

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER · ABWASSER · GEWÄSSER

6. SEMINAR ÖWWV

INDUSTRIEABWÄSSER

BAND 6 – WIEN 1971

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER·ABWASSER·GEWÄSSER

BAND 6

INDUSTRIEABWÄSSER

VORTRÄGE DES 6. ÖWWV-SEMINARS
RAACH, 29.3. – 2.4.1971

HERAUSGEBER:
PROF. DR. - ING. W. V. D. EMDE
TECHNISCHE HOCHSCHULE WIEN
INSTITUT FÜR WASSERVERSORGUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND GEWÄSSERSCHUTZ

416.813 II

6

V O R W O R T

Der vorliegende Band 6 der Wiener Mitteilungen "Wasser - Abwasser - Gewässer", enthält die Vorträge des 6. Seminars des Österreichischen Wasserwirtschaftsverbandes, das in Raach am Hochgebirge (NÖ) vom 29. 3. bis 2. 4. 1971 stattfand. Dieses Seminar befaßte sich mit dem Problembereich "Industrieabwasser". Die wachsende Industrieproduktion führt zu einer steigenden Belastung unserer Gewässer. Hier ist dringende Abhilfe durch Bau von Abwasserreinigungsanlagen erforderlich.

Während bei der Reinigung von häuslichen Abwässern mit biologischen Reinigungsverfahren ein ausreichender Reinigungserfolg erreicht wird, kommen bei industriellen Abwässern zusätzlich eine Reihe von physikalischen und chemischen Verfahren zur Anwendung. Es war das Ziel des Seminars die Teilnehmer mit den wichtigsten Grundverfahren der Reinigung für Industrieabwasser vertraut zu machen. Daneben sollten praktische Hinweise gegeben werden, wie bei der Lösung von Problemen zur Beseitigung der Industrieabwässer vorgegangen werden kann. Besonderer Wert wurde darauf gelegt, wie durch innerbetriebliche Maßnahmen Schmutzfracht und Abwassermenge vermindert werden können. Im letzten Teil des Seminars wurden Fragen der Finanzierung von Industrieabwasserreinigungsanlagen diskutiert.

Besonderer Dank gilt den Vortragenden:

- Prof.Dr.-Ing. Friedrich von AMMON
Bayerisches Landesamt für Wasserversorgung
und Gewässerschutz, München
- Dr. Carl AUER-WELSBACH, Wien
- Dipl.-Ing. Istvan BARTHA
Projektbüro für Tief- und Wasserbau, Budapest
- Dr. Viktor DITTRICH
Institut für gewerbliche Wasserwirtschaft
und Luftreinhaltung, Köln
- Dr. Otto HARTIG
Vereinigung Österreichischer Industrieller,
Wien
- Min.-Rat Dipl.-Ing. Dr.techn. Otto HOFFMAYR
Bundesministerium für Bauten und Technik, Wien
- Prof.Dr. Arnold HÖRLER
Eidgenössische Technische Hochschule Zürich
- Oberregierungschemiker Dr. Lothar HUBER
Bayerische Biologische Versuchsanstalt, München
- Prof.Dr.-Ing. Rolf KAYSER
Technische Universität Braunschweig
- Dr. Erwin MÄRKI
Leiter der Abteilung Gewässerschutz im Bau-
departement des Kantons Aargau, Schweiz
- Prof.Dr.-Ing. Günther RINCKE
Technische Hochschule Darmstadt
- Generalinspektor Dipl.-Ing. Henrik SCHELTINGA
Staatsamt für Volksgesundheit, Worth-Rheden
(Niederlande)
- Prof.Dr. Karl STUNDL
Technische Hochschule Graz
- Oberbaurat Dr.-Ing. Wolfgang VATER
Tiefbauamt der Stadt Stuttgart,
Stuttgart/Feuerbach
- Prof.Dr.-Ing. W. v.d. Emde
Technische Hochschule Wien

INHALTSVERZEICHNIS

Vortragender	Seite
Stundl, K.:	
Industrieabwässer: Inhaltsstoffe, Vorfluter und Reinigung	A
Märki, E.:	
Praktische Maßnahmen: Produktionsumstellung und Verminderung der Verschmutzung an der Abwasseranfallstelle	B
Kayser, R.:	
Bestandsaufnahme, Untersuchungen, Abwassermengen und Verschmutzung	C
Dittrich, V.:	
Trennen, Kühlen, Sieben, Filtern, Wasserkreisläufe	D
Kayser, R.:	
Ausgleichen, Speichern, Mischen	E-1
Sedzikowski, T.:	
Bemessen von Ausgleichsbecken	E-21
Hörler, A.:	
Absetzen, Aufschwimmen, Flotieren	F-1
Stundl, K.:	
Diskussionsbeitrag	F-35
Huber, L.:	
Austreiben, Adsorbieren	G
v. Ammon, F.:	
Flocken, Neutralisieren, Fällen	H
v. Ammon, F.:	
Oxidieren, Reduzieren, Ionenaustausch	J
Bartha, I.:	
Ultraschall	K
Auer-Welsbach, C.:	
Elektrolyse - Elektrochemie	L
v. d. Emde, W.:	
Belebungsverfahren - Abwasserteiche	M

Vortragender	Seite
Rincke, G.:	
Tropfkörperverfahren, Abwasserlandbehandlung	N
Vater, W.:	
Schlammbehandlung - Zentrifugieren, Filtern, Verbrennen, Ablagern	O
Rincke, G.:	
Gemeinsame oder getrennte Abwasserreinigung (technische und wirtschaftliche Aspekte)	P
Hoffmayr, O.:	
Die Finanzierung von Abwasserbehandlungsanlagen in Österreich	Q-1
Hartig, O.:	
Diskussionsbeitrag	Q-13
Sander, H.P.:	
Die Finanzierung von Abwasserbehandlungsanlagen in der Bundesrepublik Deutschland	R-1
Scheltinga, H.M.J.:	
Die Finanzierung der Abwasserbehandlung in den Niederlanden	R-13
Märki, E.:	
Finanzierungsprobleme (Schweiz)	R-19
Anhang zu Scheltinga, H.M.J.:	
Das Abwassergesetz der Niederlande (Auszüge)	R-25

Druckfehlerberichtigung:

B- 4, Zeile 13,	statt: wendet werden	lies: wertet werden
B-11, Zeile 16,	" : abgezw. werden	" : abgezweigt werden
B-14, Zeile 2,	" : Absorptionskolonnen	" : Adsorptionskolonnen
B-15, Zeile 26,	" : Flottwegg -	" : Flottweg -
B-18, Zeile 7,	" : 30 m/Tag	" : 300 m/Tag
B-18, Zeile 27,	" : Drucksatz	" : Durchsatz
B-19, Zeile 1,	" : Dossierbehälter	" : Dosierbehälter
F- 9, Zeile 24,	" : Aufenthaltszeit 1. Stufe 2	" : Aufenthaltszeit 1. Stufe 1-2
F-23, Zeile 31,	" : $A_L(G-A_F)$	" : $A_L > (G-A_F)$
F-24, Zeile 34,	" : Feststoff von 0,2	" : Feststoffe von 0,02
F-25, Zeile 4,	" : Die Bemessung	" : 3.52 Die Bemessung
F-27, Tab. 3.1,	" : Leistungsbedarf 0,2-0,2	" : Leistungsbedarf 0,1-0,2
G- 1, Zeile 17,	" : sowohl organische	" : sowohl anorganische
G-21, Zeile 17,	" : Aufschwimmeignung	" : Aufschwimneigung
G-28, Zeile 9,	" : c) biologische Stufe	" : c) mechanische Stufe
J- 3, Zeile 5,	" : = 3 Cl ₂	" : = 3 Cl ⁻
M-20, Zeile 11,	" : Anaeroben	" : aeroben
M-22, Zeile 24,	" : 2 g BSB ₅ /m ³ .d	" : 2 g BSB ₅ /m ² .d
O-13, Zeile 13,	" : Mengen (17)	" : Mengen, bezogen auf die Trockensubstanz (17)
R-19, Zeile 7,	" : abgesüzt	" : abgestützt
R-22, Zeile 18,	" : wo Indu-	" : wo der Indu-

Karl Stundl:

Industrieabwässer

Inhaltsstoffe, Vorfluter u. Reinigung

Steigende Produktion und zunehmender Lebensstandard als wichtige Grundlagen der Wirtschaft ließen den Wasserbedarf in den technisierten Ländern wesentlich ansteigen. Der größte Wasserverbraucher ist dabei die Industrie. In der BRD macht der industrielle Wasserbedarf über 11 Milliarden m³ jährlich aus, während für Haushalte und Kleinbetriebe ein Verbrauch von rund 2,4 Milliarden m³/Jahr angegeben wird. In Österreich beträgt derzeit der Wasserbedarf etwa 2,1 Milliarden m³/Jahr, wovon auf Siedlungen rund 24 %, 71 % auf die Industrie und 5 % auf die Landwirtschaft entfallen.

Betriebs- und Abwassermengen und ihr Verschmutzungsgrad

Wie die Zusammenstellung der Tabelle 1 an einer Reihe aus der Literatur ausgewählter Beispiele zeigt, ist der Wasserverbrauch der einzelnen Industriezweige und ihre Belastung mit faulfähigen Anteilen sehr unterschiedlich. Zudem weisen Industrieabwässer noch eine stark verschiedene Zusammensetzung im Vergleich mit häuslichen Abwässern auf. Während letztere vor allem menschliche Abgänge, Reinigungs- und Spülwässer mit Resten der Nahrungsmittelbereitung und der Speisen enthalten und zwar in der örtlichen Konzentration verschieden, aber in ihren einzelnen Komponenten ähnlich sind, enthalten Industrieabwässer sehr unterschiedliche Anteile, wie die Übersichtsdarstellung der Tabelle 2 zeigt.

Wie aus diesen Angaben ersichtlich, enthalten manche der aus Industriebetrieben anfallenden Abwässer Inhaltsstoffe, welche den in häuslichen Abwässern enthaltenen sehr ähnlich sind und daher mit den gleichen Verfahren wie diese oder auch gemischt mit Ihnen behandelt werden können. Dies gilt besonders für einige Abwässer der Lebensmittelindustrie. Andere enthalten biologisch schwer oder nichtabbaufähige Anteile, die aber die biologischen Vorgänge nicht stören. Eine weitere Gruppe von Abwässern mit toxischem Charakter hemmt oder verhindert das Organismenleben.

Tabelle 1

Industriezweig	Wasserbedarf bzw. Abwassermenge	BSB ₅ mg/l	Einwohnergleichwert
<u>Brauerei</u>	0,3 - 0,5 (bzw. mit Kühlwasser 4 - 6 m ³ /hl Bier)	mittel 600 max. 8.800	8 - 14/hl 13 - 28/hl 32 - 100/hl
<u>Molkerei</u> - ohne Kühlwasser Kühlwasser allein	0,5 - 3,0 m ³ /1000 l 2 - 3 m ³ /1000 l Milch	200 - 6.000	5 - 50 bzw. 40 - 50/1000
<u>Schlachthausabwasser</u>			
Rind (400 kg lebend)	0,6 - 9,6 m ³ /Tier	800 - 1.000 max. 5.000	70 - 200/Tier
Schwein (100 kg lebend)	0,3 - 0,4 m ³ /Tier		30 - 100/Tier
<u>Gemüse- u. Obstkonservenherstellung</u>			
Grüne Bohnen	11,6 m ³ /to Fertigware	240)
Karotten	6,3 m ³ /to "	1.100)
Erbsen	6,8 m ³ /to "	2.700)
Spinat	5,5 m ³ /to "	280)
Tomatenmark	2,1 m ³ /to "	1.200)
<u>Zuckerfabrik bei Betriebswasserkreislauf</u>	10,4 - 14,0 m ³ /to Rüben 0,5 - 1,0 m ³ /to "	200 - 1.200	125 - 280/to 15 - 30/to

50/100 kg Rohware

Tabelle 1

Industriezweig	Wasserbedarf bzw. Abwassermenge	BSB ₅ mg/l	Einwohnergleichwert
<u>Gerbereien</u>	0,7 - 5,0 m ³ /Haut Mittel 1,0-1,5 m ³ /Haut bzw. 80-140 l/kg/Haut	b. Chromgerbung 150 bzw. 1200 bis 1700 ausgenützte Lohbrühen 4.300 bis 5.700	500/Tonne Haut
<u>Textilfabriken</u>			
Chromfärberei (Wolle)	3-15 m ³ /100 kg	1.000 - 2.700	26-33/100 kg Wolle
Appreturanstalten	0,5 m ³ /100 kg	4.880	80/Beschäftigter
Baumwollbleicherei	400 m ³ /Tonne	----	6,6/Tonne (bzw. 50/Beschäftigter)
Sulfitzellstoffabrik	- 1000 m ³ /to geb1. Zellstoff	Ablauge 17.000-22.000 Fichte 47000 Buche Ges. Abwasser 200-450	3000 - 4000 bzw. 5000/to Zellstoff

Tabelle 2

Vorkommen verschiedener Abwasserinhaltsstoffe (nach chemischen Stoffgruppen)

Inhaltsstoffe	Vorkommen	Wirkung auf biologische Umsetzungs Vorgänge und Behandlungsvorfahren
Eiweißverbindungen	Brauereien	im allgemeinen biologisch leicht abbaufähig
Peptide	Fischmehlfabriken	
Aminosäuren	Fleischwarenfabriken	
	Gerbereien	
	Kartoffelflockenfabriken	
	Käsereien	
	Konservenfabriken	
	Leimfabriken	
	Molkereien	
	Schlachthöfe	
	Speiseeisfabriken	
	Tierkörperverwertung	
Kohlehydrate	Brauereien	im allgemeinen biologisch leicht abbaufähig
Zucker	Hefeherstellung	
	Kartoffelflockenfabriken	
	Käsereien	
	Konservenfabriken	
	Kondensmilchherstellung	
	Mälzereien	
	Molkereien	
	Papier- und Pappeindustrie	
	Speiseeisfabriken	
	Stärkefabriken	
	Textilfabriken	
	Viscoseerzeugung	
	Zellstoffindustrie	
	Zuckerfabriken	

Tabelle 2

Inhaltsstoffe	Vorkommen	Wirkung auf biologische Um- setzungsvorgänge und Be- handlungsverfahren
Kohlenwasserstoffe mineralische Fette mineralische Öle	Chemische Industrie Eisen- und Stahlerzeugung Erdölraffinerien Kosmetikaherstellung Petrochemische Industrie	Biologische Abbauvorgänge werden durch diese Stoffe vielfach behindert, Abbau durch angepaßte Biocönosen
Animalische, vegetabilische Fette und Öle	Fleischmehlfabriken Fleischwarenfabriken Käsereien Konservenfabriken Kosmetikaherstellung Molkereien Olmühlen Schlachthöfe Speiseeisfabriken Speisefettfabriken Tierkörperverwertung	Vielfach erst nach Vorbehand- lung biologisch abaufähig, oder durch spezielle ange- paßte Verfahren
Niedere organische Säuren	Brauereien Braunschliffherzeugung Brennereien Chemische Industrie Fermentation Halbzellstoffabriken Hefefabriken Kartoffelflockenfabriken Käsereien Molkereien Sauerkrautfabriken Stärkefabriken Zuckerfabriken	Biologische Behandlung oft erst nach Vorbehand- lung möglich

Tabelle 2

Inhaltsstoffe	Vorkommen	Wirkung auf biologische Umsetzungs Vorgänge und Behandlungsvorgänge
Alkohole Aldehyde Ketone	Chemische Industrie Gärungsgewerbe Farben- und Lackfabriken Faserplattenindustrie Pharmazeutische Industrie	Biologische Behandlung vielfach nur bei Nährstoffzusatz erfolgreich
Organische Nitroverbindungen Amine (aliphatisch, aromatisch)	Chemische Industrie Fisch-, Blut-, Knochenmehlfabr. Pflanzenschutzmittelherzeugung Tierkörperverwertung	Können biologische Vorgänge stören
Farbstoffe (gelöst)	Chemische Industrie Druckereien Kosmetikherstellung Papier- und Pappeindustrie, Textilfärbereien	Meist nur chemische Behandlung erfolgreich, zum Teil toxisch
Phenole	Chemische Industrie Erdölraffinerien Gaswerke Kokereien Petrochemische Industrie Schwefelereien Glasfabriken	In höheren Konzentrationen toxisch auf biologische Vorgänge wirkend. In geringen Konzentrationen biologisch abbaufähig
Aromaten (Benzol, Toluol)	Chemische Industrie Farben- und Lackfabriken Gaswerke Reinigungsbetriebe	Können biologische Umsetzungen stören

Tabelle 2

Inhaltsstoffe	Vorkommen	Wirkung auf biologische Umsetzungs Vorgänge und Behandlungsvorfahren
Gerbstoffe Lignine	Chemische Industrie Gerbereien Lederfabriken Zellstoffabriken	Durch chemische Behandlung abtrennbar
Tenside (Detergentien)	Chemische Industrie Kosmetikaherstellung Textilbetriebe Wäschereien	"Harte" Detergentien biologisch nicht abbau- fähig, "weiche" hingegen weitgehend
Organische Schwefel- verbindungen (Mercap- tane)	Chemische Industrie Erdölraffinerien Petrochemische Industrie	Wirkt noch in geringen Mengen toxisch auf Wasserorganismen
Cyanide	Chemische Industrie Galvanikbetriebe Gaswerke Karbiderzeugung Katalytische Krackanlagen Kokereien Schwefelereien	Stark toxisch, nur durch chemische Behandlung zu entgiften
Mineralsäuren	Chemische Industrie Eisenindustrie Glasverarbeitung	Toxisch, Entgiftung durch Neutralisations- und Fällungsverfahren
Schwermetallsalze	Galvanikbetriebe	Toxisch, Entgiftung durch chemische Be- handlung oder Ionen- austauscher

In der Tabelle 1 wurden für die verschiedenen Abwasserarten auch die BSB₅-Werte und die Einwohnergleichwerte nach verschiedenen Literaturangaben zusammengestellt und in der Tabelle 2 auf die jeweilige Beeinflussung der biologischen Vorgänge hingewiesen.

Wenn auch, wie WUHRMANN bereits vor Jahren beim 4. Seminar in Raach (1969) ausführte, der BSB₅ bei gewerblichen und industriellen Abwässern als Meßzahl nicht brauchbar ist, wie seine Vergleichsuntersuchungen über das Verhältnis von BSB₅ und organischem Kohlenstoff in Abwässern der chemischen Industrie zeigten, wird der BSB₅ in der Fachliteratur noch immer als Meßzahl angegeben. Es wird noch darauf einzugehen sein, welche anderen oder zusätzlichen Vergleichswerte (Parameter) bei Industrieabwässern zu ermitteln sind.

Zur Beurteilung der Auswirkung der einzelnen Abwasserarten auf Vorfluter oder des für ihre Reinigung erforderlichen Kläranlagenvolumens wurde der Begriff des Einwohnergleichwertes geschaffen, der eine Meßzahl für den Schmutzgehalt eines Abwassers je Produktionseinheit im Vergleich mit häuslichen Abwässern (je Einwohner und Tag) darstellt.

Eine Zusammenstellung ausgewählter Beispiele dieser Werte nach Angaben verschiedener Autoren in Tabelle 1 zeigt die Problematik dieser Beurteilung und die Schwierigkeit, sie bei der Berechnung von Reinigungsanlagen zu verwenden. Für die Bemessung von Einwohnergleichwerten inerter oder toxischer Abwässer sind Vergleichsuntersuchungen mit den jeweiligen Abwässern nötig.

Eine Berechnung oder auch nur Schätzung des Wasserbedarfes und des Abwasseranfalls aus den Produktionszahlen und deren Verhältnis zur industriellen Gesamtproduktion (Tabelle 3) ist ebenfalls nicht möglich, da die benötigten Wassermengen vielfach nicht mit den Produktionswerten gleichlaufen und auch über den Verschmutzungsgrad und die Wirkung der bei den einzelnen Industriezweigen anfallenden Abwässer nichts aussagen. So macht z.B. der Wasserbedarf der chemischen Industrie in der BRD rund 25% der von der gesamten Industrie benötigten Wassermenge aus, während ihr An-

Tabelle 3

	Bruttoproduktionswerte der österr. Industrie in Mio S		Anteil am Nettoproduktionswert in %	
	1967	1968	Österr. 1964	BRD 1962
Bergwerke	3.102	3.233	-	-
Eisenhütten	9.455	10.582	-	-
Metallgrund- industrie	-	-	8,34	10,34
Erdöl	5.230	5.634	-	-
Steine-Keramik	6.953	7.342	-	-
Glas	1.292	1.484	1,42	1,00
Chemie	18.551	20.458	6.80	10,29
Papierherzeu- gung	6.882	7.386) 4,00) 2,58
Papierver- arbeitung	2.493	2.709		
Holzverar- beitung	4.780	5.174	7,20	3,39
Nahrung-u. Genußmittel	19.992	20.440	12.57	7,34
Ledererzeug.	666	837) 0,81) 0,67
Lederverar- beitung	2.283	2.627		
Gießereien	2,091	2.260	-	-
NE-Metall- industrie	4.917	5.586	6,10	5,08
Maschinen-Stahl- u. Eisenbau	13.457	13.235	6,26	13,22
Fahrzeug- industrie	4.281	4.513	6,02	7,39
Eisen-u. Metall- waren	10.860	11,393	7,78	8,34
Elektro- industrie	7.585	8.741	6,53	9,89
Textilien	13.346	14.483	7,60	5,65
Bekleidung	5.854	6,266	6,31	3,97

teil am Produktionswert nur 10% beträgt. In Österreich ist der Anteil der Abwässer der Holzverarbeitenden Industrie, vor allem der Zellstoffherstellung an der allgemeinen Gewässerbelastung sicher weit größer als dem Verhältnis ihres Produktionswertes von rund 11% entspricht. Andererseits liegen die bei Maschinenbau und elektrotechnischer Fertigung anfallenden Abwassermengen weit unter den entsprechenden Verhältniszahlen an der Gesamtproduktion.

Die auffälligste Eigenschaft der Industrieabwässer ist ihre unterschiedliche Zusammensetzung, die, wie noch auszuführen sein wird, innerhalb des gleichen Betriebes neben zeitlichen Unterschieden (stoßweiser Anfall) auch erhebliche qualitative Unterschiede aufweisen kann.

Dies und die so stark abweichenden Angaben in der Fachliteratur über das Ausmaß der Abwassereinwirkung erschweren die Beurteilung der Industrieabwasserwirkung und die Bemessung der Reinigungsanlagen, so daß meist jeder Betrieb als Einzelfall zu betrachten ist, für den erst nach entsprechenden Voruntersuchungen Vorschläge für die geeignetste Abwasserbehandlung gemacht werden können.

Aus dieser einführenden Übersicht ergibt sich die vielfältige Problematik des Fragenkomplexes "Industrieabwässer" und die Schwierigkeiten bei der Behandlung der einzelnen Abwasserarten. Da im Rahmen des Seminars über die Abwasserbehandlung ausführlich gesprochen wird, sollen hier nur die wesentlichsten Auswirkungen einzelner Abwasserarten auf die Vorfluter angeführt und generelle Aussagen über die Reinigungsmöglichkeiten gemacht werden.

Vorflutbelastung durch Industrieabwässer.

1) Abwässer der Lebensmittelindustrie.

Wie schon eingangs erwähnt, enthalten diese Abwässer einen hohen Prozentsatz organischer mehr oder minder leicht biologisch abbaufähiger Stoffe. Zum Unterschied von häuslichen Abwässern sind diese Anteile vielfach noch unzersetzt, durch die Verdauung

nicht aufgeschlossen und dadurch energiereicher. Die bei der Behandlung des Rohproduktes angewandten Verfahren verändern dieses in unterschiedlichem Ausmaß, was sich gelegentlich auch auf die Abbaufähigkeit der im Abwasser enthaltenen Restsubstanzen auswirken kann.

Neben den faulfähigen Anteilen enthalten besonders die Abwässer der Gemüse- und Obstkonservenfabriken sowie die der Kartoffel- und Zuckerrübenverarbeitung große Mengen anorganischer Anteile (Erde und Sand). Der Abwasseranfall weist oft starke tageszeitliche Schwankungen auf, z.B. bei Molkereien und Schlachthäusern, oder ist jahreszeitlich begrenzt, z.B. bei Saisonbetrieben, wie Zuckerfabriken, Brennereien oder auch bei der Obst- und Gemüseverarbeitung.

Bei Einleitung derartiger unbehandelter Abwässer in einen Vorfluter treten daher stets intensive sauerstoffzehrende Abbauvorgänge ein. Jenachdem, ob der gesamte Sauerstoff verbraucht wird oder aber geringe Sauerstoffgehalte dauernd bleiben, die biologischen Vorgänge also im anaeroben oder im aeroben Milieu ablaufen, sind auch die gebildeten Umsetzungsprodukte (Metabolite) einfache oder komplexe Verbindungen.

Starke Beeinflussungen der Wasserorganismen, Fischsterben, massenhaftes Auftreten von Abwasserpilzen und -bakterien sowie Geruchsbelästigungen, welche die Verwendung des Vorfluters für die meisten technischen Gebrauchszwecke behindern oder unmöglich machen, sind die Folge solcher Einleitungen.

2) Abwässer der Lederindustrie.

Je nach den verwendeten Materialien sind dabei die vegetabilische Gerbung mit pflanzlichen Gerbstoffen, Chromgerbung mit Chromsalzen, Weißgerbung mit Alaun und Kochsalz, Sämischgerbung mit Tran und die Pelzzurichterei mit kombinierten Verfahren zu unterscheiden.

Aus den unterschiedlichen Prozessen des Gerbvorganges fallen Abwässer sehr verschiedener Zusammensetzung an. Weichwässer aus der Vorbehandlung der getrockneten Häute sind stark salzhaltig und mit Schmutz, Blut, löslichen Eiweißstoffen und anderen organischen Verbindungen angereichert.

Äscherwasser enthalten freien Atzkalk, Schwefelnatrium und ebenfalls reichlich organische Substanzen. Sie sind für die Vorfluter besonders gefährlich.

In den Abwässern der Enthaarung und Entfleischung ist der Feststoffanteil sehr groß, die aus der Entkalkung stammenden Abwässer sind wieder stärker mit gelösten organischen Anteilen verunreinigt. In den ausgenützten Lohbrühen sind die wesentlichsten Anteile Gerbstoffe, organische Säuren und peptonisierte Hautreste, in den abgelassenen Chrombrühen sind vor allem anorganische Salze, aber auch reichlich organische Anteile vorhanden.

Die auch in ihrer Reaktion zwischen stark sauer (pH unter 3) und stark alkalisch (pH über 10) schwankenden Abwässer, die außerdem Giftstoffe wie Arsen, Chrom, Schwefelnatrium und eine große Menge organischer faulfähiger Anteile enthalten, belasten, wenn sie ohne ausreichende Vorreinigung in einen Vorfluter gelangen, diesen meist sehr schwer. Sauerstoffschwund, Fischsterben und weitgehende Beeinträchtigung des Gemeingebrauches sind die Folgen solcher Abwassereinleitungen.

3) Textilfabrikabwässer.

Hier sind rohstoffherzeugende und -verarbeitende Betriebe, wie Flachsrösten, Wollwäschereien, Baumwollbleichereien, Seidenkochereien, Kunst- und Zellwollefabriken von Verarbeitungsbetrieben wie Spinnereien, Webereien, Bleichereien, Färbereien, Appretur- und Waschanstalten sowie Tuchfabriken zu unterscheiden.

Bei der erstgenannten Gruppe besteht ein unterschiedlich großer Anteil der Abwässer aus gelösten organischen Anteilen oder wie bei der Wolle auch aus organischen Feststoffen (Wollschmutz und Wollfett), die dementsprechend auch Faulvorgänge im Vorfluter

mit Sauerstoffzehrung und den übrigen bereits geschilderten Folgeerscheinungen hervorrufen können. Die Abwässer der zweiten Gruppe enthalten oft schwer abbaufähige oder toxisch wirkende Anteile z.B. Viskoseabwässer Schwefelwasserstoff bis über 100 mg/l, Schwefelkohlenstoff bis 30 mg/l, freie Mineralsäuren sowie Zinksalze.

Abwässer aus Bleichereien wirken durch ihren Chlorgehalt, die zersetzliche organische Substanz und wechselnde, oft sehr stark alkalische Reaktion (bis pH 13) besonders auf kleinere Vorfluter sehr schädlich. Färbereiabwässer weisen starke Unterschiede ihrer Menge und Zusammensetzung auf, wobei Einwohnergleichwerte von 13 - 390 je 100 kg Ware je nach dem verwendeten Farbstoff angegeben werden.

Die Verfärbungen des Vorfluters bei Einleitung dieser Abwässer wirken auf die Fische meist nur verscheuchend, hingegen toxisch für manche niedere Wasserorganismen (Fischnährtiere). Auch durch ihre Reaktion und den Gehalt an Zusatzmittelresten z.B. Phenolen können Färbereiabwässer für Wassertiere schädlich sein.

4) Abwässer der Papier- und Zellstoffindustrie.

Die Abwässer der Papier- und Pappenherstellung enthalten neben organischen mehr oder minder leicht faulfähigen Anteilen erhebliche Mengen anorganischer Bestandteile, wie Barium- und Aluminiumsulfat, Tonerde und Beschwerungsstoffe (China Clay). Der BSB_5 dieser Abwässer kann daher recht hoch sein und bis zu 3.000 mg/l ausmachen, besonders wenn Altmaterial (Textilreste, Altpapier usw.) verarbeitet wird. Durch Rücknahme von Betriebswässern oder Kreislaufführung der gereinigten Abwässer läßt sich der Wasserbedarf, der je nach Art des erzeugten Produktes stark schwankt und zwischen rund 125 bis 2.000 m³/to Papier betragen kann, weitgehend vermindern. Durch die Wiederverwendung gereinigter Abwässer konnten in zahlreichen Betrieben die abgestossenen Abwassermengen stark verringert werden, vielfach werden

dann nur mehr fallweise Schmutzwässer von der Reinigung der Maschinen und des Leitungsnetzes abgeleitet.

Bei Einleitung unbehandelter Abwässer aus Papier- und Pappefabriken können die Vorfluter durch die sauerstoffzehrenden Faulvorgänge der organischen Anteile und durch die Ablagerung der anorganischen Stoffe veröden.

Besonders schwere Schäden in den Gewässern bewirken die Abwässer der Zellstoffindustrie. Bei der Herstellung von Sulfatzellstoff wird durch die Rückgewinnung eines Großteiles der verwendeten Chemikalien bei der Ablaugenverbrennung die Konzentration der abgelassenen Abwässer wesentlich verringert. Der für diese Abwässer mit 500/to erzeugten Zellstoff angegebene Einwohnergleichwert beträgt nur ein Zehntel des für die Abwässer der Sulfitzellstofferzeugung berechneten. Allerdings enthalten auch die Restabwässer noch genügend organische Anteile, welche Sauerstoffzehrung und reichliches Wachstum von Abwasserpilzen im Vorfluter bewirken.

Besonders konzentrierte und für die Vorflut schädliche Abwässer liefert die Sulfitzellstofferzeugung. Die konzentrierten Anteile aus dem Kochprozess, die sogenannten Ablaugen mit 8-11 Prozent Trockensubstanz enthalten neben z.T. leicht abbaufähigen Holzpolyosen schwer angreifbare Substanzen wie die Sulfolig-nine. Die gelösten Kohlehydrate (Pentosen und Hexosen) fördern das Wachstum der Abwasserbakterien (Sphaerotilus), die in dichten Rasen Ufer und Grund der Vorfluter überziehen, in welche solche Abwässer eingeleitet werden. Noch eine 1:700.000 verdünnte Ablauge fördert das Sphaerotiluswachstum merklich. Sauerstoffschwund und starke Schaumbildung sind weitere Folgen dieser Abwassereinleitungen.

5) Abwässer des Bergbaues und der Erzaufbereitung.

Die aus den Stollen der Kohlenbergbaue ausgepumpten Sickerwässer (Grubenwässer) weisen meist einen hohen Gehalt anorganischer Anteile auf. Bei Steinkohlengrubenwässern kann der Chloridgehalt

bis 100 g/l betragen, in Braunkohlenbergbauen sind die Werte der gelösten anorganischen Anteile wesentlich geringer.

Kohlenwaschwässer enthalten hingegen vorwiegend feinste suspendierte Anteile der Begleitgesteine, die Feststoffmengen können bis 50.000 mg/l betragen.

Während die gelösten anorganischen Anteile nur dann schädlich auf Vorfluter und deren Organismenbesiedlung wirken, wenn ihre Konzentration hoch und die Wasserführung des Vorfluters gering ist, verursachen die suspendierten Feststoffe oft intensive Gewässertrübungen, welche u.a. Fische verscheuchen und durch Ablagerungen am Gewässergrund und an den Ufern auch die übrigen Wasserorganismen beeinträchtigen können.

Die Rückhaltung dieser suspendierten Anteile ist in ausreichend dimensionierten Absatzbecken möglich und es wurden schon mehrere derartige Anlagen in Österreich errichtet.

6. Abwässer der Eisen- und Metallindustrie.

Die festen Anteile aus der Erzverhüttung, wie Gichtgasstaub, Hochofenschlacke und der Walzwerkszunder, wirken nur, wenn sie sich in größeren Mengen im Vorfluter ablagern, schädigend auf die Ufer- und Bodenfauna. Ihre Abscheidung in entsprechend dimensionierten Becken ist zu einem hohen Prozentsatz möglich. Durch Kreislaufführung ist der früher sehr hohe Wasserbedarf und damit die Abwassermenge der Hütten- und Walzwerke erheblich zurückgegangen (von 12 - 18 auf einige m³/to Stahl).

Die gelösten Anteile aus der Gichtgaswäsche, die unter anderem auch Cyanide enthalten, können durch entsprechende Entgiftungsanlagen unschädlich gemacht werden. Auch das Gaswaschwasser wird vielfach im Kreislauf geführt.

Beim Beizprozeß, der Entfernung des Eisenoxids von der Oberfläche der Walzwerksprodukte durch Mineralsäuren, entstehen saure Beiz-

wässer mit einem hohen Gehalt an gelösten Eisensalzen. Werden diese unbehandelt in den Vorfluter abgelassen, so fällt das gelöste Eisen als flockiges Hydroxid aus, das als Sediment sich überall ablagert, wo die Fließgeschwindigkeit gering ist. Diese Eisenschlammablagerungen können auch eine Zunahme des Eisengehaltes in ufernahen Grundwasserbereichen bewirken, wenn durch mikrobielle Vorgänge das nur in geringem Maße lösliche Eisenhydroxid in leichter lösliche Verbindungen übergeführt wird und so mit dem einsickernden Oberflächenwasser in das Grundwasser gelangt. Die weitgehende Rückhaltung des Eisens aus den Abwässern ist mit relativ einfachen Verfahren, Neutralisation und Belüftung, möglich.

Besonders gefährlich für den Vorfluter sind die Abwässer der galvanischen Betriebe, welche Cyanide und Schwermetallsalze enthalten und die Gewässerfauna schwerstens schädigen können. In den Badflüssigkeiten sind einfache und komplexe Cyanide in hohen Konzentrationen vorhanden, auch die Spülbäder enthalten noch toxisch wirkende Mengen. Durch Oxidationsmittel lassen sich die Cyanide, durch Fällungsmittel oder Ionenaustauscher die Schwermetallsalze aus den Abwässern entfernen. Die dabei zu erreichenden Grenzwerte betragen für die einzelnen Anteile nach den in der Deutschen Bundesrepublik geltenden Bestimmungen:

für Chrom	2 mg/l
" Kupfer	1 mg/l
" Nickel	3 mg/l
" Zink	3 mg/l
" Cadmium	3 mg/l
" Eisen	2 mg/l

7) Abwässer der chemischen Industrie einschließlich Kunststoffe.

Bei der Vielfalt der erzeugten Produkte, in Großbetrieben oft mehrere tausend Präparate, ist auch die Zusammensetzung der Abwässer sehr unterschiedlich. Vielfach überwiegen anorganische Anteile, wie Säuren, Laugen, verschiedene Salze, aber auch organische Verbindungen sind oft reichlich vorhanden.

Einen großen Anteil machen hier die nicht oder nur wenig verunreinigten Kühlwässer aus.

Nur ein Teil der Abfallstoffe läßt sich durch chemische oder mechanische Behandlung abscheiden, eine meist beträchtliche Menge gelöster, nicht oder nur schwer abtrennbarer Stoffe fließt mit dem Abwasser ab und kann den Vorfluter schädigen und seine Brauchbarkeit für technische Nutzungszwecke vermindern. Manche Großbetriebe verfrachten daher die nicht aufbereitbaren Abwässer mit Tankschiffen in das Meer.

Für die Behandlung organischer Abwasseranteile lassen sich in vielen Fällen biologische Verfahren anwenden, sogar für den Abbau von Abwässern mit Konzentrationen bis 2000 mg/l Phenol und ebenso viel Formaldehyd. Bei Nährstoffzugabe, Stickstoff- und Phosphorverbindungen, erfolgt ein Abbau der Phenole auf rund 1 mg/l, Formaldehyd wird sogar vollständig verarbeitet. Auch niedere organische Kohlenwasserstoffe können durch biologische Verfahren weitgehend abgebaut werden. Vielfach werden dazu Mikroorganismengesellschaften durch Nährstoffzugabe für diese Aufgaben adaptiert und durch Schlammrückführung die spezielle angepaßte Biocönose erhalten. Auch mit zweistufigen Anlagen oder Langzeitbehandlung wurden gute Erfolge erzielt.

Biologische Verfahren haben sich auch bei der Behandlung der aus der Erdölgewinnung und Verarbeitung stammenden Abwässer bewährt, wobei auch die Verbindung mit chemischen Verfahren z.B. Flockung und Fällung mit Erfolg angewandt wird.

8) Kühlwässer.

Die Einleitung von Kühlwässern in einen Vorfluter wurde früher vielfach als harmlos angesehen, die kritischen Betrachtungen zu dieser Frage stammen fast alle erst aus den beiden letzten Jahrzehnten.

Als wesentlichste, den Vorfluter und seine Organismenwelt beeinflussenden Eigenschaften der Kühlwässer sind Temperatur, Reaktion und der Gehalt an toxischen Stoffen anzusehen.

Durch die Temperaturerhöhung bei Einleitung erwärmter Kühlwässer wird der Sauerstoffgehalt des Vorfluters verringert, gleichzeitig die Abbaugeschwindigkeit beschleunigt und damit die Sauerstoffzehrung verstärkt. Die Beschleunigung des biologischen Abbaues wird mit 12-15%/°C angegeben und soll bei hoher Keimdichte 30%/°C erreichen.

Die dadurch bewirkte Abnahme des Sauerstoffgehaltes im Gewässer kann für die Fische schädlich sein und ihr Abwandern bewirken, bei stoßweiser Einleitung warmer Wässer sind sogar Fischsterben möglich. Die kritische Sauerstoffkonzentration liegt für die meisten Fischarten bei etwa 5 mg/l, es werden kurzzeitig aber noch 3-4 mg/l ertragen. Der Sauerstoffbedarf der Salmoniden liegt allerdings wesentlich höher.

Die letale Höchsttemperatur für Salmoniden beträgt 28°, für Cypriniden (karpfenähnliche Fische, Weißfische) 33-37°.

Änderungen der Reaktion (pH) können durch biogene Entkalkung von Kühlwässern bei Aufenthalt in Kühlteichen eintreten. Die oberste für Fische erträgliche Grenze stellt dabei ein pH von 10,4 - 10,8 dar.

Bei Verwendung verunreinigter Oberflächenwässer zu Kühlwecken werden, um das störende Organismenwachstum in den Leitungssystemen zu verhindern, verschiedene toxische Substanzen zugesetzt, welche im abfließenden Kühlwasser vielfach noch in gleicher Konzentration vorhanden sind und bei Einleitung in einen Vorfluter die Gewässerfauna schädigen können.

Für Pentachlorphenolnatrium, das häufig zur Bekämpfung schleimbildender Organismen in Papierfabriken verwendet wird, liegt die letale Konzentration für Fische zwischen 0,2 und 0,3 mg/l. Bei

freiem Chlor hat die Temperatur wesentlichen Einfluß auf die Toxizität, denn während bei 4 - 5° ein Gehalt von 0,15 mg/l freiem Chlor Fische tötet, wirkt diese Konzentration bei 10-15° nicht mehr tödlich.

Gewässerbelastung und Reinigungsmöglichkeiten.

Aus dieser Übersicht ergeben sich bereits die sehr unterschiedlichen Behandlungsweisen für die einzelnen Abwasserarten.

Überwiegen die organischen, leicht faulfähigen Anteile, so sind biologische Verfahren aussichtsreich, für welche gelegentliche Nährstoffzusätze erforderlich sein können, um die Mikroorganismen-tätigkeit zu intensivieren oder überhaupt möglich zu machen.

Durch Flockung und Fällung lassen sich manche Abwässer weitgehend reinigen, häufig ist auch die Kombination dieser Verfahren mit biologischen Behandlungsweisen erfolgreich.

Mechanische Filterung oder Sedimentation bewährt sich zur Rückhaltung anorganischer Feststoffanteile, während bei toxischen Substanzen, soweit sie nicht biologisch durch angepaßte Mikroorganismen abgebaut werden können, chemische Entgiftungsverfahren nötig sind.

Es ist somit möglich, nahezu alle Industrieabwässer zu reinigen oder zu entgiften, wobei allerdings der dazu nötige Kostenaufwand und damit die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens sehr unterschiedlich sind. Im einzelnen wird darüber in den folgenden Vorträgen berichtet.

Die neueste Darstellung des biologischen Gütebildes der Gewässer Österreichs für 1968 zeigt Bereiche stärkerer Verunreinigung (Güteklasse III b bis IV) in den Flüssen Leitha, March, Mur, Salzach, Traun und Ybbs sowie auf kürzeren Strecken sogar in der Donau.

Viele dieser Gewässerbelastungen werden durch Abwassereinleitungen aus Zellstofffabriken bewirkt, die übrigen Industriesparten haben dagegen mit Ausnahme der Zuckerfabriken (in der March) sowie einiger Großbetriebe der Metallverarbeitung und der chemischen Industrie an der Gewässerbelastung geringeren Anteil.

Die Betriebe der Lebensmittelindustrie entwässern häufig über das Kanalsystem der Siedlungen und ihre Abwässer gelangen gemischt mit den kommunalen in die Vorfluter. Schwerpunkte der Belastung treten besonders in jenen Gewässerbereichen auf, wo Siedlungsabwässer und die Abwässer der Zellstoffherstellung zusammentreffen, was im Mittellauf der Mur mehrfach vorkommt.

Auswirkungen der Industriestruktur auf die Gewässerbelastung.

Die österreichischen Industriebetriebe setzen sich nach der Statistik für 1964 zu 20% aus Großbetrieben (über 1000 Beschäftigte), zu 34% aus Mittelbetrieben (100 bis 999 Beschäftigte) und zu 46% aus Kleinbetrieben (unter 100 Beschäftigte) zusammen.

Aus diesem Aufbau ergeben sich für die Einstellung zur Abwasserbehandlung nachstehende Möglichkeiten.

Die Großindustrie kann Vorschreibungen zur Reinigung ihrer Abwässer hinausziehen oder sie mit Hinweisen auf wirtschaftliche Unzumutbarkeit ablehnen, da die Erfüllung der behördlichen Vorschriften Betriebseinstellung oder Reduktion der Beschäftigtenzahl zur Folge haben müßte.

Mittelbetriebe, welche Vorschreibungen zur Betriebsabwasserreinigung nicht so massiv ablehnen können wie die Großindustrie, sind bestrebt, ähnliche Erleichterungen wie diese über ihre Interessenvertretungen zu erreichen.

Kleinbetriebe, bei denen behördliche Auflagen durch Verwaltungsstrafen oder Androhung von Betriebssperren leichter durchzusetzen sind, versuchen oft durch Errichtung möglichst billiger Reini-

gungsanlagen, die den Anforderungen nicht entsprechen, die Vorschriften zu umgehen.

Ein Kommentar zu dieser früher vielfach üblichen Einstellung erübrigt sich.

In den letzten Jahren ist allerdings eine Umstellung eingetreten, behördlicher Druck und zunehmende Einsicht haben vielfach zu Verbesserungen geführt und eine größere Zahl von Industriebetrieben errichtete Reinigungsanlagen für ihre Abwässer.

Der noch erforderliche Aufwand ist aber weit größer als das bisher Geleistete. Die Bereitstellung der dafür nötigen Mittel muß erfolgen, um schwerste Schäden zu vermeiden.

S c h l u ß w o r t

Bei Fortbestand der gegenwärtigen Gewässerverunreinigung wird die Gewinnung von Nutzwasser aus Oberflächenwässern für technische Zwecke, also für die Industrie selbst immer schwieriger. Das Grundwasser muß aber für die Versorgung der Siedlungen als Trinkwasserreserve vorbehalten bleiben, um die zu erwartende Steigerung des Wasserbedarfes zu decken.

Die Verunreinigung der Vorfluter gefährdet überdies das ufernahe Grundwasser, sodaß bei Errichtung von Brunnen in Ufernähe, deren Wasserqualität für viele technische Zwecke nicht mehr ausreicht. Zahlreiche Industriebetriebe, die ihre Betriebswasser aus solchen Brunnen entnehmen, haben zunehmende Schwierigkeiten bei der Deckung ihres Wasserbedarfes u.a. durch das Auftreten von Eisen- und Manganbakterien, Schleimbildnern und anderen störenden Organismen.

Die Abwasserreinigung und damit die Verbesserung des Wassercharakters der Vorfluter ist damit auch ein Anliegen der Industrie geworden.

Die Forderungen des Gewässerschutzes, noch vor Jahrzehnten als übertrieben angesehen, werden heute auch von der Industrie anerkannt. Die Erfüllung dieser Wünsche ist allerdings auch von einem entsprechenden Finanzierungsprogramm abhängig, das im Rahmen dieses Seminars ebenfalls behandelt wird.

Wenn heute die Notwendigkeit der Verbesserung des Gewässerzustandes wohl allgemein begriffen wird, so sollte es möglich sein, dieses Ziel in absehbarer Zeit zu erreichen.

Benützte Literatur

- HELD H.D., Kühlwässer, Vulkanverlag Dr.W.Classen, Essen 1970
- KLEE O., Reinigung industrieller Abwässer.
Franck'sche Verlagshandlung Stuttgart 1970
- MEINCK F., STOOFF H. u. KOHLSCHÜTTER H., Industrieabwässer.
G.Fischer-Verlag, Stuttgart 1968
- SEYFRIED C.F., Behandlung des Abwassers aus Zellstoff- und
Papierfabriken.
Industrieabwässer Heft 1970, Deutscher Kommunalver-
lag Düsseldorf
- VIEHL K.u. MUDRAK K., Stand und Entwicklung der Abwasserbe-
handlung bei der Nahrungs- und Genußmittelindustrie
in der BRD.
Industrieabwasser Heft 1970, Deutscher Kommunalver-
lag Düsseldorf

Erwin Märki

Praktische Massnahmen:

Produktionsumstellung und Verminderung an der Ab-
wasseranfallstelle

Was ist eigentlich Gewässerschutz?

Einfach definiert: Schutz vor nachteiligen Eingriffen und die Eingriffe können einerseits mengenmässiger und andererseits gütemässiger Art sein. Die mengenmässigen Einflüsse können mannigfaltigster Art sein und ein Teil dieser Aspekte kommt im Referat von Dr. Dittrich über Wasserkreisläufe zur Darstellung.

Den Eingriffen in gütemässiger Hinsicht dagegen werden wir in diesen Tagen breiten Raum widmen können und insbesondere der Frage näher kommen, was der gütemässige Gewässerschutz eigentlich bedeutet, wie er realisiert werden muss.

Ein absoluter Schutz kann in den allerwenigsten Fällen erreicht werden. Das was die Natur aus Feld und Wald, aus Eis und Fels in die Gewässer abgibt, kann nicht Gegenstand von Sanierungsmassnahmen werden.

Zudem beginnt der reale Gewässerschutz nicht zuerst mit Sanierungsmassnahmen, sondern mit der Verhinderung der künstlichen Verunreinigung überhaupt.

Logischerweise muss in jedem Haushalt, jedem Gewerbe, jeder Fabrik, jedem Landwirtschaftsbetrieb vorerst überlegt und geprüft werden, welche Gegenstände und Substanzen dem Wasser übergeben werden müssen, weil keine andere Beseitigungsmöglichkeit besteht. Unsere Gesellschaft muss daher andere, die Umwelt weniger belastende Beseitigungsmöglichkeiten erfinden, suchen und schaffen. Diese Arbeit und Aufgabe ist nach meiner Auffassung ebenso wichtig, wie die Suche nach besseren Lösungen im Bau und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen. Die

Ausschöpfung aller Möglichkeiten der Fernhaltung und die Suche nach Lösungen für die Wiederverwendung von Stoffen führt vielfach zu volkswirtschaftlich recht schönen Ergebnissen, die in den nachstehenden Ausführungen in einer kleinen Auswahl erläutert werden.

1. Lebensmittelbetrieb
 - 1.1 Schlachthof
 - 1.2 Brennereien
2. Chemische Betriebe
 - 2.1 Betrieb A
 - 2.2 Betrieb B
 - 2.3 Betrieb C
 - 2.4 Betrieb D
 - 2.5 Betrieb E
3. Metallveredlung
 - 3.1 Galvanik
 - 3.2 Entgiftungsanlage

1. Lebensmittelbetriebe

1.1 Schlachthöfe

Der zunehmende Konsum an Fleisch- und Fleischwaren, der in der Schweiz zur Zeit ca. 70 kg pro Person und Jahr beträgt, bringt es mit sich, dass neben den grossen städtischen Schlachthöfen auch solche auf privater Basis entstehen, die eine ganze Reihe Metzgereien und Grossverkaufsorganisationen mit den nötigen Waren versorgen. Nicht überall ist es möglich, solche Anlagen dem Kanalisationsnetz einer grossen Stadt oder einer Region anzuschliessen, sodass vielfach schlachthofeigene Reinigungswerke erstellt und betrieben werden müssen.

Sowohl bei Anlagen in Städten als auch bei solchen ausserhalb lässt sich die Schmutzstofflast des Abwassers recht sinnvoll und entscheidend reduzieren, ohne dass die Wirtschaftlichkeit wesentlich verschlechtert wird.

Abwasserarten im Schlachthof

- Anlieferung der Tiere

Bei Viehrampen und Stallungen, sowie in Wartebuchten fallen Jauche und Mist an. Auch die Reinigung der Transportwagen bringt die gleichen Schmutzstoffe.

Das Wasser, das für die Reinigung dieser Anlagen benötigt wird, kann dem Kühlwasserkreislauf entnommen werden. Durch geeignete Düsen und Hochdruckanlagen lassen sich die Räume und Wagen recht wassersparend reinigen.

Die Abwasser gelangen in eine geschlossene Jauchegrube und müssen landwirtschaftlich verwertet werden.

- Blut

Man rechnet bei den verschiedenen Schlachttieren mit den folgenden Blutmengen:

Rinder, Kühe, Ochsen, Stiere	20 - 35 Liter
Kälber	7 - 8 Liter
Schweine	4 - 6 Liter

Schlachthöfe können bis 1000 Schweine pro Tag umbringen und auch eine entsprechende Anzahl Grossvieh und Kälber.

Dabei fallen sehr grosse Mengen Blut an (mehrere tausend Liter) die in die Gewässer abgelassen zu sehr schweren Belastungen führen. (Tabelle 1) Ein Liter Blut entspricht einem Einwohnergleichwert von 2 - 3.

Blut ist ein hochwertiger eiweisshaltiger Rohstoff und auch ein Nahrungsmittel.

Mit modernen Stecheinrichtungen und der entsprechenden Ausblutungszeit lassen sich 90 - 95 % der gesamten Blutmenge zurückhalten.

Die Untersuchung der verschiedenen Blutsorten zeigt, dass das Kalbsblut die geringste Konzentration an organischen Stoffen und Salzen aufweist und das Rinderblut am dicksten ist.

Wird das Blut durch zentrifugieren (z.B. 500 l/h) in den Blutkuchen (Blutkörperchen) und das Blutplasma (Serum) zerlegt, so entstehen sehr unterschiedliche Produkte. Es bildet sich $\frac{2}{3}$ Serum mit einer Konzentration an biochemisch abbaubaren Stoffen von rund 50 g/l, während der Blutkuchen, der nur einen Drittel beträgt, auf rund 380 g/l ansteigt.

Der Blutkuchen kann entweder landwirtschaftlich verwendet werden oder er kann zur Trockene verdampft zu einem Futtermittel oder zu anderen Verwendungszwecken als Eiweisslieferant aufgearbeitet werden.

Das Blutplasma, hygienisch sauber und einwandfrei entnommen durch sogenannte Hohlmesser, die direkt mit den Blutbehältern verbunden sind, kann sofort gekühlt werden, um eine Vermehrung von Keimen im guten Nährboden Blut zu verhindern.

In der Folge wird das Serum über eine Gefriermaschine (rotierende tiefgekühlte Maschine) zu Schuppen gefroren und hygienisch einwandfrei verpackt an die Charcuterien und Wurstereien versandt, die einen Preis dafür bezahlen, der noch einen Gewinn abwirft.

Die Leistung von solchen Anlagen, die 24-stündig betrieben werden, beträgt bis 4000 kg/ 24 h und erfordert die Bedienung durch 1 Mann.

Die Selbstkosten erreichen 10 Rp/kg ohne Amortisation der Anlagen. Der Verkaufspreis variiert zwischen 0.6 - 1.- Fr./kg.

- Fettgewinnung

Fette fallen in Schlachthöfen in Mengen an, die etwa 10 % der Schlachtgewichte erreichen. In unserem Fall wären es 10 - 15 To/Woche. Daraus entstehen ca. 70 % Reinfett und 30 % Grieben, die als Tierfutter verwendet werden. Das Fett wird zum Preise von 1.- - 1.2 Fr./kg gehandelt.

- Häute und Haare

Verwertung in Gerbereien und die 1 1/2 kg Haare pro Schwein finden ebenfalls Abnehmer.

- Knochen, Klauen, Horne

Diese Rückstände gelangen in die Düngerindustrie zur Knochen- und Hornmehlherstellung.

- Fleischabfälle Gedärme, Konfiskate (Tab. 2)

Sie werden in Autoklaven sterilisiert und aufgeschlossen und können als Brühe mit 12 % Eiweiss und 2 - 3 % Fett direkt zur Schweinemast abgeführt werden oder man verdampft zur Trockene, extrahiert das Fett und erzeugt ein Fleischmehl für Düngezwecke oder als Zusatz für Futtermittel.

Es entstehen dabei Unkosten für die Brühe von 12 - 13 Rp./kg. Fleischmehl wird teurer und erzielt einen Preis von 1.- Fr./kg.

- Pansen

Der Panseninhalt, der nur halbverdautes Futter enthält, darf keineswegs der Kanalisation übergeben werden. Er wird als kompostierbares Material oder als Zumischung zum Stallmist landwirtschaftlich verwertet.

- Weitere Produkte

Drüsen (Pankreas), Gallensteine (Cholesterin), Gallen-

saft, Gehirne, Leber etc. sind weitere Rohstoffe, die z.T. in der chemisch-pharmazeutischen Industrie zur Gewinnung von Substanzen Verwendung finden.

Mit all diesen Rückgewinnungsverfahren, wobei der Blutrückhalt weitaus der bedeutenste ist, lässt sich die Abwasserlast z.T. rentabel für den Betrieb auf rund einen Drittel bis Viertel reduzieren, und damit erreichen wir zudem, dass die biologischen Reinigungen der Abwässer zu keiner schwierigen Prozedur mehr wird, indem man die Anlagen nur einstufig ausbauen kann, sofern noch ein kleiner Anteil häuslichen Abwassers einer Siedlung mitverarbeitet wird.

Tab.3

Grundzahlen für modernen Schlachthof

	<u>Schwein</u>	<u>Rind</u>	<u>Kalb</u>
Wasserverbrauch m ³	0.12	1.0	0.33
BSB ₅ kg	0.38	0.9	0.52
Schlachtgewicht kg	83	253 - 304	75

Wasserverbrauch in Gemischtbetrieben 1.1 - 2.5 l pro kg Schlachtgewicht.

Tab. 1

Blutuntersuchungen

	Rinder- blut	Rinder- blutserum	Rinder- blutkuchen	Kälber- blut
pH	7.30	7.15	7.10	7.30
elektr. Leit- fähigkeit $\Omega^{-1} \cdot \text{cm}^{-1} / 10^{-6}$	17500	22900	3040	7400
Trockenrückstand mg/l	17463	67706	395347	122939
Glührückstand mg/l	22611	21447	10774	8574
Glühverlust mg/l	153852	46259	384573	114364
Kaliumperman- ganatverbrauch mg K Mn O ₄ /l	402900	101100	1042800	260700
Biochem. Sauerstoff- verbrauch n. 5 Tg. mg O ₂ /l	142500	44800	387100	117600
Kjeldahl-Stickstoff mgN/l	21700	4000	53000	13100
Phosphor gesamt mgP/l	2040	2250	910	485
Chlorid mgCl/l	14500	11200	53000	8200
Hämoglobin %	64	11.4	218	40

	Schweine- blut	Schweine- blutserum	Schweine- blutkuchen	Fibrisol 10 % Lös.
pH	6.90	6.75	7.0	6.0
elektr. Leit- fähigkeit $\Omega^{-1} \cdot \text{cm}^{-1} / 10^{-6}$	13300	23100	--	78500
Trockenrückstand mg/l	164039	74098	410003	--
Glührückstand mg/l	14920	21015	18604	--
Glühverlust mg/l	149119	53083	391399	--
Kaliumperman- ganatverbrauch mg KMn O ₄ /l	363400	116900	1200000	--
Biochem. Sauerstoff- verbrauch n. 5 Tg. mg O ₂ /l	134000	49000	383200	--
Kjeldahl-Stickstoff mgN/l	20400	8100	57000	0.1mg/g
Phosphor gesamt mgP/l	1925	2130	1610	122 mg/g
Chlorid mgCl/l	13400	12000	53000	385 mg/g
Hämoglobin %	64	34.4	138	

Tab. 2

Abgänge aus Schlachthöfen

1. Brühwasser von Schweinen
2. Kuttelsuppe
3. Kuttelbrühwasser von Zentrifuge

Probe Nr.1 Probe Nr.2 Probe Nr.3

		Probe Nr.1	Probe Nr.2	Probe Nr.3
pH		8.45	6.65	6.10
elektr. Leitfähigkeit = keit $\Omega \cdot l \cdot cm^{-1} \cdot 10^{-6}$		3500	--	--
Trockenrückstand) ohne	mg/l	8936	4776	14048
Glührückstand) absetz-	mg/l	1548	796	2458
Glühverlust) bare	mg/l	7388	3980	11590
Trockenrückstand) mit	mg/l	12378	9274	66992
Glührückstand) absetz-	mg/l	2176	730	4330
Glühverlust) baren	mg/l	10202	8544	62662
Absetzbare Stoffe nach 2 Stunden	ml/l	45	0.5	600
Kaliumpermanganat- verbrauch mg $KMnO_4$ /l		18960	6320	25280
Biochem. Sauerstoffbe- darf n.5 Tg.	mg O_2 /l	7100	3000	12085
Ammonium	mgN/l	200	42	110
Nitrat	mgN/l	0.14	0.28	0.96
Nitrit	mgN/l	3.0	0.3	0.15
Kjeldahl-Stickstoff	mgN/l	930	240	630
Phosphate	mgP/l	30	42.8	61.4
Phosphor gesamt	mgP/l	145	47.5	360
Chlorid	mgCl/l	500	218	445
Hämoglobin	%	--	--	--

1.2 Brennereien

Die Beseitigung der Brennereiabwasser führt vielerorts zu sehr schwierigen Gewässerschutzproblemen. Weniger grosse Mengen aus den Spezialitätenbrennereien für Kirsch, Zwetschgenwasser, Pflümliwasser, Himbeergeist, Mirabellen, Enzian, Gin etc. lassen sich noch vernünftigerweise landwirtschaftlich verwerten und die Maischen kompostieren.

Grosse Mengen Maischen bei Kartoffelschnaps, Kornschnaps (Whisky, Wodka etc.) und insbesondere die Schlempe aus Kernobstsäften führen zu grossen Schwierigkeiten bei der Beseitigung. Im Folgenden betrachten wir die Rückstände aus Mostbrennereien.

Der Obstsaft (Birnen und Apfel) enthält neben dem Alkohol, der bei der Zuckervergärung entstanden ist, andere Gärsubstanzen wie Fruchtsäuren, Glycerin, dann Gerbstoffe u.a.m. Der unverdünnte Saft kann einen biochemischen Sauerstoffgehalt von 30000 - 75000 mg/l aufweisen. Der entgeistete Saft etwas aufkonzentriert, der als Schlempe nicht mehr benötigt wird, hat ähnliche Grössenordnungen an org. Belastung. Die Säfte auf kommunaler Abwasseranlagen abgelassen, erzeugen recht häufig einen sphaerotilusreichen Schlamm, der sich schwer absetzen lässt.

Eine landwirtschaftliche Verwertung der Schlempen wäre sehr erwünscht, aber bei grossen, zentralen Betrieben relativ umständlich, da es sich um Saisonbetriebe mit Herbst- und Winteranfall handelt.

Diese Abgänge lassen sich in einer relativ grossen kommunalen und regionalen Reinigungsanlage mit Belüftungszeiten von 4 und mehr Stunden ohne grosse Schwierigkeiten vernichten. Doch muss auch hier die Ueberlegung mitspielen, dass hochkonzentrierte Säfte zu ihrer Vernichtung nicht noch verdünnt werden sollen.

Man hat deshalb geprüft, ob nicht eine zweckmässige Konzentrierung zu einem Sirup und dessen Verbrennung in einer Kesselanlage mit Oelfeuerung als Lösung in Frage kommen könnte. Der Verkauf des Alkohols von über 14.- Fr. pro kg absoluter Ware würde sicher noch einen Betrag beinhalten, der für die gewässerschutzkonforme Beseitigung der Schlempe dienen könnte.

Es wurden daher folgende Versuche durchgeführt:

- Eindampfen auf Trockensubstanzgehalt von 75 - 80 % (Eindickungsverhältnis 1 : 30 (Gewicht) 1 : 40 (Volumen)). Die Brüden enthielten org. Stoffe mit einem COD von 1600 mg/l. Bei der Konzentrierung entweichen einige flüchtige und wasserdampfliche Komponenten. Somit würde durch dieses Verfahren der Verschmutzungsgrad um 98 % reduziert.

Durch die Druckverdampfung lassen sich die Betriebskosten auf ein Minimum senken. Der Abdampf der letzten Stufe lässt sich innerbetrieblich wieder verwenden und zwar zur Beheizung der Kolonne. Indirekte Kolonnenheizung ist bedeutend billiger.

Betriebskosten für ein Projekt mit 3400 Liter Brennsaftleistung pro Stunde.

	Kosten pro Betriebsstunde	Kosten pro Liter reinen Alkohol in Rp.
Dampfmehrkosten	10.80	5.7
elektr. Energie	1.44	0.8
Wasser	1.25	0.7
Unterhalt	4.-	2.1
Total	17.49	9.3

Heizwert der Schlempe	TS = 78 %
o.Heizwert	2850 Kcal
u.Heizwert	2490 Kcal
Asche	6 - 8 % (ca. 60 % Kalium)

Verbrennungskosten Fr. 50.- /Tonne oder 2.9 Rappen pro Liter reinem Alkohol.

Der Mostobstanfall betrug 1969 in der Schweiz 380000 Tonnen. Davon gelangten 90000 Tonnen in Kolonnenbrennereien zu Kernobstbranntwein.

Die Neutralisation der Säfte würde den reinen Alkohol mit 0.9 Rp. pro Liter belasten.

Erstellungskosten ca. 400000.- Fr. für die oben genannte Durchsatzleistung.

Es zeigt sich, dass über die Alkoholbesteuerung derart grosse Mittel in die öffentlichen Finanzen beim Verkauf der Spirituosen abgezweigt werden, dass eine zusätzliche Belastung der Mehreinnahmen durch gewässerschutzkonforme Lösungen verantwortbar ist und auf diese Weise grosse Mengen an z.T. schwer abbaubaren Stoffen von den Gewässern ferngehalten werden können.

2. Chemische Betriebe

2.1 Betrieb A

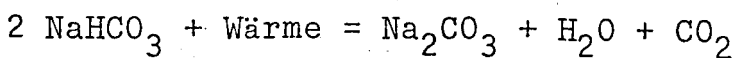
Bekanntlich führen die Sodafabriken und Kaliminen im Einzugsgebiet des Rheins zu einer für Holland untragbaren Aufsalzung des Rheinwassers.

Die Sodaherstellung (Natriumkarbonat, Na_2CO_3) benötigt die folgenden Rohstoffe beim Solvay-Verfahren:

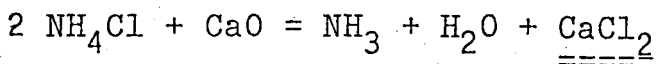
Kochsalz (NaCl)	aus Sole
Ammoniak (NH_3)	durch Synthese aus Luft
Kohlendioxyd (CO_2)	aus Kohle und Kalk

Aus diesen drei Stoffen entsteht unter gewissen Bedingungen das Ammoniumbikarbonat. Zusammen mit Kochsalz entsteht hierauf nach der Formel:

$\text{NH}_4\text{HCO}_3 + \text{NaCl} = \text{NaHCO}_3 + \text{NH}_4\text{Cl}$ Natriumbikarbonat
durch Calciniierung (Erhitzung) in Soda umgewandelt wird.



Die Kohlensäure wird wieder verwendet und der Ammoniak wird durch Zersetzung des Ammonchlorids mit gebranntem Kalk (CaO) zurückgewonnen.



Bei diesem Prozess fallen sehr grosse Mengen Calciumchlorid (CaCl_2) an, die meistens mit dem Abwasser der Vorflut zugeleitet werden.

Der ganzjährig zunehmende Autoverkehr zwingt die Strasseninspektorate die wichtigsten Strassennetze wintersicher zu unterhalten und dazu gehört neben der Schneeräumung auch die Bekämpfung der Vereisung und der Schneeglätte.

Für diesen Einsatz werden auf maschinelle Weise 10 - 30 g Salz pro m^2 gestreut und das ergibt pro Winter und km Strasse eine Menge von 1.3 - 3 Tonnen Salz. Kochsalz, Alkohole, Steinsalz und Calciumchlorid eignen sich für diese Verwendung. Sie alle haben etwas unterschiedliche Auswir-

kungen. So eignet sich das letzere insbesondere bei Temperaturen von weniger als -10°C .

Hier bestände nun eine Möglichkeit des Einsatzes des ungenutzt abgelassenen Salzes. Das Aufbereitungsverfahren von Calciumchloridlösungen umfasst eine Reinigung, um die Fremdsalze wie Sulfate und Karbonate auszuschneiden. Die gereinigte Lösung wird in mehrstufigen Verdampfern aufkonzentriert auf rund 40 % und gelangt hierauf in einen Eindicker. Dann werden die Konzentrate in einer Schuppenmaschine umgeformt und nach einer Trockentrommel und einer Kühltrommel fällt das Endprodukt von 60 % CaCl_2 in Form von Schuppen an.

Diese Salzmengen von einigen zehntausend Tonnen pro Jahr, die im Laufe dieses Jahres gewonnen werden in einem einzigen Werk, können nun die Natriumchloridmengen, die eine zusätzliche Salzfracht der Gewässer bedeuten, ersetzen. Sie gelangen in Zukunft nicht mehr direkt, sondern indirekt auf dem Umweg über die Strassen im Winter und die Kanalisationen in die Gewässer. Eine wirkliche Entlastung der Seen, Flüsse und Bäche wird damit Wirklichkeit.

2.2 Betrieb B

Dieser vielschichtige Betrieb produziert vorwiegend Fabrikate aromatischer Art sowie auch für die Schädlingsbekämpfung. Unter den Abgängen aus den Synthesen und den Umsetzungen lassen sich eine grosse Anzahl biochemisch abbauen. Doch die nicht abbaubaren Stoffe sind derart farbintensiv und fallen in Konzentrationen an, die keineswegs in dieser Form und Menge durch eine biologische Anlage in die Vorflut abgelassen werden dürfen. Langwierige Versuche mit Flockungsverfahren und Fällungen führten nicht zum Erfolg. Schliesslich blieb nur noch die Verwendung von Aktivkohle übrig und auch von dieser eigneten sich nur ganz bestimmte Typen.

Die Abwässer aus den Nitrierbetrieben von 3 - 4000 mg org. Substanz pro Liter werden in 4 Absorptionskolonnen von je 6 m Länge mit 3 Tonnen Pittsburgh-Kohle behandelt. Eine Neubeschickung ist alle 2 - 3 Monate nötig. Die ausgebrauchte Kohle wird verbrannt. Der Ablauf der Kolonne enthält noch 20 mg org. Substanz bei einem pH Wert von 2 - 3. Die Kapazität der Anlage erreicht 5 m³ Abwasser/h.

Während 3 Jahren wurden insgesamt 22500 m³ Abwasser gereinigt, wobei 63 T Kohle verbraucht wurden.

Ein m³ Abwasser benötigt 2.8 kg Kohle. Pro Jahr werden ca. 60 Tonnen org. Stoffe dem Abwasser entzogen und damit dem sehr wasserarmen Vorfluter von 1 - 2 m³/s ferngehalten.

Baukosten	Fr. 600000.-
Betriebskosten	Fr. 132000.- / Jahr
Reinigung von 9500 m ³ Abwasser	
Kosten pro m ³ Abwasser	Fr. 13.90
Produktion an Nitroaromaten pro Jahr	3600 Tonnen
Abwasseranfall	2.65 m ³ / To Nitroaromate
Kosten für Abwasserreinigung	3.7 Rp/kg Nitroaromate.

Dieses Beispiel zeigt, dass auch eine teure Abwasserreinigung ein chemisches Produkt nicht derart verteuert, dass damit die Konkurrenzfähigkeit gefährdet würde. Andere Preisfaktoren wie Löhne und Energie sowie Rohstoffe der Petrochemie greifen weit tiefer in das Preisgefüge hinein als die Abwasserreinigung.

2.3 Betrieb C

Ein chemisches Werk mit einem grossen Einsatz von Methylalkohol (Methanol) entliess aus einer Destillationskolonne ein sog. Fussprodukt mit einem COD von 200 000 mg O₂/l ins Abwasser, wobei mit diesem gleichen Gerät ein Kopfprodukt von 99 % Methanol (CH₃OH) erhalten werden konnte. Stellt man aber die Apparatur auf eine Kopfproduktion von 98 % Methanol ein, so steigt die Ausbeute derart an,

dass die restlichen Verluste nur noch ein Fussprodukt mit einem COD von 400 - 700 mg O_2 /l zu Folge haben.

Für die endgültige Lösung wurde die Kolonne auf 99 % eingestellt und das belastete Fussprodukt von 200 000 mg COD/l resp. 3 % Methanol in einer separaten Kolonne auf 80 % aufkonzentriert.

Die Kosten dieser Behandlung:

Für 36 m³ pro Tag Fussprodukt wird eine Anlage von Fr. 155'000.- benötigt. Aus der Rückgewinnung in zwei Anlagen bei der Behandlung von 2 x 36 m³ à 3 % Methanol können 2 m³ Methanol zurückgehalten werden. 1 Liter kostet 20 - 30 Rp. was für diese Menge von 2 m³ ca. 500 Fr. pro Tag ergibt. Die Amortisation wird mit 10 % gerechnet und die Dampfkosten betragen ca. 15.- Fr. Mit dieser Massnahme konnte die Abwasserlast dieser Abteilung um über 37 % reduziert werden.

Der Gewinn bei dieser Umstellung liegt in den verminder-ten Betriebskosten bei der Gesamtabwasserreinigung.

Der gleiche Betrieb verbraucht grosse Mengen Maisstärke in der Konfekticnierung der Produkte. In den Mischanlagen entsteht eine Abluft, die 0.1 - 0.5 g Stärke pro m³ Luft enthält. Bei einer Umwälzung von 30 000 m³/h fallen somit 3000 - 15000 g Stärke in der Luft an, die ausgewaschen werden. Solche Stärkemengen führen zu Störungen in Faulanlagen.

Die Sanierung gelang damit, dass mit Hilfe einer Flottwegg-Schälzentrifuge das Waschwasser von der Stärke befreit wird und das Wasser damit im Kreislauf geführt werden kann. Nur ca. alle 14 Tage muss es erneuert werden.

Kosten: Zentrifuge Fr. 300 000.-

Energie 24.5 PS, für 2 Anlagen macht dies Fr. 36.-

Stärkerückgewinnung in 2 Anlagen à 3 kg/h = 144 kg/Tag

Preis der Stärke Fr. 2.50/Kg oder für 144 Kg = Fr. 360.-/Tag. Die Kosten der Anlagen und deren Betrieb werden durch die Einsparung an Stärke mehr als aufgewogen.

2.4 Betrieb D

Der sehr vielschichtige chemische Betrieb fabriziert Produkte in allen Mengen. Seine Abwässer belasten die Vorfluter und die Reinigungsanlagen enorm. Neben biochemisch abbaubaren Stoffen entstehen recht grosse Mengen biochemisch stabile Stoffe bei den verschiedenen Synthesen.

Die Sanierung in dieser Region sieht vor, dass alle Industrieabwässer einer regionalen Anlage zugeführt werden sollen, die in zwei biologischen Stufen das Abwassergemisch reinigen soll. Die zu hohen Konzentrationen an nicht abbaufähigen Stoffen müssen am Orte des Anfalls entfernt werden. Es werden daher die folgenden innerbetrieblichen Massnahmen in die Wege geleitet:

- Ueberprüfung aller Fabrikationen mit einer Jahresproduktion von über 2 Tonnen. Jede Stufe der Synthese wird hinsichtlich des Einsatzes an Chemikalien und der Abgänge ins Abwasser überprüft.
- Rückbehalt derjenigen Abgänge jeder Stufe mit hohem Gehalt an org. Stoffen sowie hoher Salzkonzentration.
- Sehr giftige Rohstoffe, Zwischenprodukte und Produkte werden ebenfalls zurückgehalten und anderweitig vernichtet.
- Später werden die Produkte mit kleineren Jahresproduktionen ebenfalls gleich durchgemustert.

Die Abgänge lassen sich in drei Gruppen klassieren:

- Abgänge (Mutterlaugen) mit hohem org. Anteil
- Abgänge (Mutterlaugen) mit hohem org. Anteil und hohem Salzgehalt

- Abgänge (Mutterlaugen mit hohem Salzgehalt (NaCl, Na₂SO₄)).

Je nach der Zusammensetzung erfahren sie eine andere Aufbereitungsart. Nach der Neutralisation müssen diese Lösungen aufkonzentriert werden, was pro m³ Kosten in der Grössenordnung von 20.- Fr. verursachen wird.

Die ersten Berechnungen ergaben, dass bei einer gesamten Last von ca. 5600 kg org. Stoffe pro Tag durch diese Massnahmen rund 2000 kg eliminiert werden können. Die restlichen Mengen sind z.T. derart verdünnt, dass dieses Verfahren in einer zweiten Etappe erst durchgeführt werden kann. Als Produktionsbeispiel seien erwähnt: Thiobarbitursäure, Methylaminoacetophenol, Phenylazodiaminopyridin etc.

Die Ueberprüfung der Gifte, die in weit geringeren Mengen Schaden stiften können, umfasst die Schwermetalle, Cyanide, Fluor, Brom, Lösungsmittel, Schädlingsbekämpfungsmittel etc.

2.5 Betrieb E

Eine Fabrik der Weichmacherindustrie wurde bei der Planung der regionalen Reinigungsanlage mit 12000 Einwohnergleichwerte eingeschätzt. An einem wissenschaftlichen Institut wurden diese Abwässer auf ihre Abbaubarkeit überprüft mit der Folgerung, dass die vorhandenen organischen Verbindungen (Org.C) im selben Verhältnis in einer biologischen Anlage abgebaut werden, wie im häuslichen Abwasser. Geruchsstoffe werden ebenfalls abgebaut. Das Mischwasser aus dem Betrieb wies folgende charakteristischen Werte auf:

BSB ₅ mg O ₂ /l	1400 ± 435
KMnO ₄ mg/l	2013 ± 580
org. C mg C/l	778 ± 212

Nach der Inbetriebnahme lagerte über der Anlage trotz der Abbaufähigkeit der Geruchsstoffe ein "Chemiedampf".

Infolge Steigerung der Produktion liegt heute die Industrieabwasserlast auf dem doppelten Wert und die ARA ist ausgelastet. Um den Weiterausbau hinauszögern zu können, müssten nun die Abwasserverhältnisse des Werkes neuüberprüft werden. Es ergab sich ein recht überraschendes Bild, im Gegensatz zu den früheren Untersuchungen am Mischwasser. Bei einer Abwassermenge von $30 \text{ m}^3/\text{Tag}$ konzentrieren sich praktisch 90 % der org. Verbindungen auf ganze 5 m^3 Laugenwasser. ($\text{BSB}_5 = 475\,000 \text{ mg/l}$) sowie auf weitere $2 \times 0.2 \text{ m}^3$ mit zusammen 150 kg BSB_5 oder einem COD von über 2 Mio mg/l. Zudem belasten 90 To Toluolsulfonsäure pro Jahr als Katalysator verwendet, das Abwasser recht stark.

Es ist gänzlich überflüssig, solche Stoffmengen zu verdünnen und sie mit teuren Einrichtungen in einer ARA wieder herauszubekommen. Diese Lösungen werden seit einiger Zeit der Oelfeuerung beigemischt und vernichtet. Die salzhaltigen Mutterlaugen dagegen müssen in einer Spezialofenanlage beseitigt werden, da der Aschenanfall eine konventionelle Heizzentrale sehr betrieblich stören kann.

3. Metallveredlung

3.1 Galvanik

Ein Betrieb der pro Monat rund 80 To Säuren zum Beizen und Gelbbrennen benötigt und 40 - 50 To Metallgegenstände entfettet, verkupfert, vernickelt und verchromt und an einem Vorfluter von $1 \text{ m}^3/\text{s}$ liegt, erstellte vor einigen Jahren eine umfassende Neutralisations- und Ionenaustauscherkreislaufanlage für 32 m^3 Drucksatz pro Stunde.

Die Anlage umfasst die folgenden Einheiten:

- Rohwasserbecken
- Filter
- Kationen-Austauscher
- Anionenaustauscher

- Regenerierbehälter, Misch- und Dossierbehälter
- Absetzbecken
- Endbehandlung (kombinierte Kationen-Anionenaustauscher)
- Schlammentwässerung

Jahreskosten ca. 90 000 Fr. / Jahr

Anlage Fr. 550 000.- (Amortisation 15 Jahre/Kapitalverzinsung)

Bedienung ca. 10 500.- Fr.

Chemikalien ca. 10 500.- Fr.
(Schlammabtransport, Strom, Unterhalt und Reparaturen)

Kreislaufwasser heute 26 m³/h 80000 m³ Jahr

Preis pro m³ ca. 1.1 - 1.2 Fr.

Schlammanfall nach Neutralisation 75 m³/ Jahr mit 40 %
Feststoff = 30 To Trockensubstanz

Durchsatz durch Galvanik heute 80 To Metall/Jahr

Die Unkosten durch Abwasserreinigung betragen 10 - 15 Rp.
pro kg verchromter Ware. Dies sind 1/2 % der Selbstkosten
für die Herstellung der Ware.

Auch hier kann keineswegs die Abwassersanierung mit Unkosten von weniger als 1 % der Selbstkosten zu einer Gefährdung der Konkurrenzfähigkeit des Betriebes führen.

Bei kleineren Werken dürften allerdings die festen Kosten eher etwas höhere Prozentwerte erreichen, die aber keineswegs prohibitive Formen annehmen werden.

3.2 Zentrale Entgiftungsanlagen

Man muss sich fragen, ob jede Galvanik oder Beizelei eigene Neutralisations- und Entgiftungsanlagen erstellen sollen, oder ob nicht eher solche Betriebe, die Schwierigkeiten mit der Bezahlung qualifizierter Arbeitskräfte haben, ihre Spülwässer im Kreislauf führen und die Regenerate sowie die ausgebrauchten Bäder einer durch Fachleute geleiteten zentralen Entgiftungsanlage zu-führen, die

gegen Bezahlung diese Aufgabe gewässerschutzkonform auszuführen in der Lage sind.

So sind auf verschiedenen zentralen Klärwerken Entgiftungseinrichtungen entstanden, die gegen eine Gebühr von 20 - 30 Rp. pro Liter solche Abgänge übernehmen.

Vor drei Jahren entstand in der Schweiz auf privater Basis ein Werk, das noch in provisorischen Unterkünften arbeitet und heute eine Kapazität von rund 400 m³ pro Monat aufweist, die alkalische und saure Eluate aus Ionenaustauscheranlagen umfassen und auch alkalische und saure Konzentrate. Die cyanhaltigen Bäder werden vorwiegend in einer Cyan-Cat Anlage vernichtet, indem das Cyan auf katalytischem Weg zu CO₂ und N₂ umgesetzt wird.

Bei diesem Prozess handelt es sich um einen exothermen Vorgang. Die entstehende Wärme kann verwertet werden, indem die Cyanwasserstoffsäure und die Luft vorgewärmt werden, sodass keine fremde Wärme mehr zur Unterhaltung der Zusetzung notwendig wird. Bei 1 Mol CN⁻ werden 154 kcal frei (25 °C)

Daneben werden Cyanide auch mit Chlorgas und Javellewasser entgiftet.

Die Chromatlösungen werden mit Natriumbisulfit (Na HSO₃) in stark saurem Milieu reduziert und durch Neutralisation das dreiwertige Chrom ausgefällt.

Die übrigen Schwermetalle wie Nickel, Zink, Kupfer werden ebenfalls durch Lauge oder Kalkmilch ausgefällt.

Der Schlamm gelangt über eine Filterpresse zur Stichfestigkeit und kann auf gesicherten Deponien gelagert werden.

Die Filtrate, die nur noch Salze enthalten, werden eingedunstet, eingedampft und über Dünnschichtverdampfer zur Trockene gebracht. Die Salze können wiederum so gelagert werden, dass sie durch Niederschläge nicht ausgelaugt werden können. Unter idealen Verhältnissen können solche Galvanikabgänge vollständig abwasserfrei aufgearbeitet werden. Was war wohl früher mit diesen heute entgifteten Lösungen geschehen? Offenbar war die Nacht-Nebel-Methode sehr verbreitet.

Kosten

Anlieferung 100 - 450 Fr. / m³ je nach der Zusammensetzung

Cyanidvernichtung pro kg CN

Cyan-Cat:	1 - 3 Fr.
Chlor	3 - 4 Fr.
Javelle Wasser	5 - 6 Fr.
H ₂ O ₂	10 Fr.
Elektrolyse	3 - 4 Fr.

Die Verdampfung der flüssigen Phase erfordert pro m³ rund 20.- Fr. ohne Amortisation.

Ein Teil der Anlagen, die infolge des Charakters der Chemikalien einem sehr grossen Verschleiss unterworfen sind, müssen in 3 - 4 Jahren abgeschrieben werden können.

Die Schlammpressung kostet 25.- Fr. pro Tonne

Feststoff resp. 8.- Fr. pro Tonne Frischschlamm

Anschaffungskosten Fr. 150 000.-

Deponie und Transport pro Mulde 5 - 10 To = 55.- Fr.

Nach den bisherigen Erfahrungen zeigt sich, dass eine solche private Zentralentgiftung durchaus als lebensfähig betrachtet werden kann, und dass sie einem dringenden Bedürfnis entspricht. Die Lieferanten, die damit in

ihrem eigenen Betrieb eine Neutralisation und Entgiftung einsparen, müssen nur noch ca. 80 % resp. 60 % der Anlagekosten aufbringen und sind zudem weitgehend der Verantwortung über eine sachverständige Entgiftung entbunden. Die angeforderten Beträge werden anstandslos entrichtet.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

1. Der effektiv erfolgreichste Gewässerschutz beginnt am Orte des Anfalles der Abfälle in Industrie und Gewerbe.
2. Es gelingt durch relative einfache, aber wohl überlegte Massnahmen rasch wirksame, grosse Entlastungen der Gewässer herbeizuführen.
Dies setzt aber eine intensive Beratung der Industrien und des Gewerbes durch Fachleute voraus, die in der Verfahrenstechnik bewandert sind.
3. Es müssen stets alle Belange des Umweltschutzes bei den geplanten Sanierungen resp. Massnahmen gegeneinander abgewogen werden, denn das "Scharzpeterspiel" oder die "Sankt Florian Methode" sind unehrliche Praktiken. Es sind diejenigen Verfahren zu wählen, die den geringsten Immissionen insgesamt verursachen.
4. Es ist vor allem darauf Bedacht zu nehmen, vermeindliche Abfallstoffe der Wiederverwendung zuzuführen und zwar im Interesse des Umweltschutzes und des Gewässerschutzes und vor allem auch aus Rücksicht auf die beschränkten Mengen an natürlichen Rohstoffen unserer Erde.
5. Die Eigenwirtschaftlichkeit hat zu Gunsten der Gesamtwirtschaftlichkeit zurückzutreten, indem die Wirtschaftlichkeit auf Grundlagen und Umweltbedingungen beruhen muss,

die bei verschiedenen Verfahren die gleichen sind. So kann es vorkommen, dass unter Berücksichtigung der Forderung der Lufthygiene ein Verfahren, das aus der Sicht des Gewässerschutzes günstig zu beurteilen wäre, plötzlich nicht mehr realisiert werden kann.

6. Vor allem sollen die Konzentrate und Lösungen mit hohem Salz- und Stoffgehalt nicht mehr durch Verdünnung beseitigt werden, sondern durch Aufkonzentrierung der Abwässer und Mutterlaugen, sowie deren Verbrennung falls es sich hinsichtlich der lufthygienischen Belange verantworten lässt oder dann deren Deponierung unter Verhinderung oder Verminderung der Auslaugungsprozesse.
7. An Beispielen der Lebensmittelbranche, der chemischen Industrie und der Metallveredlung wurde gezeigt, wie solche gezielte Massnahmen unter wirtschaftlichen Bedingungen vollzogen werden können.
8. Die Ausarbeitung von neuen Konzentrierungsverfahren z.B. mit Hilfe der umgekehrten Osmose ist dringlich.

Literaturverzeichnis:

- Unterlagen für Brennereiindustrie Unipektin
- Streusalz Handbuch der Rheinsalinen, Schweizerhall
- VSA Verbandsbericht No. 92/10, 1966, W. Wälchli
- Diverse persönliche Mitteilungen verschiedener Mitarbeiter von Industrien und Gewerbe.

Rolf Kayser

Bestandsaufnahme, Untersuchungen,
Abwassermengen und Verschmutzung

1. Grundsätzliche Überlegungen

Soll das Abwasser eines Industrie- oder Gewerbebetriebes in einer eigenen Anlage oder gemeinsam mit kommunalem Abwasser gereinigt werden, so muß die Verteilung des Abwasseranfalles und der Konzentration über der Zeit (Tag, Woche, Kampagne, Jahr) bekannt sein. Weiterhin möchte man wissen, welchen Einfluß das Abwasser auf den vorgesehenen oder bereits vorhandenen Reinigungsprozeß haben wird und ob eine Vorbehandlung oder auch Speicherung eventuell vorteilhaft sein kann. Die Vorbehandlung oder Speicherung kann für das gesamte Abwasser notwendig sein, sie kann aber unter Umständen zweckmäßiger an einem Teilstrom vorgenommen werden. Es genügt deshalb in der Regel nicht, das gesamte vermischte Abwasser zu analysieren, vielmehr sind die an den verschiedenen Produktionsstätten anfallenden Abwässer nach Menge und Konzentration zu erfassen. Hierzu stellt man zuerst ein Produktionsfließbild mit den Abwasseranfallstellen auf. Als nächstes sind dann Einrichtungen zur Erfassung der Abwassermengen zu schaffen und erst wenn diese zuverlässig arbeiten, kann mit der Probenahme für die chemischen Analysen begonnen werden. Der letzte Schritt ist die Auswertung und die Festlegung der Planungsgrundwerte. Ist der Betrieb erst in der Planung, so können nur Erfahrungswerte aus der Literatur zugrundegelegt werden.

2. Produktionsfließbild und Abwasseranfallstellen

Ein Produktionsfließbild enthält zweckmäßig folgende Angaben:

- a) Art des Produktionsschrittes (z.B. Kocher, Gärbottich, Kannenwascher usw.)

- b) Betriebsweise und Betriebszeit (z.B. kontinuierlich von 7 - 13.00 Uhr; chargenweise alle 6 Stunden Tag und Nacht),
- c) Art des Abwassers und geschätzte zeitliche Verteilung (z.B. Kühlwasser, kontinuierlich über 24 Std.; Spülwasser ca. 12 - 13.00 Uhr; Kondensat kontinuierlich usw.),

Als Beispiel sind auf Abb. 1 und 2 die Fließbilder einer Molkerei und einer Melasse-Alkoholbrennerei schematisch dargestellt. Molkereien gehören zu Produktionsstätten mit über den Tag stark schwankenden Abwasserverhältnissen, die Brennerei hingegen arbeitet quasi durchgehend kontinuierlich.

3. Erfassung des Abwasseranfalles

Die Messung des Abwasseranfalles an den einzelnen Produktionsstätten eines Betriebes bereitet in der Regel Schwierigkeiten, weil relativ kleine Abflussmengen erfaßt werden müssen. Dabei haben vielfach die kleinsten Teilströme die höchsten Verschmutzungen, d.h. gerade diese sind von besonderer Bedeutung.

Im Hinblick auf die Mengenummessung kann man nach vier Fließschemen unterscheiden:

- a) Das eingespeiste Frischwasser tritt als Abwasser wieder auf. Dies ist meistens bei Spüleinrichtungen, wie z.B. der Kannenspülung in Molkereien der Fall. Erfolgt die Einspeisung des Frischwassers über eine Leitung, so wird am einfachsten in die Frischwasserleitung ein Wasserzähler eingebaut. Zum Vergleich des Gesamtanfalles aus dem Betrieb sollte auch die gesamte eingespeiste Frischwassermenge erfaßt werden. Bei Betrieben mit eigenem Brunnen erfordert das meistens den nachträglichen Einbau von Wasserzählern.

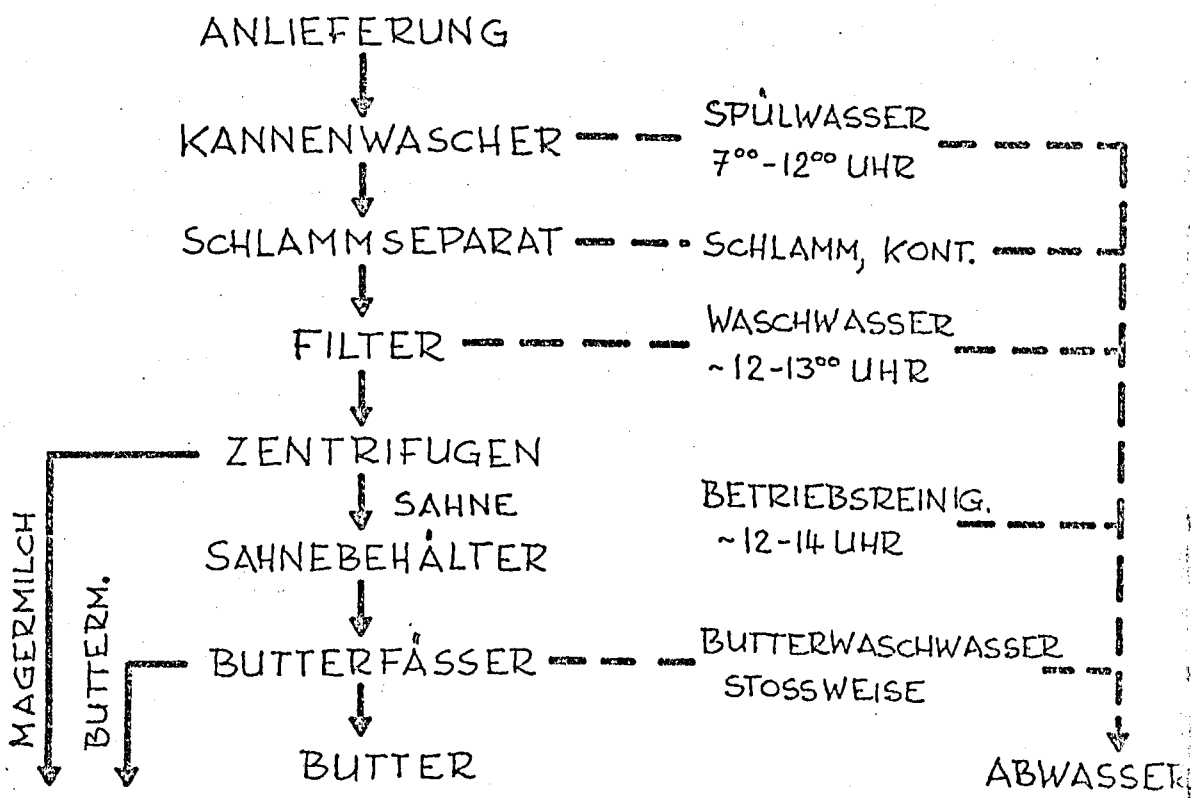


ABB. 1: FLIESSBILD EINER MOLKEREI
(KÜHLWASSER NICHT DARGESTELLT)

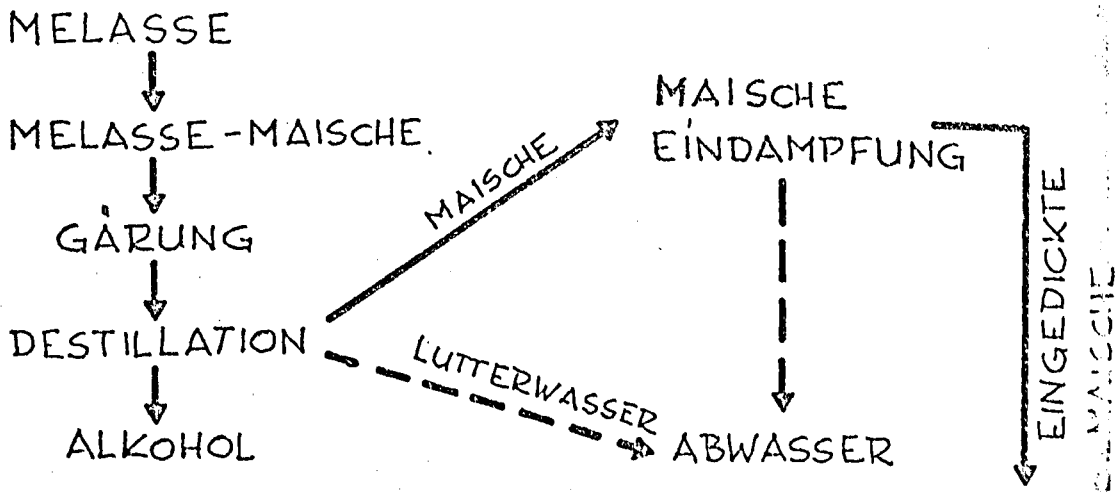


ABB. 2: FLIESSBILD EINER MELASSE-BRENNEREI
(KÜHLWASSER NICHT DARGESTELLT)

- b) Das Abwasser fließt einem Pumpensumpf zu und wird von dort abgepumpt. Der Abwasseranfall kann dann aus der Pumpleistung und der Pumpzeit ermittelt werden. Die tatsächliche Fördermenge der Pumpen weicht vielfach erheblich von den Angaben auf dem Leistungsschild ab. Die Pumpleistung muß deshalb ermittelt werden, wie noch erläutert wird.
- c) Das Abwasser fließt in einem offenen Gerinne ab, in das provisorisch ein Meßwehr oder Venturigerinne eingebaut werden kann. Das bedeutet, daß ein gewisser Rückstau keine nachteiligen Folgen für die Produktion hat.
- d) Das Abwasser fließt in geschlossenen Rohrleitungen unmittelbar in einen Sammelkanal ab. Der Einbau einer Meßeinrichtung ist in solchen Fällen oft recht aufwendig.

Abgesehen vom Einbau von Wasserzählern, der in der Regel unproblematisch ist, hat man in der Praxis Pumpleistungen zu bestimmen oder Meßwehre bzw. Venturi-Einschnürungen in Gerinne einzubauen. Außer Schneckenpumpen, die aber in Industriebetrieben selten eingebaut sind, sind Abwasserpumpenanlagen Pumpensümpfe vorgeschaltet. Die Pumpen werden wasserstandsabhängig zu oder abgeschaltet. Sofern alle Pumpen auf gesonderten Druckleitungen arbeiten, kann die Leistung der einzelnen Pumpen unabhängig voneinander bestimmt werden. Wirken mehrere Pumpen auf eine gemeinsame Druckleitung, so ist die Leistung jeder Kombination von Pumpen zu bestimmen.

Am einfachsten wird die Pumpleistung während einer Zeit mit möglichst konstantem Abfluß ermittelt. Ist die Pumpleistung größer als der Zufluß, so mißt man die Zeit, die erforderlich ist, um den Pumpensumpf zwischen den Ein- und Ausschaltpegeln zu füllen und die Zeit, die die Pumpe benötigt, den Raum wie-

der zu leeren. Es ist dann:

$$Q_{Zu} = \frac{V \cdot 3\,600}{t_1} \quad (\text{m}^3/\text{h}) \quad (1)$$

$$Q_P = \left(\frac{V}{t_1} + \frac{V}{t_2} \right) \cdot 3\,600 \quad (\text{m}^3/\text{h}) \quad (2)$$

Worin:

V (m³) Pumpensumpf zwischen Ein- und Ausschaltpegeln

t₁ (sec) Füllzeit des Sumpfes

t₂ (sec) Entleerungszeit des Sumpfes

Ist die Pumpleistung nur geringfügig höher als der Zufluß, so wird die Entleerungszeit sehr lang. Dann ist es zweckmäßiger, zunächst den Sumpf zu leeren, eventuell unter Benutzung mehrerer Pumpen, und anschließend aus der Füllzeit die Zulaufmenge (Q_{Zu}) zu bestimmen. Sodann wird nach dem Anlauf der Pumpe gemessen, um wieviel der Wasserspiegel im Pumpensumpf in 5 - 10 Minuten (t_2) sinkt. Das während dieser Zeit abgepumpte Volumen sei (V'), damit wird die Pumpleistung:

$$Q_P = \left(\frac{V'}{t_2} + \frac{V}{t_1} \right) \cdot 3\,600 \quad (\text{m}^3/\text{h}) \quad (3)$$

Zur Erfassung der Pumpzeiten können die Betriebsstundenzähler abgelesen werden. Will man Ganglinien ermitteln, so hat die Ablesung etwa alle 2 - 3 Std. zu erfolgen. Sehr bewährt haben sich für länger dauernde Messungen Betriebszeitschreiber. Ein preiswertes Gerät, das an eine Phase des Motors und Erde (220 V) direkt angeschlossen werden kann, ist ähnlich wie ein Fahrtenschreiber gebaut.

Meßwehre werden in offenen Gerinnen nur vorteilhaft eingesetzt, wo Abwässer keine Fetzen und schwere Sinkstoffe enthalten und wo ein ausreichender Höhensprung vorhanden ist. Für kleine

Abwassermengen sind nur Dreieckwehre sinnvoll. Zur Berechnung wird auf entsprechende Fachbücher verwiesen, bzw. auf Nemecek (1969).

Mit dem geringsten Höhenverlust arbeitet das Venturi-Gerinne. Eine Venturi-Einschnürung kann man sich leicht selbst aus Blech und Holzspanten herstellen. (Abb. 3). Als freie Öffnungsbreite wählt man zweckmäßig $1/2$ bis $1/3$ der Gerinnebreite. Ist das Gerinne eingebaut, wird zunächst geprüft, ob tatsächlich schießender Abfluß in der Einschnürung herrscht. Dies ist in der Regel an der stehenden Welle im Unterwasser zu erkennen. Wenn man nun das Unterwasser geringfügig anstaut, so darf der Oberwasserstand hierdurch nicht beeinflußt werden.

Vom Selbstbau eines Venturi-Gerinnes schreckt man oft zurück, wenn man die kompliziert aussehenden Formeln für die Berechnung der Eichkurven in Handbüchern nachschlägt. Mit einigen Vereinfachungen läßt sich jedoch anhand der Arbeiten von Bläuer (1960) eine überschlägliche Gleichung für die Energielinie angeben:

$$Q = 0,0168 \cdot b_2 \cdot H \cdot \sqrt{H} \quad (4)$$

In stark eingeeengten Profilen ist der Wasserstand im Oberwasser des Gerinnes fast $H = t_1$. Ist die Breite der Einschnürung (b_2) etwa die Hälfte der Gerinnebreite des Oberwassers (b_1), so ist:

$$Q = 0,0177 \cdot b_2 \cdot t_1 \sqrt{t_1} \quad (5)$$

Worin:

Q	(l/s)	Durchflußmenge
b_2	(cm)	Breite der Einschnürung
t_1	(cm)	Tiefe des Oberwassers genauer: Höhe des Oberwassers über der Sohlhöhe in der Einschnürung
H	(cm)	Höhe der Energielinie über der Sohlhöhe der Einschnürung.

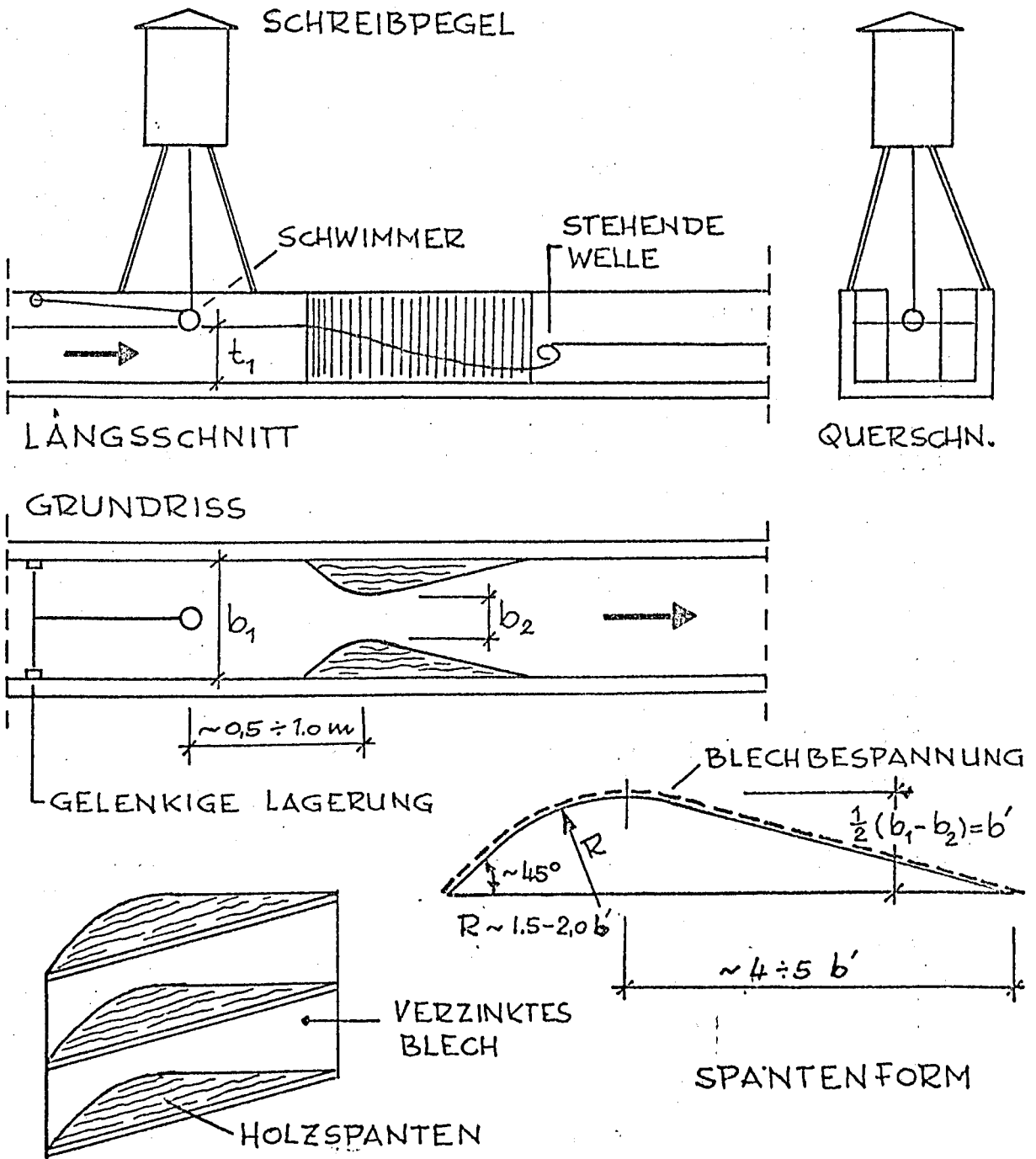


SCHAUBILD DES EINENGENGS-PROFILS

ABB. 3: PROVISORISCHER VENTURIKANAL

In Tabelle 1 sind die Q/b_2 -Werte als Funktion der Oberwassertiefe für die letztgenannte Gleichung tabelliert. Als Beispiel ist die Eichkurve eines Venturi-Gerinnes mit 15 cm Breite in der Einengung (b_2) gerechnet.

Hat man es mit stark schwankenden Abflußmengen zu tun und auch die geringen Mengen sollen in etwa zutreffend gemessen werden, so wählt man zweckmäßig eine dreieck- oder trapezförmige Einschnürung. Für dreieckige Einschnürungen kann man die Eichkurven überschläglich in Anlehnung an BLAU (1960) nach folgender Gleichung bestimmen:

$$Q \approx 0,0138 \cdot \operatorname{tg} \beta/2 \cdot t_1^2 \cdot \sqrt{t_1} \quad (6)$$

In Tabelle 1 sind für $\beta = 45^\circ$ und $\beta = 60^\circ$ Durchflußmengen für verschiedene Wasserstände (t_1) berechnet.

Alle hier angegebenen Venturikanal-Formeln sind nur näherungsweise richtig. Man sollte deshalb den tatsächlichen Durchfluß bei einem oder zwei Wasserständen bestimmen. Sind die Abweichungen erheblich, (größer als 10 %), so wiederholt man die Messungen mehrmals und korrigiert die Eichkurve. Besonders hierfür sind die aufgestellten näherungsweise Kurven nützlich, weil durch sie der Gesamtverlauf erst einmal vorliegt.

Die Aufstellung einer Eichkurve für trapezförmige Einengungsquerschnitte ist iterativ möglich, aber etwas umständlich. Einfacher ist es, ein solches Profil einzubauen und mittels Flügelmessungen die Eichkurve zu bestimmen.

Die Messung der Oberwassertiefe, ob bei Meßwehren oder Venturikanälen, sollte immer an derselben Stelle erfolgen, etwa 0,5 m vor dem Meßprofil. Bewährt hat es sich, wenn man hier in genügender Höhe über dem Wasserspiegel eine Messingschraube eindübelt und mit einer Art Stechpegel den Wasserstand abtastet. Als Stechpegel nimmt man zweckmäßig eine un-

t_1	RECHTECK		DREIECK	
	Q/b_2	$b_2 = 15 \text{ cm}$	45°	60°
2 cm	0,050	$Q = 0,75 \text{ l/s}$	$Q = 0,032 \text{ l/s}$	$Q = 0,045 \text{ l/s}$
4	0,142	2,13	0,183	0,255
6	0,260	3,90	0,503	0,701
8	0,400	6,00	1,035	1,440
10	0,560	8,40	1,81	2,52
12	0,736	11,05	2,85	3,97
14	0,928	13,90	4,19	5,85
16	1,135	17,00	5,85	8,17
18	1,350	20,30	7,86	10,95
20	1,580	23,70	10,20	14,30
22	1,825	27,40	13,00	18,10
24	2,080	31,30	16,20	22,60
26	2,350	35,20	19,70	27,50
28	2,620	39,40	23,70	33,10
30	2,910	43,60	28,20	39,40

TAB.1: EICHWERTE FÜR VENTURIKANÄLE

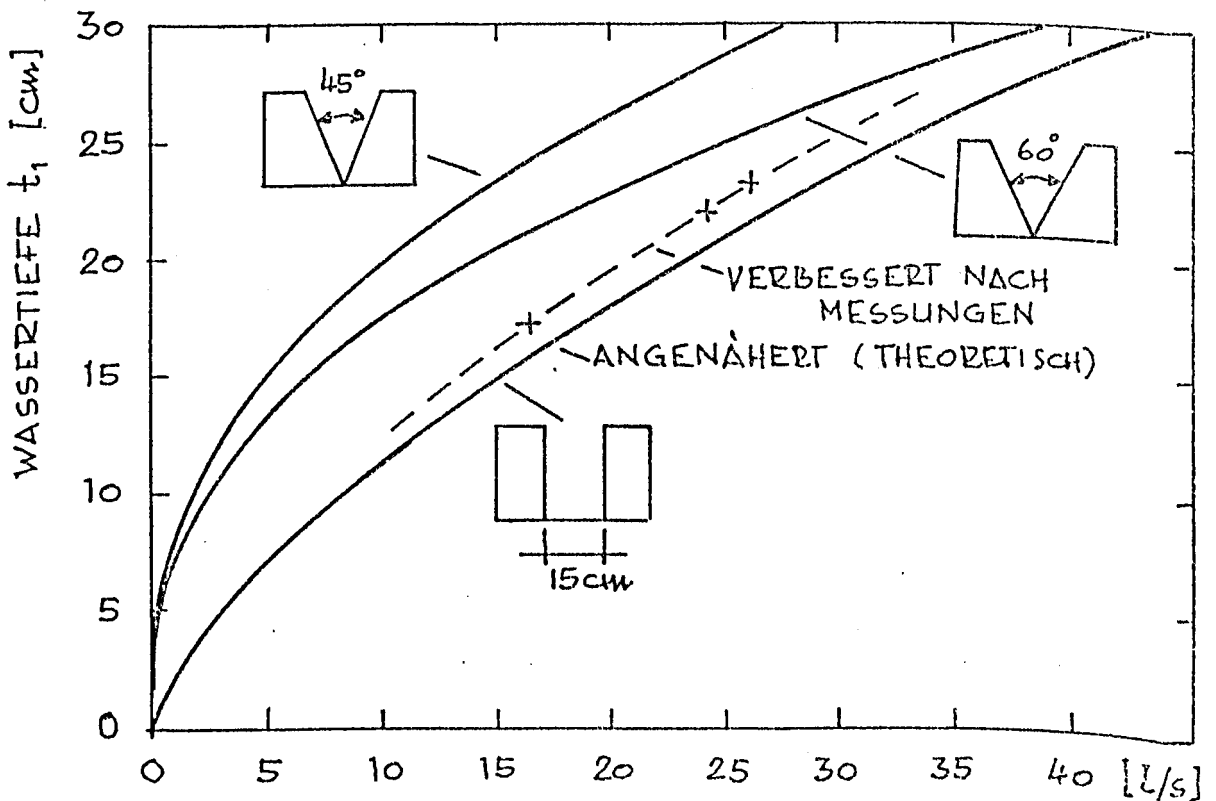


ABB.4: EICHKURVEN FÜR VENTURIKANÄLE

ten angespitzte Latte mit cm-Einteilung. Auf die Rückseite kann man noch die aus der Eichkurve abgegriffenen Durchflusssmengen aufschreiben. Eine spätere Umrechnung ist dann nicht mehr nötig.

Für die vorübergehende kontinuierliche Erfassung der Durchflüsse eignen sich einfache Schreibpegel mit einer Trommelumdrehung pro Tag, bzw. etwa 10 - 20 mm Papiervorschub pro Stunde. Üblich ist die Aufstellung des Pegels über einem seitlich des Gerinnes angeordneten Meßschacht. Für kurzzeitige Messungen ist dies meist zu aufwendig. Wird der Schwimmer starr mit einem schwenkbaren Arm verbunden, so läßt sich jedoch der Pegel auch unmittelbar über dem Gerinne aufstellen.

Die Messung des Abwasseranfalles sollte mindestens eine Woche vor der Probenahme für chemische Analysen begonnen und natürlich während der Probenahme fortgeführt werden. Besonders wichtige Mengen, wie z.B. der Gesamtabfluß aus dem Werk sollten möglichst über einen längeren Zeitraum von einem Monat bis zu einem Jahr je nach Kontinuität der Produktion erfaßt werden.

4. Erfassung der Verschmutzung

Der erste Schritt zur Erfassung der Verschmutzung ist die Probenahme. In der Regel sollten Proben zunächst in so dichten zeitlichen Abständen genommen werden, daß die Aufstellung einer Verschmutzungsganglinie über den Tag möglich ist. Hierfür bieten sich automatische Probenehmer an. Leider sind die meisten angebotenen Geräte teuer oder sie erfordern besondere bauliche Voraussetzungen.

An offenen Gerinnen läßt sich ein Schöpfrad meistens leicht aufstellen. Müssen die Proben aber aus einem Pumpensumpf oder einem Schacht entnommen werden, so hat sich bei uns eine Eigenkonstruktion recht gut bewährt: (Abb. 5).

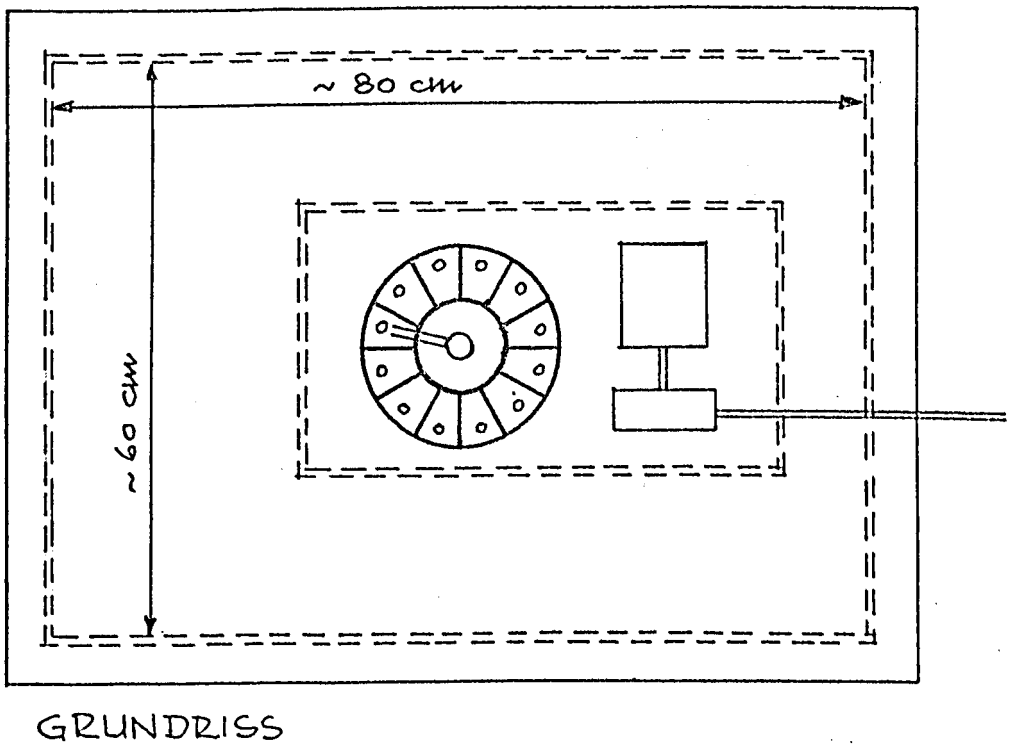
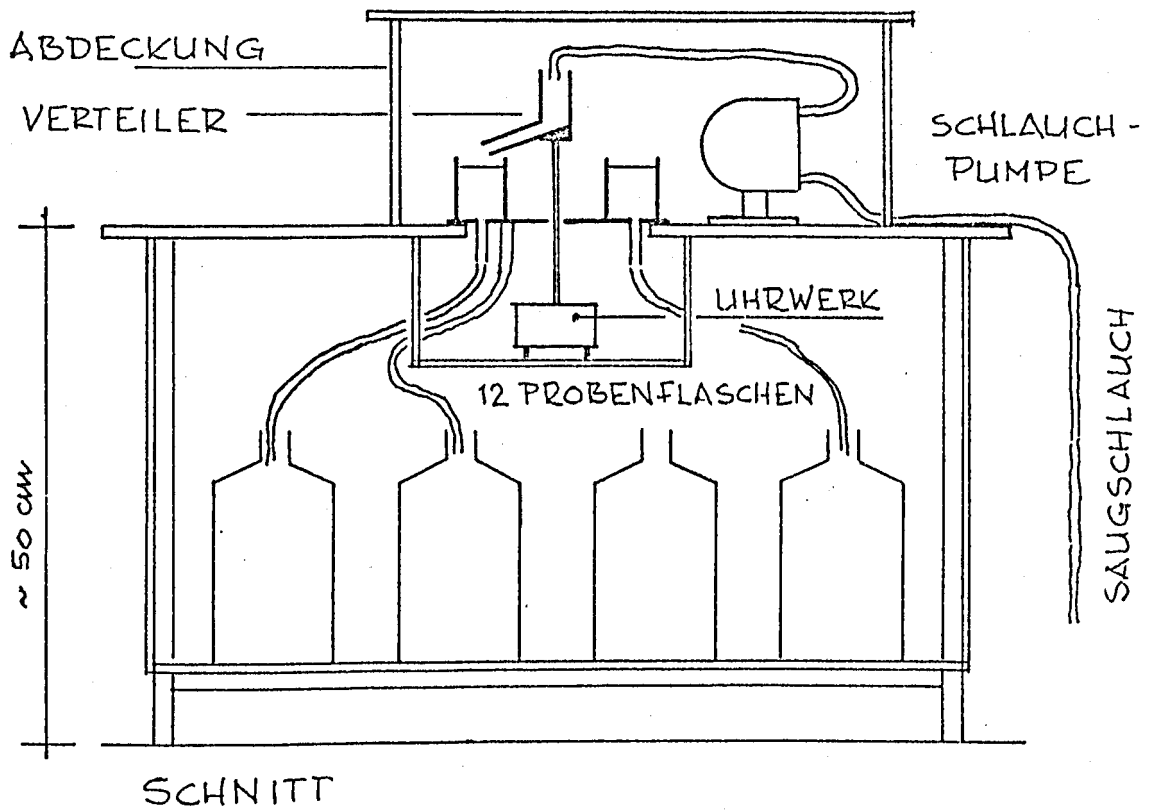


ABB.5: DAUERPROBENEHMER

Mit einer Schlauchpumpe wird kontinuierlich eine geringe Abwassermenge von ca. 1,0 Liter/Stunde in einen Verteiler gefördert, der von einem Pegeluhrwerk angetrieben, genau eine Umdrehung pro Tag macht. Der Verteilerarm dreht sich über einem Zylinderring mit 12 gleichen Segmenten. Jedes Segment ist durch einen Schlauch mit einer 2-Liter Flasche verbunden. Auf diese Weise erhält man 2-Stunden-Mischproben. Will man 4-Stunden-Mischproben entnehmen, so hängt man je zwei Schläuche in einen 5-Liter Eimer. Es muß eingeschränkt werden, daß diese Art der Probenahme nicht ganz repräsentativ ist hinsichtlich gut absetzbarer Schwebestoffe; diese sinken im Saugschlauch entgegen der Fließrichtung. Überhaupt ist die richtige Anordnung des Saugschlauches von Bedeutung für eine reibungslose Funktion. Gut bewährt hat es sich, wenn man ihn schräg in den Wasserstrom hängt, so werden Fetzen durch die Strömung abgestreift.

Die Vorteile der automatischen Probenahme liegen auf der Hand. Trotzdem ist das Probenschöpfen per Hand die verlässlichste Methode. Allerdings muß man sich auf den Probenehmer, den Menschen, verlassen können. Handelt es sich um einen Betrieb mit kontinuierlichen, gleichartigen Produktionsprozessen, so dürfte eine stündliche Probenahme ausreichend sein. Man wird dann 3 oder 4 Proben zu 3- bzw. 4-Stunden-Mischproben zusammenschütten. Treten allerdings stoßweise Belastungen auf, so geht man zweckmäßig auf ein 15-Minuten-Intervall und bildet 2-Stunden-Mischproben. Die Probenahme sollte sich mindestens etwa über jeweils eine Woche erstrecken, wobei je nach Art der Produktion die Untersuchungsperioden wiederholt werden sollten. (Vgl. auch Abschnitt 5).

Die zu bestimmenden chemischen Parameter richten sich nach der Art der anfallenden Abwässer; es sind zu unterscheiden:

- rein anorganische Abwässer
- (z.B. aus metallverarbeitenden Betrieben
- oder Porzellanfabriken)

überwiegend organisch verschmutzte Abwässer
(z.B. aus Molkereien, Konservenfabriken,
Lederfabriken).

Die anorganisch verschmutzten Abwässer wird man untersuchen
auf:

Absetzbare Schwebestoffe
Gesamt-Schwebestoffe (Membranfiltration)
Alkalität und Acidität
pH
Bestimmte Metallionen
(z.B. Eisen, Kupfer usw.)
Gifte (z.B. Cyan).

Bei organisch verschmutzten Abwässern ist interessant, zu wel-
chen Teilen die Verschmutzung als absetzbare Schwebestoffe
vorliegt und in welchem Verhältnis die gelösten Stoffe zu den
ungelösten Stoffen stehen. Hierzu muß untersucht werden:

- 1) die Originalprobe
- 2) das überstehende Wasser nach 2 Stunden Absetzen
- 3) das Filtrat nach Membranfiltration
(wird im Folgenden als "Filtrat" bezeichnet).

Die im Abwasser enthaltenen Schwebestoffe wurden bisher meist
nur als absetzbare Stoffe (ml/l) oder als Abdampfrückstand
bestimmt. Beide Maßzahlen sind im Hinblick auf eine Weiter-
behandlung des Abwassers wenig aussagekräftig. Zweckmäßiger
ist die Bestimmung der Schwebestoffe durch Membranfiltration.
Die Differenz des Schwebstoffgehaltes zwischen der Original-
probe und dem überstehenden Wasser nach dem Absetzen ist z.B.
ein gutes Maß für die durch Absetzen entfernbaren Schweb-
stoffe. Der Schwebstoffgehalt des Rohabwassers bzw. des Ablau-
fes der Vorklärung hat einen großen Einfluß auf den Überschuß-
schlammanfall in der biologischen Stufe. Enthält das Abwasser
nur wenig absetzbare Stoffe (z.B. weniger als 5 ml/l) oder ist

- aus Gründen, die hier nicht zu erörtern sind - eine mechanische Vorreinigung in Absetzbecken nicht vorgesehen, so kann die Absetzprobe entfallen. Es sind dann nur die Originalprobe und das Filtrat zu untersuchen.

Von dem Ergebnis der Untersuchungen erwartet man:

- 1) Maßzahlen für den Gehalt an organischer Substanz
- 2) Maßzahlen für den Gehalt an Düngestoffen Stickstoff und Phosphor. (Das Vorhandensein beider ist Voraussetzung für eine biologische Reinigung)
- 3) Aussagen darüber, ob das Abwasser einer biologischen Reinigung überhaupt zugänglich ist und ob toxische Einflüsse zu erwarten sind.

Der Gehalt an organischer Substanz wird zweckmäßig durch den BSB₅, den organischen Kohlenstoff (TOC) und den Sauerstoffverbrauch bei chemischer Oxydation mittels Dichromatschwefelsäure (COD) bestimmt. (Die Unbrauchbarkeit des Kaliumpermanganatverbrauches wurde an anderen Stellen schon genügend diskutiert). Sollen völlig sterile Abwässer auf BSB untersucht werden, so wird zum Impfen außer Abwasser und Verdünnungswasser noch ca. 1 ml biologisch gereinigtes Abwasser in die BSB-Flasche gegeben.

Einen gewissen Anhalt dafür, ob das Abwasser einer biologischen Reinigung überhaupt zugänglich ist, gibt schon die Größe des BSB, besonders im Vergleich mit TOC und COD. Für die Oxydation von 1 mg TOC werden 2,65 mg O₂ verbraucht. Setzt man überschläglich den Kohlenstoff-End-BSB mit 1,5 BSB₅ an, so lassen sich theoretische Verhältniszahlen berechnen, die in der Praxis jedoch abweichen, weil im BSB₅ schwer abbaubare Kohlenstoffe nicht mit erfaßt werden und weil im COD-Test außer Kohlenstoff auch andere Verbindungen oxidiert werden.

Es ergibt sich in etwa:

Verhältnis	Theoretisch	Praktisch
BSB ₅ /TOC	1,8	≤ 1,8
COD/TOC	2,65	≥ 2,65
BSB ₅ /COD	0,65	≤ 0,65

Den Verlauf der Zehrung mißt man am einfachsten mit dem Warburg-Gerät oder dem Sappromat. Bei unbekanntem Abwässern kann man etwa folgende Untersuchungen durchführen:

- 1) Die Zehrung verschiedener Verdünnungen des Abwassers. (Es ist z.B. möglich, daß die Zehrung bei hohen Konzentrationen geringer ist als bei Verdünnungen).
- 2) Die Zehrung von Abwassermischungen.
- 3) Die Zehrung von belebtem Schlamm nach Zugabe von verschiedenen Abwasserverdünnungen.

Die Ergebnisse sind, wenn man sich an gewisse weitere Untersuchungsschemen hält (z.B. nach Deutschen Einheitsverfahren), zahlenmäßig (% Hemmung) zu interpretieren. Es muß jedoch eingeschränkt werden, daß Anreicherungsprozesse (z.B. von Schwermetallen im belebten Schlamm) nicht erfaßt werden und daß weiterhin jede Zugabe von Abwasser zum belebten Schlamm eine Stoßbelastung darstellt, wie sie in der Praxis fast nie auftreten kann. Deshalb kann die Frage der Toxizität von Abwässern erst im Zusammenhang mit kontinuierlichen Reinigungsversuchen beurteilt werden. Die Warburg- oder Sappromat-Untersuchungen insbesondere mit belebtem Schlamm geben im wesentlichen brauchbare Hinweise, in wie weit das Abwasser einer biologischen Reinigung zugänglich ist.

5. Grundwerte für die Planung von Abwasserreinigungsanlagen

Der erste Schritt zur Ermittlung der Grundwerte ist die Aufstellung von Ganglinien des Abwasseranfalles (m^3/h), der Verschmutzung (mg/l) und der Frachten (kg/h) für die verschiedenen Untersuchungsperioden. Weiterhin werden die täglichen Abwasser- und Schmutzfrachten berechnet (m^3/d , bzw. kg/d). (Vgl. hierzu Abb.6).

Für die Bemessung der Anlagen werden folgende Angaben benötigt:

- 1) Welche Abwassermengen und Schmutzfrachten sind im Mittel täglich zu verarbeiten und wie stark schwanken diese Frachten oder Mengen.
- 2) Wie sieht die mittlere Ganglinie der Abwassermengen und Schmutzfrachten über den Tag aus. Wie hoch ist die Spitze im Vergleich zum Tagesdurchschnitt.
- 3) Relationen von Schmutzfrachten und Abwassermengen zur verarbeiteten Tonne Rohstoff.
- 4) Künftige Entwicklung des Betriebes, z.B. Veränderung der Produktionsverfahren, geplante Erweiterungen usw.

Als erstes trägt man zweckmäßig über der Zeit die gemessenen täglichen Schmutzfrachten, den Abwasseranfall und die verarbeiteten Rohstoffe und deren Mengen auf (Vgl. Abb 7). Eine solche Darstellung zeigt zunächst einmal auf, ob periodische Schwankungen vorhanden sind. Weiterhin läßt sich übersichtlich ersehen, ob ein gewisser Zusammenhang zwischen der verarbeiteten Rohstoffmenge und dem Abwasser- und Schmutzanfall gegeben ist, oder ob bei gleichmäßiger Produktion recht unterschiedliche Werte gemessen wurden.

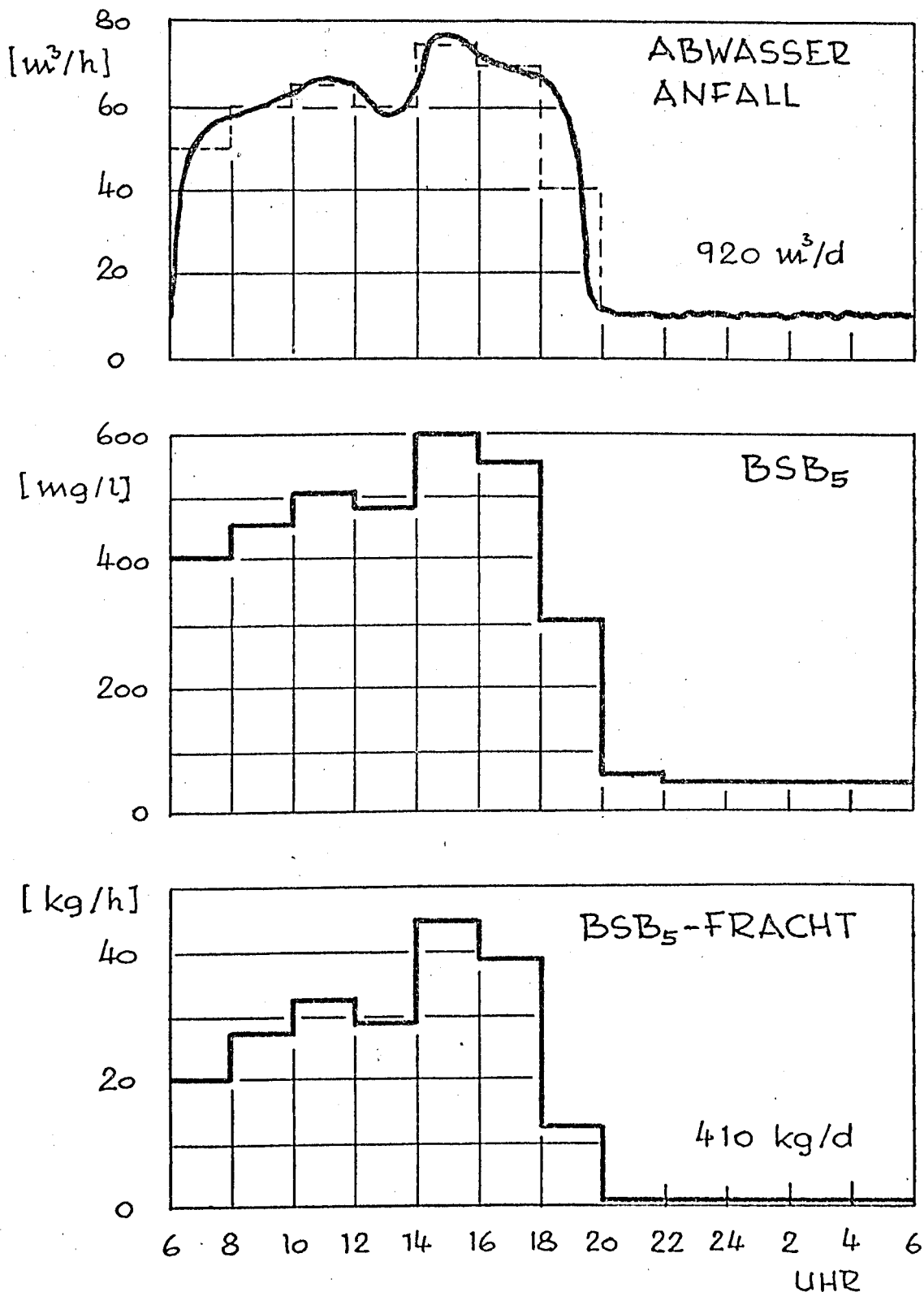


ABB. 6: BEISPIELE FÜR GANGLINIEN VON ABW.-MENGE, BSB₅ u. BSB₅-FRACHT

Sind auch schon von der Produktion her saisonale Schwankungen klar zu erkennen, so wird man in der weiteren Auswertung gewisse Perioden gesondert betrachten.

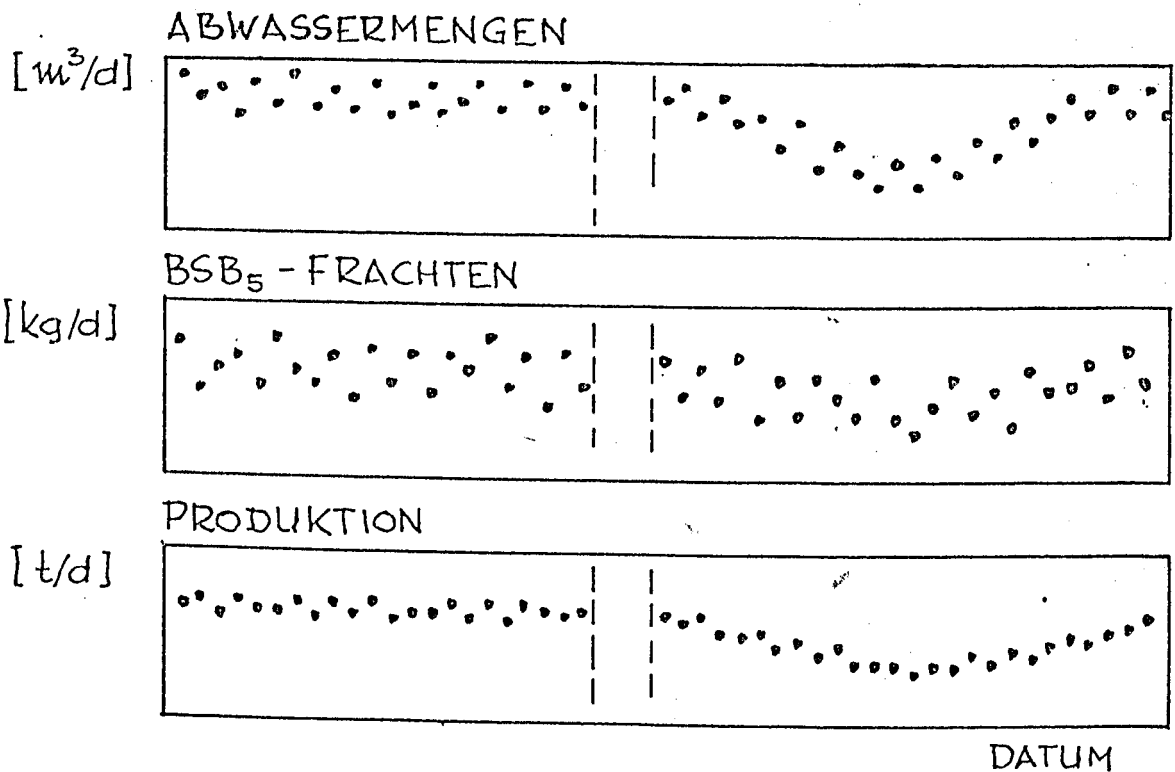


ABB.7: ZEITLICHER VERLAUF VON TÄGLICHER PRODUKTION, ABWASSERANFALL U. BSB₅-FRACHT

Um einen Einblick in die Schwankungsbreite der Belastungswerte zu erhalten, werden Häufigkeitsverteilungen der wichtigsten Parameter aufgestellt. Man sucht aus den Meßwerten zunächst den größten und den kleinsten heraus (z.B. 202 m³/d und 495 m³/d) und teilt das dazwischenliegende Intervall in 10 - 20 gleiche Klassen (hier $495 - 202 \approx 300 \text{ m}^3/\text{d} : 15 = 20$). In einer Tabelle werden dann die Klassen eingetragen (z.B. 200 - 219,9; 220 - 239,9; 480 - 499,9). Danach werden die Meßwerte durchgegangen und durch einen Strich in die entsprechende Klasse eingeordnet. (z.B. für den Meßwert 414 m³/d wird in der Klasse 400 - 419,9 ein Strich gemacht). Als nächstes werden die Striche pro Klasse zusammengezählt und aufgeschrieben. Nach der Summenbildung werden die Summenprozentage berechnet.

KLASSEN GRENZEN	KL- MITTE	STRICH- LISTE	ANZAHL	SUMME	SUMME %
200 - 219,9	210	//	2	2	4
220 - 239	230		1	3	6
240 - 259	250	///	3	6	12
260 - 279	270	///	3	9	18
280 - 299	290	////	4	13	26
300 - 319	310	////	4	17	34
320 - 339	330	////	5	22	44
340 - 359	350	////	4	26	52
360 - 379	370	////	6	32	64
380 - 399	390	////	4	36	72
400 - 419	410	////	4	40	80
420 - 439	430	///	3	43	86
440 - 459	450	////	4	47	94
460 - 479	470		1	48	96
480 - 499	490		1	49	98
	(m^3/d)			49+1=50 = 100%	

TAB.2: HÄUFIGKEITSBERECHNUNG (BEISP. ABWASSERM.)

Schon die Strichliste zeigt, welche Werte am häufigsten aufgetreten sind. Besser zeichnet man jedoch die Summen-Häufigkeitsprozentage über der jeweiligen Klassenmitte auf. In der Regel ergibt sich ein sanfter Kurvenzug. Zur Linearisierung kann man spezielles Häufigkeitspapier mit linearer oder logarithmischer Teilung verwenden.

Der Durchgang der Kurve oder Gerade durch die 50 % - Linie ist der Mittelwert. Der Bemessung wird man allerdings nicht den Mittelwert, der an 50 % aller Tage überschritten wird, sondern man wird je nach Art des Reinigungsverfahrens einen Wert zugrundelegen, der seltener auftreten kann, z.B. an 80 % der Tage unterschritten.

Die Tagesganglinien z.B. des Abwasseranfalles werden meist durch den Produktionszyklus geprägt. Um zu ermitteln, ob es eine typische Verteilung des Abwasseranfalles oder von

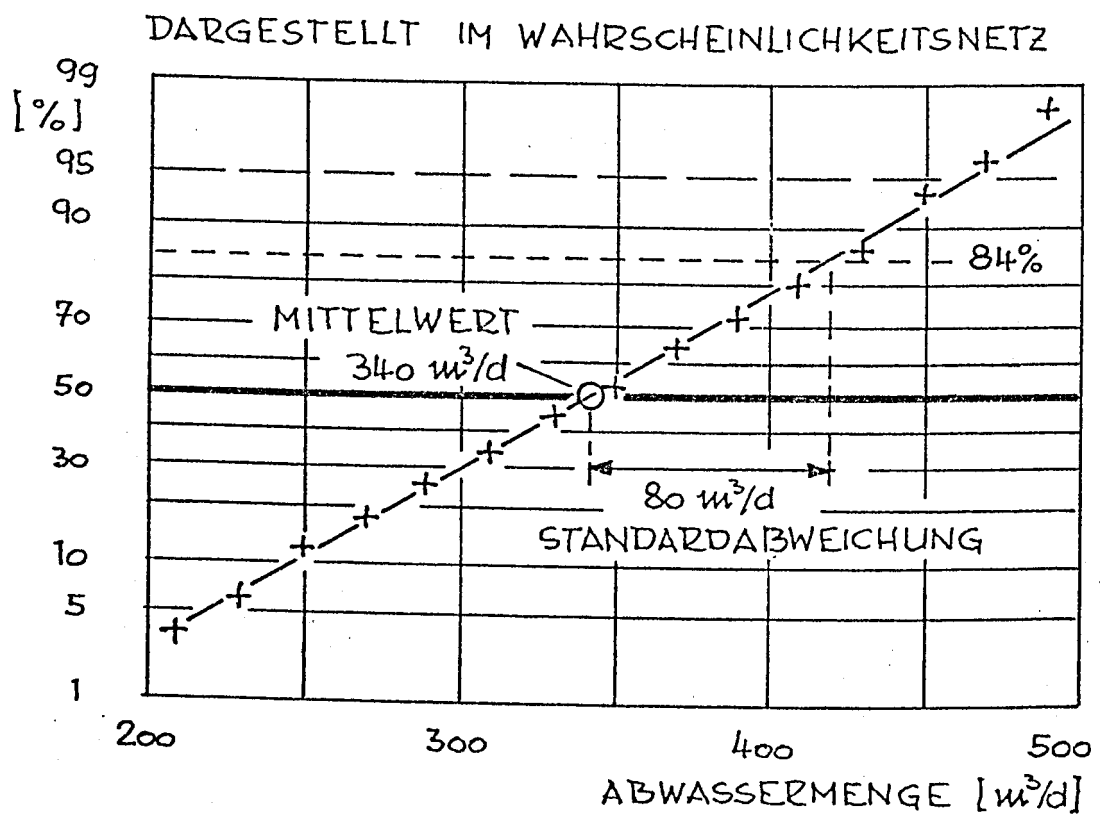
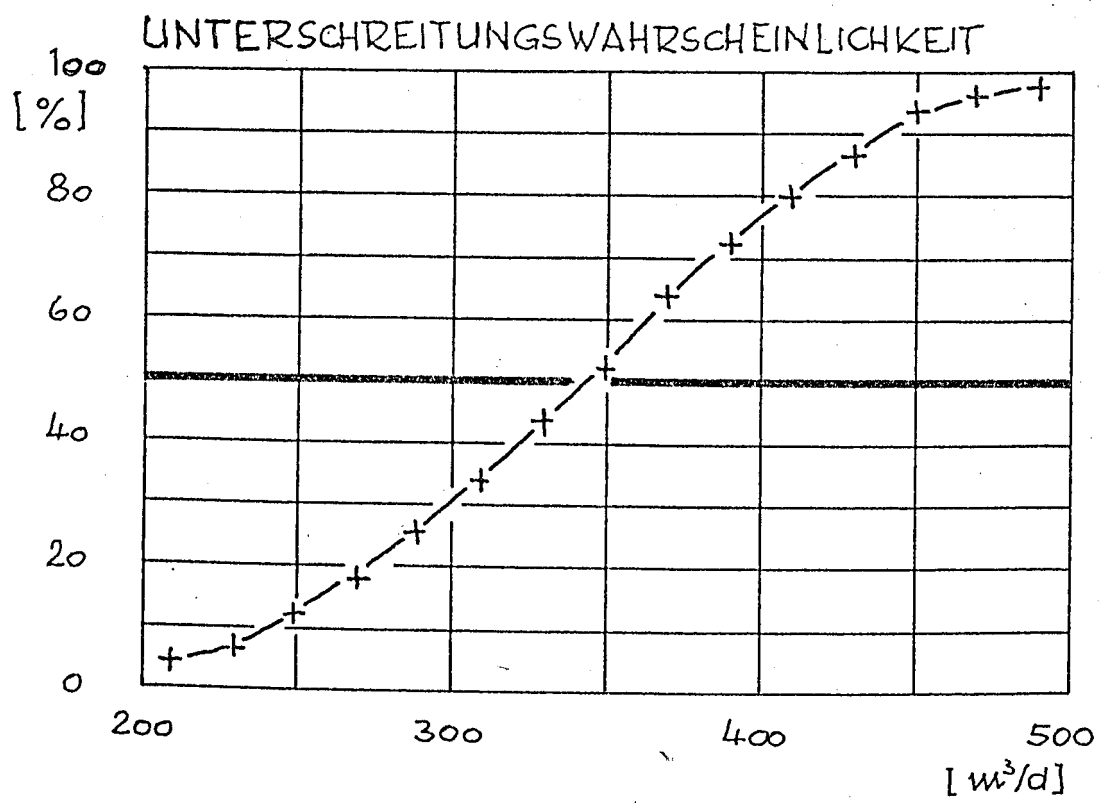


ABB. 8: DARSTELLUNG DER WAHRSCHEINLICHKEIT FÜR DIE UNTERSCHREITUNG VON ABWASSERMENGEN

Schmutzfrachten gibt, dividiert man zunächst die Stundenwerte durch das Tagesmittel. Die Ordinaten der Ganglinien geben dann ein Vielfaches des Tagesmittels an. Man kann dann sofort erkennen, ob überhaupt eine gewisse Charakteristik vorliegt und wie hoch die Spitzenwerte sind. Trägt man den täglichen Abwasseranfall bzw. die Schmutzfracht in einem Diagramm gegen die Produktion auf, so läßt sich hieraus die Relation m^3 Abwasser pro Tonne Rohstoff bzw. kg Schmutzfracht (BSB, TOC, Schwebestoffe) pro Tonne Rohstoff ablesen.

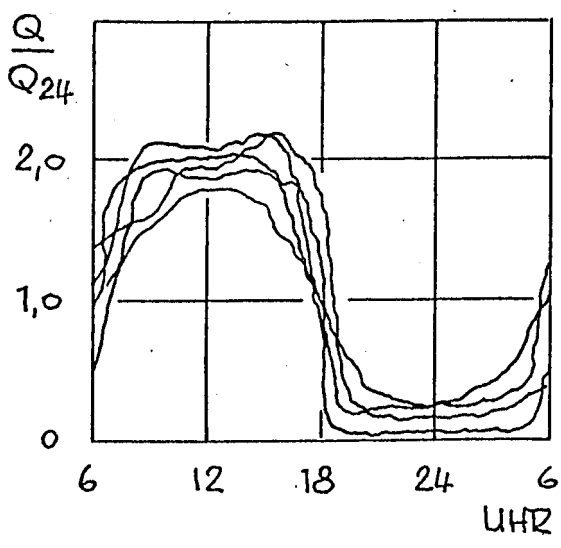


ABB.9: NORMIERUNG VON GANGLINIEN

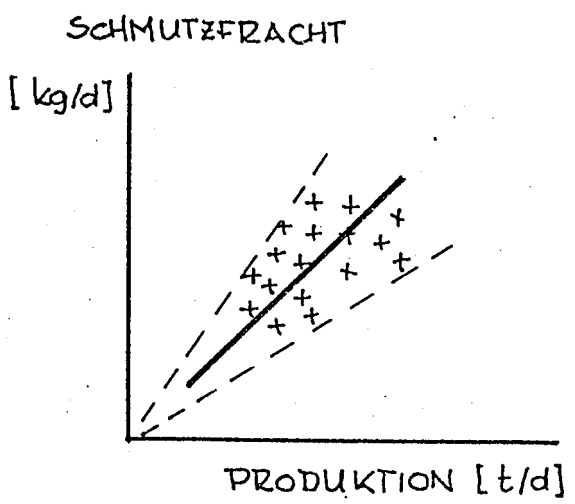


ABB.10: BEZIEHUNG ZWISCHEN SCHMUTZFR. U. PRODUKTION

Liegen insbesondere die bezogenen Werte erst einmal vor, so kann man die endgültigen Planungswerte ermitteln. Hinsichtlich der zukünftigen Entwicklung muß man sich auf Angaben der Werksleitung verlassen. Aber selbst, wenn das Werk Produktionsausweitungen nicht plant, sollte man einen Sicherheitszuschlag (z.B. 25 %) berücksichtigen, bzw. die Planung auf entsprechende Erweiterungsmöglichkeit abstellen.

Bei Anschluß eines Industriebetriebes an die kommunalen Abwasseranlagen wird gerne der Einwohneregleichwert zugrundegelegt. Hierzu ist grundsätzlich zu bemerken, daß zu unterscheiden ist zwischen:

- Wassermengen-Einwohnergleichwert (l/EGW d)
- Schmutzfracht-Einwohnergleichwert (g BSB₅/EGW d)
- Schlamm-Einwohnergleichwert (g TS/EGW d)

Die spezifischen Werte (l Abwasser/EGW, g BSB₅/EGW, g TS/EGW) können anhand von Messungen des zufließenden städtischen Abwassers bestimmt werden oder es können Erfahrungswerte dafür angesetzt werden, z.B. nach IMHOFF (1969).

Sind die Einwohnergleichwerte aller drei Parameter in etwa gleich, so entspricht dieses Abwasser dem häuslichen Abwasser. Vielfach werden sich jedoch sehr verschiedene Werte ergeben. Eine gerechte Veranlagung des Industriebetriebes setzt dann eine genauere Kostenanalyse des Kläranlagenbetriebes voraus.

Literatur

Blau, E. Die modellmäßige Untersuchung von Venturikanälen verschiedener Größe und Form
Akademie-Verlag, Berlin, 1960

Imhoff, K. Taschenbuch der Stadtentwässerung
22. Auflage, München - Wien, 1969

Nemecek, E.P. Vorarbeiten und Entwurfsgrundlagen
Vortrag 4. ÖWWV-Seminar
Abwasserreinigungsanlagen, Entwurf, Bau, Betrieb
Wiener Mitteilungen, Band 4, 1969

Viktor Dittrich

Trennen, Kühlen, Sieben, Filtern, Wasserkreisläufe.

Voraussetzung für die Ausbildung von Wasserkreisläufen sind das Trennen, Kühlen, Sieben und Filtern der Abwässer. Aber auch dort, wo sich kein Wasserkreislauf einrichten läßt, sind diese Verfahren eine Vorbedingung für eine sinnvolle Abwasserreinigung.

T R E N N E N

Nach dem Gebrauch des Frischwassers unterscheidet man abwasserseitig unverschmutztes Kühlwasser, Produktionsabwasser und Belegschaftsabwasser. Soweit möglich, sollte eine Trennung in zwei Leitungssysteme vorgenommen werden, und zwar in unverschmutztes Kühlwasser mit Niederschlagswasser und in Betriebsabwasser, bestehend aus Produktionsabwasser und Belegschaftsabwasser. Kühl- und Regenwasser können unmittelbar in einen Vorfluter eingeleitet werden, während Betriebsabwasser einer Reinigungsanlage zuzuführen ist. Wenn Kühlwasser zusammen mit den Betriebsabwässern in eine öffentliche Abwasseranlage (Mischsystem) eingeleitet werden, entstehen in den Fällen, in denen die Veranlagung nach der Abwassermenge erfolgt, für unverschmutztes Kühlwasser die gleichen spezifischen Kosten wie für verschmutztes Betriebsabwasser. In der Kläranlage verursacht das Kühlwasser nur eine Raumbelastung ohne in der Beschaffenheit verändert zu werden. Das gleiche gilt für die Abwasserreinigung in eigener Verantwortlichkeit. Für Kühlwasser sollte daher aus Gründen der Kosten- und Wassereinsparung ein Kühlwasserkreislauf eingerichtet werden. Bei der Erfassung der Produktionsabwässer kann es erforderlich sein, eine noch weitere Trennung in die verschiedenen Abwässer und somit eine Aufgliederung des Entwässerungsnetzes vorzunehmen, weil oftmals das Trennen eine Vorbedingung für eine sinnvolle Abwasserreinigung ist. Dies gilt z.B. für Galvanikbetriebe. Hier müssen zur Vermeidung von Schädwirkungen (Blausäurebildung) die cyandischen und die chromhaltigen Abwässer, getrennt gesammelt und einzeln durch Oxydation bzw. Reduktion entgiftet werden. Bei Lederfabriken z.B. empfiehlt es sich die Äschereiabwässer separat aufzufangen und den Sulfidgehalt durch katalytische Oxydation

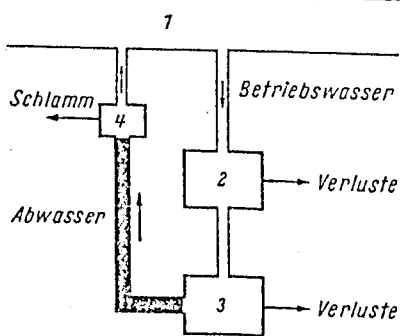
weitgehend zu eliminieren und sie dann erst mit den übrigen Abwässern vereinigt der weiteren Behandlung zuzuführen. Wenn Konzentrate vorhanden sind, sollten diese nicht mit wesentlich größeren Abwassermengen verdünnt werden, weil dann allgemein die Behandlung oft schwieriger und teurer ist.

Bei der vom Vorfluter weitgehend unabhängigen Kreislaufwirtschaft fällt dem Trennen nach Abwasserarten besondere Bedeutung zu. Dies gilt insbesondere dann, wenn die Rückkühlung des verwendeten Wassers oder die Kreislaufführung auch zum Teil stark verschmutzter Wasser nach dem heutigen Stand der Technik in den Betrieben zu einer erheblichen Einsparung an laufenden Betriebskosten und zur Senkung des spezifischen Wasserverbrauchs und somit zur Entlastung des Wasserhaushaltes führt. Es ist z.B. der spezifische Wasserverbrauch bei der Rohölverarbeitung von $20,4 \text{ m}^3$ auf $5,6 \text{ m}^3$ Wasser/to Rohöl oder bei Hüttenwerken von 150 - 200 auf 4 bis 10 m^3 Wasser/to Rohstahl zurückgegangen. Bei Kreislaufführung in der galvanischen Industrie (Ionenaustauscher) reduziert sich die Abwassermenge um ca. 95 - 98 %.

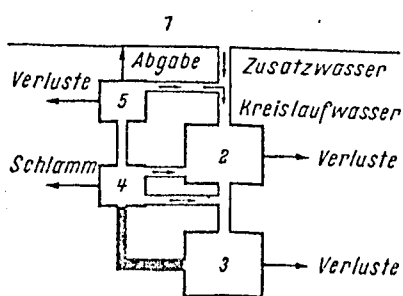
K Ü H L E N

Kühlteiche und Gradierwerke werden industriell nur noch wenig verwendet. Für die Kühlung kommen vorwiegend Grund- und Oberflächenwasser zum Einsatz. Während

a) Durchlaufwasserwirtschaft



b) Kreislaufwasserwirtschaft



Grundwasser in allen Jahreszeiten mit niedrigen und etwa gleichen Temperaturen zur Verfügung steht, unterliegen Oberflächenwässer der temperaturbedingten, jahreszeitlichen Schwankungen, so daß der Einsatz mitunter auf Schwierigkeiten stößt und der Zusatz von kaltem Brunnenwasser erforderlich wird. Man unterscheidet zwei Kühlungsarten, die Durchflußkühlung und den Rückkühlbetrieb (Kühlwasserkreislauf).

Bei der Durchlaufkühlung durchläuft das z.B. aus dem Vorfluter entnommene Wasser das Kühlsystem unter Wärmeaufnahme

Grundformen der Wasserwirtschaft

1 Fluß

2, 3 mit Wasser versorgte Betriebe

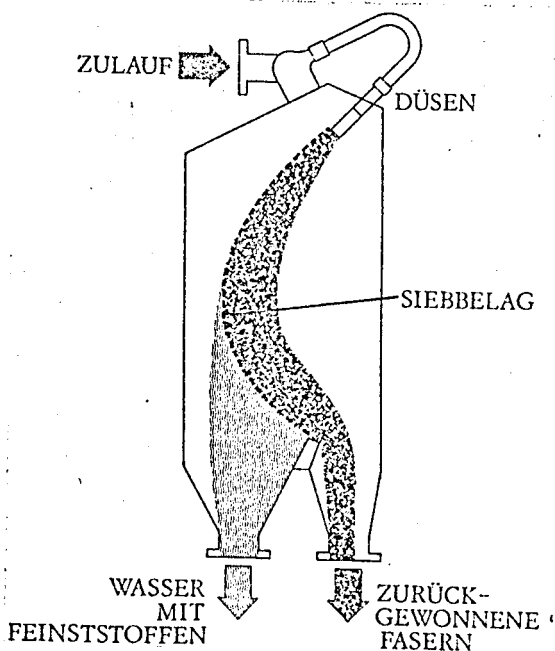
und wird dann wieder in den Vorfluter eingeleitet; es erfolgt nur eine einmalige Wassernutzung. Die Durchlaufkühlung ist technisch zwar einfach und die Anlagenkosten sind gering, jedoch steigen die Pump- und Wasserkosten erheblich an, wenn zu dem bezogenen Wasser die Aufbereitungskosten hinzukommen, die vielfach für den Betrieb moderner Anlagen erforderlich sind. Die Durchlaufkühlung kommt nur für solche Verbraucher in Frage, wo große und billige Wasservorräte an Oberflächenwasser (Flüsse, Seen) zur Verfügung stehen. Beim Rückkühlbetrieb wird die aus dem Kühlsystem stammende Wärme durch geeignete Maßnahmen an die Luft abgegeben. Für die Rückkühlung werden drei verschiedene Systeme angewandt, die Verdunstungs-Rückkühlung im offenen Kreislauf über Kühltürme, die Rückkühlung bei völlig geschlossenem Wasserkreislauf (Luftkühlung) und die forcierte Rückkühlung mittels Kältemaschinen (Kompressorkühlung). Ausführlicher wird darauf im Abschnitt "Industrielle Wasserkreisläufe" eingegangen.

S I E B E N

Beim Sieben erfolgt die Abtrennung der festen von der flüssigen Phase nur dadurch, daß die Porenquerschnitte ("Maschenweite") kleiner sind als die kleinsten Feststoffteilchen der Trübe und diesen den Durchgang verwehren. Damit die Siebfläche immer frei ist, muß sie laufend abgereinigt werden. Hat sich erst einmal auf dem Sieb oder Filtermittel eine mehr oder weniger dicke Schicht von Festteilchen abgelagert, so dient das Sieb nur noch als Stütze für diese Schicht, die nunmehr dem Filtern dient. Siebanlagen haben die Funktion aus dem Wasser Stoffe für die Wiederverwendung oder eine andersartige Beseitigung abzusieben und übernehmen die eigentliche Feinreinigung. Durch Vorschaltung von Siebmaschinen werden nachgeschaltete Absetzanlagen und Filter entlastet und die Leistung der Kiesfilter erhöht. Siebmaschinen bewähren sich zur Abscheidung von dispers verteilten Wasserverunreinigungen und unter bestimmten Bedingungen auch zum Zurückhalten von Mikroorganismen und Algen. Sie zeichnen sich durch kontinuierliche Reinigung flüssiger Medien, automatische Reinigung des Siebgewebes, trockenen Siebrückstand, gu-

te Anpassungsfähigkeit an die jeweiligen Betriebsverhältnisse und kompakte Bauweise aus. Der wirksame Teil der Siebanlagen sind Tafeln aus Drahtnetz oder gelochten bzw. geschlitzten Blechen, die umlaufend durch das Wasser bewegt und herausgehoben werden. Mit den Siebtafeln wird das abgelagerte Gut aus dem Wasser gefördert. Siebanlagen sind somit stetig arbeitende Filter. Die Filterfläche steht infolge der laufenden Abnahme des Filterkuchens immer frisch zur Verfügung. Je nach der Abtrennung des Siebgutes unterscheidet man Spülsiebe, Fangsiebe (Siebbänder und Siebtrommeln) und Rüttelsiebe.

Das DSM-Bogensieb (Fa. DORR-OLIVER) ist ein dynamisches Entwässerungs- und Klassiersieb, das vornehmlich zur mechanischen Vorreinigung von stark verschmutzten industriellen und gewerblichen Abwässern dient. Das Bogensieb besteht im wesentlichen aus der Aufgabevorrichtung (drucklos oder mit Druck über eine entsprechende Anzahl von Düsen), dem stationären Gehäuse und dem konkavgekrümmten Siebelag aus Edelstahl. Die keilförmig ausgebildeten Profilstäbe sind senkrecht zur



Strömungsrichtung bzw. parallel zur gekrümmten Siebebene angeordnet. Ein Sammelkasten unterhalb des Siebes fängt den Siebdurchschlag auf. Die zurückgehaltenen und gleichzeitig entwässerten Rohstoffe fallen von der gesamten Breite des Siebendes selbständig ab. Das gleichmäßige Überströmen des Siebes wirkt selbstreinigend, so daß keine Verstopfungen des Bogensiebes auftreten. Die Siebe sind leicht auswechselbar.

Das Baukastenprinzip ermöglicht darüber hinaus eine optimale Anpassung an die jeweilige Problemstellung. Die Spaltweite beträgt 0,05 - 2 mm, die Siebfläche von 0,1 - 3,0 m²; erreicht werden je nach Einsatzgebiet und Siebauswahl Durchsatzleistungen bis 300 m³ Abwasser/m²/h. Einsatzgebiete sind Obst- und Gemüseaufbereitung, Konservenfabriken, Nahrungsmittelindustrie, Schlachthöfe und andere industrielle

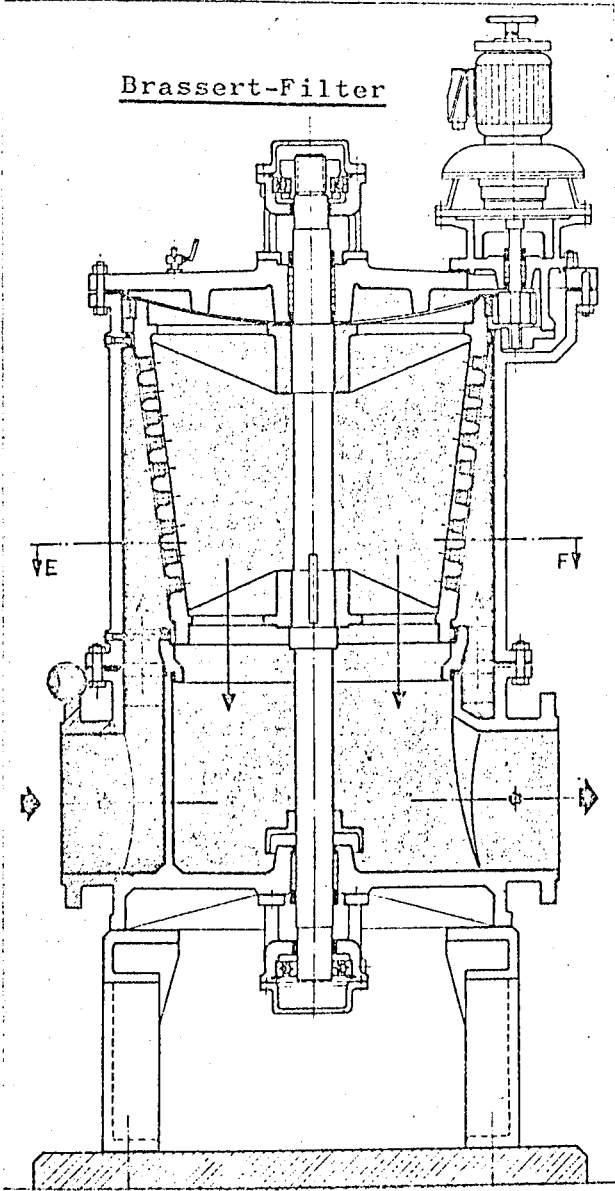
Siebzylinder die Feststoffe vom Wasser getrennt. Eine eingebaute Schnecke fördert die Schmutzstoffe zum Auslauf und werden dabei weitgehend entwässert.

Eine Siebtrommel besonderer Bauart ist die mit Außenbeaufschlagung. Das Abwasser durchströmt den sich langsam drehenden Siebmantel der Trommel nach außen von innen und tritt seitlich der Trommel in das Ablaufgerinne. Der am Siebmantel zurückgehaltene Stoff wird von einem Förderer mit umlaufenden Schaufeln aufgenommen und aus dem Apparat befördert.

Mikrosiebtrommeln finden Verwendung wo besonders hohe Anforderungen an die Wassergüte gestellt werden. Unter Mikrosiebung ist die Aussiebung ungelöster feiner und feinsten im Wasser befindlicher Schweb- und Schmutzstoffe, auch Algen und Plankton mit Hilfe von Siebgeweben aus Perlon möglich; die Maschenweite ist abgestuft bis zu einer Feinheit von 5 bis 100 μ m. Aus Kreislaufwässern und Kühlwässern werden Algen, atmosphärische Verschmutzungen und sonstige Verunreinigungen herausgesiebt, so daß das Leitungsnetz sauber gehalten und der Betrieb störungsfrei funktioniert. Je nach Maschenweite, Schmutzmenge, Art und Maschinengröße liegen die Durchsatzleistungen zwischen 100 bis 3.000 cbm/h.

In die Gruppe der Siebmaschinen gehören auch viele Anlagen, die als Filteranlagen angeboten werden, z.B. Kinelly-Filter, Brassert-Filter. Das Brassert-Filter z.B. ermöglicht eine automatische Filtration von Wasser und beseitigt alle Verunreinigungen die größer als die Öffnungen der gewählten Filterelemente sind, d.h. bis auf 0,1 mm. Aufbau und Funktion. In die konische, kugelgelagerte Drehtrommel, die sich um die eigene Achse dreht, werden Filterkörper mit 34 mm Durchmesser eingesetzt. Je nach Filtergröße werden 55 bis 3.600 Stück Filterelemente eingebaut. Eingesetzt werden Schlitz-, Loch- und Siebelemente. Die zu filternde Flüssigkeit strömt unter Druck (15 - 20 m WS) durch die Filterelemente in die Drehtrommel ein. Die an den Filterelementen abgesetzten Verunreinigungen werden durch Druckdifferenz mit filtriertem Wasser abgeschwemmt. Die automatische Selbstreinigung erfolgt mittels kontinuierlicher oder diskontinuierlicher

Brassert-Filter



Spülung. Der Wasserverbrauch an Spülwasser beträgt etwa 2 bis 5 % der durchgesetzten Wassermenge. Die Leistung der Filter je nach Filtergröße zwischen 25 bis 7.000 m³/h. Das Filter wird u.a. eingesetzt bei der Reinigung von Kühlwasserleitungen für Generatoren, Hochöfen und Walzwerken, zur Abscheidung von feinen Faserstoffen in Textilfabriken usw., als Grobreiniger und vorgeschaltet Sandfiltern als Feinreiniger.

Zu den Rüttelsieben zählen Vibratoren und Schwingsiebe. Im Gebrauch sind engmaschige Entwässerungssiebe, die durch mechanische Schwingungen oder durch elektromagnetische Vibration erregt werden, um die Siebfläche von den abgeschiedenen Feststoffen zu befreien (z.B. Russel-, Sweco-, Schenk-, Hein-Schwingsieb).

Hydrocyclone bieten interessante Einsatzmöglichkeiten zur mechanischen Vorreinigung - speziell Abscheidung von körnigen Feststoffen; so z.B. zum Entsanden von Abwässern vor Flockungs- und Kläranlagen zur Sinterabscheidung, zur Sandabscheidung in Kreislaufwässern von Konservenfabriken usw.

F I L T R I E R E N

Unter Filtration versteht man das Abscheiden von Feststoffteilchen aus einer Flüssigkeit mit Hilfe einer porösen Schicht (Filtermittel), die für die Flüssigkeit durchlässig ist, während die Feststoffe zurückgehalten werden. Die einfachste Form des Filtrervorganges ist die Oberflächenfiltration (reine Siebwirkung). Mit der reinen Oberflächenfiltration verbunden ist meist

eine Tiefenfiltration. Die Entfernung der Sink- und Schwebstoffe erfolgt dabei aufgrund eines Pralleffektes im gesamten Porenvolumen der Filterfüllung und aufgrund einer Adsorption an der

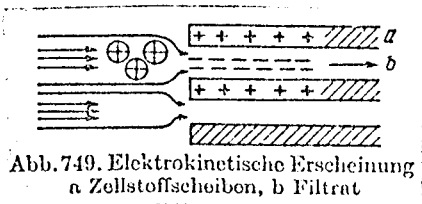


Abb. 749. Elektrokinetische Erscheinung
a Zellstoffscheiben, b Filtrat

gesamten Oberfläche des Kiesel. Unter dem Pralleffekt versteht man das Trägheitsverhalten der Schmutzstoffe. Teilchen der Trübe, die kleiner als der Porendurchmesser sind, dringen in die Kapillare des Filter-

mittels ein und lagern sich infolge der sich ständig ändernden Richtung und ungleichmäßigen Weite der Poren in diesen ab und verringern durch Brückenbildung den Porendurchmesser. Die Adsorption beruht auf elektrostatischen Kräften, die überwiegend erst durch die Wasserströmung hervorgerufen werden. Neben der physikalischen Wechselwirkung zwischen den Kapillaren-Oberflächen und der Trübe spielen auch chemische Wirkungen während der Filtration eine Rolle, die für verschiedene Zwecke technisch eingesetzt werden (Ausflockung, Enthärtung, Enteisung des Wassers durch chemische Zusätze oder Ionenaustausch). Wesentliche Faktoren bei der Filtration sind die Korngröße und ihre Verteilung, die Kornform, Temperaturerhöhung, Druck, geeignete Zusätze und pH-Wert. Die Art der Zusätze und der Menge muß den Eigenschaften der Trübe angepaßt werden. Die Filterleistung kann durch derartige Zusätze bis zu 200 % erhöht werden.

Anschwemmfiltration: Wenn die aus der zu klärenden Flüssigkeit zu entfernenden Trübstoffe in kurzer Zeit die Filterelemente, wie z. B. Schichten, Tücher, Metallgewebe oder keramische Körper verstopfen, sinkt die Filterleistung ab. Durch den Einsatz von Filterhilfsmitteln wird die Filterleistung und der Filtrationseffekt verbessert. Die Filterhilfsmittel werden entweder vor der Filtration auf das Filtermittel (Grundanschwemmung) angeschwemmt und/oder der Trübe laufend zugesetzt (Daueranschwemmung) und zusammen mit dieser filtriert. Der Filterkuchen wird durch das Filterhilfsmittel porös und locker gehalten, d.h. der Filterkuchen ist das tatsächliche Filtermedium. Die Wirkung der Filterhilfsmittel beruht auf der Adsorption der feinsten Teilchen und ihrer Fähigkeit, infolge ihrer Struktur einen lockeren Kuchen aufzubauen. Die Filtration mit einem Filterhilfsmittel ist somit

ein mechanischer und nicht ein chemischer Vorgang, quasi ein Durchpassieren in kleinstem Maßstab.

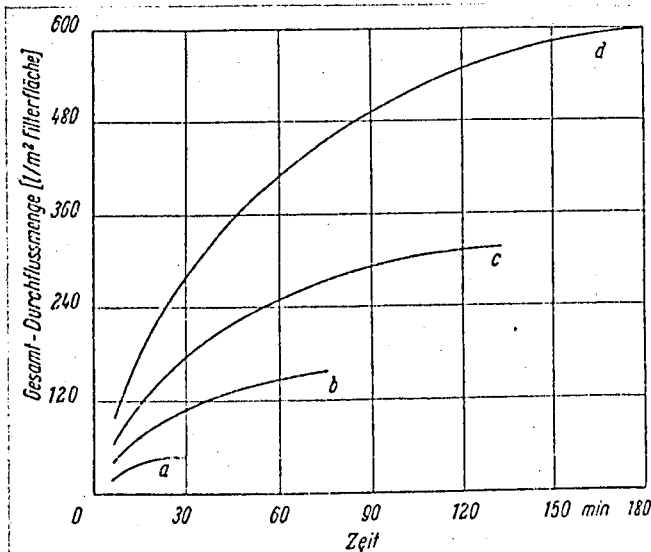


Abb. 752. Einfluß von Filterungshilfsmitteln verschiedener Körnung auf den Filtrationsverlauf
 a ohne Filterungshilfsmittel, b Filtreel (Kieselgur, feinkörnig),
 c Standard Supereel (Kieselgur, mittelkörnig), d Hyflo Supereel
 (Kieselgur, gröberkörnig)

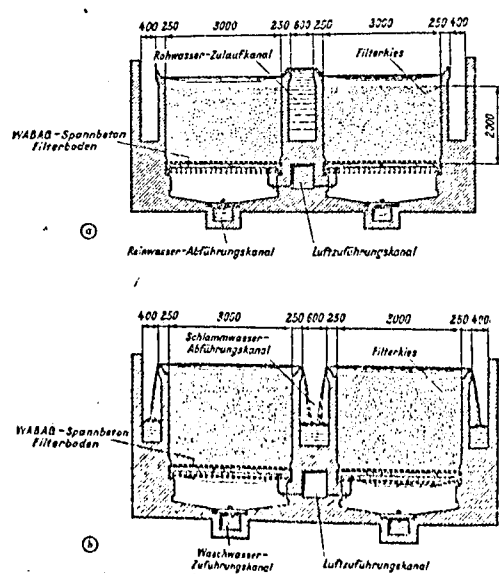
Filterhilfsmittel bestehen aus feinen, faserigen oder körnigen Stoffen, die inert gegen alle Bestandteile der Trübe, von sperriger Struktur und von geringem spezifischen Gewicht sind, um ein Absetzen und Entmischen auszuschalten. Filterhilfsmittel sind Perlite, Kieselgur, Asbest, Kohlenstoff und Zellulose. Die Anschwemmfiltration kann unter Druck oder Vakuum erfolgen.

Schnellfilter sind im Prinzip große, offene oder geschlossene

Behälter, in denen auf einem Siebboden die Kies- und Sandschichten bis zu 3 Meter Dicke aufgebaut sind, und durch die das Wasser unter Wirkung der Schwerkraft oder unter Druck hindurchfließt. Die filtrierende Schicht besteht meist aus reinem Quarzsand oder Quarzkies mit einer mittleren Körnung, die etwa zwischen 0,5 bis 3 mm liegt. Die Korngröße muß sorgfältig dem jeweiligen Verwendungszweck angepaßt werden, denn sie beeinflusst die Güte des Filtrats und die Aufnahmefähigkeit an festen Stoffen. Unterhalb der eigentlichen Filterschicht ist eine sogenannte Stütz- oder Unterbauschicht angeordnet, welche das Reinwasser gleichmäßig über den Filterquerschnitt ableiten und das Rückspülwasser verteilen.

Bei offenen Schnellfiltern beträgt die Filtergeschwindigkeit $5 \text{ m}^3 \text{ Wasser je m}^2 \text{ Filterfläche und Stunde}$; Erläuterung: gekürzt

$\frac{5 \text{ m}^3}{\text{m}^2 \cdot \text{h}} = 5 \text{ m/h}$. Bei Überschreiten eines durch Verschmutzung bedingten Filterwiderstandes von 3 bis 8 Meter WS werden die Filter mit Wasser und Luft zurückgespült; hierbei werden die Schmutzteilchen durch Druckluft zunächst losgelöst und durch Wasser hinweg geschwemmt. Zu diesem Zwecke befindet sich am Boden des Filters ein System von Düsen und Zackenrinnen, das



Offenes Schnellfilter

- Filtration
- Rückspülung

Druckbehälter in verschiedenen Ausführungen, horizontal oder vertikal angeordnet, hergestellt. Die Filterdurchmesser können zwischen 1.000 und 3.000 mm schwanken. Die Filtergeschwindigkeit liegt zwischen 10 und 20 m³ Wasser je m² Fläche und Stunde. Die Säuberung des geschlossenen Filters gleicht der des offenen. Für

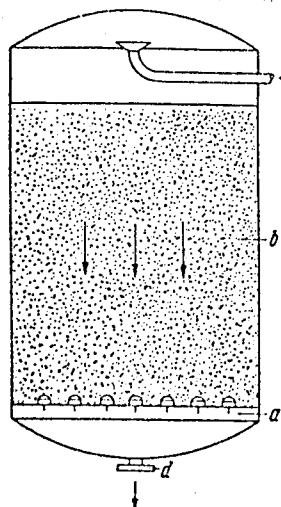


Abb. 760. Schnellfilter
(Berkefeld-Filter GmbH., Celle)
a Düsenboden, b Filtersand-
schicht, c Rohwasserzulauf,
d Ablauf für filtriertes Wasser

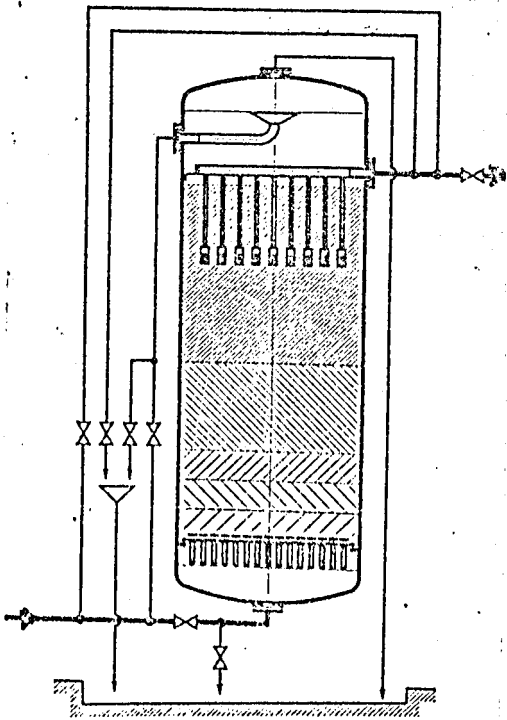
die Filterspülung sind etwa 20 bis 25 m³ Wasser je m² Filterfläche und Stunde erforderlich. Der Spülvorgang nur mit Wasser dauert etwa 10 - 20 Minuten. Die Reinigung wird aktiviert durch zusätzliche Druckluftspülung. Bei starker Wasserverschmutzung werden Schnellfilter zweistufig betrieben als Grob- und Feinfilter. Die Wasserführung bei der Filterung kann sein von oben nach unten oder radial von außen über die gesamte Höhe des Filters mit Reinwasserentnahme über ein konzentrisches Rohr oder von oben und unten, wobei das Reinwasser in der Mitte des Filters entnommen wird.

Beim sogenannten Zweischicht-Doppelstromfilter wird von oben nach unten und von unten nach oben zur Mitte der Gesamtschüttung hin filtriert. Das gemeinsame Filtrat des Auf- und Abstromes wird

eine gleichmäßige Durchströmung der Filterschüttung gewährleistet. Der Spülluftbedarf beträgt etwa 60 - 90 m³ je m² Filterfläche und Stunde (oder gekürzt 60 - 90 m/h). Das Druckspülwasser wird meist direkt aus dem Reinwasserbehälter entnommen. Die Dauer der Rückspülung (Filtergeschwindigkeit 30 - 80 m/h) sollte nach Möglichkeit nicht länger als 10 - 15 Minuten betragen, um nicht allzu viel gereinigtes Wasser zu verbrauchen. Die verbrauchte Spülmenge soll 2 % der durchgefilterten Wassermenge nicht überschreiten. Geschlossene Schnellfilteranlagen werden als

über eine mittlere Dränage, die mit Kunststofflamellen bestückt ist, abgezogen. Die untere grobe Filterschicht besteht aus Kies der Körnung 2 bis 4 mm, die obere grobe aus Hydroanthrazit oder Magnofilt der Körnung 2,5 - 3,5 mm. Beide Schichten besitzen eine Schütthöhe von etwa 500 mm. Die Körnung der mittleren Kiesschicht von etwa 3.000 mm Schütthöhe variiert je nach Anforderungen an das Filtrat von normal 1,0 - 1,8 mm bis zur Sonderfraktion 0,6 - 0,9 mm. Das Zweischicht-Doppelstromfilter wird in der bekannten Weise von unten nach oben rückgespült, meist nur in zwei Phasen, und zwar nur mit Luft bei etwa 60 - 80 m/h und nur mit Wasser bei etwa 45 - 60 m/h. Die Vorteile des Zweischicht-Doppelstromfilters sind geringer Platzbedarf, weniger Spülwasserverbrauch, weil praktisch zwei Filtereinheiten in einem Arbeitsgang rückgespült werden, geringer Bedienungsaufwand, längere Standzeiten wegen der Höhe der spezifischen Raumleistung. Vergleichsuntersuchungen mit einer Schnellfilteranlage, bestehend aus Ein- und Zweischichtfiltern haben gezeigt, daß Doppelschichtfilter mit Sand oder Anthrazit sowohl in bezug auf die mechanische Reinigungswirkung als auch in bezug auf die Laufzeit den Einschichtfiltern überlegen sind.

Beim Immedium-Filter erfolgt die Filtration von unten nach oben. Das Filterbett, also das gesamte Porenvolumen des Filtermittels kann sich im Gegensatz zur klassischen Filtration mit Schwebstoffen aus dem Wasser auffüllen, weil die Körnung des Filtermittels in der Strömungsrichtung, zumindest in zwei Abstufungen nach oben feiner wird, d.h. die Filtration beginnt in der größten und endet in der feinsten Filterschicht. Als Filtermassen verwendet man meist Sand (monokristalliner Quarzkies) und Anthrazit. Auf die Unterbauschichten mit 5 bis 8 bis 10 bis 15 mm in zwei oder mehreren Lagen werden die eigentlichen schlammaufnehmenden Filterschichten mit Körnungen von 2 - 4 und 1 bis 3 mm eingebracht. Die Feinschicht hat Korngrößen zwischen 0,5 und 1,5 mm, bei der Kolloidfiltration zwischen 0,2 bis 5 mm. Das Filtrat wird durch ein in die oberste feinste Filterschicht eingebettete Entnahmesystem entnommen. Die Rückspülung des Immedium-Filters erfolgt wie ein übliches Kies-



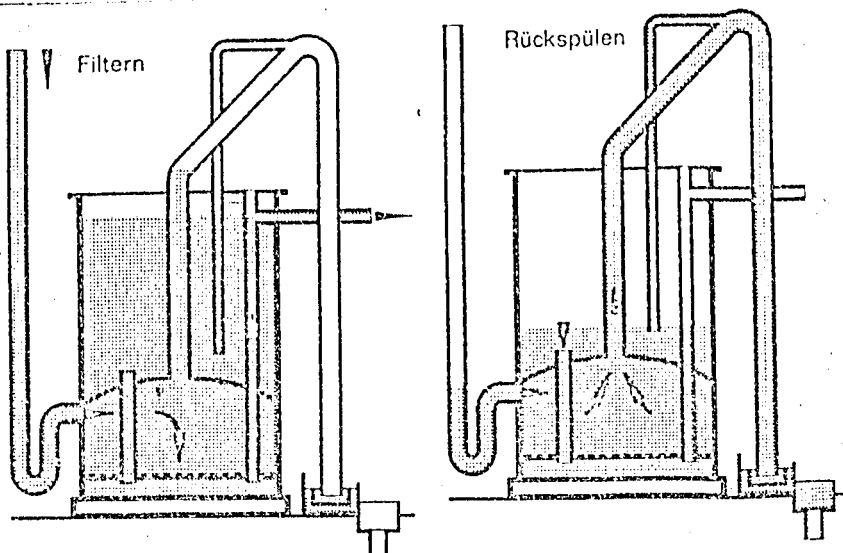
Immediumfilter

filter abwärts, also entgegen der Filtrationsrichtung. Bei der Rückspülung mit Luft und Wasser bricht das Gewölbe zusammen, so daß sich das Filtermaterial ausdehnen kann und den Schmutz frei gibt. Der Verbrauch an Luft (0,5 - 0,8 atü) liegt bei $1 - 2 \text{ m}^3/\text{min}/\text{m}^2$ Filterfläche. Im Mittel wird bei gleichzeitiger Luft- und Wasserspülung mit $12 \text{ m}^3/\text{h}$, bei alleiniger Wasserspülung mit $30 - 50 \text{ m}^3/\text{h}$ Wasser je m^2 Filterfläche auf die Dauer von 15 - 30 Minuten gespült. Der gesamte Aufwand an Spülwasser liegt bei etwa 0,5 bis 1 % der Nutzwassermenge. Dadurch, daß beim Immediumfilter die gesamte Filterschicht aktiv filtrierend wirkt,

erreicht man größere Filtrationsgeschwindigkeiten, lange Laufzeiten, eine geringere Spülwassermenge und einen höheren Reinheitsgrad des Filtrates. Die Filtrationsgeschwindigkeit im Immediumfilter liegt um 50 bis 100 % höher als im Kiesfilter; sie beträgt im offenen Filter 10 bis 15 m/h, in geschlossenen Druckfiltern 15 bis 40 m/h. Ein dem Kühlwasserkreislauf nachgeschaltetes Filter, z.B. zum Entfernen von eingetragener Flugasche, kann mit Geschwindigkeiten von 40 bis 50 m/h arbeiten, wobei man die Schwebestoffe durch Flockung oder durch Behandlung mit Kaliumpermanganat elektrisch umladen oder auch das Filter mit Anthrazit füllen kann. Bei der Filtration des mit Papierfasern verunreinigten Umlaufwassers von Papiermaschinen (um ein Verstopfen der Sprühdüsen zu vermeiden) wird eine 3 mm Körnung eingesetzt; wenn dagegen China Clay entfernt und ein völlig klares Filtrat erzielt werden soll, darf die feinste Körnung 0,6 bis 1,0 mm nicht überschreiten.

Kontaktfiltration (Filterkonditionierung) zur Klarfiltration von Wasser. Dem Rohwasser werden in geringen Mengen geeignete Polyelektrolyte zur Aktivierung des Filterkornes zu dosiert, so daß

auch feinst-disperse kolloidale Verunreinigungen bei hohen Filtergeschwindigkeiten zurückgehalten werden. Als besonders günstig erweisen sich kationenaktive Polyelektrolyte. Je nach Wasserzusammensetzung können aber auch anionenaktive Polyelektrolyte eingesetzt werden. In der Regel reichen bereits 0,5 - 1 g derartiger Polyelektrolyte je Kubikmeter Rohwasser aus. Die Kosten liegen zwischen 1 - 3 Pf/m³ behandelten Wassers. Es konnte festgestellt werden, daß auch bei stark getrübbten Wässern Filtrationsgeschwindigkeiten bis zu 36 m/h und mehr möglich sind und trotzdem restlos blanke Filtrate erreicht werden. So werden z.B. bei einem Wasser mit im Mittel 80 mg/l abfiltrierbaren Stoffen und Zugabe von 0,5 mg eines geeigneten Polyelektrolyten pro cbm Wasser bei 60 m/h Filtergeschwindigkeit blanke Filtrate mit weniger als 1 - 2 mg/l abfiltrierbaren Stoffen erhalten. Bei höheren Dosierungen an Polyelektrolyten können auch Wasser mit 200 und mehr mg/l abfiltrierbaren Stoffen absolut blank filtriert werden. Bei der Zugabe der Polyelektrolyte handelt es sich nicht um einen Flockungsvorgang, sondern man vermutet, daß sich der Polyelektrolyt an dem Kieskorn anlagert und die feinstdispersen kolloidalen vorliegenden Trübstoffe beim Vorbeiströmen bindet. Vorteil bei diesem Verfahren ist, daß es sich somit nicht nur um eine Oberflächenfiltration in der obersten Schicht des Filterbettes handelt, sondern tatsächlich um eine Tiefenfiltration. Eine Körnung von 1 - 2 mm eines makrokristallinen Quarzkieses erscheint besonders günstig. Der Spülwasserbedarf liegt etwas höher als bei der einfachen normalen Filtration über Kiesbetten.

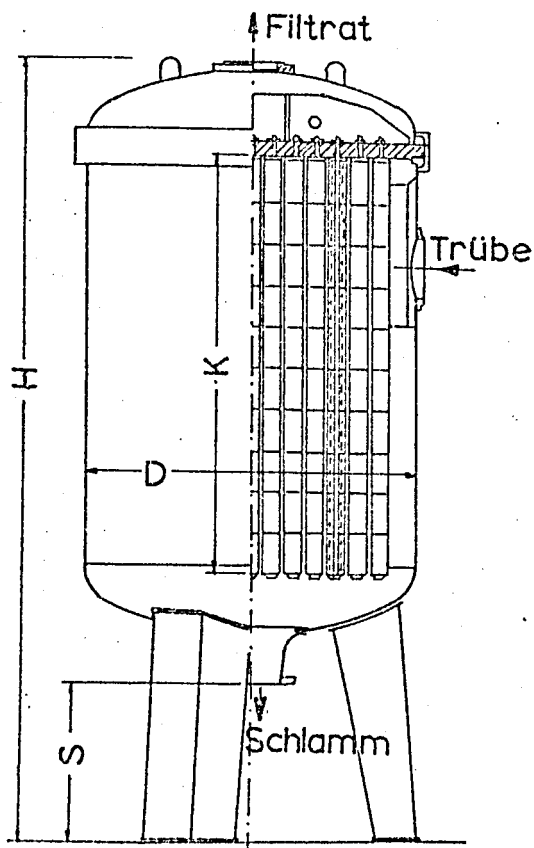


Das Schwerkraftfilter ASF (Fa. Pfaudler) hat sich in der Praxis speziell für die Teilstromfiltration bei Kühlkreisläufen bewährt, das als besonderen Vorteil eine ganz einfache automatisierte Rückspü-

lung ohne jegliche Armaturen durchführt und daher praktisch wartungsunabhängig ist.

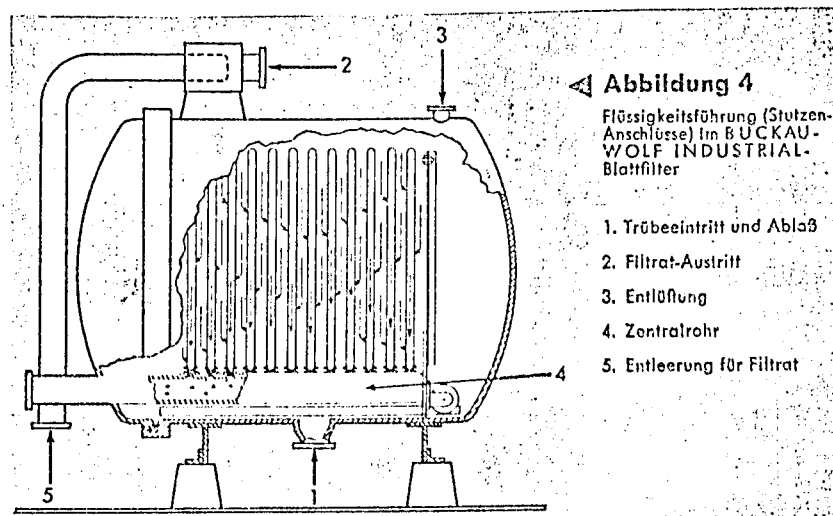
Druckfilter. Für Abwässer, deren Filtration wegen der Beschaffenheit der Schwebestoffe Schwierigkeiten bereitet, werden Druckfilter verschiedener Ausführung angewandt. Hierzu gehören Kerzenfilter, Blattfilter, Plattenfilter, Druckdrehfilter.

Kerzenfilter. Kerzenfilter haben den Vorteil auf geringer Grundfläche eine große Filterfläche unterzubringen. Kerzendruckfilter bestehen aus einer Zahl einzelner Filterkerzen, die zusammen ein Filterpaket ergeben (bis 100 Kerzen und Flächen bis 90 m^2), das in einem Druckbehälter eingebaut ist. Als Filtermittel dienen Filterelemente aus perforierten Metallen, die mit Metall- oder Kunststoffgeweben überzogen sind, aus porösen keramischen Massen oder aus Kunststoff mit Überzug aus Kunststoffgeweben. Die Flüssigkeit durchströmt unter Druck die Kerzenwände, während der Feststoff, auf deren Oberfläche zurückbleibt, die periodisch gereinigt werden muß. Rückspülbare Kerzendruckfilteranlagen eignen sich für die Grob-, Mittel- und Feinreinigung großer Wassermengen, auch dort wo das Abscheidungsvermögen von Kiesfiltern nicht ausreicht oder Schmutzstoffe einen schmierenden oder kleben-



den Charakter besitzen. Durch Teilstromfiltration von geschlossenen Wasserkreisläufen läßt sich schon mit kleinen Anlagen infolge hoher Abscheidungsgrade die Aufschmutzung des gesamten Wasserkreislaufes vermeiden; in offenen Kühlsystemen werden auch die feinsten Verunreinigungen, z.B. Algen abgeschieden. Als Anschwemmfilter eignen sie sich wegen möglicher hoher Filterfeinheit ($0,5 \text{ my}$) zur Abfiltration kolloidaler Stoffe, zur Entölung und Emulsionsspaltung.

Blattfilter gibt es in horizontaler und vertikaler Ausführung. Sie bestehen aus runden, quadratischen oder rechteckigen, plattenartigen Filterelementen (Filterblätter). Die in größerer Anzahl parallel zueinander angeordnet oder sternförmig als Filterkörper mit dem dazugehörigen Druckkessel einen Filterapparat bilden. Der Blattabstand richtet sich nach den aufzunehmenden Kuchenvolumen. Die Druckfiltration der eingepumpten Trübe, die mit und ohne Anschwemmung betrieben werden kann, erfolgt über die Filterblätter, die mit geeigneten Metall- oder Textilgeweben überzogen sind. Die Feststoffbestandteile werden auf der Blattoberfläche abgeschieden, das Filtrat der einzelnen Blätter gesammelt oder getrennt aus dem Filter abgeführt. Der Filterkuchenausstrag erfolgt in halbtrockener oder nasser Form. Bei Trockenausstrag wird das Filtergestell ausgefahren und der Filterkuchen durch Vibration abgeworfen. Bei



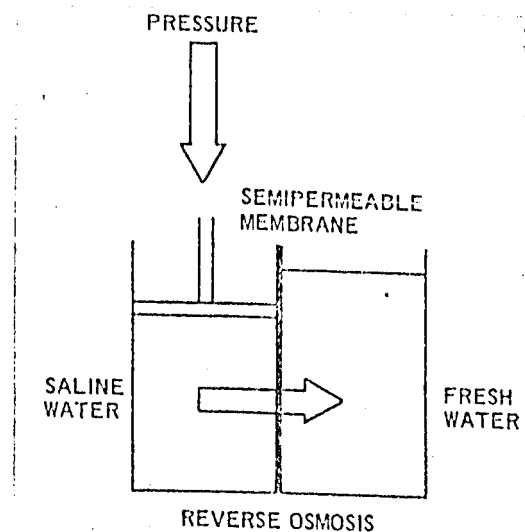
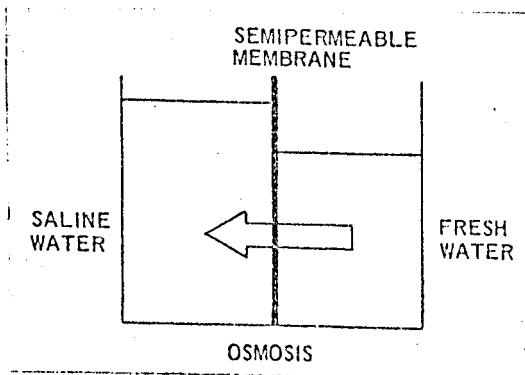
▲ **Abbildung 4**
Flüssigkeitsführung (Stützen-Anschlüsse) im BUCKAU-WOLF INDUSTRIAL-Blattfilter

1. Trübeeintritt und Ablauf
2. Filtrat-Austritt
3. Entlüftung
4. Zentralrohr
5. Entleerung für Filtrat

Naßausstrag wird der Kuchen durch Einblasen von Luft oder Dampf von den Filterblättern durch Wirbelbewegung abgespült. Die Reinigungszeit stellt für die Filtration eine Totzeit dar.

Durch Hinzuschaltung eines weiteren Filters kann ein quasi-kontinuierlicher Betrieb durchgeführt werden. Blattfilter eignen sich besonders zur Direktfiltration. Horizontale Blattfilter bieten eine gute Auflagefläche speziell für die Anschwemmschicht auch bei Betriebsstillständen (zum Unterschied zu vertikalen Blatt- oder Kerzenfiltern). Sie lassen sich durch Rotation oder Vibration zumeist auch für den Trockenkuchenausstrag einsetzen.

Auf Trommelfilter und Filterpressen wird Herr Dr. Vater in seinem Vortrag "Schlammbehandlung" ausführlich eingehen.



Die umgekehrte Osmose erlangt immer mehr Bedeutung für die Meerwasserentsalzung, Wasserwiederverwendung und Abwasserreinigung. In den USA sind bereits Anlagen von 3 bis 380 cbm/Tag verfügbar. Im Prinzip bedeutet diese Methode eine Umkehrung der normalgerichteten Osmose - d.i. Wassertransport durch eine Membrane - wobei der von außen wirkende Druck den osmotischen Druck überwindet und die Flüssigkeit in umgekehrter Richtung fließt, dabei werden die zurückgehaltenen Inhaltsstoffe konzentriert. Die aufzuwendenden Drucke liegen zwischen 30 und 60 atü. Die Aufbereitungskosten betragen 5 bis 10 US cent/cbm Wasser.

INDUSTRIELLE WASSERKREISLÄUFE

Die Einrichtung von Kreisläufen ist notwendig bzw. zweckmäßig, wenn

kein natürliches Wasservorkommen zur Verfügung steht, das zur Verfügung stehende Wasserdargebot in bestimmten Zeiten, z.B. bei länger anhaltender Trockenheit nicht oder nicht vollständig ausreicht, das dargebotene Wasser wegen der Höhe des Wasserpreises zu teuer ist (Fremdwasserbezug), die Beschaffenheit des zur Verfügung stehenden Wassers für die Verwendung im Betrieb nicht ausreichend ist, so daß hohe Aufbereitungskosten anfallen und die erforderliche werksseitige Abwasserbehandlung so aufwendig ist bzw. die Gebühren für die Abwassererklärung durch die Stadt oder die Gemeinde so hoch sind, daß sich eine Wiederverwendung des Wassers lohnt.

Bei der Einrichtung von Kreisläufen ist die Kostenfrage von wesentlicher Bedeutung. Die Gesamtkosten einer Betriebswasserwirtschaft

mit Kreislauf werden durch drei Faktoren bestimmt: die Förderkosten bzw. die Bezugsgebühren für das Frischwasser, die Investitions- und Betriebskosten des Wasserkreislaufs, die Einleitungsgebühren für das Abwasser in die städtische Kanalisation bzw. Ableitung in den Vorfluter.

An technischen Fragen stehen bei der Einrichtung von Kreisläufen an

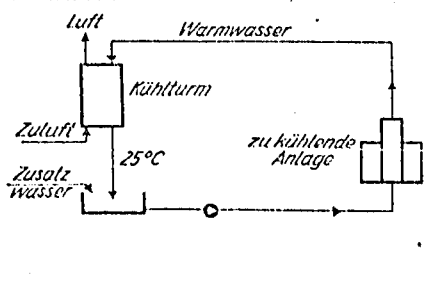
- a) Arten von Kreisläufen: für Kühlzwecke - für Produktions- und Betriebszwecke (z.B. Ionenaustauscheranlagen) - für Transportzwecke (z.B. bei der Zuckerproduktion) - als Fabrikationshilfsmittel (z.B. Papiererzeugung) - für Mehrfachverwendung (Kaskaden).
- b) Zwischenreinigung des Kreislaufes (mechanisch, chemisch oder biologisch),
- c) Behandlungsverfahren des Kreislaufwassers. Der Wirkungsgrad ist nicht an den für die Abwasserleitung geltenden Richtwerte zu messen, sondern ist mit den Anforderungen der Produktion abzustimmen. In den meisten Fällen sind diese weniger scharf als die Abwasserwerte.
- d) Qualitätsänderung von Frischwasser bei mehrmaligem Gebrauch im Kreislauf.
- e) Offener Kreislauf. Unter einem offenen Kreislauf versteht man einen Kreislauf, in dem das Wasser an einer oder mehreren Stellen, mindestens aber im Kühlturm, mit der Außenluft in Berührung kommt.
- f) Geschlossener Kreislauf. In einem vollkommen geschlossenen Kühlkreislauf kommt das Wasser an keiner Stelle in unmittelbare Berührung mit der Außenatmosphäre. Die Kühlung erfolgt mit Hilfe von Luft in einer luftgekühlten Wasserrückkühlanlage.

Im Industriebetrieb unterscheidet man zwischen ausschließlich wärmebelasteten Kreisläufen - schmutzbelasteten Kreisläufen, wärme- und schmutzbelasteten Kreisläufen.

Wärmebelastete Kreisläufe:

Beim Verfahren der Verdunstungskühlung wird eine bestimmte Wassermenge dauernd als Umlaufwasser benutzt und als Kreislaufwasser über Kühltürme rückgekühlt. Man unterscheidet zwischen selbst

ventilierenden und Ventilator-Kühltürmen. Beim Ventilatorkühler erfolgt die Belüftung durch einen Ventilator, der die Luft entweder durch die Kühlwerkseinbauten saugt oder drückt. Die Kühlwirkung erfolgt durch Verdunstung eines Teiles der umlaufenden Wassermenge und durch Wärmeübergang von Wasser an Luft. Da neben der Wärmeabgabe im Kühlturm eine Verdunstung und damit verbunden eine Aufsatzung des Kühlwasserkreislaufes stattfindet, wird ständig eine bestimmte Menge des Kreislaufwassers geflutet.



Schema einer Kühlwasserkreislaufanlage

Die mit einem Verdunstungskühler erreichbare Wassertemperatur hängt von der Umgebungstemperatur ab und ist aus physikalischen Gründen nur bis auf $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ über Feuchtkugeltemperatur möglich. Die erreichbaren Wassertemperaturen in der warmen Jahreszeit liegen demnach zwischen 22 und $25\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Bei der Kreislaufführung treten Wasserverluste durch Versprühung, Verdunstung und Abschwemmung auf. Die Gesamtverluste betragen ca. 4% und müssen durch Zusatzwasser ersetzt werden, das unter Umständen aufbereitet werden muß.

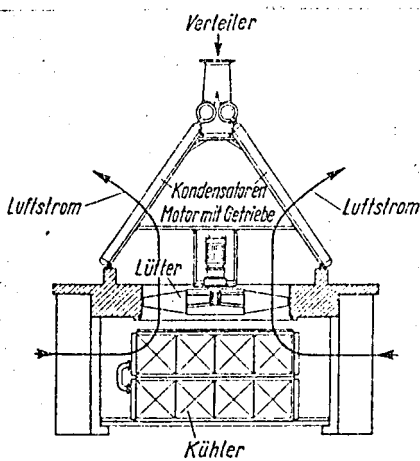
Einflüsse auf die Kreislaufwasserqualität ergeben sich durch das Zusatzwasser (im Kreislauf max. Gesamtsalzgehalt 3.000 mg/l , Sulfat 400 mg/l Chloridgehalt 600 mg/l), Beeinflussung durch die Außenluft (CO_2 , SO_2 / Schwefelsäurebildung /, NH_3 / HNO_3 -Bildung /, Stäube) und durch Beeinflussung durch den Produktionsprozess (bei Undichtigkeiten).

Im Kreislauf treten Störungen auf durch Ablagerungen (Gipsausfällung, Wärmedurchgang wird schlechter, Abhilfe Phosphatdosierung) und Korrosionsvorgänge (Sauerstoffkorrosion, hohe Salzkonzentration), die durch Korrosionsinhibitoren gehemmt werden können (anodische Inhibitoren: Chromate, Phosphate, hoher pH-Wert); kathodische Inhibitoren: Polyphosphate in Gegenwart von Erdalkalien, Amine, oligomere Harze) und Organismenbewuchs (Abhilfe pH-Wert-Erhöhung, Chlorung oder Zusatz von Algen- bzw. Schleimbekämpfungsmitteln). Soll eine Kühlzonenbreite von über $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ ökonomisch bewältigt werden, besteht in der Hintereinanderschaltung zweier Kühltürme dazu die Möglichkeit. Beim sogenannten "doppelten Kreislauf" ist dem Kühlturm ein Zwischenbecken - aufgeteilt in Warm- und Kaltwasser-teil - nachgeschaltet. Kühlturm und Verbraucher haben jeweils eine

Pumpe. Damit entstehen zwei Kreisläufe.

Im allgemeinen kann man vom wirtschaftlichen Standpunkt den Einsatz eines Rückkühlwerkes bejahen. Die immer steigenden Wasserkosten führen dazu, daß die Amortisationszeiten nur wenige Monate betragen. Bei Wasserkosten von $0,25 - 0,30 \text{ DM/m}^3$ ist die Anschaffung eines Rückkühlwerkes auf jeden Fall in Erwägung zu ziehen. Beispiel: Bei Frischwasserbetrieb ($20 \text{ m}^3/\text{h}$, Stromkosten $0,13 \text{ DM/kWh}$, 400 Betriebsstunden) betragen die Jahreskosten $64.000,- \text{ DM}$, bei Umstellung auf Rückkühlbetrieb betragen die Betriebskosten (Strom, Zusatzwasser, Chemikalien, Wartung) $10.500,- \text{ DM}$, die Anlagekosten $15.000,- \text{ DM}$ und die Amortisation 3,4 Monate.

Bei luftgekühlten Wasser-Rückkühlanlagen wird Luft anstatt Wasser als Kühlmittel verwendet. Die abzuführende Wärme wird dabei an die Kühlluft durch Konvektion übertragen. Die Luftkühlung hat gegenüber der Wasserkühlung Vorteile wie geringe



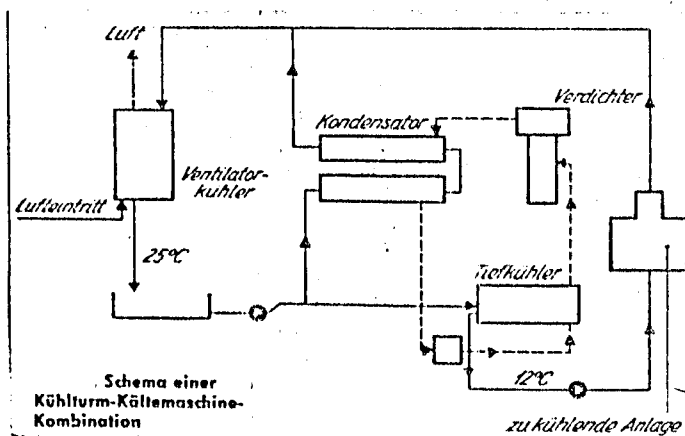
Querschnitt durch eine Luftkühler-Anlage

Betriebskosten durch fehlende Wasseraufbereitung, Luft steht kostenlos zur Verfügung und geringe Energiekosten. Da der Kreislauf geschlossen ist, treten keinerlei Verschmutzungen innerhalb der Apparate des Kreislaufes auf, eine Anreicherung des Wassers mit Luftsauerstoff bzw. aggressiven Gasen ist nicht möglich, somit wird eine Korrosionsgefahr der im Kreislauf geschalteten Apparateteile vermieden. Mit luft-

gekühlten Wasser-Rückkühlanlagen lassen sich nur Kühlwassertemperaturen erreichen, die etwa $7 - 10$ Grad über der gewählten Luftauslegungstemperatur liegen. In den warmen Sommermonaten kann man daher nur mit Wasseraustrittstemperaturen um $35 \text{ }^\circ\text{C}$ rechnen. Unterschreitungen sind nur mit erheblichen Kostenaufwand möglich.

Kühlturm-Kältemaschinen-Kombinationen. Wenn aus produktionstechnischen Gründen Kühlwassertemperaturen um $12 \text{ }^\circ\text{C}$ und niedriger notwendig sind, reichen die mit einem Ventilator-Kühler bzw. luftgekühlter Rückkühlanlage erzielbaren Temperaturen nicht aus.

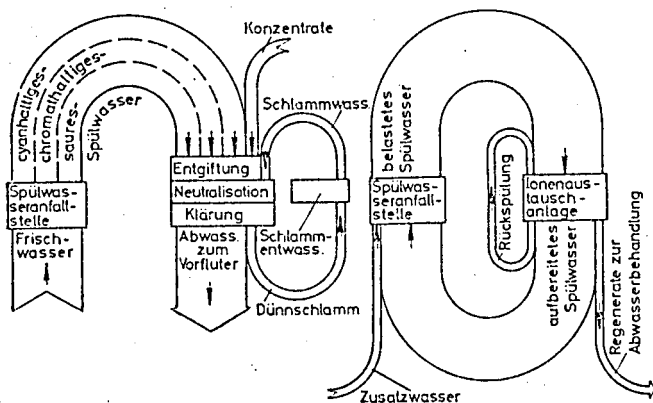
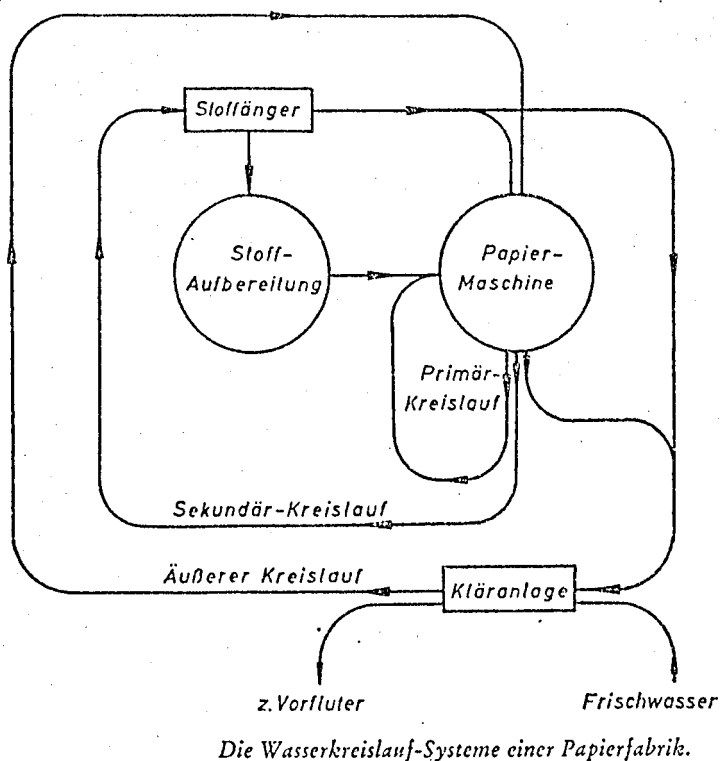
In solchen Fällen bedient man sich der Rückkühlung des Wassers unter Verwendung von Kältekompressoren. Kühlturm-Kältemaschinen-Kombination werden zur Kühlung von Wasserumlaufsystemen, z.B. bei Härtebädern, Kunststoffspritzmaschinen, Schokoladenfabriken, usw. eingesetzt. Die wichtigsten Bestandteile einer derartigen voll-



automatischen Kühleinrichtung sind der Kältekompressor, der luftgekühlte Kondensator und der Durchlaufkühler. Diese Art der Kühlung bedarf eines erheblichen Aufwandes, der aber durch zahlreiche Vorteile ausgeglichen wird. Die erhöhten Investitionskosten für die Umstellung auf Maschinenkühlung

im Betrieb machen sich schon nach etwa zwei Jahren bezahlt.

Schmutzbelastete Kreisläufe. Bei den schmutzbelasteten Kreisläufen kann die in der Produktion entstandene Verschmutzung aus gelösten oder ungelösten Stoffen bestehen. Danach richtet sich die Art der Reinigung im Kreislauf. Bei Verschmutzung durch ungelöste Stoffe sind Sedimentationsanlagen erforderlich, die von der Sintergrube über den Hydrocyklon bis zum großen Klärteich, der allerdings wegen seines hohen Platzbedarfs mehr und mehr durch Schlammkontaktanlagen, ggf. auch unter Verwendung mineralischer oder organischer Flockungsmittel ersetzt wird. Je nach Art der Feststoffe werden auch starre oder bewegliche Siebeinrichtungen, Magnetfilter oder Spaltfilter verwandt. Bei extremen Reinheitsanforderungen, wie sie beispielsweise bei Verwendung von Hochdruckpumpen an das Kreislaufwasser zu stellen sind, genügen die genannten Aggregate im allgemeinen nicht. Hier ist der Einsatz zusätzlicher Kies- oder Anschwemmfilter angezeigt, mit denen der Feststoffgehalt zuverlässig unter 5 mg/l gesenkt werden kann. Bei gelösten Stoffen ist eine chemische Fällung erforderlich. Da für die Wiederverwendung in manchen Fällen die Klärung durch Sedimentation dann nicht ausreicht, müssen zur Aufbereitung Siebe oder Filter nachgeschaltet werden. Die Salzanreicherung im Kreislauf, die nur in Sonderfällen z.B. bei Schwerkraftklassierung (Erz, Kohle



und Steinwäsche) erwünscht ist, ist schwer zu beherrschen. Sie ist durch eine erhöhte Aggressivität des Kreislaufwassers gegen metallische und zementgebundene Werkstoffe gegeben. Erfolgversprechende Abhilfe bietet passiver Korrosionsschutz durch Auskleidung mit inerten Massen. Die Entfernung von Chloriden und Sulfaten mittels kostspieliger Ionenaustauscher bleibt auf Kreislaufwasser mit besonderer Reinheitsforderung beschränkt. Allgemein empfiehlt sich zur Senkung des Salzgehaltes im Kreislaufwasser die kontrollierte Erhöhung der Flutwassermenge mittels eines automatischen Leitfähigkeitsreglers, durch den die Frischwassereinspeisung und damit die Flutwassermenge jeweils an die Salzaufnahme angepaßt wird.

Wärme- und schmutzbelastete Kreisläufe

Bei den wärme- und schmutzbelasteten Kreisläufen sind die Maßnahmen dieselben wie die zuvor beschriebenen.

Ersetzt werden müssen in diesen Kreisläufen nicht nur die Verdunstungsverluste, sondern auch der Wasseranteil, der mit dem abgesetzten Schlamm entfernt wird. Die thermische Belastung von Kreisläufen für Produktionswasser der anorganischen Industrie ist im allgemeinen weniger kritisch als die von Kühl-

wässern. Häufig wird bei geringer Wärmebelastung ohne oder mit knapp bemessener Rückkühleinrichtung gefahren, die zum größten Teil des Jahres ihren Dienst tut.

Von einem sogenannten "Gebrauchswasserkreislauf" kann man sprechen, wenn z.B. unverschmutztes Wasser etwa Kühlwasser eine Anlage durchlaufen hat und dabei etwas angewärmt wurde und dieses nunmehr wärmere Wasser in einem anderen Betrieb als Brauchwasser Verwendung findet. Wird es verschmutzt, so wird es in den Abwasserkanal eingeleitet, ist nicht verunreinigt, kann es entsprechend weiter verwendet werden. Weitere Rationalisierungsmaßnahmen ergeben sich durch Einführung mehrerer Kreisläufe, die sich durch verschiedene Temperaturbereiche voneinander unterscheiden, z.B. 10 - 15 °C, 18 - 25 °C, 30 - 35 °C, wobei zu prüfen ist, ob das anfallende Warmwasser ggf. dort einzusetzen ist, wo mit höherer Temperatur gearbeitet wird und somit das "warme" Kühlwasser, z.B. zur Kühlung von Maschinen oder zum Vorwärmen anderer Flüssigkeiten ausreicht oder es kann als Warmwasser im Betrieb anderweitig genützt werden.

Beispiele für industrielle Kreisläufe: Stahl- und Eisen- und Metall verarbeitende Industrie (Kühlkreislauf für Hochöfen, Kreislauf von Gaswaschwasser, Kreislauf in Breitwalzwerken, in Eisenbeizereien die Reinigung von Beizbädern im Kreislauf, Ionenaustauscher mit Spülwasserkreislauf in der galvanischen Industrie), Wasserkreisläufe in der Mineralölindustrie, Zuckerindustrie, Obst- und Gemüse verarbeitende Industrie, Papierindustrie, Textilindustrie (z.B. Kreisläufe zur Wärmerückgewinnung, zur Laugenreinigung und Konzentration sowie Aufbereitung von Kreislaufwasser u.a. auch Entfärbung).

Rolf Kayser

Ausgleichen, Speichern, Mischen1. Allgemeines und Definition

Abwasserreinigungsanlagen arbeiten generell stabiler, wenn die Belastung ausgeglichen ist. Im Gegensatz zu häuslichem Abwasser, welches mehr oder weniger stetig anfällt, ist der Abwasseranfall aus Industrie- und Gewerbebetrieben abhängig von Produktionszyklen und den Produktionsverfahren. In der Regel treten folgende Betriebsweisen auf: Kampagnebetrieb, Betrieb Montag - Freitag, Betrieb nur an einzelnen Wochentagen und durchgehender Betrieb. Abwasser und Verschmutzung können stetig oder stark schwankend anfallen. (Abb. 1)

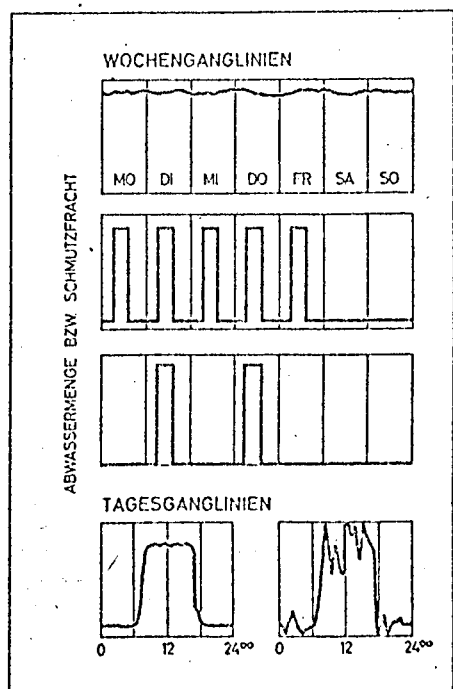


Abb. 1: Typische Ganglinien von Abwasseranfall oder Schmutzfrachten

Durch vorgeschaltete Speicher oder Ausgleichsanlagen kann die Belastung ausgeglichen werden. Darüberhinaus kann oft auch Beckenvolumen eingespart werden.

Je nach Periodizität der Belastung soll unterschieden werden:

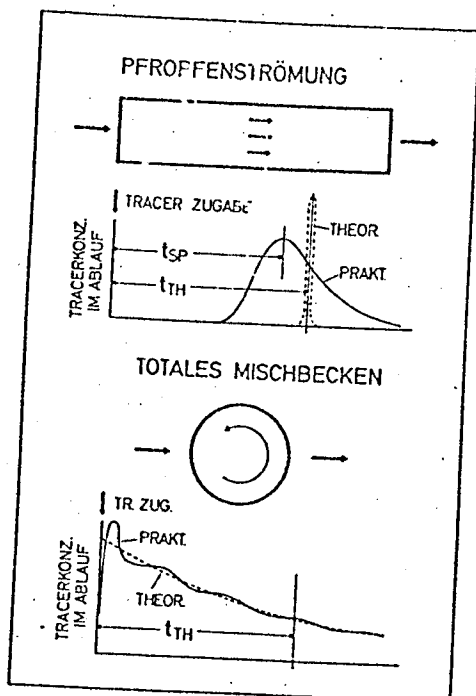
- 1) **Speichern:** Das Auffangen bestimmter Abwasserarten oder des gesamten Abwassers eines Betriebes über einen längeren Zeitraum in geeigneten Becken oder Behältern. Das gespeicherte Abwasser kann entweder abgefahren werden, mit sehr geringen

Mengen laufend dem übrigen Abwasser beigemischt werden, oder bei der Speicherung einer Langzeitbehandlung unterzogen werden und anschließend abgelassen werden.

- 2) Ausgleichen: Die Mischung und/oder die kurzzeitige Speicherung von Abwässern zum Zweck des Ausgleiches von kurzen Spitzen, von Tages- und Nachtunterschieden und zur Streckung des Abwassers über Wochenenden.
- 3) Mischen: Ein Grundprozeß für chemische, biochemische und physikalische Reaktionen. (Vermischung des Abwassers mit Flockungs- und Fällungsmitteln oder mit belebtem Schlamm).

Sowohl bei der Speicherung als auch beim Ausgleichen spielt die Mischung eine große Rolle. Es sollen deshalb zunächst einige grundlegende Gesichtspunkte der Mischungstheorie und anschließend die aufgezählten Verfahren erörtert werden.

2. Grundlagen für Mischungsvorgänge



Der Grad der Durchmischung in einem durchflossenen Becken liegt in der Praxis zwischen den zwei theoretischen Extremen, dem Becken mit "Pfropfenströmung" und dem "totalen Mischbecken" Abb. 2.

Bei der Pfropfenströmung wird angenommen, daß ein dem Zufluß zugegebener Tracer (z.B. Farbstoff) sich wie ein Pfropfen durch das Becken schiebt und daß der Tracer nach genau der theoretischen Aufenthaltszeit im Ablauf austritt.

Tatsächlich ist aber in wesentlich kürzerer Zeit als der theoretischen Aufenthaltszeit der

Abb. 2: Ablaufkonzentration nach Tracer-Zugabe bei konstantem Wasserdurchfluß

erste Tracer im Ablauf und auch die Spitze der Tracerkonzentration wird noch vor der theoretischen Aufenthaltszeit den Ablauf passieren.

Ein Tracer, der dem Zufluß eines totalen Mischbeckens zugesetzt wurde, sollte sich sofort mit dem gesamten Beckenin- halt vermischen. Die Tracerkonzentration im Ablauf wäre also unmittelbar nach der Tracerzugabe am höchsten. Durch das weiterhin fließende klare Wasser wird der Tracer ausgeschwemmt, die Konzentration im Ablauf nimmt ständig ab. Je nach Inten- sität der Mischung und der Ein- und Auslaufkonstruktion wei- chen in der Praxis die Verhältnisse von der Theorie ab.

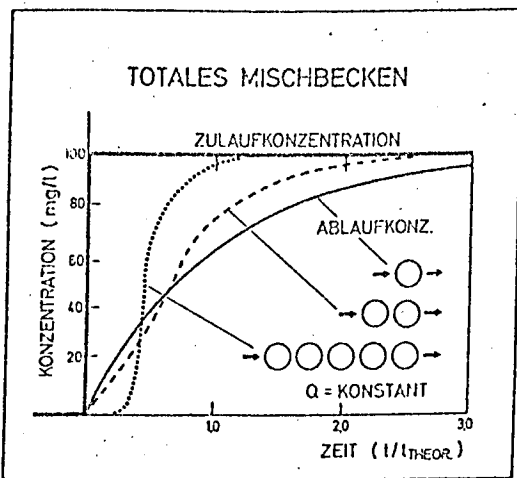


Abb. 3: Ablaufkonzentra- tion nach sprunghafter Än- derung der Zulaufkonzent- ration aus Einzelbecken und aus Becken hinterein- ander.

Generell ist festzustellen, daß die Strömung in Langbecken sehr viel weiter von der theoretischen Pfropfenströmung abweicht, als die Mischung in totalen Mischbecken von den theoretischen Mischbecken- Verhältnissen. Vielfach sind längsdurchströmte Becken den Ver- hältnissen des totalen Mischbek- kens näher als der Pfropfenströ- mung. Einige Vorüberlegungen, be- sonders im Hinblick auf den Konzen- trationsausgleich, sollen deshalb am Vorstellungsmodell des totalen Mischbeckens angestellt werden.

Es interessiert besonders, wie sich die Ablaufkonzentration bzw. die Konzentration im Becken ändert, wenn einem Becken, wel- ches mit reinem Wasser gefüllt ist, plötzlich kontinuierlich Abwasser mit einer bestimmten Konzentration zufließt und wie die Ablaufkonzentration aussähe, wenn das gleiche Becken auf- geteilt wäre. Die Ablaufkonzentration aus dem Einzelbecken

steigt stetig an und erreicht nach Verstreichen einer Aufenthaltszeit erst 60 % der Zulaufkonzentration. (Abb. 3). Bei Hintereinanderschaltung von 5 Becken ist nach der theoretischen Aufenthaltszeit praktisch die Ablaufkonzentration gleich der Zulaufkonzentration, diese Beckenreihung kommt damit einer Pfropfenströmung schon recht nahe.

Bleibt die Durchflußmenge konstant und fällt die Zulaufkonzentration wieder auf Null, so sinkt auch die Ablaufkonzentration. Hört aber der Zulauf zum Becken auf, so ändert sich die Konzentration im Becken auch nicht mehr.

3. Ausgleichen

3.1 Zweck und Anwendung

Ausgleichsanlagen dienen zum Ausgleich von starken Schwankungen z.B. des Abwasseranfalles, der Konzentration, der Temperatur, des pH-Wertes usw. Die Bemessung der Ausgleichsanlagen richtet sich ausschließlich nach den Eigenarten der anschließenden Abwasserreinigungsanlagen oder auch der Kanalisation.

Ein häufiger Anwendungsfall ist die Streckung der Abwassermenge über die Wochenenden, besonders wenn biologische Reinigungsanlagen nachgeschaltet sind. Hier handelt es sich dann im wesentlichen um die Speicherung von Abwassermengen. Sind solche Becken ständig durchflossen, so dienen sie gleichzeitig zum Ausgleich von kurzzeitig auftretenden Mengen- oder Konzentrationsstößen. Ein Beispiel hierfür ist die Kläranlage der Stadt Nordhorn, der neben häuslichem Abwasser in großen Mengen Abwasser von Textilfabriken zufließen. Die Betriebe arbeiten von Montag bis Freitag. Das Textilabwasser fällt mit starken Schwankungen hinsichtlich Menge, Konzentration, pH-Wert und Temperatur an. Im vorgeschalteten Ausgleichsbecken werden die Schwankungen weitgehend ausgeglichen, so daß die biologische Reinigungsanlage sehr stabil arbeitet.

Einfache Mischbecken ohne Einstau sind dann zweckmäßig, wenn Abwasseranfall und Verschmutzung etwa konstant sind und wenn nur kurzzeitige Konzentrationsschwankungen (BSB_5 , pH oder Temperatur) auftreten.

3.2 Grundlagen

Für die Ermittlung ob Ausgleich und wie weit ausgleichen, ist zunächst zu klären:

- a) Wie reagiert die geplante Reinigungsanlage auf Belastungsschwankungen. Sind Ersparnisse an Bau- und Betriebskosten zu erwarten.
- b) Wird durch die Speicherung die Abwasserbeschaffenheit verändert und treten sonstige nachteilige Wirkungen ein.

Daran anschließend ist dann die Bemessung der Ausgleichsanlage vorzunehmen.

a) Einfluß von Stoßbelastungen auf die Reinigungsanlage

Die Reaktion der Reinigungsanlage auf Stoßbelastungen könnte bei Abwasserreinigungsversuchen geklärt werden. Generell kann man annehmen, daß Tropfkörper empfindlicher auf Stöße reagieren als Belebungsanlagen. Dies beruht darauf, daß der Tropfkörper in kurzer Zeit durchflossen wird und in Belebungsbecken eine Verdünnung des Stoßes erfolgt. Arbeitet man mit hohen Rückpumpmengen, so werden die Verhältnisse beim Tropfkörper etwas besser, erreichen aber nicht die Ausgeglichenheit einer Belebungsanlage.

Da die Mischungsvorgänge in den Reaktionsbecken (Belebungsbecken, chemische Behandlung) mit von Bedeutung sind, ist zu unterscheiden nach Stößen von wesentlich kürzerer Dauer als der Aufenthaltszeit und Wechselbelastungen mit Stoß- oder Pausendauern entsprechend der Aufenthaltszeit oder länger.

Kurze pH- oder Temperatur-Stöße können meist im Belebungsbecken ausgeglichen werden. Inwieweit auch kurze organische Belastungsstöße ohne nennenswerte Beeinträchtigung des Ablaufes verkraftet werden können, hängt von biochemisch-kinetischen Parametern und der Sauerstoffzufuhrleistung der Belüftung ab. Grundsätzlich besteht folgende Wechselwirkung: Wird ein kurzer Stoß aus vorwiegend gelösten Stoffen praktisch sofort abgebaut, so wird der Ablauf sich unwesentlich verschlechtern, aber der Sauerstoffverbrauch steigt sprunghaft an, was eine schlagartige Erhöhung der Sauerstoffzufuhr durch die Belüftung erfordert. Wird die Belüftung nicht entsprechend geregelt, so kommt es zur Verschlechterung des Ablaufes. Wird andererseits, bedingt durch die Art des Abwassers und die Art des belebten Schlammes, der Stoß langsam abgebaut, so muß es zu einer Beeinträchtigung des Ablaufes kommen.

Belastungen mit längeren Pausen, wie z.B. Abwasseranfall nur an einigen Tagen der Woche oder kein Abwasseranfall an Wochenenden, sind meistens unangenehm für biologische Prozesse. Während der Belastungspausen nimmt die Aktivität des belebten Schlammes ab. Nach Einsetzen der Belastung kann sich der Ablauf zunächst verschlechtern und dann im Laufe einiger Tage langsam erholen. Bei der gemeinsamen Reinigung von häuslichem und industriellem Abwasser sind allerdings teilweise gegensätzliche Beobachtungen gemacht worden: Die Anlagen erholten sich über die Wochenenden und im Laufe der Woche trat dann eine langsame Verschlechterung ein. Soll eine biologische Reinigung nur für einen Industriebetrieb gebaut werden, so sind Streckungsbecken zur Überbrückung der Arbeitspausen vorzusehen. Es ergeben sich daraus Einsparungen an Beckenvolumen und der zu installierenden Belüftungsleistung. Dem stehen allerdings die Kosten des Ausgleichsbeckens gegenüber.

Die chemische Abwasser-Behandlung erfordert im Gegensatz zu biologischen Verfahren keine Einarbeitungszeit. Beschickungspausen sind daher ohne Nachteile. Die Funktion der Anlagen ist im wesentlichen nur abhängig von der Menge an zugesetzten Reagenzien und der Aufenthaltszeit im Reaktionsbecken, welche meist wesentlich kleiner als z.B. in Belebungsbecken ist. Volumenreduzierungen haben nur unbedeutliche Baukosteneinsparungen zur Folge. Der Einfluß kurzer Stöße ist abhängig von der Reaktionsgeschwindigkeit und der Ansprechempfindlichkeit eventuell eingebauter Meß- und Regeleinrichtungen. Z.B. ist die pH-Regulierung im wesentlichen eine Funktion der Mischungsintensität im Reaktionsbehälter und der Schnelligkeit des Regelkreises. Ein Ausgleich von Abwässern mit pH- und Temperaturschwankungen ist immer dann sinnvoll, wenn sowohl tiefe als auch hohe pH-Werte oder Temperaturen auftreten. Es kann an Neutralisationsmitteln gespart werden, bzw. es erübrigt sich ein Kühlen des heißen Abwassers.

Abwassermengenstöße haben insbesondere Einfluß auf die Absetzbecken von biologischen oder chemischen Reinigungsverfahren. Absetzbecken müssen für den Spitzenzufluß ausgelegt werden. Eine Brechung der Spitzen führt zu einer Reduzierung der Baukosten.

b) Veränderung der Abwasserbeschaffenheit und nachteilige Wirkungen

Organisch verschmutzte Abwässer werden bei der Speicherung in Ausgleichsanlagen mehr oder weniger stark anfaulen. Aufenthaltszeiten von bis zu etwa einem Tag (Ausgleich von Tagesschwankungen) führen in der Regel zu keiner schwerwiegenden Veränderung der Abwasserbeschaffenheit. Es wird von der Art des Abwassers abhängen, ob es zu Geruchsbelästigungen kommt. Bei stark eiweißhaltigen Abwässern (z.B. von Schlachthöfen) sind allerdings Geruchsentwicklungen nicht auszuschließen. Inwieweit die Abwasserbeschaffenheit in Anlagen für den Wochen- ausgleich nachteilig verändert wird, müßte in Versuchen ge-

klärt werden. Es ist zu bemerken, daß ein Anfaulen im Hinblick auf die Reinigung in einer Belebungsanlage nicht als besonders nachteilige Veränderung anzusehen ist.

Als Hauptschwierigkeit ist das Absetzen von organischen Schwebestoffen in Ausgleichsanlagen anzusehen. Zusätzlich wird es infolge anaerober Vorgänge zu einem Ausflocken auch nicht absetzbarer Schwebestoffe kommen. Wird der Ausgleich in einfachen Erdbecken vorgenommen, so ist von Zeit zu Zeit eine Räumung erforderlich, was mit starken Geruchsentwicklungen verbunden sein wird. Als Alternative ist es möglich Ausgleichsanlagen mit Schlammräumern auszustatten oder mit Rührwerken die Schwebestoffe in der Schwebelage zu halten. Als Rührwerke kann man Oberflächenbelüfter verwenden, dann wird man im Ausgleichsbecken zumindest teilweise aerobe Verhältnisse haben. Je nach der Aufenthaltszeit wird dann auch schon ein Teil der biochemischen Umsetzungsprozesse im Ausgleichsbecken ablaufen.

c) Berechnung von Ausgleichsanlagen

Es ist zu unterscheiden zwischen Ausgleichsanlagen mit konstantem Volumen (Mischbecken) und Ausgleich mit variablem Volumen (Speicherung).

Mischbecken sind Becken mit Mischeinrichtungen, die eine in etwa homogene Konzentration im Becken herstellen. (Auf die Mischeinrichtungen wird später eingegangen). KOHLSCHÜTTER (1955) schlägt vor, die Mischung in sogenannten Fließmischbecken vorzunehmen. Im Prinzip beruht es darauf, das Abwasser in parallel betriebene verschieden lange Becken einzuleiten. Ein Konzentrationsstoß wird das kürzeste Becken zuerst verlassen. Am Auslauf wird es mit dem aus den anderen Becken ablaufenden Becken ablaufenden Abwasser vermischt und verdünnt. Die Verhältnisse sind an Hand eines Dreieckbeckens auf Abb. 4 dargestellt. Bei konstantem Durchfluß wird ein Zulaufkonzentrationsstoß über eine Dauer von 20 % der theoretischen Aufenthalts-

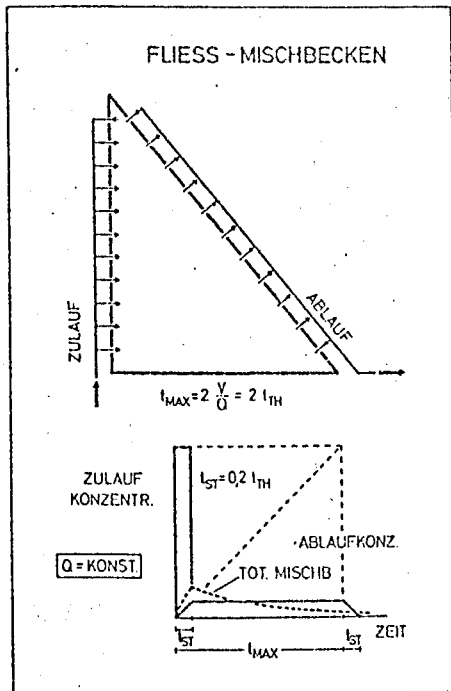


Abb. 4: Ablaufkonzentrationen von Fließmischbecken nach Einleitung eines Konzentrationsstoßes.

zeit angenommen. Die Ablaufkonzentration wird über rd. die doppelte theoretische Aufenthaltszeit verteilt. Würde einem Becken mit Mischeinrichtung und von gleichem Volumen der gleiche Konzentrationsstoß zugeleitet, so ergäbe sich die gestrichelt eingezeichnete Ablaufganglinie. Den theoretischen Überlegungen von KOHLSCHÜTTER liegt für die Strombahnen das Modell der Pfropfenströmung zugrunde. In der Praxis werden sich jedoch Quervermischungen und Totzonen bzw. Rückströmungen einstellen. Dadurch sind die Becken hinsichtlich der Bemessung wie Mischbecken mit Umwälzeinrichtungen zu behandeln.

Die Konzentration des Ablaufes aus einem Mischbecken ist eine Funktion der Zulaufmengen, Zulaufkonzentration und des Beckenvolumens. Die Berechnung hat schrittweise für Perioden mit jeweils konstanter Konzentration und konstantem Abwasserzulauf zu erfolgen.

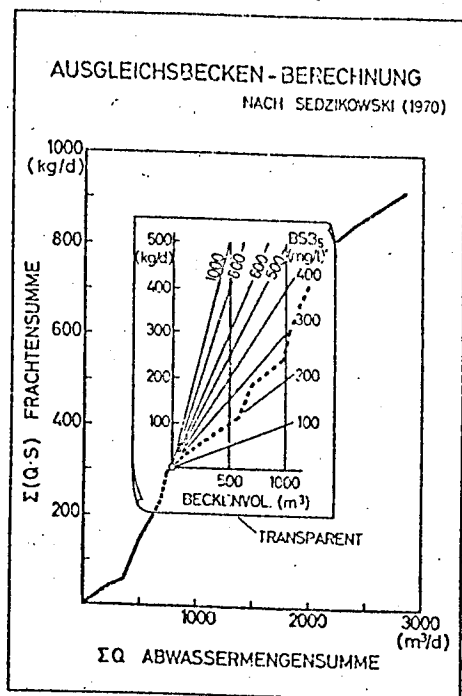
$$S_{Ab} = S_{Zu} - (S_{Zu} - S_{An}) \cdot e^{-t \frac{Q}{V}} \quad (1)$$

worin:

S_{Ab}	(mg/l)	Ablaufkonzentration zur Zeit t
S_{Zu}	(mg/l)	Zulaufkonzentration
S_{An}	(mg/l)	Anfangskonzentration im Becken zur Zeit $t = 0$
Q	(m ³ /h)	Abwasserzuflußmenge
V	(m ³)	Beckenvolumen
t	(h)	Zeit

Anhand der vorliegenden Ganglinien müssen solche Berechnungen mit verschiedenen Beckenvolumen durchgeführt werden, was einen erheblichen Aufwand erfordert.

Ein sehr einfaches Näherungsverfahren wurde von SEDZIKOWSKI (1970) entwickelt. Es werden zunächst die Abwassersummen und die Frachtensummen über den gesamten Meßzeitraum tabellarisch berechnet. Dann werden in einem rechtwinkligen Koordinatensystem über den Abwassersummen (x-Achse) die Frachtensummen (y-Achse) aufgetragen. Die Neigungen der Polygonabschnitte entsprechen den Zulaufkonzentrationen.



Mittlere Ablaufkonzentrationen findet man, indem die dem Beckenvolumen entsprechende Fracht durch das Beckenvolumen dividiert wird. Unter Zuhilfenahme eines Transparentes lassen sich mittlere Ablaufkonzentrationen leicht finden. (Abb. 5).

Im dargestellten Beispiel beträgt z.B. die mittlere Ablaufkonzentration aus einem 500 m^3 Becken rd. 200 mg/l BSB_5 . Durch Verschieben des Transparentes lassen sich

Abb.5: Ermittlung der Abflusskonzentrationen von Ausgleichsbecken nach SEDZIKOWSKI (1970)

Hier ergab sich z.B.:

Beckenvolumen	max. Abl.	min. Abl.
500 m^3	520 mg/l	170 mg/l
$1\ 000 \text{ m}^3$	440 mg/l	210 mg/l

Die Bemessung von Ausgleichsbecken zur Überbrückung belastungsloser Perioden hat nach den üblichen Regeln der Speicherraumbemessung zu erfolgen. Handelt es sich nur um die Überbrückung der Wochenenden, so ergibt sich das Volumen des Beckens überschläglich zu $2/7$ des Wochenanfalles.

Speicher-Ausgleichsbecken können im Haupt- oder Nebenstrom angeordnet werden. Becken im Hauptstrom bewirken gleichzeitig einen Konzentrationsausgleich. Durch Einbau eines Rührwerkes kann dies noch verstärkt werden. Wird das Becken so ausgelegt, daß es am Ende einer belastungslosen Periode völlig leer ist (z.B. Wochenanfang), so werden nach Einsetzen der Füllung Konzentrationsschwankungen zunächst nur wenig ausgeglichen. Es kann deshalb zweckmäßig sein, die Becken bewußt großzügiger zu bemessen.

Sind die Becken im Nebenstrom angeordnet, so wird zwar das gespeicherte Wasser hinsichtlich der Konzentration ausgeglichen, nicht aber der zur Reinigungsanlage führende Hauptstrom.

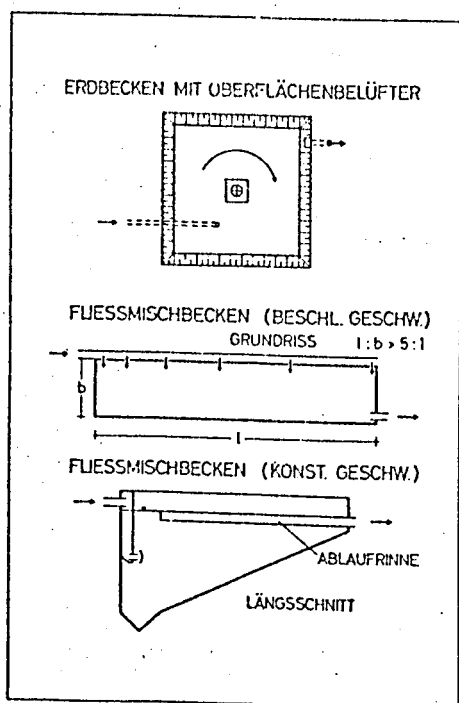
3.3 Technische Ausführung

Ausgleichsbecken wird man je nach Größe und den betrieblichen Erfordernissen als einfache Erdbecken oder in massiver Betonbauweise erstellen. An Erdbecken, die mit Mischeinrichtungen ausgestattet sind oder die mit stark variablen Wasserständen gefahren werden, wird man die Böschung abschottern oder mit einer leichten Beton- bzw. Bitumenbefestigung versehen. Erhält die Abwasserreinigungsanlage eine Vorklärung, so ist es unter Umständen sinnvoll diese mit variablem Wasserstand für den Mengenausgleich mit zu nutzen.

In Mischbecken mit mechanischen Umwälzeinrichtungen ist es, wie noch erläutert wird, wichtig, Kurzschlußströmungen zu unterbinden. Ist ein rundes oder quadratisches Becken mit nur

einem Mischer ausgestattet, so ist es am günstigsten, das Abwasser unter dem Mischer oder in einem gewissen Abstand vom Rand an der Sohle zuzuleiten. Besonders bei flachen Becken wird oberflächlich am Rand zugeleitetes Abwasser teilweise am Rand zum Auslauf bewegt.

Der Ablauf von Ausgleichsbecken mit variablem Wasserstand muß entweder mittels automatisch geregelter Schieber bzw. Schütz oder mit einer in gewissen Grenzen steuerbaren Pumpe auf die vorgegebene Menge eingestellt werden.



Für Fließmischbecken ist die richtige Aufteilung der Abwassermengen schwierig. Am einfachsten zu kontrollieren ist es, wenn das Abwasser zu gleichen Mengen über eine Reihe von (5 - 10) Wehren eingeleitet wird. Einige prinzipielle Beispiele für Fließmischbecken sind auf Abb. 6 dargestellt. KOHLSCHÜTTER unterscheidet zwischen Becken mit gleichmäßig beschleunigter Wasserbewegung (Rechteckbecken mit über der Längsseite verteilter Abwasserzuführung) und Becken mit gleichmäßiger Geschwindigkeit (Dreieckform im Grundriß oder Schnitt).

Abb. 6: Beispiele für Ausgleichsbecken

3.4 Planungsgrundwerte

a) Mischbecken mit konstantem Volumen

Bauform: Mischbecken mit oder ohne Umwälz- oder Mischeinrichtung bzw. Fließmischbecken. Stets im Hauptstrom anordnen.

Anzuwenden: Wenn der Abwasseranfall im wesentlichen konstant ist und wenn nur die Konzentration stark schwankt (über 1 : 4).

Überschlägliche Bemessung: Bei periodischen Schwankungen (z.B. 1/2 h hohe Konzentration, 1/h geringe Konzentration, 1/2 h hoch ...) sollte die theoretische Aufenthaltszeit rd. das 5 - 10 fache der Zeit mit hoher Belastung betragen. Der Ausgleich ist nur dann sinnvoll, wenn die hohe Zuflußkonzentration mehr als etwa 4 mal so groß ist wie die geringe. Die Abminderung ist um so größer, je länger das Abwasser mit geringer Konzentration zufließt.

Bei einzelnen unregelmäßig auftretenden kurzen Konzentrationsstößen sollte das Becken für etwa die 10-fache Stoßdauer ausgelegt werden.

b) Ausgleichsbecken mit Aufstau

Bauform: Becken im Hauptstrom mit oder ohne zusätzliche Mischeinrichtung mit gesteuerter Ablaufeinrichtung bzw. Pumpe. Becken im Nebenstrom mit Ablaufregelung.

Anzuwenden: Wenn nur der Abwasseranfall stark schwankt und auch wenn Abwasseranfall und Konzentration stark schwanken. (Z.B. im Wochenzyklus zwei oder mehr Tage ohne Abwasseranfall oder nur jeweils während weniger Stunden des Tages Abwasseranfall).

Überschlägliche Bemessung: Wochenausgleich: Volumen entsprechend $2/7$ des Abwasseranfalles pro Woche, Ablaufleistung rd. $1/7$ Wochenanfall, wenn Konzentration des Abwassers im wesentlichen konstant (Schwankungen kleiner als $1 : 4$). Soll die Konzentration ausgeglichen werden, Volumen entsprechend $3/7$ des Wochenanfalles. Ablaufleistung $1/7$ des Wochenanfalles.

4. Speicherung

4.1 Speicherung von Konzentraten

Konzentrate, die entweder abgefahren werden zur Beseitigung oder Aufbereitung an anderer Stelle, oder die mit geringer Menge stetig dem Abwasserstrom zudosiert werden können, müssen gespeichert werden. Da solche Konzentrate vielfach als Chargen (z.B. Säurebäder) abgelassen werden, richtet sich die Speichergröße im wesentlichen nach der Anzahl der zu speichernden Chargen. Die Speicherung von Konzentraten trägt wesentlich zur Reduzierung von Konzentrationsstößen bei.

4.2 Langzeitspeicherung von Zuckerfabriksabwässern

Nach Einführung der Wasserkreislaufwirtschaft in Zuckerfabriken ist der Abwasseranfall erheblich gesunken und die Konzentration gestiegen. In Anbetracht der Kürze der Kampagne von rd. 3 Monaten kommen biologische Kläranlagen für Zuckerfabriksabwasser kaum in Frage. Im Braunschweiger Raum wird seit etwa 1960 bei den meisten Zuckerfabriken das Abwasser der gesamten Kampagne in sogenannten Stapelteichen gespeichert. Die Füllhöhe beträgt maximal rd. 1,20 m. Während und unmittelbar nach der Kampagne herrscht in den Teichen saure Gärung. Daran schließt sich eine Faulphase an. Im Frühjahr beginnen sich fakultativ aerobe Organismen und Algen zu entwickeln. Gegen Ende des Sommers ist das Wasser klar und geruchlos. Im August - September wird das so selbst-gereinigte Wasser abgelassen. Der Stapelteich steht für die nächste Kampagne zur Verfügung.

5. Mischen

5.1 Zweck und Anwendung

Die Mischung ist notwendig, um Reaktionsmittel mit allen Abwasserteilen in Berührung zu bringen. Z.B. bei der Neutralisation: die Säure und das alkalische Abwasser, bei der Flockung: das Flockungsmittel und das Abwasser und beim Belebungsverfahren: den belebten Schlamm und das Abwasser. (Weiterhin kann, wie schon erläutert wurde, die Mischung zum Ausgleichen von Konzentrationsschwankungen genutzt werden.)

5.2 Grundlagen

Maßgebend für das Volumen des Reaktionsbeckens ist zunächst die Geschwindigkeit der Reaktion. Dies sei an zwei Beispielen erläutert: Die Neutralisation von Abwasser erfolgt praktisch im Augenblick der Zugabe des Neutralisationsmittels. Es muß nur die richtige Menge an Neutralisationsmittel zugesetzt werden und es muß eine schnelle und innige Vermischung gewährleistet sein. Werden beim Belebungsverfahren belebter Schlamm und Abwasser innig miteinander vermischt und wird genügend Sauerstoff eingetragen, so benötigen die Mikroorganismen des belebten Schlammes trotzdem eine gewisse Zeit zum Abbau der organischen Substanz. Bei der Neutralisation ist also theoretisch die Mischung vorrangig und das Beckenvolumen nebensächlich, beim Belebungsverfahren spielt neben der Mischung das Beckenvolumen die entscheidende Rolle.

Aus Gründen der Regeltechnik wird man jedoch auch bei so schnellen Vorgängen wie der Neutralisation bestimmte minimale Aufenthaltszeiten nicht unterschreiten. Zulaufkonzentrationschwankungen werden dann im Reaktionsbecken schon etwas ausgeglichen, der Regelkreis arbeitet stetiger.

Überall dort, wo für die automatische Regelung der Rückkopplungsprozeß von der Messung zum Regler und dann zur Do-

siereinrichtung erforderlich ist, müssen total durchmischte Becken (Konzentration im ganzen Becken gleich) eingesetzt werden. In Fällen, wo im wesentlichen die Reaktionszeit von Bedeutung ist, und wo das Reaktionsmittel entweder nach der Zulaufkonzentration oder im Überschuß zugesetzt wird, können auch längsdurchströmte Becken genutzt werden. Es muß nur sichergestellt sein, daß das Reaktionsmittel einmal richtig mit dem zufließenden Abwasserstrom vermischt wird und daß es sich später nicht wieder entmischen kann. Dies ist z.B. in längsdurchströmten Belüftungsbecken der Fall. Die Belüftung bewirkt am Beckenanfang die Vermischung von belebtem Schlamm (Reaktionsmittel) und Abwasser und verhindert im weiteren Verlauf des Beckens das Absetzen des Schlammes (Entmischung). Will man allerdings die Sauerstoffzufuhr automatisch regeln, so sind totale Mischbecken theoretisch notwendig. Praktisch verhalten sich jedoch auch kürzere Langbecken ähnlich wie totale Mischbecken.

Auf ein total durchmischtes Becken wirken zwei Arten von Energie ein: 1. die Energie der Mischeinrichtung und 2. die Energie des ein- und auslaufenden Abwassers. Bei gleicher spezifischer Mischenergie (W/m^3) nimmt mit abnehmendem Beckenvolumen die Turbulenz im Becken ab. Dies wird auf den Einfluß der mit abnehmendem Beckenvolumen steigenden Reibungsverluste zurückgeführt. Es ist weiterhin einleuchtend, daß bei gleicher spezifischer Mischenergie mit abnehmendem Beckenvolumen der Einfluß der Ein- und Auslaufenergie steigt. (Im Extrem kann man sich vorstellen, daß das einlaufende Abwasser leicht gestört durch die Mischung direkt zum Auslauf schießt). Um solche Kurzschlüsse zu unterbinden, muß die zugeführte Mischungsenergie bei kurzen Aufenthaltszeiten recht hoch sein. Man kann dann besser das Becken etwas größer machen und braucht weniger Energie zuzuführen.

Ein Kriterium für die Beurteilung der Mischvorgänge ist, wie weit gemessene Mischungskurven (Abb. 2) um die theoretische Kurve streuen. Dies bezieht sich nur auf die gelösten Stoffe

und feinen Schwebestoffe. Ein anderes Kriterium ist daher, ob absetzbare Stoffe in der Schwebelösung gehalten werden. Messungen, die in USA bei verschiedenem spezifischen Energieaufwand in einem quadratischen Becken von rd. 2 500 m³ durchgeführt wurden, ergaben ab etwa 6 W/m³ (Mischung durch langsam laufenden Oberflächenbelüfter) eine praktisch den theoretischen Verhältnissen gleichkommende Mischung der gelösten Substanzen. Interessanterweise kam es bei diesem Energieaufwand auch nicht mehr zur Ablagerung von den im Rohabwasser (häuslich) enthaltenen Schlammstoffen. Im Vergleich hierzu sind nach den Untersuchungen von KALBSKOPF (1966) - basierend auf der Sohlgeschwindigkeit - etwa folgende Werte für den Energieaufwand einzuhalten:

Becken volumen: 2 000 m ³	rd. 10 W/m ³
1 000 m ³	rd. 15 W/m ³
500 m ³	rd. 20 W/m ³ .

Bei eigenen Messungen in verschiedenen Belebungsbecken wurden zwischen 15 und 20 W/m³ keine Schlammablagerungen auch in kleineren Belebungsbecken festgestellt.

5.3 Technische Ausführung

Die Durchmischung von Becken oder Behältern kann erfolgen mit mechanischen Paddelwerken, Mischern (Propeller bzw. Turbine), Druckluft und durch Umpumpen. Das Becken kann als Umlaufbecken oder als Rund-, Quadrat- oder Rechteckbecken ausgebildet werden.

Umlaufbecken sind ähnlich wie der Oxydationsgraben. Im Becken wird durch Paddel oder Kessener Bürsten oder auch durch eine Pumpe (z.B. Schneckenpumpe) eine Umlaufströmung erzeugt. (Abb. 7).

Wird in Rundbecken mittig ein Mischer angeordnet, so wird je nach Art des Mixers der gesamte Beckeninhalt in Rotation

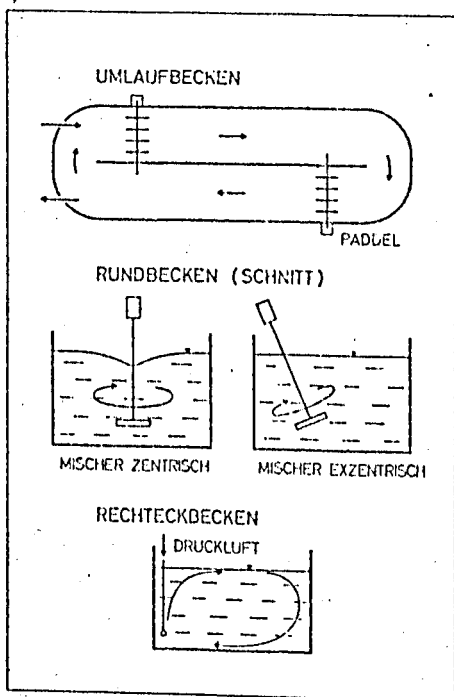


Abb. 7: Beispiele für Mischbecken

Im Überschuß zugegebenem Reaktionsmittel, wie z.B. Chlor. Die Vermischung erfolgt in Schikanenrinnen durch häufigen Fließrichtungswechsel. Rotationsmischer sind schachtartige runde Bauwerke, in die der Hauptstrom tangential einmündet und zentrisch unten abgeführt wird und der Nebenstrom an beliebiger Stelle zugeführt ist.

5.4 Planungsgrundwerte

Bauform: Umwälz- oder Umlaufbecken mit Mischern, Paddeln, Pumpen oder Druckluftumwälzung.

Anzuwenden: Für die Vermischung von Reaktionsmitteln mit Abwasser, besonders in Verbindung mit automatischer Regelung. (Ferner zum Ausgleichen von Konzentrationsschwankungen, vgl. dazu 3.4).

versetzt. Die Durchmischung ist dann gering. Deshalb werden Mischer in Rundbecken exzentrisch installiert oder es werden Bremswände eingebaut. Oberflächenbelüfter sind in diesem Sinne auch als Mischer anzusehen.

Bei stark korrosionsförderndem Abwasser oder wenn Faulvorgänge verhindert werden sollen, kann die Umwälzung mit Druckluft zweckmäßig sein.

Bisher auch in den Grundlagen noch nicht angesprochen wurden Schikanenrinnen und Rotationsmischer. Beide dienen hauptsächlich zur Vermischung von Abwasser und im Über-

Überschlägliche Bemessung: Die nachstehenden Zahlenwerte sind grobe Richtwerte. Bei der endgültigen Auslegung der Anlage sind insbesondere von den Maschinenlieferanten deren Erfahrungswerte zu berücksichtigen.

Becken volumens hängt ab von der Totzeit der Regelkreise und der Reaktionsgeschwindigkeit. Aufenthaltszeiten zweckmäßig nicht kürzer als 15 - 30 Minuten.

Mischerauslegung: Mischeinrichtungen für Aufenthaltszeiten über 2 Stunden:

Becken volumen	500 m ³	N ≈ 20 - 40 W/m ³
	1 000 m ³	N ≈ 10 - 15 W/m ³
	2 000 m ³	N ≈ 5 - 10 W/m ³

Die kleineren Werte gelten jeweils für langsam laufende Mischer und Paddel ($v_u < 2,0$ m/s) und die höheren für schnelldrehende. Für Pumpen können die höheren Werte ebenfalls als Anhaltswerte angesetzt werden. Bei der Umwälzung durch Druckluft erbringen Luftmengen von 1 m³/m³ Becken und Stunde hinreichende Sohlgeschwindigkeiten in Becken mit üblicher quadratischer Querschnittsform. Die Gebläseenergie muß für 10 bis 20 Watt/m³ Becken ausgelegt werden.

Literatur

Bohrisch, G. : Misch- und Ausgleichsanlagen
 Industrieabwasser 1964, S. 20 - 26
 Dtsch. Kommunal Verlag, Düsseldorf

- Born, R. : Über die Theorie und Berechnung von Misch- und Ausgleichsanlagen für industrielle Abwässer.
Industrieabwässer 1964, S. 2 - 15
Dtsch. Kommunal Verlag, Düsseldorf
- Engelbart, F. : Diskussionsbeitrag über die Reinigung von Rohabwässern der Zuckerfabriken in Stapelteichen.
Münchener Beiträge Bd. 11, S. 240 - 246
München 1964
- Kalbskopf, K.H. : Strömungsverhältnisse und Sauerstoffeintrag bei Einsatz von Oberflächenbelüftern Vom Wasser, Band 33, 1966, S. 154 - 171
- Kehr, D. : Die Kläranlage Nordhorn
Pflanz, P.: GWF, 107, 1966, S. 260 - 266
- Kohlschütter, H. : Neue Mischverfahren in der Abwassertechnik.
Ges.Ing. 76, 1955, S. 41 - 46
- Sedzikowski, T. : Abmessungsberechnungen der Ausgleichsbekken für Industrieabwässer.
Übersetzung aus dem Polnischen.

Betrachtungen zum Konzentrationsausgleich1. Einleitung

Das im folgenden dargelegte Verfahren erlaubt die Ermittlung der Wirkung eines Ausgleichsbeckens auf die zu erwartende Ablaufkonzentration aus diesem Becken. Die Mengenschwankungen und Konzentrationsschwankungen des Zulaufes müssen bekannt sein. Das angegebene Verfahren ist ein Näherungsverfahren und basiert auf der Annahme, daß ein vollständig durchmisches Ausgleichsbecken mit konstantem Volumen vorliegt, in dem keine Konzentrationsabbaureaktionen vorkommen. Die ermittelten Werte liegen auf der sicheren Seite; sie stellen obere bzw. untere Schranken dar.

2. Die Handhabung des Verfahrens

Anhand der über der Wasserzuflußmengensumme aufgetragenen Frachtensummenkurve für einen bestimmten Abwasserinhaltsstoffe hervorrufenden Produktionszyklus kann der Bereich, in dem die Ausgleichsbeckenablaufkonzentration schwankt, in Abhängigkeit vom gewählten Ausgleichsbeckenvolumen graphisch ermittelt werden. Von der Art des Betriebes abhängig wird es verschiedene Abwasser verursachende Produktionszyklen geben. Von diesen müssen für die Auslegung des Beckens die ungünstigsten ausgewählt werden.

Sobald die Frachtensumme über der Summe der Wassermengen aufgetragen ist, wird auf einem Stück Transparentpapier ein Büschel von passenden Konzentrationen aufgetragen. (Die Konzentration ist die Neigung im Frachtensummen/Wassermengensummen - Diagramm.) Für einige ausgewählte Beckenvolumen, etwa 0,25, 0,50, 0,75 und 1,00 Q wird, wie in der Abb. 5 auf Seite E-10 ersichtlich, das Beckenvolumen im selben Maßstab wie im Frachtensummenbild auf der Abszisse des Transparentpapiere aufgetragen. Die Ordinate des Transparentes stellt natürlich ebenfalls eine Fracht dar. Nun wird das Frachtensummenbild, mit dem Nullpunkt des Transparentes auf der Frachtensummenlinie und Abszissen und Ordinaten des Frachtensummenbildes

und des Transparentes parallel angeordnet, abgegriffen und die dem gerade gewählten Beckenvolumen zugeordnete größte mittlere bzw. kleinste mittlere Konzentration entlang der Frachtensumme ermittelt.

Jedem gewählten Ausgleichsbeckenvolumen sind somit zwei spezifische Konzentrationen zugeordnet, die im Grenzfalle, wenn $V = Q$ ist, auf einen Wert zusammenschrumpfen.

Die durch Ermittlung der Konzentrationen erhaltenen Punkte können in einem Koordinatennetz aufgetragen werden. In der beiliegenden Abbildung geschah dies im Raster des Frachtensummenbildes. Die durch einen Linienzug verbundenen Punkte werden als Konzentrationsschwankungskurve bezeichnet. Diese Kurve ergibt ein anschauliches Bild der Konzentrationsschwankungen, die nachgeschaltete Reinigungsanlagen belasten.

Für die Ermittlung z. B. von pH-Schwankungen in Abwässern nach der Ausgleichung ist die Abhängigkeit des pH von der Alkalität oder Azidität des Wassers (Pufferung!) analytisch zu bestimmen. Auf Grund dieser Angaben kann dann der zu erwartende pH-Schwankungsbereich über die Ermittlung nach dem angegebenen Verfahren hinaus korrigiert werden.

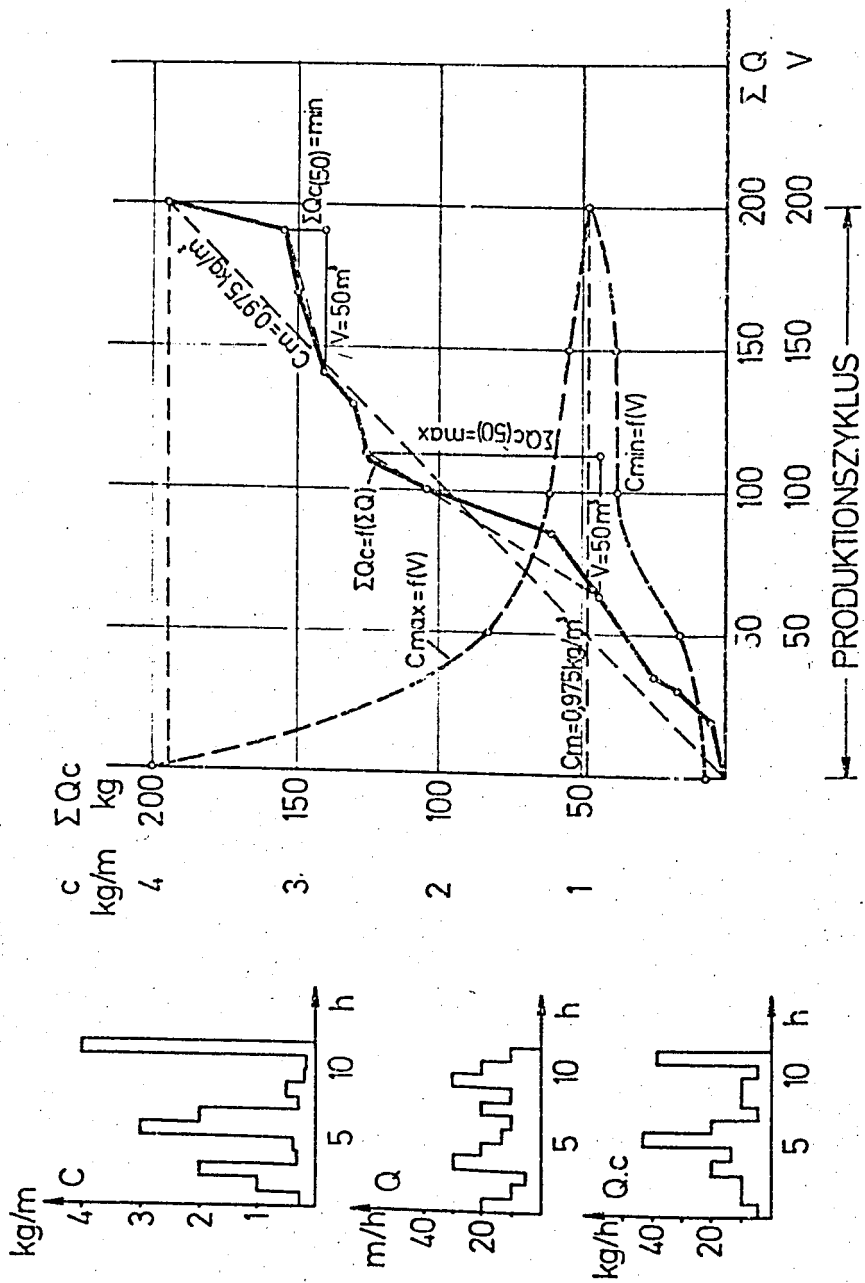
Das Problem der Durchmischung erfordert aller Voraussicht nach Messungen bei bestehenden Anlagen, um allfällige Koeffizienten zur Berücksichtigung der Mischintensität einzuführen. Auch Modellverfahren können angewendet werden.

3. Ausgleich von Konzentrationen und Ausgleich von Mengen

Der vorhergehende Abschnitt befaßt sich mit dem Ausgleich von Konzentrationen. Soll auch ein Mengenausgleich erfolgen, so muß das zu errichtende Becken ein veränderliches Volumen aufweisen. Verfahren zur Berechnung von Anlagen zum Mengenausgleich finden sich in den einschlägigen Handbüchern für Hydraulik oder Kanalisation. Die für den Konzentrationsausgleich und den Mengenausgleich errechneten Beckenvolumen sind zu addieren. Dies folgt aus den theoretischen Betrachtungen beim totalen Misch-

becken, die auf der Annahme beruhen, daß ein konstantes Beckenvolumen vorliegt. Eine Speicherung, die ja erst einen Mengenausgleich darstellt, ist jedoch nur bei variablem Wasserstand im Becken möglich.

BEMESSUNG VON BECKEN ZUM KONZENTRATIONSAUSGLEICH



Arnold Hörler:

Absetzen, Aufschwimmen, Flotieren.

1. Absetzen.

1.1. Zweck und Anordnung.

Hauptzweck der Abwassertechnik ist die Entfernung von Fremdstoffen aus dem Abwasser. Handelt es sich dabei um spezifisch schwerere Stoffe als Wasser, so führt ein Absetzverfahren stets zum Ziel, allerdings mit mehr oder weniger großen Aufwendungen. Diese Aufwendungen sind abhängig von der Art und Größe der Fremdstoffe, deren spezifischem Gewicht und der Zähigkeit des Abwassers, das wiederum temperaturbedingt ist. Diese beinahe universelle Anwendung des Absetzverfahrens darf aber nicht dazu verleiten, unter allen Umständen Absetzbecken anzuwenden. Ich erinnere mich an einen Fall, der vor Jahrzehnten passierte, bei dem für das Abwasser einer Färberei ein Absetzbecken erstellt wurde. Da die Farbflotte kaum absetzbare Stoffe enthielt, floß das Abwasser durch die Absetzbecken praktisch unverändert hindurch. Nach Monaten wurden nur wenige Liter Schlamm zurückgehalten. Hier war somit ein Absetzbecken allein verfehlt. Namentlich bei der Projektierung der Abwasseranlagen für Industrieabwasser ist vorerst festzustellen, welche Mengen an absetzbaren Stoffen zu erwarten sind und wie die Absetzfähigkeit der abzutrennenden Stoffe zu bewerten sind.

Schon Imhoff (1.) wies auf die Verschiedenartigkeit im Absetzverhalten von körnigen und flockigen Stoffen hin. Oft sind diese zwei Stoffarten in Mischung vorhanden. Auch kann sich die Stoffart im Laufe der Jahre erheblich ändern. Kieswaschwasser kann praktisch nur aus Feinsand bestehen, der aber in gewissen Fällen auch erhebliche Mengen an lehmigen und tonigen Bestandteilen enthalten kann, die andere Dimensionen von Absetzbecken erfordern, ev. auch zusätzlicher Flockungshilfsmittel bedürfen. Neben anorganischen Stoffen gelangen auch organische Stoffe oder gemischt organisch-anorganische Stoffe zur Ausscheidung und zwar als primäre Stoffe in Vorklärbecken oder

als sekundärer Schlamm bei biologischen Anlagen bzw. als Tertiärschlamm aus Fällungsanlagen.

1.2 Grundlagen.

Für die Absetzverfahren bei industriellen Abwässern oder bei häuslichen Abwässern mit einem wesentlichen oder überwiegenden Anteil an Industrieabwasser gelten die gleichen Gesetze und Dimensionierungs- und Konstruktionsgrundsätze wie für städtische Abwässer. Im Rahmen dieser Abhandlung kann nicht auf die Grundlagen im Detail eingegangen werden. Ein Hinweis auf die entsprechende Fachliteratur möge genügen.

Für körnige Stoffe gilt das Stokes'sche Gesetz bis zu Reynolds'schen Zahlen von etwa $Re=0,5$ (2). Darüber ist der Ansatz von Newton maßgebend (3). Dabei ist die Beziehung von Camp (4) zu berücksichtigen oder dann Grenzwerte für die horizontale Strömungsgeschwindigkeit in Vorklärbecken z.B. nach Schmidt-Bregas (4). Bei mehr flockigen Fremdstoffen, wie sie bei chemischen oder biologischen Reinigungsverfahren entstehen, werden die Gesetze von Stokes oder Newton den tatsächlichen Verhältnissen kaum gerecht, da sich die Flocken aneinander anlagern können und diese zudem nicht mehr eine ausgeprägte Kugel- oder Ellipsoidenform besitzen. In diesem Fall wird man neben der Aufenthaltszeit, die durch Absetzversuche angenähert ermittelt werden kann, auch die Oberflächenbelastung nach Pflanz (5), die Schlammvolumenbelastung nach Hanisch (2) und verschiedene Erfahrungswerte für die Dimensionierung der Becken beiziehen. Angaben darüber finden sich unter anderem im ATV-Handbuch (2) und auch im Band 4 der Wiener Mitteilungen (6), weshalb in diesem Rahmen nur kurz auf die wichtigsten Zusammenhänge eingegangen wird.

Eine Kombination der Camp'schen Beziehung für die Horizontalgeschwindigkeit mit den Gleichungen von Stokes und Newton für die Sinkgeschwindigkeit ergibt bei Flachbecken das Verhältnis der Beckenlänge zur Beckentiefe. Da jedoch die Größe, namentlich aber das spezifische Gewicht der auszuscheidenden Teilchen

meist nur auf Annahmen beruhen kann, sind diese Betrachtungen vorwiegend von theoretischem Interesse.

Praktisch geht man wohl überall so vor, daß eine, den gegebenen Verhältnissen entsprechende Absetzzeit der Volumenberechnung des Absetzbeckens zugrunde gelegt wird. Diese kann für Vorklärbecken 1/2 - 2 Stunden betragen, für Nachklärbecken 2 - 6 Stunden. Die Beckentiefen von Flachbecken werden etwa mit 1,5 - 2,5 m gewählt. Dabei sind tiefere Becken bei Flockenschlamm und bei großen Abwassermengen am Platze. Dabei sollte bei Flachbecken die Länge mindestens der 10-fachen Tiefe entsprechen.

Als weiteren Parameter dient zur Ermittlung der erforderlichen Beckenoberfläche die Oberflächenbeschickung in $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ bzw. in m/h . Diese ist bei Nachklärbecken von Belebungsanlagen abhängig von der Schlammkonzentration im Belebungsbecken. Pflanz (5) hat hierfür den Begriff der Oberflächenbelastung eingeführt.

Die Beziehung für die Oberflächenbelastung lautet:

$$B_F = TS_R \cdot q_F \quad \text{wobei } B_F = \text{Oberflächenbelastung in } \text{kg}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$$

$$TS_R = \text{Schlammkonzentration im Zulauf zum Nachklärbecken in } \text{kg}/\text{m}^3$$

$$q_F = \text{Oberflächenbeschickung in } \text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h} \text{ bzw. in } \text{m}/\text{h}.$$

Dabei sollte die Oberflächenbelastung bei Nachklärbecken für normalen Belebtschlamm keinesfalls über $3 \text{ kg}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ angenommen werden, damit die Schwebestoffe im Abfluß $30 \text{ mg}/\text{l}$ nicht überschreiten.

Will man die Sackungseigenschaften des Belebtschlammes zusätzlich berücksichtigen, dann empfiehlt sich eine Dimensionierung mit Hilfe der Schlammvolumenbelastung.

Die Schlammvolumenbelastung wird wie folgt berechnet:

$$SV_R = B_F \cdot I_{SV} \quad \text{wobei } SV_R = \text{Schlammvolumenbelastung in } \text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$$

$$I_{SV} = \text{Schlammvolumenindex} = \frac{\text{m}^3_S}{\text{kg}}$$

$$= \frac{\text{Mohlman-Index}}{1000}$$

wobei m^3_{S} = Kubikmeter Schlamm bedeutet.

Dieser Wert sollte für Nachklärbecken $0,3 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ nicht überschreiten.

Einige für die Dimensionierung brauchbare Planungswerte sind im Abschnitt 1.4 aufgeführt. Während für häusliche Abwässer bereits Grenzwerte angegeben werden können, ist dies für Industrieabwässer nur bedingt der Fall. Die Vielseitigkeit im Charakter und in der Zusammensetzung der industriellen Abwässer erfordert meist die Durchführung von Versuchen zur Ermittlung der Planungsgrundlagen. Führt man Absetzversuche im Zylinderglas oder im Imhoffkelch durch, so wird man feststellen, daß Absetzkurven nur bei relativ kleinem Schlammgehalt (z.B. unter 1000 mg/l), bei größerem Schlammgehalt, namentlich bei flockigem Schlamm, dagegen Sackungskurven erhalten werden. Bei Abwässern aus Kiesgruben können kombinierte Absetz- und Sackungskurven auftreten, Absetzkurven für den Sand, Sackungskurven für die lehmigen Bestandteile. Über diese Verhältnisse wird in (6) eingehender berichtet.

1.3. Technische Ausführung.

In konstruktiver Hinsicht haben Absetzbecken folgende Forderungen zu erfüllen:

Die Einläufe: Diese sollen die kinetische Einlaufenergie vernichten und das Abwasser möglichst gleichmäßig auf den ganzen Beckenquerschnitt verteilen.

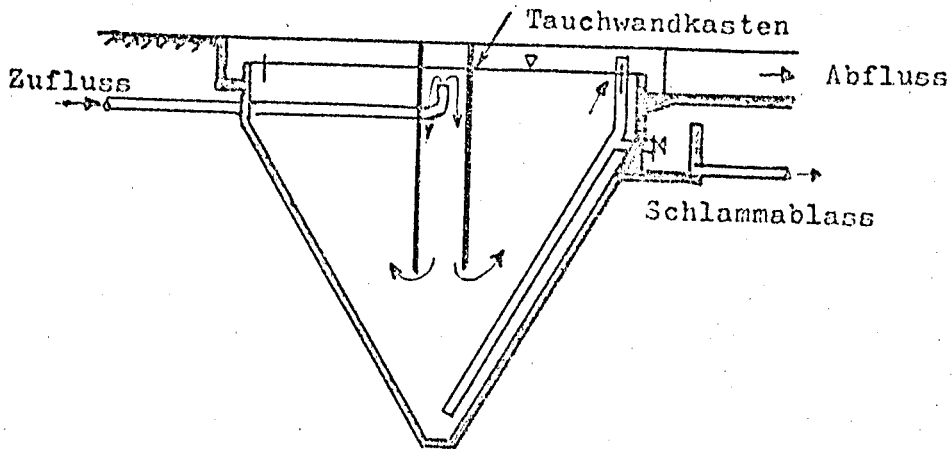
Das Becken: Dieses soll vom Abwasser mit einer maximalen Grenzgeschwindigkeit ohne Kurzschlußströmungen durchflossen werden, wobei sich die abzuscheidenden spezifisch schwereren Stoffe noch vor dem Beckenüberlauf zu Boden niedersetzen müssen. Das Becken soll genügend tief sein ($1,5 - 2,5 \text{ m}$), damit durch die Strömung kein Bodenschlamm aufgewirbelt wird. Die Räumung des Schlammes hat in der Regel maschinell zu geschehen, derart, daß der Schlamm ohne stärkere Aufwirbelung zusammengezogen und

abtransportiert bzw. abgelassen werden kann. Die Inhalte der Klärbecken werden nach den Angaben im Abschnitt 1.2 festgelegt. Bei Vorherrschen industrieller Abwässer ist die Durchführung von Absetzversuchen vor der Projektierung der Anlage anzuraten.

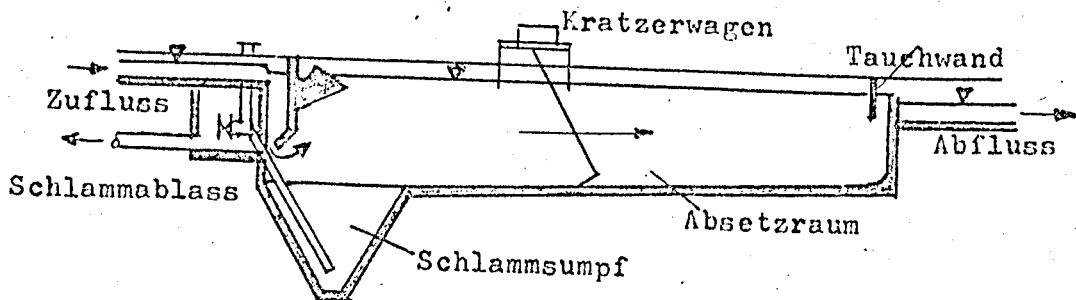
Der Auslauf: Eine Tauchwand soll allfällige Schwimmstoffe vom Ablauf zurückhalten. Der Auslauf wird in der Regel als Überlauf gleichmäßig über die ganze Beckenbreite oder den ganzen Beckenumfang verteilt angeordnet. Vorgeschaltete Überlaufrinnen bezwecken, die Überlaufrate möglichst niedrig zu halten, z.B. bei sehr leichtem Schlamm etwa 3 - 5 m³/m.h.

Die für häusliche oder kommunale Abwässer gebräuchlichen Konstruktionen von Absetzbecken gehen aus der Abb. 1.1, a und b hervor, wobei an Stelle rechteckiger auch im Grundriß runde Absetzbecken mit zentraler oder peripherer Beschickung angewendet werden. Bei Industriebetrieben mit starkem Schlammanfall unterschiedlicher Natur können entweder Becken aus Stahlbeton mit Schlammräumung und Abtransport dieses Schlammes in eine Grube gewählt werden, oder, was oft billiger ist, Erdbecken, die durch den Schlamm mit der Zeit aufgelandet werden und durch neue Becken zu ersetzen sind. In der Schweiz wurde die erste Lösung z.B. für Abwasser aus einem Gaswerk gewählt. Das rechteckige Flachbecken ist ohne Schlammsumpf erstellt worden. Ein Greiferbagger entnimmt den kohlehaltigen Schlamm, der im Gaswerk wiederverwendet wird. Die zweite Lösung wurde für die Rübenschwemm- und -Waschwässer der ersten schweizerischen Zuckerrübenfabrik gewählt. Im Verlauf der Jahre stellte sich eine katastrophale Beeinträchtigung des Grundwassers durch das versickerte Abwasser ein, so daß die Wasserversorgung mehrerer Ortschaften gefährdet ist. Keine Gefahr für das Grundwasser bilden in der Regel Kieswaschwässer. Zur Klärung solcher Wässer werden in der Schweiz ebenfalls Erdteiche verwendet, die entweder aufgelandet und durch neue Teiche ersetzt, oder bei Platzmangel in Zeiten geringen Kiesbedarfes ausgebagert werden. Das Sand- Lehmmaterial wird dann in eine Grube oder auf ein günstiges Gelände abtransportiert. Der Ablauf der Erdbecken darf nicht in den Vor-

a) Rundes Trichterbecken für flockigen Schlamm



b) Rechteckiges Flachbecken



c) Querdurchströmtes rechteckiges Nachklärbecken (Querprofil)

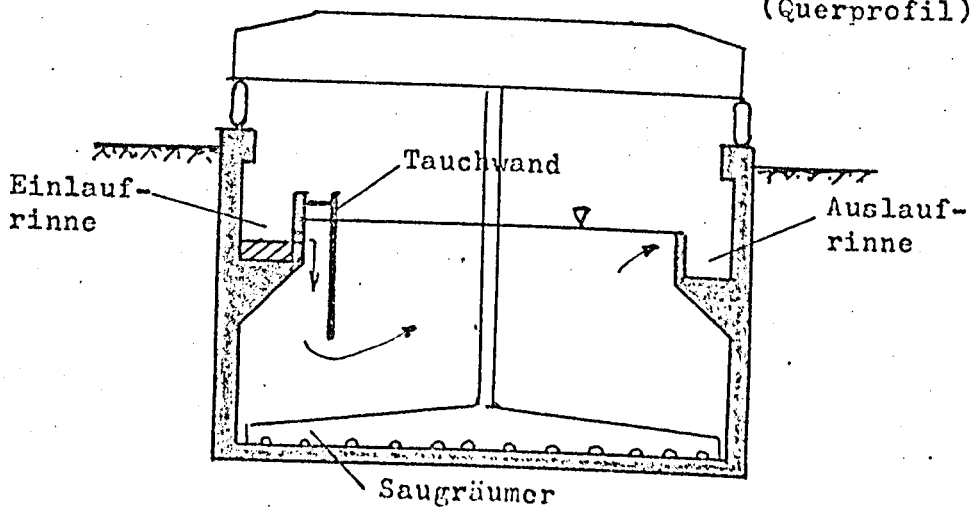


Abb. 1.1: Typen von Absetzbecken.

fluter eingeleitet werden, sondern ist im Rücknahmeverfahren wieder als Waschwasser zu verwenden. Nur das Verdunstungs- und Haftwasser ist durch Frischwasser zu ersetzen.

Die Verwendung von Becken mit Schlammtrichtern und die Beseitigung des Schlammes mit Wasserüberdruck - wie bei häuslichem Abwasser - kann je nach Schlammart auf Schwierigkeiten stoßen. Gewisse Schlämme sind nur mit Wasserzusatz pumpbar. Dann kann eine Entnahme mit Baggern in Frage kommen, wie bei den Abwässern aus dem Reinigungsbetrieb des erwähnten Gaswerkes.

Bei der biologischen Reinigung der Abwässer aus einer chemischen Fabrik hat die Firma Lurgi Nachklärbecken vorgeschlagen, bei denen der Rücklaufschlamm mit Saugräumern abgehebert, zum größten Teil jedoch laufend am Beckenende abgezogen wird.

In Abb. 1.1c ist ein querdurchströmtes Nachklärbecken im Querschnitt dargestellt ohne Schlammtrichter. Der Schlamm wird durch einen hin- und herfahrenden Saugräumer laufend entfernt.

1.4. Planungsgrundwerte.

Planungsgrundwerte für Absetzanlagen können nur für häusliche Abwässer bzw. gemeindlichem Abwasser mit einem kleineren industriellen Abwasseranteil angegeben werden. Werte für spezifische Industrieabwässer, wie sie zum Teil aus der Literatur hervorgehen, sind mit Vorsicht zu verwenden. Sie dienen mehr zur allgemeinen Orientierung. Zudem ist zu unterscheiden, ob die Industrieabwässer direkt in den Vorfluter eingeleitet werden oder ob lediglich Vorbehandlungsanlagen zu erstellen sind mit Einleitung der vorbehandelten Abwässer in eine Ortskanalisation. Einzelne Länder haben über die zu erreichenden Abflußqualitäten für beide Fälle Richtlinien aufgestellt. Den Richtlinien der Gewässerschutzkommission für den Bodensee kommen in dieser Hinsicht internationale Bedeutung zu, da sie von den Ländern Österreich (Vorarlberg), Bayern, Baden-Württemberg und der Schweiz einzuhalten sind.

In der nachfolgenden Tabelle "Vorschlag für Planungsgrundwerte (Faustwerte)" wurde der Versuch unternommen, einige Dimensionierungsgrößen zusammenzustellen. Für Industrieabwässer, die sich in der Zusammensetzung wie städtische Abwässer verhalten, können häufig die dafür aufgeführten Bemessungszahlen angewendet werden. Daß diese Dimensionierungswerte nicht mehr als Faustwerte sein können, mag aus Strömungsmessungen in einem bestehenden Absetzbecken hervorgehen, die zeigen, wie kompliziert in Tat und Wahrheit die Strömungsverhältnisse in solchen Becken sind (Abb. 1.2). Wohl zeigen die Strömungsprofile im Vorklärbecken a) einigermaßen Verhältnisse, die der Theorie entsprechen. Die komplizierten Fließvorgänge in den Nachklärbecken jedoch sind heute theoretisch befriedigend nicht erfaßbar.

Erhebungen an Ort und die Durchführung von Versuchen im halbertechnischen Maßstab sind, wenn es sich um die Reinigung der Abwässer größerer abwasserintensiver Industrien handelt, angezeigt oder unter Umständen sogar dringend notwendig. Schon bei der Projektierung der Industriekanalisation ist der Fachmann beizuziehen. Getrennte Kanalisationsnetze für Reinwasser und die verschiedenartigen industriellen Abwässer sind oft erforderlich. Unter Umständen kann vorerst bloß eine mechanische Klärung der Abwässer erfolgen und die weitere Behandlung erst nach Durchführung eines Versuchsbetriebes festgelegt werden.

Tabelle 1.1: Vorschlag für Planungsgrundwerte für Nachklärbecken (Faustwerte).
Minimalwerte für Aufenthaltszeit, Maximalwerte für übrige Angaben.

1. <u>Für städtisches Abwasser:</u>	Einheiten	Bei Trocken-	Bei Regen-	
		wetter	wetter	
Aufenthaltszeit	h	2	1 1/2	
Durchflußgeschwindigkeit	m/h	30	80	
Schlammkonzentration im Belüftungsbecken	kg/m ³	2-4		
Oberflächenbelastung	kg/m ² .h	2,5		
Schlammvolumenbelastung	m ³ /m ² .h	0,3		
Oberflächenbeschikung	m/h	0,6-1,2	1,5-2,0	
Überfallrate	m ³ /m.h	3-10	20	

2. <u>Für Mischindustrie mit wenig häuslichem Abwasser (Trockenwetterwerte)</u>	Einheiten	1-stufige Belebungs-	2-stufige Belebungsanlage	
			1. St.	2. St.
		Aufenthaltszeit	h	4-8
Durchflußgeschwindigkeit	m/h	30	90	30
Schlammkonzentration im Belüftungsbecken	kg/m ³	2-4	4	2
Oberflächenbelastung	kg/m ² .h	1,5	4	1,5
Schlammvolumenbelastung	m ³ /m ² .h	0,1	0,4	0,1
Oberflächenbeschikung	m/h	≤ 0,8	1,0	< 0,8
Überfallrate	m ³ /m.h	3-5	10	3-5

Tabelle 1.2: Ermittelte Oberflächenbelastung des Nachklärbeckens in kg/m².h in Abhängigkeit von der Belüftungszeit und dem Gehalt an Schwebestoffen in mg/l des Abflusses. (in Klammern Anzahl der Werte).

Belüftungszeit in Stunden	0-10 mg/l	10-20 mg/l	20-30 mg/l
1	3,0 (1)	2,8 (1)	2,75 (1)
2	3,2 (1)	3,0-3,5 (3)	-
4	1,3-1,5 (3)	1,2-1,6 (3)	-
8	0,8-1,4 (3)	-	-
1+4	0,6-0,8 (2)	1,0 (1)	-

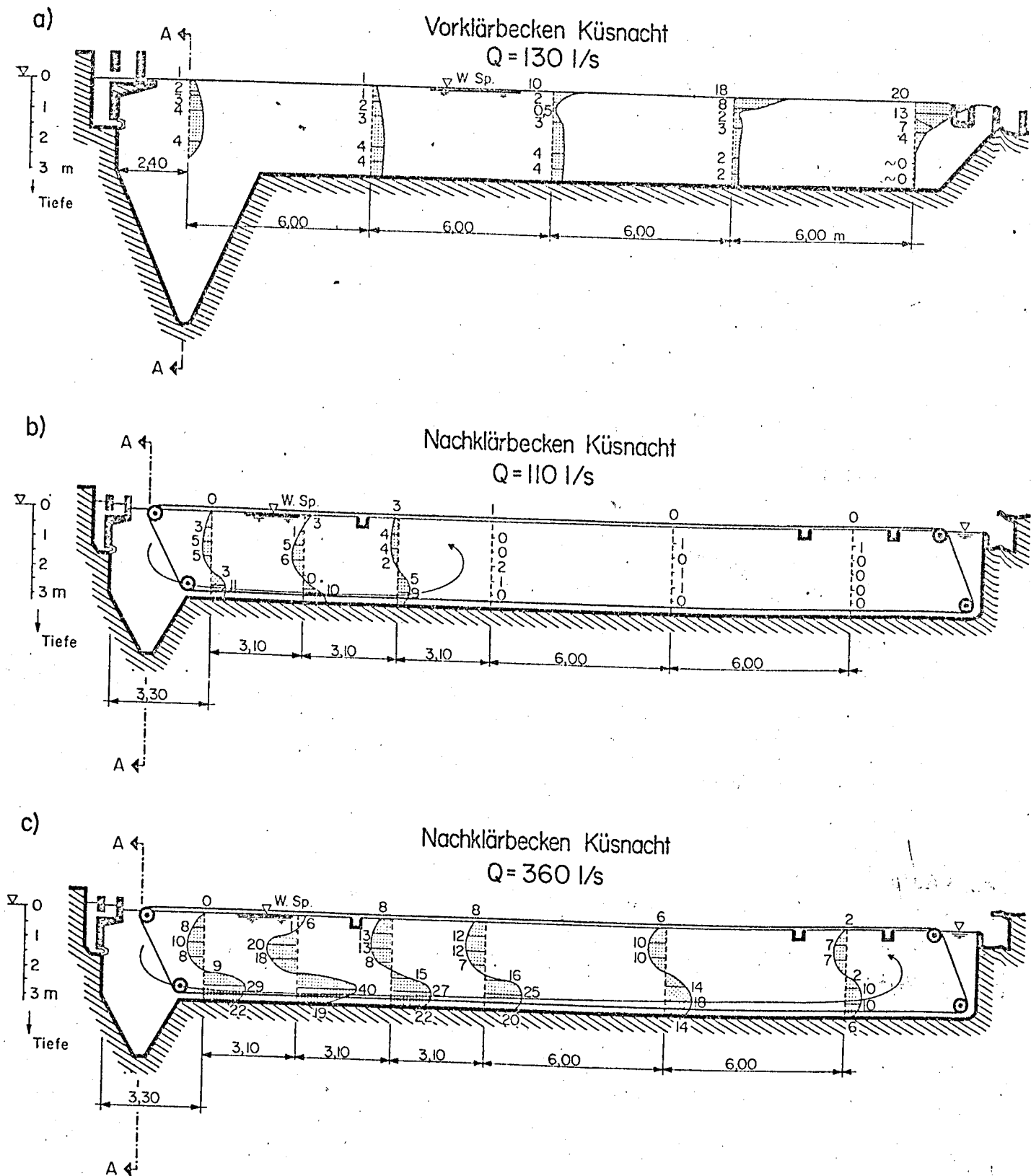


Abb. 1.2: Strömungsverhältnisse in den Absetzbecken der Gemeinde Küsnacht ZH, Schweiz.- Die Zahlen bei den Strömungsprofilen bedeuten Fließgeschwindigkeiten in mm/s.

Zur Ermittlung der Dimensionierungsgrundlagen für eine Gemeindekläranlage mit vorwiegend industriellen Abwässern aus chemischen Industrien, Färbereien, der Druckerei der bekanntesten illustrierten Zeitungen der Schweiz u.a.m., wobei stoffmäßig nur etwa $1/6$ des Abwassers häuslicher Natur ist, wurden unter Leitung des aargauischen Gewässerschutzamtes unter Dr. E. Märki umfangreiche Versuche im halbtechnischen Maßstab durchgeführt. Diese ergaben (Ergebnisse für Nachklärbecken siehe Tab. 1.1), daß zur Erreichung von Abflußbedingungen entsprechend den eidgenössischen Richtlinien Belüftungszeiten im Belebungsbecken von mindestens 8 Stunden oder eine 2-stufige Belebungsanlage mit 1 bzw. 4 Stunden Belüftungszeit notwendig ist. Die letztere Kombination wurde vorgeschlagen unter anderem auch deshalb, weil sich Giftstöße weniger gravierend auswirkten. Für die Dimensionierung der Nachklärbecken wurde versucht, eine Beziehung zwischen den Schwebestoffen im Abfluß und der Oberflächenbelastung oder der Schlammvolumenbelastung zu ermitteln. Während nur bedingt ein Zusammenhang zwischen der Abflußqualität und der Schlammvolumenbelastung bzw. dem Schlammvolumenindex festgestellt werden konnte, war ein Zusammenhang mit der Oberflächenbelastung eher besser erkennbar. Die von Pflanz ermittelte lineare Beziehung zwischen den Schwebestoffen im Abfluß des Nachklärbeckens konnte nicht eindeutig festgestellt werden. Es ist möglich, daß zu wenig Untersuchungsergebnisse vorlagen, um eine solche Beziehung einwandfrei zu ermitteln. Vergleicht man die Oberflächenbelastung mit den entsprechenden Werten des Schwebestoffgehaltes im Abfluß, so ergeben sich die in Tabelle 1.2 aufgeführten Zusammenhänge.

Auf Grund dieser Ergebnisse wurden für die Nachklärbecken der 2. Stufe Schlammkonzentrationen von $2,0 \text{ kg/m}^3$ im Belebungsbecken vorgeschlagen mit einer Oberflächenbeschickung von etwa $0,7 \text{ m/h}$. Das Nachklärbecken der 1. Stufe hingegen darf mindestens doppelt so hoch belastet werden. Dessen Grenzwert wird durch den Umstand bedingt, daß der Schwebestoffgehalt im Abfluß der 1. Stufe die Produktion an Überschussschlamm daselbst nicht überschreiten darf.

Die großen Unterschiede zwischen "normalem" städtischen Abwasser und mehrheitlich industriellem Abwasser legt den Schluß nahe, daß, wie erwähnt, im letzteren Fall stets Untersuchungen wünschbar und oft notwendig sind.

Tesařík und Vostril (7) haben mit verschiedenen Fällmitteln Sackungsversuche durchgeführt, die als Maßstab für die zulässige Oberflächenbeschickung dienen können. Daraus geht hervor, daß die Sackungswerte wesentlich vom verwendeten Fällmittel und dessen Dosierung, sowie von der Abwassertemperatur abhängen. Überraschend groß war der Einfluß der Belebtschlammkonzentration. Bei einer Erhöhung der Schlammkonzentration von 1 auf 4 kg/m³ verringerte sich die Sackungsgeschwindigkeit um das 10-30-fache.

2. Aufschwimmen.

2.1. Zweck und Anwendung.

Stoffe, die spezifisch leichter sind als Wasser rahmen in Abscheidebecken mehr oder weniger rasch an der Oberfläche auf. Dieses Ausscheiden kann unter bestimmten Bedingungen durch den Eintrag von Luft beschleunigt werden. Zunächst befassen wir uns mit der Abtrennung der Leichtstoffe ohne Luftzugabe. Dabei handelt es sich vor allem um das Abtrennen von Fetten und Ölen in Fett- oder Ölabscheidern. Solche werden zweckmäßig schon am Ort des Anfalles bei den Industrien mit stärkerem Öl- und Fetтанfall erstellt.

2.2 Grundlagen.

Die Grundlage für die Dimensionierung dieser Abscheider bildet das Stokes'sche Gesetz. Nach Stokes ist die Steiggeschwindigkeit v_s in cm/s eines Öltropfens vom Durchmesser d (cm)

$$v_s = 0,055 \cdot \frac{\gamma_o - \gamma_w}{\eta} \cdot d^2$$

wobei γ_o = spezifisches Gewicht des Öls (g/cm³)
 γ_w = spezifisches Gewicht des Wassers (g/cm³)
 η = dynamische Zähigkeit des Wassers (g.s/cm²).

Diese Beziehung gilt für Tropfen bis etwa 0,025 cm Durchmesser. Für größere Tropfen ist ein Übergang zum Newton'schen Widerstandsgesetz erkennbar.

Die Richtlinien des Verbandes Schweizerischer Abwasserfachleute für die Bemessung der Ölabscheider gehen von der Annahme aus, daß Tropfen bis hinunter auf 0,025 cm Durchmesser noch ausgeschieden werden sollten. Dabei war man der Auffassung, daß durch diese Bedingung etwa 95 % des Abscheidegutes in den Abscheidern zurückgehalten werden könnte. Da der Tropfendurchmesser festgelegt wurde, wird die Steiggeschwindigkeit des Tropfens umso größer, je größer die Differenz der spezifischen Gewichte von Öl und Wasser ist. Die Annahme, daß mit größerer Steiggeschwindigkeit auch der Abscheideeffekt zunehmen müsse, lag nahe. Man erhielt damit folgende Dimensionierungswerte:

Tabelle 2.1:

Abscheidegut	spez. Gewicht des Öls in g/cm ³	erforderliche Abscheideroberfläche pro l/s in m ²
Schmieröl	0,90	0,40
Petrol	0,80	0,20
Benzin	0,75	0,16

Die von der EAWAG durchgeführten Versuche mit VSA- Abscheidern im Maßstab 1:1 ergaben ein anderes Bild. In Abb. 2.1 ist der Zusammenhang zwischen dem spezifischen Gewicht des Öles und dem erreichbaren Abscheideeffekt beim VSA- Abscheider dargestellt. Anstatt für Schmieröl den schlechtesten und für Benzin den besten Abscheideeffekt zu erzielen, waren die Ergebnisse gerade umgekehrt. Schuld daran war nicht die Ungültigkeit des

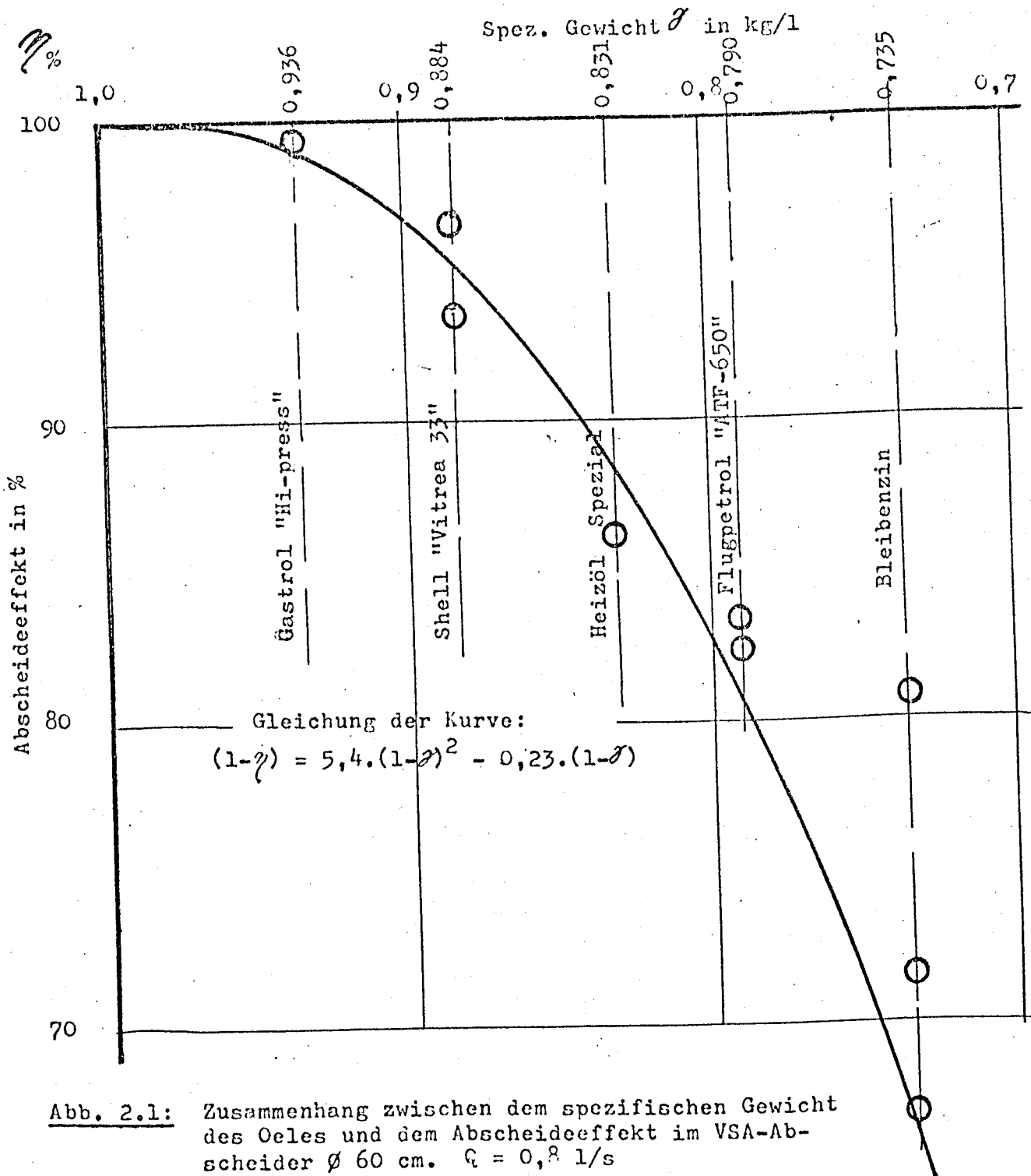
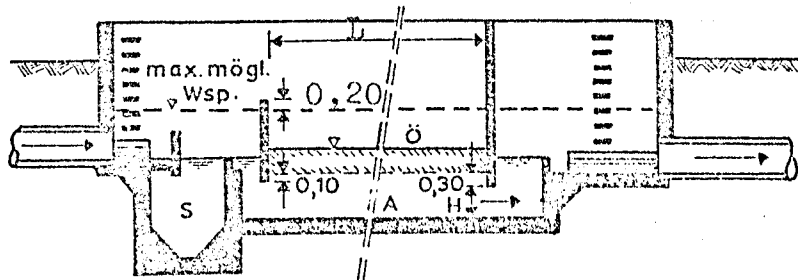
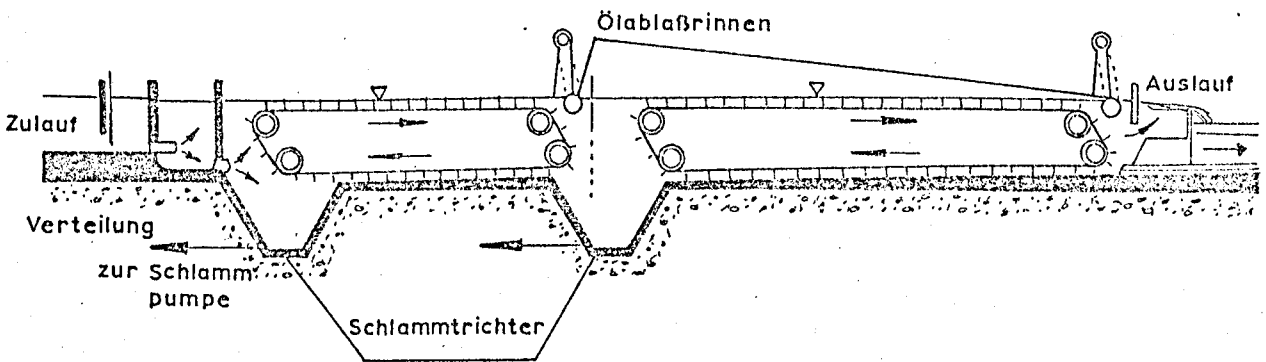


Abb. 2.1: Zusammenhang zwischen dem spezifischen Gewicht des Oeles und dem Abscheideeffekt im VSA-Ab-scheider \varnothing 60 cm. $Q = 0,8$ l/s

a) VSA - Abscheider



b) Ölabscheider Degrémont, System API



c) Parallelplattenabscheider, System Shell

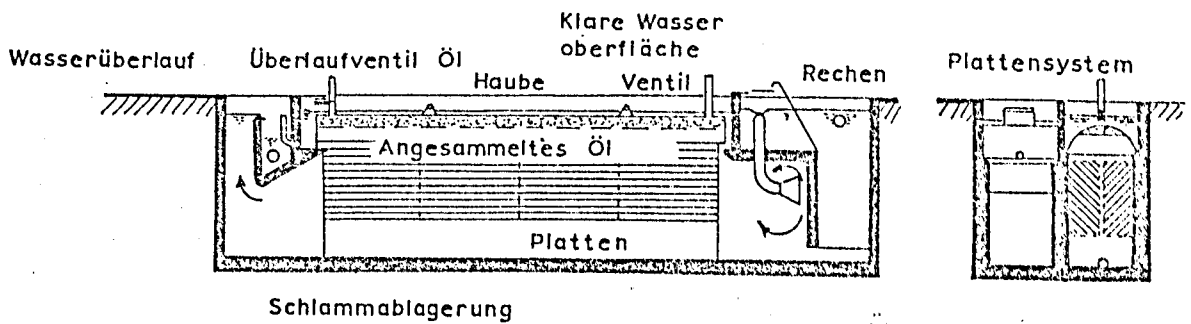


Abb. 2.2

Stokes'schen Gesetzes, sondern die stillschweigend getroffene Annahme, daß bei allen Ölen bestimmte Tropfengrößen in gleichen Anteilen im Abwasser enthalten seien. Beim Schmieröl wurden jedoch Tropfen von 1 mm \emptyset und darüber festgestellt, das Benzin zerfiel jedoch in feinste Tropfen und war zum Teil in emulgierter Form im Abwasser vorhanden.

2.3 Technische Ausführungen.

2.31. Normale Schwergewichtsabscheider.

Die Ausbildung normaler Ölabscheider, wie sie bei den Industrien, bei Armeemotorenparcs und bei Nationalstraßen zur Anwendung kommen, geht aus Abb. 2.2a hervor (2). Die Anlage besteht aus einzelnen Räumen: Dem Vorfängraum, dem Abscheideraum, dem Ölsammelraum, dem Abflußraum und dem Schlammraum. Über die Bemessung und Gestaltung der einzelnen Räume gibt die Fachliteratur, für die Schweiz die Richtlinien des VSA (1) Auskunft. Für eine Ölraffinerie in der Schweiz hat die Firma Degrémont einen Abscheider des American Petroleum Institute erstellt, dessen Funktionsweise aus der Abb. 2.2b ersichtlich ist.

2.32. Parallelplatten- Abscheider.

Sowohl auf Grund des Reynolds'schen wie des Froude'schen Gesetzes ist ein möglichst kleiner hydraulischer Radius des Abscheiderquerschnitts vorteilhaft. Parallelplatten- Abscheider, die in Becken mit rechteckigem Querschnitt eingebaut werden, werden dieser Forderung gerecht (Abb. 2.2c). Diesem Abscheider vorzuschalten ist ein Rechen zum Zurückhalten von Sperrstoffen, ev. auch ein Sandfang.

Die Maschinenfabrik Saurer AG in Arbon am Bodensee hat einen Parallelplatten- Abscheider, System Shell der Metallwerke in Buchs für die ölhaltigen Abwässer ihres Betriebes und für das Oberflächenwasser aus ihrem Betriebsareal erstellt (3). Dem Abscheider vorgeschaltet ist ein Sandfang. Die Forderung verlangt einen Abfluß von nicht mehr als 10 mg/l Kohlenwasserstoffe.

Bei Öltraffinerien wird dieser Wert sogar auf 5 mg/l reduziert. Der Abscheider besteht aus parallelen Kunststoffplatten in einem Abstand von 3,5 cm. Die Steighöhe eines Öltropfens kann somit höchstens 5 cm betragen bis er auf eine Kunststoffplatte gelangt, dort sich mit anderen Tropfen vereinigt und längs der Kunststoffplatte in den Ölsammelraum gelangt. Die Platten werden durch Aluminiumprofile zusammengehalten. Sie sind in Form von Einbauelementen demontierbar ausgebildet. Die Kunststoffplatten werden durch eine Kunststoffhaube abgedeckt, die mit einem Gefälle von 1 % zum Ölaustritt verlegt ist. Das aufgefangene Öl wird einem Gravitationsabscheider zugeführt, um noch mitgerissenes Wasser vom Öl trennen zu können. Bei einem Plattenabscheider vorstehender Abmessungen treten laminare Strömungen bei einer Durchflußgeschwindigkeit von 4,5 cm/s auf. Die Überprüfung durch die EAWAG ergab, daß der Abfluß des Abscheiders einen Kohlenwasserstoffgehalt aufwies, der unter 5 mg/l lag, selbst bei kleineren Ölunfällen.

2.4 Planungsgrundwerte.

Auf Grund der durchgeführten Versuche wird anlässlich der Neubearbeitung der Richtlinien nunmehr folgender Bemessungsvorschlag diskutiert:

Tabelle 2.2

Abscheidegut	spez. Gewicht in g/cm ³	Theor. Auf- enthalts- zeit im Ab- scheideraum in Minuten	Erforderliche Abscheide-Ober- fläche pro l/s in m ²
Schmieröl	0,90	2	0,2
Dieselöl Heizöl	0,85	5	0,4
Petrol Benzin	0,75-0,80	8	0,8

Sind Detergentien im Abwasser vorhanden, dann empfiehlt es sich, die Abscheider um 50 - 100 % zu vergrößern.

In obiger Tabelle wurde als Parameter für die Ermittlung der erforderlichen Abscheideoberfläche das spezifische Gewicht des Öls gewählt. Die Zähigkeit des Öls als Parameter einzuführen, scheint mir nicht empfehlenswert zu sein, da sich die Zähigkeit im Stokes'schen Gesetz nicht auf das Öl, sondern auf das Wasser bezieht.

Die Dimensionierung der Abscheider nach vorstehenden Angaben ist dann richtig, wenn der Ölanteil im Wasser relativ gering ist. Die Versuche wurden durchgeführt mit 1,67 g Öl pro Liter Wasser. Sofern es sich um Ölunfälle, z.B. Tankwagenunfälle, handelt, wobei praktisch nur Öl anfällt, das abgefangen werden muß, gelten andere Gesichtspunkte. Die EAWAG hat in ihrer Versuchsstation solche Ölunfälle simuliert und dabei gefunden, daß der Zulauf beim Anfall großer Ölmengen zu pulsieren beginnt. Es treten dann Schwingungen im Zulaufkanal auf, ähnlich denjenigen in einem Wasserschloß von hydraulischen Hochdruckanlagen, die erst etwa 20 Minuten nach der Ölzugabe abklingen. Das Öl tritt dann schubweise in den Ölabscheider ein in Form von Ölklumpen, die unmittelbar nach der Einlauftauchwand rasch senkrecht an die Abscheideoberfläche steigen. Die Abscheideeffekte lagen bei den durchgeführten Versuchen um 99,9 %. Diese Abscheider könnten für den Zweck der Ölunfälle mit wesentlich kleinerer Oberfläche erstellt werden. Ölabscheider für Tankwagenunfälle werden in der Schweiz für einen Spitzenanfall von Öl von 100 l/s bemessen. Dabei darf die Abscheideroberfläche bis auf $\frac{1}{4}$ der rechnerischen Oberfläche gemäß den Richtlinien reduziert werden. Sofern jedoch der Abscheider auch bei normalen Verhältnissen bei Regen genügend Öl zurückhalten soll, muß die Abscheideoberfläche für einen Berechnungsregen von 20 l/s.ha dimensioniert werden. In Deutschland ist man vorsichtiger. Auf Grund von Veröffentlichungen (4) (5) wird dort ein Berechnungsregen von 100 l/s.ha der Dimensionierung zugrunde gelegt. Die Versuche der EAWAG zeigten jedoch, daß

richtig dimensionierte Abscheider auch bei Überlastungen noch gute Abscheideeffekte ergeben. Zudem ist das gleichzeitige Zusammentreffen eines Katastrophenregens mit einem schwerwiegenden Tankwagenunfall wenig wahrscheinlich.

Die Feststellung, daß in Benzinabscheidern oft nur wenig Benzin zurückgehalten wird, veranlaßte die EAWAG, Verdunstungsversuche durchzuführen. Benzin wurde in flachen Glasschalen in der Versuchshalle und im Freien aufgestellt. Bei freiem Benzinspiegel verdunstete in der Versuchshalle 14 %, im Freien bei Windstille 19 % und bei Windgeschwindigkeiten von 2 - 3 m/s sogar 43 % des Bleibenzins stündlich. Die schlechten Abscheideeffekte, die mit Benzin erhalten wurden, waren zum Teil wenigstens der Verdunstung zuzuschreiben, weshalb die durchgeführten Versuche mit abgedeckten Abscheidern vorgenommen oder bei den Versuchsergebnissen Korrekturen angebracht wurden. - Bei Heizöl und Flugpetrol lag die Verdunstung unter 1 % pro Stunde. Sie wurde bei den Versuchen vernachlässigt.

Beim Ölabscheider der Abb. 2.2a ergibt sich die Größe des Abscheideraums aus der Bedingung, daß - nach den Eidgen. Richtlinien - die Durchflußgeschwindigkeit unter der Auslauftauchwand höchstens 0,10 m/s betragen darf. Der Ölsammelraum hat dem Inhalt des größtmöglichen Stoßanfalls, z.B. bei Tankwagenunfall, dem Tankwageninhalt zu entsprechen. Im Minimum ist eine 20 cm starke Ölschicht im Ölsammelraum anzunehmen. Die Oberfläche des Ölsammelraums bzw. des Abscheideraums erhält man mit den Angaben in Tabelle 2.1, eventuell neu nach Tabelle 2.2. Die Größe des Schlammraumes ist vom Charakter des Einzugsgebietes stark abhängig. Hinweise darüber gehen aus der am Schluß erwähnten Literatur hervor.

3. Flotieren.

3.1 Definition.

Unter Flotation versteht man ein Auftreiben oder Aufschwemmen von in einer Flüssigkeit suspendierten Feststoffteilchen an die Oberfläche der Flüssigkeit mit Hilfe von Gasblasen.

3.2 Anwendungsbereich.

Bereits im letzten Jahrhundert wurde die Flotation zur Separation schwerer Teilchen angewendet, z.B. Erze und Kohle, worüber Gaudin (1) eingehend berichtet.

In neuerer Zeit wird das Flotationsverfahren auch zur Abtrennung und Ausscheidung von leichten Teilchen, z.B. Kolloiden, Emulsionen und zur Adsorption zum Teil auch gelöster Stoffe verwendet und zwar namentlich zur Behandlung industrieller Abwässer. Dazu wird die Flotation auch für die Eindickung von Schlämmen, namentlich Belebtschlämmen, in Zukunft wahrscheinlich in vermehrtem Maße verwendet. Dafür sind nur Gasblasen kleinster Größe geeignet, die auf verschiedenste Weise erzeugt werden können.

3.3. Arten der Flotationen und des flotierten Mediums.

3.31. Arten der Flotation.

Man unterscheidet mechanische Flotation und Verfahren mit gelöster Luft. Die mechanische Flotation wird verwendet zur Abtrennung mehr körniger Stoffe. Sie arbeitet mit grobblasiger Luft meist mit Zusätzen von sog. Sammlern und Schäumern, damit die Luftblasen am Ausscheidungsgut haften und dieses zum Schwimmen kommt.

Die Verfahren mit gelöster Luft arbeiten ohne oder mit Zusätzen von Fällmitteln und Flockungshilfsmitteln. Sie verwenden Luftblasen unter 0,5 mm \emptyset und dienen zum Abscheiden von Fetten sowie faserigen und flockigen Stoffen. Mit Zusätzen können auch

Kolloide, zum Teil auch gelöste Stoffe dem Abwasser entzogen werden. Die Luft kann durch verschiedene Verfahren in Lösung gebracht werden. Wir unterscheiden zwischen Flotation mit

- Vakuum, bei Druckdifferenzen unter 1 ata
- Überdruck, bei Druckdifferenzen über 1 ata
- Elektrolyse
- chemischen Mitteln, z.B. Peroxid
- Hilfe der Biologie; Gasblasenerzeugung durch die Lebenstätigkeit von Bakterien (z.B. auch Blähschlamm)
- Hilfe von Ionen; neuartiges Grenzgebiet unbestimmter Entwicklung.

3.32. Arten des flotierten Mediums.

Zur Flotation eignen sich konzentrierte Abwässer meist industrieller Natur und Schlämme flockiger Struktur. Auch fett- und ölhaltige Abwässer kommen für die Flotation in Betracht, wie z.B. Abwässer aus Öltraffinerien, Margarine- und Speisefettfabriken, Schlachthöfen, Kadaververwertungsanstalten, Fleischkonservenfabriken, Wäschereien, Färbereien, Tuchfabriken.

Seit langem bekannt ist die Flotation faseriger Stoffe, wie sie im Abwasser der Papierindustrie anfallen. Auch für zum Teil flockige Schwebestoffe der Abwässer aus Gerbereien, Seifenfabriken Leim- und Gelatinefabriken kann das Flotationsverfahren geeignet sein.

Zur Eindickung von Schlamm kommt das Flotationsverfahren dann in Frage, wenn Schlämme flockiger Struktur vorliegen. Dies trifft für den Belebtschlamm bzw. den Überschussschlamm aus der biologischen Reinigung städtischer bzw. industrieller Abwässer zu, allenfalls vermischt mit Frischschlamm. Eine Flotation des ausgefaulten Schlammes hat sich als ungeeignet erwiesen.

3.4 Bauelemente und System.

Da mit Überdruckflotation größere Druckdifferenzen gegenüber dem atmosphärischen Druck erzeugt werden können als mit der Vakuumflotation, so gelingt es, entsprechend dem Henry-Dalton'

schen Gesetz, damit auch mehr Luft pro m^3 Flüssigkeit in Lösung zu bringen. Aus diesem Grunde ist die Überdruckflotation meist zweckmäßiger als die Vakuumflotation. Als Bauelemente sind erforderlich (Abb. 3.1 nach (2)): Hochdruckpumpe für das Druckwasser, Kompressor für den Lufteintrag, Druckbehälter zur Luftanreicherung im Druckwasser, Vorrichtung zur Entspannung des Druckes und das Flotation Becken mit Räumern für den Schlamm der Beckenoberfläche. Am günstigsten haben sich im Grundriß rechteckige Flotationsbecken erwiesen. Über weitere Anordnungen berichtet Köhler (3).

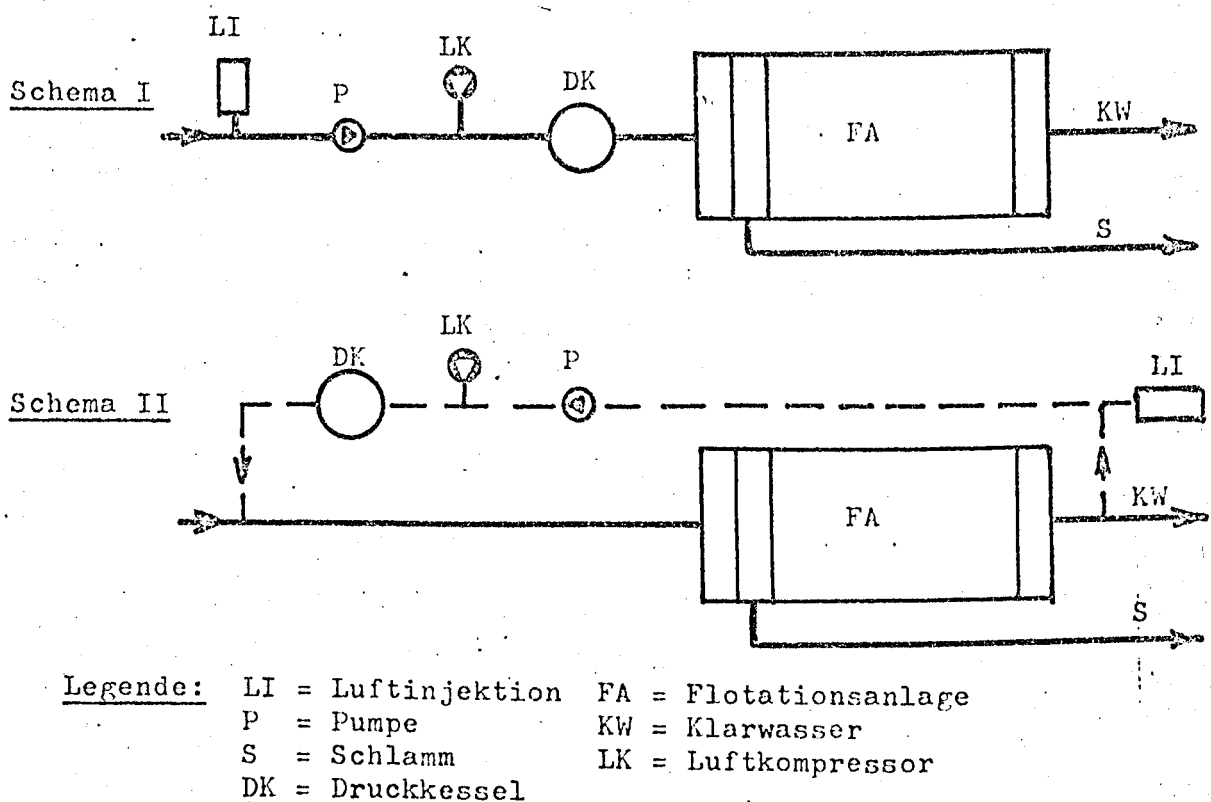


Abb. 3.1: Schematas für Gesamtabwasserbehandlung (I) und Teilstrombehandlung (II).

Für den Lufteintrag bestehen folgende Möglichkeiten:
Bei geringen erforderlichen Luftmengen und kleinen Anlagen ist es möglich, Luft auf der Saugseite der Pumpe zu injizieren.

Sind größere Luftmengen erforderlich, so wird die Luft druckseitig zugegeben. Bei großer Abwasserstoffdichte ist die Luft schlecht löslich. Dann muß die Druckluft in die gesamte Abwassermenge eingepreßt werden, während sonst die Injektion der Luft in einen Teilstrom des Abwassers, etwa in einem Drittel der Wassermenge, genügt. Im letzteren Fall ist es auch möglich, einen Teil des abfließenden Klarwassers zu rezirkulieren und diesen Teil mit Luft anzureichern.

Bei der elektrolytischen Flotation oder Elektroflotation erfolgt die Erzeugung kleinster Blasen durch elektrischen Strom. Das Flotationsbecken besitzt auf der Einlaufseite übereinanderliegende Elektroden. Bei Industrieabwässern werden Fällmittel zugegeben zur Erzeugung von Flocken (Al-sulfat, Na-aluminat, Eisensulfat, $MgCl_2$ usw.). Ein solches Verfahren wird von der Schweizerischen Industriegesellschaft (SIG) in Neuhausen am Rhein unter dem Namen SIG-ELFLOT in Lizenz gebaut. Die Entwicklung des Verfahrens stammt von der Firma Dr. Baer, Verfahrenstechnik, in Frankfurt (4).- Die Anwendung des elektrolytischen Verfahrens bei häuslichem Abwasser erfordert die Zugabe von Salzwasser, um die Leitfähigkeit zu erhöhen. Patente für ein solches Verfahren wurden von der Firma Elektrokemisk in Oslo erworben (5).

3.5. Theoretische Grundlagen und Bemessung von Flotationsanlagen.

3.51. Theoretische Grundlagen.

Die theoretischen Grundlagen, die heute keineswegs abgeschlossen sind, gehen umfassend aus den Büchern von Gaudin (1) und Hanisch (6) hervor. Damit ein Teilchen vom Gewicht G aufschwimmt, muß der Auftrieb der am Teilchen haftenden Luftblasen A_L größer sein als das Gewicht des Feststoffteilchens im Wasser, somit $A_L > (G - A_F)$, wobei A_F der Auftrieb des Feststoffteilchens bedeutet. Gasblasen, die vorerst unten am Feststoffteilchen haften, können ein Umkippen der Teilchen im Wasser zur Folge haben. Haften sie dann oben am Teilchen, so muß die Kraft aus

der Oberflächenspannung mal dem Berührungsumfang der Blase in senkrechter Richtung gemessen, größer sein als der Auftrieb der Gasblase, was bei kleineren Blasen bei stumpfen Randwinkeln und bei schlechter Benetzung durch die Flüssigkeit (hydrophobe Oberfläche) der Fall ist (6, S. 86).

Bei flockigen Stoffen verfangen sich die feinen Blasen im Flockengerüst und bewirken damit das Aufschwimmen.

Die maximale Luftmenge, die im Wasser gelöst werden kann, ist gemäß dem Henry- Dalton'schen Gesetz proportional zum Druck und umgekehrt proportional zur Wassertemperatur. Bei 100 % Sättigung dient Abb. 3.2 nach Hanisch (6) zur Ermittlung der gelösten und bei der Entspannung theoretisch zur Verfügung stehenden Luftmenge.

In der Praxis darf man jedoch nicht mit 100%iger Sättigung rechnen. Je nach Art der Luftzufuhr und der Größe und Ausbildung der Druckbehälter wird nur eine 50 - 90%ige Sättigung erreicht (3). Zudem hängt die Löslichkeit der Luft von der Art des zu flotierenden Wassergemisches ab.

Über die Steiggeschwindigkeit kleinster Luftblasen berichtet Hoefler (7). Nach ihm ist die Steiggeschwindigkeit v_s in cm/s = $= 27,5 \cdot d^{1,4}$, wobei d = Blasendurchmesser in mm. Für Steiggeschwindigkeiten von Luftblasen bis zu 30 mm ϕ wird auf (8) verwiesen.

Da die erforderliche Luftmenge von der Feststoffkonzentration im Abwasser abhängig ist, ergeben sich für jede dimensionslose Verhältniszahl von $G_L : S$ verschiedene optimale Betriebswerte. Dabei wird $G_L : S$ in kg Luft : kg Feststoffe ausgedrückt.

Eckenfelder (9) hat für verschiedene Abwässer die Schwebestoffe im Abfluß sowie die Feststoffkonzentration des flotierten Schlammes in Funktion obiger Verhältniszahlen ermittelt (Abb. 3.3a und b). Da nach den Schweizerischen Richtlinien nur ein Abfluß von bis zu 30 mg/l Trockensubstanz zulässig ist, müßte bei Abwasser mit normalem Schlammindex mit Verhältniszahlen von Luft : Feststoff von 0,02 und darüber gearbeitet werden. Wird Überschußschlamm flotiert, dann empfiehlt es sich, den Klarwas-

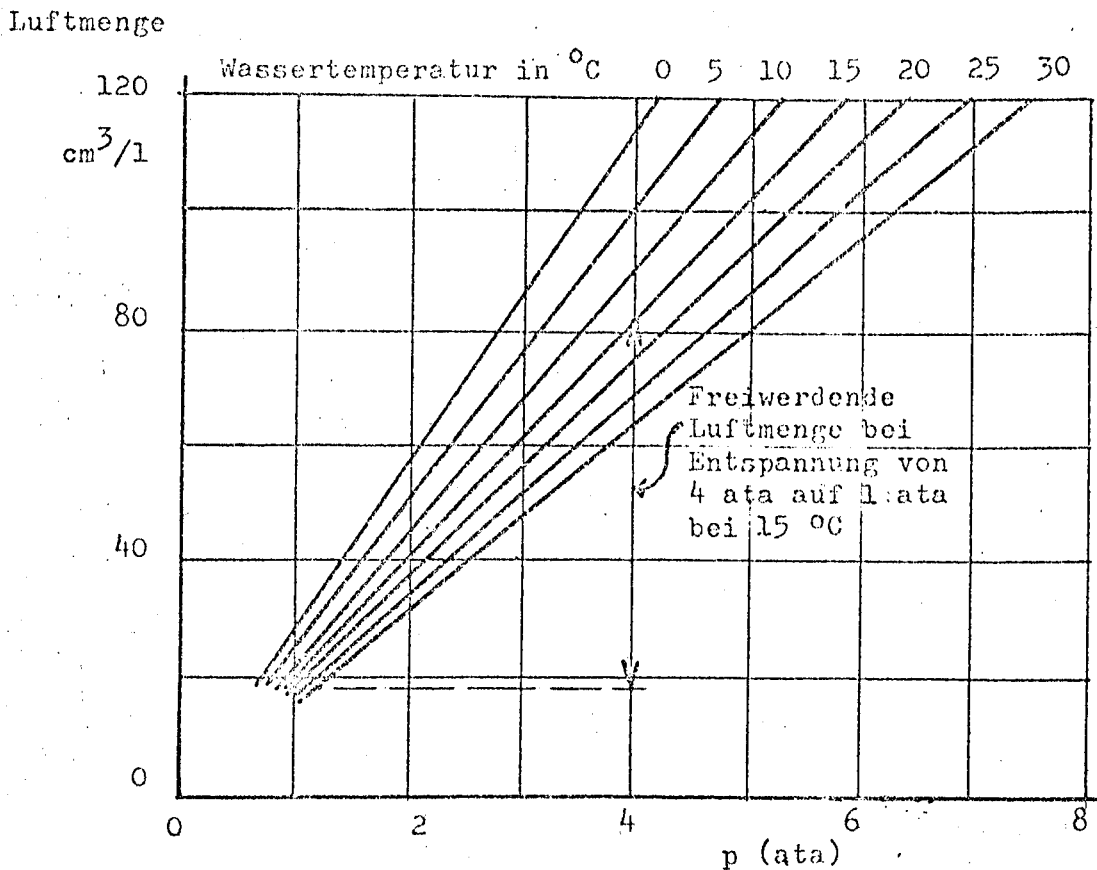
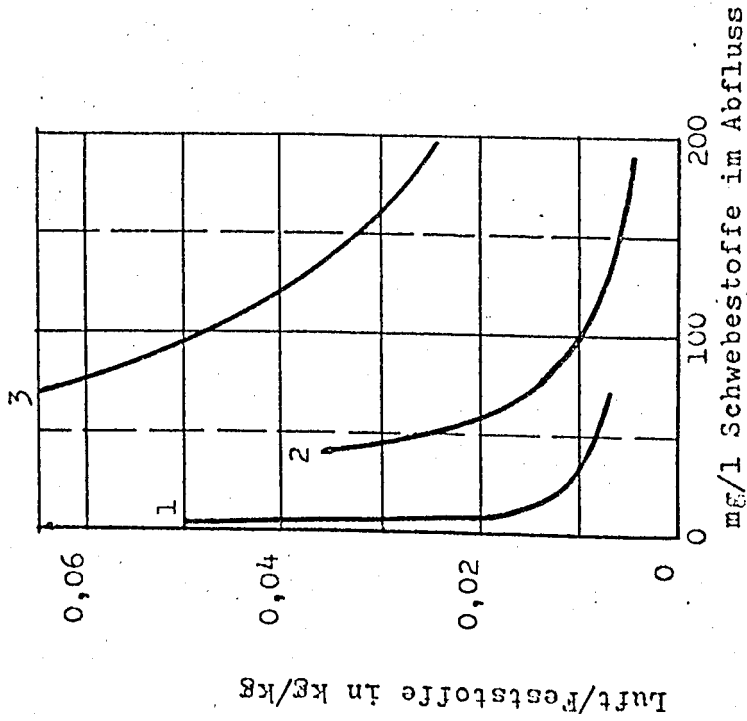


Abb. 3.2: Sättigung von Wasser mit Luft in Abhängigkeit von Druck und Temperatur (6).

serablauf in das Belebungsbecken zurückzuführen, da der Klarwasserablauf, namentlich bei konzentrierten Überschusschlämmen, noch eine wesentliche Feststoffmenge enthält.

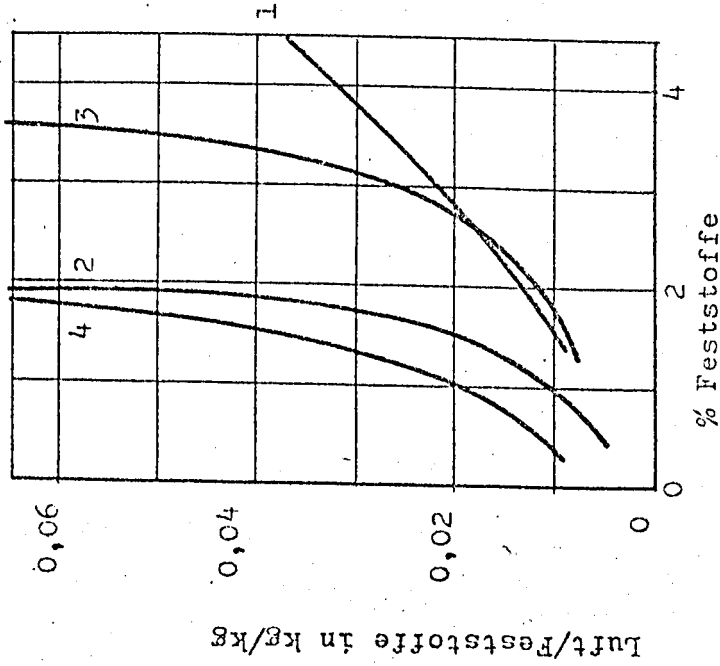
Die Bemessung der einzelnen Teile einer Flotationsanlage kann generell wie folgt erfolgen:

Im Druckkessel soll die Kontaktzeit 1 - 2 Minuten betragen bei einem Überdruck von etwa 3 - 4 atü. Die Aufenthaltszeit im Flotationsbecken wird mit 10 - 20 Minuten angegeben. Aufenthaltszeiten über 20 Minuten ergeben in der Regel keine wesentliche Verbesserung des Abscheideeffektes. Richtwerte finden sich in der Tabelle 3.1.



Legende: Kommunale Abwässer 1 ($I_{SV} = 85$)
2 ($I_{SV} = 400$)
3

Abb. 3.3a: Beziehung zwischen dem Luft/Feststoffverhältnis und den Schwebestoffen im Abfluss.



Abwasser aus Papierindustrie 3
Abwasser aus chemischer Fabrik 4

Abb. 3.3b: Beziehung zwischen Luft/Feststoffverhältnis und der Feststoffkonzentration des flotierten Schlammes

Tabelle 3.1:

Flotation von	Abwasser nach Köhler (3)			Belebtschlamm	
				nach Köhler (3)	nach Wachter (10)
Betriebsdruck	atü	3 - 4		4 - 5	5
Druckwasser- anteil	%	10 - 30		20 - 50	-
Flotations- zeit	min.	10 - 20		10 - 40	10 - 20
Oberflächen- beschickung	m ³ /m ² .h	2 - 8		1 - 3	-
Oberflächen- belastung	kg/m ² .h	-		8 - 30	-
Leistungs- bedarf	kWh/m ³	0,2 - 0,2	kWh/kg TS	0,15-0,25	0,05-0,06 (20 l Luft/ kg TS)
Flockungs- mittelbedarf	Dpfg/ m ³	1 - 6	Dpfg/ kgTS	3 - 12	-
Betriebsko- sten insges.	Dpfg/ m ³	3 - 8	Dpfg/ kgTS	5 - 15	-

Alle Autoren sind der Auffassung, daß nur Versuche mit dem jeweiligen Abwasser einwandfreie Grundlagen für die Dimensionierung einer Flotationsanlage liefern können.

3.6 Ergebnisse aus Versuchsanlagen und ausgeführten Anlagen.

3.61. Überdruckflotation.

Mit dem Flotationsverfahren lassen sich erhebliche Effekte erzielen, die in der Regel zur Vorbehandlung industrieller Abwässer genügen, jedoch nur selten zur direkten Einleitung des Klärwassers in einen Vorfluter. Die nachfolgende Tabelle 3.2 gibt Auskunft über die Effekte, die etwa bei industriellem Ab-

wasser zu erwarten sind. In Tabelle 3.3 sind noch die Feststoffgehalte von belebtem Schlamm, von Überschußschlamm und von Faulschlamm vor und nach der Flotation aufgeführt, wie sie sich aus Versuchen der Stadt Hamburg ergeben haben (10) (11). Tabelle 3.4 führt Ergebnisse der Eindickung von Überschußschlamm auf, und zwar ohne und mit Verwendung von Flockungshilfsmitteln, beides Ergebnisse aus amerikanischen Anlagen.

3.62. Elektrolytische Flotation.

Leider konnten über das zur Flotation von Industrieabwasser auf dem Markt erhältliche ELFLÖT-Verfahren keine Erfahrungswerte erhalten werden. Hingegen veröffentlichte die Firma Elektrokemisk Oslo bereits im Jahre 1959 einige Vergleichszahlen zwischen der biologischen Reinigung städtischer Abwässer mit anschließender Chlorierung und dem Verfahren mit elektrolytischer Reinigung, wie in Tabelle 3.5 aufgeführt.

Tabelle 3.2

Reinigungsleistung bei Verwendung der Überdruckflotation für verschiedene Industrieabwässer auf Grund von Angaben nach (2).
(Nahrungsmittelindustrie, Gerberei, Leimfabrik, Ölraffinerie; total 16 Betriebe).

		Mittelwert	Grenzwerte
Oberflächenbeschickung	m ³ /m ² .h	3,8	3,2 - 4,8
<u>Suspendierte Stoffe:</u>			
Rohwasserzulauf	mg/l	3482	172 - 15000
Klarwasserablauf	mg/l	330	1 - 1800
Reinigungsleistung	%	89,4	65,7 - 100
<u>BSB₅:</u>			
Rohwasserzulauf	mg/l	3661	276 - 24500
Klarwasserablauf	mg/l	753	39 - 5880
Reinigungsleistung	%	79,8	39,1 - 97,9
<u>Ätherlösliche Fette:</u>			
Rohwasserzulauf	mg/l	4406	331 - 20590
Klarwasserablauf	mg/l	335	27 - 1275
Reinigungsleistung	%	89,5	70 - 99

Tabelle 3.3

Feststoffgehalte von belebtem Schlamm, Überschussschlamm und Faulschlamm vor und nach Flotation, sowie des flotierten Schlammes.

Feststoffgehalte in %	Belebtschlamm nach Sickert (11)	Überschussschlamm	Faulschlamm nach Wachter (10)
Zulauf	0,35 - 0,5	0,8	3,5
Flotierter Schlamm	6	8	6,8 - 7,4
Ablauf	0,1	0,1 - 0,2	0,6

Tabelle 3.4

Eindickung von Überschussschlamm durch Flotation.
(Ergebnisse aus 16 amerikanischen Kläranlagen auf Grund von Angaben nach (2)).

a) <u>Ohne Verwendung von Flockungshilfsmitteln</u> (4 Anlagen)			
		Mittelwert	Grenzwerte
<u>Suspendierte Stoffe:</u>			
Zulauf	g/l	8,75	3,6 - 17,0
Ablauf	g/l	0,26	0,20 - 0,46
Feststoffaustrag	%	97,0	94,0 - 98,8
<u>Feststoffgehalt des flotierten Schlammes</u>	%	3,7	3,3 - 4,3
<u>Eindickfaktor:</u>		5,7	2,5 - 10,6
<u>Feststoffoberflächenbelastung:</u>	kg/m ² .h	11,66	6,36 - 20,80
<u>Dünnschlammbeschickung:</u>	m ³ /m ² .h	1,55	0,81 - 2,94
b) <u>Mit Flockungshilfsmitteln</u> (12 Anlagen)			
<u>Suspendierte Stoffe:</u>			
Zulauf	g/l	9,4	2,96 - 19,66
Ablauf	g/l	0,13	0,03 - 0,35
Feststoffaustrag	%	98,5	95,0 - 99,8
<u>Feststoffgehalt des flotierten Schlammes:</u>	%	6,0	2,8 - 12,0
<u>Eindickfaktor:</u>		7,8	3,0 - 16,8
<u>Feststoffoberflächenbelastung:</u>	kg/m ² .h	20,6	10,3 - 37,4
<u>Dünnschlammbeschickung:</u>	m ³ /m ² .h	2,52	0,98 - 4,29

Tabelle 3.5:

	Einheiten	Biolog. Behandlung u. Chlorierung	Elektrolytische Behandlung
Aufenthaltszeit des Abwassers in der gesamten Anlage	Std.	5 - 10	1/2
Kläreffekt bez. absetzbarer Stoffe	%	über 90	über 90
Elimination der Phosphate	%	max. 50	90 - 95
Wassergehalt des Schlammes	%	97	91
Baukosten einer Anlage für 500 000 Einwohner	⌘	15 Mio	3 Mio
Betriebskosten pro Einwohner u. Jahr	⌘	3	3

Die Werte der Tabelle 3.5 dürfen jedoch unter keinen Umständen unbesehen für unsere Verhältnisse übernommen werden.

Salz zur Verbesserung der elektrischen Leitfähigkeit wird bei der geplanten Anlage dem naheliegenden Fjord entnommen. Zudem ist eine Anreicherung des gereinigten Abwassers mit Salz hier nicht von Bedeutung, da der Abfluß aus der Anlage direkt ins Meer erfolgt. - Die elektrische Energie ist in Norwegen extrem billig. Sie kostet nur etwa 10 Groschen pro kWh. - Zudem weist das Verfahren offenbar noch Kinderkrankheiten auf. Anlässlich einer Besichtigung der Versuchsanlage waren die Eisenkathoden hochgezogen. Es soll sich auf diesen Kathoden ein Belag gebildet haben, der die Elektrolyse hemmte.

Berechnungen haben gezeigt, daß eine solche Anlage zur Reinigung städtischer Abwässer für die Schweiz aus gewässerschützenden und aus wirtschaftlichen Gründen nicht in Frage kommt. Hingegen scheint ein Einsatz zur Behandlung gewisser industrieller Abwässer mit Hilfe der elektrolytischen Flotation erfolgversprechend zu sein. Es empfiehlt sich jedoch, den Effekt einer solchen Anlage vorerst durch Versuche abzuklären.

3.7. Schlußfolgerungen.

Flotationsverfahren können zur Behandlung mit Feststoffen stark angereicherter industrieller Abwässer in Frage kommen, sowie zur Eindickung von Überschußschlamm aus biologischen Anlagen. Vor der Detailprojektierung einer Flotationsanlage sind auf jeden Fall Versuche angezeigt, sofern nicht ein erster Teilausbau der Anlage zugleich zu Versuchszwecken erstellt werden kann.

Zur Flotation schwerer Teilchen sind größere Luftmengen mit Blasendurchmessern von über 0,2 mm erforderlich. Für die Flotation feiner Teilchen mit einem spezifischen Gewicht um eins hingegen sind Luftbläschen unter 0,2 mm Durchmesser notwendig. Diese können nicht mehr mit Hilfe poröser Medien erzeugt werden, selbst nicht mit solchen von 0,2 mm Porendurchmessern, sondern nur durch Entspannung von im Wasser gelöster Luft. Dieser Vorgang kann erzeugt werden entweder durch Bildung eines Vakuums oder durch Einpressen von Luft ins Abwasser mit Überdruck und nachherigem Entspannen. Letzteres erlaubt das Einpressen größerer Luftmengen und ist deshalb in der Regel vorzuziehen. Eine Erzeugung feinsten Luftbläschen mit Elektrolyse kann zur Behandlung gewisser industrieller Abwässer in Frage kommen.

Literaturnachweis.Zu Abschnitt 1: "Absetzen".

- 1 Imhoff, K.: "Taschenbuch der Stadtentwässerung". 22. Aufl., Oldenbourg-Verlag München 1969. (S. 106).
- 2 - "Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik", Band II. Herausgeber: ATV, Bonn.- Verlag W. Ernst & Sohn, Berlin-München 1969. (S. 126, 577, 165 u.f.).
- 3 Fair, G.M. und Geyer, J.C.: "Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung".- Oldenbourg-Verlag, München 1960.- (S. 589).
- 4 Schmidt-Bregas, Fr.: "Über die Ausbildung von rechteckigen Absetzbecken für häusliche Abwässer".- Veröff. Inst. für Siedl.w.w. der T.H. Hannover 1958, H. 3. (S. 26, 28 u.f.).
- 5 Pflanz, P.: "Über das Absetzen des belebten Schlammes in horizontal durchströmten Nachklärbecken".- Veröff. Inst. für Siedl.w.w. der T.H. Hannover 1966, H. 25. (S. 120).
- 6 Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer.- 4. Seminar ÖWWV: "Abwasserreinigungsanlagen: Entwurf-Bau-Betrieb".- Herausgeber: Prof.Dr.W.v.d.Emde, T.H. Wien, 1969. (S. "C")
- 7 Tesarik, I. und Vostril, J.: "Hindered Settling and Thickening of chemically precipitated Floccs".- Water Pollution Research Conference 1970. (II-25/3).

Zu Abschnitt 2: "Aufschwimmen".

- 1 VSA-Richtlinien über die Entwässerung von Liegenschaften. Zweiter Teil: "Abscheideanlagen", 1952.- VSA, Postfach, Aarau.
- 2 Richtlinien des Eidg. Departements des Inneren: "Gewässerschutzmaßnahmen beim Straßenbau", 27.5.1968.- Druckschriftenverwaltung, Bundeshaus, Bern.
- 3 Meili, O.: "Gewässerschutzprobleme in der Industrie".- Neue Zürcher Zeitung Nr. 39, 25.1.1971.
- 4 Imhoff, K.R.: "Ölabscheider für Fernstraßen im Ruhrthal".- GWF 108.Jg., H.2, 1967. (S. 43).

- 5 Annen, W.A.: "Zur Gestaltung von Rückhaltebecken bei der Entwässerung von Fernstraßen".- GWF 103.Jg., H.2,1967. (S. 46).
- Allgemein: Literaturnachweis 2 zu Abschnitt 1, (S. 150-165).

Zu Abschnitt 3: "Flotation".

- 1 Gaudin, A.M.: "Flotation".-
Mc Graw-Hill, New York 1957.
- 2 Köhler, R.: "Das Flotationsverfahren und seine Anwendung in der Abwassertechnik".- Wasser, Luft und Betrieb, H. 9, 1969. (S. 324).
- 3 Köhler, R.: "Flotationsverfahren in der Abwassertechnik".- VDI-Nachrichten, H. 4, 28.1.1970. (S. 14).
- 4 Siegert, R.: "Elektröflotation".-
Neue Zürcher Zeitung Nr. 65, 9.2.1970.
- 5 Hörler, A.: "Einige abwassertechnische Probleme Norwegens".- VSA-Verbands-Bericht Nr. 74/2.- 23.3.1962.
- 6 Hanisch, B.: "Die wirtschaftliche Anwendung der Flotation mit sehr kleinen Luftblasen zur Reinigung von Abwasser".- Stuttg. Ber. zur Siedl.w.w., H. 8, Oldenbourg-Verlag, München 1960.
- 7 Hoefer, K.: "Untersuchungen über die Strömungsvorgänge im Steigrohr eines Druckwasserhebers".- VDI-Zeitschrift 1913, (S. 1174).
- 8 Hörler, A.: "Beitrag zur Steiggeschwindigkeit und zum Steigwiderstand von Luftblasen in reinem Wasser".- GWF, H.28, 10.7.1964, (S. 764).
- 9 Eckenfelder, W.W., Rooney, T.F., Burger, T.B., Gruspier, J.T.: "Studies on Dissolved Air Flotation of Biological Sludges" Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes, Vol. II. Reinhold Publ. Corp., New York 1958. (S. 251 u.f.).
- 10 Wachter, J.: "Erfahrungen und neuere Arbeiten auf dem Gebiete der Schlamm- und Rechengutbeseitigung in Hamburg".- Kommunalwirtschaft H.9, 1967, (S. 382-387).
- 11 Sickert, E.: "Klärwerk Stellingener Moor".- Müll-Abfall-Abwasser H.9, 1968, (S. 11-20).

Weitere Literaturangaben:

- Merlan, W.: "Beitrag zur Kenntnis des Flotationsprozesses in seiner Anwendung bei der Klärung von Papier- und Pappenfabrikabwässer".-
Dissertation der T.H. Darmstadt. 1966.
- Div. Abschnitte im Buch Literaturnachweis 9, wie:
 - Kalinske, A.A.: "Flotation in Waste Treatment".-
(S. 222-231).
 - Masterson, E.M. and Pratt, J.W.: "Application of Pressure Flotation Principles to Process Equipment Design".-
(S. 232-240).

Karl Stundl:

Diskussionsbeitrag zu Flotation

Als Ergänzung zum Vortrag von Herrn Prof. HÖRLER, in dem die theoretischen Grundlagen der Flotation und die Anlagen geschildert wurden, soll nunmehr an Betriebsbeispielen aus der Papierindustrie über Wirkungsweisen und Leistung von Flotationsanlagen berichtet werden. Die Reinigungsleistung liegt theoretisch in der Größenordnung von 90 Prozent, gelegentlich auch noch darüber.

Im günstigsten Fall sind nach Angaben in der Literatur im Klarwasserablauf 20 mg/l Feststoffgehalt erreichbar. Wie von Prof. HÖRLER bereits erwähnt, ist in den Schweizerischen Richtlinien die obere Grenze des Feststoffgehaltes für den Ablauf von Klär- und Reinigungsanlagen mit 30 mg/l festgesetzt.

Generell ist für die Wirkungsweise einer Flotationsanlage das Verhältnis von Oberfläche zum Volumen der Filterwanne und die Durchflußzeit von ausschlaggebender Bedeutung. Dazu kommen, wie Prof. HÖRLER bereits ausführte, der Sauerstoffeintrag, die Bläschengröße und der Zusatz von Flotationsmitteln.

Es werden nun die mit zwei verschiedenen Flotationssystemen in steirischen Betrieben ermittelten Zahlen mitgeteilt und damit ein Beitrag aus der Praxis gebracht.

Wie bereits erwähnt kann die Flotation mit Vakuum oder mit Überdruck erfolgen.

Die Leistung einer mit Vakuum arbeitenden SAVALLIA-Anlage in der Papierfabrik Pöls ob Judenburg, (Baujahr 1950) bei der die Vakuumwirkung durch Zusatz von Druckluft unterstützt wird, soll nun geschildert werden.

Die Oberfläche des Anlagenbehälters beträgt 20,7 m², in der Minute laufen 1.600 l Abwasser und die Menge des geklärten Ablaufes beträgt 1.00 l/min; in der gleichen Zeit gehen

600 bis 1.300 mg/l, bezogen auf 1.600 l/min., der Feststoffgehalt des ablaufenden Klarwassers beträgt 60 bis 150 mg/l bezogen auf 1.000 l Klarwasser je Minute. Der Wirkungsgrad beträgt somit mindestens 90 gelegentlich sogar 95 Prozent.

Zahlenbeispiele aus einem Tagesgang sollen dies im Einzelnen erläutern.

Feststoff- gehalt	Zulauf mg/l	Ablauf mg/l	davon Faser	in % Asche
	612	83	94,4	5,6
	857	97	-	-
	734	165	95,8	4,2

Nach dem zweitgenannten System arbeitet der Flotationsstofffänger nach KROFTA für den bei der Erzeugung von geleimten Schreibpapier mit etwa 15 % Aschegehalt eine Verringerung des Feststoffgehaltes von 1.100 mg/l auf 20 mg/l bei Verwendung von Flotationsmitteln, eine Verringerung von 1.100 mg/l auf 120 mg/l ohne Flotationsmittel von WULTSCH angegeben wird.

Eine mit Überdruck arbeitende Anlage nach dem System KROFTA steht in der Papierfabrik des Werkes Gratkorn der LEYKAM - Josefstal in Betrieb. Hier werden die Abwässer von zwei Papiermaschinen in getrennten Anlagen gereinigt, wobei die Filterwanne der einen Papiermaschine bei 24 m³ Inhalt eine Oberfläche von 21 m² aufweist. Die Anlage für die andere Papiermaschine besteht aus zwei Wannen von 22,5 und 26,5 m³ Inhalt, was einem Gesamtinhalt von 49 m³ entspricht. Die Oberfläche der beiden Wannen beträgt 43 m². Die Produktionsmengen an Papier der erstgenannten Papiermaschine sind maximal 60 t pro Tag, die der zweiten Papiermaschine 100 t pro Tag. Die mittlere Durchsatzmenge an Abwasser beträgt für die erste Papiermaschine 2 m³/min., für die zweite Papiermaschine 3 m³/min; die Verweilzeit in der Filterwanne im ersten Fall 12, im zweiten Fall 16 Minuten.

Der Feststoffgehalt des Zulaufwassers liegt zwischen 1000 bis 2000 mg/l, in der in die Produktion rückgeführten Feststoffaufschwemmung beträgt er 8000 bis 10.000 mg/l. Die in der

folgenden Zusammenstellung für Asche angegebenen Werte umfassen den Glührückstand der aus Faserasche + Füllstoff besteht, wobei der Aschengehalt der Faser so gering ist, daß er vernachlässigt werden kann und somit der Aschengehalt dem anorganischen Füllstoff entspricht. Die für die Papiermaschine 7 alt und neu angegebenen Werte stammen aus dem gleichen Abwasser und unterscheiden sich nur durch die Verschiedenheit der Beschickung. In der nachstehenden Tabelle sind die Monatsmittel des Gesamtfeststoffgehaltes sowie des Faser- und Aschengehaltes in mg/l für beide Papiermaschinen angegeben.

	PM 6			alt			PM 7 neu		
	Ges. Feststoffgehalt	Faser	Asche	Ges. Feststoffgehalt	Faser	Asche	Ges. Feststoffgehalt	Faser	Asche
Febr.	51	21	30	18	8	10	15	8	7
März	51	22	29	35	20	15	51	29	22
April	44	18	26	22	15	7	23	15	8
Mai	41	23	18	33	19	14	49	28	21
Juni	33	19	14	18	10	8	16	10	6
Juli	29	18	11	14	9	5	24	15	9
Aug.	35	21	14	11	8	3	11	9	2
Sept.	14	9	5	16	11	5	52	31	21
Okt.	37	19	18	10	6	4	37	19	18
Nov.	44	22	22	19	12	7	23	14	9
Dez.	41	21	20	28	14	14	11	7	4

Aus diesen Ergebnissen ist ersichtlich, daß die eingangs genannten Feststoffgehalte bei entsprechender Ausgestaltung der Anlagen erreichbar sind, gewisse Überschreitungen vor allem bei Produktionsumstellungen aber unvermeidlich erscheinen.

Literaturhinweise

WULTSCH F. und H. HOGENKAMP: Grundlegende Untersuchung
an Flotationsstofffänger in der Papierindustrie.
Wochenblatt für Papierfabrikation,
Jahrgang 1957 Nr. 8

WULTSCH F. und J. SCHURZ: Flotation, Sedimentation, Filtra-
tion, als verfahrenstechnische Grundoperation.
Wochenblatt für Papierfabrikation,
Jahr 1967, Seite 441 bis 444

L. Huber:

Austreiben

1. Zweck und Anwendung

Das Austreiben, Strippen oder Ausdämpfen wird vorzugsweise in der chemischen Industrie für vielfältige Trennungs- und Anreicherungsverfahren benützt. Besonders charakteristisch sind z.B. die Seitenstripper bei der Rohöldestillation, die erst eine einwandfreie Auftrennung der verschiedenen Erdölkomponenten gestatten. Seiner Natur nach stellt das Austreiben einen modifizierten Destillations-Rektifikationsvorgang dar, bei dem ein oder mehrere flüchtige Stoffe von einem weniger flüchtigen, wie z.B. Wasser, getrennt werden. Es kann auch bei Reinigung bestimmter Abwassertypen bzw. zur Elimination verschiedener Verunreinigungsbestandteile eingesetzt werden. Bevorzugte Anwendungsgebiete sind die Behandlung von Abwässern der chemischen, petrochemischen und zellstoffherstellenden Industrie, wobei sowohl organische Stoffe, wie Schwefelwasserstoff, Ammonium, Cyanid als auch organische Substanzen, wie Mercaptane, Phenole, Kohlenwasserstoffe, Methanol, um nur einige zu nennen, einer Austreibung zugänglich sind (1,2,4,6,7,8,11). Das Austreiben ist für Stoffe mit geringer Flüchtigkeit in wässriger Phase nicht geeignet, da Wärmebedarf und apparativer Aufwand zu groß werden. Entsprechend seiner Leistungsfähigkeit und den erzielbaren Endkonzentrationen an Verunreinigungsbestandteilen, bildet das Strippen oft eine wirksame und notwendige Vorbehandlungsstufe für weitergehende Reinigungsmaßnahmen, wie der chemischen und biologischen Behandlung. Bei modernen Abwasserreinigungsanlagen für die chemische und petrochemische Industrie stellen Stripppverfahren einen wichtigen integrierenden Bestandteil einer Gesamtkonzeption dar, die überhaupt erst die Voraussetzung für fortführende Reinigungsschritte schaffen. Dem Strippen in Leistungsfähigkeit und Anwendung

verwandt sind die sogenannten Abwasserverdampfer, die bevorzugt in Raffinerien zur Behandlung von Abwasserteilströmen eingesetzt werden und die vom Prinzip her echten Destillationsanlagen entsprechen.

2. Grundlagen

Das Austreiben oder Strippen beruht auf dem physikalischen Vorgang, daß flüchtige Substanzen aus einer Flüssigkeit durch entsprechende Zugabe von Dampf oder eines chemisch reaktions-trägen Gases entfernt werden können, ohne daß sich dabei die grundsätzliche chemische Beschaffenheit der gestrippten Substanz ändert. Bedingung ist eine erhöhte Flüchtigkeit gegenüber dem Lösungsmittel. Die ausgestrippten Stoffe werden in der Regel verbrannt; in einem kleineren Teil der Fälle werden sie wiedergewonnen. In der Reihenfolge ihrer Bedeutung lassen sich folgende Trägergase angeben:

- a) Wasserdampf
- b) Rauchgas
- c) Heizgas.

Rauchgas kann durch seinen Gehalt an Kohlendioxid (ca. 10 %) zusätzlich für Neutralisierungs- bzw. Ansäuerungs-zwecke eingesetzt werden (1,3).

Bei der Beschreibung der physikalischen Grundvorgänge, die bei der Stripfung wirksam werden, spielt zunächst das Dampfdruckverhalten der jeweiligen Substanz eine wichtige Rolle. Die Dampfdruckkurve der Einzelsubstanz muß somit bekannt sein. Da nach dem Gesetz von RAOULT in Zwei- und Mehrphasengemischen durch Anziehungskräfte von Molekülen zusätzliche Energien auftreten, die bei einem Übergang von der flüssigen und der gasförmigen Phase überwunden werden müssen, spielt die dadurch

entstehende Dampfdruckerniedrigung eine wichtige Rolle (5,9). Das Trennverhalten eines 2-Komponentengemisches wird durch eine Gleichgewichtskurve beschrieben, welche alle aus den beiden Komponenten möglichen Flüssigkeits- und Dampfzusammensetzungen darstellt, wenn die Flüssigkeit siedet und der sich bildende Dampf solange mit der Flüssigkeit zusammenbleibt bis sich beider Zusammensetzung nicht mehr ändert, bis also das Gleichgewicht erreicht ist. Das Phasengleichgewichtsverhalten einschließlich des jeweiligen Partialdruckes wird neben Temperatur- und Druckverhältnissen zugleich noch von chemischen Parametern, wie z.B. dem Hydrolysegleichgewicht beeinflusst, das auf folgendem Schema (Abb. 1) für Ammonium und Schwefelwasserstoff wiedergegeben ist (3).

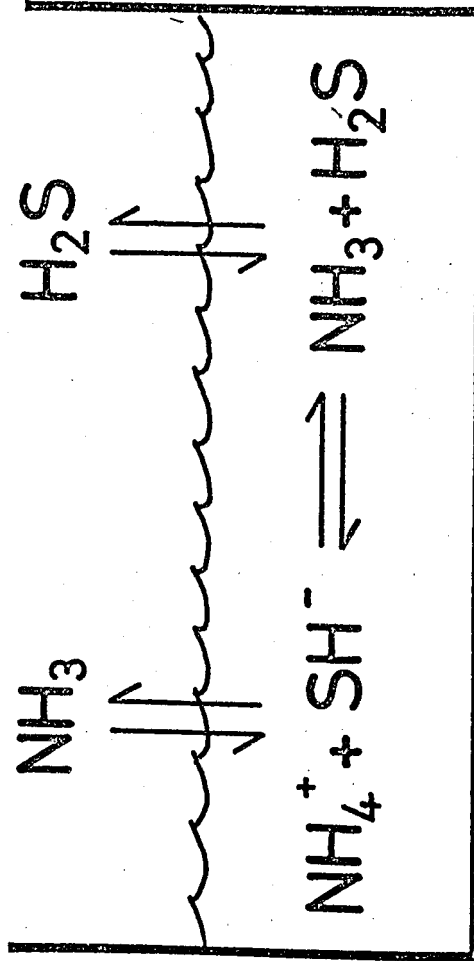
Insgesamt liegen bei der Trennung von Mehrstoffgemischen durch Stripperkolonnen außerordentlich schwierige physikalische Verhältnisse vor, die sich in der Regel einer exakten Beschreibung und Berechnung entziehen.

3. Technische Ausführung

In der Praxis wird eine Reihe von Strippverfahren angewandt, die sich in ihrer technischen Ausführung geringfügig voneinander unterscheiden. Die meisten Verfahren arbeiten kontinuierlich nach dem Gegenstromprinzip, bei welchem das Abwasser in einer Trennkolonne von oben gegenläufig zum Strippmittel geführt wird, das von unten eingebracht wird. Das Fließschema einer Strippkolonne für Schwefelwasserstoff ist in Abb. 2 wiedergegeben (1). Wir erkennen dabei als wesentliche Bauteile das Zuführungssystem für das Abwasser mit Wärmeaustauscher zur Regelung der Betriebstemperatur und eine Säurezugabevorrichtung zur Einstellung des pH-Wertes. Diese ist vor allem bei Schwefelwasserstoff wichtig. Die eigentliche Strippkolonne ist hier mit

Austreiben

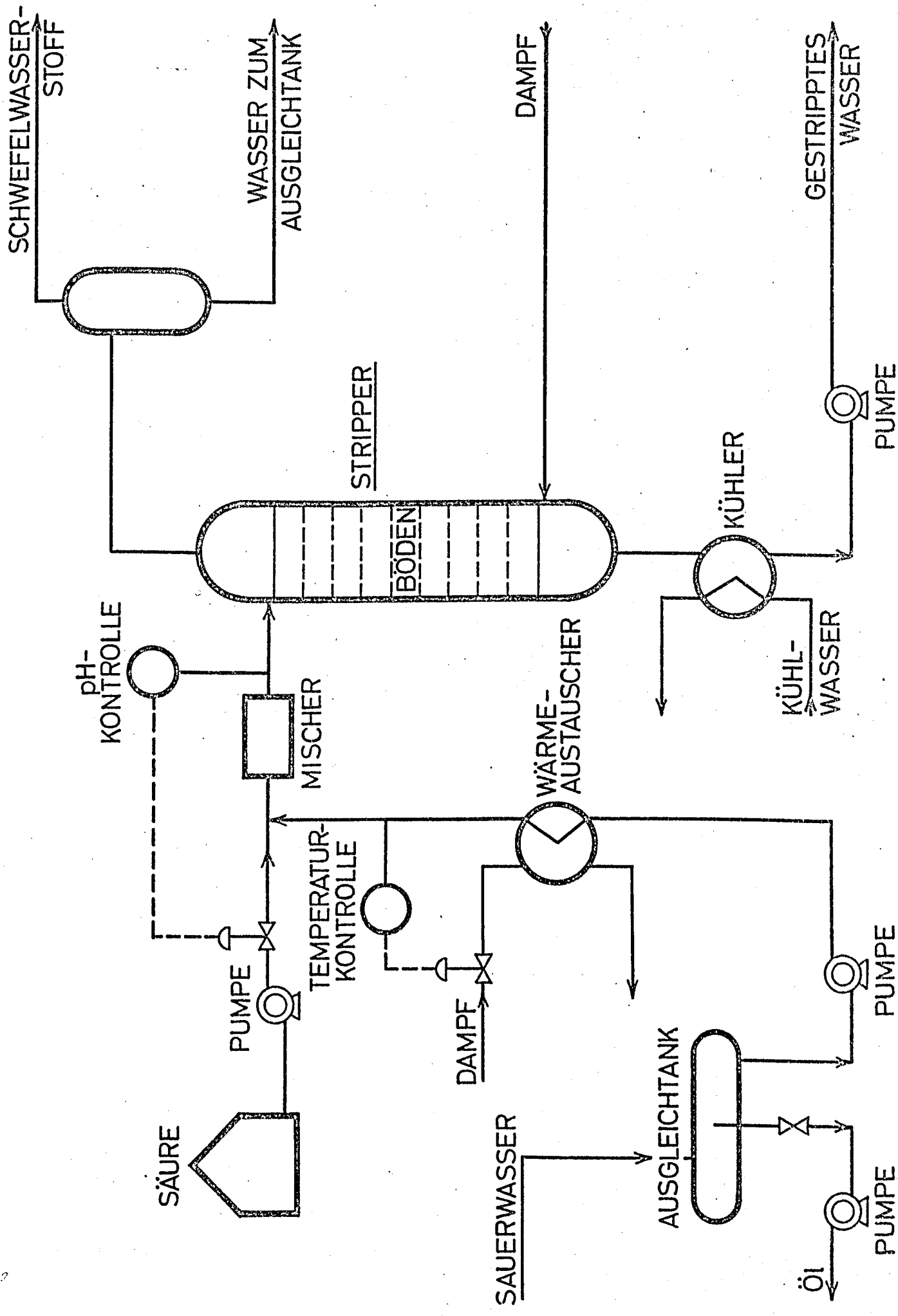
Abb. 1



Dampfphase

Flüssigphase

FLIESSCHEMA EINES STRIPPERS FÜR SCHWEFELWASSERSTOFF



Böden ausgestattet. Das gestrippte Abwasser wird nach Verlassen der Kolonne gekühlt. Das mit der ausgetriebenen Substanz beladene Strippmittel wird in einen Kondensationsbehälter geführt, wobei sich Wasser abscheiden kann. Die Verunreinigungs-komponente Schwefelwasserstoff wird anschließend verbrannt (z.B. Kesselhaus). Es ist möglich, das kondensierte Wasser in den Rücklauf zu bringen. Zur Erhöhung des Wärme- und Stoffaustausches sowie zur Steigerung des Trenneffektes werden die Austreibesäulen mit einer größeren Zahl von Böden (z.B. Sieb- oder Glockenböden) oder Füllkörpern ausgestattet. Typische Füllkörper nach RASCHIG oder WILSON sind auf Abb. 3 abgebildet. RASCHIG-Ringe werden aus Metall, Glas oder keramischen Stoffen hergestellt. RASCHIG-Ringe aus Maschendraht sind durch ihre Kapillarwirkung bei kleinem Druckverlust und großer Belastbarkeit besonders wirksam. Die Füllkörperhöhe oder die Zahl der Böden wird durch die Gleichgewichtsbedingungen in der Kolonne und die Zahl der Kontakte bestimmt, die notwendig sind, um den gewünschten Grad der Austreibung zu erreichen.

Das unterschiedliche Verhalten der einzelnen Substanzen, die einer Strippung unterzogen werden, können von besonderem Einfluß auf die spezifische Gestaltung der Säule sein.

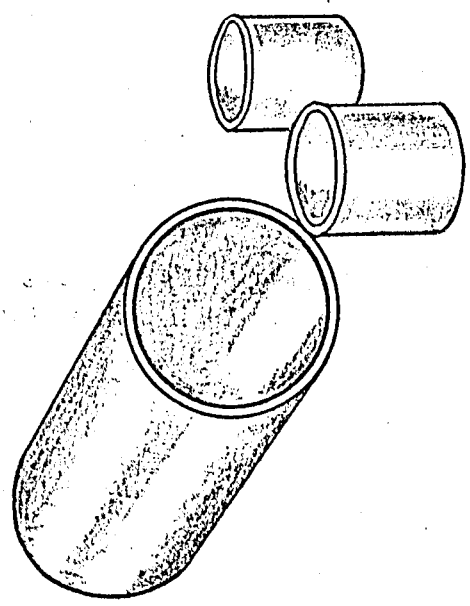
Eine Modifikation stellt auch das von SCHUTT für die Austreibung von Kohlenwasserstoffen entwickelte Verfahren dar, bei welchem die notwendige Erzeugung von Wärme und Trägergas durch Unterwasserbrenner erzeugt wird (10). Es wird dabei festgestellt, daß die Austreibung von Kohlenwasserstoffen physikalisch begünstigt ist. Ihre Aktivitätskoeffizienten, die die Abweichung vom RAOULT'schen Gesetz berücksichtigen, sind sehr groß, mit der Folge, daß ihre Flüchtigkeit bzw. der reale Dampfdruck über wässrigen Lösungen beträchtlich größer sind als nach der zu erwartenden Dampfdruckerniedrigung.

Durch die Anwendung von Rauchgas können Neutralisation und

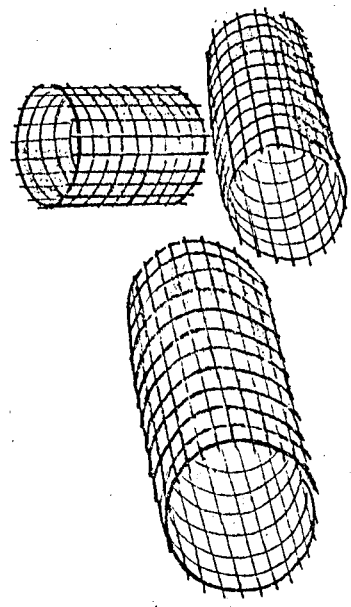
FÜLLKÖRPER - FORMEN

Abb. 3

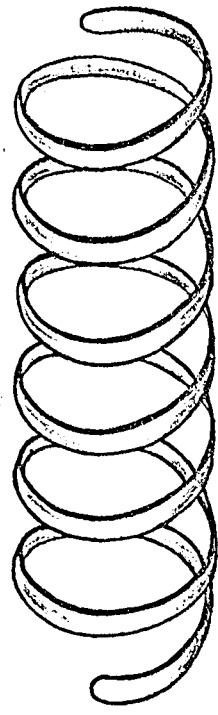
G-7



RASCHIG - RINGE



RASCHIG - RINGE
aus Drahtnetz



WILSON - SPIRALE

Strippung miteinander in einer Anlage verfahrenstechnisch verbunden werden. Dies ist vor allem bei sulfidhaltigen Ablaugen der Petrochemie zweckmäßig, bei denen durch Begasung mit CO_2 -haltigem Rauchgas die Alkalihydroxide zu Bicarbonaten umgesetzt werden und anschließend der Schwefelwasserstoff ausgetrieben wird, der bei der Reaktion von Kohlensäure mit Alkalisulfid entsteht.

4. Planungsgrundwerte

Grundsätzlich ist die Wirksamkeit einer Trennsäule von vielen Variablen abhängig. Die Angabe von exakten Planungsgrundwerten stößt somit auf erhebliche Schwierigkeiten. Es ist jedoch möglich, den Spielraum und die Bedeutung einiger wichtiger Bemessungs- und Betriebsparameter aufzuzeigen und gegeneinander abzugrenzen (1,3,5).

a) Kolonnendurchmesser:

Der erste Schritt beim Entwurf einer Austreiberkolonne ist die Festlegung des inneren Durchmessers. Er kann direkt berechnet werden aus dem zulässigen Gasdurchsatz und der Menge des Abwassers, welches die Kolonne durchläuft. Das Volumen des Trägergases hängt wiederum von der durchgesetzten Abwassermenge und den Gleichgewichtsbedingungen ab, welche die Stripppgasbelastung der Kolonne einschließlich des gewünschten Stripppumfanges bestimmen. Üblicherweise werden Durchmesser von 0,9 - 2,0 m bei Höhen von 6 - 15 m gewählt.

b) Anzahl der Böden bzw. Füllkörperhöhe:

Füllkörperhöhe und notwendige Bodenzahl ergeben sich aus den Phasengleichgewichtsbedingungen in der Trennsäule und der notwendigen Anzahl der Kontakte für den festgelegten Reinigungsgrad.

c) Temperatur:

Von ausschlaggebender Bedeutung für den Strippvorgang ist die gewählte Temperatur. In Abhängigkeit von den zu strippenden Komponenten werden Austreiberkolonnen zur Behandlung von Abwasser in einem Temperaturbereich von 40 - 140° C gefahren. Hohe Temperaturen von mehr als 120° C sind z.B. bei der Austreibung von Ammonium bei gleichzeitiger Anwesenheit von Schwefelwasserstoff erforderlich, um das Hydrolysegleichgewicht zugunsten von freiem NH_3 und H_2S zu verschieben. Für die Planung von Sauerwasserstrippern läßt sich folgende Daumenregel anwenden: Erhitze das Abwasser beim gewünschten Betriebsdruck bis zum Sieden und führe zusätzlich Strippdampf in einer Menge von 60 kg pro m^3 Abwasser zu (3,9).

d) Druck:

Ebenfalls in Abhängigkeit vom spezifischen Verhalten der auszutreibenden Stoffe, gekennzeichnet durch reale Dampfdruckkurve, Partialdruck und Phasengleichgewichtsverhalten, werden Austreiberkolonnen bei Drücken von 0,07 - 3,5 kg/cm^2 betrieben.

e) Zusatzeinrichtungen:

Durch die teilweise erhebliche Abhängigkeit der Stripfung von chemischen Parametern z.B. besonders bei Schwefelwasserstoff, Ammonium oder Phenolen, sind häufig Zusatzeinrichtungen zur Säure- und Laugendosierung einschließlich einer pH-Steuerung erforderlich.

f) Materialansprüche:

Durch die hohe Korrosivität, besonders von Schwefelwasserstoff bei den gegebenen Betriebsbedingungen, dürfen bei der Auswahl des Stahles für die Kolonne nur kohlenstoffarme Sorten verwendet werden. Eine Beschichtung mit Blei oder Kunststoff ist in der Praxis erprobt.

5. Diskussion

Betriebs- und Leistungsdaten von Strippern mit unterschiedlicher Fahrweise im Bereich der erdölverarbeitenden Industrie sind in folgender Übersicht zusammengestellt. Die aufgeführten prozentualen Abnahmen beziehen sich bei Schwefelwasserstoff und Ammonium auf Zulaufkonzentrationen von 1.000 - 10.000 mg/l H_2S bzw. NH_3 . Die entsprechenden Ablaufwerte liegen bei Schwefelwasserstoff im Bereich von 0 - 200 mg/l, bei Ammonium können noch bis zu 1.000 mg/l im Ablauf der Kolonnen auftreten, wenn Temperatur und pH-Wert nicht auf die Austreibung von NH_3 ausgerichtet waren (3).

	Strippgas Nm ³ /m ³	% Abnahme		Temperatur ° C
		H ₂ S	NH ₃	
Dampfstripper:				
- ohne Ansäuerung	60-240	96-100	69-95	110-135°
- mit Ansäuerung	30-45	97-100	0	110-120°
Rauchgasstripper:				
- mit Dampf	95	88-98	77-90	112°
- ohne Dampf	90	99	8	60°
Heizgasstripper:				
- mit Ansäuerung	56	98	0	40°

Die Austreibung von Schwefelwasserstoff ist bei pH-Werten unter 6,5 stark begünstigt. Das gleiche trifft für Phenole und Cyanide zu, wo für erstere im Bereich von pH 4-5 eine vollständige Spaltung der Phenolate eintritt. Die Phenolkonzentrationen

können sich dabei je nach Herkunft des Abwassers im Bereich von 10 - 5.000 mg/l bewegen. Die erzielten Strippeffekte liegen bei Phenolen bei ca. 60 %.

Ein weiterer interessanter Anwendungsbereich für Austreibeverfahren findet sich in der Zellstoffindustrie bei der Behandlung von Kondensaten aus der Zellstoff-Kochung und Ablaügeneindampfung (bes. beim Kraftprozeß). Diese Kondensate enthalten große Mengen an BSB-pflichtigen, giftigen und stark riechenden Stoffen wie Methanol, Terpene, Mercaptane. Nach dem UDDEHOLM-Verfahren können diese Stoffe mit Dampf ausgetrieben werden, wobei aus den einzelnen Verdampferstufen der Laugeneindickung jeweils die methanolreichsten Abläufe abgezogen werden. Vor Zuführung in die Strippkolonne wird auf 90° C erhitzt. Die Trennsäulen weisen in der Regel 18 - 20 Böden mit einem Abstand von 50 - 70 cm auf. Die Dampfgeschwindigkeit beträgt 0,6-0,8 m/sec. Der nicht kondensierte Dampf einschließlich der Verunreinigungs-komponenten wird verbrannt. Bei einem Dampfverbrauch von ca. 170 kg/m³ Abwasser wird ein 90%iger Strippeffekt für Methanol entsprechend folgender Aufstellung erzielt (2, 11).

	Methanol	Methyl- mercaptan	Dimethyl- sulfid
Zulauf (mg/l)	3.300	100	60
Ablauf (mg/l)	370	1	1

Dem UDDEHOLM-Verfahren eng verwandt ist der sogenannte SEKOR-Prozeß, der in den letzten Jahren in den USA entwickelt wurde (8).

Bei einer Abwägung der Vor- und Nachteile der Stripppverfahren muß zunächst davon ausgegangen werden, daß es sich hierbei um

einen Abwasserbehandlungsprozeß handelt, der nur für eine begrenzte Anzahl von Stoffen in einem zusätzlich begrenzten Konzentrationsbereich anwendbar ist. Er ist grundsätzlich wärmeenergieaufwendig. Die dadurch entstehenden Aufwendungen spielen jedoch in den Industriezweigen, in denen Strippverfahren üblicherweise zur Anwendung kommen, keine besondere Rolle, da Abdampf zur Verfügung steht oder die Kosten in einer Gesamtenergiebilanz überhaupt nicht in Erscheinung treten.

Verfahrensbedingte Nachteile sind starke Korrosionserscheinungen an den Kolonnen und das Auftreten von Inkrustierungen durch Kalziumkarbonat und Gips.

Vorteile des Verfahrens sind ein hoher Wirkungsgrad mit entsprechender Spezifität bei gleichbleibenden Ablaufkonzentrationen. Die Verunreinigungsbestandteile können thermisch und damit weitgehend rückstandslos vernichtet werden. Das abfließende Abwasser kann entweder wiederverwendet oder schadlos einer weiteren Behandlung durch biologische oder chemische Verfahren zugeführt werden.

6. Literatur

- 1) API: Manual on Disposal of Refinery Wastes. Vol.III Chemical Wastes 4th.Ed.Americ. Petr.Inst.New York (1960)
- 2) BERGKVIST, S., FOSS, E.: Treatment of Contaminated Condensates in Kraft Pulp Mills. Int.Congr.Ind.Wast.Water, Stockholm (1970)
- 3) BEYCHOK, M.R.: Aqueous Wastes from Petroleum and Petrochemical Plants. John Wiley and Sons. London, New York (1967)

- 4) ELKIN, H.F.: Condensates, Quenches, and Wash Waters as Petrochemical Waste Sources. Sew.a.Ind.Wast.Vol. 31, No.7, 836 (1959)
- 5) GAUDY, A.F., ENGELBRECHT, R.S. and TURNER, B.G.: Stripping Kinetics of Volatile Compounds of Petrochemical Wastes. Jour.WPCF 33, 4, 382 (1961)
- 6) HUBER, L.: Erfahrungen bei der Abwasserbeseitigung in vier neuen Erdölraffinerien. WAF Nr.5, 180 (1968)
- 7) HUBER, L.: Möglichkeiten der Abwasserbehandlung in der erdölverarbeitenden Industrie. Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, Bd.9, 2.Aufl., 260 (1967)
- 8) MATTESON, M.J., JOHANSON, L.N. and McCARTHY: "SEKOR II: Steam Stripping of Volatile Organic Substances from Kraft Pulp Mill Effluent Streams". TAPPI, Vol.50, No.2, 86 (1967)
- 9) SHIH, T.T., HRUTFIORD, B.F., SARKANEN, K.V. and JOHANSON, L.N.: "Hydrogen Sulfide Vapor-Liquid Equilibrium in Aqueous Systems as a Function of Temperature and pH". TAPPI, Vol.50, No.12, 630 (1967)
- 10) TEGGERS, H.: Neue Wege der Abwasseraufbereitung in einer Äthylenanlage. Erdöl und Kohle, Erdgas, Petroleum, 18.Jg., 205 (1965)
- 11) ULLMANN, P.: Planning a New Inland Kraft Pulp Mill. Int.Congr.Ind.Wast.Wat. Stockholm (1970)

L. Huber:

Adsorbieren

1. Zweck und Anwendung

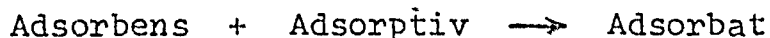
Adsorptionsprozesse haben grundsätzlich einen großen Anwendungsspielraum auf zahlreichen Gebieten der chemischen Technologie, wie z.B. die Erzeugung und Aufbereitung von chemischen Stoffen, Pharmazeutika oder Nahrungsmitteln. Auf dem Gebiet der Behandlung von Wasser und Abwasser stellt besonders die Aufbereitung von Trinkwasser mit Aktivkohle ein bekanntes und erprobtes Verfahren, vorzugsweise zur Beseitigung von Geruch und Geschmack, dar. Bereits im 18. Jahrhundert wurden innen angekohlte Holzfässer auf Schiffen zur Frischhaltung von Trinkwasser verwendet. Bei der Abwasserreinigung gewinnen Adsorptionsverfahren mit Aktivkohle für die 2. und 3. Reinigungsstufe und bei der Behandlung spezieller industrieller Abwässer laufend an Bedeutung, gefördert durch den Umstand, daß in den letzten fünf Jahren Aktivkohlequalitäten mit hoher Abriebfestigkeit und Aktivität sowie technisch gangbare thermische Regenerierprozesse entwickelt werden konnten. Damit konnte eine erhebliche Kostensenkung erzielt werden. Den Adsorptionsverfahren zuzuordnen sind z.T. auch die chemischen Fällungs- und Flockungsverfahren, bei denen an Metallhydroxidniederschlägen ebenfalls Stoffe aus Lösungen adsorbiert und eliminiert werden können. Zweck und Einsatzmöglichkeit von Adsorptionsverfahren können z.Z. wie folgt umrissen werden:

a) Beseitigung von Restverunreinigungen, meist organischer Natur und erfaßbar im CSB, org. C, auf Konzentrationen von wenigen Milligramm pro Liter und darunter, welche mit konventionellen Reinigungsmethoden nicht mehr entfernt werden können. Das gleiche gilt für unerwünschte Eigenschaften wie Farbe, Geruch und Geschmack (6,7,10,13,15).

- b) Elimination biochemisch abbauresistenter, hemmender oder giftiger Stoffe aus Abwasser häuslicher und besonders industrieller Herkunft (2,3,4,9,11,13,14,18).
- c) Aufbereitung zur Wiederverwendung von Abwässern als Brauchwasser (16,17,23).
- d) Ersatz für die biologische Abwasserreinigung wegen schwieriger Schlammprobleme.
- e) Rückgewinnung von im Abwasser enthaltenen Stoffen, z.B. Lösungsmittel, Phenole etc.

2. Grundlagen

Das Gebiet der Adsorption umfaßt einen Bereich von Vorgängen, der sich einschiebt zwischen das Gebiet der echten chemischen Bindung einerseits und der rein auf physikalische Phänomene zurückführbaren Erscheinung der Haftung, Adhäsion oder Benetzung. Bei Fehlen einer einheitlichen Nomenklatur auf dem Gebiet der Adsorption wird im allgemeinen der erste Vorgang als Chemisorption bezeichnet, während für den zweiten der Ausdruck Physisorption geläufig ist. Die Übergänge sind jedoch fließend. Die Erscheinung der Adsorption ist allgemein darauf zurückzuführen, daß die Valenzen und Nebenvalenzen der an der Oberfläche einer festen Phase befindlichen Atome oder Atomgruppierungen nicht symmetrisch nach allen drei Richtungen des Raumes abgesättigt sind und somit eine Bindung mit Fremdatomen oder -molekülen eingehen können. Dadurch sind feste Stoffe in unterschiedlichem Umfang befähigt, Gase oder gelöste Stoffe an ihrer Oberfläche in ein- oder mehrmolekularer Schicht anzureichern. Die Adsorptionsphase wird als Adsorbat bezeichnet. Sie baut sich durch Wechselwirkung zwischen einem Adsorbens und einem Adsorpt auf. Letzteres ist die bereits gebundene Form des Adsorptivs (21).



Je nach Art der bei Adsorptionsvorgängen auftretenden chemischen und physikalischen Kräfte kann zwischen

- a) polaren Adsorbentien
- b) unpolaren Adsorbentien

unterschieden werden.

Die erste Gruppe ist zur sogenannten Austauschadsorption, die zweite zur unspezifischen oder der sogenannten Allgemeinadsorption befähigt. Bei der Austauschadsorption, die in der Wasser- und Abwasserbehandlung vorzugsweise mit Ionenaustauschern zur Anwendung gelangt, erfolgt die Festlegung der adsorbierten polaren Teilchen punktorientiert an der Oberfläche des Adsorbens oder innerhalb des für Stoffe dieser Art typischen, weiträumigen Raumnetzes. Die Bindung erfolgt mittels saurer bzw. basischer Gruppen, die fest im Gerüst des Adsorbens verankert sind.

An die streng polare Adsorption schließen sich die adsorptive Bindung als Chelate und die Anlagerung unter Bildung von Komplexen an. Bei letztem Bindungstyp werden vorzugsweise Dipolmomente wirksam.

Während die polare Bindung durch Hauptvalenzen, d.h. durch COULOMB'sche Kräfte erfolgt und daher an bestimmte Valenzorte gebunden ist, treten bei der unpolaren Adsorption, mit der wir uns im Rahmen dieser Ausführungen vorzugsweise zu befassen haben, hauptsächlich van der WAAL'sche Kräfte in Wirksamkeit, die als Rest- oder Nebenvalenzen nicht streng ortsgebunden sind.

Bei der Allgemeinadsorption fehlt die chemische Polarität. In der Regel ist auch eine engere chemische Verwandtschaft zwischen Adsorbens und Adsorptiv nicht erkennbar. Die Bindung des Fremdstoffes erfolgt in der Weise, daß zunächst ein lückenhafter, allmählich sich verdichtender und schließlich ein mehr oder

weniger geschlossener Oberflächenfilm gebildet wird. Nach gängigen Vorstellungen sind Fehlstellen des Gitters, Ecken und Kanten des Adsorbens, die Stellen bevorzugter Bindung. Setzt man die Beladung unter Steigerung der Konzentration des Adsorptivs oder unter Erniedrigung der Temperatur fort, so werden gegebenenfalls weitere Schichten über eine monomolekulare Besetzung des Adsorbens hinauf aufgelagert.

Bei der Adsorption werden zusätzlich eine Reihe von physikalischen und chemischen Grundvorgängen wirksam, die teilweise als Gesetzmäßigkeiten sich einer mathematischen Erfassung erschließen.

So wird besonders bei der Allgemeinadsorption durch die Erniedrigung der Oberflächenenergie sogenannte Adsorptionswärme frei. Entsprechend nimmt ~~mit steigender Temperatur~~ nach dem Prinzip von Le CHATELIER die Adsorption mit steigender Temperatur ab. Bei der Bildung von einmolekularen Schichten kann der Gleichgewichtszustand bzw. die Beziehung zwischen der Konzentration des adsorbierten Stoffes am Adsorbens und seiner Konzentration in der Lösung, d.h., den Verschiedenheiten der Oberflächenaffinität zueinander durch die LANGMUIR'sche Adsorptionsisotherme zum Ausdruck gebracht werden, entsprechend folgender Gleichung

$$a = k_1 \frac{c}{c + k_2}$$

Dabei stellen

a = die je Oberflächeneinheit adsorbierte Grammange

c = die Konzentration der zu adsorbierenden Substanz

$k_1 + k_2$ = Konstanten, die von der Natur und Beschaffenheit des Adsorptionsmittels und des Adsorptivs abhängen

dar. Nach dem Verlauf der Adsorptionsisothermen kann die adsor-

bierte Stoffmenge mit steigender Konzentration nur solange zunehmen, bis die ganze feste Oberfläche belegt und ein Sättigungswert erreicht ist (s. Abb. 1). Häufig wird auch die FREUNDLICH'sche Adsorptionsisotherme verwendet (13).

3. Adsorptionsmittel

Die Zahl der in der Praxis der Wasser- und Abwasserreinigung verwendeten Adsorptionsmittel ist auf wenige Stoffe begrenzt. In der Reihenfolge ihrer Bedeutung kann man angeben

- a) Aktivkohle (4,10,12)
- b) Hydroxide des Fe, Al, Ca
- c) Magnesium- und Aluminiumsilikate vom Typ der Bentonite und Bleicherden (8, 19,22)
- d) Torf

Die Wirkung der Adsorptionsmittel erstreckt sich vorzugsweise auf echt gelöste Stoffe, jedoch können in erheblichem Umfang auch kolloide und emulgierte Substanzen entfernt werden. Auch Bakterien und Viren werden an Adsorptionsmittel angelagert. Die rechnerische Erfassung von Adsorptionsvorgängen stößt in der Praxis auf erhebliche Schwierigkeit, da fast immer Mehrstoffsysteme vorliegen. Im Fall der Aktivkohle haben wir eine überwiegend physikalische Fixierung des Adsorptivs vorliegen, wobei dieser Prozeß sehr stark durch die Diffusionsgeschwindigkeit der gelösten Stoffe in die Kapillarräume und ihre Adsorption an der inneren Oberfläche modifiziert wird.

Untersuchungen über die Größenverteilung der Porendurchmesser bei Aktivkohlen haben gezeigt, daß man drei Größenordnungen unterscheiden kann, und zwar

- a) Makroporen mit ca. 1 μm
- b) Übergangsporen mit ca. 15 nm
- c) Mikroporen mit weniger als 1 nm

Adsorptionsisotherme

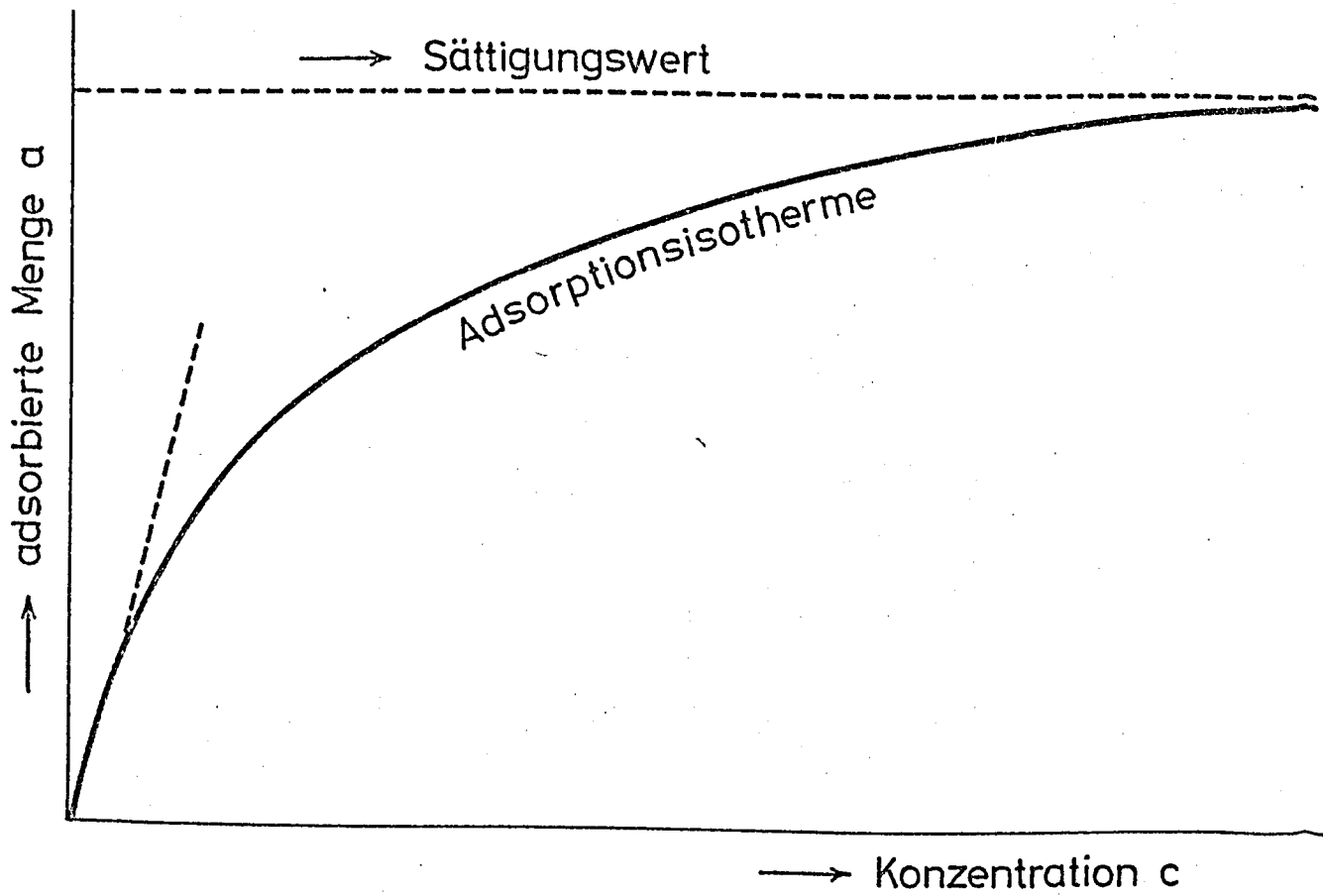


Abb. 1

Adsorbieren

Die Übergangsporen spielen bei der Adsorption aus Flüssigkeiten die größte Rolle. Die Makroporen bestimmen die Diffusionsgeschwindigkeit. Die Mikroporen sind besonders bei der Adsorption von Gasen von Wichtigkeit (Abb. 2).

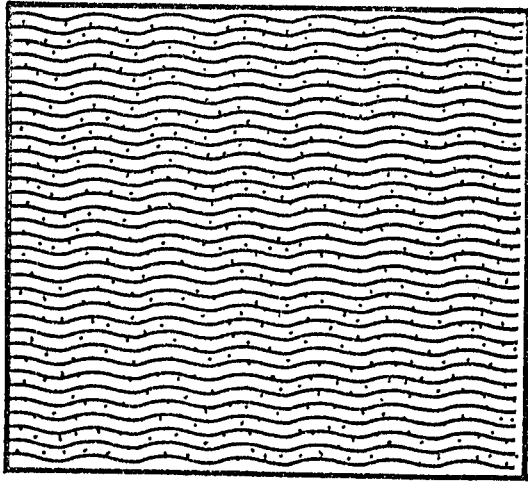
Kommerzielle Aktivkohlen besitzen eine innere Oberfläche von 500-1.400 m²/g (unabhängig von ihrer Teilchengröße). Da in erster Linie die innere Oberfläche für die Belegung in Frage kommt, bringt eine Mahlung der Kohle keine Vorteile für eine Oberflächenvergrößerung. Von der Korngröße wird jedoch die Adsorptionsgeschwindigkeit in die Kapillarräume beeinflusst. Für die Abwasserreinigung speziell entwickelte FILTRASORB-Aktivkohlen der Firma P.A.C. weisen folgende Kenndaten auf:

	Typ: 300	Typ: 400
Gesamtoberfläche (m ² /g)	950 - 1050	1000 - 1100
Porenvolumen (cm ³ /g)	0,85	0,94
Korndurchmesser (mm)	1,5 - 1,7	0,9 - 1,1
Aschegehalt (%)	5	5

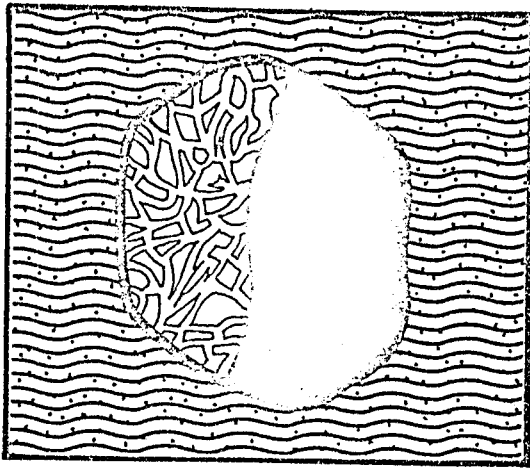
Weitere wichtige Eigenschaften bei Aktivkohlen, die zur Abwasserreinigung eingesetzt werden, sind

- gleichmäßiges Adsorptionsvermögen für Substanzen von unterschiedlichem Molekulargewicht
- geringe Aufschwimmeignung
- leichte Benetzbarkeit.

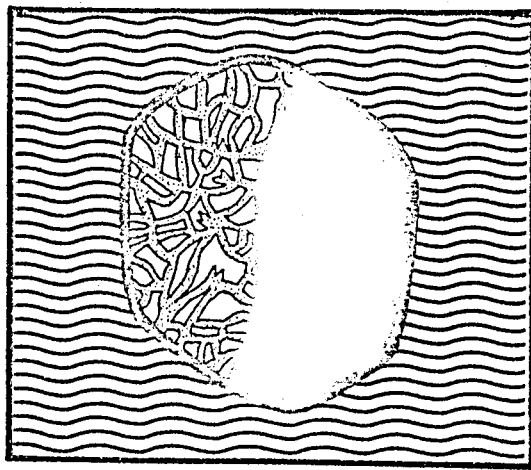
Bei Betoniten und Bleicherden, die z.T. selektive Adsorptionsfähigkeiten aufweisen, beträgt die Gesamtoberfläche vergleichsweise 280 - 300 m²/g (8).



VERUNREINIGTES WASSER



A-KOHLE-TEILCHEN

A-KOHLE MIT ADSOR-
BIERTEN SCHMUTZSTOFFEN

4. Technische Ausführung

Bei der technischen Durchführung der Aktivkohlebehandlung von Abwasser ergeben sich z.Z. drei grundsätzliche technische Möglichkeiten, die in der Praxis bereits verwirklicht wurden. Sie sind in folgender Abbildung 3 dargestellt (6).

Im ersten Fall werden die Festbettaktivkohleadsorber als Druckfilter hintereinander geschaltet und im Gegenstromprinzip zur Abwasserfließrichtung regeneriert. In einem derartigen System gestattet man der Wellenfront, entsprechend Abb. 4, vollständig durch einen Adsorber zu wandern, um so eine maximale Beladung der Aktivkohle entsprechend der Adsorptionsisotherme zu erhalten. Zwangsläufig werden zur Erzielung eines hohen Reinigungsgrades weitere Einheiten nachgeschaltet. Wenn nun an einer mehrstufigen Anlage das erste Bett verbraucht ist, wird es regeneriert und Adsorber Nr. 2 an erster Stelle genommen. Nach Regeneration wird Adsorber 1 an die letzte Stelle gesetzt.

Die A-Kohle-Adsorber können in Festbettanordnung auch parallel bei absteigender Wasserbewegung betrieben werden. Die Regenerationszeit erfolgt nach Erschöpfung der Adsorptionskapazität. Durch unterschiedliche Inbetriebnahme können die Regenerationsphasen zeitlich aufeinander abgestimmt werden.

Festbettadsorber in Reihen- und Parallelschaltung müssen zur Aufrechterhaltung des Abwasserdurchsatzes mit Rückspüleinrichtungen ausgerüstet sein.

Ein dritter Verfahrensweg zur Behandlung von Abwasser mit gekörnter Aktivkohle besteht darin, daß man vor allem bei kleineren Anlagen mit einem Fließsystem arbeitet und dadurch ebenfalls einen Gegenstromeffekt erzielt. Dieser wird durch einen periodischen Abzug von A-Kohle aus dem Boden des Behälters erzielt. Frische A-Kohle wird von oben zugeführt. Der Voll-

ADSORBER-ANORDNUNG FÜR AKTIVKOHLE-ABWASSER-BEHANDLUNG

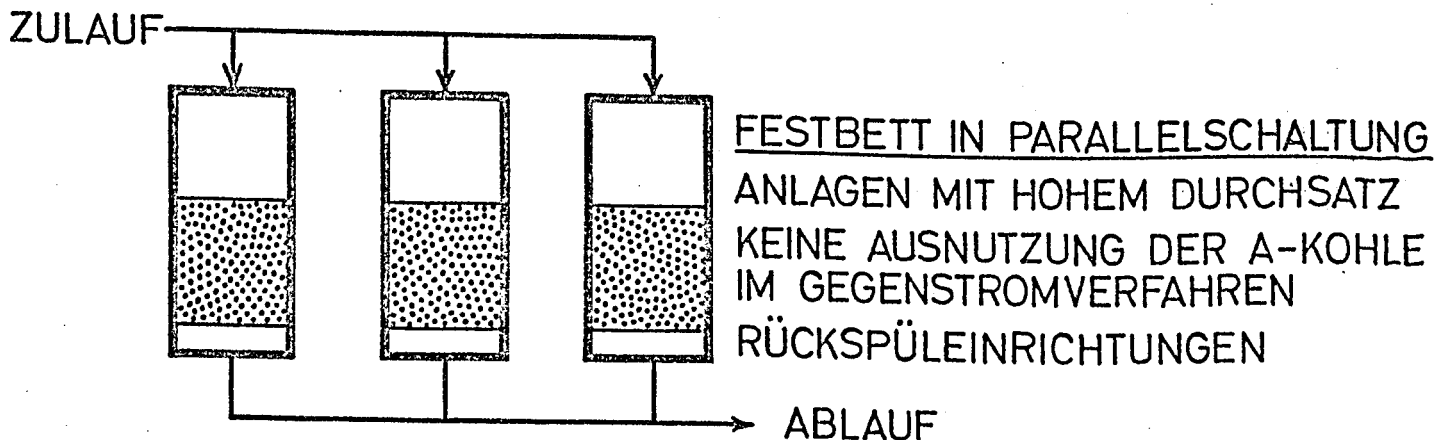
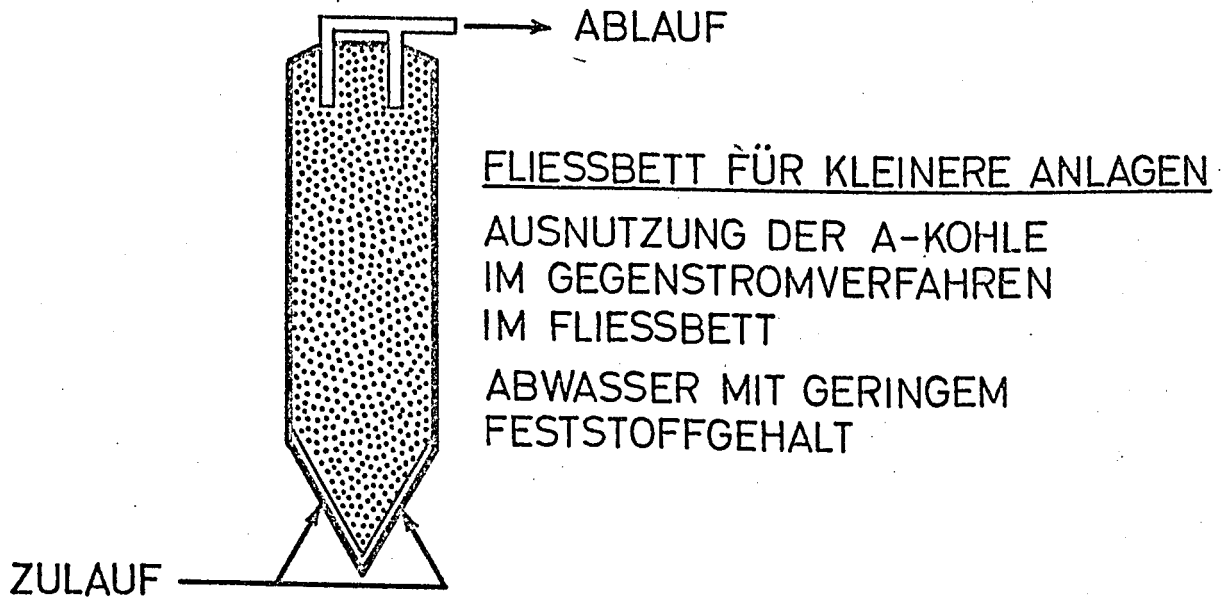
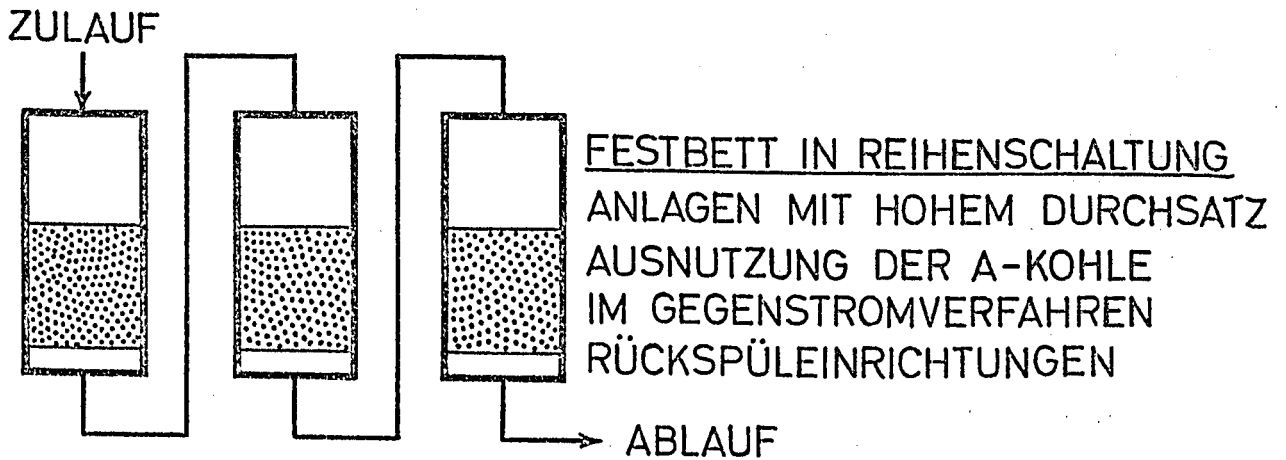


Abb. 3

A-KOHLE-ADSORBER MIT GEGENSTROM-EFFEKTSCHALTUNG

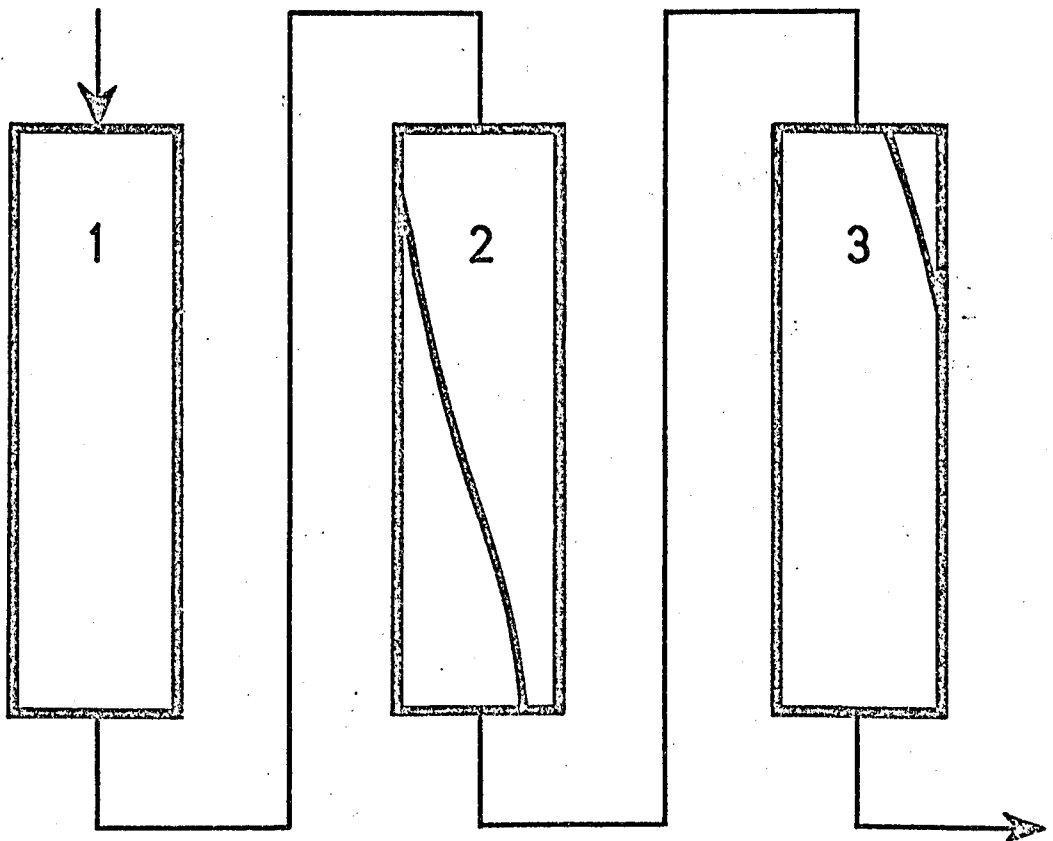


Abb. 4

ständigheit halber soll noch erwähnt werden, daß das Fließbettsystem bei neuen Anlagen auch bei reihengeschalteten Adsorbern angewandt wird. Der Wartungs- und Reinigungsaufwand verringert sich und die Verstopfungsneigung nimmt ab.

Die Druckfilter werden derzeit in stehender Bauweise und ein-kammeriger Anordnung errichtet. Die Filterbett-Tiefen liegen je nach Abwasserart zwischen 3 - 6,5 m.

Besonders bei häuslichen Abwässern wird eine Regeneration (6) der A-Kohle vorgenommen. Ein Regenerationssystem (Abb. 5) besteht aus zwei Teilen, und zwar:

- a) dem hydraulischen ^Transportsystem
- b) dem Verbrennungsofen mit Zusatzeinrichtungen.

Die verbrauchte Aktivkohle wird üblicherweise als Wasser-Kohle-suspension (slurry) aus dem Adsorber entfernt. Für den Transport ist ein Wasser-Kohle-Verhältnis von 3:1 vorteilhaft. Als Fördersystem eignen sich Zentrifugal- und Diaphragma-Pumpen. Vor der thermischen Behandlung wird das Transportwasser entweder über Absetzbehälter oder Entwässerungsschnecken abge-schieden. Die eigentliche Regeneration erfolgt in Etagenöfen bei einer Temperatur von 850-950° C. Die adsorbierten Ver-unreinigungen werden zuerst verflüchtigt und dann selektiv verbrannt. Die reaktivierte Kohle wird anschließend mit Wasser abgekühlt und mittels Pumpen wieder in die Adsorber zurück-gefördert. Eine thermische Regeneration der A-Kohle ist dann nicht zweckmäßig, wenn eine Wiedergewinnung der adsorbierten Substanz (z.B. Phenol, Lösungsmittel) über Naßextraktion vor-genommen werden kann oder das Adsorptiv bei der Verbrennung gefährliche Eigenschaften aufweist. So kann z.B. bei einer A-Kohle-Adsorptionsanlage, welche in einer Schweizer Spreng-stoffabrik installiert ist, die Kohle wegen des explosiven Charakters des Adsorptivs nicht regeneriert werden (2).

Die Eingliederung des A-Kohlebehandlungsprozesses in die

THERMISCHE AKTIVKOHLE-REGENERIERUNG

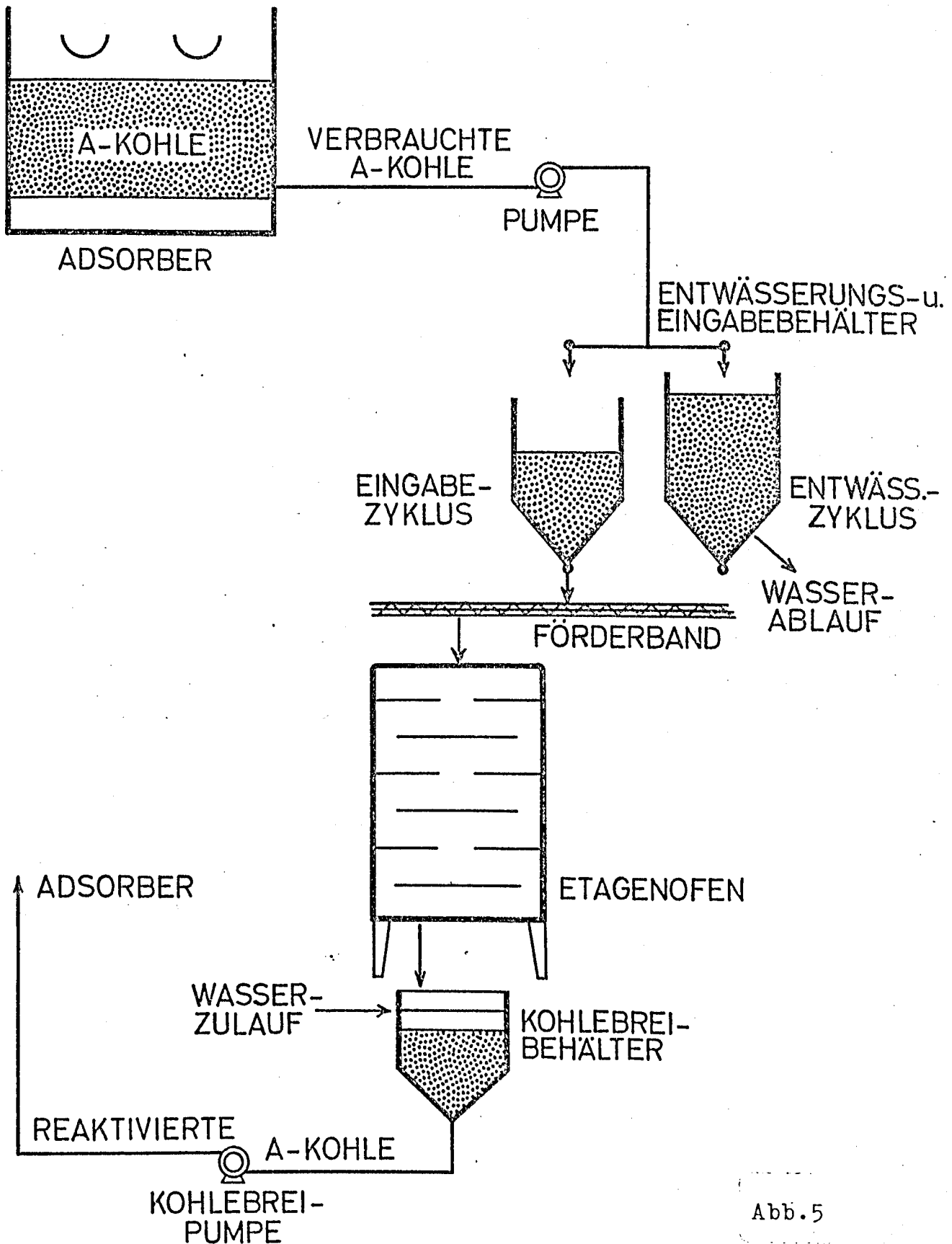


Abb. 5

Gesamtkonzeption einer Kläranlage kann nach verschiedenen Gesichtspunkten erfolgen.

Für häusliche Abwässer wurden bisher folgende Verfahrenswege erprobt und in technischen Anlagen verwirklicht:

- a) mechanische Stufe → biologische Stufe
→ (chemische Stufe) → A-Kohlebehandlung (7, 12, 15)
- b) mechanisch-chemische Stufe (Koagulation bzw. Koagulation + Hydrolyse) → A-Kohlebehandlung (10, 20)
- c) biologische Stufe → chemische Stufe (Hydrolyse)
→ A-Kohlebehandlung (23).

Beim Verfahrensweg a) übernimmt die A-Kohlebehandlung die Funktion der 3. Reinigungsstufe mit der Aufgabe, biologisch abbauresistente Stoffe einschließlich von Phosphaten und Stickstoffverbindungen zu entfernen. Dies gibt sowohl die Möglichkeit, einen für den Vorfluter hochgereinigten Ablauf zu erzielen, als auch eine Wiederverwendung des Abwassers vorzunehmen.

Bei den Verfahren b) und c) übernimmt die A-Kohlebehandlung die Aufgaben der biologischen Reinigungsstufe, nachdem vorher durch eine kombinierte Koagulations- und Sedimentationsbehandlung, unter Anwendung von organischen und anorganischen Flockungsmitteln absetzbare und kolloide Stoffe eliminiert wurden. Über die zweckmäßigste Reihenfolge der einzelnen Behandlungsschritte wird im Augenblick noch lebhaft diskutiert, insbesondere in Hinsicht auf eine Theorie von ZUCKERMAN und MOLOF (23), welche besagt, daß die biologischen Reinigungsverfahren und die A-Kohlebehandlung aus dem Abwasser Stoffe mit gleicher Molgewichtsverteilung eliminieren, d.h., überwiegend niedermolekulare Stoffe mit einem Molgewicht bis zu 400; Substanzen mit einem Molgewicht von mehr als 1200 werden durch beide Verfahren angeblich nur unzureichend entfernt. Daraus wird abgeleitet, daß eine Hintereinanderschaltung von biologischer

Stufe und A-Kohlebehandlung unzweckmäßig und unwirtschaftlich ist.

Andere Gesichtspunkte finden sich bei der Behandlung von industriellen Abwässern mit granulierter oder pulverisierter A-Kohle. Hier wird bei einigen chemischen Betrieben (z.B. Pestizid- oder Sprengstoffherstellung) die Aktivkohlebehandlung nach evtl. Schwebestoffabscheidung als einzige Behandlungsstufe betrieben, weil andere Verfahren zur Elimination gelöster Stoffe wegen deren Giftigkeit oder schlechter Abbaufähigkeit nicht vorhanden sind. Zur Entfernung von Stoffen, die den biologischen Abbau stören, werden Aktivkohleadsorber auch als erste Stufe vor Schlammbelebungsanlagen gefahren.

5. Planungsgrundwerte

Im Laufe der letzten Jahre wurden gewisse Richtlinien für die Planung von Adsorptionsanlagen, unter Verwendung von gekörnter A-Kohle, entwickelt (1,4,5,10,12).

Bei dem zu behandelnden Abwasser sind danach zuerst Größe und Wirksamkeit der A-Kohleausnutzung bei verschiedenen Reinigungsgraden zu ermitteln, wobei es sich empfiehlt, den Reinigungsverlauf mit mindestens 2 Kenngrößen, wie CSB und BSB, zu kennzeichnen. Diese Information wird dadurch erhalten, daß man die Ablaufkonzentration als eine Funktion der behandelten Abwassermenge graphisch aufträgt. Man bestimmt damit zugleich das spezifische Adsorptionsvermögen pro Gramm Aktivkohle bei vorhandener Zulauf- und gewünschter Ablaufkonzentration. Praktisch entspricht dies der Aufstellung einer Adsorptionsisotherme.

Die hydraulischen Verhältnisse in einer Adsorberanlage, wie Fließgeschwindigkeit, Flächenbelastung und Druckabfall, werden stark von der Korngröße der A-Kohle beeinflusst. Die optimale

Korngröße sollte deshalb bei einem bestimmten Abwasser experimentell ermittelt werden. Das gleiche gilt selbstverständlich für die erforderliche Bett-Tiefe und Flächenbelastung in Hinsicht auf den gewünschten Reinigungsgrad und die Behandlungskosten.

Für die thermische Regenerierung, die bei $850 - 950^{\circ} \text{C}$ vorgenommen wird, spielt die Härte und Abtriebfestigkeit der A-Kohle eine wichtige Rolle, denn die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens wird hauptsächlich durch die A-Kohle-Verluste bei der thermischen Regeneration bedingt. Man rechnet derzeit mit einer Verlustrate von $4 - 7\%$.

Aufgrund bisheriger Betriebserfahrungen kann eine Reihe von grundsätzlichen Bemessungsparametern angegeben werden:

Bettiefe	3 - 6,5 m
Durchmesser	1,2 - 1,5 m
Kontaktzeit	20 - 50 Min.
Flächenbelastung	max. $24 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$
Flächenbelastung bei Rückspülung	$19 - 36 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$

Für die Volumenvergrößerung des Kohlebettes beim Rückspülen muß zusätzlich ein Freibord von $30 - 50\%$ des Originalbettvolumens zugeschlagen werden.

6. Diskussion

In den letzten Jahren wurden in den USA und in Europa insgesamt 7 technische Anlagen zur Behandlung von häuslichen und industriellen Abwässern mit granulierter A-Kohle gebaut bzw. sie stehen kurz vor ihrer Inbetriebnahme. Die größte Anlage in Rocky River, Ohio, behandelt dabei bereits eine Abwassermenge von $38.000 \text{ m}^3/\text{d}$. Weitere 10 halbtechnische Versuchsanlagen befinden sich in Planung, Bau oder Betrieb. Pulverisierte

Aktivkohle wird zur Abwasserreinigung in zwei Versuchsanlagen eingesetzt (Lebanon, Ohio, und Tuscon, Ariz.).

Als charakteristische Beispiele können die Anlagen in Pomona (15) und am Lake Tahoe (7), beide in Kalifornien, angeführt werden, die mit Abwassermengen von $1000 \text{ m}^3/\text{d}$ bzw. $30.000 \text{ m}^3/\text{d}$ beschickt werden. Sie werden als 3. Reinigungsstufe eingesetzt und sind ausführlich untersucht. Nach den vorliegenden Betriebsergebnissen zeigen sich für wichtige Parameter der Abwasserverschmutzung folgende Eliminationsraten:

	POMONA			Lake TAHOE	
	Z	A	%	Z	A
Absetzb. S.	10	1	90	0,9	0,9
BSB ₅	-	-	-	4	1
CSB	47	9,5	78,8	30-60	3-10
MBAS	-	-	-	1,1-2,9	0,002-0,5
TOC	13	2,5	81	-	-
Nitrat (als N)	6,7	3,7	45	-	-

Bei Anwendung der A-Kohlebehandlung als 2. Reinigungsstufe lassen sich z.Z. folgende Angaben über Reinigungswirkung (zwei Versuchsanlagen) machen (10):

	PAINESVILLE			LEETSDALE		
	Z	A	%	Z	A	%
Absetzb. Stoffe	32-166	4-16	94	38	2-14	94
BSB ₅ (mg/l)	43-173	8-30	90	28	1-13	92
CSB (mg/l)	144-606	12-56	91	76	5-20	94

Ein Vergleich beider Verfahrenswege ergibt, daß bei Einsatz von A-Kohle als 3. Reinigungsstufe eine sehr hohe Qualität des Ablaufes erzielt wird; bei Anwendung als 2. Reinigungsstufe wird dagegen ein wesentlich höherer Wirkungsgrad erreicht, während die Ablaufqualität sich der von schwach belasteten Schlammbelebungsanlagen nähert.

Für industrielle Abwässer sind A-Kohle-Adsorptionsanlagen in den letzten Jahren in Werken der Textil-, Sprengstoff- und sonstigen chemischen Industrie erstellt worden. Häufig gab die nicht vorhandene oder ausreichende Behandlungsfähigkeit der Abwässer mit anderen Reinigungsverfahren den Ausschlag für die Wahl der A-Kohlemethode (2,6,9,13). In einem Teil dieser Anwendungsfälle werden Chemikalien über eine NaBregeneration zurückgewonnen oder das gereinigte Abwasser wiederverwendet. In Versuchsanlagen wurden weiterhin Abwässer von Zellstoffabriken auf ihre Reinigungsfähigkeit getestet (3,11,16).

Die Angaben über A-Kohlebedarf pro m³ Abwasser maximale Beladung und Betriebskosten unterliegen beim derzeitigen Entwicklungsstand des Verfahrens und auch in Abhängigkeit von Art des Abwassers und Umfang der Reinigung noch beträchtlichen Streuungen. Größenordnungsmäßig können für diese Parameter folgende Zahlen genannt werden (3,6,10,12,15,16):

A-Kohlebedarf pro m ³ Abwasser: (Exhaustion Rate)	1 - 60 g/m ³
Maximale Beladung:	55 g CSB/100 g A-Kohle
Betriebskosten:	7,6 - 36 Pfg./m ³
A-Kohleverlust bei thermischer Regeneration:	5 - 10 %
A-Kohlepreis:	2,59 DM/kg
A-Kohlepreis in Betrieb bei 7 % Verlust pro Regeneration:	0,30 DM

Bei einer Aufstellung von Vor- und Nachteilen der Aktivkohlebehandlung gegenüber den konventionellen Verfahren erhält man beim derzeitigen Stand der Entwicklung folgendes Bild:

Vorteile:

- a) Weitgehende Ausschaltung toxischer oder hemmender Effekte:
- b) Je nach Auslegung hoher Eliminationsgrad und geringe Restkonzentrationen im Ablauf für organische Stoffe; teilweise erhebliche Entfernung von anorganischen Düngestoffen. Wiederverwendungsmöglichkeit des Abwassers.
- c) Um etwa 25 % geringerer Platzbedarf, gegenüber dem einer biologischen Anlage.
- d) Keine Schlambeseitigung und damit verbundene sekundäre Verschmutzungsprobleme.
- e) Sicherheit gegenüber Stoßbelastungen und Zuverlässigkeit der Reinigungswirkung.

Nachteile:

- a) Hohe Anforderungen an mechanische Vorreinigung mit sehr geringen zulässigen Schwebstoffgehalten (max. 50 mg/l).
- b) Einschränkung des Austausch- und Adsorptionsvermögens durch Ausbildung von biologischem Rasen.

- c) Beträchtliche Betriebskosten durch hohen Preis der Aktivkohle und Verluste bei der Regeneration, bei derzeit allgemein noch schwieriger Abschätzung der Wirtschaftlichkeit.
- d) Abnormer Verlauf der Adsorptionswelle innerhalb der A-Kohleschichten bei industriellen Abwässern.

Insgesamt beanspruchen jedoch A-Kohlebehandlungsverfahren nach dem derzeitigen Stand der Entwicklung und den zunehmenden Anforderungen an die Qualität des gereinigten Abwassers in den nächsten Jahren steigende Aufmerksamkeit, so daß eine Anwendung des Verfahrens von Fall zu Fall zu prüfen ist.

7. Literatur

- 1) ALLEN, J.B., JOYCE, R.S. and KASCH, R.M.: Process Design Calculations for Adsorption from Liquids in Fixed Beds of Granular Activated Carbon. Jour.WPCF, Vol.39, No.2, 217 (1967)
- 2) ANGST, R. und BRAUN, M.: Nebenprodukte bei der Nitrierung von Aromaten und deren Beseitigung durch Abwasserbehandlung. Chimia 21, 356 (1967)
- 3) BACHER, A.A.: Advanced Waste Treatment. TAPPI, Vol.51, No.5, 53 A (1968)
- 4) BYRNES, G.B.: Municipal Water Purification with Activated Carbon. PURAQUA, Rome, Febr.1969
- 5) COOKSON, J.T.: Design of Activated Carbon Adsorption Beds. Jour.WPCF, Vol.42, No.12, 2124 (1970)
- 6) COOPER, J.C. and HAGER, D.G.: Water Reclamation with Activated Carbon. Chem.Eng.Progr., Vol.62, No.10, 85 (1966)

- 7) CULP, R.L.
and RODERICK, R.E.: The Lake Tahoe Water Reclamation Plant.
Jour.WPCF, Vol.38, No.2, 147 (1966)
- 8) DRAKE, L.C.
and RITTER, H.L.: Macropore-Size Distributions in Some Typical Porous Substances.
Ind.a.Eng.Chem., Vol.17, No.12, 787 (1945)
- 9) GOULD, M. and TAYLOR, J.: Temporary Water Clarification System.
Chem.Eng.Progr., Vol.65, No.12 (1969)
- 10) HAGER, D.G.
and RIZZO, J.L.: A Chemical and Physical Wastewater Treatment Process.
Preprint 67th AIChE Meeting, Atlanta, Febr. 1970
- 11) HANSEN, S.P.
and BURGESS, F.J.: Carbon Treatment of Kraft Condensate Wastes.
TAPPI, Vo.51, No.6, 241 (1968)
- 12) HARRIS, G.: Granular Activated Carbon for Pollution Control and Water Reclamation.
Pittsburgh.Activ.Carbon Comp. (1968)
- 13) MINISTRY of TECHNOLOGY: Activated Carbon in Sewage and Effluent Treatment.
Notes on Water Pollution No. 50 (1970)
- 14) MORRIS, C.J.
and WEBER, J.: Adsorption of Biochemically Resistant Materials from Solution.
1. AWTR-9 US.Dept.of Health Educ. a. Welf. (1964)
- 15) PARKHURST, J.D.; DRYDEN, F.D., McDERMOTT, G.N.
and ENGLISH, J.: Pomona Activated Carbon Pilot Plant.
Jour.WPCF, Vol.39, No.10, R 70, (1964)

- 16) SMITH, D.R. and BERGER, H.F.: Waste Water Renovation.
TAPPI, Vol.51, No.10, 37 A
(1968)
- 17) STEPHAN, G.D.
and SCHAFFER, R.B.: Wastewater Treatment and Renovation Status of Process Development.
Jour.WPCF, Vol.42, No.3, 399
(1970)
- 18) SUMMARY REPORT: Advanced Waste Treatment Research.
AWTR-14, US.Dept. of Health, Educ. and Welf. (1965)
- 19) WAYMAN, C.H.: Surfactant Sorption on Hetero-ionic Clay Minerals.
Proc.Int.Clay Conf., Vol.1, 329
(1964)
- 20) WEBER, W., HOPKINS, C.B.
and BLOOM, R.: Physicochemical Treatment of Wastewater.
Jour.WPCF, Vol.42, No.1, 83
(1970)
- 21) WEDLER, G.: Adsorption. Eine Einführung in die Physisorption und Chemisorption.
Verlag Chemie (1970)
- 22) WILLIAMSON, J.N., HEIT, A.H.
and CALMON, C.: Evaluation of Various Adsorbents and Coagulants for Waste Water Renovation.
AWTR-12, US.Dept. of Health, Educ. and Welf. (1964)
- 23) ZUCKERMAN, M.M.
and MOLOF, A.H.: High Quality Reuse Water by Chemical-Physical Wastewater Treatment.
Jour.WPCF, Vol.42, No.3, 437
(1970)

Friedrich K. v. Ammon

Neutralisieren, Fällern, Flocken

1. Neutralisieren

1.1 Zweck und Anwendung

Unter Neutralisation versteht man im engeren Sinne die Aufhebung saurer oder alkalischer Reaktion des Wassers. Primär werden dadurch toxische und korrosive Eigenschaften beseitigt. Häufig treten bei Reaktionsänderungen aber auch andere Effekte wie Fällungen und Flockungen auf, die zur Abwasserreinigung dienen.

Saure Abwässer treten in einer Vielzahl von Betrieben auf: abgesehen von der Herstellung der Säuren selbst z.B. in der organisch-chemischen Industrie (Viskosefasern, Farbstoffe, Kunststoffe, Sprengstoffe), in der anorganischen Industrie (Phosphatdüngemittel, Glasätzen) und besonders in der Metallverarbeitung, beim Beizen, Phosphatieren und Galvanisieren. Alkalische Abwässer stammen u.a. aus Reinigungsoperationen (z.B. Metalle, Flaschen, Behälter), der Baumwollverarbeitung, Gerberei und Herstellung kalkhaltiger Baustoffe.

1.2 Grundlagen

Unter Säuren versteht man Verbindungen, die in wässriger Lösung Wasserstoff-Ionen (H^+) abspalten, z.B. Salzsäure $HCl = H^+ + Cl^-$, Essigsäure $CH_3COOH = H^+ + CH_3COO^-$. Umgekehrt spalten Basen (Laugen, Alkalien) Hydroxyl-Ionen (OH^-) ab, z.B. Ätznatron (Natronlauge) $NaOH = OH^- + Na^+$, Ammoniak $NH_3 + H_2O = NH_4OH = OH^- + NH_4^+$ (Ammonium-Ion). Man unterscheidet weiter starke und schwache Säuren, bzw. Alkalien, je nachdem ob sie in Wasser fast vollständig in ihre Ionen zerfallen (HCl , $NaOH$) oder nur zu einem kleinen Teil (CH_3COOH). Reinstes Wasser (H_2O) zerfällt teilweise in Wasserstoff- bzw. Hydroxylionen. Bei $18^\circ C$ sind je 10^{-7} Mol/l vorhanden. Das

Produkt aus beiden bleibt konstant 10^{-14} ; wenn eine Konzentration steigt, muß die andere entsprechend sinken. Man kann also mit Wasserstoffionen-Konzentration von $10^0 = 1$ bis 10^{-14} Mol/l alle möglichen Reaktionen des Wassers kennzeichnen. Zur Vereinfachung hat man den pH-Wert eingeführt, als negativen dekadischen Logarithmus der H^+ -Ionenkonzentration. Der pH-Wert kann demnach von 0 bis 14 gehen, wobei einer Änderung um 1 Einheit eine Änderung der Ionenkonzentration um den Faktor 10 entspricht.

Ein Wasser mit dem pH-Wert 7 nennt man neutral. Natürliche Wässer können im pH-Bereich 5 (Huminsäuren, Kohlensäure) bis 10 (biogene Entkalkung) liegen. Bei der Neutralisation in der Abwassertechnik wird meist ein pH-Bereich eingestellt, der für Lebewesen und Baustoffe (Beton, Eisen) unschädlich ist. Vorgeschrieben wird häufig der Bereich 6,5 bis 9,0.

Die Wahl eines pH-Bereiches hat neben den Gesichtspunkten der Schädlichkeit noch einen anderen Grund; es ist nämlich in vielen Fällen schwierig, einen bestimmten pH-Wert einzustellen. In Abb. 1 ist die pH-Kurve dargestellt, die sich bei Zugabe einer starken Base zu einer starken, einbasischen

Abb1 Neutralisation einer starken Säure

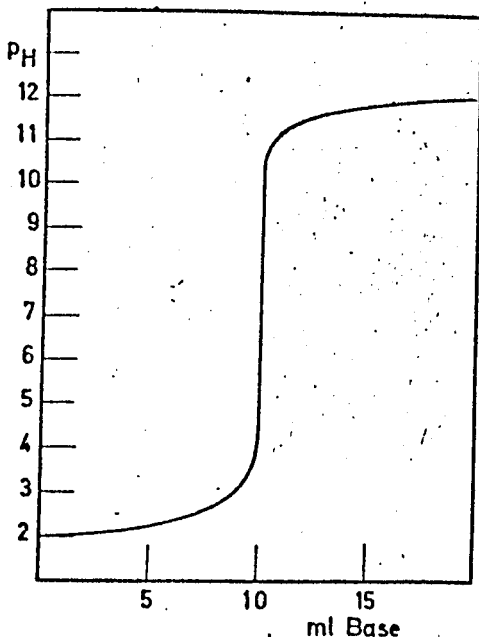
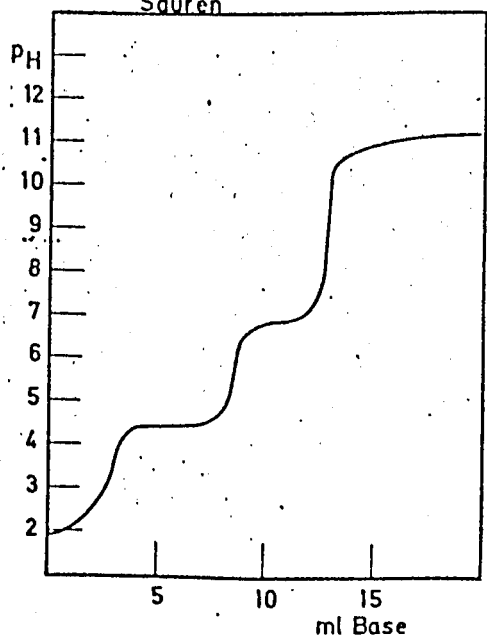


Abb.2 Neutralisation von Metallsalzen oder mehrbasischen Säuren



Säure ergibt. Man sieht, daß sich der pH-Wert zunächst sehr langsam ändert, nämlich um 1 Einheit erst, wenn die Säurekonzentration um den Faktor 10 gesunken ist, d.h. wenn 90% der für die ursprüngliche Säuremenge notwendigen Basenmenge zugesetzt sind. Bei weiteren 9,0 - 0,9 - 0,09% Zusatz steigt dann der pH-Wert weiter um je eine Einheit, bis bei 100% Zusatz der Umschlagspunkt erreicht ist. Darüber verläuft der Anstieg wieder mit abnehmender Steilheit, bis er schließlich der sich einstellenden Laugenkonzentration entspricht. Der pH-Wert im Umschlagspunkt hängt von der Art der Säure bzw. Base ab, er liegt nur dann bei 7,0, wenn sie beide gleich stark (dissoziiert) und konzentriert sind.

Bei Abwässern wird es sich selten um reine starke Säuren oder Basen handeln. Sehr häufig kommen mehrbasische Säuren vor (z.B. Phosphorsäure), bzw. sind Metallionen vorhanden. Die letzteren werden durch pH-Verschiebung häufig ausgefällt, d.h. in unlösliche Verbindungen umgewandelt. In solchen Fällen ergeben sich Kurven nach Abb. 2. Geht man wieder von einer sauren Lösung aus, so steigt der pH-Wert zunächst langsam, dann schneller an, bis der Wert erreicht ist, bei dem das erste Metall ausgefällt wird. Dieser Wert ändert sich bei weiterer Laugezugabe nur sehr wenig, bis die Ausfällung vollständig ist, und steigt dann wieder steiler bis zum Fällungs-pH eines weiteren Metalles bzw. einer Säure- oder Basenstufe an. In Bereichen geringer pH-Änderung im Verhältnis zur zugesetzten Menge Säure oder Base spricht man von einer Pufferung des Wassers.

Die Bedeutung dieser Tatsachen für die Abwasserbehandlung, z.B. bei der Fällung von Metallsalzen in Galvanikabwässern, aber auch von organischen Stoffen, wurde erst allmählich erkannt. Die Einstellung eines bestimmten pH-Bereiches ist sehr schwierig, wenn das Abwasser in diesem wenig gepuffert ist. Andererseits ist eine Abweichung vom gewünschten pH-Wert im ungepufferten Bereich wenig bedeutsam, da sie mit sehr geringen Lauge- oder Säuremengen, bzw. durch das Puffe-

rungsvermögen anderer Abwässer oder des Vorfluters leicht wieder beseitigt wird. So wird bei Einleitung in eine gemeindliche Kanalisation ein pH-Wert von 10 sich in dieser kaum auswirken, wenn es sich um ein entgiftetes und vom Schlamm befreites Galvanikabwasser handelt, kann sich aber bis zur Kläranlage durchsetzen, wenn eine Reinigungslauge eingeleitet wurde.

Wenn es sich um schwache Säuren oder Alkalien bzw. um gepufferte Wasser handelt, gibt der pH-Wert kein Maß für die Konzentration der Säure oder Lauge, also auch nicht für die Menge an benötigtem Neutralisationsmittel. Eine Lösung mit pH 4 benötigt bei Salzsäure nur wenige Tropfen, bei Essigsäure viele ml einer Lauge zur Neutralisation. Der pH-Wert gibt eben nur ein Maß für die tatsächlich abgespaltenen H^+ - oder OH^- -Ionen. Die Menge der überhaupt abspaltbaren Ionen ergibt sich aus der Azidität (Basenverbrauch) bzw. Alkalität (Säureverbrauch) durch Titration mit Lauge oder Säure. Das Ergebnis wird in mval (Millival)/l angegeben.

1.3 Technische Durchführung

Bei Industrieabwässern handelt es sich überwiegend um die Neutralisation von Säuren. Wie überall sind zunächst Maßnahmen zu erwägen, wie man den Säureanfall vermindern kann. Häufig gelingt dies durch Entfernung der Verunreinigungen, z.B. Auskristallisieren von $FeSO_4$ aus Eisenbeizen oder Na_2SO_4 aus Viskose-Spinnsäuren, (siehe auch Ionenaustausch). Die Behandlung wird ferner erleichtert, wenn die Abwassermenge und Konzentration möglichst gleichmäßig gehalten wird. Das Mischen und Ausgleichen ist besonders wichtig, wenn saure und alkalische Abwässer anfallen, da sie sich weitgehend gegenseitig neutralisieren und Chemikalien eingespart werden.

1.3.1 Neutralisationsverfahren

Vor der Planung einer Anlage ist zu entscheiden, welcher Grad der Behandlung notwendig ist:

- a) einfache Neutralisation, d.h. nur Einstellung des pH-wertes. Sie genügt dann, wenn das Abwasser ausschließlich durch den pH-Wert schädlich ist.
- b) Wenn das Anion der Säure selbst schädlich ist, z.B. Fluorid, Sulfat (Betonangriff), Chromat, oder wenn das Abwasser andere schädliche Verunreinigungen enthält, besonders Metallsalze, müssen neben der Neutralisation diese Stoffe meist ausgefällt und zurückgehalten werden.

Bei der Durchführung unterscheidet man Stand- und Durchlauf-Verfahren:

Standverfahren eignen sich bei geringeren Abwassermengen, besonders wenn sie höhere oder stark schwankende Konzentration aufweisen, bzw. wenn saure und alkalische Abwässer anfallen, so daß ein Ausgleich über längere Zeit wünschenswert ist. Günstig sind oft 2 Behälter, die wechselweise gefüllt und behandelt werden.

Durchlaufneutralisation in der einfachsten Form erfolgt in einem Behälter, der mit festem Neutralisationsmittel gefüllt ist und von dem Abwasser durchflossen wird. Durch Zwischen- und Tauchwände wird ein längerer Kontakt erzwungen. Das Neutralisationsmittel muß stückig sein, in neutralem Wasser beständig, aber mit den Säuren schnell reagieren. Das Abwasser darf keine erheblichen Mengen an Stoffen enthalten, die sich auf dem Neutralisationsmittel abscheiden und es unwirksam machen, besonders Metallsalze. Als Neutralisationsmittel ist Kalkstein (CaCO_3) am billigsten. Er ist jedoch ziemlich reaktionsträge und wird in sulfat- oder fluoridhaltigen Abwässern durch Bildung einer Gips- bzw. CaF_2 -Haut schnell unwirksam. Unempfindlich in dieser Beziehung und schneller reagierend, aber teurer sind halbgebrannter Dolomit (z.B. Magno) oder gebrannter Magnesit (z.B. Sinacid). Das Verfahren eignet sich nur für kleinere Anlagen bzw. wenn nur gelegentlich stark schwankende Säuremengen anfallen, z.B. für Laboratorien oder kleine Beizanlagen der Schmuckwaren-Industrie.

Am häufigsten ist die gewöhnliche Durchlaufneutralisation, bei der dem kontinuierlich durch einen Behälter fließenden Abwasser das Neutralisationsmittel zudosiert wird.

1.3.2 Messen, Regeln, Dosieren

Die Steuerung der Neutralisation erfolgt meist über den pH-Wert. Nur ausnahmsweise, bei sicher konstantem Säuregehalt, reicht es aus, das Neutralisationsmittel mengenabhängig zuzusetzen. Bei kleineren Standanlagen wird von Hand unter Kontrolle mit pH-Papieren dosiert. In den meisten Fällen wird der pH-Wert mit den heute betriebssicheren Glaselektroden gemessen, die mit der Bezugselektrode (meist Kalomel) in einer Armatur geschützt untergebracht sind. Die Armatur ist entweder in das Neutralisationsbecken eingehängt, oder die Elektrode befindet sich in einer Durchlaufarmatur, der ständig Abwasser aus dem Becken zugepumpt wird. Die Glaselektrode und das die Verbindung zur Bezugselektrode herstellende Diaphragma können leicht von ausgefallenen Niederschlägen sowie Ölen oder Fetten belegt und dadurch gestört werden. Eine einwandfreie Steuerung ist daher nur gewährleistet, wenn die Anzeige der Meßgeräte häufig, mindestens täglich, kontrolliert und die Elektrode nach Vorschrift gereinigt oder der Verstärker nachgeeicht wird. Dies ist bei der Durchlaufarmatur am einfachsten, die Eintaucharmaturen dürfen nicht zu klobig und müssen leicht herausnehmbar sein. Außerdem müssen sie ständig in Flüssigkeit eintauchen. Der Meßwert der Elektroden wird einem Verstärker zugeführt, dessen Ausgang zu Anzeigegeräten mit Steuerkontakten, Schreibern usw. führt.

Die Dosierung erfolgt meist über Magnetventile. Voraussetzung für eine wirksame Regelung ist eine geringe Totzeit zwischen Messung und Zusatz. Sie wird erzielt durch intensive Durchmischung des Beckeninhaltes, meist mit Rührern. Preßluft ist ungünstig, da zu leicht Gase ausgetrieben werden oder bei Anwesenheit von Tensiden Schaum entstehen kann. Belüftet wird nur, wenn 2-wertiges Eisenoxydiert

werden muß. Da es sich bei der Neutralisation um eine Ionenreaktion handelt, verläuft sie chemisch sehr schnell. Trotzdem sollte das Becken nicht zu klein sein, damit eine gewisse Pufferung und Ausgleich erfolgen. Meist werden Aufenthaltzeiten von etwa 15 min vorgesehen. Die Elektrode muß im durchmischten Becken sitzen, mit dem Ablauf-pH kann man nicht regeln. Bei Durchlaufarmaturen darf die Leitung zum Becken nicht zu lang sein.

Die Regelung hängt stark vom Verlauf der Neutralisationskurve (Abb. 2) ab. Der Soll-pH-Bereich, auf den die Steuerkontakte zu stellen sind, muß daher am besten im Betrieb ermittelt werden. Bei gering gepufferten Lösungen besteht die Gefahr, daß auch die kleinste Zusatzmenge des Magnetventils bereits den pH-Wert über den anderen Grenzkontakt laufen läßt und von diesem wieder zurück, d.h. es wird abwechselnd Säure und Lauge dosiert ohne daß es erforderlich ist. Hiergegen wirkt zunächst ausreichende Beckengröße, kurze Öffnungszeiten der Magnetventile, die evtl. erst durch längere Sollwertüberschreitungen verlängert werden, oder ein Zeitglied, das die Dosierung erst nach einer bestimmten Zeitdauer der Sollwertüberschreitung vornimmt. Wenn die Zulaufkonzentrationen stark schwanken, kann man zweistufigen Zusatz, z.B. über 2 Größen von Magnetventilen, in einem oder zwei Becken vorsehen.

Der am Regler der Neutralisation eingestellte pH-Bereich braucht nicht mit dem für den Ablauf vorgeschriebenen übereinzustimmen. Meist muß er höher liegen. Besonders wenn Metallsalze ausgefällt werden, sinkt der pH-Wert nach der Neutralisation im Absetzbecken oft um 0,5 bis über 1 pH-Wert ab. Noch ausgeprägter ist dies bei der Neutralisation eisenhaltiger Lösungen. Hier sinkt der pH-Wert immer ab, bis alles Eisen in die 3-wertige Form oxydiert ist, es muß also während der Belüftung immer wieder nachalkalisiert werden. Zur Überwachung der Anlage ist es günstig, wenn der gemessene pH-Wert in der Neutralisation von einem Schreiber aufgezeich-

net wird. Dieser ist ohnehin meist für die pH-Endkontrolle gefordert, die jedoch meist im Ablauf der Gesamtanlage, d.h. nach dem Absetzbecken angeordnet ist und nur einen Alarm auslösen aber nicht auf die Regelung einwirken kann. Der Meßwert in der Neutralisation sollte ebenfalls einen Alarm auslösen, wenn der Sollwert länger als wenige Minuten überschritten wird, da dies auf irgendeine Störung hinweist, z.B. leere Dosierchemikalien-Behälter, gestörte Magnetventile oder auch zu hohe Zulaufkonzentration. In kritischen Fällen kann von dem Alarm auch noch eine andere Funktion automatisch gesteuert werden, z.B. Unterbrechung des Zulaufes, besonders von Konzentraten, oder auch Umleitung des Ablaufes in ein Katastrophenbecken.

1.3.3 Neutralisationsmittel

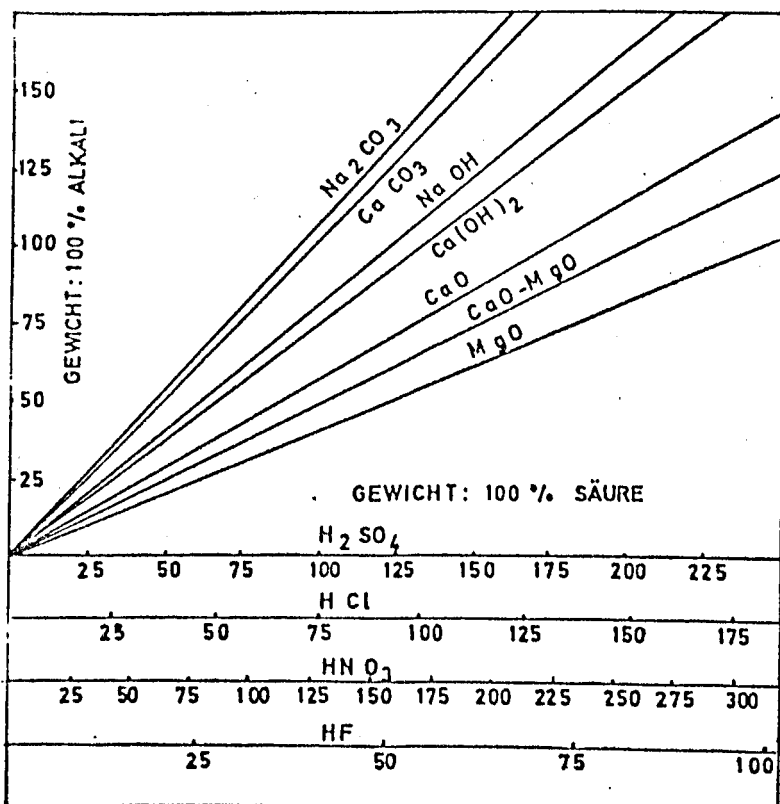
Bei den Säuren ist Schwefelsäure billiger und leichter zu handhaben als Salzsäure. Wenn Betonangriff durch Sulfat zu befürchten ist, kann ihre Verwendung jedoch unzweckmäßig sein.

Die am meisten verwendeten Alkalien sind Natronlauge und Kalkhydrat ($\text{Ca}(\text{OH})_2$). Natronlauge ist wesentlich teurer, jedoch viel leichter zu handhaben und sie bildet keine schwerlöslichen Salze. Kalkhydrat wird bei sehr großen Anlagen auch trocken dosiert, sonst wird es zu Kalkmilch angemacht, da Kalkwasser eine zu niedrige Konzentration hat. Die Kalkmilch muß ständig gerührt werden, damit sie sich nicht absetzt. Am besten wird umgepumpt und von der Druckleitung aus auch dosiert, da Magnetventile zu leicht verstopfen oder verkrusten. Mit Kalk wird auch meist das Schlammvolumen größer, da er teilweise mit ausfällt. Wenn Sulfat wegen Betonangriff vermindert werden muß, oder zur Ausfällung von Fluorid ist Kalk am günstigsten, es muß dabei besonders intensiv gerührt werden. Auch für manche Metalle ist er günstiger. Zur Vermeidung der Dosierschwierigkeiten kann man aber auch mit NaOH neutralisieren und ein Calciumsalz, z.B. CaCl_2 , zusetzen. Auch bei den Neutralisations-

mitteln kann gespart werden, wenn man hierfür Abfall-Konzentrate verwendet. Sie dürfen jedoch keine Feststoffe enthalten, welche die Dosierung stören könnten, und auch keine anderen störenden Stoffe, wie Fette, Komplexbildner usw.

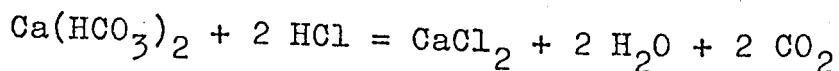
Die erforderliche Menge Neutralisationsmittel ergibt sich aus der Säuremenge, gemessen durch Titration oder berechnet aus dem Verbrauch (Einkauf). Aus der Abb. 3 können die Gewichtsmengen nach den stöchiometrischen Beziehungen für verschiedene Säuren und Alkalien entnommen werden. Zusätzlich ist dann noch die jeweilige Konzentration zu berücksichtigen. Beim Kostenvergleich einschließlich Frachtkosten kann damit ein teures Mittel hoher Konzentration doch günstiger abschneiden.

NEUTRALISATIONS-ÄQUIVALENTE



1.3.4 Neutralisation im Vorfluter

In bestimmten Fällen ist zu überlegen, ob man nicht auf die Neutralisation im Betrieb verzichten kann und stattdessen die Pufferfähigkeit des Vorfluters aufgrund seiner Bikarbonat-Härte ausnützt. Diese reagiert mit starken Säuren nach:



Es wird dabei Karbonathärte in bleibende Härte umgewandelt und anstelle der starken Säure (HCl) entsteht die viel weniger dissoziierte, schwache Kohlensäure, der pH-Wert wird also viel weniger abgesenkt als durch die gleiche Menge HCl in weichem Wasser.

Nach der stöchiometrischen Rechnung entspricht 1 Grad (deutsche) Härte: 10 mg/l CaO und 10 mg CaO: 17,5 mg H₂SO₄ (andere Säuren siehe Abb. 3). Theoretisch benötigt danach 1 m³ Abwasser mit 175 mg/l H₂SO₄ 10 m³ Flußwasser mit 1⁰d oder 1 m³ mit 10⁰d. Oder eine Wasserführung von 1 m³/s kann 1,5 to H₂SO₄ je Tag und Grad d abpuffern.

In der Praxis kann man dieses theoretische Säurebindungsvermögen nur zu einem Teil ausnützen: Auch die Kohlensäure senkt den pH-Wert unter 6, so daß das Wasser betonaggressiv ist, außerdem wird man dem Wasser noch eine bestimmte Pufferkapazität erhalten, sowohl für Brauchwasserentnahmen, wie für weitere Einleitungen von Säuren. Je nach örtlichen Verhältnissen wird man etwa 1/2 bis 2/3 der verfügbaren Menge ausnützen können.

Grundsätzliche Voraussetzung für dieses Verfahren ist, daß die Abwässer außer einer Säure mit unschädlichem Anion keine anderen Schadstoffe, insbesondere Metallsalze enthalten. Bekannte Anwendungsbeispiele sind Abwässer von Viskosefasern und nitrierter Sprengstoffe. Abgesehen von den Vorteilen für den Betrieb, durch Einsparung von Neutralisations-Chemikalien und -Anlagen, wird auch der Vorfluter von einer zusätzlichen Salzfracht entlastet, da nur die vorhandene Härte in eine andere Form umgewandelt wird.

Bei der technischen Durchführung ist eine gute Durchmischung notwendig, d.h. Einleitung in den Stromstrich oder Entnahme von Wasser und Durchmischung in einer Anlage. Dabei ist durch Belüftung oder starke Turbulenz auch dafür zu sorgen, daß die gebildete Kohlensäure möglichst weitgehend ausgetrieben wird, weil erst dann der pH-Wert in den Neutralbereich gelangt.

2. Fällen (Metallsalze)

2.1 Zweck und Anwendung

Unter Fällen (Ausfällen) versteht man Verfahren, bei denen eine im Wasser gelöste Verunreinigung durch Zusatz von Chemikalien in eine schwerlösliche Verbindung umgewandelt wird, die dann durch Absetzen, Filtrieren oder auch Flotieren entfernt werden kann.

Die größte praktische Bedeutung hat das Fällen von Metallsalzen, sei es, daß diese selbst die Verunreinigung darstellen, oder daß sie zugesetzt werden, um andere Verunreinigungen zu beseitigen. Im letzteren Fall handelt es sich meist um eine Kombination von Fällen und Flocken, so daß die Durchführung im Abschnitt 3 besprochen wird.

Weitere Fällungsverfahren betreffen z.B. die Entfernung von schädlichen Anionen, wie Sulfat und Fluorid als Calciumsalze, oder von giftigen Kationen wie Barium oder Blei als Sulfate.

2.2 Grundlagen

2.2.1 Löslichkeit

Vollkommen unlösliche Verbindungen gibt es nicht, sondern nur Unterschiede in der Löslichkeit, die bestimmen, ob eine Verbindung so schwer löslich ist, daß die in der Lösung verbleibende Restkonzentration unter der Schädlichkeitsgrenze der Verbindung, bzw. für den angestrebten Zweck ausreichend niedrig liegt.

Die Löslichkeit ist eine Eigenschaft der betreffenden chemischen Verbindung. Solange diese als Bodenkörper, d.h. in praktisch konstanter Konzentration vorliegt, hängt die Restkonzentration eines Ions in erster Linie von dem Konzentrationsverhältnis der beteiligten Ionen ab. Man kann sie dann aus dem "Löslichkeitsprodukt" errechnen.

z.B. Fällung von Eisen: $\text{Fe}^{3+} + 3 \text{OH}^- \rightleftharpoons \text{Fe}(\text{OH})_3$

Löslichkeitsprodukt: $L = [\text{Fe}] \cdot [\text{OH}]^3$

Die eckigen Klammern bezeichnen Konzentrationen.

Die Restkonzentration des zu entfernenden Ions kann somit durch vermehrte Zugabe des anderen Ions vermindert werden. Für diese Löslichkeitsprodukte sind in der Literatur Werte angegeben. Versucht man daraus jedoch Grenzkonzentrationen, z.B. für Metall-Hydroxide in Abhängigkeit vom pH-Wert, zu errechnen, so weichen die Ergebnisse oft erheblich von den in der Abwasserpraxis erzielbaren Werten ab.

Die hauptsächlichsten Gründe hierfür sind:

a) die gebildete Verbindung hat eine andere chemische Zusammensetzung als angenommen, bzw. die bei der Bestimmung des Löslichkeitsproduktes vorliegende. Gerade bei der Ausfällung der Metalle durch Zusatz von Alkalien entstehen häufig nicht die reinen Hydroxide sondern basische Salze, in denen außer OH noch sonstige in der Lösung befindliche Ionen, z.B. SO_4^{--} , CO_3^{--} , eingebaut sind.

b) Die Hydroxide "altern" unter Molekülvergrößerung, Bildung von Oxidhydraten und Abgabe von H^+ oder auch adsorbierten Ionen.

c) Sind mehrere Metall- oder sonstige Kationen vorhanden, so können Mischhydroxide entstehen, die andere Löslichkeit haben.

d) Liegen die Ionen in höheren Konzentrationen vor, so ist zu berücksichtigen, daß die Löslichkeitsprodukte streng für die Metall-"Aktivitäten" gelten, die sich aus dem Produkt von Konzentration und Aktivitätskoeffizienten ergeben.

Dies bewirkt, daß die Restkonzentrationen höher werden.

e) Die Anwesenheit von Neutralsalzen (z.B. Natriumchlorid bei Ionenaustauscherregeneraten) kann die Löslichkeit von Kationen erhöhen - bei organischen Stoffen allerdings auch erniedrigen.

f) Die Metallionen liegen nicht als solche, sondern in komplexer Bindung vor, und sind damit der Fällung entzogen.

2.2.2 Fällungs-pH-Wert, Restkonzentration

Unter der Voraussetzung, daß die Hydroxide ausgefällt werden, lassen sich aus den Löslichkeitsprodukten die pH-Bereiche errechnen, in denen die Metallionen die wünschenswerte Grenzkonzentration von etwa 10^{-5} Mol/l, d.h. je nach Atomgewicht um 0,5 mg/l unterschreiten. Die Fällung läuft bei den Metallen und allen anderen pH-abhängigen Reaktionen auf eine Neutralisation hinaus, deren Durchführung im vorigen Abschnitt beschrieben wurde. Wie in Abb. 2 dargestellt, ändert sich im jeweiligen Fällungsbereich der pH-Wert auf Zusatz von Alkalien nur wenig. Die Wendepunkte der Kurve vor und nach dieser Erscheinung stellen auch die pH-Werte dar, bei denen die Ausfällung des betreffenden Metalles gerade beginnt bzw. beendet ist. Wird der obere Wendepunkt nicht ganz erreicht, so ist die Ausfällung unvollständig.

Manche Metalle, besonders Aluminium aber auch Zink und Chrom, zeigen eine zweite Verflachung der Kurve, weil die gefällten Hydroxide unter Bildung von komplexen Anionen (z.B. $[\text{Al}(\text{OH})_4]^-$) unter Verbrauch von Alkali wieder in Lösung gehen.

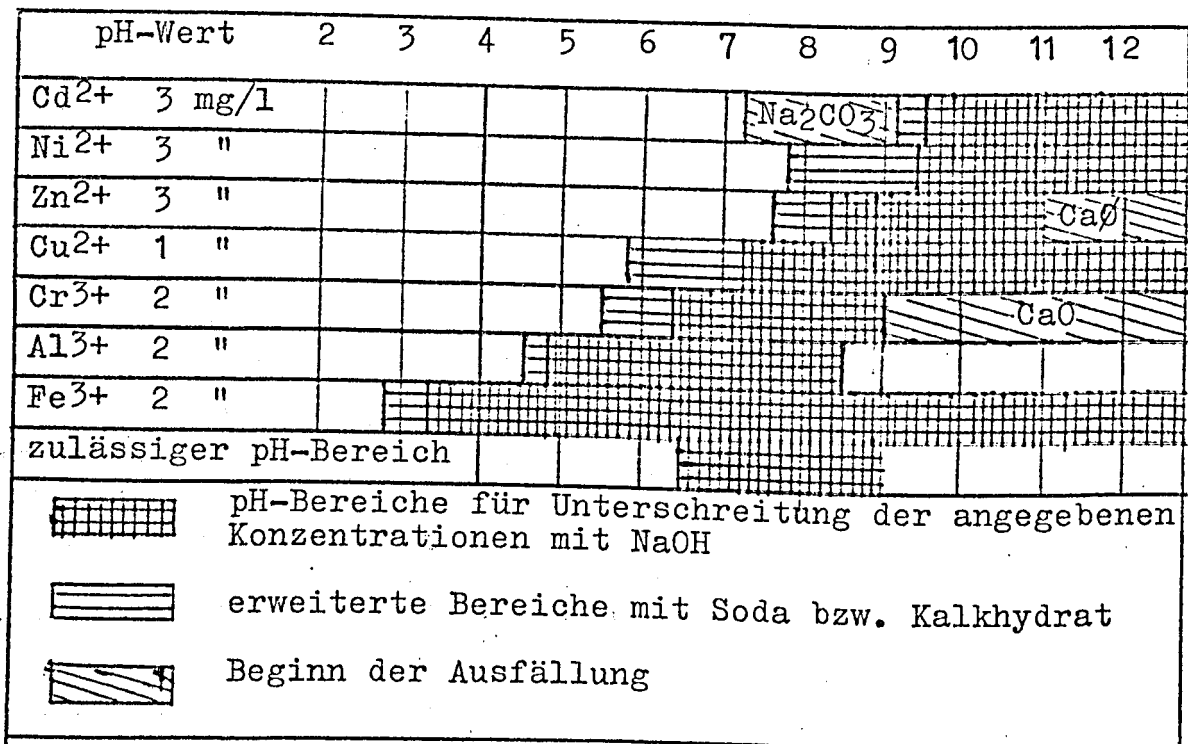
Der Alkaliverbrauch zwischen den beiden Wendepunkten entspricht dem Bedarf an Neutralisationsmittel zur Fällung. Zu beobachtende Abweichungen von der Theorie oder unterschiedliche Ergebnisse, auch bezüglich des pH-Bereiches, mit verschiedenen Neutralisationsmitteln beruhen oft darauf, daß andere Produkte als die reinen Hydroxide entstehen.

Einige Metalle, Besonders Nickel und Cadmium, lassen sich

erst bei pH-Werten ausfällen, die über der meist zugelassenen Grenze von 9,0 liegen. Eine solche Überschreitung ist jedoch nicht sehr bedenklich, da das Wasser nach Abtrennung des ausgefällten Schlammes nur noch sehr geringe Pufferfähigkeit aufweist. Bei Mischungen verschiedener Metalle werden häufig auch Nickel und Cadmium schon bei niedrigeren pH-Werten mit ausgefällt. Notfalls kann Eisen als Fällungsmittel zugesetzt werden.

Um die vorstehend angedeuteten Schwierigkeiten der theoretischen Berechnung zu vermeiden, wurden für die Praxis der Abwasserbehandlung zahlreiche Versuche durchgeführt, bei denen die in Lösung verbleibenden Konzentrationen bei verschiedenen pH-Werten, teilweise in Abhängigkeit von der Zeit (Alterung) bestimmt wurden. Eine von Hartinger (1968) mitgeteilte Darstellung ist in Abb. 4 wiedergegeben.

Abb. 4: Fällungsbereiche für wichtige Metallhydroxide (nach Hartinger)



Damit liegen für die bedeutendsten Metallionen die optimalen pH-Bereiche und die erreichbaren Restkonzentrationen vor. Sie zeigen, daß bei sorgfältiger Durchführung für fast alle Metalle wenige mg/l erreicht werden können. Mitunter sind günstigere pH-Bereiche durch andere Neutralisationsmittel zu erzielen, z.B. Soda bei Cadmium zur Bildung von Karbonaten, oder Kalk bei Zink und Chrom, deren Hydroxokomplexe schwerlösliche Kalziumsalze bilden.

2.2.3 Behandlung von Konzentraten

Liegt das Metall nicht in Spülwasserkonzentration (um 100 mg/l) sondern in einem Konzentrat (um 10 g/l) vor, so ist bei der Fällung nur ein etwas höherer Restgehalt zu erzielen. Im gleichen Sinne wirkt auch ein hoher Gehalt an Neutralsalzen, z.B. NaCl in Ionenaustauscherregeneraten. Die Erhöhung ist jedoch keineswegs proportional, sondern beträgt etwa das Doppelte bis Fünffache für eine Erhöhung der Ausgangskonzentrationen um den Faktor 100. Dies ergibt sich sowohl aus Versuchen wie auch theoretisch bei Berücksichtigung der Aktivitätskoeffizienten. Die Auswirkung wird im Abschnitt Ionenaustausch erläutert.

2.2.4 Komplexbildner

Viele Ionen können in Lösungen auch zu "komplexen" Verbindungen zusammentreten, die ebenfalls löslich sind, aber ganz andere Eigenschaften aufweisen, als die Ausgangsionen.

Praktisch wichtige anorganische Komplexe sind z.B.:
 Hydroxo- : $[\text{Zn}(\text{OH})_4]^{--}$, Cyano- : $[\text{Zn}(\text{CN})_4]^{--}$ und Ammin-Komplexe: $[\text{Zn}(\text{NH}_3)_6]^{++}$. Das Zink, für das analog auch ein anderes Metall stehen kann, ist in dem Komplexion gebunden und kann z.B. nicht mehr ohne weiteres als Hydroxid ausgefällt werden. Neben diesen anorganischen gibt es auch zahlreiche organische Komplexbildner, z.B.: Weinsäure, Zitronensäure, Nitrilotriessigsäure, Äthylenamintetraessigsäure, Glukonate u.a., die ebenfalls in der Metalloberflächenbehandlung verwendet werden.

Ebenso wie neben schwerlöslichen Verbindungen ein geringer Anteil Ionen in Lösung verbleibt, stehen auch die gelösten Komplexe im Gleichgewicht mit ihren Bestandteilen, dessen Lage die Stabilität des Komplexes bestimmt und mit der Dissoziationskonstanten gekennzeichnet wird. Sind mehrere Komplexbildner vorhanden, so entsteht der stabilste Komplex (Umkomplexierung).

In Gegenwart solcher Komplexbildner gelingt die Ausfällung so lange nicht, wie die mit dem Komplex im Gleichgewicht stehende Restkonzentration geringer ist als die über der schwerlöslichen Verbindung. Bei weniger stabilen Komplexen kann die Entgiftung und Fällung noch möglich sein. (siehe Oxidieren). Komplexbildner die Metalle sehr fest binden, müssen dem Abwasser ferngehalten werden. Dies bedeutet, daß entweder bei der Formulierung der Galvanikbäder bereits auf die Abwasserbehandlung Rücksicht genommen wird, oder daß man Bäder, die unangenehme Komplexbildner enthalten, so lange von den übrigen Abwässern fernhält, bis beide in getrennten Verfahren entgiftet sind.

2.3 Technische Durchführung

Die Fällung selbst erfolgt in Stand- oder Durchlaufanlagen, wie bei der Neutralisation beschrieben. Zur vollständigen Abwasserbehandlung gehört außerdem das Zurückhalten der gebildeten Niederschläge. In den deutschen "Normalanforderungen" werden bei Galvanikabwässern ausdrücklich Grenzwerte für Metalle "gelöst und ungelöst" genannt. Diese können nur eingehalten werden, wenn man nicht nur optimal fällt, sondern auch praktisch die gesamten gebildeten Flocken zurückhält.

Die Absetzverfahren werden von anderen Vortragenden und z.T. im folgenden Abschnitt "Flocken" behandelt. Speziell zur Abscheidung von Galvanikschlammern werden häufig längsdurchflossene Becken verwendet und für eine Aufenthaltszeit von etwa 4 Stunden bemessen. Der in diesen bzw. nach

anschließender Eindickung anfallende Schlamm hat jedoch noch einen sehr hohen Wassergehalt von etwa 95 - 99%. Vor einer Ablagerung muß er daher in der Regel entwässert werden, um Grundwasserverunreinigungen bzw. hohe Transportkosten zu vermeiden. Hierzu werden vorwiegend Filterpressen oder auch Drehfilter verwendet.

Wenn jedoch eine Entwässerung sowieso notwendig ist, drängt sich die Überlegung auf, ob man nicht Absetzen und Entwässern kombiniert, d.h. die gesamte Abwassermenge filtriert. Dieses Verfahren hat sich in der letzten Zeit unter der Bezeichnung "Direktfiltration" eingeführt. Da es sich hier um den Durchsatz großer Wassermengen mit geringen Feststoffgehalten handelt, hängen brauchbare Standzeiten davon ab, daß die Filter nicht vorzeitig verstopfen. Bedingung ist ferner ein klares, dem Absetzverfahren entsprechendes Filtrat. Meist werden Druckkessel verwendet, in denen mehrere Filterblätter mit ihrem Innenraum an eine Filtratsammelleitung angeschlossen sind. Die Filterblätter bestehen aus einem Rahmen, der mit einem metallischen Stützgewebe und darüber einem textilen Filtertuch bespannt ist. Im Gegensatz zur Filterpresse wird mit Drücken von maximal 6 atü gearbeitet und die Oberflächenbelastung darf höchstens 0,2 m/h betragen. Teilweise sind Flockungsmittel oder Filterhilfsmittel wie Kieselgur zweckmäßig.

3. Flocken

3.1 Zweck und Anwendung

Unter Flockung versteht man das Umwandeln von Verunreinigungen, die als einzelne sehr kleine Teilchen vorliegen, in größere Aggregate (Flocken), die sich durch Schwerkraft (Absetzen) aus dem Wasser abtrennen lassen.

Die Verunreinigungen können dabei den verschiedensten Stoffgruppen angehören, z.B. anorganische Trüben (Kohlewaschwasser, Gichtgasstaub, Kaolinabwasser), gefällte Metallsalze aus der Abwasserbehandlung in Beizereien und Galvaniken,

organische Stoffe, besonders Eiweiß, Faserstoffe (Papier) und auch Flüssigkeiten, wie Mineralöle.

Kennzeichnend für die schlecht durch Schwerkraft abtrennbaren Verunreinigungen ist in erster Linie ihre geringe Teilchengröße. Nach dem Durchmesser unterscheidet man:

Suspensionen (Trüben)	1 - 100	nm (Nanometer)
Kolloide	0,001 - 1	nm
echte Lösungen (niedermolekular)	< 0,001	nm

Auch Flüssigkeiten können in kolloidaler Verteilung vorliegen, man spricht dann von Emulsionen.

Die Flockung bezieht sich hauptsächlich auf Suspensionen, aber auch auf Kolloide. Die letzteren und die echt gelösten Stoffe müssen meist erst durch Fällung unlöslich gemacht werden oder adsorbiert sein, bevor sie durch Flockung weiter abgeschieden werden.

Das Trennen durch Absetzen bezieht sich auf niedrigere Konzentrationen von einigen mg/l bis etwa 1 g/l. Man kann aber auch bei höheren Konzentrationen, über 10 g/l (1 %), d.h. bei Schlämmen, die Teilchen durch Flockungsmittel so zusammenballen, daß sie leichter entwässert werden können, z.B. in Eindickern, Filtern oder Zentrifugen.

3.2 Grundlagen

Die Sinkgeschwindigkeit bei der Sedimentation hängt nach dem Gesetz von Stokes hauptsächlich ab von dem spez. Gewicht und dem Durchmesser der Teilchen, sowie der Dichte und Viskosität der Flüssigkeit. Je kleiner das Teilchen ist, desto größer ist seine relative Oberfläche und damit die Reibung in der Flüssigkeit. Die wirksame Oberfläche kann dadurch weiter vergrößert sein, daß sich die Teilchen mit einer Wolke von Ionen oder Molekülen (z.B. Wasser = Hydratation) umgeben. Bei sehr kleinen Teilchen überwiegt schließlich die ungerichtete Brown'sche Bewegung den Einfluß der Schwerkraft.

Das Zusammentreten mehrerer Teilchen wird häufig dadurch verhindert, daß sie gleiche elektrische Ladungen tragen und sich abstoßen. Dies gilt besonders für Ionen und polare Verbindungen, aber auch unpolare Stoffe können durch Adsorption von Ionen oder polaren Molekülen aus der Lösung eine Ladung aufweisen.

Die Flockungsmittel bewirken in erster Linie, daß die Ladungen und Ionen- bzw. Hydrathüllen beseitigt werden, wonach die Teilchen nahe genug zusammen kommen können, daß sich Adhäsionskräfte und chemische Bindungen zwischen den Teilchen selbst bzw. mit den Flockungsmitteln auswirken können. Die Ladung der Teilchen bzw. die Entladung durch Zusatz von Flockungsmitteln kann man mit Hilfe des Zeta-potentials messen. Dabei wird die Ionenbeweglichkeit (Wanderungsgeschwindigkeit) in einem elektrischen Feld unter dem Mikroskop gemessen. Schließlich kann durch Zusätze auch das spezifische Gewicht der Flocken erhöht werden.

3.2.1 Flockungsmittel

Das einfachste Verfahren der Flockung ist die Verschiebung des pH-Wertes durch Zusatz von Säuren oder Basen. In der Praxis ist vielfach bestätigt worden, daß man durch pH-Erhöhung, z.B. mit Kalk, feine Trübungen, wie sie in Kaolinabwässern, bei der Sand- und Quarzwäsche oder in Grubenwässern enthalten sind, mit wesentlich kürzeren Absetzzeiten befriedigend abscheiden kann. Auch manche organischen Stoffe lassen sich durch pH-Änderung ausflocken. Dies gilt besonders für die Eiweißstoffe, bei denen in einem Molekül saure und basische Gruppen vorhanden sind, deren Wirkung sich bei einem bestimmten pH-Wert, dem "Isoelektrischen Punkt" aufhebt, wobei häufig eine Flockung eintritt.

Änderungen der Ladung und der Hydratation werden auch von Salzen bewirkt, z.B. Kochsalz. Die gebildeten Flocken sind jedoch wenig stabil. Der Effekt ist stärker bei Ionen

höherer Wertigkeit, was z.B. die bessere Wirksamkeit von $\text{Ca}(\text{OH})_2$ statt NaOH bei gleicher pH-Änderung begründet. Bei den besonders häufig verwendeten 3-wertigen Metallsalzen Aluminium und Eisen kommt zu der physikalischen noch die Fällungswirkung dazu. Die im neutralen Bereich gebildeten schwerlöslichen Hydroxide bzw. basischen Salze binden andere Verunreinigungen adsorptiv und bilden schwere Flocken, die sich gut absetzen.

Durch Salze, Säuren und besonders Eisen und Aluminium können auch Emulsionen von Öl in Wasser "gebrochen" werden. Die feinstverteilten Ölteilchen treten zusammen und schwimmen auf, soweit sie nicht adsorptiv an den Flocken hängen. Besonders wirtschaftlich ist es, wenn man hierfür im eigenen Betrieb anfallende Abfallbeizen verwenden kann.

Ein weiteres Flockungsmittel ist die "aktivierte Kieselsäure" die durch vorsichtige Neutralisation von Alkalisilikaten in verdünnter Lösung entsteht und ein anorganisches Polymeres darstellt. Sie wird z.T. allein, häufig zusammen mit Aluminium zur Flockung von Trüben verwendet, wobei neben besserer Flockung Einsparungen an Metallsalz erzielt werden.

Eine neue Gruppe von Flockungsmitteln bilden die synthetischen Polymere. Auf einzelnen Gebieten wurden schon seit längerem natürliche Polymere, wie Stärke, Leime oder Pektine zum Flocken verwendet, auch kombiniert mit Erdalkali- oder Metallsalzen. Mit der Entwicklung der Synthesefasern und Plaste wurde es möglich, auch synthetische Polymere speziell für die Flockung zu konstruieren, die von verschiedenen Firmen, z.B. unter den Namen "Sedipur", "Praestol" oder "Separan", angeboten werden. Es handelt sich um vorwiegend lineare Polymere mit Molekulargewichten von 10^5 bis 10^7 , die durch dissoziierende oder sauerstoffhaltige Gruppen wasserlöslich sind. Wie bei den Tensiden unterscheidet man anionische, kationische und nichtionische Verbindungen. In wässriger Lösung stellen sie selbst Kolloide dar, die mit den Verunreinigungen über elektrische Ladungen oder chemische Bindungen, wie H-Brücken, in Wechselwirkung treten.

Durch die zahlreichen Wirkgruppen eines Polymermoleküls können dabei auch mehrere Schmutzteilchen verbunden werden. Je nach Art der Trüben kann man heute schon eine gewisse Vorauswahl treffen, welche Typen im Einzelfall besonders geeignet sein werden. Dabei bringen Kombinationen der verschiedenen Polymere oder mit Metallsalzen oft besondere Vorteile. Eine weitere Möglichkeit besteht im zeitlich verteilten Dosieren verschiedener Mittel, z.B. zur Fällung und anschließenden Flockenbildung. Die benötigten Mengen sind im Allgemeinen so gering, etwa in der Größenordnung $0,04 - 1 \text{ g/m}^3$ Trübe, daß der Einsatz trotz des relativ hohen Preises lohnend ist.

3.3 Technische Durchführung

Voraussetzung ist auch hier eine möglichst gleichmäßige Beschaffenheit der Abwässer, da sonst eine wirksame und wirtschaftliche Dosierung der Chemikalien kaum möglich ist. Auch starke Mengenschwankungen sind ungünstig.

Da es sich bei der Flockung um Wechselwirkungen zwischen den abzuscheidenden Teilchen und den zugesetzten Ionen oder Molekülen handelt, ist es zunächst am wichtigsten, die Flockungsmittel schnell möglichst gleichmäßig in der Lösung zu verteilen und viele Kontakte der verschiedenen Teilchen herbeizuführen. Es muß also als Erstes intensiv gemischt werden. Anschließend muß die Bildung von möglichst großen Flocken begünstigt werden, wozu weitere Mischung häufige Berührungen der Wirkgruppen herbeiführen aber nicht so stark sein soll, daß die Flocken wieder zerstört werden. Als dritter Vorgang folgt die Abscheidung der gebildeten Flocken, meist durch Absetzen, in Spezialfällen auch durch Aufschwimmen oder Flotieren.

In der praktischen Durchführung sind der erste und dritte Vorgang meist auch räumlich getrennt, der zweite nur gelegentlich in Gestalt eines Zwischenbeckens mit langsam laufendem Rührwerk, häufiger als Fließstrecke mit geeigneter Geschwindigkeit.

Zur guten Durchmischung werden von den Flockungsmitteln meist verdünnte Gebrauchslösungen angesetzt, die bei Metallsalzen etwa 20-prozentig, bei den organischen Polymeren nur 0,05 - 0,5-prozentig sind. Gerade bei den höhermolekularen Polymeren ist das gleichmäßige Einmischen ohne Zerschlagen der Flocken nicht einfach. Sobald Flocken gebildet sind, darf auch nicht mehr gepumpt werden, jedenfalls nicht mit Kreiselpumpen.

Die Flockung kann vielfach durch erhöhte Temperatur begünstigt werden, womit die Viskosität herabgesetzt und die Beweglichkeit der Teilchen erhöht wird. Direkte Wärmezufuhr wird besonders beim Spalten von Emulsionen angewandt, in anderen Fällen begnügt man sich damit, Abkühlungen zu vermeiden.

Absetzanlagen sind nach den Regeln für Flockenschlamm zu berechnen. Besonders günstig sind Becken mit aufsteigender Wasserbewegung, in denen sich eine schwebende Schlammschicht ausbildet, die in der Art eines Filters feinere Teilchen an den großen Flocken festhält ("Schwebefilter"). Um den Schlamm ohne Störung des Filters abzuziehen, sind Trichter in Höhe seiner Obergrenze günstig. Bei zu großer Wassergeschwindigkeit kann jedoch der Zusammenhalt der Flocken zerstört werden und das Wasser mit feinen Trübungen fließt in Kanälen zwischen den Flocken durch. Beim Prinzip des "Pulsators" wird dies dadurch vermieden, daß durch stoßweise (pulsierende) Beschickung das einheitliche Schlamm-Wasser-Gemisch in einem Behälter hochsteigt und sich die Flocken in einer anschließenden Pause ohne Zufluß durch das Wasser hindurch absetzen.

Ein weiteres Prinzip, das häufig zu besser abscheidbaren Flocken führt, ist das sog. "Schlammkontaktverfahren". So wie bei der Kristallisation das Wachstum größerer Gebilde vorzugsweise an zugesetzten "Keimen" erfolgt, kann man auch die Bildung von Flocken durch Rückführen von älterem Schlamm begünstigen. Besonders bei Metallhydroxiden wirkt

auch eine Alterung durch Abgabe von Wasser mit, die zu schwereren Flocken führt, die besser abzusetzen und zu entwässern sind. Hierzu werden von mehreren Firmen Geräte angeboten, deren Bezeichnung meist mit "-ator" endet. Sie enthalten in unterschiedlicher Anordnung einen Mischraum, in dem das Abwasser mit den Chemikalien und Rücklaufschlamm gemischt wird, eine mehr oder weniger ausgeprägte Flockungszone und anschließend einen Trennraum, aus dem Wasser und Schlamm abgezogen werden. Rückführung und Entfernung des Schlammes erfolgen teils über Verbindungsöffnungen und Taschen, teils über Räumler und Pumpen. Die Geräte wurden vielfach zunächst für die Wasseraufbereitung entwickelt. Bei der Anwendung auf Industrieabwässer traten mehrfach Anfangsschwierigkeiten auf, besonders durch die größere Menge und andere Eigenschaften des Schlammes.

3.4 Flockung organischer Abwässer

Im Vorstehenden wurde mehrfach auf die Möglichkeit hingewiesen, auch organische Verunreinigungen durch Flockung zu beseitigen. In der Vergangenheit und Gegenwart wird immer wieder die Meinung vertreten, diese und andere chemische oder auch physikalische Reinigungsverfahren seien zweckmäßiger als die biologische Reinigung und machten diese überflüssig.

Hierzu ist zu betonen, daß die chemische Flockung nur ausnahmsweise geeignet ist, auch gelöste organische Verunreinigungen zu beseitigen. In den meisten Fällen wird daher die Flockung keine ausreichende Reinigung bringen. Ungünstig ist auch der erhöhte Schlammanfall durch die zugesetzten Fällungsmittel. Bei städtischen und ähnlich zusammengesetzten Abwässern hat daher nach wie vor die biologische Reinigung den Vorrang. Die Flockung kann jedoch günstig sein zur Vorbehandlung bestimmter industrieller Abwässer, zur Entlastung und Schutz einer biologischen Stufe (z.B. Gerberei, Papier usw.). Als Nachbehandlung spielt die Flockung eine Rolle zur Beseitigung von Phosphaten und feiner Bakterientrübungen.

Friedrich K. v. Ammon

Oxidieren, Reduzieren, Ionenaustausch

1. Oxidieren (Cyanid-Entgiftung)

1.1 Zweck und Anwendung

Im Folgenden sollen in erster Linie Verfahren zur Behandlung von Abwässern der Metalloberflächenbehandlung besprochen werden. Wesentliche Teile wurden schon unter den Stichworten Neutralisieren und Fällen behandelt. Bevor diese Verfahren angewandt werden können, muß jedoch häufig eine Entgiftung, besonders von Cyanid und Chromat vorgenommen werden, die meist durch Oxidieren oder Reduzieren erfolgt.

Cyanide werden nach wie vor in einer Reihe von Galvanikbädern verwendet, besonders für Zink, Cadmium, Kupfer und die Edelmetalle. In Entfettungsbädern kann es weitgehend entbehrt werden und auch Zinkbäder werden zur Erleichterung der Abwasserfrage z.T. cyanidfrei angesetzt. Weitere Abwässer mit Cyaniden stammen aus Härtereien und den Waschwässern von Kokerei-, Karbidofen- und bestimmten Gichtgasen.

1.2 Grundlagen

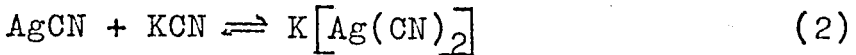
Das Cyanid-Ion entsteht aus Blausäure durch Dissoziation in wässriger Lösung:



Die Lage des Gleichgewichtes ist stark pH-abhängig; in alkalischer Lösung ist überwiegend CN^- , in saurer überwiegend HCN vorhanden. Damit ist auch die Giftigkeit pH-abhängig, da nur HCN für Fische giftig ist.

Die Blausäure ist ein Gas, das in Wasser löslich ist. Die Löslichkeit sinkt wie bei anderen Gasen mit steigender Temperatur. Durch Belüftung kann HCN ausgetrieben werden und bildet sich dann aus dem Cyanid-Ion nach.

Die Cyanide der Schwermetalle sind meist schwerlöslich in Wasser. Setzt man jedoch ein Alkalicyanid zu, so bilden sich lösliche Cyano-Komplexe, z.B.:

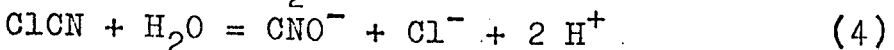


Die Stabilität dieser Komplexe ist für verschiedene Metalle sehr unterschiedlich.

Der tatsächliche Gehalt an freier HCN bzw. CN-Ion in einem Wasser hängt damit von mehreren Löslichkeits- bzw. Dissoziationsgleichgewichten ab, die ihrerseits durch den pH-Wert, Art und Konzentration der verschiedenen weiteren Ionen oder Verbindungen, Temperatur, Belichtung, Zeit u.a. beeinflußt werden.

1.2.1 Entgiftung durch Oxidation mit Chlor

Bei Zusatz von Chlor zu cyanidischen Lösungen laufen die folgenden Reaktionen ab:

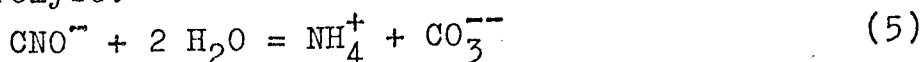


Die Bildung von Chlorcyan (ClCN) nach Gleichung 3 verläuft bei allen pH-Werten sehr schnell, wenn es sich um freies Cyanid handelt. Bei schwerlöslichen oder stark komplex gebundenen Cyaniden kann die Reaktion erhebliche Zeit beanspruchen.

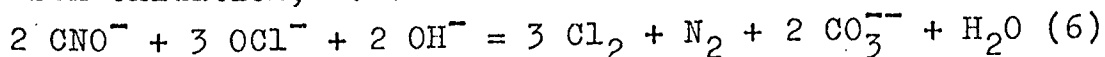
Das Chlorcyan ist praktisch ebenso giftig wie Blausäure und wirkt, wenn es als Gas ausgetrieben wird, stark reizend auf die Augen. Erst mit der zweiten Reaktion wird das wesentlich weniger giftige Cyanat-Ion gebildet. Diese Hydrolyse ist jedoch stark pH-abhängig und verläuft erst ab pH 10 und darüber für die praktische Entgiftung schnell genug. Auch dann muß man unter den Bedingungen der Durchlaufentgiftung eine Gesamtreaktionszeit von etwa 1 Stunde ansetzen, um eine ausreichende Sicherheit zu haben. Bei hohen Chlorüberschüssen (siehe Tauchentgiftung und Konzentrate) verlaufen die Reaktionen etwas schneller bzw. werden auch stabilere Komplexe noch angegriffen.

Das Cyanat-Ion kann in zweierlei Weise weiter reagieren:

a) durch Hydrolyse:



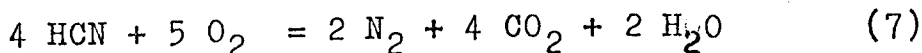
b) Durch Oxidation, z.B. mit einem Chlorüberschuß:



Die Reaktion tritt erst bei niedrigem pH ein, man kann sie zur einfachen Bestimmung des Cyanat-Ions benutzen. Sie ist jedoch wenig erwünscht, da das gebildete Ammonium seinerseits wieder giftig ist, besonders bei hohen pH-Werten, die zur Fällung der Metalle notwendig sind. Größere Ammonium-Mengen können auch die Metallfällung durch Bildung von Ammin-komplexen behindern. Die Reaktion b) ist bei hohem pH ebenfalls sehr langsam, verläuft jedoch in Gegenwart eines Chlorüberschusses ausreichend schnell im Neutralbereich.

1.2.2 Andere Cyanid-Entgiftungsverfahren

Die Oxidation mit Luftsauerstoff nach:



verläuft normalerweise sehr langsam. Gewisse Bakterien (z.B. Nocardien) können jedoch Cyanid oxidieren. Nach Adaptation können daher biologische Reinigungsanlagen erhebliche Mengen Cyanid abbauen. Neben dem Abbau wird möglicherweise auch ein Teil als HCN-Gas in den Belüftungseinrichtungen ausgetrieben.

Versuche mit verschiedenen Tropfkörperfüllungen (Bucksteeg) zeigten, daß auch eine rein chemische Oxidation mit Luftsauerstoff möglich ist, besonders Schwelkoks ist dafür ein wirksamer Katalysator.

Das sehr starke Oxidationsmittel Wasserstoffperoxid (H_2O_2) kann Cyanid ebenfalls zerstören. Nach eigenen orientierenden Versuchen läuft die Reaktion bei Spülwasserkonzentrationen zu langsam und ist auch nicht ohne weiteres über eine Potentialmessung zu steuern. Auch bei Konzentraten

benötigt man erhebliche Überschüsse und Zeiten bis zu 1 Stunde. Nach Oehme besteht eine starke pH-Abhängigkeit. Schnelle Reaktion tritt nur im pH-Bereich 4 - 6,5 ein. Das Verfahren hat demnach bei der gelegentlichen Entgiftung von Konzentraten den Vorteil, daß man nicht alkalisieren muß. Möglicherweise könnte man auch mit Katalysatoren die Reaktion beschleunigen.

Mit Eisen bildet Cyanid sehr stabile Komplexe. Je nach Reaktionsbedingungen können daraus eine ganz Reihe weiterer, z.T. schwerlöslicher Komplexe entstehen, die Eisen, evtl. mit anderer Wertigkeit, auch als Kation enthalten. Am bekanntesten sind Berliner Blau und Berliner Weiß, die auch zur Entgiftung empfohlen werden. Die Reaktionsbedingungen, um gerade diese Komplexe zu erhalten, z.B. pH-Wert, Oxidation des Eisens, sind jedoch ziemlich kompliziert, kaum zu steuern und damit unsicher. Die erzielbaren Restgehalte genügen meist nicht den Anforderungen und es entsteht ein Schlamm, der seinerseits potentiell giftig ist und entsprechend vorsichtig beseitigt werden muß. Die Verfahren eignen sich damit allenfalls zur Vorentgiftung von Konzentraten.

1.3 Technische Durchführung

1.3.1 Messen, Regeln, Dosieren

Die Cyanid-Entgiftung mit Chlor kann ebenso wie die Neutralisation im Stand- oder Durchlaufverfahren von einer Potential-Messung gesteuert werden. Die Meßelektroden bestehen meist aus Silber (andere Metalle sind möglich) und einer Bezugselektrode (z.B. Kalomel). Das hiermit in der Lösung gemessene Potential hängt, solange Cyanid vorhanden ist, von dessen Konzentration ab, und zwar in einer logarithmischen Funktion wie der pH-Wert. Das Potential der Metallelektrode hängt außerdem vom pH-Wert, der Vorbehandlung der Elektrode und anderen gelösten Stoffen ab, so daß eine Absolutmessung des Cyanidgehaltes damit sehr ungenau ist.

Entgiftet man mit Chlor, so wird schließlich das wesentlich höhere Oxidationspotential des freien Restchlors wirksam. Wesentlich ist, daß insgesamt aus den verschiedenen Einflüssen eine Kurve, ähnlich der Abb. 1 bei der Neutralisation entsteht, mit einem starken Potentialsprung, wenn alles reagierende Cyanid in Chlorcyan umgewandelt ist. Dieser Sprung kann zur Regelung benutzt werden. Da seine Lage aber nicht genau vorausgesagt werden kann, eicht man das System zweckmäßig nicht mit Lösungen bekannten Cyanidgehaltes, sondern mit dem praktisch vorhandenen Abwasser und Chlorzusatz bis ein Chlorüberschuß nachweisbar ist.

Es ist hier zu betonen, daß das Chlorcyan nicht an der Potentialbildung beteiligt ist. Nach Erreichen des Chlorüberschusses muß daher die zur Chlorcyan-Hydrolyse notwendige Zeit, meist in einem zweiten Nachreaktionsbecken eingehalten werden. Die weitere Oxidation des Cyanats nach Gl. (6) gibt dagegen wieder einen wenn auch geringeren Potentialsprung. Wenn in einer Zeitreaktion durch Zersetzung von schwerlöslichen oder komplexen Cyaniden wieder freies Cyanidion in die Lösung gelangt, sinkt das Potential wieder und wird weiteres Chlor zugesetzt, wenn die Aufenthaltszeit im Dosierbecken ausreicht.

Aus den genannten Gründen können die zur Regelung benutzten Meßelektroden nicht zu einer Endkontrolle des Cyanidgehaltes im neutralisierten und entschlammten Abwasser verwendet werden. Schon der Einfluß der zulässigen pH-Schwankungen wäre größer als der des geringen zu fordernden Cyanidgehaltes. An anders aufgebauten, wirklich für Cyanid spezifischen Elektroden wird gearbeitet, der erforderliche niedere Meßbereich macht jedoch noch Schwierigkeiten.

Die technischen Voraussetzungen für die Regelung entsprechen im Prinzip den bei der Neutralisation beschriebenen. Neben der Steuerung des Oxidationsmittelzusatzes ist noch eine pH-Elektrode erforderlich, die Lauge dosiert, damit der pH-Wert von mindestens 10, besser 11 eingehalten wird.

Das Chlor wird meist als Bleichlauge zugesetzt. Bei größeren Anlagen wird auch gasförmiges Chlor im indirekten Verfahren verwendet, um mit Natronlauge eine Bleichlauge- (Natriumhypochlorit, NaOCl) Lösung herzustellen.

1.3.2 Cyanid - Analyse

Die Analyse von Cyanid und damit die Überwachung von Entgiftungen hat in den vergangenen Jahren erhebliche Diskussionen und zahlreiche Veröffentlichungen ausgelöst. Anfänglich verwendete man den Nachweis durch Bildung von Berlinerblau, der jedoch mit seiner Empfindlichkeit von 5 - 10 mg/l bald nicht mehr ausreichte. Zur praktischen Überwachung der Entgiftung mit Chlor genügt der Nachweis eines Chlorüberschusses, z.B. mit Jodid und Stärke (Blaufärbung), sofern gleichzeitig eine ausreichende Reaktionszeit und genügend hoher pH-Wert nachgewiesen sind.

Das wesentliche Problem bei der Chloroxidation ist jedoch, daß die Cyanokomplexe sehr unterschiedlich mit Chlor reagieren. Freies Cyanid (z.B. KCN) und die Komplexe von Zink und Cadmium werden sehr leicht gespalten und damit oxidiert. Bei Kupfer ist es schon etwas schwieriger und die Eisenkomplexe reagieren nur so langsam mit Chlor, daß ihre Entgiftung, jedenfalls im Durchlaufverfahren kaum möglich ist. Auch diese Komplexe werden jedoch zerstört, wenn man in stark saurer Lösung (Schwefelsäure) kocht und die Blausäure in eine Vorlage mit Lauge austreibt, in der sie dann mit einem anderen Verfahren bestimmt wird. Bei Verwendung dieses Verfahrens zur Bestimmung von "Gesamtcyanid" werden demnach auch Komplexe erfaßt, die mit dem angewandten Entgiftungsverfahren garnicht zerstört werden können. In der Folge wurden Destillationsverfahren entwickelt, bei denen mit schwachen Säuren (Weinsäure) oder Puffern ein höherer pH-Wert eingehalten wird, der stabile Komplexe weniger angreift. Die Reaktionsbedingungen entsprechen aber ebenso wenig denen der Chlorung wie bei der direkten Titration

mit Silbernitrat, die durch Verwendung eines organischen Indikators für Silber (Dimethylaminobenzylidenrhodanin) empfindlicher gemacht wurde.

Um diesen Schwierigkeiten zu entgehen, wurde in den deutschen "Normalanforderungen" der Grenzwert von 0,1 mg/l CN für "chlorzerstörbares Cyanid" festgelegt. Er wird am einfachsten bestimmt mit der sehr empfindlichen kolorimetrischen Reaktion, bei der zunächst mit Chlor oder Brom ein Halogencyan gebildet wird, das sich an Pyridin anlagert und dann mit Benzidin oder Barbitursäure einen Farbstoff bildet. Da der erste Schritt genau der Entgiftung mit Chlor entspricht, werden tatsächlich nur die mit Halogen reagierenden Komplexe erfaßt. Darüber hinaus ist dies das einzige Verfahren, von dem auch das noch nicht hydrolysierte Chlorcyan erfaßt wird, so daß man mit ihm die vollständige Entgiftung (Gl. 3 + 4) nachweisen kann. Eine andere Methode, bei der die Probe einmal nach Behandlung mit Chlor und andererseits unbehandelt mit Schwefelsäure destilliert wird, ist demgegenüber komplizierter und eignet sich nicht für sehr niedrige Konzentrationen.

Auch diese Methoden sind jedoch nicht immer befriedigend, da bekannt ist, daß sich gerade die Eisen-Cyano-Komplexe im Sonnenlicht zersetzen unter Bildung von freiem Cyanid. Wenn diese Komplexe in größerer Menge vorliegen, kann es daher notwendig sein, neben dem chlorzerstörbaren Cyanid noch einen zweiten, höheren Grenzwert für Gesamtcyanid festzulegen.

Für die Überwachung von Entgiftungsanlagen, die auf jeden Fall regelmäßig mit analytischen Verfahren vorgenommen werden sollte, sind Bestecke erhältlich, d.h. fertige Lösungen mit einer Vergleichsfärbung für die zulässige Konzentration, die meist auf der Pyridin/Barbitursäure-Methode beruhen. Weniger empfindlich aber brauchbar ist das Cyantesmo-Papier.

Beim Pyridin/Benzidin-Verfahren ist noch darauf hinzuweisen, daß manche Zusätze, wie sie besonders in cyanidfreien Zinkbädern verwendet werden, gleichfalls eine Färbung wie Cyanid geben können. Außerdem kann Rhodanid stören, das auch Chlorcyan gibt, aber im Gegensatz zu Cyanid nicht destillierbar ist.

1.3.3 Tauchentgiftung

Neben den Stand- und Durchlaufverfahren kommt bei Cyanid und Chromat noch die Tauchentgiftung in Frage, die von Lancy eingeführt wurde und nach einem Bericht von Weiner in den USA häufig angewandt wird. Hierbei werden die aus dem Galvanikbad kommenden Werkstücke vor dem Spülen zunächst in ein Bad eingetaucht, das die entsprechenden Entgiftungsmittel im Überschuß enthält; bei der Cyanid-Entgiftung also eine Bleichlauge von hohem pH-Wert. Das anschließende Spülbad erhält dann kein Cyanid mehr und kann unmittelbar der Neutralisationsanlage zugeleitet werden. Das Verfahren hat den großen Vorteil, daß auch bei kompliziert geformten Teilen die ganze ausgeschleppte Badflüssigkeit entgiftet wird, weil die Entgiftungslösung chemisch wirkt und nicht nur verdünnt, wie das Spülwasser. Außerdem werden in dem Entgiftungsmittelüberschuß auch schwerer zersetzbare Cyanide eher angegriffen und bei der langen Reaktionszeit vollständig zu Stickstoff und Kohlensäure abgebaut. Voraussetzung ist der ständige Überschuß von Entgiftungsmittel. Durch einfaches Zutropfen oder Nachschärfen von Hand kann er nicht sicher genug eingehalten werden. In dem eigentlichen Lancy-Verfahren ist daher ein Vorratsbehälter vorgesehen. Er hat den mehrfachen Inhalt wie das oder die Tauchentgiftungsbäder, mit denen er über eine Umpumpanlage in Verbindung steht. Er kann mit einer Meßelektrode versehen werden, die automatisch für die Nachdosierung sorgt. In dem Vorratsbehälter setzen sich bei geeigneter Gestaltung die ausgefällten Metallsalze ab, so daß sie im Tauchentgiftungsbad nicht stören, sondern bei

Bedarf als Schlamm entnommen und beseitigt werden können. Erst nach einer längeren Standzeit ist der Gesamteinhalt wie ein Konzentrat zu beseitigen, wobei nur zu neutralisieren und der Schlamm zurückzuhalten ist.

1.3.4 Konzentrate

In Betrieben der Metalloberflächenbehandlung fallen neben den Spülwässern fast immer auch Konzentrate an, d.h. Lösungen mit mehr als etwa 1 g/l gelösten Stoffen. Dazu gehören z.B. Beiz- Dekapier- und Entfettungsbäder, sowie angereicherte Sparspülbäder ohne Wasserdurchfluß. Solche Konzentrate sind bei stoßweisem Ablassen besonders gefährlich für Vorfluter und kommunale Kläranlagen. Die eigentlichen Galvanisierbäder werden nur ausnahmsweise abgelassen, sind dann aber besonders gefährlich.

Wenn die Fließspülwässer in einer Durchlaufanlage entgiftet werden, leitet man häufig die Konzentrate auch über diese ab. Da die Regelung nur einen bestimmten Konzentrationsbereich beherrschen kann, müssen die Konzentrate nach Art getrennt in Behältern gesammelt und mit Dosierpumpen langsam zugegeben werden. Diese Pumpe muß in erster Linie automatisch abgestellt werden, wenn die Alarmeinrichtung anzeigt, daß die Durchlaufentgiftung aus irgendeinem Grunde nicht mehr in kurzer Zeit den Sollbereich erzielt. Bei sorgfältiger Durchführung ist dieses weitgehend übliche Verfahren zwar ausreichend sicher. Die Verdünnung von Abfällen, die man bereits in konzentrierter Form hat, widerspricht jedoch den Grundsätzen einer vernünftigen Abwassertechnik. Selbst wenn die in der Spülwasserentgiftung möglichen und geforderten Grenzwerte eingehalten werden, wird die dem Vorfluter zugeführte Fracht in kg/Tag höher sein, als bei Entgiftung der kleineren Konzentratmenge.

Speziell cyanidische Konzentrate bieten bei gesonderter Entgiftung jedoch einige Probleme. Bei der Oxidation mit Chlor läuft selbst bei hohem pH die Hydrolyse des Chlorcyans so langsam ab, daß größere Mengen verbleiben und begünstigt

durch den Rührer und die nicht unerhebliche Reaktionswärme in die Luft ausgetrieben werden und das Bedienungspersonal belästigen bzw. gefährden. Durch Nebenreaktionen, z.B. mit organischen Badzusätzen, wird der Chlorverbrauch meist sehr hoch und außerdem kann die Bildung von Ammonium nach Gl. (5) störend werden. Hierauf ist zu achten, wenn Konzentrate zu entgiften sind. In diesen Fällen kann auch eine Vorentgiftung als Eisenkomplex, besonders Berliner Weiß, zweckmäßig sein. Nach dessen Abtrennung müssen jedoch meist noch verbliebene Rest-Cyanide zusätzlich mit Chlor entgiftet werden.

2. Reduzieren (Chromat-Entgiftung)

2.1 Zweck und Anwendung

In der Galvanik sowie bei einigen anderen Verfahren der Metalloberflächenbehandlung fallen chromathaltige Abwässer an. Sie stammen besonders von der eigentlichen Verchromung, der stromlosen Oxidation (Passivierung) von Zink- und Cadmiumüberzügen, einem Verfahren der anodischen Oxidation von Aluminium (Eloxal) und der Oberflächenbehandlung von Eisen vor dem Lackieren.

Die Chromate von Natrium, Calcium und Magnesium sind leicht löslich. Schwerlöslich wäre z.B. das Bariumchromat. Barium ist jedoch selbst giftig und darf daher nicht überdosiert werden und bildet mit dem meist vorhandenen Sulfat ein schwerlösliches Salz, was den Verbrauch erhöht. Das meist angewandte Verfahren zur Entgiftung von Chromat ist daher die Reduktion des 6-wertigen Chroms im Chromat zu 3-wertigem Chrom, das sich als Hydroxid ausfällen läßt.

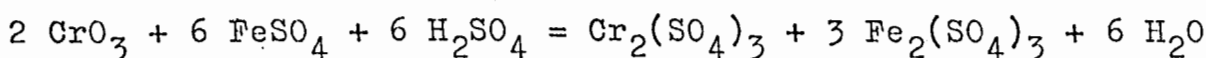
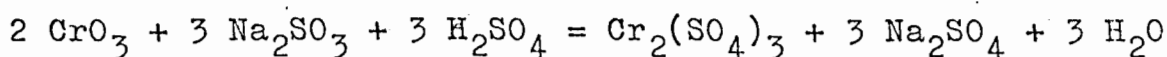
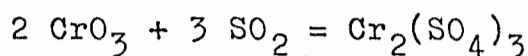
2.2 Grundlagen

Das 6-wertige Chrom liegt in 3 Formen vor: als Chromsäure: CrO_3 , Chromat-: CrO_4^{--} und Dichromat-Ion: $\text{Cr}_2\text{O}_7^{--}$, die sich jedoch in Abhängigkeit vom pH-Wert ineinander umwandeln,

so daß man allgemein von Chromat spricht. Sie sind starke Oxidationsmittel und reagieren mit oxidierbaren Stoffen (Reduktionsmitteln), wobei das Chrom in das 3-wertige Chrom-Ion übergeht.

Die praktisch wichtigen Reduktionsmittel sind Schweflige Säure (SO_2 , H_2SO_3) und ihre Salze: Natriumsulfit (Na_2SO_3) oder -Bisulfit (NaHSO_3), sowie Eisen-II-Sulfat (FeSO_4).

Die entsprechenden Reaktionsgleichungen sind:



Die Reaktionsgeschwindigkeiten sind pH-abhängig und verlaufen nur schnell, wenn der pH-Wert unter 2,5 liegt. Die Lösungen müssen daher angesäuert werden, darüber hinaus wird bei der 2. und 3. Reaktion Säure verbraucht und muß ersetzt werden.

2.3 Technische Durchführung

2.3.1 Reduktionsmittel

Die genannten Reduktionsmittel unterscheiden sich erheblich im Preis. Das Eisensulfat ist zwar örtlich als Abfallprodukt billig zu haben, enthält aber meist noch 7 Mole Kristallwasser, so daß die auf Chrom bezogenen ohnehin großen Gewichtsmengen noch größer werden. Ferner müssen nach der Reaktionsgleichung erhebliche Mengen Säure, meist als Schwefelsäure, zugesetzt werden, die danach ebenso wie das SO_4 im FeSO_4 wieder neutralisiert werden müssen, wobei auch das Eisen ausgefällt werden muß und große Schlammengen entstehen. In der Regel ist es daher nur wirtschaftlich, wenn es im gleichen Betrieb als Alt-Beize anfällt und sowieso behandelt werden muß.

Im Großteil der mittleren Entgiftungsanlagen werden die Sulfite verwendet, sie benötigen ebenfalls Säurezusatz.

Bei großen Anlagen kann SO_2 -Gas günstiger sein, das keine weitere Säure braucht, wenn der pH einmal bei 2 liegt. Die Dosierung aus Stahlflaschen im indirekten Verfahren ist jedoch etwas aufwendiger.

2.3.2 Messen, Regeln, Kontrollen

Bei verdünnten Lösungen ist der Farbumschlag vom gelben Chromat zum grünen Chrom-III deutlich zu erkennen. Bei Konzentrat, die schon viel Chrom-III enthalten, wird der Reduktionsmittelüberschuß durch Entfärbung von Permanganat in einer Probe nachgewiesen. Ein für Chromat spezifisches Reagens ist Diphenylcarbazid, das in saurer Lösung rot wird. Es wird in Prüfbestecken und für die quantitative kolorimetrische Bestimmung verwendet.

Für die Steuerung von Durchlaufanlagen wird die Redoxpotential-Messung benutzt. Die Umwandlung von Chromat in Chrom-III ist ein reversibler Vorgang, das an einer Metallelektrode gemessene Potential ist daher abhängig von dem Konzentrationsverhältnis der beiden Wertigkeitsstufen. Bei einer Bezugselektrode mit konstantem Potential (Kalomel) wirkt außerdem der pH-Wert ein, die Chromat/Chrom-III Konzentration kann daher nur bei konstantem pH-Wert richtig geeicht werden. In der praktischen Entgiftung werden Edelmetall- oder Kohleelektroden verwendet. An diesen ergibt sich bei Vorliegen eines Reduktionsmittelüberschusses eine zusätzliche Potentialerniedrigung. Auch hier wirken daher verschiedene Vorgänge zusammen, die insgesamt einen Potentialsprung ergeben, der für die Steuerung des Dosiermittelzusatzes ausreicht.

Neben der Redoxelektrode ist noch eine pH-Elektrode erforderlich, die den Säurezusatz steuert, um den pH-Wert bei 2 zu halten. Die übrigen regeltechnischen Voraussetzungen entsprechen denen der Neutralisation. Wie dort genügt bei guter Durchmischung eine Aufenthaltszeit von 10 - 15 Minuten im Dosierbehälter.

2.3.3 Sonstige Besonderheiten

Die Anlagen zur Chromreduktion müssen gut entlüftet werden, da bei den niedrigen pH-Werten Schwefeldioxid in die Luft ausgetrieben wird.

Wenn in einer Durchlaufanlage die Abläufe der Chrom- bzw. Cyanid-Entgiftung zur Neutralisation gemischt werden, kann im Neutralbereich das Chrom unter Umständen durch den Chlorüberschuß wieder zu Chromat oxidiert werden. Umgekehrt wird beim Ansäuern unvollständig hydrolysierter Abläufe der Cyanidentgiftung Chlorcyan austreten. Vor dem Mischen müssen daher beide Reaktionen mit möglichst geringen Überschüssen an Entgiftungsmittel vollständig durchgeführt sein. Mit Rücksicht auf die Chromoxidation und auch auf die Fischgiftigkeit ist eher ein Sulfit-Überschuß anzustreben, der auch Restchlor beseitigt.

Auch bei Chromat ist die Tauchentgiftung möglich. Sie ist technisch ebenso wie bei Cyanid beschrieben durchzuführen. Bei dem hohen Reduktionsmittelüberschuß verläuft die Reaktion mit Schwefliger Säure und ihren Salzen auch bei etwas höheren pH-Werten, bis etwa 4, schnell genug. Dann wird auch weniger SO_2 ausgetrieben. Neutrale Reduktionsmittel, wie Dithionit, haben sich in der Praxis nicht eingeführt.

Bei der Tauchentgiftung und in Konzentraten kann das Chrom auch mit Wasserstoffperoxid reduziert werden. In stark saurer Lösung bildet sich Chromperoxid, das zu Chrom-III zerfällt. Der Vorteil wäre, daß keine Belästigung durch SO_2 auftritt.

3. Ionenaustauscher

3.1 Zweck und Anwendung

Seit die Entwicklung der Chemie auf dem Gebiet der Polymerisation es möglich machte, Kunstharze mit weitgehend speziellen Eigenschaften herzustellen, nahm auch die Anwendung der Ionenaustauscher, besonders zur Entsalzung von Kesselspeisewasser, aber auch für viele andere industrielle Zwecke stark zu. Schließlich wurden sie auch bei der Abwasserbehandlung eingesetzt.

Grundsätzlich ist hervorzuheben, daß der Ionenaustausch keine eigentliche Entgiftung sondern in erster Linie eine Konzentration von Schadstoffen bewirkt. Die sinnvolle Anwendung erfolgt daher vornehmlich bei Abwässern, die in größerer Menge aber mit relativ niedriger Konzentration anfallen. Solche Abwässer werden so weit von ihren Schadstoffen befreit, daß sie nicht nur abgeleitet werden können, sondern sich besser als viele natürliche Wässer für die Wiederverwendung im Betrieb eignen. Die bedeutendste Anwendung bei Abwässern der Metalloberflächenbehandlung ist daher das Kreislaufverfahren, bei dem die Spülwässer zur erneuten Benutzung gereinigt werden. Weitere seltenere Anwendungen sind die Schlußreinigung nach Entgiftungsanlagen und die Aufbereitung von Konzentraten zur Wiederverwendung.

3.2 Grundlagen

Ionenaustauscher sind feste unlösliche Stoffe, die aus Lösungen Ionen aufnehmen und dafür eine äquivalente Menge anderer, elektrisch gleichsinnig geladener Ionen an die Lösung abgeben. Es gibt demnach Kationen- und Anionen-Austauscher. Chemisch handelt es sich meist um polymere Kunstharze, meist auf Basis Polystyrol, die saure oder basische Gruppen tragen. Es werden ferner stark bzw. schwach saure bzw. basische Austauscher unterschieden. Im Ausgangszustand können die Kationentauscher H^+ oder Na^+ abgeben, die Anionentauscher meist OH^- Ionen. Enthält die Lösung andere

Ionen, z.B. Ca^{++} oder Zn^{++} , bzw. Cl^- oder SO_4^{--} , so gehen diese an die Austauscher und dafür H^+ (Na^+) bzw. OH^- in die Lösung.

Jeder Austauscher hat nur eine bestimmte Kapazität, meist ausgedrückt in Äquivalenten je Volumen des feuchten Austauschers, d.h. er kann nur mit einer bestimmten Menge Ionen beladen werden. Danach muß er für weiteren Gebrauch regeneriert werden, indem man die von ihm vorher abgegebenen Ionen im Überschuß zuführt. Kationtauscher werden entweder mit starken Säuren oder mit Kochsalz, Aniontauscher meist mit Natronlauge regeneriert. Dabei fällt ein Regenerat an, das neben dem Überschuß an Regenerationsmittel die vorher vom Austauscher zurückgehaltenen Ionen enthält.

Leitet man Galvanikspülwässer nacheinander durch Kation- und Anionenaustauscher, so werden sämtliche in ihnen enthaltenen Ionen gegen H^+ bzw. OH^- ausgetauscht. Es entsteht ein vollentsalztes Wasser, das wieder in den Kreislauf geht. Die Verunreinigungen gelangenschließlich in die geringe Menge der Regenerate, so daß anstelle einer größeren Durchlaufentgiftung für die Spülwässer nur noch kleine Behälter für die Entgiftung der Regenerate und sonstigen konzentrierteren Lösungen erforderlich sind.

Die Spülwässer enthalten jedoch nicht nur anorganische Ionen sondern auch organische Stoffe wie Tenside, Einebner und Glanzzusätze aus den Galvanikbädern. Bei den älteren Ionenaustauschern führten solche Stoffe zu Schwierigkeiten, besonders indem sie sich irreversibel auf dem Harz ablagerten und dadurch seine Kapazität, auch für Ionen erniedrigten. Ganz besonders galt dies für die stark basischen Anionenaustauscher. Außerdem waren die älteren Austauscher nicht ausreichend beständig für oxidierende Chemikalien, wie z.B. Chromsäure. Inzwischen gelang es jedoch, makroporöse Austauscherharze zu entwickeln, die nicht nur weitgehend störungsfrei sind sondern auch fähig, jedenfalls ionogene, zum Teil auch nichtionogene organische Stoffe

reversibel zu adsorbieren, so daß sich diese Begleitstoffe auch nicht mehr bei mehreren Kreisläufen anreichern.

3.3 Technische Durchführung

3.3.1 Voraussetzungen im Betrieb

Wie bei den meisten Verfahren beginnt auch hier die Abwasserbehandlung im Betrieb. Aus wirtschaftlichen Gründen sollten den Ionenaustauschern nur verdünnte Spülwässer zugeführt werden. Die Harze können in einem Arbeitszyklus nur eine bestimmte Menge Ionen aufnehmen. Die Kosten entstehen durch den Chemikalien- und Wasserverbrauch bei der Regeneration. Je niedriger die Spülwasserkonzentration ist, desto mehr Wasser kann zwischen 2 Regenerationen durchgesetzt werden und desto geringer werden die Kosten je m³ Wasser. Typische Spülwässer enthalten etwa 10 - 50 mg/l gelöste Ionen und haben eine Leitfähigkeit von 100 - 200 µS/cm. Von den Lieferfirmen der Kreislaufanlagen wird meist eine Höchstkonzentration von 200 - 250 mg/l vorgeschrieben.

Die Spülwässer dürfen ferner keine Stoffe enthalten, die für die Austauschharze oder für die spätere Entgiftung schädlich wären. Zu denken ist hier besonders an Fette und Öle sowie an Komplexbildner. Bäder mit solchen Stoffen müssen gegebenenfalls anderweitig beseitigt werden.

Von der Konstruktion der zu galvanisierenden Teile über Art, Anordnung und Betrieb der Bäder, besonders aber bei den Spülverfahren selbst, muß daher angestrebt werden, daß einerseits verdünnte Spülwässer, andererseits möglichst hoch konzentrierte Lösungen anfallen. Die letztere Forderung bezieht sich auf die Größe der eigentlichen Entgiftung, gemeinsam mit den Regeneraten. Am besten wird das benutzte Spülwasser ebenfalls in geschlossenen Leitungen zurückgeleitet. Damit wird auch eine mechanische Verunreinigung vom Fußboden her verhindert. Die Getrennte Ableitung von cyanidischen bzw. chromathaltigen Spülwässern bis zur Behandlung ist dagegen nicht notwendig.

3.3.2 Kreislauf-Austauscheranlage

Die Spülwässer werden meist in einem Rohwasserbehälter gesammelt, damit die Anlage bei schankendem Anfall gleichmäßig beschickt wird. Aus diesem wird zunächst auf einen normalen Kiesfilter gepumpt, der ungelöste Verunreinigungen zurückhält. Andere Filter haben sich weniger bewährt. Anfänglich wurden zum Schutz gegen organische Stoffe noch Aktivkohlefilter empfohlen. Wegen ihrer geringen Kapazität und schwierigen Regenerierung sind sie jedoch wenig geeignet und bei Verwendung makroporöser Harze auch unnötig.

Die eigentlichen Austauscherharze sind kleine Körner bzw. Kugeln (\varnothing 0,2-1,5 mm), die sich in Druckbehältern befinden, die im Prinzip gleich wie ein Kiesfilter mit Rückspüleinrichtung gebaut sind. Diese Ionenaustauschfilter sind meist nur etwa bis zur Hälfte gefüllt, da das Harz bei Be- und Entladung starke Volumenänderungen durchmacht, und zum Schutz gegen Abschwimmen beim Rückspülen. Um die Beladung und Reinigung gut beobachten zu können, ist es zweckmäßig wenn die Behälter mehrere Sichtfenster in verschiedener Höhe aufweisen. Der Durchlauf des Kreislaufwassers und der Regenerationschemikalien erfolgt von oben nach unten. Vor jeder Regeneration wird zur Auflockerung und Entfernung ungelöster Stoffe von unten nach oben zurückgespült, nach dem Regenerieren mit Wasser nachgespült.

Die Kationaustauscher sind stark sauer und werden mit Salz- oder Schwefelsäure regeneriert. Salzsäure ist wirksamer und heute nicht mehr viel teurer. Bei Schwefelsäure darf das Abwasser keine Ionen enthalten, die schwerlösliche Sulfate bilden, Zusatzwasser ist daher in kleinen Austauschern zu enthärten. Die Anionenaustauscher enthalten ein schwach bis mittelbasisches Harz, das mit Natronlauge regeneriert wird. Die Beladung wird beim Kationaustauscher an einem pH-Anstieg oder durch Titration der freien Säure, beim Anionenaustauscher meist durch Leitfähigkeitsmessung erkannt.

Die Größe der Austauscher sollte so gewählt werden, daß die Standzeit mindestens 1 Tag beträgt. Die Wassermenge für Regeneration mit Rückspülung beträgt 0,5 - 2 % des Durchsatzes. Zur Ersparnis von Chemikalien kann man die letzten Anteile an wenig ausgenützter Regeneriersäure auffangen und als erstes für die nächste Regeneration verwenden. Um kontinuierlichen Betrieb zu gewährleisten, sind mindestens je 2 Austauscher vorhanden. Sie können entweder als Straße geschaltet werden, d.h. ein Kation- und Aniontauscher sind in Betrieb bis einer von ihnen erschöpft ist und werden dann gemeinsam regeneriert. Oder man läßt das Wasser durch beide Kation- und dann durch beide Aniontauscher fließen und regeneriert den jeweils ersten, wenn er beladen ist, um ihn dann an zweiter Stelle wieder einzuschalten. Hierfür werden etwas mehr Rohrleitungen benötigt, aber die Ausnutzung der Kapazität und Chemikalien sowie die Sicherheit sind größer. In längeren Abständen von Monaten kann es zweckmäßig sein, eine "Spezialregeneration durchzuführen, wobei der Kationtauscher mit Alkali behandelt wird, um Tenside und andere organische Stoffe zu entfernen, und der Aniontauscher mit Säure zur Entfernung ausgefällter Metallsalze.

3.3.3 Beschaffenheit des Kreislaufwassers

Mit der beschriebenen Austauscherkombination werden alle Kationen durch Wasserstoff ersetzt, aber nur die Anionen der stärkeren Säuren durch Hydroxylion. Das Kreislaufwasser enthält daher noch Kohlensäure und reagiert schwach sauer mit pH-Werten um 4,5 - 6,5. Dies stört nicht beim Spülen, da die Pufferung nur gering ist, könnte aber Eisen angreifen. Die Spülwasserleitungen sind daher gummiert oder aus Kunststoff herzustellen. Im Vergleich zu Spülwässern mit höherer Härte besteht keine Gefahr von Ablagerungen in den Leitungen. Auch auf den galvanisierten Werkstücken können keine Kalkflecken entstehen, was allerdings erst bei sehr hohen Ansprüchen an die Oberflächen (Verspiegelung,

Präzisionsteile) eine Rolle spielt. Kieselsäure wird gleichfalls nicht zurückgehalten, bisher sind jedoch noch keine Klagen über zu starke Anreicherung bekannt geworden. Die Leitfähigkeit des gereinigten Wassers liegt meist $< 30 \mu\text{S}/\text{cm}$.

Zunächst bestanden Bedenken wegen eines Cyanidgehaltes. Die Praxis hat jedoch gezeigt, daß keine Gefahren durch Blausäure für das Personal bestehen, solange es sich um Spülwasser-Konzentrationen handelt. Auf dem stark sauren Kationaustauscher werden die Metallionen der einfachen und schwach komplexen Cyanide zurückgehalten. Das entstehende freie Cyanidion wird auf dem schwach basischen Anionharz an sich nicht ausgetauscht. Praktisch wurde jedoch gefunden, daß der Cyanidgehalt im Kreislaufwasser nicht über etwa 5 - 10 mg/l anstieg. Dies mag auf der Bildung von stabilen Cyanidkomplexen im gemischten Spülwasser beruhen, die im Anionharz zurückgehalten werden, möglicherweise wird auch etwas Blausäure in sauren Spülbädern in die Luft ausgetrieben. Sollte dieser Gehalt noch stören, so könnte man ihn in einem weiteren, stark basischen Anionenaustauscher zurückhalten. Einfacher dürfte es sein, bei allmählichem Anstieg störender Stoffe gelegentlich den ganzen Kreislaufinhalt zu erneuern.

3.3.4 Schlußaustauscher

Bei besonders kritischen Verhältnissen kann auch die nach Behandlung der Konzentrate einer Kreislaufanlage verbleibende Fracht für den Vorfluter noch zu hoch sein. Im Abschnitt Fällung wurde ausgeführt, daß bei Konzentraten auch unter optimalen Bedingungen noch höhere Restkonzentrationen der Metallionen verbleiben, als bei Durchlaufanlagen. Will man diesen Rest durch Ionenaustauscher beseitigen, so machen die Neutralsalze wieder Schwierigkeiten. Die normale Anwendung der Kationharze beruht darauf, daß die höherwertigen Metallionen bevorzugt ausgetauscht werden, und wieder abgegeben, wenn man - bei der Regeneration - die Konzentration einwertiger Ionen, z.B. Na^+ , stark erhöht.

Wenn im Abwasser selbst die Natriumkonzentration wesentlich höher ist als die der Schwermetalle, so wird der Austausch der letzteren mindestens verschlechtert. Auch nach der Regeneration mit Säuren würde zunächst das H^+ durch Na^+ ersetzt, abgesehen davon, daß der Ablauf dann anfänglich stark sauer wäre, also wieder neutralisiert werden müßte. In Laborversuchen und wenigen Großanlagen wurde das Verfahren untersucht. Ein schwach saurer Kationaustauscher wird zunächst mit Säure regeneriert, um die Metallionen zu beseitigen, und dann mit Kochsalz in die Natriumform gebracht. Damit können dreiwertige Ionen, wie Nickel und Cadmium restlos, Zink und Kupfer bis auf etwa 0,2 mg/l zurückgehalten werden. Bei Beladung erscheint Nickel zuerst. Dies ist wichtig, weil es leicht analytisch bestimmt werden und als Indikator für den Durchbruch dienen kann. Der pH-Wert oder die Leitfähigkeit können in diesem Fall ja nicht verwendet werden. Für eine derartige Anlage ist der Ausdruck "Selektivaustauscher", der manchmal verwendet wird, nicht gerechtfertigt. Er wäre es erst, wenn das Harz durch Einbau spezifischer komplexierender oder chelatbildender Gruppen bevorzugt Schwermetalle aufnehmen würde.

3.4 Weitere Entwicklung und Anwendung von Ionenaustauschern

In der Wasseraufbereitung werden seit kurzem Verfahren angeboten, bei denen die Regeneration nicht mehr im Durchlaufbehälter erfolgt, sondern aus diesem kontinuierlich beladenes Harz ausgeschleust und weiteren Behältern oder Rohrleitungen zugeführt wird, in denen die Regenerations- und Waschvorgänge ablaufen. Die Chemikalien werden damit besser ausgenützt und die benötigte Harzmenge stark vermindert. Das Harz muß jedoch gegen den Abrieb beim Transport beständig sein. Das Verfahren, für das verschiedene technische Lösungen entwickelt wurden, dürfte sich zunächst für Wasser eignen, die ziemlich konstante Zusammensetzung haben. Erst wenn die zusätzlichen Probleme der unterschiedlichen

Beladungszeit gelöst sind, werden sie auch für Galvanikspülwässer in Frage kommen.

Ionenaustauscher können ferner für die Rückgewinnung von Bädern verwendet werden, indem man die im Betrieb angereicherten Verunreinigungen entfernt. Dies kommt besonders bei wertvolleren Chemikalien in Frage. Ein Beispiel ist die Chromsäure. Aus chromathaltigen Spülwässern kann man mit einem stark sauren Kationaustauscher alle Kationen entfernen und anschließend das Chromat mit einem schwachbasischen Anionenaustauscher zusammen mit anderen Anionen zurückhalten. Dessen Regenerat enthält Natriumchromat, das wiederum auf dem gleichen Kationtauscher in Chromsäure umgewandelt wird, die gegebenenfalls nach Konzentration durch Eindampfen wieder in das Chrombad gehen kann. Auch Phosphorsäure kann mit Kationenaustauschern von Metallionen befreit werden.

István B a r t h a :

Die Verwendung von Ultraschallwellen bei der sekundären
Klärung von Abwässern der Ölindustrie

Einleitung

Die ungarischen Verordnungen über Geldstrafen bei Wasser-
verunreinigungen schreiben vor, daß der in Wässern vorhan-
dene Ölrest 10 mg/l nicht überschreiten darf, wenn der Vor-
fluter ein lebender Wasserlauf ist, und daß er kleiner als
60 mg/l zu sein hat, wenn die Wässer in ein öffentliches
Kanalisationsnetz eingeleitet werden.

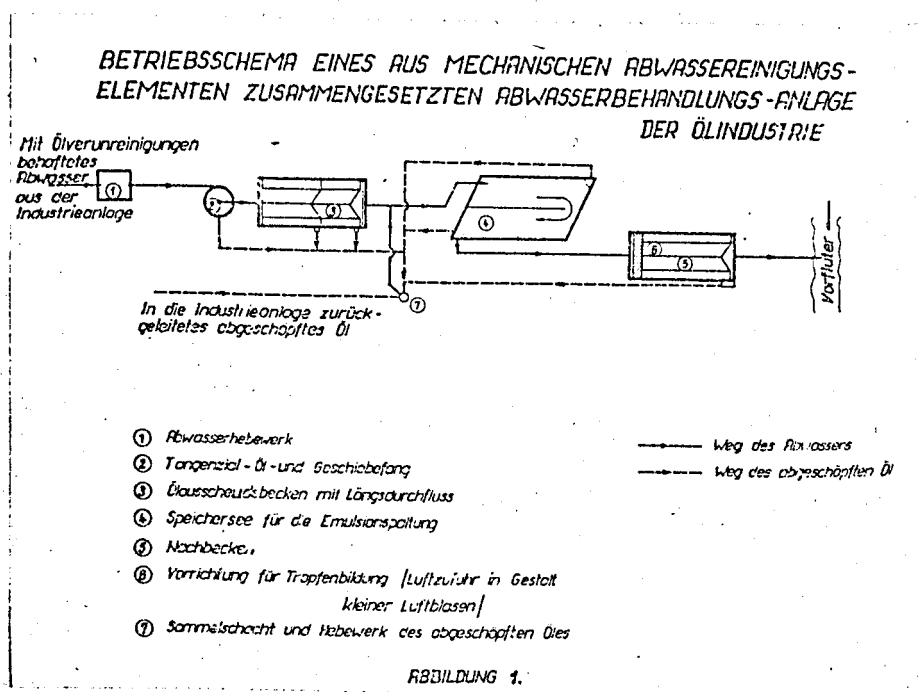
Für jedes Kilogramm Öl, das den aus Wasserkonsens und Grenz-
gehalt gebildeten Wert übersteigt, haben die Industriebe-
triebe eine Geldstrafe von 20,- Forint (etwa 13,- öS) zu
zahlen. Diese Gebühren sind solange abzuführen, bis die
Mängel behoben wurden. Die Höhe der Geldstrafe wird, falls
keine Vorkehrungen getroffen werden, im Laufe der Zeit er-
höht.

Ölverunreinigungen, die nur unter Schwierigkeiten behandelt
werden können, fallen nicht nur in den Produktions- und
Aufarbeitungseinheiten der Erdölindustrie, sondern, vor al-
lem als Emulsionen, in der Maschinenbauindustrie, in Groß-
garagen, Pharmazeutischen Unternehmungen und in der Metall-
industrie an.

Die Hauptformen, in denen Öl im Abwasser vorkommt, sind die
tropfenartige und emulgierte Form.

Die in Ungarn errichteten Abwasserbehandlungsanlagen der
Ölindustrie beruhen auf dem Grundsatz, den größten Teil der
Ölverschmutzung mit mechanischen Verfahren aus dem Abwasser
zu entfernen. Hiezu wurden aus den folgenden Einheiten sich
zusammensetzende Abwasserreinigungsanlagen errichtet.

- Hebewerk
- Tangential- Öl- und Geschiebefang
- Ölabscheider mit Längsdurchfluß
- Speicherbecken zur Emulsionsspaltung
- Nachbecken zum Sammeln der im Speicherbecken nicht ausgeschiedenen ölartigen Substanzen mit unbehinderter Tropfenbildung



Zum Beweis, inwieweit dieses mechanisch in Reihe geschaltete System den Vorstellungen entsprach, sind die Werte der Tabelle 1 heranzuziehen.

Tabelle 1

Die in der Abwasserbehandlungsanlage des Betriebes Kőolajipari Vállalat in Szony gemessenen Werte (1967):

Entnahme- wert der Probe	Abwasser- menge		Schwebe- stoffe			Ölgehalt			Schwebe- stoffe	
	min.	max.	min.	drschn.	max.	min.	drschn.	max.	t/Tag	t/Tag
	l/s		mg/l			mg/l				
Zufließ. Abwasser	542	750	72	-	398	556	-	5986	26,04	3,37
Nach dem tangentialen Ölfang	542	750	-	68	-	-	402	-	18,82	3,18
Nach dem Speicher- becken	542	750	-	24	-	-	77	-	3,62	1,12
Nach dem Nachbeck.	542	750	-	21,4	-	-	53,4	-	2,52	1,00
						$\eta = 90,4 \%$			$\eta = 90,4\%$	$\eta = 70,2\%$

Die erreichten Ergebnisse entsprechen dem seit 1970 geltenden Regierungserlaß nicht mehr. In diesem wird vorgeschrieben, daß Messungen der der Auferlegung einer Geldstrafe zugrunde liegenden Öl- bzw. Schwebestoffmenge im letzten Schacht der Abwasserbehandlungsanlage zu erfolgen hat und die verdünnende Wirkung des Vorfluters nicht berücksichtigt werden darf. Aus diesen Gründen mußte für eine weitergehende Reinigung gesorgt werden. Entsprechend der Eigenart des Öles im Wasser (tropfenförmig oder emulgiert) stehen hierfür verschiedene Methoden zur Verfügung:

Es sind dies:

- mechanische
- chemische
- biologische Verfahren, oder
- Kombinationen aus diesen.

In diesem Vortrag wird nur auf die Trennung Wasser - Öl mit Hilfe von Ultraschallwellen (mechanisches Verfahren) eingegangen.

Dieses Verfahren wurde von den Professoren des Lehrstuhles für Wasserwirtschaft der Technischen Universität in Budapest ausgearbeitet und patentiert.

Der Zweck und Aufbau des Verfahrens

Ölemulsionen und Ölsuspensionen, die im wesentlichen ein sich aus zwei Komponenten zusammensetzendes Flüssigkeitsgemisch sind, sollen durch dieses Verfahren rationell voneinander getrennt werden. Dies wird in einem Durchlaufverfahren mit Hilfe von Schallwellen erzielt. Der Wirkungsgrad des Verfahrens wird außer der richtigen Wahl der Vibrationsfrequenz auch von der Temperatur des öligen Abwassergemisches, vom Strömungszustand im Vibrationsraum, vom hydrostatischen Druck sowie von der Leistung des verwendeten Vibrators (oder der Vibratoren) beeinflusst. Der Leistungsaufwand hängt auch von der Form und der hydraulischen Ausbildung des Behandlungsbeckens ab.

Um einen besseren Wirkungsgrad zu erzielen, kann das Verfahren mit anderen mechanischen (Luftzufuhr) bzw. vor allem chemischen (Ausflockung) Methoden verbunden werden.

Theoretische Erwägungen zum Verfahren

Die zur Spaltung der Emulsion erforderliche Energie wird durch akustische Schwingungen eines ins strömende, im allgemeinen vorbehandelte Abwasser gesetzten Vibrators hervorgerufen. (Natürlich finden auch mehrere Vibratoren Anwendung.) Bei Vibration verrücken sich die Flüssigkeitsteilchen im Abwasser-raum und es entstehen Longitudinalwellen. Zugleich ergeben sich Oberflächenwellen, die durch eine elliptische Bewegung der Teilchen gekennzeichnet sind.

Bei intensiver akustischer Bestrahlung kann die Beschleunigung der Flüssigkeitsteilchen die Kohäsionskräfte der durchmisch-

ten Medien überschreiten. In der Flüssigkeit (Abwasser) können auf diese Weise physische und chemische Veränderungen entstehen. Diese Veränderungen können zuweilen einen vollständig entgegengesetzten Charakter aufweisen. In demselben akustischen Raum kann von der Schwingungszahl und den Einfluß ausübenden Faktoren abhängig gleichermaßen koaguliert und dispergiert, oxidiert und reduziert werden, usw.

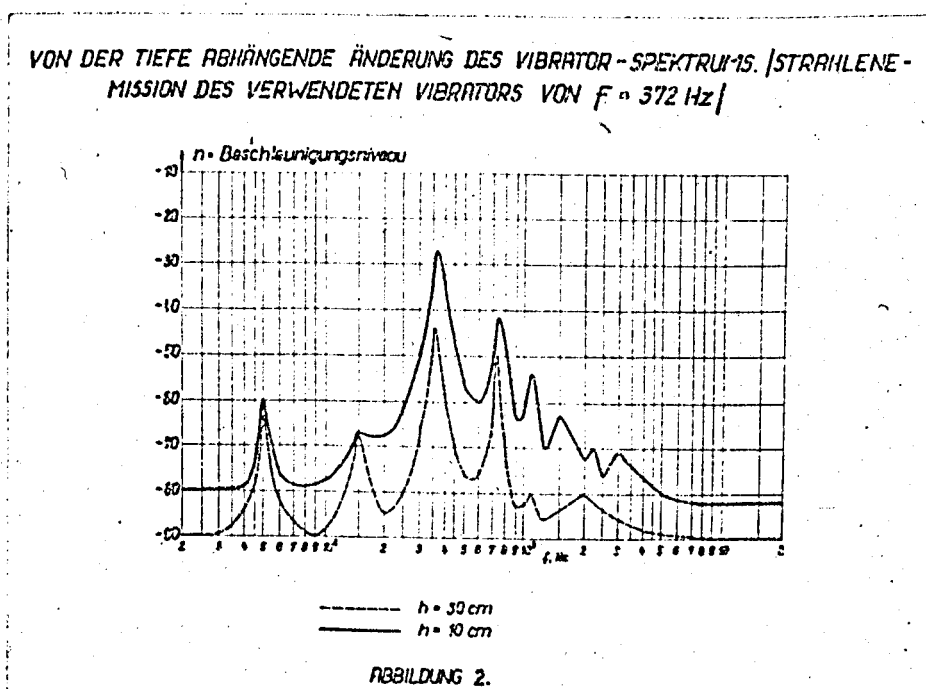
Das Ziel beim Ölfangverfahren mit Vibration ist es, die akustische Bestrahlung so zu wählen, daß auf deren Einwirkung hin die sich im Wasser befindenden Öltröpfchen zusammensetzen und damit ihre Aufsteiggeschwindigkeit vergrößert wird.

Das bei Einwirkung der Vibration in der Flüssigkeit (Abwasser) sich ergebende Geschwindigkeits- und Beschleunigungsniveau kann, von den physikalischen, physikalisch-chemischen und molekularen Eigenschaften der durchmischten Medien abhängig, ein mannigfaltiges Bild zeigen. Die auftretenden Erscheinungen werden auch von den Kennwerten und Parametern des Vibrators beeinflusst.

Ein Vibrator ist mit seiner Type, und innerhalb dieser auch seine Form, seine Abmessungen und die Vorspannung seiner Membrane gekennzeichnet. Als Parameter für den Vibrationswirkungsgrad können die zugeführte Energie, die Eintauchtiefe des Vibrators, die Form des Bauwerkes, die Entfernung zwischen Bauwerkwänden und Membrane sowie die Schwingungszahl des Vibrators herangezogen werden.

In Abbildung 2 wird das Spektrum eines bei $f = 372$ HZ arbeitenden Vibrators wiedergegeben. Die obere Linie gilt für einen Fühlkörper, der 10 cm vom Vibrator entfernt war, die untere für eine Entfernung von 30 cm. In der Abbildung bedeutet "n" das Beschleunigungs-Niveau. Aus der Abbildung ist ersichtlich, daß das Spektrum mit zunehmender Tiefe verzerrt wird. Hieraus folgt, daß die als die günstigste sich erweisende Schwingungszahl und andere akustische Erfordernisse zur Spaltung von Öl-emulsionen mit Hilfe von Vibration von nachstehenden Faktoren abhängen:

- 1) Von der Zusammensetzung der im Abwasser befindlichen Emulsion
- 2) Von der physikalisch-chemischen Zusammensetzung des Abwassers
- 3) Von den Abmessungen und der Form des Bauwerkes
- 4) Von den Abmessungen und der Unterbringung des Vibrators



Beim Ausprobieren des Verfahrens wurde versucht, obige Varianten zunächst an Modellversuchen, nachher an in Großanlagen ablaufenden Versuchen zu prüfen. Die seither durchgeführten Untersuchungen bestätigten, daß zur Festlegung der Bemessungs- und Betriebsgrößen zwei- bis dreiwöchige Probetriebe notwendig sind.

Die technische Ausführung

Die aus dem Jahre 1966 stammenden grundlegenden Überlegungen wurden nach den nötigen Vorbereitungen einer betrieblichen Nutzung zugeführt. Die Mitarbeiter des Lehrstuhles für Wasserwirtschaft an der Technischen Universität in Budapest begannen mit den Untersuchungen in der südlich von Budapest auf der Insel Csepel gelegenen, aus dem zweiten Weltkrieg stammenden und seither umgebauten Raffinerie.

Die Untersuchungen wurden zunächst an der bestehenden Ölabscheideeinrichtung durchgeführt. Später wurde eine Einrichtung, die nach dem Vibrationsprinzip arbeitet, eingebaut. Das Ziel war es bei den zuletzt genannten Verfahren durch Abänderung der akustischen Parameter das Spaltoptimum einer gegebenen Ölemulsion herauszufinden.

Es wurden in erster Linie der Ölgehalt und die Öltropfenverteilung des aus dem vorhandenen mechanischen Ölfang ablaufenden Wassers untersucht, ferner der Schwebestoffgehalt, der pH-Wert und die die Qualität des Öles bestimmenden Kennwerte.

Wegen der großen Zahl der Ölgehalt-Untersuchungen wurde ein spektro-photometrisches Verfahren angewendet. Außer der Bestimmung des Ölgehaltes erwies sich die Untersuchung der Abmessungen der Öltropfen-Verteilung als sehr wichtig. Zur Ermittlung dieser Kennzahlen wurde Wasser auf ein Objektträgerglas getropft. Die Öltropfenteilchen wurden beobachtet und in ein Schema eingetragen; die Wassertropfen - Oberflächen wurden entsprechend ihrer Ausbildung klassifiziert. Die sich ergebenden Öltropfenzahlen wurden in willkürlich angenommene Durchmesserwertgrenzen gruppiert. Jede Abwasserprobe wurde zehnmal auf die Öltropfenverteilung untersucht. Das bedeutete, daß bei jeder Abwasserprobe 30 mikroskopische Beobachtungen durchgeführt werden mußten. Zufolge der großen Zahl der Untersuchungen und der angestrebten Beobachtungssicherheit war ein in diese Richtung deutender Aufbau der Untersuchungen erforderlich; nur so konnten statistische Verfahren sinnvoll angewendet werden.

Da die Verarbeitungsbetriebe der Erdölindustrie mit Grundstoffen mannigfaltiger Qualität arbeiten, sind auch die das Wasser verschmutzenden Ölstoffe und deren Kennwerte sehr variabel. Die Untersuchungen mußten sich daher, unabhängig vom Untersuchungszeitpunkt und vom späteren Betrieb, auch auf die folgenden Kennwerte des im Abwasser vorhandenen Öles stützen:

Wichte bei 20° C

Wichte des Restes bei 100° C

Viskosität bei 50° C

Salzgehalt in mg/l

Die Durchschnittswerte der Untersuchungsergebnisse sind in Tabelle 2 zusammengestellt.

Tabelle 2

Entnahmestelle und Art der Probe		Abwasser m ³ /h	Ölgehalt mg/l	pH	Drchschn. Tropfen-Durchm. Mikron	Tropfenverteilung	
						größer als 10 Mikron	50 Mikron
Dunai Köolajipari Vállalat,	unge-rei-nigt	100	385	7,1	7,3	20	15
Betriebs-einheit Csepel	ge-rei-nigt	100	24-16,8	7,1	4,6	36	15
$\eta = 94,5 - 95,5 \%$							

Die Untersuchungen unter Betriebsverhältnissen wurden in einem vorhandenen Ölfangbecken, das 10 m x 20 m Grundfläche mißt, durchgeführt. Die Schwingzahl des Flächenvibrators war veränderlich einstellbar.

Bei der Beurteilung dieser ersten Versuchsergebnisse muß in Betracht gezogen werden, daß diese Untersuchungen an bestehenden Anlagen durchgeführt wurden. Aus diesem Grunde war es z. B. nicht möglich, das Abwasser nur kurzzeitig, etwa 1-10 Minuten, mit dem Ultraschallgerät zu behandeln, bevor es in einen weiteren Ölfang geht. Es war bei diesen ersten Versuchen also nicht möglich, die sich nach der Art der Ölverunreinigung richtenden akustischen Parameter zu untersuchen. Das Ergebnis zeigt jedoch, daß auch unter diesen Umständen sehr brauchbare Ablaufwerte zu erwarten sind.

Dieser Versuchsreihe in Csepel in den Jahren 1966 bis 1968 folgte eine zweite in dem bei Pét gelegenen Erdölverarbeitungsbetrieb. Die Untersuchungen dauerten von 1968 bis 1970. Es wurde eine für einen Volljahresbetrieb brauchbare und nach den genannten Aspekten des Ultraschallverfahrens ausgelegte Anlage zur Spaltung von Ölemulsionen gebaut.

Für die Durchführung der Untersuchungen und für die erste Anwendung in der Praxis wurden 3 Vibratoren am Lehrstuhl für Feinmechanik und Optik der Technischen Universität Budapest hergestellt. Die Schwingungszahl dieser Vibratoren war veränderbar. Sie wurden am Lehrstuhl für Hydromechanische Maschinen derselben Universität in Reinwasser ausgemessen und geeicht.

Abbildung 3 (Lichtbild, im Text nicht wiedergegeben) vermittelt einen Eindruck vom 350 kg schweren Vibrator. Die notwendige Kühleinheit ist am Oberteil zu erkennen. Die Schwingungen werden durch eine elektrische Spule erzeugt. Diese ist explosionsicher in einen zylinderförmigen Mantel eingebaut. Die Einwirkung darf nur bei Dauerkühlung betrieben werden. Die Schwingungen werden durch einen nach außen sich kegelförmig erweiternden Vibratoraufsatz übertragen. Der Vibrator kann in einem Bereich von 50 bis 500 Hertz betrieben werden.

Die Ausmessungs- und Eichversuche erstreckten sich auf die folgenden Punkte:

- 1) Untersuchung der Zusammenhänge zwischen dem Beschleunigungsniveua und der dem Vibrator zugeführten Leistung.
- 2) Untersuchung des Frequenzspektrums im Gebiet zwischen 20 und 20.000 HZ bei konstanter Eintauchtiefe.
- 3) Auswirkungen der Eintauchtiefe des Vibrators.

Es wurde festgestellt, daß der Vibrator in Frequenzgebiet zwischen 50 und 600 HZ eine gute Regulierungsmöglichkeit und einen störungslosen Betrieb aufweist. Optimale Betriebsverhältnisse stellen sich bei 30 bis 50 VA zugeführter Leistung ein. Ein Hinausgehen über diesen Bereich ergibt keine nennenswerte Erhöhung des Beschleunigungsniveaus. Die Maxima des Beschleunigungsniveaus in bezug auf die Schwingzahlen lagen bei 50-150 HZ und 300-500 HZ. Bei 542 HZ traten Resonanzfrequenzerscheinungen auf. Somit sind gewisse Abschnitte über 500 HZ kritisch.

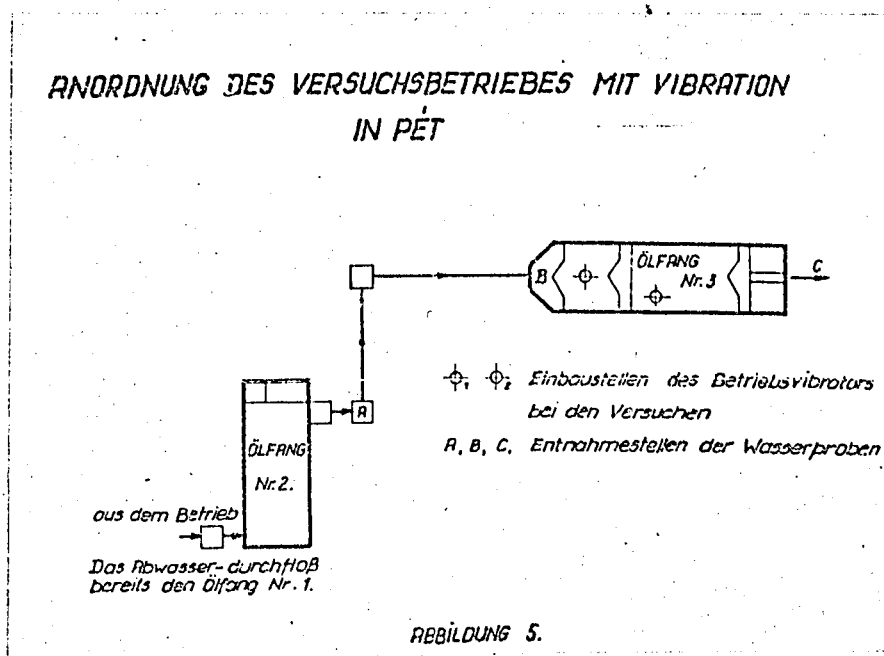
Eintauchtiefen von $h = 10-25$ cm erwiesen sich als optimal.

Abbildung 4 (Lichtbild, im Text nicht wiedergegeben) gibt einen Eindruck vom Steuerschrank des Vibrators. Der Steuerschrank enthält die folgenden Teile:

Oszillator, Leistungsverstärker, Meßgerät für die Ausgangsleistung, Anodenspeisezusatz und Teilungseinrichtung. Außerdem sind noch die ölgekühlte Schalteinrichtung und die Signallvorrichtung erkennbar.

Der Betriebsprobe mit Reinwasser folgte eine mit Ölverunreinigungen belastete Abwasserprobe in Pét. Dort wurde der Vibrator in ein gut arbeitendes, hintereinander geschaltetes mechanisches Ölfangsystem hängend eingebaut. Veränderungen der Vibratorlagewaren sowohl in horizontaler als auch in vertikaler Richtung möglich.

Die vorgenommene Anordnung ist aus Abbildung 5 ersichtlich. Durch die Veränderbarkeit der Vibratorlage konnten die Aus-



wirkungen der Vibratorlage und der Beckenform untersucht werden.

Im ersten Abschnitt der Untersuchungen wurden die Betriebswerte ohne Vibration festgestellt. Im zweiten Abschnitt wurden unter ansonst gleichen Bedingungen Betriebswerte bei Einsatz des in Csepel verwendeten Flächenvibrators (konstante Frequenz) erhoben. Im dritten Abschnitt erfolgte der Einsatz des mit veränderbarer Frequenz arbeitenden neuen Vibrators; hierbei wurden die zum besten Entölungsergebnis gehörende Schwingungszahl, Feldstärke, Eintauchtiefe sowie die Lage im Ölfang untersucht.

Die Ergebnisse der im Jahre 1968 durchgeführten vergleichenden Versuche sind in Tabelle 3 zu finden.

Tabelle 3

Kennwerte	ohne Vibration	mit Vibration
Durchschnittlicher Ölgehalt des zufließenden Abwassers mg/l	5,23	2,42
Durchschnittlicher Ölgehalt des abfließenden Abwassers mg/l	2,94	1,62
Anzahl der Versuche	22	22
Aufschwimmen des Öles in %	43,7	68,7

Diese Zahlen zeigen, daß durch Einbau einer Vibrationseinrichtung ein um 57 % verbesserter Ablauf erzielt werden kann.

Die Meßergebnisse des Normalbetriebes von November 1968 bis Ende Januar 1969 sind in Tabelle 4 aufgeführt.

Tabelle 4

Kennwerte	ohne Vibration	mit Vibration
Durchschnittlicher Ölgehalt des zufließenden Abwassers mg/l	wurde nicht gemessen	2,00
Durchschnittlicher Ölgehalt des abfließenden Abwassers mg/l	5,36	1,03
Anzahl der Versuche	219	23

Die bei Vibration gemessenen Ölgehalt-Durchschnittswerte im Zulauf (Tabellen 3 und 4) sind deshalb kleiner als jene ohne Vibration, da der in der dritten Einheit der mechanischen Bauwerksreihe aufmontierte Vibrator seine Wirkung in alle Richtungen, und somit auch im Becken 2, entfaltet. Die Ausscheidung des Öles war auch dort schon bedeutend. Diese Beobachtung wurde bei der Bemessung der Anlage berücksichtigt.

Nach Ermittlung der in bezug auf die Frequenzen und die Öl- abscheidung sich ergebenden Optima wurde die weitere Ausmes- sung der hydraulischen und elektrischen Parameter durchge- führt.

Die Meßwerte am Zu- und Ablauf des mechanischen Ölfangbeckens Nr. 3 bei den ohne Vibration im Juli und August 1970 durchge- führten Versuchen sind in Tabelle 5 zusammengestellt.

Tabelle 5

Datum	Anzahl der Probepaare	durchschnittlicher Ölgehalt mg/l	
		am Einfluß	am Ausfluß
VII. 22.	16	8,46	6,32
23.	20	10,35	6,55
24.	12	8,60	7,02
27.	16*	8,26*	52,43*
28.	20	10,44	14,02
29.	16	6,84	16,00
30.	22	8,11	9,53
31.	12*	22,08*	29,05*
VIII. 3.	10	13,10	10,10
4.	26	20,37	16,70
5.	16	16,09	8,64
6.	10	16,96	5,62
7.	8	5,02	5,20

* Zeitpunkt der Reinigung, Werte sind im Durchschnitt nicht mitgerechnet.

	Zufluß	Abfluß
Durchschnittswert (mg/l)	12,30	8,80
Aufschwimmen d. Öles (%)	28,5	
Öltropfen-Ø (Mikron) (Mittel aus 140 Messungen)	6,69	6,56
Temperatur (° C)	34,1	33,8
pH-Wert	8,16	8,15
Schwebestoffe (mg/l)	35,75	27,33
Trockenrückstand (mg/l)	394,60	365,60

Die Ergebnisse der bei sechs verschiedenen Schwingungszahlen durchgeführten Versuche sind aus Tabelle 6 ersichtlich.

Tabelle 6

Zeichen der Schwingungs- zahl	Ölgehalt des Abwassers mg/l		Anzahl der Meß- paare	Aufgeschwommenes Öl in %		Dif- ferenz in %
	am Zufluß	am Abfluß		mit Vibration	ohne Vibration	
0	37,59	20,96	14	44,3	-	-
R ₁	10,85	7,30	4	32,8	39,00	6,24
R ₂	4,08	2,81	22	31,5	76,5	45,0
R ₃	9,86	4,15	14	57,9	65,2	7,0
R ₄	6,47	3,05	26	52,7	74,4	21,7
R _{4a}	8,32	1,75	6	79,2	85,5	6,3
R _{4b}	23,89	10,80	10	54,8	72,9	18,1

Wie die Tabelle zeigt, liegen bei der Schwingungszahl R₂ die auf die Prozentzahl der Verbesserung der Emulsionsspaltung und Ausscheidung des Öles bezogenen optimalen Werte vor.

Die Temperaturdifferenz betrug bei der Nullserie 0,3° C. Bei den Messungen R₁ bis R_{4b} lag die Abkühlung zwischen 1,0 bis 1,17° C. Durch Einwirkung der Vibration nahm also die Abkühlung zu.

Der pH-Wert änderte sich nicht. Das Absetzen der Schwebstoffe nahm zufolge der Einwirkung der Vibration zu. Der beste Versuch war ebenfalls bei der Schwingzahl R₂ zu verzeichnen; die nächstbeste Reihe wurde mit R_{4b} erzielt.

Die Unterbringung des bei den Versuchen benutzten Vibrators im mechanischen Ölfangbecken Nr. 3 ist aus Abbildung 6 (Lichtbild, im Text nicht wiedergegeben) ersichtlich. Die Durchführung der Probenahme während der Versuche wird auf Abbildung 7 (Lichtbild, im Text nicht wiedergegeben) gezeigt.

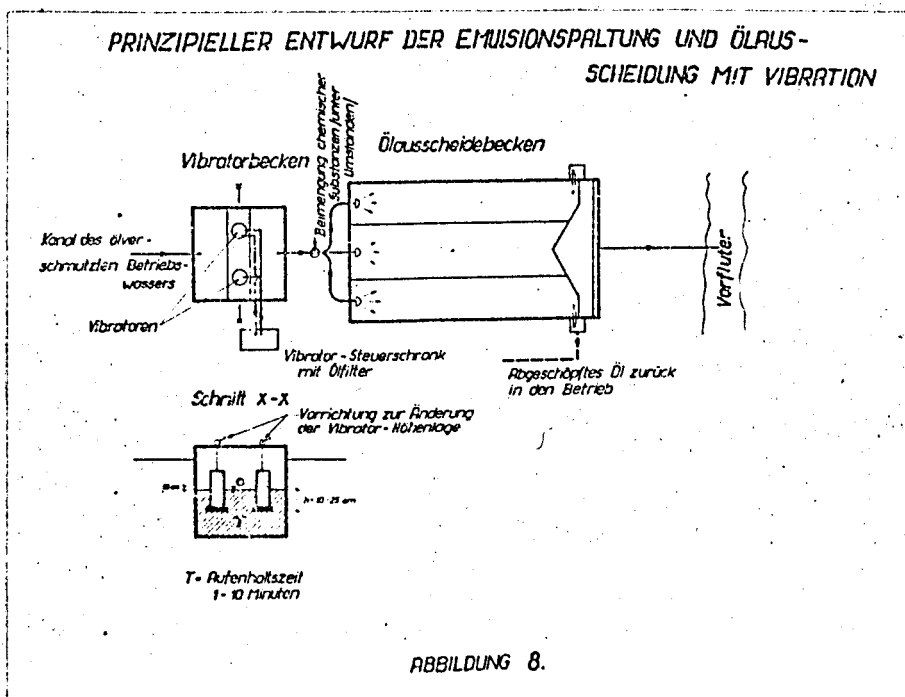
Zur Projektierung

Zwei Fälle sind zu unterscheiden:

- a) Neubauten
- b) Erweiterungen von bestehenden Anlagen

Während im Falle a) alle wesentlichen Größen von Beginn an auf das optimale Verhalten der Anlage ausgelegt werden können, schwanken im Falle b) die bereits bestehenden Gegebenheiten gewisse Möglichkeiten zur Lösung der Aufgabe ein.

Der Entwurf einer grundsätzlichen Lösung wird in Abbildung 8 gezeigt.



Bei der Bemessung der Anlagen müssen die folgenden Punkte beachtet werden:

1. Zur Vibration

- 1.1 Im Vibrationsbecken sollen Aufenthaltszeiten von 1 - 10 Minuten vorgesehen werden.
- 1.2 Es müssen soviele Vibratoren eingesetzt werden, daß die Verlängerung der Strahlkegelbegrenzungen die Nutzfläche des Vibratorbeckens bedecken.
- 1.3 Die optimale Eintauchtiefe h der Vibratoren muß mittels Versuchen festgestellt werden.
- 1.4 Es ist zweckmäßig, dieselbe Zahl an Vibratoren als Reserve vorzusehen.

2. Zum Ölfang

- 2.1 Der Ölfang ist mit Hilfe der Messungen der Öltropfendurchmesser zu bemessen.
- 2.2 Auch das Absetzen der Schwebestoffe und deren Rückführung muß beachtet werden.
- 2.3 Unter Zuhilfenahme von Luft oder von chemischen Substanzen kann die Ölabscheidung verbessert werden.

3. Energiebedarf

- 3.1 1 m³ Abwasser erfordert 60 Watt Energie.

Großanlagen

Die Anwendung des Verfahrens wird an zwei Anlagen demonstriert:

Walzwerk in Finow, DDR

Das Werk ist ein Warmwalzwerk. Ein Rohrwerk ist angeschlossen. Die Ansprüche an die Wasserqualität sind hoch. Der Vorfluter ist der Oder-Havel-Kanal. Abgesehen von einem höheren Salzgehalt sollte der Kanal durch keine Schmutzstoffe belastet werden. Zu reinigen waren 60.000 m³/d an zundrigen und ölhaltigen Abwässern. Das Wasser sollte im Betrieb teilweise wieder ver-

wendet werden. Mélyépterv in Budapest wurde mit der Projektierung der Anlage beauftragt.

Die prinzipielle Lösung der Abwasserreinigungsanlage wird in Abbildung 9 vorgeführt. Im Projekt ist vorgesehen, die vorhandenen Speicher des Werkes in drei Ölabscheidespeicherbecken umzuwandeln. Vor jedes dieser Becken wird ein Vibrator-schacht gesetzt. Der erste Schacht wird mit einer Druckluftzufuhr versehen. Das Wasser, das den Vorfluter erreichen soll, wird durch ein Sandfilter geführt. Dadurch werden die Anforderungen an die Abflußqualität eingehalten.

Die Vorversuche ergaben, daß der Einsatz der Vibratoren die Einhaltung der Anforderungen die an das Kreislaufwasser gestellt werden, erfüllt.

BETRIEBSSCHEMA DER ZURÜCKWÄLZUNG DES GEWERBLICHES WASSERS IM WALZWERK FINOW, DDR.

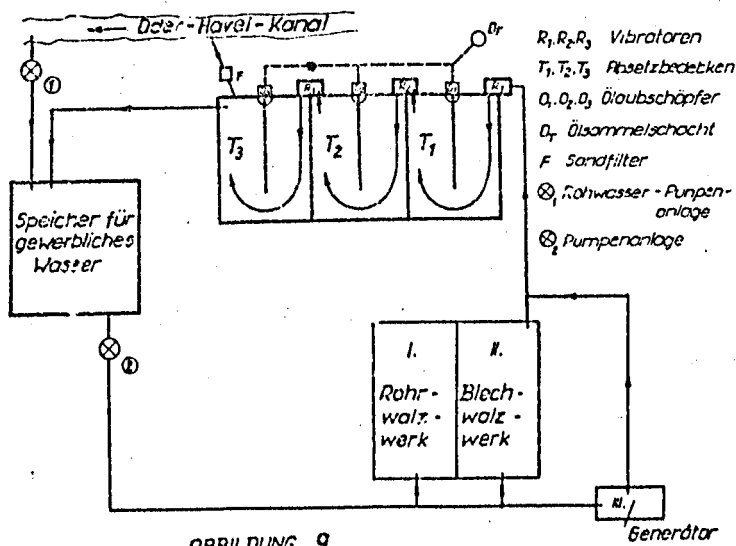
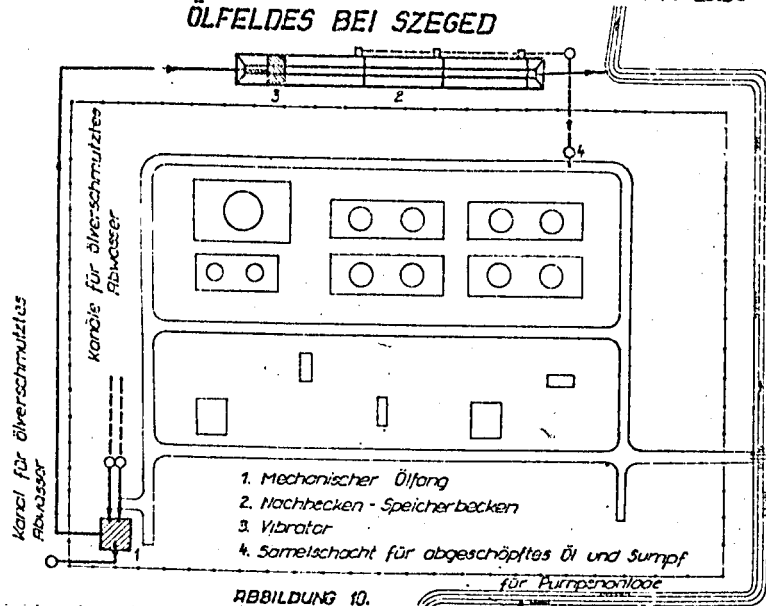


ABBILDUNG 9.

In Szeged, der zweitgrößten Stadt Ungarns, und in der Umgebung von Szeged wurde eines der größten Öl- und Gasfelder entdeckt. Im Zusammenhang mit der Erschließung dieser Öl- und Gasfelder entstand bei der Behandlung der Abwässer ein ähnliches Problem, das nach der in Abbildung 10 dargestellten An-

ordnung gelöst wurde. Die über einen mechanischen Ölfang geleiteten Abwässer erreichen ein längsdurchflossenes Nachbecken, an dessen Vorderseite die Vibratorenreihe eingebaut

REINIGUNGSANLAGE FÜR DAS GEWERBLICHE ABWASSER DES ÖLFELDES BEI SZEGED



wird. Die Montage ist zur Zeit im Gange. Über die Betriebsergebnisse wird an dem im Juni 1971 in Budapest stattfindenden Abwasserkongress berichtet werden; eine Vorführung der in Betrieb befindlichen Anlage ist vorgesehen.

Carl Auer-Welsbach:

Elektrolyse - Elektrochemie

A. Zweck und Anwendung

Elektrolytische und besonders elektrochemische Verfahren gelangen in letzter Zeit gelegentlich bei der Reinigung von stark verschmutzten und eventuell auch vergifteten Abwässern zur Anwendung und haben sich bei der Aufbereitung dieser Abwässer mitunter besser bewährt als die bisher allgemein bekannten Abwasserreinigungsmethoden.

Elektrolytische Reinigungsverfahren konnten bei der Spaltung und Aufarbeitung von Ölemulsionen sowie von Öl und Faserstoffe enthaltenden Abwässern mit Erfolg eingesetzt werden.

Elektrochemisch gelingt es, unter Anwendung einer ganz speziellen Art von Gleichstrom feinste und kolloide Teilchen ohne chemische Zusätze in Form gut absetzbarer Flocken aus dem jeweiligen Abwasser zu entfernen. Auf diese Art wird mit sehr geringem Strombedarf bereits großtechnisch ein besonders stark verschmutztes Papierfabrik-Abwasser gereinigt. Umfangreiche Laboratoriumsversuche haben gezeigt, daß auf elektrochemischem Weg unter ganz bestimmten Voraussetzungen nicht nur die verschiedensten Abwässer der Holzverarbeitenden Industrie, sondern auch von Schlachthöfen, von Bergbau- und Hüttenbetrieben, sowie von Konserven- und Speiseeisfabriken gereinigt werden können. So gelang auch bereits im Laboratorium die Aufarbeitung von Schweinegülle und der Sulfitablauge von Zellstoffabriken. Großer Erfolg war den Versuchen beschieden, elektrochemisch kommunales Abwasser, bestehend aus verschiedenen Industrieabwässern und häuslichem Abwasser, zu reinigen. Es scheint, daß es möglich ist, mit dieser sehr interessanten und neuen Reinigungsmethode auf elektrochemischer Grundlage städtisches Abwasser aufzubereiten.

B. Grundlagen

Um die Grundlagen der genannten Abwasserreinigungsverfahren verstehen und sich deren Wirkungsweise vorstellen zu können, muß auf die bahnbrechenden Arbeiten, die von Faraday und Daniell zwischen 1830 und 1840 durchgeführt wurden, zurückgegriffen werden. Führten die Forschungen des ersten zur Aufstellung der allgemein bekannten Faraday'schen Gesetze, welche nähere Aussagen über die Elektrizitätsleitung in Elektrolyten machen, so gelang es Daniell, gewisse bei der Elektrolyse auftretende Erscheinungen durch chemische Umsetzungen, die an den Elektroden stattfinden, zu erklären. Die beiden Forscher führten ihre Untersuchungen mit reinem Gleichstrom durch.

Werden zwei Elektroden in reinstes Wasser eingetaucht und mit den Klemmen einer Akkumulatorenbatterie mit einigen Volt Spannung verbunden, so wird praktisch kein messbarer Strom fließen. Durch die Zugabe einer geringen Menge eines Salzes oder einer Base oder einer Säure wird die Leitfähigkeit des Wassers gegenüber dem elektrischen Strom sofort erhöht und zwar umsomehr, je größer die zugegebene Menge eines der eben genannten Stoffe ist. Aus dem ursprünglich reinen Wasser ist ein Elektrolyt geworden, wobei unter einem Elektrolyt eine durch gelöste Stoffe leitend gemachte Flüssigkeit zu verstehen ist. Die mit dem positiven Pol der Batterie verbundene Elektrode wird Anode und die mit dem negativen Pol verbundene Kathode genannt. Unter Elektrolyse sind alle jene Erscheinungen zu verstehen, die mit der Elektrizitätsleitung durch Elektrolyte verbunden sind. Die Leitfähigkeit des Wassers ist somit an bewegliche positive und negative im Wasser gelöste Ladungsträger, die Ionen genannt werden, gebunden. Diese entstehen unter dem Einfluß der dissoziierenden Wirkung des Wassers auf die vorhin erwähnten Salze, Säuren oder Basen.

Bei der Elektrolyse baut sich zwischen den beiden Elektroden ein elektrisches Feld auf. Unter dem Einfluß dieses Feldes wandern die Ionen entsprechend ihrer Ladung entweder zur Kathode oder zur Anode. Aufgrund der chemischen Umsetzungen die an den

Elektroden stattfinden entwickelt sich meistens an der Kathode Wasserstoff und an der Anode Sauerstoff, sodaß bei der Elektrolyse einer wässrigen Lösung von aussen gesehen nur eine Zerlegung des Wassers in seine Bestandteile, nämlich Wasserstoff und Sauerstoff, stattfindet. Sauerstoff und Wasserstoff entstehen primär in der äußerst reaktionsfähigen atomaren Form. Kommt es jedoch zu keiner anderen Reaktion so verbinden sich sofort jeweils zwei Atome zu einem reaktionsträgen Molekül.

Befinden sich in einem Elektrolyt kolloide Teilchen, die ja fast immer eine ganz bestimmte elektrische Ladung tragen, wodurch die einzelnen Teilchen aufgrund der elektrischen Abstossungskräfte an einem Zusammenballen und Ausflocken gehindert werden, so beginnen diese Teilchen nicht nur unter dem Einfluß des elektrischen Feldes zu wandern, sondern es treten auch recht komplizierte elektrochemische und elektrophysikalische Vorgänge ein, die schließlich ein Koagulieren und Ausflocken dieser Teilchen zur Folge haben.

C. Technische Ausführung

Aufbauend auf den Erkenntnissen von Faraday und Daniell wurden nun zwei prinzipiell unterschiedliche Abwasserreinigungsverfahren entwickelt. Es handelt sich dabei einerseits um die Elektroflotation und andererseits um das ElektroM-Verfahren.

Die ersten die Elektroflotation betreffenden Patente stammen aus den Jahren zwischen 1920 und 1930. Bei der Elektroflotation wird an zwei Elektroden, die sich in der zu reinigenden wässrigen Suspension befinden, Gleichstrom angelegt. Unter dessen Einfluss kommt es zu einer elektrolytischen Spaltung des Wassers in Wasserstoff und Sauerstoff, die in Form feinsten Gasbläschen zur Oberfläche der Suspension aufsteigen. Dabei können sich die Bläschen an in der Suspension vorhandene Teilchen anlagern und so deren Aufschwimmen bewirken. Der Vorteil der Elektroflotation gegenüber der normalen mit Luft durchgeführten Flotation ist der, daß die feinen Wasserstoff- bzw. Sauerstoffbläschen fester an vorhandenen Teilchen haften als Luftbläschen.

Die Elektroflotation kann jedoch, wie auch die normale Flotation, erst dann bei der Reinigung von Abwasser, das echt oder kolloid gelöste Verunreinigungen enthält, angewandt werden, wenn vorher durch die Zugabe von geeigneten Flockungsmitteln diese kolloid oder echt gelösten Stoffe zur Ausflockung gebracht oder durch Adsorption an die gebildeten Flocken gebunden worden sind.

Ganz allgemein stellt bei diesem Abwasserreinigungsverfahren das Verschlammen, bzw. die Passivierung der Elektroden durch dort abgelagerte organische und anorganische Stoffe ein gewisses Problem dar. Nach einiger Zeit kommt es zu einem starken Abfall von Stromstärke und Spannung, was die gewünschte Bildung der Sauerstoff- und Wasserstoffbläschen beeinträchtigt.

In den letzten Jahren wurden mehrere Elektroflotationsverfahren in der Literatur beschrieben sowie zum Patent angemeldet.

In der russischen Zeitschrift "Die Papierindustrie" Nr. 5/1970 wird über ein Elektroflotationsverfahren berichtet, das zum Abscheiden von Fasern aus Papiermaschinenabwasser Verwendung findet. Das Abwasser gelangt bei dieser Anlage durch drei Elektrolysekammern, in denen jeder sich 38 Elektroden befinden, in den Flotationsbehälter. In den Elektrolysekammern beladen sich die Fasern mit Sauerstoff- bzw. Wasserstoffbläschen, sodass sie dann im Flotationsbehälter zur Oberfläche aufschwimmen und von dort abgezogen werden können. Die Elektroden bestehen aus platinieren Titanplatten. Um eine Verschlamung der Elektroden zu vermeiden, wird die Polung derselben automatisch jeweils alle zwei Stunden umgeschaltet. Außerdem werden geringe Mengen an Flockungsmittel zugesetzt.

In Deutschland gelangt in letzter Zeit bei Betrieben der Bundesbahn und der Automobilindustrie gelegentlich die sogenannte El-flotanlage zur Anwendung. In dieser werden dort vor allem ölhaltige Waschwässer gereinigt und Emulsionen gespalten. Bei stark verschmutzten Abwässern kann die Reinigung auch in zwei oder mehreren gleichen hintereinander geschalteten Stufen erfolgen. Bevor das Abwasser in den Flotationsbehälter gelangt, werden ihm die entsprechenden Chemikalien, wie z.B. Aluminium-

sulfat, zudosiert. Im Flotationsbehälter befinden sich am Boden waagrecht angeordnet zwei Elektroden, von denen sich laufend Wasserstoff und Sauerstoff in Form feinsten Bläschen absondern und aufsteigen. Dadurch werden die im Wasser enthaltenen festen Inhaltsstoffe sowie die gebildeten Flocken zur Oberfläche transportiert und von dort laufend abgesaugt. Da sich auf der Wasseroberfläche eine verhältnismässig dicke Schlammschicht bilden kann, tritt bereits eine teilweise Entwässerung des Schlammes ein, sodass bei diesem Verfahren Schlammkonzentrationen von 10 bis 15% Feststoffgehalt erreicht werden können.

Diese beiden Verfahren arbeiten kontinuierlich.

Im Gegensatz zu den elektrolytischen Abwasserreinigungsverfahren, die fast nur auf der Flotationswirkung des gebildeten Wasserstoffes und Sauerstoffes beruhen, wurden bereits vor längerer Zeit Reinigungsmethoden auf ausgesprochen elektrochemischer Grundlage entwickelt.

In England fand z.B. ein Verfahren Verwendung, bei dem mit Hilfe von Gleichstrom im Wasser gelöste Cyanide oxidiert und so unschädlich gemacht werden konnten. Ferner wurden Metalle aus Beizereiabwässern mit Hilfe elektrischer Energie rückgewonnen. Die Abscheidung von Edelmetallen aus den Abwässern von Gold- und Silberscheideanstalten gelingt auf elektrochemischem Wege so vollkommen, daß mit Hilfe der Spektralanalyse nur mehr geringste Spuren davon im Reinwasser nachzuweisen sind.

In den letzten Jahren wurden auf diesem Gebiet der elektrochemischen Abwasserreinigung sowohl von den Amerikanern, wie auch den Russen und nicht zuletzt von den Japanern umfangreiche Arbeiten durchgeführt.

Überlegungen, daß im Abwasser einerseits sehr häufig kolloide, und somit durch ihre elektrische Ladung stabilisierte Teilchen und andererseits gelöste organische Verbindungen enthalten sind, die durch atomaren Sauerstoff oxidiert und so in unlösliche und somit ausflockende Oxidationsprodukte übergeführt werden können, haben zur Entwicklung des ElektroM-Verfahrens geführt.

Beim ElektroM-Verfahren ist eine große Anzahl von Elektroden senkrecht in einem Reaktionsbecken angeordnet. Bei diesem Verfahren werden nicht einzelne Elektroden, wie sonst üblich, verwendet, sondern jede Elektrode stellt eine Elektrodenkombination dar, die so aufgebaut ist, daß sich immer zwischen zwei antimagnetischen und säurebeständigen Kathoden, die stromschlüssig miteinander verbunden sind, die Anode befindet, die meistens aus einem magnetischen Material besteht und als Opferelektrode fungiert. Je nach Verwendungszweck und Beschaffenheit des Abwassers können die verschiedensten Metalle und Legierungen sowie auch Kohle als Elektrodenmaterial verwendet werden.

Die Verwendung der antimagnetischen Kathoden bewirkt nun, daß das Magnetfeld, das sich senkrecht zum elektrischen Feld zwischen den Elektroden aufbaut, gestört wird. Es entsteht somit ein magnetisches Feld zwischen der magnetischen Anode und den entsprechend geladenen kolloiden oder suspendierten Teilchen, die im zu reinigenden Wasser enthalten sind. Dies bewirkt ein sehr starkes Koagulationsbestreben dieser Teilchen.

Zum Beispiel wurde schon 1965 am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Hochschule in Hannover festgestellt, daß ein starkes Magnetfeld auf im Wasser enthaltene Teilchen stark koagulierend und sedimentierend wirkt.

Durch den an den Kathoden entwickelten Wasserstoff und der speziellen Anordnung der Anode zwischen 2 Kathoden kommt es zu einer starken Konvektionsströmung, wodurch die Suspension zwangsläufig in Bewegung gehalten und an der Anode vorbeigeführt wird. Da im Reaktionsbecken zwischen den Elektrodenkombinationen auch Rührwerke eingebaut sind, wird die zu reinigende Suspension laufend in kräftiger Strömung gehalten, wodurch immer wieder ein inniger Kontakt des zu reinigenden Wassers mit dem Diffusionsbereich der Anode hergestellt wird, sodaß der dort in atomarer Form entstehende Sauerstoff weitestgehend mit den im Wasser enthaltenen Stoffen reagieren kann.

An den Elektroden spielen sich komplizierte Gesamtreaktionen ab,

bei denen weder die zeitliche Aufeinanderfolge der Teilreaktionen noch deren Ablauf genau bekannt sind. Erlaubt ein geeignetes Anodenmaterial das Arbeiten mit einer im Vergleich zur Faraday'schen Zersetzungsspannung erheblichen Überspannung, so wird die Bildung von atomarem Sauerstoff oder besser gesagt dessen Stabilität begünstigt. Dadurch werden starke und sehr schnell verlaufende Oxidationsreaktionen erzwungen.

Beim ElektroM-Verfahren wird mit Vielfachgleichrichter-Transformatoren mit Saugdrosseln ein Gleichstrom mit bestimmten Oberschwingungsanteilen erzeugt. Die Frequenz der Oberschwingung kann bis zu 1200 Hz betragen, wodurch mechanische Beschleunigungskräfte, wie sie sonst nur von mechanischen Schwingungssystemen ausgehen, erreicht werden können. Diese Oberschwingung bewirkt somit bei geringem Strombedarf eine enorme Ionen-Beschleunigung und eine sehr stark beschleunigte Koagulation. Da diese Schwingungen gleichzeitig auch von den Teilchen reflektiert werden, kommt es zu Richtungsänderungen und Schwingungsüberlagerungen der Wellen, wodurch thermodynamische Effekte eintreten, die wiederum die Koagulation wesentlich begünstigen.

Ähnliche Verfahren, die mit Gleichstromgeneratoren arbeiten, gelangen deshalb großtechnisch kaum zur Anwendung, da die für die Reinigung des Abwassers notwendige Strommenge viel zu groß ist, und die entsprechende Koagulation nicht oder nur unvollständig eintritt. Als Beispiel dafür sei auf eine Arbeit in der Zeitschrift "Das Papier", 24. Jahrgang, Heft 10 A, 1970 hingewiesen.

Der an den Kathoden entstandene Wasserstoff bewirkt eine gewisse Flotation der bereits gebildeten Flocken. Der aufschwimmende Schlamm wird jedoch durch die bereits erwähnten Rührwerke erfasst und neuerlich innigst mit der zu reinigenden Suspension vermischt, sodaß diese ständig durch bereits gebildete Schlammflocken filtriert wird. Ausserdem werden gelöste Verbindungen an die bereits gebildeten Flocken angelagert oder von diesen adsorbiert.

Die Behandlung des Abwassers erfolgt in den Reaktionsbecken diskontinuierlich. Der Schmutzwasserzulauf und der Reinwasserablauf, bezogen auf die Gesamtanlage, finden natürlich kontinuierlich statt. Die ElektroM-Behandlung selbst wird jedoch meistens in vier parallel zueinander angeordneten Reaktionsbecken durchgeführt und zwar so, daß, während Becken 1 gefüllt wird, im Becken 2 die Behandlung erfolgt und Becken 3 ausläuft. Das vierte Becken dient zum Auffangen von kurzzeitigen Stoßbelastungen und für den Fall, daß eine längere Behandlungszeit des Abwassers notwendig sein sollte. In den einzelnen Reaktionsbecken wird deshalb diskontinuierlich gearbeitet, weil auf diese Weise Stromverluste vermieden werden, und bei gleicher Stromstärke die maximale Feldstärke zwischen den Elektroden erreicht wird. Ausserdem kann nur so während der Behandlungszeit eine ständige Durchmischung des Schmutzwassers mit dem bereits gebildeten Schlamm und somit die für die Reinigung vorteilhafte Filtrations- und Adsorptionswirkung des Schlammes erreicht werden. Nach dem Entleeren eines Reaktionsbeckens bleibt in diesem immer eine bestimmte Menge Schlamm zurück. Dieser sogenannte Kontaktschlamm fördert aufgrund seiner elektrischen Ladung die Koagulation im neu eingefüllten Schmutzwasser und verhindert einen zu starken Verbrauch an Anodenmaterial.

Aus dem Reaktionsbecken gelangt das Gemisch aus gereinigtem Abwasser und entstandenen Flocken in ein sogenanntes Beschleunigungsbecken. Durch heftiges Rühren wird in diesem Becken einerseits der an den gebildeten Flocken anhaftende Wasserstoff entfernt, sodaß die Flocken anschließend ohne Schwierigkeit sedimentiert werden können, andererseits aber - und das ist der Hauptzweck - erfolgt durch das Rühren eine statische Aufladung des Schlammes gegenüber dem Wasser und dadurch noch eine zusätzliche sehr starke Koagulation. Zuletzt gelangt das Abwasser dann in eine Sedimentations- oder Flotationsanlage, wo die Trennung in Schlamm und Klarwasser eintritt.

Es wird somit ohne Zusatz chemischer Fällungs- und Flockungsmittel die Abscheidung der im Abwasser enthaltenen echt gelösten,

kolloiden oder suspendierten Stoffe nur mit Hilfe des elektrischen Stromes erreicht. Natürlich können auch beim ElektroM-Verfahren geringe Mengen von Flockungsmitteln zugesetzt werden, falls dies die Stromkosten verringert.

D. Planungsgrundwerte

Für das russische Elektroflotationsverfahren ist keine Kontaktzeit, bzw. Aufenthaltsdauer im Flotationsbehälter angegeben. Der Stromverbrauch soll einschließlich der Elektrolyse und sämtlicher Pumpen 0,6 bis 0,7 kWh/m³ Wasser betragen.

Beim Elflotverfahren beträgt die Aufenthaltsdauer im Flotationsbecken je nach Abwasser zwischen 30 und 120 Minuten. Der flo- tierte Schlamm hat einen Feststoffgehalt von 12% bis 15%. Der Strombedarf ist natürlich recht unterschiedlich. Als mittlere Richtwerte für Anlagen mit kleinem Durchsatz müssen für den Gesamtstrombedarf 1.250 Wh/m³ angenommen werden, wovon ca. 150 Wh/m³ auf die Flotation bzw. die Elektrolyse entfallen. Dieser Stromverbrauch kann sich jedoch ganz beträchtlich erhöhen, wenn stark verschmutztes Abwasser durch einen entsprechend hohen Zusatz von Chemikalien gereinigt werden soll. Die bei der Reinigung von Abwasser entstehenden Chemikalienkosten für die Flockungsmittel sowie für die Säuren und Laugen zur pH-Wert-Korrektur liegen zwischen öS 0,60 bis 8,40 pro m³. Laut Werksangaben kann in besonders günstigen Fällen eine Reduktion des im Wasser enthaltenen Feststoffgehaltes um 99% erfolgen. Die Verminderung der KMnO₄-Zahl und des BSB₅-wertes liegt je nach der Qualität des Abwassers zwischen 60% und 99%. Ich möchte jedoch ausdrücklich betonen, daß mir diese Werte von der österreichischen Lieferfirma der Anlage zur Verfügung gestellt wurden, und ich selber bisher noch nicht Gelegenheit hatte, die Funktion einer Elflot-Anlage zu überprüfen.

Beim ElektroM-Verfahren liegt die Behandlungszeit im Reaktionsbecken zwischen 5 und etwa 30 Minuten je nach der Beschaffenheit des zu reinigenden Abwassers. Die Stromkosten für den elektro-

chemischen Reaktionsablauf schwanken zwischen 100 Wh/m^3 und etwa 2 kWh/m^3 . Es liegen genaue Angaben über den Stromverbrauch und die Funktion während einer einjährigen Betriebszeit einer ElektroM-Anlage vor, in der $240 \text{ m}^3/\text{h}$ eines extrem stark verunreinigten Abwassers behandelt werden. In diesem Fall liegt der Bruttostrombedarf bei 160 Wh/m^3 , wovon 60 Wh/m^3 auf die Nebenaggregate, wie Rührwerke, Pumpen usw., entfallen, während für den eigentlichen Flockungsprozess nur 100 Wh/m^3 Abwasser notwendig sind. Die Chemikalienkosten fallen kaum ins Gewicht. Die Reduktion der KMnO_4 -Zahl und des BSB_5 -Wertes hängen von der Dauer der Behandlung des Abwassers im Reaktionsbecken ab. Es können mit absolut erträglichen Energiekosten Abbauwerte erzielt werden, die zwischen 75% und über 95% liegen. Die Aufenthaltszeit des bereits elektroM-behandelten Abwassers im Beschleunigungsbecken beträgt wenige Minuten, während die Aufenthaltsdauer in der anschließenden Sedimentations- oder Flotationsanlage der bei diesen Anlagen üblichen Zeit entspricht.

E. Diskussion

Das russische Elektroflotationsverfahren wurde, soweit bisher bekannt, in einer Papierfabrik für die Reinigung von $120 \text{ m}^3/\text{h}$ Papiermaschinenabwasser eingesetzt. Exakte Erfahrungen dürften jedoch bezüglich dieses Verfahrens noch nicht vorliegen.

In Deutschland sind gegenwärtig bei der Bundesbahn elf Elflot-Anlagen in Betrieb, und vier in Bau. Gereinigt werden mit diesem Verfahren hauptsächlich sehr stark ölhaltige Waschwässer sowie Emulsionen. Der Ölgehalt im Einlauf einer Anlage erreicht oft 5000 mg/l , wogegen sich dann im Auslauf unter 20 mg/l befinden. Die Anlagen sind für $3 - 12 \text{ m}^3/\text{h}$ Abwasser ausgelegt. Zwei weitere Elflot-Anlagen sind bei der Firma Daimler-Benz in Betrieb, wovon die eine zur Entgiftung von cyanid- und chromhaltigen Abwässern dient und die andere bei der Spaltung von Ölemulsionen Verwendung findet. Ferner wird bei der Emscher-Genossenschaft eine Elflot-Anlage zur Eindickung von biologischem

Klärschlamm verwendet. Es gelingt mit dieser Anlage Schlammkonzentrationen von 8% Trockensubstanz und noch mehr zu erreichen. Bei der Firma Daimler-Benz ist eine 4-stufige Anlage in Bau, mit der $250 \text{ m}^3/\text{h}$ Abwasser gereinigt werden sollen. Es handelt sich dabei um öl- und hydroxydhaltige Abwässer, die zwischen 100 und 1.000 mg/l an diversen Verunreinigungen enthalten. Im Reinwasser sollen dann weniger als 10 mg/l davon nachzuweisen sein.

Über das ElektroM-Verfahren liegt bereits ein einjähriger Erfahrungsbericht der Firma Zanders, Feinpapierwerke in Berg.-Gladbach, vor. Diese Anlage ist für $240 \text{ m}^3/\text{h}$ besonders stark verschmutztes Abwasser, das aus der Leimerei, Kleberei, Pigmentierung und Pappenfabrik kommt, ausgelegt. Aus persönlichen Gesprächen mit leitenden Herren der genannten Firma war eindeutig zu entnehmen, daß die ElektroM-Anlage zur vollsten Zufriedenheit der Werksleitung funktioniert. Besonders zu erwähnen wäre, daß diese Anlage ohne Schwierigkeiten plötzliche und sehr hoch belastete Abwasserstöße verarbeitet. Der Strombedarf für den Flockungsprozess liegt bei $100 \text{ Wh}/\text{m}^3$, wogegen der Bruttostrombedarf der Gesamtanlage $160 \text{ Wh}/\text{m}^3$ beträgt. Die Gesamtreinigungskosten pro m^3 Abwasser betragen rund öS 0,50. Im Zulauf der Anlage konnten maximale Feststoffgehalte von 54.000 mg/l, KMnO_4 -Zahlen von 2.300 mg/l und BSB_5 -Werte von 500 mg/l festgestellt werden. Die Abbauleistungen der Anlage liegen in Prozenten angegeben wie folgt: KMnO_4 -Zahl 85%, BSB_5 -Wert 76%, Feststoffgehalt 99,5%.

Für die Papierindustrie befinden sich gegenwärtig 3 ElektroM-Anlagen in Bau. Eine für $165 \text{ m}^3/\text{h}$, mit der das Restabwasser aus der Schrenzproduktion gereinigt werden soll, um es dann im Kreislauf weiter zu verwenden, und eine Anlage für $70 \text{ m}^3/\text{h}$ zur Reinigung des Restabwassers aus der Produktion von Fotoschutzpapieren. Dieses Wasser enthält Kaolin, Ruß, sowie rote Farbstoffe. Das gereinigte Abwasser soll der Produktion wieder zugeführt werden. Mit der dritten Anlage für $110 \text{ m}^3/\text{h}$ ausgelegt, soll das Restabwasser aus der Fertigung von Schrenz und Wellenlage gereinigt werden.

Zwei weitere ElektroM-Anlagen, und zwar für je $300 \text{ m}^3/\text{d}$, sind für eine Fleischwarenfabrik und eine Eiscremefabrik in Bauvorbereitung.

Im Genehmigungsverfahren befindet sich eine Anlage für eine Metallwarenfabrik für $125 \text{ m}^3/\text{d}$. In diesem Fall wird mit dem ElektroM-Verfahren eine Ölemulsion aufgearbeitet.

Projektiert werden gegenwärtig eine Anlage für $180 \text{ m}^3/\text{h}$ Abwasser, anfallend in einer Papierfabrik die Halbzellstoff verarbeitet, weiters eine Anlage zur Spaltung von $500 \text{ m}^3/\text{d}$ einer Emulsion aus einer Automobilfabrik sowie eine Anlage für $200 \text{ m}^3/\text{h}$ für ein Hartfaserplattenwerk.

Umfangreiche Reinigungsversuche werden gegenwärtig mit dem Abwasser einer Sprengstofffabrik, das vor allem Phenol enthält sowie mit Schlachthofabwasser, mit Sulfitablauge und mit dem Erzwasswasser eines Kupferbergwerkes durchgeführt.

Besonders möchte ich jedoch die in großem Maßstab laufenden Dauerversuche zur Reinigung von kommunalem Abwasser, bestehend aus häuslichem Abwasser und stark unterschiedlichem Industrieabwasser, erwähnen, die bisher überaus erfolgreich waren. Bei einer 10 Minuten dauernden ElektroM-Behandlung konnten einerseits die BSB_5 -Werte um fast 90% reduziert werden, andererseits beträgt die Menge des anfallenden Schlammes nur 20% der bei der biologischen Reinigung entstehenden Schlammmenge.

Zum Abschluß soll noch ein weiterer und besonders wichtiger Vorteil des ElektroM-Verfahrens erwähnt werden. Durch die laufende starke Durchmischung des Abwassers mit dem anodisch gebildeten atomaren Sauerstoff und dem atomaren Chlor einerseits und andererseits durch die Auswirkung des elektrischen Feldes auf die Zelldiffusionen, kommt es zu einer sehr starken Reduktion der im Abwasser enthaltenen Keime. Dies wirkt sich natürlich bei der Reinigung von Industrieabwasser, das dann wieder im Kreislauf verwendet werden soll, sehr günstig aus, da die gefürchtete Schleimbildung unterbleibt. Welche Bedeutung jedoch die keimtötende Wirkung des ElektroM-Verfahrens bei der Reinigung von kommunalem Abwasser in hygienischer Hinsicht hat, brauche ich kaum näher zu erläutern.

Literaturangaben

- 1) EULER, Neue Wege zur Stromerzeugung, Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt, 1965.
- 2) STRASCHILL, Lehrbuch der Elektrochemie, Oldenbourg-Verlag, München, 1962.
- 3) KORTÜM, Lehrbuch der Elektrochemie, Verlag Chemie, Weinheim, 1966.
- 4) EGGERT, HOCK, SCHWAB, Lehrbuch der physikalischen Chemie, Hirzel-Verlag, Stuttgart, 1968.
- 5) OEHLER, Technische Schwingungslehre, Giradet-Verlag, Essen, 1951.
- 6) BRECHT, "Das Papier", 24.Jahrgang, Heft A 10, 1970.
- 7) HILLIS, Zeitschrift Elektrotechnik, Ausgabe 21, 52.Jahrgang, Vogel-Verlag, 1970.
- 8) Bumažnaja Promyšlennost (Die Papierindustrie) Nr.5, 1970.
- 9) HARTKORN, Physik und Abwasser, Städtehygiene, November 1969.
- 10) SIEGERT, Elektroflotation, Neue Züricher Zeitung Nr.65, Februar 1970.
- 11) MAYER, SCHRAMM, Flotation, Chemie und Technik der Gegenwart, Hirzel-Verlag, Leipzig, 1931.
- 12) TALMUD, LUBMANN, Kolloid-Zeitschrift, Z.50, 1930.
- 13) WOLF, Metall-und Erz, Jahrgang 1925.
- 14) HARTKORN, Brauchwassereinsparung
Stoffrückgewinnung
Reinigung der Restabwasser in der
Papierindustrie
"Das Papier", 1969.

Wilhelm von der Emde:

Abwasserteiche, Belebungsverfahren, Faulverfahren

1. Allgemeines

Das Ziel aller biologischer Abwasserreinigungsverfahren ist die Entfernung gelöster und ungelöster organischer Stoffe mit Hilfe von Mikroorganismen. Dabei arbeiten Abwasserlandbehandlung und Tropfkörperverfahren mit Mikroorganismen die an festen Kontaktflächen haften, während bei Abwasserteichen, Belebungsverfahren und Faulverfahren die Mikroorganismen in dem zu reinigendem Wasser schweben.

2. Allgemeine Grundlagen

In Abwasserteichen, beim Belebungsverfahren und beim Faulverfahren wird das Abwasser durch aerobe oder anaerobe Bakterien bzw. mit Hilfe von Algen gereinigt. Es sind folgende biochemische Vorgänge von besonderer Bedeutung:

- Aerober Zellaufbau
- Aerober Zellabbau
- Anaerobe saure Gärung
- Anaerobe Methanfaulung
- Algenbildung u. Sauerstoff-
erzeugung.

Beim Zellaufbau ernähren sich die Bakterien von den organischen Verunreinigungen des Abwassers. Sie vermehren sich und neue Zellsubstanz wird in Form von Bakterien aufgebaut. Die für den Zellaufbau benötigte Energie wird im Energiestoffwechsel durch die Verbindung von C und O_2 zu CO_2 gewonnen.

Beim Zellaufbau werden etwa 60-70 % des verwerteten organischen Kohlenstoffs in Zellsubstanz umgebaut und 30-40 % wird zur Energieerzeugung verwendet. Aus 1 kg BSB₅ (bezogen auf gelöste Stoffe) werden etwa 0,5-0,7 kg Bakterienmasse erzeugt, dafür werden 0,5 kg O₂ verbraucht.

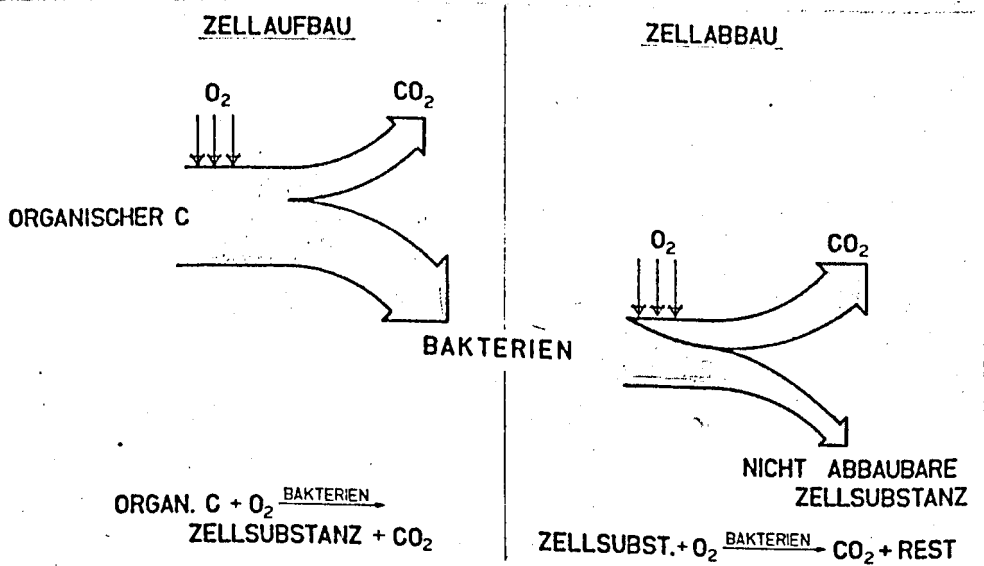


Abb. 1

Beim Zellabbau oxidieren die Bakterien körpereigene Zellsubstanz, Kohlendioxid wird ausgeschieden. Die organischen Bestandteile der Zellsubstanz können soweit abgebaut werden, daß aus 1 kg Bakterienmasse nur noch etwa 0,2 kg überbleiben. Für den Abbau von 1 kg organischer Zellsubstanz werden etwa 1,4 kg O₂ verbraucht. Bei den biologischen Prozessen laufen Zellaufbau und Zellabbau gleichzeitig ab.

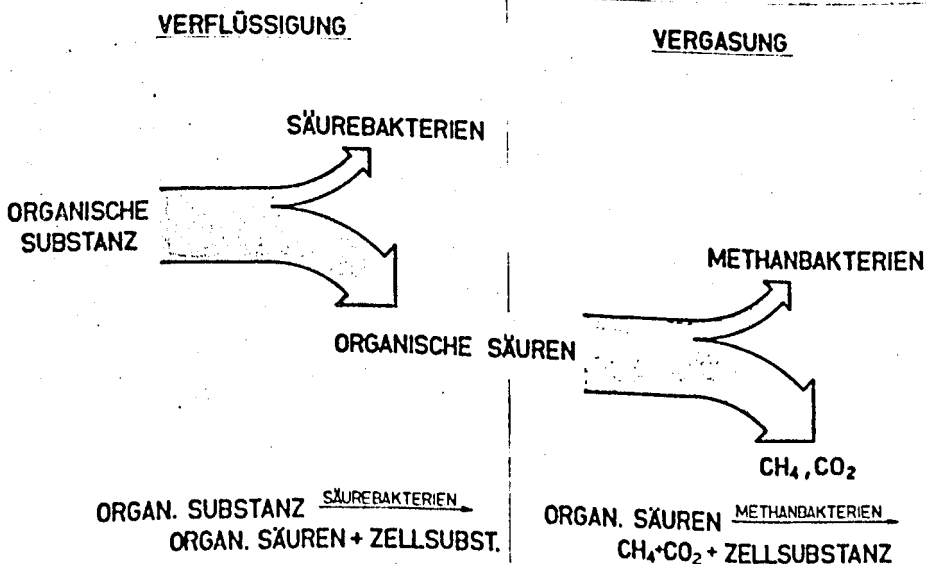


Abb. 2

Beim anaeroben biologischen Abbau werden zunächst die organischen Verunreinigungen in organische Säuren übergeführt. Die gebildeten organischen Säuren (Essigsäure, Buttersäure usw.) und der frei werdende Schwefelwasserstoff können zu starken Geruchsentwicklungen führen (saure Gärung).

Beim Abbau der organischen Säuren entstehen die geruchlosen Gase Methan und Kohlendioxid. Die beiden Stufen des anaeroben Umbaus können von einander getrennt hintereinander verlaufen, oder aber bei entsprechend technischer Steuerung (z.B. Faulverfahren), werden die gebildeten organischen Säuren sofort umgewandelt, sodaß keine Geruchsentwicklungen auftreten. Im Vergleich zum aeroben Zellaufbau wird unter anaeroben Verhältnissen nur wenig Zellsubstanz in Form von Säure- bzw. Methanbakterien aus der umgebauten organischen Substanz gebildet.

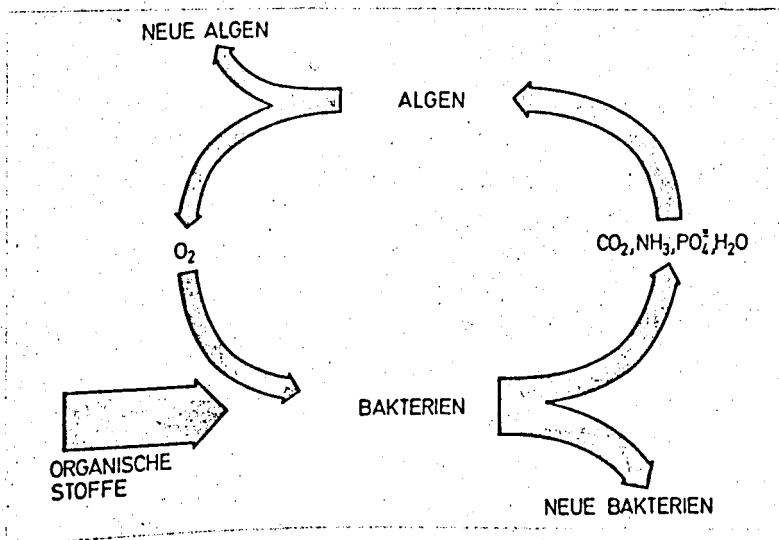


Abb. 3

Bakterien - Algen -
Symbiose

Algen können bei Tageslicht Kohlendioxid als Kohlenstoffquelle zum Zellaufbau verwenden. Der dabei freiwerdende Sauerstoff dient den Bakterien als Energiequelle (Bakterien - Algen - Symbiose).

Einflußfaktoren der biologischen Reinigung

Die aerobe und anaerobe Reinigung von Abwasser wird im wesentlichen von folgenden Faktoren beeinflusst:

Verhältnis Nährstoffe zu Mikroorganismen

Art der Nährstoffe

Mischung

Umweltbedingungen (Temperatur, pH, O₂, Giftstoffe).

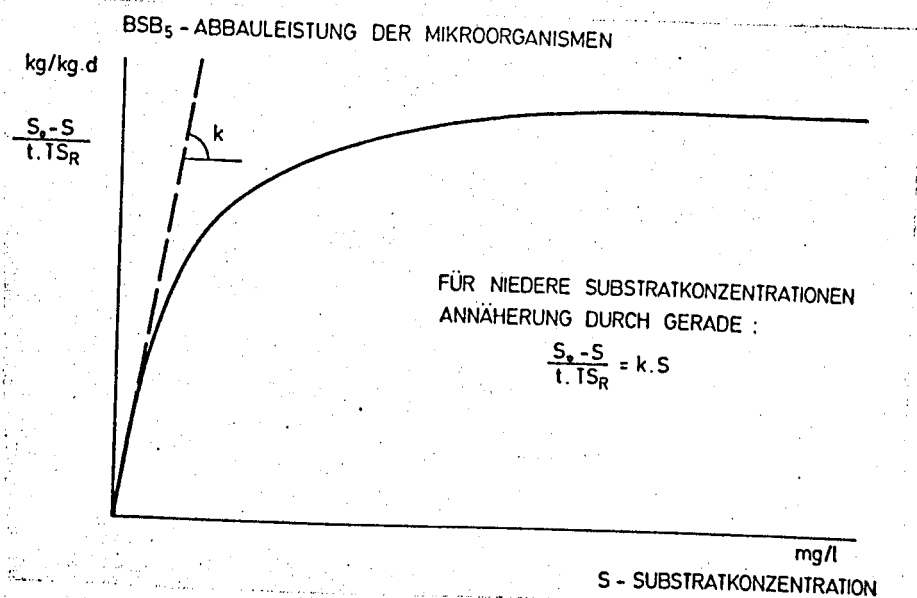
Verhältnis Nährstoffe zu Mikroorganismen

Die Entfernung der gelösten und ungelösten Stoffe erfolgt nach unterschiedlichen Mechanismen. Es wird angenommen, daß die Adsorption der ungelösten Stoffe und Kolloide durch die Mikroorganismen schneller erfolgt als der biologische Umbau der gelösten Stoffe. Zum anderen erfordert die Wiederherstellung der Adsorptionsbereitschaft mehr Zeit als der biologische Umbau der gelösten Stoffe.

Die biologische Reinigung des Abwassers beruht vorwiegend auf enzymatischen Vorgängen. Es besteht eine Beziehung zwischen der Aktivität der Mikroorganismen (Vermehrungsrate, Sauerstoffverbrauch oder BSB₅-Abbauleistung) und der in der Flüssigkeit vorhandenen Nährstoffkonzentration (Konzentration an gelösten organischen Verunreinigungen oder BSB₅ der filtrierten Probe). Diese Beziehung gilt sinngemäß für alle drei aufgeführten Verfahren (Abb.4).

Die Kurve zeigt, je größer die Nährstoffkonzentration in der Flüssigkeit, umso größer ist die Aktivität der Mikroorganismen. Bei relativ geringen Nährstoffkonzentrationen steigt die Kurve stark an, um mit größeren Konzentrationen immer langsamer zu werden. Als Sättigungskurve nähert sie sich einem Maximalwert der Abbauleistung, darüber hinaus ist selbst bei wesentlich höheren Nährstoffkonzentrationen keine Steigerung der Abbauleistung möglich. Die relativ hohe Abbau-

Abb. 4



leistung der Mikroorganismen bei geringen Nährstoffkonzentrationen ermöglicht eine Vollreinigung des Abwassers auch bei höheren Belastungen (Bei voller Mischung ist der BSB₅ der gelösten Stoffe in der Flüssigkeit gleich dem BSB₅ des Ablaufes, da in etwaigen Nachklärbecken nur die Mikroorganismen abgeschieden werden). Insgesamt zeigt diese Kurve, daß die BSB₅-Abbauleistung eine Funktion der Nährstoffkonzentration in der Flüssigkeit, aber andererseits auch die Nährstoffkonzentration in der Flüssigkeit eine Funktion der BSB₅-Abbauleistung ist.

Wird der untere Teil der Kurve (Abb.4) durch eine Gerade ersetzt, so ergibt sich folgende Beziehung:

$$\frac{S_0 - S}{t \cdot T_{SR}} = k \cdot S$$

umgeformt

$$S = \frac{S_0 - S}{k \cdot t \cdot T_{SR}} \quad \text{bzw.} \quad S = \frac{S_0}{1 + k \cdot t \cdot T_{SR}}$$

wobei

k	Geschwindigkeitsbeiwert, der die unterschiedliche Abbaubarkeit der Abwässer berücksichtigt (k = Neigung der Geraden)
S ₀	BSB ₅ -Zulauf (mg/l)
S	BSB ₅ -Ablauf (mg/l)

t		Belüftungszeit in Tagen (d)
$\frac{TS_R}{t}$		Trockengewicht pro Raumeinheit (kg/m^3)
$\frac{S_0}{t \cdot TS_R} = B_{TS}$		Verhältnis Nährstoffe: Mikroorganismen (Schlammbelastung)
$\frac{S_0 - S}{t \cdot TS_R} = \eta \cdot B_{TS}$		Abbauleistung der Mikroorganismen (Schlammabbauleistung)

Art der Nährstoffe

Viele Industrieabwässer bestehen aus schwer abbaubaren gelösten organischen Stoffen. Die Kurve von Nährstoffkonzentration der Flüssigkeit und Abbauleistung der Mikroorganismen wird dann flacher verlaufen als bei leicht abbaubaren Verbindungen. Das heißt bei gleichem BSB_5 des Ablaufes wird die Abbauleistung der Mikroorganismen geringer sein. Um den gleichen Reinigungsgrad zu erreichen muß deshalb bei der Bemessung eine geringere Abbauleistung bzw. eine geringere Raumbelastung gewählt werden.

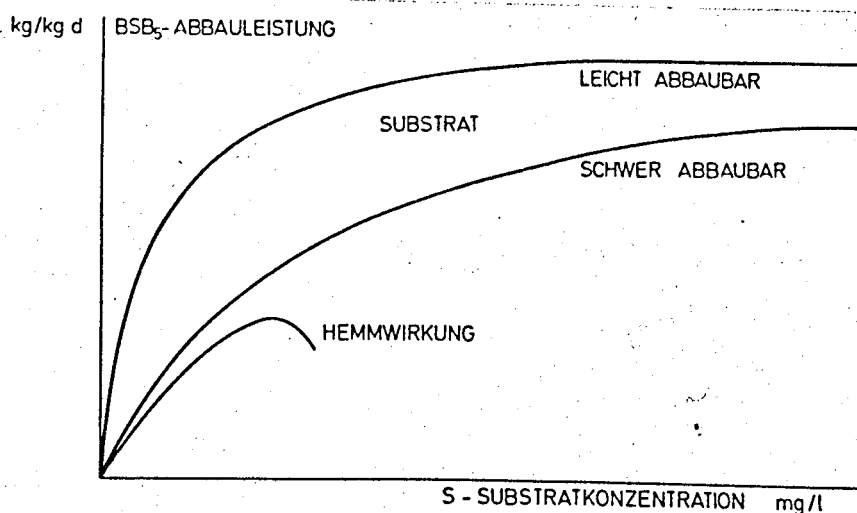


Abb.5

Manche Industrieabwässer enthalten hemmende oder giftige Stoffe. Oft kommt das Gift jedoch erst bei höheren Konzentrationen zur Wirkung. In diesem Fall muß eine so geringe Belastung gewählt werden, daß durch die weitgehende Reinigung des Abwassers nur eine geringe Giftkonzentration in der Flüssigkeit vorhanden ist.

Die neu gebildete Zellsubstanz der Mikroorganismen besteht zu etwa 12 % aus Stickstoff und 2,5 % aus Phosphor. Im Abwasser müssen neben den Kohlenstoffverbindungen entsprechende Mengen an Stickstoff- und Phosphorverbindungen vorhanden sein. Bei N bzw. P-Mangel müssen die fehlenden Komponenten zugegeben werden.

Wird bei einem geringen Nährstoff-Mikroorganismen-Verhältnis wenig Zellsubstanz gebildet (hoher Anteil des Zellabbaues), so braucht entsprechend weniger N bzw. P zugegeben werden.

Mischung

Eine intensive Mischung wird die biologischen Prozesse begünstigen. Die Mikroorganismen kommen häufiger mit den Nährstoffen in Kontakt und die Restprodukte werden beschleunigt abgeführt.

Bei vollständiger Mischung sind im gesamten System gleichmäßige Nährstoffverhältnisse vorhanden. Die Schwankungen der Nährstoffkonzentrationen sind gering, sodaß sich der Enzymmechanismus der Bakterien den relativ konstanten Bedingungen anpassen kann. Günstig wirkt sich die Mischung bei Konzentrationsstößen aus. Umgekehrt kann sich bei Pfropfenströmung ein Konzentrations- oder Giftstoß verhängnisvoll auswirken.

Umweltbedingungen

Temperatur

Alle biochemischen Prozesse verlaufen bei höherer Temperatur schneller (angenähert je 10° Temperaturerhöhung - Verdoppelung der Umbaugeschwindigkeit). Dies bedeutet, daß bei gleicher Nährstoffkonzentration in der Flüssigkeit bei höherer Temperatur eine größere Abbauleistung der Mikroorganismen vorhanden ist. Demnach ist im Sommer die Reinigungswirkung besser, als im Winter. Dies gilt vor allem dann, wenn das Verhältnis Nährstoffe zu Mikroorganismen relativ groß ist und wo die Flüssigkeit im Winter stark auskühlt. Besonders empfindlich gegenüber niedrigen Temperaturen sind Methanbakterien. Es

empfeht sich deshalb Abwasserfaulanlagen künstlich zu beheizen.

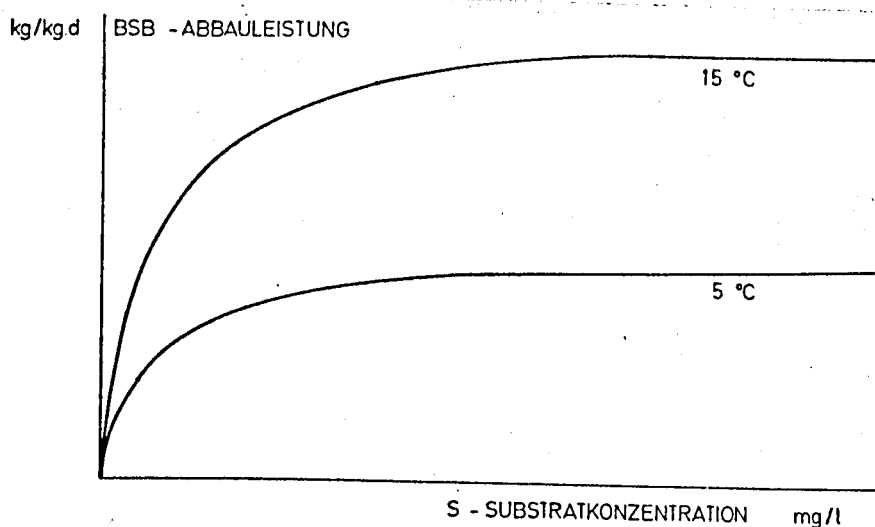


Abb.6

pH-Wert

Die Mehrzahl der Bakterienarten haben bei pH-Werten zwischen 7,5 und 8 ihre optimale Aktivität. Weicht der pH-Wert der Flüssigkeit (im Teich bzw. Becken) davon ab, so ist eine geringere Abbauleistung der Mikroorganismen und damit ein höherer End-BSB₅ die Folge.

Durch das bei der biologischen Reinigung entstehende Kohlendioxid kann ein hoher pH-Wert des Abwassers herabgesetzt werden. Besonders vorteilhaft wirkt sich hier ein geringes Nährstoff-Mikroorganismen-Verhältnis aus, wo durch den weitgehenden Zellabbau die Kohlendioxidproduktion besonders groß ist.

Durch intensive Algentätigkeit kann bei Abwasserteichen der pH-Wert bis auf 10,5 ansteigen und damit die Bakterientätigkeit beeinträchtigen.

Besonders empfindlich gegenüber vom Neutralwert abweichende pH-Werte sind Methanbakterien.

Sauerstoffgehalt

Soll die Abwasserreinigung im aeroben Bereich, also auf oxidativem Wege erfolgen, muß die Sauerstoffaufnahme von der Wasseroberfläche und durch Algentätigkeit oder die künstliche

größer

Sauerstoffzufuhr sein als der Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen. Wird im anaeroben Bereich eine Methanfaulung angestrebt, so ist gelöster Sauerstoff schädlich. Es muß deshalb Vorsorge getroffen werden, daß die Methanbakterien nicht durch Sauerstoff beeinträchtigt werden.

Sauerstoffverbrauch

Bei der aeroben biologischen Reinigung benötigen die Mikroorganismen Sauerstoff für den Abbau der organischen Verunreinigung des Abwassers (Zellaufbau) und für die teilweise Oxidation von Bakterienmasse (Zellabbau).

$$OV_R = d \cdot \frac{S_o - S}{t} + e \cdot TS_R$$

$$\frac{OV_R \cdot t}{S_o - S} = d + e \cdot \frac{TS_R \cdot t}{S_o - S} \quad \text{bzw.} \quad \frac{OV_R}{\eta \cdot B_R} = d + \frac{e}{\eta \cdot B_{TS}}$$

Zur ersten Schätzung des Sauerstoffverbrauches kann für $d = 0,5$ und für $e = 0,1$ angenommen werden. (Maximalwert: $OV_R : \eta B_R = BSB_{20} : BSB_5 = 1,5 : 1$)

SAUERSTOFFVERBRAUCH UND BSB₅-ABBAULEISTUNG

(OHNE N- OXIDATION)

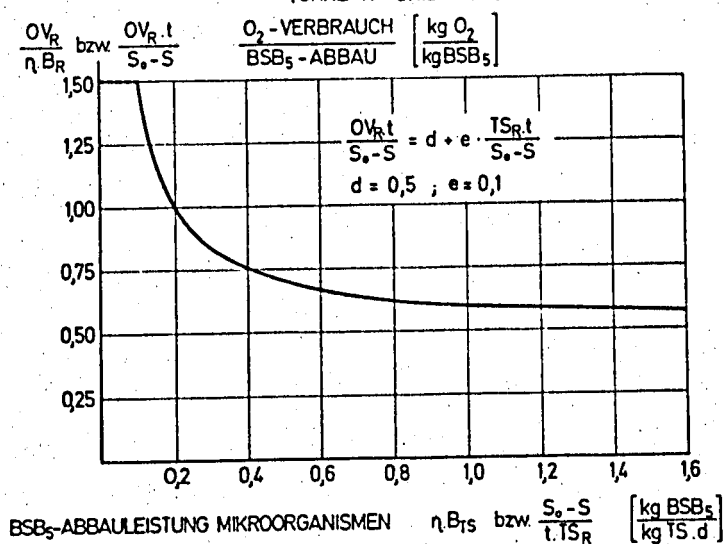


Abb. 7

Bei großer BSB_5 -Abbauleistung der Mikroorganismen wird der Sauerstoff vorwiegend für den Zellaufbau verwendet. Bei geringer BSB_5 -Abbauleistung wird der Sauerstoff hauptsächlich zum Zellabbau verbraucht.

Bei mittleren und niedrigen BSB_5 -Abbauleistungen werden auch die Stickstoffverbindungen des Abwassers oxidiert (Umwandlung von Ammoniak und organischem Stickstoff in Nitratstickstoff). Hierfür wird zusätzlich Sauerstoff verbraucht, der sich aus dem Kjeldahl-Stickstoff des Abwassers berechnen läßt ($O_N = N\text{-Kjeldahl} \times 4,6$). Schwierig ist der Sauerstoffverbrauch zu erfassen, der aus den Restprodukten einer anaeroben sauren Gärung bzw. der Methanfaulung (Schlammablagerungen im System) entsteht. Vor allem ist dieser Sauerstoffverbrauch stark von der Temperatur abhängig.

Produktion an Mikroorganismen (Überschußschlamm)

Die Produktion an Bakterienmasse ist abhängig vom Verhältnis Zellaufbau zu Zellabbau. Sie läßt sich berechnen aus der Menge an Mikroorganismen die beim Zellaufbau gebildet, vermindert durch die Zellsubstanz die beim Zellabbau oxidiert wird. Der Zellabbau macht sich erst bei geringen Abbauleistungen der Mikroorganismen bemerkbar. Es gilt hier die Beziehung:

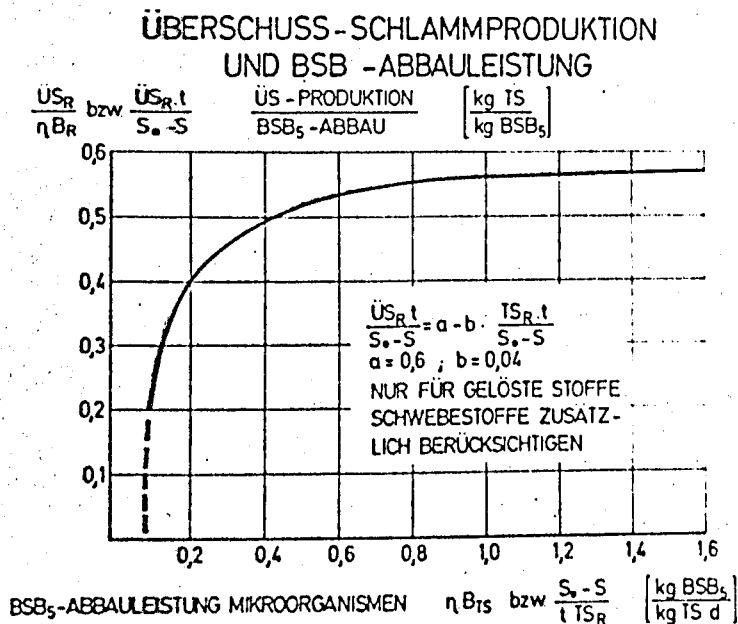
$$\begin{aligned} \dot{U}S_R &= a \cdot \frac{S_0 - S}{t} - b \cdot TS_R \\ \frac{\dot{U}S_R \cdot t}{S_0 - S} &= a - b \cdot \frac{TS_R \cdot t}{S_0 - S} \quad \text{bzw.} \quad \frac{\dot{U}S_R}{\eta \cdot B_R} = a \cdot \frac{b}{\eta \cdot B_{TS}} \end{aligned}$$

Der Wert von a ist abhängig von der Abwasserbeschaffenheit und besonders von dem Verhältnis zwischen gelösten und ungelösten Stoffen. Die in der Literatur angegebenen Werte für a schwanken zwischen 0,5 und 1,2.

Wahrscheinlich ist es zweckmäßiger, die Schwebestoffe des Abwassers neben dem BSB_5 getrennt zu erfassen. Kayser schlägt

daher vor, für $a = 0,65$ einzusetzen, abgebauten BSB_5 und Schwebstoffgehalt des Abwassers getrennt zu berücksichtigen.

Abb.8



Der Beiwert b erfaßt den Anteil der Selbstverzehrung der Mikroorganismen. Hierfür werden Werte zwischen 0,02 und 0,1 angegeben. Dieser Wert ist temperaturabhängig. Als erste Näherung dürfte $b = 0,04$ zweckmäßig sein.

3. Abwasserteiche

3.1 Anwendung

In den letzten zwei Jahrzehnten sind in vielen Teilen der Welt eine große Anzahl von Abwasserteichen zur Abwasserreinigung gebaut worden. So wird berichtet, daß 1966 allein in Kalifornien 1200 Abwasserteiche für häusliche und industrielle Abwässer in Betrieb waren. Die verschiedenartigsten Industrieabwässer z.B. für die Nahrungsmittel-, Textil-, Zellstoff- und Papier-, Chemie-, Petrochemie-Industrie usw. werden in Abwasserteichen behandelt.

Abwasserteiche wurden vielfach als Abwasserreinigungsanlage des armen Mannes bezeichnet. Sie sind jedoch nur dort sinnvoll, wo eine geringe Besiedlungsdichte vorliegt und die Grundstückpreise niedrig sind. Besonders vorteilhaft sind

Abwasserteiche in Ländern mit einem warmen oder gemäßigten Klima. Aber auch im Norden Kanadas und in Alaska wurden Abwasserteiche errichtet.

3.2 Grundlagen

Ganz generell kann unterschieden werden zwischen unbelüfteten und belüfteten bzw. zwischen anaeroben, aerob-anaeroben (fakultativen) und aeroben Teichen. Es ergeben sich somit 5 Varianten für Abwasserteiche:

ABWASSERTEICHE

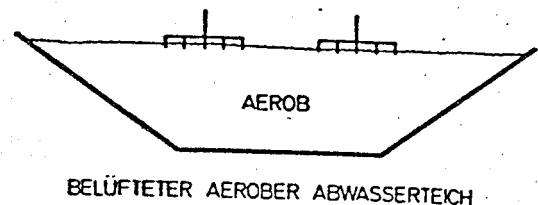
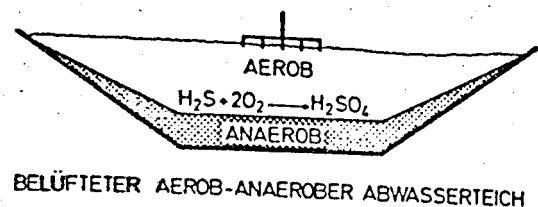
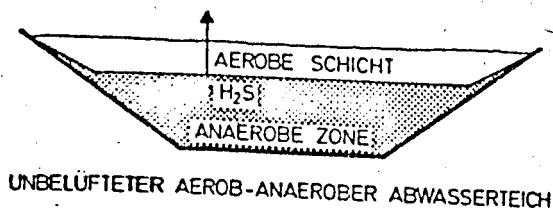


Abb.9 nach C. N. Sawyer
(in Eckenfelder - Gloyna)

unbelüftet anaerob
unbelüftet aerob-anaerob
unbelüftet aerob

belüftet aerob-anaerob

belüftet aerob

Unbelüftete Teiche

Beim unbelüftetem Teich erfolgt der Abbau der organischen Verunreinigungen durch Bakterien. Das als Restprodukt entstehende CO_2 wird von den Algen zum Zellaufbau verwertet und dabei O_2 ausgeschieden. Der Sauerstoff wird wiederum von den Bakterien zum Zellaufbau ausgenutzt. Absetzbare Schwebestoffe und überschüssige Bakterienmasse lagern sich am Boden des Teiches ab und gehen zunächst in saure Gärung über. Die hier-

bei entstehenden Restprodukte, organische Säuren und Schwefelwasserstoff, sammeln sich in den tieferen Teichzonen an oder werden oxidativ abgebaut bzw. entweichen in die Atmosphäre. Solange im oberen Teil des Teiches gelöster Sauerstoff vorhanden ist, sprechen wir von einem aerob-anaeroben bzw. fakultativen Teich. Durch die Massentwicklung von Algen hat das Abwasser im Teich eine grüne Farbe angenommen.

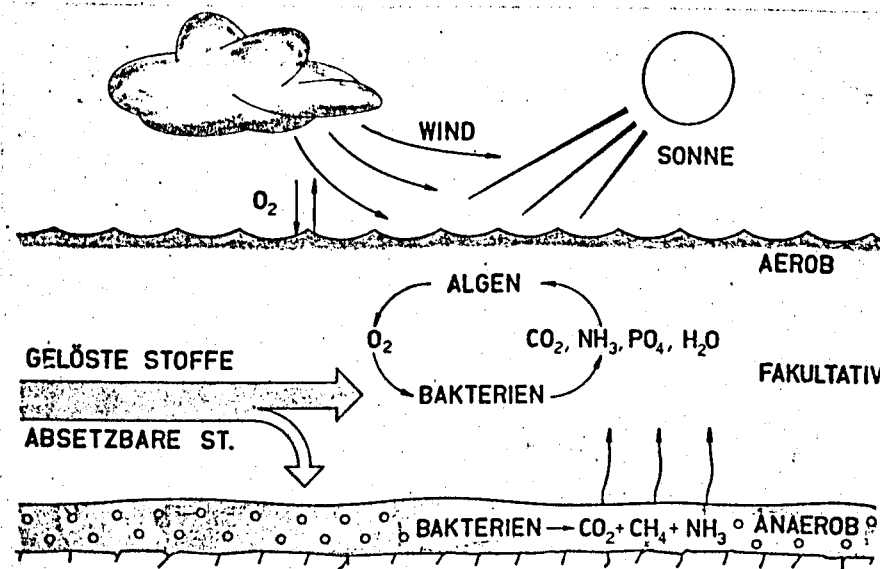


Abb. 10

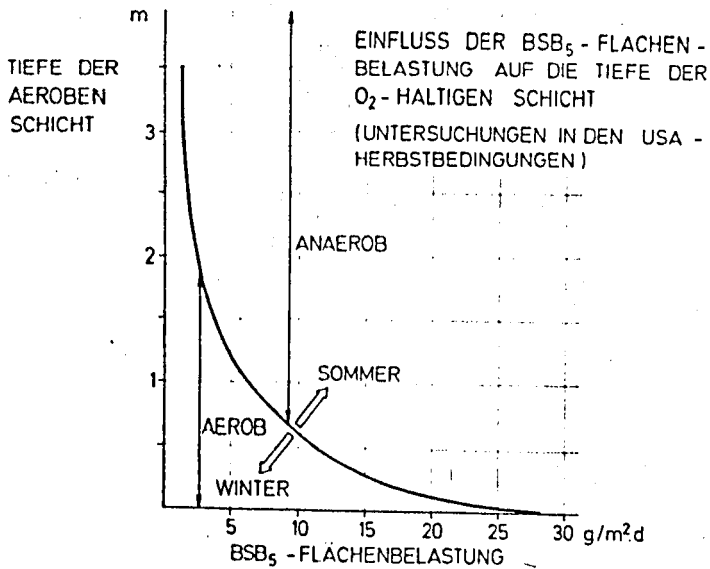
nach R. E.
McKinney (1962)

Ist der Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen größer als die Sauerstoffaufnahme von der Wasseroberfläche und durch die Lebenstätigkeit der Algen, so wird der gesamte Teich anaerob. Der Teich ändert seine Farbe und wird schwarz. Nach einer gewissen Zeit kann Methanfaulung eintreten und die organischen Säuren werden zu Methan und CO_2 abgebaut.

Teiche mit geringer organischer Belastung, vor allem ohne zufließende Schwebstoffe, können bei geringer Tiefe insgesamt aerob bleiben. Aerobe Teiche finden wir vor allem bei Serienschaltung, wenn der erste Teich als anaerober, der zweite als aerob-anaerober und der dritte als aerober Teich betrieben wird. Mit dieser Lösung läßt sich der höchste Reinigungsgrad erreichen.

UNBELÜFTETE ABWASSERTEICHE

Abb. 11

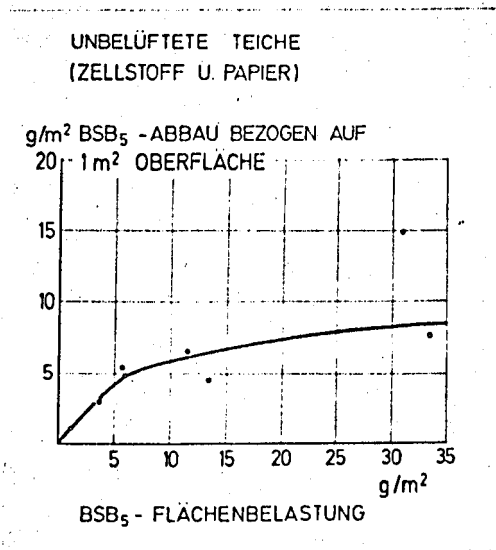


nach W. J. Oswald
(in Eckenfelder -
Gloyna, 1968)

Die überwiegende Mehrzahl gehört zur Gruppe der aerob-anaeroben (fakultativen) Abwasserteiche. In Amerika hat man die Wassertiefe der aeroben Schicht in Abhängigkeit von der BSB₅-Belastung pro m² Oberfläche und Tag ermittelt. So betrug im Herbst bei einer Belastung von 10 gBSB₅ pro m² Oberfläche und Tag die aerobe Schicht 0,5 m und bei 5 g m²/d etwa 1 m Tiefe.

Das große Problem der unbelüfteten Abwasserteiche ist die Geruchsentwicklung. Sie macht sich besonders im Frühling bemerkbar, wenn während der Wintermonate sich eine große Menge an nicht oxidierten organischer Substanz angesammelt hat, die bei wärmeren Temperaturen schnell in saure Gärung übergeht. So wurden bei 1,2 bis 1,5 m tiefen Abwasserteichen nur bei einer Belastung von etwa 1 gBSB₅/m².d im Frühling kein Geruch festgestellt. Bei 2 g/m².d war der Geruch minimal und auf etwa 1-2 Wochen beschränkt, bei etwa 3 g/m².d etwa 3-4 Wochen und bei 5-6 g/m².d wurden über 3 Monate Geruchsentwicklung bemerkt. Dies bedeutet, daß praktisch bei einer Belastung von über 250 EG/ha Geruchsentwicklungen auftreten. Bei vollständig anaeroben Teichen sind die Geruchsentwicklungen noch stärker. So wurden von 10 anaeroben Teichen der Fleischkonservenindustrien bei 9 Teichen starke Geruchsbildung festgestellt.

Abb. 12



Betriebsergebnisse unbelüfteter Teiche von 8 amerikanischen Sulfatzellstoffwerken (Gellman und Berger in Eckenfelder - Gloyna, 1968).

Für Zellstoff- und Papierabwässer wurde in den USA ermittelt, daß bis zu einer Belastung von $5 \text{ gBSB}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ die Reinigungswirkung etwa 80-90 % betrug. Darüber hinaus steigt die auf die Oberfläche bezogene Abbauleistung im Mittel nur wenig über $5 \text{ gBSB}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ an. Es wird angenommen, daß hier die O_2 -Aufnahme der begrenzende Faktor ist.

Die Reinigungswirkung ist sehr temperaturabhängig. Bei einer BSB_5 -Oberflächenbelastung von etwa $2 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$ kann die Reinigungswirkung im Sommer über 90 % und im Winter nur etwa 60 % betragen. Dabei liegt die theoretische Aufenthaltszeit bei 1-3 Monaten.

Belüftete Abwasserteiche

Beim belüfteten Abwasserteich wird die Sauerstoffzufuhrleistung der Belüfter so bemessen, daß sie den gesamten Sauerstoffbedarf der Mikroorganismen decken kann. Bei längerer Verweilzeit und geringerer Mischungsenergie bezogen auf 1 m^3 Teichvolumen werden die während der biologischen Reinigung gebildeten Mikroorganismen nicht mehr in der Schwebe gehalten und sie lagern sich an der Teichsohle ab. Da sie hier anaerob abgebaut werden, haben wir im Teich sowohl aerobe wie

auch anaerobe Verhältnisse und wir sprechen daher vom belüfteten aerob-anaeroben Abwasserteich. Beim belüfteten aeroben Teich ist die Mischungsenergie so groß, daß die Schwebestoffe des zufließenden Abwassers und die bei der biologischen Reinigung gebildeten Mikroorganismen in der Schwebelage gehalten werden. Wenn schwerere Bestandteile trotzdem zu Boden sinken, so verteilen sie sich gleichmäßiger auf der Teichsohle.

Die kritische Energie von der ab Schwebestoffe sinken, ist abhängig von den Abmessungen des Teiches (Oberfläche und Tiefe), dem Belüfterabstand, der Belüfterart und der Umfangsgeschwindigkeit des Belüfters. Nach den Untersuchungen von Edde und Fleckseder an amerikanischen Abwasserteichen wird ein spezifischer Energieeinsatz von 4-6 Watt/m³ Teichinhalt benötigt, um für eine vollständige Durchmischung zu sorgen und die Feststoffe in der Schwebelage zu halten.

Belüftete Teiche sind von der Sauerstoffproduktion der Algen unabhängig und damit wesentlich einfacher in ihrem Abbauverhalten zu erfassen, als unbelüftete Teiche. Am klarsten liegen die Verhältnisse beim belüfteten aeroben Teich. Der Reinigungsverlauf entspricht hier der kontinuierlichen Fermentation.

KONTINUIERLICHE FERMENTATION

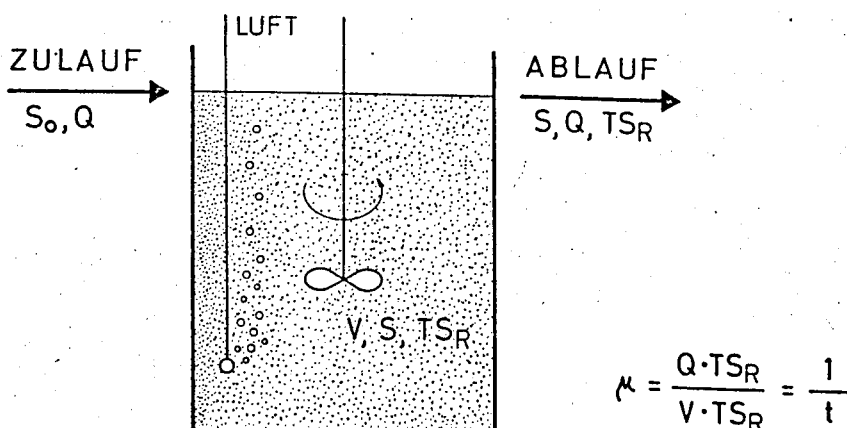


Abb. 13

Bei entsprechend langer Belüftungszeit werden die gelösten organischen Verunreinigungen weitgehend in Zellsubstanz umgewandelt ($TS_R = a(S_0 - S)$) und fließen mit dem Ablauf ab.

Für belüftete aerobe Teiche vereinfacht sich die Beziehung

$$S = \frac{S_0 - S}{k \cdot t \cdot TS_R}$$

$$S = \frac{1}{k \cdot t \cdot a} \quad \text{und bei } a = 0,5 \quad S = \frac{1}{0,5 \cdot k \cdot t}$$

Damit wird die Ablaufkonzentration an gelösten Stoffen unabhängig von der Konzentration des Zulaufes, und hängt nur noch von der Belüftungszeit und dem Geschwindigkeitsbeiwert k ab, der ein unterschiedliches Abbauverhalten verschiedener Abwasserarten berücksichtigt. Die BSB_5 -Abbauleistung der Mikroorganismen entspricht der halben reziproken Aufenthaltszeit in Tagen.

$$\eta \cdot B_{TS} = \frac{S_0 - S}{t \cdot TS_R} = \frac{1}{0,5 \cdot t}$$

Etwas unübersichtlicher sind die Verhältnisse beim belüfteten aerob-anaeroben Teich. Durch die Absetzvorgänge, die trotz Belüftung eintreten, stellt sich etwa ein Feststoffgehalt von 50 mg/l ein. Dieser Feststoffgehalt ist unabhängig von der Konzentration des Zulaufes. Damit ergibt sich:

$$S = \frac{S_0 - S}{k \cdot t \cdot 0,05}$$

Wenn man davon ausgeht, daß bei belüfteten aerob-anaeroben Abwasserteichen und dem Belebungsverfahren bei gleichem Verhältnis Nährstoffe zu Mikroorganismen der gleiche Ablauf erzielt wird, (gleiche Temperatur vorausgesetzt) müßte der belüftete Abwasserteich etwa 80 mal so groß sein wie eine Belebungsanlage (angenommen für Belebungsbecken $TS_R = 4 \text{ kg/m}^3$).

$$\frac{S_0 - S}{k \cdot t_1 \cdot 0,05} = \frac{S_0 - S}{k \cdot t_2 \cdot 4}$$

$$t_1 = \frac{4}{0,05} \cdot t_2 = 80 t_2$$

Beträgt z.B. die Belüftungszeit in der Belebungsanlage 2,4 Stunden, so müßte sie im belüfteten aerob-anaeroben Teich mindestens 8 Tage sein.

Beim belüfteten aeroben Abwasserteich ergibt sich durch Gleichsetzung der beiden Ausgangsgleichungen eine Belüftungszeit für den Teich, die der halben reziproken Schlammabbauleistung entspricht.

$$\frac{S_0 - S}{k \cdot t_1 \cdot TS_{R1}} = \frac{S_0 - S}{k \cdot t_2 \cdot a(S_0 - S)}$$

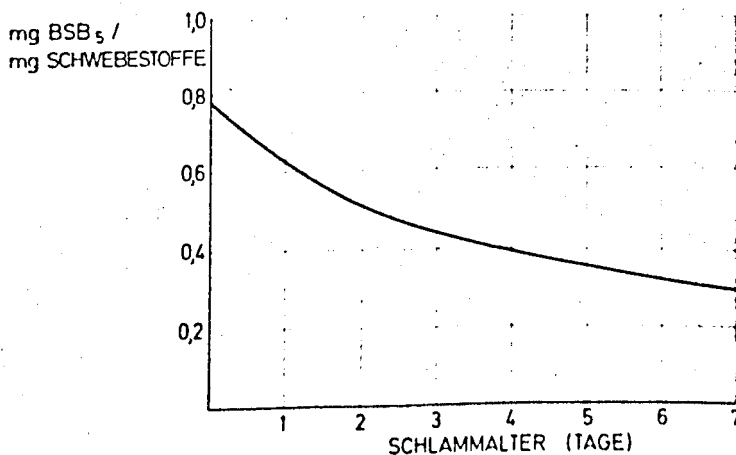
$$t_2 = \frac{t_1 \cdot TS_{R1}}{a(S_0 - S)}$$

$$t_2 = \frac{1}{0,5 \cdot \eta \cdot B_{TS}}$$

Für eine angenommene Schlammabbauleistung von 0,5 muß deshalb die Belüftungszeit etwa 4 Tage betragen.

BSB₅ DER ABGESCHWEMMTEN SCHWEBESTOFFE
IN ABHÄNGIGKEIT VOM SCHLAMMALTER

Abb. 14



nach Eckenfelder u.
Ford (1970)

Als Nachteil des belüfteten aeroben Teiches ist der hohe Schwebstoffgehalt des Ablaufes, der etwa dem halben BSB_5 des Zulaufes entspricht, anzusehen. Selbst wenn der gelöste BSB_5 (filtrierte Probe) niedrig liegt, so erhöhen sich aus dem BSB_5 der abfließenden Schwebstoffe die Ablaufwerte. Der BSB_5 von 1 mg Schwebstoffe schwankt nach amerikanischen Untersuchungen zwischen 0,7 und 0,3, je nach der Belüftungszeit (Schlammalter). Damit fließen mindestens 25 % der BSB_5 -Fracht mit den Schwebstoffen wieder ab. Es ist daher zweckmäßig hinter einem belüfteten aeroben Teich ein Absetzbecken oder einen Absetzteich nachzuschalten.

Ohne Nachklärung sind daher belüftete aerob-anaerobe Teiche im Hinblick auf den geringen Schwebstoffgehalt des Ablaufes (etwa 50 mg/l Schwebstoffe entsprechend 25 mg/l BSB_5) günstiger. Den Einfluß von Aufenthaltszeit und Temperatur bei belüfteten Abwasserteichen für Abwässer der Zellstoff- und Papierindustrie in Amerika zeigt Abbildung 15. Wegen der relativ günstigen Abbauergebnisse werden belüftete Abwasserteiche bei dieser Art von Industrieabwässern für eine Belüftungszeit von 5 Tagen bemessen.

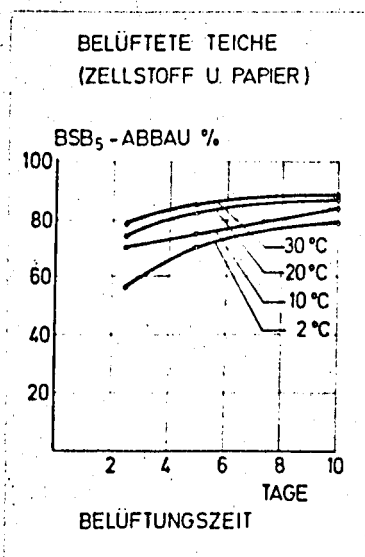


Abb. 15

Mittelwerte von 5 amerikanischen Zellstoff- und Papierfabriken (nach Gellman und Berger in Eckenfelder - Gloyna, 1968).

Beide Arten von Belüftungsteichen sind im Vergleich zum Belebungsverfahren relativ temperaturempfindlich. Durch die längere Aufenthaltszeit kühlt das Abwasser im Winter stark aus. Daneben wirkt sich die bei einer Belüftungszeit von etwa 5 Tagen geringe Mikroorganismendichte auf das Verhältnis Nährstoffe zu Mikroorganismen ungünstig aus. Bei einem anderen System von belüfteten Teichen wird deshalb mit einer langen Aufenthaltszeit von etwa 20 Tagen und Drucklufteinblasung gearbeitet.

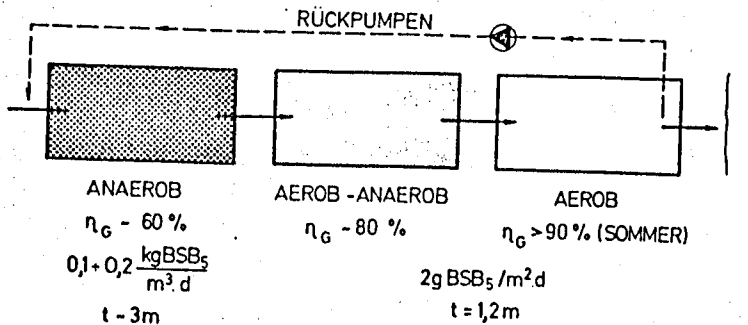
Die erforderliche Sauerstoffzufuhr errechnet sich bei den belüfteten anaeroben Teichen ähnlich einer Belebungsanlage. Beim belüfteten aerob-anaeroben Teich ist noch ein zusätzlicher Sauerstoffverbrauch für die Restprodukte der anaeroben Vorgänge zu berücksichtigen. Hier steigt mit wärmerer Jahreszeit, wenn die anaeroben Umsetzungsprozesse einsetzen, der Sauerstoffbedarf erheblich an.

3.3 Technische Ausführung

Wegen ihres Flächenbedarfes werden unbelüftete und belüftete Teiche hauptsächlich als einfache Erdbecken ausgebildet. In Bedarfsfällen, wo die Selbstdichtung des Untergrundes nicht abgewartet werden kann, erfolgt die Auskleidung der Beckensohle mit Plastik- oder Gummifolie. Der Abwasserzulauf erfolgt meist in der Mitte des Teiches. Schlammablagerungen an den Uferzonen sollen damit vermieden werden. Ebenfalls wird so die Durchmischung begünstigt.

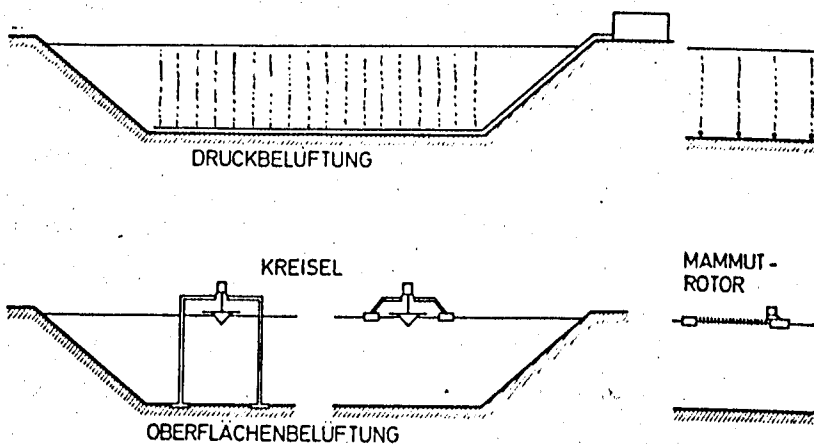
Unbelüftete Abwasserteiche werden vielfach in Serienschaltung (hintereinander) betrieben, während belüftete Abwasserteiche meist als ein großes Becken ausgebildet werden.

UNBELÜFTETE ABWASSERTEICHE (REIHENSCHALTUNG)



Zur Belüftung werden meist schwimmende Belüfter (z.B. verschiedene Kreiselbelüfter, neuerdings aber auch schwimmende Mammutrotoren), feste Belüfter auf Pfahlbauwerken (Oberflächenbelüfter) oder Druckbelüftung aus gelochten Kunstsclhäuchen verwendet.

BELÜFTETE ABWASSERTEICHE



Unbelüftete Teiche sollten mit Rücksicht auf etwaige Geruchsentwicklungen möglichst weit entfernt von jeder Besiedlung erstellt werden. Bei belüfteten Abwasserteichen sollte bei ausreichend dimensionierter Sauerstoffzufuhr keine Geruchsentwicklung auftreten. Hier wird selbst bei belüfteten aeroben-anaeroben Teichen der bei den anaeroben Prozessen frei werdende Schwefelwasserstoff sofort zur Schwefelsäure oxidiert.

Hochbelastete anaerobe Teiche sollten möglichst tief ausgebildet werden, um eine einsetzende Methanfaulung nicht zu stören. Ideal wäre es, wenn der anaerobe Teich ganz wie ein alkalischer Faulbehälter arbeiten würde. Auf jeden Fall wird jedoch in den ersten Monaten eine saure Gärung mit entsprechenden Geruchsentwicklungen eintreten, auch muß nach den Wintermonaten immer damit gerechnet werden, daß die saure Gärung überwiegt. In diesem Fall hat es sich bewährt, sauerstoffreiches, wärmeres Wasser vom letzten aeroben Teich zurückzupumpen und als eine Art geruchsabschließende Schicht über der anaeroben Zone sich ansammeln zu lassen.

3.4 Planungsgrundwerte

Unbelüfteter anaerober Teich

BSB₅-Raumbelastung $B_R = 10-100 \text{ g BSB}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$
Wassertiefe mindestens 3,0 m

Unbelüfteter aerob-anaerober Teich

BSB₅-Oberflächenbelastung 2 g BSB₅/m²·d (ca. 350 EGW/ha)
Wassertiefe 1,5 m

Belüfteter aerob-anaerober Teich

Schlammbelastung S_o/t	$TS_R = B_{TS}$ kleiner	0,5 kg BSB ₅ /kg $TS_R \cdot d$
Schwebstoffkonzentration	TS_R	0,05 kg/m ³ ·d
BSB ₅ -Raumbelastung S_o/t (B_R)		0,01- 0,05 kg BSB ₅ /m ³ ·d
Aufenthaltszeit	grösser	7 Tage
Wassertiefe		2-4 m
spez. Energieeinsatz N_r		1-3 W/m ³
Sauerstofflast	OC/B_R	2,0 kg O ₂ /kg BSB ₅

Belüfteter aerober Teich

Schlammbelastung	$S_0/t \cdot TS_R = B_{TS}$	kleiner	0,5 kg BSB ₅ /kg TS _R ·d
Schwebstoffkonzentration	TS_R		0,5·S ₀ kg/m ³
BSB ₅ -Raumbelastung	$S_0/t = B_R$	(0,1-0,3)S ₀	kg BSB ₅ /m ³ ·d
Aufenthaltszeit größer	3 Tage		
Wassertiefe	2-4 m		
Spez. Energieeinsatz N _r	größer	5 W/m ³	
Sauerstofflast	OC/B _R	1.5 kg O ₂ /kg BSB ₅	

Bei ausgeprägten Industrieabwässern sollte in Vorversuchen die Abbaubarkeit untersucht werden. Ist das Abwasser biologisch abbaubar, so sind die für das Abwasser spezifischen Betriebsgrößen wie Schwebstoffgehalt TS_R, Schlammbelastung B_{TS}, Raumbelastung B_R, Sauerstoffverbrauch OV sowie der Temperatureinfluß in Versuchen festzustellen. Die Bemessung erfolgt nach den ermittelten Werten. Auf die Analogie zwischen Modell und Ausführung in bezug auf die Intensität der Durchmischung ist besonders zu achten.

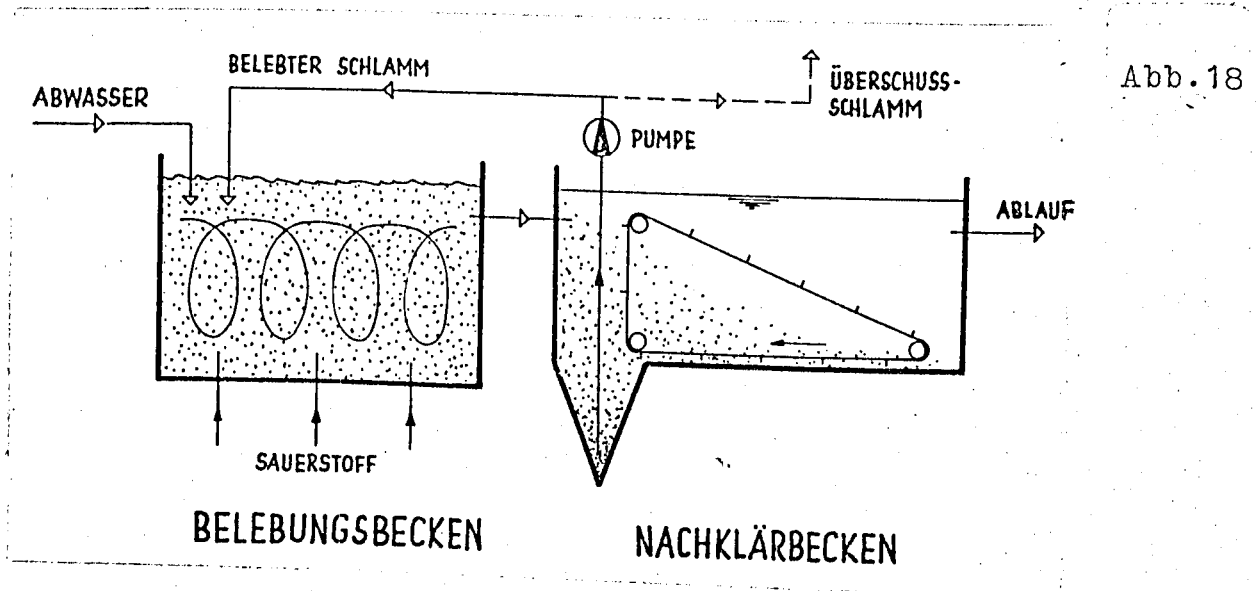
4. Belebungsverfahren4.1 Anwendung:

In den letzten 2 Jahrzehnten sind viele Belebungsanlagen zur Reinigung von Industrieabwässern errichtet worden. Darunter sind Anlagen für Abwässer der chemischen Industrie (z.B. Bayer, Leverkusen; Farbwerke Höchst, Frankfurt; Arzneimittel-fabrik Merck, Darmstadt; Erdölchemie Dormagen usw.), Erdöl-raffinerien (Hamburg, Hannover, Ingolstadt, Osnabrück), Fett-säureraffinerien, viskoseindustrie, Textilindustrie, Zell-stoff-, Papier- u. Pappefabriken und verschiedenste Zweige der Lebensmittelindustrie. Günstige Abwasserkonzentrationen liegen zwischen 100 und 2000 mg/BSB₅.

4.2 Grundlagen

Der wesentliche Unterschied zum belüfteten Abwasserteich besteht darin, daß die während der biologischen Reinigung gebildeten Mikroorganismen im Kreislauf geführt werden. Ist der

angestrebte Schlammgehalt (TS_R) erreicht, so wird der Zuwachs an Mikroorganismen als Überschussschlamm beseitigt. Der Überschussschlammabzug ist daher der eigentliche Regulator des Belebungsverfahrens.



Seit der Entwicklung des Belebungsverfahrens durch die Engländer Ardern und Lockett 1914 in Manchester sind mehrere Modifikationen und Betriebsweisen entstanden. Grundsätzlich kann unterschieden werden zwischen Anlagen zur:

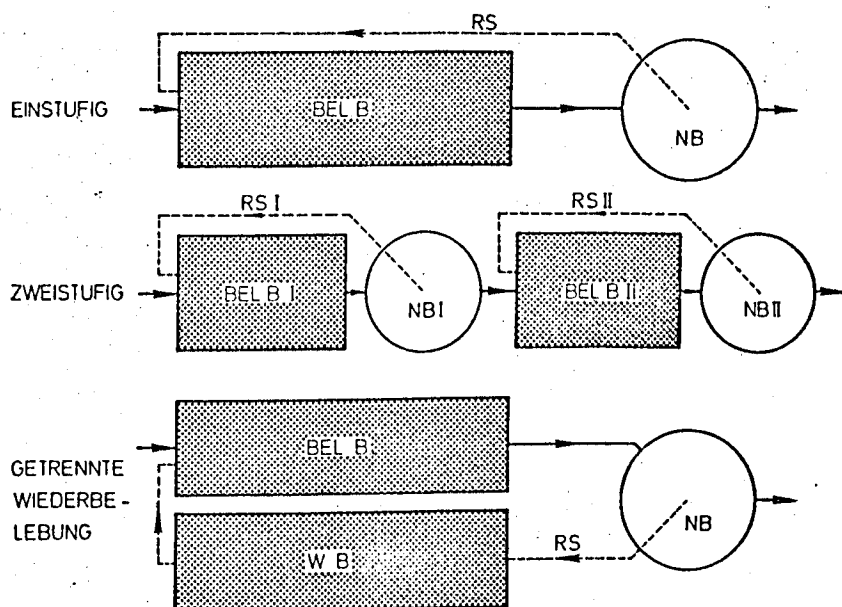
- Teilreinigung
- Vollreinigung
- Schlammstabilisierung

Diese Anlagen arbeiten mit verschiedener Schlammbelastung. Weiter kann eingeteilt werden in:

- Einstufige Belebungsanlagen
- Zweistufige Belebungsanlagen
- Belebungsanlagen mit Schlammwiederbelüftung.

BELEBUNGSVERFAHREN - PRINZIP

Abb. 19



Zunächst ist zwischen einer einstufigen oder zweistufigen Behandlung zu entscheiden. Bei zweistufigen Belebungsanlagen sind 2 Nachklärbecken erforderlich. Sie sind dort angebracht, wo konzentriertes, schwer abbaubares Abwasser zu reinigen ist (z.B. Abwasser der Bayer-Werke Leverkusen). Der belebte Schlamm der zweiten Stufe kann sich den besonderen Bedingungen des bereits biologisch vorgereinigten Abwassers anpassen und so zu einer weitergehenden Reinigung führen. Zweistufige Belebungsanlagen sind relativ unempfindlich gegenüber Konzentrationsstößen.

Ist das Abwasser besonders durch Schwebstoffe und Kolloide verunreinigt und weniger durch gelöste Stoffe, so kann eine getrennte Wiederbelüftung des Schlammes wirtschaftliche Vorteile bringen. Dies Verfahren ist besonders in Amerika als "Contact-Stabilisation" verbreitet. Es wird allerdings weniger für Industrieabwasser angewandt.

Schlammbelastung

Die Mehrzahl der Belebungsanlagen für Industrieabwässer sind einstufig ausgebildet. Belebungsanlagen zur Teilreinigung sind empfindlich gegenüber Stoßbelastungen und haben relativ wenig Reserven in bezug auf die Reinigungswirkung. Sie sind für die Reinigung von Industrieabwässern in allgemeinen nicht geeignet (z.B. ungünstiger Einfluß auf Flockungseigenschaften des belebten Schlammes - Blähschlammgefahr).

Bei Belebungsanlagen zur Vollreinigung ist es zweckmäßig, geringere Schlammbelastungen als bei häuslichem Abwasser anzusetzen: (B_{TS} kleiner 0,5 kg/kg.d). Besonders bewährt haben sich für kleinere Abwassermengen Anlagen in denen eine gleichzeitige Stabilisierung des Schlammes erfolgt. Anlagen mit Schlammstabilisierung sind vor allem geeignet, wenn Flächen zur weiträumigen Entwässerung des stabilisierten Schlammes zur Verfügung stehen ($B_{TS} = 0,05$ bis $0,1$ kg BSB_5 /kg TS.d). Die Kosten für die relativ großen Beckenvolumen können durch einfache Bauweise mit geringen spezifischen Baukosten (öS/m³ Beckenvolumen) klein gehalten werden. Auch lassen sich bei geringem Überschußschlammanfall die Betriebskosten für Stickstoff- oder Phosphorzusatz niedrig halten. Bei Versuchen im technischen Maßstab zur Reinigung der Abwässer einer Sulfatzellstofffabrik in Finnland wurde bei einer Schlammbelastung von $B_{TS} = 0,05$ bis $0,1$ kg/kg.d mit einem Verhältnis $BSB_5:N:P = 100:5:0,4$ eine Reinigungswirkung von über 90 % erreicht (nur Phosphorzusatz).

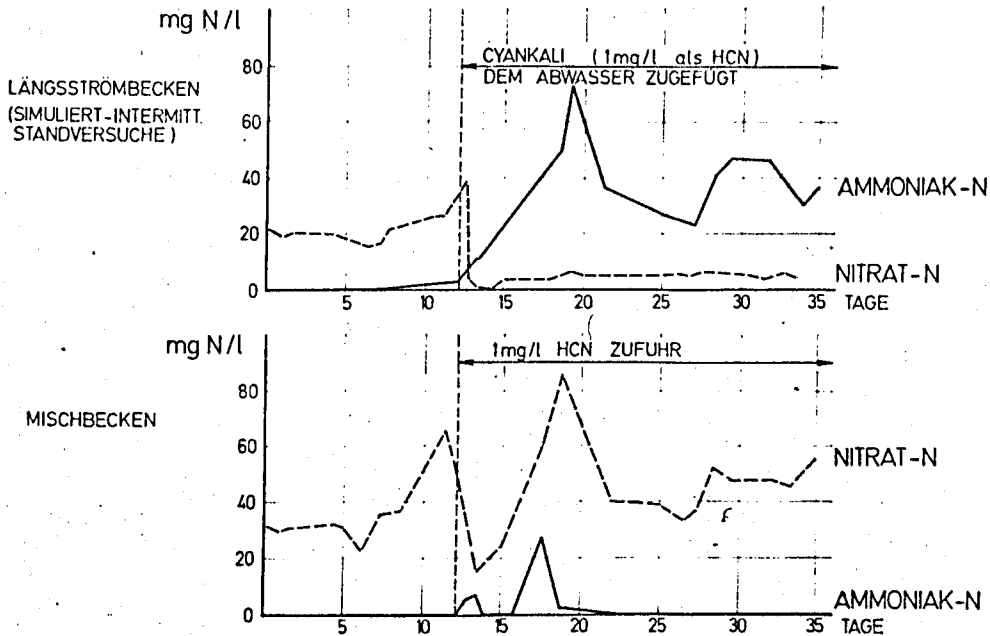
Mischung

Für die Reinigung von Industrieabwässern sind vollständige Mischbecken den längsdurchströmten Becken (Pfropfenströmung) überlegen. Auch läßt sich die Sauerstoffzufuhr leichter steuern. Bei Becken mit verteilter Abwasserzuführung und Umlaufbecken (Prinzip des Oxidationsgrabens) liegen ähnliche Verhältnisse wie im vollständigen Mischbecken vor. Die Abwasser-

reinigungsanlage einer Papierfabrik in USA wurde zunächst als Längsströmbecken betrieben. Nach Umstellung auf Mischbecken wurde ein stabilerer Betrieb mit besserem Reinigungsergebnis erzielt.

LABORVERSUCHE STEVENAGE

Abb. 20



Bei Laborversuchen in Stevenage, England, wurde durch die Zugabe von 1 mg/l Cyan die Reinigungswirkung im Mischbecken kaum beeinträchtigt, während in einer Versuchseinrichtung die ähnlich den Längsströmbecken arbeitete, ein wesentlich schlechterer Reinigungserfolg festgestellt wurde (Abb. 20). Es wird angenommen, daß sich das Gift im durchmischten Becken sofort auf den gesamten Beckeninhalte verteilt und damit die Giftkonzentration relativ gering ist. Die Mikroorganismen haben sich an die geringe Cyankonzentration angepaßt und das Cyan biologisch abgebaut. Bei einem Längsströmbecken ist am Beckenanfang die Cyankonzentration hoch, so daß eine Schädigung der Mikroorganismen eintritt und die Anpassung erschwert wird.

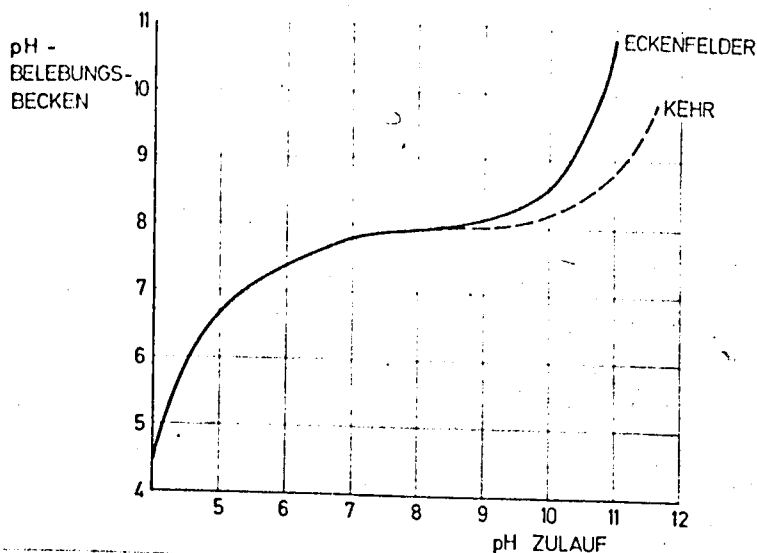
Temperatur

Viele Industrieabwässer sind warm, wodurch die Reinigung begünstigt wird. Temperaturen über 35°C sollten vermieden werden. Der Temperatureinfluß bei niedrigen Temperaturen ist nicht so

groß wie bei unbelüfteten oder belüfteten Abwasserteichen. Bei einer geringen Schlammbelastung, z.B. Anlagen mit Schlammstabilisierung, wird auch bei niederen Temperaturen ein gutes Reinigungsergebnis erreicht.

VERÄNDERUNG DES pH-WERTES BEIM BELVERFAHREN

Abb.21



pH-WERT

Säurestöße, besonders von Mineralsäuren, müssen durch Ausgleichbecken bzw. Neutralisation ausgeschaltet werden. Bei der Reinigung von hochalkalischen Industrieabwässern (Textilindustrie) wurde von Kehr und Mitarbeitern eine weitgehende Neutralisation durch die biologische Aktivität der Mikroorganismen (CO_2 -Ausscheidung) erreicht. So wurde selbst bei einem pH-Wert des Zulaufes von 10,5 im Belebungsbecken nur ein pH-Wert von etwas über 8 festgestellt. Auch hier sind Anlagen mit Schlammstabilisierung nützlich, da bezogen auf 1 kg BSB_5 -Zulauf durch den weitgehenden Zellabbau eine große CO_2 -Menge produziert wird.

O_2 -Gehalt

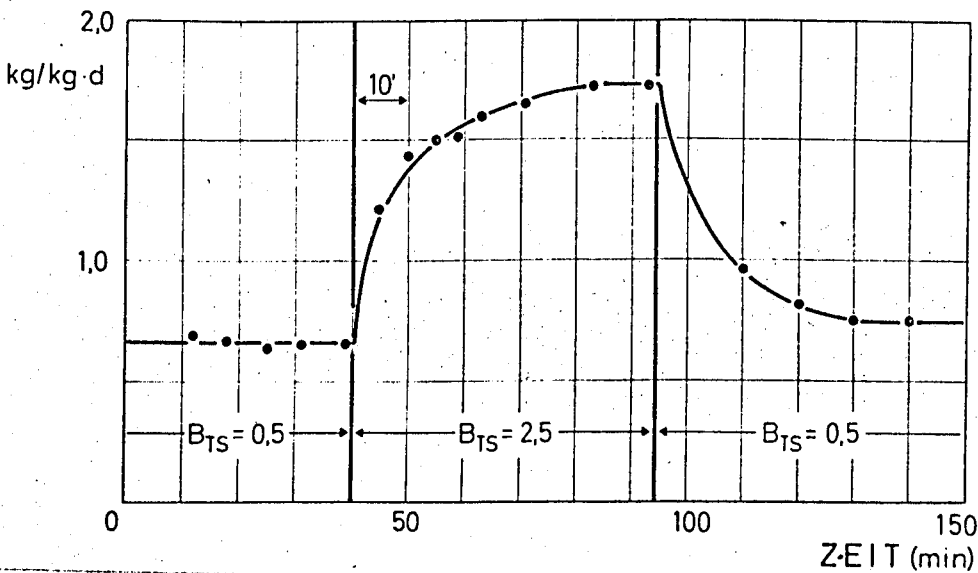
Im Belebungsbecken sollte ein Mindestsauerstoffgehalt von 2 mg/l eingehalten werden. Höhere Sauerstoffgehalte führen zu keinem besserem Reinigungsergebnis, bedingen jedoch einen größeren Energieverbrauch. In Anlagen mit geringer Schlammbelastung

(Langzeitbelüftung mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung) ist nach Untersuchungen von Viehl bereits ein Sauerstoffgehalt von 0,5 mg/l ausreichend.

Besteht das Abwasser aus gelösten organischen Verunreinigungen so muß damit gerechnet werden, daß bei einem Konzentrationsstoß der Sauerstoffbedarf der Mikroorganismen schnell ansteigt. So konnte bei Laboruntersuchungen innerhalb von 20 Minuten ein schnelles Ansteigen des Sauerstoffverbrauches festgestellt werden (Abb. 22). Eckenfelder empfiehlt bei Schwankungen des BSB_5 der 4-Stunden-Mischproben von über 4:1 ein Ausgleichsbecken vorzuschalten.

k_r O₂-VERBRAUCH

Abb.22



Inwieweit Vorklärbecken zweckmäßig sind, hängt von der jeweiligen Abwasserbeschaffenheit ab. Wird das Abwasser vor der biologischen Abwasserreinigung neutralisiert, so sind auf jeden Fall Vorklärbecken erforderlich. In USA wird vorgeschlagen, Vorklärbecken bei einem Zulauf von über 125 mg/l absetzbarer Schwebstoffe vorzusehen. Daneben ist auch hier die Frage der Schlammbehandlung mitzuberücksichtigen. Werden Vakuumfilter oder Filterpressen angeordnet, sind vermutlich Vorklärbecken zweckmäßig. Bei aerober Schlammstabilisierung wird man auf Vorklärbecken verzichten.

Schlammbeschaffenheit

Verschiedene Industrieabwässer begünstigen ein Wachstum von fadenförmigen Organismengruppen. Besonders die vorwiegend organisch verunreinigten, kohlehydratreichen Industrieabwässer neigen dazu, weniger die organisch-anorganisch verunreinigten Abwässer. Ein Mangel an Stickstoff- und Phosphorverbindungen kann das fadenförmige Wachstum begünstigen. Die fadenförmigen Organismengruppen haben schlechte Absetz- und Eindickeigenschaften. Der sogenannte Blähschlamm setzt sich im Nachklärbecken schwer ab und fließt zum Teil mit dem gereinigten Abwasser in den Vorfluter.

Bei Abwässer, wo eine Blähschlamm-Bildung zu befürchten ist, sollte bei der Bemessung eine niedrige Trockensubstanz (TS_R), eine kleine Schlammbelastung (B_{TS}) und eine geringe Oberflächenbelastung der Nachklärbecken zugrunde gelegt werden. Dabei ist ein großes Rücklaufverhältnis anzusetzen (über 100 %).

Maßnahmen zur Vermeidung von Blähschlamm:

- Steigern des Schlamm-trockengewichtes im Belebungsbecken
- Zusatz an Stickstoff- und Phosphorverbindungen
- Zusatz von Fällungs- oder Flockungsmitteln (Eisensulfat)
- Verzicht auf Vorklärung
- Steigern der Belüftungsintensität
- Einschalten von anaeroben Phasen
- Zugabe von Chlorbleichlauge zum Rücklaufschlamm

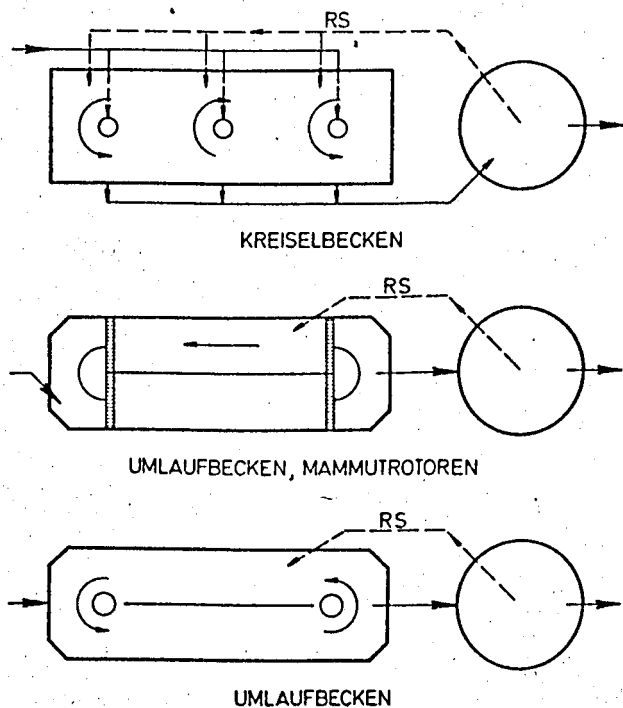
4.3 Technische Ausführung

Die Ausbildung der Belebungsbecken wird in erster Linie von dem gewählten Belüftungssystem bestimmt. In letzter Zeit werden bei Industrieabwässern vorwiegend Oberflächenbelüfter, vor allem Kreiselbelüfter und Stabwalzenbelüfter (z.B. Mammutrotoren), eingesetzt. Mit einem leistungsfähigen Getriebe ar-

arbeiten heute alle Oberflächenbelüfter betriebssicher. Die Sauerstoffzufuhr läßt sich durch Heben und Senken des Wasser-
spiegels, sowie mit Hilfe von polumschaltbaren Motoren steuern.

BECKENAUSBILDUNG - GRUNDRISSEFORMEN

Abb. 23



Mit Rücksicht auf die Baukosten sind möglichst große Einheiten zu wählen. Zweckmäßige Wassertiefe bei Kreislaufbelüftern 2,5 bis 5,0 m und bei Stabwalzenbelüftern 1,5 bis 3,0 m. Bei Kreislaufbelüftern sollte mit Rücksicht auf eine minimale Fließgeschwindigkeit bei geringer Schlammbelastung ein Verhältnis von Beckenbreite zu Beckentiefe von 4:1 nicht unterschritten werden (besser 8:1).

Auf jeden Fall sind die Belebungsbecken als Mischbecken auszubilden. Nach einer holländischen Entwicklung können die Vorteile des Umlaufbeckens auch für Kreislaufbelüfter ausgenutzt werden. Bei großen Beckenabmessungen soll hier bei einem Energieeinsatz von 5 Watt/m^3 noch eine ausreichende Fließgeschwindigkeit erreicht werden können.

Um an Baukosten zu sparen, kann bei großen Becken auf senkrechte Außenwände verzichtet und es können geneigte Seitenwände angeordnet werden. Die Becken können aus Betonplatten, in Bitumenbauweise oder als Erdbecken mit Kunststoffolie und Schotterabdeckung ausgebildet werden.

4.4 Planungsgrundwerte

Feste Bemessungswerte für Belebungsanlagen zur Reinigung von Industrieabwässern sollten nur mit großem Vorbehalt für die ersten Entwurfsüberlegungen verwendet werden. Durch den grossen Einfluß der Abwasserzusammensetzung auf den Reinigungsverlauf sollten, wenn irgend möglich, Versuche durchgeführt werden. Bei Neuanlagen empfiehlt sich Betriebsergebnisse vergleichbarer Werke zu berücksichtigen.

Folgende Faustwerte können als Annäherung zugrunde gelegt werden:

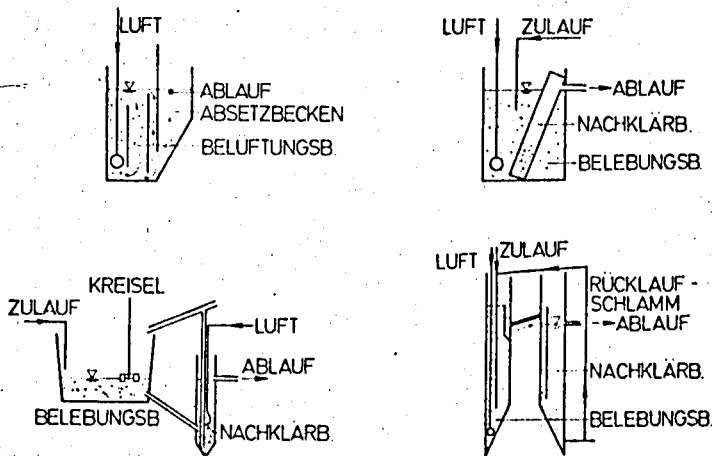
<u>Belebungsverfahren - Vollreinigung</u>		BSB ₅	25 mg/l
Schlammbelastung	$S_o/t \cdot T_S$ (B_{TS})	0,2 - 0,5	kg BSB ₅ /kg.d
Schlamm Trockensubstanz	T_{SR}	2 - 4	kg/m ³
BSB ₅ -Raumbelastung	S_o/t (B_R)	0,5 - 2,0	kg BSB ₅ /m ³ .d
Belüftungszeit	t grösser	0,1	d
ÜS-Produktion	$ÜS_R/B_R$	0,5 - 1,0	kg TS/BSB ₅
Sauerstofflast	OC/B_R	1,5	kg O ₂ /kg BSB ₅
spez. Energieeinsatz	N_r grösser	10 - 20	W/m ³

Belebungsverfahren einschließlich Schlammstabilisation

Schlammbelastung	$S_o/t \cdot T_{SR}$ (B_{TS})	0,05 - 0,1	kg BSB ₅ /kg.d
Schlamm Trockensubstanz	T_{SR}	3 - 6	kg/m ³
BSB ₅ -Raumbelastung	S_o/t (B_R)	0,2 - 0,5	kg BSB ₅ /m ³ .d
Belüftungszeit	t grösser	1	d
ÜS-Produktion	$ÜS_R/B_R$	0,2 - 0,6	kg TS/kg BSB ₅
Sauerstofflast	OC/B_R	2,0	kg O ₂ /kg BSB ₅
spez. Energieeinsatz	N_r grösser	5 - 10	W/m ³

Versuche zur Ermittlung von Bemessungsdaten

Abb.24



Beispiele für Versuchsanlagen im Labormaßstab

Es können Versuche im Labormaßstab bzw. halbtechnischem Maßstab durchgeführt werden. Am einfachsten sind Versuche im Labormaßstab. Für Belebungsbecken und Nachklärbecken bestehen verschiedene Ausführungsmöglichkeiten. Sie können in einem Element oder voneinander getrennt angeordnet werden. Es kann mit Druckluft oder mit Oberflächenbelüfter (Kreisel) belüftet werden. In jedem Fall sind die Versuche als Durchlaufversuche über einen längeren Zeitraum durchzuführen. Wichtig ist eine einwandfreie Beschickung der Versuchsanlage mit Hilfe einer Dosierpumpe.

BSB₅-RAUMBELASTUNG BZW. SCHLAMMBELASTUNG UND BSB₅-ABLAUF (GERBEREIABWASSER)

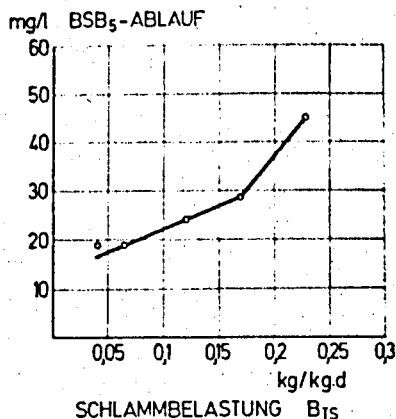
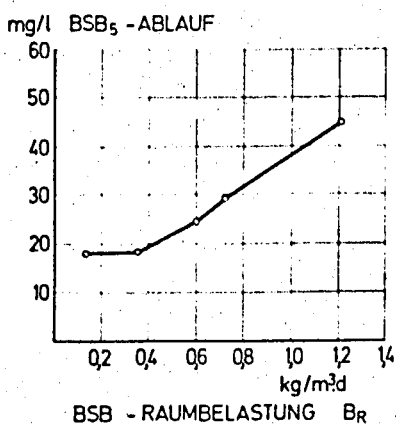


Abb.25

Versuche im halbtechnischen Maßstab ergeben zuverlässigere Ergebnisse, erfordern allerdings höhere Kosten.

Mit Hilfe von Versuchen lassen sich ermitteln:

BSB₅-Ablauf in Abhängigkeit von der Schlammbelastung
(Geschwindigkeitsbeiwert k) und Belüftungszeit

Sauerstoffverbrauch in Abhängigkeit vom BSB₅-Abbau

Überschußschlammproduktion in Abhängigkeit vom
BSB₅-Abbau

Schlammvolumenindex und Sinkgeschwindigkeit des
belebten Schlammes.

5. Faulverfahren

5.1 Anwendung

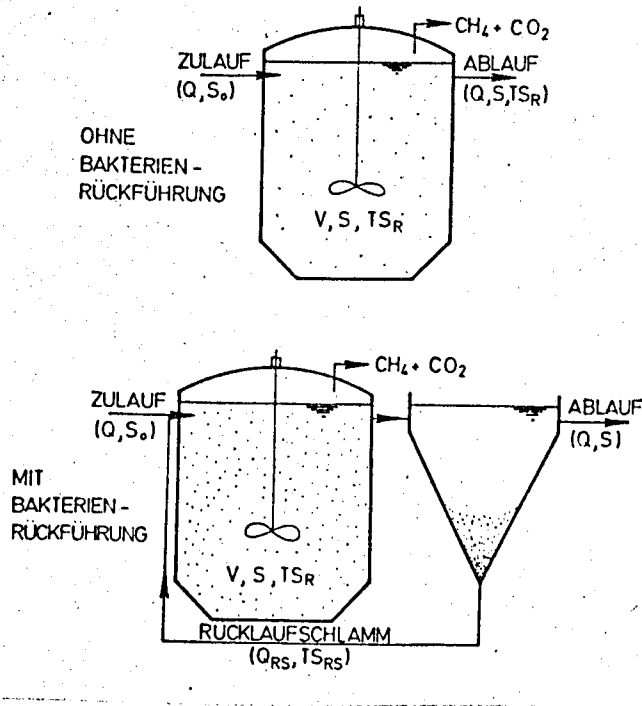
Konzentrierte organisch verunreinigte Abwässer (BSB₅ größer als 2.000 mg/l), die bei einer aeroben biologischen Reinigung hohe Energiekosten erfordern würden, lassen sich auf anaerobem Wege vorbehandeln. Hierunter fallen Abwässer der Hefeferzeugung, Brennereien, Konservenfabriken, Fleischwarenfabriken usw. Ein besonderer Vorteil ist dabei, daß im Verhältnis zu aeroben Verfahren nur wenig Überschußschlamm anfällt.

5.2 Grundlagen

Beim Faulverfahren kann grundsätzlich zwischen 2 Verfahrensarten unterschieden werden:

Faulung ohne Bakterienrückführung

Faulung mit Bakterienrückführung



Prinzipschema

Abwasserfaulverfahren

Am meisten wurde bisher die Faulung ohne Bakterienrückführung angewendet. So arbeiten z.B. nahezu alle Faulbehälter für häuslichen Abwasserschlämme ohne Bakterienrückführung. Dieses Prinzip entspricht der kontinuierlichen Fermentation. Die im Reaktionsbehälter gebildeten Bakterien fließen mit dem Ablauf ab. Die Aufenthaltszeit der Bakterien im System entspricht der Aufenthaltszeit des Abwassers. Die Faulzeit sollte mindestens so lang sein wie die maximale Vermehrungsrate der Mikroorganismen, um ein Ausschwemmen zu verhindern. Durch Beheizung auf die optimale Temperatur von $34 - 38^{\circ}$ lässt sich die Faulzeit auf ein Minimum (etwa 10 Tage) beschränken.

Mit Bakterienrückführung, wie beim Belebungsverfahren mit Hilfe eines Nachklärbeckens, wo sich die Mikroorganismen abscheiden, lässt sich die Faulzeit der Feststoffe (Schlammalter) verlängern. Bei einer erforderlichen Feststoffaufenthaltszeit von 10 Tagen, lässt sich die Faulzeit des Abwassers auf 1 - 6 Tage vermindern.

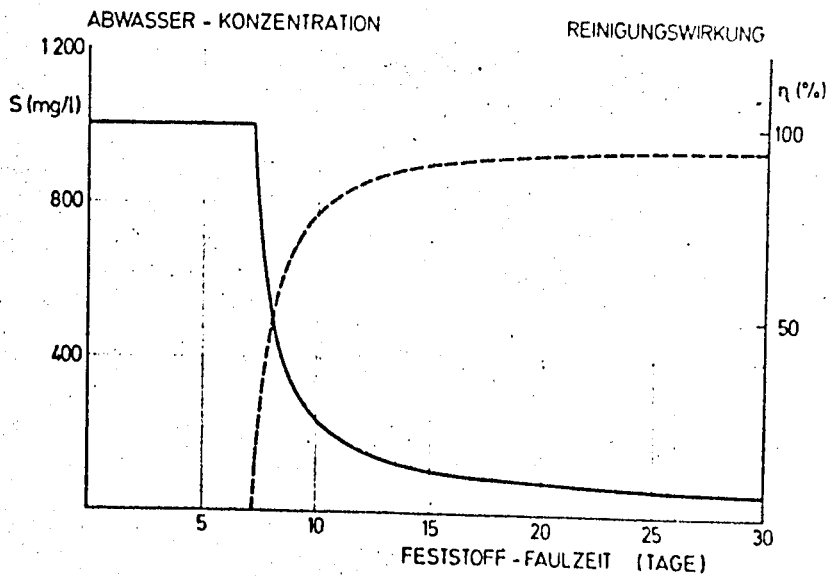


Abb.27

nach P. L. McCarty
(in Eckenfelder -
Gloyna 1968)

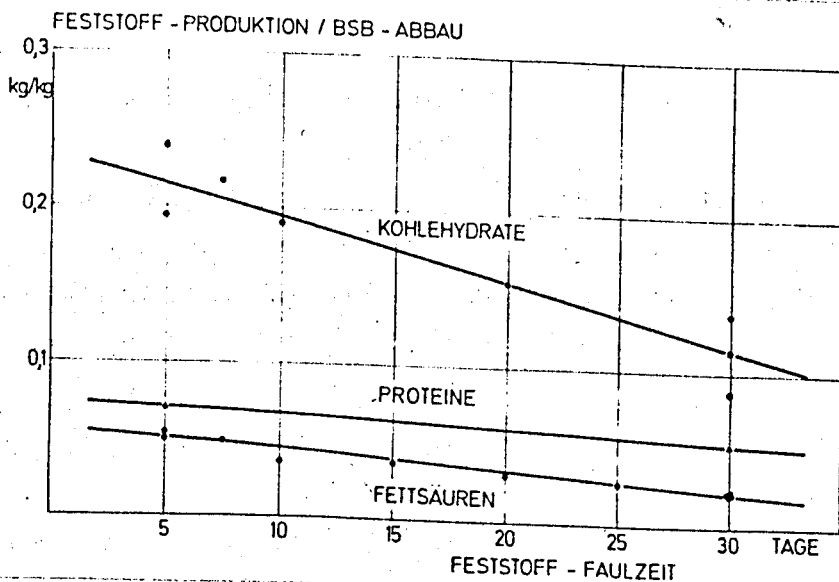


Abb.28

nach P. L. McCarty
(in Eckenfelder -
Gloyna 1968)

Der Anfall an Überschussschlamm liegt in der Größenordnung von $0,1 \text{ kg/kg BSB}_5$ -Abbau. Er beträgt daher nur ein Fünftel des Anfalls auf aerobem Wege. Ausgehend von dem geringen Anfall an Überschussschlamm hat man in Kalifornien vorgeschlagen, den Faulbehälter mit Brockenmaterial zu füllen und das zu reinigende Abwasser von unten zuzuführen, um mit festhaftenden Mikroorganismen arbeiten zu können. Man hofft mit diesem Prinzip auch verdünntere Abwässer wirtschaftlich auf anaerobem Wege vorbehandeln zu können.

Von Nachteil ist, daß die Methanbakterien der Abwasserfaulung gegenüber pH-Wert Schwankungen und toxischen Stoffen empfindlich sind. Auch läßt sich eine Abwasserfaulanlage schwerer betreiben als eine aerobe Anlage. Besonders die Einarbeitung ist wesentlich komplizierter und erfordert mehr Überwachungsarbeit.

Vor Einleitung in den Vorfluter muß das anaerob gereinigte Abwasser auf aerobem Wege nachbehandelt werden (Belebungsanlage ohne oder mit Schlammstabilisierung).

5.3 Technische Ausführung

Die Behälter des Abwasserfaulverfahrens können einfacher ausgebildet werden, als die Schlammfaulbehälter städtischer Kläranlagen. Es sind keine Ablagerungen von Sand und Schwerstoffen zu befürchten, ebenfalls ist nicht mit einer starken Schwimmdecke zu rechnen. Zur Förderung des Faulprozesses ist jedoch eine konstante Temperatur einzuhalten und der Faulbehälterinhalt gut zu durchmischen. Hier kann Gaseinblasung oder mechanische Umwälzung zweckmäßig sein.

Die Behälter können ähnlich den Faulbehältern der städtischen Klärwerke, aber mit flacherer Sohle, oder ähnlich den Belüftungsbecken von Belebungsanlagen nur mit geschlossener Decke ausgebildet werden.

Vor den Nachklärbecken können Vakuumentgaser zweckmäßig sein.

5.4 Planungsgrundwerte

Besonders bei Abwasserfaulanlagen sind unbedingt vorher Versuche durchzuführen. In Versuchen sind zu ermitteln:

BSB₅-Ablauf in Abhängigkeit von der Schlammbelastung
(Geschwindigkeitsbeiwert k und Faulzeit)

Anfall an Methangas pro kg BSB₅-Abbau

Überschußschlammanfall pro BSB₅-Abbau

Trockensubstanz im Rücklaufschlamm

Schlammbeschaffenheit des ausgefaulten Schlammes

Faustwerte

Als Anhalt für eine überschlägige Bemessung ist von einer Mindestfaulzeit von 10 d (Temperatur 32-35° C) und einer Mischungsenergie von 10 - 20 W/m³ ausgehen.

Zusammenfassung

Bei unbelüfteten Abwasserteichen (anaerob bzw. aerob-anaerob) ist mit Geruchsentwicklungen zu rechnen. Zur Reinigung von Industrieabwässern sind sie nur in Sonderfällen geeignet (in entlegenen Gebieten oder aerob als Nachreinigungsstufe). Belüftete aerob-anaerobe Teiche erfordern große Flächen, die Reinigungswirkung ist temperaturabhängig und schwer voraus-sagbar. Belüftete aerobe Teiche sollten mit Nachklärung versehen werden (zweckmäßig Nachklärbecken mit Rücklaufschlamm-förderung). Dann sind aber bereits Belebungsanlage mit Schlamm-stabilisierung wirtschaftlicher. Hierbei wird hohe Reinigungs-wirkung bei großer Betriebssicherheit und z. T. einfacher Schlambeseitigung erreicht. Das Belebungsverfahren mit Schlamm-stabilisierung ist günstig für kleine bis mittlere Abwasser-mengen und Abwasserkonzentration bis 2000 mg/l BSB₅. Für gros-se Abwassermengen ist das Belebungsverfahren zur Vollreini-gung (End-BSB₅ = 25 mg/l) geeignet. Für konzentriertes Abwas-ser kann eine anaerobe Vorbehandlung im Faulverfahren mit Bak-terienrückführung wirtschaftliche Vorteile bringen. Die Methan-faulung ist jedoch betrieblich nicht so einfach wie die aero-ben Verfahren.

Zusammenstellung Planungsgrundwerte

	Belebungsverfahren		Belüftete		
	Vollreinigung		Abwasserteiche		
	BSB ₅ 25mg/l	Schlamm- Stabilis.	aerob	aerob- anaerob	
Schlammbelastung B _{TS}	So/t.TS _R	0,05 - 0,1	< 0,5	< 0,5	kgBSB ₅ /kg.d
Schlamm-trockensubst.	TS _R	3 - 6	0,5.S _o	0,05	kgTS/m ³
BSB ₅ -Raumbelastung B _R	So/t	0,2 - 0,5	(0,1 - 0,3)S _o	0,01 - 0,05	kgBSB ₅ /m ³ .d
Belüftungszeit	t	> 1	> 3	> 7	d.
ÜS-Produktion	ÜS _R /B _R	0,2 - 0,6	0,5 - 1,0	-	kgTS/kgBSB ₅
Sauerstofflast	OC/B _R	2,0	1,5	2,0	kgO ₂ /kgBSB ₅
Spez. Energie	N _T	> 5 - 10	> 5	1 - 3	W/m ³

LITERATURVERZEICHNIS und SCHRIFTTUM

BISCHOFBERGER, W.:

Gemeinsame Reinigung industrieller und städtischer
Abwässer und Anwendung der Erkenntnisse beim Gemein-
schaftsklärwerk Leverkusen

Technische Mitteilungen, Heft 11, (1968), S 500-508

BISCHOFBERGER, W. und STALMANN, V.:

Theorie und Praxis des Sauerstoffeintrags beim Be-
lebungsverfahren

Haus der Technik, Vortragsveröffentlichungen,
Vulkan Verlag, Essen, (1964)

ECKENFELDER, W.W.:

Industrial Water Pollution Control

Mc Graw-Hill Book Co, New York, (1966)

ECKENFELDER, W.W. and FORD, D.L.:

Water Pollution Control, Experimental Procedures
for Process Design.

The Pemberton Press, Austin and New York, (1970)

ECKENFELDER, W.W. - GLOYNA, E.F.:

Advances in Water Quality Improvement, 1,

University of Texas Press, (1968)

v.d. EMDE, W.:

Die Technik der Belüftung in Belebtschlammanlagen

Schweiz. Zeitschrift für Hydrologie 26, (1964), S. 338-361

v.d. EMDE, W.:

Belüftungssysteme und Beckenformen

Münchner Beiträge 16, (1968), S. 223-239

v.d. EMDE, W.:

Entwurf Belebungsbecken, Entwurf Belüftungseinrichtung und Kosten der Abwasserreinigung
Wiener Mitteilungen, Bd. 4 (1969)

HIIDENHEIMO, H.:

Investigation of the biological Treatment of Pulp Mill Effluents by the Use of extended Aeration (Part 2)
Soil and hydrotechnical investigations - 16
Helsinki (1970)

KALBSKOPF, K.H.:

Strömungsverhältnisse und Sauerstoffeintrag bei Einsatz von Oberflächenbelüftern
"Vom Wasser" 33, (1967), S. 154-171

KAYSER, R.:

Ermittlung der Sauerstoffzufuhr von Abwasserbelüftern unter Betriebsbedingungen.
Veröffentlichung des Institutes für Stadtbauwesen der TU Braunschweig, 1, (1967)

KAYSER, R. und v.d. EMDE, W.:

Schlammaktivität und Reaktionszeit als bestimmende Faktoren der biologischen Abwasserreinigung
Europäisches Abwassersymposium, München 1969
Berichte der ATV, Heft 23 (1969)

KEHR, D. und WIEFERIG, W.:

Beitrag zur biologischen Reinigung der Abwässer der Textilveredelungsindustrie
Veröffentlichung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der TU Hannover, 7 (1961)

KNOP, E., BISCHOFBERGER, W. und STALMANN, V.:
Versuche mit verschiedenen Belüftungssystemen im
technischen Maßstab Teil 1 und 2,
Vulkan-Verlag, Essen (1964)

KNOP, E. und KALBSKOPF, K.H.:
Energic and Hydraulic Tests on Mechanical Aerator Systems.
Conference of the International Association on Water Pollu-
tion Research - Prague 1968

Mc KINNEY, R.E.:
Microbiology for Sanitary Engineers
Mc Graw-Hill Book Co, New York, (1962)

RINCKE, G. und MÖLLER U.:
Einfluß von Einblastiefen und Luftdurchsatz auf Sauer-
stoffzufuhr und Sauerstofftrag bei feinblasiger Belüftung.
Westdeutscher Verlag, Köln u. Opladen (1967)

SCHERB, K.:
Vergleichende Untersuchungen über das Sauerstoffeintragungs-
vermögen verschiedener Belüftungssysteme auf dem Münchener
Abwasserversuchsfeld.
Münchener Beiträge 12 (1965), S. 330-350

SCHULZE, K.L.:
The Activated Sludge Process as a Continuous Flow Culture
Water and Sludge Works (1964, 1965)

VIEHL, K.:
Der Einfluß des Sauerstoffgehaltes auf das Belebtschlamm-
verfahren
Z. Bakt. II, 104 (1941)

VIEHL, K.:

Die Vorgänge bei der biologischen Abwasserreinigung
und bei der Faulung von Schlamm und Abwasser
Städtehygiene, 8 (1957)

VIEHL, K., MUDRACK, K. und NEUMANN, H.:

Erfahrungen mit Belebungs- und Oxidationsgräben in
Niedersachsen
Gesundheitsingenieur 74 (1963)

WUHRMANN, K.:

Hauptwirkungen und Wechselwirkungen einiger Betriebs-
parameter im Belebtschlammssystem; Ergebnisse mehrjähriger
Großversuche.

Schweiz. Zeitschrift für Hydrologie 26 (1964), S. 218-270

WUHRMANN, K.:

Grundlagen für die Dimensionierung der Belüftung bei
Belebtschlammanlagen

Schweiz. Zeitschrift für Hydrologie 26 (1964), S. 310-337

ATV - Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik, Bd. II

Verlag von Wilhelm Ernst u. Sohn, Berlin München, (1969)

ATV - Technisch-wissenschaftliche Schriftenreihe, Bd. 1

Die biologische Reinigung von Industrieabwasser
nach dem Belebungsverfahren,

GFA, Bonn (1971)

(Mit ausführlichem Schrifttum über Industriekläranlagen)

Chemie - Ing. Technik 40 (1968), Heft 6, S. 257-316

Fachheft Abwasser-Technik

(Anlagen: Farbwerke Hoechst-Pharmazie Merck,

Zitronensäure-Fabrikation I.A. Benckieser,

Farbenfabriken Bayer, BASF,

Ticona - Polymerwerke, Pharmazie Schering, Chemische Werke-
Müls, Erdölchemie Dormagen, Chemiewerke Knapsack)

Günther Rincke:

Tropfkörperverfahren
Abwasserlandbehandlung

A. Tropfkörper

1. Bisheriger Wissensstand

"The trickling filter is a biochemical reactor with rather poorly defined kinetic and hydraulic characteristics. This is because the operating variables include atmospheric and climatic factors, loading factors, and the many factors that affect microbiological ecosystems. As a result, trickling filter design is almost completely empirical"(1) (2).

Dieses Zitat gibt m. E. sehr treffend unser begrenztes Wissen über das Tropfkörperverfahren wieder, nachdem in 77 Jahren seit Inbetriebnahme der ersten Tropfkörperanlage über die Erfahrungen an mehreren tausend Anlagen zahlreiche Berichte veröffentlicht worden sind.

Eine zusammenfassende Übersicht zum heutigen Wissensstand, einschließlich umfangreicher Literaturhinweise, ist im Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik, Bd. II, gegeben (3). Ein Extrakt hierzu wurde im 4. ÖWWV-Seminar vorgetragen und ist in Band 4 der "Wiener Mitteilungen" veröffentlicht (4). Der darin enthaltene, vorwiegend empirisch fundierte Wissensstand genügt den praktischen Anforderungen zu Bemessung, Bau und Betrieb brockengefüllter Tropfkörper bei häuslichen oder ähnlichen Abwässern in heutiger Sicht. Eine Wiederholung im Rahmen dieses - auf Industrieabwässer ausgerichteten - Seminars erscheint deshalb entbehrlich.

Zusammenfassend ist lediglich zu beachten, daß für die Betriebs- (d.h. vorwiegend Verstopfungs-) Sicherheit brockengefüllter Tropfkörper eine Konzentrationsgrenze von etwa 250 mg BSB₅/l und eine Raumbelastung von rd. 1000 g BSB₅/m³.d eingehalten werden sollten. Innerhalb dieser Grenzen kann der Tropfkörper eine wirtschaftliche, betrieblich einfache und robuste biologische Reinigung bieten. Fallen jedoch durch gewerbliche Ein-

wirkung wesentlich höhere Konzentrationen an oder werden infolge der Belastungsgrenze die Baukosten zu hoch, ist man bisher fast ausschließlich auf das Belebungsverfahren angewiesen.

2. Neue Impulse durch regelmäßig aufgebaute Füllungen

Abweichungen innerhalb der organischen, biologisch behandelbaren Industrieabwässer gegenüber der Beschaffenheit häuslicher Abwässer bestehen vorwiegend zur Konzentration, zum Nährstoffgehalt und zum Abbauverhalten, das sich z.B. durch reaktionskinetische Parameter kennzeichnen läßt (5).

In den letzten Jahren wurde mit Einsatz regelmäßig geformter Kunststoff-Füllelemente ein weitgehend verstopfungssicherer Tropfkörpertyp entwickelt. Damit unterliegt die Anwendung des Tropfkörperverfahrens für industrielle und landwirtschaftliche Abwässer nicht mehr den engen Grenzen zur Konzentration und Belastung. Über diese Neuentwicklung ist im österreichischen Rahmen bereits zweimal berichtet worden (4) (6). Die grundlegenden Gesichtspunkte können hier deshalb zusammengefaßt behandelt werden.

Die Ausweitung bis in mehrfach höhere Konzentrations- und Belastungsverhältnisse unter verfahrenstechnisch wesentlich veränderten Bedingungen ist nur sehr eingeschränkt durch die bisherigen überwiegend empirischen Kenntnisse über das herkömmliche Tropfkörperverfahren zu stützen. Mit dem Übergang von zufallsbedingten Schüttungen zu regelmäßig aufgebauten Füllungen besteht andererseits eine bessere Aussicht, zu den sehr komplexen Vorgängen einige grundlegende Gesetzmäßigkeiten zu entwickeln. Die Tropfkörperforschung hat dementsprechend in den letzten Jahren in 3 Bereichen neue Impulse erhalten:

1. Anwendungserfahrungen mit neuen Füllungen für verschiedene Abwasserarten (7) (8) (9) (10) (11) (12),
2. Untersuchungen der technischen Grundlagen (13) (14) (15) (16),
3. Naturwissenschaftliche Erfassung der Reaktionen und Einflüsse (17) (18) (19).

Aus der Grundlagenforschung gem. Pkt. 3 (z.Tl. auch 2) sind für eine Ausweitung des Anwendungsbereiches und zur technisch-wirtschaftlichen Optimierung noch interessante Ergebnisse zu erwarten. Dies setzt jedoch noch weitere erhebliche Arbeit voraus. Auch unter Berücksichtigung dieser Zukunftsperspektiven ist aber schon jetzt aus den Unterlagen nach Pkt. 1 u.2 für die praktische Anwendung wesentlicher Nutzen zu ziehen.

3. Verstopfungssichere Tropfkörper mit Kunststoff-Füllelementen

3.1 Mögliche Vorteile

Der Einsatz höher belastbarer, verstopfungssicherer Tropfkörper kann, insbesondere zur Teilreinigung oder als 1. Stufe bei stärker konzentrierten Abwässern, gegenüber dem herkömmlichen Tropfkörper -, aber auch im Vergleich zum Belebungsverfahren folgende Vorteile bieten:

1. Geringerer S t r o m v e r b r a u c h.

Im Belebungsbecken erfordert jedes kg BSB₅-Eliminierung je nach Reinigungsgrad und Abwasserart eine bestimmte Energiemenge, bei Teilreinigung etwa 0,30 bis 0,7 kWh/kg BSB₅. Ein verstopfungssicherer Tropfkörper, der z.B. mit 9 m Brutto-Pumphöhe 1 000 mg BSB₅/l auf 400 mg/l reduziert, benötigt nur 0,07 bis 0,14 kWh/kg eliminiertem BSB₅, d.h. rd. 1/5.

2. Stabile B e t r i e b s v e r h ä l t n i s s e gegenüber der bei manchen Abwasserarten im Belebungsverfahren bestehenden Blähschlammgefahr. Geringere Empfindlichkeit bei Schaumentwicklung.

3. Möglicher V e r z i e h t auf Vor- und Nachklärung (bzw. Zwischenklärung in mehrstufigen Anlagen) je nach Abwasserart und Anlagengröße.

3.2 Anforderungen an das Füllmaterial

Nach den bisher vorliegenden Erfahrungen gelten folgende Gesichtspunkte für Füllungen:

1. Größere spezifische O b e r f l ä c h e n bringen höhere Leistung (% und kg BSB₅-Abbau/m³). Sie verringern andererseits mit den lichten Abständen die Verstopfungssicherheit und vergrößern kostenwirksam den Materialeinsatz.
2. Die F o r m ist wesentlich für hydraulische Verteilung, Abspülen des Überschussschlammes, Sicherheit gegen Zuwachsen (keine spitzen Winkel!), räumliche Steifigkeit und zulässige Standhöhe.
3. Das M a t e r i a l soll biologisch ungiftig und zugleich unangreifbar, uv-unempfindlich, dauerhaft und nicht zu teuer sein.
4. Für die bei größeren Konzentrationen höheren Tropfkörper sind kreuzweise gestapelte P a k e t-Füllungen ungünstiger, da sie Zwischenböden erfordern.

3.3 Heute verfügbare Elemente

Die z. Tl. parallele Entwicklung in Großbritannien und den USA hat zu Füllungspaketen in Kombination ebener und räumlich profilierter Bahnen geführt. Diese an der Verwendungsstelle zusammengesetzten Pakete mit Abmessungen von z.B. 60 x 60 x 120 cm werden in Lagen eingebaut und dabei kreuzweise versetzt. Da die Lastübertragung in Kreuzungspunkten erfolgt, hat man zunächst die Packungshöhe auf 2,40 m (4 Lagen) begrenzt; heute geht man nach einer Verstärkung der Auflagenbereiche bis zum Doppelten. Bei Höhen über 5 m erscheinen aber Zwischenböden unvermeidlich. Mit solchen Packungen ausgestattete Tropfkörper gibt es eine größere Zahl in Großbritannien und den USA. In Deutschland ist eine Anlage bei einer süddeutschen Papier- und Zellstoffabrik im Sommer 1970 in Betrieb gegangen. Während zunächst die spezifische Oberfläche - wie bei Brockenfüllungen - auf 80 bis 90 m²/m³ beschränkt blieb, werden neuerdings auch Paket-Füllungen mit höheren Oberflächen angeboten.

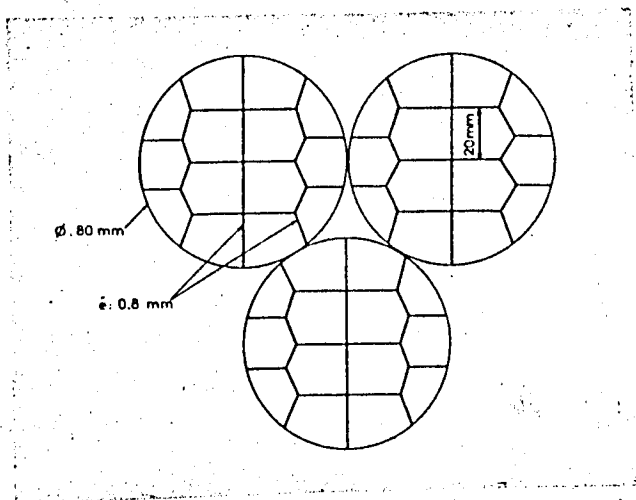


Bild 1: Röhrenfüllung

Eine theoretisch wesentlich größere Oberfläche von $225 \text{ m}^2 / \text{m}^3$ haben die in Frankreich entwickelten Röhrenfüllungen. Hierbei handelt es sich um PVC-Rohre von 80 mm Durchmesser, die durch Innenwände in durchgehende Zellen von 20 mm Weite unterteilt sind (14). Wenn auch durch die Berührungsflächen der Röhren und das Zuwachsen der spitzen Winkel die praktisch nutzbare Fläche wesentlich unter dem theoretischen Wert bleibt, so haben doch zahlreiche Versuche und Betriebserfahrungen die gute abwassertechnische Leistung dieser Füllungen bestätigt. Der erste auf dem europäischen Kontinent 1968 bei einer niedersächsischen Tierkörperverwertungsanstalt errichtete Tropfkörper war mit dem französischen Röhrenmaterial gefüllt (11). Er hat abwassertechnisch einwandfrei gearbeitet, mußte jedoch wegen Stabilitätsmängeln durch einen anderen Tropfkörper ersetzt werden. Der Anschein spricht dafür, daß die von der Lieferfirma angegebene Standfestigkeit ohne seitliche Unterstützung bei den 10 m Füllhöhe unter voller Belastung nicht mehr zutraf.

Für größtmögliche Verstopfungssicherheit bei hoher spezifischer Oberfläche geometrisch optimal wäre ein Füllungsquerschnitt, der sich aus aneinandergereihten Sechsecken - "Wabenprofil" - zusammensetzt. Die darin ausschließlich auftretenden 120° -Winkel schließen ein Zuwachsen weitgehend

aus. Versuche mit derartigen Füllformen haben ausgezeichnete Ergebnisse gebracht. Abwassertechnisch einsetzbares Material dieser Form ist zwar z. Zt. noch nicht auf dem Markt. Die deutsche Kunststoffindustrie scheint jedoch bei entsprechendem Bedarf zur Produktionsaufnahme nach nur kurzer Vorbereitungszeit bereit zu sein.

Ebenfalls in Deutschland ist ein Füllungstyp entwickelt worden, bei dem eine bis zu 5 m breite - in Spundwandform - profilierte Kunststoffbahn in einer S p i r a l e auf dem Tropfkörperhohlboden aufgestellt wird. Zwischen den Profilrippen entstehen dadurch senkrecht durchgehende Zellen. Eine praktische Anwendung ist noch nicht bekannt.

Den bisher behandelten Füllungen gemeinsam ist, daß sie auf einem entsprechend - z.B. als Gitterrost - ausgebildeten Hohlboden aufzustellen sind und z. Tl. bei großen Tropfkörperhöhen Zwischenböden erfordern. Diese Auflagerungsbereiche sind der unmittelbaren Kontrolle und Wartung nicht zugänglich. Dabei erscheinen drei Gesichtspunkte beachtenswert:

1. Korrosionsschutz
2. Verformungsgefahr der Kunststoff-Stege
3. Partielle Verstopfung durch die unregelmäßigen Verengungen der Durchgangsquer-schnitte zwischen Füllung und Auflagern.

Man sollte diese Probleme zwar nicht überbewerten, andererseits nicht außer acht lassen, daß von den Tropfkörpern u.U. mehrere Jahrzehnte einwandfreier Arbeit zu fordern sind.

Um demgegenüber bessere Kontroll- und Instandsetzungsmöglichkeiten, aber auch eindeutige statische Verhältnisse zu schaffen, ist in Deutschland ein Füllungstyp entwickelt worden, bei dem profilierte Bahnen an einer oben angeordneten Tragkonstruktion aufgehängt werden. Bei dem heute dafür üblichen Sägezahn-Profil bieten die ausschließlich entstehenden 90°-Winkel eine weitgehende Verstopfungssicherheit. Mit der verschieden herstellbaren Profiltiefe lassen sich spezifische Oberfläche einerseits und lichte Wandabstände andererseits u.U. besonderen Erfordernissen anpassen. Mit

diesen hängenden Profilbahnen sind bereits mehrere Anlagen in der Bundesrepublik ausgestattet:

3.4 Günstige Anwendungsmöglichkeiten

Nach den bisher vorliegenden Erfahrungen lassen folgende Verhältnisse die Anwendung technisch-wirtschaftlich besonders zweckmäßig erscheinen:

1. Höhere Konzentrationen (600 - 7 000 BSB₅/l).
2. Einsatz zur biologischen Teilreinigung (60 - 80 %) vor einer weiteren Stufe oder der Ableitung in eine Sammelkläranlage.
3. Zeitlich ausgeglichener oder leicht ausgleichbarer Abwasseranfall.
4. Abwässer aus Landwirtschaft, Nahrungsmittel- und Getränkeindustrie, Papierindustrie oder Industrien ähnlicher Abwasserbeschaffenheit, bzw. aus Gemeinden mit wesentlichen Einflüssen derartiger Betriebe.
5. Abwässer, die bei anderen Reinigungsverfahren zu Betriebsstörungen führen (z.B. Blähschlambildung, Schaumentwicklung, Verpilzung). Dies gilt auch bei niedrigeren Konzentrationen als gem. Pkt. 1.

Treffen diese Verhältnisse zusammen, sind mit großer Wahrscheinlichkeit abwassertechnische und wirtschaftliche Vorteile gegenüber anderen Reinigungsverfahren zu erwarten. Bei teilweisen Abweichungen nach Abwasserart und Anfall, bleibt zu prüfen, ob einschließlich Ergänzungsmaßnahmen (z.B. Ausgleichsbecken zu Pkt. 3) noch eine günstige Vergleichbarkeit gegeben ist. Demgegenüber erscheint wegen der wesentlich höheren Kosten pro m³ ein Einsatz z.B. bei Anforderungen, denen auch ein normaler brockengefüllter Tropfkörper genügen würde, vorerst nicht zweckmäßig. Amerikanische Berechnungen, die für die Reinigung dünnerer Kommunalabwässer einen Kostenvorteil der Kunststoff-Tropfkörper nachzuweisen suchen (7), können für mitteleuropäische Verhältnisse nicht bestätigt werden.

4. Bisherige Erfahrungen

Um eine unabhängige Übersicht zu Leistung und Betriebsverhalten derartiger Tropfkörper für unterschiedliche Abwasserarten und Betriebszustände zu erhalten, hat der Ruhrverband mit finanzieller Förderung durch das Land Nordrhein-Westfalen in den Jahren 1967 bis 1970 systematische Untersuchungen durchgeführt (15). Als Substrate wurden dabei neben oder in Mischung mit häuslichem Abwasser u.a. eingesetzt:

Molkerei- und Brauerei-Abwasser, Sulfitablauge aus der Zellstoffproduktion, Silage-Abwasser, Fäkalschlämme aus Hausklärgruben, Melasse, Filtrat aus der thermischen Schlammkonditionierung. Als eine Zwischenauswertung ist ein Teil der Ergebnisse bei jeweils einmaligem Abwasserdurchfluß in Bild 2 zusammengestellt.

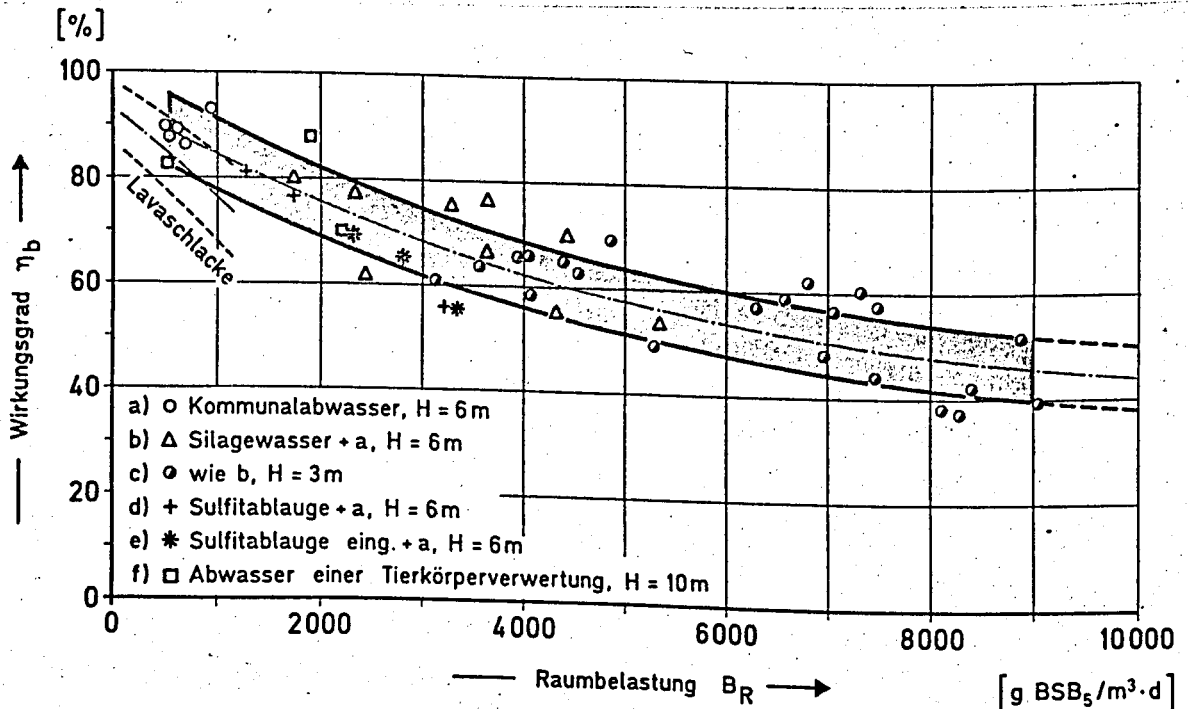


Bild 2: Leistungsdiagramm für Tropfkörper mit Kunststoff-Füllelementen

Bei a) - e) handelt es sich um Versuchsanlagen in halbttechnischem Maßstab, bei f) um die Kläranlage für eine Tierkörperverwertung. Die Überschneidung mit Ergebnissen für Lavaschlacke zeigt, daß bei höherer spezifischer Oberfläche trotz kürzerer Kontaktzeit bessere Leistungen zu erreichen sind. Für die im

Vergleich untersuchten Abwasserarten und Füllmaterialien ergaben sich unterschiedliche Belastungsgrenzen, bis nennenswerte Verstopfungserscheinungen zu beobachten waren. Bei entsprechender Materialauswahl kann der dargestellte Belastungsbereich bis $9\ 000\ \text{g BSB}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$ als verstopfungssicher gelten.

Für Abwasserarten, die nicht zu besonders festen Bewuchsformen (z.B. Verpilzung) neigen, liegen die Grenzen wesentlich höher.

Gegenüber dieser Wirkungsgrad-Kurve gem. Bild 2 für einmaligem Abwasserdurchlauf ergeben sich je nach Abwasserart, Tropfkörperfüllung, hydraulischer Beschickung, Abwassertemperatur etc. Korrekturen. Die Unterlagen hierfür haben sich mit jeder weiteren Untersuchung bzw. praktischen Anwendung vervollständigen lassen.

Bei der Tierkörperverwertungsanstalt I c k e r, Krs. Osnabrück, sind Tropfkörper mit Kunststoff-Füllelementen seit fast 3 Jahren in Betrieb. 1968 zunächst ein Tropfkörper mit $270\ \text{m}^3$ Inhalt und 10 m Füllhöhe als 1. Stufe vor einem stark überlasteten Belebungsgraben (11). Aufgrund wesentlicher Produktionserhöhungen wurde 1969 ein 2. Tropfkörper mit $V = 320\ \text{m}^3$ hinzugefügt (6) (12).

Die Kläranlage soll eine Zulauffracht von $1100\ \text{kg BSB}_5/\text{d}$ auf $10\ \text{kg}/\text{d}$, d.h. um mehr als 99 %, vermindern. Nach den bisher vorliegenden Untersuchungen des niedersächsischen Wasseruntersuchungsamtes, Außenstelle Osnabrück, arbeitet die Anlage trotz stark schwankender Belastungen bemessungsgerecht. So ergab eine Zusammenfassung dieser Überwachungsstelle aus 41 Untersuchungen des Jahres 1970 folgende M i t t e l w e r t e:

	mg BSB ₅ /l	kg BSB ₅ /d
Zulauf	5 500	919
Endablauf	40	6,6

Von diesem mittleren Wirkungsgrad von 99,3 % entfallen rd. 88 %, d.h. rd. $800\ \text{kg BSB}_5/\text{d}$, auf die Tropfkörperstufe. Ähnlich zufriedenstellende Ergebnisse liefert seit Sommer 1970 eine weitere TKV-Kläranlage mit einem ebenfalls 10 m hohen Tropfkörper in der Nähe von Marl.

In den letzten zwei Jahren sind für zahlreiche weitere Anwendungsfälle - z.Tl. gestützt auf Untersuchungen im halbttechnischen Maßstab - Bemessungen durchgeführt und Entwürfe ausgearbeitet worden. Dabei handelt es sich u.a. um 6 Erweiterungen kommunaler Kläranlagen mit stärkerem Industrie-Einfluß und eine Reihe von Werkskläranlagen der Nahrungsmittel- und Getränke-Industrie, Papier- und Zellstoffproduktion. Innerhalb der laufenden deutsch-niederländischen Verhandlungen über die Einleitung von Industrieabwässern in der Größenordnung von 24 Mio.EG in das Ems-Ästuar spielt der Vorschlag, für die von deutscher Seite geforderte Abwasserreinigung verstopfungssichere Tröpfkörper einzusetzen, ebenfalls eine wesentliche Rolle. In diesem Falle liegen bei zugrunde gelegten 8,6 Mio.EG aus der Kartoffelstärke- und Strohappenproduktion nach Umfang und Abwasserbeschaffenheit sehr günstige Verhältnisse vor. Der mit reichlicher Sicherheit errechnete jährliche Gesamtaufwand (Kapitaldienst und Betrieb) für Abwasser- und Schlammbehandlung von 1,40 DM/EG.a dürfte deshalb in den meisten anderen Anwendungsfällen nicht einzuhalten sein. Der Abbauaufwand von 0,15 kWh/kg BSB₅ entspricht dagegen den normalen Einsatzverhältnissen und wird häufig noch zu unterschreiten sein.

5. Technologische Grundlagen

5.1 Komplexität der Einflüsse

Bei Brockenfüllungen ist aufgrund der zufallbedingten Form der Brocken, der zwischen ihnen verbleibenden Hohlräume und der sich darin ansammelnden biologischen Substanz der Reinigungsvorgang eine Summierung sehr heterogener Einzelprozesse, die zu einem - u.U. unbemerkten - Ausfall wesentlicher Teile des Reaktionsraumes führen können. Die Belastungs- und Leistungsgrenzen liegen dementsprechend niedrig. Demgegenüber bieten die regelmäßig geformten Kunststoff-Füllelemente eine reaktionstechnisch klarere Überschaubarkeit und bisher offenbar noch nicht voll ausgeschöpfte

Möglichkeiten der Leistungssteigerung, insbesondere bei der Aufgabenstellung, eine möglichst große Schmutzfracht billig zu eliminieren. Die für den Prozeß mitwirkenden Einflüsse, z.B. Abwasserbeschaffenheit, Belastung, Konzentration, Temperatur, hydraulische Beschickung, Form des Füllmaterials, Tropfkörperhöhe, Rasenstärke und -besiedelung, Bewuchsverteilung, Durchdringung des biologischen Rasens mit dem Abwasser, Kontaktzeit etc., stellen aber immer noch eine Vielzahl von Variablen dar, die der Rekonstruierbarkeit von Reaktionsabläufen und der Ergebnis-Vorhersage Grenzen setzen.

Um für möglichst günstige Bemessungen eine Übersicht zum getrennten Einfluß von Belastung, Konzentration, hydraulischer Benetzung, Form der Füllelemente, Verstopfungssicherheit und Leistungsgrenzen zu erhalten, haben wir 1969 Grundlagenversuche unter weitgehender Trennung der Variablen durchgeführt (18).

Dabei wurden vier verschiedene technische Füllmaterialien in zwei Tropfkörpern mit je 5 m Höhe getestet:

- a) hängende Kunststoff-Folien mit vertikalen Rippen,
- b) Kunststoff-Platten mit einer durchgehenden senkrechten Wellung,
- c) senkrechte Rohre französischer Herkunft mit 80 mm Durchmesser (s. Bild 2),
- d) Packungen aus hexagonalen Waben.

Zu einem von der Form unabhängigen Vergleich wurden drei Kunststoffrohre von 5 m Länge und 21,7 cm Durchmesser herangezogen (e), deren gleichmäßig mit Abwasser benetzte Innenwände gegenüber den kleinen Öffnungen der technischen Füllmaterialien eine nahezu ebene Bewuchsfläche darstellen. Als Nährsubstrat haben wir Zuckerrübenmelasse gewählt, die eine weitgehend feststofffreie Lösung ergibt. Sie bot außerdem die Möglichkeit, den Einfluß eines unterschiedlich dosierten Phosphormangels zu untersuchen. Um den Formeinfluß zu erfassen, wurden die Belastungen auf die innere Oberfläche, die hydraulischen

Beschickungen auf die gespülte Kantenlänge der Füllmaterialien bezogen. In Trennung der Variablen haben wir die Belastungen bei konstanter Beschickung zwischen 14 und 250 g/m².d (d.h. für 225 m²/m³ spez. Oberfläche bis zu 56 000 g BSB₅/m³.d) variiert, die hydraulische Beschickung zwischen 9 und 81 l/m.h (2 bis 18 m³/m².h) für drei Belastungsstufen. Das Versuchsprogramm ist in Bild 3 dargestellt:

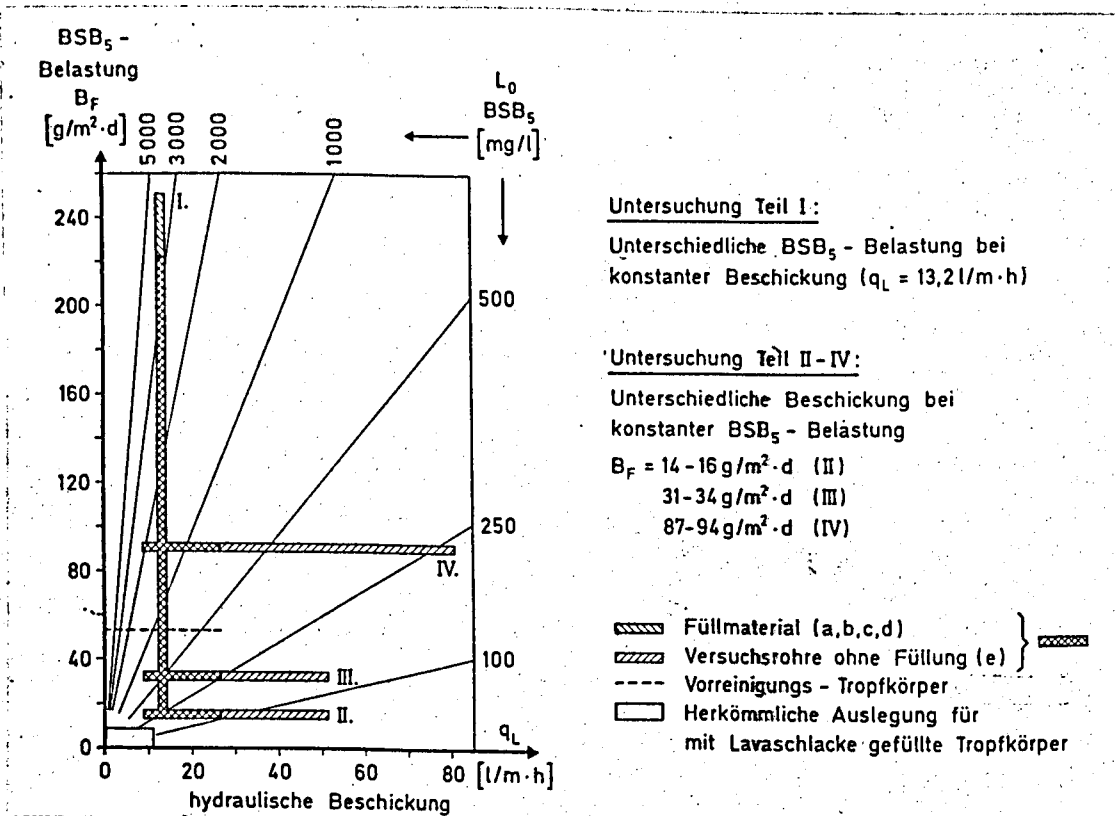


Bild 3: Versuchsprogramm

Als Beispiel zu den erhaltenen Ergebnissen bei der vorgenommenen Trennung der Variablen ist in Bild 4 der Einfluß der hydraulischen Beschickung für drei jeweils konstante Belastungen aufgetragen.

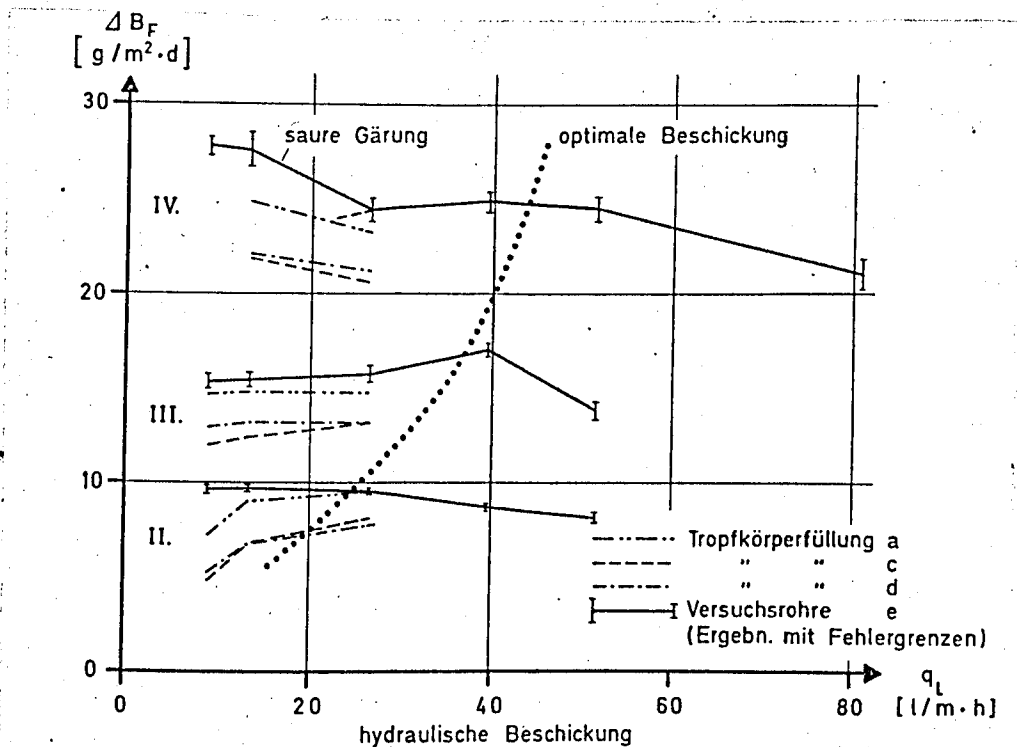


Bild 4: BSB_5 -Abnahme in Abhängigkeit von der Beschickung
(Wassertemperatur 18°C)

Es ergibt sich ein deutlicher Anstieg der optimalen Beschickung mit wachsender Belastung. Als Ursache ist eine bei höheren Konzentrationen größere Bewuchsstärke und damit längere Durchdringungszeit anzusehen. Versuche bei Phosphormangel zeigten, daß auch die dadurch verursachte Änderung der Bewuchsform im Unterschied zum Belebungsverfahren oder zu brockengefüllten Tropfkörpern im verstopfungssicheren Tropfkörper nicht zu Betriebsstörungen führt. So kann mit Rücksicht auf einen eutrophierungsgefährdeten Vorfluter bei Industrieabwässern auf eine volle Nährstoffergänzung verzichtet und der für eine P-Teilversorgung zu erwartende Leistungsrückgang durch eine größere Bemessung ausgeglichen werden.

6. Mehrstufige Behandlung - Rückpumpen

Bei dem bevorzugten Einsatz der verstopfungssicheren Tropfkörper für höher konzentrierte Abwässer sind mehrstufige Anlagen oder der wiederholte Durchlauf durch Rückpumpen als Wege zur Steigerung der prozentualen Reinigungsleistung besonders interessant.

Die allgemeinen Vor- und Nachteile des Rückpumpens bei Tropfkörpern und die dafür benutzten Systeme sind im Lehr- und

Handbuch ausführlich dargestellt (3, S. 274/8). Ebenfalls gibt es bereits Hinweise zur zweckmäßigeren Bemessung der einzelnen Stufen zweistufiger Tropfkörper mit Brockenfüllung (20) und mit Kunststoff-Füllelementen (8).

Ohne daß die bisherigen Kenntnisse dazu voll befriedigen, sind einige generelle Aussagen über den in der Fachdiskussion umstrittenen Wert des Rückpumpens möglich. Soweit z.B. durch das Rückpumpen eine Ergänzung der hydraulischen Beschickung auf den Optimalwert (s. Bild 4) erreicht wird, sollte grundsätzlich ein positiver Effekt zu erwarten sein. Dies trifft infolge des teilweise wiederholten Durchgangs und der damit verlängerten Kontaktzeit auch zu, solange der hydraulische Optimalwert nicht wesentlich überschritten wird und sich keine nachteilige Abkühlung ergibt. Mit Rücksicht auf die mit verstopfungssicheren Füllungen stark ausweiteten Anwendungsmöglichkeiten des Tropfkörperverfahrens erscheinen weitere Grundlagenuntersuchungen zur Beantwortung der noch offenen Fragestellungen lohnend.

B. Abwasserlandbehandlung

1. Historische Entwicklung (3)

Als eines der ersten biologischen Abwasserreinigungsverfahren ist die Landbehandlung in Rieselfeldern vor rd. 100 Jahren praktisch angewandt worden. Ihre anteilige Bedeutung ist seitdem ständig zurückgegangen. Hierfür war eine Reihe von Gründen maßgebend:

1. Beschränkung auf leichte bis mittlere Böden mit niedrigem Grundwasserstand.
2. Begrenzte Aufnahmefähigkeit für Menge und Inhaltsstoffe des Abwassers, deshalb großer Flächenbedarf.
3. Notwendigkeit der mechanischen Vorreinigung.
4. Weitläufigkeit der Betriebs- und Transportanlagen mit entsprechendem Arbeitsaufwand.
5. Geruchsbelästigungen bei Überlastung.
6. Hygienische und ästhetische Gesichtspunkte.

Nach einem kurzen Wiederaufleben nach dem 2. Weltkrieg ist die Behandlung von kommunalen Abwässern in Rieselfeldern in Deutschland bei steigenden Löhnen und Grundstückskosten weitgehend zum Erliegen gekommen. Wenn nicht - z.B. in aridem Klima - zugleich eine Bewässerung notwendig ist, zeigt sich auch die Landwirtschaft kaum noch interessiert.

Soweit bei organischen Industrieabwässern eine Infektion mit Bazillen und Parasiten ausscheidet, kann dagegen eine Abwasserlandbehandlung durch Bodenfilter, Rieselfelder und Verregnung auch heute noch in Betracht kommen.

2. Die Anwendung für Industrieabwässer

2.1 Bodenfilter

Tiefe Sand- oder Feinkiesböden mit niedrigem Grundwasserstand oder entsprechenden Dränagen vorausgesetzt, können durch Überstau eingedeichter und planierter Flächen Beschickungshöhen von 5 bis 20 m/a erreicht werden. Mit ihrem daraufhin begrenzten Flächenbedarf eignen sich solche Bodenfilter gut als Reserve für den Fall, daß die normale, z.B. biologische Abwasserreinigung ausfällt. Bei Bodenfiltern handelt es sich überwiegend um eine Maßnahme zur Abwasserbeseitigung, ggfs. auch Grundwasseranreicherung, jedoch nicht zur landwirtschaftlichen Verwertung.

2.2 Rieselfelder

Unter Beachtung der landwirtschaftlichen Ertragsverbesserung können Rieselfelder durch Versickerung bis zu höchstens 3 m/a aufnehmen. Ihre Bedeutung ist heute gering.

2.3 Verregnung

Häufiger in der industriellen Abwasserbeseitigung sind Verregnungsanlagen anzutreffen. Dabei wird das Abwasser über den zur Landbehandlung vorgesehenen Flächen mit rd. 3 atü Überdruck verregnet. Die Beschickungshöhen richten sich nach den pflanzenphysiologischen Erfordernissen, z.B. bei Grünland bis zu 500 mm, bei Getreide bis 120 mm/a. Die gleich-

mäßig dosierte Verteilung ist bei Verregnung besser zu gewährleisten als bei den anderen Verfahren.

Je nach Pflanzenbestand und Bodenstruktur sind in 10-20tägigem Turnus Einzelgaben von 15 bis 40 mm zu verabreichen.

- 2.4 Die für das Industrieabwasser ganzjährig notwendige Unterbringung kann bei einseitiger landwirtschaftlicher Nutzung zu Schwierigkeiten führen. Grundsätzlich günstiger liegen die Verhältnisse für Kampagne-Betriebe, z.B. Zuckerfabriken und Kartoffelverarbeitung, da deren Abwässer nach der allgemeinen Erntezeit anfallen.

So betreiben mehrere in ländlichen Gegenden der Bundesrepublik bestehende Stärkefabriken eine landwirtschaftliche Abwasserwertung. Z.B. die Abwässer der Stärkefabriken in Emlichheim, Ibbenbüren, Schrobenhausen, Bad Salzuflen etc. werden verregnet oder verrieselt. Eine Stärke- und Süßwarenfabrik verrieselt ihre Abwässer in Waldgebieten. Allgemein haben sich Beregnungshöhen von 200 - 300 mm/a bewährt, wobei Einzelgaben bis 30 mm mit einer Bodenbelastung von 200 - 250 kg BSB₅/ha.d angewendet werden (21).

- 2.5 Kosten der Abwasserverwertung

Die Baukosten einer modernen, der Landbehandlung dienenden Abwasserverwertungsanlage liegen zwischen 4 000 und 12 000 DM je ha Verwertungsfläche. Davon entfällt auf das ortsfeste Rohrnetz im allgemeinen mehr als die Hälfte der Gesamtbaukosten.

- 2.6 Schlammverregnung

Für die Unterbringung kommunaler oder ähnlicher Klärschlämme interessant ist das beim Niersverband und Großen Erftverband entwickelte System der Schlammabfuhr in Großtankwagen, von denen aus eine landwirtschaftliche Verregnung durchgeführt wird. Dabei erhalten Weideland und Wiesen 20 mm/a, Ackerflächen Einzelgaben von 40 mm bei 7 % Trockensubstanzgehalt. Die Kosten für Kapitaldienst und Betrieb liegen bei 2,30 DM/m³ (22).

Literatur:

1. Baker, J.M.; Graves, Q.B.: I. Sanit., Engng. Div. A.S.C.E. 94 (1968), No. SA, 1 S. 65-83.
2. Ross, L.W.: Contribution to the theory of trickling filter performance; Water Research Pergamon Press, Vol. 4 (1970), No. 7, S. 517/520.
3. Abwassertechnische Vereinig. e.V.: Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik, Bd. II; Verlag W. Ernst & Sohn, Berlin - München 1969.
4. Rincke, G.: Entwurf von Tropfkörper; Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer, H. 4, Wien 1969.
5. Hartmann, L., Wilderer, P.: Physical and biochemical aspects of BOD kinetics; 4th Intern. Conf. Water Poll. Research, Prag 1968, I/14.
6. Rincke, G.: Neue Entwicklungen auf dem Gebiet der Abwassertechnik; ÖWW, 22. Jahrg. (1970), H. 11/12, S. 280/287. (Vortragswiedergabe von der 10. Abwassertagung d. Österr. Wasserwirtschaftsverbandes am 14.10.1970 in Linz.)
7. Germain, J.E.: Economical treatment of domestic waste by plastic medium trickling filters; Journ. Water Pollution Control Federation (JWPCF) Vol. 38 (1966), H. 2, S. 192-203.
8. Chipperfield, P.N.J.: The development, use and future of plastics in biological treatment; Effluent and Water Treatment Convention. Earls Court, London 1967.
9. Eden, G.E., Truesdale, G.A., Mann, H.T.: Biological filtration using plastic filter medium; Journal and Proceedings. Inst. Sew. Purif. (1966), H. 6, S. 562-574.
10. Middlebrooks, E.J.: Treatment of kraft mill wastes with a plastic media trickling filter; Water Research Pergamon Press, Vol. 3 (1969), No. 3, S. 203/214.
11. Rincke, G., Neumann, H.: Erfahrungen mit einem kunststoffgefüllten Tropfkörper zur biologischen Reinigung des Abwassers einer Tierkörperverwertungsanstalt; TKV-Nachrichten 1969, H 2.

12. Neumann, H.: Das Klärwerk der Tierkörperverwertungsanstalt in Icker - ein Beispiel für die Möglichkeiten des Belebungsverfahrens und für die des Einsatzes von Tropfkörpern mit Kunststoff-Füllelementen;
Vortrag auf der ATV-Landesgruppentagung 1970 in Osnabrück, erscheint in Kürze in den ATV-Berichtsheften.
13. Bruce, A.M.: Some factors affecting the efficiency of high rate biological filters;
5th Intern. Conf. Water Poll. Research, San Francisco 1970, II - 14.
14. Andoin, L.;
Barake, J.P.;
Brebion, G.,
Huriet, B.: The use of plastic material as a medium for trickling filters treating domestic sewage;
5th Intern. Conf. Water Poll. Research, San Francisco 1970, II - 16.
15. Ministerium
f. Ernährung,
Landw. u. For-
sten, Nordrhein-
Westfalen: Wasserwirtschaft 1968;
Wasser und Boden, 1969, H. 6/7.
16. Rincke, G.,
Wolters, N.: Technology of Plastic Medium Trickling Filters;
5th Intern. Water Poll. Research Conf., San Francisco 1970, II-15.
17. Kornegay, B.H.,
Andrews, J.F.: Kinetics of fixed-film biological reactors;
Journ. Water Poll. Contr. Fed., Vol. 40 (1968), No. 11/2, S.R. 460- R468.
18. Maier, W.J.: Model study of colloid removal;
JWPCF Vol. 40 (1968), No. 3/1, S. 478/491.
19. Kehrberger, G.J.,
Bush, A.W.: The effect of recirculation on the performance of the trickling filter models;
24th Ind. Waste Conf. Purdue Univ. 1969.
20. Archer, E.C.,
Robinson, L.R.: Design considerations for biological filters;
Public Works 1967, H. 2, S. 98/102.
21. Seyfried, G.F.: Beitrag zur Frage der Reinigung des Abwassers der Stärkeindustrie, H. 10 der Veröffentlichung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft d. TU Hannover.
22. Triebel, W.: Naßschlamm- und Trockenschlammverwertung;
Europäisches Abwasser-Symposium 1968,
ATV-Bericht Nr. 23/1970.

Wolfgang Vater:

Schlammbehandlung
(Entwässerung und Beseitigung)

1. Eindicken

Der aus den Klärbecken der Abwasserreinigungsanlagen abgezogene Schlamm enthält oft noch sehr viel Wasser. Es ist deshalb zweckmäßig, wenn man ihn vor seiner weiteren Behandlung in Eindickern von überschüssigem Wasser trennt. Solche Eindicker dienen vielfach gleichzeitig auch als Schlamm-puffer-behälter zwischen Absetzbecken und nachgeschalteten Einrichtungen zur weitergehenden Schlammbehandlung wie Faulbehälter, künstliche oder natürliche Schlamm-entwässerung oder zum Schlammabtransport.

1.1 Schwerkrafteindicker

Schwerkrafteindicker sind ähnlich ausgebildet wie Klärbecken und besitzen oft kreisförmigen Grundriß. Wenn sie nicht mit Schlammräumern ausgestattet sind, muß ihre Sohle trichterförmig sein (Neigung ca. 2:1), damit der Schlamm zur Schlamm-entnahmestelle hin rutschen kann. Sind Schlammräumer vorhanden, so genügt eine flach geneigte Sohle. Am Räum-er angebrachte senkrechte Eindickstäbe steigern die Eindickwirkung besonders dann, wenn viel sperrige Schlammteilchen enthalten sind.

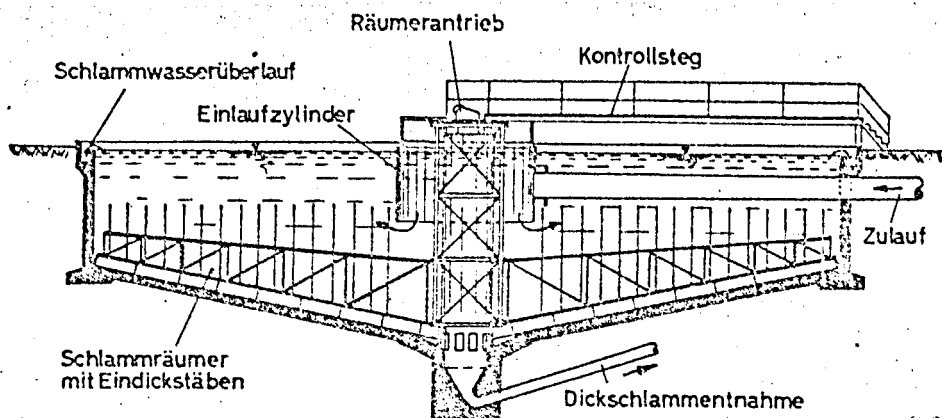


Bild 1: Rundeindicker

Schwerkrafteindicker können sowohl kontinuierlich als auch diskontinuierlich betrieben werden. Die Eindickwirkung, d. h. die Größe des erzielbaren Schlammfeststoffgehalts steigt mit der Höhe der Schlammschicht im Behälter. Die Höhe der darüber stehenden Wassersäule ist dabei ohne Einfluß (1).

Bei Mehrkammereindickern liegen mehrere Eindickebenen übereinander (2).

Die B e m e s s u n g erfolgt nach Oberflächenbelastung und Aufenthaltszeit. Die Feststoff-Oberflächenbelastung hängt sehr von der Schlammart ab und liegt in der Regel zwischen 40 und 200 $\text{kp/m}^2 \cdot \text{Tag}$ bzw. 1,5 bis 8 $\text{kp/m}^2 \cdot \text{h}$. Die mögliche Schlammhöhe wird beeinflußt von der Lagerungszeit, bis zu welcher noch keine Schlammfäulung einsetzt. Faulvorgänge wirken durch Gasentwicklung störend auf die Eindickung. Aus der Schlammhöhe ergibt sich die Beckentiefe und aus Beckentiefe und Oberflächenbelastung die Aufenthaltszeit. Sie beträgt in der Regel 0,5 bis 3 Tage.

Eine Leistungssteigerung erreicht man u. U. durch Zusatz von Flockungsmitteln, z. B. durch Polyelektrolyte oder Kalk. Bei Anwendung von Kalkmilch verhindert man gleichzeitig ein Anfaulen von Frischschlamm. Faulschlamm soll sich durch Zugabe von Schwefelsäure (ca. 3,5 l/m^3) und Salzsäure (ca. 4,0 l/m^3) auf ein Drittel seines Ausgangsvolumens eindicken lassen (3).

Runde Schwerkrafteindicker werden in Größen bis zu 200 m \varnothing hergestellt. Die größten verwendet man in der Eisenerzaufbereitung.

1.2 Flotationseindicker

Für die Eindickung von Schlämmen durch Flotation gelten die gleichen Regeln, die auch im Vortrag Hörler erwähnt sind. Das Verfahren kommt jedoch wegen seiner Kosten hauptsächlich nur bei schlecht absetzbarem Schlamm in Frage, besonders wenn dieser feinfaserige Stoffe, öl-,

fett- und leimartige Verschmutzungen enthält. Dies ist z. B. in der Papier- und Zellstoffindustrie sowie bei Leimfabriken der Fall (4), (5), (6), (7).

1.3 Wickeleindicker

Wickeleindicker oder Konzentratoren (Edco-Eindicker, Rotoplug-Eindicker und Devoro-Eindicker) wirken ähnlich wie Schwerkraftfilter. Sie verwenden hierzu ein Filtertuch oder Mikrosieb, das entweder in einer Art Filtertrommel ausgelegt oder waagrecht ausgespannt ist. Durch Rotation der Trommel bzw. durch rotierende Walzen unter dem Filtertuch rollt sich der zu entwässernde Schlamm walzenförmig zusammen und gibt dabei Wasser ab, das durch das Filtertuch nach unten abfließt. Fällmittel werden in der Regel nicht angewandt.

Die Entwässerungsleistung beträgt i. M. $170 \text{ l/m}^2 \cdot \text{h}$ bei einem Feststoffgehalt von 15 - 20 % im entwässerten Schlamm (8).

Wickeleindicker werden in den USA manchmal als Entwässerungsstufe für die anschließende Verbrennung von Frischschlamm verwendet.

2. Zentrifugieren

Für die Zentrifugierung von Klärschlamm verwendet man in der Regel Vollmantelschleudern. Die Entwässerung stellt damit praktisch einen Sedimentationsvorgang dar. Die dabei auf die Schlammteilchen wirkenden Fliehkräfte betragen ein Vielfaches der für Schwerkrafteindicker maßgebenden Erdbeschleunigung.

Das Verhältnis zwischen Zentrifugalbeschleunigung und Erdbeschleunigung, das als Zentrifugenkennzahl (9) bezeichnet wird beträgt

$$z = \frac{b}{g}$$

$$= \frac{\pi^2}{g} \left(\frac{n}{30}\right)^2 \cdot r \approx r \left(\frac{n}{30}\right)^2$$

wobei

- z = Zentrifugenkennzahl
- b = Zentrifugenbeschleunigung
- g = Erdbeschleunigung
- r = Trommelradius
- n = Umdrehungszahl

Die Sedimentationsgeschwindigkeit eines Schlamnteilchens beträgt

$$s = \frac{\gamma_k - \gamma_w}{18 \cdot \eta} \cdot z \cdot d^2$$

wobei

- γ_k = spezifisches Gewicht des Schlamnteilchens
- γ_w = spezifisches Gewicht des Wassers
- η = Viskosität des Wassers
- d = Durchmesser des Schlamnteilchens

Theoretisch sollten sich deshalb die Schlamnteilchen bei großem Beschleunigungsverhältnis besser und schneller absetzen als bei kleinem. Damit müßte auch bei großer Umdrehungszahl ein entsprechend sauberer Schlammwasserüberlauf zu erwarten sein. Das ist jedoch in der Praxis leider nicht der Fall, da sich bei hohen Drehzahlen meistens gleichzeitig Wirbel und andere nicht erfaßbare Einflüsse auswirken.

Man ist deshalb bei der Schlammzentrifugierung von den hohen Drehzahlen wieder abgekommen.

2.1 Dekantierzentrifugen

Diese Zentrifugenart wird bevorzugt zur Schlammwässerung angewandt, da sie einen kontinuierlichen Betrieb

gestattet, d. h. Zulauf von Rohschlamm und Austrag von Dickschlamm und Zentrifugat erfolgen ohne Unterbrechung. Zu diesem Zweck befindet sich im Rotor eine Austragschnecke für Dickschlamm und ein Ringwehr zum Überlauf des Schlammwassers.

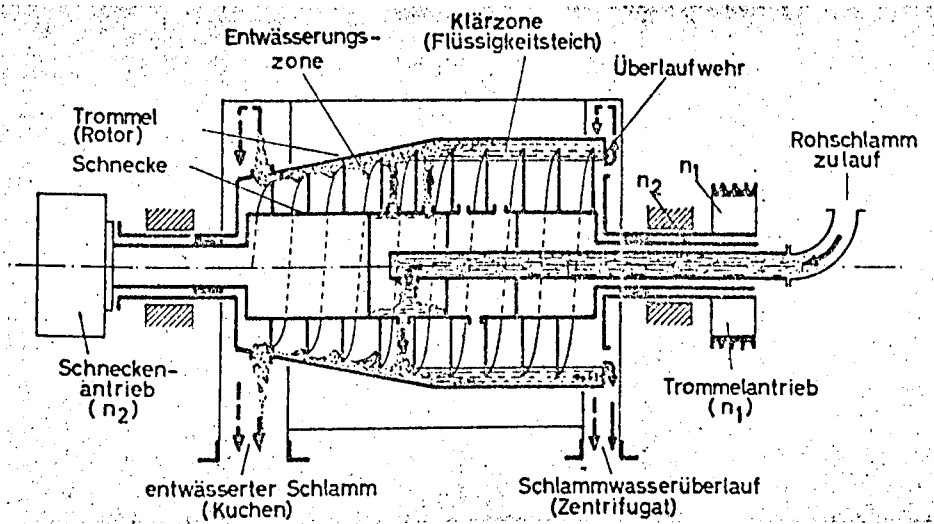


Bild 2: Dekantierzentrifuge

Ohne Flockungsmittel ist der Überlauf nur bei mineralischem Schlamm von körniger Struktur einigermaßen sauber. Liegen kommunalschlammähnliche Eigenschaften vor, so enthält das Zentrifugat in der Regel noch 30 - 60 % der im zugeführten Rohschlamm enthaltenen Feststoffe. Dies macht dann zusätzlich eine Zentrifugatbehandlung nötig, z. B. auf Trockenbeeten, Filtern, einer 2. Zentrifugenstufe oder durch Rückführung zum Kläranlageneinlauf.

Es ist deshalb sinnvoll, Flockungsmittel einzusetzen und so ein Zentrifugat zu erzielen, das dem Filtrat von Schlammfiltern nicht viel nachsteht. Als Flockungsmittel verwendet man Polyelektrolyte entweder allein oder in Verbindung mit Kalk.

Der Bemessung sollten möglichst Entwässerungsversuche in technischem Maßstab vorausgehen, bei denen auch Art und Menge der Flockungsmittel ermittelt werden können. Dekantierzentrifugen erlauben je nach Größe

Schlamm durchsätze, die zwischen 2 bis 15 m³/h betragen. Der Kraftbedarf beträgt einschließlich Schlammzu- und -abführung 3 bis 4 kWh/m³ Rohschlamm.

Die erforderliche Flockungsmittelmenge hängt wesentlich von der Schlammart ab. Während man bei körnigen Schlämmen mit einigen g/m³ auskommt (10), benötigt man bei Schlämmen mit überwiegend kolloidalem Verhalten normalerweise 70 - 150 g/m³ Polyelektrolyte (Preis 10 - 15 DM/kp) und evtl. noch 3 - 10 kp/m³ Kalkhydrat (Preis 0,10 - 0,15 DM/kp). Der Feststoffgehalt im Kuchen beträgt dann etwa 20 - 30 %.

2.2 Schälzentrifugen

Schälzentrifugen arbeiten diskontinuierlich, d. h. für die Dauer des Dickschlammaustrags, der mit einem sogenannten Schälmesser erfolgt, muß der Rohschlammzulauf unterbrochen werden. Die einzelnen Arbeitsvorgänge laufen dabei in der Regel nach einem vorgegebenen Programm automatisch ab (9), (11).

2.3 Röhrenzentrifugen

Auch bei der als "Buban-Regenerator" bezeichneten Röhrenzentrifuge wird der Zulauf während des Dickschlammaustrags, wozu ein Schubkolben verwendet wird, unterbrochen. Die Schleuder wurde bewußt für eine Arbeitsweise ohne Fällmittelzusatz konstruiert. Dies versuchte man zu erreichen durch weitgehende Verhinderung von Turbulenz in der Sedimentationszone, durch große Trommellänge bei geringer Teichtiefe sowie durch eine niedrige Zentrifugenkennziffer (12).

Der Durchsatz liegt bei 3 m³/h, die Leistungsaufnahme bei 8 kW. Der Feststoffgehalt im Zentrifugat beträgt meist weniger als 0,5 %, derjenige des Austrags 15 - 25 %. Der Abscheidegrad schwankt je nach Schlammart und Durchsatzmenge zwischen 80 und 95 %.

3. Filtrieren

Während Schwerkrafteindicker und Zentrifugen einen undurchlässigen Absetzboden besitzen, zeichnen sich die Filtrationsverfahren durch eine durchlässige Begrenzungs-schicht aus. Diese wird durch ein feinmaschiges Filtermedium gebildet, das aus Kunststoffgewebe, Baumwolltuch oder Metallgeflecht besteht. Die sich gegen die Gewebe abstützenden Feststoffteilchen des Filterkuchens wirken dabei gleichzeitig selber als Filtermedium.

Der Filterkuchen stellt somit ein System von Kapillaren dar, aus denen das Schlammwasser entfernt werden muß.

Für die Durchflußleistung einer laminar durchströmten Kapillare gilt nach Hagen-Poiseulle

$$Q = \frac{28 \cdot \pi \cdot \Delta P \cdot D^4}{\eta \cdot l}$$

wobei

Q = Durchflußmenge

ΔP = Druckdifferenz zwischen Ein- und Auslauf

D = Durchmesser der Kapillare

η = absolute Zähigkeit der durchströmenden Flüssigkeit

l = Länge der Kapillare

Die Durchflußmenge und damit die Filterleistung kann hiernach vergrößert werden:

- a) durch Vergrößerung des Filtrationsdruckes ΔP (z. B. Saug- oder Druckkraft)
- b) durch Vergrößerung der Kapillardurchmesser (z. B. Vergrößerung der Schlammtteilchen durch Flockungsmittel oder Verwendung von Zusatzstoffen als Stützgerüst)
- c) durch Herabsetzung der Viskosität (z. B. durch Erwärmen des zu entwässernden Schlammes).

Da die durch die Teilchengröße beeinflussten Kapillardurchmesser die Durchflußmenge in der 4. Potenz beeinträchtigen, sind sie von besonderer Bedeutung. Tatsächlich ist außer bei körnigem Schlamm die Anwendung von Flockungshilfsmitteln Voraussetzung für die Filtration (siehe hierzu Abschnitt 4 - Konditionieren).

3.1 Vakuumfilter

Vakuumfilter entwässern den Schlamm unter der Wirkung eines Unterdrucks. Dieser wird in der Regel in Wasserringpumpen erzeugt, die durch Rohrleitungen mit dem Filter verbunden sind. Ein Abscheidebehälter, der in diesen Rohrleitungen angeordnet ist, nimmt das abgesaugte Filtratwasser auf, von wo aus es mit einer Filtratpumpe abgeführt wird.

T r o m m e l f i l t e r (Drehfilter) werden dabei besonders häufig für die Vakuumfiltration von Klärschlämmen angewandt. Den Schlamm pumpt man dabei kontinuierlich in einen Filtertrog, in welchen die Trommel etwa bis zur Hälfte eintaucht. Sie ist mit einem durchlässigen Filtergewebe bespannt. Durch Unterdruck wird Schlamm an dieses Tuch angesaugt und damit auch gleichzeitig Wasser aus der Trübe entfernt. Dadurch bildet sich ein Filterkuchen auf der Trommel. Dieser wird schließlich an einer Kuchenabnahmevorrichtung vom Filtertuch abgehoben. Das erreicht man dadurch, daß die langsam rotierende Trommel sich daran vorbeibewegt.

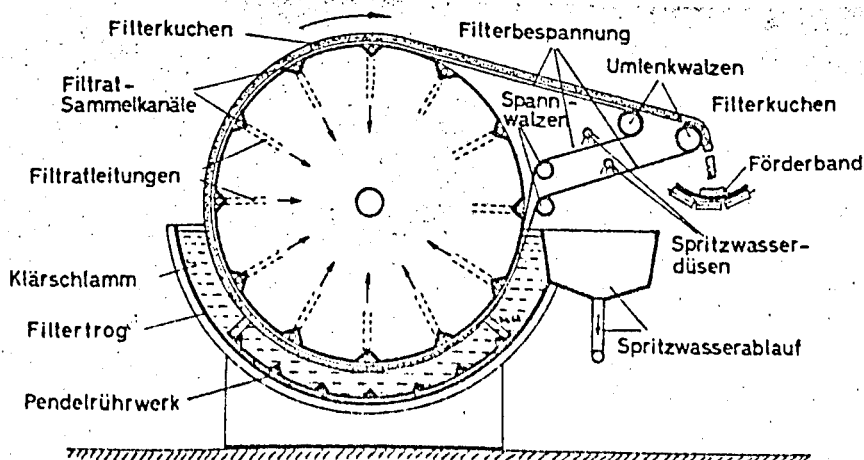
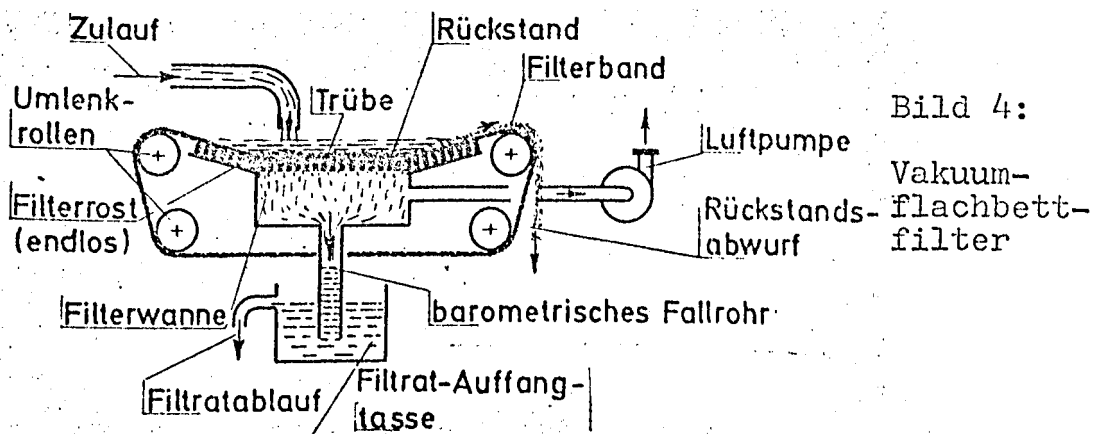


Bild 3:
Vakuumentrommel-
filter

Die Kuchenabnahme erfolgt entweder durch einen Schaber, eine Abnahmewalze oder dadurch, daß das Filtertuch durch Umlenkwalzen an der Abnahmestelle von der Trommel abgehoben wird, Die letztgenannte Vorrichtung gestattet zusätzlich eine kontinuierliche Waschung des Tuches.

Scheibenfilter (5) bestehen aus einer Anzahl mit Filtergewebe bespannter Scheiben, die an einer über dem Filtertrog liegenden Antriebsachse nebeneinander angeordnet sind. Man erreicht somit auf kleinem Raum eine große Filterfläche. In der Praxis werden Scheibenfilter nur für überwiegend körnigen Schlamm angewandt.

Flachbettfilter (13) arbeiten ohne Filtertrog. Das Filterband läuft dabei über 4 Umlenkrollen. Im oberen Teil ist das Band als Filterwanne ausgebildet, in welche die Trübe eingefüllt wird. Filterroststäbe unter dem Filterband dienen dabei als Stütze des Filtertuchs und als Abdichtung der Vakuumwanne.



Die Leistung von Vakuumfiltern bezieht man auf das durchgesetzte Schlammvolumen, bzw. auf die in diesem Schlamm enthaltene Feststoffmenge. Je nach Schlammart und Fällmittelzusatz beträgt die Leistung

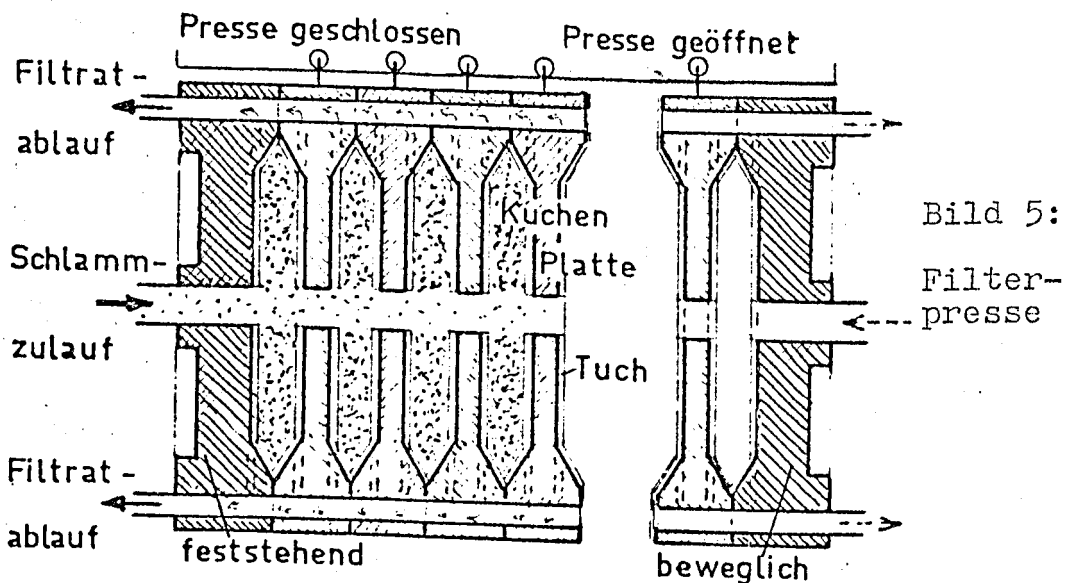
$$100 - 300 \text{ l/m}^2 \cdot \text{h} \quad \text{bzw.} \\ 5 - 30 \text{ kp/m}^2 \cdot \text{h},$$

bei einem Feststoffgehalt im Kuchen von 20 - 30 %.

Als Anschlußwert für die Wasserringpumpe sind etwa $1 - 2 \text{ kW/m}^2$ Filterfläche erforderlich.

3.2 Filterpressen

Zur Schlamm entwässerung verwendet man meist Kammerfilterpressen (9). Sie arbeiten im Gegensatz zu Vakuumfiltern mit einem Überdruck, der bis zu 15 atü groß sein kann. Dieser Druck wird in der Regel durch Kolbenmembranpumpen erzeugt, die den Schlamm in ein System von Filterplatten drücken. Diese Platten sind mit Filtertuch bespannt und im Abstand der jeweiligen Filterkuchenstärke (2 - 4 cm) parallel nebeneinander angeordnet.



Ist ein ausreichend trockener Filterkuchen erreicht, was in der Regel nach 1 - 3 Stunden der Fall ist, so wird die Schlammzufuhr abgestellt und die Platten der Reihe nach auseinandergeschoben. Dabei fällt der Kuchen selbsttätig heraus oder er wird abgestoßen. Bei kleinen Filterpressen erfolgt das Verschieben der Platten von Hand, bei großen Pressen automatisch.

Der Kuchenabwurf wird durch Verwendung monofiler Filtergewebe erleichtert und durch Aufbringen einer dünnen

Precoatschicht aus Asche oder ähnlichem Material begünstigt. Sind die Tücher durch längeren Betrieb verstopft, so werden sie durch Wasser abgespritzt.

Die Filterplatten sind meist quadratisch, seltener kreisrund und bestehen aus Gußeisen, Stahl oder glasfaserverstärktem Kunststoff. Für besonders schwierig zu filtrierenden Schlamm gibt es Filterplatten, bei denen unter dem Filtertuch Gummimembranen angeordnet sind, in welche zusätzlich Druckluft gepreßt werden kann (14).

Beim **P r e ß f i l t e r a u t o m a t e n** sind die Filterplatten senkrecht übereinander angeordnet. Das endlose Filtertuch kann bei Bedarf gleichzeitig mit dem Kuchenabwurf auch gewaschen werden.

Die **L e i s t u n g** von Filterpressen beträgt i. M. etwa ein Viertel derjenigen von Vakuumfiltern, also etwa

$$25 - 100 \text{ l/m}^2 \cdot \text{h} \quad \text{bzw. etwa} \\ 2 - 10 \text{ kp/m}^2 \cdot \text{h}$$

Die Filterleistung kann man aus dem Kuchengewicht wie folgt berechnen (15)

$$L = \frac{G \cdot F \cdot 60}{(1+n) \cdot 100 \cdot f \cdot t} \quad \text{kp/m}^2 \cdot \text{h}$$

L = Nettofilterleistung (kp/m²·h)

G = Gewicht des gesuchten Kuchens (kp)

F = Feststoffgehalt des Kuchens in %

n = Gewicht der Filterhilfsmittel bezogen auf TS

f = nutzbare Filterfläche

t = Zeit für Füllen + Pressen + Entleeren.

Der Feststoffgehalt des Kuchens erreicht dabei Werte von 40 - 60 %. Er stellt somit den höchsten Entwässerungsgrad dar, der mit mechanischen Entwässerungseinrichtungen erzielt werden kann.

3.3 Siebbandpresse

Der wichtigste Teil der Siebbandpresse ist ein endloses durchlässiges Band, das meist aus Mischgewebe besteht und in der Regel eine Maschenweite von 0,5 mm aufweist (15). Es wird langsam horizontal durch zwei Umlenkwalzen bewegt.

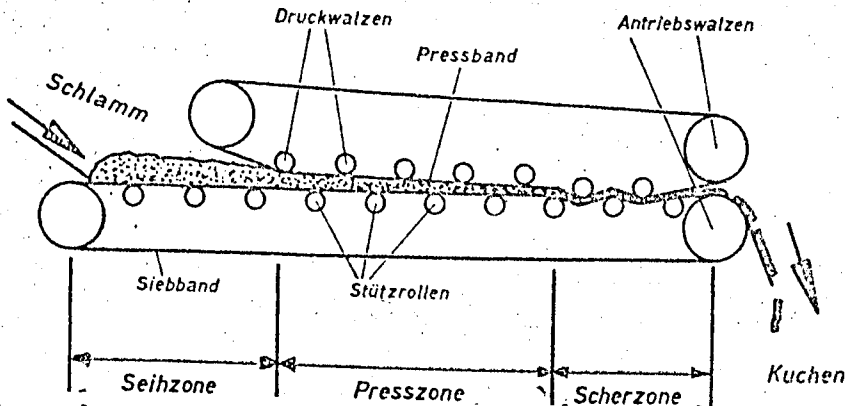


Bild 6:
Siebband-
presse

Kurz bevor der Schlamm auf dieses Siebband gelangt, wird ihm normalerweise als Flockungsmittel eine Polyelektrolytlösung beigemischt. Hierdurch sollen große, stabile Flocken entstehen, damit sich auf dem verhältnismäßig grobmaschigen Siebband Brücken bilden können. Die Flocken müssen auch dem Druck standhalten, den ein parallel über dem Siebband verlaufendes Preßband auf den Schlamm ausübt. Speziell angeordnete Stütz- und Preßwalzen verstärken den Entwässerungsvorgang durch Erzeugung von Scherkräften.

Das nach dem Kuchenabwurf zurücklaufende Untertrum des Siebbandes wird durch Frischwasser gereinigt. Füllmenge, Bandgeschwindigkeit und Preßdruck müssen sorgfältig aufeinander abgestimmt sein.

Die Filterleistung beträgt je nach Schlammart und Flockungsmittel

$$\begin{array}{l} 300 - 1\ 200 \text{ l/m}^2 \cdot \text{h} \text{ bzw. etwa} \\ 15 - 120 \text{ kp/m}^2 \cdot \text{h} \end{array}$$

Das Siebband ist in der Regel 0,5 bzw. 1,0 m breit, bei 2 - 4 m Filterlänge. Der Platzbedarf für eine Presse von 1 m Breite beträgt etwa 30 m² Grundfläche.

4. Konditionieren

Klärschlämme lassen sich nur selten direkt so wie sie anfallen mit einigermaßen gutem Wirkungsgrad filtrieren und zentrifugieren. Man muß deshalb den Schlamm vorher entsprechend aufbereiten (16). Hierdurch können die Betriebskosten u. U. stark belastet werden.

M e t a l l s a l z e verwendet man häufig für die Entwässerung auf Vakuumfiltern und Filterpressen, wobei u. a. Eisenchlorid, Eisensulfat, Aluminiumsulfat, Eisenchlorhydrat und Eisenchlorsulfat zum Einsatz kommen. Sie werden entweder allein oder in Verbindung mit Kalk angewandt. Bei kommunalschlammähnlicher Beschaffenheit benötigt man etwa folgende Mengen (17):

Vorklärschlamm	2 %	$\text{FeCl}_3 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$	+ 10 %	$\text{Ca}(\text{OH})_2$
Faulschlamm	4 %	"	8 %	"
Belebtschlamm	4 %	"	-	
gewaschener Faulschlamm	2-3 %	"	-	

P o l y e l e k t r o l y t e sind wirkungsvoll bei der Schlammentwässerung auf Siebbandpressen und Zentrifugen. Abgesehen von körnigem mineralischem Schlamm benötigt man hiervon 50 - 200 g/m³. Zuweilen geht eine Kalkbehandlung voraus.

Auch eine t h e r m i s c h e B e h a n d l u n g macht den Schlamm leichter entwässerbar. Bei einer Heißbehandlung unter 100° C benötigt man allerdings zusätzlich noch Flockungsmittel, und zwar etwa halb so viel wie bei Konditionierung ohne Schlammerwärmung. Bei einer thermischen Behandlung mit Temperaturen um 200° C und einem Druck von etwa 18 atü (Porteous-Verfahren) kann auf Flockungsmittel ganz verzichtet werden. Doch geht bei der hohen Temperatur und dem hohen

Druck ein Teil der organischen Schlammfeststoffe wieder in Lösung. Filtrat und Schlammwasser des Zwischeneindickers weisen dadurch hohen chemischen und biochemischen Sauerstoffbedarf auf, der 5 000 bis 10 000 mg/l betragen kann.

A s c h e von der Schlammverbrennung oder von Elektrofiltern anderer Verbrennungsanlagen läßt sich ebenfalls als Entwässerungshilfsmittel verwenden (17). Bezogen auf die im Rohschlamm enthaltenen Feststoffe benötigt man bei Vakuumfiltern etwa 3 Gewichtsteile, bei Filterpressen etwa 1 Gewichtsteil Asche als Filterhilfsmittel.

5. Verbrennen

Wenn thermisch getrockneter Schlamm nicht verkauft oder in der Produktion wieder verwertet werden kann, ist es billiger, den Schlamm zu verbrennen, als zu trocknen. Dabei kann dann die in der brennbaren Substanz steckende Wärmeenergie zur Verdampfung von Schlammwasser und zur Deckung der Wärmeverluste des Ofens genutzt werden. Bei niedrigem Wassergehalt und hohem Glühverlust des Schlammes kann die Verbrennung u. U. sogar selbstgänglich verlaufen, d. h. ^{außer} beim Anfahren reicht die Unterhaltung eines Stützfeuers für den Betrieb des Ofens aus (18).

Wärmebedarf bzw. Wärmeüberschuß lassen sich unter Anwendung folgender Beziehung berechnen

$$W = P \cdot C_w \cdot t \quad (\text{kcal})$$

wobei

W = Wärmebedarf in kcal

P = Gewicht in kp

C_w = mittlere spez. Wärme im maßgebenden Temperaturbereich in kcal/kp \cdot °C

t = Temperaturdifferenz in °C

Nach dieser Formel berechnet man den Wärmebedarf für das Erhitzen von Wasser, Feststoffen und Luft, für das Verdampfen des Wassers und Überhitzen des Wasserdampfs auf Verbrennungstemperatur, für die Abstrahlungsverluste und für die Rauchgasverluste entsprechend der Rauchgas- und Brudentemperatur.

Dem Wärmebedarf steht der Wärmegewinn gegenüber, der sich aus der brennbaren Substanz im Schlamm ergibt. Der untere Heizwert der brennbaren Schlamm-trockensubstanz (Glühverlust) beträgt dabei für kommunalschlammähnliche Schlamm-beschaffenheit 5 000 - 6 000 kcal/kp (18).

5.1 Drehetagenofen

Diese sehr häufig zur Verbrennung von Klärschlamm verwendete Ofenart zeichnet sich dadurch aus, daß in ihr die Wärme besonders gut ausgenützt werden kann.

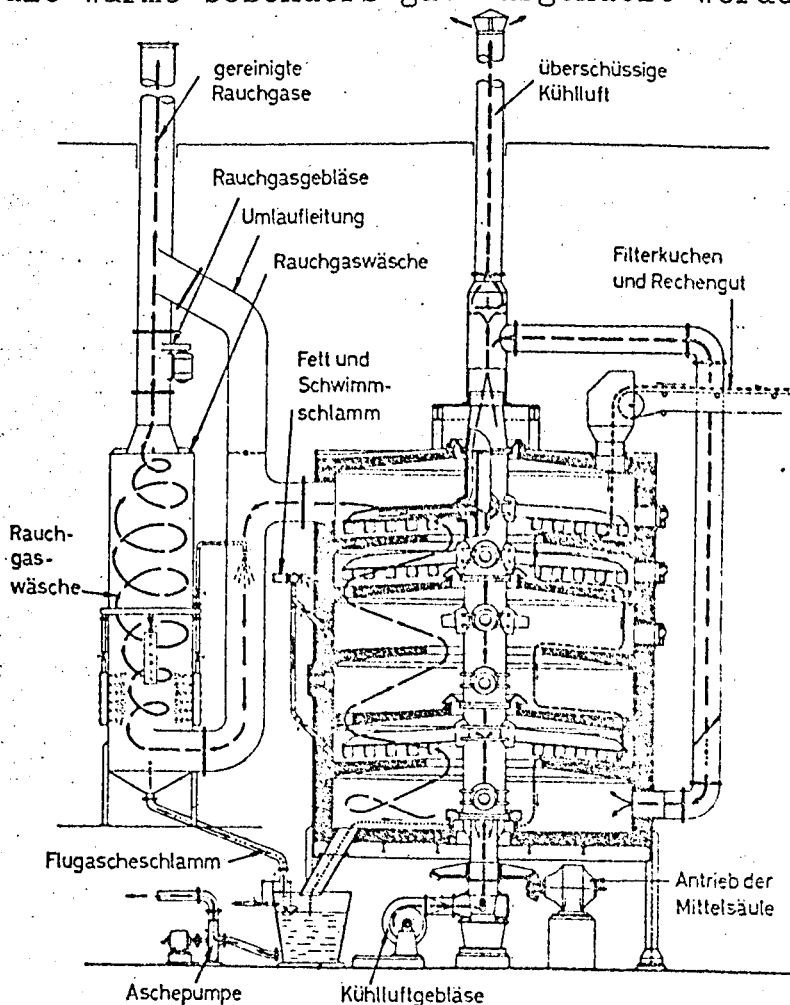


Bild 7:
Drehetagen-
ofen

Der Ofen ist aus einem Stahlzylinder hergestellt, der feuerfest ausgemauert und stockwerkartig in mehrere waagerechte Etagen unterteilt ist. Der Schlamm wird oben zugegeben und langsam nach unten durch den Ofen bewegt. Hierzu besitzen die Etagen wechselweise innen und am Rand Durchfallöffnungen. Außerdem sitzen an einer drehbaren Mittelwelle Rührarme mit pflugartigen Rührzähnen, die den Schlamm häufig umwenden.

Die Verbrennung findet in den mittleren Etagen statt, an welchen auch evtl. notwendige Zusatzbrenner angebracht sind oder Heizgaskanäle von außerhalb liegenden Brennkammern einmünden. Die aufsteigenden heißen Rauchgase aus der Verbrennungszone kommen in den oberen Etagen mit dem feuchten Schlamm in Verbindung und trocknen diesen vor. Die Verbrennungsluft wird über die unteren Etagen zugeführt und durch Berührung mit der heißen Asche erwärmt.

Die Größe des Ofens richtet sich nach Schlammmenge und Schlammwassergehalt. Schlamm- bzw. Aschemenge bestimmen die Größe des Ofenantriebs und der Krählarms, die zu verdampfende Wassermenge die erforderliche Zusatzfeuerung. Im allgemeinen rechnet man mit einer Rostfläche von etwa $30 \text{ m}^2/\text{t}$ Schlammdurchsatz pro Stunde. Die Temperaturen im Ofen betragen etwa

Kühlluft aus der Ofenwelle	200° C
Verbrennungszone	800° C
Rauchgase am Ofenausgang	400° C

Wenn Müll zusammen mit Schlamm im Ofen verbrennt werden soll, so muß dieser zuvor zerkleinert und von Metallteilen befreit werden. Öl- und fetthaltige Schlämme gibt man direkt in der Verbrennungszone zu.

Die Rauchgase reinigt man in der Regel in einer Naßwäsche oder einem E-Filter.

5.2 Wirbelschichtofen

Diese Ofenart eignet sich gut zur Verbrennung von heizwertreichen, ölhaltigen Schlämmen, sofern diese keine groben Bestandteile enthalten (47), (18).

Die Brennkammer enthält keinerlei bewegliche Teile. Der zu verbrennende Schlamm wird in den unteren Teil des Ofens gegeben, wo Sand und inertes Material durch Einblasen heißer Luft bei etwa 900°C in der Schwebelage gehalten wird (Wirbelbett).

Nach erfolgter Verbrennung verlassen die Rauchgase oben den Ofen zusammen mit der Schlammasche. Die Austrittstemperatur entspricht derjenigen der Brennkammer und beträgt etwa 900°C . Um einen guten Wirkungsgrad des Ofens zu erreichen, ist die Anwendung eines Luftvorwärmers und evtl. auch eines Abhitzekessels zu empfehlen.

5.3 Drehrohrofen

Drehrohrofen sind ähnlich gebaut wie Trommeltrockner, besitzen jedoch meist zusätzlich eine feuerfeste Ausmauerung. Brennstoff und Verbrennungsluft können sowohl im Gleich- als auch im Gegenstrom geführt werden. Die Verwendung einer Nachbrennkammer ist zweckmäßig.

Drehrohrofen eignen sich ferner für die Verbrennung von Müll und groben Bestandteilen. Sie werden deshalb auch zur Veraschung von Produktionsrückständen benützt (19).

Die Ausmauerung des Ofens muß in bestimmten Abständen erneuert werden, was stark von Betriebsweise und Steinqualität abhängt.

6. Ablagern

Flüssige Schlämme und deren Reststoffe aus der Entwässerungs- oder Verbrennungsstufe von Abwasserreinigungsanlagen können nicht überall ohne weiteres abgelagert werden. Man muß dabei besonders darauf achten, daß nicht etwa durch lösliche Stoffe, Gifte oder Krankheitserreger Gefahren entstehen. Grund- und Oberflächenwasser ist hierbei am meisten gefährdet. Bei der Auswahl von Ablagerungsflächen sollten deshalb stets die zuständigen Fachbehörden (Geologe, Hydrologe, Wasserwirtschaftsamt, Gesundheitsbehörde usw.) zu Rate gezogen werden.

Die wichtigsten Gesichtspunkte, auf die man achten muß, sind u. a. auch in den Merkblättern enthalten, die in der BRD von der ZfA beim Bundesgesundheitsamt unter Mitwirkung von Sachverständigen erarbeitet wurden (20). Hiernach können ungiftige, unlösliche mineralische Schlämme in der Regel unbedenklich abgelagert werden. Schlämme mit organischem Anteil sollten dagegen zuvor stabilisiert werden.

Zur Sicherung des Grundwassers kann es u. U. sogar notwendig sein, den Untergrund abzu-dichten. Wird Ton oder Lehm hierzu verwendet, so ist dieser gegen Austrocknen zu schützen. Auch Vermörtelungen mit Zement, Kalk oder Karbidschlamm sowie Teer- und Bitumendichtungen oder Kunststofffolien können in Frage kommen (21). Darüberhinaus muß ein Aus- oder Wegspülen von Schlamm durch Regen und Hochwasser ausgeschlossen sein.

Zum Zwecke der Beweissicherung ist es ferner empfehlenswert, Kontrollbrunnen anzulegen und ein Betriebsbuch zu führen. Aus Gründen des Unfallschutzes sind die Lagerflächen einzuzäunen.

6.1 Ablagerung von Flüssigschlamm

Flüssigen Klärschlamm lagert man nicht selten in Schlamnteichen (Auflandungsteiche, Lagoons) ab (22). Als solche gelten natürliche oder künstliche, ausgebaggerte und durch Anschütten von Dämmen entstandene Erdbecken.

Wenn der Schlamm in ihnen verbleiben soll, so ergibt sich ihre Bemessung aus dem jährlichen Schlammanfall und der Anzahl der Jahre, für welche die Teiche ausreichen sollen. Hierbei ist die Volumenverringerung zu berücksichtigen, die der Schlamm durch Eindicken und Verdunsten von Schlammwasser erfährt. Angewandt werden Schlamnteiche in der Industrie besonders für Schlämme von Rübenwaschwässern aus Zuckerrfabriken (23), für Waschwässer aus Kiesgruben und für Schlämme aus dem Bergbau.

Schlammmlager (9) sind Schlamnteiche, die nach Abtrocknung des Schlammes wieder ausgeräumt und neu gefüllt werden. Sie erhalten Sohlendrainagen und Vorrichtungen zum Abziehen von ausgeschiedenem Schlammwasser und von Oberflächenwasser. Bei der Bemessung muß man berücksichtigen, daß 2 - 3 m hoch eingefüllte Schlammmlager nach Abschluß der Füllung noch etwa 2 - 3 Jahre brauchen, bis der Schlamm auf Stichfestigkeit abgetrocknet ist und geräumt werden kann. Für einen Dauerbetrieb benötigt man also mehrere Lager, die im Wechsel zu benützen sind.

6.2 Ablagerung von entwässertem Schlamm

Entwässerter Schlamm kann unter Beachtung der eingangs erwähnten Gesichtspunkte allein oder in einer geordneten Deponie zusammen mit Müll abgelagert werden. Dabei eignet sich der weitgehend entwässerte Kuchen aus Filterpressen wegen seiner Standfestigkeit

auch gut für eine alleinige Ablagerung. Entwässerter Schlamm aus Zentrifugen, Siebbandpressen und Vakuumfiltern wird wegen seines höheren Wassergehalts besser zusammen mit Müll abgelagert.

Die etwa 1,50 m hohen Müllschichten können dabei etwa 20 cm hoch mit Klärschlamm abgedeckt werden. Infolge seiner plastischen Konsistenz füllt dieser leicht die Hohlräume des Mülls aus, ohne daß das Nutzvolumen der Deponie dabei merklich verringert wird.

Bei der sogenannten *R o t t e - D e p o n i e*, bei welcher der Müll zunächst nur locker verteilt wird, kann die Schlammmenge größer sein, als bei der verdichteten Lagerung des Mülls. Durch die Wärmeentwicklung bei der Rotte verdunstet entsprechend mehr Wasser.

6.3 Ablagerung von Verbrennungsrückständen

Asche aus Schlammverbrennungsanlagen ist keimfrei und kann in der Regel ohne Bedenken abgelagert werden. Enthält sie Schwermetallverbindungen (z. B. Chrom), so ergeben sich u. U. Schwierigkeiten, wenn diese ausgelaugt werden können. Dreiwertiges Chrom ist dabei etwa 10mal so schädlich wie 6-wertiges. Im übrigen schwanken die Angaben über die Grenzen der Schädlichkeit auf Fische und Pflanzen ziemlich stark (5).

Auch bei Ablagerung von Verbrennungsrückständen kann es deshalb u. U. erforderlich sein, den Platz gegen Grund- und Niederschlagswasser abzudichten.

Literatur

- (1) Kalbskopf, K.H. "Betriebserfahrungen und Kosten der Schlammbehandlung in Eindickern" Vortrag auf dem 4. IAM-Kongreß 1969 in Basel
- (2) Gundelach, W. "Abtrennung von Industrieabwässern in Eindickern" IWL-Forum 69/III-IV
- (3) Thorn, W. "Faulschlammeindickung, -entwässerung und -verwertung als biochemisches Problem" Kommunalwirtschaft 1970, Heft 9
- (4) Hanisch, B. "Die wirtschaftliche Anwendung der Flotation mit sehr kleinen Luftblasen zur Reinigung von Abwasser" R. Oldenbourg-Verlag, München 1960
- (5) Meinck-Stoof -Kohlschütter "Industrieabwässer" Gustav Fischer-Verlag, Stuttgart 1968
- (6) Stander, G.J. und van Vuuren, L.R.J. "Flotation of Sewage and Waste Solids" Water Quality Improvement by Physical and Chemical Processes; University of Texas Press Austin USA 1970
- (7) Köhler, R. "Vorreinigung von Abwässern eines Holzfaserwerks nach dem Flotationsverfahren" Kommunalwirtschaft 1970, Heft 9
- (8) Fehlmann, H.B. "Die Schlammentwässerung nach dem Devoro- oder Schlammwalzenverfahren" Kommunalwirtschaft 1967, Heft 9
- (9) Pallasch, O. und Triebel, W. "Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik" Band III Verlag Wilh. Ernst u. Sohn, Berlin 1969
- (10) Epper, W. "Die Entwässerung industrieller Schlämme mit Vollmantelzentrifugen" IWL-Forum 69/III-IV
- (11) Lohse, W. "Entwässerung industrieller Schlämme durch Zentrifugalmaschinen" IWL-Forum 69/III-IV
- (12) Kiess, F. und Hegemann, W. "Versuche zur maschinellen Schlammeindickung mit einem neu entwickelten Zentrifugalsystem!" Kommunalwirtschaft 1970, Heft 9

- (13) Schrimpff, H. "Entwässerung mit Vakuumflachbettfiltern"
IWL-Forum 69/III-IV
- (14) Borgmann, E. "Einsatz von Filterpressen bei der Entwässerung von Industrieschlämmen"
IWL-Forum 69/III-IV
- (15) Bastgen, W. und Stein, J. "Die Siebbandpresse, eine neue Maschine zur wirtschaftlichen Schlammentwässerung"
Kommunalwirtschaft 1967, Heft 9
- (16) Pöpel-Vater-Jäger "Die Verfahren zur Aufbereitung von städtischem Klärschlamm"
Kommissionsverlag R. Oldenbourg, München 1958
- (17) WPCF Manual "Sludge Dewatering"
Manual of Practice Nr. 20
Water Pollution Control Fed.
Washington 1969
- (18) Kumpf-Maas-Straub "Müll- und Abfallbeseitigung"
Erich Schmidt-Verlag, Berlin
- (19) Leib, H. "Abfallbeseitigung durch Verbrennen"
Umwelthygiene der BASF, 4. Teil
BASF-Information, Ludwigshafen
- (20) ZfA-Merkblätter
M 1 Einführung in die Abfallbeseitigung
M 2 Vorarbeiten bei der Planung der Abfallbeseitigung
M 4 Planungsgrundlagen für die Abfallbeseitigung
M 3 (früher M 7 und G 7)
Die geordnete Ablagerung (Deponie) fester und schlammiger Abfälle aus Siedlung und Industrie
enthalten in (18)
- (21) Jaekel, G. "Praktische Erfahrungen bei Anlage und Betrieb einer speziellen Deponie für Industrieschlämme und sonstige Rückstände"
IWL-Forum 70/I-II
- (22) Imhoff, K. "Taschenbuch der Stadtentwässerung"
22. Auflage
Oldenbourg-Verlag, München 1969
- (23) Sierp, Fr. "Gewerbliche und industrielle Abwässer"
Springer-Verlag, Berlin 1967

Günther Rincke

Gemeinsame oder getrennte Abwasserreinigung
Technische und wirtschaftliche Aspekte

1. Aufgabenstellung

Auf die immer wieder aufgeworfene Frage, ob Industrieabwässer im Werk oder besser in einer kommunalen Kläranlage zu reinigen sind, gibt es in dieser allgemeinen Form keine eindeutige Antwort (1) (2) (3) (4) (5). Zwischen den Fällen, die zweifelsfrei für die eine oder die andere Lösung sprechen, liegt ein sehr breiter Bereich, in dem eine Vielzahl u.U. einander entgegen gerichteter Gesichtspunkte zu einer wohlabgewogenen Synthese gebracht werden sollte. Je nach vorgegebener Interessenlage gibt es hierbei Verfechter der einen oder anderen Lösung. Als grundsätzliche Argumente werden dabei - ohne Anspruch auf Vollzähligkeit - genannt:

F ü r die gemeinsame Behandlung:

1. Bessere Wirtschaftlichkeit größerer Anlagen.
2. Bessere Behandelbarkeit durch ausgeglichene Abwasserbeschaffenheit.
3. Fachkundige Betreuung und Überwachung.
4. Zusätzliche Absicherung des Gewässers bei stoßweiser Schadstoffableitung (im Vergleich zur werksseitigen Behandlung und direkten Einleitung).
5. Aufgabe der kommunalen Daseinsvorsorge.
6. Logische Konsequenz des satzungsrechtlich fixierten Anschluß- und Benutzungszwanges.

D a g e g e n:

1. Gefährdung der biologischen gemeindlichen Kläranlage.
2. Verringertes betriebliches Interesse an der erzeugten Abwasserbeschaffenheit.

3. Haftungs- ggfs. sogar strafrechtliche Verantwortung der Gemeinde und ihrer Bediensteten für Schäden, die sie nicht verursacht haben.
4. Geringe Wirksamkeit des Reinigungsverfahrens der Gemeindekläranlage für die gewerbliche Abwasserbeschaffenheit.
5. Aus 4.: unnötig erhöhte Mengenbelastung der gemeindlichen Entwässerungsanlagen mit entsprechenden Gebührenkonsequenzen.

Je nach den vorliegenden Verhältnissen mögen einzelne dieser Argumente zutreffen und die Entscheidung wesentlich beeinflussen. Je größer dabei die Objekte sind, desto sorgfältiger sollten die Untersuchungen bis zur optimalen Entscheidung durchgeführt und - aus Gründen des Gewässerschutzes und der Volkswirtschaft - desto elastischer die jeweils gültigen Regeln des Ortsrechtes gehandhabt werden. Andererseits wird man gegenüber der Vielzahl kleinerer Anschlußnehmer auf die Einhaltung allgemeingültiger Bestimmungen nicht verzichten können. Diese Unterscheidung kann nicht nur nach den verwaltungsrechtlichen Maßstäben der Gleichbehandlung, sondern sollte auch unter Abwägung technischer, wirtschaftlicher und verwaltungsmäßiger Zweckmäßigkeiten erfolgen (3).

2. Entscheidungshilfen zur optimalen Arbeitsteilung zwischen Industrie und Gemeinden

Will man die notwendige Abwasserbehandlung in gesamtwirtschaftlich optimaler Arbeitsteilung, d.h. mit dem geringsten Aufwand bei ausreichender Zuverlässigkeit, sicherstellen, wird die Gemeinde ihre verwaltungsrechtlichen Möglichkeiten in sachkundiger, elastischer Form einzusetzen haben.

Dies gilt sowohl für die Anwendung des üblicherweise in den Ortssatzungen festgelegten Anschluß- und Benutzungszwanges wie auch für eine belastungs- bzw. aufwendungsgerechte Gebührenerhebung. Es soll im weiteren versucht werden, zu den abwassertechnisch sehr vielfältig beeinflussten Lösungswegen eine Übersicht zu vermitteln.

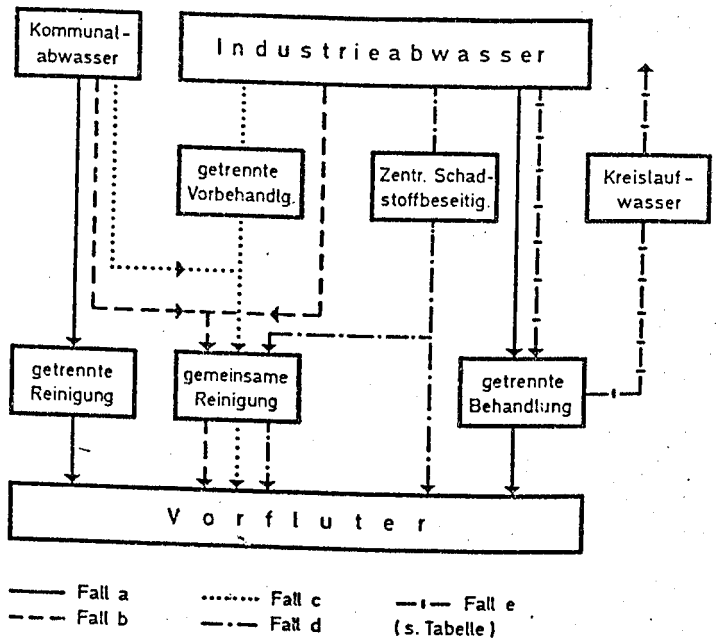
Vergleicht man die gewerblichen Abwässer hinsichtlich ihrer Charakteristiken mit häuslichem Abwasser, so läßt sich mit den folgenden drei **H a u p t m e r k m a l e n** eine Katalogisierung vornehmen:

1. Die Zusammensetzung häuslichen Abwassers hinsichtlich der unterschiedlichen Inhaltsstoffe ist sehr vielseitig, während in organisch verschmutzten Industrieabwässern oft wesentliche Nährstoffe (z.B. Stickstoff, Phosphor) fehlen und für eine biologische Reinigung hinzugefügt werden müssen.
2. Die Schmutzstoffkonzentration des Kommunalwassers schwankt verhältnismäßig geringfügig um einen Mittelwert. Die Konzentrationsunterschiede industrieller Abwässer variieren gagegen in beträchtlichem Ausmaß von gering verschmutzten Spülwässern bis zu stark verunreinigten Konzentraten.
3. Das Vorhandensein von Giftstoffen, die bei gleichzeitiger Anwesenheit organischer Verschmutzungen die notwendige biologische Reinigung erschweren oder sogar verhindern, soll das dritte Merkmal eines Abwassers darstellen.

Die in der Praxis auftretenden Kombinationen dieser drei Charakteristika sind in der Tabelle zusammengestellt, wobei jede Zeile eine bestimmte Abwasserart beschreibt (6).

So entspricht z.B. Nr. 1 einem rein häuslichen Abwasser, das zugleich nach Inhaltsstoffen und Konzentration als "normal" anzusehen ist. Alle anderen beschreiben davon abweichende industrielle oder gewerbliche Abwässer wie z.B. Waschwässer (2) bzw. Konzentrate (3) aus der Papier- und Zellstofffabrikation, Abwasser der Nahrungsmittel- und Getränkeindustrie (4), Spülwässer (5) bzw. Konzentrate (7) aus der chemischen Industrie sowie Spülwässer (6) bzw. Konzentrate (8) aus Beizereien und Galvaniken. Eine Sonderstellung nimmt das Kühlwasser (9) ein.

Abwasserart	Zusammensetzung einseitig ≙ - vielseitig ≙ +	Konzentration normal ≙ - hoch ≙ +	Giftstoffgehalte nein ≙ - ja ≙ +	Behandlungsart (s. Abb)
1	+	-	-	b(a)
2	-	-	-	b
3	-	+	-	b,c
4	+	+	-	c(b)
5	+	-	+	a(c)
6	-	-	+	e,a(c)
7	+	+	+	c,d(a)
8	-	+	+	d(a)(c)
9	Kühlwasser			e



Tab.: Ordnung der Industrie- Abb.1: Alternativen zur Behandlung von Kommunal- und Industrieabwässern nach 3 Charakteristiken

Den in der Tabelle dargestellten Eigenschaften der Abwässer sind die daneben abgebildeten Behandlungswege zugeordnet. Zur besseren Übersichtlichkeit ist diese Darstellung - ohne absolute Vollständigkeit zu beanspruchen - auf die für die Abwasserart typischen und normalerweise günstigen Möglichkeiten beschränkt. Dazu gibt bei mehreren Alternativen in der letzten Spalte der Tabelle die Reihenfolge zugleich die Rangfolge an. Unter normalen Verhältnissen läßt die zuerst genannte Lösung den notwendigen Reinigungserfolg bei minimalem Gesamtaufwand, d.h. mit optimaler Wirtschaftlichkeit erwarten, sofern die entsprechende Arbeitsteilung bei der Abwasserreinigung im Einvernehmen zwischen Gemeinde und Industrie realisierbar ist. Mehrere Beispiel mögen die Zusammenhänge verdeutlichen:

Sofern die Industrieabwässer (1) weitgehend häuslichem Abwasser gleichen, ist aus Gründen der Investitions- und Betriebskosten-

ersparnis die Mitbehandlung in der gemeindlichen Kläranlage zweckmäßig (Fall b). Eine Ausnahme, d.h. werkseigene Abwasserreinigung, erscheint nur vertretbar (a), wenn infolge ungünstiger Lage ein Anschluß an das gemeindliche Kanalnetz verhältnismäßig hohe Kosten erfordert. Die gemeinsame Behandlung (b) ist vor allem dann sinnvoll, wenn bei einseitiger Zusammensetzung des Industrieabwassers (2) eine getrennte Reinigung den Zusatz von Phosphor- oder Stickstoffverbindungen, die im häuslichen Abwasser reichlich vorhanden sind, erfordern würde. Für eine solche gemeinsame Behandlung kommt nicht nur eine gemeindliche Kläranlage in Betracht. In einigen neueren Fällen (z.B. Chemische Industrie, Papier- und Zellstofffabriken, Tierkörperverwertungsanstalten) wird größeren Werkskläranlagen zur Nährstoffergänzung häusliches Abwasser benachbarter Ortschaften zugeführt.

Bei einseitiger Zusammensetzung des Abwassers und hohen Schmutzstoffkonzentrationen (3) muß von Fall zu Fall entschieden werden, welches der Verfahren als optimal anzusehen ist. Übersteigen z.B. bei geringen Abwassermengen die BSB_5 -Werte ca. 2000 mg/l, so ist u.U. die direkte Aufgabe des Industrieabwassers in den gemeindlichen Faulbehälter oder die Einleitung in die Kanalisation zu Zeiten geringer Kläranlagenbelastung mit Zwischenspeicherung wirtschaftlicher als die eigene, getrennte Behandlung. Bei großen Mengen ist abhängig von der Schmutzkonzentration zwischen drei Möglichkeiten zu wählen: Bei BSB_5 -Konzentrationen über 8000 mg/l ist vielfach eine getrennte Vorbehandlung (Fall c) durch anaerobe Ausfäulung die wirtschaftlichste Lösung. Für 500 bis 8000 mg BSB_5 /l mit ausreichenden Nährstoffen (4) kann die neue Entwicklung verstopfungsfreier Tropfkörper mit Kunststoff-Füllelementen eine vor allem durch geringe Stromkosten im Vergleich zu herkömmlichen biologischen Abwasserreinigungsverfahren wirtschaftlich günstige Möglichkeit zur Vorbehandlung darstellen (c). Fällt Industrieabwasser mit höheren Konzentrationen in mehreren

Betrieben an, wird der getrennten Vorbehandlung eine gemeinsame Reinigung (b) in der gemeindlichen Kläranlage vorzuziehen sein, die daraufhin ggf. zweistufig auszubauen ist.

Als zweite Hauptgruppe sind diejenigen Industrieabwässer zu betrachten, die infolge unterschiedlicher Giftstoffe den biologischen Abbau organischer Substanzen hemmen oder sogar verhindern (Fälle Nr. 5, 6, 7, 8).

Innerhalb dieser Bereiche stellen die von organischen Inhaltsstoffen freien Abwässer z.B. aus Galvaniken und Beizereien (6, 8) eine weitere Sondergruppe dar.

Für sie sind bei Einleitung in den Vorfluter meist die durch den "Ausschuß Normalanforderungen für Abwasserreinigungsverfahren" festgelegten Konzentrationen einzuhalten (7). Diese Normalanforderungen geben an, welche Ablaufbeschaffenheit mit ausreichend bemessenen und vorschriftsmäßig betriebenen Entgiftungsanlagen technisch sicherzustellen ist. Da sich andererseits die Cyan- bzw. Chromatzerstörung und die anschließende Abtrennung der NE-Metalle nur in getrennter Behandlung der verschiedenen Badarten vollwertig erreichen lassen, ist eine gleich wirksame Behandlung nach Vermischung untereinander und mit häuslichem Abwasser nicht wirtschaftlich durchführbar. Darüber hinaus beeinträchtigen oder verhindern die Giftstoffe die biologische Reinigung der organischen Verschmutzungen. Derartige Abwässer müssen deshalb insbesondere bei höheren Giftstoffkonzentrationen getrennt erfaßt und behandelt werden. Eine anschließende Zuleitung zur kommunalen Kläranlage (c) stellt nur eine zusätzliche Kontroll- und Sicherheitsmaßnahme dar, auf die bei einer Mehrzahl innerhalb eines Stadtgebietes liegender kleiner und mittlerer Betriebe nicht verzichtet werden sollte. Stößt dagegen ein einzelner Großbetrieb der Metallverarbeitung so erhebliche Mengen derartiger Abwässer ab, daß deren Mitbehandlung wesentliche Vergrößerungen der gemeindlichen Kläranlage erfordern würde, ist es angebracht, bei ausreichend gesicherter und überwachter werkseigener Ent-

giftung, Neutralisation und Entschlammung die unmittelbare Ableitung zum Vorfluter zuzulassen (a).

Bei einer Vielzahl von metallverarbeitenden Betrieben läßt sich nach heutigem Stand ggf. auf einzelne Entgiftungsanlagen verzichten. Hierzu bietet sich einerseits die Möglichkeit, die geringer verschmutzten Spülwasser, z.B. unter Einschaltung von Ionenaustauscher, im Kreislauf wieder zu benutzen (Fall e) oder andererseits mehrstufige Spülverfahren einzusetzen (13).

Die bei der Regeneration anfallenden Eluate wie auch die verbrauchten Beiz- bzw. Elektrolytbäder (Konzentrate) sind in solchen Fällen in einer zentralen Anlage meist wirtschaftlicher und zuverlässiger unschädlich zu machen (Fall d). Hierfür gibt es sowohl in Württemberg (8) wie auch in Nordrhein-Westfalen eine Reihe gut funktionierender Beispiele (9). Bei einer wie im Falle der zentralen Entgiftungsanlage Iserlohn weitergehenden Zusammenarbeit können die Betriebe ihre Spülwässer in Mehrfach- oder Kaskaden-Spülen zu "Halbkonzentraten" anreichern und zur Behandlung ebenfalls der ZEA zuführen. Darüber hinaus haben hier und in anderen Fällen, z.B. der zentralen Schlamm-entwässerungsanlage Düsseldorf-Mettmann, die Betriebe mit eigenen Vorbehandlungsanlagen die Möglichkeit, den anfallenden Hydroxydschlamm zur Gemeinschaftsanlage anzuliefern (10). Der Entscheidung über derartige Gemeinschaftsprojekte, ihre Größe und Funktion, sollten sehr sorgfältige Erhebungen über Anzahl, Produktionsstruktur und räumliche Verteilung der anzuschließenden Betriebe vorausgehen. Für die Wirksamkeit kann auch die privat- oder öffentlich-rechtliche Organisationsform wesentliche Bedeutung haben (11).

Für die vielfach ebenfalls giftigen Abwässer der Chemiebetriebe ist es in Anbetracht der außerordentlich vielfältigen Zusammensetzung kaum möglich, allgemeingültige Empfehlungen zu geben. Die Entscheidung zur getrennten Behandlung und Einleitung (a), Vorbehandlung und anschließenden gemeinschaftlichen Reinigung (c) oder zentralen Erfassung (d) und ggf. Verwertung von Schadstoffen wird meist entsprechende Voruntersuchungen erfordern.

4. Anforderungen an die Abwasserbeschaffenheit bei gewerblichen Kanalanschlüssen

Unabhängig von der sachlichen Überzeugungskraft der für die Entwässerungsplanung einschl. der gewerblichen Einleitungen gefällten Entscheidungen bedarf der Anschluß an die kommunale Kanalisation der verwaltungsrechtlich einwandfreien Regelung, üblicherweise in Form einer Satzung. Diese soll u.a. die Benutzung der gemeindlichen Anlage durch den Anschlußnehmer regeln. Hierfür gibt es verschiedene Mustersatzungen (12) (13). Für Nordrhein-Westfalen wird in der 1. Durchführungsverordnung zur Bauordnung vom Juni 1962 bestimmt:

- 1.) Abwässer von baulichen Anlagen, in denen feuergefährliche oder explosionsfähige Leichtflüssigkeiten wie Benzin oder Benzol, oder Mineralöle wie Heizöl und Dieselöl hergestellt werden oder anfallen, müssen über Vorrichtungen wie Abscheider oder Sperren abgeleitet werden, die das Eindringen dieser Flüssigkeiten in die Abwasserleitungen verhindern. Dies gilt auch für Schmierstoffe und Fette.
- 2.) Säurehaltige, alkalische oder radioaktive Abwässer sowie andere Abwässer von baulichen Anlagen, in denen Stoffe oder Flüssigkeiten anfallen, die
 - a) schädliche oder unzumutbare belästigende Ausdünstungen oder Gerüche verbreiten,
 - b) zu Gesundheitsschäden führen können,
 - c) Baustoffe oder Abwasseranlagen angreifen können oder
 - d) den Betrieb der Abwasseranlagen stören können.
 müssen über Vorrichtungen abgeleitet werden, die das Eindringen dieser Stoffe oder Flüssigkeiten verhindern oder diese Stoffe unschädlich machen.

Für die meisten der dadurch betroffenen schädlichen Stoffe ist die Forderung, daß "nichts" eingeleitet werden dürfe, jedoch technisch unrealisierbar. Wegen der notwendigen "Bestimmtheit" von Verwaltungsanordnungen entsteht deshalb die Frage nach den Grenz- oder Richtwerten.

Die in Deutschland hin und wieder praktizierte Anwendung der "Normalanforderungen" für Anschlüsse an kommunale Entwässerungsnetze erscheint rechtlich und sachlich nicht haltbar. Sie haben eine Rechtsgrundlage (7) nur für die unmittelbare Einleitung in Gewässer. Technisch können für Kanalanschlüsse meist höhere Konzentrationswerte zugelassen werden, ohne daß Schäden am Entwässerungsnetz oder in der gemeindlichen Kläranlage aufzutreten brauchen. In den meisten Kanalisationen findet für einseitig beschaffene Industrieabwässer eine wesentliche Vermischung mit anderen Abwasserarten statt, die sich für die Zuleitungskonzentrationen der besonderen Inhaltsstoffe "verdünnend" auswirkt. Infolgedessen liegen die Hemmstoffkonzentrationen im Zulauf biologischer Kläranlagen dann wesentlich niedriger als im Werksablauf.

Einer entsprechend großzügigeren Festlegung von Ablauf-Grenzwerten sind jedoch zwei Einschränkungen entgegenzuhalten:

a. Allgemein.

Wenn durch Unzuverlässigkeiten im Betrieb die zugelassenen Werte - vor allem stoßweise - wesentlich überschritten werden, können ernsthafte Gefährdungen entstehen. Überwachung und Ahndung von Verstößen sollten deshalb strenger als allgemein üblich gehandhabt werden. Dies gilt z.B. auch für ausreichende Bemessung und zuverlässigen Betrieb werksseitig notwendiger Vorbehandlungsanlagen (Ölabscheider, Entgiftung galvanischer Bäder, Neutralisation).

b. Dominieren innerhalb eines Entwässerungsgebietes bestimmte Betriebsarten, z.B. Metallbeizereien, Galvaniken, so ist einerseits die "Verdünnung" gering, andererseits eine wirksame Überwachung aber sehr erschwert. In solchen Fällen sollte allen Betrieben für ihre Entgiftungs- und Neutralisationsanlagen die technisch erreichbare Höchstleistung oder - z. B. bei Ablieferung an zentrale Entgiftungsanlagen - der Nachweis der **v o l l s t ä n d i g e n** schadlosen Beseitigung abverlangt werden. Dann können

die Ableitungsgrenzwerte der Anschlußgenehmigung an die
 - als technisch erreichbar anerkannten - Werte der Normal-
 anforderungen angelehnt werden, d.h. z.B. 1 - 5 mg/l für
 die verschiedenen NE-Metalle, 0,1 mg/l Cyan.

Da mit einer technisch-wirtschaftlich sinnvollen und zugleich
 verwaltungsrechtlich einwandfreien Festlegung die Gemeinden
 vor eine recht schwierige Aufgabe gestellt sind, hat man sich
 um sachkundige Empfehlungen bemüht (14). In Anlage 1 des ATV-
 Arbeitsblattes A 115 sind die Konzentrationswerte angegeben,
 die in der Regel nicht überschritten werden dürfen, z.B.

Temperatur	35° C
Phenole	100 mg/l
Cyanid	1 mg/l
Kupfer	3 mg/l
Nickel, Zink	5 mg/l

Ergänzend heißt es in Abschn. 2.2.:

Ein Überschreiten der in der Anlage 1 angegebenen Werte
 kann zugelassen werden, wenn die in der öffentlichen
 Abwassermenge vorhandene Verdünnung mit sonstigem Abwasser
 ausreicht und die Gesamt-Schadstoff-Konzentration keine
 Veranlassung zu Störungen geben kann.

Falls erforderlich können gem. 2.3. auch schärfere Anforderungen
 gestellt werden.

Für viele Fälle nützlich kann ebenfalls die in Anlage 2 gegebene
 Übersicht zu den Eigenschaften gewerblicher Abwässer sein.
 Hierin sind bei den einzelnen Abwasserarten Hinweise für besondere
 Auflagen und Bedingungen aufgeführt.

Unabhängig von der Beschaffenheit der zugeleiteten Abwässer
 sollten alle Möglichkeiten ausgeschöpft werden, unverschmutzte
 Wasser m e n g e n der Kanalisation fernzuhalten. Hierfür sind
 im wesentlichen 4 Wege zu beschreiten:

1. Einschränkung des Abwasseranfalls.

Dies ist erreichbar durch:

- Übergang zu wassersparenden Produktionsprozessen.
- Intensivere Kreislaufführung mit ggfs. zwischenge-

schalteter Aufbereitung.

Weiterverwendung gebrauchten Wassers bei angestufteten Qualitätsanforderungen.

2. Trennsystem im Werksgelände mit Ableitung des Regenwassers in örtliche Vorfluter oder Kanalisationen.

Ggfs. sind Öl- und Bezinabscheider vorzuschalten.

3. Abtrennung des Kühlwassers mit Ableitung wie zu 2. oder Einführung von Kühlwasserkreisläufen.

4. Mengen (-und ggfs. Konzentrations-)ausgleich durch Pufferbecken.

Bei überlasteter Kanalisation Rückhaltung bis in schwächer belastete Nachtzeiten.

Bei dem allgemein progressiven Kostenanstieg der Abwasserbeseitigung werden sich solche Maßnahmen in vielen Fällen auch ohne momentan nachweisbare Rentabilität auf längere Zeit bezahlt machen. Die Gemeinden sollten dabei einen augenblicklichen Einnahmefall in Hinblick auf spätere Ersparnisse nicht scheuen.

5. Gebührenfragen

Über Rechts- und Sachfragen kommunaler Abwassergebühren ist bereits viel diskutiert worden. In diesem Rahmen sei lediglich berichtet, daß in den öffentlichen und politischen Diskussionen über Umweltprobleme in der Bundesrepublik der verstärkte Übergang zum Verursachungsprinzip eine wesentliche Rolle spielt. Bisher werden die Unkosten der kommunalen Abwasserableitung und -reinigung im Bundesdurchschnitt nur zu 42 % durch die dafür erhobenen Gebühren gedeckt. Der Rest kommt aus sonstigen kommunalen Haushausmitteln oder staatlichen Subventionen. Auch innerhalb der noch nicht einmal hälftigen Deckung durch unmittelbare Heranziehung der Anschlußnehmer entsprechen die Erhebungs-Regeln nicht immer verursachungsgerechten Maßstäben.

Von der konsequenten Anwendung des Verursacherprinzips verspricht man sich folgende Vorteile:

1. Verbreiterte Finanzierungsbasis
2. Höhere Gerechtigkeit und Wettbewerbsneutralität
3. Kostenechte Berücksichtigung volkswirtschaftlicher Faktoren bei betrieblichen Entscheidungen
4. Aus 3.: Erhöhter Ansporn für Maßnahmen zur Wassereinsparung und Stoffrückhaltung.

Die Diskussion hierüber ist noch nicht abgeschlossen.

6. Neue Beispiele für die gemeinsame Abwasserbehandlung

Im ATV-Fortbildungskurs II, März 1971, in Essen, wurde über 2 bedeutende Beispiele gemeinsamer Behandlung in Nordrhein-Westfalen berichtet:

1. Gemeinschaftsklärwerk Leverkusen der Farbwerke Bayer AG und des Wupperverbandes.
2. Werkskläranlage Hagen-Kabel mit biologischer Behandlung kommunalen Abwassers.

In beiden Fällen führte die besondere Beschaffenheit des Industrieabwassers zu dessen Vorbehandlung vor der gemeinsamen biologischen Stufe mit dem kommunalen Abwasser.

Die Anlagen sind in ihrem Verfahrensschema als Abb. 2 u. 3 beigelegt.

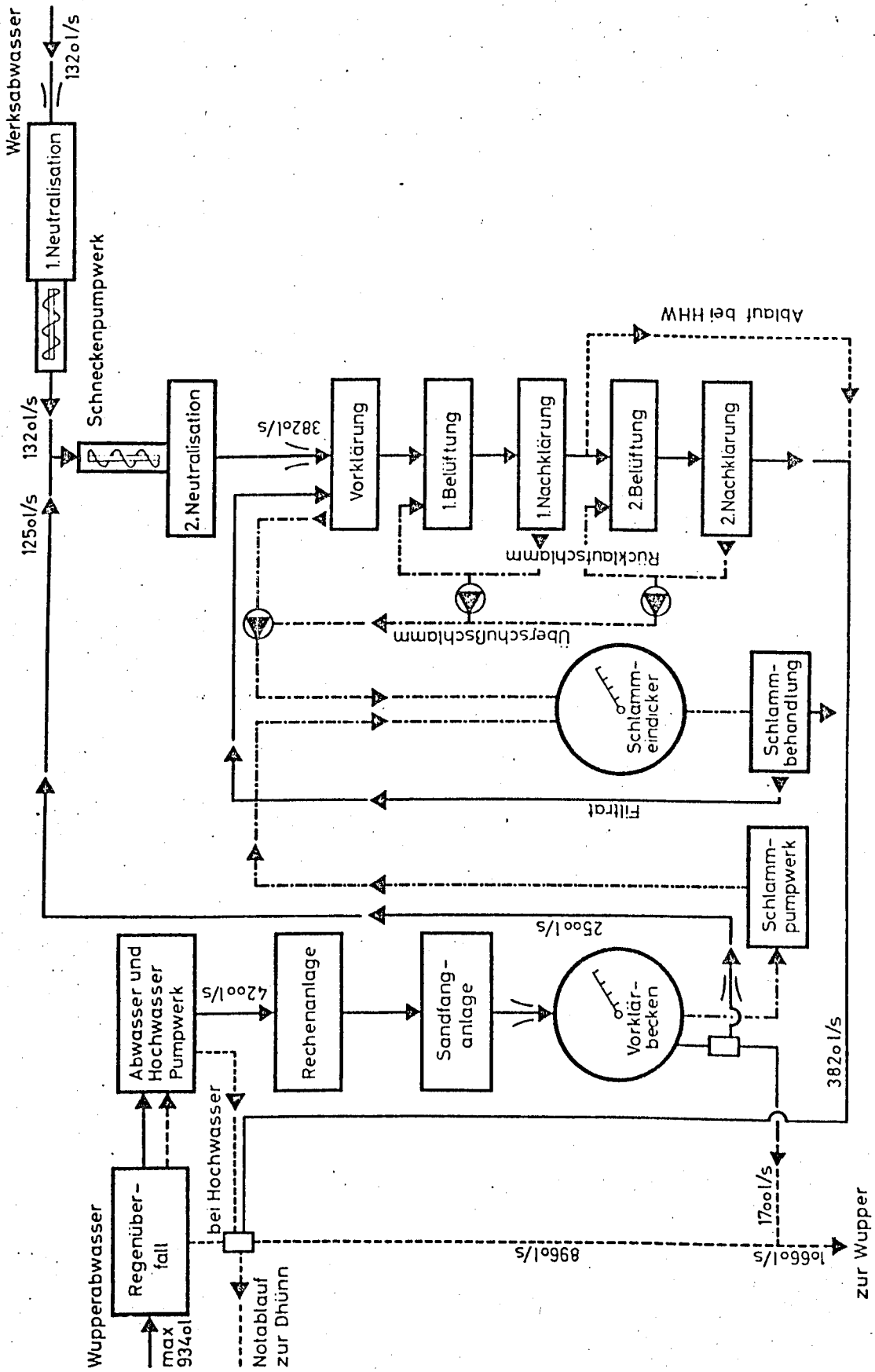


Abb. 2: Gemeinschaftsklärlwerk Leverkusen
Verfahrensschema

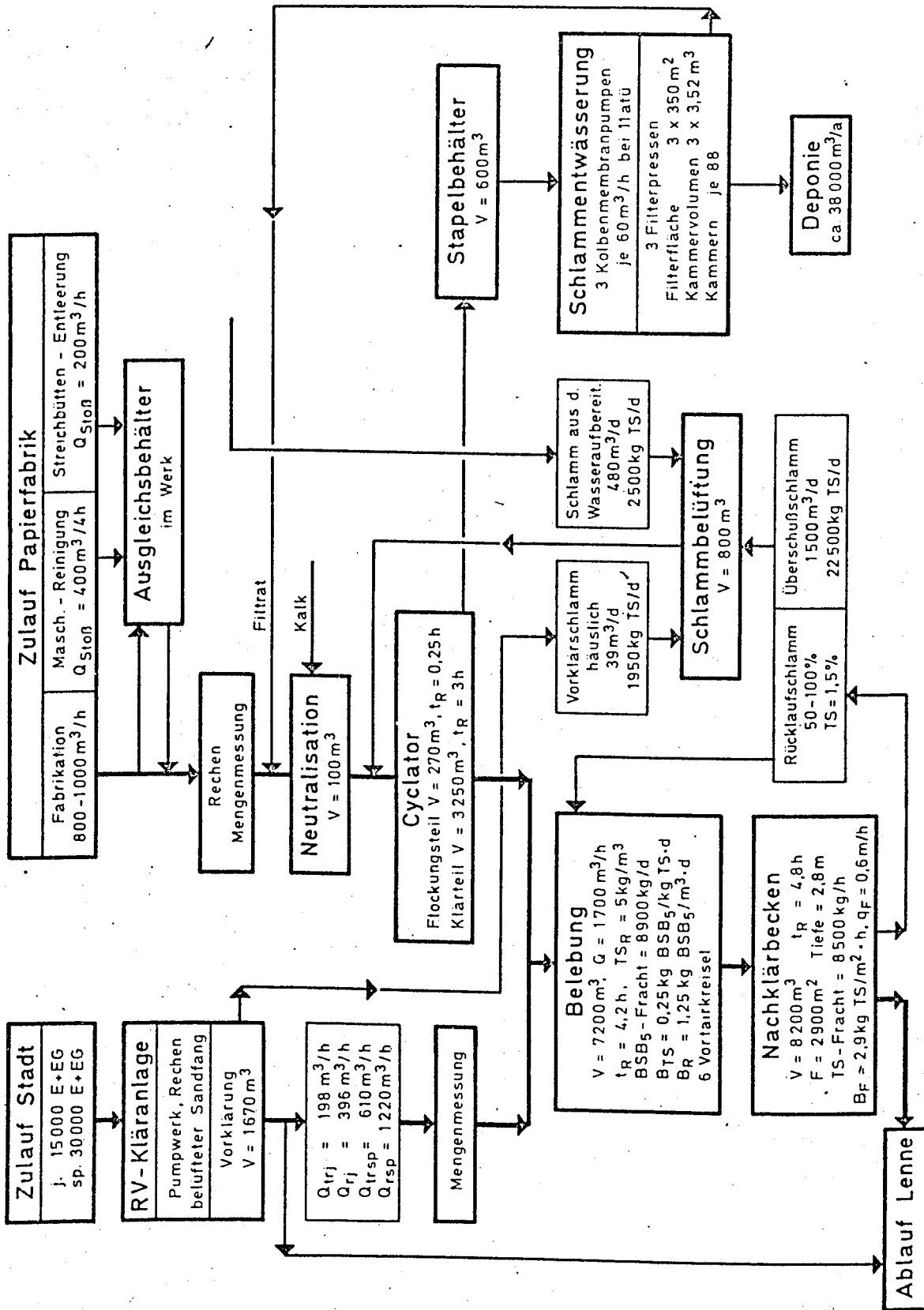


Abb. 3: Verfahrensschema der Werkskläranlage Hagen - Kabel

Literatur

1. Husmann, W.: Für und Wider der Benützung kommunaler Entwässerungsanlagen durch industrielle Betriebe unter Berücksichtigung neuerer Erkenntnisse;
JWL-Forum 67/V, S. 1-20.
2. Karnovsky, F.: Industrielle Abwässer in Kanalisationen. Berichte der ATV, H. 12;
ZfGW-Verlag, Frankfurt/M, 1961, S. 27-40.
3. Rincke, G.: Technische Voraussetzungen bei der Benützung kommunaler Entwässerungsanlagen - aus bau- und klärtechnischen Gründen einzuhaltende Bedingungen;
JWL-Forum 67/V, S. 21-42.
4. Jacobitz, K.: Die Ableitung industrieller Abwässer in öffentliche Entwässerungen und die gemeinsame Behandlung mit häuslichem Abwasser;
Dissertation TH Darmstadt 1965.
5. Jacobitz, K.: Technische Probleme bei der Einleitung von Industrieabwässern in gemeindliche Kanalisationen;
Vortrag im ATV-Fortbildungskurs II, Essen 1971.
6. Rincke, G.: Industrieabwasser.
Gedanken zur rationellen Arbeitsteilung zwischen Gemeinden und Betrieben;
Kommunalpraxis 1 (1970), S. 24-26.
7. - Richtlinien für die Erteilung von Erlaubnissen und Bewilligungen zum Einleiten von Abwasser in oberirdische Gewässer;
Ministerialblatt für das Land Nordrhein-Westfalen, Ausg. B, 19. Jahrg. Nr. 287 v. 29.12.1966.
8. Hammer, L.: Erfahrungen mit dem Betrieb von zentralen Entgiftungsanlagen;
Zeitschr. für Wasser- und Abwasserforschung 1/2 (1968), S. 22-29.
9. Born, R.: Die technische Lösung der Gemeinschaftsmaßnahme Iserlohn;
Industrieabwasser 3 (1967), S. 38-42,
Deutscher Kommunalverlag GmbH, Düsseldorf.
10. Rincke, G.,
Born, R.: Die gemeinschaftliche Beseitigung von Hydroxydschlämmen - Grundlagen der Lösung für das Kreisgebiet Düsseldorf-Mettmann;
Industrieabwasser (1968), S. 54-62.

11. Rincke, G.: Die Auswirkungen zentraler Maßnahmen auf die Abwasserbeschaffenheit in der Eisen- und metallverarbeitenden Industrie.
- Organisatorische und wirtschaftliche Grundlagen -;
Technische Mitteilungen d. Haus der Technik Essen, 61. Jahrg. 11 (1968), S. 489-496.
12. - Land Nordrhein-Westfalen:
1. Durchführungsverordnung zur Bauordnung, Juni 1962.
13. - ATV/Kuratorium für das Kulturbauwesen:
Arbeitsblatt A 107, Okt. 1963.
Hinweise für das Ableiten von Schlachthofabwasser in ein öffentliches Kanalnetz.
14. - ATV/BDI/KfK:
ATV-Regelwerk - Abwasser -, Arbeitsblatt A 115 v. Dez. 1970;
Hinweise für das Einleiten von Abwasser aus gewerblichen und industriellen Betrieben in eine öffentliche Abwasseranlage.

Dr. Otto HOFFMAYR, Ministerialrat

FINANZIERUNG VON ABWASSERBEHANDLUNGSANLAGEN IN
ÖSTERREICH

In der modernen Industriegesellschaft, in der der Wasserverbrauch in einem noch vor kurzem nicht erahnbarem Ausmaß sprunghaft angestiegen ist und weiterhin hektisch ansteigt, ist die Sicherung und der Schutz ausreichender Reserven qualitativ entsprechenden Wassers wegen der Unentbehrlichkeit des Grundstoffes "Wasser" für alle Bereiche des terrestrischen Lebens zu einem weltweiten vorrangigen Problem geworden; einem Problem, das nur bei Vermeidung schädlicher Beeinträchtigungen der Wassergüte durch Anwendung einer besonderen Sorgfalt jedes Wasserbenutzers zufriedenstellend gelöst werden kann; einem Problem, das wegen der Komplexheit der Materie gesetzliche Regelungen und ein enges Zusammenwirken der Regierungen mit den Kommunalverwaltungen und dem pluralistischen Kreis der Wasserbenutzer erforderlich macht.

In Österreich werden im Wasserrechtsgesetz 1959 die Wasserbenutzer verpflichtet, im Rahmen des öffentlichen Interesses alle Gewässer - einschließlich des Grundwassers - "so rein zu halten, daß die Gesundheit von Mensch und Tier nicht gefährdet, Grund- und Quellwasser als Trinkwasser verwendet, Tagwasser zum Gemeingebrauch und zu gewerblichen Zwecken benutzt ..." werden kann. Einwirkungen auf Gewässer, die unmittelbar oder mittelbar die natürliche Beschaffenheit des Wassers in physikalischer, chemischer oder biologischer Hinsicht nachträglich beeinträchtigen, sind nur im Rahmen einer wasserrechtlichen Bewilligung zulässig.

Jeder zur Einwirkung auf die Beschaffenheit eines Gewässers Berechtigte hat die Pflicht, durch entsprechende Vorkehrungen und Maßnahmen die Schädlichkeit einer solchen Einwirkung auszuschließen oder auf ein erträgliches Maß zu beschränken.

Sind die zur Reinhaltung eines Gewässers getroffenen Vorkehrungen unzulänglich oder reichen sie im Hinblick auf die technische oder wasserwirtschaftliche Entwicklung nicht mehr aus, so sind sie - unbeschadet des verliehenen Rechtes - vom Wasserberechtigten "im zumutbaren Ausmaß und gegebenenfalls schrittweise" den Erfordernissen anzupassen. Kommt der Wasserberechtigte der Pflicht, die Reinhaltungsmaßnahmen den gegenüber dem Bewilligungszeitpunkt geänderten Verhältnissen anzupassen, nicht nach, so kann ihn die Wasserrechtsbehörde hiezu in zumutbaren Grenzen verhalten.

Bei voller Wahrung des Verursachungsprinzips - d.h. des Grundsatzes, daß dem Verursacher einer nachteiligen Gewässerbeeinträchtigung die Aufgabe zukommt, diese Beeinträchtigung auf seine Rechnung und Kosten beseitigen oder "auf ein erträgliches Maß" einschränken zu lassen - ist der Umfang der einem Wasserberechtigten nachträglich aufgetragenen Reinhaltungsmaßnahmen durch den Begriff der Zumutbarkeit begrenzt.

Daraus ergibt sich, daß das Wasserrechtsgesetz wohl die rechtliche "Grundlage für die Ordnung der Verhältnisse" bildet, allein jedoch nicht immer ausreicht, die zur Reinhaltung der Gewässer und des Grundwassers erforderlichen Maßnahmen voll durchzusetzen, wenn die Investitionskosten ein unzumutbares Ausmaß erreichen und die Grenzen der wirtschaftlichen Leistungsfähigkeit der Wasserberechtigten überschreiten.

Diese einschränkende Bestimmung gilt gleichermaßen für die örtlichen Gebietskörperschaften sowie die gewerblichen und industriellen Betriebe.

Wenn auch eine Legaldefinition für die Unzumutbarkeit von Vorkehrungen und Maßnahmen zum Zwecke der Reinhaltung der Gewässer nicht besteht, so kann doch angenommen werden, daß die Verzerrung der Wettbewerbsbedingungen durch erheblich unterschiedliche Aufwendungen für Gewässerreinhalteinvestitionen ein Kriterium für die Zumutbarkeit bildet.

Eine Wettbewerbsverzerrung gegenüber ausländischen Betrieben, bei denen Gewässerreinhaltungsmaßnahmen entweder durch staatliche finanzielle Maßnahmen unterstützt oder wegen eines leistungsfähigeren Oberfluters entbehrlich oder zumindestens weniger kostenaufwendig sind, läßt auch die Existenz einer volkswirtschaftlichen Unzumutbarkeit durchaus für möglich erscheinen.

Allerdings ist es, wie bereits in den erläuternden Bemerkungen zur Regierungsvorlage zur Wasserrechtsnovelle 1959 hingewiesen ist, nicht ausgeschlossen, "durch Kreditgewährung u. dgl. die Grenze der Zumutbarkeit zu erweitern" und so Maßnahmen, die sonst nicht oder nur schrittweise gefordert werden dürfen, in einem Zuge zu ermöglichen.

Um dem öffentlichen Interesse an einer baldigen Gewässersanierung zum Durchbruch zu verhelfen, frühere Versäumnisse gut zu machen und einen optimalen Erfolg bei den Gewässerschutzmaßnahmen ohne eine die wirtschaftliche Leistungsfähigkeit der Gemeinden und Betriebe übersteigende Belastung zu erzielen, bedarf es zur Ergänzung des behördlichen Zwanges der Förderung der Investitionsmaßnahmen auf diesem Gebiet durch die öffentliche Hand. Es erscheint naheliegend und mit dem Verursachungsprinzip einerseits, dem Grundsatz der Zumutbarkeit andererseits durchaus vereinbar, daß die öffentliche Förderung in der Gewährung relativ langfristiger, niedrig verzinslicher Darlehen, die ohne die sonst üblichen Sicherstellungen bereitgestellt werden, und in der Schaffung einer begünstigten vorzeitigen Abschreibungsmöglichkeit für die der Verhinderung, Beseitigung oder Verringerung von Abwasserschäden dienenden Anlagen besteht.

Die gesetzlichen Voraussetzungen für eine Förderung der Errichtung und Erweiterung von Anlagen, die der Ableitung, Behandlung, Reinigung oder Verminderung des für die Gewässer schädlichen Abwassers dienen, durch staatliche Darlehen sind im Wasserbautenförderungsgesetz festgelegt. Eine wirksame Förderung ist allerdings erst seit Errichtung des Wasserwirtschaftsfonds, eines vom

Bundesministerium für Bauten und Technik nach kaufmännischen Grundsätzen verwalteten Fonds eigener Rechtspersönlichkeit, durch die Wasserbautenförderungsgesetz-Novelle 1959 gewährleistet worden. Erst im Rahmen dieses Fonds war es möglich, den Umfang der Förderung in einem dem aufgestauten Nachholbedarf und den ständig steigenden Anforderungen entsprechenden Ausmaß zu erweitern und eine von der jeweiligen allgemeinen Budgetsituation unabhängige, sich über mehrere Jahre erstreckende Ausgabenplanung vorzunehmen, wodurch die Realisierung langfristiger Projekte ohne Sorge um die Anschlußfinanzierung möglich wurde.

Der Wasserwirtschaftsfonds wird durch Zuwendungen des Bundes aus Budgetmitteln und den auf Grund von Sondergesetzen für den Wohnungsbau eingehobenen Beiträgen, durch die Aufnahme von Anleihen und durch Rückzahlungen und Zinsen aus gewährten Fondsdarlehen gespeist. Die Verwendung des 10 %igen Anteiles der vom Bund für den Wohnungsbau eingehobenen Beiträge ist allerdings nur für öffentliche Anlagen - d. i. Anlagen, die von Gemeinden, Wasserverbänden, Wassergenossenschaften oder Wasserversorgungs- und Kanalisationsunternehmen, bei denen Gebietskörperschaften zu mehr als der Hälfte beteiligt sind oder die durch Bundes- oder Landesgesetz errichtet wurden - zulässig.

Die unmittelbare Förderung der Errichtung und der Erweiterung von Anlagen und Einrichtungen zur Verbesserung der Beschaffenheit des anfallenden betrieblichen Abwassers oder zur Verminderung des betrieblichen Abwasseranfalles mit Fondsmitteln wurde erst durch die Wasserbautenförderungsgesetz-Novelle 1969, deren Ziel die Einbeziehung der Investitionen für die gewerbliche und industrielle Abwasserreinigung, einschließlich jener des Bergbaues, in die Förderung durch den Wasserwirtschaftsfonds war, ermöglicht.

Mittelbar kamen allerdings Betriebe, die ihr Abwasser in das öffentliche Kanalnetz einleiten, vielfach bereits früher in den Genuß der Förderungsmaßnahmen des Wasserwirtschaftsfonds, da Fondsmittel für zentrale öffentliche Abwasserreinigungsanlagen auch dann in voller Höhe

gewährt werden, wenn diese zentrale öffentliche Kläranlage wegen der gleichzeitigen Behandlung betrieblicher Abwässer kostenaufwendiger ist. Überdies wurden für betriebseigene Investitionen zur Abwasserbehandlung bis zu dem Zeitpunkt, bis zu dem die Gewährung von Fondsmitteln für die Errichtung und Erweiterung von Anlagen zur Reinigung oder Verminderung betrieblichen Abwassers durch den Wasserwirtschaftsfonds gesetzlich noch nicht zulässig war, vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft als Zwischenlösung Zuschüsse zu den Zinsen für Kredite, die für nichtkommunale Abwasserreinigungsanlagen aufgenommen wurden, bis zu 4,5 % p. a. des jeweils aushaftenden Kreditbetrages gewährt, wenn dem Kreditnehmer ein Zinssatz von höchstens 7,5 % p. a. in Anrechnung gebracht wurde; durch diese Kreditverbilligungsaktion sollte die Grenze der Zumutbarkeit erforderlicher Gewässerschutzmaßnahmen erhöht werden.

Seit Inkrafttreten der Wasserbautenförderungsgesetz-Novelle 1969 fällt dem Wasserwirtschaftsfonds diese regulierende Aufgabe für bestehende Betriebe zu. Als Betriebe sind hiebei im Sinne der Betriebswirtschaftslehre örtliche Produktionsstätten des Gewerbes, der Industrie oder des Bergbaues anzusehen. Der Einschränkung der Förderung auf bestehende Betriebe liegt offenbar die Überlegung des Gesetzgebers zugrunde, daß bei einer Neuerrichtung einer örtlichen Produktionsstätte die Belastung, die sich infolge allfälliger Vorschreibungen der Wasserrechtsbehörde ergibt, dem Unternehmen bekannt sein muß und daher schon bei der Planung der Betriebsanlage einkalkuliert werden kann, während Auflagen der Wasserrechtsbehörde für eine bereits bestehende Produktionsstätte vielfach eine unvorhergesehene und unverhältnismässig große Belastung für das Unternehmen darstellen und nur bei Gewährung einer finanziellen Unterstützung zumutbar sind. Im übrigen sind abwassertechnische Investitionen bei einer Neuerrichtung einer Betriebsanlage mit ERP-Krediten förderungsfähig, falls für die Errichtung der Produktionsstätte ein solcher Kredit in Anspruch genommen wird und die abwassertechnische Vorkehrung eine Voraussetzung für die gewerbliche oder wasserrechtliche Bewilligung darstellt.

Als bestehend wird aber auch ein Betriebszusehen sein, der auf Grund einer Vorschreibung der Behörde oder in Befolgung eines Raumordnungskonzeptes auf einen anderen Standort verlagert wird.

Eine Förderung der Errichtung oder der Erweiterung einer Anlage zur Reinigung oder Verminderung eines betrieblichen Abwassers kann mit Mitteln des Wasserwirtschaftsfonds ferner nur erfolgen, wenn entweder die Wasserrechtsbehörde dem zur Einleitung der Abwässer in ein Gewässer Berechtigten die Errichtung oder Erweiterung einer Abwasserbeseitigungsanlage im Sinne der §§ 32 und 33 des Wasserrechtsgesetzes 1959 bewilligt oder vorschreibt oder das öffentliche Kanalisationsunternehmen, in dessen Anlage das betriebliche Abwasser eingeleitet werden soll, die Einleitung der Abwässer von einer Vorreinigung abhängig macht. Als Abwasserbeseitigungsanlage ist hiebei jede Anlage oder Einrichtung zur Verbesserung der Beschaffenheit des anfallenden betrieblichen Abwassers oder zur Verminderung seines Anfalles zu verstehen. Sie kann sowohl Vorkehrungen baulicher Art - wie die Herstellung von Anlagen zur Behandlung, Reinigung, Entgiftung oder Neutralisierung betrieblichen Abwassers und bei diesen Verfahren anfallenden Rückstände - als auch Vorkehrungen betrieblicher Art - wie die Umstellung des Erzeugungsprozesses auf ein Kreislaufverfahren mit Wiederverwendung des Mischwassers oder auf ein Trockenverfahren - zum Gegenstand haben.

Bei innerbetrieblichen Umstellungen kann sich die Förderung mit Fondsmitteln allerdings nur auf Investitionen beschränken, die überwiegend der Beseitigung einer nachteiligen Beeinflussung der natürlichen Beschaffenheit des Wassers im Vorfluter durch das betriebliche Abwasser dienen.

Als weitere Voraussetzung für die Gewährung eines Fondsdarlehens ist im Wasserbautenförderungsgesetz verlangt, daß die vorgeschriebene oder bewilligte Errichtung oder Erweiterung der Anlage dem Berechtigten nur bei Gewährung eines Fondsdarlehens wirtschaftlich zumutbar ist. Die Förderung hat sich darauf zu beschränken, dem Bauwerber Aufwendungen zu ersparen, die von ihm billigerweise nicht erwartet werden können.

Unter den erwähnten Voraussetzungen kann der Fonds den zur Einleitung der betrieblichen Abwässer in ein Gewässer oder in eine öffentliche Abwasserbeseitigungsanlage Berechtigten ein mit 3 % p. a. verzinsliches, in längstens 20 Halbjahren rückzahlbares Darlehen bis zu 50 % der Investitionskosten, in Fällen, bei denen der Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft bestätigt, daß die vorgesehene Reinigung der betrieblichen Abwässer zum Schutz öffentlicher Interessen, insbesondere der Volksgesundheit, der Volkswirtschaft oder zwischenstaatlicher Belange, dringlich ist, bis zu 60 % der Investitionskosten gewähren. Das Ausmaß und die Laufzeit des Darlehens richten sich nach dem Grad des öffentlichen Interesses und den wirtschaftlichen Möglichkeiten des Förderungswerbers. Die Gewährung der Darlehen beschränkt sich auf abwassertechnische Investitionen; sie dürfen für Instandhaltung und Betrieb der Anlagen nicht gewährt werden.

Anträge auf Gewährung eines Darlehens des Wasserwirtschaftsfonds sind im Wege des örtlich zuständigen Landeshauptmannes einzubringen und an das Bundesministerium für Bauten und Technik, Verwaltung des Wasserwirtschaftsfonds, zu richten. Den Anträgen sind ein Projekt, das nach den vom Bundesministerium für Bauten und Technik zu erlassenden technischen Richtlinien von einem Bauamt oder einer Fachabteilung einer Bundes- oder Landesbehörde verfaßt oder von einer nach den bestehenden Vorschriften hiezu befugten Person verfaßt und von einer der genannten behördlichen Dienststellen zustimmend begutachtet ist, die für dieses Projekt notwendigen wasserrechtlichen Bewilligungsbescheide, ein Verzeichnis der zur Förderung beantragten Teile der Anlage, eine gegliederte Darstellung der zur Ausführung der Investition notwendigen Gesamtkosten (Kostenberechnung) und allenfalls sonstige für die Beurteilung des Antrages erforderliche Unterlagen anzuschließen.

Vor Erledigung der Förderungsanträge wird dem Antragsteller Gelegenheit gegeben, auf im Antrag nicht genügend präzierte, aber für die Beurteilung wesentliche oder seit der Antragstellung geänderte

Umstände hinzuweisen, um eine optimale Durchführung der geplanten Investition im Falle einer positiven Erledigung sicherzustellen.

Vor Erledigung wird ferner jeder Förderungsantrag von einer auf Grund des Wasserbautenförderungsgesetzes beim Bundesministerium für Bauten und Technik errichteten Kommission in technischer und wirtschaftlicher Hinsicht begutachtet. Die Kommission besteht aus 11 Mitgliedern, die von der Bundesregierung über Antrag des Bundesministers für Bauten und Technik nach dem Stärkeverhältnis der parlamentarischen Fraktionen im Nationalrat und über deren Vorschlag mit der Maßgabe bestellt werden, daß auf jede im Hauptausschuß des Nationalrates vertretene Fraktion zumindestens ein Mitglied entfällt.

Im Falle einer aufrechten Erledigung eines Förderungsantrages erteilt der Fonds dem Antragsteller eine schriftliche *Zusicherung*. Diese hat zivilrechtlichen Charakter. Der Vertrag über die Gewährung des Fondsdarlehens kommt durch die vorbehaltlose Erklärung des Antragstellers, die *Zusicherung* anzunehmen, zustande. Damit erwirbt der Antragsteller einen Rechtsanspruch auf die Förderung, über den er jedoch nicht zugunsten Dritter verfügen darf. Die zugesicherten Darlehen werden in Teilbeträgen nach Maßgabe des Arbeitsfortschrittes und der in der *Zusicherung* festgelegten Jahresquoten fällig.

Die Tilgung der für Anlagen für die Reinigung oder Verminderung betrieblicher Abwässer zugezählten Darlehen beginnt mit dem 1. Jänner oder 1. Juli, welcher der vom Fonds festgestellten Vollendung der Anlage folgt, spätestens jedoch mit dem 1. Jänner oder 1. Juli, welcher dem 36. Monat nach Zustellung der *Zusicherung* an den Förderungsnehmer folgt. Mit der ersten Tilgungsrate sind auch die bis dahin aufgelaufenen Zinsen fällig.

Die Einbeziehung der Förderung betrieblicher Abwasserbehandlungsanlagen in den Wasserwirtschaftsfonds ermöglicht nicht nur eine analoge Förderung der öffentlichen und betrieblichen Investitionen im Be-

reich der Abwasserreinigungsmaßnahmen, sie erleichtert auch eine Abstimmung und Koordinierung dieser Tätigkeiten und die Bildung wirksamer Schwerpunkte durch gezielten Einsatz der dem Fonds zur Verfügung stehenden Mittel entsprechend den gesetzlich festgelegten Prioritätsgrundsätzen.

Eine sinngemäße Abstimmung der baulichen Maßnahmen zwischen öffentlichen und betrieblichen Förderungswerbern bietet sich vor allem dadurch an, daß die Betriebe sich überall dort, wo es technisch und wirtschaftlich günstig ist, mit einer Abwasserbehandlung beschränken können, die eine Einleitung in das öffentliche Kanalnetz zuläßt, und die mechanisch-biologische Reinigung der gemeinsam abgeleiteten häuslichen und betrieblichen Abwässer in einer zentralen öffentlichen Kläranlage erfolgt. Aufgabe des Fonds ist es die Förderungsbeträge zeitlich so zur Verfügung zu stellen, daß eine optimale Durchführung und Fertigstellung der von verschiedenen Auftragsgebern ausgeführten, aber sachlich zusammengehörigen Anlagen ermöglicht wird.

Die Richtigkeit und Notwendigkeit der Einbeziehung von Anlagen zur Behandlung betrieblichen Abwassers in die Förderungstätigkeit des Wasserwirtschaftsfonds zeigt sich daraus, daß bereits im ersten Jahre - im Jahr 1970 - durch die Zusicherung von über 38 Millionen Schilling Fondsmittel die Herstellung betrieblicher Abwasserbehandlungsanlagen von über 76 Millionen Schilling finanziell gesichert wurde, während in den Jahren 1961 bis 1967 insgesamt nur knapp 47 Millionen Schilling zinsbegünstigter Kredit für bauliche Herstellungen im Betrage von 76 Millionen Schilling in Anspruch genommen wurden. Im heurigen Jahr konnten die für betriebliche Abwasserreinigungsvorklärungen frei gegebenen Fondsmittel auf über 92 Millionen Schilling gesteigert werden, womit bauliche Maßnahmen im Betrag von fast 185 Millionen Schilling ausgelöst wurden.

Ist auch der Anteil der für betriebliche Abwasserreinigungsanlagen bereitgestellten Fondsmittel an der Gesamtförderung des Fonds, die

heuer mit 1,33 Milliarden Schilling Fondsmittel den bisher absoluten Höhepunkt erreicht hat, noch gering, so darf nicht übersehen werden, daß sämtliche beim Fonds am Jahresende 1970 anhängigen, förderungsfähigen Anträge einer positiven Erledigung zugeführt sind. Diese Feststellung beweist, welche Bedeutung den Bestrebungen der Unternehmer, die Abwässer ihrer Betriebe im Rahmen des Umweltschutzes nur mehr in einem für Mensch und Tier ungefährlichen Zustand abzuleiten, vom Bundesministerium für Bauten und Technik beigemessen wird. Weiters darf nicht außer Acht gelassen werden, daß die Betriebe an den für zentrale öffentliche Kanal- und Abwasserreinigungsanlagen gewährten Förderungen vielfach mitpartizipieren.

Nicht unerwähnt darf in diesem Zusammenhang bleiben, daß auch die Bestimmung des Einkommensteuergesetzes 1967, daß "für abnutzbare Wirtschaftsgüter des Anlagevermögens, soweit diese unmittelbar und ausschließlich der Verhinderung, Beseitigung oder Verringerung von Abwässern oder Abgasschäden dienen, und deren Anschaffung oder Herstellung gesetzlich vorgeschrieben oder im öffentlichen Interesse erforderlich ist, "ein begünstigter vorzeitiger Abschreibungssatz von 60 % besteht und der "restliche Teil der Anschaffungs- oder Herstellungskosten" gleichmäßig auf die nächsten vier Wirtschaftsjahre verteilt abgeschrieben werden kann.

Die Ausführungen können keinen Anspruch auf vollständige Durchleuchtung sämtlicher Aspekte der Finanzierung betrieblicher Abwasserreinigungsanlagen geben; sie sollen diese komplexe Materie nur vom Gesichtspunkt des Wasserbautenförderungsgesetzes und, soweit es zu einer Beurteilung unterläßlich erschien, unter Bedachtnahme auf die in anderen Bundesgesetzen enthaltenen einschlägigen Gesetzesstellen aufzeigen; sie sollen aber auch aufzeigen, daß Österreich im Sinne der Resolution 13/XXI der Europäischen Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen vom April 1968 mit Erfolg alle Anstrengungen unternimmt, um die zur Reinhaltung der Gewässer erforderlichen Maßnahmen durch staatliche Förderung finanziell wirksam zu unterstützen.

Verwendete Literatur:

- 1.) Wasserbautenförderungsgesetz in der Fassung des Bundesgesetzes BGBl. Nr. 299/69 und 46/71;
- 2.) Wasserrechtsgesetz 1959 in der Fassung des Bundesgesetzes BGBl. Nr. 207/69;
- 3.) Einkommensteuergesetz 1967, BGBl. Nr. 268/67;
- 4.) Finanzausgleichsgesetz 1967, BGBl. Nr. 2/67;
- 5.) 594 der Beilagen zu den stenographischen Protokollen des Nationalrates VIII. G. P.
- 6.) 1192 der Beilagen zu den stenographischen Protokollen des Nationalrates XI. G. P.
- 7.) Brauner - Ettmayr, "Der Wasserwirtschaftsfonds", Prügg Verlag Eisenstadt;
- 8.) Richtlinien des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft vom 30. 6. 1960 für die Abwicklung von zinsverbilligten Krediten für nichtkommunale Abwasserreinigungsanlagen samt Erlaß 54.278 I/1/60
- 9.) Aufstellung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft über die Kreditverbilligungsaktion in den Jahren 1961 bis 1967
- 10.) Fondsmittelverteilungen 1970 - 1971.

Otto Hartig :

Die Finanzierungsprobleme von industriellen
Abwasserreinigungsmaßnahmen

Die Vorwürfe, die in letzter Zeit im Zuge der Diskussion um den Umweltschutz oftmals gegen die Industrie erhoben wurden, machen es notwendig, die Ursache der Situation unserer Gewässer - soweit deren Verschmutzung auf die Industrie zurückzuführen ist - einmal klar und deutlich aufzuzeigen.

Es wäre müßig, darzustellen, in welcher Situation sich die österreichische Wirtschaft unmittelbar nach dem Zweiten Weltkrieg befunden hat. Desgleichen wäre es müßig, auf die Milliardenbeträge hinzuweisen, die in den Jahren von 1945 bis 1952 für den Wiederaufbau der österreichischen Wirtschaft aufgewendet wurden. Damals reichten die finanziellen Mittel und Devisen gerade aus, die für die Versorgung der Bevölkerung wie auch für die Ankurbelung der Wirtschaft notwendigsten Güter anzuschaffen. Es fehlte nicht nur an finanziellen Mitteln, an Material, Maschinen und sonstigen Einrichtungen, sondern auch an technisch-wissenschaftlichen Erkenntnissen über die Behandlung von Abwässern und an entsprechenden Fachleuten, um gleichzeitig mit dem Wiederaufbau der Wirtschaft auch die notwendigen Maßnahmen für die Reinhaltung der Gewässer treffen zu können. Das verständliche Sinnen und Trachten aller, den Wiederaufbau der Wirtschaft unseres Landes im Interesse der Gesamtheit möglichst rasch zu bewerkstelligen, hat es mit sich gebracht, daß in diesen Jahren auf dem Gebiet der Gewässer Reinhaltung ein echter unverschuldeter Nachholbedarf entstanden ist, der für den Bereich der Industrie schätzungsweise 4 Milliarden Schilling betrug. Die in den unmittelbar darauffolgenden Jahren bestehende Notwendigkeit, das Erreichte nicht nur zu erhalten, sondern die Wirtschaft weiter auszubauen, zusätzliche Arbeitsplätze zu schaffen und Handelsbilanzschwierigkeiten allmählich zu beseitigen, führte

dazu, daß jene Mittel, die seitens der österreichischen Industrie zum Zwecke der Reinhaltung der Gewässer erübrigt werden konnten, nur dazu reichten, den inzwischen gestiegenen Bedarf an Gewässerreinigungsmaßnahmen auf dem Niveau des Nachholbedarfs stabil zu halten. Die Ende der fünfziger Jahre einsetzenden europäischen Integrationsbestrebungen, die die österreichische Industrie vor die Notwendigkeit stellten, große Investitionen zur Erhaltung der Konkurrenzfähigkeit und damit auch zur Sicherung der Arbeitsplätze zu tätigen, ermöglichten es nur in geringem Umfang, den noch immer vorhandenen Nachholbedarf abzubauen.

Zu diesem Nachholbedarf, an dem wir heute noch kranken und der die Ursache unserer heutigen Probleme ist, ist es gekommen, weil der österreichische Staat von sich aus die Bemühungen der Industrie in bezug auf die Reinhaltung der Gewässer praktisch in keiner Weise unterstützte. Die österreichische Industrie war bis zum Beginn der sechziger Jahre, wo dank den besonderen Bemühungen des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft die Aktion der zinsverbilligten Kredite für industrielle Abwasserreinigungsmaßnahmen gestartet wurde, in diesen Belangen finanziell auf sich allein angewiesen und außerstande, neben den erwähnten, wirtschaftlich notwendigen Investitionen, die im Interesse der gesamten Volkswirtschaft erfolgten und am Aufschwung der österreichischen Wirtschaft maßgeblichen Anteil hatten, auch noch die erforderlichen Mittel für eine entsprechende Reinigung der Gewässer - im besonderen zur Verringerung des Nachholbedarfes - zur Gänze aus eigenem aufzubringen.

Somit ergibt sich, daß das heutige Problem der Verunreinigung der Gewässer in der Vergangenheit durch ein ungelöstes Finanzierungsproblem entstanden ist und auch heute nur durch eine befriedigende Lösung der Finanzierungsfrage bewältigt werden kann. Die seitens der österreichischen Industrie immer wieder erhobene Forderung, daß der Staat ihre Bemühungen auf diesem Gebiet durch entsprechende Maßnahmen fördern und unterstützen soll, ist keineswegs abwegig:

- 1) Profitiert auch der Staat - und mit ihm die Gesamtheit der Bevölkerung - an dem wirtschaftlichen Wohlstand und der technischen Entwicklung.
- 2) Würde man die Industrie zwingen, die notwendigen finanziellen Mittel zur Gänze aus eigenem aufzubringen, würde dies zu einer Verteuerung der Produktionskosten und damit zu einer allgemeinen Preissteigerung führen;
- 3) Eine Verteuerung der Produktionskosten hätte angesichts des weltweiten Konkurrenzkampfes zur Folge, daß die österreichische Industrie in vielen Fällen ihre Konkurrenzfähigkeit verliert und daß so manche Betriebe schließen müßten; für den Staat würde sich zwar dann die Notwendigkeit erübrigen, finanzielle Mittel für die Reinigung industrieller Abwässer aufbringen zu müssen, nicht aber die Notwendigkeit, beachtliche Beträge für die Arbeitslosenunterstützung auszubezahlen.
- 4) In den Resolutionen des Straßburger Europarates und der Europäischen Wirtschaftskommission (ECE) in Genf vom Herbst 1965 wurden gleichlautend die Regierungen der Mitgliedstaaten aufgefordert, die Bemühungen der Industrie auf diesem Gebiete durch Zuschüsse, niedrig verzinsten Darlehen, steuerliche Begünstigungen, staatliche Kreditgarantien usw. zu fördern und zu unterstützen. Beiden Resolutionen liegt als
- 5) zu nennende realistische Überlegung zugrunde, daß die rasche Beseitigung von jahrelangen Versäumnissen ohne staatliche Hilfe nicht in dem Maße erfolgen kann, wie es den Umständen entsprechend notwendig wäre.

Mein verehrter Vorredner, Herr Ministerialrat Dr. Hoffmayr, hat auf die derzeit bestehenden staatlichen Förderungsmaßnahmen - Wasserwirtschaftsfonds und Möglichkeit einer begünstigten Abschreibung - bereits hingewiesen. Bezüglich

der Förderungsmöglichkeiten im Rahmen des Wasserwirtschaftsfonds muß gesagt werden, daß diese - obwohl sie dank des Verständnisses und der Bemühungen des Bundesministeriums für Bauten und Technik für das Jahr 1971, 92 Millionen Schilling, betragen haben - noch viel zu niedrig sind. Das Faktum, daß die von der Industrie eingebrachten Kreditanträge keinen höheren Betrag ausmachten, ist nicht auf mangelndes Interesse der Industrie zurückzuführen, sondern darauf, daß - da diese Förderungsmöglichkeit praktisch erst Anfang 1970 angelaufen ist - entsprechend überlegte und ausgearbeitete Projekte, die mitunter sehr kostspielig sind, nicht aus dem Boden gestampft werden können und daß der oft sehr erhebliche Selbstfinanzierungsanteil nicht von heute auf morgen im Budget eines Betriebes eingeplant werden kann. Dies ist die Erklärung auch dafür, daß der auf Grund der Industrieanträge für 1970 - also im ersten Förderungsjahr - in Anspruch genommene Betrag nur 38 Millionen Schilling, im zweiten Jahr, d.i. 1971, jedoch bereits 92 Millionen Schilling betrug.

Hinsichtlich der steuerlichen Begünstigungen - die Industrie verlangt keine Subventionen, dies sei ausdrücklich klargestellt - verlangt, bzw. schlägt die Industrie folgende Maßnahmen vor:

- 1) Die von Herrn Ministerialrat Dr. Hoffmayr erwähnte Bestimmung des Einkommensteuergesetzes 1967 über die Möglichkeiten einer begünstigten Abschreibung ist zu eng gefaßt ("für abnutzbare Wirtschaftsgüter des Anlagevermögens, soweit diese unmittelbar und ausschließlich der Verhinderung, Beseitigung oder Verringerung von Abwässern oder Abgasschäden dienen") und müßte so erweitert werden, daß auch Maßnahmen, die nur mittelbar zu einer Beseitigung oder Verringerung des Abwasseranfalles führen - z.B. Schaffung eines innerbetrieblichen Wasserkreislaufes - unter die vorgesehene Begünstigung fallen.

- 2) Die von der Industrie angestrebte Herausnahme von Abwasserreinigungsanlagen aus den vermögensabhängigen Steuern wurde bereits in der derzeitigen Novelle zum Bewertungsgesetz vorgesehen. (Allerdings wurde gegen diese Novelle vom Bundesrat Einspruch erhoben.)
- 3) Verbesserung der Investitionsrücklagen in der Form, daß für Abwasserreinigungsmaßnahmen von den übrigen steuerlichen Begünstigungen völlig gesondert die Möglichkeit eines steuerfreien Ansparens für eine Zeit von 3 bis 5 Jahren geschaffen wird.
- 4) Nichtanrechnung von Krediten zur Durchführung von Abwasserreinigungsmaßnahmen als Dauerschulden im Sinne des Gewerbesteuergesetzes.
- 5) Entsprechende Förderung der Forschungstätigkeit über die Möglichkeiten einer zweckmäßigen und rationellen Behandlung von Abwässern der verschiedenen Branchen.

Abschließend möchte ich der Überzeugung Ausdruck geben, daß bei Erfüllung dieser Vorschläge die österreichische Industrie in die Lage versetzt wird, ihren Beitrag zur raschen Sanierung der Gewässer zu erbringen.

Horst P. SANDER:

FINANZIERUNG VON ABWASSERBEHANDLUNGSANLAGEN
IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND

In der Bundesrepublik Deutschland wird für alle Bereiche des Umweltschutzes und damit auch für die Sammlung und Behandlung von Abwässern grundsätzlich die Wahrung des Verursachungs- oder Veranlassungsprinzips gefordert. Dieses Prinzip wurde ursprünglich in der Auseinandersetzung über kommunale Gebühren herausgestellt und besagt in seiner schärfsten Ausprägung als Grundsatz der speziellen Entgeltlichkeit: Danach sollte eine Gebührenzahlung die Kosten einer Gemeinde abgelten, die sie gerade für die Abwasserbeseitigung oder die Müllabfuhr bei diesem Gebührenpflichtigen aufwendet. Daraus ergibt sich, daß die Gemeinden den Haushalten von Stadtentwässerung und Müllabfuhr Mittel zur Abgeltung von Kosten zuführen müssen, die für die Entwässerung öffentlicher Flächen, die Aufnahme von Blind- und Oberflächenwässern in die Kanalisation und ähnliche Sachverhalte anfallen.

In der allgemeinen Diskussion über die Finanzierung des Umweltschutzes verstehen allerdings die Vertreter des Verursachungsprinzips hierunter nur eine Kurzformel für die Forderung: Derjenige solle die Kosten der Abwassersammlung und -behandlung bezahlen, der die Ursache für die Durchführung derartiger Maßnahmen durch die Erzeugung von Abwasser setze. Sie denken nicht daran, daß das Maß der Anforderungen an die Qualität der Abwasserbehandlung durch besondere öffentliche Interessen oder Ansprüche Dritter bedingt sein kann /1/. In der derzeitigen Praxis führt dies deshalb noch nicht zu gravierenden Ungerechtigkeiten, weil in der Bundesrepublik bislang auf eine wirkliche Wasserwirtschaftspolitik verzichtet wird, die ihren Niederschlag in Abwasserlastplänen oder Reinhaltungsordnungen gemäß § 27 WasHG /2/ finden müßte, und lediglich für alle Abwässer eine biologische oder eine gleichwertige Behandlung

gefordert wird. Eine konsequente Übertragung der im Abgabenrecht zum Verursachungsprinzip entwickelten Gedanken könnte eine solche Forderung oder die nach Garantie eines bestimmten Gütezustandes eines Vorfluters durch die Abwassereinleiter voraussetzen, dann aber müßte gesagt werden: Über derartige Grundforderungen hinausgehende Forderungen sind lediglich dann zu erfüllen, wenn der dadurch Begünstigte - der die Mehrforderung ja veranlaßt oder verursacht - den hiermit verbundenen Mehraufwand trägt oder abgilt.

Das im oben dargelegten Sinne verstandene Verursachungsprinzip wird voll bei der Errichtung neuer Betriebe, die ihre Abwässer in die Gewässer abgeben, seit längerem durchgesetzt. Diese Unternehmen erhalten bei der Zulassung derartiger Gewässerbenutzungen durch eine Bewilligung oder häufiger eine Erlaubnis /3/ Benutzungsbedingungen und Auflagen mitgeteilt, die einzuhalten sind und praktisch immer entsprechend dem Vorgesagten eine vollbiologische oder eine gleichwertige Abwasserbehandlung erforderlich machen /4/. Die Aufwendungen für die Errichtung der Abwasserbehandlung gehören zur Gesamtinvestition des neuen Betriebes. Ebenso zählen die Kosten für den Betrieb und den Kapitaleinsatz der Abwasserbehandlung zu den Produktionskosten. Aus dieser Behandlung derartiger Kosten in den Betriebsbuchhaltungen der einzelnen Betriebe folgt, daß sie nicht mehr gesondert erfaßt werden können, so daß wir über die Gesamtaufwendungen der Industrie der Bundesrepublik Deutschland für die Abwassersammlung und -behandlung keine statistisch abgesicherten Angaben machen können. Möglich ist in Einzelfällen, daß öffentliche Hilfen (Kredite, Bürgschaften, Zinsendienstzuschüsse) zur Förderung von Betriebsansiedlungen und -erweiterungen in Problemgebieten - etwa den Zonenrandgebieten - gezielt für unproduktive Betriebsteile, deren einer in der Regel die Abwasserbehandlung ist, eingesetzt werden. Dabei ist aber auch zu beachten, daß die Ab-

wasserbehandlung nur einen Teil der Wasserwirtschaft des gesamten Betriebes ist, so daß bei neu zu errichtenden oder umzubauenen Betrieben Abwassermenge und -belastung, soweit es sich nicht um Belegschichtwasser handelt, durch die gesamte Betriebsgestaltung und eine rationelle Wasserwirtschaft mitbestimmt werden. Hierbei ist nicht nur an die klassischen Lösungen wassersparende Maßnahmen, Kreislauf und Mehrfachverwendung zu denken; die Mineralölindustrie kommt etwa deshalb zu geringen spezifischen Kühlwasserverbrauchszahlen, weil sie aufzuwärmende Rohstoffströme zur Kühlung von Produktströmen nutzt.

Die Frage einer Korrektur der jetzt unter dem Stichwort "Verursachungsprinzip" vertretenen Auffassung, der Gewässerbenutzer müsse alle Kosten für die Erfüllung ihm gemachter Auflagen tragen und einen Beitrag zur Gewässerunterhaltung leisten, wird sicher dann erörtert werden, wenn der bereits fixierte Vorschlag vorgelegt wird, durch Auflagen auch Maßnahmen im Gewässer, beispielsweise eine Flußbelüftung, vom Gewässerbenutzer fordern zu können.

Grundsätzlich sollte das Verursachungs- oder Veranlassungsprinzip auch im gemeindlichen Bereich durchgesetzt werden. Für neue Baugebiete wird dazu immer häufiger die auch aus Rechts- und Verwaltungsvorschriften herauslesbare Auffassung vertreten, daß bis zur Gebrauchsabnahme des ersten Baues, also mit seinem Bezug eine Sammelkanalisation mit anschließender vollbiologischer Kläranlage vorhanden und betriebsbereit sein müsse und daß die Kosten dieser Abwasserbeseitigung voll von den Grundstückseigentümern des neuen Baugebietes zu tragen seien. Die Ausweisung neuer Baugebiete und die Errichtung der Kanalisationen einschließlich der Abwasserbehandlung sind Aufgaben der Gemeinden. Die Umlegung der Kosten für Errichtung und Betrieb von Kanalisationen und Abwasserbehandlung im gemeindlichen Bereich wird durch Ortssatzungen geregelt, zu

deren Erlaß Kommunalabgabengesetze der einzelnen deutschen Bundesländer ermächtigen. Soweit diese ermächtigenden Gesetze in jüngster Zeit /5/ zur Rechtsbereinigung erlassen wurden, sehen sie die Deckung betriebswirtschaftlich ermittelter Kosten vor. Älteres Recht beruht grundsätzlich auf der kameralen Denkweise der Ausgabendeckung, wurde aber durch die "erweiterte Kameralistik" /6/ so interpretiert, daß betriebswirtschaftlich ermittelte Kosten auch auf dieser Grundlage gedeckt werden können. Die Finanznot der deutschen Gemeinden müßte grundsätzlich der mit Folgekosten verbundenen Ausweisung neuer Baugebiete entgegenstehen und zumindest dazu führen, daß möglichst hohe Anteile des Investitionsbedarfes in derartigen Baugebieten über einmalige, sofort fällige Abgaben gedeckt werden; demgegenüber führen Wertsteigerungen der zum Bauland erklärten Flächen und die Suche nach den Gemeinden Gewerbesteuerpflichtigen zur Ausweisung von Baugebieten oder zumindest zur Baugenehmigung und sind die Bürgervertreter in den Gemeindeparlamenten geneigt, die sofort fälligen Belastungen Bauwilliger gering zu halten. Somit werden immer wieder Baugebiete ohne ausreichende Kanalisation oder zumindest ohne ausreichende Abwasserbehandlung bebaut und sind die Abgabenregelungen sehr unterschiedlich, gelegentlich auch nicht kostendeckend. Zu letztem trägt bei, daß die zumeist in die Grundstücksentwässerung integrierte Straßenentwässerung rechtlich als Teil der Straße behandelt wird: Soweit die Straße dann eine Erschließungsanlage im Sinne des bundeseinheitlich geltenden § 127 BBauG /7/ ist, kann die sie bauende Gemeinde die Herstellungskosten im Umfang des "beitragsfähigen Erschließungsaufwandes" abzüglich eines von ihr zur Abgeltung des öffentlichen Interesses zu tragenden Anteiles von wenigstens 10% auf die Anlieger verteilen. Im Hinblick auf diese bundesrechtliche Verpflichtung, einen Anteil der Kosten zu tragen, und aus dem auch für einmalige Entwässerungsabgaben zunehmend eingeführten Begriff "Beitrag" wird dann gefol-

gert, die Gemeinden müßten auch noch von den Herstellungskosten der Grundstücksentwässerung, also Sammelkanalisation und Abwasserbehandlung einen Anteil übernehmen.

In der Praxis ist davon auszugehen, daß kaum einmal ein neues Baugebiet ohne Anschluß an abwassertechnisch sanierungsbedürftige Ortsbereiche erstellt wird. Einige auf der "grünen Wiese" errichtete Trabantenstädte sind Ausnahmen. Damit kommen die für die Sanierung älterer Siedlungsbereiche gewährten öffentlichen Hilfen zumindest mittelbar auch den anschließenden, abwassertechnisch verbundenen Neubaugebieten zu Gute. Im Bundesdurchschnitt wurden in den letzten Jahren wasserwirtschaftliche Maßnahmen in den Gemeinden der Bundesrepublik Deutschland etwa wie folgt finanziert: 2/5 aus Eigenmitteln einschließlich des Aufkommens aus einmaligen Abgaben der angeschlossenen oder anzuschließenden Grundstücke oder durch Inanspruchnahme des Kapitalmarktes; 2/5 durch Zuschüsse von Bund und Ländern, die nicht zurückgezahlt werden müssen; 1/5 durch von Bund und Ländern gewährte zinsgünstige Kredite. Dabei erhalten kleinere Gemeinden eine höhere Förderung als größere; ebenso sollen Kläranlagen vor Kanalisationen gefördert werden /8/.

Wenngleich in einigen Bundesländern bei der Gewährung von öffentlichen Hilfen an die Gemeinden und Gemeindezusammenschlüsse zur Schaffung von Kanalisationen und Abwasserbehandlungsanlagen vorgeschrieben wird, daß unter anderem Industriebetriebe zu von ihnen veranlaßten höheren Bau- und Betriebskosten heranzuziehen sind, kommt die öffentliche Förderung teilweise sowohl unmittelbar als auch mittelbar Industriebetrieben zu Gute. Dabei ist zu berücksichtigen, daß rund ein Drittel des aus Industriebetrieben abfließenden Schmutzwassers und ungefähr ein Siebentel des Kühlwasserabflusses in öffentliche Kanalisationen eingeleitet wird. Allerdings ist hierzu auch darauf hinzuweisen, daß mehr als ein Drittel des öffentlichen Kana-

lisationen von Industriebetrieben nach einer Benutzung zugeführten Wassers vorbehandelt ist und damit zusätzlich zu den Entwässerungsabgaben noch Kosten verursacht. Die Entwässerungsabgaben setzen sich dabei aus einmaligen Anschlußabgaben und laufenden Gebühren zusammen. Neben der öffentlichrechtlichen Regelung sind dabei auch Vereinbarungen über privatrechtliche Entgelte möglich und anzutreffen. Sie werden insbesondere bei der unmittelbaren Zuleitung der gewerblichen Abwässer zur Abwasserbehandlungsanlage, bei einer besonderen Ausgestaltung der Abwasserbehandlung auf Menge oder Qualität des gewerblichen Abwassers oder bei der Zulassung der gewerblichen Abwassereinleitung gegen einen Zuschuß getroffen. Die an Gebietskörperschaften für die Benutzung oder Mitbenutzung von Abwasseranlagen gezahlten Abgaben, Entgelte und Zuschüsse werden bei Feststellungen über die Aufwendungen der Industrie zur Abwasserbehandlung leicht übersehen oder sogar als Leistungen der Gemeinden gewürdigt. Die Tatsache, daß die Gemeinden eine Leistung für die Industriebetriebe erbringen, ändert nichts daran, daß die Zahlungen hierfür Aufwendungen der Industrie sind.

Ein Teil der Abwässer aus Industriebetrieben fließt unmittelbar oder mittelbar über Kanalisationen Vorflutern oder Abwasserbehandlungsanlagen zu, die Anlagen von Wasserverbänden sind. Solche Verbände bestehen überall in der Bundesrepublik auf der Grundlage des Wasserverbandsrechts /9/; in Nordrhein-Westfalen darüber hinaus auf Grund von Sondergesetzen, wie Emschergenossenschaft, Ruhrverband, Großer Erftverband u.a. Diese Verbände erheben von ihren Mitgliedern, insbesondere von den abwassereinleitenden Gemeinden und Industriebetrieben Beiträge, mit denen sie auch die Kosten der Errichtung und des Betriebes von Abwasserbehandlungsanlagen decken. Inwieweit sich aus den Besonderheiten der Lage und Belastung der zu Verbandsanlagen erklärten Vorfluter außergewöhnliche

Lösungen für den Gewässerschutz ergeben können, erhellt aus dem Bau des Emschermündungskklärwerkes zur Behandlung eines ganzen Flusses und der vergleichbaren Lösung für die Wupper im Zusammenspiel mit der Behandlung der Abwässer der Farbenfabriken Bayer AG. Die Verbände finanzieren ihre Maßnahmen unterstützt durch öffentliche Hilfen aus Mitgliedsbeiträgen. In den großen Verbänden stammt das Beitragsaufkommen meist zur Hälfte oder noch mehr von Industriebetrieben; ein Teil von diesen Betrieben muß Gemeinden noch die Benutzung gemeindlicher Kanalisationen abgelten. Das Bestreben einzelner Gemeinden und Städte, verbandsangehörige Betriebe unangemessen hoch zu Entwässerungsgebühren heranzuziehen, hat unter dem Stichwort "Doppelmanlagung" wiederholt zu Verwaltungsstreitverfahren geführt. Früher haben die Gemeinden ihren Standpunkt in weitem Umfange durchsetzen können; derzeit scheint sich ein Wandel der Rechtsprechung anzubahnen.

Die Verbesserung der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse erfährt nicht nur bei Gemeinden, Gemeindezusammenschlüssen und Verbänden öffentliche Förderung, sondern auch bei bestehenden Betrieben: Nach § 79 EStDV /10/ wird für Wirtschaftsgüter, die unmittelbar und ausschließlich dazu dienen bei bestehenden Betrieben Schädigung durch Abwässer zu verhindern, zu beseitigen oder zu verringern, also auch für Bau und Erweiterung von Kläranlagen in gewissem Umfange Bewertungsfreiheit gewährt. Eine Bewertungsfreiheit wird auch gewährt, wenn der Steuerpflichtige einem anderen, beispielsweise auch einer Gemeinde, einen Zuschuß zum Zwecke der Mitbenutzung solcher Wirtschaftsgüter gibt, die der andere anschafft. Diese "Sonderabschreibungen" führen im Jahre ihrer Inanspruchnahme zur Minderung des steuerpflichtigen Gewinns. Langfristig entsprechen sie der zinslosen Stundung eines Steuerbetrages oder der Gewährung eines zinslosen Darlehns. Sie wurden etwa für Investi-

tionen für 163 Mio DM 1967, für 102 Mio DM 1968 und für 124 Mio DM 1969 in Anspruch genommen. Da die Möglichkeit der Inanspruchnahme von der Gewinnsituation des Unternehmens und die Entscheidung über die tatsächliche Inanspruchnahme von steuerlichen und finanztechnischen Überlegungen abhängig ist, ist die Aussagekraft dieser Zahlen für die Beurteilung, welche Investitionen wirklich vorgenommen wurden, gering.

Die Bundesregierung hat in der Vergangenheit aus dem ERP-Sondervermögen in unterschiedlichem Umfange zinsgünstige Kredite für wasserwirtschaftliche Maßnahmen zur Verfügung gestellt. Es bestanden Bestrebungen, diese Kreditgewährung aus ERP-Mitteln durch Förderungsmaßnahmen aus dem Etat des für die Wasserwirtschaft jeweils zuständigen Bundesministeriums abzulösen. Im Zeichen eines stark beanspruchten Bundeshaushalts und der Aufstellung eines Programmes der Bundesregierung zum Umweltschutz ist der Ansatz im ERP-Wirtschaftsplangesetz 1971 für diese Zwecke stark erhöht worden. Die Kredite können auch Industrieunternehmen gewährt werden, der überwiegende Teil floß jedoch in der Vergangenheit Gemeinden und Verbänden zu.

Ferner übernimmt die Kreditanstalt für Wiederaufbau auf Grund einer Rückbürgschaft des Bundes die Ausfallbürgschaft für Geldforderungen, die Kreditinstituten aus der Gewährung von Darlehn an gewerbliche Unternehmen zur Errichtung von Anlagen entstanden sind, die mittelbar oder unmittelbar der Gewässerreinigung dienen. Damit wird es insbesondere nicht emissionsfähigen Unternehmen erleichtert, Kapitalmarktmittel in Anspruch zu nehmen /11/. Diese Möglichkeit wurde bislang nur in bescheidenem Umfang genutzt.

In einigen Fällen haben auch schon einzelne Bundesländer die Sanierung der Abwasserverhältnisse bei gewerblichen Betrieben durch

öffentliche Hilfen (zinsvergünstigte Kredite und Zinsendienstzuschüsse) gefördert.

Der Bundesverband der Deutschen Industrie hat vor rund einem Jahrzehnt vorgeschlagen, die Durchführung der notwendigen Investitionen zur Abwasserreinigung durch eine Lösung zu erleichtern, die dem Prinzip der Bausparkassen entspricht. Als Vorteil wurde besonders angesehen, daß bei entsprechender verwaltungsrechtlicher Absicherung ohne Bildung von Verbänden die von Betrieben und Gemeinden zur Sanierung der Abwasserverhältnisse bereitzustellenden Mittel gezielt in Schwerpunkten eingesetzt werden könnten. Der Vorschlag hat damals keinen Erfolg gehabt. Er ist neuerdings von anderer Seite wieder ins Gespräch gebracht worden /12/.

Zusammenfassend ist festzuhalten: Die Industrie in der Bundesrepublik Deutschland muß ihre Abwässer, die sie den Vorflutern unmittelbar zuführt, in der Regel auf eigene Kosten biologisch oder gleichwertig behandeln. Sie tut dies bereits in weitem Umfange. Für weitere Fälle wurden die technologischen Voraussetzungen geschaffen und sind nunmehr die Anlagen in der Planung oder bereits im Bau. Die öffentlichen Hilfen für die Sanierung bereits bestehender Betriebe bedeuten im allgemeinen nur eine Zinsverbilligung für den Investitionsbedarf. Die Industrie würde es begrüßen, wenn durch eine wasserwirtschaftspolitische Planung in Verbindung mit einer entsprechenden Finanzplanung sichergestellt würde, daß die zur Verfügung gestellten öffentlichen Mittel und die von Betrieben und Gemeinden aufzubringenden Gelder zuerst in Schwerpunkten eingesetzt würden, an denen die größte Effizienz für die Gewässer erreicht würde. Gemeinden und Verbände erhalten umfangreiche öffentliche Hilfe. Diese kommt in mehr oder minder großem Umfang auch den angeschlossenen Industriebetrieben zu Gute. Andererseits stammen rund zwei Fünftel des von der öffentlichen Abwasserbeseitigung abgeleiteten Wassers aus

Industriebetrieben, die hierfür zahlen und teilweise noch zusätzlich eine Vorbehandlung vornehmen müssen. Die Behandlung des abzugebenden Abwassers oder seine Abgabe zur Behandlung an die öffentliche Abwasserbeseitigung wird ergänzt durch innerbetriebliche Maßnahmen zur Senkung von Abwassermenge und -belastung. Dies wird zu einem Teil dadurch gekennzeichnet, daß sich die Wassernutzung unter Einbeziehung der Kreislaufwässern dem Dreifachen der Summe von Wassergewinnung und -bezug nähert. Die innerbetrieblichen Maßnahmen verursachen in der Regel Kosten, bringen aber in beträchtlichem Umfang auch wirtschaftlichen Gewinn.

Anmerkungen:

- /1/ vgl. für andersartige amerikanische Überlegungen JOHNSON, Division of Cost Responsibility for Wastewater Systems, in Journal WPCF Vol. 42 No. 3 Part I Page 341 - referiert bei SANDER, Entwässerungsabgaben in den USA; wlb 1970, 422.
- /2/ Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WasHG) vom 27. Juli 1957 (BGBl. I S. 1110 =, BGBl. III Nr. 753-1); zuletzt geändert durch Art. 5 Kostenermächtigungs-ÄndG vom 23. Juni 1970 (BGBl. I S. 805).
- /3/ Rechtsgrundlage: Wasserhaushaltsgesetz des Bundes - vgl. Anm. 2 - und ergänzende Wassergesetze der einzelnen Bundesländer.
- /4/ vgl. beispielsweise die nordrhein-westfälischen Richtlinien für die Erteilung von Erlaubnissen und Bewilligungen zum Einleiten von Abwasser in oberirdische Gewässer vom 5. Dezember 1966 (MBI. NW S. 2278).
- /5/ zuerst baden-württembergisches Kommunalabgabengesetz (KAG) vom 18. Februar 1964 (Ges. Bl. Bad.-Wttbg. S. 71).
- /6/ vgl. Gutachten der Kommunalen Gemeinschaftsstelle für Verwaltungsvereinfachung, Köln, "Die erweiterte Kameralistik" und "Betriebsabrechnung der kommunalen Abwasserbeseitigung".
- /7/ Bundesbaugesetz (BBauG) vom 23. Juni 1960 (BGBl. I S. 341 = BGBl. III Nr. 213-1); zuletzt geändert durch Art. 30 Kostenermächtigungs-ÄndG vom 23. Juni 1970 (BGBl. I S. 805).
- /8/ vgl. als Beispiel die Bayerischen Richtlinien für die freiwilligen

staatlichen Beihilfen zum Bau kommunaler Wasserversorgungs- und Abwasseranlagen vom 13. März 1969 (Bay. MABl. S. 133).

- /9/ Erste Verordnung über Wasser- und Bodenverbände (Erste Wasserverbandsverordnung) vom 3. September 1937 (RGBl. I S. 933 = BGBl. III Nr. 753-2-1); zuletzt geändert durch § 55 Beurkundungsgesetz vom 28. August 1969 (BGBl. I S. 1513)
- /10/ Einkommensteuer-Durchführungsverordnung (EStDV) in der Fassung der ÄnderungsVO vom 6. März 1970 (BGBl. I S. 246)
- /11/ vgl. Bekanntmachung der Richtlinien in Niedersachsen vom 7. Februar 1969 (Nds. MBl. S. 218)
- /12/ GILLES, Neue Wege im Gewässerschutz, in Korrespondenz Abwasser Nr. 1/1971 S. 2 (3).

Rechtsanwalt
Horst P. SANDER
D-5000 K Ö L N 1
Schaafenstraße 61

H.M.J. S c h e l t i n g a :

Die Finanzierung der Abwasserbehandlung
in den Niederlanden

Mit dem 1. Dezember 1970 ist in den Niederlanden das erste "Allgemeine Abwassergesetz" (Wet Verontreiniging Opper-
vlaktewateren) in Kraft getreten. In diesem Gesetz ist ver-
ankert, daß die Verschmutzer für die Kosten der Abwasser-
reinigung aufzukommen haben. Darüber hinaus müssen sie auch
Beiträge zahlen, da sie die natürliche Selbstreinigungskraft
der Vorfluter ausnutzen.

Nach den gesetzlichen Bestimmungen gibt es in den Nieder-
landen zwei verschiedene Wasserbehörden:

- 1) Das Reich (entspricht dem Bund in Österreich)
- 2) Die elf Provinzen (entspricht den Ländern).

Das Reich ist für die großen Flüsse und Kanäle sowie die
Hoheitsgewässer der Nordsee zuständig. Alle übrigen Gewässer
fallen unter die Zuständigkeit der Provinzen.

Das Reich reinigt die Abwässer jedoch nicht in eigenen An-
lagen, sondern erteilt nur die Erlaubnis zur Einleitung in
die Gewässer. Den Abwassereinleitern werden entsprechende
Gebühren auferlegt.

In den Fällen, in denen eine direkte Einleitung von Schmutz-
wässern in die Flußläufe bedenklich ist, wird das Reich die
Verschmutzer (Städte oder Industrien) zwingen, eine eigene
Kläranlage zu bauen und zu betreiben. Für die verbliebene
Restverschmutzung (bis zu einem $BSB_5 = 0$ und bis zur vollen
Oxidation der Stickstoffverbindungen) muß jedoch auch wei-
terhin ein entsprechender Einleitungsanteil bezahlt werden.

Es wird angestrebt staatliche Beihilfen aus Steuergeldern
für die Investitionen solcher Abwasserreinigungsanlagen zu
geben, damit die Kosten für die Abwasserbeseitigung in der

in der bisherigen Höhe bleiben. Ein Kostenaufwand von maximal 90,- öS (12,5 DM) je Einwohnergleichwert und Jahr soll jedoch auf jeden Fall von den Wasserverschmutzern selbst getragen werden.

Die Provinzen haben die Möglichkeit eigene Abwasserverbände zu gründen. Sie können jedoch auch bereits bestehenden Wasserverbänden die Aufgabe der Abwasserreinigung übertragen. Die Verantwortung über die Wassergüte verbleibt jedoch bei der Provinz. Die Provinz soll auch die Zukunftsplanung für die Gewässerreinigung übernehmen.

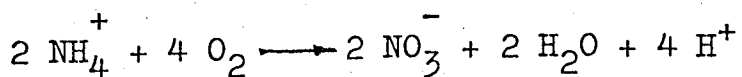
Die Genehmigung zur Ableitung von Abwasser bzw. von Anschlüssen an Kanalisationen kann nach den neuen gesetzlichen Bestimmungen sowohl von der Provinz (falls kein Abwasserverband vorhanden) als auch von dem betreffenden Abwasserverband erteilt werden.

Die Abwasserverbände bauen und betreiben die erforderlichen Reinigungsanlagen und ebenfalls Pumpwerke und längere Druckrohrleitungen für den Abwassertransport zu Gruppenklärwerken. Die für diese Maßnahmen notwendigen Investitionen und Betriebskosten werden auf die dem Verbandsgebiet angehörenden Einwohner bei der Industrie auf die entsprechenden Einwohnergleichwerte umgelegt. Rabatte für Großeinleiter bzw. Großverschmutzer sind nicht vorgesehen. Vom Normalwert (100 Liter/E.d bzw. 35 m³/E.a) abweichende Abwassermengen werden entsprechend berücksichtigt. (Bei Einleitung in Gewässer des Reiches wird die Wassermenge nicht berücksichtigt.)

In allen Niederländischen Abwasserverbänden wird gegenwärtig die Schmutzlast der Industrie unter Berücksichtigung allgemeiner Verschmutzungsbeiwerte wie sie von Wagner im Jahre 1950 veröffentlicht wurden, berechnet. Das Kriterium ist deshalb der BSB₅-Wert eines Normaleinwohners (54 g/E.d). Es wird aber angenommen, daß die Verbände nach und nach das am 5. 11. 1970 veröffentlichte Recht übernehmen werden.

Die Verschmutzungseinheit nach dem neuen Reichsgesetz

Nach dem neuen Reichsgesetz errechnet sich der Einwohnergleichwert aus dem chemischen Sauerstoffbedarf (COD - Kaliumdichromat) und aus dem Sauerstoffbedarf für die vollständige Oxidation der Stickstoffverbindungen (organischer und Ammoniakstickstoff) nach dem Verfahren von Kjeldahl. Für einen Normaleinwohner wird ein Gesamtsauerstoffbedarf von 180 g/d angenommen. Dieser Wert setzt sich aus 135 g CSB (2,5 x 54 g BSB₅) und 45 g NSB (Sauerstoffbedarf für die Oxidation von Stickstoff) zusammen. Für die Oxidation der Stickstoffverbindungen wird von 10 g N-Kjeldahl/E.d und 4,57 g O₂ für die Oxidation von 1 g N zu NO₃ ausgegangen. Die Oxidation von N zu NO₃ stellt man sich wie folgt vor:



Eine Wohnungseinheit wird mit 3,5 EW angesetzt.

Die Restverschmutzung von biologisch gereinigtem Abwasser und von Kühlwasser (z. B. von Kraftwerken) wird durch einen berechneten CSB-Wert (BSB₅ des Ablaufs x 2,5) und dem verbliebenen NSB ermittelt. (Zur Bestimmung des BSB₅ wird die Probeflasche mit Allylthioharnstoff versetzt, um eine Nitrifikation in der Probeflasche auszuschließen.)

Ein Rechenbeispiel:

Stadt ohne Abwasserreinigungsanlage. 10.000 an eine Kanalisation angeschlossene Wohnungen, zwei Industriebetriebe (je 5.000 EWG). Diese Stadt wird vom Reich für 35.000 Einwohnergleichwerte je 14,- öS (2,- DM) = 500.000,- öS/a (70.000,- DM/a) veranlagt. Die beiden Industriebetriebe haben einen Beitrag an das Reich von je 70.000,- Schillingen (10.000,- DM) zu entrichten.

Mit großer Wahrscheinlichkeit werden die zu zahlenden Beiträge jährlich um etwa 14,- öS (2,- DM) von den heutigen Werten bis auf etwa 70,- öS/EGW.a (10,- DM/EGW.a) ansteigen.

Die betreffende Stadt müßte nun nach 5 Jahren eine Kläranlage bauen. Ohne Kläranlage hätte man 2,5 Mio. öS (350.000,- DM) zahlen müssen. Unter Annahme einer 90 %igen Klärwirkung sind nur mehr 250.000,- öS/a (35.000,- DM/a) an Gebühren wegen der Belastung des Vorfluters zu zahlen. Nun betragen jedoch die Jahreskosten der Anlage 3,2 Mio. öS (450.000,- DM). In Summe hat also die Gemeinde 3,45 Mio. öS (485.000,- DM) zu zahlen.

Dieser Betrag ist nun um einiges höher, als jener, der vor der Errichtung der Kläranlage zu zahlen war. Beim Bau der Anlage wird jedoch dann vom Reich soviel Beihilfe gezahlt, daß man schließlich doch wieder auf 2,5 Mio. öS kommt. Für die Zukunft ist eine Anpassung der Beihilfen vom Reich an die zu erwartenden höheren Beiträge je Einwohnergleichwert und Jahr vorgesehen.

Dieses Rechenbeispiel zeigt, daß die Ausführung der neuen gesetzlichen Bestimmungen nicht nur kostspielig, sondern auch schwer durchführbar ist. Letztlich muß ja die von der Gemeinde an den Staat abzuführende Summe auf dem Wege einer Kanalgebühr der Stadt zurückverlangt werden.

Die Kosten

Bei den Abwasserverbänden werden die Beiträge durch diese erhoben. Hauseigentümer haben den Beitrag nach dem Wert des Hauses, Industriebetriebe nach den sogenannten Wagner'schen Tabellen zu entrichten.

Der Beitrag für einen Einwohnergleichwert wird in seiner Höhe nicht wie beim Reich festgelegt, sondern errechnet sich aus den effektiven Reinigungskosten im Verbandsgebiet. Je mehr Kläranlagen im Betrieb sind, desto höher sind die Kosten je Einwohnergleichwert. Deshalb gibt es große Unterschiede in der Höhe der Beiträge bei den einzelnen Abwasserverbänden.

Die Abwasserreinigungskosten in öS/EGW.a für das Jahr 1971 betragen:

Aa	25,- öS	3,50 DM
Dommel	37,- "	5,20 "
Berkel	38,- "	5,30 "
Geleen	43,- "	6,00 "
Uitwat.Sluizen	51,- "	7,12 "
Rynland	57,- "	7,98 "
Regge	61,- "	8,60 "

Daneben gibt es noch Gemeinden, die keinem Abwasserverband angeschlossen sind und deshalb auch keine Kosten für die Abwasserreinigung aufzubringen haben.

Eine völlige Einheitlichkeit in der Höhe der Beiträge strebt das Gesetz nicht an. Hier ist man der Meinung, daß die örtlichen Verhältnisse bei der Festlegung der Kosten eine Rolle spielen müssen. Es soll auch dafür gesorgt werden, daß sich Industriebetriebe, deren Abwässer stark verschmutzt sind, nicht in wasserarmen Bezirken niederlassen. In wasserarmen Gebieten wird eine weitgehende Abwasserreinigung mit hohem Kostenaufwand gefordert werden.

Ganz allgemein ist die Industrie aus Wettbewerbsgründen immer sehr für eine völlige Gleichheit der Kosten eingetreten. Die Gleichheit der Beitragshöhe je Einwohnergleichwert ist jedoch nicht zu erzielen. Das ergibt sich schon aus den verschiedenen Systemen zur Berechnung der Einwohnergleichwerte.

Die Abwasserverbände arbeiten grundsätzlich nach den Wagner'schen Tabellen. Ausnahmsweise kann auf Grund von Probenahmen und Analysen der Verschmutzungsbeiwert berechnet werden. Das neue Reichsgesetz wünscht demgegenüber in erster Linie die Festsetzung effektiver Schmutzbeiwerte nach vorheriger Probenahme und Analyse. Nur wenn der Betrieb selbst nicht daran interessiert ist, die notwendigen Daten zu sammeln und den betreffenden Behörden zur Verfügung zu stellen, gelten die Verschmutzungsbeiwerttabellen bzw. die Einwohnergleichwerte des Betriebes

Die Probenahmen müssen vom Betrieb selbst durchgeführt werden. Reich und Verbände haben die Möglichkeit der Kontrolle mittels Stichproben. Die Apparaturen für die Probeentnahme müssen von den zuständigen Stellen zugelassen sein. Bestimmte Systeme sind aber nicht vorgeschrieben um die Entwicklung neuerer Apparaturen nicht zu hemmen.

Man wird nicht überall das ganze Jahr hindurch täglich 24-Stunden-Proben nehmen müssen. Bei bestimmten Betrieben genügt es die Proben zweimal 14 Tage lang während eines Jahres über 24 Stunden hinweg zu entnehmen.

Für Saisonbetriebe sind Zuschläge zu der mittleren Schmutzlast vorgesehen. Die Berechnungsmethode ist bisher noch nicht bekannt gemacht worden.

Endgültige Situation

Es wird angestrebt, daß innerhalb von 15 Jahren dem Vorfluter kein ungereinigtes Abwasser mehr zugeleitet wird. Der große Nachholbedarf in der Abwasserreinigung ist am Zustand der Gewässer deutlich erkennbar. Es gibt z. B. kaum noch Flüsse, in denen man auf Grund der bakteriologischen Beschaffenheit baden kann.

Obwohl exakte Daten über die gesamte Schmutzlast der Industrie nicht bekannt sind, wird sehr wahrscheinlich weniger als 30 % des gesamten Abwassers in den Niederlanden biologisch gereinigt. Es wird dazu kommen, daß in den nächsten 15 Jahren die Kapazität der biologischen Abwasserreinigungsanlagen auf wenigstens 15 Millionen Einwohnergleichwerte erhöht werden muß. Das bedeutet, daß für 1 Million Einwohnergleichwerte mindestens 500 Millionen Schillinge pro Jahr während der nächsten 15 Jahre investiert werden müßten. Die Frage ist, ob dies wirtschaftlich möglich ist. Wir Abwasserfachleute sollten uns jedenfalls bemühen, auf unserem Gebiete alle bekannten Mittel einzusetzen, das Leben, die Lebensfreude und den Lebensstandard unserer Nachkommen zu sichern.

Erwin Märki

Industrieabwasser
 Finanzierungsprobleme
Diskussionsvotum

1. Finanzierung von kommunalen Anlagen

Der Bau von kommunalen Reinigungsanlagen kann auf verschiedene Finanzierungsarten abgesüzt werden.

1.1 Private Beiträge

Die Bemessungskriterien für die Beiträge in den Gemeinden sind sehr vielfältig. Sie werden in den Kanalisationsreglementen festgesetzt und erhalten durch die Beschlüsse der Gemeindeversammlungen, dem Gemeindeparlament und die Regierung Rechtskraft.

Eine Auswahl solcher Kriterien sei hier angeführt:

- Die Anstosslänge des Grundstücks an den öffentlichen Kanal;
- die Fläche des im Einzugsgebiet der Kanalisation gelegenen Bodens;
- der Wert des im Einzugsgebiet der Kanalisation gelegenen Bodens;
- der Wert der im Einzugsgebiet der Kanalisation gelegenen Gebäude;
- der Rauminhalt der im Einzugsgebiet der Kanalisation gelegenen Gebäude;
- die Anzahl der an die Kanalisation angeschlossenen Wohnungen einer Liegenschaft;
- die verbrauchte Frischwassermenge;
- die abgeführte Abwassermenge;
- der Verschmutzungsgrad des abgeführten Abwassers.

1.2 Kommunale Beiträge

Auch hier können verschiedene Finanzierungsverfahren angewandt werden:

- Rückstellungen für zweckgebundene Fonds;
- Aus laufenden Steuererträgen im allgemeinen Finanzhaushalt;

- Festlegung bestimmter Steuerprocente für den Bau von Abwasseranlagen.

Die gewählte Finanzierungsform erhalten durch die Gemeindebeschlüsse Rechtskraft.

1.3 Kantonale Beiträge - Staatsbeiträge (Subventionen)

Die kantonale Gesetzgebung über die Nutzung und den Schutz der öffentlichen Gewässer legt die Art und Höhe sowie die Berechnungsweise der Beiträge fest (Subventionen). Am Beispiel des Kantons Aargau sei dies erläutert (Gesetz von 1954)

§ 45

Der Staat fördert die Beseitigung von Abgängen und insbesondere die Reinigung schädlicher Abwässer:

1. durch vollständige oder teilweise Uebernahme der Kosten allgemeiner Untersuchungen über Abwasser- und Kehrrechtbeseitigung und über Gewässerschutz,
2. durch Beiträge an die Kosten für die Projektierung und den Bau von Hauptsammelkanälen und Abwasserreinigungs- und Kehrrechtbeseitigungsanlagen der Gemeinden, inbegriffen die Verteuerung solcher Anlagen durch gewerbliche oder industrielle Abwasser.

Der Grosse Rat kann auch an Gruppenkläranlagen nach § 40 einen angemessenen Beitrag gewähren, wenn das Unternehmen nach Grösse und Wirkung nicht nur im privaten, sondern im allgemeinen Interesse liegt und wenn die zuständige Gemeinde einen mindestens gleich hohen Beitrag ausrichtet.

§ 46

Der ordentliche Staatsbeitrag an Gemeindeanlagen richtet sich nach der finanziellen Leistungsfähigkeit der Gemeinden. Er beträgt mindestens 20 % und höchstens 50 %. In Fällen starker Belastung kann ein ausserordentlicher Beitrag von höchstens 20 % gewährt werden. Zusätzliche Leistungen aus dem Gemeindeunterstützungsfonds bleiben vorbehalten.

Für Gruppenkläranlagen nach § 40 beträgt der Staatsbeitrag höchstens 25 %.

§ 47

Der Grosse Rat bestimmt den für den Vollzug des Gesetzes jeweils im Voranschlag einzusetzenden Betrag.

Die ordentlichen Staatsbeiträge werden vom Regierungsrat, die ausserordentlichen vom Grossen Rat festgesetzt.

1.4 Bundesbeiträge

Nach Art. 9 des Bundesgesetzes aus dem Jahre 1955 kann der Bund ausnahmsweise an die Erstellung von Anlagen, die im Schutze der Gewässer gegen Verunreinigung dienen, Beiträge leisten. 1962 wurde dieses "ausnahmsweise" grosszügiger definiert. Die Beiträge richten sich nach der sogenannten Wehrsteuerquote einer Gemeinde in % des Landesmittels und den Anlagekosten je Sekundenliter TWA. Die Beiträge bewegen sich zwischen 0 und 35 %. Das abgeänderte Gesetz von 1971 dehnt den Rahmen für die beitragsberechtigten Anlagen weiter aus und sieht 45 % Beitrag vor.

2. Finanzierung von gewerblichen und industrielle Anlagen

Die Möglichkeiten der Erstellung von gewerblichen und industriellen Anlagen werden auf drei Fälle reduziert:

- 2.1 Gesamtreinigung auf privater Basis inkl. innerbetriebliche Massnahmen wie Kreislaufführung und Stoffeliminierung an Ort und Stelle.
- 2.2 Teilreinigung resp. Vorreinigung auf privater Basis. Restverunreinigung in Kombination mit kommunalen resp. regionalen Anlagen eliminiert.
- 2.3 Gesamtreinigung auf kommunalen resp. regionalen Anlagen. Firmen, die auf Grund von entsprechenden Vereinbarungen mit den zuständigen Gewässerschutzbehörden eine eigene Anlage für die Reinigung ihrer gesamten Abwasser erstellen, müssen auch für die Kosten vollständig aufkommen.

Sie finanzieren diese Aufwendungen aus:

- Reserven (Rückstellungen)
- laufend aus den jährlich zur Verfügung stehenden Mitteln z.B. unter Reduktion der Dividenden etc.
- Darlehen

Die Vorreinigungsanlagen, die vielfach bedeutend weniger aufwendig sind, lassen sich aus den laufenden Krediten bestreiten.

Umstellungen in Ableitungssystem, die in alten Werkanlagen grosse Mittel verschlingen, werden über relativ lange Zeiträume vollzogen und damit auch finanziert, da diese Arbeiten meistens parallel zur allgemeinen Erneuerung in der Fabrikation einhergehen.

Mit der Gesamtreinigung sowie der Teilreinigung auf kommunalen und regionalen Anlagen gelangen die gewerblichen und industriellen Betriebe in den Genuss der Kantons- und Bundesbeiträge, indem bei der Bemessung des Beitrages die Gesamtkosten als Basis dienen. Lediglich in Fällen, wo Industrieanteil den häuslichen Anteil des Abwassers übersteigt, werden Abzüge vorgenommen.

Uebernehmen private Anlagen sogar kommunales Abwasser, so wird nur der Anteil der Gemeinde mit Subventionen bedacht.

3. Bemessung der gewerblich-industriellen Beiträge an kommunalen Anlagen

In den letzten Jahren setzte sich immer mehr die Auffassung durch, dass die Verursacher für die Aufwendungen voll aufzukommen haben. (Verursacherprinzip)

- Als Grundlage der Beitragsleistung dient der Frischwasserverbrauch. Als Varianten kommen vor: entweder die Berechnung der Betriebsbeiträge in Prozenten des Minimalwasserzinses

oder die Festsetzung eines festen Beitrages pro m³ Wasserverbrauch.

- Als Grundlage kann auch der Verschmutzungsgrad des anfallenden Abwasser gelten.

Die Kanalisationsreglemente ermächtigen die Gemeinden über den Artikel "Bei nicht reinen Wohnbauten sowie für Fabriken und gewerbliche Betriebe ist der Gemeinderat berechtigt, die Anschlussgebühr, den Baubeitrag, den Klärbeitrag und die Benutzungsgebühr von Fall zu Fall" festsetzen. Er soll sich daher nötigenfalls durch einen unabhängigen Fachmann beraten lassen.

Im Allgemeinen haben die Gemeinden bis heute den Verschmutzungsgrad der Abwässer aus Gewerbe und Industrie bei der Beitragsfestsetzung nicht berücksichtigt. Man beschritt den einfacheren Weg über den Wasserverbrauch, da man den Aufwand für Gesamtuntersuchungen, die auf Kosten der Betriebe vorgenommen werden müssten, scheute und auch die notwendigen Laboratorien dazu fehlten.

Der Verband Schweizerischer Abwasserfachleute hat es deshalb übernommen, in einer Wegleitung für die Finanzierung kommunaler Abwasseranlagen u.a. auch die Frage der Beiträge der Industrie zu untersuchen. Auf Grund einer Berechnungsart des Niersverbandes wurde ein vereinfachtes Berechnungs- und Bewertungssystem vorgeschlagen, das die Betriebe in 5 Gruppen nach ihrer Abwasserkonzentration unterteilt und den Behörden ein Mittel in die Hand gibt, diese Betriebe mit Beiwerten von 1, 1.25, 1.5, 1.75, 2 zu belasten, d.h. der Normalbeitrag wird mit diesem Faktor erhöht. Ist ein Betrieb mit dieser Einschätzung nicht einverstanden, so wird seine Abwasserlast auf seine Kosten untersucht.

Einige Beispiele:

Spinnereien	Beiwert 1
Leinenherstellung	1.25
Speisefettwerk	1.5

Schlachthof	1.75
Käsereien	2.0
Galvanik	Sp = Soezielle Anlagen vorzusehen

Abschliessend möge noch erwähnenswert sein, dass die Steuerbehörden in der Schweiz den Gewerbe- und Industriebetrieben bei der Abschreibungs- resp. Amortisationspraxis für Einrichtungen von Gewässerschutzanlagen entgegen kommen können. Es ist eine Abschreibung auf den Buchwert von jeweils 50 % zugelassen, was der Abschreibung vom Anschaffungswert von 50 % im ersten und von 25 % im zweiten Jahr entspricht.

Rückstellungen für Gewässerschutzanlagen können nicht von der Besteuerung befreit werden.

ANHANG ZU DEN AUSFÜHRUNGEN
VON HERRN H. M. J. SCHELTINGA .

Die folgenden Seiten enthalten die auszugsweise Übersetzung der Erläuterungen zum "Allgemeinen Abwassergesetz" der Niederlande. Bei der Wahl der entsprechenden Textstellen wurden vor allem technisch-wirtschaftliche Gesichtspunkte berücksichtigt.

Inhaltsverzeichnis

Staatsblatt des Königreiches der Niederlande (Staatsblad van het Koninkrijk der Nederlanden), 1970, Stb. 536, pp. 1209-1223

A. GESETZESTEXT

B. ERLÄUTERUNGEN

§ 1. Einleitung

§ 2. Regelung der Befugnis

§ 3. Bewilligungen und Feststellungen von Unzulänglichkeiten

§ 4. Gebühren

I. Die Gebührenpflichtigen

II. Die Grundlagen für die Berechnung der Gebühren

A. Einleitung

B. Sauerstoffbindende Stoffe

1. Kohlenstoffverbindungen (BSB, CSB)

2. N-Verbindungen (Kjeldahl)

3. Andere Sauerstoffzehrer

C. Berechnung der Anzahl der EGW

III. Unterschiede zu bestehenden Gebührensystemen

IV. Festlegung der Gebühren und ihre Einforderung

V. Beilagen

A. Vorschriften zur Messung, Probenahme, Analyse und Berechnung.

B. Tabelle mit Abwasserkoeffizienten

B. ERLÄUTERUNGEN

§ 4. Gebühren

II. Grundlagen für die Berechnung der Gebühren

A. Einleitung

Die Gebühr gilt nur für die Einleitung von sauerstoffbindenden Stoffen. Es besteht vorderhand nicht die Absicht, andere als sauerstoffbindende Stoffe einer Gebühr zu unterwerfen. Im Gegensatz zu sauerstoffbindenden Stoffen, die durch eine Behandlung in einer Kläranlage um einen bedeutenden Teil reduziert werden können, kommen Maßnahmen kollektiver Art zur Entfernung von nicht sauerstoffbindenden Stoffen meistens nicht in Betracht. So weit diese letzt genannten Stoffe für die Qualität des Wassers Schwierigkeiten mit sich bringen, wird die Bewilligungsvergabe davon abhängen, in wieweit die Einleitung dieser Stoffe nach Möglichkeit unterbunden oder zumindest auf erträgliche kleine Mengen beschränkt werden kann. Dies gilt vornehmlich für Giftstoffe. In den Bewilligungen kann vorgeschrieben werden, daß Betriebe ihren Produktionsprozeß so einrichten müssen, daß bestimmte gefährliche Stoffe nicht in das Abwasser kommen können, oder daß diese Stoffe aus dem Abwasser entfernt werden müssen bevor es abgelassen wird. Jeder Betrieb muß dafür selbst die notwendigen Maßnahmen treffen.

Zur Feststellung des Verschmutzungsgrades durch sauerstoffbindende Stoffe bietet der Beschluß 2 Möglichkeiten. Diese sind: Feststellung durch eine Messung oder Feststellung an Hand der Tabelle der Abwasserkoeffizienten (Beilage II des Beschlusses). Die Feststellung durch eine Messung bringt genauere Ergebnisse, doch bringt sie auch beträchtlich hohe Kosten mit sich. Diese Methode kommt bei umfangreicher Einleitung von Abwasser in Betracht, aber auch bei der Einleitung von Abflüssen aus Kläranlagen, bei denen regelmäßige Messungen stattfinden. Bei Abwassereinleitungen von weniger großem Umfang wird in der Regel der Vorteil der größeren

chemischen Sauerstoffbedarfes (BSB) und die Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfes mit Hilfe von Kaliumdichromat-Schwefelsäure (CSB). Aufeinander folgend wird hier auf diese 2 Bestimmungsarten eingegangen.

a. Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfes
(BSB₅)

Bei dieser Bestimmung wird eine bestimmte Menge Wasser 5 Tage lang bei 20° C in einer abgeschlossenen Flasche im Dunklen aufbewahrt. Während dieser Periode von 5 Tagen können die bakteriologischen Oxidationsprozesse stattfinden. Zu Beginn und zu Ende der Untersuchung wird die Sauerstoffmenge nach Winkler bestimmt. Der Unterschied zwischen den beiden Werten liefert die verbrauchte Menge an Sauerstoff. Obwohl diese Bestimmung recht gut den Abbauprozessen wie sie im Wasser vor sich gehen, Rechnung trägt, scheinen doch viele Abweichungen aufzutreten.

Diese Bestimmungsmethode hat unter anderem folgende Nachteile: Im allgemeinen kann festgestellt werden, daß in der Natur die Abbauprozesse anders verlaufen als bei der Bestimmung im Laboratorium. Dies ist mit eine Folge der Tatsache, daß das Wasser in der Flasche nicht in Bewegung ist, während die Oberflächengewässer eine Strömung aufweisen. Weiters ist die Genauigkeit dieser Bestimmung begrenzt. Biologische Bestimmungen sind auf Grund ihrer Art wenig exakt.

Auch können viele Störungen auftreten; wenn zum Beispiel giftige Stoffe im Wasser anwesend sind, können die Bakterien beim Abbauprozess gehindert werden. In diesem Fall erhält man viel niedrigere Werte als auf Grund der Menge der anwesenden organischen Stoffe erwartet werden könnte. Auch treten Komplikationen bei schwierig abzubauenen Stoffen auf. Im allgemeinen gilt, daß schwierig abbaubare Stoffe nur durch eine bestimmte Art von Bakterien abgebaut werden können. Die Ergebnisse der BSB₅-Bestimmung werden damit von der Art der Bakterien abhängig, die im Abwasser vorkommen. Wenn beispiels-

Genauigkeit bei der Messung nicht durch die damit verbundenen hohen Kosten aufgewogen. Eine Messung kann jedoch in der für die Einleitung von Abfallstoffen angeforderten Bewilligung in den in Betracht kommenden Fällen vorgeschrieben werden. Wenn in der Bewilligung keine Messung vorgeschrieben wird, soll die Feststellung des Verschmutzungsgrades eines Abwassereinleiters an Hand der Tabelle oder Abwasserkoeffizienten geschehen. Wenn jedoch ein Abwassereinleiter die Meßmethode vorzieht, bleibt diese Möglichkeit für ihn offen. Hierüber muß er sich dann mit dem Leiter des Büros "Verunreinigungs-beseitigung der Reichsgewässer" in Verbindung setzen.

B. Sauerstoffbindende Stoffe

Bei den sauerstoffbindenden Stoffen kann man 3 Gruppen unterscheiden:

- 1) Organische Kohlenstoffverbindungen
- 2) Ammoniumstickstoff und organisch gebundener Stickstoff enthaltende Verbindungen
- 3) Anorganische sauerstoffbindende Stoffe wie 2-wertige Eisenverbindungen, Nitrite, Sulfite u. dgl.

In der Folge wird in Kürze näher auf diese 3 Gruppen von Stoffen eingegangen.

Ad. 1. Organische Kohlenstoffverbindungen

Eine direkte quantitative Bestimmung der Viehlzahl der im Abwasser vorkommenden organischen Kohlenstoffverbindungen ist nicht einfach. Angesichts der Tatsache, daß diese Stoffe fast alle oxidierbar sind, betrachtet man die Menge Sauerstoff, die bei einer solchen Oxidation verbraucht wird, als ein Maß für ihre Gesamtkonzentration. Von den verschiedenen gebräuchlichen Bestimmungsverfahren kommen dafür 2 Bestimmungsmethoden am ehesten in Betracht. Diese sind: Die Bestimmung des bio-

weise durch verschiedene Umstände viele Bakterien anwesend sind, die den betreffenden Stoff abbauen können, wird ein viel höherer Wert gefunden als wenn diese Bakterien sich nicht oder zumindest beinahe nicht im Abwasser befinden. Die Anzahl der betreffenden Bakterien kann davon abhängen, ob die Probe direkt an einem Tag nach Probenahme analysiert wird; Es ist angesichts des Probentransportes über große Abstände manchmal unvermeidlich, daß die Proben einen oder gemittelte 24-Stunden-Proben sogar 2 Tage nach der Probenahme im Laboratorium untersucht werden.

Eine andere Schwierigkeit ist die Oxidation der Ammoniumverbindungen. Wenn in der zu untersuchenden Abwasserprobe viele nitrifizierende Bakterien vorhanden sind, wird ein ansehnlicher Teil des Ammoniaks in Nitrat umgesetzt. Dies geschieht kaum, wenn in der Probe nur wenig nitrifizierende Bakterien vorkommen. Die Abweichung in den Bestimmungen des biochemischen Sauerstoffbedarfes liegen - bei entsprechend geeignetem Abwasser - in einem Laboratorium meistens innerhalb von 10 %. Es scheint jedoch, daß beim Vergleich von Resultaten von Proben, die in verschiedenen Laboratorien analysiert wurden, viel größere Abweichungen vorkommen können.

b. Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfes
(CSB)

Bei dieser Methode wird die Menge organischer Kohlenstoffverbindungen mittels chemischer Oxidation bestimmt. Im Prinzip können als Oxidationsmittel Stoffe wie Kaliumpermanganat und -dichromat verwendet werden. Das erstgenannte Oxidationsmittel ist jedoch für Abwasser wegen der bei dieser Bestimmung auftretenden Schwierigkeit beinahe zur Gänze durch Kaliumdichromat verdrängt worden. Bei dieser Methode wird eine bestimmte Menge der zu untersuchenden Probe mit bekannten Mengen von Kaliumdichromat, Silbersulfat (AgSO_4) als Katalysator, und Quecksilber (II)-Sulfat (HgSO_4) zur Verhinderung der Oxidation von Chlorit gekocht. Nach 2 Stunden Kochen wird die Menge des

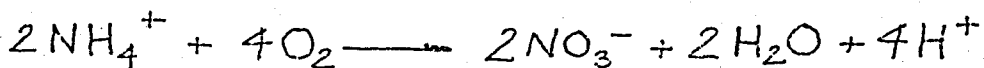
übriggebliebenen Kaliumdichromates bestimmt. Aus dem Unterschied zwischen der ursprünglichen Menge Kaliumdichromat und dem Rest kann die verbrauchte Menge Sauerstoff berechnet werden. Diese Bestimmung hat den Vorteil, daß die erhaltenen Resultate viel weniger unter Ungenauigkeiten leiden und daß beim Vergleich der Ergebnisse von verschiedenen Laboratorien keine großen Unterschiede in den Resultaten auftreten müssen. Bei dieser Methode können durch genaue Analyse die Abweichungen auf 3-5 % begrenzt werden.

Die oben genannte Bestimmungsmethode führt dazu, daß auch biologisch nicht oder nur kaum abbaubare organische Materialien mitbestimmt werden können. Für diese Stoffe gilt, daß sie keinen oder beinahe keinen Sauerstoff aus dem Oberflächen-gewässer binden. Obwohl die quantitative Bedeutung dieses Problems nicht groß ist, sofern es sich um Abläufe von nicht biologisch gereinigtem Abwasser handelt, ist in Beilage I des Ausführungsbeschlusses an die Möglichkeit einer Korrektur gedacht, falls die Bestimmung der Mengen an organischer Substanz zu Unstimmigkeiten führen sollte. Für biologisch gereinigtes Wasser und für weiters nicht verunreinigtes Kühlwasser liegt die Schwierigkeit im allgemeinen darin, daß hierfür eine CSB-Bestimmung als weniger wünschenswert erachtet wird. Darum soll in diesem Fall die BSB_5 -Bestimmung angewendet werden. Damit wird auch der in der Kläranlage erreichte Reinigungseffekt besser ausgedrückt. Bei der Besprechung der Schwierigkeiten, die mit der BSB_5 -Bestimmung verbunden sind, wurde schon erwähnt, daß in einigen Fällen eine Oxidation von Ammoniak auftreten kann. Die Bestimmung wird in der angegebenen Analysenvorschrift so modifiziert, daß dieser Schwierigkeit entsprechend entgegengetreten wird. (Zusatz von Allylthioharnstoff.) Die erhaltenen Werte werden angegeben als BSB_5 (at). Für die in Beilage I unter d.II genannten Sorten von Abwasser werden die gefundenen BSB_5 (at) Werte durch Multiplikation mit dem Faktor $2 \frac{1}{2}$ in fiktive CSB-Werte umgerechnet. Der Faktor $2 \frac{1}{2}$ ist ein Erfahrungswert.

Ad. 2. Ammoniumstickstoff und organisch gebundener Stickstoff

Auch beim Ablassen einer Anzahl Stickstoffverbindungen wird ein Teil des im Wasser gelösten Sauerstoffs verbraucht. Zu dieser Gruppe von Stoffen gehören die Ammoniumverbindungen, Ammoniak, aber auch organisch gebundener Stickstoff, der im Laufe des Mineralisationsprozesses in Ammoniumionen übergeht. Die Oxidation von Ammoniumionen in Oberflächengewässern geschieht in 2 Stufen. Zuerst wird durch die Bakterienart Nitrosomonas das Ammonium in Nitrit umgesetzt, danach wird das Nitrit zum Nitrat durch Nitrobakter weiter oxidiert. Diese Reaktionen finden im Wasser statt, solange die Temperatur nicht weit unter 10° C absinkt. Die Nitrifikation spielt sich also gerade bei jener Temperatur ab, bei der der Sauerstoffgehalt in den Oberflächengewässern in allgemeinen am geringsten ist. Wenn der Sauerstoffgehalt in den Oberflächengewässern unter ca. 1 mg/l absinkt, kommt die Nitrifikation zum Stillstand. Angesichts der Tatsachen, daß in Oberflächengewässern als Grenzwert ein Sauerstoffgehalt von 5 mg/l oder mehr angenommen wird, kann daher kein Argument gefunden werden, den Ammoniak nicht in die Vergebührung mit einzubeziehen.

Die Reaktionsgleichung der Oxidation von Ammoniak lautet



Daraus kann berechnet werden, daß pro g Ammoniumstickstoff (ausgedrückt als N) 4,57 g O₂ gebunden werden.

Die Gruppe von Stickstoffverbindungen, die Sauerstoff in den Oberflächengewässern bindet, kann nach der Methode von Kjeldahl bestimmt werden. Eine Analysenvorschrift darüber ist zusammen mit einer Vorschrift für die Bestimmung des chemischen Sauerstoffverbrauches (CSB) und eine modifizierte Bestimmung des biochemischen Sauerstoffverbrauches (BSB₅) (at) in den Ausführungsbeschluß aufgenommen worden.

Ad 3. Andere sauerstoffbindende Stoffe

Auch eine Anzahl anorganischer Verbindungen bindet bei der Abfuhr in Oberflächengewässer Sauerstoff. Für diese Stoffe sind eine Vielzahl verschiedener Bestimmungsmethoden möglich. Im Ausführungsbeschluß sind keine Analysenvorschriften für diese Gruppe von Stoffen aufgenommen worden. Deshalb besteht die Möglichkeit, für diese Stoffe eine Analysenmethode zu wählen, die am besten für das betreffende Abwasser geeignet ist. Bei dieser Gruppe von Stoffen kann die Berechnung auf derselben Basis stattfinden (also nach der Menge des gebundenen Sauerstoffes) wie bei den übrigen sauerstoffbindenden Stoffen.

C. Berechnung der Anzahl der Einwohnerequivalente

In Abs. 1 von Artikel 19 des Gesetzes wird als Maßstab für die Vergebühung von sauerstoffbindenden Stoffen der Begriff Einwohnerequivalent verwendet. In der Berechnung wird davon ausgegangen, daß pro Einwohner und 24 Stunden durchschnittlich 135 g CSB (entsprechend 54 g BSB) und ca. 10 g Kjeldahl-Stickstoff abgelassen werden. Im ganzen beträgt die im Abwasser verbrauchte Menge Sauerstoff pro Einwohner und 24 Stunden 135 g (CSB) + 4,57 x ca. 10 g (Kjeldahlstickstoff) = 180 g).

Die Anzahl der Einwohnerequivalente, auf die eine bestimmte Abwassereinleitung bezogen werden muß, kann im Prinzip so festgestellt werden, daß die Menge des Abwassers genau gemessen wird und davon eine repräsentative 24 Stunden Probe genommen wird. Nach der Analyse der Probe kann mit den erhaltenen Resultaten die Anzahl der Einwohnerequivalente berechnet werden. Dazu dient die in Beilage I dieses Ausführungsbeschlusses aufgenommene Formel. Die Kosten dieser Vorgangsweise der Feststellung sind jedoch hoch. Für viele Betriebe ist es in der Praxis sehr wohl möglich eine Schätzung des Verschmutzungsgrades durchzuführen, die an Hand von Produktionsgegebenheiten, Anzahl der Arbeiter und ähnlichen Gesichtspunkten gemacht werden können.

Um die hohen Kosten der Feststellung des Verschmutzungsgrades zu vermeiden, wurde im Beschluß eine Liste mit Koeffizienten aufgestellt, mit deren Hilfe Verschmutzungswerte der Abwässer einer Anzahl von Betrieben berechnet werden können. Diese Tabellen sind auf zu erwartende durchschnittliche Abfallstoffe abgestimmt. Für die Berechnung der in der Tabelle angeführten Koeffizienten ist, sofern diese auf der Menge produzierten oder verarbeitenden Stoffes beruhen, eine Anzahl von 250 Arbeitstagen pro Jahr angenommen. Angesichts der Tatsache, daß die Tabellen von Mittelwerten ausgehen, müssen in allen jenen Fällen Korrekturen angebracht werden, wo zwischen den berechneten Mengen und der in Wirklichkeit abgeführten Menge von Abfallstoffen relevante Abweichungen auftreten. Abweichungen im günstigen Sinn können vorkommen, wenn der Betrieb durch besondere Maßnahmen oder durch besondere Sorgfalt die Menge der abgeführten Abfallstoffe zu begrenzen weiß. Abweichungen im ungünstigen Sinn können vorkommen, wenn ein Betrieb ungenügende Maßnahmen zur Begrenzung der Mengen der abgeführten Abfallstoffe getroffen hat oder wenn durch Nachlässigkeit die getroffenen Maßnahmen nicht den Effekt erreichen, den sie eigentlich erreichen sollten. Die Möglichkeit zur Korrektur in diesen Fällen ist in den Artikeln 14 und 15 des Beschlusses geregelt. Auch andere Umstände können zur Korrektur jener Mengen führen, die auf Grund der Tabellen eigentlich festgestellt werden sollten. In einem Betrieb, wo mehr als 5 Tage pro Woche gearbeitet wird, wird die Berechnung zu einem zu hohen Wert führen. Andererseits werden die Werte beispielsweise bei Saisonbetrieben, die eine besonders ungünstige Belastung der Oberflächengewässer mit sich bringen können, bei einer Berechnung nach den Tabellen nicht im ausreichenden Maße zum Ausdruck kommen können. In allen diesen Fällen wird durch die Anwendung der Korrekturfaktoren die entstehende Gebührenpflicht soweit als möglich mit der tatsächlichen Situation in Übereinstimmung gebracht werden müssen. Es wird daher gefordert, daß die Betriebe ihre Aufmerksamkeit auf die Menge und Art der von ihnen abgeführten Abfallstoffen zu richten haben.

Auf Grund von Artikel 16, Abs. 1 wird der jährlich fällige Gebührenbetrag für das Einbringen von sauerstoffbindenden Stoffen in Reichsgewässer für 1971 mit 2,- Gulden/Einwohnergleichwert festgelegt. Es ist daran gedacht, den jährlich fälligen Gebührenbetrag allmählich gleichmäßig zunehmen zu lassen. Die endgültige Höhe der Gebühr - nach den heutigen Preisen gerechnet - wird nach den Normen über die Auswirkungen der Gebühr bestimmt, welche in Artikel 23, Abs. 2 des Gesetzes über die Verunreinigung der Oberflächengewässer, enthalten sind. Es ist beabsichtigt, durch Anwendung eines Ratschlages des Rates für Wasserwesen Artikel 16 so zu ändern, daß darin die Höhe des jährlich fälligen Betrages für die nächsten Jahre festgelegt wird. Hierdurch sollen die Abwasserproduzenten in die Abgaben Einsicht erhalten, die in den kommenden Jahren aus der Gebührenpflicht für sie entstehen. Sie sollen hierdurch in die Lage versetzt werden, ihre Entscheidungen fristgerecht zu treffen.

III. Unterschiede zu bestehenden Gebührensystemen

Die bereits jetzt von Gemeinden und Wassergenossenschaften angewendeten Gebühren werden nach stark von einander abweichenden Methoden berechnet. Vor allem die kommunalen Kanalabgaben zeigen große Unterschiede. Zwischen den Systemen, die in den verschiedenen Wassergenossenschaften angewendet werden, besteht mehr Übereinstimmung.

Die Wassergenossenschaften gehen in vielen Fällen bei der Berechnung der Gebühren von der Abwassermenge aus, der Menge der im Abwasser vorhandenen Schwebstoffe und der Menge organischer Stoffe nach dem Absetzen, wobei diese nach der Methode für den biochemischen Sauerstoffbedarf bestimmt wird.

Das Veranlagungssystem der Wassergenossenschaften dient als Grundlage zur Berechnung von Kosten von Kläranlagen. Das System des Reiches ist im Gegensatz dazu auf die infolge Artikel 19 des Gesetzes eingeführte Belastung der Oberflächengewässer mit sauerstoffbindenden Abwasserinhaltsstoffen auf-

gebaut. Demzufolge ist bei der Einleitung in Reichsgewässer die Menge des Abwassers kein kostenverursachender Faktor, obwohl doch ein Unterschied zwischen absetzbaren und nicht absetzbaren Verunreinigungen besteht. Entlang der Reichsgewässer befindet sich außerdem eine ernstzunehmende Anhäufung von chemischen Industriebetrieben, die Abwasser produzieren. Der Verschmutzungswert davon kann nur nach der Methode der Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfes richtig erfaßt werden. Die hier genannten Faktoren haben zur Feststellung des Verschmutzungsgrades von ungereinigten Abwässern für ihre Ableitung in Reichsgewässer geführt, die nach der Methode des chemischen Sauerstoffverbrauches durchgeführt wird. Durch diese Methode können auch die im Abwasser vorhandenen Stickstoffverbindungen, die bei der biochemischen Methode nicht berücksichtigt werden, mitbestimmt werden. In Zusammenhang mit der Tatsache, daß durch das Reich und die Wassergenossenschaften verschiedene Methoden angewandt werden, um zur Feststellung des Verunreinigungsgrades zu kommen, ist es beabsichtigt, eine Regelung zwischen R.I.Z.A. und den Wassergenossenschaften zustande zu bringen. Dabei sollen die gegenseitigen Erfahrungen und die angewendeten Methoden ausgetauscht werden und die Möglichkeit gegenseitiger Abstimmung und Vereinheitlichung von verschiedenen Untersuchungsmethoden sollen untersucht werden.

IV. Gebühren und Einforderung der Gebühren

Übereinstimmend mit Artikel 20, Abs. 2 des Gesetzes "Verunreinigung der Oberflächengewässer" gelten für das System der Gebühren und der Einforderung von Gebühren die für Gebühren und Einforderung von Reichssteuern geltenden Regeln. Daß dies im Anschluß an gültige Regelungen sowohl vom Standpunkt der Einheitlichkeit der Gesetzgebung als auch für die Praxis von großem Vorteil ist, bedarf keiner weiteren Erwägung.

Was die Gebühren betrifft, wurde dasselbe Verfahren wie bei Steuern angewendet, die in Form von Aufforderungen eingehoben werden - wie beispielsweise die Einkommensteuer. Das bedeutet, daß der fällige Betrag festgestellt werden wird, um in Form einer Aufforderung, welche nach Ablauf eines Kalenderjahres erfolgt, auf Grund der durch den Gebührenpflichtigen eingebrachten Angabe festgelegt zu werden.

Die Instanz, die die Aufforderung durchführt, ist dem Leiter des Büros "Verunreinigung der Reichsgewässer" unterstellt. Bei der Aufforderungsregelung kann von der Angabe abgewichen werden. Bei Nichtvorhandensein einer Angabe kann amtshalber eine Aufforderung auferlegt werden. Auch können vorläufige Aufforderungen ausgesandt werden, und, wenn die notwendigen Gegebenheiten vorhanden sind, Nachtragsaufforderungen. Der Betroffene kann bei der Instanz, die die Aufforderungen festgelegt hat, gegen die Aufforderung selbst Berufung einbringen. Über Berufungen und Nachtragsaufforderungen kann Berufung bei der Steuerkammer des Gerichtshofes eingebracht werden. Über die Berufung bei diesem Hof schließlich kann Berufung beim hohen Rat eingebracht werden. Die Einforderung wird in erster Instanz durch die Abteilung Rechnungswesen des Ministeriums für Verkehr und Wasserwesen durchgeführt. Der Leiter dieser Abteilung tritt dabei als Empfänger auf. Das Einforderungsgesetz sieht die Bezahlung der fälligen Gebühr an (mindestens) 5 Terminen vor. Der Leiter der Abteilung Rechnungswesen hat die Befugnis, eine Zwangsaufforderung einzureichen. Die Bedeutung und Auslegung der Form wird infolge des früher erwähnten Artikel 20 des Gesetzes "Verunreinigung der Oberflächengewässer" durch den Reichssteuerdienst geschehen. Solange die Zwangsaufforderung zur Begutachtung und Ausführung in Händen des Reichssteuerdienstes liegt, ist dieser Dienst ausschließlich befugt, auch anderen Einforderungsmaßnahmen zu ergreifen und eine Stundung der Bezahlung zu gewähren. Wenn ein Betrag schließlich nicht einbringbar erscheint, wird der Steuerdienst die Zwangsaufforderung eventuell zusammen mit einem Hinweis auf Undurchführbarkeit wieder an das Ministerium für Verkehr und Wasserwesen übertragen.

Der Anschluß der Regeln für die Gebühren und der Einbringung der Verunreinigungsgebühren an die für Gebühren und Einforderung von Reichssteuern geltenden Bestimmungen ist durch einen übereinstimmenden Durchführungserlaß des allgemeinen Gesetzes in Sachen Reichssteuern und Einforderungsgesetz von 1845 enthalten. Darin sind die im Gesetz genannten, in bezug auf die Steuergebühren und - Einforderung befugten Beamten den mit der Verunreinigungsgebühr und - Einbringung befugten Beamten unterstellt. Durch die Vorschrift - Artikel 20, Abs. 1 des Beschlusses - daß die Verunreinigungsgebühr im Wege der Aufforderung eingehoben werden soll, sind vom allgemeinen Gesetz nur die Bestimmungen anzuwenden, die Beziehung haben auf die in Form einer Aufforderung eingebrachten Steuern. Die Bestimmungen in Sachen über Ausreichen von Angaben über Steuern - so wie die Lohn- und Umsatzsteuer - bleiben deshalb außer Betrachtung. Die dafür in Betracht kommenden Artikel sind in Artikel 21 zusammengefaßt. Weiters sind ausdrücklich die im allgemeinen Gesetz vorkommenden Bestimmungen in Sachtransaktionen in der Anwendung nicht berücksichtigt. Auch deshalb, weil es nicht zu erwarten ist, daß es oft Fälle geben wird, bei denen Transaktionen vorkommen, liegt die Zuständigkeit hierfür - genauso wie für nicht steuerpflichtigen Gebrauch - in den Händen des öffentlichen Ministeriums. Dadurch, daß Artikel 23 des Allgemeinen Gesetzes zur Anwendung kommt, kann gegen den Entscheid des Leiters des Büros "Verunreinigungsgebühr der Reichsgewässer" zur Feststellung eines Korrekturfaktors, der in den Artikeln 14 und 15 dieses Beschlusses festgelegt wurde, wie "ein in Folge einiger Bestimmungen des Steuergesetzes durch den Inspektor vorgenommenen Entscheidung" innerhalb von 2 Monaten eine Berufung eingereicht werden. Gegen einen Entscheid gegen die Berufung kann in Übereinstimmung mit Artikel 26 des Allgemeinen Gesetzes eine Berufung beim Gerichtshof eingebracht werden. Dies wird der Gerichtshof in Den Haag sein, da der Leiter des Büros Verunreinigungsgebühren diesem Ressort untersteht.

V. Beilagen

Beilage I: Vorschriften zur Messung, Probennahme, Analyse und Berechnung

In den Meß-, Probennahme-, Analyse- und Berechnungsvorschriften ist nicht eine bestimmte Meß- und Probennahmemethode vorgeschrieben. Dies wird weggelassen, um die Möglichkeit offen zu lassen, alle in Betracht kommenden Meß- und Probennahmemethoden anzuwenden.

Es ist nämlich eine starke Entwicklung bei den Meß- und Probennahmemethoden und bei den dabei verwendeten Apparaturen im Gange.

Diese Entwicklung würde gehindert werden, wenn eine bestimmte Methode zwingend vorgeschrieben wäre.

Bei den Analysenvorschriften konnte nur für die Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfes und für die Bestimmung des Sauerstoffgehaltes auf Normblätter des Niederländischen Normeninstitutes verwiesen werden. Die übrigen Vorschriften sind noch nicht so weit, doch wurde soviel als möglich versucht, sich nicht weit von jenen Entwürfen zu entfernen, die durch die außerordentliche Normenkommission 44 des Niederländischen Normeninstitutes aufgestellt wurden. In der Zukunft werden durch Änderung dieses Beschlusses an Stelle der jetzt aufgenommenen Vorschriften für die letztgenannten Bestimmungen auch Änderungen nach den Normvorschriften durchgeführt werden, sofern sich die Normvorschriften hiezu eignen.

Beilage II: Tabelle der Abwasserkoeffizienten

In der Tabelle sind die Art des Betriebes angegeben, die Einheit, auf die sich der Abwasserkoeffizient bezieht und der Abwasserkoeffizient selbst. Mit diesem Koeffizienten wird Versucht, eine möglichst gute Näherung des Verschmutzungswertes zu erhalten, welchen das Abwasser der genannten Betriebe an Hand der gestellten Bedingungen aufweist. Bei der Berechnung der Faktoren wird von einer Produktionsdauer von 250 Tagen pro Jahr ausgegangen. Mit der Tabelle kann die

Anzahl der Einwohnergleichwerte wie folgt berechnet werden:

Beispiel I: Glasfabrik mit 250 Arbeiter
Die Anzahl Einwohnergleichwerte beträgt
 $250 \text{ mal } 0,5 = 125$

Beispiel II: Gemüsekonservenfabriken die eine Million Rüben pro Jahr, 3 Millionen kg Spinat und 2 Millionen kg Karotten pro Jahr verarbeiten.

Der Verschmutzungsgrad beträgt dann
 $1000 \times 1,4 + 3000 \times 0,5 + 2000 \times 1,6 =$
 $= 6.100$ Einwohnergleichwerte. Darüber hinaus kann noch als Folge der Saisonabhängigkeit eine Korrektur angewandt werden.

Beispiel III: Schule mit 250 Schülern
Anzahl der Einwohneräquivalente =
 $= 250 \times 0,2 = 50$

Die Tabelle wird, soweit dies notwendig ist, weiter vervollständigt und weiter an Neuentwicklungen angepaßt.

Aus der Tabelle geht hervor, daß für Kühlwasser kein Koeffizient aufgenommen wurde. Es ist vorderhand nicht beabsichtigt, das Ablassen von Kühlwasser einer Gebührenpflicht zu unterwerfen.

1	2	3	4
Betriebsart	Einheit, auf die sich der in Spalte 4 enth. Abwasserkoeffizient bezieht	Abwasser- koeffizi- ent	
1	Autoreparaturwerkstätten, Werkstätten für Straßenbahn u. Eisenbahn, Garagen, Autowäschereien	Arbeitnehmer	5
2	Keramik-, Glas-, Eternit-, Kalk-, Stein-, Asbest-, Zement- u. Betonfabrik	Arbeitnehmer	0,5
3	Kartoffelstärkefabriken	1000 kg Kartoffel	1,3 1)
4	Kartoffelverarbeitung bis zu vor-gebackenen Pommes frites	1000 kg Kartoffel	0,6
5	a. Bierbrauereien b. wie oben, bei Zurückhaltung von Hopfen	1000 kg Bier	1,2
6	Bürsten- und Pinselfabriken	1000 kg Bier	0,3
7	Brot-, u. Kuchenfabriken u. a. nicht genannte Lebensmittelabriken	Arbeitnehmer	3,5
8	Kakao-, Schokolade-, Zuckerwerk- u. Honigfabriken	Arbeitnehmer	1
9	Chemische Industrien	Arbeitnehmer	2,5
10	Abbruchbetriebe	1000 kg Bruttogew. des Abbruchmaterials	20 5)
11	Destillieren	Arbeitnehmer	1
12	Elektrizitätszentralen	Arbeitnehmer	0,5
13	Emailfabriken	Arbeitnehmer	0,5
14	Erbser- u. Bohnendreschereien	1000 kg Ausgangsprodukt	0,03 1)

1	2	3	4
	Betriebsart	Einheit, auf die sich der in Sp. 4 enth. Abwasserkoeffizient bezieht	Abwasserkoeffizient
15	Fruchtkonservenfabriken (einschl. Marmeladefabriken)	1000 kg Äpfel, Birnen, Erbeeren 1000 kg Kirschen, Himbeeren, Johannisbeeren u.w. weiche Früchte	0,7 0,5 0,5
16	Galvanisieranstalten	Arbeitnehmer	1
17	Gasfabriken	1000 kg Ausgangsprodukt	0,5
18	Graphische, u.a. Papier- u. Karton verarbeitende Betriebe	Arbeitnehmer	0,5
19	Gemüsekonservenfabriken	1000 kg Kartoffel, geschabt 1000 kg Kartoffel, gebleicht 1000 kg Karotten, Rüben u. Gartenbohnen 1000 kg rote Rüben 1000 kg Suppengemüse 1000 kg Spinat, Endivi, Kohl u. Krautsorten (P.) u. Kohlrabie	0,6 1,0 1,6 1,4 0,65
	P. (ausgenommen Sauerkrautbereitung)	1000 kg Porée, Fisolen, Bohnen und Sellerie 1000 kg Grünerbsen u. braune Bohnen 1000 kg Sauerkraut 1000 kg Karotten 1000 kg Schalottenzwiebel 1000 kg Melasse	0,5 0,4 0,3 0,6 0,09 0,4 8,4
20	Gemüsewäschereien	Arbeitnehmer	1,5
21	Hefe- und Spiritusfabriken	Arbeitnehmer	0,5
22	Kerzenfabriken u. Wachsbleichereien	Arbeitnehmer	1,5
23	Keramische Industrie	Arbeitnehmer	0,5

1	2	3	4	5)
	Betriebsart	Einheit, auf die sich der in Sp. 4 enth. Abwasserkoeffizient bezieht	Abwasser- koeffizient	
24	Lack- und Farbenfabriken	Arbeitnehmer	10,0	
25	Ledergerbereien	siehe S dieser Beilage		
26	Limonadenfabrik u. Abfüllbetriebe	1000 l fabriziertes Produkt	0,2	
27	Leimfabriken	1000 kg Knochenleim	3,3	
28	Margarine, Fett- u. Speiseölfabr. nur wenn das Öl ausschl. durch Pressen u./o. Ausringen von Früchten erhalten wird	1000 kg Rohöl und Fett	0,6	
29a	Metallindustrie (meh. Bearbeitung. Verzinkerei, <u>nicht</u> Eisenbeizerei)	1000 kg fabriziertes Produkt	0,05	
29b	Eisenbeizerei (extra für 1000 kg gelöstes Fe +2)	Arbeitnehmer	0,5	
30	Metallurgische Industrie	Arbeitnehmer	3	
31	Mälzereien	1000 kg Gerste	0,5	
32	Papierindustrie	1000 kg Papier aus Holzschliff oder Zellstoff wie oben, aus anderem Material	0,15	
			1,4	
			7	
33	Parfum- und Kosmetikfabriken	Arbeitnehmer	10	
34	Pelzerezeugungsbetriebe	siehe Ledergerbereien		
35	Erdnußbrennereien	1000 kg Ausgangsmaterial	0,67	
36	Geflügelschlächtereien (Gruppe I (Fußnote 2)) (Gruppe II (" 2)) (Gruppe III (" 2))	1000 kg Schlachtgewicht wie oben wie oben	0,2 0,4 0,7	

1	2	3	4
	Betriebsart	Einheit, auf die sich der in Sp. 4 enth. Abwasserkoeffizient bezieht	Abwasser- koeffizient
37	Putz- u. Schmiermittelfabriken	Arbeitnehmer	10
38	Schlächtereien (ohne Fleischwaren- verarbeitung)	Schweine 1000 kg Schlachtgewicht	0,6
	wie oben, wenn auch Darmschleimhäute entfernt werden erhöht mit andere Tiere	1000 kg Schlachtgewicht	0,25 0,4
	Erhöhungsfaktoren: Bei Entleerung der Gedärme Beim Ablassen von Schweineblut Bei Ablassen v. Blut b. anderen Tieren		0,45 0,4 1,0
39	Wäschestärke- und Stärkefabriken	1000 kg Ausgangsprodukt	2,7
40	Strohappelfabriken	1000 kg Karton	4,4
41	Zuckerfabriken wie oben, wenn ausschl. Abwasser von Kondensatoren abgelassen wird	1000 kg Zuckerrüben wie oben	0,25 ¹⁾ 0,025 ¹⁾
42	Textilfabriken: a. Spinnereien b. Webereien c. Webereien d. Bleichereien e. Wollwäschereien	Arbeitnehmer Arbeitnehmer I ² verbrauchtes Wasser II ³ verbrauchtes Wasser 1000 kg Rohwolle III ³ gebrauchtes Wasser	0,5 0,5 0,03 0,03 7 0,4
43	Fässerwäschereien		
44	Viehzüchterien, von denen Jauche u./o. Mist in Oberflächengew. abgelassen wird	1 Kuh, komplette Mistabfuhr 1 Kuh, nur Jauche	10 3,0

1	2	3	4
	Betriebsart	Einheit, auf die sich der in Sp. 4 enth. Abwasserkoeffizient bezieht	Abwasser- koeffizient
44	Viehzüchtereien, von d. Jauche u./o. Mist in Oberflächengew. abgel. wird	1 Kalb, Ziege oder Schaf 1 Schwein, kompl. Mistabfuhr 1 Schwein, nur Jauche 1 Huhn (oder anderes Geflügel) 1 Pelztier	1,0 2,0 1 0,1 0,1
45	Fischkonservenfabriken	1000 kg Fisch	1,7
46	Fischmehlfabriken	1000 kg Fisch	3
47	Fleischwarenbetriebe	1000 kg Schlachtgewicht	0,45
48	Fremdenverkehrsbetriebe und dergleichen, Hotels	1 Schlafplatz 1 Schlafplatz Arbeitnehmer Arbeitnehmer 100 Übernachtungen 100 Übernachtungen 1 Schlafplatz	1 1 5 2,5 0,4 0,2 1
49	Vulkanisieranstalten, Gummiwaren-, Kabel- und Kunstlederfabriken	Arbeitnehmer	0,5
50	Wäschereien	1000 kg Weißwäsche 1000 kg gestärkte Wäsche 1000 kg Buntwäsche Arbeitnehmer III gebrauchtes Wasser III verbrauchtes Wasser	1,2 1,6 2 0,5 0,03 0,05
51	Sämschleddergerbereien	1000 kg Frischgewicht	18

1	2	3	4
Betriebsart	Einheit, auf die sich der in Sp. 4 enth. Abwasserkoeffizient bezieht	Abwasser-Koeffizient	
52	Seifenfabriken wenn Lauge abgelassen wird, erhöht m.	1000 kg Seife	0,5 2,8
53	Molkereibetriebe: a. nicht sanierte Betriebe	1000 kg Milcheingang 1000 kg Milcheingang in eigener Eingangsstelle 1000 kg Butter u. Butterkonzentrat (aus Butter) 1000 kg Butter (kont. Butterbereitung o. Waschen) 1000 kg Käse 1000 kg Trockenmilch (Vakuumverfahren)	0,09 0,045 3 1 3 0,1 0,3 0,3 0,045 1,5 1,2
	b. sanierte Betriebe ⁴⁾	1000 kg Kondensmilch Eisbereitung/1000 kg Grundstoff 1000 kg Milcheingang 1000 kg Butter 1000 kg Käse	10 0,5 2,5 1,5 1,5 2 0,2
54	Schwimmbäder u. Badeanstalten	Arbeitnehmer	10
55	Übrige Betriebe, wo kein Abwasser durch einen Produktionsprozeß entfällt, Büros, usw.	Arbeitnehmer Arbeitnehmer	0,5 2,5
56	Laboratorien	Arbeitnehmer	1,5
57	Erziehungs- u. Ausbildungsstätten mit Internat u. dgl.	1 Schlafplatz	1,5
58	Krankenhäuser, Altersheime u. dgl.	1 Schlafplatz	1,5
59	Kasernen, Gefängnisse usw.	1 Bewohner	2
60	Schulbetriebe	1 Schüler	0,2

Fußnoten:

- 1) Für diese Betriebe ist eine Produktion bzw. Betriebsdauer von 250 Tagen gerechnet. Für Saisonbetriebe kann eine Korrektur nach Artikel 15) angewendet werden.
- 2) Zu Gruppe I gehören die Betriebe mit einem geringen Wasserverbrauch ($10 \frac{m^3}{1000 \text{ kg Schlachtgewicht}}$) mit guten Einrichtungen zum Auffangen von Blut und ohne Naßbearbeitung oder Naßtransport von Federn oder Schlachtabfällen.
Zu Gruppe II gehören Betriebe mit ausschließlich naßer Verarbeitung u./o. Transport von Federn.
Zu Gruppe III gehören die Betriebe mit Lasttransport von Federn und Schlachtabfall, außerdem alle Betriebe, in denen Geflügel gekocht wird, und alle übrigen Betriebe, die nicht zu Gruppe I oder Gruppe II gehören.
- 3) Dieser Koeffizient gilt für Wurst oder Schinkenkochereien. Für andere Bearbeitungsverfahren wie z. B. Selchen oder Einsalzen kann ein Korrekturfaktor kleiner als 1 verwendet werden.
- 4) Unter einem sanierten Molkereibetrieb versteht man einen Molkereibetrieb, bei dem gute Vorrichtungen zur Begrenzung des Verschmutzungsgrades vorhanden sind, wie z. B. das Auffangen von Tropfmilch, das Zurückhalten von Feststoffen aus Butterwaschwasser, das Auffangen von Molkereirückständen, das Verhindern von Ausrinnen usw.
- 5) Bei diesen Betrieben darf der Abwasserkoeffizient nur dann angewendet werden, wenn der Leiter des Büros "Verunreinigungsbeseitigung der Reichsgewässer" damit einverstanden ist.
- 6) Bei Abfuhr von sogenanntem Schwemmschmutz.

W I E N E R M I T T E I L U N G E N
WASSER --- ABWASSER --- GEWÄSSER

- Band 1: Kresser, W.:
Das Wasser (1968)
- Band 2: Breiner, H.:
Die Gesetzmäßigkeiten der stationären
Flüssigkeitsströmung durch gleichförmig
rotierende zylindrische Rohre (1968)
- Band 3: von der Emde, W.:
Abwasserreinigung - Grundkurs (1969)
- Band 4: 4. Seminar ÖWW
Abwasserreinigungsanlagen
Entwurf - Bau - Betrieb (1969)
- Band 5: 5. Seminar ÖWW
Zukunftsprobleme der Trinkwasser-
versorgung (1970)

Zu beziehen durch:

Band 1 und 2:

Institut für Hydraulik, Gewässerkunde
und Wasserwirtschaft

Band 3, 4, 5 und 6:

Institut für Wasserversorgung, Abwasser-
reinigung und Gewässerschutz

Technische Hochschule Wien

Karlsplatz 13

A-1040 Wien