Sauerstoffverbrauch der kohlenstoffabbauenden Bakterien

$$OVN_{max(20^{\circ}C)} = OVN_{max(T)} \cdot f_T^{(20-T)} \left[ \frac{mg}{l \cdot h} \right]$$

OVN<sub>max(20°C)</sub> Stickstoffmaximalatmung bei 20°C

OVN<sub>max(T)</sub> Stickstoffmaximalatmung bei Versuchstemperatur (T)

f<sub>T</sub> Aktivitätsänderung für Nitrifikation mit 1,103

Für die Erstellung der Hemmschwellendiagramme wurde die Messung der Stickstoffmaximalatmung für unterschiedliche Zugabemengen an Deponiesickerwasser wiederholt. Die jeweiligen Verdünnungsansätze umfassten Belebtschlamm (500 ml) mit Deponiesickerwasser (X ml) und Kläranlagenablauf (500 ml-X ml). Der Anteil an Sickerwasser zum Ablauf wurde dabei schrittweise erhöht, sodass bei jeder Atmungsmessung die gleiche Konzentration an Biomasse verwendet wurde. Die beigefügten Sickerwassermengen lagen im Bereich von 30-500 ml. Um eine Hemmwirkung durch bspw. Ammoniak ausschließen, wurde der pH-Wert in einem Bereich von 7,5–8,0 gehalten. Die ermittelte Stickstoffmaximalatmung (OVN<sub>max</sub>) wurde auf den Trockensubstanzgehalt bezogen. Die Hemmwirkung wurde über die Abnahme der Stickstoffmaximalatmung der mit Sickerwasser versetzten Proben in Relation zur Referenzatmung ohne Sickerwasserzugabe gesetzt und in einem Hemmschwellendiagramm aufgetragen.

$$H = \left(1 - \frac{P}{R}\right) \cdot 100 \text{ [%]}$$

- H Nitrifikationshemmende Wirkung der Sickerwasserprobe  
 R OVN<sub>max(20°C)</sub> der Referenzprobe ohne Sickerwasser  
 P OVN<sub>max(20°C)</sub> der mit Sickerwasser versetzten Probe

Eine Ausgleichskurve der Hemmereignisse wurde anhand einer von Nowak (1996) modifizierten Gleichung ermittelt, welche auf den mathematischen Beschreibungen von Kroiss et al. (1992) und Schweighofer et al. (1992) beruht.

$$INH = \frac{I^n}{k_i^n + I^n} \cdot 100 \text{ [%]}$$

- INH Hemmung  
 I Substratkonzentration  
 n Faktor für spezifische Hemmkinetik  
 k<sub>i</sub> Faktor für spezifische Hemmkinetik

Die Michaelis-Menten-Beziehung (vgl. Monod-Kinetik) gilt als Ausgangspunkt für die Beschreibung der enzymatischen Reaktionskinetik. Die Halbsättigungskonstante k<sub>i</sub> beschreibt hierbei die Zugabemenge an Sickerwasser bei der eine 50 %-ige Hemmung festzustellen ist. Der Exponent n dient der Beschreibung der aufgetretenen Hemmkinetik. Die Parameter n und k<sub>i</sub> wurden mittels nicht-linearer Regression aus den Messpunkten nach der Methode der Minimierung der Fehlerquadratsumme ermittelt und zur Darstellung der Hemmkurve verwendet. Anhand der Diagramme war es möglich, die Sickerwässer in ihrer hemmenden Wirkung zu vergleichen und

Mischungsverhältnisse abzuleiten, bei denen eine 20 %-Hemmung der biologischen Aktivität bzw. Reinigung auf Kläranlagen zu erwarten ist.

### 2.3 Abbaubarkeitstests

Ziel der biologischen Abwasserreinigung ist es, organische Verunreinigungen mit Hilfe von Mikroorganismen aus dem Abwasser zu entfernen. Besondere Bedeutung kommt hierbei der Entfernung von Stickstoff- und Kohlenstoffverbindungen zu. Der Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen erfolgt unter aeroben Bedingungen durch chemo-organoheterotrophe Organismen und unter anoxischen Bedingungen durch fakultativ heterotrophe Organismen (Denitrifikation).

Neben der Mineralisierung organischer Stoffe (Atmung, Energiestoffwechsel) erfolgt der Aufbau von Zellsubstanz (Baustoffwechsel). Deponiesickerwässer enthalten häufig schwer abbaubare refraktäre Kohlenstoffverbindungen. Diese können während der Abwasserreinigung lediglich durch Adsorption bzw. Absorption an bzw. in die Belebtschlammflocken entfernt werden. Der Abbau der angelagerten bzw. aufgenommenen Stoffe kann hierbei verzögert einsetzen. Da zwischen Abbau bzw. Ad-/Absorption von Kohlenstoffverbindungen nicht unterschieden werden kann, wird im Nachfolgenden von Entfernung gesprochen.

Die biologische Abbaubarkeit der in den Sickerwässern enthaltenen Inhaltsstoffe wurde im Labormaßstab untersucht. Für die Untersuchung der Abbaubarkeit wurde ein kontinuierlich mit Deponiesickerwasser beschickter und intermittierend belüfteter Testansatz gewählt, weil dies die Situation auf kommunalen Kläranlagen wiedergibt. Die kontinuierliche Zugabe von Deponiesickerwasser gewährleistet die Versorgung der Biomasse mit Nähr- und Spurenstoffen, um eine Limitierung auszuschließen.

Für jeden Abbauversuch wurde Belebtschlamm einer nitrifizierenden Kläranlage verwendet. Ein Startvolumen von zwei Liter Belebtschlamm wurde in einem Versuchsreaktor über einen Zeitraum von fünf Tagen kontinuierlich mittels Schlauchquetschpumpe mit Sickerwasser beschickt. Die Zugabemenge an Sickerwasser ergab sich entsprechend der CSB-Konzentration. Die tägliche Zugabefracht umfasste 100 bis 200 mg CSB. Die Beprobung des Reaktors erfolgte täglich. Nach dem Absetzen des Schlammes wurde der Überstand entnommen und auf die Parameter CSB sowie TOC (faltenfiltriert) beprobt. Das täglich entnommene Probevolumen betrug 50 ml. Verdunstungsverluste wurden vor jeder Probenahme mit destilliertem Wasser ausgeglichen. Für die aerobe biologische Reinigung ist eine Sauerstoffkonzentration von über 2,0 mg/l zu

gewährleisten. Die Belüftung der Abbauprobe erfolgte intermittierend. Während nicht belüfteter Phasen (5 min) wurde der Schlamm mittels Magnetrührer und Rührplatte gemischt. Um eine Ammoniak-Hemmung bei höheren pH-Werten sowie eine Hemmung durch salpetrige Säure bei niedrigeren pH-Werten auszuschließen wurde der pH-Wert während der Versuche mit NaOH und HCl zwischen 7,0 und 8,0 eingestellt.

Die Untersuchungen konzentrierten sich auf den CSB- und TOC-Abbau sowie die Ermittlung der dazugehörigen refraktären Fraktionen. Anhand der bekannten CSB- sowie TOC-Konzentrationen im Sickerwasser und der Zugabemengen war die Berechnung der Konzentrationen im Versuchsreaktor möglich, die sich ohne einen Abbau einstellen würden. Für die Darstellung der Entfernung wurden den theoretisch berechneten Konzentrationen die tatsächlich gemessenen Konzentrationen gegenüber gestellt. Die Differenz im Verlauf der Darstellung entsprach dabei der täglich entfernten TOC- bzw. CSB-Konzentration. Die insgesamt aus dem Sickerwasser entfernten CSB- sowie TOC-Frachten wurden mit den nachfolgend aufgeführten Gleichungen berechnet. Die zugeführten Frachten ergaben sich hierbei aus der Summe der über den Versuchszeitraum zugegebenen Sickerwassermengen und Konzentrationen. Als abgeführte Fracht wurde die insgesamt für die Beprobung entnommene Fracht berücksichtigt. Zudem fanden die zu Beginn im Schlammwasser enthaltenen CSB- sowie TOC-Konzentrationen in der Berechnung Berücksichtigung (faltenfiltrierte Probe des Belebtschlammes).

Weiters wurde davon ausgegangen, dass die im Ablauf enthaltene TOC- bzw. CSB-Fracht dem refraktären und somit dem nicht abbaubaren CSB entspricht. Daher wurde der Anteil des refraktären zum gesamten CSB und TOC angegeben.

$$\eta_{\text{CSB}} = \frac{CSB_{\text{ZU}} - CSB_{\text{AB}} - CSB_{\text{t0}} - CSB_{\text{tN}}}{CSB_{\text{ZU}}} \cdot 100 [\%]$$

$$CSB_{\text{ref}} = 100\% - \eta_{\text{CSB}}$$

$\eta_{\text{CSB}}$	CSB-Entfernung [%]
$CSB_{\text{zu}}$	zugeführte CSB-Fracht [mg]
$CSB_{\text{ab}}$	abgeführte CSB-Fracht [mg]
$CSB_{\text{t0}}$	CSB-Fracht zum Beginn [mg]
$CSB_{\text{tN}}$	CSB-Fracht zum Ende [mg]
$CSB_{\text{ref}}$	refraktärer CSB-Anteil [mg]

## 2.4 Organische und anorganische Spurenstoffe im Deponiesickerwasser

Die Deponiesickerwasserproben stellten die chemische Spurenstoffanalytik zum Teil vor große Herausforderungen. Manche Proben waren stark gefärbt und/oder getrübt und wiesen zum Teil hohe Partikelgehalte auf. Bei Aufschluss und Extraktion schäumten manche Proben sehr stark, so dass die Proben mit einem geringeren Volumen nochmals aufgearbeitet werden mussten, um eine für eine Lösungsmittelextraktion notwendige Phasentrennung zu erreichen. Auch durch die stark unterschiedliche Belastung der Proben mit den Analyten waren gegebenenfalls Wiederholungen notwendig, wenn diese Gehalte aufwiesen, die außerhalb des Arbeitsbereiches der Routinemethoden lagen.

Es wurden rund 100 Stoffe bzw. Stoffgruppen mit unterschiedlichen Methoden untersucht. Auf eine detaillierte Beschreibung dieser Methoden wird an dieser Stelle verzichtet. Tabelle 1 gibt eine Zusammenfassung der untersuchten Stoffgruppen und Einzelstoffe und weist die angewandten Methoden aus.

Tabelle 1: Zusammenfassung der angewandten Analysemethoden zur Bestimmung der organischen und anorganischen Spurenstoffe (GC...gaschromatographisch, LC...flüssigchromatographisch, MS...Massenspektrometrisch)

Stoffgruppe	Einzelstoffe	Methode
Chlorparaffine	C <sub>10-13</sub> Chloralkane	GC-MS
Fluoride	Fluoride	ÖNORM EN ISO 10304-1
Komplexbildner	EDTA, NTA	GC-MS
Industriechemikalien	Bisphenol-A, Nonyl- und Octylphenole	LC-MS/MS
Organochlorverbindungen	Alachlor, Aldrin, Chlorfenvinphos, Chlorpyrifos, p,p'-DDT, DDT, Dieldrin, Endosulfan, Endrin, Hexachlorbenzol, Hexachlorbutadien, Hexachlorcyclohexan, Isodrin, Pentachlorbenzol, Trichlorbenzole, Trifluralin, Heptachlor, Heptachlorepoxyde, Benzylchlorid, Chlordane, Pentachlornitrobenzol	GC-MS/MS
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	Naphthalin, Fluoranthren, Anthracen, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(a)pyren, Indeno(1,2,3-c,d)pyren, Benzo(g,h,i)perylen	GC-MS
Phthalate	Di(ethyl-hexyl)phthtalat (DEHP)	GC-MS
Flammschutzmittel	Hexabromcyclododecan (HBCDD), polybromierte Diphenylether (PBDE, 6 Kongenere)	GC-MS
Perfluorierte Tenside	Perfluoroktansulfonsäure (PFOS)	LC-MS/MS
Phenole	Pentachlorphenol, 2,4-Dichlorphenol, 2,5-Dichlorphenol	GC-MS

Stoffgruppe	Einzelstoffe	Methode
Pflanzenschutzmittel-wirkstoffe	Atrazin, Bifenox, Diuron, Isoproturon, Simazin, Quinoxifen, Aclonifen, Cybutryn, Diclorvos, Mevinphos, Omethoat, Phosalon, Sebuthylazin, Trichlorfon, Terbutryn	LC-MS/MS
Schwermetalle und metallähnliche Elemente	Quecksilber Arsen, Cadmium, Selen Silber, Blei, Nickel, Chrom, Kupfer, Zink, Mangan, Eisen	ÖNORM EN ISO 17852 DIN EN ISO 15586 ÖNORM EN ISO 17294-2
Flüchtige organische Verbindungen (VOC)	Benzol, 1,2-Dichlorethan, Dichlormethan, Tetrachlorethen, Tetrachlormethan, Trichlorethen, Trichlormethan, 1,2-Dichlorethen, Ethylbenzol, Isopropylbenzol, Xylol, Toluol	GC-MS
Organozinnverbindungen	Dibutyl- und Tributylzinnverbindungen	GC-MS/MS

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Hemmtests

Abbildung 1 zeigt exemplarisch das Hemmschwellendiagramm für die Deponiesickerwasserprobe aus Deponie 1. Die unterschiedlichen Verdünnungen sind als Punkte dargestellt und die Linie gibt die Ausgleichskurve basierend auf einer Michaelis-Menten Kinetik wieder.

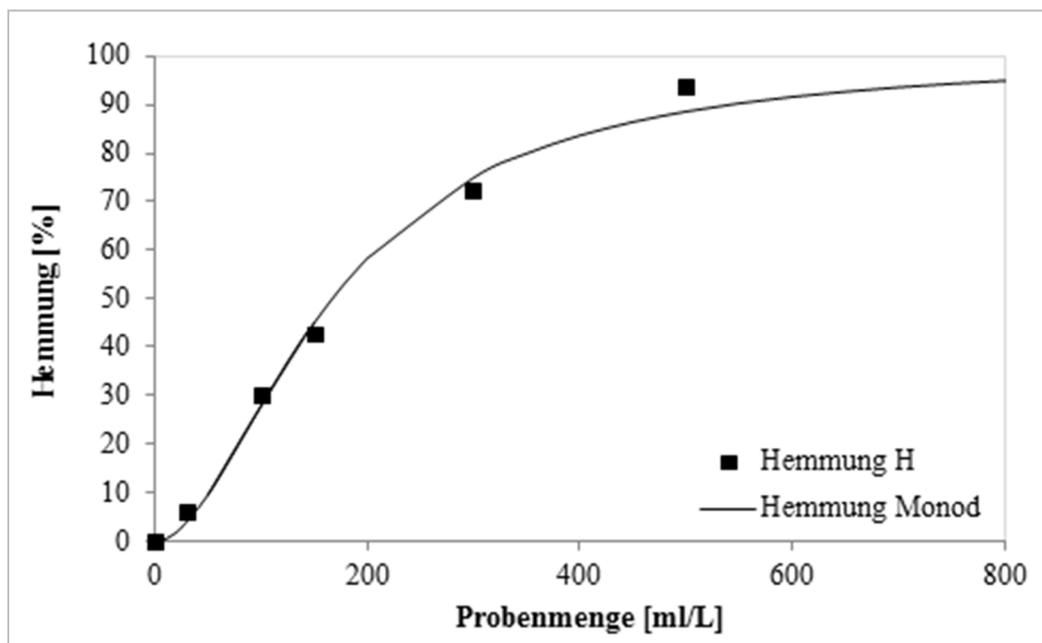


Abbildung 1: Hemmschwellendiagramm für Sickerwasser der Deponie 1 in Abhängigkeit von der zugegebenen Deponiesickerwassermenge ( $n = 1,86$ ;  $k = 167 \text{ ml/l}$ )

Die untersuchten Deponiesickerwässer zeigen unterschiedliche Hemmungen. Die graphische Darstellung der Untersuchungsergebnisse zeigt Abbildung 2. Eine Hemmung der Stickstoffmaximalatmung von mehr als 20 % wird in dieser Studie als relevant bewertet. Die Hemmung der Stickstoffmaximalatmung bedeutet, dass für die Erhaltung der erforderlichen Nitrifikationskapazität die Masse der Nitrifikanten entsprechend zu erhöhen bzw. bei einer bestimmten Biomassekonzentration ein höheres aerobes Volumen erforderlich ist. Bei Auftreten einer Hemmung der Stickstoffatmung ist somit ein höheres aerobes Belebungsbeckenvolumen erforderlich, um die Anforderungen an die Nitrifikation einzuhalten.

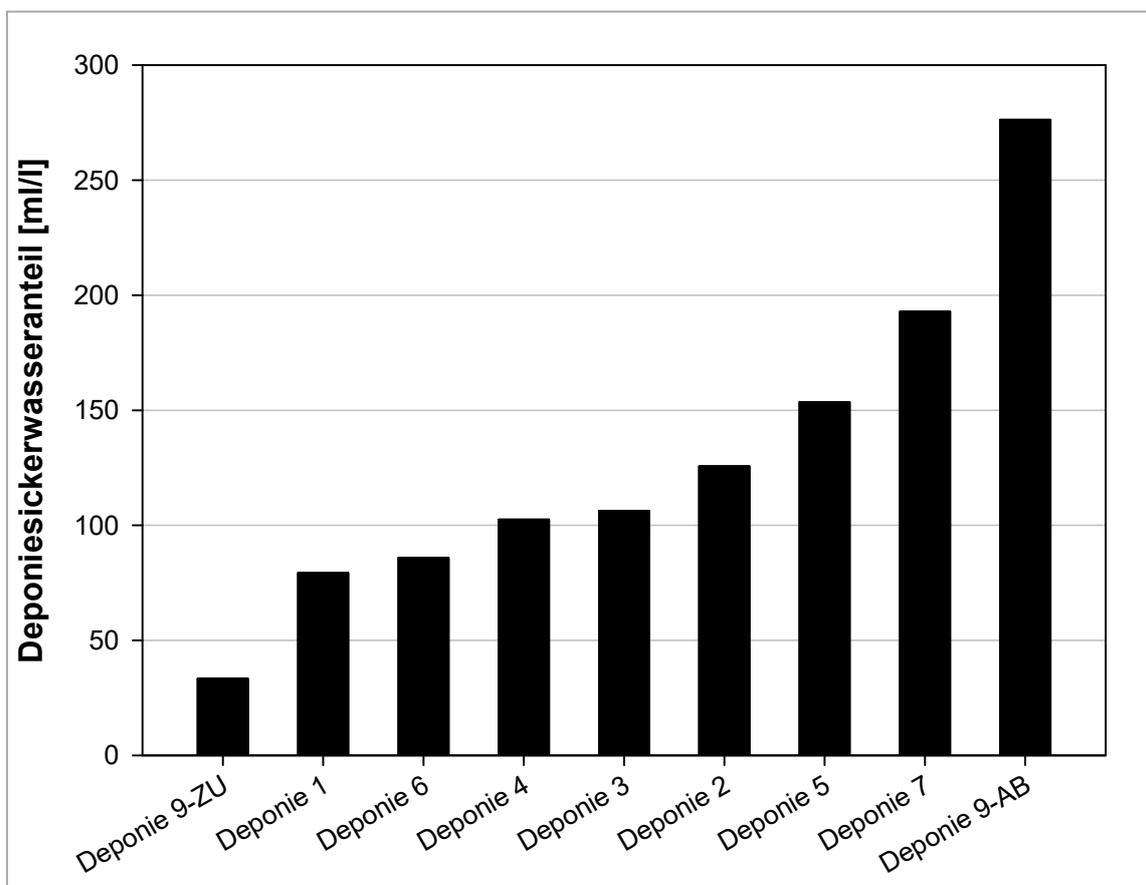


Abbildung 2: Anteil an Deponiesickerwasser im Testansatz, bei dem eine 20%-ige Hemmung zu beobachten ist.

Die höchste Hemmung wurde für das unbehandelte Sickerwasser aus Deponie 9 bestimmt. Bei rund 3 % Deponiesickerwasseranteil (33 ml Deponiesickerwasser auf einen Testansatz von 1 Liter) wurde eine Hemmung von 20 % beobachtet. Bei Deponie 9 wurde auch das vorbehandelte Deponiesickerwasser untersucht und ein deutlicher Rückgang der Hemmwirkung beobachtet. Eine Hemmung von 20 % wurde ab einem Deponiesickerwasseranteil von rund 28 % bestimmt.

Bei den meisten untersuchten Deponiesickerwässern wurde eine Hemmung von 20 % der Stickstoffmaximalatmung ab einem Deponiesickerwasseranteil von 8 bis 12 % beobachtet. Anzumerken ist zu diesen Ergebnissen, dass bei kontinuierlicher Deponiesickerwassereinleitung in eine Belebung eine Adaptierung der Biomasse wahrscheinlich ist. Diese würde in einer Abnahme der zu beobachtenden Hemmwirkung resultieren. Die Untersuchungen wurden mit nicht adaptiertem Belebtschlamm durchgeführt.

Bei Deponie 8 wurde bei keinem Versuchsansatz eine Hemmung von 20 % erreicht. Bei einem Sickerwasseranteil von 50 % im Testansatz (500 ml/l) betrug die beobachtete Hemmung der Stickstoffmaximalatmung rund 18 %.

### 3.2 Abbauersuche

Abbildung 3 zeigt die berechnete Konzentration im Testansatz aufgrund der Deponiesickerwasserzugabe und die gemessene Konzentration im entnommenen Überstand, die der Konzentration im Ablauf entspricht. Die Differenz dieser zwei Werte entspricht der Entfernung, wobei diese Entfernung sowohl Abbau als auch Adsorption berücksichtigt. Die Ergebnisse sind unterschiedlich für die untersuchten Deponiesickerwässer.

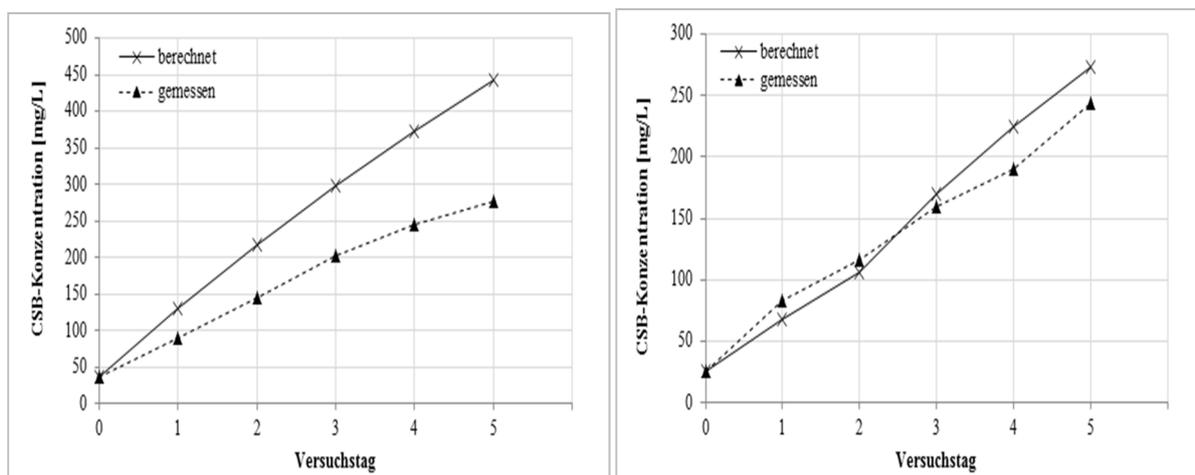


Abbildung 3: Theoretische und gemessene CSB-Konzentrationen [mg/l] im Abbauteil für zwei unterschiedliche Deponiesickerwässer.

Die Ergebnisse der CSB- und TOC-Entfernung aus den Abbauprobungen der unterschiedlichen Sickerwässer sind in Abbildung 4 zusammengefasst.

Insgesamt ist zu beobachten, dass bei der biologischen Behandlung der unbehandelten Deponiesickerwässer eine teilweise Entfernung erzielt wird. Die CSB- und TOC-Entfernung lag in einem Bereich von knapp 10 % (Deponie 4) bis rund 70 % (Deponie 7). Beim vorbehandelten Deponiesickerwasser aus Deponie 9 ist in den Abbauprobungen kein weiterer Abbau festzustellen. Für Deponie 3 ist eine Auswertung nicht möglich, weil die theoretisch möglichen Konzentrationen unter den gemessenen Konzentrationen lagen. Diese Beobachtung wird auf die hohe Salz- bzw. Chloridfracht zurückgeführt, die zu einer Fehlbestimmung führt.

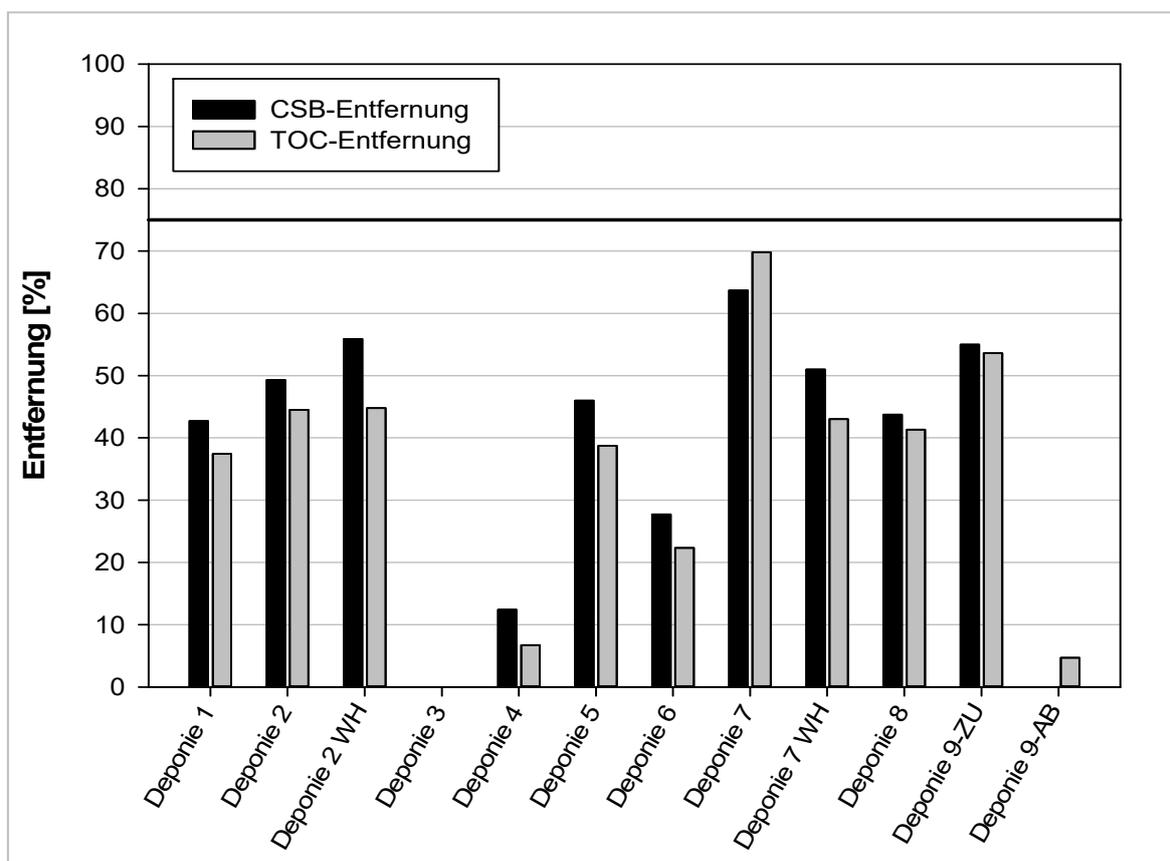


Abbildung 4: CSB- und TOC-Entfernung für Sickerwässer der Deponien 1 bis 9.

Mit Ausnahme des unbehandelten Deponiesickerwassers aus Deponie 9 und des Sickerwassers aus Deponie 7 wurde bei den untersuchten Abwässern eine Entfernung von rund 50 % oder weniger beobachtet. Bei zwei Deponiesickerwasserproben wurden die Abbauprobungen wiederholt, um die Ergebnisse zu evaluieren. Bei Deponie 2 wurde bei der Wiederholung ein ähnliches Ergebnis erzielt wohingegen bei Deponie 7 eine geringere Entfernung beobachtet wurde. Die Ergebnisse für CSB und TOC zeigen eine gute

Übereinstimmung. Generell ist aber zu beobachten, dass für den CSB zumeist geringfügig höhere Entfernungen berechnet werden.

Die höchsten Anteile an refraktärem CSB bzw. TOC werden für das behandelte Deponiesickerwasser aus Deponie 9 bestimmt und auch für Deponie 4 beträgt dieser Anteil rund 90 %. Bei Deponie 6 wird ein refraktärer Anteil zwischen 70 und 80 % beobachtet. Bei den anderen untersuchten Deponiesickerwässern schwanken diese Anteile zwischen 40 und 60 %. Im Sickerwasser der Deponie 7 ist der refraktäre Anteil mit rund 30 % am geringsten.

### 3.3 Spurenstoffmessungen

Von den rund 100 untersuchten Stoffen waren etwa die Hälfte in zumindest einer Probe nachweisbar. Eine Zusammenfassung der Nachweishäufigkeit zeigt Abbildung 5. Die Stoffe, die in keiner Probe nachweisbar waren, sind zur Verbesserung der Lesbarkeit nicht dargestellt.

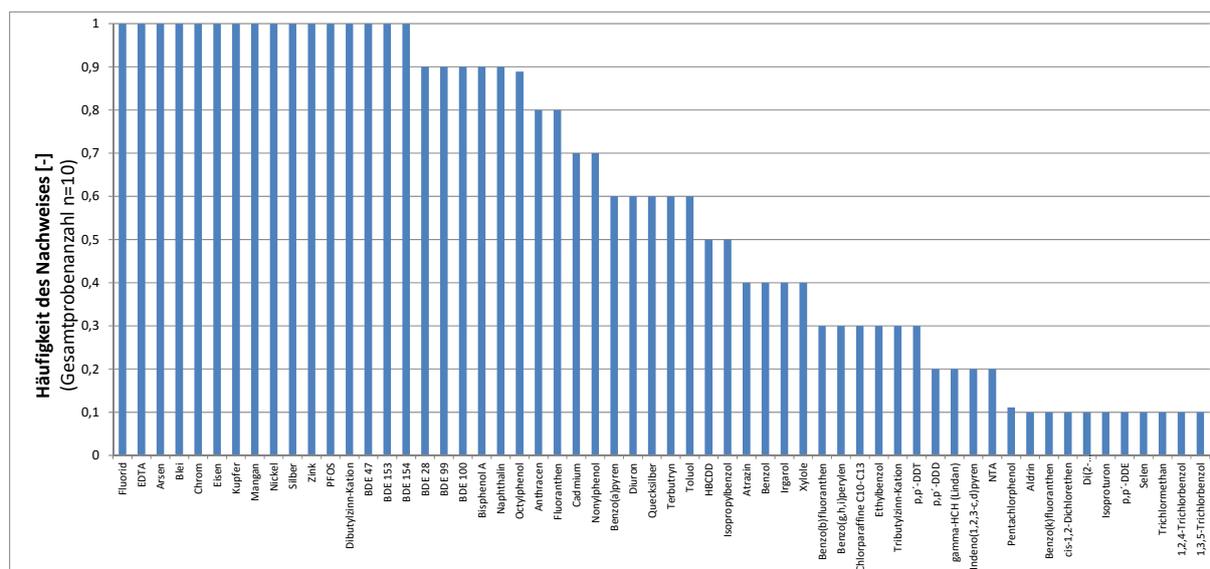


Abbildung 5: Nachweishäufigkeit der untersuchten Spurenstoffe (Gesamtprobenzahl n=10)

In allen oder fast allen Proben nachweisbar waren Fluoride, Metalle, EDTA, PFOS, Bisphenol-A, Nonylphenole, bromierte Diphenylether und Dibutylzinnverbindungen. Für diese Stoffe (Metalle, EDTA, Fluoride, Bisphenol-A) wurden auch die höchsten Konzentrationen gemessen.

Für diese Stoffe sind die gemessenen Konzentrationen ausgewählter Spurenstoffe in den unbehandelten Deponiesickerwasserproben aus den acht beprobten Massenabfalldeponien in Abbildung 6 dargestellt.

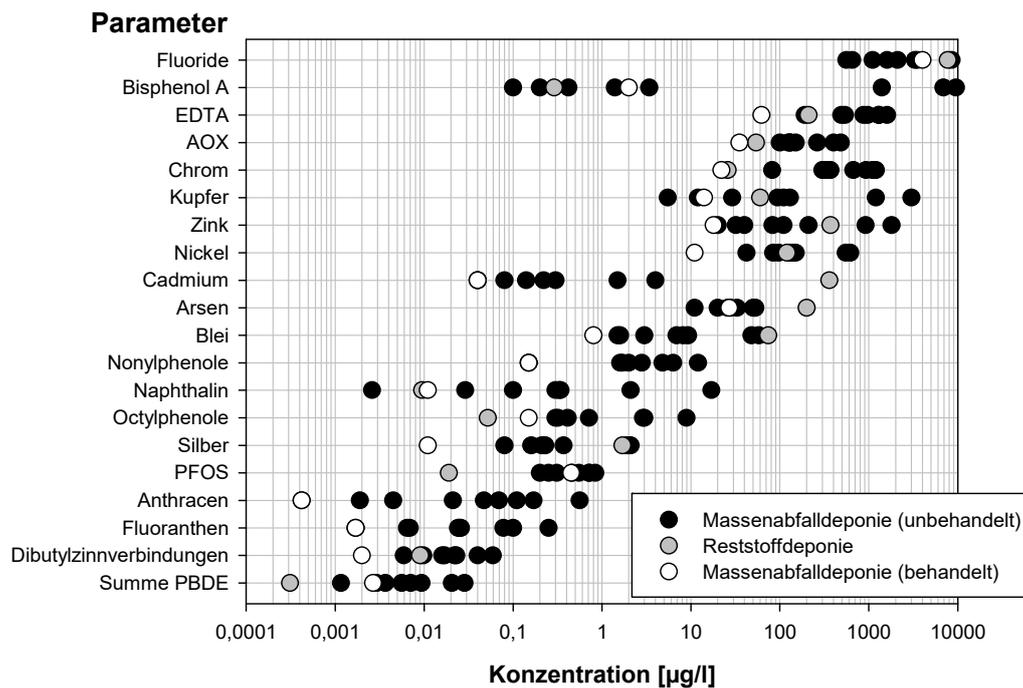


Abbildung 6: Konzentrationen [ $\mu\text{g/l}$ ] ausgewählter Spurenstoffe in den unbehandelten Deponiesickerwasserproben aus acht Massenabfalldeponien und einer Reststoffdeponie sowie in der behandelten Deponiesickerwasserprobe.

Abbildung 6 zeigt auch die Konzentrationen im Sickerwasser der Reststoffdeponie sowie in der behandelten Deponiesickerwasserprobe aus Deponie 9 angeführt. Auffällig ist der häufig sehr hohe Schwankungsbereich über mehrere Größenordnungen bei einigen der untersuchten Spurenstoffe, wie z.B. bei Naphthalin oder Bisphenol-A.

Bei einer der beprobten Deponien wird das Sickerwasser am Standort vorbehandelt. Diese Vorbehandlung erfolgt mittels Bioreaktor und anschließender Ultrafiltration und Nanofiltration sowie einer Aktivkohlefiltration. Diese Vorbehandlung führt zu einer deutlichen Verringerung der Konzentration der untersuchten Stoffe im Ablauf der Vorbehandlungsanlage. Bei den meisten Stoffen ist ein sehr hoher Rückhalt in der Vorbehandlungsanlage zu beobachten (siehe Abbildung 7). Der angegebene Rückhalt wurde aus den gemessenen Konzentrationen im behandelten und im unbehandelten Deponiesickerwasser berechnet und ist bezogen auf das unbehandelte Deponiesickerwasser.

Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) wird in der Vorbehandlung nur marginal zurückgehalten und die berechnete Entfernung beträgt rund 20 %. Dies bestätigt Untersuchungen in kommunalen Kläranlagen, die ähnlich geringe Rückhaltewirkungen dokumentieren. Auch die Filtrationsstufen (Nanofiltration)

und die Adsorptionsstufe (Aktivkohlefiltration) scheinen keine Verbesserung des Rückhalts zu bewirken.

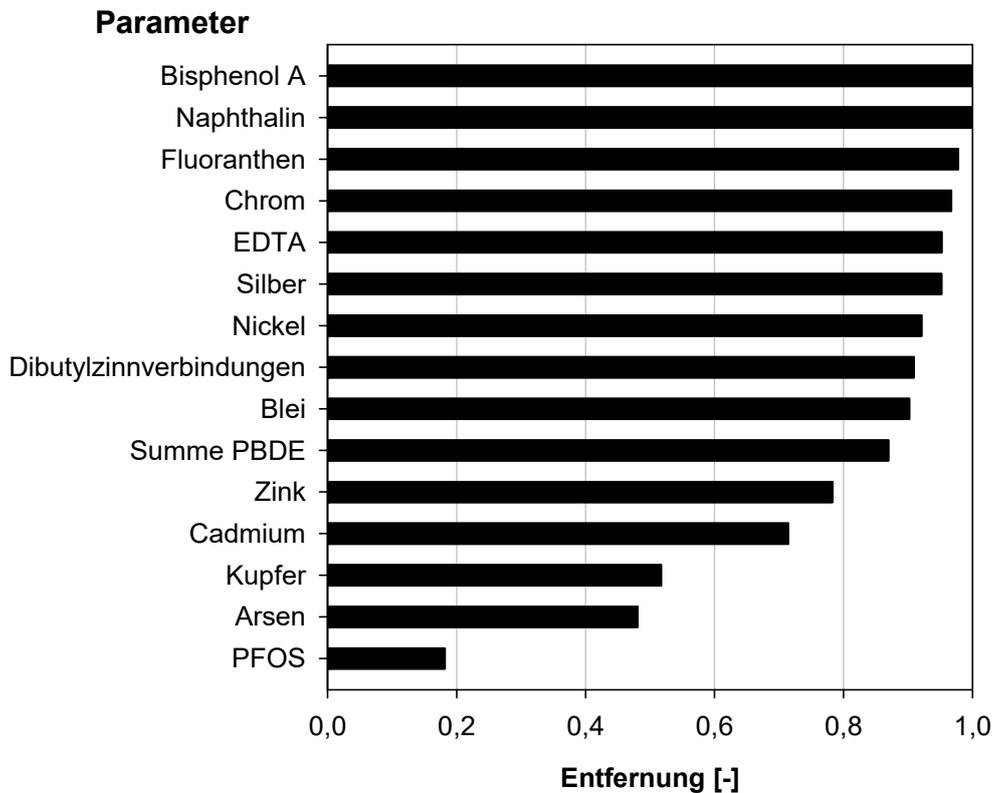


Abbildung 7: Rückhalt bei der Vorbehandlung des Deponiesickerwassers.

Für ausgewählte Stoffe wurde eine Frachtabschätzung durchgeführt und der relative Beitrag zur Zulauffracht einer kommunalen Kläranlage bestimmt. Dabei wurde zwei Szenarien unterschieden:

- Szenario 1: theoretischer Sickerwasseranteil im Kläranlagenzulauf beträgt 1 %,
- Szenario 2: theoretischer Sickerwasseranteil im Kläranlagenzulauf beträgt 5 %.

Zur Berechnung des Frachtanteils des Deponiesickerwassers wurden der Mittelwert und der Maximalwert der gemessenen Konzentrationen der unbehandelten Deponiesickerwässer der beprobten Deponien mit Massenabfallkompartimenten verwendet. D.h. nicht berücksichtigt wurden die Messergebnisse aus Deponie 3 (Reststoffdeponie) und das behandelte Deponiesickerwasser aus Deponie 9. Zur Berechnung der theoretischen Referenzfracht für den Kläranlagenzulauf wurden die Konzentrationen aus den Kläranlagenuntersuchungen verwendet die in Umweltbundesamt (2009) dokumentiert sind. Die Ergebnisse zeigt Abbildung 8. Der Wert 1 entspricht der Zulauffracht der Kläranlage und der Balken gibt den Anteil der Fracht des Deponiesickerwassers an dieser Gesamtzulauffracht an.

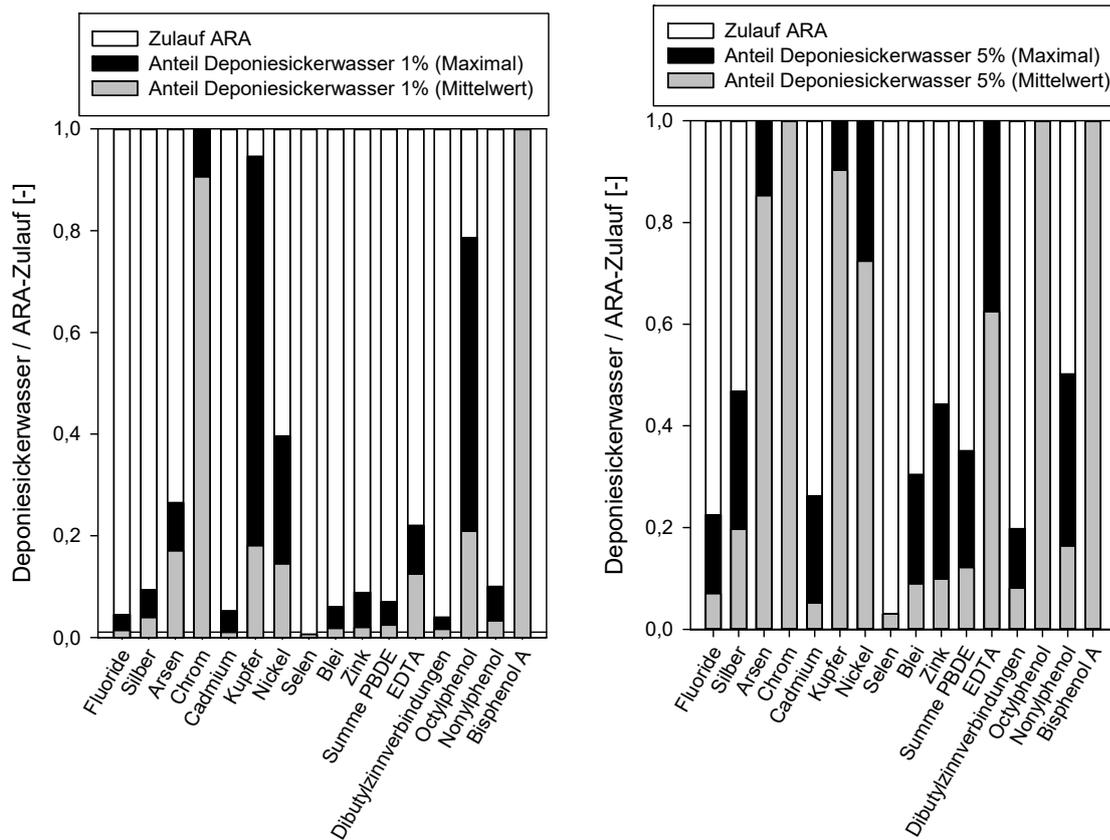


Abbildung 8: Relativer Frachtanteil des Deponiesickerwassers im Kläranlagenzulauf für ausgewählte Stoffe für einen Deponiesickerwasseranteil von 1 und 5 % am Gesamtzulauf der Kläranlage.

Vor allem bei Chrom und Bisphenol-A kann das Deponiesickerwasser bereits bei Abwasseranteilen von 1 % am Gesamtzulauf wesentlich zur Gesamtbelastung einer kommunalen Kläranlage beitragen. Würden beim Deponiesickerwasser die Maximalkonzentrationen berücksichtigt, wäre dies zudem für Kupfer und Octylphenole der Fall. Mit steigendem Anteil des Deponiesickerwassers nimmt dieser Einfluss zu und bei einem theoretischen Sickerwasseranteil von 5 % am Gesamtzulauf stellt das Deponiesickerwasser für zahlreiche Stoffe eine wesentliche Quelle dar. Diese Ergebnisse stellen aber nur grobe Abschätzungen dar und sind mit Unsicherheiten behaftet. So ist der Ausgangsdatensatz begrenzt und beruht auf 15 Messungen im Kläranlagenzulauf und auf acht Messungen in Deponiesickerwässern. Da diese Messungen z.T. erhebliche Schwankungen aufweisen (z.B. für Bisphenol-A), sind auch die Ergebnisse anlagenspezifisch sehr unterschiedlich.

## 4 Zusammenfassung

Im Rahmen der Untersuchungen wurden acht Deponien mit Massenabfallkompartimenten und eine Reststoffdeponie beprobt. Es wurde das unbehandelte Deponiesickerwasser untersucht und bei einer Massenabfalldeponie mit einer umfassenden Vorreinigung zusätzlich zum unbehandelten Deponiesickerwasser auch das behandelte Abwasser nach Vorreinigung. Untersucht wurden die biologische Abbaubarkeit in Bezug auf die organische Belastung, die Hemmung der Nitrifikation sowie die Zusammensetzung der Deponiesickerwässer in Bezug auf organische und anorganische Spurenstoffe.

Die Hemmtests ergaben eine Hemmung von mehr als 20 % der Stickstoffmaximalatmung ab Deponiesickerwasseranteilen von rund 3 %.

Die Abbaubarkeitstest zeigen einen hohen Anteil an nicht abbaubaren organischen Verbindungen in den untersuchten Deponiesickerwässern. So wurden Entfernungen von 10 bis 70 % beobachtet. Entsprechend beträgt der Anteil an refraktären oder nicht abbaubaren Verbindungen rund 30 bis 90 %.

In den Deponiesickerwässern wurden über 100 organische und anorganische Spurenstoffe untersucht und zahlreiche dieser Stoffe wurden nachgewiesen. In allen oder fast allen Proben nachweisbar waren Fluoride, Metalle, EDTA, PFOS, Bisphenol-A, Nonylphenole, bromierte Diphenylether und Dibutylzinnverbindungen. Für diese Stoffe (Metalle, EDTA, Fluoride, Bisphenol-A) wurden auch die höchsten Konzentrationen gemessen. Anzumerken ist aber, dass die Konzentrationen in den untersuchten Proben sehr stark schwanken.

Frachtabschätzungen zeigen, dass Deponiesickerwassereinleitungen die Gesamtfracht im Zulauf einer kommunalen Kläranlage stark beeinflussen können. Vor allem bei Metallen (z.B. Chrom) aber auch bei einigen organischen Verbindungen (z.B. Octylphenole, Bisphenol-A) können über das Deponiesickerwasser bereits bei geringen Abwassermengen (z.B. bei 1 % Deponiesickerwasseranteil bezogen auf die Zulaufabwassermenge) relevante Frachten in eine kommunale Kläranlage eingebracht werden.

## 5 Literatur

- AAEV (BGBl. Nr. 186/1996). Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (AAEV).
- AEV Deponiesickerwasser (BGBl. II Nr. 263/2003). Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Begrenzung von Sickerwasseremissionen aus Abfalldeponien (AEV Deponiesickerwasser).
- Deponieverordnung (BGBl. II Nr. 39/2008). Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien (DVO 2008).
- Kroiss, H., Schweighofer, P., Frey, W., Matsche, N. (1992). Nitrification inhibition – a source identification method for combined municipal and/or industrial wastewater treatment plants, *Wat. Sci. Tech.*, 26 (5-6), 1135-114.
- Laner, D., Fellner, J., Brunner, P.H. (2011). Standortbezogene Kriterien zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponieemissionen unter dem Aspekt der Nachsorgedauer. Technische Universität Wien.
- Nowak, O. (1996). Nitrifikation im Belebungsverfahren bei maßgeblichem Industrieabwassereinfluss, Dissertation, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien.
- Schweighofer, P. (1992). Nitrifikationshemmstoffe und Abwasserreinigung, *Wiener Mitteilungen*, 108, T1-T27.
- Schweighofer, P. (1998). Nitrifikationshemmung bei kommunaler Abwasserreinigung. *Wiener Mitteilungen*, Band 138. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft. Technische Universität Wien. Wien.
- Umweltbundesamt (2008). Schachermayer, E., Lampert, C.: Deponiegaserfassung auf österreichischen Deponien; Reports Bd. REP-0100. Umweltbundesamt, Wien.
- Umweltbundesamt (2009). Clara, M., Denner, M., Gans, O., Scharf, S., Windhofer, G., Zessner, M.: Emissionen aus kommunalen Kläranlagen; Reports Bd. REP-0247. Umweltbundesamt, Wien.
- Umweltbundesamt (2010). Schachermayer, E., Lampert, C.: Aufkommen und Behandlung von Deponiesickerwasser; Reports Bd. REP 0249. Umweltbundesamt, Wien.
- Umweltbundesamt (2014). Lampert, C.: Stand der temporären Abdeckung von Deponien und Deponiegaserfassung; Reports Bd. REP-0484. Umweltbundesamt, Wien.

**Finanzierung und Dank:**

Das Projekt wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) durchgeführt und vom BMLFUW gemeinsam mit allen Bundesländern (Burgenland, Kärnten, Niederösterreich, Oberösterreich, Salzburg, Steiermark, Tirol, Vorarlberg und Wien) finanziert.

Besonderer Dank gilt Dr. Peter Weilgony (BMLFUW) für die fachliche Projektbegleitung und das Lektorat.

**Korrespondenz an:**

Dr. Manfred Clara

Umweltbundesamt GmbH  
Abteilung Oberflächengewässer  
Spittelauer Lände 5  
1090 Wien

Tel.: +43 1 31304 5612

Mail: [manfred.clara@umweltbundesamt.at](mailto:manfred.clara@umweltbundesamt.at)

# **Alternative Möglichkeit zum Nachweis der Einhaltung von Emissionsbegrenzungen am Beispiel der Kohleverarbeitung**

Julia Haslinger, Karl Svardal

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft,  
Technische Universität Wien

**Abstract:** Durch die Umsetzung der BVT-Schlussfolgerungen für die Eisen- und Stahlerzeugung auf nationaler Ebene wurde die AEV Kohleverarbeitung überarbeitet. Für die Parameter Cyanid – leicht freisetzbar, Thiocyanat und Phenolindex wurde die Emissionsbegrenzung für Direkteinleitung und für Indirekteinleitung in der gleichen Höhe gewählt, wobei bei kontinuierlicher Beaufschlagung der empfangenden Kläranlage und entsprechendem Nachweis der Erreichung des gleichen Behandlungserfolges wie bei Direkteinleitung höhere Emissionsbegrenzungen für Indirekteinleiter festgelegt werden können. Die vorliegende Arbeit zeigt am Beispiel der Kokerei der voestalpine Stahl GmbH am Standort Linz eine Methode, mittels der der entsprechend AEV Kohleverarbeitung notwendige Nachweis des Behandlungserfolges erbracht werden kann.

**Key Words:** Abwasseremissionsverordnung, BVT-Schlussfolgerungen, Emissionsbegrenzung, Kokerei, Nachweisführung

## **1 Einleitung**

Die voestalpine Stahl GmbH betreibt am Standort Linz eine Kokerei. Durch die Überarbeitung der Abwasseremissionsverordnung (AEV) Kohleverarbeitung im Zuge der Veröffentlichung der BVT-Schlussfolgerungen für die Eisen- und Stahlverarbeitung war es notwendig, für drei Parameter (Cyanid lf., Thiocyanat, Phenolindex) für die Festlegung von höheren Emissionsbegrenzungen entsprechend der AEV Kohleverarbeitung den Nachweis zu erbringen, dass bei Indirekteinleitung der gleiche Behandlungserfolg wie bei Direkteinleitung erreicht wird.

Am Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Forschungsbereich Wassergütewirtschaft der Technischen Universität Wien wurde eine Methode erarbeitet, mit der der Nachweis erbracht werden kann,

dass die jeweiligen geforderten Abbauleistungen erreicht werden. Die Methode und die Ergebnisse der auf Basis dieser durchgeführten Batchversuche sind nachfolgend beschrieben. Die Übertragbarkeit der Ergebnisse der durchgeführten Versuche wird ebenfalls beschrieben.

### **1.1 BVT-Schlussfolgerungen und Abwasseremissionsverordnungen**

Auf europäischer Ebene sind auf Grundlage der Industrieemissions-Richtlinie (IE-RL) in den Bereichen der besonders umweltrelevanten Industrieanlagen BVT-Merkblätter und BVT-Schlussfolgerungen zu verfassen. Diese werden im Sevilla-Prozess erstellt und enthalten Regelungen über die „Beste Verfügbare Technik“ (BVT) bzw. „Best Available Technique“ (BAT). Die mit den besten verfügbaren Techniken assoziierten Emissionswerte (Best Available Techniques Associated Emission Levels bzw. BAT-AELs), die in den BVT-Schlussfolgerungen angegeben werden, stellen Emissionswerte dar, die bei Einsatz von besten verfügbaren Techniken erreicht werden können. BAT-AELs werden in der Regel nur für Direkteinleiter angegeben, wohingegen Abwasseremissionsverordnungen (AEV-en), die Emissionsbegrenzungen auf nationaler Ebene festlegen, Emissionsbegrenzungen üblicherweise für Direkt- und Indirekteinleiter anführen. BVT-Schlussfolgerungen können entweder direkt angewendet werden oder in Verordnungen umgesetzt werden. In Österreich sollen alle abwasserrelevanten BVTs in Abwasseremissionsverordnungen umgesetzt werden (MÜLLER-RECHBERGER, 2016), wodurch eine Anpassung der entsprechenden nationalen Regelungen (Branchen-AEV-en) zu erfolgen hat. Im Entstehungsprozess der AEV-Novellierung bzw. Überarbeitung werden Industrie, Gewerbe etc. freiwillig eingebunden (MÜLLER-RECHBERGER, 2016).

Auf nationaler Ebene gibt es in Ergänzung zur Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (AAEV), in der Grundsätze zu Abwasseremissionen geregelt sind, 62 branchenspezifische AEV-en, die Emissionsbegrenzungen auf Grundlage des Standes der Technik für unterschiedliche Branchen festlegen. Die AEV-en regeln Emissionsbegrenzungen für Einleitungen in ein Fließgewässer (Direkteinleiter) sowie für Einleitungen in eine öffentliche Kanalisation (Indirekteinleiter) in Ergänzung zur AAEV (d.h. für Schadstoffe, die in einer Branchen-AEV nicht geregelt sind, ist die entsprechende Emissionsbegrenzung der AAEV anzuwenden).

Einleitungen in eine wasserrechtlich bewilligte Kanalisationsanlage (Indirekteinleitungen) bedürfen einer wasserrechtlichen Bewilligung, wenn es sich bei den Einleitungen um gefährliche Abwässer handelt (§ 32b WRG,

Indirekteinleiterverordnung). Auch Indirekteinleiter haben die maßgeblichen AEV einzuhalten, der Kanalisationsbetreiber kann ihm aber Abweichungen zugestehen, sofern es dessen eigenen wasserrechtlichen Konsens nicht gefährdet. Die Einhaltung der entsprechenden Emissionsbegrenzungen ist regelmäßig nachzuweisen und zu dokumentieren (Eigen- und Fremdüberwachung).

## 1.2 Umsetzung BVT-Schlussfolgerung in AEV Kohleverarbeitung

Die Veröffentlichung der BVT-Schlussfolgerungen für die Eisen- und Stahlerzeugung (BREF ISP – Iron and Steel Production, Durchführungsbeschluss der Kommission vom 28.2.2012) erfolgte mit ABl. L 70 vom 8.3.2012, S. 63. In den BAT-Dokumenten (Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Iron and Steel Production) werden beste verfügbare Techniken in der Eisen- und Stahlerzeugung beschrieben. Kapitel 5 behandelt Koksofenanlagen, die Themen Wassernutzung und Abwasser sind Gegenstand des Kapitels 5.2.2. Der Abwasserbehandlung wird in einem eigenen Kapitel (Kapitel 5.3.21) behandelt, in dem beste verfügbare Techniken beschrieben werden.

Zur nationalen Umsetzung der Vorgaben der BVT-Schlussfolgerungen haben mehrere Arbeitsgruppensitzungen mit den jeweiligen Branchenvertretern zur Überarbeitung und Novellierung der AEV Kohleverarbeitung stattgefunden. Für die Umsetzung der BVT-assozierten Emissionswerte für den Abwasserbereich wurde so vorgegangen, dass die Emissionsbegrenzungen in der Anlage B angepasst wurden. Die Anlage A ist von den veröffentlichten BVT-Schlussfolgerungen und den damit assoziierten Emissionswerten nicht betroffen. Bei der Umsetzung wurde für die Parameter Cyanid lf., Thiocyanat und Phenolindex die Emissionsbegrenzung für Direkteinleitung und Indirekteinleitung in der gleichen Höhe gewählt. Die BVT-Schlussfolgerungen schreiben Emissionsbegrenzungen lediglich für Direkteinleitung vor. Da, nach WRG, Indirekteinleiter von nicht gut abbaubaren bzw. gefährlichen Abwasserinhaltsstoffen mangels ausreichendem Abbau in der folgenden Abwasserreinigungsanlage nicht höhere Konzentrationen als Direkteinleiter in die nachfolgende Abwasserreinigungsanlage einleiten dürfen, wurden die Emissionsbegrenzungen für Direkteinleitung in die AEV Kohleverarbeitung für Indirekteinleitung übernommen, wobei die Festlegung einer höheren Emissionsbegrenzung für die Einleitung in die öffentliche Kanalisation im Einzelfall durch Fußnote e) möglich ist.

Die Emissionsbegrenzungen für Cyanid lf., Thiocyanat und Phenolindex sind in Anlage B der AEV Kohleverarbeitung angeführt, wobei zwischen I)

Anforderungen an Einleitungen in ein Fließgewässer (Direkteinleitung) und II) Anforderung an Einleitungen in eine öffentliche Kanalisation (Indirekteinleitung) (siehe Tabelle 1) unterschieden wird. Gemäß Fußnote e) können für diese Parameter im Einzelfall bei kontinuierlicher Beaufschlagung der empfangenden Abwasserreinigungsanlage und entsprechendem Nachweis der Erreichung des gleichen Behandlungserfolges wie bei Direkteinleitung für Indirekteinleiter höhere Emissionsbegrenzungen festgelegt werden.

„Beaufschlagen“ wird in den Erläuterungen zur AEV Kohleverarbeitung wie folgt definiert: *„Beaufschlagen‘ bedeutet somit, dass eine kontinuierliche Einleitung dieses Parameters in die kommunale Kläranlage in dokumentierter Form über einen Zeitraum von mindestens mehreren Monaten (Adaptionszeit des Klärschlammes mit seiner Mikroorganismengemeinschaft) gegeben ist. Die kontinuierliche Beaufschlagung gilt als gegeben, wenn etwaige Unterbrechungen der Einleitung zu Revisionszwecken etc. nicht länger dauern als das halbe Schlammalter der empfangenden Kläranlage.“* Zur Einzelfallregelung wird folgendes angeführt: *„Die nachweisliche Sicherstellung dieser Voraussetzungen kann mittels vom Betreiber durchzuführenden Versuchen (z.B. Batchversuch) erfolgen. Ein solcher Batchversuch ist mit dem adaptierten Schlamm aus der empfangenden Kläranlage durchzuführen und in regelmäßigen Intervallen, spätestens jedoch vor einer Wiederverleihung, zu wiederholen. Aus den Ergebnissen der Versuche kann in solchen Fällen auch die individuell einzuhaltende Emissionsbegrenzung im Einzelfall abgeleitet werden.“*

Tabelle 1: Emissionsbegrenzungen der AEV Kohleverarbeitung der untersuchten Parameter

	II) Anforderung an Einleitungen in eine öffentliche Kanalisation
Cyanid – leicht freisetzbar (ber. als CN)	< 0,1 mg/L <sup>e)</sup>
Thiocyanat (als SCN <sup>-</sup> )	< 4 mg/L <sup>e)</sup>
Phenolindex (ber. als Phenol)	< 0,5 mg/L <sup>e)</sup>

<sup>e)</sup> Im Einzelfall kann eine höhere Emissionsbegrenzung festgelegt werden, wenn nachweislich sichergestellt ist, dass die empfangende Abwasserreinigungsanlage im Regelfall kontinuierlich mit diesem Stoff beaufschlagt wird und dass in ihr eine Reinigungskapazität gegeben ist, die sicherstellt, dass bei Indirekteinleitung der gleiche Behandlungserfolg bezogen auf die emittierte Stofffracht wie bei Direkteinleitung erzielt wird.

Die Konzentrationen im Kokereiabwasser der voestalpine Stahl GmbH liegen über den entsprechenden in Tabelle 1 angeführten Emissionsbegrenzungen für Indirekteinleiter (siehe Abbildung 1, Abbildung 2, Abbildung 3 bzw. Tabelle 2). Durch die Einleitung des Kokereiabwassers in die RKL Asten kommt es zu einer Mischung im Verhältnis von etwa 1:133 (ca. 1.200 m<sup>3</sup>/d Kokereiabwasser auf 160.000 m<sup>3</sup>/d sonstiges Abwasser der RKL Asten). Durch die Mischung liegen die theoretisch berechneten Emissionsbegrenzungen unter den jeweiligen Bestimmungsgrenzen, der Nachweis der Einhaltung kann somit nicht erbracht

werden. Daher war es notwendig entsprechend Fußnote e) um die Festlegung einer höheren Emissionsbegrenzung für die Einleitung in die Kanalisation anzusuchen. Für diese Parameter war somit nachzuweisen, dass bei Indirekteinleitung mit höheren Konzentrationen der gleiche Behandlungserfolg in der Kläranlage bezogen auf die emittierte Stofffracht wie bei Direkteinleitung erzielt wird. Dieser Nachweis wurde mittels nachfolgend beschriebener Batchversuche erbracht.

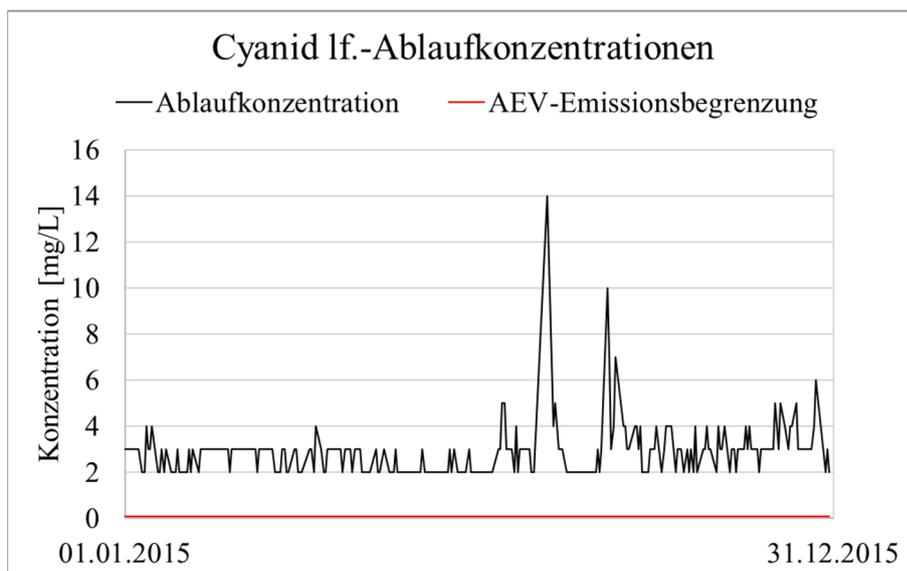


Abbildung 1: Cyanid lf.-Ablaufkonzentrationen und AEV-Emissionsbegrenzung

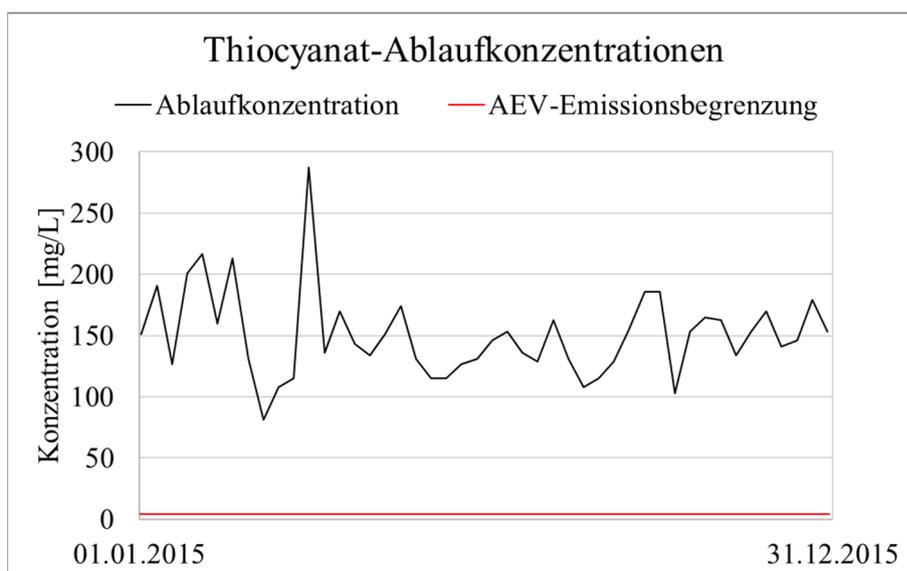


Abbildung 2: Thiocyanat-Ablaufkonzentrationen und AEV-Emissionsbegrenzung

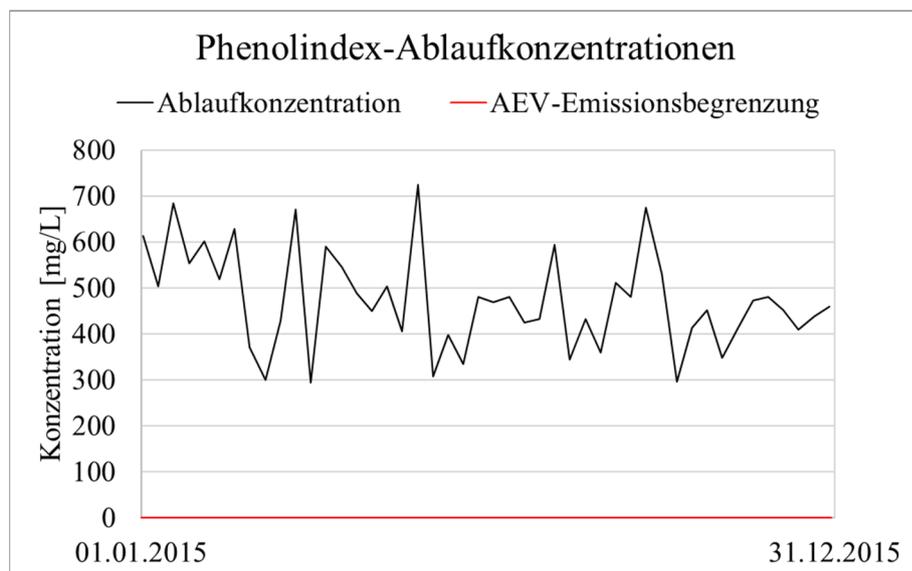


Abbildung 3: Phenolindex-Ablaufkonzentrationen und AEV-Emissionsbegrenzung

Tabelle 2: MIN-, MAX- und Mittelwerte der untersuchten Parameter im Kokereiabwasser

		Cyanid lf. [mg/L]	Thiocyanat [mg/L]	Phenolindex [mg/L]
2013	Minimum	2,0	76	347
	Maximum	7,0	263	835
	Mittelwert	3,2	161	541
2014	Minimum	1,0	72	308
	Maximum	5,0	256	640
	Mittelwert	2,6	145	499
2015	Minimum	2,0	81	293
	Maximum	14,0	287	725
	Mittelwert	2,9	150	473

## 2 Hintergrund und Methode

Nachfolgend werden die Grundlagen sowie die entwickelte Methode zur Nachweisführung des Behandlungserfolges beschrieben.

### 2.1 Voestalpine Stahl GmbH

Die voestalpine Stahl GmbH betreibt am Standort Linz ein voll integriertes Hüttenwerk mit sämtlichen Prozessstufen an einem Standort (Kokerei, Sinteranlage, Hochofen, Stahlwerk, Warm- und Kaltwalzwerk sowie Verzinkung und organische Beschichtung). Es werden hochwertiges warm- und kaltgewalztes sowie elektrolytisch verzinktes, feuerverzinktes und organisch beschichtetes Stahlband erzeugt.

In der Kokerei wird in Kokskammern eine spezielle schwefelarme Kohlenmischung unter Luftabschluss bei über 1.260 °C erhitzt. Durch diese

sogenannte Verkokung wird der Kohlenstoffgehalt der eingesetzten Steinkohle erhöht und es entsteht Koks (Hüttenkoks). Dieser wird als Brennstoff und Reduktionsmittel bei der Roheisenproduktion in den Hütten Linz und Donawitz eingesetzt. Der bei der Verkokung anfallende Rohteer wird in einer Destillationsanlage weiterverarbeitet. Sonstige bei der Verkokung anfallende Kohlenwasserstoffe werden an die chemische Industrie abgegeben. Diese Anlage ist derzeit die einzige in Österreich, in der Steinkohle verkokt wird.

Die Inhaltsstoffe des Abwassers aus der Kohleverarbeitung sind dominiert von den ins Abwasser gelangenden Kohlebestandteilen und hängen von der Art der Verarbeitung (mechanische, thermische, chemische Einwirkung) ab. Die Menge und die Zusammensetzung der Abwasserinhaltsstoffe wird wesentlich von den eingesetzten Rohkohlequalitäten, der Prozessführung in der Kokerei und den eingesetzten Maßnahmen zur Gewinnung von Kohlewertstoffen beeinflusst. Kokereiabwasser enthält eine Mischung an Kohlenwasserstoffen sowie Cyanid- und Stickstoffverbindungen in vergleichsweise hohen Konzentrationen. Cyanide und andere stickstoffhaltige Verbindungen stammen aus den eingesetzten Kohlen. Phenole werden durch die Umwandlung der Kohlenausgangsstoffe (Zellulosen) beim Inkohlungsprozess bevorzugt gebildet und bei der thermischen Zersetzung im Verkokungsprozess freigesetzt. Verschiedene Methoden der Abwasserbehandlung (biologisch, chemisch) sind möglich, das Abwasser muss jedoch in jedem Fall einen Ammoniakstripper durchlaufen, bevor es eine weitere Behandlung erfährt (UMWELTBUNDESAMT, 2012).

Das Kokereiabwasser der voestalpine Stahl GmbH (im Mittel ca. 1.200 m<sup>3</sup>/d, Kalenderjahr 2013) wird am Standort physikalisch-chemisch vorgereinigt (Ammoniakstrippung) und mittels einer eigens dafür errichteten geschlossenen Transportleitung (Druckleitung) zur kommunalen Abwasserreinigungsanlage der Stadt Linz (Regionalkläranlage Linz-Asten) befördert, wo es in die Belebungsstufe eingeleitet wird und biologisch mitbehandelt wird. Sofern die kommunale Kläranlage über eine adaptierte Biozönose verfügt und die Toxizität des Kokereiabwassers laufend kontrolliert wird, stellt die Mitbehandlung des Kokereiabwassers auf einer kommunalen Kläranlage nicht nur aus wirtschaftlichen Gründen eine sinnvolle Möglichkeit dar. Durch die Verdünnung des Abwassers werden toxische Wirkungen einzelner Komponenten auf die Mikroorganismen (z.B. Hemmung auf nitrifizierende Bakterien) verhindert. Weiters ist die Regionalkläranlage Linz-Asten (RKL Asten) auf 950.000 EW<sub>60</sub> ausgebaut und bietet somit entsprechendes Puffervermögen bei den nicht gänzlich vermeidbaren Stoßbelastungen mit gefährlichen Abwasserinhaltsstoffen oder bei produktionsbedingten Schwankungen.

## 2.2 Methode zur Nachweisführung des Behandlungserfolges

Nachfolgend wird die Methode für die Laborversuche, mittels derer der Nachweis der Erreichung des gleichen Behandlungserfolges bei Indirekteinleitung wie bei Direkteinleitung erbracht werden kann, beschrieben.

Basis der Untersuchungen sind die Bestimmungsgrenzen der relevanten Parameter sowie deren Emissionsbegrenzungen für Indirekteinleitung gemäß AEV Kohleverarbeitung.

Die Bestimmungs- und Nachweisgrenzen der akkreditierten Prüf- und Inspektionsstelle der voestalpine Stahl GmbH, die für die Analytik der durchgeführten Versuche gelten, sind für die Parameter Cyanid lf., Thiocyanat und Phenolindex in Tabelle 3 angeführt. Die Emissionsbegrenzungen gemäß AEV Kohleverarbeitung der Parameter Cyanid lf., Thiocyanat und Phenolindex können Tabelle 1 entnommen werden.

Tabelle 3: Bestimmungs- (BG) und Nachweisgrenzen (NG) der akkreditierten Prüf- und Inspektionsstelle der voestalpine Stahl GmbH der untersuchten Parameter

	BG	NG
Cyanid lf.	0,003 mg/L	0,001 mg/L
Thiocyanat	0,026 mg/L	0,006 mg/L
Phenolindex	0,005 mg/L	0,002 mg/L

Tabelle 4: Maximale Verdünnungsverhältnisse für Cyanid lf., Thiocyanat und Phenolindex

	Maximales Verdünnungsverhältnis
Cyanid lf.	1:33
Thiocyanat	1:154
Phenolindex	1:100

Die maximalen Verdünnungsverhältnisse mit sonstigem Abwasser, bei dem die Einhaltung der jeweiligen Emissionsbegrenzung analytisch nachgewiesen werden kann, sind in Tabelle 4 angeführt. Das maximale Verdünnungsverhältnis errechnet sich aus den Bestimmungsgrenzen (siehe Tabelle 3) und der jeweiligen Emissionsbegrenzung (siehe Tabelle 1). Liegt das Verdünnungsverhältnis wie bei den im Vorfeld durchgeführten Messkampagnen über dem maximal errechneten (siehe Tabelle 4), so ist für den jeweiligen Parameter der Nachweis der Einhaltung des Grenzwertes nicht möglich.

Mit den Laborversuchen soll der Nachweis erbracht werden, dass bei Indirekteinleitung bezogen auf die Stofffracht der gleiche Behandlungserfolg wie bei Direkteinleitung erreicht wird. Im Labor wurden für den Nachweis der Abbaubarkeit Batchversuche gewählt, da diese im Vergleich zu kontinuierlich betriebenen Versuchsanlagen weniger störanfällig und zeitaufwändig sind. Bei

Batchversuchen wird der Belebtschlamm zu Versuchsbeginn üblicherweise mit Abwasser gemischt. Dies führt jedoch dazu, dass die Bakterien hohen Anfangskonzentrationen der Inhaltsstoffe des Kokereiabwassers ausgesetzt sind. Da hohe Anfangskonzentrationen (z. B. des Parameters Cyanid lf.) hemmend bzw. sogar toxisch sein können und somit das Versuchsergebnis möglicherweise negativ beeinflussen, wurden für die Abbauprobe Batchversuche mit kontinuierlicher Beschickung gewählt, d.h. das Abwasser wurde in den Versuchsreaktor kontinuierlich zudosiert. Die Belastung des Belebtschlammes ist bei den Batchversuchen im Vergleich zur RKL Asten deutlich höher. Daher ist bei positivem Versuchsergebnis davon auszugehen, dass der Abbau auf der RKL Asten noch besser ist.

### 3 Laborversuche und Ergebnisse

Nachfolgend werden die Versuchsdurchführung, die Versuchsergebnisse sowie die Übertragbarkeit der Ergebnisse beschrieben.

#### 3.1 Versuchsdurchführung

Zu Versuchsbeginn wird ein vordefiniertes Volumen (z.B. 2.000 mL) adaptierter Schlamm der empfangenden Kläranlage (in diesem Fall Belebtschlamm der RKL Asten) in einen Versuchsreaktor gefüllt. Dem Reaktor wird ein vordefiniertes Volumen (z.B. 1.920 mL) einer vorgegebenen Mischung aus Kokereiabwasser und dem Abwasser der empfangenden Kläranlage (Mischung 1:1 bzw. 1:3) mittels Schlauchquetschpumpe kontinuierlich zudosiert. In Tabelle 5 ist die Impfschlamm- und Dosiermenge bei einer Versuchsdauer von 96 Stunden angeführt.

Tabelle 5: Impfschlamm- und Dosiermengen bei einer Versuchsdauer von 96 h

Versuchsdauer	96 h
Impfschlammmenge	2.000 mL
Zulaufdosiermenge	20 mL/h

Der Versuchsreaktor wird während des Versuchs intermittierend belüftet. Die Sauerstoffzufuhr wird automatisch geregelt, bei einer Unterschreitung einer vorgegebenen minimalen Sauerstoffkonzentration (zwischen 1,3 und 2,0 mg/L) wird der Versuchsreaktor für eine vorgegebene Zeit belüftet, um für die aerobe biologische Reinigung und v.a. für die Nitrifikation (Abbau von Ammonium über Nitrit zu Nitrat) einen ausreichenden Sauerstoffgehalt sicherzustellen. Nitrifizierende Bakterien sind obligat aerob und können Ammonium nur bei Vorhandensein von gelöstem Sauerstoff abbauen. Steht kein gelöster Sauerstoff

zur Verfügung, stellen die nitrifizierenden Bakterien ihre Aktivität ein und erst bei Vorhandensein von gelöstem Sauerstoff beginnen diese wieder mit dem Ammoniumabbau. Während des Versuchs ist außerdem ein pH-Wert zwischen 6,8 und 8 im Versuchsreaktor sicherzustellen, da in diesem Bereich das Wachstum und die Abbauleistung der nitrifizierenden Bakterien optimal ist. Bei pH-Werten unter 6,8 sind nitrifizierende Bakterien gehemmt, die Nitrifikation ist beeinträchtigt. Während des Versuchs soll mehrmals (mindestens zwei Mal täglich) eine Probe aus dem Reaktor genommen und mittels Küvettentest (photometrische Bestimmung) sofort auf  $\text{NH}_4\text{-N}$  analysiert werden, da damit eine eventuelle Hemmung bzw. Toxizität (Nitrifikationshemmung durch zu niedrigen pH-Wert, Hemmung bzw. Toxizität durch zu hohe Cyanid lf.-Anfangskonzentrationen) erkannt werden kann. Bei  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen  $> 10 \text{ mg/L}$  soll die Zudosierung pausiert werden, da hohe  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen den Abbau negativ beeinflussen. Vor allem beim Parameter Thiocyanat ist damit zu rechnen, dass bei Vorhandensein von hohen  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen ( $>10 \text{ mg/L}$ ) bevorzugt  $\text{NH}_4\text{-N}$  im Gegensatz zu Thiocyanat abgebaut wird.

Während des gesamten Versuchs wird der Reaktorinhalt mittels Magnetührstäbchen und Magnetrührer gerührt, um eine ausreichende Durchmischung auch während unbelüfteter Phasen sicherzustellen.

Während des Versuchs sollen drei Proben aus dem Überstand des Reaktors zur späteren Analyse der Parameter Cyanid lf., Thiocyanat und Phenolindex im Labor der voestalpine Stahl GmbH entnommen werden. Da durch die Abtrennung der Biomasse (Faltenfiltration) und durch die Kühlung der Probe kein weiterer Abbau erfolgt, müssen die Proben nicht sofort analysiert werden. Durch die Ergebnisse während des Versuchs soll das Endergebnis, das durch die Beprobung zu Versuchsende ermittelt wird, abgesichert werden. Das während der Versuche entnommene Probevolumen ist zu notieren und bei der Auswertung zu berücksichtigen. Bei der Auswertung wird der erreichte Wirkungsgrad zu Versuchsende dem notwendigen Wirkungsgrad, der aus der jeweiligen Zulaufkonzentration sowie der AEV-Emissionsbegrenzung berechnet wird, gegenübergestellt. Liegt der erreichte Wirkungsgrad über dem notwendigen, kann davon ausgegangen werden, dass bei Indirekteinleitung der gleiche Behandlungserfolg wie bei Direkteinleitung erreicht wird.

### 3.2 Versuchsergebnisse

Nachfolgend sind die Ergebnisse der Laborversuche der Parameter Cyanid lf., Thiocyanat und Phenolindex zusammenfassend dargestellt. In Tabelle 6 sind die erreichten und notwendigen Wirkungsgrade der durchgeführten Batchversuche angeführt.

Tabelle 6: Erreichte und notwendige Wirkungsgrade der durchgeführten Batchversuche

Versuch	Cyanid lf. Wirkungsgrad [%]		Thiocyanat Wirkungsgrad [%]		Phenolindex Wirkungsgrad [%]	
	erreicht	notwendig	erreicht	notwendig	erreicht	notwendig
1.	98,53	97,50	-	-	-	-
2.	98,48	96,67	-	-	-	-
3.	99,11	96,67	-	-	-	-
4.	98,65	96,67	-	-	-	-
5.	99,76	96,67	99,47	96,77	-	-
6.	99,65	99,47	98,81	98,67	-	-
7.	99,94	99,79	99,68	99,34	-	-
8.	-	-	-	-	99,99	99,90
9.	-	-	-	-	>99,99	99,88

Die durchgeführten Batchversuche haben gezeigt, dass der durch den Belebtschlamm der RKL Asten erreichte Abbau der untersuchten Parameter über dem notwendigen Ausmaß liegt. Somit kann davon ausgegangen werden, dass bei Indirekteinleitung der gleiche Behandlungserfolg wie bei Direkteinleitung erreicht wird.

### 3.3 Übertragbarkeit der Ergebnisse

Die Übertragbarkeit der Versuchsergebnisse auf die RKL Asten wird nachfolgend diskutiert. Für die Prüfung der Übertragbarkeit wurden Faktoren, die einen Einfluss auf den Abbau der untersuchten Parameter haben bzw. haben könnten, untersucht. Bei den angeführten Werten handelt es sich um Betriebsdaten des Jahres 2013.

#### 3.3.1 pH-Wert Biologie

Da die Versuchsbedingungen möglichst gut an die realen Abbaubedingungen auf der RKL Asten angepasst sein sollten und nitrifizierende Bakterien bei pH-Werten unter 6,8 gehemmt sind, wurde der pH-Wert bei den Batchversuchen automatisch geregelt. Während der gesamten Versuchslaufzeit sollte ein pH-Wert zwischen 6,8 und 8 im Versuchsreaktor sichergestellt werden. Bei Unterschreitung eines vorgegebenen minimalen pH-Werts (6,8) wurde Natriumhydroxid (NaOH) zudosiert, um den pH-Wert zu erhöhen. Bei einer

Hemmung der nitrifizierenden Bakterien steigt die Ammoniumkonzentration, wodurch der Abbau von Thiocyanat negativ beeinflusst wird. Da es in der Biologie der RKL Asten keine pH-Wert-Messung gibt, sind in Tabelle 7 die MIN-, MAX- und Mittelwerte des Parameters pH-Wert im Zulauf sowie im Ablauf der Nachklärung der RKL Asten des Kalenderjahres 2013 dargestellt. Der Tabelle kann entnommen werden, dass der pH-Wert im Ablauf der RKL Asten in dem im Versuchskonzept erwünschten Bereich liegt und es somit keine hemmende Wirkung auf nitrifizierende Bakterien gibt.

Da eine Hemmung der nitrifizierenden Bakterien durch zu niedrige pH-Werte auf der RKL Asten im laufenden Betrieb erkannt wird bzw. werden würde, kann ausgeschlossen werden, dass der Thiocyanatabbau durch zu niedrige pH-Werte unbemerkt indirekt über die steigende  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration negativ beeinflusst wird.

Tabelle 7: MIN-, MAX- und Mittelwerte des Parameters pH-Wert im Zu- und Ablauf (Ablauf Nachklärbecken) der RKL Asten im Kalenderjahr 2013

2013	pH Zulauf [-]	pH Ablauf [-]
Minimum	6,0	6,8
Maximum	8,8	7,7
Mittelwert	7,7	7,2

### 3.3.2 Sauerstoffkonzentration Biologie

Die  $\text{O}_2$ -Konzentration wurde bei den Batchversuchen automatisch geregelt, um die Bedingungen möglichst gut an die realen Abbaubedingungen auf der RKL Asten anzupassen. Bei Unterschreitung einer vorgegebenen minimalen  $\text{O}_2$ -Konzentration (zwischen 1,3 und 2,0 mg/L) wurde die Belüftung für eine Minute eingeschaltet (Simulation einer intermittierenden Belüftung).

Durch diese Regelung konnten vergleichsweise hohe Sauerstoffkonzentrationen vermieden und die Versuchsbedingungen an die Betriebsbedingungen auf der RKL Asten angeglichen werden. In Tabelle 8 sind die MIN- und MAX-Werte des Parameters Sauerstoffkonzentration in der Biologie der RKL Asten des Kalenderjahres 2013 angeführt.

Tabelle 8: MIN- und MAX-Werte des Parameters Sauerstoffkonzentration in der Biologie der RKL Asten im Kalenderjahr 2013

2013	$\text{O}_2$ [mg/L]
Minimum	0,0
Maximum	5,0

### 3.3.3 Ammoniumkonzentration Biologie

Wie bereits mehrmals beschrieben, bauen die nitrifizierenden Bakterien bei hohen Ammoniumkonzentrationen bevorzugt  $\text{NH}_4\text{-N}$  im Gegensatz zu Thiocyanat ab. Aus der begrenzten Anzahl der durchgeführten Versuche und aufgrund der Tatsache, dass bei den durchgeführten Versuchen Ammonium stichprobenartig und nicht kontinuierlich beprobt wurde, kann jedoch keine genaue Schlussfolgerung aufgestellt werden, ab welcher  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration der Abbau von Thiocyanat gehemmt ist. Aus den durchgeführten Versuchen lässt sich jedoch vermuten, dass erst Ammoniumkonzentrationen  $>10$  mg/L den Abbau von Thiocyanat negativ beeinflussen. Somit liegt die den Thiocyanatabbau negativ beeinflussende Ammoniumkonzentration jedenfalls über dem  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufgrenzwert der RKL Asten von 5 mg/L.

In Tabelle 9 sind die MIN-, MAX- und Mittelwerte der Ammoniumkonzentrationen im Ablauf der Belebungsbecken 5+6 bzw. 7+8 der RKL Asten des Jahres 2013 dargestellt. Der Tabelle kann entnommen werden, dass die maximale  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf der Belebungsbecken 5+6 bzw. 7+8 der RKL Asten des Jahres 2013 bei 4,2 mg/L lag. Die Ammoniumkonzentrationen im Ablauf der Belebungsbecken liegen somit deutlich unter 10 mg/L, der Abbau von Thiocyanat wird somit nicht negativ beeinflusst.

Tabelle 9: MIN-, MAX- und Mittelwerte des Parameters  $\text{NH}_4\text{-N}$  (Labor und Online) im Ablauf der Belebungsbecken 5+6 bzw. 7+8 der RKL Asten im Kalenderjahr 2013

2013	$\text{NH}_4\text{-N}$ Labor [mg/L]	$\text{NH}_4\text{-N}$ Online [mg/L]
Minimum	0,0	0,1
Maximum	4,2	3,8
Mittelwert	0,9	1,3

### 3.3.4 Temperatur Biologie

Die Aktivität und damit die Leistungsfähigkeit von Bakterien hängt von der Temperatur ab. Es ist jedoch anzunehmen, dass die Temperatur einen vernachlässigbar geringen Einfluss auf den Abbau der untersuchten Parameter hat. Daher gibt es im Versuchskonzept keine Vorgabe bezüglich Solltemperatur. Die Temperatur beeinflusst den Abbau der untersuchten Parameter nur insofern, als dass bei höherer Temperatur die Abbaugeschwindigkeit erhöht ist.

Die Versuche wurden bei Raumtemperatur durchgeführt. Sollte die Temperatur in der Biologie der RKL Asten niedriger als bei den durchgeführten Versuchen sein, vermindert sich die Abbaugeschwindigkeit dementsprechend. Dabei kann die für heterotrophe Bakterien übliche Temperaturabhängigkeit von  $f_T = 1,072^{\Delta T}$  angenommen werden (Verdoppelung der Leistungsfähigkeit und somit der

Abbaugeschwindigkeit pro 10 °C Temperaturerhöhung). Der Abbau der untersuchten Parameter kann in diesem Fall jedoch mindestens genauso gut erfolgen, da die Belastung bei den durchgeführten Versuchen um ein vielfaches höher war (siehe Kapitel 3.3.6). Die Abbaugeschwindigkeit auf der RKL Asten kann temperaturbedingt um die Hälfte niedriger liegen als bei den durchgeführten Versuchen, demgegenüber stehen jedoch Reserven aus den im Vergleich zu den Versuchen niedrigeren Raum- bzw. Schlammbelastungen. Da bei niedrigeren Temperaturen das aerobe Schlammalter höher eingestellt wird, um eine ausreichende Nitrifikation zu gewährleisten, steht den fakultativ bzw. obligat aeroben Bakterien in diesem Fall außerdem mehr Raum bzw. Zeit zum Abbau zur Verfügung.

Auf der RKL Asten kommt es aufgrund des hohen industriellen Anteils zu vergleichsweise geringen jahreszeitlichen Schwankungen der Zulauftemperatur. Da im Betriebsprotokoll der RKL Asten keine Werte für die Temperatur in der Biologie angeführt sind und sich die Temperatur auf der Anlage kaum verändert, wurden in Tabelle 10 die MIN-, MAX- und Mittelwerte der Zu- und Ablauftemperatur des Jahres 2013 angeführt.

Tabelle 10: MIN-, MAX- und Mittelwerte der Parameter Zu- und Ablauftemperatur der RKL Asten im Kalenderjahr 2013

2013	Zulauftemperatur [°C]	Ablauftemperatur [°C]
Minimum	8,1	10,1
Maximum	30,7	24,6
Mittelwert	17,2	19,1

### 3.3.5 Hydraulische Aufenthaltszeit Biologie

In Tabelle 11 sind die mittleren und minimalen hydraulischen Aufenthaltszeiten der RKL Asten des Jahres 2013 angeführt. Bei den durchgeführten Versuchen war die hydraulische Aufenthaltszeit höher (96 h). Dennoch ist davon auszugehen, dass die untersuchten Parameter auf der RKL Asten genauso gut bzw. besser abgebaut werden, da die Belastung bei den durchgeführten Versuchen um ein vielfaches höher war. Somit kann bei gleicher Abbaugeschwindigkeit und niedrigerer Belastung der Abbau auch bei einer niedrigeren hydraulischen Aufenthaltszeit mindestens genauso gut erfolgen. Im ungünstigsten Fall (bei minimaler hydraulischer Aufenthaltszeit von 5,83 h) liegt die hydraulische Aufenthaltszeit der RKL Asten somit um den Faktor 16 niedriger als bei den durchgeführten Versuchen. Die vergleichsweise geringeren hydraulischen Aufenthaltszeiten können durch die geringeren Raum- bzw. Schlammbelastungen (siehe Kapitel 3.3.6) ausgeglichen werden.

Tabelle 11: Mittlere und minimale hydraulische Aufenthaltszeiten der Biologie der RKL Asten im Kalenderjahr 2013

2013	Volumen [m <sup>3</sup> ]	Mittlere Zulaufmenge [m <sup>3</sup> /d]	Maximale Zulaufmenge [m <sup>3</sup> /d]	Mittlere hydraulische Aufenthaltszeit [h]	Minimale hydraulische Aufenthaltszeit [h]
1. Kaskade	7.000	159.939	407.872	1,05	0,41
2. Kaskade	48.000			7,20	2,82
3. Kaskade	44.000			6,60	2,59
Biologie gesamt	99.000			14,86	5,83

### 3.3.6 Raum- bzw. Schlammbelastung

Die Raum- bzw. Schlammbelastung (g/kg TS/d bzw. g/m<sup>3</sup>/d) ist bei den durchgeführten Versuchen um ein vielfaches höher als auf der RKL Asten. Aufgrund des schwankenden Volumens variiert die Raumbelastung während der Batchversuche. Das Volumen schwankt aufgrund der Zudosierung bzw. der Probenahme.

Für die Parameter Cyanid lf. und Thiocyanat wurde bei zwei Versuchen die Schlammbelastung berechnet (siehe Tabelle 12). Für den Parameter Phenolindex wurde bei zwei Versuchen die Raumbelastung berechnet (siehe Tabelle 13). Die Raumbelastung wurde mit dem minimalen und maximalen Reaktorvolumen berechnet, daraus ergibt sich die maximale bzw. minimale Raumbelastung.

Tabelle 12: Cyanid lf.- (CN lf.) und Thiocyanat (SCN<sup>-</sup>)-Schlammbelastungen der durchgeführten Batchversuche

Versuch	Tagesfracht [g/d]		TS Reaktor [g]	Schlammbelastung [g/kg TS/d]	
	CN lf.	SCN <sup>-</sup>		CN lf.	SCN <sup>-</sup>
5.	0,0006	0,0253	9,32	0,07	2,72
6.	0,0019	0,0306	4,01	0,48	7,63

Tabelle 13: Phenolindex-Raumbelastung der durchgeführten Batchversuche

Versuch	Tagesfracht Phenolindex [g/d]	Volumen Reaktor [L]		Raumbelastung Phenolindex [g/m <sup>3</sup> /d]	
		Min.	Max.	Min.	Max.
8.	0,1254	1,40	3,60	34,9	89,6
9.	0,0639	1,30	3,57	17,9	49,0

In Tabelle 14 sind die minimalen, maximalen und mittleren Schlammbelastungen der Parameter Cyanid lf.-, Thiocyanat- und Phenolindex der RKL Asten des Kalenderjahres 2013 angeführt. Tabelle 15 können die minimalen, maximalen und mittleren Werte der Phenolindex-Raumbelastung der RKL Asten des Kalenderjahres 2013 entnommen werden. Die im Jahr 2013 auf

der RKL Asten beobachteten maximalen Schlammbelastungen für Cyanid lf. und Thiocyanat sowie die maximalen Raumbelastungen für Phenolindex liegen somit deutlich niedriger als bei den durchgeführten Versuchen. Dadurch ergibt sich ausreichend Reserve, falls auf der RKL Asten temperaturbedingt niedrigere Abbaugeschwindigkeiten (siehe Kapitel 3.3.4) als bei den durchgeführten Versuchen auftreten sollten. Mit dieser Reserve können auch niedrigere hydraulische Aufenthaltszeiten, wie in Kapitel 3.3.5 beschrieben, ausgeglichen werden.

Tabelle 14: MIN-, MAX- und Mittelwerte der Schlammbelastungen der untersuchten Parameter der RKL Asten im Kalenderjahr 2013

2013	CN lf.- Schlammbelastung [g CN lf./kg TS/d]	Thiocyanat - Schlammbelastung [g SCN <sup>-</sup> /kg TS/d]	Phenolindex- Schlammbelastung [g Phenol/kg TS/d]
Minimum	0,005	0,261	1,132
Maximum	0,025	1,279	3,176
Mittelwert	0,012	0,568	1,905

Tabelle 15: MIN-, MAX- und Mittelwerte der Phenolindex-Raumbelastungen der RKL Asten im Kalenderjahr 2013

2013	Phenolindex- Raumbelastung [g Phenol/m <sup>3</sup> /d]
Minimum	4,310
Maximum	10,480
Mittelwert	6,502

### 3.3.7 Zulaufkonzentration

Die Versuche wurden bei unterschiedlichen Zulaufkonzentrationen der untersuchten Parameter durchgeführt, um den Abbau bei unterschiedlichen Konzentrationen zu untersuchen. Tabelle 16 zeigt die MIN-, MAX- und Mittelwerte der CN lf.-, Thiocyanat- und Phenolindex-Zulaufkonzentrationen, bei denen die Batchversuche durchgeführt wurden. Die Tabelle zeigt, dass bei den Versuchen ein breiter Konzentrationsbereich untersucht wurde und somit davon auszugehen ist, dass die Übertragbarkeit der Versuche gegeben ist.

Tabelle 16: MIN-, MAX- und Mittelwerte der Zulaufkonzentrationen der untersuchten Parameter der durchgeführten Batchversuche

	Cyanid lf. [mg/L]	Thiocyanat [mg/L]	Phenolindex [mg/L]
Minimum	1,5	62,1	111
Maximum	24,0	301,7	209
Mittelwert	5,3	146,3	160

## 4 Zusammenfassung

Durch die Veröffentlichung der BVT-Schlussfolgerungen für die Eisen- und Stahlerzeugung kam es zur Überarbeitung und Novellierung der AEV Kohleverarbeitung. Im Zuge dessen wurden für die Parameter Cyanid lf., Thiocyanat und Phenolindex die Emissionsbegrenzungen für Indirekteinleiter in der gleichen Höhe wie für Direkteinleiter festgelegt, da die BVT-Schlussfolgerungen nur BAT-AELs für Direkteinleiter enthalten und die Systematik innerhalb des WRG aufrechterhalten werden sollte, wonach Indirekteinleiter von nicht gut abbaubaren bzw. in diesem Fall auch gefährlichen Abwasserinhaltsstoffen (mangels ausreichendem Abbau in der folgenden ARA) nicht höhere Konzentrationen als Direkteinleiter in die nachfolgende Abwasserreinigungsanlage einleiten dürfen. Bei kontinuierlicher Beaufschlagung der empfangenden Kläranlage und Nachweis der Erreichung des gleichen Behandlungserfolgs wie bei Direkteinleitung können für diese Parameter jedoch entsprechend Fußnote e) der AEV Kohleverarbeitung höhere Emissionsbegrenzungen festgelegt werden.

In der vorliegenden Arbeit ist die Methode, mittels derer der Nachweis für die Erreichung des gleichen Behandlungserfolgs bei Indirekt- wie bei Direkteinleitung erbracht wurde, beschrieben. Weiters sind die Ergebnisse der durchgeführten Batchversuche dargestellt und die Übertragbarkeit der Versuchsergebnisse wurde untersucht. Auf Basis dessen beantragte die voestalpine Stahl GmbH im Zuge des Ansuchens zur Wiederverleihung für die Ableitung von Abwässern aus der Kokerei eine Erhöhung der AEV-Emissionsbegrenzungen gemäß Fußnote e) der AEV Kohleverarbeitung. Die beschriebene Methode stellt eine alternative Möglichkeit zum Nachweis der Einhaltung von Emissionsbegrenzungen dar und kann auch in anderen Bereichen zur Nachweisführung verwendet werden.

## 5 Literatur

- Allgemeine Abwasseremissionsverordnung BGBl. Nr. 186/1996
- AEV Kohleverarbeitung BGBl. II Nr. 346/1997 i.d.F. BGBl. II Nr. 226/2016
- Erläuterungen zur AEV Kohleverarbeitung BGBl. II Nr. 346/1997
- Erläuterungen zur Novellierung der AEV Kohleverarbeitung BGBl. II Nr. 346/1997 i.d.F. BGBl. II Nr. 226/2016
- Wasserrechtsgesetz 1959 BGBl. Nr. 215/1959 i.d.F. BGBl. I Nr. 82/2003
- MÜLLER-RECHBERGER, H. (2016): Abwasseremissionsverordnungen und BVT-Schlussfolgerungen, Vortrag an der TU-Wien (Seminar Wasserwirtschaft) am 11.10.2016

- REMUS, R., MONSONET, M. A. A., ROUDIER, S., SANCHO, L. D. (2013): Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Iron and Steel Production, URL: [http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/IS\\_Adopted\\_03\\_2012.pdf](http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/IS_Adopted_03_2012.pdf)
- SVARDAL, K., HASLINGER, J. (2016): Ergänzendes Gutachten zum Projekt L6 – Wiederverleihung betreffend Abwasserbeseitigung aus dem Bereich Kokerei
- UMWELTBUNDESAMT (2012): Merkblatt über die Besten Verfügbare Techniken in der Eisen- und Stahlerzeugung nach der Industrie-Emissionen-Richtlinie 2010/75/EU, URL: [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/367/dokumente/bvt-merkblatt\\_eisen-\\_und\\_stahlerzeugung\\_endfassung.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/367/dokumente/bvt-merkblatt_eisen-_und_stahlerzeugung_endfassung.pdf)
- Voestalpine Stahl GmbH (2013): Umwelterklärung 2013, URL: <http://www.voestalpine.com/group/static/sites/group/.downloads/de/konzern/2013-umwelterklaerung.pdf>

### **Finanzierung und Dank:**

Dieser Beitrag wurde auf Basis von Projekten, die im Auftrag der voestalpine Stahl GmbH durchgeführt und finanziert wurden, erstellt. Besonderer Dank geht an Dipl.-Ing. Viktor Zechmeister (voestalpine Stahl GmbH) für die ausgesprochen gute Zusammenarbeit und das Lektorat.

### **Korrespondenz an:**

Dipl.-Ing. Julia Haslinger

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft  
Karlsplatz 13/226-1

1040 Wien

Tel.: +43 1 588 01-22623

Mail: [jhaslinger@iwag.tuwien.ac.at](mailto:jhaslinger@iwag.tuwien.ac.at)

# 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 €
1	<b>Das Wasser (1968)</b> Kresser W.	vergriffen
2	<b>Die Gesetzmäßigkeiten der stationären Flüssigkeitsströmung durch gleichförmig rotierende zylindrische Rohre (1968)</b> Breiner, H.	vergriffen
3	<b>Abwasserreinigung - Grundkurs (1969)</b> von der Emde, W.	vergriffen
4	<b>Abwasserreinigungsanlagen - Entwurf-Bau-Betrieb (1969)</b> 4. ÖWWV-Seminar, Raach 1969	vergriffen
5	<b>Zukunftsprobleme der Trinkwasserversorgung (1970)</b> 5. ÖWWV-Seminar, Raach 1970	vergriffen
6	<b>Industrieabwässer (1971)</b> 6. ÖWWV-Seminar, Raach 1971	vergriffen
7	<b>Wasser- und Abfallwirtschaft (1972)</b> 7. ÖWWV-Seminar, Raach 1972	vergriffen
8	<b>Das vollkommene Peilrohr (Zur Methodik der Grundwasserbeobachtung) (1972)</b> Schmidt, F.	vergriffen
9	<b>Über die Anwendung von radioaktiven Tracern in der Hydrologie (1972)</b> Pruzinsky, W. <b>Über die Auswertung von Abflußmengen auf elektronischen Rechenanlagen</b> Doleisch, M.:	18
10	<b>1. Hydrologie-Fortbildungskurs (1972)</b>	vergriffen

Band Nr		Preis €
11	<b>Vergleichende Untersuchungen zur Berechnung von HW-Abflüssen aus kleinen Einzugsgebieten (1972)</b> Gutknecht, D.	vergriffen
12	<b>Uferfiltrat und Grundwasseranreicherung (1973)</b> 8. ÖWWV-Seminar, Raach 1973	vergriffen
13	<b>Zellstoffabwässer-Anfall und Reinigung (1972)</b> von der Emde W., Fleckseder H., Huber L., Viehl K.	vergriffen
14	<b>Abfluß - Geschiebe (1973)</b> 2. Hydrologie-Fortbildungskurs 1973	vergriffen
15	<b>Neue Entwicklung in der Abwassertechnik (1973)</b> 9. ÖWWV-Seminar, Raach 1974	vergriffen
16	<b>Praktikum der Kläranlagentechnik (1974)</b> von der Emde W.	vergriffen
17	<b>Stabilitätsuntersuchung von Abflußprofilen mittels hydraulischer Methoden und Trendanalyse (1974)</b> Behr, O.:	18
18	<b>Hydrologische Grundlagen zur Speicherbemessung (1975)</b> 3. Hydrologie-Fortbildungskurs 1975	vergriffen
19	<b>Vorhersagen in der Wasserwirtschaft (1976)</b> 1. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1976	10
20	<b>Abfall- und Schlammbehandlung aus wasserwirtschaftlicher Sicht (1976)</b> 11. ÖWWV-Seminar, Raach 1976	vergriffen
21	<b>Zur Theorie und Praxis der Speicherwirtschaft (1977)</b> 2. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1977	22
22	<b>Abwasserreinigung in kleineren Verhältnissen (1977)</b> 12. ÖWWV-Seminar, Raach 1977	vergriffen
23	<b>Methoden zur rechnerischen Behandlung von Grundwasserleitern (1977)</b> Baron W., Heindl W., Behr O., Reitingner J.	vergriffen
24	<b>Ein Beitrag zur Reinigung des Abwassers eines Chemiefaserwerkes, eines chemischen Betriebes und einer Molkerei (1978)</b> Begert A.	vergriffen

Band Nr		Preis €
25	<b>Ein Beitrag zur Reinigung von Zuckerfabriksabwasser (1978)</b> Kroiss H.	vergriffen
26	<b>Methoden der hydrologischen Kurzfristvorhersage (1978)</b> Gutknecht D.	vergriffen
27	<b>Wasserversorgung-Gewässerschutz (1978)</b> 13. ÖWWV-Seminar, Raach 1978	vergriffen
28	<b>Industrieabwasserbehandlung - Neue Entwicklungen (1979)</b> 14. ÖWWV-Seminar, Raach 1979	vergriffen
29	<b>Probleme der Uferfiltration und Grundwasseranreicherung mit besonderer Berücksichtigung des Wiener Raumes (1979)</b> Frischherz H.	vergriffen
30	<b>Beiträge zur Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft (1979)</b> o. Univ.-Prof. DDr. Werner Kresser zum 60. Geburtstag	vergriffen
31	<b>Grundwasserströmungsverhältnisse bei Horizontalfilterrohrbrunnen (1980)</b> Schügerl W.	vergriffen
32	<b>Grundwasserwirtschaft (1980)</b> 3. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1980	25
33	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1) (1980)</b>	vergriffen
34	<b>Behandlung und Beseitigung kommunaler und industrieller Schlämme (1980)</b> 15. ÖWWV-Seminar, Raach 1980	vergriffen
35	<b>Faktoren, die die Inaktivierung von Viren beim Belebungsverfahren beeinflussen (1980)</b> Usrael G.	vergriffen
36	<b>Vergleichende Kostenuntersuchungen über das Belebungsverfahren (1980)</b> Flögl W.	vergriffen
37	<b>Ein Beitrag zur Reinigung und Geruchsfreimachung von Abwasser aus Tierkörperverwertungsanstalten (1980)</b> Ruider E.	vergriffen
38	<b>Wasserwirtschaftliche Probleme der Elektrizitätserzeugung (1981)</b> Schiller, G.:	vergriffen

Band Nr		Preis €
39	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1981)</b> Teil 2	vergriffen
40	<b>Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung als zusammengehörige Techniken (1981)</b> 16. ÖWWV-Seminar, Raach 1981	vergriffen
41	<b>Filterbrunnen zur Erschließung von Grundwasser (1981)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1981	29
42	<b>Zur Ermittlung von Bemessungshochwässern im Wasserbau (1981)</b> Kirnbauer R.	22
43	<b>Wissenschaftliche Arbeiten, Zeitraum 1977 bis 1981 (1981)</b>	25
44	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1981)</b> Teil 3	25
45	<b>Verbundwirtschaft in der Wasserversorgung (1982)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1982	29
46	<b>Gewässerschutzplanung, deren Umsetzung und Zielkontrolle im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees (1982)</b> Stalzer W.	vergriffen
47	<b>Wechselwirkung zwischen Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen, Erfahrungen und Probleme (1982)</b> 17. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1982	vergriffen
48	<b>Kleinwasserkraftwerke - Notwendigkeit und Bedeutung (1982)</b> Flußstudien: Schwarza, kleine Ybbs, Saalach	vergriffen
49	<b>Beiträge zur Wasserversorgung, Abwasserreinigung, Gewässerschutz und Abfallwirtschaft (1982)</b> o. Univ.-Prof. Dr.-Ing. W. v.d. Emde zum 60. Geburtstag	vergriffen
50	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1982)</b> Teil 4	vergriffen
51	<b>Sicherung der Wasserversorgung in der Zukunft (1983)</b> 18. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1983	vergriffen
52	<b>Thermische Beeinflussung des Grundwassers (1983)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1983	vergriffen

Band Nr		Preis €
53	<b>Planung und Betrieb von Regenentlastungsanlagen (1984)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1984	vergriffen
54	<b>Sonderabfall und Gewässerschutz (1984)</b> 19. ÖWWV-Seminar, Gmunden 1984	vergriffen
55	<b>Naturnahes Regulierungskonzept "Pram" (1984)</b>	26
56	<b>Blähschlamm beim Belebungsverfahren (1985)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
57	<b>Chemie in der Wassergütewirtschaft (1985)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
58	<b>Klärschlamm - Verwertung und Ablagerung (1985)</b> 20. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1985	vergriffen
59	<b>Wasserkraftnutzung an der Thaya (1985)</b> Pelikan B.	23
60	<b>Seminar "Wasser - Umwelt - Raumordnung" (1985)</b>	16
61	<b>Gewässerschutz im Wandel der Zeit Ziele und Maßnahmen zu ihrer Verwirklichung (1985)</b> Fleckseder, H.	vergriffen
62	<b>Anaerobe Abwasserreinigung (1985)</b> Kroiss H.	vergriffen
63	<b>Kleine Belebungsanlagen mit einem Anschlußwert bis 500 Einwohnergleichwerte (1985)</b> Begert A.	vergriffen
64	<b>Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren (1986)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	vergriffen
65	<b>Planung und Betrieb von Behandlungsanlagen für Industrieabwässer (1986)</b> 21. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1986	vergriffen
66	<b>Ausspracheseminar Grundwasserschutz in Österreich (1986)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	29
67	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (5) (1986)</b>	vergriffen

Band Nr		Preis €
68	<b>Zur mathematischen Modellierung der Abflusstehung an Hängen (1986)</b> Schmid B.H.	22
69	<b>Nitrifikation - Denitrifikation (1987)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1987	vergriffen
70	<b>Flußbau und Fischerei (1987)</b>	vergriffen
71	<b>Wasserversorgung und Abwasserreinigung in kleinen Verhältnissen (1987)</b> 22. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1987	vergriffen
72	<b>Wasserwirtschaft und Lebensschutz (1987)</b> Wurzer E.	vergriffen
73	<b>Anaerobe Abwasserreinigung Grundlagen und großtechnische Erfahrung (1988)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
74	<b>Wasserbau und Wasserwirtschaft im Alpenraum aus historischer Sicht (1988)</b>	22
75	<b>Wechselbeziehungen zwischen Land-, Forst und Wasserwirtschaft (1988)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
76	<b>Gefährdung des Grundwassers durch Altlasten (1988)</b> 23. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1988	vergriffen
77	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (6) (1987)</b>	vergriffen
78	<b>Wasserwirtschaftliche Planung bei mehrfacher Zielsetzung (1988)</b> Nachtnebel, H.P.	25
79	<b>Hydraulik offener Gerinne (1989)</b> Symposium, 1989	vergriffen
80	<b>Untersuchung der Fischaufstiegshilfe bei der Stauhaltung im Gießgang Greifenstein (1988)</b> Jungwirth M., Schmutz S.	vergriffen
81	<b>Biologische Abwasserreinigung (1989)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1989, TU-Wien	vergriffen
82	<b>Klärschlamm Entsorgung (1989)</b> 24. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1989	vergriffen

Band Nr		Preis €
83	<b>Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (1990)</b> 2. Symposium	18
84	<b>Schadstofffragen in der Wasserwirtschaft (1989)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1989, TU-Wien	29
85	<b>Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall, Projekt Abschnitt I (1989)</b> Frischherz H.; Benes E.; Ernst J.; Haber F.; Stuckart W.	18
86	<b>Umfassende Betrachtung der Erosions- und Sedimentationsproblematik (1989)</b> Summer W.	25
87	<b>Großräumige Lösungen in der Wasserversorgung (1990)</b> 25. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1990	vergriffen
88	<b>Revitalisierung von Fließgewässern (1990)</b> Beiträge zum Workshop Scharfling, 1989	vergriffen
89	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1990)</b> Teil 9	vergriffen
90	<b>A Study on Kinematic Cascades (1990)</b> Schmid B.H.	18
91	<b>Snowmelt Simulation in Rugged Terrain - The Gap Between Point and Catchment Scale Approaches (1990)</b> Blöschl G.	18
92	<b>Dateninterpretation und ihre Bedeutung für Grundwasserströmungsmodelle (1990)</b> Blaschke A.P.	nicht erschienen
93	<b>Decision Support Systeme für die Grundwasserwirtschaft unter Verwendung geografischer Informationssysteme (1990)</b> Fürst J.	18
94	<b>Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall; Projekt-Abschnitt 1990 (1990)</b> Frischherz H., Benes E., Stuckhart W., Ilmer A., Gröschl M., Bolek W.	18
95	<b>Anaerobe Abwasserreinigung - Ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter (1991)</b> Svardal K.	22

Band Nr		Preis €
96	<b>EDV-Einsatz auf Abwasserreinigungsanlagen (1991)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	29
97	<b>Entfernung von Phosphorverbindungen bei der Abwasserreinigung (1991)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	25
98	<b>Auswirkungen der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 auf Behörden, Planer und Betreiber kommunaler Abwasserreinigungsanlagen - aus technischer, rechtlicher und wirtschaftlicher Sicht (1991)</b> 26. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1991	36
99	<b>Geruchsemissionen aus Abwasserreinigungsanlagen (1991)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1991,	22
100	<b>Anpassung von Kläranlagen an den Stand der Technik (1992)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	vergriffen
101	<b>Umweltbezogene Planung wasserbaulicher Maßnahmen an Fließgewässern (1992)</b> Pelikan B.	18
102	<b>Erfassung hydrometeorologischer Elemente in Österreich im Hinblick auf den Wasserhaushalt (1992)</b> Behr O.	i.V.
103	<b>Wasser- und Abfallwirtschaft in dünn besiedelten Gebieten (1992)</b> 27. ÖWWV-Seminar Ottenstein 1992	36
104	<b>Virus Contamination of the Environment (1992)</b> Methods and Control	vergriffen
105	<b>Fließgewässer und ihre Ökologie (1993)</b> ÖWAV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	22
106	<b>Festlegung einer Dotierwassermenge über Dotationsversuche (1992)</b> Mader H.	22
107	<b>Wasserrechtsgesetznovelle 1990 und neue Emissionsverordnungen (1992)</b> Vorträge anlässlich der UTEC 1992	29
108	<b>Chemische Analytik für einen zeitgemäßen Gewässerschutz (1992)</b> Vorträge anlässlich der UTEC 1992	29
109	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1994)</b> Teil 10 - Beiträge zum Seminar an der Universität für Bodenkultur im November 1994	i.V.

Band Nr		Preis €
110	<b>Bemessung u. Betrieb von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung (1993)</b> ÖWAV-Seminar 1993, TU-Wien	36
111	<b>Wasserreserven in Österreich - Schutz und Nutzung in Gegenwart und Zukunft (1993)</b> 28. ÖWAV-Seminar Ottenstein 1993	vergriffen
112	<b>Contamination of the Environment by Viruses and Methods of Control (1993)</b>	18
113	<b>Wasserkraft ()</b> O.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. S. Radler anlässlich seiner Emeritierung	vergriffen
114	<b>Klärwärter-Grundkurs (1994)</b> 2. Auflage 1994	vergriffen
115	<b>Beitrag zur Reduzierung der Abwasseremissionen der Bleicherei beim Sulfatverfahren (1994)</b> Urban W. ISBN 3-85234-001-2	22
116	<b>Eigenüberwachung von Abwasserreinigungsanlagen für den Gewässerschutz (1994)</b> ÖWAV-Seminar 1994, TU-Wien ISBN 3-85234-002-0	25
117	<b>Abwasserreinigungskonzepte - Internationaler Erfahrungsaustausch über neue Entwicklungen (1995)</b> ÖWAV-Seminar 1994, TU Wien ISBN 3-85234-003-9	25
118	<b>3 Jahre WRG-Novelle (1994)</b> 29. ÖWAV-Seminar: Ottenstein 1994 ISBN 3-85234-004-7	19
119	<b>Landeskulturelle Wasserwirtschaft (1994)</b> anlässlich der Emeritierung von o.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. H. Supersperg	vergriffen
120	<b>Gewässerbetreuungskonzepte - Stand und Perspektiven (1994)</b> Beiträge zur Tagung an der BOKU 1994 ISBN 3-85234-010-1	32
121	<b>Generelle Entwässerungsplanung im Siedlungsraum (1996)</b> ÖWAV-Seminar 1995, TU Wien ISBN 3-85234-011-X	29

Band Nr		Preis €
122	<b>Bedeutung von geowissenschaftlicher Zusatzinformation für die Schätzung der Transmissivitätsverteilung in einem Aquifer (1994)</b> Kupfersberger H.	18
123	<b>Modellierung und Regionalisierung der Grundwassermengenbildung und des Bodenwasserhaushaltes (1994)</b> Holzmann, H.	22
124	<b>Pflanzenkläranlagen - Stand der Technik, Zukunftsaspekte (1995)</b> ÖWAV-Seminar, BOKU Wien ISBN 3-85234-014-4	22
125	<b>Abwasserreinigung - Probleme bei der praktischen Umsetzung des Wasserrechtsgesetzes, (1995)</b> ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-015-2	32
126	<b>Konfliktfeld Landwirtschaft - Wasserwirtschaft (1995)</b> 30. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1995 ISBN 3-85234-016-0	29
127	<b>Alte und neue Summenparameter (1995)</b> ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-017-9	29
128	<b>Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (deutsch oder englisch) (1995)</b> 4. Symposium Univ.Prof.Dr. R. Walter ISBN 3-85234-019-5	0
129	<b>Einfluß von Indirekteinleitungen auf Planung und Betrieb von Abwasseranlagen (1996)</b> ÖWAV-Seminar 1996, TU-Wien ISBN 3-85234-020-9	vergriffen
130	<b>Zentrale und dezentrale Abwasserreinigung (1996)</b> 31. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1996 ISBN 3-85234-021-7	36
131	<b>Methoden der Planung und Berechnung des Kanalisationssystems (1996)</b> ÖWAV-Seminar 1996, BOKU-Wien ISBN 3-85234-022-5	29

---

<b>132</b>	<b>Scale and Scaling in Hydrology (1996)</b> Blöschl G. ISBN 3-85234-023-3	vergriffen
<b>133</b>	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1996)</b> Integrale Interpretation eines zeitgemäßen Gewässerschutzes ISBN 3-85234-024-0	12
<b>134</b>	<b>Ein Beitrag zur Charakterisierung von Belüftungssystemen für die biologische Abwasserreinigung nach dem Belebungsverfahren mit Sauerstoffzufuhrmessungen (1996)</b> Frey W. ISBN 3-85234-025-X	22
<b>135</b>	<b>Nitrifikation im Belebungsverfahren bei maßgebendem Industrieabwassereinfluß (1996)</b> Nowak O. ISBN 3-85234-026-8	36
<b>136</b>	<b>1. Wassertechnisches Seminar (1996)</b> Nebenprodukte von Desinfektion und Oxidation bei der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-027-6	i.V.
<b>137</b>	<b>Modellanwendung bei Planung und Betrieb von Belebungsanlagen (1997)</b> ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien ISBN 3-85234-028-4	32
<b>138</b>	<b>Nitrifikationshemmung bei kommunaler Abwasserreinigung (1997)</b> Schweighofer P. ISBN 3-85234-029-2	25
<b>139</b>	<b>Ein Beitrag zu Verständnis und Anwendung aerober Selektoren für die Blähschlammvermeidung (1997)</b> Prendl L. ISBN 3-85234-030-6	22
<b>140</b>	<b>Auswirkungen eines Kläranlagenablaufes auf abflußschwache Vorfluter am Beispiel der Kläranlage Mödling und des Krottenbaches (1997)</b> Franz A. ISBN 3-85234-031-4	25
<b>141</b>	<b>Neue Entwicklungen in der Abwassertechnik (1997)</b> ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien ISBN 3-85234-032-2	36

---

Band Nr		Preis €
142	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1997)</b> Abfallwirtschaft und Altlastensanierung morgen ISBN 3-85234-033-0	18
143	<b>Abwasserbeseitigung und Wasserversorgung in Wien (1997)</b> Eine ökonomische Beurteilung der Einnahmen, Ausgaben und Kosten Kosz M. ISBN 3-85234-034-9	22
144	<b>Raum-Zeitliche Variabilitäten im Geschiebehaushalt und dessen Beeinflussung am Beispiel der Drau (1997)</b> Habersack H. ISBN 3-85234-035-7	29
145	<b>Fortbildungskurs: Biologische Abwasserreinigung (1998)</b> ÖWAV - Seminar 1998, TU-Wien ISBN 3-85234-036-5	40
146	<b>2. Wassertechnisches Seminar (1998)</b> Desinfektion in der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-037-3	i.V.
147	<b>Eigenüberwachung und Fremdüberwachung bei Kläranlagen (1998)</b> 32. ÖWAV-Seminar , Linz 1998 ISBN 3-85234-038-1	36
148	<b>Grundwasserdynamik (1998)</b> ISBN 3-85234-039-C	36
149	<b>Die Tradition in der Kulturtechnik (1998)</b> Kastanek F. <b>Simulationsanwendung bei der Störung durch poröses Medium (1998)</b> Loiskandl W. ISBN 3-85234-040-4	22
150	<b>Auswirkungen von Niederschlagsereignissen und der Schneeschmelze auf Karstquellen (1998)</b> Steinkellner M. ISBN 3-85234-041-1	36
151	<b>Experiences with soil erosion models (1998)</b> ISBN 3-85234-042-X	29

Band Nr		Preis €
152	<b>Ein Beitrag zur Optimierung der Stickstoffentfernung in zweistufigen Belebungsanlagen (1998)</b> Dornhofer K. ISBN 3-85234-043-8	25
153	<b>Hormonell aktive Substanzen in der Umwelt (1998)</b> ÖWAV / UBA Seminar 1998, BOKU Wien ISBN 3-58234-044-6	vergriffen
154	<b>Erfassung, Bewertung und Sanierung von Kanalisationen (1998)</b> ÖWAV Seminar 1999, BOKU Wien ISBN 3-8523-045-4	29
155	<b>Nährstoffbewirtschaftung und Wassergüte im Donaauraum (1999)</b> ÖWAV - Seminar 1999, TU-Wien ISBN 3-85234-046-2	32
156	<b>Der spektrale Absorptionskoeffizient zur Bestimmung der organischen Abwasserbelastung (1999)</b> UV-Seminar 1998, Duisburg ISBN 3-85234-047-0	22
157	<b>Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers (1999)</b> Zessner M. ISBN 3-85234-048-9	25
158	<b>Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Stoffbilanzen in der Abfallwirtschaft (1999)</b> Rechberger H. ISBN 3-85234-049-7	vergriffen
159	<b>Sicherheit und Gesundheitsschutz auf Abwasseranlagen und deren Evaluierung (2000)</b> ÖWAV – Seminar 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-050-0	22
160	<b>Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Hydrologie alpiner Einzugsgebiete (2000)</b> Hebenstreit K. ISBN 3-85234-051-9	25

<b>161</b>	<b>Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft (2000)</b> <b>Präsentation eines Forschungsprojektes</b> ÖWAV – Seminar 2000, BOKU – Wien ISBN 3-85234-052-7	vergriffen
<b>162</b>	<b>Sickerwasser und Oberflächenabdichtung auf</b> <b>Reaktordeponien (2000)</b> ÖWAV - Seminar 2000, Wirtschaftskammer Wien ISBN 3-85234-053-5	25
<b>163</b>	<b>Abfall- und Abwasserentsorgung in kleinen Verhältnissen (2000)</b> ÖWAV - Seminar 2000, Ottenstein ISBN 3-85234-054-3	25
<b>164</b>	<b>Niederschlag-Abfluss-Modellierung – Simulation und Prognose (2000)</b> ÖWAV-Seminar 2000, TU Wien ISBN 3-85234-055-1	i.V.
<b>165</b>	<b>Mehrdimensionale Abflussmodellierung am Beispiel der Lafnitz (2000)</b> Habersack, H. / Mayr, P. / Girlinger, R. / Schneglberger, St. ISBN 3-85234-056-x	25
<b>166</b>	<b>Anpassung von Kläranlagen – Planung und Betrieb (2001)</b> ÖWAV-Seminar 2001, TU Wien ISBN 3-85234-057-8	40
<b>167</b>	<b>Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser</b> <b>und Kläranlagenabläufen (2001)</b> Laber J. ISBN 3-85234-058-6	25
<b>168</b>	<b>Kanalbetrieb und Niederschlagsbehandlung (2001)</b> ÖWAV-Seminar 2001, BOKU Wien. ISBN 3-85234-059-4	29
<b>169</b>	<b>Development of a Simulation Tool for Subsurface Flow Constructed Wetlands</b> <b>(Entwicklung eines Simulationsmodells für bepflanzte Bodenfilter) (2001)</b> Langergraber G. ISBN 3-85234-060-8	25
<b>170</b>	<b>Simulation von Niederschlagszeitreihen mittels stochastischer Prozess-modelle</b> <b>unter Berücksichtigung der Skaleninvarianz (2001)</b> Bogner ISBN 3-85234-061-6	i.V.
<b>171</b>	<b>Sewage Sludge Disposal – Sustainable and/or Reliable Solutions (2001)</b> ÖWAV / EWA Workshop 2001, TU-Wien ISBN 3-85234-062-4	25

Band Nr		Preis €
172	<b>Stickstoffentfernung mit Biofiltern (2002)</b> Nikolavcic B. ISBN 3-85234-063-2	30
173	<b>Anaerobe Abwasserreinigung: Beeinflussende Faktoren der Versäuerung eines Zitronesäurefabrikabwassers (2002)</b> Moser D. ISBN 3-85234-064-0	20
174	<b>Gewässerschutz bei Entlastungsbauwerken der Mischkanalisation (2002)</b> Fenz R. ISBN 3-85234-065-9	25
175	<b>Wechselwirkung von physikalischen, chemischen und biotischen Prozessen in aquatischen Systemen (2002)</b> Kreuzinger N. ISBN 3-85234-066-7	i.V.
176	<b>Benchmarking in der Abwasserentsorgung (2002)</b> ÖWAV Workshop Februar 2002, TU-Wien ISBN 3-85234-067-5	30
177	<b>Klärschlamm (2002)</b> <b>Möglichkeiten und Verfahren zur Verwertung / Entsorgung ab 2004</b> ÖWAV Seminar April 2002, Wirtschaftskammer Österreich <b>Schlammbehandlung und Entsorgung</b> ÖWAV / TU – Workshop September 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-068-3	30
178	<b>Arzneimittel in der aquatischen Umwelt (2002)</b> ÖWAV Seminar 2002, BOKU Wien ISBN 3-85234-069-1	30
179	<b>Untersuchungen zur Entfernung natürlicher radioaktiver Stoffe aus Trinkwasser und Überblick zu deren Verbreitung in Österreich (2002)</b> Staubmann, K. ISBN 3-85234-070-5	25
180	<b>Zum Fließwiderstandsverhalten flexibler Vegetation (2002)</b> Stephan, U. ISBN 3-85234-071-3	30
181	<b>Understanding and Estimating Floods at the Regional Scale (2002)</b> Merz, R. ISBN 3-85234-072-1	30

Band Nr		Preis €
182	<b>Kanalmanagement - Neues Schlagwort oder alte Herausforderung ? (2003)</b> ÖWAV Seminar 2003, BOKU Wien ISBN 3-85234-073-X	30
183	<b>Fortbildungsseminar Abwasserentsorgung (2003)</b> ÖWAV Seminar Februar 2003, TU-Wien ISBN 3-85234-074-8	40
184	<b>Klärschlamm (2003)</b> ÖWAV Seminar November 2003, TU-Wien ISBN 3-85234-075-6	30
185	<b>Nachhaltige Nutzung von Wasser (2003)</b> Endbericht zu Modul MU11 im Rahmen des Forschungsschwerpunktes „Nachhaltige Entwicklung österreichischer Kulturlandschaften“ ISBN 3-85234-076-4	30
186	<b>Inspektion von Kanalisationen (inkl. Umsetzung ÖNORM EN 13508-2)</b> ÖWAV-Informationsveranstaltung 2004, BOKU Wien ISBN 3-85234-077-2	30
187	<b>Datengewinnung, -verwaltung und -nutzung in der Wassergütwirtschaft (2004)</b> ÖWAV Seminar März 2004, TU-Wien ISBN 3-85234-078-0	40
188	<b>CSB-Elimination in höchstbelasteten Belebungsstufen und ihre Auswirkung auf die Stickstoffelimination von zweistufigen Anlagen unter dem Gesichtspunkt der mathematischen Modellierung (2004)</b> Haider, S. ISBN 3-85234-079-9	30
189	<b>Beitrag zum Benchmarking von Abwasserreinigungsanlagen (2004)</b> Lindtner, S. ISBN 3-85234-080-2	25
190	<b>Öffentlichkeitsarbeit auf Kläranlagen (2004)</b> ÖWAV Seminar Juni 2004, St. Pölten ISBN 3-85234-081-0	30
191	<b>Das Verhalten ausgewählter organischer Spurenstoffe bei der biologischen Abwasserreinigung (2004)</b> Clara, M. ISBN 3-85234-082-9	25

Band Nr		Preis €
192	<b>Chemie in der Wassergütewirtschaft (2005)</b> ÖWAV Seminar Februar 2005, TU Wien ISBN 3-85234-083-7	45
193	<b>Three dimensional numerical modelling of turbulent river flow using polyhydral finite volumes (2005)</b> Tritthart, M. ISBN 3-85234-084-5	30
194	<b>Abwasserentsorgung im ländlichen Raum (2005)</b> ÖWAV Seminar November 2005, BOKU Wien ISBN 3-85234-085-3	Preis auf Anfrage
195	<b>Betriebserfahrungen moderner Kläranlagen (2006)</b> ÖWAV Seminar Februar 2006, TU-Wien ISBN 3-85234-086-1	40
196	<b>Kanalmanagement 2006 – Praxisberichte und Projektergebnisse (2006)</b> ÖWAV-Informationsveranstaltung 2006, BOKU ISBN 3-85234-087-X	30
197	<b>Methoden der hydrologischen Regionalisierung (2006)</b> ÖWAV-Seminar 2006, TU Wien ISBN 3-85234-088-8	30
198	<b>Process based regionalisation of low flows (2006)</b> Laha, G. ISBN-10 3-85234-089-6 ISBN-13 978-3-85234-089-0	30
199	<b>Hochwasservorhersage – Erfahrungen, Entwicklungen &amp; Realität (2006)</b> ÖWAV-Seminar 2006, TU Wien ISBN-10 3-85234-090-X ISBN-13 978-3-85234-090-6	30
200	<b>Scale and stream network structure in geostatistical hydrological analyses (Geostatistische hydrologische Analysen unter Berücksichtigung von Skalenaspekten und Gewässernetzstruktur) (2007)</b> Skøien, J. O. ISBN-10 3-85234-091-8 ISBN-13 978-3-85234-091-3	i.V.

---

<b>201</b>	<b>Der kombinierte Ansatz, das Wechselspiel zwischen Emission und Immission - Neue Herausforderungen bei Abwasserentsorgung und Gewässerschutz (2007)</b> ÖWAV Februar Seminar 2007, TU-Wien ISBN-13 978-3-85234-093-7	45
<b>202</b>	<b>Betrieb von Kläranlagen - Grundkurs</b> Neuaufgabe 2013 ISBN-13 978-3-85234-123-1	80
<b>203</b>	<b>Kanalmanagement 2007 – Unterirdische Kanalsanierung (2007)</b> ÖWAV Infoveranstaltung 17. April 2007 an der BOKU Wien ISBN-13 978-3-85234-095-1	30
<b>204</b>	<b>Leitungskataster für Trink - und Abwassernetze (2007)</b> ÖWAV Infoveranstaltung 30. Mai 2007, Wien ISBN-13 978-3-85234-096-8	30
<b>205</b>	<b>Geruchs- und Korrosionsprobleme in der Kanalisation (2007)</b> ÖWAV-Seminar 2007, TU Wien ISBN 978-3-85234-097-5	35
<b>206</b>	<b>Extreme Abflussereignisse: Dokumentation – Bedeutung – Bestimmungsmethoden (2007)</b> ÖWAV-Seminar 2007, TU Wien ISBN 978-3-85234-098-2	30
<b>207</b>	<b>1. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2007)</b> ÖWAV-Seminar 2007, BOKU ISBN 978-3-85234-099-9	30
<b>208</b>	<b>Biologische Abwasserreinigung - Aktuelle Entwicklungen (2008)</b> ÖWAV Februar Seminar 2008, TU-Wien ISBN 978-3-85234-100-2	45
<b>209</b>	<b>Kanalmanagement 2008 – Betrieb und Mischwasser (2008)</b> ÖWAV Infoveranstaltung 27. März 2008 an der BOKU Wien ISBN 978-3-85234-101-9	30
<b>210</b>	<b>2. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2008)</b> ÖWAV-Seminar 2008, BOKU ISBN 978-3-85234-102-6	30

Band Nr	Preis €
<b>211 Zur Kenntnis der Schwefelwasserstoffbildung und -vermeidung in Abwasserdruckleitungen (2008)</b> Saračević E. ISBN 978-3-85234-103-3	30
<b>212 Neue Herausforderungen an die Wassergütwirtschaft (2009)</b> ÖWAV Februar Seminar 2009, TU-Wien ISBN 978-3-85234-104-0	vergriffen
<b>213 Hochwasserentstehung in der nördlichen Grauwackenzone Beobachtung - Messung – Modellierung (2009)</b> Endbericht für Forschungsprojekte im Zeitraum 1990 bis 2008 ISBN: 978-3-85234-105-7	30
<b>214 Linking Land Use to Stream Pollution: Pollutant Dynamics and Management Implications (2009)</b> Yillia, Paul T. ISBN 978-3-85234-106-4	25
<b>215 Kanalmanagement 2009 – Hauskanäle - Von der Planung bis zur Sanierung (2009)</b> ÖWAV-Seminar 2009, BOKU ISBN 978-3-85234-107-1	30
<b>216 Hochwässer – Bemessung, Risikoanalyse und Vorhersage (2009)</b> ÖWAV-Seminar 2009, BOKU ISBN 978-3-85234-108-8	30
<b>217 Einsatz der Managementmethode „Benchmarking“ in der Wasserversorgung - spezifische Aspekte der Implementierung, Anwendbarkeit und Folgewirkungen (2009)</b> Neunteufel, R. ISBN 978-3-85234-109-5	30
<b>218 3. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2009)</b> ÖWAV-Seminar 2009, BOKU ISBN 978-3-85234-110-1	30
<b>219 Abwässer aus Gewerbe und Industrie Indirekt- und Direkteinleiter (2010)</b> ÖWAV Februar Seminar 2010, TU-Wien ISBN 978-3-85234-111-8	vergriffen
<b>220 Kanalmanagement 2010 – Grundlagen der Sanierungsplanung (2010)</b> ÖWAV Seminar 1.6.2010, Wien ISBN 978-3-85234-112-5	50

Band Nr	Preis €
<b>221    Anwendungsbezogene Aspekte der operationellen Durchflussvorhersage (2010)</b> Drabek, U. ISBN 978-3-85234-113-2	50
<b>222    4. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2010)</b> ÖWAV Seminar 2010, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-114-9	30
<b>223    Kanalmanagement 2011 – Pumpstationen, Mischwasserbehandlung &amp; Vorstellung des ÖWAV-Regelblattes 42 „Unterirdische Kanalsanierung – Hauskanäle“ (2011)</b> ÖWAV Seminar 2.2.2011, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-116-3	40
<b>224    Monitoring auf Kläranlagen</b> <b>„Daten erfassen, auswerten und anwenden“ (2011)</b> ÖWAV Februar Seminar 2011, TU-Wien ISBN 978-3-85234-117-0	50
<b>225    Kanalmanagement 2012 – Inspektion und Generelle Sanierungsplanung von Kanalisationen (2012)</b> ÖWAV Seminar 1.2.2012, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-118-7	40
<b>226    Standortbestimmung in der Wassergütwirtschaft (2012)</b> ÖWAV Februar Seminar 2012, TU-Wien ISBN 978-3-85234-119-4	50
<b>227    5. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2012)</b> ÖWAV Seminar 2012, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-120-0	30
<b>228    Flussgebietsmanagement und Nährstoffe (2013)</b> ÖWAV Februar Seminar 2013, TU-Wien ISBN 978-3-85234-121-7	vergriffen
<b>229    Kanalmanagement 2013 – Betrieb von Kanalisationen - Präsentation des ÖWAV-Regelblattes 22 (2013)</b> ÖWAV Seminar 9.4.2013, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-122-4	40
<b>230    Abwasserreinigung - Werte erhalten, Effizienz steigern und Ressourcen schonen</b> ÖWAV Februar Seminar 2014, TU-Wien ISBN 978-3-85234- 124-8	50

Band Nr		Preis €
231	<b>Kanalmanagement 2014 (2014)</b> ÖWAV Seminar 24.4.2014, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-125-5	40
232	<b>NEW: Nährstoffe – Energie – Wasser</b> ÖWAV Februar Seminar 2015, TU-Wien ISBN 978-3-85234- 126-2	45
233	<b>Kanalmanagement 2015 - ÖWAV-Regelblatt 22 „Betrieb von Kanalisationen“ Was bringt es Neues? (2015)</b> ÖWAV Seminar 21.4.2015, Wien ISBN 978-3-85234-127-9	40
234	<b>Biogasproduktion aus organischen Reststoffen aus der Lebensmittelindustrie (2015)</b> Brooks, L. ISBN 978-3-85234-128-6	30
235	<b>Schlammfäulung mit erhöhtem Feststoffgehalt – Chancen, Grenzen, Herausforderungen (2015)</b> Reichel, M. ISBN 978-3-85234-129-3	30
236	<b>Optimierung und Umsetzung des AOP-Verfahrens mit Ozon und Wasserstoffperoxid für eine kleine Einheit der Trinkwasseraufbereitung (2015)</b> Bletterie, U. ISBN 978-3-85234-130-9	30
237	<b>Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen</b> ÖWAV Seminar 2015, TU-Wien ISBN 978-3-85234-131-6	30
238	<b>Abwasserwirtschaft im ländlichen Raum</b> ÖWAV Seminar 2015, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-133-0	30
239	<b>Neues aus der Mess-, Steuer- und Regelungstechnik</b> ÖWAV Februar Seminar 2016, TU-Wien ISBN 978-3-85234- 134-7	45
240	<b>20 Jahre Kanalmanagement (2016)</b> ÖWAV Seminar 31.3.2016, Wien ISBN 978-3-85234-135-4	40

- 241 Ozonung von Kläranlagenablauf zur weitergehenden Abwasserreinigung**  
Schaar, H.  
ISBN 978-3-85234-136-1 35
- 242 Trinkwasserversorgung – Herausforderung und Innovation**  
Seminar Kulturtechnik und Wasserwirtschaft – Heute, BOKU Wien, 2016  
ISBN 978-3-85234-137-8 40
- 243 Behandlung und Mitbehandlung von industriellen Abwässern** 45  
ÖWAV Februar Seminar 2017, TU-Wien  
ISBN 978-3-85234- 138-5

**Die Bände sind zu beziehen bei:**

[www.wau.boku.ac.at/wienmit.html](http://www.wau.boku.ac.at/wienmit.html)

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

der Technischen Universität Wien

Karlsplatz 13/226, A-1040 Wien, Email: [ihager@iwag.tuwien.ac.at](mailto:ihager@iwag.tuwien.ac.at)

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, 130, 134, 135, 137, 138, 139, 140, 141, 143, 145, 147, 152, 153, 155, 156, 157, 158, 159, 161, 162, 166, 171, 172, 173, 174, 175, 176, 177, 178, 183, 184, 187, 188, 189, 190, 191, 192, 195, 201, 202, 205, 208, 211, 212, 214, 219, 224, 226, 228, 230, 232, 234, 235, 236, 237, 239, 241, 243

Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie

der Technischen Universität Wien

Karlsplatz 13/222, A-1040 Wien, Email: [sekr223@hydro.tuwien.ac.at](mailto:sekr223@hydro.tuwien.ac.at)

Band: 1, 2, 8, 9, 17, 21, 23, 26, 30, 31, 41, 42, 52, 66, 68, 74, 90, 91, 92, 102, 122, 132, 148, 164, 180, 181, 193, 197, 198, 199, 200, 206, 213, 216, 221

Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau

der Universität für Bodenkultur,

Muthgasse 18, A-1190 Wien, Email: [christina.mayer@boku.ac.at](mailto:christina.mayer@boku.ac.at)

Band: 18, 19, 32, 38, 43, 44, 45, 48, 50, 55, 59, 60, 70, 75, 78, 86, 89, 93, 101, 106, 109, 113, 123, 144, 160, 165, 167, 169

Institut für Siedlungswasserbau, Industrierwasserwirtschaft und Gewässerschutz

der Universität für Bodenkultur,

Muthgasse 18, A-1190 Wien, Email: [sig-office@boku.ac.at](mailto:sig-office@boku.ac.at)

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, 131, 133, 136, 142, 146, 150, 154, 163, 167, 168, 169, 178, 179, 182, 185, 186, 194, 196, 203, 204, 207, 209, 210, 215, 217, 218, 220, 222, 223, 225, 227, 229, 231, 233, 238, 240, 242

Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft

der Universität für Bodenkultur

Muthgasse 18, A-1190 Wien, Email: [dietmar.fellner@boku.ac.at](mailto:dietmar.fellner@boku.ac.at)

Band: 119, 149, 151, 170

