

**WIENER MITTEILUNGEN**  
**WASSER · ABWASSER · GEWÄSSER**

H. FLECKSEDER

**GEWÄSSERSCHUTZ IM WANDEL  
DER ZEIT – ZIELE UND MASSNAHMEN  
ZU IHRER VERWIRKLICHUNG**

**BAND 61 – WIEN**

**WIENER MITTEILUNGEN**  
**WASSER · ABWASSER · GEWÄSSER**

**BAND 61**

**H. FLECKSEDER**

**GEWÄSSERSCHUTZ IM WANDEL  
DER ZEIT - ZIELE UND MASSNAHMEN  
ZU IHRER VERWIRKLICHUNG**

**HERAUSGEBER :**  
**PROF. DDR.-ING. W.v.d.EMDE**  
**INSTITUT FÜR WASSERGÜTE UND**  
**LANDSCHAFTSWASSERBAU**  
**TECHNISCHE UNIVERSITÄT WIEN**

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Zum Geleit	1
1. Geschichtliche Entwicklungen .....	2
1.1 Wasserversorgung, Abwasserableitung und Abwasserreinigung im Wandel der Zeit .....	2
1.2 Gewässerschutz durch Gemeinschafts- lösungen .....	16
2. Gewässerzustand, Gewässergüte und Zielsetzungen im Gewässerschutz .....	18
2.1 Gewässernutzung und Gewässerschutz .....	18
2.2 Gewässerzustand und Gewässergüte .....	18
2.3 Zielsetzungen im Gewässerschutz .....	25
3. Maßnahmen zum Gewässerschutz .....	37
3.1 Technische Elemente .....	37
3.2 Schmutzwasseranfall .....	37
3.21 Allgemeines .....	37
3.22 Maßnahmen zur Frachtenreduktion an der Anfallstelle .....	38
3.23 Einige Kennzahlen für kommunales Abwasser .....	40
3.3 Abwasserableitung .....	41
3.31 Einleitung .....	41
3.32 Entwicklung und Stand der Auffassungen zur Trennkanalisation (Regenwassersammler) .....	42
3.33 Entwicklung und Stand der Auffassungen zur Mischkanalisation (Niederschlags- abfluß) .....	45
- Entwicklung der Auffassungen .....	45
- Heutiger Stand einschließlich der Folgerungen aus der Entwicklung .....	58
3.4 Abwasserreinigung .....	59
3.41 Allgemeines zum Zusammenhang zwischen Abwasserreinigung und Gewässer .....	59
3.42 Rückhalt des COD <sub>biol</sub> durch verschiedene Maßnahmen .....	61
3.43 Nitrifikation/ev. Denitrifikation .....	65
3.44 Rückhalt von Phosphor bei der Ab- wasserreinigung .....	69
3.45 Gezielte Feststoffentfernung durch Filtration bzw. Mikrosiebung .....	74
3.46 Zusätzliche Reinhaltungsschritte .....	75

	Seite
3.47 Schlammbehandlung und Schlammver- bringung .....	77
3.5 Wirtschaftliche Fragen .....	79
3.51 Allgemeines .....	79
3.52 Investitionen, Betriebsaufwand und Nutzungsdauer .....	80
- Überblick .....	80
- Einige Zahlen zur österreichweiten Einordnung .....	81
- Kostenverteilung in Österreich .....	84
3.53 Hinweise zur Methodik der Planungs- rechnung .....	86
3.54 Anwendung auf ein Variantenstudium zur Abwasserreinigung .....	92
4. Vorrang für die Behandlung von Regenwasser oder Verbesserung von Einleitungen bei Trockenwetter? .....	100
4.1 Allgemeines .....	100
4.2 Von der Kanalisation ins Grundwasser - Beschreibung eines im Glattal beobachteten Regenereignisses .....	102
5. Der Einsatz und das Zusammenwirken der vorstehend skizzierten Elemente .....	108
5.1 Allgemeines .....	108
5.2 Wasserwirtschaftliche Entwicklung und die dazu erforderlichen Unterlagen .....	108
5.3 Variantenstudium zur Abwasserableitung und Abwasserreinigung .....	111
5.31 Allgemeines .....	111
5.32 Beispiele und Vorgehen .....	112
5.33 Heutiger Stand der Verwirklichung bei den genannten Studien .....	114
5.4 Planungsstudien .....	115
5.41 Beispiele und Vorgehen .....	115
5.42 Heutiger Stand der Verwirklichung bei den genannten Studien .....	117
5.5 Gewässergütemodelle .....	124
5.51 Allgemeines .....	124
5.52 Anwendung von Gewässergütemodellen unter österreichischen Verhältnissen .....	125
6. Folgerungen für die Situation in Österreich .....	126
Literaturverzeichnis .....	131

### Zum Geleit

Seit dem Einsetzen eines vermehrten Denkens an den Umweltschutz in der österreichischen Öffentlichkeit vor ungefähr 15 Jahren steht auch der Gewässerschutz vermehrt im Rampenlicht dieser Öffentlichkeit.

Bisher wurden die Bereiche von Abwasserableitung und Abwasserreinigung in weiten Kreisen als synonyme Begriff für Gewässerschutz aufgefaßt. Daß diese Auffassung doch wesentliche "Körnchen an Wahrheit" enthält, ergibt sich ganz einfach aus der Notwendigkeit, ein geordnetes Siedeln durch Anwendung der zugehörigen Techniken zu ermöglichen. Aus dieser Tatsache leitet sich der Versuch der vorliegenden Schrift ab, die geschichtliche Entwicklung und den heutigen Stand der Auffassungen zu Fragen der Abwasserableitung und Abwasserreinigung zu beschreiben.

Der Systemzusammenhang, in den die Bereiche Abwasserableitung und Abwasserreinigung eingebettet sind, ist das "Siedeln". Dazu zähle ich nicht nur einen engeren Begriff des "Siedelns", der mit dem Begriff "Wohnen" zusammenfällt, sondern auch alle übrigen Nutzungen (Primärproduktion, Industrie, alle Dienste) des Naturraumes, die von uns Menschen zu unserem materiellen Wohlergehen beansprucht werden.

Ziel der Schrift ist es auch, vermehrt auf Zusammenhänge hinzuweisen. Dazu gehören sowohl Fragen nach (1) dem Systembezug zwischen "Siedeln" und den Gewässern, (2) dem Zustand, den unsere Gewässer aufweisen sollen, aber auch, (3) nach technischen und administrativen Lösungen in dieser Zielerfüllung mit ihrer Finanzierung und ihrer volkswirtschaftlichen Bedeutung.

Wer übertragbare Lösungen sucht, wird wahrscheinlich enttäuscht sein. Ihm kann ich nur sagen, daß sich aus meiner Sicht jede konkrete Lösung an den Umständen und Randbedingungen des jeweiligen Einzelfalles auszurichten hat.

Ich bin allen genannten und auch ungenannten Kollegen und Freunden zu Dank verpflichtet, aus deren Tun ich mitschöpfen konnte. Ich danke aber auch meiner Familie dafür, daß ich das Arbeiten an dieser Schrift durchführen konnte, ohne unser gemeinsames Leben allzusehr zu belasten.

Wien, im Herbst 1985

Hellmut Fleckseder

## 1. Geschichtliche Entwicklungen

### 1.1 Wasserversorgung, Abwasserableitung und Abwasserreinigung im Wandel der Zeit

Unser Wissen über Wasserversorgung und Abwasserableitung in den Städten verschiedener untergegangener Hochkulturen baut zwangsweise auf Grabungen auf. Abwasserableitungen sind z.B. aus Mohenjo Daro am Indus, aus assyrischen und altägyptischen Städten, aus Jerusalem, aus dem griechischen Kulturkreis, von den Etruskern und den Römern her bekannt.

Wo das Wasser der Menge und Güte nach den Anforderungen entsprach, wurde es durch Brunnen dem Untergrund entnommen (z.B. bei den Sumerern in Mesopotamien oder auch in Mohenjo-Daro im Industal). Entsprachen die Wasservorkommen im Bereich der Siedlungen weder nach Menge noch nach Güte dem Bedarf, so war man gezwungen, weiter entfernt gelegene Wasservorkommen zu nutzen. Dadurch entstand das Transportproblem.

Die Wasserversorgung und die Abwasserableitung von Jerusalem können als ein recht illustratives Beispiel dafür herausgegriffen werden. Man weiß z.B., daß diese zur Regierungszeit König Salomons (ca. 1000 v.Chr.) errichtet wurden. Zur Wasserversorgung gehörten dabei die in den Bergen Judäas angelegten "Salomonischen Teiche", drei Staubecken von 120 bis 160 m Länge und 8 bis 11 m Tiefe und Kanäle mit freiem Wasserspiegel, die zum Teil als Stollen durch Berge führten. Das Abwasser wurde in Kanälen gesammelt und ins Kidrontal in Teiche geleitet, wo der Bodensatz als Dünger und das Wasser aus den Teichen zur Bewässerung herangezogen wurden.

Die Römer hatten den Vorteil, die Erfahrungen sowohl der Etrusker als auch der Griechen verwerten zu können. Als erfahrene Städtebauer waren sie darauf bedacht, ihre Siedlungen mit einwandfreiem Trinkwasser zu versorgen und auch die in den Siedlungen anfallenden menschlichen Ausscheidungen und flüssigen Abfälle durch Spülaborte fortzuschwemmen. Die ein-

drucksvollste antike Wasserversorgungsanlage nördlich der Alpen besaß die Stadt Köln. Das Trinkwasser dieser römischen Koloniestadt wurde durch eine über 100 km lange, teils im Boden verlegte, teils oberirdisch geführte Leitung zur Stadt gebracht. Die Entwässerungsleitungen wurden von so guter Qualität ausgeführt, daß in Köln bis heute verschiedene Kanäle benützt werden können.

Die Kenntnisse über Wasserversorgung und Abwasserableitung, die die alten Kulturen erworben hatten, waren im nördlichen Europa nicht bekannt oder mit den Wirren der Völkerwanderung verlorengegangen. Die Menschen des Mittelalters verwendeten die durch die Städte fließenden Flüsse und Bäche oder flache Schachtbrunnen zur Trinkwasserversorgung. Bei beiden waren die Möglichkeiten zur Verunreinigung sehr groß; bei den Flüssen und Bächen durch direkte Einleitungen, bei den Schachtbrunnen durch nebenan gelegene Abort- und Dünggruben. Die verheerenden Seuchenzüge der damaligen Zeit, die die Bevölkerung verschiedenster Landstriche immer wieder heimsuchten, haben in diesen Umständen meist mit ihre Wurzel gehabt.

War die Wasserversorgung in der mittelalterlichen Stadt zunächst eine private Angelegenheit, so wurde sie im Laufe des 15. Jahrhunderts zunehmend von der Stadt als öffentliche Aufgabe übernommen. In vielen Städten wurde ein aus Holzrohren errichtetes Netz verlegt, das an verschiedenen Stellen der Stadt jedermann zugängliche öffentliche Brunnen speiste. Da mit anderer als tierischer oder menschlicher Kraft angetriebene Pumpen noch nicht zur Verfügung standen, konnten höher gelegene Gebiete nur durch noch höher gelegene Wasserfassungen versorgt werden. Diese fand man meist als Quellen in nahen Hügelländern, sodaß dann auch einwandfreies Trinkwasser zur Verfügung stand. Die geordnete Abwasserableitung, wie sie heute selbstverständlich ist, war im Mittelalter nur an wenigen Orten bekannt. Wir wissen, daß die eigene Körperpflege (Voll- und Teilbäder) nicht zu kurz kam, daß jedoch das Abwasser vielfach zusammen mit Hausabfällen, Kot und u.U. auch Abfällen aus der Viehhaltung in den Straßengraben (Gosse) geworfen wurde.

In Bunzlau in Schlesien (heute Boleslawiec in Polen) wurden die Aufgaben der öffentlichen Gesundheitspflege frühzeitig in Angriff genommen. Nachdem die Versorgung der Stadt mit Wasser sichergestellt worden war, wurde der Bau der Kanalisation 1531 begonnen. Da Bunzlau in einer niederschlagschwachen Gegend liegt, wurden die Abwässer nicht wie an vielen anderen Orten in den Fluß eingeleitet, sondern kamen auf tiefliegenden Wiesen und Gärten zur Verrieselung. Diese Anlagen blieben bis über den Ersten Weltkrieg hinaus in Betrieb und bildeten, soweit bekannt, die erste Berieselungsanlage im deutschen Sprachraum.

Die Umstände in der Stadt Basel sind insofern interessant, als sie im Mittelalter ein weitverzweigtes Kanalnetz besaß, das durch private Genossenschaften erstellt worden war. Diese Kanäle beseitigten die Fäkalien durch direkte Ableitung in Gewässer. Doch welcher Übergang zu anderen Verhältnissen! Es ist aus handschriftlichen Aufzeichnungen bekannt, daß 1765 selbst in den Häusern der wohlhabenden Bürger grauenhafte Zustände geherrscht haben müssen. Ein Notar hat Aufzeichnungen hinterlassen, die darlegen, daß seine und die Nachbarliegenschaft über eine Aborteinrichtung verfügten, die "Thurn" genannt wurde. 1765 war es 37 Jahre her, daß dieser Behälter zum letzten Mal ausgeräumt worden war, und da er bis zum Sitzbrett voll war, mußte er ausgeräumt werden. Die Leerung dieses "Thurnes" beschäftigte 7 Arbeiter 6 Nächte von 9 Uhr abends bis 5 Uhr morgens, wobei jede Nacht vier Mistwagen voll Unrat weggeführt worden seien. FAIR, GEYER und OKUN (1966) halten fest, daß die Städte im Mittelalter sehr wohl über oberflächlich und auch unterirdisch angelegte Netze zur Abfuhr des Niederschlagwassers verfügten, daß jedoch die direkte Einleitung von Schmutzwasser und menschlichen Ausscheidungen bei Strafandrohung verboten war. Diese Feststellung könnte bedeuten, daß in Basel die Verschmutzung kleiner Gewässer infolge der Einleitungen aus der Kanalisation schon so stark waren, daß der Erlaß einer solchen Strafandrohung zur Einführung des Systems der "Thurne" führte.

Die Entwicklung der Wasserversorgung nahm durch zwei Komponenten einen beachtlichen Aufschwung. Einerseits durch die Erfindung der Gußrohre, die im 15. Jahrhundert aufkamen, und andererseits vor allem durch den Dampftrieb, der eine preiswerte Möglichkeit zum Heben von Wasser darstellte (im späten 18. Jahrhundert).

So, wie dies im Altertum schon bekannt war, mußte nun in den städtischen Ballungsgebieten wegen der Zufuhr von Wasser in größeren Mengen bis hin in die Wohnungen dieses nach der Nutzung zum Abwasser gewordene Wasser aus dem Siedlungsbereich wieder abgeleitet werden.

Die geschichtliche Entwicklung von Wasserversorgung und Abwasserableitung ist für London gut dokumentiert (L.B. WOOD, 1982).

Bezogen die Londoner im frühen Mittelalter ihr Wasser noch aus der Themse, so gingen sie im 14. - 16. Jahrhundert auf die Versorgung aus Quellen über. Da jedoch die Bevölkerung weiter zunahm und 1600 ca. 200.000 Menschen umfaßte, mußte auch wieder Themsewasser mitverwendet werden. Im 19. Jahrhundert (ca. 1850) wurden an die 200.000 Häuser von Wasserwerken mit Wasser versorgt, von denen jedoch nur eine Gesellschaft ca. 82.000 m<sup>3</sup>/d für 73.000 Häuser von Quellen her bezog. Das restliche Wasser (88.100 m<sup>3</sup>/d für 127.000 Häuser) wurde der Themse entnommen. (Nach BRIX, HEYD, GERLACH war in der 2. Hälfte des 19. Jahrhunderts in England die Wasseraufbereitung durch Langsandsfiltration durchaus bekannt, doch setzte sie sich erst durch, nachdem es ab 1831 zu mehrfachen Ausbrüchen von Cholera kam.)

Über die Wasserverschmutzung durch Abfälle liegen Aufzeichnungen vor (so wurde z.B. der Walbrook durch Abfälle einmal vollkommen verlegt), doch über die Verbringung der menschlichen Abgänge fast gar nichts. Im 18. Jahrhundert wurden sie in Senkgruben aufgefangen und des Nachts entleert. (Daher

dürfte über das Wort "nightmen" für jene, die die Entleerung vornahmen und die Abgänge auf Felder verbrachten, der Begriff "nightsoil" für den Inhalt der Senkgruben geprägt worden sein.)

Die kleinen Gewässer zur Themse hin wurden durch Abfälle und durch öffentliche Bedürfnisanstalten an ihren Ufern stark in Mitleidenschaft gezogen. Im Laufe der Zeit wurden sie alle eingedacht und fielen als Gewässer aus.

Die Abfuhr des Niederschlagswassers erfolgte in Straßenrinnen (Gosse). So wurde z.B. 1531 eine "Bill of Sewers" erlassen, die einer "Commission of Sewers" sehr weitreichende Rechte einräumte. (Ein Beispiel: 1663 wurde König Karl II. gezwungen, die Hälfte der Kosten zu tragen, die die Säuberung der Abfälle aus einem Kanalstück in der Nähe seiner Kegelbahn erforderte.) Die Abwasserableitung war jedoch einzig darauf hin ausgerichtet, den Niederschlag abzuleiten, und bis zum Jahre 1815 war es bei Strafandrohung verboten, menschliche Abgänge oder ähnliches in dieses Entwässerungsnetz einzuleiten. Dieses Entwässerungsnetz war bis 1835 in Betrieb.

Bis 1808 war der Zustand der Themse noch so gut, daß Aufzeichnungen über den Fang von jährlich 200 kg Lachs für den Standort Boulter's Lock, Taplow, vorliegen. Von 1809 bis 1815 waren es im Durchschnitt nur noch 60 kg/a, von 1816 bis 1821 noch 30 kg, während von ca. 1830 an der Lachs aus der Themse vollständig verschwand. Andere Aufzeichnungen über den Zustand der Themse aus dieser Zeit gibt es nicht, da die erste naturwissenschaftliche Untersuchung des Gewässerzustandes der Themse erst durch W.J. DIBDIN, Chemiker in Metropolitan Board of Works, 1882 eingeführt wurde.

Was war nun geschehen, daß der Zustand der Themse sich so dramatisch verschlechterte?

Zunächst einmal nahm im Zuge der industriellen Revolution die Einwohnerzahl von London stark zu. (Das gilt natürlich auch

für Siedlungen im deutschen Sprachraum, wobei dieselben Phänomene dort mit einer Zeitverschiebung gegenüber der Entwicklung in England auftraten.) Mit der Wiedererfindung des WC's (1775) und der Zurverfügungstellung von Wasser für die WC-Spülung konnten die menschlichen Abgänge weggeschafft werden und bewirkten damit nicht mehr direkt an der Anfallstelle oder über verunreinigte Feldfrüchte die Übertragung ansteckender Krankheiten. Zu den menschlichen Abgängen kamen ab dem Beginn des 19. Jahrhunderts noch flüssige Abfälle aus Industrien hinzu. Ganz besonders stark waren in London die Abwässer der Gaserzeugung; diese wurde ab 1810 eingeführt, um einerseits Gas zum Kochen und für Warmwasser und andererseits Koks für Heizzwecke und ähnliches zur Verfügung zu haben.

Die Bevölkerung von London nahm von ca. 1 Million Einwohnern im Jahr 1801 auf 2,75 Millionen Einwohner im Jahr 1850 zu, die Zahl der Häuser stieg von 200.000 auf 300.000. Ab 1815 mußten die - dann mit Überläufen ausgestatteten - Senkgruben an das damals bestehende Niederschlagsentwässerungsnetz angeschlossen werden; vor 1815 bestand das schon erwähnte Einleitverbot.

Der Zustand der Themse war schließlich so, daß ab 1850 der Gestank aus dem Fluß weithin bekannt war. Am unangenehmsten war es flußabwärts, wo die arme und einflußlose Arbeitsbevölkerung zuhause war. Kein geringerer als der bekannte Physiker M. FARADAY beschwerte sich am 9. Juli 1855 in einem Leserbrief an die TIMES über den Zustand der Themse und schlug vor, doch endlich etwas zu unternehmen. Er sagte z.B. auch richtig voraus, daß vor allem bei Niederwasser und warmer Witterung die Zustände am gefährlichsten seien. Das Jahr 1858 ging als "Jahr des großen Gestanks" deswegen in die Geschichte ein, da wenig Niederschlag fiel und im Juni Temperaturen von 35° C herrschten. Die Themse stank so stark, daß es auch die Einflußreichen merken mußten. Die Fenster des Parlaments waren z.B. mit in Desinfektionsmitteln getränkten Tüchern verhängt, die gegen den Gestank wirken und eine einigermaßen gesicherte

Geschäftsführung ermöglichen sollten.

Aber der Gestank war nur die eine, indirekte Seite, die Aufschluß gab über den Zustand des Flusses. Direkter und vor allem auch menschlich tragischer waren die Choleraepidemien, die durch die Einleitung der Abwässer in die Themse und den Kurzschluß bei der Wasserversorgung ohne Wasseraufbereitung mit hervorgerufen wurden. Jene 100.000 von den 300.000 Häusern, die nicht durch zentrale Anlagen mit Wasser versorgt wurden, bezogen dieses aus flachen Schachtbrunnen, die in der Nähe von Senkgruben lagen, oder einzeln direkt aus der Themse. Choleraepidemien traten 1831/32, 1848/49, 1853/54, 1865/66 und schließlich auch noch 1871 auf. So konnte z.B. nachgewiesen werden, daß in Bezirken, in denen die Leute mit Wasser, das oberhalb des dichten Siedlungsgebietes aus der Themse entnommen wurde, versorgt wurden, nur 5 Choleraerkrankungen auf 10.000 Einwohner in der Epidemie 1848/49 aufwiesen, während es in Gebieten mit einer Wasserversorgung der Bevölkerung bei Entnahme aus dem direkt verbauten Gebiet zu 70 Choleraerkrankungen auf 10.000 Einwohner kam. Im Jahre 1834 war EDWIN CHADWICK zum Sekretär der "Poor Law Commission" ernannt worden. Der bekannte Bericht aus dem Jahr 1842 bewirkte, daß daraufhin viele die öffentliche Gesundheit betreffende Gesetze überarbeitet wurden. (Sir E. Chadwick war von seiner Ausbildung her Jurist, hatte jedoch die Gabe, Hygieniker und Ingenieure zu begeistern. Er trat sehr für die Trennkanalisation ein, die er mit der Formulierung "the rain to the river and the sewage to the soil" propagierte.)

1850 empfahl der "General Board of Health" die Verbesserung der Wasseraufbereitung bei verschiedenen Werken zur Wasserversorgung, der vorhandenen Entwässerung und auch die Einführung der Abwasserableitung. 1852 wurde der "Metropolis Water Act" erlassen, der die Wasserentnahme für Versorgungszwecke unterhalb von Teddington Weir verbot.

Dies war also ungefähr das Umfeld, in dem die verrohrte Ab-

wasserableitung als Hilfe zur Besserung der Lebensbedingungen zur Zeit der industriellen Evolution herangezogen wurde. Für 150 km<sup>2</sup> von London gab es 1847 150 km geschlossene und 330 km offene Ableitungen mit 70 Auslässen, wobei 8 unabhängig voneinander operierende Entwässerungskommissionen bestanden. Die Richtlinien, nach denen die Entwässerungsleitungen entworfen und gebaut wurden, waren vollkommen uneinheitlich, und dementsprechend gab es nach unserem heutigen Ingenieurwissen ausgesprochen verfehlte Lösungen.

Die Zahl der Entwürfe und Vorschläge zur Verbesserung der Abwasserableitung um den Großraum London war vielfach, und die verschiedenen Überlegungen bis zum Baubeschluß dauerten von 1847 bis 1858, dem "Jahr des großen Gestanks". Das von J. BAZALGETTE nach verschiedenen Entwürfen koordinierte Mischentwässerungsnetz sah zwei Ausläufe, einen nördlichen in Beckton und einen südlichen in Crossness, für den TW-Abfluß vor. Für den Trockenwetteranfall waren wegen der großen Längserstreckung zwischendurch Pumpwerke erforderlich. Der Niederschlag floß auf kurzem Weg in die Themse ab oder mußte in diese gehoben werden. Das anfallende Abwasser wurde in den ersten Jahrzehnten nicht gereinigt, und man kann sich vorstellen, daß die Einleitung des Abwassers von ca. 3,0 Millionen Menschen im Jahre 1870 auf einer kurzen Flußstrecke - Beckton und Crossness liegen nur 3 km voneinander entfernt - das Themseästuar vollkommen zusammenbrechen ließ.

Die Entwicklung im deutschen Sprachraum verlief ähnlich. Innerhalb des Linienwalles von Wien waren z.B. 1830 ca. 318.000 Menschen in 2423 Häusern an 110 km Straßenkanal angeschlossen. Ein Eisstoß mit darauffolgender Choleraepidemie im Jahre 1831 führte zum Bau des rechtsseitigen Wienfluß-Sammelkanales, des linken Wienflußsammlers sowie der Einwölbung des Ottakringerbaches, des Alsbaches sowie des Schmichtgrabens in der Rossau. Einige Zeit darauf folgte auch der Donaukanal-Begleitsammler (RHSK), der mit dem Ziel gebaut wurde, den Donaukanal im Bereich des verbauten Stadtgebietes von Abwasser

frei zu halten.

Etwas später wurde, nach dem großen Brand von 1842, der in England geborene Ingenieur W. LINDLEY von der Stadtverwaltung Hamburg beauftragt, den Entwurf und die Bauüberwachung einer neuen Stadtentwässerung vorzunehmen. Nur wenige vergleichsweise wohlhabende Städte waren damals wirtschaftlich in der Lage nachzuzufolgen. Dies gilt z.B. für Frankfurt am Main (ab 1863), Danzig (ab 1869) sowie Berlin (Bau 1876 - 1882). Die Situation in Berlin ist im Vergleich zu den anderen Städten an Flüssen oder Meerbusen wasserwirtschaftlich äußerst prekär. Der von WIEBE aufgestellte erste Entwurf, der die Hebung und konzentrierte Einleitung aller Abwässer an einer Stelle der Spree vorsah, wurde daher fallengelassen. Der Entwurf von HOBRECHT, der die Entwässerung der Stadt von innen nach außen (Radialsystem) und die Verrieselung des Abwassers vorsah, wurde schließlich ausgeführt.

M. von PETTENKOFER gilt neben VIRCHOW im deutschen Sprachraum als jener Hygieniker, der wesentlich mit zur Verbreitung der Abwasserableitung, der Wasseraufbereitung und der Besserung der öffentlichen Hygiene beitrug. Die 1891 erschienene Schrift "Zur Schwemmkanalisation in München" ist in vieler Hinsicht lesenswert. M. von PETTENKOFER ist darin einerseits bemüht aufzuzeigen, welchen hygienischen Wert die Schwemmkanalisation auf das Gemeinwohl in verbauten Gebieten hat, und andererseits versucht er - aus heutiger Sicht zum Teil in polemischer Form - nachzuweisen, daß das eingeleitete Abwasser, die pathogenen Keime eingeschlossen, in der Isar auf kurzer Strecke abgebaut würde. Um 1890 hatte München ca. 300.000 Einwohner, von denen 180.000 an die Schwemmkanalisation angeschlossen waren. Die Isar war damals, im Gegensatz zu heute, noch nicht zur Wasserkraftnutzung eingestaut worden. M. von PETTENKOFER übernahm die Aussage seines Professoren-Kollegen VON NAEGLI (Biologe), daß die Isar auch auf einer kurzen Selbstreinigungsstrecke mit dem Abwasser von 2 Millionen Einwohnern fertig würde, in den eigenen Argumentationsgang. Nach unserem heutigen Wissen

ist dies als eindeutig übertrieben zu bezeichnen. Für einen Hygieniker erscheinen jedoch die folgenden Formulierungen in der Schrift von 1891 als fast bedenklich: "Die Furcht, daß die Freisinger oder Landshuter von München aus durch die Isar Typhus, Cholera oder andere Infektionskrankheiten bekommen könnten, ist thatsächlich als ebenso grundlos erwiesen, als bewiesen ist, dass sich die Isar genügend selbst reinigt, bis sie von München nach Freising fließt. Das müßte sich in statistischen Thatsachen längst ausgesprochen haben; aber man findet nur das Gegentheil. Früher, zur Zeit als München noch eine berühmte Typhusstadt war, und Freising und die anderen Isarstädte verhältnismäßig viel weniger von dieser Krankheit litten, hätte man denken können, daß vielleicht der Typhus von München für sie auf der Isar käme; aber jetzt wo München in Folge seiner Assanierungsarbeiten fast typhusfrei geworden ist, dürfte isarabwärts fast gar kein Typhus mehr vorkommen, während das gerade Gegentheil der Fall ist. In diesen Isarstädten kommt jetzt verhältnismäßig immer noch viel mehr Typhus vor als in München." (In J. BORNEFF, 1971, ist nachzulesen, daß v. PETTENKOFER - im Gegensatz zu R. KOCH - der Ansicht war, die Typhuserreger kämen aus dem Boden. So wurden z.B. im Jahr 1891 Angeklagte, die unaufbereitetes Ruhrwasser durch einen behördlich nicht genehmigten Rohrstrang aus der Ruhr direkt in die Wasserversorgung einleiteten und dadurch eine Typhusepidemie mit 3230 Erkrankten und 350 Toten auslösten, nur wegen fahrlässiger Lebensmittelfälschung zu einer Geldstrafe verurteilt.) Den Ausbreitungsweg über das Wasser dürfte dann die große Choleraepidemie in Hamburg im darauffolgenden Jahr 1892 (17.000 Erkrankte, 8.600 Tote) vermehrt in den Vordergrund gebracht haben. Wenn also M. von PETTENKOFER seine Schrift mit den Worten "Wer die Durchführung des Schwemmsystems in München wegen bloßer Furcht vor Flußverunreinigung oder wegen persönlicher Meinungen verzögert oder verhindert, nimmt ohne Grund eine schwere Verantwortung auf sein Gewissen" schloß, dann war sein Streben weitgehend auf die Verbesserung der hygienischen Zustände in dicht verbauten Siedlungsgebieten hin ausgerichtet, und die Folgen, die sein Lösungsvorschlag

nach sich zog, waren letztlich - aus unserer heutigen Sicht - nicht konsequent zu Ende gedacht.

Wasserversorgung und Abwasserableitung sind, wie wir gesehen haben, durchaus Erkenntnisse früherer Kulturen, die Abwasserreinigung ist es nur bedingt. Wie wir sehen, waren in Bunzlau in Schlesien schon Rieselfelder angelegt worden, doch ist uns nichts Näheres über ihre Auslegung bekannt.

Diese Art von "Abwasserlandbehandlung" war anscheinend an verschiedenen Stellen bekannt, doch führte sie bei einer Vielzahl von Anwendungsfällen in England und Schottland nicht zum erwünschten Erfolg. Die Gründe dafür: Lehm Böden bei schon ausreichendem Niederschlag.

Die wissenschaftliche Beurteilung der Wirkung von Abwasserbehandlungsmethoden begann praktisch mit der 1868 eingesetzten englischen Kommission, deren Vorsitzender E. FRANKLAND war. Diese Kommission kam zur Auffassung, daß die einzige verlässliche Art der Abwasserreinigung die Verringerung der Fäulnisfähigkeit durch die Verrieselung sei. Von privater Seite wurde stark die chemische Reinigung propagiert, doch waren deren Kosten mindestens ebenso hoch wie die der Reinigung durch Berieselung, ohne nur annähernd deren Wirkungsgrad zu erreichen. Vor allem fiel bei der chemischen Behandlung viel Schlamm an, der ständig ordnungsgemäß entsorgt werden mußte.

Die weiteren Stationen im Vordringen der Abwasserreinigung befanden sich im Vereinigten Königreich und in den USA, wo man das Schwergewicht auf die Verringerung der Fäulnisfähigkeit legte, während im deutschen Sprachraum - mit Ausnahme der Verrieselung an ausgewählten Orten - der Schwerpunkt nur in der mechanischen Reinigung lag.

Die wesentliche Leistung von E. FRANKLAND bestand darin, erkannt zu haben, daß Sandfilter dann nicht verstopfen, wenn die Beschickung gering blieb und ausreichende Pausen zur Be-

lüftung des Porenraumes vorgesehen wurden. Dieses Verfahren war bei Sandboden und ausreichender Fläche über Jahrzehnte sehr erfolgreich, doch waren künstlich angelegte Sandfilter für große Siedlungsgebiete nicht finanzierbar. Einen entscheidenden Durchbruch in dieser Situation erzielte 1894 CORBETT in Salford, der Abwasser über allseits von Luft umgebenen Füllkörpern versprühte und so den Tropfkörper erfand. Eine wichtige Verbesserung des Tropfkörpers gelang HALVORSON 1936 dadurch, daß er durch Rückspülen den Überschußschlamm ausschwemmte und dadurch höhere Belastungen ermöglicht wurden.

Die Versuche von E. FRANKLAND hatten gezeigt, daß die ausreichende Luftzufuhr zu den Bodenporen im Zusammenspiel mit Mikroorganismen maßgebend für die Reinigung des Abwassers ist. Es wurde daher zwischen 1880 und 1910 mehrfach versucht, durch Belüftung eines vom Abwasser durchflossenen Beckens die Verschmutzung zu entfernen. Da die Abläufe der intermittierenden Bodenfilter nitrifiziert waren, war für einen nitrifizierten Ablauf bei dieser "einfachen Durchflußbelüftung" ein Beckenvolumen erforderlich, das 12 Tagen Aufenthaltszeit entsprach. Derartig große Becken und die Energie, die für ihre Durchmischung erforderlich waren, waren zu teuer.

In der Versuchsstation Lawrence in der Nähe von Boston/Mass., USA, wurde beobachtet, daß in belüfteten Becken vorhandene Aufwuchskörper eine Verbesserung der Reinigung erbrachten. Der ausgetragene Bewuchs wurde in einem nachgeschalteten Absetzbecken rückgehalten. Diesem Vorgehen war, genauso wie dem vorstehenden, kein dauerhafter Erfolg beschieden.

Kenntnis über die Versuche bei Boston gelangte auch nach England, wo der Chefchemiker der Kläranlage von Manchester ARDERN, zusammen mit seinem Assistenten LOCKETT, sich an eigene Versuche wagte. Ziel von LOCKETT war es dabei, das Abwasser in nur einer Reinigungsstufe durch Belüften und die Lebenstätigkeit von Mikroorganismen bis zur vollständigen

Nitratbildung zu reinigen. Er machte dabei als erster einen entscheidenden Kunstgriff: Während alle früheren Bearbeiter das gereinigte Wasser mit dem darin enthaltenen Schlamm ablaufen ließen, schaltete er eine Absetzpumpe ein und zog anschließend den klaren Überstand ab. Dieses Spiel wiederholte er, wobei er beobachtete, daß das Abwasser in immer kürzerer Zeit gereinigt war. Den Schlamm, der bei dieser Art der Reinigung entstand, nannte er "belebten Schlamm" (1914).

Nach der Erfindung des intermittierend beschickten Belebungsverfahrens entwickelten ARDERN und LOCKETT anschließend das heutige Belebungsverfahren im Durchflußbetrieb.

In den darauffolgenden Jahren gab es verschiedene Entwicklungen auf dem Gebiet des Sauerstoffeintrages (Oberflächenbelüftung durch Paddel und Wurfkreisel, Druckbelüftung).

Wie schon kurz angedeutet, war die im deutschen Sprachraum vorherrschende Art der Abwasserreinigung die mechanische.

Dabei schuf das einfache Absetzen schon ein Problem: Wie kann der abgesetzte Schlamm ohne maschinelle Einrichtung aus dem durchflossenen Becken entfernt werden? Zu diesem Zweck wurde die Beckensohle in Trichterspitzen aufgelöst, aus denen der Schlamm abgelassen oder abgepumpt wurde. So entstanden die Dortmundbrunnen und die Emscherbrunnen. (Letztere im englischen Sprachraum "Imhoff tanks" genannt.) Die Maschinenteknik war in den dreißiger Jahren dann so weit entwickelt, daß Räumern für flache Absetzbecken zur Verfügung standen.

Neben dem Absetzen war auch der Einsatz von Sieben verbreitet, doch lag bei diesen der Rückhalt an sauerstoffzehrenden Stoffen nur in der Größenordnung von 5 - 10 %.

Die Depression in den zwanziger Jahren, das Bestreben der Führung des Dritten Reiches, die Abwasserinhaltsstoffe landwirtschaftlich zu verwerten, sowie der Zweite Weltkrieg ver-

hinderten, daß bis zum Beginn der fünfziger Jahre Anlagen zur Abwasserreinigung in größerem Umfang erstellt wurden.

War das "häusliche Abwasser" bis über den Zweiten Weltkrieg hinaus in Mitteleuropa dadurch gekennzeichnet, daß der überwiegende Anteil seiner Inhaltsstoffe biogenen Ursprungs war, so brachte das auf den Wiederaufbau folgende Wirtschaftswunder und die daraus hervorgegangene Konsumgesellschaft einen Wandel insoferne, als im Haushalt vermehrt Produkte der chemischen Industrie, die nur langsam oder gar nicht biochemisch abbaubar sind, zur Anwendung gelangten. Zusätzlich wurde erkannt, daß der Rückhalt von Grobstoffen, absetzbaren Stoffen und die Reduktion des  $BSB_5$  zwar unabdingbar wichtig sind, daß jedoch noch andere Komponenten, wie z.B. nicht oxidiertes Stickstoff, Phosphor, gewisse Schwermetalle und die Abbaubarkeit des COD (bzw. TOC), eine wichtige Rolle spielen können.

Die Entfernung dieser zusätzlichen Komponenten erbrachte auf der Ebene der Forschung einen erneuten Wettstreit zwischen "chemischen" und "biologischen" Verfahren, wobei sich in der Anwendung bisher (im Jahre 1984) die biologischen Verfahren in jenen Bereichen durchsetzen konnten, in denen sie anpaßbar und energetisch günstiger arbeiten (z.B. die Elimination von organischen Kohlenstoffverbindungen samt der Mitflockung von ungelösten Stoffen). Zusätzlich entwickelte sich die Schlammbehandlung und Schlammverbringung zu einer gleichgewichtigen Aufgabe wie die eigentliche Abwasserreinigung, und dies alles - Abwasserreinigung zu einem möglichst guten Ablauf mit gesicherter Schlammbehandlung und Schlammverbringung - mit einem Energieeinsatz, der so gering wie möglich sein sollte. Gerade der letztgenannte Zusammenhang führte je nach den als wichtig angenommenen Ausgangsvoraussetzungen zu sehr unterschiedlichen Lösungen zur Abwasserreinigung mit hohen Anforderungen an den Ablauf.

## 1.2 Gewässerschutz durch Gemeinschaftslösungen

In der Kernzone des nordrhein-westfälischen Industriezentrums trat um die Jahrhundertwende ein ähnlicher Notstand auf wie vorher in England. Deshalb wurde 1904 die Emschergenossenschaft gegründet, deren Aufgabe es ist, die durch Bergsenkungen gestörte Vorflut wieder herzustellen und die anfallenden Abwässer zu reinigen. Diese Aufgaben können heute als weitgehend gelöst betrachtet werden. Die südlich der Emscher verlaufende Ruhr ist der Rohwasserlieferant für die Wasserwerke. Da bis zu  $20 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  an Wasser der Ruhr entzogen werden, die natürliche Wasserführung der Ruhr an der Mündung jedoch bis unter  $3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  abfallen kann, sind Überjahresspeicher ein Muß der Wasserwirtschaft. Diese Aufgabe wurde 1913 dem Ruhr-talsperrenverein übertragen, während dem gleichzeitig gegründeten Ruhrverband die Sorge für die Wassergüte des Flusses obliegt. Dieser Verband plant, baut und betreibt die dafür erforderlichen Abwasserreinigungsanlagen, Gewässerbelüftungen und Meßstationen und betreut auch die vier vorhandenen Flußstauseen.

Diese hier exemplarisch am Beispiel von Emscher und Ruhr aufgezeigten Zusammenhänge sollen darauf hinweisen, daß wesentliche Vorteile bei Problemlösungen durch eine umfassende, alle Probleme durchdringende Bearbeitung erzielt werden können. Ein weiterer Vorteil besteht darin, daß die Beiträge der Mitglieder nach einem einheitlichen Plan schwerpunktmäßig dort eingesetzt werden können, wo der größte wasserwirtschaftliche Nutzen entsteht. Dies wurde nicht nur in jenen Regionen der Bundesrepublik Deutschland, wo es Verbände und Genossenschaften dieser Art gibt, erkannt, sondern auch in Frankreich (Schaffung von 5 Agences Financières de Bassin im Jahre 1964) und in England und Wales (Schaffung von 10 Water Authorities im Jahre 1974).

Die in Österreich üblichen "Abwasserverbände" haben im Vergleich mit dem vorstehenden Verbandsbegriff wesentlich be-

grenztere Aufgaben.

Für dieses Kapitel wurden folgende Literaturstellen herangezogen:

J. BORNEFF, 1971; J. BRIX, H. HEYD und E. GERLACH, 1963;  
W.Ph. DUNBAR, 1907; W.v.d. EMDE, 1984; G.M. FAIR, J.C. GEYER  
und D.A. OKUN (1966); W. GEISSLER, 1933; K. IMHOFF, 1925;  
K. IMHOFF, 1976; K.R. IMHOFF, 1979; LEHRERDOKUMENTATION  
WASSER, 1981; LEHR- UND HANDBUCH DER ABWASSERTECHNIK, 1982;  
M.v. PETTENKOFER, 1981; L.B. WOOD, 1982.

## 2. Gewässerzustand, Gewässergüte und Zielsetzungen im Gewässerschutz

### 2.1 Gewässernutzung und Gewässerschutz

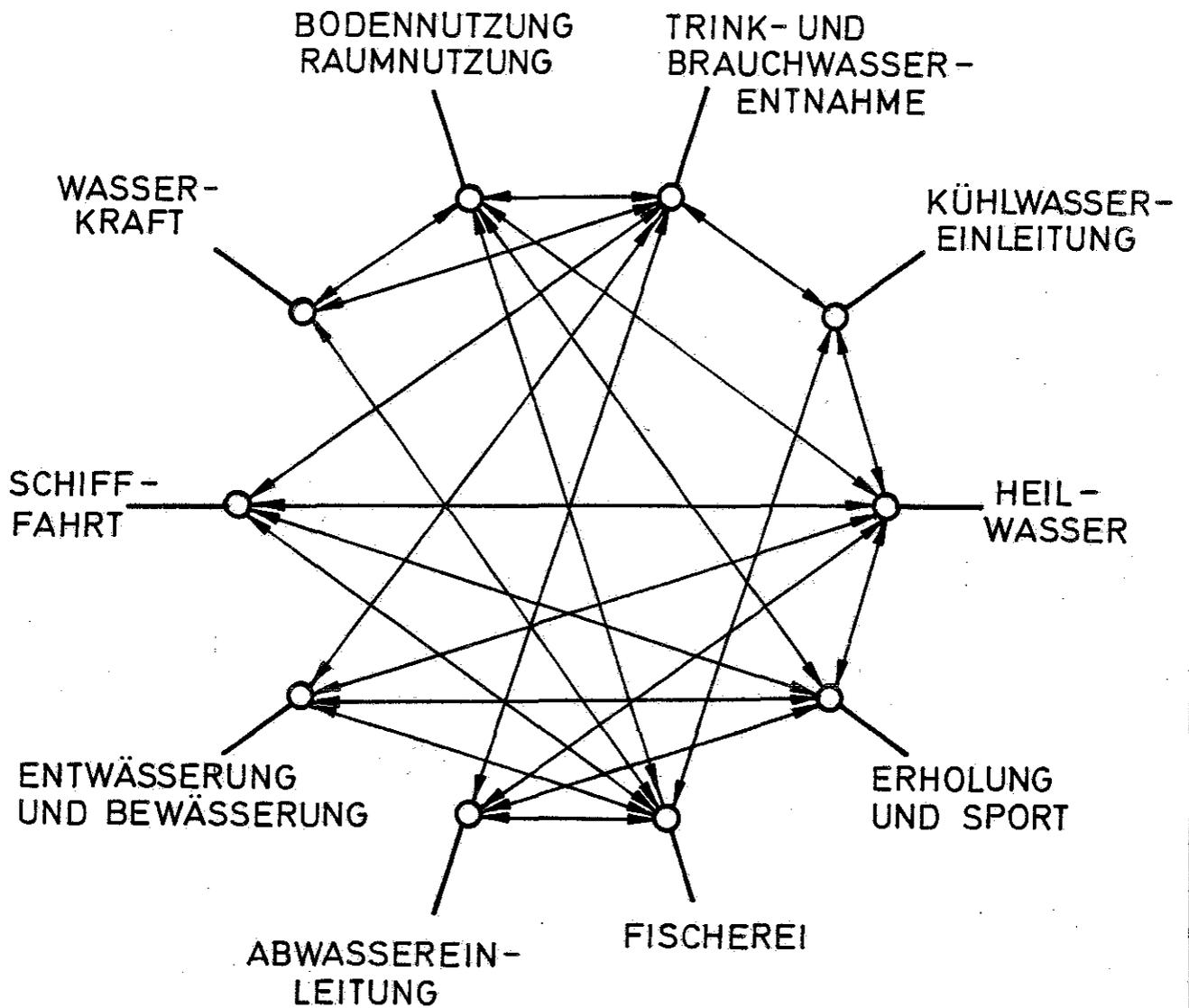
Im österreichischen Wasserrecht werden im ersten Abschnitt (A. PENZINGER, 1978) die Gewässer in öffentliche und private eingeteilt, im zweiten wird ihre Nutzung geordnet, im dritten der Gewässerschutz festgelegt und im vierten der Schutz vor den Gewässern geregelt. Das österreichische Wasserrecht enthält noch acht zusätzliche Abschnitte, auf die im vorliegenden Zusammenhang nicht weiter eingegangen wird.

Der Schutz vor den Gewässern ist nicht Gegenstand der vorliegenden Abhandlung, sehr wohl jedoch sind dies ihre Nutzung und ihr Schutz.

Um sich verschiedene Gewässernutzungen zu vergegenwärtigen, sind sie in Abbildung 2-1 rund um einen Kreis aufgetragen. Jene Nutzungen, bei denen Konflikte zu erwarten sind, sind durch Verbindungen gekennzeichnet. Wird dabei eine Nutzung - z.B. die Fischerei oder die Entnahme zur Trinkwasserversorgung - als Referenzmaß für den Zustand eingesetzt, der die von uns Menschen erkannten Bedingungen des Gewässerschutzes erfüllt, dann lassen sich aus Abbildung 2-1 erste Schlüsse bezüglich Nutzungskonflikten ablesen.

### 2.2 Gewässerzustand und Gewässergüte

Gegenstand der Beobachtung der Limnologen ist "das Gewässer", hier verstanden als das Oberflächengewässer mit der fließenden Welle und dem Sediment, über das diese fließende Welle sich hinwegbewegt (E. DANECKER, 1977; W. WERTH, 1981). Bei den Probenahmen werden dabei möglichst alle das Gewässer kennzeichnenden Lebewesen ("biologischer Befund") sowie die den Wasserchemismus kennzeichnenden Kenngrößen ("physikalisch-chemischer Befund") erfaßt. Nach H. LIEBMANN (1962)



## Konflikte bei verschiedenen Gewässernutzungen

Abbildung 2-1

konnte sich die biologische Wasseranalyse erst durch die Arbeit "Mikroskopische Wasseranalyse" von C. MEZ (1898) gegen damals vorherrschende rein chemische und teilweise bakteriologische Betrachtungen durchsetzen. MEZ, aufbauend auf den Arbeiten seines Lehrers F. COHN, beschrieb die für die Beurteilung des Wassers in Frage kommenden Mikroorganismen einschließlich der Bakterien und teilte sie in solche des reinsten, des leicht verunreinigten, des stärker verunreinigten und des stark verunreinigten Wassers ein.

Während COHN und MEZ nur die Mikroorganismen als Indikatoren verwendeten, zogen KOLKWITZ und MARSSON, die in Berlin an der Königlichen Versuchs- und Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung wirkten, auch höhere Organismen zur Gesamtbeurteilung des Wassers heran. Das bekannte, zur Zeit der Veröffentlichung noch dreistufige Klassifizierungssystem ("Ökologie der pflanzlichen Saprobien", "Ökologie der tierischen Saprobien") erschien in den Jahren 1908/1909. Den Begriff der "saprobischen Lebewelt" für die Organismen, die von faulfähiger Substanz leben, hatte dabei LAUTERBORN geprägt.

Seit diesem ersten "System" gibt es immer wieder neugefaßte, revidierte und ergänzte Listen von Saprobien (z.B. H. LIEBMANN, 1947, 1962; V. SLADCEK, 1973). Wichtig bei diesen Zuordnungen ist, daß jeder Indikatororganismus meist einer, selten zwei benachbarten Zonen zugeordnet wird.

Der Begriff der "Gewässergüteklasse" wurde von H. LIEBMANN (1959) eingeführt und durch farbige Abbildungen in der Öffentlichkeit populär gemacht. Dies hat u.a. dazu geführt, daß in der Handhabung des österreichischen Wasserrechtes sich das Argumentieren mit diesem Begriff eingebürgert hat. Bei belasteten Fließgewässern in Niederungen wird dabei das Erreichen einer "Gewässergüteklasse II" bzw. "II - III" in den allermeisten Fällen als die zu erstrebende Zielvorstellung angesehen. Nach K. STUNDL (1975) ist jedoch energetisch betrachtet der Begriff "Gewässergüteklasse II" eine Spanne, die Umsetzungen

im Ausmaß zwischen ca. 30 und 200 cal/m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> (ca. 125 und 840 J m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>) ausmacht, und "Gewässergüteklasse IV unter noch aeroben Bedingungen" entspricht ungefähr Umsetzungen von 3000 cal m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> (12,6 KJ m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>).

Von PANTLE und BUCK wurde 1955 der "Saprobienindex" eingeführt. Er hat die Form

$$S = \frac{\sum(s.h)}{\sum h}$$

wobei S = Saprobienindex, s = Saprobitätsgrad des einzelnen betrachteten Leitorganismus, h = geschätzte vorhandene Häufigkeit des Leitorganismus. Er wird in Österreich zur Ermittlung der Gewässergüteklassen verwendet. Die Anwendung des Saprobienindex wird dadurch begründet, daß statistische Methoden in der Biologie zur Schaffung von besseren Übersichten üblich seien.

Zusammengefaßt erscheinen also folgende Punkte als wichtig:

- Es werden weitgehend Organismen zur Beurteilung herangezogen, die in die Kette der Umsetzung organischer Substanz gehören.
- Die verwendeten Indikatorenorganismen wurden anhand empirischer Erfahrung in ein Klassifizierungsschema eingeordnet.
- Archiviert werden i.a. nicht die angetroffenen Indikatororganismen und ihre Auftretenshäufigkeit, sondern ein Zahlenwert, der als "Saprobienindex" bezeichnet wird.

An diesem Vorgehen sind nun zweierlei Kritiken geäußert worden (K. WUHRMANN, 1974; Chemisch-ökologische Zielsetzungen des Gewässerschutzes - Aussprache in Kastanienbaum, 1975; "Gewässerschutz 2000", 1977; K. WUHRMANN, 1980; R. GIMBEL, J. SIEDERSLEBEN, H. SONTHEIMER, 1980; EAWAG/U. BUNDI, 1981).

Einerseits wurde darauf verwiesen, daß fäulnisfähige organische Substanz nur eine - wenn auch in vielen Fällen wichtige -

Kenngröße unter anderen zur Beschreibung des Zustandes unserer Gewässer sei. Dies betont auch W. WERTH; darüber wird nachfolgend noch zu sprechen sein. Andererseits wurde, u.a. von K. WUHRMANN (1974; 1980), darauf verwiesen, daß Beschreibungen unserer Gewässer anhand der "Gewässergüte" nicht ein Befund seien, sondern zwangsweise auch eine Bewertung enthalten. Dieser Ansicht muß man durchaus beipflichten. Es ist günstig, wenn man sich klarmacht, daß "Gewässerzustände" als eine nicht reduzierte Beschreibung des in der Untersuchung vorliegenden biologischen und chemisch-physikalischen Befundes aufgefaßt werden sollten. Bei dem zur Zeit in Österreich angewendeten Verfahren zur Kennzeichnung der "Gewässergüte" ist die Wertung recht stark auf die Umsetzung des Kohlenstoffes (heterotroph, auch phototroph) hin ausgerichtet.

Zunächst einmal zur ersten Kritik, die ich anhand eines persönlichen Erlebnisses darlege.

Ich nahm 1974 an einer Tagung über Umweltschutz in Salzburg teil, wobei mir als mit der Umgebung etwas vertrautem Österreicher die Aufgabe zufiel, zusammen mit Vortragenden Plätze für Exkursionen ausfindig zu machen. Eine der Vortragenden war die Limnologin R. PATRICK (1949; 1961; 1962a,b; 1968a,b; 1969; 1970; 1971; 1972).

Ein ausgewählter Standort befand sich kurz oberhalb des Zusammenflusses von Lammer und Salzach, mit der Möglichkeit, beide Gewässer miteinander zu vergleichen. Als Methode wurden ausschließlich biologische Erhebungen herangezogen, da für chemische Analysen keine ausreichenden Einrichtungen zur Verfügung standen. Frau PATRICK bewertete die Lammer in ihrer eigenen, vierstufigen Werteskala mit Stufe I - II, die Salzach jedoch mit Stufe III. Die damalige österreichische Kartierung zeigte für beide Stellen die Stufe I - II an. Dies ist, wie mir scheint, ein bemerkenswerter Unterschied, dessen Ursache jedoch nicht weiter verfolgt werden konnte.

Ein Jahr nach der Tagung erschien ein Beitrag (F. EBNER und H. GAMS, 1975), der an der Probenahmestelle Kuchl im Vergleich zum Oberlauf der Salzach (Pinzgau) wesentlich erhöhte Werte an Kupfer und Quecksilber aufwies. Aller Voraussicht nach ist die Beobachtung und Klassifizierung von Frau PATRICK durch diese hohen Schwermetallgehalte, die auf den Kupferbergbau in Mitterbach/Hochkönig rückführbar sind, erklärbar.

Was ist nun der Stellenwert eines solchen Vergleiches? Da ich als limnologisch Fachfremder annehmen muß, daß beide Seiten ihr ganzes Können mit ihrer jeweiligen Methodik einsetzten, so folgt daraus, daß die Methodik von Frau PATRICK Feinheiten aufweist, über die die damals bei uns in Österreich geübte Methodik nicht verfügte. Da wir aber Aussagen über die Wirklichkeit benötigen, kann auch gefolgert werden, daß möglichst oft Methodenvergleiche und auch Anpassungen von Methoden an neue Einsichten durchgeführt werden sollten. Im übrigen bin ich mir der Beschränkung, die eine Generalisierung dieses einen Vergleiches nach sich zieht, durchaus bewußt.

Daß auch die zweite geübte Kritik - die Notwendigkeit der Unterscheidung in "Gewässerzustand" als einem möglichst umfassenden, nicht reduzierten und auch dokumentierten Datensatz und "Gewässergüte" als einer Bewertung des Gewässerzustandes - berechtigt ist, kann anhand der Dissertation von H. GUETTINGER (1982) aufgezeigt werden.

GUETTINGER boten die Rohdaten aus acht Fließgewässeruntersuchungen aus dem europäischen Raum die Grundlage zu einer statistischen Analyse von Beziehungen zwischen Makroinvertebraten und abiotischen Faktoren. Als Bezugsgrößen auf der chemisch-physikalischen Seite wurden der arithmetische, der geometrische und der "Sinus"-Mittelwert über ein Jahr verwendet. Bei den biologischen Daten wurde lediglich das Vor-

kommen oder Fehlen einer Art an einer Stelle bewertet.

Dank moderner Datenverarbeitungsanlagen ist heute eine rechnerische Auswertung sehr großer Datenmengen möglich. Es wurden daher Korrelationen erstellt, aus denen auf Zusammenhänge zwischen den geochemischen und anthropogenen abiotischen Faktoren einerseits und den Makroinvertebraten sowie zwischen Gliedern der Biozönose andererseits geschlossen wurde. GUETTINGER ist sich dabei der Beschränkung bezüglich Verallgemeinerung seiner quantitativen Aussagen bewußt. Dies hängt mit der ausgesprochenen Beschränktheit des zur Verfügung stehenden geschlossenen Datenmaterials, aber auch mit den angewendeten statistischen Verfahren zusammen.

Ausgehend davon, daß die Existenz einer Art an einer Stelle ein Indiz dafür ist, daß an dieser Stelle die ökologischen Anforderungen der Art erfüllt sind, wurden die Jahresmittelwerte der Intensitäten aller Parameter der Fundstellen einer Art zusammengestellt und als Vorkommensbereiche definiert.

Die folgende Aussage erscheint mir im Vergleich zu den bisherigen Annahmen bezüglich Klassifizierung nach dem Saprobien-system als wesentlich: Die Betrachtung der Vorkommensbereiche der ca. 700 untersuchten Makroinvertebraten-Einheiten zeigt, daß Tiere, welche hohe Belastungen ertragen, auch bei niedrigen Werten vorkommen können. Das bedeutet also, daß nicht nur die Anwesenheit von Organismen, sondern vor allem auch die Abwesenheit empfindlicher Arten mit engen Vorkommensbereichen Aussagen über den Zustand eines Gewässers erlauben (Dazu auch: P. KOTHÉ, 1962). Es ist daher eine wichtige Aufgabe, Referenzzustände kennenzulernen, welche die Feststellung solcher Abweichungen des Artenbestandes zulassen.

Die ermittelten Hypothesen wurden dann von GUETTINGER mit Erhebungen an der Glatt aus den Jahren 1934 und 1978 getestet. Es zeigte sich dabei, daß der eingeschlagene methodische Weg zielführend war.

Die schon bestehende und z.T. auch zunehmende Beanspruchung der Umwelt durch uns Menschen wird auch in Zukunft zu negativen Auswirkungen auf die Gewässerbiozöosen führen (z.B. refraktäre organische Verbindungen, Schwermetalle, Wärmeregime etc.). Um diese Auswirkungen festzustellen und in Grenzen halten zu können, ist es notwendig, den Zustand von Gewässern festzustellen und von Zeit zu Zeit zu überprüfen.

### 2.3 Zielsetzungen im Gewässerschutz

K. WUHRMANN (1980) nennt drei Konzepte als Beispiele, nach denen wir vorgehen können:

- (a) Konzept I: Gewässer sollen Zustände aufweisen, wie sie den physiographischen und orographischen Bedingungen bei Abwesenheit jeglichen menschlichen Einflusses entsprechen. Ziel dabei müßte also ein hypothetischer Urzustand sein. Ein solches Konzept ist eine utopische Idee und daher in der Praxis fallenzulassen.
- (b) Konzept II: Gewässer sollen Zustände aufweisen, die einer örtlich von Fall zu Fall frei festzulegenden Nutzungsanforderung genügen. Dieses Konzept läßt einen breiten Spielraum auf legaler Ebene und bei der Durchführung von Gewässerschutzmaßnahmen zu. Insbesondere gestattet es, verschiedene Gewässer innerhalb eines Gebietes nach unterschiedlichen Gesichtspunkten zu behandeln. Dieses Prinzip wird auch heute noch häufig angewendet, obwohl es schon in der Vergangenheit erwartungsgemäß die Gewässer zum Spielball partikulärer Interessen werden ließ. Für einen einheitlichen Gewässerschutz in ganzen Einzugsgebieten ist dieses Konzept nicht geeignet, auch wenn bisher gesetzlich und administrativ in vielen Fällen so vorgegangen wurde.

(c) Konzept III: Gewässer sollen Zustände aufweisen, die örtlich unabhängig und gleichzeitig mehreren Nutzenforderungen genügen. Dabei kann, als Beispiel, die Trinkwassergewinnung als übergeordnete Nutzung für die Zustandsbestimmung erklärt werden. (Daß die Anforderungen bezüglich Trinkwassernutzung bei verschiedenen Kenngrößen für andere Anforderungen - z.B. Annäherung an vom Menschen unbeeinflusste Lebensgemeinschaften - zu wenig streng sind, sei nur am Rande erwähnt.) Dieses Konzept läßt politischen Entschlüssen immer noch ziemlich viel Freiraum, da es ja nur als Kompromiß anwendbar ist. Vom übergeordneten ökologischen Gesichtspunkt aus, der auch uns Menschen als Mitglieder der Biozöosen der Erde mitberücksichtigen muß, ist es jedoch sinnvoll.

In Tabelle 2-1 sind einige wesentliche Wechselwirkungen zwischen biologischen Zuständen und chemisch-physikalischen Faktoren beispielhaft zusammengefaßt. Diese "Eselsleiter", wie sie K. WUHRMANN 1974 nannte, kann als erster Ansatz zur Handhabung eines Konzeptes der Art III herangezogen werden.

Wie könnte man ein Konzept der Art III handhaben? Zunächst stellt sich die Aufgabe, den gewünschten Gewässerzustand anhand physikalischer, chemischer und biologischer Maßzahlen zu beschreiben.

In der Handhabung dieses Konzeptes wird sich wahrscheinlich ergeben, daß der Trinkwasserfachmann mit einem Katalog weitgehend chemisch-physikalischer Kriterien aufwarten wird, während der Fischer oder Naturliebhaber einem bestimmten biologischen Zustand das Hauptgewicht zuerkennen wird. Es wird dabei einen größeren Bereich der Überdeckung geben, doch werden beide Seiten die strengeren Anforderungen der jeweilig anderen akzeptieren müssen, so die örtlich unabhängigen multiplen Nutzungen gewährleistet sein sollen.

Die Schwierigkeiten der Verwirklichung des Gewässerschutzzieles "örtlich unabhängige multiple Nutzungen" liegen für ein vorgegebenes Einzugsgebiet bei den Fragen nach

- (a) der Festlegung der entscheidenden chemischen Verbindungen (z.B. Bindungsform von Schwermetallen) und deren spezifischer analytischer Erfassung.
- (b) der Festlegung von einzuhaltenden Richtwerten für diese entscheidenden Verbindungen, wobei diese der Forderung der multiplen Nutzung eines Gewässers gerecht werden müssen.
- (c) der Festlegung und Kontrolle von Restfrachten, welche einem Einleiter zugestanden werden dürfen, damit die einzuhaltenden Richtwerte weder zeitlich noch örtlich überschritten werden.

Die biologischen Gewässerzustände können nur dann verstanden und gedeutet werden, wenn ausreichende Kenntnisse über die physiologische Bedeutung der einzelnen Kenngrößen vorliegen, die zur Kennzeichnung des abiotischen (physikalisch-chemischen Zustandes) erhoben werden. Eine gesicherte Auftrennung der Antworten auf die ersten zwei gestellten Fragen (einzelne chemische Verbindungen und ihre einzuhaltenden Richtwerte) ist dabei in der Natur nicht möglich, da diese beiden eben auch von der chemischen Artenzusammensetzung bei vorgegebenem physikalischem Milieu abhängen.

Eine Auftrennung mit plausiblen Schließen, d.h. also der Denkweise der Statistik und Stochastik, hat H. GUETTINGER aufgezeigt. Dieser Weg kann sicher als ein erster Schritt in eine Richtung bezeichnet werden, bei der eine differenziertere Erfassung der Ursache-Wirkungs-Beziehung der Abb. 2-2 möglich wird.

Tabelle 2-1: WICHTIGE KENNGRÖSSEN ZUR BESCHREIBUNG AQUATISCHER ÖKOSYSTEME UND DER "WASSERGÜTE"  
(Grundschema von K. WUHRMANN, 1974; abgeändert und ergänzt)

Art der chem. Verbindung	Beispiele / Herkunft	Dominante Effekte im Ökosystem "Wasser"	Eliminationsforderungen	Eliminationsleistungen kommunaler biologischer Kläranlagen
1. ANORGANISCH Wichtigste Nährionen und Spurenelemente für phototrophe und lithotrophe Organismen	Aufnehmbare Verbindungen von N-, P-, K-, Ca-, Fe-, Mn- und anderen Elementen; Karbonate, biooxidierbare Verbindungen ( $S^{-2}$ , $Fe^{+2}$ , $NH_4^+$ , $NO_3^-$ ). Siedlungsabwässer und Abwässer der Industrie; Verfrachtung vom Land und durch die Luft	Produktion phototropher und lithotropher Biomasse (dh. die von den Organismen benötigte Energie kommt von der Sonne bzw. aus chemischen Verbindungen)	Die gebildete Biomasse kann z.B. die Sauerstoffbilanz von Seen und gestauten Flüssen gefährden und damit das gesamte Leben in diesen. Eine weitestgehende Rückhaltung ist erforderlich.	N-Verbindungen normalerweise etwa 30-45 % bei spezieller Gestaltung 80-90% P-Verbindungen normalerweise etwa 20-35 % bei spezieller Gestaltung 80-99 %
2. ORGANISCH Biochemisch umwandelbare energiereiche Verbindungen; unentbehrliche organische Verbindungen.	Mehr oder weniger leicht biologisch umwandelbare organische Verbindungen Siedlungsabwässer, Industrieabwässer und Abfälle der Landwirtschaft. Abbau abgestorbener phototropher und lithotropher Biomasse (Sekundärwirkung).	Produktion heterotropher Biomasse (dh. die von den Organismen benötigte Energie entstammt den organischen Verbindungen)	Die gebildete Biomasse kann z.B. die Sauerstoffbilanz von Flüssen und Seen gefährden und damit das gesamte Leben in diesen. Eine weitestgehende Rückhaltung ist erforderlich.	Gemessen am $BSB_5$ etwa 90-98 %, gemessen am COD oder TOC bis 95 %

<p>3. ORGANISCH UND ANORGANISCH In das Wachstum und in die Ökologie des Lebens im Wasser eingreifend, von der Menge her jedoch ohne Bedeutung auf die Produktion an Biomasse. Zum Teil in den Stoffwechsel aufnehmbar.</p>	<p>Nicht in den Stoffwechsel eingreifende Verbindungen, die den pH-Wert und das Redoxpotential bestimmen. Schwermetalle und organische Verbindungen mit Giftwirkung. In geringen Dosen wirksame Übermittlungssubstanzen. Komplexbildner.</p>	<p>Akut und chronisch toxische und nicht dem Naturablauf entsprechende einseitig bevorzugende Wirkungen. Änderung der Wettbewerbsbeziehungen zwischen den Arten.</p>	<p>Weitestgehende z.T. absolut Fernhaltung erforderlich.</p>	<p>Meist ein unbestimmter Prozentsatz. Bei Schwermetallen wurden jedoch Entfernungsraten bis 80 % beobachtet.</p>
--	--	--	--	---

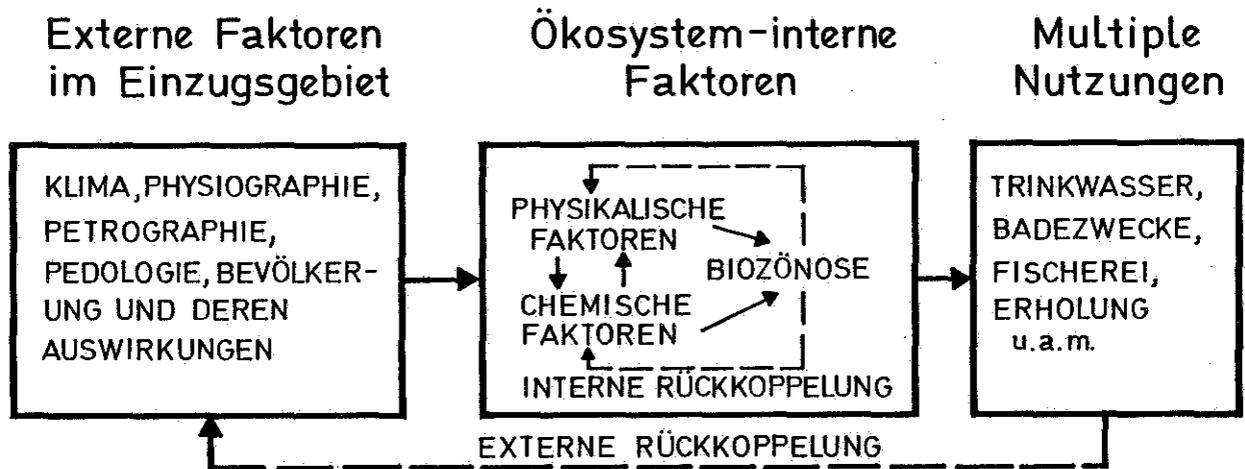
---

Direkte Quellen: Abstösse (Wasser, Luft) bei der Erzeugung von Industrieprodukten.

Indirekte Quellen (überwiegen!): Abstösse bei der Anwendung von Industrieprodukten

<p>4. ORGANISCH UND ANORGANISCH Biologisch inerte, nicht in den Stoffwechsel aufnehmbare Substanzen.</p>	<p>Salze und gewisse organische Verbindungen  Siedlungs- und Industrieabwässer; Verfrachtung vom Land und durch die Luft.</p>	<p>Ökologisch wahrscheinlich ohne Bedeutung. Für die technische Wassernutzung wichtig.</p>	<p>Diese hängen von der weiteren Nutzung des Wassers ab.</p>	<p>Von Null bis zu einem geringen unbestimmten Prozentsatz.</p>
--	---	--	--	---

---



Schematisiertes Ursache-Wirkungs-Beziehungsgefüge  
für den Gewässerschutz  
(K. Wuhrmann)

Abbildung 2-2

Die Frage nach der Festlegung und Kontrolle von Restfrachten ist einerseits Thema des Fachgebietes Abwasserableitung und Abwasserreinigung bezüglich der anerkannten Regeln der Technik, des Standes der Technik und, rückgekoppelt, auch eine Frage, in welche Richtung diese Technik entwickelt werden soll, aber andererseits auch ein Thema des politischen Vollzuges. Als Beispiel zu letzterem sei der Bereich der Einleitungen aus Zellstofffabriken in Österreich erwähnt.

Bezüglich der Kenngrößen und ihrer Richtwerte, die man im Auge haben sollte, sind

- eutrophierende Stoffe
  - Metalle
  - organische Stoffe, die direkt oder indirekt die heterotrophe Biomasseproduktion ermöglichen, und schließlich
  - refraktäre, bezüglich der heterotrophen Biomasseproduktion inerte Verbindungen (einschließlich der heute viel diskutierten Organochlorverbindungen)
- zu nennen.

Eine Möglichkeit des wissenschaftlichen "Auftrennens" der vermuteten Ursache-Wirkungs-Beziehungen zur Interpretation der Vorgänge in der Natur ist der Einsatz von Rinnenexperimenten (z.B. K. WUHRMANN/E. EICHENBERGER, 1980). Da nach unserem Wissen solch kontrollierte Rinnenexperimente bisher weitgehend an der EAWAG durchgeführt wurden, sind wir auf die dort erarbeiteten Erkenntnisse angewiesen.

(a) Eutrophierende Stoffe

K. WUHRMANN und E. EICHENBERGER (1980) wiesen in Rinnenexperimenten nach, daß die Zugabe reiner  $\text{NO}_3^-$ - und  $\text{PO}_4^{3-}$ -Salze zu Grundwasser ( $15 \mu\text{g P l}^{-1}$ ,  $700 \mu\text{g N l}^{-1}$  im Grundwasser,  $100 \mu\text{g P l}^{-1}$  und  $3600 \mu\text{g N l}^{-1}$  nach Zugabe) keine Steigerung des phototrophen Bewuchses erbrachte. Wenn hingegen die Aufstockung auf  $100 \mu\text{g P l}^{-1}$  und  $3600 \mu\text{g N l}^{-1}$  durch reine Nährsalze zusammen mit häuslichem Abwasser erfolgte, so war eine deutliche Steigerung im phototrophen Bewuchs festzustellen, und zwar umso stärker, je höher der Anteil an häuslichem Abwasser war. Diese Steigerung war bei einer Verdünnung des häuslichen Abwassers von 1 : 200 ausgeprägter als bei einer Verdünnung von 1 : 1000 bei ansonst gleichen Frachten an N und P. Daraus ließe sich also ableiten, daß zwar N und P wegen ihrer Verfügbarkeit für den phototrophen Bewuchs von Bedeutung seien, daß aber zumindest die Fließgewässereutrophierung in experimentellen Rinnen auch durch andere Stoffe als nur durch die Nährstoffe N und P hervorgerufen wird.

Im Gegensatz zu K. WUHRMANN war der Beobachtungsgegenstand für E.A. THOMAS (1975) die Veränderung in der Natur. Er beobachtete die Bildung von krustenbildenden, hautbildenden, rasenbildenden und fadenbildenden Algen, aber auch von höheren Wasserpflanzen. Als Ursache dafür vermutet THOMAS den größer gewordenen Eintrag von Phosphor, der z.B. beim Rhein von  $9,8 \mu\text{g PO}_4^{3-} \text{l}^{-1}$  und  $39 \mu\text{g ges P l}^{-1}$  in den Jahren 1963/64 auf  $36 \mu\text{g PO}_4^{3-} \text{l}^{-1}$  und  $69 \mu\text{g ges P l}^{-1}$  in den Jahren 1967/68 und weiter auf  $69 \mu\text{g P}_4^{3-} \text{l}^{-1}$  und

110  $\mu\text{g ges P l}^{-1}$  im Mai 1974 im Bereich des Kantons Zürich angestiegen war.

Über die Sekundärphänomene der Eutrophierung bei gestauten Fließgewässern berichteten auch D. MÜLLER/V. KIRCHESCH (1980) für Mosel und Saar und E.A. NUSCH/P. KOPPE (1980) für die Ruhr. MÜLLER/KIRCHESCH zeigen auf, daß der Tagesgang des  $\text{O}_2$ -Gehaltes an der Saar weitgehend mit der Globalstrahlung konform geht, daß jedoch in den Ganglinien von Globalstrahlung und Sauerstoffgehalt eine Zeitverschiebung zu erkennen ist. Im Oberwasser einer Moselstaustufe betrug im August die Sauerstoffamplitude ca.  $13 \text{ mg l}^{-1}$ , wobei kurz nach Sonnenaufgang ca.  $0,5 - 0,7 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$  noch vorhanden waren, während der Wert am Nachmittag auf ca.  $13,7 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$  anstieg (Globalstrahlung von  $2330 \text{ J cm}^2 \text{ d}^{-1}$ ); der Sättigungswert betrug ca.  $8,7 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ . Aus dem steilsten Nachtabfall schätzten die beiden Verfasser einen  $\text{BSB}_1$  von  $30 \text{ mg l}^{-1}$ . Unklar ist, ob die Beobachtung nur für oberflächennahe Schichten galt.

An der Ruhr sind die Schwankungen im Sauerstoffhaushalt nicht so ausgeprägt, doch geben NUSCH/KOPPE ebenfalls Schwankungen von  $-50 \%$  bis  $+70 \%$  vom Sättigungswert =  $100 \%$  an. Diese Perioden fallen mit Zeiten geringen Abflusses, hoher Globalstrahlung und hohem Chlorophyll-a-Gehaltes zusammen. An der Ruhr muß der infolge der Eutrophierung entstandene " $\text{O}_2$ -Kredit" zumindest zum Teil zurückgezahlt werden, da in den Bühnenfeldern und Stauhaltungen mit Sedimentation und Abbau der Primärproduktion zu rechnen ist. Im übrigen führt die untere Ruhr während der Vegetationszeit dem Rhein täglich ca.  $7 \text{ t}$  Algentrockenmasse zu, zu deren Abbau theoretisch ca.  $13 \text{ t O}_2 \text{ d}^{-1}$  erforderlich sind. Dieser Wert liegt in derselben Größe wie die Restverschmutzung der Ruhr an COD, auch wenn die physiologische Bedeutung eine ganz andere ist. A. HAMM (1980) deutet an, daß in der nahen Zukunft über die Phosphathöchstmengenbegrenzung in Waschmitteln

hinaus wassergütewirtschaftliche Erwägungen den Einsatz der Phosphorentfernung auf Kläranlagen fordern werden. Dies steht etwas im Gegensatz zu den Ausführungen von WUHRMANN, doch kann allein "der Test in der Natur" nachweisen, welche Auffassung die wirklichkeitsnahe ist.

(b) Metalle

Aus fast ausschließlich human-toxikologischen Erwägungen sind in einer Vielzahl von Vorschriften und Empfehlungen Grenzkonzentrationen in den Gewässern für eine große Zahl von metallischen Elementen festgelegt worden. Als besondere "Problemkinder" werden dabei heute Arsen, Beryllium, Blei, Cadmium, Chrom, Kobalt, Kupfer, Molybden, Quecksilber, Selen, Silber, Thallium und Zink angesehen (U. FÖRSTNER/G. WITTMANN, 1981).

In Gewässern ist in der Regel nur ein kleiner Bruchteil der als "Gesamtkonzentration" bestimmten Mengen biologisch aktiv; dieser Anteil hängt zudem von einer Reihe chemischer Bedingungen (Konzentration und Art von Schwebstoffen, Redoxintensität, Konzentration von Komplexbildnern und einzelnen Anionen, pH-Werten u.a.m.) ab. Man muß daher zunächst einen analytischen Kompromiß schließen und z.B. die Konzentration jener Anteile von Metallen wählen, die ein Filter bestimmter Porenweite und Zusammensetzung passieren (z.B. Membranfilter, 0,4 µm). Dabei sollte jedoch nicht übersehen werden, daß bei geänderten chemischen Bedingungen an der Grenzfläche Wasser-Sediment aus einem vorhandenen Pool Metalle in Lösung gehen können.

K. WUHRMANN (1980) berichtet nun über Rinnenversuche, bei denen das Grundwasser (Cu 1 - 2 µg l<sup>-1</sup>, Zn 5 - 6 µg l<sup>-1</sup>, Co 0,03 - 0,04 µg l<sup>-1</sup>) mit gelösten Metallionen in einem Satz auf Cu mit 5 µg l<sup>-1</sup>, Zn 100 µg l<sup>-1</sup>, Co 25 µg l<sup>-1</sup> und in einem anderen Satz auf Cu mit 10 µg l<sup>-1</sup>, Zn 200 µg l<sup>-1</sup> und Co 50 µg l<sup>-1</sup> aufgehört wurde. Erwähnt sei noch, daß die Eidgenössischen Vorschriften Cu mit 30 µg l<sup>-1</sup>, Zn

200  $\mu\text{g l}^{-1}$  und Co 50  $\mu\text{g l}^{-1}$  in Gewässern zulassen (SR 814.225.21, Stand 1980). In den Rinnen wurde dann die Veränderung von voll ausgebildeten Fließwasserbiozönosen untersucht. Dabei wurden wesentliche Veränderungen der Artenzusammensetzung der benthischen Algen-gemeinschaft beobachtet: Diatomeen (Kieselalgen) und Blaualgen wurden weitgehend verdrängt, grüne Fadenalgen gewannen die Oberhand. Ähnlich wirkte auch Kupfer alleine in der Höhe von 30  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Durchaus Gleichartiges gilt im übrigen für das Seeexperiment MELIMEX (R. GÄCHTER/A. MARES, 1979).

Die sonst zu findende Literatur über Schwermetalle ist sehr umfangreich, wie dies anhand der in zweiter Auflage erschienenen Literaturübersicht von U. FÖRSTNER/G.T.W. WITTMANN (1981) und der älteren Übersichten von A.J. RUBIN (1974) zu erkennen ist. Als Nachteil dieser Literaturberichte ist zu vermerken, daß weitgehend chemische Analyse-ergebnisse über das Vorkommen und auch die chemischen Interaktionen von Schwermetallen dargestellt werden, daß über die Auswirkung auf Biozönosen jedoch wenig zu lesen ist.

Andererseits ergeben die Analysen der Umweltchemiker doch sehr wesentliche Hinweise über das Ausmaß der Zunahme an Schwermetallen in unserer Umwelt. Die Fließgewässerforschung ist dazu leider kaum geeignet, da in fast allen Fällen das während Niederwasserperioden abgelagerte Sediment mit dem nächsten Hochwasser weitergetragen wird. Auch in Ästuarien ist zwar durch Probebohrungen eine Veränderung des Gehaltes an Schwermetallen über der Tiefe der Sedimentbohrung erkennbar, doch ist eine zeitliche Zuordnung nicht möglich (U. FÖRSTER/G. WITTMANN, 1981). Bei Seen auf der nördlichen Halbkugel hingegen erlaubt der im Seesediment erkennbare jährliche Rhythmus im Wachstum eine Datierung der Zunahme an Schwermetallen. So wurden z.B. am Lake Windermere (England) für die Zeit von 520 - 1260 0,1 ppm Hg im Sediment ermittelt, das in der Zeit von 1140 - 1800 auf

0,3 ppm Hg anstieg (S.R. ASTON et al., 1973). Auch beim Ontario-See betrug die "Hintergrundkonzentration" um 1800 ca. 0,3 ppm Hg (R.L. THOMAS, 1972). Bei beiden Seen stiegen ab ca. 1850 die Hg-Anteile im Seesediment an und erreichten Mitte der 1960er Jahre ca. die vierfachen Werte der Hintergrundkonzentrationen. Die Veränderungen laufen parallel zur Entwicklung der Industriegesellschaft und zeigen die Auswirkungen infolge des vermehrten Eingreifens von uns Menschen in die geochemischen Stoffkreisläufe.

Zusammenfassend läßt sich also über den Problemkreis "Schwermetalle" kein endgültiges Urteil bilden. Die Arbeiten an der EAWAG zeigen jedoch, daß bei der Festsetzung von Richtwerten Vorsicht am Platz sein sollte.

Die Gruppe der

- (c) organisch abbaubaren, die heterotrophe Biomasseproduktion fördernden Stoffe und die
- (d) refraktären, bezüglich des Umsatzes an heterotropher Biomasseproduktion i.a. inertem, u.U. auch toxischen organischen Stoffe

werden gemeinsam besprochen. Dies ist deswegen notwendig, da bezogen auf eine Kenngröße "gesamte organische Substanz" beide zusammen diese ausmachen.

Im üblichen Sprachgebrauch sind unter "abbaubaren Stoffen" jene zu verstehen, die von den überall vorkommenden heterotrophen Organismen ohne Verzögerung als Bau- und Energie-substrate aufgenommen und im katabolischen Stoffwechsel mineralisiert werden. Jede Methode für eine sinnvolle Gruppentrennung in die beiden Substanzgruppen (c) und (d) ist eine Festlegung und damit eine menschliche Ermessensfrage (dazu: M. ALEXANDER, 1973; W. GIGER/P. ROBERTS, 1978; K. WUHRMANN, 1972, 1974, 1980).

Die von K. WUHRMANN und Mitarbeitern durchgeführten Rinnenexperimente ergaben, daß bei einer Aufhöhung mit häuslichem Abwasser um  $0,3 \text{ mg DOC l}^{-1}$  im Grundwasser zu den Rinnen ein deutlicher Sphärotilus-Bewuchs feststellbar war. Soll dieser vermieden werden, so darf die Aufhöhung an DOC (gelöstem organischem Kohlenstoff)  $0,2 \text{ mg l}^{-1}$  nicht übersteigen.

Das Feld der organischen refraktären Stoffe kann sowohl von Seite der chemischen Einzelstoffanalytik (S.D. FAUST und J.V. HUNTER, eds., 1971; L.H. KEITH, ed., 1976; K. AURAND et al., eds., 1978; W. GIGER und P.V. ROBERTS, 1978; W. KÜHN, 1983; W. BOLZER, 1984) als auch anhand ökotoxikologischer Fragestellungen (z.B. D. MACKAY, 1979; D. MACKAY/S. PATTERSON, 1981, 1982; W. STUMM/R. SCHWARZENBACH/L. SIGG, 1983) bearbeitet werden. Während die ersterwähnte Seite mit dem Können der chemischen Analytik das Fundament für die zweite Seite legt, ist diese bestrebt, darauf zu verweisen, daß zu viele Routineanalysen durchgeführt werden und daß der Fehlbestand an Kenntnissen vor allem bei integrierenden Konzepten liege. Ein weiteres Darlegen dieses Themas wird jedoch nicht weiter verfolgt, da es sich um einen Aufgabenbereich der angewandten Chemie handelt und er sich in voller Entwicklung befindet.

### 3. Maßnahmen zum Gewässerschutz

#### 3.1 Technische Elemente

Als Elemente des Gewässerschutzes sind zu nennen:

- Schmutzwasseranfall, gekoppelt mit der Frage nach Maßnahmen zur Frachtenreduktion an der Anfallstelle
- Abwasserableitung
- Abwasserreinigung einschließlich Schlammbehandlung und Schlammverbringung.

Nach allgemeiner Auffassung gehört dabei jegliches im Wohnbereich anfallende Wasser zum Begriff "Abwasser" und muß daher abgeleitet werden.

Nach den Begriffsbestimmungen des Abwasserabgabengesetzes der BRD fallen unter den Oberbegriff Abwasser sowohl die verschiedenen Schmutzwasserarten (Kommunales Schmutzwasser, Kühlwasser, Grubenwasser, Industrielles Schmutzwasser, Sickerwasser aus Deponien, Mischwasser) als auch das von Niederschlägen aus dem Bereich von bebauten oder befestigten Flächen stammende Wasser. Diese Einteilung ist noch näher zu betrachten.

#### 3.2 Schmutzwasseranfall

##### 3.21 Allgemeines

Unter "Schmutzwasser" wird hier Wasser verstanden, das an irgendeiner Gebrauchsstelle einer Nutzung von der Art unterzogen wurde, daß dadurch eine Beladung dieses Wassers mit ihm bisher fremden Stoffen erfolgte.

Wegen des vorstehenden Begriffes "Nutzung" gehören dazu alle Abwässer aus Haushalten sowie bei Gewerbebetrieben und Industrien die Abwässer aus der Produktion. Kühlwässer sind dann auch Abwässer, wenn ihnen Mittel zur Schleimbekämpfung zugesetzt werden. Daß die Einbringung von Abwärme in Gewässer

diese schädigen kann, ist ordnungshalber zu erwähnen.

Zum vorstehenden Begriff "Schmutzwässer" gehört der von Oberflächen abfließende Niederschlag nicht, wenn er auch, je nach den vorliegenden Bedingungen, in unterschiedlichem Ausmaß verunreinigt sein wird. Genauso sind reine Drainagegewässer (jedoch nicht Deponiesickerwässer!) und Wasser von Laufbrunnen nicht unter den Begriff "Schmutzwässer" einzureihen.

Überall dort, wo Abwasserableitungen vorhanden sind, sollten die in den Schmutzwässern enthaltenen Frachten (Schmutzstofffrachten) möglichst häufig meßtechnisch erfaßt werden. Dies erfordert sowohl Probenahmen mit den zugeordneten Analysen als auch die gleichzeitige Erfassung des Durchflusses.

### 3.22 Maßnahmen zur Frachtenreduktion an der Anfallstelle

Dieser Abschnitt bezieht sich auf das Thema "Haushalten mit Materie", wobei darunter sowohl der Abwasseranfall der Menge nach als auch den Inhaltsstoffen nach zu verstehen ist.

Als Stichworte dazu sind zu nennen:

- Der Phosphorersatz in Haushaltswaschmitteln bewirkt eine Verringerung der abgestoßenen P-Frachten.
- Der Einsatz von biologisch abbaubaren Haushaltshilfen verringert die Frachten an refraktären organischen Verbindungen.
- Die Fernhaltung von Schwermetallen (z.B. bei oberflächenbearbeitenden Betrieben bzw. durch Bleiersatz im Benzin) und anderen bedenklichen refraktären organischen Stoffen (z.B. Organchlorverbindungen) aus Erzeugungsverfahren ist anzustreben.

- Der Ersatz abwasserintensiver Erzeugungsverfahren (Menge, Schmutzstofffracht) durch weniger abwasserintensive bzw. durch völlige "Trockenverfahren" ist ebenfalls anzustreben. Dies ist der Bereich innerbetrieblicher, d.h. prozeßtechnischer, Maßnahmen. In Österreich sind an großen abwasserintensiven Industrien mit weitgehend organischen Inhaltsstoffen die Zellstofferzeugung, die Zuckererzeugung, andere Nahrungsmittel verarbeitende Industrien sowie einzelne chemische Erzeugungen (z.B. Zitronensäure) zu erwähnen. So gelang es z.B. bei der Zellstoffindustrie, den produktspezifischen  $BSB_5$ -Abstoß von Sulfitfabriken mit Bleiche von ca.  $420 \text{ kg t}^{-1}$  auf ca.  $50 \text{ kg t}^{-1}$  und den COD-Abstoß von ca.  $1700 \text{ kg t}^{-1}$  auf ca.  $200 \text{ kg t}^{-1}$  zu verringern; weitere Verringerungen auf ca.  $25 \text{ kg } BSB_5 \text{ t}^{-1}$  und ca.  $65 \text{ kg t}^{-1}$  sind in den kommenden Jahren realisierbar (H. FLECKSEDER, 1979). Ähnliches gilt für die Zuckerindustrie. Dort konnten durch prozeßtechnische Maßnahmen (H. KROISS, 1979) sowohl die spezifischen Abwassermengen als auch die Schmutzstofffrachten (von ca.  $6 - 10 \text{ kg } BSB_5 \text{ t}^{-1}$  Rübe auf  $1,5 - 3,0 \text{ kg } BSB_5 \text{ t}^{-1}$  Rübe innerhalb der letzten 20 Jahre) verringert werden.

Diese Zahlen sind eindrucksvoll und dürften, wenn auch nicht im selben Umfang, auch für andere Industriezweige gelten.

Verschiedene Betriebe, bei denen die externe, d.h. nicht mit dem Produktionsverfahren zusammenhängende, Abwasserreinigung Aufwendungen von mehr als 1 % des Marktpreises erfordert, haben sich den Wasserrechtsbehörden gegenüber bereit erklärt, nur Maßnahmen prozeßtechnischer Art durchzuführen, nicht jedoch auch Maßnahmen zur externen Reinigung. Diese Denkungsart geht davon aus, daß innerhalb eines absehbaren, jedoch nicht näher bestimmten Zeitraumes die abwasserfreie Produktion verwirklicht werden könnte. Gewässerschutz ist jedoch nicht nur eine Aufgabe der Zukunft, sondern auch eine Forderung der Gegenwart. Es ist zu bedenken, daß sowohl die

Produktionsverfahren als auch die Maßnahmen zur externen Abwasserreinigung einer stetigen Weiterentwicklung unterworfen sind. Da es keine endgültige Lösung im Wechselspiel zwischen internen und externen Gewässerschutzmaßnahmen gibt, muß versucht werden, ausgehend von bekannten Verfahren beider Art zu solchen Synthesen zu gelangen, daß die zeitbezogenen Forderungen im Gewässerschutz erfüllt werden.

### 3.23 Einige Kennzahlen für kommunales Abwasser

Zur Zeit werden in Österreich als "Einwohnergleichwerte" definiert:

60 g BSB <sub>5</sub> d <sup>-1</sup>	4 g ges P d <sup>-1</sup>
100 g COD d <sup>-1</sup>	70 g TS <sub>0</sub> d <sup>-1</sup>
32 g TOC d <sup>-1</sup>	0,2 m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup>
10 g TKN d <sup>-1</sup>	

Bei Angabe von Einwohnergleichwertzahlen (EGW) ist daher also anzugeben, um welche Bezugsgröße ("biologisch", "hydraulisch") es sich dabei handelt. Bei Mitbeurteilung von Industrieabwässern anhand von Einwohnergleichwertzahlen ist auch zu berücksichtigen, daß deren Konzentrationen an gelöster organischer Substanz hoch sein, während gleichzeitig nur geringe Gehalte an abfiltrierbaren Stoffen, Stickstoff und Phosphor vorhanden sein können.

Für Schwermetalle und refraktäre organische Verbindungen sind "Einwohnergleichwerte" nicht angebar. Das Ausmaß dieser Stoffe im jeweiligen Einzugsgebiet hängt von den Bedingungen in diesem ab.

### 3.3 Abwasserableitung

#### 3.31 Einleitung

Wie schon erwähnt, besteht die Aufgabe der Abwasserableitung darin, im Wohn- und Arbeitsbereich anfallendes Wasser von diesem fernzuhalten.

Die heute i.a. üblichen Formulierungen zur Bewältigung dieser Aufgabe lauten wie folgt:

- Aufgabe der Ortsentwässerung ist es, sämtliche Abwässer so vollkommen und so schnell wie möglich zu sammeln und aus dem Bereich menschlicher Siedlungen zu entfernen - ohne Belästigung der Bewohner, ohne Beeinträchtigung des Verkehrs und ohne Schädigung der ober- und unterirdischen Gewässer.
- Diese Abwasserableitung kann sowohl durch die Trennkanalisation (Trennsystem) als auch durch die Mischkanalisation (Mischsystem) erfolgen. Beim Trennsystem fließen die Schmutz- und Regenwässer in zwei voneinander getrennten Leitungen ab, während beim Mischsystem beide in einer Rohrleitung abgeführt werden.
- Eine heute i.a. gültige Gegenüberstellung von Misch- und Trennsystem erfolgt in Tabelle 3-1. Der Schwerpunkt sollte dabei heute bei den Belangen des Vorfluters liegen. Diese werden dann bei Misch- und Trennverfahren als ungefähr gleichartig erfüllt angesehen, wenn durch Maßnahmen im Kanalnetz (in Mischsystemen hochgezogene Wehrschwelle, in Misch- und Trennsystemen Abwasserspeicherung) und durch Weiterleitung zur Kläranlage wesentliche Schmutzstofffrachten vom Gewässer ferngehalten werden.
- Bei den Studien über Lösungsmöglichkeiten sind folgende Punkte maßgebend:
  1. Hygienische Verhältnisse - sie sind an erster Stelle zu berücksichtigen.
  2. Zustand der Vorflut (Fischerei, Nutzung zur Trinkwasserversorgung, ästhetische Belange u.a.m.)

3. Belange des Betriebes
4. Wirtschaftlichkeit
5. Standort der ARA (Platzbedarf, Abwasserpumpwerke)
6. Belange der Baudurchführung
7. Rechtliche und kommunalpolitische Überlegungen
8. Zusätzliche Überlegungen, die sich fallweise ergeben.

### 3.32 Entwicklung und Stand der Auffassungen zur Trennkanalisation (Regenwassersammler)

Daß im Regenwassersammler der Trennkanalisation Verschmutzung transportiert wird, ist meßtechnisch im deutschen Sprachraum erst in jüngerer Zeit belegt (H. KURZWEIL, 1961; P.G. BRUNNER, 1975; P.V. ROBERTS et al., 1976; A. GÖTTLE, 1978, B. BÖHNKE et al., 1979; L. DAUBER et al., 1979). Zusätzliche Messungen bzw. Aussagen über die im Regenwasser (inkl. Staub) enthaltene Verschmutzung (Proben aus Totalisatoren) stammen von A. GÖTTLE (1978) und J. ZOBRIST/W. STUMM (1979). Eine Gegenüberstellung der Werte von GÖTTLE bzw. ZOBRIST/STUMM ist aus Tabelle 3-2 zu ersehen, wobei die Bezugsfläche die befestigte Gebietsfläche ist. Aus dieser Gegenüberstellung ist recht klar zu erkennen, daß die über die Luft transportierte Verschmutzung an organischer Substanz, Phosphor und abfiltrierbaren Stoffen als gering einzustufen ist. Andererseits dürfte der Großteil an Ammoniumstickstoff (Voraussetzung: keine Fehlanschlüsse) sowie an Blei und Kadmium über die Luft eingetragen werden. (Für  $\text{NH}_4^+$ -N ergibt sich dies aus den Beobachtungen, für Blei ist als maßgebende Quelle der Autoverkehr, für Kadmium ist als sehr große Quelle die Müllverbrennung zu nennen, siehe H.P. BRUNNER/P. BACCINI, 1981).

Die von B. BÖHNKE et al., P.G. BRUNNER, A. GÖTTLE und P.V. ROBERTS durchgeführten Beobachtungen im abfließenden Niederschlag (Regenwettersammler der Trennkanalisation) sind in Tabelle 3-3 eingetragen. Die ausgewiesenen Frachten sind auf einen Niederschlag von einheitlich 800 mm bezogen. Alle diese Gebiete werden vorwiegend zu Wohnzwecken genutzt und sind

Tabelle 3-1: Misch- und Trennkanalisation im Vergleich

Hauptfaktoren	Mischsystem		Trennsystem	
	technisch	wirtschaftlich	technisch	wirtschaftlich
Grundstück	einfacher, jedoch Gefahr von Rückstau	geringere Investitionen	komplizierter (eine Grundleitung mehr, Gefahr von Fehlan-schlüssen)	höhere Investitionen
Kanalisation	Berechnung schwieriger, planerisch einfacher. Bei aggressiven Abwässern Materialprobleme. Wegen geringer Schleppkraft im TW-Zustand Ablagerungen vor allem bei großen Profilen und deswegen auch stärkere Geruchsentwicklung.	Baukosten i.a. niedriger, jedoch abhängig von der Örtlichkeit. Bei Neukanalisation schwieriger, Bauabschnitte zu gliedern. Betriebskosten ähnlich Trennsystem, jedoch Pumpen teurer.	Berechnung einfacher, planerisch schwieriger. Keine Materialprobleme im Schmutzwasserstrang bei aggressiven Abwässern. Wegen hoher Schleppkraft im SW-Strang i.a. keine Ablagerungen, im RW-Strang weitgehend Sand.	Baukosten i.a. höher, jedoch abhängig von der Örtlichkeit. Bei Neukanalisation einfacher, Bauabschnitte zu gliedern. Betriebskosten ähnlich Mischsystem, jedoch Pumpen billiger.
Kläranlage	Nicht anzuwenden bei kleinen Siedlungsgebieten und bei Industriebetrieben. Ungleichmäßige hydraulische Beschickung im Regenwetterfall mit Anfall von Rechengut, Sand und auch organischer Verschmutzung.	Anlage umso teurer, je höher Anforderungen an Abwasserreinigung. Pumpaufwand (Bereitstellungsgebühr!) umso höher, je mehr RW-Zulauf zur Anlage bzw. in hohe Vorflut zu fördern ist.	Anzuwenden bei kleinen Siedlungsgebieten und bei Industriebetrieben. Gleichmäßige hydraulische Beschickung.	Anlage i.a. preiswerter (Bau, Betrieb) als beim Mischsystem.
Vorfluter	Alle alten Mischnetze leiden an zu häufigem Anspringen der Regenüberläufe (RÜs). Menge an Verunreinigung von vielen Faktoren abhängig. Größte Mengen bei schlammhaltigen flachen Netzen. Problemlösung durch Maßnahmen im Kanalnetz.	Sanierung alter Mischnetze erfordert sehr großen Aufwand.	Keine Verunreinigung durch RÜs, doch kann abfließender Niederschlag ebenfalls ausgeprägt verunreinigt sein.	"Sanierung" des RW-Sammlers abhängig vom Verschmutzungsgrad.

Tabelle 3-2: Mittlere jährliche Schmutzstofffrachten und Konzentrationen im abfließenden Niederschlag der Trennkanalisation (A. GÖTTLE) bzw. im Niederschlag einschl. Staub (A. GÖTTLE, J. ZOBRIST/W. STUMM).

	Abfließender Niederschlag	Niederschlag		Dimension
		A.GÖTTLE	J.ZOBRIST	
Gesamt-BSB <sub>5</sub>	92	-	-	kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
	11,5	-	-	mg l <sup>-1</sup>
Gesamt-COD	944	208	-	kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
	118	26	-	mg l <sup>-1</sup>
DOC	-	-	21	kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
	-	-	1,8	mg l <sup>-1</sup>
abfiltr. Stoffe	1224	100	-	kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
	153	12,5	-	mg l <sup>-1</sup>
org.abfiltr.Stoffe	528	-	-	kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
	66	-	-	mg l <sup>-1</sup>
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	6,7	10,4	9,3	kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
	0,84	1,3	0,82	mg l <sup>-1</sup>
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	6,8	6,5	6,8	kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
	0,85	0,81	0,60	mg l <sup>-1</sup>
ges P	12,5	2,08	0,75	kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
	1,56	0,26	0,066	mg l <sup>-1</sup>
PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> -P	5,0	-	-	kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
	0,62	-	-	mg l <sup>-1</sup>
Zink	-	-	0,085	mg l <sup>-1</sup>
Blei	-	-	0,080	mg l <sup>-1</sup>
Kupfer	-	-	0,011	mg l <sup>-1</sup>
Kadmium	-	-	0,004	mg l <sup>-1</sup>
Chrom	-	-	0,002	mg l <sup>-1</sup>
Niederschlag	8000	8000	11400	m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>

kleiner als 25 ha. Die in Tabelle 3-3 enthaltenen Werte lassen erkennen, daß die Spannen zwischen den jeweils kleinsten und größten beobachteten Werten zwischen ungefähr 2 (BSB<sub>5</sub>, ges N, TOC), 3 (COD, absetzbare und abfiltrierbare Stoffe) sowie 10 (ges P) liegen. Zusätzlich fällt auf, daß die Quotienten COD<sub>roh</sub> zu abfiltrierbaren Stoffen bei B. BÖHNKE et al. bzw. P.V. ROBERTS et al. zwischen ca. 12 und 45 % liegen, während sie bei P.G. BRUNNER und A. GÖTTLE auf 57 bzw. 77 % ansteigen. Die Quotienten BSB<sub>5 roh</sub> zu abfiltrierbaren Stoffen liegen bei allen Beobachtungen zwischen 6 % und 10 %. Aus den vorstehend ausgewiesenen Relationen wird geschlossen, daß die im Regenwasserkanal der Trennkanalisation anfallenden Schmutzstofffrachten nicht rasch biologisch umsetzbar sind. Dies wird auch durch den frachtgewogenen Mittelwert an DOC von 5 mg l<sup>-1</sup> (40 kg DOC ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>) aus den Messungen von P.V. ROBERTS et al. (1976) erhärtet, wobei vom DOC 3 mg l<sup>-1</sup> im Niederschlag gemessen wurden. Als weitere Abschätzung der Situation möge dienen, daß die beobachteten Frachten an Roh-BSB<sub>5</sub> rechnerisch ungefähr einem Abstoß von 3 bis 5 EGW ha<sup>-1</sup> entsprechen. Im großen und ganzen dürfte es sich bei diesen Schmutzstofffrachten um solche handeln, deren Auswirkungen im Gewässer weitgehend die Ästhetik betreffen. Welche sonstigen Auswirkungen in Vorflutern noch eintreten können, hängt von den Durchflüssen in den betreffenden Vorflutern ab. Es ist daher nicht einzusehen, daß die Schmutzstofffrachten im Regensammler der Trennkanalisation bei Wohngebieten dieses als Abwasser gleicher Kategorie wie Schmutzwasser werden lassen.

### 3.33 Entwicklung und Stand der Auffassungen zur Mischkanalisation (Niederschlagsabfluß)

#### Entwicklung der Auffassungen

Im Vergleich zu den Messungen in Regensammlern der Trennkanalisation ist für den Mischwasserabfluß der Mischkanalisation schon seit längerem bekannt, daß bei tiefliegenden

Tabelle 3-3: Vergleich der Messungen an Verschmutzung im Regenwassersammler der Trennkanalisation im deutschen Sprachraum (W. GEIGER, 1984)

	P.V.ROBERTS	B.BÖHNKE I	B.BÖHNKE II	P.G.BRUNNER	A.GÖTTLE	
abfiltr. Stoffe	664	>1064	>1912	1264	1224	kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
	83	133 <sup>a</sup>	>239 <sup>a</sup>	158	153	mg l <sup>-1</sup>
absetz. Stoffe	-	8,8	12,8	3,0	6,4	m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
	-	1,1	1,6	0,38	0,8	ml l <sup>-1</sup>
BSB <sub>5</sub> roh	64	>90,4	>116	91	92	kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
	8	>11,3 <sup>b</sup>	>14,5 <sup>b</sup>	11,4	11,5	mg l <sup>-1</sup>
COD roh	296	>227	>228	720	944	kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
	37	34,7 <sup>b</sup>	>28,5 <sup>b</sup>	90	118	mg l <sup>-1</sup>
ges N	28	>19,2	>34,4	-	18,8	kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
	3,5	>2,4 <sup>c</sup>	>4,3 <sup>c</sup>	-	2,35	mg l <sup>-1</sup>
ges P	1,4	>1	-	-	12,5	kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
	0,18	>0,13	-	-	1,56	mg l <sup>-1</sup>
TOC	88	145	133	-	-	kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
	11	18,1	16,6	-	-	mg l <sup>-1</sup>

a ... absetzbarer Anteil

b ... sedimentierte Probe

c ... ohne organischen Stickstoff

Wehrschwellen und Fehlen von Speicherraum starke Belastungen der Gewässer auftreten können. So berichtet z.B. J.H.N. GARLAND (1975), daß 1919 in den "Ministry of Health Requirements" festgelegt wurde, den Überlauf bei den Schwellen auf eine sechsfache Verdünnung hin auszulegen, und daß der Zufluß zur Kläranlage mechanisch und bis zum Dreifachen des Trockenwetterzuflusses auch biologisch zu reinigen sei. Diese aus dem Jahre 1919 stammenden Richtlinien wurden auch noch im Jahre 1975 in England und Wales verpflichtend angewandt.

Im deutschen Sprachraum wurde das Thema "Schmutzstofftransport in der Mischkanalisation bei Niederschlagsereignissen" meßtechnisch durch K.-H. KRAUTH (1970) aufgegriffen. Er beobachtete im Zeitraum 1966 - 1969 einzelne, möglichst dicht an dicht liegende Niederschlagsereignisse und ihre Auswirkungen auf den Schmutzstofftransport. Das dabei untersuchte Gebiet in Stuttgart-Büsnau hatte eine Gesamtfläche von ca. 32 ha mit einem versiegelten Anteil von ca. 38 %. Die Gefälle der Kanalstrecken lagen zwischen 5 und 91 ‰, jene der Strecken mit großen Durchmessern zwischen 18 und 38 ‰. Aus der Zusammenfassung dieser Arbeit sind folgende Punkte erwähnenswert:

- (1) Der auf die undurchlässigen Flächen des Einzugsgebietes bezogene Gesamtabflußbeiwert ist konstant und hat fast den Wert "1". (Dies dürfte sich auf Starkniederschläge, jedoch nicht auf die Relation "jährlicher Niederschlagsabfluß zu jährlichem Niederschlag" beziehen.)
- (2) Der "Trockenwetterabfluß" (Schmutzwasser) trägt wesentlich zur Verschmutzung des abfließenden Mischwassers bei.
- (3) Als Quellen für die Verschmutzung sind zu nennen:  
Trockenwetterabfluß (d.h. das in der Mischkanalisation abzuleitende Schmutzwasser), Verschmutzung aus der Luft, vom Einzugsgebiet, von Ablagerungen im Kanal und der Austrag an im Kanal gespeichertem Schmutzwasser. Der Beitrag aus der Luft ist dabei vernachlässigbar klein. Der anorganische Anteil der abfiltrierbaren Stoffe wur-

de zu 2/3 von Abschwemmungen aus dem Einzugsgebiet und zu 1/3 von Ausschwemmungen aus dem Kanalnetz abgeschätzt, für den organischen Anteil wurden jedoch Relationen von 1/5 zu 4/5 ermittelt.

- (4) Die Ansammlungen von Schmutzstoffen in der Kanalisation wurden als "Ablagerungen" interpretiert, wobei die "relative Ablagerungsrate" mit steigender Ablagerungsdauer abnahm, die absolute "abgelagerte" Menge jedoch zunahm.
- (5) Der Austrag der abgelagerten Verschmutzung findet von bestimmten Abflußintensitäten an statt. In den ersten sechs Minuten gelangten z.B.  $1,5 \text{ kg BSB}_5 \text{ min}^{-1}$  zum Abfluß, nach einer halben Stunde nur noch  $0,2 \text{ kg BSB}_5 \text{ min}^{-1}$ . (Nach eigener Abschätzung anhand der Siedlungsdichte entsprechen diese  $0,2 \text{ kg BSB}_5 \text{ min}^{-1}$  ungefähr dem  $\text{BSB}_5$  im Schmutzwasseranfall.)
- (6) Größere Trockenwetterperioden zwischen Regenereignissen erbrachten größere ausgetragene Frachten, doch konnte keine empirische Funktionalität ermittelt werden.
- (7) Über eine weite Spanne von Verdünnungen (Verhältnis von Niederschlagsabfluß zu Trockenwetterabfluß) wurden nur geringfügige Unterschiede in den Schmutzstoffkonzentrationen im Niederschlagsabfluß beobachtet. Nachweise anhand der Regenspendenmengenlinie genügen somit für die Beurteilung von Vorflutbelastungen.
- (8) Die Entlastung des Vorfluters kann entweder durch eine Vergrößerung des zur Kläranlage weitergeleiteten Abflusses, durch einen Rückhalt oder durch eine entsprechende Kombination von beiden erreicht werden.
- (9) Diese Entlastungskonzeption wird aller Voraussicht nach Auswirkungen auf das Kanalnetz und den Flächenbedarf für dieses, auf den Betrieb und die Wartung der Speicherbecken sowie auch auf die Auslegung der Kläranlagen und deren Betrieb (Reinigungsteil, Schlammbehandlung) haben.

In einer späteren Veröffentlichung (K.-H. KRAUTH, 1973) wurde abgeschätzt, daß ein Beckenvolumen von  $V_{SR} = 15 \text{ m}^3$   $\text{ha}_{red}^{-1}$  bei einer Weiterleitung zur biologischen Reinigung von  $2 Q_{TW}$  im Jahresmittel einen Rückhalt von 90 % des  $BSB_5$  und von 95 % der abfiltrierbaren Stoffe im abfließenden Niederschlag bewirken würde. Als Ergänzung sei hinzugefügt, daß es sich hier nicht um Messungen an einem Becken, sondern um Abschätzungen handelte.

Aufbauend auf den Arbeiten von K.-H. KRAUTH wurde dann im Jahre 1973 von deutschen, österreichischen und schweizerischen Fachkollegen der Bericht Nr. 14 der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee ("Regenentlastungen - Bemessung und Gestaltung") erarbeitet. Ziel dieser Vorschläge war es, durch die in der Richtlinie aufgeführten Maßnahmen ca. 80 bis 90 % der  $BSB_5$ -Jahresfracht des Mischwassers in der biologischen Abwasserreinigungsanlage zu entfernen. Als Entlastungskriterien wurden eingeführt: (1) Bei Überläufen ohne Becken  $r_{krit}$ , die sogenannte "kritische Regenintensität", die angibt, oberhalb welcher Grenze Mischwasser unbehandelt dem Vorfluter übergeben werden darf. Der Mindestwert beträgt  $15 \text{ l s}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ , doch wird die Auffassung vertreten, daß 25 bis  $30 \text{ l s}^{-1} \text{ ha}_{red}^{-1}$  bei den gesteigerten Anforderungen an den Gewässerschutz angemessen seien. (2) Bei Entlastungen vor Regenbecken im Nebenschluß ist ein Vielfaches des Trockenwetteranfalles -  $(1 + m) Q_{TW}$  - zu wählen. Normalerweise wird dabei für den Endausbau  $m = 1$  gesetzt. (3) Bei den Speicherbecken werden zwei Beckentypen unterschieden: Vom Hauptstrom des Mischwassers nicht durchflossene Becken  $\rightarrow$  Fangbecken; vom Hauptstrom durchflossene Becken  $\rightarrow$  Durchlaufbecken. Dabei wurde vorgeschlagen, Fangbecken bei Fließzeiten bis maximal 20 Minuten und Durchlaufbecken bei längeren Fließzeiten anzuordnen. Aufgabe der Fangbecken ist es, "Spülstöße" zu fangen. Die Durchlaufbecken sollen als Absetzbecken wirken. Nach einem Vorschlag von W.v.d. EMDE/S. HOFFMANN (1969) bzw. W. MUNZ (1973/74) wurde dabei das Beckenvolumen für beide Beckentypen von

der Fließzeit abhängig gemacht.

Das Arbeitsblatt A 128 der ATV (Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungen in Mischwasserkanälen) erschien 1977. Als Ziel dieser Richtlinie wird angegeben, die Bauwerke für Regenentlastung und Regenwasserbehandlung so zu bemessen und zu gestalten, daß von den biologisch abbaubaren Stoffen und von den absetzbaren Stoffen des Mischwasserabflusses bei Regen im Jahresmittel bei ungünstigem Verhältnis von  $MNQ_{\text{Vorflut}}$  des Vorfluters zum Schmutzwasserabfluß des gesamten Einzugsgebietes etwa 90 % dem Klärwerk einschließlich der biologischen Stufe zugeleitet und dort behandelt werden. Auch in dieser Richtlinie wird folgendes festgehalten: (1) Regenüberläufe ohne Becken sind auf  $r_{\text{krit}}$  zu bemessen, wobei der Wert von  $r_{\text{krit}}$  vom Verhältnis  $MNQ_{\text{Vorflut}}$  zu  $Q_{\text{s, gesamt}}$  abhängt. (2) Regenüberlaufbecken werden in Abhängigkeit von  $r_{\text{krit}}$  und  $r_{\text{ab}}$ , der zur Kläranlage weitergeleiteten Abflußspende, bemessen (Becken ohne Vorentlastung; für Becken mit Vorentlastung keine Angaben in diesem Arbeitsblatt, jedoch Hinweis auf eine Arbeit von H. SCHWEINFURTH, 1976). (3) Kanalstauräume mit oben liegender Entlastung werden wie Regenüberlaufbecken, Kanalstauräume mit unten liegender Entlastung nach einem eigenen Diagramm wiederum in Abhängigkeit von  $r_{\text{krit}}$  und  $r_{\text{ab}}$  bemessen. (4) Es wird wiederum zwischen Fang- und Durchlaufbecken unterschieden.

Im Jahre 1979 legte K.-H. KRAUTH seine Dissertation im Hinblick auf die Abgabepflicht von überlaufendem Mischwasser in wesentlich überarbeiteter Form vor. Die von ihm für Stuttgart-Büsnau bei Weiterleitung von  $2 Q_{\text{TW}}$ , jedoch Fehlen eines Regenüberlaufbeckens (RÜBs) ermittelten Jahresfrachten sind aus Tabelle 3-5 zu ersehen.

1979 trugen auch W. GUJER/V. KREJCI über Kenntnisse und Forschung auf dem Gebiet der Regenwasserbehandlung vor. Ihre Einsichten hatten sie dabei an der "Regionalen abwasser-

technischen Studie Glattal" gewonnen. Die 1979 abgegebenen Empfehlungen und Bemerkungen lauten in abgeänderter Form und ohne Begründung:

- (1) Über die Wirkung der Dynamik der "chemischen" und "physikalischen" Belastung von Fließgewässern bei Regenwetter ist nur wenig bekannt. Hier sollte die Forschung intensiviert werden.
- (2) Zum Schutze der Fließgewässer und des damit zusammenhängenden Grundwassers sollte heute i.a. der Verringerung der Belastung bei Trockenwetter Vorrang über die Verringerung der Belastung bei Regenwetter zukommen.
- (3) Der Rückhalt an Phosphor auf Kläranlagen ist i.a. wirksamer als bei der Regenwasserbehandlung.
- (4) Gewässerschutz bei Regenwetter soll langfristig angegangen werden, indem systematisch alle Möglichkeiten zur Verringerung der Gewässerbelastung ausgenützt werden:
  - Verringerung des Frachtenanfalles
  - Veränderung des Abflußregimes
  - Behandlung von überlaufendem Mischwasser.
- (5) Statt der Anwendung genereller Rezepte (Regenüberlaufbecken) sollte man versuchen, den vielschichtigen Vorgang "Abfluß und Transport von Verschmutzung bei Regenereignissen" zu verstehen und zusammenhängend in die einzelnen Elemente (Flächen, Abwasser, Kanalisation, Überläufe, Kläranlagen, Gewässer) einzugreifen.
- (6) Heute sind Regenüberlaufbecken der Schwerpunkt der Maßnahmen zur Verringerung der Überlauffrachten in der Schweiz. Mit RÜBs werden in größerem Umfang nur Schlamm, absetzbare Stoffe und Grobstoffe zurückgehalten, d.h. es werden primär örtlich ästhetische Probleme gelöst.
- (7) In Zukunft sollten örtliche Probleme besser umschrieben werden und anschließend sollten ergriffene Maßnahmen durch Erfolgskontrollen überprüft werden.

- (8) Die Ursachen und Vorgänge des Schmutzstofftransportes müssen vermehrt untersucht werden. Schmutzstoffdepots in Kanälen, auf Straßen und Dächern müssen besser gekennzeichnet werden.

Die Frage nach dem "Woher" der in Mischkanalisationen bei Niederschlagsabfluß transportierten Frachten wurde an der EAWAG weiter verfolgt (L. DAUBER/B. NOVAK, 1983, bzw. Vorbericht 1982). Untersuchungsgegenstand war ein nicht vor-entlastetes Einzugsgebiet von 5,3 ha<sub>red</sub> mit  $\psi = 0,42$ , einer längsten Fließstrecke von 911 m, Kanaldurchmessern zwischen 30 und 90 cm und Sohlgefällen zwischen 5,1 % und 82,2 %. Es war abschätzbar, daß als Quellen der abgestossenen Verschmutzung das Schmutzwasser, Sielhäute, sowie Ablagerungen auf den Entwässerungsflächen, in Einlaufschächten als auch im Netz selber zu betrachten seien. Neu an dieser Überlegung ist die Mitbetrachtung der Sielhaut. Im einzelnen wurde an einigen ausgewählten Niederschlagsereignissen bzw. bei weiteren Beobachtungen während Trockenwetter folgendes festgestellt:

- (1) Bei den vorliegenden steilen Gefällen waren die Ablagerungen weitgehend auf hydraulisch ungünstig ausgebildete Schächte rückführbar. Ungefähr einen Tag nach einer "Spülung" befanden sich die wiederaufgefüllten Ablagerungen in einem Fließgleichgewicht. Im Mittel aus 5 Untersuchungen tragen die Ablagerungen mit 32 % zum COD, mit 43 % zu den abfiltrierbaren Stoffen, mit 31 % zum TKN und mit ebenfalls 31 % zum ges P der bei den Untersuchungen abgeschätzten transportierten Frachten bei.
- (2) Die in Kanälen vorhandene Sielhaut kann durch Leicht- und Mittelregen in nur geringem bis mittlerem Umfang abgeschwemmt werden. Der Beitrag der Sielhaut zu den bei Niederschlagsabfluß transportierten Schmutzstofffrachten hängt von der Bewuchsdauer, der Größe der bei TW-Bedingungen benetzten Kanalfläche und den Schlepp-

spannungen während des Wachstums und im Abflußereignis ab. Im Mittel aus 5 Untersuchungen trägt die Sielhaut - mit relativ großen Schwankungsbreiten wegen der unterschiedlich langen Bewuchsdauer - mit 36 % zum COD, mit 39 % zu den abfiltrierbaren Stoffen, mit 37 % zum TKN und mit 28 % zum ges P der bei den Abschätzungen erhobenen transportierten Frachten bei.

- (3) Der Anteil des Schmutzwassers hängt weitgehend von der Tageszeit, dem Zeitpunkt im Jahr sowie der Dauer des Abflußereignisses ab. Bei den Messungen wurde abgeschätzt: COD mit 17 %, abfiltr. Stoffe mit 5 %, TKN mit 26 % und ges P mit 32 % der bei den Ereignissen transportierten Frachten.
- (4) Die Aufaddition dieser Zahlen zeigt: Der Großteil der im Niederschlagsabfluß transportierten Verschmutzung stellt eine Verlagerung von Anteilen der TW-Schmutzstofffrachten in das Abflußereignis dar, da ca. 85 % des COD, ca. 94 % des TKN sowie ca. 91 % des ges P dann ursprünglich dem TW-Schmutzwasserabfluß zuzuordnen sind, wenn angenommen wird, daß die Ablagerungen aus dem TW-Schmutzwasserabfluß stammen. Daß von den abfiltrierbaren Stoffen ebenfalls rechnerisch ca. 87 % dem TW-Schmutzwasserabfluß zuzuordnen sind, verwundert zunächst. Wenn man sich jedoch vorstellt, daß die Auffüllung von Ablagerungen schon im abfallenden Ast von Abflußereignissen vor sich gehen kann, dann verschieben sich auch alle Zahlen, lassen jedoch den Anteil der befestigten Flächen an den Frachten der abfiltrierbaren Stoffe größer werden. Wird das Auffüllen von Ablagerungen sozusagen als Gegenpol zur vorstehenden Abschätzung vollständig dem Eintrag aus Oberflächen zugeschrieben, so stammen nur noch ca. 53 % des COD, ca. 44 % der abfiltrierbaren Stoffe, ca. 63 % des TKN und ca. 60 % von ges P von TW-Schmutzstofffrachten.

(5) Diese Beobachtungen lassen folgende Aussagen zu:

- Ungefähr 2/3 der in Mischkanalisationen bei Niederschlagsabfluß transportierten Schmutzstofffrachten stammen indirekt oder direkt aus dem Schmutzwasserabfluß. Sie wären nicht vorhanden, wenn statt der Mischkanalisation eine Trennkanalisation gewählt worden wäre.
- Die (hier nicht dargestellten) Frachtenganglinien der einzelnen Abflußereignisse haben ausgesprochen unterschiedliche Charakteristiken, die weitestgehend durch das Abflußbild gekennzeichnet sind. Echte Spülstöße sind im betrachteten Einzugsgebiet nur mit stoßartigen Abflußereignissen verknüpft, wobei es natürlich noch auf den Abflußgang innerhalb des Ereignisses ankommt. Bei Herausgreifen des COD als charakteristischer Verschmutzungskenngröße kann ein leeres Fangbecken von  $15 \text{ m}^3 \text{ ha}_{\text{red}}^{-1}$  mit folgenden rechnerischen Rückhalten zum Wirken kommen: Regen 1 (kein Spülstoß)  $\eta$  ca. 85 %, Regen 2 (sehr geringer Spülstoß)  $\eta$  ca. 45 %, Regen 3 (gut erkennbarer Spülstoß)  $\eta$  ca. 60 %, Regen 4 (ausgeprägter Spülstoß)  $\eta$  ca. 30 %, Regen 5 (sehr ausgeprägter Spülstoß)  $\eta$  ca. 90 %. Die Auftretenswahrscheinlichkeit und Charakteristik dieser Regen ist ungefähr gemäß Tabelle 3-4 einzustufen. Natürlich kann aus diesen vergleichsweise wenigen Beobachtungen nicht auf den Rückhalt während eines ganzen Jahres hochgerechnet werden. Da es sich im vorliegenden Fall um ein sehr kleines Einzugsgebiet handelt ( $5,4 \text{ ha}_{\text{red}}$ ) und mit größer werdendem Einzugsgebiet ähnlicher Charakteristik (Gefälle) auch die Spülstöße weniger ausgeprägt auftreten werden, dürfte bei größeren Einzugsgebieten auch der Wirkungsgrad von Fangbecken geringer werden.

Eine weitere Arbeit (W.F. GEIGER, 1983; 1984) befaßt sich mit Messungen an einem Einzugsgebiet in München-Harlaching ( $A_{\text{red}} = 530 \text{ ha}$ ,  $\psi = 0,35$ , Nutzung als Wohngebiet, ca.

Tabelle 3-4: Charakteristiken und geschätzte Auftretenswahrscheinlichkeit der von L. DAUBER/B. NOVAK untersuchten Regen

	Regen 1	Regen 2	Regen 3	Regen 4	Regen 5	Dimension
Mittlerer Niederschlag	3,4	5,7	4,9	16	39	$1 \text{ s}^{-1} \text{ ha}^{-1}$
(über Niederschlagsdauer	2,3	1,7	1,7	1,6	0,28	h)
Mittlere Abflußspende	2,8	6,0	3,3	13	10	$1 \text{ s}^{-1} \text{ ha}^{-1}$
(errechnet über Abflußdauer	2,3	1,7	1,8	1,8	0,68	h)
Maximaler Niederschlag	10	18	30	59	63	$1 \text{ s}^{-1} \text{ ha}^{-1}$
Maximale Abflußspende (errechnet aus $Q_{\text{max}}$ )	10	20	14	60	30	$1 \text{ s}^{-1} \text{ ha}^{-1}$
Auftretenswahrscheinlichkeit (geschätzt anhand eines Diagrammes von M. MUNZ für Uster/ZH)	gelegentlich	oft	oft	selten	sehr selten	
Mittlerer TW-Abfluß ( $Q_{\text{TW}}$ )	0,56	0,56	0,56	0,56	0,56	$1 \text{ s}^{-1} \text{ ha}^{-1}$

ha = ha befestigter Fläche

A = 5,3 ha

26.700 Einwohner, keine abwasserintensive Industrie, flache Oberflächenneigung). Die von GEIGER gemessenen und hochgerechneten mittleren jährlichen Frachten und Konzentrationen sind in Tabelle 3-5 den Meßwerten von KRAUTH gegenübergestellt.

Im Vergleich zur Tabelle 3-3 (Jahresfrachten im Regenwassersammler der Trennkanalisation) fallen die wesentlich höheren Frachten an  $BSB_5$ , ges N und ges P auf (Faktoren von ungefähr 8 bis 20). Der TOC und der Roh-COD sind ebenfalls ungefähr doppelt bis dreimal so groß, die abfiltrierbaren Stoffe ungefähr gleich groß bis doppelt so groß. Vor allem der hohe Anteil an leicht biologisch abbaubaren Stoffen zeigt an, daß das Mischwasser einer Mischkanalisation immer noch ein Schmutzwasser darstellt und damit einer Abwasserreinigungsanlage zugeleitet werden muß. Je weniger dabei der Trockenwetter-Schmutzwasseranfall verdünnt wird, je weniger Mischwasser überläuft (Häufigkeit, Menge, Dauer) und je mehr Mischwasser in den Reinigungsanlagen einer biologischen Reinigung zugeführt werden kann, desto weniger an Schmutzstofffracht wird damit in Zeiten von Niederschlagsabfluß in unsere Gewässer eingetragen.

Über Messungen an einem Fangbecken ( $V_{SR} = 24 \text{ m}^3 \text{ ha}_{red}^{-1}$ ) berichtet schließlich noch K.-H. KRAUTH (1984a; 1984b). Das Gebiet hat  $60,3 \text{ ha}_{red}$  an Fläche,  $138 \text{ E ha}_{red}^{-1}$  an Siedlungsdichte, und vom Becken werden  $2 Q_{TW}$  ( $\sim 0,82 \text{ l s}^{-1} \text{ ha}_{red}^{-1}$ ) zur Kläranlage weitergeleitet. In der Beobachtungsperiode 1982-08-10 bis 1983-09-15 konnten von 117 Zuläufen 9 und von 43 Überläufen 7 meßtechnisch erfaßt werden. Die Hochrechnung auf den gesamten Zeitraum erfolgte durch KRAUTH und Mitarbeiter und zeigt folgende Ergebnisse bei Umrechnung auf ein Jahr und die befestigte Gebietsfläche (Tabelle 3-6).

Tabelle 3-5: Mittlere jährliche Frachten in  $\text{kg ha}_{\text{red}}^{-1} \text{a}^{-1}$  und Konzentrationen beim Mischverfahren. Daten von K.-H. KRAUTH bzw. W.F. GEIGER.

	KRAUTH	GEIGER	Dimension
Abfiltr. Stoffe	1426	1312	$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$
	177	163	$\text{mg l}^{-1}$
Roh-BSB <sub>5</sub>	919 <sup>1</sup>	784	$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$
	114	89	$\text{mg l}^{-1}$
Roh-COD	846 <sup>2</sup>	1943	$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$
	88	274	$\text{mg l}^{-1}$
ges N	156	151 <sup>3</sup>	$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$
	17,2	22	$\text{mg l}^{-1}$
ges P	53	67	$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$
	4,3	8,3	$\text{mg l}^{-1}$
TOC	-	394	$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$
	-	48	$\text{mg l}^{-1}$

- 1 Messung ohne Nitrifikationshemmung  
 2 Bestimmung nur in der abgesetzten Probe  
 3 TKN

Bei der Frachtenbilanzierung zugehöriger Ereignisse (9 Zu-  
läufe, 7 Überläufe) ergab sich, daß nur 23 % der Ereignisse  
mit 72 % der BSB<sub>5</sub>-Fracht, 76 % der COD-Fracht und 89 % der  
Fracht an abfiltrierbaren Stoffen rückgehalten worden waren.

Es bleibt offen, ob diese Aussage die endgültige Beurteilung  
der Wirkung von Fangbecken ist oder nicht. Sie zeigt jedoch,  
daß eine gesicherte Erfolgskontrolle auch bei ausgewählten  
Maßnahmen im Kanalnetz zu den unbedingten Erfordernissen ge-  
hört.

Tabelle 3-6: Ergebnisse der Messungen von K.-H. KRAUTH (1984)  
am Fangbecken Sicherheitshafen

	Zulauf	Überlauf	Dimension
Mischwasser	3925	1449	$m^3 ha^{-1} a^{-1}$
BSB <sub>5</sub> Fracht	390	80	$kg ha^{-1} a^{-1}$
$\eta$		79	%
Konzentr.	99	55	$mg l^{-1}$
COD Fracht	823	140	$kg ha^{-1} a^{-1}$
$\eta$		83	%
Konzentr.	210	97	$mg l^{-1}$
abfiltr. Stoffe Fracht	1140	93	$kg ha^{-1} a^{-1}$
$\eta$		93	%
Konzentr.	290	64	$mg l^{-1}$
Ereignisse Zahl	106	39	Zahl $a^{-1}$
$\eta$		63	%

Heutiger Stand einschließlich der  
Folgerungen aus der Entwicklung

Zum heutigen Zeitpunkt ist im mitteleuropäischen Raum die Abwasserableitung noch nicht überall verwirklicht, doch kann als Ausgangsbasis für eine Diskussion der weitgehende Anschluß an eine geordnete Entwässerung dienen. Unter dieser Annahme ergeben sich folgende Diskussionspunkte:

- Betrieb, Unterhalt und Erneuerung von Entwässerungen sind laufende Aufgaben.
- Sobald Form und Größe von Bauzonen im Rahmen der Flächenwidmung auf einige Zeit hinaus Bestand haben, wird für zahlreiche Gebiete eine Überarbeitung genereller Entwässerungspläne auch sachlich erforderlich.
- Ein generelles, auf den Fall bezogenes Entwässerungskonzept kann nur dann sinnvoll sein, wenn wirklichkeitsbezogene Zielvorstellungen für zweckmäßige Konzeptvarianten vorhanden sind. Als übergeordneter Leitgedanke dafür könnte fol-

gende "ideale Entwässerungsphilosophie" (B. JOST, 1981) dienen, wobei jeder Punkt auszuschöpfen ist, bevor der folgende zum Tragen kommt:

1. Entstehung von abzuleitendem Abwasser an der Quelle verhindern (siehe Abschnitt 3.22).
2. Verdünnung des Abwassers an der Quelle verhindern (Fernhaltung von Laufbrunnen, Fremdwasser, Drainagewasser).
3. Oberflächliches Abfließen möglichst, Versickernlassen wo möglich, bevorzugen.
4. Für das erfaßte, der Kläranlage zuzuleitende verschmutzte Abwasser (tatsächliches Schmutzwasser, Mischwasser mit verschmutztem Regenwasseranteil) ist eine verrohrte Ableitung erforderlich. Wo möglich sollte der abfließende Niederschlag vor Eintritt in die Rohrleitung gespeichert werden, um eine Verringerung der Niederschlagsintensitäten auf geringe Abflußintensitäten zu erzielen. Wenn nicht anders möglich, müssen entsprechende Speichermaßnahmen im Kanalnetz verwirklicht werden.

### 3.4 Abwasserreinigung

#### 3.41 Allgemeines zum Zusammenhang zwischen Abwasserreinigung und Gewässer

Grob geschätzt läßt sich aussagen, daß in stehenden Gewässern meist längerfristige Belastungen zählen, während in Fließgewässern je nach dem betrachteten schädigenden Stoff auch kurzfristige Belastungen (z.B. Tagesfrachten, u.U. auch Tagesspitzen) entsprechende Schäden hervorrufen können.

Die heute als schädigend angesehenen Abwasserinhaltsstoffe sind im Kapitel 2 beschrieben worden. Im Abschnitt 3.22 war darauf verwiesen worden, daß die Reduktion der refraktären organischen Stoffe sowie toxischer Stoffe günstigerweise an der Anfallstelle (Erzeugung; Zulassung zum Verbrauch nur

derartiger Produkte, die biologisch abbaubar sind) erfolgt.

Kann wie vorstehend vorgegangen werden, so muß sich der Planer von Abwasserreinigungsanlagen fragen, ob bezogen auf das Gewässer

- (a) nur der Rückhalt der absetzbaren Stoffe im Abwasser erforderlich ist;
- (b) die absetzbaren Stoffe und die biologisch umwandelbaren organischen Kohlenstoffverbindungen ( $\text{COD}_{\text{biol}}$ ) entfernt werden sollen;
- (c) zusätzlich zu (2) noch Stickstoff oxidiert sein bzw. entfernt sein muß (TKN zu  $\text{NO}_3^-$ -N bzw.  $\text{N}_2$ );
- (d) zusätzlich zu (2) und u.U. (3) noch der Phosphor entfernt werden muß;
- (e) zusätzlich noch eine gezielte Feststoffentfernung erforderlich ist (Filtration) bzw. bei dieser Filtration auch noch andere Fäll- und flockbare Stoffe (z.B. Phosphor) rückgehalten werden sollen;
- (f) zusätzliche Reinhaltungsvorschriften erforderlich werden.

Die vorstehende Fragestellung kann dann relativ einfach beantwortet werden, wenn im Gewässer ausgewählte Werte von Kenngrößen, die den Gewässerzustand beschreiben, eingehalten werden sollen und wenn die Zuordnung auf den betrachteten Einleiter (Aufteilung eines vorhandenen Belastungspotentials) gewährleistet ist. In einem solchen Fall wird heute noch von sogenannten "Immissionsstandards" gesprochen, wobei für deren Handhabung auch ein zugeordneter Durchfluß angegeben werden muß. Ein typisches Vorgehen nach der Methode "Immissionsstandard" wurde z.B. in der Schweiz gewählt (Verordnung über Abwassereinleitungen vom 1975-12-08, SR 814.225.21, Stand 1980-10-01), wo "Qualitätsziele" für Fließgewässer und Flußstaue und die daraus abzuleitenden Anforderungen an Einleitungen in ein Gewässer und an Einleitungen in eine öffentliche Kanalisation festgelegt wurden. Dies hat u.a. dazu ge-

führt, daß in der Schweiz heute auch die Abwässer der Industrie (chemische Industrie, Papier- und Zellstoffherzeugung) biologisch gereinigt werden. In Österreich wird zur Zeit noch ein Vorgehen nach der Methode "Emissionsstandard" praktiziert (Richtlinien für die Begrenzung von Abwasseremissionen, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, September 1981), wobei die Schnelligkeit des Vorgehens eine Frage der Entscheidung im einzelnen Wasserrechtsverfahren ist.

Das Ziel der nachfolgenden Beschreibung ist es, einen gewissen Bezug zwischen den Komponenten im Gewässer und den Abläufen der Kläranlagen herzustellen.

### 3.42 Rückhalt des $COD_{biol}$ durch verschiedene Maßnahmen

Der Rückhalt der absetzbaren Stoffe im häuslichen Abwasser bewirkt eine Abnahme der abfiltrierbaren Stoffe von ca. 60 %, des  $BSB_5$  und des ges COD von ca. 25 - 30%, sowie des Stickstoffs und Phosphors in noch geringerem Ausmaß. Bei Industrieabwässern ist eine summarische Angabe nicht zielführend. Dadurch, daß der Energieinhalt des häuslichen Abwassers, der näherungsweise durch den ges COD umschrieben werden kann, nach dem Absetzen immer noch hoch ist (nämlich ca. 70 % des ges COD als  $COD_{biol}$ , während 5 % des ges COD als  $COD_{n\ biol}$  angesetzt werden können), genügt das in 3.41 genannte Reinigungsziel (a) in fast allen betrachteten Fällen nicht. Damit wird in Österreich bei allen Anlagenstandorten eine "biologische Reinigungsstufe" erforderlich, wobei der in der biologischen Reinigung gebildete Schlamm zusammen mit dem Schlamm aus der Vorklärung stabilisiert werden muß. Das Ziel der "biologischen" Reinigungsstufe gemäß Reinigungsziel (b) ist es dabei, dafür zu sorgen, daß im Gewässer kein sichtbarer mikrobieller Bewuchs auftritt. Wie im Kapitel 2 erwähnt, zeigten K. WUHRMANN und Mitarbeiter in Rinnenversuchen auf, daß die vorstehende Forderung

dann erfüllt ist, wenn der im Gewässer vorhandene Gehalt an DOC (Gehalt an organischem Kohlenstoff nach Membranfiltration) unter  $0,3 \text{ mg l}^{-1}$  liegt, was umgerechnet einem Gehalt an  $\text{COD}_{\text{biol}}$  von  $1,0 \text{ mg l}^{-1}$  entspricht. Diese rechnerische Umwandlung ist deswegen notwendig, weil Werte von  $1,0 \text{ mg COD l}^{-1}$  nach der Meßvorschrift für COD nicht mit genügender Genauigkeit gemessen werden können.

Als grobe Abschätzung dazu und bei Vernachlässigung der tatsächlich stattfindenden Selbstreinigung möge folgender Ansatz dienen:

Inn am Pegel Kirchbichl  $9313 \text{ km}^2$  EZGB.

MNQ  $103 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$     NMQ  $217 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$

Abschätzung, daß in diesem Einzugsgebiet 600.000 Einwohner leben und daß auf einen Einwohner zwei Einwohnerequivalente entfallen. Bei Ansatz von  $100 \text{ g COD d}^{-1} = 1 \text{ EGW}$  ergibt sich bei

$$\text{MNQ vorh COD} = \frac{2 \cdot 100 \cdot 600.000}{86.400 \cdot 103} = 13,5 \text{ g m}^{-3}$$

$$\text{NMQ vorh COD} = \frac{2 \cdot 100 \cdot 600.000}{86.400 \cdot 217} = 6,4 \text{ g m}^{-3}$$

Daraus und aus dem Erfordernis, daß die vorhandene COD-Konzentration  $1,0 \text{ g m}^{-3}$  nicht übersteigt, folgt, daß im betrachteten niederschlagsreichen Einzugsgebiet auch überall eine biologische Abwasserreinigung errichtet und betrieben werden muß.

Systematische Untersuchungen an bestehenden Abwasserreinigungsanlagen über die Restkonzentration an gel  $\text{COD}_{\text{biol}}$  sind uns aus dem Ausland nicht bekannt. Die folgenden Beobachtungen erlauben jedoch eine Abschätzung:

- (1) Zehn ARAs aus dem Großraum London (W.v.d. EMDE, 1974) wiesen einen Gehalt an gelöstem  $\text{BSB}_5$  gemäß Abbildung 3-1 auf. Die daraus ablesbaren Konzentrationen für C- $\text{BSB}_5$  lagen zwischen 1 und  $7 \text{ mg l}^{-1}$ , was ungefähr einem gel  $\text{COD}_{\text{biol}}$  von 2 bis

JAHRESMITTELWERTE 10 ANLAGEN GROSSRAUM LONDON

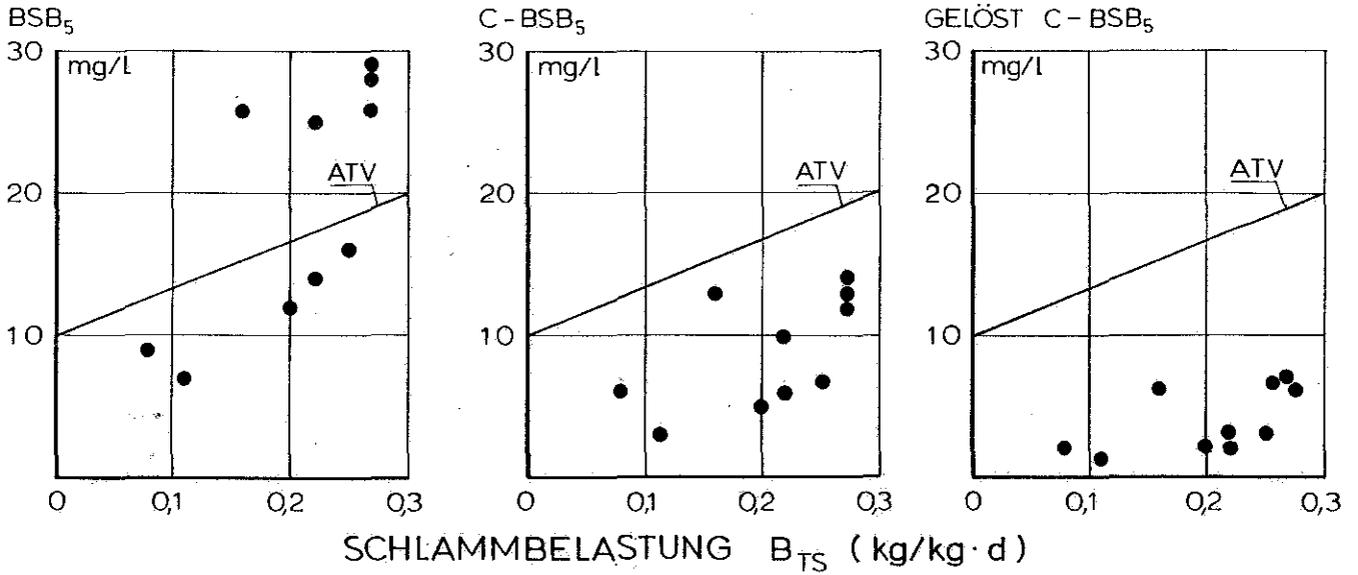


Abbildung 3-1

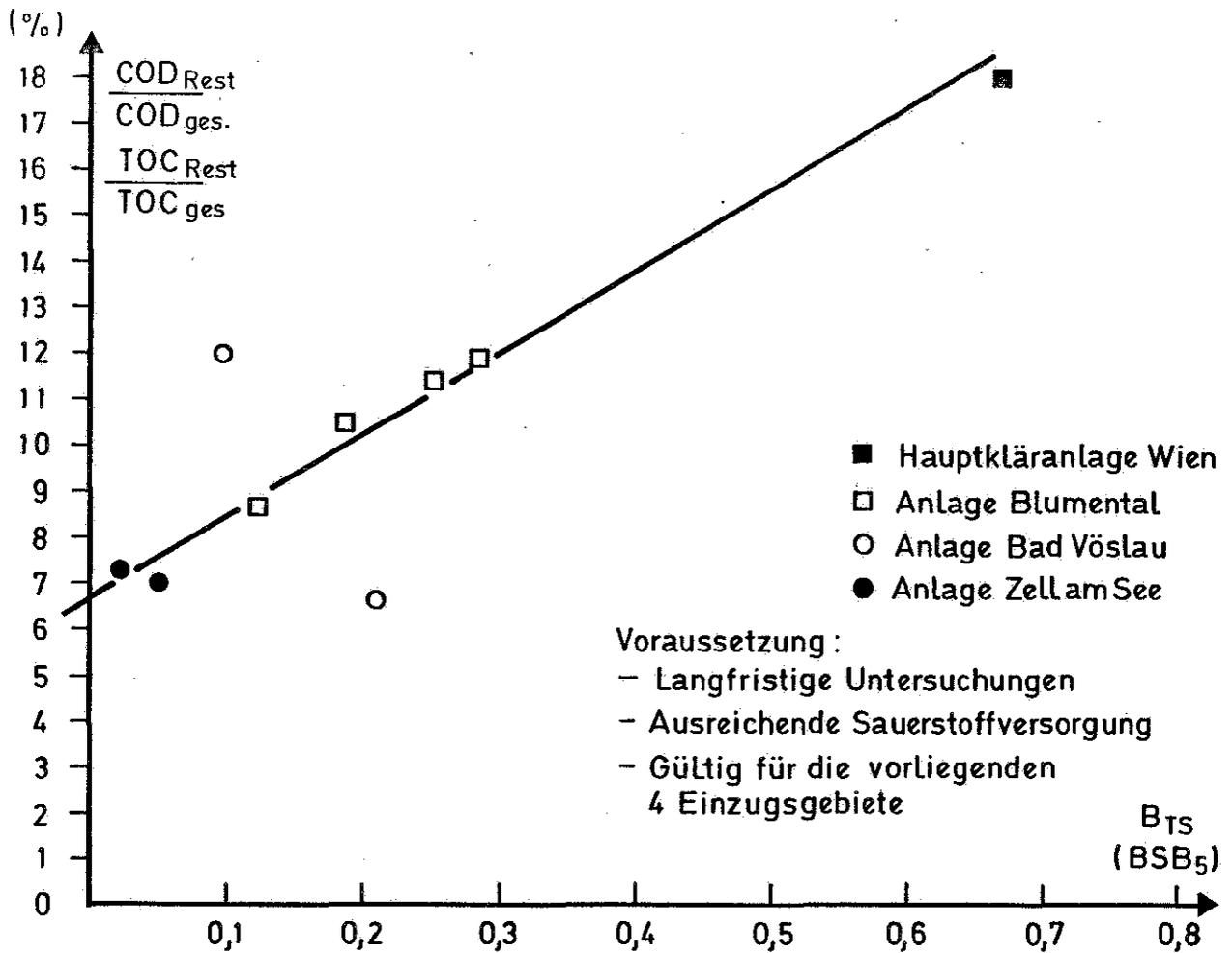


Abbildung 3-2 Abschätzung des refraktären Restes für häusliches Abwasser

12 mg l<sup>-1</sup> entspricht.

- (2) Bei von B.R. KIM, V.L. SNOEYNIK und F.M. SAUNDERS (1976) durchgeführten Laborversuchen, bei denen städtisches Abwasser mit Zuckern und organischen Säuren aufgestockt wurde, wurden folgende Werte ermittelt:

Schlammalter $t_s$	0,8	4,8	12,3	19,4	(d)
COD-Ablauf filtriert	57	42	28	25	mg l <sup>-1</sup>
COD <sub>n biol</sub> -Ablauf filtr.	(25)	(25)	(25)	25	mg l <sup>-1</sup>
COD <sub>biol</sub> -Ablauf filtr.	32	17	3	0	mg l <sup>-1</sup>

- (3) Die längerfristige Beobachtung der prozentuellen COD-Ablaufreste aufgetragen über der BSB<sub>5</sub>-Schlammbelastung für vier unterschiedliche Einzugsgebiete (HKA Wien, KA Blumental, KA Bad Vöslau, KA Zell am See) zeigt den Verlauf gemäß Abbildung 3-2. Daraus ist ebenfalls zu ersehen, daß der COD<sub>biol</sub> mit fallender Schlammbelastung geringer wird. Der COD<sub>nb</sub> liegt, als Prozentrest betrachtet, bei weniger als 6,5 %, da ein gewisser Anteil dieser 6,5 % auch auf den COD in den abfiltrierbaren Stoffen zurückzuführen ist.

Aus allen drei voneinander unabhängigen Beobachtungen ist zu erkennen, daß der Gehalt an biologisch abbaubarem, i.a. gelöstem, COD mit dem Schlammalter, d.h. der mittleren Verweilzeit der Mikroorganismen in der Anlage, geringer wird.

Diese Beobachtungen zeigen auch, daß kein allgemeingültiger Grenzwert für den COD<sub>biol</sub> im Ablauf in Abhängigkeit von BTS oder  $t_s$  angebar ist. Als Folgerung läßt sich jedoch ganz eindeutig ablesen, daß bei schlechten Verdünnungsverhältnissen bezogen auf die maßgebende Niederwasserführung die Verweilzeit der Mikroorganismen in den Anlagen größer sein muß als bei günstigen Verdünnungsverhältnissen. Die im Einzelfall zu wählende Anlagengestaltung hängt von den Umständen dieses jeweils konkreten Falles ab. Deshalb werden keine Hinweise zur Auslegung und Anlagengestaltung mit aufgenommen.

### 3.43 Nitrifikation/ev. Denitrifikation

Im häuslichen Abwasser ist auch nicht oxidiertes Stickstoff mit enthalten, der in Gewässern wegen

- Sauerstoffdefizits bei Umsetzungen  
(fließende Welle, Untergrundpassage)
- Fischgiftigkeit ( $\text{NH}_3$ )

je nach den örtlichen Bedingungen entfernt werden muß.

Die schon zitierte Schweizerische Richtlinie (SR 814.225.21) begrenzt  $\text{NH}_3$  im Gewässer auf  $0,1 \text{ mg l}^{-1}$  und die Summe ( $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$ ) im Gewässer auf  $0,5 \text{ mg l}^{-1}$ .

Wie W. GRUJER, V. KREJCI und E. EICHENBERGER (1982) aufzeigen, sind ( $\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$ ) in Forellengewässern bei  $15^\circ \text{ C}$  auch auf  $0,3 \text{ mg l}^{-1}$  (Andauer von Stunden bei pH-Wert 9,1, von Tagen bei pH-Wert 8,5) und bei  $20^\circ \text{ C}$  auf  $0,2 \text{ mg l}^{-1}$  (Andauer und pH-Wert wie vorstehend) zu begrenzen.

Als grobe Abschätzung für die Notwendigkeit der Nitrifikation wird vorgeschlagen, in einem betrachteten Einzugsgebiet die Siedlungsdichte und eine ausgewählte NW-Abflußspende wie folgt miteinander in Beziehung zu setzen:

$D$  = Siedlungsdichte,  $\text{E km}^{-2}$

$D \cdot N_i$  = Fracht an  $\text{NH}_4^+$ -N,  $\text{g km}^{-2} \text{ d}^{-1}$

$N_1$  =  $10 \text{ g NH}_4^+$ -N  $\text{E}^{-1} \text{ d}^{-1}$  bei Fehlen einer biologischen Reinigung

$N_2$  =  $7 \text{ g NH}_4^+$ -N  $\text{E}^{-1} \text{ d}^{-1}$  nach biologischer Reinigung ohne Nitrifikation

$\text{PNq}$  = Planungs-Niederwasserabflußspende,  $\text{l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$

$$\text{vorh NH}_4^+$$
-N-Konzentration =  $\frac{D \cdot N_i \cdot 1000}{86400 \cdot \text{PNq}} \text{ mg l}^{-1}$

Als Zahlenbeispiel: Niederösterreichisches Alpenvorland

$D = 100 \text{ E km}^{-2}$  MNq zwischen  $1,5$  und  $3,0 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$

bei  $\text{PNq} = \text{MNq}$  und nach "Biologie"

$$\text{vorh NH}_4^+-\text{N} = \frac{100 \cdot 7 \cdot 1000}{86400 \cdot (1,5 \text{ bis } 3,0)} = 2,7 \text{ bis } 5,4 \text{ mg l}^{-1}$$

bei PNq = 2 MNq und nach "Biologie"

$$\text{vorh NH}_4^+-\text{N} = \frac{100 \cdot 7 \cdot 1000}{86400 \cdot (3,0 \text{ bis } 6,0)} = 1,4 \text{ bis } 2,7 \text{ mg l}^{-1}$$

Sollen also Gewässer mit einem Forellenbestand vorhanden sein, so muß im niederösterreichischen Alpenvorland in den Anlagen eine Nitrifikation vorhanden sein.

Im Gegensatz zur Summenkenngröße "COD<sub>biol</sub>" (bzw. "gel COD<sub>biol</sub>") handelt es sich bei NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N um eine definierte chemische Verbindung, deren Gesetzmäßigkeiten in der biologischen Umwandlung wegen der dadurch möglichen "Grenzziehung" auch besser studierbar sind als die Umwandlung des COD<sub>biol</sub>.

Die Frage der Nitrifikation wurde z.B. von W. GUJER (1977; 1978; 1980; 1983) studiert. Als wichtige Faktoren sind zu nennen:

- Ausgeprägte Frachtenganglinie von TKN bzw.  $(\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3)$ -N-Tagesgang/u.u. auch Jahresgang;
- Amplitude der Tagesganglinie von der Größe und Form des Einzugsgebietes abhängig;
- Starke Abhängigkeit von der Temperatur;
- Abhängigkeit der Nitrifikation vom vorhandenen Säurebindungsvermögen (1 Mol NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N verbraucht in der Reaktion  $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$  2,0 mol SBV bzw. erzeugt 2,0 mol H<sup>+</sup>-Ionen, d.h. die Gesicherheit der Nitrifikation muß diesen Aspekt mit berücksichtigen);
- Die Sauerstoffversorgung muß sichergestellt sein;
- Gifte können die Umsetzungen zum Erliegen bringen.

Die Berücksichtigung aller Faktoren erfolgte in einer sogenannten "dynamischen Simulation" (W. GUJER, 1977; W. GUJER/P. ERNI, 1978), wobei diese bisher für das Belevungsverfahren veröffentlicht ist. Im großen und ganzen zeigt sich, daß eine Bemessung auf ein Schlammalter von ca. 9 Tagen gemäß den Richtlinien der ATV bei den üblichen Abwassertemperaturen (ca. 8° bis 12° C in der kalten Jahreszeit) bei Anlagen mit Durchmischung (keine ausgesprochene Pfropfenströmung) im Tagesmittel zu  $\text{NH}_4^+$ -N-Werten von ca. 0,5 mg l<sup>-1</sup> und zu Tagesspitzenwerten von ca. 2,0 mg l<sup>-1</sup> führt, wenn die Anschlußgröße ca. 50.000 EGW und mehr beträgt.

Wie die vorstehende Darstellung zeigt, wirken also viele Faktoren auf das Ergebnis bei der Nitrifikation ein.

Die Denitrifikation wird aus zwei Gründen angestrebt: Einerseits wird dadurch erreicht, daß eine ungezielte Denitrifikation mit Schlammabtrieb in der Nachklärung vermieden wird (simultane Denitrifikation), und andererseits, daß der Ablauf wesentlich verringerte Gehalte an  $\text{NO}_3^-$ -N aufweist (wichtig bei Wasserwiedergewinnung, u.U. auch von Bedeutung bezüglich Fischgiftigkeit, J.W. KINCHELOE et al., 1979). Die Denitrifikation wird nach heutiger Erkenntnis durch eine große Zahl heterotropher Organismen in Gegenwart von  $\text{COD}_{\text{biol}}$  und unter örtlichem Fehlen von gelöstem Sauerstoff durchgeführt, wobei der Sauerstoff am  $\text{NO}_3^-$ -Molekül für die Lebenstätigkeit dieser heterotrophen Organismen herangezogen wird. Als wesentlich erscheint, daß die heterotrophe Atmung mindestens 4 mal so groß ist wie die Masse an  $\text{NO}_3^-$ -N, die denitrifiziert werden soll (und dies zu jedem Zeitpunkt), daß gemäß den Erfordernissen der Nitrifikation genügend Volumen dafür zur Verfügung steht und daß ein vielfacher interner Kreislauf einen Ausgleich schafft. Wie K. WUHRMANN (1976) zeigte, kann bei dieser hier geschilderten simultanen Denitrifikation (Abb. 3-3) wegen des Kreis-

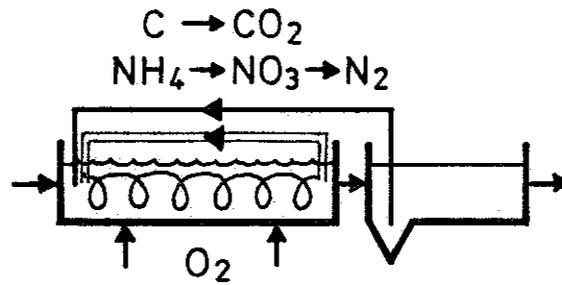


Abb. 3-3 Simultane Denitrifikation

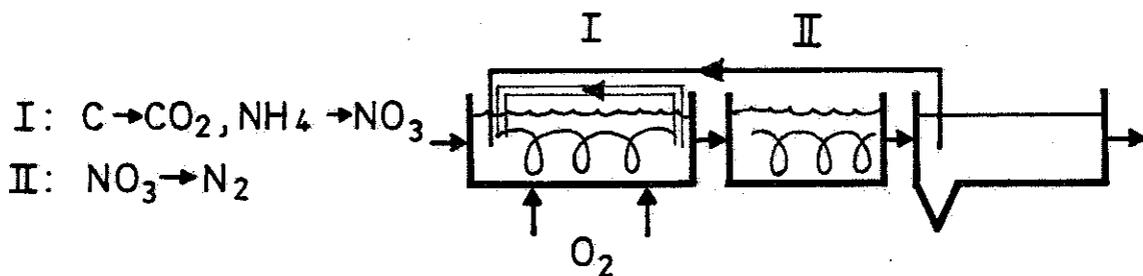


Abb. 3-4 Simultane Denitrifikation mit nachgeschaltetem Denitrifikationsbecken

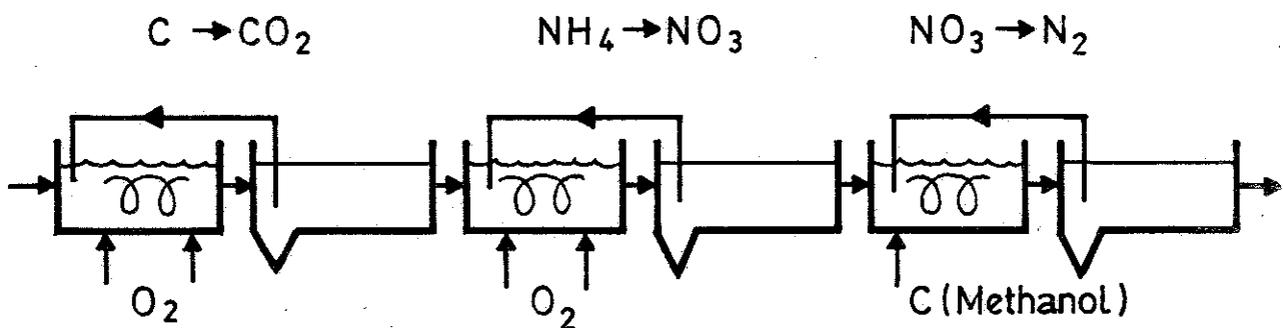
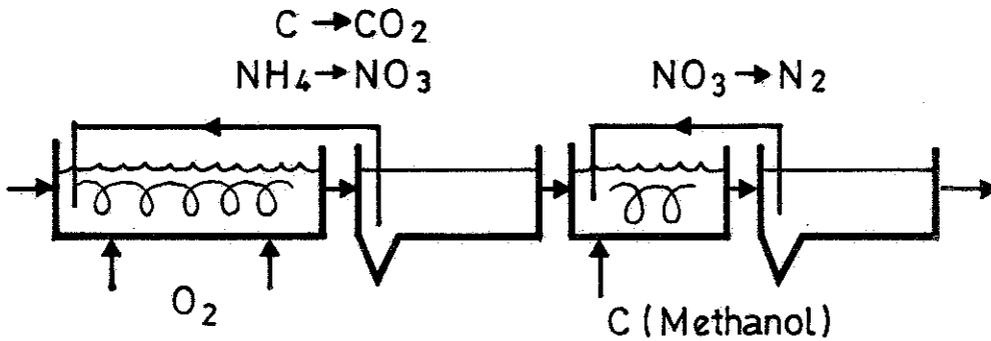


Abb. 3-5 Zweischlammverfahren (oben) und Dreischlammverfahren (unten)

laufes nie eine vollständige Denitrifikation erzielt werden. Wird ein weitestgehend denitrifizierter Ablauf verlangt, so erscheint es bei ausreichender heterotropher Atmung zweckmäßig, ein Denitrifikationsbecken (Abb. 3-4) an den simultanen Schlammkreislauf anzuschließen. Die Zugabe externer Kohlenstoffquellen für die Denitrifikation (Zweischlamm- und Dreischlammverfahren, Abb. 3-5) hat sich als unwirtschaftlich erwiesen.

#### 3.44 Rückhalt an Phosphor bei der Abwasserreinigung

Es ist zu erwähnen, daß von der Größenordnung her von den  $4 \text{ g ges P E}^{-1} \text{d}^{-1}$  die eine Hälfte mit dem menschlichen Metabolismus und die andere Hälfte mit dem Einsatz von Phosphor in Waschmitteln zusammenhängt.

Nach einer Abschätzung von W. STUMM (1971) kann Algenmasse unter Mitberücksichtigung des Phosphors gemäß der Beziehung in Abb. 3-6 dargestellt werden. Daraus ist zu ersehen, daß 1 Atom P (Atommasse 31) 138 Atome  $\text{O}_2$  (Atommasse 4416) treibt, was einem Massenverhältnis von 1 : 142 entspricht. Im Vergleich dazu beträgt das Massenverhältnis im Abwasser aus Haushalten nur 1 : 30 bzw. bei vollständigem P-Ersatz in Waschmitteln 1 : 60. Das bedeutet, daß in beiden Fällen in Relation zu den Verhältnissen bei der Algenmasse ein Phosphorüberschuß vorhanden ist.

Die Konsequenz daraus lautet, überall dort sehr strenge Anforderungen an den P-Rückhalt zu stellen, wo entlang der gesamten beeinflussten Wirkungskette bedingt bzw. mitbedingt durch diesen P-Überschuß unerwünschtes Pflanzenwachstum auftritt. Der Einfluß anderer Phosphorquellen im Einzugsgebiet (Landwirtschaft durch Bodendüngung bzw. Viehhaltung) muß dabei mitberücksichtigt werden.

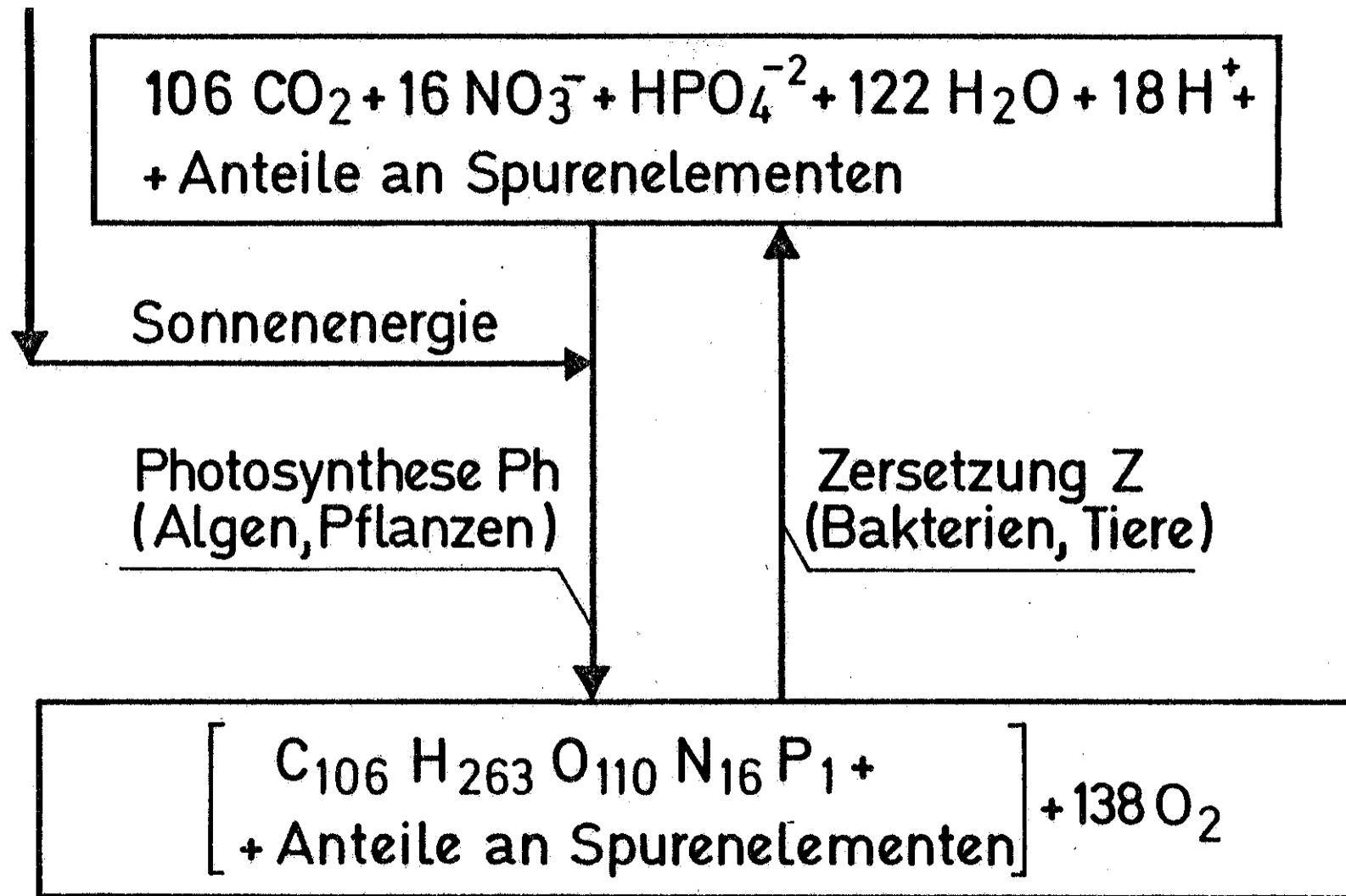


Abb.3-6 : Chemische Bilanzgleichung von Algen (Nach W.Stumm & E.Stumm - Zollinger, 1972, in: Anonymus, Aussprache in Kastanienbaum)

Die verfahrenstechnischen Möglichkeiten des P-Rückhaltes in der Abwasserreinigung basieren dabei

- physikalisch-chemisch

- auf dem Einsatz zwei- oder dreiwertiger Metallsalze für die Fällung bzw. Fällung/Mitflockung von ungelöstem P;

- auf dem Feststoffrückhalt der Fällungsprodukte (Absetzen, Filtrieren), wobei u.U. Flockungsmittel noch zusätzlich zugegeben werden;

- biologisch

- auf der physiologischen Inkorporation von P in die Mikroorganismenmasse;

- auf der Luxus-Aufnahme von Phosphor in die Mikroorganismenmasse.

Bezüglich physikalisch-chemischem Rückhalt von ges P in der Abwasserreinigung hat sich die Simultanfällung (Abb. 3-7) mit  $Fe^{+2}$ ,  $Fe^{+3}$  oder  $Al^{+3}$  im Vergleich zu anderen Methoden (Vorfällung, Abb. 3-8 oder Nachfällung, Abb. 3-9) durchgesetzt. Die Rückhaltewirkung beruht dabei sowohl auf der physiologischen Inkorporation von P in die Mikroorganismenmasse, auf der Fällung von gelöstem P, auf der Mitflockung von partikulärem P als auch auf dem Feststoffrückhalt durch die Nachklärung. Das Schlammalter der Belebungsanlage hat insofern Einfluß auf die Vorgänge, als der Vorrat der Masse an ges P, die im Belebtschlamm gespeichert ist, linear mit dem Schlammalter anwächst. Da der Feststoffrückhalt in der Nachklärung bei gesicherter Fällungsmitteldosierung das nächste den Rückhalt bestimmende Element ist, ist bei der Anlagenauslegung darauf besonderes Augenmerk zu widmen (Frage der Blähschlammneigung und der Möglichkeit des Schlammabtriebes, der Bemessung und richtigen konstruktiven Ausbildung von Nachklärbecken).

Abbildung 3-7

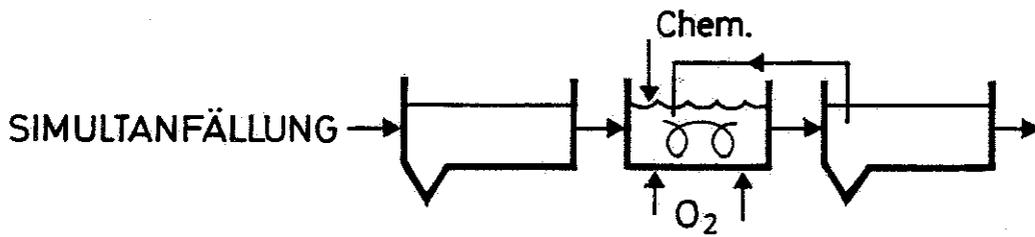


Abbildung 3-8

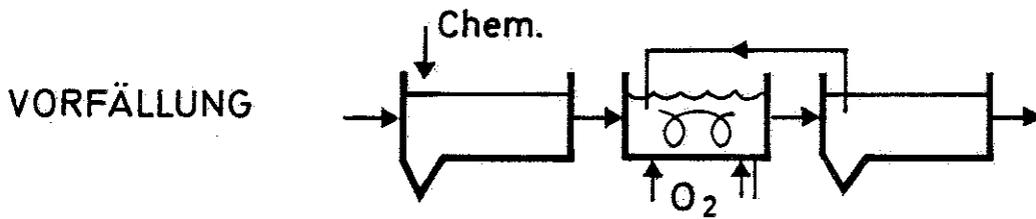


Abbildung 3-9

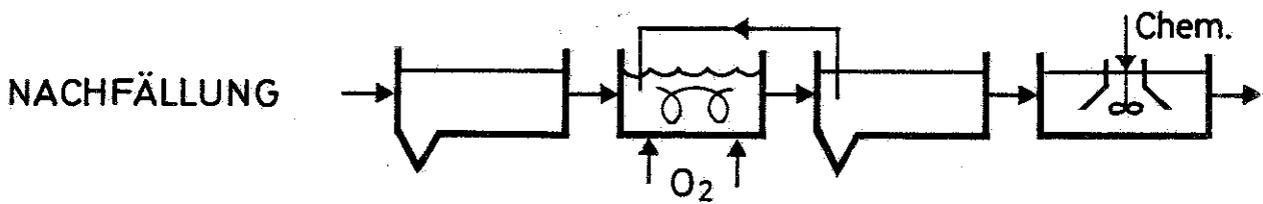
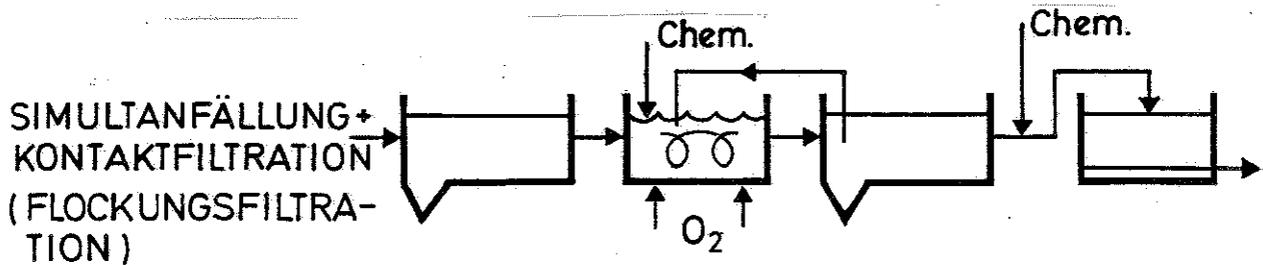


Abbildung 3-10



Durch Simultanfällung können je nach Umständen Rückhalte an ges P (Zulauf zur ARA/Ablauf der ARA) von ca. 80 bis 95 % erreicht werden. Da an verschiedenen Orten höhere Rückhalte verlangt werden müssen, wurde nach Lösungsmöglichkeiten zur Erreichung dieses Zieles gesucht. Eine Methode, die sich von der Wirkung her als günstig, vom Aufwand her als teuer erweist, ist die Flockungsfiltration (Abb. 3-10), die auch Kontaktfiltration genannt wird.

Maßgebende Forschungsarbeiten zu den Grundlagen der Anwendung der Flockungsfiltration wurden von M. BOLLER (1980) geleistet. Da der Einsatz der Flockungsfiltration vor allem in der Schweiz vorangetrieben wurde, liegen auch dort bisher die meisten Erfahrungen vor. (VSA-Tagung über Abwasserfiltration, November 1982; Fa. SULZER AG; Fa. Degrémont; Fa. Von Roll; Fa. Häny & Cie). Bei einem Zulauf von  $4 \text{ g ges P E}^{-1} \text{ d}^{-1}$  kann angenommen werden, daß eine einer Simultanfällung nachgeschaltete Flockungsfiltration einen ungefähr 97 - 98 %igen Rückhalt an ges P für die gesamte Reinigungskette im Jahresmittel ermöglicht (B. JOST, 1982; M. BOLLER, 1983).

Ob der Einsatz der Flockungsfiltration zusätzlich zur Simultanfällung in einem betrachteten Einzugsgebiet zu einem bestimmten Zeitpunkt Priorität hat oder nicht, sollte anhand von Vergleichsstudien, die möglichst alle Phosphorquellen erfassen, aber auch die Eingriffsmöglichkeiten berücksichtigen müssen, bewertet werden.

Die Bedingungen, unter denen P durch Luxusaufnahme - d.h. also nur durch "überphysiologisch" bedingte Inkorporation - aus dem Abwasser entfernt werden kann, werden zur Zeit noch studiert, so daß allgemeine Entwurfsempfehlungen noch nicht möglich sind. Das Phänomen ist jedoch seit den Beobachtungen

an der Anlage Rilling Wells in San Antonio/Texas (D. VACKER et al., 1967) bekannt. Als wesentlich gilt nach dem heutigen Wissensstand (J.L. BARNARD, 1976; 1982; D. MALNOU et al., 1983) folgendes: (1) Es ist nachgewiesen, daß es sich um biologische Vorgänge handelt. (2) Strikt anaerobe Umsetzungen am Anfang einer einstufigen Belebungsanlage spielen eine entscheidende Rolle. (3) Kohlenstoffentfernung, bei Nitrifikation auch Denitrifikation und biologische P-Entfernung (Anaerobie am Anfang des Belebungsbeckens) müssen sorgfältig aufeinander abgestimmt sein, und dies auch im Tagesgang.

Kombinationen aus den Fällungsmethoden und der Luxusaufnahme in Belebungsanlagen mit nur einem Schlammkreislauf erscheinen denkbar. Der Engpaß bei Anwendung der Methode der Luxusaufnahme liegt in der Schlammverwertung, da längere Anaerobie (z.B. in der Schlammeindickung und Schlammfäulung) den Phosphor wieder freisetzt. Dementsprechend liegt der Anwendungsbereich der P-Reduktion durch Luxusaufnahme bei Anlagen ohne Schlammfäulung mit im Jahresgang ständig gesicherter sofortiger Verbringung des Überschussschlammes.

### 3.45 Gezielte Feststoffentfernung durch Filtration bzw. Mikrosiebung

Beobachtungen an der Glatt, einem Fluß im Schweizerischen Mittelland, an dem die biologische Reinigung "vollständig" eingeführt ist, wo aber nur eine geringe Verdünnung (an der Mündung  $30.000 \text{ E m}^{-3} \text{ s}^{-1}$ ; im Vergleich dazu die Donau bei Wien mit ca.  $6.000 \text{ E m}^{-3} \text{ s}^{-1}$  oder der Inn bei Finstermünz mit  $300 \text{ E m}^{-3} \text{ s}^{-1}$ ) vorhanden ist, zeigen, daß das biologische Erscheinungsbild auch durch Massenansammlungen von "Weidern" (z.B. Ciliatenbänken) geprägt sein kann (P. PERRET, EAWAG-interne Arbeiten). Daraus folgt, daß in gewissen Fällen auch in niederschlagsreichen Gebieten eine gezielte Feststoffentfernung erforderlich werden kann.

In der Praxis hat sich zum gezielten Feststoffrückhalt bisher weitgehend die Abwasserfiltration angeboten, wobei sich aus Gründen der Kosteneffizienz die Raumfiltration im Vergleich zu einer weitgehenden Oberflächenfiltration als günstiger erwies. Aber auch durch Mikrosiebung können Feststoffe aus dem biologisch gereinigten Ablauf - jedoch mit im Vergleich zur Filtration anderen Rückhalte-mechanismen und geringeren Wirkungsgraden - entfernt werden. Neue Entwicklungen betreffen den Einsatz von kontinuierlich spülbaren Flächen- und Raumfiltern sowie Siebmatten (VSA-Tagung über Abwasserfiltration, November 1982).

Die Notwendigkeit zum Einsatz der Filtration ergibt sich dabei einerseits durch den Ablaufzustand der vorhandenen oder - bezüglich Nachklärbecken - noch erweiterbaren Reinigungskette einerseits und den Verhältnissen im Vorfluter andererseits. Da Anlagen zur Abwasserfiltration zur Zeit als teuer (Investitionen, Betrieb) zu bezeichnen sind und ihr Betrieb an das Personal hohe Anforderungen stellt, sollte ihr Einsatz gründlich erwogen werden.

### 3.46 Zusätzliche Reinhaltungsschritte

#### (a) Maßnahmen zur Vorreinigung bei Industrieabwässern - biologisch umwandelbarer Kohlenstoff

Seit dem stetigen Ansteigen der Erdölpreise (seit 1973 in drei Wellen) haben Methoden zur anaeroben Abwasserreinigung stetig an Gewicht gewonnen. Durch die im Laufe der Zeit vermehrt gewonnenen Einsichten in die maßgebenden Faktoren (Abwasser mit den darin dominanten Inhaltsstoffen in Rückkoppelung mit dem gewählten Reaktortyp) werden immer weitere Bereiche biologisch umwandelbarer industrieller Abwässer erfaßt. Mögliche Vorgangsweisen können der einschlägigen Literatur (R. BRAUN, 1982; Anaerobic Digestion, 3rd International Symposium, 1983; Anaerobic Wastewater Treatment, European

Symposium, 1983) entnommen werden. Die unter 3.42 genannte Kohlenstoffentfernung auf aerobem Weg bzw. andere Zusatzforderungen müssen jedoch auf jeden Fall nachgeschaltet werden.

(b) Maßnahmen zur (Vor)reinigung bei Industrieabwässern -  
Metalle

In unseren Siedlungsstrukturen haben die metallverarbeitenden bzw. metallbearbeitenden Betriebe einen fixen Standplatz. Meist handelt es sich dabei um gewerbliche Unternehmungen, deren Abwässer nur über die öffentlichen Entwässerungsnetze abgeleitet werden können.

Bei der Oberflächenbehandlung von Metallen müssen Flüssigkeiten eingesetzt werden, die Verschmutzungen von der Oberfläche der Metalle entfernen, aber auch solche Lösungen, die einen Auftrag an speziellen Stoffen (z.B. Galvanik) bzw. eine andersgeartete Oberflächenveredelung ermöglichen. Es handelt sich bei den eingesetzten Chemikalien und den daraus resultierenden Abwässern weitgehend um chlorierte Lösungsmittel, Cyanide und Schwermetalle, die toxisch sind.

Bei den sogenannten "klassischen" Behandlungsverfahren ist es das Ziel, das Abwasser zu entgiften und darin enthaltene Metalle quantitativ in eine absetzbare Form überzuführen, während die Kreislaufführung von Spülwasser durch Behandlung mit Ionenaustauschern (Rückgewinnung des Betriebsmittels Wasser) bzw. echtes Wertstoff-Recycling (aus Spülwässern und Regeneration von Prozeßlösungen) darauf abzielen, die vorhandenen Inhaltsstoffe auch voll zu nutzen (L. HARTINGER, 1976; 1979).

Da alle angewandten Behandlungsverfahren spezifische chemische Reaktionen möglichst quantitativ ausnützen, lautet das oberste Gebot im Betrieb, anfallende Abwässer so zu führen, daß deren getrennte bzw. gemeinsame Reinigung gewährleistet ist.

Während Entgiftungen (Cyanid, Chromat, Nitrit) sozusagen "vollständig" möglich sind, hängen die bei Neutralisation und Metallausfällung erzielbaren gelösten Ablaufkonzentrationen vom Löslichkeitsprodukt der entsprechenden Verbindung (meistens Hydroxid, seltener Sulfid) ab. In welchem Umfang schon gefällttes Metallhydroxid bzw. -sulfid im Abwasser abgeleitet wird, hängt von der Exaktheit der Feststoffabscheidung im Betrieb ab. Sowohl im Hinblick auf die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung als auch aus Gründen gesunder Gewässer sind daher möglichst niedrige Löslichkeitsprodukte und eine ausgezeichnete Feststoffabscheidung in den Betrieben zu fordern.

(c) Maßnahmen zum Rückhalt von refraktären organischen Verbindungen

Grundsätzlich sollte gelten, daß die in das Abwasser gelangenden organischen Inhaltsstoffe biologisch abbaubar sind, bzw. daß refraktäre organische Verbindungen an der Quelle rückgehalten werden.

Der Einsatz von Verfahren zum Rückhalt refraktärer organischer Verbindungen in der Abwasserreinigung betrifft weitgehend die Adsorption dieser Stoffe an Aktivkohle. Um ungefähr 1970 wurde der Einsatz dieses Verfahrens als durchaus naheliegend auch bei Kläranlagen für häusliches Abwasser vorhergesagt, doch ist dies bis heute nicht eingetreten.

### 3.47 Schlammbehandlung und Schlammverbringung

Bei der Abwasserreinigung fallen Schlämme an, die sachgerecht behandelt und verbracht werden müssen. Bezüglich Abwasser aus der Schlammbehandlung (Trübwasser der Schlamm-

eindickung und der Faulbehälter, Zentrat der Entwässerung) besteht je nach Einzelfall eine geringe oder ausgeprägte Rückkoppelung auf die Abwasserreinigung (z.B.  $\text{NH}_4^+$ -N-Fracht bei der Nitrifikation).

Metallhaltige Schlämme aus der Vorreinigung industrieller Abwässer müssen entweder als Rohmaterial in die Erzeugung gelangen oder sachgerecht deponiert werden. Zur Erreichung dieses Zieles müssen sowohl Appelle an die Verantwortlichkeit der Unternehmen als auch Kontrollen erfolgen.

Der in der biologischen Abwasserreinigung anfallende Klärschlamm (Primärschlamm aus der Vorklärung, Überschussschlamm aus der biologischen Reinigung) enthält noch COD, wobei das Ausmaß von  $\text{COD}_b$ , d.h. die Fäulnisfähigkeit dieses Schlammes, je nach Verfahrenskette und Abwasserart schwankt.

Die Reduzierung der Fäulnisfähigkeit kann in der Abwasserreinigung selbst durch aerobe Schlammstabilisierung und außerhalb dieser in einer unbeheizten oder beheizten Schlammfäulung durchgeführt werden. Als Schlammverbringung erscheint die Anwendung in der Landwirtschaft auch in die Zukunft hinein als durchaus erstrebenswert. Zur Zeit machen sich in der Landwirtschaft jedoch Bestrebungen bemerkbar, die Schwermetalle im Klärschlamm als wesentlich bedenklicher zu erklären als die durchaus positiven Inhaltsstoffe (organische Substanz, Stickstoff, Phosphor etc.). Richtig am Standpunkt der Landwirtschaft ist jedoch, dafür gesichert zu sorgen, daß Schwermetalle möglichst nicht ins Abwasser gelangen.

Klärschlamm enthält zwangsweise auch Krankheitserreger, deren Übertragung auf Mensch und Tier bei der Schlammverbringung mitbetrachtet werden muß. Es zeigt sich dabei, daß das Infektionsrisiko im biologisch gereinigten Abwasser von der Gesetzgebung her als wesentlich ungefährlicher be-

wertet wird als die Klärschlammausbringung. Eine kurzgefaßte Darstellung der anstehenden Fragen stammt von H.E. MÜLLER (1980). Zusammengefaßt ergibt sich, daß die Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft die sinnvollste Möglichkeit seiner Verwertung darstellt. Die daraus resultierende toxikologische Gefahr scheint sich aufgrund bisheriger empirischer Daten in tolerablen Grenzen zu halten. Auch das Infektionsrisiko wird meist überschätzt. Eine reale Gefahr ergibt sich nur bei Kulturen, die zum Rohgenuß geeignet sind, sowie auf Rinderweiden. Im übrigen existieren nach MÜLLER keine rational-hygienischen Gründe gegen die landwirtschaftliche Nutzung. Die zur Diskussion anstehende Klärschlammdesinfektion ist kostspielig, erscheint aber hygienisch von fraglichem Wert.

### 3.5 Wirtschaftliche Fragen

#### 3.51 Allgemeines

In den TECHNISCHEN RICHTLINIEN DES WASSERWIRTSCHAFTSFONDS (Entwurf Herbst 1983) wird festgehalten, daß bei Projekten auf dem Gebiete der Abwasserableitung und Abwasserreinigung Kosten-Nutzen-Untersuchungen durchzuführen sind.

Nach unserem Verständnis der Zusammenhänge ist der Begriff "Kosten-Nutzen-Untersuchungen" nur bedingt passend, da ja der Nutzen der Abwasserreinigung weitgehend monetär nicht bewertbar ist. Der Begriff "Kostenvergleich von Abwasseranlagen" (z.B. W. MUNZ, 1983) erscheint zutreffender. Von Kosten-Nutzen-Vergleichen kann dann gesprochen werden, wenn ein Bezug auf den Stoffrückhalt erfolgt.

In der Anwendung hat der Ingenieur zunächst die Aufgabe,

- (1) ökologisch und technisch verlässliche Lösungen auszuwählen,
- (2) die ausgewählten Lösungen soweit in Vorprojekten durchzugestalten, daß

- (3) die erforderlichen Investitionen und Betriebsaufwendungen und die damit verbundene Nutzungsdauer mit einiger Verlässlichkeit abgeschätzt werden können,
- (4) und schließlich die Investitions- und Betriebsaufwendungen der verschiedenen Lösungen auf einer Vergleichsbasis zusammenzuziehen und einen Bezug zum Rückhalt an Schmutzstofffrachten, der durch die Maßnahmen erreicht wird, zu erstellen.

Die Auswahl ökologisch und technisch verlässlicher Lösungen sowie ihre Durchgestaltung in Vorprojekten sind Gegenstand der vorangegangenen Überlegungen bzw. der Anwendung im Einzelfall, die in einem noch folgenden Abschnitt kurz besprochen werden wird.

### 3.52 Investitionen, Betriebsaufwand und Nutzungsdauer

#### Überblick

Zunächst gilt es festzuhalten, daß dieser Abschnitt nicht von der Wahl und Durchgestaltung von Vorprojekten abgetrennt werden kann, sondern einen integralen Bestandteil des dortigen Vorgehens darstellt. Es sind jedoch einige Hinweise erforderlich, wie Investitionen, Betriebsaufwand und Nutzungsdauer auf dem Gebiet von Abwasserableitung und Abwasserreinigung abgeschätzt werden können.

Bezüglich Abwasserableitung für die Verhältnisse in der Bundesrepublik Deutschland liegen für Investitionen bei Kanälen und Abwasserpumpwerken Angaben in der dritten Auflage des Lehr- und Handbuches der Abwassertechnik, Bände I und II (1982) vor. Bezüglich Regenüberlaufbecken fehlen bisher Angaben, die es dem Planer gestatten, rasche Vergleiche durchzuführen. Bezüglich Betriebsaufwand fehlen nutzbare Angaben weitgehend, und auch in bezug auf die anzusetzende Nutzungsdauer scheinen Erhebungen an ausge-

fürten Bauwerken zu fehlen. Als Hinweise über anzusetzende Werte für die Nutzungsdauer können die Angaben von R.F. SCHMIDTKE (1977) dienen. Bezüglich der Investition für Sanierungsleitungen wurde ein Vorschlag von H. NAEF und U. TOBLER (1980) ausgearbeitet.

Bezüglich Abwasserreinigung liegen neuere Arbeiten von J. NEGAARD (1975), W. FLÖGL (1980) und H. SCHÜSSLER (1982) vor, die gewisse Hinweise zur Abschätzung der erforderlichen Investitionen und des damit verbundenen Betriebsaufwandes gestatten. Bezüglich der tatsächlichen Nutzungsdauer von ausgeführten Bauwerken fehlen ebenfalls Angaben, doch dürften die Ansätze in R.F. SCHMIDTKE (1977) zutreffen. Bei Überlegungen zu Anlagenerweiterungen dürften sich die Hinweise von W. KASSNER (1983) bezüglich der Nutzung alter Bausubstanz als wertvoll erweisen; die Umsetzung in die Wirklichkeit hängt jedoch von der Situation des Einzelfalles ab.

#### Einige Zahlen zur österreichweiten Einordnung

Eine im Zuge eines Auftrages durchgeführte Erhebung im Jahre 1983 im Bundesland Vorarlberg erbrachte für Ortskanalisationen und Verbandssammler, die noch bis zum Vollanschluß zu erstellen sind, eine spezifische Investitionssumme von ca. öS 25.000,--  $E^{-1}$ . Bei Berücksichtigung der seit 1971 aufgetretenen Teuerung stimmt dieser Wert ganz gut mit einer Abschätzung von R. ZWINTZ (1972) für bayerische Landgemeinden überein. Ebenfalls aufbauend auf den Angaben von ZWINTZ läßt sich überschlagen, daß die einwohnerbezogene Investitionssumme für den Wiederbeschaffungswert in der Kanalisation bei ungefähr öS 15.000,-- bis 20.000,--  $E^{-1}$  liegt. Wird in Österreich von  $6,5 \cdot 10^6$  anschließbaren Einwohnern ausgegangen, so folgen daraus Wiederbeschaffungswerte von ca. 100 bis 130 Mrd. öS. Im Vergleich dazu wird in einer kürzlich erschienenen Studie (P. BALDIA, 1983) für Österreich abgeschätzt, daß der Nachholbedarf für Investitionen in Abwasserableitung und

Abwasserreinigung noch ungefähr 130 Mrd. öS betrage, und dies zu einem Zeitpunkt, zu dem ungefähr (einschließlich Wien) ca. 60 % der an Kanäle anschließbaren Einwohner angeschlossen sind. Bei dem von P. BALDIA vorgelegten Konzept handelt es sich um eine Anwendung des Prinzips der "Abwasserverbände" auch im eher locker besiedelten ländlichen Raum; überschlägig ergeben sich dabei spezifische Investitionen in die Kanalisation von öS 50.000,--  $E^{-1}$ . Da diese Summe doppelt so hoch ist wie die im Bundesland Vorarlberg erhobene und der Mehraufwand von öS 25.000,--  $E^{-1}$  einer Investition von ca. 70 Mrd. öS entspricht, erscheint es vordringlich, die Konzepte zur Abwasserableitung und Abwasserreinigung in eher dünn besiedelten Gebieten neu zu überdenken.

Im Vergleich dazu ist die Frage nach den Investitionen von Regenüberlaufbecken (Wiederbeschaffungswert) von geringerer, aber immer noch wesentlicher Bedeutung. Nach W. HAILER (1984) betragen die Baukosten von RÜBs ca. 800,-- bis 3.000,-- DM  $m^{-3}$ , was bei angenommenen 150  $E \text{ ha}_{red}^{-1}$  und 20  $m^3 \text{ ha}_{red}^{-1}$  und bei  $6,5 \cdot 10^6 E$  eine Spanne von  $5 \cdot 10^9$  öS bis  $18 \cdot 10^9$  öS bzw. im Mittel ca. 10 Mrd. öS ausmacht. In Anbetracht der Überlegungen im Abschnitt 3.33 ist jedoch die Frage aufzuwerfen, ob eine ungeprüfte Investition in RÜBs in diesem Ausmaß tatsächlich zu einer wesentlichen Verbesserung im Gewässerschutz beiträgt.

Nach W. FLÖGL (1980) schwanken die einwohnerspezifischen Investitionen in Abwasserreinigungsanlagen zwischen ungefähr 2.500,-- öS  $EGW^{-1}$  bei Anlagengrößen von 10.000 EGW und ca. 800,-- öS  $EGW^{-1}$  bei Anlagengrößen von 500.000 EGW (Umrechnung Preisbasis 1984). Statistiken über die Größenverteilung der Anlagengrößen liegen nicht vor. Wird für eine vereinfachte Abschätzung von einer "mittleren" Kläranlagengröße von 30.000 EGW ausgegangen, so beträgt dort die spezifische Investition ca. 1.400,-- öS  $EGW^{-1}$ . Werden zur zusätzlichen Vereinfachung 2  $EGW E^{-1}$  und  $6,5 \cdot 10^6$

anschließbare Einwohner angesetzt, so folgt daraus ein Wiederbeschaffungswert in Abwasserreinigungsanlagen für häusliches Abwasser von der Größenordnung von 20 Mrd. öS, der im Vergleich zur Kanalisation gering ausfällt.

In der vorstehenden Abschätzung sind die in der Großindustrie erforderlichen Investitionen nicht enthalten. Nach einer Arbeit von W.v.d. EMDE (1978) waren für die Nahrungs- und Genußmittelindustrie, die chemische Industrie, die Textilindustrie, die Zellstoff- und Papiererzeugung sowie sonstige Betriebe nach innerbetrieblichen Maßnahmen ca. 17 Mio EGW (Basis BSB<sub>5</sub>) anzusetzen, und in der Zwischenzeit dürfte dieser Wert nach eigenen Abschätzungen etwas angestiegen sein. Von diesen 17 Mio EGW sind jedoch ca. 8 Mio EGW in der vorstehenden Abschätzung im häuslichen Abwasser mit enthalten, da sie in Verbandsanlagen mit gereinigt werden. Das große Problemkind im österreichischen Gewässerschutz bleibt dabei bis auf weiteres die Zellstoff- und Papierindustrie mit ca. 7 Mio EGW (siehe Tabelle 6-1). Von einer Bewertung dieses Aufgabenbereiches wird jedoch abgesehen, wie auch keine Bewertung der Investitionen in die übrigen industriellen ARAs bzw. prozeßtechnische Maßnahmen erfolgt.

Bezüglich Betriebskosten für Abwasserableitungen sind nach EAWAG-internen Erhebungen (1983) bei wenig kritischen Partien im Kanalnetz und bei Reinigung der Stränge in Intervallen von 1 bis 3 Jahren Betriebskosten von sFr 2,50 - 4,00 m<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> anzusetzen. Zahlen in der Arbeit von U. SCHOPPER (1982) lassen unter der Annahme 1 E  $\hat{=}$  2 EGW die Interpretation zu, daß im Zeitraum 1978 - 1981 ca. 10,6 m Ortskanäle und Ableitungssammler pro Einwohner gefördert wurden. Bei Ansatz von 5 m Kanal E<sup>-1</sup> und sFr 2,50 m<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> ergibt sich allein daraus ein Wert von ca. öS 100,-- E<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>, der jedoch vor Beurteilung von Maßnahmen für die österreichische Situation noch eingehend zu überprüfen ist.

Bezüglich Betriebskosten von Regenüberlaufbecken nennt W. HAILER (1984) Werte zwischen  $3,0$  und  $6,0 \text{ DM m}^{-3} \text{ a}^{-1}$ , wobei in Einzelfällen auch Werte von  $20 \text{ DM m}^{-3} \text{ a}^{-1}$  (das Volumen bezieht sich auf das Beckenvolumen) und darüber auftreten. Bei  $V_{\text{SR}} = 20 \text{ m}^3 \text{ ha}_{\text{red}}^{-1}$  und  $150 \text{ E ha}_{\text{red}}^{-1}$  sind dies umgerechnet, mit Bezug auf  $4,50 \text{ DM m}^{-1} \text{ a}^{-1} = 32 \text{ öS m}^{-3} \text{ a}^{-1}$ ,  $4,30 \text{ öS E}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Dies ist somit ein zu vernachlässigender Betrag.

Bezüglich Betriebskosten ergeben sich nach W. FLÖGL (1980) in der Abwasserreinigung bei 30.000 EGW ungefähr  $100,-- \text{ öS EGW}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , was bei  $2 \text{ EGW E}^{-1}$  und  $6,5 \cdot 10^6$  anschließbaren Einwohnern für die mechanisch-biologische Reinigung eine Jahressumme von der Größenordnung von  $1,3 \text{ Mrd. öS a}^{-1}$  ausmacht (Hochrechnung auf Preisbasis 1984).

#### Kostenverteilung in Österreich

Um den Gewässerschutz in Österreich voranzutreiben, wurde im Rahmen des Wasserwirtschaftsfonds der Bereich Abwasserableitung-Abwasserreinigung stark ausgeweitet. Nach U. SCHOPPER (1982) wurden im Zeitraum 1959 - 1981 im Wasserwirtschaftsfonds Förderungen mit Herstellungskosten im Ausmaß von  $55,5 \text{ Mrd. öS}$  im Bereich der häuslichen Abwasserableitung und Abwasserreinigung und  $7,9 \text{ Mrd. öS}$  im Bereich der betrieblichen Abwasserreinigung behandelt, wobei bei insgesamt Herstellungskosten von  $82,2 \text{ Mrd. öS}$  (inkl. Wasserversorgung) sich die Förderungsbeiträge auf ca.  $44,1 \text{ Mrd. öS}$  beliefen. Nach den Wasserwirtschaftsfonds-Förderungsrichtlinien 1980 schwanken dabei das Darlehensausmaß des WWF bei Abwasserableitungen und Abwasserreinigungsanlagen (außer Betrieben) zwischen  $50$  und  $80 \%$  der Herstellungskosten, der Darlehenszinssatz zwischen  $1$  und  $3 \%$   $\text{a}^{-1}$  und die Laufzeit zwischen  $20$  und  $50$  Jahren. Zusätzlich ist zu berücksichtigen, daß auch Landesmittel - sowohl als nichtrückzahlbare Beiträge als auch als niedrigverzinsliche Darlehen - in die Finanzierung mit einfließen. Wiederum nach U. SCHOPPER (1982) wurden 1979

Fondsmittel im Ausmaß von 4,8 Mrd. öS freigegeben, wobei die Finanzierung der Herstellungskosten zu 57,4 % über den WWF (überwiegend in Form niedrig verzinsten, langfristiger Darlehen), zu 12,8 % aus Landesmitteln als verlorener Zuschuß, zu 9,9 % aus Landesmitteln als niedrig verzinsliche Darlehen, zu 11,6 % aus Eigenmitteln der Förderungswerber und zu 8,2 % aus Anschlußgebühren und sonstigen Beitragsleistungen vorgesehen war.

Daraus läßt sich schließen, daß trotz der Verfügungshoheit der Förderungswerber nach Zusicherung durch den WWF die tatsächliche Finanzierung sich nicht auf der betriebswirtschaftlichen Ebene der Förderungswerber, sondern zu ca. 80 % der Herstellungskosten auf volkswirtschaftlicher Ebene abspielt. Dies ist an und für sich nichts Schlechtes, nur sollte die Variantenwahl dann auch auf volkswirtschaftlicher Ebene erfolgen.

Daraus ergibt sich, daß die Kostenrechnung bei der Variantenwahl bei uns in Österreich unter volkswirtschaftlichen Bedingungen erfolgen sollte und nicht unter den Finanzierungsbedingungen des Wasserwirtschaftsfonds. U. SCHOPPER (1982) hat dabei aufgezeigt, daß die niedrigverzinslichen Darlehen des WWF bei einer angenommenen (hohen) Guthabenverzinsung von  $10 \% a^{-1}$  je nach Tilgungsdauer des Darlehens und des Darlehenszinssatzes verlorenen Zuschüssen der öffentlichen Hand von ca. 20 - 30 % bei 10 Jahren Laufzeit und von 40 bis 50 % bei 20 Jahren Laufzeit entspricht. Bei einem Zinssatz von  $1 \% a^{-1}$  und 50 Jahren Laufzeit steigen nach SCHOPPER diese im Darlehen enthaltenen verlorenen Zuschüsse auf ca. 75 % an.

Man kann diesen Zusammenhang jedoch auch anders betrachten. Bei einer angenommenen Guthabenverzinsung zu laufenden Preisen von  $8 \% a^{-1}$  und einer ebenfalls angenommenen langfristigen Teuerungsrate von  $6 \% a^{-1}$  ergibt sich ein realer, d.h. inflationsbereinigter, Guthabenzins von  $2 \% a^{-1}$ .

Dieser Zahlenwert wird im folgenden noch diskutiert werden.

Die Zinsen der WWF-Darlehen zu laufenden Preisen schwanken zwischen  $1\% a^{-1}$  und  $3\% a^{-1}$ , was bei der Teuerungsrate von  $6\% a^{-1}$  realen, d.h. also inflationsbereinigten, Zinssätzen zwischen  $-5\% a^{-1}$  und  $-3\% a^{-1}$  entspricht. Dabei haben die günstigsten Darlehen die längsten Laufzeiten.

Im folgenden sind in Tabelle 3-7 die realen, d.h. also inflationsbereinigten, Kapitaldienstfaktoren (KDF, Dimension, Einheiten pro Jahr) und die sich bei Multiplikation mit der Laufdauer daraus ergebenden realen Rückzahlungen (RKZ, Dimension, Einheit) tabellarisch dargestellt. Aus der Tabelle 3-7 und aus der Arbeit von U. SCHOPPER ergibt sich eine gleichlautende Aussage.

Tabelle 3-7: Anteile an verlorenen Zuschüssen in den WWF-Darlehen bei Annahme einer Teuerungsrate von  $6\% a^{-1}$ .

Darlehenszins zu laufenden Preisen	$3\% a^{-1}$		$2\% a^{-1}$		$1\% a^{-1}$	
	$-3\% a^{-1}$		$-4\% a^{-1}$		$-5\% a^{-1}$	
Realer Darlehenszins	KDF	RKZ	KDF	RKZ	KDF	RKZ
Laufzeit						
10 a	0,0843	0,843	0,0793	0,793	0,0746	0,746
20 a	0,0358	0,715	0,0317	0,634	0,0279	0,559
30 a			0,0166	0,499	0,0137	0,410
40 a					0,0074	0,295
50 a					0,0042	0,208

### 3.53 Hinweise zur Methodik der Planungsrechnung

Wie die Arbeit von R. WEYRAUCH (1916) zeigt, wurden Überlegungen im Ingenieurbereich zum wirtschaftlichen Einsatz vorhandener Mittel schon vor längerer Zeit angestellt.

Neu und bisher bei vielen Bearbeitungen nicht genügend berücksichtigt, ergibt sich die Frage, wie man die Teuerung in einem Projektvergleich mit einbeziehen kann, d.h. wie man eine Bewertung zu realen Kosten durchführen kann.

An neueren Arbeiten dazu sind im deutschen Sprachraum Betrachtungen von G.W. ANNEN (1979), H. ORTH et al. (1981), H. ORTH (1983) sowie W. MUNZ (1983a; 1983b) zu nennen.

Worum geht es nun bei der "dynamischen" Investitionsrechnung?

Bei verschiedenen Projektvergleichen in Österreich ist es heute noch üblich, für die Variantenwahl die Kosten, mit denen der Betreiber der Anlage zu rechnen hat, anhand der öffentlich geförderten Finanzierungsbedingungen auszuweisen. Zu diesem Zweck werden die Finanzierungsbedingungen (z.B. bei einer Verbandsanlage 80 % der Investitionen zu  $1 \% a^{-1}$  über 25 a, 10 % der Investitionen verlorener Landeszuschuß, 10 % der Investitionen Eigenmittel zu z.B.  $10 \% a^{-1}$  über 10 a) angeschrieben, nach der Annuitätenmethode diskontiert und mit den Jahreskosten der Betriebsaufwendungen zusammengelegt. Sorgfältige Planer weisen dann noch darauf hin, daß die Betriebsaufwendungen jährlich teurer werden und lassen diese dann noch mit angesetzten Teuerungsraten ansteigen und weisen dann zu ausgewählten Stichjahren die abgeschätzten Jahreskosten aus. Bei diesem Vorgehen, das durch den verlorenen Zuschuß und den großen Anteil niedrigverzinslicher Kredite kapitalintensiven Varianten den Vorzug gibt, wird nicht beachtet, daß die Teuerung auch auf den Kapitalverzehr einwirkt. Zusätzlich ist zu beachten, daß gemäß den Werten in Tabelle 3-7 vom Kapitaleinsatz her wegen des verlorenen Zuschusses und der niedrigen Verzinsung wesentliche "Kostenfaktoren" auf die Allgemeinheit überwältigt sind, da das Zinsniveau der Allgemeinheit ja nicht bei  $1 \% a^{-1}$ , sondern bei z.B. 8 oder  $10 \% a^{-1}$  liegt.

Gemäß den Überlegungen im vorangehenden Abschnitt sollte also die Variantenwahl auf volkswirtschaftlicher Ebene erfolgen. Zu diesem Zweck wurden als Beispiel in verschiedenen Variantenstudien (Variantenstudium zur Abwasserreinigung im Raum Gratkorn-Gratwein, 1975; Variantenstudium zur Abwasserreinigung im Raume Pöls, 1975; Variantenstudium zur Abwasserreinigung im Raum St. Veit an der Glan, 1975; Variantenstudium zur Abwasserreinigung im Raum St. Peter - Freienstein - Leoben - Proleb - Niklasdorf, 1976; Variantenstudium zur Abwasserreinigung im Raum Mittleres Lavanttal, 1976) Annuitäten ermittelt, die sich einerseits am Bankzinssatz für Kapitalausleihe (z.B.  $10\% a^{-1}$ ) und andererseits an der zu erwartenden Nutzungsdauer der Bauwerke ausrichteten. Die Annuitäten und die Betriebskosten wurden zusammengeschlagen und ergaben die miteinander zu vergleichenden Jahreskosten. Aber auch dieses Vorgehen ist falsch, da die Teuerung dabei nicht berücksichtigt wird.

Nach H. ORTH (1983) kann ein Realzinssatz als Quotient aus Zins  $q$  und Teuerung  $s$  in der Form

$$R_Q = q s^{-1},$$

aber auch als Differenz in der Form

$$R_D = (q - s + 1)$$

$$\text{mit } q, s \geq 1$$

angeschrieben werden. Voraussetzung für dieses Vorgehen ist dabei, daß die Teuerungsrate  $s$  für alle Kostenarten als gleichartig angesehen wird. Das Anschreiben in Quotientenform ist dabei die mathematisch exakte Vorgangsweise.

Für den Fall, daß die Teuerungen der Herstellkosten und der Betriebskosten unterschiedlich anzusetzen sind, geben H. ORTH et al. (1981) Formeln für die Gegenwartswertmethode an, die im folgenden nicht angeschrieben werden. Es handelt sich dabei um jene Methodik der Kostenrechnung in der Varian-

tenwahl, die von großen Entwicklungshilfeeinrichtungen (Kreditanstalt für Wiederaufbau, BRD; Weltbank, USA) verlangt wird.

Die Arbeiten von ORTH bzw. ORTH et al. zeigen nur die formale Methodik, geben jedoch leider keine Hilfe, wie die maßgebenden Zinssätze eigentlich zu ermitteln sind und welche Kalkulationsperioden anzusetzen sind. Mit diesen Fragen befassen sich aber z.B. R.F. SCHMIDTKE (1977) und W. MUNZ (1983a; b).

SCHMIDTKE hält zu dieser Fragestellung folgendes fest (Zitat): "Die Frage, wie hoch jener Satz anzusetzen ist, mit dem in der Zukunft anfallende Kosten und Nutzen staatlicher Entscheidungen zum Zweck ihrer volkswirtschaftlichen Vergleichbarkeit auf die Gegenwart diskontiert werden sollen, läßt sich im Grunde nur aus der Sicht des jeweiligen Entscheidungsträgers beantworten. Tatsächlich wird zur Zeit weitgehend die Meinung vertreten, daß die Wahl eines angemessenen Zinssatzes ein echtes Werturteil darstellt und daher die Aufstellung einer allgemeinen normativen Verfahrensregel unmöglich ist."

SCHMIDTKE nennt dann im wesentlichen zwei Wege zur Festlegung des kalkulatorischen Zinssatzes:

- (a) Der reale Zinssatz soll zur langfristigen realen Wachstumsrate des Bruttosozialproduktes angesetzt werden. Die Veränderungen im Zehnjahresabschnitt 1970 - 1979 betragen dabei in der BRD  $+2,6 \% a^{-1}$ , in Österreich  $+3,5 \% a^{-1}$ , in der Schweiz  $+0,2 \% a^{-1}$  (FISCHER-WELT-ALMANACH 1984).
- (b) Der reale Zinssatz wird als Differenz zwischen dem langfristigen Zins am Kapitalmarkt und der langfristigen Inflationsrate gebildet. Für die Abschätzung der Inflationsrate kann sowohl ein Preisindex für die Lebenshaltung als auch der Preisindex des Bruttosozialproduktes herangezogen werden.

Bei der Betrachtung der Aufgabe war nun die Frage aufgetaucht, wie für österreichische Verhältnisse Realzinse abgeschätzt werden könnten. Dazu wurden beide von R.F. SCHMIDTKE aufgezeigten Wege versucht.

Die realen Steigerungsraten des Bruttosozialproduktes (Darstellung in Abb. 3-11) beruhen auf einer Mitteilung der volkswirtschaftlichen Abteilung der Creditanstalt-Bankverein (1984), wobei der Bezug zu Preisen von 1976 die Festlegung der realen Steigerungsraten ermöglicht. Der Datenumfang beträgt 19 Jahre, d.h. von 1965 bis 1983. Der Mittelwert dieser zurückliegenden 19 Jahre ergibt sich zu  $3,51 \% a^{-1}$ , mit einer Standardabweichung von  $\pm 2,02 \% / a$ . Die Auftragung in Abb. 3-11 zeigt einen über die Jahre hinweg fallenden Trend in der Größe der jährlichen realen Steigerungsraten.

Zur Bildung eines realen Zinssatzes zu Kapitalmarktbedingungen wurde die sogenannte "Sekundärmarktrendite" herangezogen und mit der jährlichen Steigerungsrate der Verbraucherpreise dividiert. Die Zahlenwerte der "Sekundärmarktrendite" wurden dabei von der Länderbank für die Jahre 1965 - 1983 zur Verfügung gestellt, der Index der Verbraucherpreise wurde den "Statistischen Nachrichten" entnommen. Als Mittelwert dieser zurückliegenden 19 Jahre wurden  $2,73 \% a^{-1}$  mit einer Standardabweichung von  $\pm 1,58 \% a^{-1}$  ermittelt. Die Auftragung in Abb. 3-11 läßt keinen wesentlichen Trend erkennen.

Zusätzlich zur Betrachtung der Zahlenreihen erscheint uns zur Beschreibung der Entwicklung der österreichischen Volkswirtschaft noch folgendes festhaltenswert:

- (a) Neben dem Willen zur Arbeit in der Periode 1945 bis Ende der 1970er-Jahre waren es vor allem Erdöl und Erdgas, die unserer Volkswirtschaft im Vergleich zum Energieinhalt sehr preiswert zur Verfügung standen (O.T. ODUM, 1971; H.T. ODUM und E.C. ODUM, 1976).

# Trend von Realzinsen

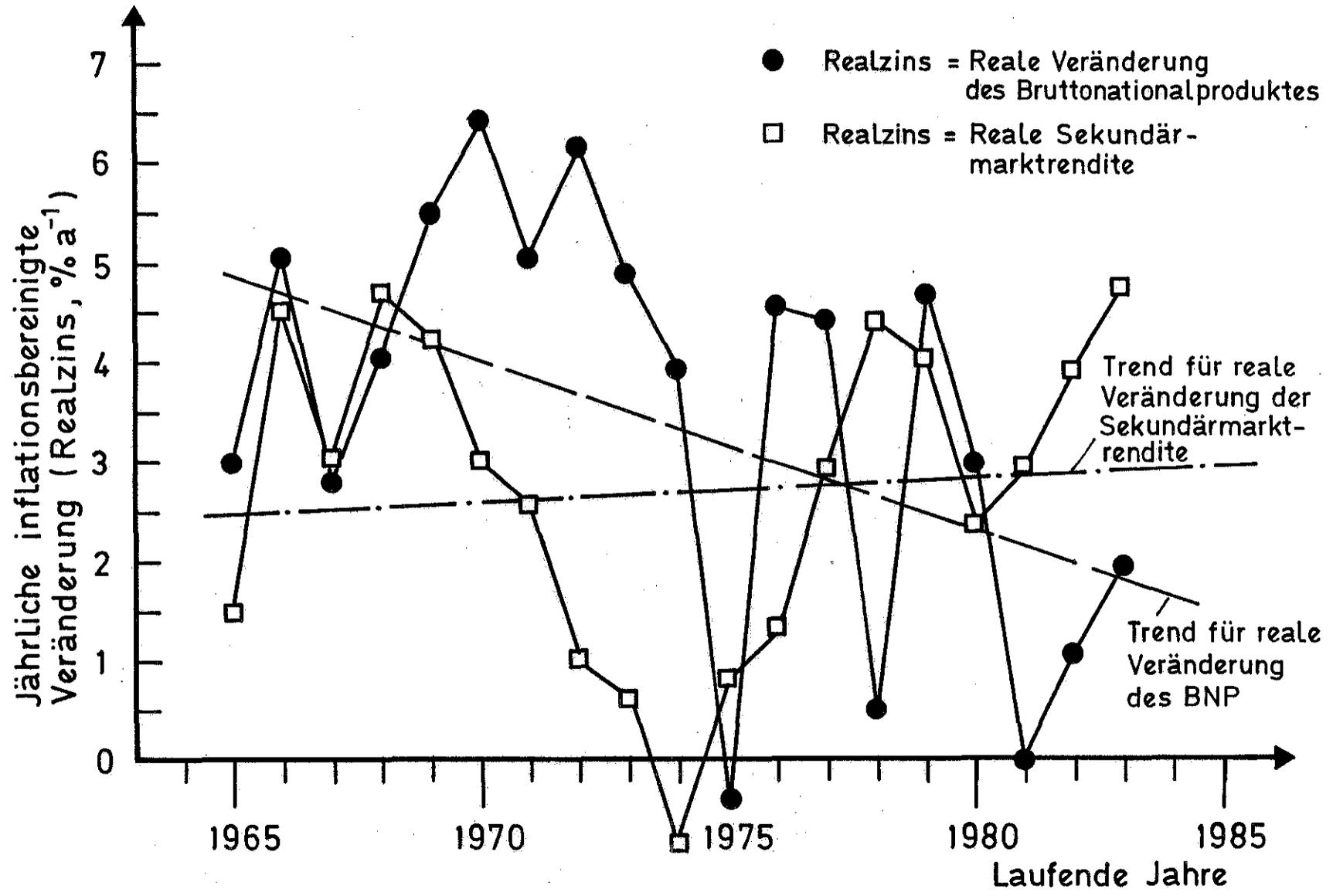


Abbildung 3-11

In den kommenden Jahrzehnten ist damit zu rechnen, daß uns bezogen auf den Energieinhalt diese Energieformen nicht mehr so preiswert zur Verfügung stehen werden und andere Energieformen teurer sein werden.

- (b) Ebenfalls nach H.T. ODUM (1971), der als Ökologe und Proponent einer "moderate-energy steady-state economy" (H.T. ODUM und E.C. ODUM, 1976) sicher nicht zu den Verfechtern einer Energieexpansion gehört, bestand in der Jahresreihe 1929 - 1960 zwischen dem Pro-Kopf-Energieverbrauch und dem Pro-Kopf-BNP zu realen Preisen in den USA ein weitgehend linearer Zusammenhang. M. SCHNEEBERGER (1984) weist auf denselben Zusammenhang zwischen dem Bruttosozialprodukt und dem Energieverbrauch hin.
- (c) Die vorliegenden Punkte (a) und (b) lassen den Schluß zu, daß bei konstantem Arbeitseinsatz die reale Zuwachsrates des österreichischen BNP in den kommenden Jahren niedriger ausfallen wird als früher.

Aus den vorstehend genannten Gründen wird daher im folgenden Abschnitt 3.54 mit realen Zinssätzen von  $0 \% a^{-1}$ ,  $2 \% a^{-1}$  und  $4 \% a^{-1}$  gerechnet und es wird auch vorgeschlagen, im praktischen Einsatz mit mehreren Zinssätzen und auch unterschiedlichen Nutzungsdauern zu rechnen.

Da die Zukunft nicht exakt vorhersagbar ist, erscheint es zweckmäßig, unterschiedliche, jedoch begründete Zinssätze auszuwählen und anhand dieser die unterschiedlichen Projektvarianten durchzurechnen.

### 3.54 Anwendung auf ein Variantenstudium zur Abwasserreinigung

#### (a) Kapitaldienstfaktoren

Als reale kalkulatorische Zinssätze werden angesetzt:  
 $0 \% a^{-1}$     $2 \% a^{-1}$     $4 \% a^{-1}$

Daraus resultieren bei angenommenen Nutzungsdauern von 15 a für die maschinelle Ausrüstung und 35 a für Bauwerke die Kapitaldienstfaktoren der Tabelle 3-8.

Nutzungsdauer	Zinssatz real		
	0 % a <sup>-1</sup>	2 % a <sup>-1</sup>	4 % a <sup>-1</sup>
15 a	0,06667	0,07783	0,08994
35 a	0,02857	0,04000	0,05358

(b) Um den Aufwand in der Darstellung nicht zu vergrößern, wurden die Nutzungsdauern nicht variiert.

(c) Vorgangsweise

Diese Methode der Kostenrechnung wird anhand eines Variantenvergleiches von Abwasserreinigungsanlagen der Bemessungsgröße von 30.000 EGW vorgestellt. Verlangt werden Varianten mit und ohne Faulgasverstromung sowie mit unterschiedlichen Ablaufwerten (nur Kohlenstoffoxidation, aber auch Kohlenstoffoxidation mit Nitrifikation bzw. bei einem Anlagentyp auch simultaner Denitrifikation). Um auch unterschiedliche Lastfälle in die Abschätzung mit aufzunehmen, wurde ein Fall "1/3-Last" als auch ein Fall "2/3-Last" mitberücksichtigt.

Zur Auslegung sowie zur Ermittlung der Betriebszustände bei Teillast wurden die Bemessungsformeln von W.v.d. EMDE (1977) für das Belebungsverfahren herangezogen. Dabei wurde davon ausgegangen, daß die Belebungsbecken zweistraßig ausgebildet seien. Der volkswirtschaftlich relevante Kapitaldienst unter inflationsbereinigten Bedingungen wurde für Zinssätze von 0 % a<sup>-1</sup>, 2 % a<sup>-1</sup> und 4 % a<sup>-1</sup> ermittelt. Die erzielten Ergebnisse sind in Tabelle 3-9 aufgetragen.

Tabelle 3-9: Abschätzungen zum Variantenvergleich für vier unterschiedlich ausgebildete Belebungsanlagen

	Anlage 1	Anlage 2	Anlage I	Anlage II
Ablauf				
BSB <sub>5</sub> mg l <sup>-1</sup>	≤ 25	≤ 25	≤ 20	≤ 20
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N mg l <sup>-1</sup>	keine Nitrifik.	keine Nitrifik.	≤ 3	≤ 3
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N mg l <sup>-1</sup>			vorhanden	≤ 8
Hauptdaten				
VKB (m <sup>3</sup> )	1080	1080	1080	-
BB (m <sup>3</sup> )	1200	1200	1200 + 1330	3180
OV (kg d <sup>-1</sup> )	1050 (C-Oxid.)	1050 (C-Oxid.)	2600 (C+N-Oxid.)	2090 (C+N-Oxid.+ + Denitrifik.)
Fremdstrom für Bel. (kWh a <sup>-1</sup> )	-	360000	200000 (Spitzen- strom)	530000
Sonstiger Fremdstrom (kWh a <sup>-1</sup> )	200000	200000	200000	150000
NKB (m <sup>3</sup> )	2300	2300	2300	2300
FB (m <sup>3</sup> )	1300 (beheizt)	1300 (beheizt)	1300 (beheizt)	6000 (kalt)
Faulgas- verstromung	ja	nein	ja	nein
TS vor Faulung (kg d <sup>-1</sup> )	2320	2320	2240	2000
(%)	5,0	5,0	4,5	4,0
Schlammstapel	für 90 d	für 90 d	für 90 d	für 120 d (kalter FB)
Volumen (m <sup>3</sup> )	1400	1400	1500	im FB enthalten
mit TS (%)	20	20	18	4

Tabelle 3-9: Fortsetzung

	Anlage 1	Anlage 2	Anlage I	Anlage II
Personal	4	4	4	4
R + W				
baulich %	0,5	0,5	0,5	0,5
masch. generell %	2,0	2,0	2,0	2,0
Gasmot. + Entschwefler %	5,0	-	5,0	-
1 Mannjahr öS	250.000,--	250.000,--	250.000,--	250.000,--
1 kWh öS	Mittel 1,40,		Spitze 1,60	
Schlammabfuhr- naß öS m <sup>-3</sup>	40,--	40,--	40,--	40,--
Nutzungsdauer	baulich 35 a, maschinell 15 a			
Investitionen				
baulich 10 <sup>6</sup> öS	31	28	33	33
maschinell 10 <sup>6</sup> öS	13	10	14	8
(davon Gasmotor + Entschwefler) 10 <sup>6</sup> öS	2	-	2	-
Gesamt 10 <sup>6</sup> öS	46	38	49	41
Betriebsauf- wand 10 <sup>6</sup> öS a <sup>-1</sup>				
Personal	1,20	1,20	1,20	1,20
Strom	0,28	0,83	0,60	0,99
R + W	0,48	0,34	0,51	0,33
Schlammabfuhr	0,68	0,68	0,73	0,73
Gesamt	2,64	3,05	3,04	3,25
Zins 0 % a <sup>-1</sup>				
KDF <sub>baul</sub> 0,02857	0,89	0,80	0,94	0,94
KDF <sub>masch</sub> 0,06667	0,87	0,67	0,93	0,53
Jahreskosten	4,39	4,52	4,91	4,72

Tabelle 3-9: Fortsetzung

	Anlage 1	Anlage 2	Anlage I	Anlage II
Zins 2 % a <sup>-1</sup>				
KDF <sub>baul</sub> 0,04000	1,24	1,12	1,32	1,32
KDF <sub>masch</sub> 0,07783	1,01	0,78	1,09	0,62
Gesamte Betriebskosten	2,64	3,05	3,04	3,25
Jahreskosten	4,89	4,95	5,45	5,19
Zins 4 % a <sup>-1</sup>				
KDF <sub>baul</sub> 0,05358	1,66	1,50	1,77	1,77
KDF <sub>masch</sub> 0,08994	1,17	0,90	1,26	0,72
Gesamte Betriebskosten	2,64	3,05	3,04	3,25
Jahreskosten	5,47	5,45	6,07	5,74
Fall 2/3-Last				
V <sub>BB-TS<sub>R</sub></sub> (kg)	4000	4000	8350	15900
t <sub>s</sub>	4,7	4,7	11	16
OV (kg d <sup>-1</sup> )	740	740	1700	1400
Schlammanfall (kg d <sup>-1</sup> )	1540	1540	1460	990
Fremdstrom für Bel. (kWh a <sup>-1</sup> )	-	250000	130000	350000
Sonstiger Fremdstrom (kWh a <sup>-1</sup> )	200000	200000	200000	150000
Strom gesamt (kWh a <sup>-1</sup> )	200000	450000	330000	500000
Personal	1,20	1,20	1,20	1,20
Strom	0,28	0,67	0,50	0,73
R + W	0,48	0,34	0,51	0,33
Schlammabfuhr	0,45	0,45	0,48	0,40
Gesamte Betriebskosten	2,41	2,66	2,69	2,66

Tabelle 3-9: Fortsetzung

	Anlage 1	Anlage 2	Anlage I	Anlage II
Zins 0 % a <sup>-1</sup>				
KD	1,76	1,47	1,87	1,47
Jahreskosten	4,17	4,13	4,56	4,13
Gesamte BK	2,41	2,66	2,69	2,66
Zins 2 % a <sup>-1</sup>				
KD	2,25	1,90	2,41	1,94
Jahreskosten	4,66	4,56	5,10	4,60
Gesamte BK	2,41	2,66	2,69	2,66
Zins 4 % a <sup>-1</sup>				
KD	2,83	2,40	3,03	2,49
Jahreskosten	5,24	5,06	5,72	5,15
Fall 1/3-Last (eine von zwei Straßen in Betrieb)				
V <sub>BB</sub> · TS <sub>R</sub> (kg)	2000	2000	4200	7450
t <sub>s</sub>	4,7	4,7	11	16
OV (kg d <sup>-1</sup> )	370	370	850	700
Schlammanfall (kg d <sup>-1</sup> )	770	770	730	500
Fremdstrom für Bel. (kWh a <sup>-1</sup> )	-	130000	65000	180000
Sonstiger Fremd- strom (kWh a <sup>-1</sup> )	160000	160000	160000	120000
Strom gesamt (kWh a <sup>-1</sup> )	160000	290000	225000	300000
Personal	1,20	1,20	1,20	1,20
Strom	0,22	0,43	0,34	0,44
R + W	0,48	0,34	0,51	0,33
Schlammabfuhr	0,23	0,23	0,24	0,20
Gesamte Betriebs- kosten	2,13	2,20	2,29	2,17

Tabelle 3-9: Fortsetzung

	Anlage 1	Anlage 2	Anlage I	Anlage II
Zins $0 \% a^{-1}$				
KD	1,76	1,47	1,87	1,47
Jahreskosten	3,89	3,67	4,16	3,64
Zins $2 \% a^{-1}$				
KD	2,25	1,90	2,41	1,94
Jahreskosten	4,38	4,10	4,70	4,11
Zins $4 \% a^{-1}$				
KD	2,83	2,40	3,03	2,49
Jahreskosten	4,96	4,60	5,32	4,66

(d) Variantenvergleich

Wirtschaftlicher Vergleich.

Anlage 1 ist bei Vollast geringfügig günstiger als Anlage 2, bei 2/3-Last ungefähr gleich teuer wie Anlage 2 und bei 1/3-Last geringfügig teurer als Anlage 2.

Anlage I ist bei allen untersuchten Lastfällen merklich teurer als Anlage II.

Der Vergleich zwischen Anlage 1 und Anlage II ist insofern interessant, als er aufzeigt, daß Anlage II bei 2/3-Last ungefähr gleich teuer ist wie Anlage 1, bei 1/3-Last jedoch schon deutlich preiswerter als Anlage 1.

Vergleich im Ablaufzustand.

Beide Anlagenpaare (1 und 2, I und II) für sich weisen ungefähr ähnliche Ablaufzustände auf, doch hat Anlage II noch zusätzlich folgende Vorteile:

- Gutes Absetzverhalten des Beläbtschlammes
- Denitrifizierter Ablauf

Wertung.

Überall dort, wo beim Anlagenausbau im Laufe der Zeit eine Nitrifikation zu erwarten ist, ergeben sich sowohl wirtschaftliche als auch betriebliche Vorteile bei Wahl einer Anlagenauslegung vom Typ II. Da dieser Anlagentyp im Betrieb auch anpaßbarer ist als eine Anlage des Typs 1, so erscheint die Wahl des Typs II auch in jenen Fällen gerechtfertigt, wo eine Nitrifikation vom Gewässer her nicht unbedingt erforderlich ist.

#### 4. Vorrang für die Behandlung von Regenwasser oder die Verbesserung von Einleitungen bei Trockenwetter?

##### 4.1 Allgemeines

Es ist aus der Situation heraus verständlich, daß diese Frage nicht dogmatisch-allgemeingültig beantwortet werden kann.

Dennoch sind im folgenden einige Überlegungen genannt, die sich auf biologische Umsetzungen beziehen.

- (a) Daß eine in ein Gewässer eingeleitete umsetzbare C- oder N-Quelle umgesetzt wird, setzt voraus, daß Mikroorganismen vorhanden sind, die diese Umsetzungen durchführen können.

Im Falle des Schmutzstoffeintrages durch überlaufendes Mischwasser bedeutet dies, daß entweder

( $\alpha$ ) diese Mikroorganismen mit dem Mischwasser überlaufen oder

( $\beta$ ) diese Mikroorganismen im Gewässer vor dem Überlaufen schon vorhanden sind.

- (b) Im Falle ( $\alpha$ ) kann dies nur bedeuten, daß große, aerobe Umsetzungen bewältigende Mengen an Mikroorganismen in der Kanalisation vorhanden sind. Nach den Überlegungen in Abschnitt 3.33 sollte die Hauptmasse dieser Aerobier von der Sielhaut her stammen. Die Menge der Aerobier pro Einwohnergleichwert im Kanalnetz hängt dabei von der Länge des Kanalnetzes pro Einwohnergleichwert und dem mittleren Rohrdurchmesser im Einzugsgebiet ab. Bei z.B. 5 m Länge pro EGW, einem mittleren Rohrdurchmesser von 0,5 m,  $q_{TW} = 0,5 \text{ l s}^{-1} \text{ ha}_{red}^{-1}$  und Vollfüllung bei  $q_{RW} = 100 \text{ l s}^{-1} \text{ ha}_{red}^{-1}$  beträgt die benetzte Fläche (benetzter Umfang mal Länge) ca.  $0,7 \text{ m}^2 \text{ EGW}^{-1}$ , was bei einem Umsatz von ca.  $15 \text{ g COD}_b \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  und einem "Schlammalter" von 2 Tagen ungefähr einen aerobe Umsetzungen ermöglichenden "aktiven" Bewuchs von ca.  $7 - 10 \text{ g EGW}^{-1}$  darstellt (Quelle: Abschätzung anhand von Bemessungsformeln für

Umsetzungen auf "Biofilmen", W. GUJER, 1981), der jedoch nur bei echten Starkregenerèignissen in diesem Umfang ausgetragen wird.

Zum Vergleich sei darauf hingewiesen, daß die "aktive" Biomasse in einer Belebungsanlage bei einem Schlammalter von 4 Tagen ungefähr  $50 \text{ g EGW}^{-1}$  ausmacht (Anlage ohne Vorklärung), wobei jedoch die gesamte Trockensubstanz in der Belebungsanlage ungefähr  $130 \text{ g EGW}^{-1}$  beträgt (Quelle: Abschätzung anhand einer Bemessungsformel von W.v.d. EMDE für Belegungsanlagen, 1977).

Der Vergleich dieser beiden Zahlen zeigt, daß der Austrag der Sielhaut bei Umsetzungen im Gewässer und einem dadurch begründeten Sauerstoffschwund eine Rolle spielen kann, doch sind auch die Bedingungen (Länge pro EGW, hier mit  $5 \text{ m EGW}^{-1}$  als einem sehr hohen Wert, die jährliche Häufigkeit des Sielhautaustrages, für die als Voraussetzung ein echter Starkregen gilt) mit zu berücksichtigen.

(c) Im Falle ( $\beta$ ) bedeutet dies, daß die Mikroorganismen durch Frachteinleitungen während Trockenwetterbedingungen im Gewässer entstanden sind. Dieser Fall läßt sich nun tatsächlich nicht allgemein diskutieren, weil es eine Vielzahl von Faktoren geben kann, die das Vorhandensein von Aerobiern in Fließgewässern ermöglichen. Als solche sind zu nennen:

- Nicht behobene, u.U. auch wasserrechtlich gedeckte Einleitungen biologisch nicht gereinigter Abwässer;
- Aerobe Umsetzungen abgestorbener phototropher Biomasse;
- Aerobe Umsetzungen abgestorbener Ciliaten-Kolonien, die durch eingeleitete organische Flocken gewachsen waren. (Dieser Zustand war z.B. an der Glatt beobachtet worden und scheint typisch für Fälle zu sein, wo bei hoher Siedlungsdichte trotz biologischer Abwasserreinigung noch unbefriedigende Gewässerzustände vorhanden sind.)

(d) Vergleich der Zustände (b) und (c)

Es sei nochmals darauf verwiesen, daß allgemeingültige Aussagen nicht zielführend sind. Je nach den Bedingungen in Einzugsgebieten läßt sich jedoch abschätzen, daß heute vorhandene Übelstände bei der Einleitung von entlastetem Mischwasser auch durch die noch nicht befriedigenden Trockenwetterbedingungen hervorgerufen sein dürften.

(e) Dies ist einer der wesentlichsten Gründe zur Empfehlung in der Glattalstudie, nicht unüberlegt Geld überall in Regenüberlaufbecken zu investieren, sondern eine gewisse Reihenfolge bei den zu treffenden Maßnahmen zu beachten. Die Bemerkung, daß die zu treffenden Maßnahmen und ihre Reihenfolge durch verschiedenste Bedingungen im Einzugsgebiet begründbar sind, ist im Behördenbericht der Glattalstudie enthalten, wird aber bei verschiedenen (Streit-)gesprächen von Gesprächspartnern nicht wahrgenommen, aber auch gelegentlich von den Projektleitern der Glattalstudie (W. GUJER, V. KREJCI) übersehen.

(f) Die vorstehende Diskussion beinhaltet nicht die ästhetische Auswirkung der während Regenereignissen im Mischwasser ausgetragenen Grobstoffe wie z.B. WC-Papier, Damenbinden bzw. feste Abfälle von Straßenflächen. Ob der Bau von Regenüberlaufbecken zum Rückhalt derartiger Stoffe gerechtfertigt ist, bedarf zusätzlicher Überlegungen.

#### 4.2 Von der Kanalisation ins Grundwasser - Beschreibung eines im Glattal beobachteten Regenereignisses

Im Zusammenhang mit den Überlegungen zur Glattalstudie trat die Notwendigkeit auf, vor Errichtung der in der Glattalstudie empfohlenen Maßnahmen für Regenwetterbedingungen auch einen Vergleichszustand zu erfassen. Zu diesem Zweck wurden 1980 schon Regenereignisse mit ihrem Ablauf verfolgt, doch gelang es erst im Juli 1981, ein solches Ereignis weitgehend vollständig zu erfassen. Der Bericht über diese Beobachtung ist veröffentlicht (EAWAG, in Zusammenarbeit mit der Abtei-

lung Stadtentwässerung des Tiefbauamtes der Stadt Zürich, 1982).

Es ist im folgenden nicht möglich, alle einzelnen Faktoren der Arbeit zu beschreiben. Aber auch nur die Schlußfolgerungen dieser Arbeit erscheinen mir als so wichtig, daß sie im folgenden, versehen mit einigen Erläuterungen, zur Beschreibung des Ereignisses und der Folgerungen, die daraus gezogen wurden, dienen.

Das hier beschriebene Regenereignis vom 10. Juli 1981 im Glattal erlaubt es, den Einfluß verschiedener Schmutzstoffquellen und ihrer Umwandlungen im Kanalnetz, in Kläranlagen, im Fließgewässer und im Grundwasserkörper darzustellen. Die Niederschläge waren lokal sehr intensiv (in Zürich mit Intensitäten, die eine Jährlichkeit von  $n = 0,1$  aufweisen), sie berührten jedoch große Teile der (ländlichen) Region nicht. Die Ergebnisse der Untersuchung beziehen sich deshalb vor allem auf den Einfluß von Siedlungsgebieten (hier Teilen von Zürich) auf Regenabflüsse in Fließgewässern (hier Glatt). Dabei ergeben sich nachstehende Folgerungen:

1. Das längerfristig untersuchte Entwässerungsgebiet Friedacker (befestigte Fläche 5,3 ha, siehe L. DAUBER/B. NOVAK, 1983) ist gut geeignet, Vorgänge in einem kleinen Teil des gesamten Entwässerungsgebietes zur ARA Glatt (befestigte Fläche ca. 550 ha) zu beschreiben.
2. Die auf der ARA Glatt für die Reinigung von Mischwasser ergriffenen Maßnahmen ( $5 Q_{TW}$  über Vorklärung mit Speicherung in der Vorklärung) halten Feststoffe mit der an sie gebundenen Verschmutzung zurück. Für die nicht an Feststoffe gebundene Verschmutzung sind sie unwirksam, z.T. haben sie sogar eine negative Wirkung. Letzteres vor allem deshalb, weil der Inhalt der Vorklärung, der mit normalem häuslichem Zulauf gefüllt ist, von einem verdünnten Mischwasser verdrängt wird und über die Entlastung in die Glatt geht.

3. Der Wirkungsgrad des Belebungssteiles der ARA Glatt bezogen auf DOC nahm während des Mischwasserdurchflusses stark ab, der Ablauf-DOC stieg geringfügig an. Die abfiltrierbaren Stoffe wurden weiter gut in der Anlage zurückgehalten.
  4. Die Entlastung nach der Vorklärung auf der ARA Glatt war für das Regenereignis vom 10. Juli 1981 die bedeutendste einzelne Quelle für den Schmutzstoffeintrag in die Glatt. (Befestigte Fläche zur ARA Glatt 5,5 km<sup>2</sup>, befestigte Fläche im Gesamteinzugsgebiet ca. 12 km<sup>2</sup>, jedoch Niederschlag hauptsächlich im Einzugsbereich der ARA Glatt.)
  5. Dem instationären Abflußvorgang in der Glatt kommt große Bedeutung zu, d.h. die Mitteilung an das in der Glatt vorhandene Wasser, daß mehr Wasser als üblich zufließt, setzt sich daher bei einem solchen Ereignis schneller fort, als sich das zufließende Wasser fortbewegt. Der Kopfteil der Abflußwelle im Unterlauf enthält in erster Linie jenes Wasser, das vor dem Starkregen in der Glatt vorhanden war, während das eingetragene Mischwasser je nach dem Pegelstandort erst nach dem Spitzendurchgang zum Abfluß gelangt.
  6. Die in der Glatt abgeführten Schmutzstofffrachten haben drei wichtige Quellen:
    - 6.1 Aufgewirbelte Sedimente aus der Glatt selbst. Die Stoffe im Sediment wurden schon vor dem Regenereignis in die Glatt eingetragen und z.T. umgewandelt.
    - 6.2 Ungelöste und gelöste Stoffe, die als Folge des Regenereignisses zusätzlich in die Glatt gelangen. Am 10. Juli 1981 war dies vor allem Mischwasser aus der Region Zürich.
    - 6.3 Stoffe, die sich zu Beginn des Niederschlagsabflusses in der Kläranlage und im Glattwasser befinden.
- Zur Untermauerung dienen folgende Zahlen: Aus der ARA Glatt wurden, einschließlich Regenüberlauf, während des Abflußereignisses 700 kg (TOC-DOC), d.h. ungelöster organischer Kohlenstoff, und 3370 kg TSS entlastet. Der

Anteil des org. Kohlenstoffes an der entlasteten Trockensubstanz betrug somit 21 %. Am Pegel Glattfelden ca. 20 km flußabwärts wurden während des Ereignisses 5720 kg (TOC-DOC) und 83.900 kg TSS (Quotient 6,8 %) beobachtet. Der Abstoß aus der ARA Glatt während 11 h betrug ca. 740 kg DOC, der Durchgang am Pegel Glattfelden ca. 2580 kg DOC. Selbst wenn man eine gleichmäßige Überregung im gesamten Gebiet ansetzt und berücksichtigt, daß bis Pegel Glattfelden die befestigte Fläche 2,2-fach größer ist als im Entwässerungsgebiet zur ARA Glatt, so sind die Frachten, die am Pegel Glatt durchgegangen sind, immer noch wesentlich größer. (Der Pegel Glattfelden zur ARA Glatt, inkl. Regentlastung, ergibt für die Kenngröße TOC-DOC einen Quotienten von  $5720 : 700 = 8,2 : 1$ , bei einem Verhältnis der entwässerten Flächen von  $2,2 : 1$ .) Hier ist also zu fragen, weswegen derartig erhöhte Frachten an ungelöster organischer Substanz in der Glatt während des Niederschlagsereignisses zum Abfluß kamen. Aus dem Niederschlagsereignis selber stammen sie nicht, und so läßt sich nur schließen, daß sie während Trockenwetterbedingungen in der Glatt entstanden sind. Daraus folgt, daß bezüglich des Rückhaltes der ungelösten organischen Substanz, gekennzeichnet durch (TOC-DOC), an der Glatt Vorrang der Sanierung der Trockenwetterverhältnisse vor der Sanierung des Kanalnetzes bei Regenwetterbedingungen zukommt.

7. Je nach der Art des Stoffes ist die eine oder andere der genannten Quellen vorherrschend. Zum Teil ist auch eine Veränderung über den Flußweg mitzuberücksichtigen. So dominieren direkt unterhalb der Einleitung der ARA Glatt die mischwasserbürtigen Frachten, während weiter unten sich die Frachtensummen auf die Seite der Sedimente verlagern.
8. In der Glatt wurden während des Niederschlagsereignisses ausgeprägte Fracht- und Konzentrationsmaxima sowohl für gelöste als auch für partikulär gebundene Stoffe beobachtet. Bezüglich Infiltration ins Grundwasser sind dabei

vor allem jene gelösten Stoffe von Bedeutung, die sich im Boden leicht ausbreiten können. Zu diesen gehören z.B. die flüchtigen organischen Spurenverunreinigungen. Nur wenige Meter Infiltration in den Grundwasserträger genügen jedoch, um Konzentrationsschwankungen stark zu dämpfen.

9. Auch im Grundwasser bildet sich eine Stoßwelle, die dem abfließenden Mischwasser vorausseilt (d.h. das abfließende Mischwasser infiltriert erst im fallenden Ast des Durchganges der Abflußwelle, bezogen auf die Situation im Glattal, wo die Infiltration ins Grundwasser ca. 20 km nach der Entlastung des Mischwassers in die Glatt stattfand).
10. Die Redoxverhältnisse veränderten sich bei dem untersuchten Regenereignis nur wenig, und es trat interessanterweise eine leichte Erhöhung des Sauerstoffgehaltes ein. Dies könnte jedoch mit einem Austrag an Biomasse durch die Kopfwelle im Fluß zusammenhängen.
11. Die vorliegende Arbeit zeigt deutlich, daß Gewässerschutz bei Regenereignissen nicht mit global angeordneten Maßnahmen auskommt. Denn nur wenn Ursprung und Verbleib (einschließlich Umwandlung) der uns interessierenden Stoffe bekannt sind, können wir Maßnahmen zum Schutze unserer Gewässer anordnen. Sollen z.B. an der Glatt die organischen abfiltrierbaren Stoffe bei Regenereignissen in geringerem Umfang vorhanden sein, so hat diese Untersuchung recht schön gezeigt, daß im jetzigen Ausbauzustand der Abwasserreinigung nicht der Bau von Regenüberlaufbecken, sondern der vermehrte Rückhalt von abfiltrierbaren Stoffen und eine Verbesserung der biologischen Abwasserreinigung Vorrang hat.
12. Ähnliche, umfassende Untersuchungen von Starkregenereignissen sind notwendig. Der Aufwand für derartige Untersuchungen ist ohne Zweifel groß, doch kann er uns alleine vor Fehlinvestitionen bewahren. Der guten Vorbereitung, der Erfassung auch des Trockenwetterzustandes

und der genauen hydraulisch-hydrologischen Beschreibung des Ereignisses muß große Beachtung geschenkt werden.

Viele der hier dargestellten Ergebnisse haben, einzeln betrachtet, keine grundsätzlich neuen Einsichten erbracht. Der Wert der Untersuchung liegt jedoch vor allem im Überblick und im Versuch, Zusammenhänge aufzuzeigen. Die im Punkt 11 genannten Ziele können dadurch wahrscheinlich besser erfüllt werden, als bei Fehlen einer derartigen Untersuchung.

## 5. Der Einsatz und das Zusammenwirken der vorstehend skizzierten Elemente

### 5.1 Allgemeines

Das vielfältige Zusammenwirken der vorstehend skizzierten Elemente der Abwasserableitung und Abwasserreinigung kann nur am konkreten Einzelfall erfaßt werden.

Bei der Behandlung des Einzelfalles dürfte es sich als günstig erweisen, den abzudeckenden Rahmen an Fragen weit zu spannen. Nur durch dieses Vorgehen werden uns nämlich die offenen Lücken in unseren Einsichten bewußt. Die offenen Lücken müssen jedoch als solche gekennzeichnet werden, d.h. es muß in der Darstellung sowohl auf die sinnfällige Sicherheit als auch auf die logische Gewißheit der von uns verwendeten Unterlagen eingegangen werden (M. HENGST, 1967).

### 5.2 Wasserwirtschaftliche Entwicklung und die dazu erforderlichen Unterlagen

D.H. NEWSOME (1980a; 1980b) nennt drei Klassen von Unterlagen, zu denen wir bei der wasserwirtschaftlichen Entwicklung in hydrographischen Einzugsgebieten Zugang haben müssen:

- (a) Statische z.B. das Einzugsgebiet und seine naturgegebenen, durch menschliche Entwicklung nur bedingt zu verändernde Eigenheiten (Morphographie, Klima, Geologie, u.U. natürliche Vegetation und Landnutzung). Das Sammeln derartiger Unterlagen erfordert anfänglich einen gewissen Aufwand und ist später von Zeit zu Zeit wieder durchzuführen.
- (b) Dynamische z.B. die Beobachtung und Messung physikalischer, chemischer und biologischer Eigenschaften

(Hydrologie, Kennzeichnung des Gewässergütezustandes). Das Sammeln dieser Unterlagen sollte eine fortlaufend durchgeführte Tätigkeit sein.

(c) Sozio-ökonomische und politische

z.B. rasche Änderung der Landnutzung (urbane Bereiche), Entwicklung der Bevölkerung, Verkehr, Infrastruktur, Materialeinsatz und Verbleib der Materie. Das Sammeln dieser Unterlagen erfordert periodische Erhebungen.

Das Ausmaß und der Umfang, in dem nun Unterlagen zur Verfügung stehen müssen, hängt vom Zustand der wasserwirtschaftlichen Entwicklung im Einzugsgebiet ab. Um sich den Zustand dieser Entwicklung vor Augen zu führen, unterscheidet D. NEWSOME (1980b) dabei drei ineinander übergehende Phasen:

(a) Phase 1 - Nutzung der Vorkommen im Einzugsgebiet

Diese Phase ist durch einen überwiegend nicht integrierten Nutzungsaspekt gekennzeichnet. Dies betrifft sowohl die Landnutzung als auch die Nutzung des Wassers für Wasserkraft, Schifffahrt, Abwasserableitung, Abwasserreinigung, Wasseraufbereitung und Wasserverteilung. Alle diese Nutzungen und die mit ihnen verknüpften Aufgaben liegen in den Händen verschiedenster Körperschaften und ein aufeinander abgestimmtes Zusammenwirken existiert nicht oder kaum.

D. NEWSOME ordnet dieser Phase das Erfordernis nach Unterlagen zu, die die grundlegende Erkenntnisgewinnung (Forschung), Planung und andere, nicht Alltagsveränderungen umfassende Zwecke, betreffen.

Dazu gehören gemäß der Einteilung in "Datenklassen" die statischen Unterlagen, die dynamischen Unterlagen in ihren grundlegenden Zügen sowie die sozio-ökonomischen Unterlagen, soweit das Problem der Nicht-Deckung der

hydrographischen und politischen Begrenzungen überhaupt in Angriff genommen werden kann.

Obwohl die Erfassung der Unterlagen in dieser Phase sich über viele Jahre hinweg erstrecken kann, so ist sie doch begrenzt. Als Zeitpunkt, zu dem diese Begrenzung erreicht ist, kann jener Zustand angesehen werden, zu dem gesichertes Wissen unter normalen Verhältnissen vorliegt. Wissen über Extrembedingungen muß natürlich bei jeder sich bietenden Gelegenheit erworben werden.

(b) Phase 2 - Wasserbewirtschaftung ("River Management").

Mit Fortschreiten der zivilisatorischen Entwicklung im Einzugsgebiet wird das Zusammenwirken der Maßnahmen zur Wasservorsorge, Wasseraufbereitung, Wasserverteilung, Abwasserableitung und Abwasserreinigung besonders wichtig. Es erscheint zweckmäßig, eine eigene, für diese Aufgabe zuständige Körperschaft zu bilden. (Dies ist z.B. bei den Wassergenossenschaften und Wasserverbänden gemäß Sondergesetz in Nordrhein-Westfalen, bei den Agences de Basins in Frankreich und bei den River Basin Authorities in England und Wales geschehen.)

Da eine derartige Körperschaft auch für den Betrieb und die Auswirkungen von Schwankungen auf den Betrieb verantwortlich zeichnen muß, sieht D. NEWSOME (1980a; 1980b) einen wesentlichen Unterschied zur Sammlung von Unterlagen gemäß Phase 1 als gegeben an. Dementsprechend setzt er voraus, daß in Phase 2 eine umfassende Vorstellung darüber entwickelt wurde, wie die für den Alltagsbetrieb erforderlichen Unterlagen beschafft werden. Die Konsequenz daraus ist die, daß die statischen Kenngrößen nach Anfall bzw. Bedarf ergänzt werden, daß die dynamischen Kenngrößen - wegen des Aspektes der Alltagsbewirtschaftung - nicht nur archiviert, sondern für sofort zu fällende Entscheidungen zur Verfügung stehen und daß die sozio-ökonomischen Kenngrößen in ihrer Bedeutung für das hydrographische

Einzugsgebiet und in ihrer zeitlichen Veränderung voll erfaßt werden.

(c) Phase 3 - Integrierte (wasser)wirtschaftliche Entwicklung ("Integrated River Basin Development").

In dieser Phase, die überwiegend in Gebieten mit qualitativer, aber vor allem auch quantitativer, Wasserknappheit gegeben ist, hat die Bewirtschaftung viele, meist miteinander in Konflikt stehende Ziele in Einklang zu bringen. Dabei muß sowohl eine Bewältigung sozusagen "betrieblicher" Alltagsfragen als auch eine echte Steuerung der längerfristigen Entwicklung möglich sein.

Die für diese Art der Entscheidungsfindung erforderlichen Unterlagen entsprechen im wesentlichen dem in Phase 2 dargestellten Schema, doch müssen sie im Vergleich mit diesem verdichtet werden bzw. auch rasche Aussagen über längerfristige Entwicklungen zulassen.

Diese Darstellung von D. NEWSOME wurde herangezogen, um den zeitlich gerichteten Charakter der wasserwirtschaftlichen (und überhaupt der sozialen und wirtschaftlichen) Entwicklung in Erinnerung zu rufen und darauf zu verweisen, daß "Planen" und die dafür notwendigen Kenntnisse und Unterlagen an diese Tatsache gebunden sind.

### 5.3 Variantenstudie zur Abwasserableitung und Abwasserreinigung

#### 5.31 Allgemeines

Bei Betrachtung der Frage, wo, wie und durch wen Abwasserreinigungsanlagen gebaut und betrieben werden sollen, tritt das Regionalisierungsproblem auf, das im deutschen Sprachraum formal in den Dissertationen von P.M. MEIER (1972) und H. ORTH (1975) behandelt wurde und dem wesentliche Teile der Vortragsveranstaltung "Planung und Organisation von Einzelkläranlagen und Gruppenkläranlagen" (H. HAHN, 1980)

gewidmet waren. Dieses "Regionalisierungsproblem" formaler Art ist dabei identisch mit dem eher pragmatisch-ingenieurtechnischen der "Variantenstudien zur Abwasserableitung und Abwasserreinigung".

### 5.32 Beispiele und Vorgehen

Während meiner bisherigen beruflichen Laufbahn wirkte ich an folgenden Variantenstudien mit:

- Raum Gratkorn-Gratwein-Judendorf-Straßengel (1975)
- Raum Pöls (1975)
- Raum St. Veit an der Glan (1975)
- Raum St. Peter-Freienstein-Leoben-Proleb-Niklasdorf (1976)
- Raum Mittleres Lavanttal (1976)

In allen Fällen handelt es sich um die Frage, ob Abwässer der Holzverarbeitenden Industrie zusammen mit dem Abwasser umliegender Gemeinden biologisch gereinigt werden sollten. In allen untersuchten Varianten ergaben sich Vorteile für die gemeinsame biologische Reinigung.

Als wesentlich für derartige Studien erscheinen folgende Punkte:

- Abklärung, ob eine gemeinsame Reinigung technisch durchführbar ist und welche Vor- und Nachteile damit verbunden sind.
- Auswahl von Kläranlagenstandorten. Die Platzmöglichkeiten am Kläranlagenstandort bedingen auch unterschiedliche Anlagenkonzeptionen, die jedoch ähnliche Eliminationsleistungen erbringen sollten.
- Bemessung und Entwurf der Anlage unter Berücksichtigung verschiedener Ausbaustufen. Im Laufe der Bearbeitung der vorstehend aufgezählten Variantenstudien zeigte sich, daß bei Belebungsanlagen eine Bemessung nach Schlammalter am ehesten die Forderung einer gerechten Kostenaufteilung ermöglicht.

- Anhand der Bemessung Ermittlung der Kubaturen, Aggregate sowie der Betriebsmittel.
- Auf dem Vorstehenden aufbauend Ermittlung der erforderlichen Investitionen und der Betriebskosten. Die Schätzung der Baukosten kann dabei bei Vorliegen von gesicherten Einheitspreisen rascher erfolgen als bei deren Fehlen, doch gewährleistet nur eine Berücksichtigung aller standortspezifischer Faktoren die volle Vergleichbarkeit aller Projektvarianten.
- Im Projektvergleich kommt es nicht darauf an, die künftigen Kosten vollständig exakt vorherzusagen, denn ein allgemeiner Trend, zu hoch oder zu tief zu schätzen, verschiebt die im Variantenvergleich erzielte Reihung nicht.
- Aus dem vorstehenden Grund erscheint ein Variantenvergleich nur dann als zweckmäßig, wenn alle Aussagen zu diesem Variantenvergleich aus einer dafür verantwortlichen Hand kommen.
- Da Anlagen zur Abwasserableitung und Abwasserreinigung in Österreich weitgehend aus dem allgemeinen Volkseinkommen bezahlt werden, erscheint ein Zusammenziehen der Investitionen und Betriebskosten anhand eines inflationsbereinigten volkswirtschaftlich vertretbaren Zinssatzes unbedingt erforderlich. Die Vorgangsweise dafür wurde im Abschnitt 3.5 aufgezeigt. Da die für Investitionen in die Bereiche Abwasserableitung und Abwasserreinigung zur Verfügung stehenden Mittel in unserer österreichischen Volkswirtschaft in Zukunft beschränkt sein werden, wird es in der kommenden Zeit vermehrt zu derartigen Variantenvergleichen kommen.
- Bei der schließlich gewählten (bzw. bei volkswirtschaftlich und technisch gleichwertigen) Varianten sind dann die die Betreiber treffenden Kosten anhand der Finanzierungsbedingungen auszuweisen.

### 5.33 Heutiger Stand der Verwirklichung bei den genannten Studien

#### (a) Studie Gratkorn-Gratwein

Die erste Etappe im Ausbau, die Errichtung einer Anlage für die Reinigung des in der Region anfallenden häuslichen Abwassers, wurde in den anschließenden Jahren verwirklicht. Diese Anlage besteht aus: Hebewerk - Rechen - Sandfang - Belebungsbecken ( $V = 2000 \text{ m}^3$ , 36 m Stabwalzen zu  $\emptyset 1,00 \text{ m}$ ) - Nachklärbecken ( $\emptyset 25 \text{ m}$ ). Der Überschussschlamm der Anlage kann über eine ca. 1,6 km lange Leitung zu Schlammwässerungsmaschinen gepumpt werden. Die Anlage kann auch mit Werksabwasser zur Erprobung für das weitere Vorgehen zur Abwasserreinigung beschickt werden. Zur Zeit ist die Zuführung von Eindampfkondensat aus der Zellstofferzeugung möglich.

#### (b) Studie Pöls

Die Umwandlung der bestehenden Sulfitzellstofferzeugung ohne Laugenerfassung in einen Zustand mit Laugenerfassung wurde fallengelassen. Stattdessen wurde eine Sulfatzellstofffabrik mit gebleichter Erzeugung verwirklicht. Die weiteren Termine zur Abwasserreinigung hängen von den Behördenauflagen (gemäß Wasserbautenförderung bzw. Wasserrecht) ab.

#### (c) Studie St. Veit an der Glan

Hier handelt es sich um sowohl häusliche Abwässer als auch das Abwasser aus einer Faserplattenerzeugung. Das Ergebnis der Studie lautete:

(a) Einführung eines engen Kreislaufes in der Faserplattenerzeugung; (b) Eindampfen des Überschusswassers mit Verbrennung des Konzentrates; (c) Biologische Reinigung aller noch verbleibenden Abwässer der Faserplattenherzeugung gemeinsam mit den häuslichen Abwässern. Die prinzipielle Durchführbarkeit dieses Vorschlages zeigte ein Besuch im Faserplattenwerk Skinnskattebergs Bruk in Schweden.

Die im Jahre 1975 auch vom Werk aus vorgesehenen innerbetrieblichen Maßnahmen wurden bisher, u.a. auch wegen wirtschaftlicher Schwierigkeiten, nicht verwirklicht. Zur Zeit laufen Versuche zur anaeroben Vorbehandlung.

Eine Anlage zur Reinigung der häuslichen Abwässer (ca. 2,5 - 3,0 t BSB<sub>5</sub> d<sup>-1</sup>) wurde erstellt, doch ist der Vorfluter immer noch mit ca. 20 t BSB<sub>5</sub> d<sup>-1</sup> aus der Faserplattenerzeugung belastet. Das Anlagenkonzept für die vorhandene Belebungsanlage ist leider nur bedingt flexibel. Das weitere Vorgehen hängt von den Versuchen zur anaeroben Vorreinigung ab.

(d) Studie St.Peter-Freienstein-Leoben-Proleb-Niklasdorf  
Wegen Schließung der Zellstoffabrik in Niklasdorf kam es nicht zu einer gemeinsamen Reinigung. Die Anlage zur Reinigung der häuslichen Abwässer (einschließlich der Brauerei Göß) des Raumes Leoben ging im Jahre 1982 in Betrieb.

(e) Studie Mittleres Lavanttal  
Auch in diesem Fall kam es zur Verwirklichung einer Anlage zur gemeinsamen Reinigung, wobei die Anlagenauslegung nach anderen Gesichtspunkten erfolgte als seinerzeit im Variantenvergleich angesetzt.

## 5.4 Planungsstudien

### 5.41 Beispiele und Vorgehen

Unter Planungsstudien sollen Studien verstanden werden, die sich an Immissionskenngrößen im Gewässer (Fließgewässer) bzw. an begrenzten Jahresfrachten (Seeinzugsgebiete für Phosphor) orientieren.

Während meiner beruflichen Laufbahn wirkte ich bisher an folgenden Planungsstudien mit:

- "Grundsatzkonzept für die Gewässergüte der österreichischen Donautrecke - Wassergütewirtschaftliche Entwicklungen, Zielsetzungen und Anforderungen" (1973 - 1975, Überarbeitung 1977/78)
- "Traunkraftwerk Marchtrenk - Beurteilung der Auswirkungen auf das Gewässer bei Errichtung des Staues" (1976/77)
- "Studie über Lösungsmöglichkeiten zur fortgeschrittenen Abwasserreinigung im Einzugsgebiet des Neusiedlersees" (1977/78)
- "Abwägung der Möglichkeiten zum Eintrag an Phosphor aus dem österreichischen Einzugsgebiet des Bodensees" (1983/84)
- "Grundsatzkonzept über die Gewässergüte des Liesingbaches (Trockenwetterzustand)" (1983/84).

An zusätzlichen Studien, in die mir Einblick gewährt wurde, sind zu nennen:

- "Regionale abwassertechnische Studie Glattal (Einführung, Gewässerzustand während der Trockenwetterperiode, Zustand der Gewässer während Regenwetter, Behördenbericht)". Diese Studie entstand ungefähr in den Jahren 1976 - 1980 und wurde bei einem Personaleinsatz von ungefähr 30 Mannjahren in Zusammenarbeit zwischen der EAWAG (Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz), dem Amt für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich, dem Labor des Kantons Zürich (Abt. Gewässerschutz), dem Tiefbauamt der Stadt Zürich (Abt. für industrielle Abwässer) und dem Ingenieurbüro Basler und Hofmann, Zürich, bei Mitarbeit verschiedenster anderer Stellen, durchgeführt.
- "Abwassersanierung in ländlichen Gebieten - Fallstudie Romoos", von V. KREJCI und W. GUJER (1983). Durchführung in den Jahren 1980 - 1983. Auch hier liegt eine Zusammenarbeit verschiedenster Stellen vor.

In allen Fällen handelte es sich dabei um die Frage, auf welche Weise vorgegebene Immissionskenngrößen in Fließgewässern eingehalten werden können bzw. wie der Abstoß an Jahresfrachten begrenzt werden könne.

Für das Vorgehen erscheinen dabei folgende Punkte als wesentlich:

- Anerkennung der Tatsache, daß der Gewässerzustand durch verschiedenste Vorgänge im hydrographischen Einzugsgebiet bestimmt ist und daß sich politische Gliederungen und hydrographische Einzugsgebiete fast nie decken.
- Erfassung möglichst aller Einflußfaktoren im Einzugsgebiet (Topographie, Klima, Wasserhaushalt, Nutzung des Raumes, Beschreibung und Wertung des Gewässerzustandes, Abwasserableitung und Abwasserreinigung). Anknüpfung an die Ausführungen unter 5.2 und Hinweis darauf, daß eine langfristige Bearbeitung dieser Aufgabe kein akademisches, sondern ein ausgesprochen angewandtes Aufgabengebiet ist.
- Durchführung verschiedenster Variantenstudien zur Abwasserreinigung, wobei die Unterscheidung in "Trockenwetterfall" und "Regenwetterfall" sich gemäß der Darstellung im Kapitel 4 u.U. als recht fruchtbar erweisen kann. Zur Abklärung von Detailfragen kann es erforderlich werden, daß auch Laborversuche oder halbtechnische Versuche durchgeführt werden bzw. daß eingehendere ingenieurtechnische Bearbeitungen erfolgen müssen.

#### 5.42 Heutiger Stand der Verwirklichung bei den genannten Studien

#### Grundsatzkonzepte für die Gewässergüte der österreichischen Donau stretch

Die in den Jahren 1973 - 1975 von der Bundesanstalt für Wassergüte, W.v.d. EMDE und H. FLECKSEDER durchgeführte Bearbeitung wurde 1976 in einer Kurzfassung (W.v.d. EMDE,

H. FLECKSEDER, L. OTTENDORFER und E. WEBER, 1976) durch das BMfLuF, WWK, veröffentlicht. Auf dieser und der unveröffentlichten Langfassung aufbauend wurde die sogenannte "Donauverordnung" erlassen (BMfLuF, 1977-04-14), deren wichtigste Passagen lauten: "... daß in den Gewässerabschnitten der Donau und der Grenzgewässer Salzach, Inn und March, die nach dem vierstufigen Klassierungssystem die Güteklassen III, III - IV und IV aufweisen, jene notwendigen wasserrechtlichen Anordnungen zu treffen seien, damit bis 1982-12-31 die Gewässergüte auf Güteklassen II - III verbessert wird." ... "Wo die Donau oder einer ihrer vorgenannten Zubringer aufgestaut wird, ist die Güteklasse II anzustreben."

Die Donaustudie wurde 1978 von N. MATSCHÉ überarbeitet und in einer vereinheitlichten Form 1979 durch das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft veröffentlicht (W.v.d. EMDE, H. FLECKSEDER, N. MATSCHÉ)..

Als "Langzeitstudie" im Sinne des Versuches einer Vorausschau kann auch heute nur beschränkt über die praktische Auswirkung berichtet werden. Zusätzlich spielt eine Rolle, daß der Vollzug des Wasserrechtes in Österreich im Rahmen der mittelbaren Verwaltung bei den Bundesländern liegt und die Donauverordnung sozusagen nur für die "Linien" Salzach, Inn, Donau und March zuständig ist, sofern eben Salzach, Inn und March die Staatsgrenze bilden. So kommt es, daß der Zustand der Donauzubringer Salzach (unterhalb der Zellstoff-erzeugung in Hallein), Traun (von unterhalb der Zellstoff-erzeugung in Steyrermühl an) mit Zubringern Ager (von unterhalb der Zellstoff- und Viskosefasererzeugung in Lenzing an) und Krems (von unterhalb Nettingsdorf an), Ybbs (unterhalb der Zellstoff-erzeugung in Kematen), Traisen (von unterhalb der Viskosefasererzeugung in St. Pölten an), Schwechat und Fischa (ungenügende Reinigung häuslich-industrieller Abwässer) sowie Rußbach (unterhalb von Leopoldsdorf, ab Zuckerkampagne 1984/85 behoben) sich nach wie vor in teilweise allerschlechtestem Zustand befinden.

Aus unserer Sicht können die Ziele der Donaustudie - der Versuch einer Zusammenschau - erst dann richtig zum Tragen kommen, wenn sich alle Betroffenen im Einzugsgebiet über die Auswirkungen ihres Tuns bewußt sind.

#### Traunkraftwerk Marchtrenk

In einem Wasserrechtsverfahren vor der obersten Wasserrechtsbehörde wurde der OKA das Recht erteilt, die Traun aufzustauen. Dieses Vorgehen entsprach nicht den Empfehlungen des Gutachtens, denn in diesem war festgehalten worden, daß vor Aufstau eine biologische oder gleichwertige Reinigung bei den beiden Haupteinleitern in Betrieb genommen werden sollte.

Nach Aufstau traten im Stauraum ästhetisch unangenehme aufschwimmende Fladen und Geruchsausstritte auf, die nicht nur in der lokalen Presse bekannt wurden. Da die OKA (EVÜ des Landes Oberösterreich) auch aufwärts von Wels Wasserrechte besitzt, die sie nutzen möchte, bestehen zur Zeit starke Konflikte zwischen dem bisherigen "Gewohnheitsrecht" der Abwasserableitung (in Relation zur wirtschaftlichen Zumutbarkeit der Abwasserreinigung gemäß österreichischem Wasserrecht) und dem Recht der Nutzung zur Wasserkraft.

#### Studie Neusiedlersee

Der Neusiedlersee ist ebenfalls ein Grenzgewässer, doch fallen wesentliche Fragen des Vollzugs in die Kompetenz des Amtes der Burgenländischen Landesregierung.

Die Studie und die aus ihr abgeleitete Kurzfassung bestätigten die Auffassung der zuständigen Stellen des Amtes der Bgld. Landesregierung, daß nicht der Bau einer Ringkanalisation, sondern eine konsequent verfolgte fortgeschrittene Abwasserreinigung Ziel der zu ergreifenden Maßnahmen sein sollte. Veröffentlichungen von H. FLECKSEDER (1980a; 1980b) sowie von W. STALZER (1981; 1982) beleuchten sowohl Aspekte der Entstehung der Studie als auch ihrer ersten Umsetzung in die Praxis und der daraus folgenden Auswirkungen.

Da auch versucht wurde, in der Studie nicht nur den Eintrag aus Kläranlagen, sondern auch von anderen Quellen (Landwirtschaft, Verfrachtung durch die Luft, Tourismus etc.) zu erfassen, und da in der ersten Abschätzung sich hohe Frachten für diese anderen Quellen ergaben, wurde die "Arbeitsgemeinschaft Gesamtkonzept Neusiedlersee" gegründet mit der Zielrichtung, ein "Gleichgewicht" zwischen Nutzung und Bedrohung des Neusiedlersees und seines Raumes zu erarbeiten. Die verschiedenen vergebenen Forschungsarbeiten laufen zur Zeit noch zum großen Teil und eine zusammenfassende Darstellung der erzielten Resultate steht mit Jahresende 1984 noch aus.

#### Studie Bodensee und Studie Liesingbach

Über die Auswirkung dieser Studien kann noch nicht berichtet werden, da seit Abgabe der Studien eine zu kurze Zeitspanne verstrichen ist.

#### Studie Glattal

Die Ergebnisse der Studie Glattal lassen sich wie folgt zusammenfassen (Behördenbericht, 1980):

- Auch bei vollständigem Anschluß der Abwässer des Glattales an mechanisch-biologische Reinigungsanlagen weisen die Fließgewässer der Region mehrheitlich einen schlechten Zustand auf. Die Konzentration der wichtigsten chemischen Kenngrößen übersteigt die in den gültigen Richtlinien (SR 814.225.21) verankerten Werte bei weitem, und auch der ästhetische und biologische Zustand ist unbefriedigend.
- Vor der Verwirklichung weiterer Maßnahmen zum Gewässerschutz waren die Beziehungen zwischen den anfallenden Frachten, den Maßnahmen zur Frachtenreduktion (Wirkung, Kosten) und der daraus abschätzbaren Gewässerzustände näher zu untersuchen. Die zu diesem Zweck entwickelte Methode der regionalen Gewässerschutzuntersuchung hat sich bewährt. In der Studie wurden die wichtigsten Ursachen des Zustandes der Glatt ermittelt und die Wirkung und Kosten der untersuchten Varianten zum Gewässerschutz festgestellt.

- Am Zustand der Glatt sind zwei Verunreinigungsquellen maßgebend beteiligt (Trockenwetterzustand):

- Das Abwasser der Region.

- Die Vorbelastung der Glatt durch die vom Greifensee stammenden Frachten.

Der zukünftige Zustand der Glatt hängt weitgehend von den Maßnahmen zur Verringerung dieser Frachten ab. Die abwassertechnisch nicht erfaßbaren weiteren Frachten tragen zum Zustand der Glatt nur sehr unbedeutend bei.

- Der große Anteil der Abwasserfracht im Glattal kommt von der Bevölkerung. Industrie und Gewerbe sind an der gesamten Abwasserfracht der Region (mit Ausnahme von schwer abbaubaren organischen Stoffen und Schwermetallen) nur in geringem Umfang beteiligt.

- Die Prioritäten für die erforderlichen Ausbautetappen werden weitgehend durch die vorgegebenen Randbedingungen bestimmt. Als vorrangig wird zunächst ein Ausbau im Schwerpunkt der Region (Dübendorf - Zürich - Opfikon) bis zur Vollnitrifikation, Phosphor-Elimination und Filtration empfohlen, aber auch die Einführung der P-Fällung auf allen Anlagen. Dadurch erhöht sich der Wiederbeschaffungswert um 50 % auf 180 Mio sFr, und die Jahreskosten steigen von 10 auf 14 Mio sFr/a<sup>-1</sup> an.

- Dabei wird vorhergesagt, daß diese Maßnahmen eine wesentliche Verbesserung in ästhetischer Hinsicht, in der biologischen Zusammensetzung sowie bezüglich der chemischen Kenngrößen  $\text{NH}_3\text{-}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ , gesP und  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  erbringen werden. Der Wert für DOC wird durch diese Maßnahmen herabgesetzt werden.

- Nicht nur die Verwirklichung dieser Maßnahmen, sondern eine intensive Kontrolle des dadurch erzielten Erfolges sind wichtig. Diese Erfolgskontrolle soll die vorhergesagten Verbesserungen mit den tatsächlich erzielten vergleichen und als Unterlage für die Planung weiterer Maßnahmen eingesetzt werden. Ziel einer solchen Vorgangsweise ist es auch,

Fehlinvestitionen möglichst zu vermeiden.

- Das Studium der Regenwettersituation - sowohl für Einzelregen wie für Jahresfrachten - zeigt, daß die Regenüberlaufbecken vor allem in bezug auf die Einleitung von Schlamm und Grobstoffen (ästhetische Wirkung) zum Tragen kommen, daß sie jedoch zum Rückhalt von z.B. DOC,  $\text{NH}_4^+$ -N und gesP nur wenig beitragen. Mehrere Maßnahmen, die allerdings nur langfristig zum Tragen kommen können, könnten zusammen zu einer beträchtlichen Verringerung des Frachtenaustrages bei Regenwetter beitragen: Ursachenbekämpfung (z.B. phosphorfreie Waschmittel), Verzögerung des Niederschlagsabflusses, Einführung eines qualifizierten Trennsystems.
- Die Studie hat zu den grundsätzlichen Empfehlungen geführt, daß der Verbesserung der Trockenwettersituation (weitergehende Abwasserreinigung) Vorrang vor der Anordnung von Regenüberlaufbecken und der damit zusammenhängenden Regenwasserbehandlung zukommt. Von der Anordnung gleichartiger Maßnahmen in der Region sollte abgesehen werden, da sich die Region in örtliche Elemente gliedert, für die jeweils spezielle Lösungen zu suchen sind.
- Die Studie Glattal hat auch ergeben, daß nichttechnische Maßnahmen an der Quelle (z.B. P-Substitution bei Waschmitteln, Pb-Substitution beim Benzin) bzw. spezielle Maßnahmen zur Vorreinigung bei Industrieabwässern sich weitgehend positiv auf den Gewässerschutz auswirken und daher auch angewendet werden sollten.

Die in der Glattal-Studie vorgeschlagenen Maßnahmen wurden von den für den Vollzug des Wasserrechtes zuständigen Stellen (Amt für Gewässerschutz des Kantons Zürich) übernommen. Die erforderlichen Detailplanungen wurden eingeleitet und die Freigabe der Mittel für die Verwirklichung wurde von den dafür zuständigen Gemeindebürgern bewilligt. Die erste Ausbaustufe ist im Bau, und die Erfolgskontrolle in den kommenden Jahren muß zeigen, ob die Vorhersagen der Glattalstudie auch zutreffen.

Abwassersanierung in ländlichen Gebieten  
- Fallstudie Romoos

- Bei dieser Studie ist weniger das auf den Raum Romoos bezogene Ergebnis, sondern die Vorgangsweise, die sich bei Anwendung auf andere Siedlungsgebiete als günstig erweisen könnte, interessant.
- Das Ziel einer solchen Studie ist es, Maßnahmen zu empfehlen, die
  - bestehende oder potentielle Gewässerschutzprobleme lösen,
  - technisch verlässlich und (volks)wirtschaftlich vertretbar sind,
  - möglichst die natürlichen, darunter v.a. hydrologischen, Gegebenheiten nicht negativ beeinflussen.
- Der Aufwand für eine solche Studie oder Untersuchung soll in vertretbarem Verhältnis zur Problemstellung liegen. Als Voraussetzungen für erfolgversprechende Studien sind zu nennen:
  - Gute lokale Kenntnisse
  - Zuverlässige Unterlagen
  - Gute Kenntnisse der naturwissenschaftlichen und technisch-wirtschaftlichen Grundlagen des Gewässerschutzes im ländlichen Raum
  - Eigene Erfahrungen
- Das generelle Vorgehen läßt sich gliedern in:
  - Ansatz für Maßnahmen (Erkennen des bestehenden oder potentiellen Gewässerschutzproblems; Festlegung eines Bezugszustandes für die später durchzuführende Erfolgskontrolle)
  - Beschaffung von Unterlagen (Betätigung im Einzugsgebiet und Prognosen; bestehende technische Anlagen und ihr Zustand; Vorfluter, Vorfluternutzung und Gewässerzustand; Grundwasserverhältnisse; Lage, Topographie, Klima)
  - Abwasseranfall (Abwasserarten; Menge und Schwankungen; bedeutende Frächtkomponenten)
  - Einleitungsbedingungen in den Vorfluter (Festlegung des Zustandes der abzuleitenden Abwässer)

- Auswahl geeigneter Maßnahmen (Untersuchung der geeigneten Maßnahmen in Varianten - Kanalisation, Kläranlage, Schlamm)
- Kostenschätzungen (Zusammenstellung von Investitionen, Betriebskosten und Jahreskosten)
- Beurteilung der Varianten (Kriterien und Methoden der Beurteilung beschreiben; Betrieb, Kosten und Umweltauswirkungen zusammenfassen; Aussagekraft des Ergebnisses prüfen)
- Empfehlung (dem Entscheidungsträger einsichtige Unterlagen für die Variantenwahl bereitstellen).

Bei der Bearbeitung der Studie Romoos zeigte sich, daß - nach Schätzung der Bearbeiter an der EAWAG - der gerechtfertigte Aufwand ungefähr 50 - 100 % der Jahreskosten der preiswertesten Variante bzw. ungefähr 2 - 3 % der preiswertesten Investition ausmacht. Dieser Aufwand ist hoch, jedoch dann nicht verloren, wenn man bedenkt, daß bei großzügigen (d.h. nicht so ins Detail gehenden) Planungen mit teureren Varianten sich der Aufwand für die eingehendere Planung innerhalb eines Jahres schon "hereingespielt" haben kann.

Bezüglich Verwirklichung und Erfolg der in der Studie Romoos ausgesprochenen Maßnahmen läßt sich heute noch nichts sagen, da sie noch nicht verwirklicht sind.

## 5.5 Gewässergütemodelle

### 5.51 Allgemeines

Als "Gewässergütemodell" soll ein mathematischer Formalismus verstanden werden, der einen Zusammenhang zwischen Frachteinleitungen und Umsetzungen in Gewässern bezogen auf eine oder mehrere Kenngrößen herstellt, die den Gewässerzustand beschreiben. Das Ziel ist es dabei, bei Berücksichtigung der Selbstreinigungsvorgänge in Gewässern die Vorgabe von Werten für Kenngrößen, die den Gewässerzustand beschreiben ("Emissionsstandards"), einzuhalten, und zwar bei der Wahl der preis-

wertesten Variante bezüglich Abwasserreinigung.

#### 5.52 Anwendung von Gewässergütemodellen unter österreichischen Verhältnissen

In einer Arbeit (W.v.d. EMDE & H. FLECKSEDER, 1984) für das BMfLuF, WWK, wurde versucht, die Zusammenhänge zwischen Gewässerzustand, Gewässergüte, Gewässergütemodellen, ihrer Anwendung auf die österreichischen Verhältnisse und die daraus gezogenen Schlüsse aus heutiger Sicht zu beschreiben.

Das Ergebnis lautet, daß wir den weitgehenden Einsatz formaler Gewässergütemodelle in Österreich heute noch nicht für gerechtfertigt erachten, da ganz einfach Daten und Unterlagen zur Beschreibung von Gewässerzuständen und der daraus folgenden Gewässergüte fehlen.

Da die Vorgänge in Gewässern ziemlich vielschichtig sind, kommen wir auch zur Feststellung, daß zu ihrer Bearbeitung auch auf ein vielfältiges Zusammenwirken verschiedenster Fachdisziplinen (z.B. Biologie, Feste Abfallstoffe, Fischereiwissenschaften, Geologie, Abwassertechnik und andere Ingenieurdisziplinen, Limnologie, Wasserchemie u.a.m.) zu achten ist.

## 6. Folgerungen für die Situation in Österreich

Nach einer intensiven Nachholphase steht der Gewässerschutz in Österreich in den kommenden Jahren aller Voraussicht nach an einem gewissen Wendepunkt. Dieser ist kennzeichenbar einerseits durch den Wunsch nach sauberen Gewässern, aber andererseits auch dadurch, daß im Vergleich zu früheren Zeiten vermehrt überlegt werden muß, wie generell knappe Mittel in unserer Volkswirtschaft verwendet werden sollen. Im folgenden werden als maßgebend erachtete Punkte stichwortartig zusammengefaßt:

- (1) Rechtliches Instrumentarium und die Konzeption, die hinter diesem stehen.

Im Gegensatz z.B. zur Schweiz, wo der Gewässerschutz in einem eigenen Gesetzestext erfaßt ist, ist der Gewässerschutz in Österreich Teil des österreichischen Wasserrechtes. In diesem werden die Nutzungen der Gewässer vor deren Schutz aufgeführt. Das im § 30 aufgeführte Konzept fußt auf der Sicherstellung der Trinkwasserversorgung sowie auf der Erhaltung der ökologischen und ideellen Werte unserer Gewässer.

- (2) Bisherige Maßnahmen zum Gewässerschutz

Bisher und auch noch einige Zeit hindurch wird der Gewässerschutz durch Bau und Betrieb von Abwasserableitungen, Abwasserreinigungsanlagen und Maßnahmen an der Quelle (Vorreinigung bei Industriebetrieben) vorangetrieben werden können. Die Tabelle 6-1 gibt dabei sowohl zum  $BSB_5$  als auch zum biologisch nicht umwandelbaren COD ( $COD_{nb}$ ) Auskunft. Wegen mangelnder Feinheit vorhandener Unterlagen sind die hier aufgeführten Frachten als durchaus noch mit Fehlern behaftet zu betrachten. Tabelle 6-1 läßt erkennen, daß die 1984 noch abgestoßenen  $BSB_5$ -Frachten aus dem Bereich Zellstoff- und Papiererzeugung gleich groß sind wie die Rohfrachten aus den Haushalten einschließlich Kleingewerbe. Die Projektion für 1994 zeigt auch, daß diese  $BSB_5$ -Frachten aus der Zellstoff- und Papiererzeugung durch prozeßtechnische Maßnahmen in gewissem Umfang abgesenkt werden können, während ihre biologische

Tabelle 6-1: Kennzahlen zum Frachtenabstoß in Österreich  
(BSB<sub>5</sub>, COD<sub>nb</sub>)

	Rohanfall		Nach innerbetrieblichen Maßnahmen		Nach biologischer Reinigung	
	BSB <sub>5</sub>	COD <sub>nb</sub>	BSB <sub>5</sub>	COD <sub>nb</sub>	BSB <sub>5</sub>	COD <sub>nb</sub>
1984						
Zellstoff/Papier	1400	2800	480	740	470	740
Nahrungsmittel	600	20	400	20	180	20
Sonstige Industrie	320	80	320	80	150	80
Haushalte	480	50	480	50	240	50
Österreich	2800	2950	1680	890	1040	890

	Rohanfall		Nach innerbetrieblichen Maßnahmen		Nach biologischer Reinigung	
	BSB <sub>5</sub>	COD <sub>nb</sub>	BSB <sub>5</sub>	COD <sub>nb</sub>	BSB <sub>5</sub>	COD <sub>nb</sub>
1994						
Zellstoff/Papier	1800	3800	300	490	-	490
Nahrungsmittel	750	20	290	20	-	20
Sonstige Industrie	430	120	380	100	-	100
Haushalte	480	50	480	50	-	50
Österreich	3460	3990	1450	660	-	660

(Für 1994 überall biologische Reinigung angenommen)

Zahlenwerte in t d<sup>-1</sup>

BSB<sub>5</sub> = Kenngröße, die das Wachstumspotential heterotropher Organismen ausdrückt

COD<sub>nb</sub> = Kenngröße, die die biologisch langsam bis nicht unwandelbare organische Verschmutzung kennzeichnet

Reinigung die Fernhaltung dieser bewuchsfördernden Verschmutzung von unseren Gewässern gewährleistet.

(3) Ausnutzung des vorhandenen, im österreichischen Wasserrecht enthaltenen Maßnahmenspektrums

Das Wasserrecht kann nur einen Rahmen abstecken, innerhalb dessen sich der Vollzug bewegen kann. Nun ist in den Para-

graphen 33 (Reinhaltungspflicht) unter (2) folgende Formulierung aufgenommen worden:

"Waren die zur Reinhaltung getroffenen Vorkehrungen unzulänglich oder reichen sie im Hinblick auf die technische und wasserwirtschaftliche Entwicklung nicht mehr aus, so sind sie - unbeschadet des verliehenen Rechtes - vom Wasserberechtigten in zumutbarem Umfang und gegebenenfalls schrittweise den Erfordernissen anzupassen. Liegt ein genehmigter Sanierungsplan (§ 92) vor, so dürfen die Vorschriften darüber nicht hinausgehen."

Diese beiden Begriffe, der "zumutbare Umfang" und das "schrittweise Vorgehen", können nun bei den in Österreich nach wie vor noch dominierenden Einleitungen aus Betrieben im Vollzug sehr unterschiedlich ausgelegt werden. Wenn es im Vollzug gelänge, diese beiden Begriffe mehr im Sinne des Gewässerschutzes zu interpretieren, so kämen wir bei den noch vorhandenen biologisch ungereinigten industriellen Einleitungen wesentlich rascher voran.

#### (4) Erfordernis von Prioritäten im Gewässerschutz in Österreich

Nach Errichtung von kommunalen ARAs in Ballungsgebieten kommt die erste Priorität den Maßnahmen an der Quelle und der externen Abwasserreinigung bei großen industriellen Einleitungen (Zellstoff- und Papiererzeugung, Nahrungsmittelerzeugung, chemische Industrie) zu. Die Schnelligkeit des Vorgehens ist in dieser Sparte jedoch weniger eine Frage der Verfügbarkeit von Kapital auf volkswirtschaftlicher Ebene, sondern eine Frage des wasserrechtlichen Vollzuges, gekoppelt mit dem Willen dieser Unternehmungen, auch tatsächlich etwas für den Gewässerschutz zu unternehmen.

Weitere Prioritäten können nicht in genereller Art und Weise ausgesprochen werden, da in der Vielzahl der Fälle die dafür erforderlichen Unterlagen ganz einfach fehlen. Sie

können jedoch gewonnen werden durch

- regionale Planungsstudien in dichtbesiedelten Gebieten;
- Suchen nach Lösungen, die an die Verhältnisse des ländlichen Raumes angepaßt sind und nicht eine direkte Übertragung der in dichtbesiedelten Gebieten gewonnenen Erfahrungen bedeuten;
- Einbezug der Landwirtschaft als Verursacher von Gewässerbelastungen;
- Einbezug der Regenwettersituation in regionale Studien zum Gewässerschutz;
- eine wesentliche Ausweitung der Erfolgskontrollen (Abwasserreinigungsanlagen, Gewässer) und des sonstigen Erhebungspotentials (siehe Abschnitt 5.2).

Diese vorstehend genannten Punkte hängen mit dem auf volkswirtschaftlicher Ebene knapp verfügbaren Kapital zur Lösung der Aufgaben des Gewässerschutzes zusammen. Sobald abgeklärt ist, welche Faktoren die in der jeweiligen Situation vorhandene schlechte Gewässergüte verursachen, sollten jene Lösungsvarianten bevorzugt durchgeführt werden, die günstige Kosten-Nutzen-Relationen unter volkswirtschaftlichen Bedingungen aufweisen. Eine solche Kosten-Nutzen-Relation kann z.B. mit dem finanziellen Aufwand pro rückgehaltener Verschmutzungseinheit ausgedrückt werden. Monetär nicht bewertbare Probleme oder Nutzen müssen jedoch verbal mit erfaßt werden.

#### (5) Schadstoffe im Klärschlamm und Fragen der Schlammverbringung

An einigen Standorten wurden sehr hohe Konzentrationen an einzelnen Schwermetallen im Klärschlamm festgestellt. In allen Fällen konnten jedoch diese erhöhten Konzentrationen auf einzelne gewerblich-industrielle Einleitungen rückgeführt werden. Sobald diese Einleitungen erkannt waren und

für sorgfältige betriebliche Maßnahmen zur Vorreinigung gesorgt worden war, lagen die üblichen Konzentrationen vor. Um der Landwirtschaft bei der Schlammverwertung eine entsprechende Sicherheit zu geben, daß in der beschlammten Fläche keine überhöhten Konzentrationen auftreten, muß einerseits der Anlagenbetreiber den Landwirt über die Inhaltsstoffe dieses Schlammes unterrichten und andererseits darf der Landwirt auf die Flächen auch nur bestimmte Mengen aufbringen. Je nach staatlicher Hoheit wurden zur Bewältigung dieser Aufgabe unterschiedliche Klärschlammverordnungen aufgestellt, in denen u.U. auch auf die sonstigen hygienischen und gewässerschützerischen Probleme im Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung eingegangen wird. Sonstige Methoden zur Verbringung (Deponie, Verbrennung) sollten nur in echten Notsituationen angewendet werden.

(6) Wechselspiel zwischen Forschung, Ausbildung und Praxis  
im Gewässerschutz

Damit Probleme erkannt und auch gelöst werden, bedarf es eines Wechselspieles zwischen Forschung und Praxis auf vielfältigen Ebenen und auch in beiden Richtungen, aber auch zwischen allen Disziplinen, die am Gewässerschutz wirken. Bei der Vielschichtigkeit der miteinander in Beziehung stehenden Bereiche sollte auch in Österreich der Bereich des Gewässerschutzes multidisziplinär abgedeckt werden. Dazu bedarf es nicht unbedingt neuer Forschungsstätten, jedoch neuer Strukturen zur Zusammenarbeit und auch Fachkollegen, die einer derartigen freundschaftlichen Zusammenarbeit vor allem auch mit der Seite der Praxis bzw. von Seite der Praxis aus positiv gegenüberstehen. Denn es gilt:

(7) Gewässerschutz ist eine Daueraufgabe.

Literaturverzeichnis

- ALEXANDER, M. (1973): "Nonbiodegradable and other recalcitrant Molecules". *Biotechn. & Bioeng.*, 15, (611-647)
- ANNEN, G.W. (1979): "Economical Considerations on Local or Centralized Wastewater Treatment Systems". 3rd IAWPR-Vienna Workshop, Design and Operation of Large Wastewater Treatment Plants. *Prog. Wat. Techn.*, 12 (3), (123-127)
- ANONYMUS: Chemisch-ökologische Zielsetzungen des Gewässerschutzes. Aussprache in Kastanienbaum (1975) Mit Beiträgen von W. Stumm/ E. Stumm-Zollinger, E. Eichenberger, Hr. Ambühl, R.A. Vollenweider, W. Schmitz und W. Kölle, R. Margalef, H. Sontheimer, R.W. Edwards. *Schweiz.Z.f.Hydrol.*, 37, 1, (1-143)
- ANONYMUS: Gewässerschutz 2000 (1977): Gewässerschutz in der Schweiz - Bericht über eine Studie "Gewässerschutz 2000". EAWAG und Planungsbüro Basler und Hofmann AG sowie Infrac, Zürich. *Gas-Wasser-Abwasser (CH)*, 57, (745-798)
- ANONYMUS: Verein für Gewässerschutz und Lufthygiene, Schweizerischer: Lehrerdokumentation WASSER, (1981)
- ANONYMUS: "ANAEROBIC WASTEWATER TREATMENT". Proceedings of the European Symposium, 23.-25. November 1983, Noordwijkerhout, Niederlande; 622 p.
- ANONYMUS: "Anaerobic Digestion, Third International Symposium on", Proceedings of the Symposium held at Boston, Massachusetts, USA, 14.-19. August 1983; 543 p.
- ASTON, S.R. und D. BRUTY, R. CHESTER und R. PADGHAM (1973): "Mercury in Lake Sediments." A possible Indicator of technological growth. *Nature (London)*, 241, (450/451).
- ATV-Regelwerk (1977). Arbeitsblatt 128 - Richtlinien für die Bemessung von Regenentlastungen in Mischwasserkanälen. Bearbeitet von einem Autorenkollektiv.
- ATV e.V.; Herausgeber (1982): Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik, 3., überarbeitete Auflage. Band 1: Wassergütwirtschaftliche Grundlagen, Bemessung und Planung von Abwasserableitungen. Band 2: Entwurf und Bau von Kanalisationen und Abwasserpumpwerken. Verlag W. Ernst & Sohn, München-Berlin
- AURAND, K., H. HÄSSELBARTH, E. LAHMANN, G. MÜLLER und W. NIEMITZ (1978), eds.: Organische Verunreinigungen in der Umwelt - Erkennen, Bewerten, Vermindern. E. Schmidt-Verlag, 614 p.
- BALDIA, P. (1983): Gesamtösterreichischer Überblick über die großräumige Abwasserentsorgung. Herausgegeben vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft der Republik Österreich, Wasserwirtschafts-Kataster.

- BARNARD, J.L. (1973): "Biological denitrification". Water Poll. Control, 72, (705-720)
- BARNARD, J.L. (1982): "The Influence of Nitrogen on Phosphorus Removal in Activated Sludge Plants". Wat.Sci.Technol., 14, (31-45)
- BARNARD, J.L. (1976): "A Review of Biological Phosphorus Removal in Activated Sludge Plants". Water S.A., 2, (136-144)
- BARNES, D. und F. WILSON (1978): The Design and Operation of Small Sewage Works. E. & F.N. Spoon, Ltd., London. (Halsted Press Book)
- BEGERT, A. und W. MÜLLER (1976): "Der Einfluß abnormaler Betriebsverhältnisse auf die Wirksamkeit von Kleinkläranlagen". ÖAR, 21, (1-8)
- BEGERT, A. und E. RUIDER (1977): "Betriebsergebnisse österreichischer Kleinkläranlagen". ÖAR, 22, (113-118)
- BEGERT, A. (1978): "Langzeitige Überprüfung einer Kleinkläranlage für einen modernen Wohnblock." ÖAR, 23, (59-64)
- BEGERT, A. (1979): "PURAPLAST - Ein neues System vollbiologischer Kleinkläranlagen". ÖAR, 24, (54-56)
- BEGERT, A. (1979): "Versuche zur gemeinsamen C- und N-Entfernung bei Kleinkläranlagen mittels intermittierender Belüftung". ÖAR, 24, (41-48)
- BIFFL, W. ed. (1977): Abwasserreinigung in kleineren Verhältnissen. Wiener Mitteilungen - Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd. 22, (12. Seminar des ÖWWV, Raach)
- "BODENSEE, Österreichisches Einzugsgebiet, Gegenüberstellung der Möglichkeiten zur P-Reduktion". 1983/84. Bericht an das BMfBuT, BMfLuF, und das Amt der Vorarlberger LR, verfaßt von W.v.d. EMDE unter Mitarbeit von H. FLECKSEDER, Ch. LUDWIG, N. MATSCHE, H. MEULENBROEK und F. PLAHL-WABNEGG. 103 p in der ersten Fassung.
- BOLLER, M. (1980): Flockungsfiltration zur Reinigung von Abwasser - Verfahrenstechnische Optimierung zur Elimination von Phosphor und suspendierten Stoffen. Diss. ETH Nr. 6748.
- BOLLER, M. (1983): "Full Scale Experience with Tertiary Contact Filtration". 4th IAWPRC Vienna Workshop, Design and Operation of Large Wastewater Treatment Plants. Prog.Wat.Techn., 16, (10/11), (225-239).
- BOLZER, W. (1984): Belastung österreichischer Trinkwässer mit gelösten organischen Verbindungen unter besonderer Berücksichtigung der Organohalogenverbindungen. Dissertation, Institut für Wasserwirtschaft der Universität für Bodenkultur, Wien v + 318 p.

- BORNEFF, J. (1971): HYGIENE - Ein Leitfaden für Studenten und Ärzte. Georg-Thieme-Verlag Stuttgart.
- BRAUN, R. (1982): Biogas-Methangärung organischer Abfallstoffe. Springer Verlag Wien - New York, 204 p.
- BRIX, J., H. HEYD und E. GERLACH unter Mitwirkung von K. HÜNERBERG (1963): Die Wasserversorgung. 6., erweiterte Auflage P. Oldenburg, München-Wien
- BRUNNER, H.P., und P. BACCINI (1981): "Die Schwermetalle, die Sorgenkinder der Entsorgung?". Beilage Forschung und Technik der NZZ, 1981-03-25.
- BUNDESMINISTERIUM für Land- und Forstwirtschaft, Republik Österreich (1981): "Richtlinien für die Begrenzung von Abwasseremissionen"
- CREDITANSTALT-BANKVEREIN (1984): Reale Steigerungsraten des BNP, Preisbasis 1976. Volkswirtschaftliche Abteilung der CA-BV
- DANECKER, E. (1977): "Wassergüte und biologische Gewässeranalyse". Umweltschutz, Organ der österreichischen Gesellschaft für Natur- und Umweltschutz, (117-119)
- DAUBER, L., P.V. ROBERTS & J. ZOBRIST (1979): "Schmutzstoffe im Regenwasser einer städtischen Trennkanalisation". Veröffentlicht in "Beeinflussung der Gewässergüte durch die Regenabflüsse von Straßen", Band 64 der Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, p. 125-145
- DAUBER, L. und B. NOVAK (1983): Quellen und Mengen der Schmutzstoffe in Regenabflüssen einer städtischen Mischkanalisation. EAWAG-Separatum Nr. 927. Auch: Gleichnamiger Bericht Nr. 29-104 vom März 1982
- DOHMANN, M. (1975): "Weitergehende Abwasserreinigung durch Filtration". KA, 22, (10), (303-306)
- DONAUPERORDNUNG (1977-04-14): 210. Verordnung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft zur Verbesserung der Wassergüte der Donau und ihrer Zubringer.
- DUNBAR, W.Ph. (1907): Leitfaden für die Abwasserreinigungsfrage. R. Oldenburg-Verlag
- EAWAG und AGW (Amt für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich), 1980: "Ergebnisse der regionalen abwassertechnischen Studie Glattal-Behördenbericht". ii + 55 p.
- EAWAG, in Zusammenarbeit mit der Direktion der öffentlichen Bauten des Kantons Zürich: Regionale abwassertechnische Studie Glattal.

- Teil I: Einführung. 1979, 62 p.  
Teil II: Gewässerzustand während der Trockenwetterperiode. 1979, 155 p.  
Teil III: Zustand der Gewässer während Regenwetter. Bisher unveröffentlicht, Konzeptfassung vorhanden.
- EAWAG/U. BUNDI (1981): Gewässerschutz in der Schweiz - sind die Ziele erreichbar? Schlußbericht der Studie "Gewässerschutz 2000", Verlag Paul Haupt, Bern und Stuttgart
- EAWAG, in Zusammenarbeit mit der Abt. Stadtentwässerung des Tiefbauamtes der Stadt Zürich (1982): "Von der Kanalisation ins Grundwasser - Charakterisierung eines Regenereignisses im Glattal". Gas-Wasser-Abwasser (CH), 62, (298-311)
- EAWAG (1983): Konzept einer Arbeit über die Kosten für Abwasserableitung und Abwasserreinigung.
- EBNER, F. und H. GAMS (1975): "Schwermetalle in der Salzach" ÖAR, (30-32)
- v.d. EMDE, W., und S. HOFFMANN (1969): "Untersuchungen an Regenüberläufen eines großstädtischen Kanalnetzes." GWf, 110, (321-325)
- v.d. EMDE, W., (1974): "Belebungsverfahren". In: W.v.d. EMDE, ed., Wiener Mitteilungen - Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd. 15
- v.d. EMDE, W. und H. FLECKSEDER (1975): "Grundsatzkonzept über die Gewässergüte der österreichischen Donaustrecke - Wassergütewirtschaftliche Entwicklungen, Zielsetzungen und Anforderungen". Bericht an das BMfLuF, Republik Österreich, WWK, unveröffentlicht. v + 300 p.
- v.d. EMDE, W., H. FLECKSEDER, L. OTTENDORFER und E. WEBER (1976): "Gewässergütefragen - Österreichische Donau-Grundsatzorientierung". BMfLuF, Republik Österreich, WWK. 55 p.
- v.d. EMDE, W. (1977): "Die Bodenfiltration im Zusammenhang mit Hauskläranlagen". Wiener Mitteilungen - Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd. 22, W. Biffl, ed.
- v.d. EMDE, W. (1978): "Industrieabwasserprobleme in Österreich". Wiener Mitteilungen - Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd. 28, W.v.d.Emde, ed.
- v.d. EMDE, W. und H. FLECKSEDER unter Mitarbeit von N. MATSCHÉ (1979): Gewässergütefragen der österreichischen Donau - Wassergütewirtschaftliches Grundsatzkonzept (entwicklungsbezogene Zusammenschau von Immissionen, Emissionen und Gewässerreinhalteung). BMfLuF., Republik Österreich, WWK. viii + 257 p.

- v.d. EMDE, W. und N. MATSCHÉ (1983): "Optimierung von Abwasseranlagen - Nährstoffverhältnisse des Abwassers und Kläranlagenbetrieb." Forschungsarbeit für den Wasserwirtschaftskataster (WWK) des BMfLuF der Republik Österreich.
- v.d. EMDE, W. und H. FLECKSEDER (1984): "Interpretationen vorhandener Gewässergütemodelle und deren Anwendbarkeit auf österreichische Verhältnisse". BMfLuF, WWK, i + 113 p.
- v.d. EMDE, W. (1984): "Entwicklungen in der biologischen Abwasserreinigung - Wege und Irrwege". Vortrag anlässlich der Ehrenpromotion an der TU Hannover.
- FAIR, G.M., J.C. GEYER und D.A. OKUN (1966): Water and Wastewater Engineering; Vol. 1: Water Supply and Wastewater Removal. John Wiley & Sons, Inc.
- FAUST, S.D. und J.V. HUNTER (1971); eds.: Organic Compounds in Aquatic Environments. Marcel Dekker, xxii + 638 p.
- FLECKSEDER, H., (1979): "Abwasser der Zellstofferzeugung". Wiener Mitteilungen - Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd. 28, Beitrag I.
- FLECKSEDER, H., E. RUIDER und G. SPATZIERER (1980a): "Wastewater Treatment and Phosphorus Loading of Neusiedlersee". In: Shallow Lakes - Contributions of their Limnology, M. Dokulil, H. Metz und D. Jewson, eds., Dr.W. Junk-publiishers, Den Haag, (13-19)
- FLECKSEDER, H. (1980b): "Die Erarbeitung einer längerfristigen Strategie zur Abwasserreinigung im Einzugsgebiet des Neusiedlersees". ÖWW, 32, (181-192)
- FLECKSEDER, H. (1982): "Sind kleine Abwasserreinigungsanlagen tatsächlich so schlecht wie ihr Ruf?" Gas-Wasser-Abwasser (CH), 62, (556-558)
- FLECKSEDER, H., W. GUJER & V. KREJCI (1982): "Abwasserreinigung bei stark schwankendem Anfall". Gas-Wasser-Abwasser (CH), 62, (559-562)
- FLECKSEDER, H. & V. KREJCI (1982): "Absetzen, anaerobe Abwasserreinigung, Schlammfäulung und Schlammntwässerung bei kleinen Abwasserreinigungsanlagen". Gas-Wasser-Abwasser (CH), 62, (562-570)
- FLÖGL, W. (1980): Vergleichende Kostenuntersuchungen über das Belebungsverfahren. Dissertation an der TU Wien, Wiener Mitteilungen - Wasser-Abwasser-Gewässer, Band 36
- FÖRSTNER, U. und G.T.W. WITTMANN (1981): Metal Pollution in the Aquatic Environment. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York, 1981, 2. überarbeitete Auflage, xviii + 486 p.
- FRÜHLING, A. (1910): Die Entwässerung der Städte. III. Teil des Handbuches der Ingenieurwissenschaften, Vierter Band, 4. Auflage, Verlag W. Engelmann, Leipzig

- GÄCHTER, R. und A. MARES (1979): "MELIMEX, an Experimental Heavy Metal Pollution Study: Effects of Increased Metal Loads on Phytoplankton Communities". Schweiz.Z.Hydrol., 41, (165 - 314).
- GARLAND, J.H.N. (1975): "Effects of Storm Discharges on River Water Quality". Veröffentlichung der ATV über das 3. EAS 1975
- GEIGER, W.F. (1984): "Verschmutzung des Regenwasser- und Mischwasserabflusses". Wiener Mitteilungen - Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd. 53, (A-1 - A-35)
- GEISSLER, W. (1933): Kanalisation und Abwasserreinigung III. Teil, Band 6, der "Handbibliothek für Bauingenieure" J. Springer-Verlag, Berlin
- GENZMER, A. (1924): Die Entwässerung der Städte. III. Teil des Handbuches der Ingenieurwissenschaften, Viertes Band, 5. Auflage, Verlag W. Engelmann, Leipzig
- GIGER, W. und P.V. ROBERTS (1978): "Characterization of Persistent Organic Carbon", in: Water Pollution Microbiology, Vol. 2, R. Mitchell ed., Wiley-Interscience, (135-175)
- GÖTTLE, A. (1978): Ursachen und Mechanismen der Regenwasserverschmutzung - Ein Beitrag zur Modellierung der Abflußbeschaffenheit in städtischen Gebieten. Bericht Nr. 23 aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Institut für Bauingenieurwesen V, TU München
- GUETTINGER, H. (1982): Zusammenhänge zwischen physikalischen und chemischen Faktoren und Makroinvertebraten in Fließgewässern - Statistische Analyse der Rohdaten von Felduntersuchungen. Diss. ETHZ Nr. 6952
- GUJER, W. (1977): "Design of Nitrifying Activated Sludge Process with the Aid of Dynamic Simulation". Prog.Wat.Tech., 9, (323-336)
- GUJER, W. (1978): "Nitrifikation in Belebungsanlagen". Vortrag am 1. WAKO-Abwasserkurs des VSA, September 1978. In den Tagungsunterlagen enthalten.
- GUJER, W., P. ERNI (1978): "The Effect of Diurnal Ammonium Load Variation on the Performance of Nitrifying Activated Sludge Processes". Prog.Wat.Tech., 10, (391-407)
- GUJER, W./V. KREJCI (1979): "Kenntnisse und Forschung auf dem Gebiet der Regenwasserbehandlung". VSA-Verbandsbericht Nr. 142/4
- GUJER, W. (1980): "Emerging Strategy for Nitrogen Control Based on Receiving Water Quality Considerations". EPA-Symposium über "Nutrient Control", San Diego, Herbst 1980, USA

- GUJER, W., V. KREJCI und E. EICHENBERGER (1982): "Hinweise für die Wahl von Einleitbedingungen bei kleinen Abwasserquellen". Gas-Wasser-Abwasser (CH), 62, (546-555)
- GUJER, W. und M. BOLLER (1983): "Operating Experience with Plastic Media Tertiary Trickling Filters for Nitrification". 4th IAWPRC Vienna Workshop, "Design and Operation of Large Wastewater Treatment Plants". Prog.Wat.Techn., 16, (11/12), (201-213)
- HAHN, H.H., ed. (1980): Planung und Organisation von Einzelkläranlagen und Gruppenkläranlagen. Band 22 der Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe
- HAILER, A. (1984): Aus der Diskussion am ÖWWV-Fortbildungskurs "Planung und Betrieb von Regenentlastungen", 1984-03-01/02 in Wien
- HARTINGER, L., ed. (1976, 1977): Taschenbuch der Abwasserbehandlung für die metallverarbeitende Industrie. Band 1, Chemie, 1967  
Band 2, Technik, 1977, Carl-Hanser Verlag Wien-München
- HARTINGER, L. (1979): "Abwasser von Galvanikbetrieben." Wiener Mitteilungen - Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd. 28, W.v.d. Emde, ed., Beitrag C.
- HENGST, M. (1967): Einführung in die mathematische Statistik und ihre Anwendung. BI - Hochschultaschenbuch 42/42a
- v.d. HERIK, A.G. (1975): "Gewässerverschmutzung durch Regenüberläufe aus Mischkanalisationen", Veröffentlichungen zum 3. EAS 75, Berichte der ATV, (529-549)
- HÖRLER, A. (1966): "Kanalisation". Abschnitt XX des Ingenieurhandbuches, Band 2, herausgegeben von C.F. Kollbrunner, Schweizer Verlagshaus AG, Zürich, (504-590)
- IMHOFF, K. (1925): Fortschritte der Abwasserreinigung. Carl Heymanns Verlag, Berlin
- IMHOFF, K. und K.R. (1972): Taschenbuch der Stadtentwässerung, 23., verbesserte Auflage. R. Oldenburg-Verlag, München-Wien
- IMHOFF, K.R. (1979): "Die Entwicklung der Abwasserreinigung und des Gewässerschutzes seit 1868". gwf-Wasser/Abwasser, 120, (563-576)
- INTERNATIONALE GEWÄSSERSCHUTZ-KOMMISSION für den Bodensee (1973): "Regenentlastungen - Bemessung und Gestaltung". Bericht Nr. 14, verfaßt von W.v.d. Emde, B. Hanisch, A. Hörler, K.-H. Krauth, H. Kroiss und W. Munz
- JOST, B. (1981): "Entwässerungsprobleme". Vortrag am 6. WAKO-Abwasserkurs des VSA, 1981-01-14 bis 1981-01-16

- JOST, B. (1982): "Weitergehende Phosphorelimination im Zuercher Oberland - Projektierung, Bau und Betriebserfahrung". VSA-Fachtagung "Abwasserfiltration", November 1982
- KASSNER, W. (1983): "Nutzung alter Bausubstanz in neuen Verfahrensketten bei der Erweiterung von Kläranlagen". KA, 30, (726-730)
- KEITH, L.H. (1976), ed.: Identification and Analysis of Organic Pollutants in Water. Ann Arbor Science, x + 718 p.
- KIM, B.R., V.L. SNOEYINK und F.M. SAUNDERS (1976): "Influence of Activated Sludge CRT on Adsorption". Env.Eng.Div. ASCE, 102, p. 56f
- KINCHELOE, J.W. et al. (1979): "Tolerance of Developing Salmonid Eggs and Fry to Nitrate Exposure". Bull. Environm. Contam. Toxicol., 23, (575-578)
- KOLKWITZ, R. und M. MARSSON (1908): "Oekologie der pflanzlichen Saprobien", Ber. dt. Bot. Ges., 26A, (505-519)
- KOLKWITZ, R. und M. MARSSON (1909): "Oekologie der tierischen Saprobien", Internat. Rev. Hydrobiol., 2, (126-152)
- KOTHÉ, P. (1962): "Der Artenfehlbetrag, ein einfaches Gütekriterium und seine Anwendung bei biologischen Vorfluteruntersuchungen." Dtsch. Gewässerkundl. Mitt., 6, (61-65)
- KRAUTH, K.-H. (1970): Der Abfluß und die Verschmutzung des Abflusses in Mischwasserkanalisationen bei Regen. Kommissionsverlag R. Oldenburg, Bd. 45 der "Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft".
- KRAUTH, K.-H. (1973): "Entlastung der Gewässer durch Behandlung des Regenwassers in Regenüberlaufbecken". Wasserwirtschaft, 63, (2), (42-46)
- KRAUTH, K.-H. (1974): "Verunreinigung der Gewässer durch Mischwasser". Beitrag zum 9. Seminar des ÖWWV, "Neue Entwicklungen in der Abwassertechnik", Band 15 der Wiener Mitteilungen, Wasser-Abwasser-Gewässer
- KRAUTH, K.-H. (1979): Der Regenabfluß und seine Behandlung beim Mischverfahren. Kommissionsverlag R. Oldenburg, Bd. 66 der "Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft"
- KRAUTH, K.-H. (1984a,b): "Gemessene Leistungen von Fangbecken". Vortrag am 59. Siedlungswasserwirtschaftlichen Kolloquium der Universität Stuttgart, Ende Februar 1984
- KREJCI, V. und W. GUJER (1983). Abwassersanierung im ländlichen Raum - Fallstudie Romoos. EAWAG-Separatum Nr. 951
- KROISS, H., (1979): "Abwässer der Zuckerindustrie". Wiener Mitteilungen - Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd. 28, Beitrag H.
- KÜHN, W. (1983): "Chlorkohlenwasserstoffe im Grundwasser - Probleme und Maßnahmen". Wiener Mitteilungen - Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd. 51, (V-1 - V-28)

- KURZWEIL, H. (1961): Über die Zulässigkeit der Einleitung von Niederschlagswässern aus dem Kanalnetz in den Vorfluter. Dissertation an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- LAACK, R. (1980): Wastewater Engineering Design for Unsewered Areas. Ann Arbor Science, Michigan, USA
- LÄNDERBANK, ÖSTERREICHISCHE (1984): Werte der "Sekundärmarkrendite". Volkswirtschaftliche Abteilung
- LIEBMANN, H. (1959): Die Bewertung der Wasserqualität, Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, Bd. 6, R. Oldenburg-Verlag
- LIEBMANN, H. (1962): Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie, Band 1, R. Oldenburg-Verlag, München
- LIEBMANN, H. (1974): "Die Notwendigkeit einer Revision des Saprobiensystems und deren Bedeutung für die Wasserbeurteilung". Gesundheits-Ingenieur, 68
- "LIESINGBACH, Trockenwetterbedingungen; Grundsatzkonzept über die Gewässergüte", 1984. Bericht an die MA 45 der Stadt Wien, verfaßt von W.v.d. EMDE unter Mitarbeit von H. FLECKSEDER, D. FRUHWIRTH, H. KROISS, Ch. LUDWIG, N. MATSCHÉ, H. MEULENBROEK, O. NOWAK, F. PLAHL-WABNEGG und K. SVARDAL. 155 p.
- MacKAY, D. (1979): "Finding fugacity feasible". Env.Sci.& Techn., 13, (1218-1223)
- MacKAY, D. und S. PATTERSON (1981): "Calculating fugacity". Env.Sci.&Techn., 15, (1006-1014)
- MacKAY, D. und S. PATTERSON (1982): "Fugacity revisited". Env.Sci.&Techn., 16, (654A-660A)
- MALMQUIST, P.A. (1978): "Atmospheric Fall-Out and Street Cleaning-Effects on Urban Storm Water and Snow". Prog. Wat.Tech., 10, (495-505)
- MALNOU, D., M. MEGANCK, G.M. FAUP und M. du ROSTU (1983): "Biological Phosphorus Removal-Study of the Main Parameters". 4. IAWPRC-Workshop Vienna, Design and Operation of Large Wastewater Treatment Plants. Prog.Wat.Tech., 16, (10/11), (173-185)
- "MARCHTRENK, TRAUNKRAFTWERK - Beurteilung der Auswirkungen auf das Gewässer bei Errichtung des Staues". Bericht an das BMfLuF im Zuge des Wasserrechtsverfahrens der OKA von W.v.d. EMDE unter Mitarbeit von H. FLECKSEDER und G. SPATZIERER, April 1977, 32 p.
- MATSCHÉ, N. (1972): "The Elimination of Nitrogen in the Treatment Plant Vienna - Blumental". Wat.Res. (GB), 6, (485-486)

- MATSCHÉ, N. (1974): "Belebungsverfahren mit N- und P-Entfernung". In: Wiener Mitteilungen - Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd. 15
- MATSCHÉ, N. (1977): "Removal of Nitrogen by simultaneous Nitrification - Denitrification". Prog.Wat.Techn., 8, p. 625f
- MATSCHÉ, N. (1980): "Influencing Parameters on Nitrification - Denitrification Performance of a single Stage Activated Sludge Plant". Prog.Wat.Techn., 12, p.551f
- MEIER, P.M. (1972): Möglichkeiten zur technischen und wirtschaftlichen Optimierung von Zweckverbänden. Computer-unterstützter Entwurf eines wirtschaftlichen optimalen Abwasserzweckverbandes mit Hilfe der Branch-and-Bound Methode. E.Schmidt-Verlag, Bielefeld
- METCALF & EDDY, Inc. (1972): Wastewater-Engineering: Collection, Treatment, Disposal. McGraw-Hill-Verlag
- MEZ, C. (1898): Mikroskopische Wasseranalyse. Springer-Verlag Berlin
- MÜLLER, H.E. (1980): "Hygienische Aspekte der Klärschlammverwendung in der Landwirtschaft". KA, 27, (2), (147-151)
- MÜNCHEN, TU (1983): Das Niederschlags-Abfluß-Verhalten städtischer Gebiete. 13. Abwassertechnisches Seminar und Nr. 44 der Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Institut für Bauingenieurwesen V
- MUNZ, W. (1977): "Hochwasserentlastungen oder Regenbecken?" Gas-Wasser-Abwasser (CH), 57, (861-868)
- MUNZ, W. (1983a): "Methodik der Kostenvergleiche von Abwasseranlagen". Berechnungsmethoden in der Kanalisationstechnik 3, EAWAG-Separatum Nr. 932
- MUNZ, W. (1983b): "Ist der Realzins unrealistisch?" Bemerkungen zum Beitrag von H. ORTH, KA, 30, (88-91), KA, 30, (946-947)
- NAEF, H. und U. TOBLER (1980): "Kosten von Sanierungsleitungen". Gas-Wasser-Abwasser (CH), 60, (413-419)
- NEGAARD, J. (1975): Die Kosten der biologischen Abwasserreinigung. Diss. ETH Nr. 5335
- "NEUSIEDLERSEE, EINZUGSGEBIETE des, Studie über Lösungsmöglichkeiten zur fortgeschrittenen Abwasserreinigung" (1978). Bericht an das Amt der Burgenländischen Landesregierung von W.v.d. EMDE, H. FLECKSEDER, E. RUIDER und G. SPATZIERER, 159 p.

- "NEUSIEDLERSEE, EINZUGSGEBIET des, Studie über die Lösungsmöglichkeiten zur fortgeschrittenen Abwasserreinigung, Kurzfassung". (1978). Bericht an das Amt der Burgenländischen LR, verfaßt von W.v.d. EMDE, H. FLECKSEDER, E. RUIDER und G. SPATZIERER, 53 p.
- NEWSOME, D.H. (1980a): "Archiving data - an archivist's viewpoint". In: River Pollution Control, M.J. STIFF, ed., Ellis Horwood Publishers, (209-222)
- NEWSOME, D.H. (1980b): "Some practical considerations for water quality management". Beitrag zur IIASA-Task-Force "Operational Water Quality Management", ii + 21 p.
- ODUM, H.T. (1971): Environment, Power and Society. Wiley-Interscience
- ODUM, H.T. und E.C. ODUM (1976): Energy Basis for Man and Nature. McGraw-Hill
- ORTH, H. (1975): Verfahren zur Planung kostenminimaler regionaler Abwasserentsorgungssysteme. Band 9 der Reihe "Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis", E.Schmidt-Verlag, Bielefeld
- ORTH, H., C. BAUER und H.H. HAHN (1981): "Wirtschaftlichkeitsvergleiche und Investitionsrechnungen in der abwassertechnischen Planung". KA, 28, (62-68)
- ORTH, H. (1983): "Die Zuverlässigkeit des Realzinssatzes für Wirtschaftlichkeitsrechnungen in der Abwassertechnik". KA, 30, (88-91)
- PANTLE, R. und H. BUCK (1955): "Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse". In: Besondere Mitteilungen zum Dt. Gewässerkundlichen Jahrbuch, Nr. 12
- PATRICK, R. (1949): "A proposed biological measure of stream conditions, based on a survey of the Conestoga Basin, Lancaster County, Pennsylvania". Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia, Vol. 101, December 27, 1949
- PATRICK, R. (1961): "A Study of the numbers and kinds of species, found in Rivers in the Eastern United States". Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia, 113, 10, (215-258)
- PATRICK, R. (1962): "Algae as Indicators of Pollution". In: Biological Indicators of Pollution.
- PATRICK, R. (1962): "Effects of River Physical and Chemical Characteristics on Aquatic Life". JAWWA, 54, 5, (544-550)

- PATRICK, R., N.A. ROBERTS und B. DAVIS (1968): "The Effect of Changes in pH on the Structure of Diatom Communities". Notulae Naturae Nr. 416 of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia
- PATRICK, R., J. CAIRNS, Jr. und A. SCHEIER (1968): "The relative Sensitivity of Diatoms, Snails, and Fish to twenty common constituents of Industrial Wastes". The Progressive Fish-Culturist, (137-138).
- PATRICK, R., B. CRUM and J. COLBS (1969): "Temperature and Manganese as determining Factors in the Presence of diatom or blue-green algal Floras in Streams". Proceedings of the National Academy of Sciences, 64, (472-478)
- PATRICK, R. (1970): "Diatom Communities". In: The Structure and Function of Freshwater Microbial Communities, Monograph 3, American Microscopical Society
- PATRICK, R. (1971): "The Effects of increasing Light and Temperature on the Structure of Diatom Communities". Limnology and Oceanography, 16, (405-421)
- PATRICK, R. (1972): "The Potential of Various Types of Thermal Effects on Chesapeake Bay". J. Wash.Acad.Sci., 62, (140-144)
- PENZINGER, A. (1978): "Das österreichische Wasserrecht". 2. Auflage, Manz Verlag Wien
- PETTENKOFER, Max von (1891): Zur Schwemmkanalisation in München. Münchener Medicinische Abhandlungen, 5. Reihe, 1. Heft, J.F. Lehmann-Verlag
- POMEROY, R.D. und J.D. PANKHURST (1973): "Self-Purification in Sewers". Proceeding of the 6th International Conference on Water Pollution Research held in Jerusalem. Pergamon Press.
- RUBIN, A.J. ed., (1979): Aqueous - Environmental Chemistry of Metals. Ann Arbor Science Publishers, Inc., viii + 390 p.
- SINGER, P.C. ed. (1973): Trace Metals and Metal-Organic Interactions in Natural Waters. Ann Arbor Science Publishers, Inc., x + 380 p.
- SLADECEK, V. (1973): "System of water quality from the biological point of view". Arch.Hydrobiol.Beih., 7, (1-218)
- SCHMIDTKE, R.F. (1977): "Nutzen-Kosten-Untersuchungen in der Wasserwirtschaft". 5. Kontaktstudienkurs, 21.-25. März 1977
- SCHNEEBERGER, M. (1984): "Auswirkungen des ersten und zweiten Ölpreisschocks auf die Weltwirtschaft". ÖIAZ, 129, (125-129)

- SCHOPPER, U. (1982): "Wirtschaftliche Aspekte der Errichtung von Abwasserbeseitigungsanlagen". In: Wiener Mitteilungen - Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd. 49 (60. Geburtstag von W.v.d. Emde)
- SCHÜSSLER, H. (1982): Phosphatelimination in kommunalen Kläranlagen - Technik und Kosten, Band 49 der Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Hannover, 228 p.
- SCHWEINFURTH, H. (1976): Grundlagen der Abwasser- und Abfallpraxis. GAAP-Verlag Schweinfurth, Karlsruhe
- SR 814.225.21 (1975-12-08): "Verordnung über Abwassereinleitungen" Stand 1980-10-01
- STALZER, W. (1981): Gewässerschutzplanung, deren Umsetzung und Zielkontrolle im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees. Wiener Mitteilungen - Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd. 46, Habilitationsschrift an der Universität für Bodenkultur, Wien
- STALZER, W. (1982): "Gewässerschutz am Neusiedler See im Wandel". In: Wiener Mitteilungen - Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd. 49
- STATISTISCHE NACHRICHTEN, ÖSTERREICHISCHE (laufend): Werte des Indexes der Verbraucherpreise
- STUMM, W., R. SCHWARZENBACH und L. SIGG (1983): "Von der Umweltanalytik zur Ökologie - ein Plädoyer für mehr Konzepte und weniger Routinemessungen". Angew.Chem., 95, (345-355)
- STUNDL, K. (1975). Diskussionsbeitrag am 10. Seminar des ÖWWV in Raach
- THOMAS, R.K. (1972): "The Distribution of Mercury in the Sediment of Lake Ontario". Can.J.Earth Sci., 9, (636-651)
- UHLMANN, D. (1975): Hydrobiologie - Ein Grundriß für Ingenieure und Naturwissenschaftler, VEB G. Fischer-Verlag, Jena
- VACKER, D., C.H. CONNELL und W.N. WELLS (1967): "Phosphate Removal through Municipal Wastewater Treatment at San Antonio, Texas". JWPCF, 39, (750-771)
- "VARIANTENSTUDIUM ZUR ABWASSERREINIGUNG im Raume Gratkorn-Gratwein" (1975). Unveröffentlichter Bericht von W.v.d. EMDE, unter Mitarbeit von H. FLECKSEDER und W. STALZER, 95 p.

- "VARIANTENSTUDIUM ZUR ABWASSERREINIGUNG im Raume St. Veit an der Glan", (1975). Unveröffentlichter Bericht von W.v.d. EMDE, unter Mitarbeit von H. FLECKSEDER, 89 p.
- "VARIANTENSTUDIUM ZUR ABWASSERREINIGUNG im Raume Pöls". (1975). Unveröffentlichter Bericht von W.v.d. EMDE, unter Mitarbeit von H. FLECKSEDER und H. KROISS, 92 p.
- "VARIANTENSTUDIUM ZUR ABWASSERREINIGUNG im Raume St. Peter - Freienstein - Leoben - Proleb - Niklasdorf" (1976). Unveröffentlichter Bericht von W.v.d. EMDE, unter Mitarbeit von H. FLECKSEDER und W. STALZER, 131 p.
- "VARIANTENSTUDIUM ZUR ABWASSERREINIGUNG im Raume Mittleres Lavanttal von St. Gertraud bis einschließlich St. Paul". (1977). Unveröffentlichter Bericht von W.v.d. EMDE, unter Mitarbeit von A. BEGERT und H. FLECKSEDER, 202 p.
- VSA-Fachtagung "Abwasserfiltration" (1982): Mit Beiträge von B. Milani, M. Boller, M. Roth, H. Gros, Ch. Maag und B. Jost sowie den Firmen Dégremont, Haeny & Cie, Von Roll, Pista, Aqua-System, Sulzer, Mecana, Passavant, Cétec und Prometall. 4./5. November 1982
- WASSERWIRTSCHAFTSFONDS, TECHNISCHE RICHTLINIEN (Entwurf 1983): Herausgegeben vom Wasserwirtschaftsfonds im Bundesministerium für Bauten und Technik
- WERTH, W. (1981): "Derzeit übliche Beurteilung der Güte von Oberflächengewässern aus biologischer, chemischer und physikalischer Sicht". Wiener Mitteilungen - Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd. 40, 23 p.
- WEYRAUCH, R. (1916): Wirtschaftlichkeit technischer Entwürfe. Verlag K. Wittwer, Stuttgart
- WOOD, L.B. (1982): The Restoration of the Tidal Thames. Adam Hilger Ltd., Bristol
- WUHRMANN, K. (1972): "La charge des eaux par les polluants réfractaires". Informationsblatt Nr. 19 der FEG, (13-21)
- WUHRMANN, K. (1974): "Some problems and perspectives in applied limnology". Mitt.Internat.Verein. Limnol., 20, (324-401)
- WUHRMANN, K. und W. GUJER (1976): "Bases Microbiologiques et Dynamiques des Processus de Nitrification et de Denitrification dans l'Épuration Biologique des Eaux Usées". Cours International d'Épuration Organisé par IRCHA, 30.11.-3.12.1976, UNESCO-Gebäude, Paris
- WUHRMANN, K. (1980): "Aktuelle Ziele des Gewässerschutzes: Alter Wein aus neuen Schläuchen?" In: Band 32 der Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, p.9-24

- WUHRMANN, K. und E. EICHENBERGER (1980): "Künstliche Bäche als Hilfsmittel der experimentellen Fließgewässer-Ökologie". In: Vom Wasser, 54, (1-18), Verlag Chemie, Weinheim
- ZOBRIST, J. und W. STUMM (1979): "Wie sauber ist das Schweizer Regenwasser?" NZZ, Beilage "Forschung und Technik", vom 27. Juni 1979
- ZÜRICH, Kanton, Amt für Gewässerschutz (1981): "Generelles Kanalisationsprojekt - GKP - Weisungen für die Ausarbeitung"
- ZWINTZ, R. (1972): "Grundwasserverunreinigung und Besiedlung im ländlichen Raum", gwf, 113, p. 35f

