



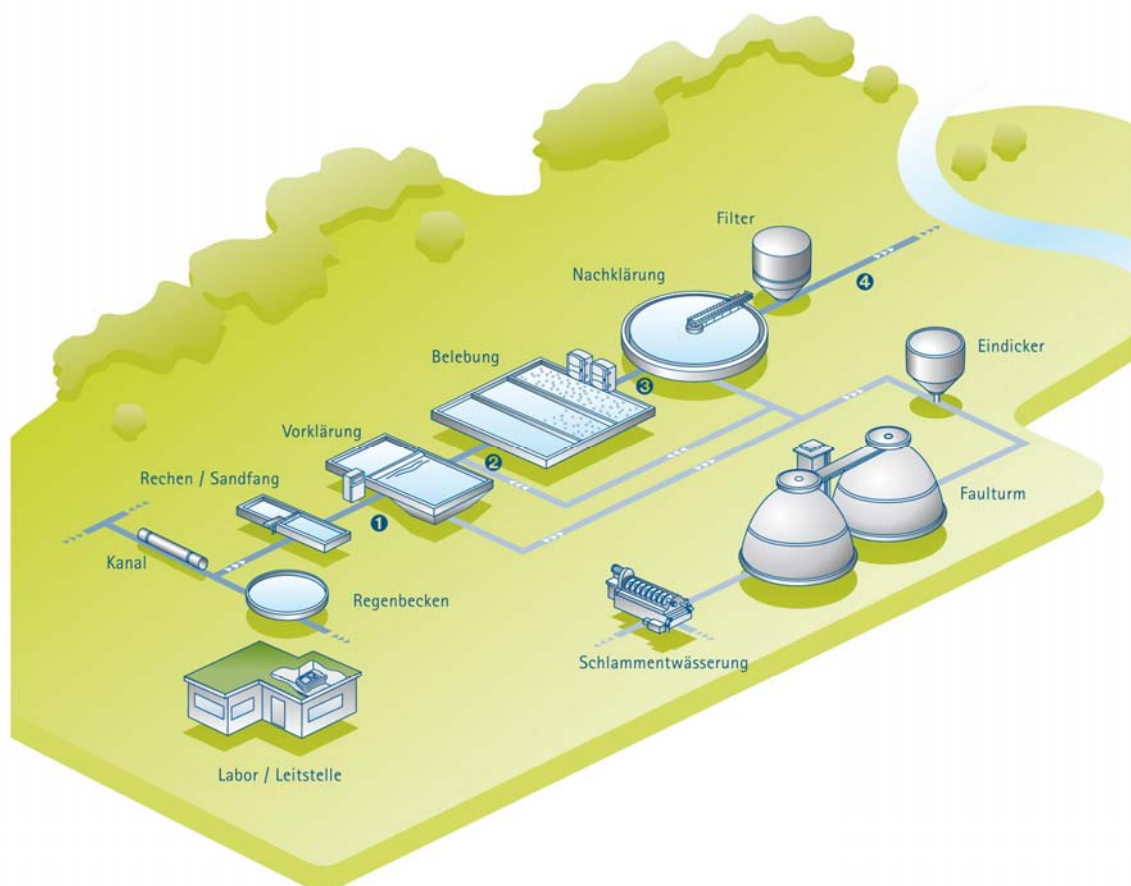
Script

LABOR-KLÄRTECHNIK

Wasser-, Abwasser-, Schlammanalyse

P. Guckelsberger & H. Eckhardt

2008





INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
Gliederung	I
Verzeichnis der Tabellen	
Verzeichnis der Bilder	

GLIEDERUNG

1	ABWASSERBESCHAFFENHEIT	1-1
1.1	Abwasserarten	1-1
1.1.1	Häusliches Abwasser	1-1
1.1.2	Anschlußwert der Abwasserbehandlungsanlage	1-2
1.1.3	Gewerbliches und industrielles Abwasser	1-2
1.1.4	Verschmutzter Niederschlag.....	1-3
1.1.5	Kühlwasser.....	1-3
1.1.6	Grubenwässer	1-3
1.1.7	Sickerwässer aus Deponien	1-3
1.2	Naturwissenschaftliche Analyse	1-3
1.2.1	Allgemeine Inhaltsstoffe	1-3
1.2.2	Physikalische Eigenschaften	1-4
1.2.3	Chemische Analyse.....	1-5
1.2.4	Bakteriologische Analyse.....	1-5
1.2.5	Toxikologische Analyse.....	1-6
2	PROBENAHE VON ABWASSER- UND SCHLAMM	2-1
	Probenahme- und Lagergeräte.....	2-1
3	ABWASSERPARAMETER UND ANALYSEMETHODEN.....	3-1
3.1	Feststoffe (TS/TR).....	3-1
3.1.1	Absetzbare Stoffe [mg/l]	3-2
3.2	Totaler organischer Kohlenstoff (TOC)	3-3
3.3	Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	3-4
3.4	Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB)	3-4
3.5	Stickstoff (N)	3-8



3.6	Stickstoffentnahme	3-8
3.6.1	Nitrifikation	3-8
3.6.2	Denitrifikation	3-9
3.6.3	Stickstoffbilanz	3-10
3.6.4	Zulauf zur Kläranlage	3-10
3.6.5	Nach der mechanischen Reinigung	3-10
3.6.6	Nach der biologischen Reinigung (nur Kohlenstoffabbau)	3-11
3.6.7	Nach der Nitrifikation	3-11
3.6.8	Nach der Denitrifikation	3-11
3.6.9	Der TKN (Kjeldahl-Stickstoff)	3-11
3.6.10	Der Gesamtstickstoff im Ablauf	3-11
3.7	Phosphor	3-11
3.8	Biologische Phosphorelimination	3-12
3.9	Chemische Vorgänge	3-12
3.9.1	Neutralisation	3-12
3.9.2	Fällung	3-13
3.9.3	Flockung	3-13
3.9.4	Entgiftung	3-13
3.9.5	Verfahrenstechnik	3-13
3.10	Phosphatfällung	3-14
3.11	Phosphor-Bilanz	3-14
3.11.1	Zulauf zur Kläranlage	3-15
3.11.2	Nach der mechanischen Reinigung	3-15
3.11.3	Nach der biologischen Reinigung (nur C-Abbau)	3-15
3.11.4	Nach der biologischen Reinigung (mit Bio-P)	3-15
3.11.5	Nach der Fällung	3-16
3.12	Verfahrenstechnik	3-16
4	ABWASSERBEHANDLUNGSVERFAHREN	4-1
4.1	Belebtschlamm- und Tropfkörper Kläranlagen	4-2
4.1.1	Untersuchung des belebten Schlammes	4-2
4.1.2	Abwasser Überwachungswerte - rechtliche Aspekte	4-4
4.1.3	Zusammenstellung von Abwasserbeschaffenheit und -frachten	4-7
5	GEWÄSSERUNTERSUCHUNG UND - BEURTEILUNG	5-8
5.1	Gewässergüte in Fließgewässern	5-8
5.2	Indikatoren für die Wasserqualität unserer Fließgewässer	5-8



6	LABORAUSSTATTUNG	6-1
7	BESCHREIBUNG MÖGLICHER EXKURSIONSOBJEKTE	7-1
7.1	Kläranlage Beuerbach	7-1
7.1.1	Geplantes Vorhaben.....	7-2
7.2	PflanzenKlärAnlage „Schierstein-1“	7-3
7.2.1	Anlaß der Planung	7-3
7.2.2	Systemdaten der geplanten PflanzenKlärAnlage	7-3
7.2.3	Dimensionierung	7-4
8	LABORPRAKTISCHES VERSUCHSPROGRAMM	8-6
9	VERSUCHSBESCHREIBUNGEN - CHECKLISTEN	9-1
10	QUELLENVERZEICHNIS	10-1



1 ABWASSERBESCHAFFENHEIT

Definitionsgemäß entstehen Abwässer immer durch Einwirkung des Menschen, der durch den Gebrauch von Wasser dessen Zusammensetzung und Eigenschaften so verändert, daß es ohne weitere Behandlung nicht mehr genutzt werden kann (Ausnahmen: Nutzung zur Düngung von Rieselfeldern, Wärmenutzung von Kühlwasser, spezielle Prozeßabwässer der chemischen Industrie). Die Veränderung der Zusammensetzung der Wasserinhaltsstoffe besteht darin, daß dem Wasser Schadstoffe zugefügt werden, die vorher in ihm nicht enthalten sind, oder daß die Konzentration von schon ursprünglich enthaltenen Inhaltsstoffen wesentlich erhöht werden.

Das Vielstoffgemisch **Abwasser** besteht zwar überwiegend aus H₂O (ca. 99,9%), die restlichen Anteile der Inhaltsstoffe sind jedoch je nach Anfall des Abwassers in ihrer Art und Konzentration sehr verschieden. Aus diesem Grund kann weder eine allgemeingültige Aussage, noch eine verbindliche Definition des Begriffs „Abwasser“ abgeleitet werden, mit der Ausnahme, daß Abwasser selbst in geringer Menge hygienisch bedenklich ist und umweltschädlich wirkt.

1.1 Abwasserarten

Die verschiedenen Abwasserarten können neben ihrer Zusammensetzung und Behandlungsfähigkeit insbesondere durch ihre Herkunft charakterisiert werden.

1.1.1 Häusliches Abwasser

Für die persönliche Hygiene und die Sauberkeit der nächsten Umgebung der Menschen ist die Wassernutzung für

- Dusche/Bad und sonstige Körperpflege
- Toilettenspülung
- Reinigung von Geschirr
- Wäschewaschen
- Wohnungsreinigung u.ä.

von Bedeutung. Zum häuslichen Schmutzwasser gehören auch Abwässer aus Hotels, Gaststätten, Erholungsheimen u.ä.. Die wesentlichste Verschmutzungsquelle (ca. 2/3 der organischen Schmutzstoffe) sind dabei die menschlichen Ausscheidungen (Fäkalien).

Tab.1: Fäkalienmenge für europäische Verhältnisse

Art	Feststoffgehalt	Menge
Kot	ca. 25%	34 bis 50 e kg/E x a
Urin	ca. 5%	428 bis 540 kg/E x a

Hinzu kommen Bestandteile von Waschmitteln (Tenside, Phosphate, Perborate, Seifen), Lebensmittelreste, Textilreste, Staub, usw.. Insgesamt kann von einer Schmutzmenge von 180 bis 210 g TS/E x d (66...77 kg TS/Exa) ausgegangen werden, wobei Fäkalien etwa die Hälfte der Trockensubstanz (TS) ausmachen (IMHOFF, 1985; ATV Lehr- und Handbuch, Bd. III, 1983).



1.1.2 Anschlußwert der Abwasserbehandlungsanlage

Anschlußgröße

Die DIN-EN 1085 regelt die begriffliche Festlegung des Anschlußwertes. Die Einheit für die der Bemessung zugrundegelegte Belastung ist **E = Einwohner**. Die an eine Abwasserbehandlungsanlage angeschlossene Zahl an Menschen bezeichnet man mit **EZ = n [E]**

Sind industrielle oder gewerbliche Abwasseranteile mit an eine Abwasseranlage angeschlossen, werden diese in Einwohnergleichwerten erfasst. Die Einwohnergleichwerte beziehen sich auf einen Vergleichsparameter, um eine Vergleichbarkeit mit den spezifischen Frachten herzustellen, die einem E entsprechen. Der Einwohnergleichwert kann z.B. auf den BSB5 bezogen werden. Ein der spezifischen BSB5-Fracht eines Einwohners entsprechender EGW ist dann bezeichnet mit EGW₆₀.

Die Summe aus angeschlossenen Einwohnern und gewerblichen und industriellen Anteilen ergibt den Einwohnerwert EW.

$$EW = EZ + EGW$$

1.1.3 Gewerbliches und industrielles Abwasser

Neben dem häuslichen Abwasser fällt immer auch gewerbliches Schmutzwasser an, wie z.B. aus Metzgereien, Bäckereien, Waschsalons, Klempnereien, Gärtnereien, Fotoateliers, Baubetrieben, Baustellen u.ä.. Die große anfallende Bandbreite an Verschmutzungen wird durch Vergleich mit derjenigen eines Einwohners relativiert und als „**EinwohnerGleichWert**“ (**EGW**) ausgedrückt. Gleiches gilt für das industrielle Abwasser. Bei der Produktion von 1000 Liter Bier fallen z.B. Abwässer an, die in ihrer Konzentration an Schmutzstoffen dem Abwasser von 150 bis 350 Einwohnern (EGW) entsprechen. Da jedoch im industriellen Abwasser viele dem häuslichen Abwasser nicht vergleichbare Stoffe enthalten sein können (Gifte, Säuren, Salze...), wurde der allgemeinere Begriff „**Schmutzbeiwert**“ geschaffen. Tabellen für Einwohnergleichwerte und Schmutzbeiwerte sind im ATV-Lehr- und Handbuch, Bd. III, abgedruckt. Als Faustzahl gilt, daß auf ca. 100 natürliche Einwohner ein kleinerer oder mittlerer Gewerbebetrieb kommt.

Tab.2: EGW für Industrieprodukte (Stier, 1980)

Bei der Herstellung folgender Produkte fällt im Abwasser je ein EGW an			
3-8kg	Fleisch- und Wurstwaren	1-2L	Kartoffelspiritus
1-2kg	Butter	1-5L	Bier
2kg	Margarine	0,1kg	Backhefe
35 L	Molkereimilch	0,2-1kg	Leder
1kg	Käse (ohne Molkeablauf)	0,2-0,5kg	Wolle
2kg	Fischkonserven	0,15-0,25kg	Sulfitzellstoff
2kg	Obst- und Gemüsekonserven	1,5kg	Kunstseide
2kg	Sauerkraut oder Essiggurken	1kg	Schrenzpappe
0,3kg	Kartoffelstärke	1kg	Seife
1-1,5 kg	Mais-, Reis-, Weizenstärke	1kg	Leim



1.1.4 Verschmutzter Niederschlag

Die Niederschläge, die als Regen, Graupel, Hagel oder Schnee auf die Erde niederkommen, können sowohl schon in der Luft selbst durch Immissionen verschmutzt sein, als auch beim Abfließen von Dächern, Parkplätzen, Höfen, Straßen und Äckern weitere Verunreinigungen erfahren. (ATV-Arbeitsblatt A 105, ATV Lehr- und Handbuch Bd. III).

1.1.5 Kühlwasser

Diese besondere Art der Abwässer fällt in großen Mengen bei der Durchlaufkühlung, aber auch bei der partiellen Umlaufkühlung an, wobei ihre hauptsächliche Veränderung in der erhöhten Temperatur besteht. Es darf aber nicht übersehen werden, daß viele Kühlwässer auch Zusatzstoffe enthalten, wie z.B. Korrosionsschutzmittel, Mittel zur Bekämpfung von Algen und Bakterien.

1.1.6 Grubenwässer

Die an die Erdoberfläche gehobenen Grubenwässer sind wegen ihrer hohen Salzkonzentrationen, ihrer Konzentrationen an freier Schwefelsäure und gelegentlich festgestellten Anteilen an toxischen Elementen, wie z.B. Arsen oder Barium, dem Schmutzwasser hinzuzuzählen.

1.1.7 Sickerwässer aus Deponien

Bei der Deponierung von Hausmüll und auch Klärschlamm, werden feste, aber auch noch feuchte Abfallstoffe, die z.T. hohe Schadstoffkonzentrationen aufweisen, in einen Deponiekörper eingebaut. Durch noch vorhandene Restfeuchtigkeit und in den Deponiekörper eindringende Niederschläge werden die Schadstoffe aus den abgelagerten Abfallstoffen herausgelöst und sickern langsam durch den Deponiekörper. Da diese „Sickerwässer“ hohe organische und anorganische Schadstoffkonzentrationen aufweisen, müssen sie über Grunddränagen (Grundwasserschutz !) als Sickerwässer abgezogen und anschließend behandelt werden.

1.2 Naturwissenschaftliche Analyse

1.2.1 Allgemeine Inhaltsstoffe

Eine vollständige Analyse aller Einzelverbindungen ist praktisch unmöglich und wäre auch nicht sinnvoll, deshalb ist es häufig nützlich, sogenannte „**Summenparameter**“ zu bestimmen, die gleichartige Stoffe erfassen. Eine erste Charakterisierung von Abwasserinhaltsstoffen kann hinsichtlich ihrer Wirkung in einem fließenden oder stehenden Gewässer (Vorfluter) vorgenommen werden.

- **Zehrstoffe** belasten den Sauerstoffhaushalt eines Gewässers, indem sie den biochemischen Sauerstoffbedarf vergrößern (BSB₅,CSB).
- **Nährstoffe** verursachen die Eutrophierung stehender oder langsam fließender Gewässer und damit die Sekundärverschmutzung durch Algen (Stickstoff- und Phosphorverbindungen).
- **Giftstoffe** wirken hemmend auf Mikroorganismen in der Kläranlage und toxisch auf Lebewesen im Gewässer und auf Menschen (Dioxine, PAK, radioaktive Stoffe, Bakterien, Viren).
- **Störstoffe** (z.B. Sand, Öl, korrosive Stoffe usw.) wirken störend in der Abwasserreinigungs- und der Wasseraufbereitungsanlage. Sie gehören nicht zu den o.a.3 Gruppen.



1.2.2 Physikalische Eigenschaften

Wasser ist eine farb-, geruch- und geschmacklose Flüssigkeit, die in drei verschiedenen Erscheinungsformen (Aggregatzuständen) auftritt :

1. fest – hierbei sind 7 verschiedene Eismodifikationen bekannt; die Moleküle sind in einer sperrigen Gitterstruktur angeordnet.
2. flüssig – diese Form interessiert vor allem (in ihrem unverschmutzten und verschmutzten Zustand) den Abwasserpraktiker. Die Molekularlagerung ist dichter als beim Eis.
3. gasförmig – hier sind die Moleküle so weit voneinander entfernt, daß sie sich frei bewegen können.

Tab.3: Aggregatzustände

Dichte	fest	flüssig	gasförmig
$\rho > 1 \text{ g/cm}^3$	Ton	Bitumen	
$\rho = 1 \text{ g/cm}^3$	Ether	Chlorparaffine	
$\rho < 1 \text{ g/cm}^3$	Wachs	Benzin Salatöl	O ₂ -Blasen N ₂ -Schlamm

Dichte [kg/m³]: $\rho = 1000 \text{ kg/m}^3$ bis 2600 kg/m^3 (Sand)

Temperatur [°C]: T= 5-20 °C, ATV-Arbeitsblätter A 115 T ≤ 35°C

Geruch [-]:
erdig (ausgereifter Kompost)
dumpf (Schwefelwasserstoff H₂S)
faulig (komplexe N-Verbindungen NH₄, NH₃⁺)

Farbe: grau-braun (FeS₂- Bildung → dunkel)

Teilchengröße: Dispersitätsgrad (Tab.4)
Feststoffgruppen (Tab.5)

Tab.4: Dispersitätsgrad

Teilchen \varnothing [c m]	Beispiel
Makroskopisch	>10 ⁻¹ Grobsand
Grobdispers	10 ⁻¹ - 10 ⁻³ Schluff, Blutkörperchen
Feindispers	10 ⁻³ - 10 ⁻⁵ Bakterien, Viren
Kolloidal	10 ⁻⁵ - 10 ⁻⁷ Makromoleküle



Tab.5: Feststoffgruppen

Definition	Teilchen Ø	Reinigungsmöglichkeit
gelöste Stoffe	<1nm	biologisch, chemisch
kolloide Stoffe	1nm-1µm	Filtration, biologisch, chemisch
Schwebstoffe	1-10µm	Membran- oder Papierfiltration, biologisch., chemisch
Sinkstoffe	>10µm	Vorklärbecken, Sandfang, Rechen
Schwimmstoffe	- - -	Fettabscheider

- Der pH-Wert häuslichen Abwassers liegt im neutralen Bereich um 7 (6 bis 8,5). Extreme pH-Werte (z.B. aus Gewerbe und Industrie) führen zu Störungen im Kanal und bei der biologischen Reinigung.
- Sauerstoffgehalt (mg O₂ / l). Das Abwasser im Kanal sollte immer etwas gelösten Sauerstoff aufweisen (Wiederbelüftung durch Fließvorgang größer als Zehrung), da andernfalls mit Faulgeruch und Firstkorrosion zu rechnen ist. Mindestsauerstoffgehalt für Fische: 2 - 4 mg O₂ / l .
- Die Leitfähigkeit [µs/cm] des Wassers gibt seinen Salzgehalt an.

1.2.3 Chemische Analyse

Für die Behandlung kommunalen Abwassers sind nur einige wenige Einzelsubstanzen und Substanzgruppen wichtig. Dazu zählen:

Anorganische Substanzen wie

- Salze: Cl⁻, HCO₃⁻, SO₄²⁻, Ca²⁺, Mg²⁺ (Härte), Fe²⁺/ Fe³⁺ ...
- Schwermetalle: Mg, Cd, Pb, Cu ...
- Ionen: pH-Wert: -log(H⁺)
- Nährstoffe: N- und P- Verbindungen
- Gifte: z.B. Cyanid

Organische Substanzen wie

- Kohlehydrate: (O, C, H)
- Fette: (C, O, H)
- Eiweiße: (C, O, N, H, S)

sowie Phenole, Öle, Treibstoffe, Pestizide, Detergentien, organische Lösungsmittel usw.

1.2.4 Bakteriologische Analyse

Kommunale Abwässer enthalten Mikroorganismen verschiedenster Art (Bakterien, Viren, Protozoen, Pilze, Würmer), darunter auch Krankheitserreger. Aber: je nach Art der pathogenen Bakterien und der



individuellen Immunität müssen z.B. 10^3 bis 10^6 kloniebildende Einheiten pro g oder ml vorliegen, ehe eine Infektion ausgelöst werden kann und: für die biologische Reinigung ist eine Vielzahl von Mikroorganismen unbedingt nötig.

Tab.6: Vorkommen und Elimination verschiedener Mikroorganismen

Organismen	Menge je 100 ml Rohabwasser	Ablauf mechanische Reinigung	Ablauf biologische Reinigung
E.coli	10^6 - 10^7	$0,3$ - $0,6 \times 10^7$	$5,4 \times 10^3$ - $1,7 \times 10^5$
Salmonellen	125 (Sommer)	60	
Cl.perfringens	73000	46000	27000
Mycobakterien	20-100	20-100	
	100-10000	20-1000	1000
Enteroviren	-	-	100

1.2.5 Toxikologische Analyse

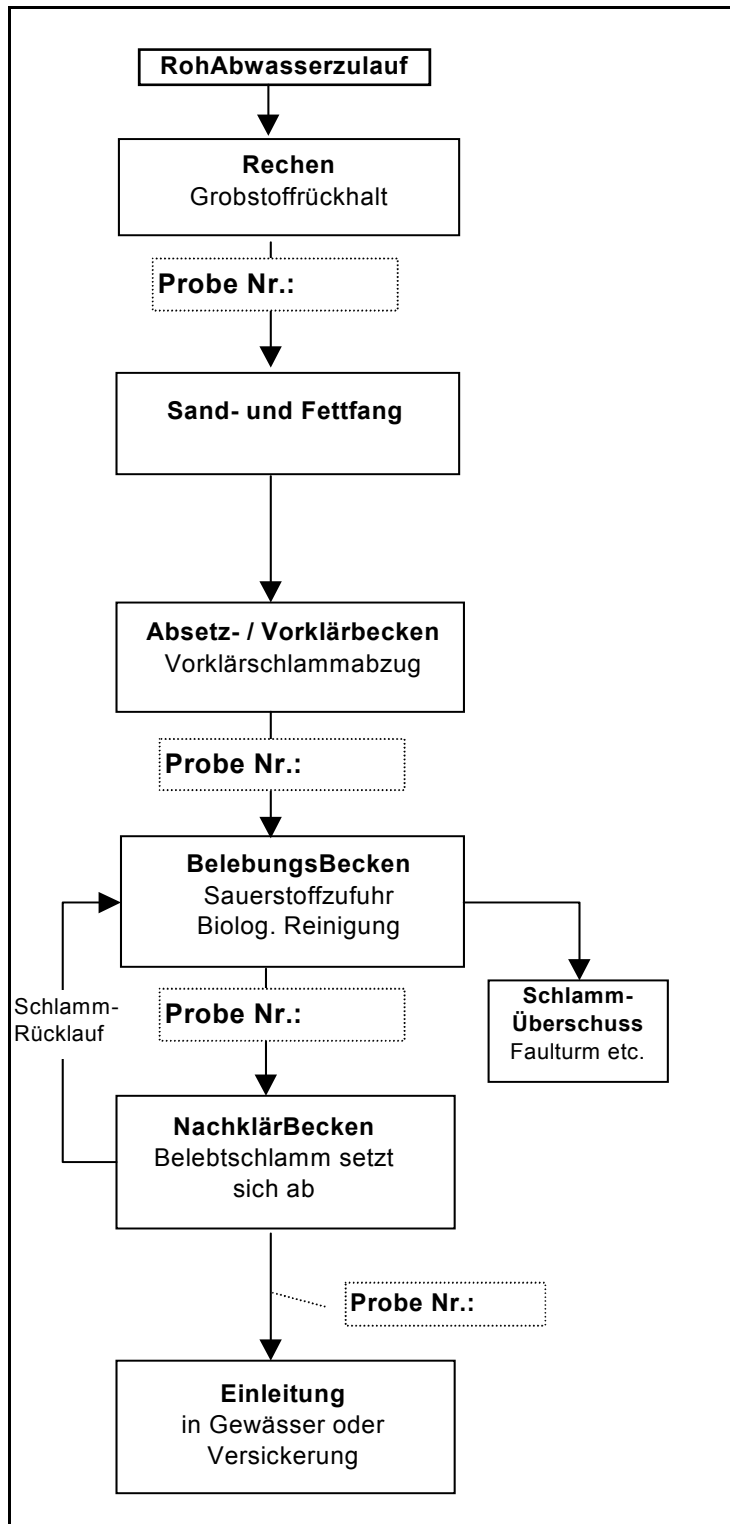
Untersuchung auf Gifte und kanzerogene¹ Stoffe für Menschen und Tiere. Als Summenanalyse wird die Fischtoxizität bestimmt, die die Schädlichkeit eines Abwassers gegenüber Fischen angibt (Goldorfentest).

¹ kanzerogene = krebserregend



2 PROBENAHE VON ABWASSER- UND SCHLAMM

[R3]



Probenahme- und Lagergeräte

- Probeflaschen (verschiedener Größen, Kunststoff oder Glas)
- Kühlschrank evtl. Gefrierschrank
- Schöpfbecher mit Stiel
- Dauerprobennehmer, evtl. Mengemeßgerät
- Transportkannen, Tragekorb, evtl. 10Liter-Eimer
- Schlamm-Probennehmer

Probe Nr.	Beschreibung Probenahmestelle

In größeren Anlagen werden einzelnen Parameter, z.B. pH-Wert, Temperatur, Sauerstoffgehalt im BelebungsBecken durch selbstschreibende Geräte kontinuierlich im Wasser- bzw. Schlammkörper der Anlage gemessen und erfaßt. In der Regel ist man aber gezwungen, aus einem großen Wasser oder Schlammvolumen eine kleine Menge für das Labor zu entnehmen.

Abb. 1: Fließschema einer Belebtschlamm-Kläranlage mit Probenahmestellen



Soll das an dieser kleinen Probemenge gewonnene Untersuchungsergebnis eine Aussage über die Beschaffenheit des gesamten Volumens zulassen, z.B. über den pH-Wert im gesamten Faulraum, muß die entnommene Probe in ihrer Zusammensetzung dem Gesamt-Abwasser bzw. -Schlamm tatsächlich entsprechen: „repräsentative Probe“. Diese Voraussetzung ist aber nur dann gegeben, wenn vor der Probenahme alle Inhaltsstoffe im Abwasser oder im Schlamm vollkommen gleichmäßig verteilt sind, was in der Praxis nur selten der Fall ist. Will man z.B. die absetzbaren Stoffe (V02 bzw. DIN 38409 H9-2) im Zulauf der KlärAnlage (KA) bestimmen, muß man berücksichtigen, daß die schweren Feststoffe hauptsächlich an der Sohle des Zulaufkanals mitgeschleppt werden. Wird die Wasserprobe daher unmittelbar unter der Wasseroberfläche entnommen, werden diese Stoffe unter Umständen nicht miterfaßt und das Untersuchungsergebnis täuscht einen zu geringen Gehalt an absetzbaren Stoffen vor. Neben dieser räumlichen Inhomogenität spielen auch die z.T. starken Schwankungen der Abwasserbeschaffenheit im Laufe des Tages eine wesentliche Rolle.

Korrespondierende Proben vom Kläranlagen-Zulauf und -Ablauf

Um den Wirkungsgrad einer Kläranlage bzw. der einzelnen Reinigungsstufen beurteilen zu können, vergleicht man die Beschaffenheit des jeweiligen Zulaufes und Ablaufes. Entnimmt man die Probe zur gleichen Zeit, so erhält man ein falsches Bild, da nur korrespondierende Proben vergleichbar sind, d.h. Proben, die unter Berücksichtigung der Aufenthaltszeiten des Abwassers in den einzelnen Reinigungsstufen bzw. -becken zeitverschoben entnommen wurden. Die tatsächlichen Aufenthaltszeiten des Abwassers in den Absetzbecken, BelebungsBecken, NachklärBecken sowie in Tropfkörpern, Abwasserteichen oder PflanzenKlärAnlagen lassen sich nur schwer ermitteln. Für die Probenahme setzt man daher in der Regel die rechnerische Aufenthaltszeit t_R ein und folgt damit dem errechneten Fluß des Abwassers durch die Anlage.

$$\text{Aufenthaltszeit } t_R [h] = \frac{\text{BeckenVolumen } [m^3]}{\text{zufließende Wassermenge } [m^3 / h]} \quad \text{AbWaBeh} \quad (1)$$

Die Durchtropfzeit des Abwassers durch einen Tropfkörper ist von der Höhe, der Oberflächenbelastung, Korngröße und anderen Faktoren abhängig. Da man bei der Kontrolle einer Tropfkörperanlage, abgesehen vom Zulauf, die Probe vom Ablauf der Vorklärung und vom Ablauf des NachklärBeckens entnimmt, kann man die Aufenthaltszeit im Tropfkörper, die kaum mehr als 10 bis 20 Minuten beträgt, vernachlässigen. Bei der Errechnung der Aufenthaltszeit legt man die mittlere Tagesabwassermenge zugrunde. Tatsächlich schwankt der Abwasseranfall im Laufe von 24 Stunden aber erheblich, wobei der stärkste Zufluß aber im allgemeinen in der Zeit von 11 bis 15 Uhr und der geringste in der Zeit von 1 bis 6 Uhr zu verzeichnen ist. Dadurch können sich die tatsächlichen Aufenthaltszeiten gegenüber den errechneten beträchtlich verschieben. Infolgedessen können in den Konzentrationswerten korrespondierender Proben Überschneidungen auftreten. Bei Ausdehnung der Untersuchung über 24 Stunden heben diese sich aber in den Mittelwerten wieder auf.

Für die Beurteilung des Wirkungsgrades einer KlärAnlage (KA), der Belastungsverhältnisse der einzelnen Klärstufen und als Planungsgrundlage ist vor allem die Bestimmung der Gesamttagesfracht in [kg BSB5/d] wichtig. Aus diesem Wert und der im gleichen Zeitraum anfallenden Abwassermenge läßt sich die mittlere Abwasserkonzentration [$mg/l = g/m^3$] errechnen. Da sowohl der Zufluß als auch die Konzentration des Abwassers im Laufe von 24 Std. erheblichen Schwankungen unterworfen sind, müssen diese bei der Errechnung der BSB5-Fracht berücksichtigt werden. Nur dann, wenn das Volumen der einzelnen Abwasserteilproben für eine Mischprobe exakt dem Abwasserzufluß entspricht



(mengenproportionale Probe), sind die analytisch festgestellten Konzentrationen in der Mischprobe repräsentativ.

Zeit	Zufluß [m ³ / h]	Probevolumen [ml]
10.00	1530	150
10.15	1250	125
10.30	1300	130
10.45	1480	150
11.00	1580	160

Tab. 2-1: Beisp. für mengenproportionale Probeentnahme

Moderne Dauerprobenentnehmer lassen sich zu diesem Zweck mit einer Mengenmeßvorrichtung, z.B. Venturi-Meßanlage, koppeln. Dann kann man z.B. den BSB₅ [mg/l] dieser Tagesmischprobe mit der Tageswassermenge multiplizieren, um die Tages-BSB₅-Fracht [kg BSB₅/d] zu errechnen.



3 ABWASSERPARAMETER UND ANALYSEMETHODEN

Für die Planung (Bemessungswerte), Steuerung und Überwachung (Abwasserabgabe) von Kläranlagen ist es zwingend erforderlich, für Abwasserinhaltsstoffe, genormte und einfach zu handhabende analytische Bestimmungsmethoden festzuschreiben. Dies wurde mit der DIN 38409 und den Deutschen Einheitsverfahren zur Abwasser- und Schlammuntersuchung (DEV) erreicht.

3.1 Feststoffe (TS/TR)

Alle gelösten und ungelösten organischen wie anorganischen im Abwasser enthaltenen Stoffe können mit einfachen physikalischen Bestimmungsmethoden für aussagekräftige summarische Parameter herangezogen werden. Zur Bestimmung wird jeweils das Wasser verdampft und der verbleibende **Trockenrückstand** gewogen. Diese große Stoffgruppe wird weiter in nicht abfiltrierbare und abfiltrierbare Stoffe, diese weiter in nicht absetzbare und absetzbare Stoffe unterteilt.

Tab.7: Unterteilung der Feststoffe im Wasser

<p>G e s a m t r ü c k s t a n d [mg TS/l] nach DEV H1 Summe der im Wasser enthaltenen nicht flüchtigen <u>gelösten und ungelösten</u> Stoffe, die beim Trocknen bis 110°C als Rückstand verbleiben.</p> <p>1 0 0 %</p>		
<p><u>Abdampfrückstand</u> [mg TS/l] Analyseverfahren nach DEV-H1. Es ist die Summe aller echt und kolloidal¹⁾ <u>gelösten Stoffe</u>, die <u>nach dem Filterdurchlauf</u> beim Trocknen bis 110°C als Rückstand verbleiben.</p> <p style="text-align: center;">67%</p>	<p><u>abfiltrierbare Stoffe</u> [mg TS/l] nach DEV H9-2 Summe der abfiltrierbaren Sink-, Schweb- und Schwimmstoffe, die nach Trocknung bei 105°C als Rückstand (<u>FilterRückstand</u>) verbleiben.</p> <p style="text-align: center;">33%</p>	
	<p><u>nicht</u> absetzbare ungelöste Stoffe (nicht genormt)</p> <p style="text-align: center;">11%</p>	<p><u>absetzbare Stoffe</u> [mg/l] nach DEV H9 Volumenanteil, der sich aus dem Probevolumen nach 2h in einem konischen Sedimentierglas (Imhofftrichter) abgesetzt hat.</p> <p style="text-align: center;">22%</p>
echt gel. kolloidal	feindispers	grobdispers

¹⁾ Kolloide Partikel = Stoffe mit einer Teilchengröße von 1/100 bis 1/1000 µm Durchmesser !



3.1.1 Absetzbare Stoffe [mg/l]

Unter "absetzbaren Stoffen" versteht man die Abwasserinhaltsstoffe, die relativ schnell sedimentieren und somit i.d.R. im Absetzbecken eine Klaranlage eliminiert werden.

Absetzbare Stoffe [mg/l] sind der Volumenanteil, der sich aus dem Probenvolumen nach nach 30- und 120-minütiger Sedimentationszeit in einem konischen Sedimentierglas (Imhoff-Trichter) abgesetzt hat.

Bedeutung:

Der Gehalt an absetzbaren Stoffen gibt eine Information über die Verteilung der Schmutzfracht zwischen echter Lösung oder stabiler Suspension und dem Feststoffanteil. Dabei ist diese Messgröße von besonderer Bedeutung bei der Beurteilung oder Plausibilitätsprüfungen von beispielsweise CSB-Messwerten von Wasserproben, da absetzbare Stoffe einen Beitrag zur organischen Belastung von Gewässern ausmachen können !

- einfach zu bestimmen
- annähernde Berechnungsgrundlage für Frischschlammanfall
- Wirkungsgrad eines Absetzbeckens kann mit Gl. 5.0 bestimmt werden:

Wirkungsgrad „Absetzbecken“
$\eta = \frac{a - b}{a} \times 100$

Labor
(5.0)

η = Wirkungsgrad [%]
 a = Gehalt an absetzbaren Stoffen im Zulauf [ml / l]
 b = Gehalt an absetzbaren Stoffen im Ab-lauf [ml / l]

- Unterliegen bei Einleitung ins Gewässer den Regelungen des Abwasserabgabegesetzes (AbwAG)
 - Zulauf städtischer Abwässer 3 - 9 ml / l
 - Überwachungswert 0,30 ml / l

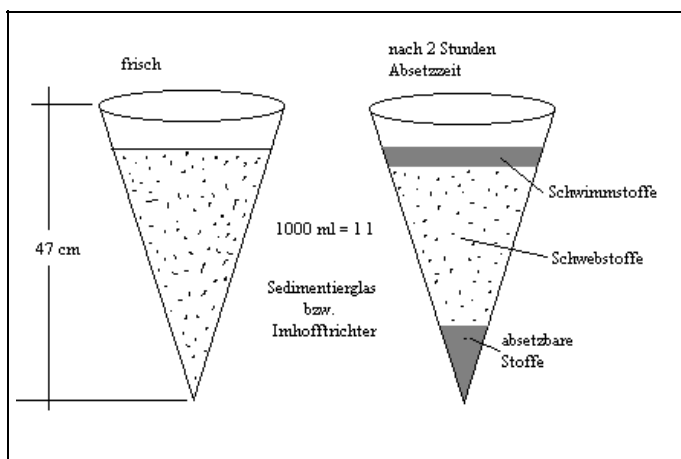


Abb. 2: Bestimmung der absetzbaren Stoffe



Zur weiteren analytischen Bestimmung werden die Feststoffe in

- organische Trockensubstanz (oTS) und
- anorganische Trockensubstanz

aufgeteilt. Eine Trennung wird bei Erhitzung der getrockneten Feststoffe auf 600 bis. 650°C erreicht ([D36] - DEV H1), so daß die

- organischen Stoffe verglühen (**Glühverlust, GV**) und die
- anorganischen Stoffe als mineralische Asche (**Glührückstand, GR**) zurückbleiben.

Parallel zu diesen Methoden können die organischen Stoffe auch durch die Bestimmung des Totalen organischen Kohlenstoffgehaltes (TOC), des Biochemischen Sauerstoffbedarfs (BSB) und des Chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) erfaßt werden (siehe folgende Kapitel), die anorganischen Stoffe können durch Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit LF [$\mu\text{s}/\text{cm}$] (Erfassung der ionogenen Stoffe) und durch die Einzelanalyse der häufigsten Kationen (Alkalimetalle, Ammonium, Erdalkalimetalle. . .) und Anionen (Chlorid, Hydrogenkarbonat, Hydrogenphosphat, Sulfat, Nitrat. . .) ermittelt werden.

Tab.8: Einteilung der Feststoffe durch Filtern und Glühen. Angaben in [g TS/Exd]

	Glührückstand (anorganisch)	Glühverlust (organisch)	Summen
Filterdurchlauf (gelöst)	75	65	140
Filterrückstand (ungelöst)	25	45	70
Summen	100	110	210

Tab.9: Feststoffgehalt eines kommunalen Schmutzwassers

	gesamt mg/l	organisch mg/l	anorganisch mg/l
1. Gesamtschmutzmenge	1260	730	530
1.1 davon <u>gelöste</u> Stoffe (Filterdurchlauf)	660	330	330
1.2 davon <u>abfiltrierbare</u> Stoffe	600	400	200
1.2.1 davon <u>absetzbare</u> Stoffe	400	270	130
1.2.2 davon <u>nicht absetzbare</u> Stoffe	200	130	70

3.2 Totaler organischer Kohlenstoff (TOC)

Unter **TOC** (total organic carbon content) versteht man den im Wasser vorkommenden, gesamten organisch-gebundenen Kohlenstoff [mg C/l] (bisher keine Normung).

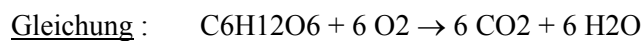
Ansatz: $EGW_{\text{TOC}} = 50-60$ [gTOC/E x d]

Etwa 50% der organischen Stoffe (Glühverlust) besteht demnach aus Kohlenstoff. Beim TOC unberücksichtigt bleibt der anorganische Kohlenstoff (CO_2 , HCO_3^- , CO_3^{2-}).



3.3 Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)

Der **CSB** (COD: Chemical Oxygen Demand) ist der **wichtigste** Parameter zur Quantifizierung der Verschmutzung einer Abwasserprobe. Es wird diejenige Menge des starken chemischen Oxidationsmittels Kaliumdichromat ($K_2Cr_2O_7$) gemessen, die **zur Oxidation der organischen Abwasserinhaltsstoffe** (auch schwer abbaubarer) benötigt wird. Der CSB, angegeben in $mg\ O_2/l$, kommt nahe an den stöchiometrischen (theoretischen) Sauerstoffbedarf (ThSB) heran (Tab.10). Der **Theoretische Sauerstoffbedarf ThSB** ist eine Rechengröße, aus einer Reaktionsgleichung, in der der vollständige Umsatz einer organischen Substanz mit Sauerstoff formuliert ist. Über die stöchiometrischen Verhältnisse läßt sich die Sauerstoffmenge oder -konzentration berechnen, die benötigt wird, um den Stoff vollständig zu CO_2 zu oxidieren (s.a. EN ISO 9408, 1999). Beispiel:



180 g Glucose verbraucht $6 \times 32\ g = 192\ g$ Sauerstoff

Tab.10: Sauerstoffbedarf (ThSB und CSB) zur Oxidation organischen Abwasserinhaltsstoffe

Stoff	ThSB [mg/g]	CSB [mg O_2 /g]	[%]
Glukose	1.067	990	93
Stärke	1.185	990	84
Phenol	2.383	2.340	98
Methylalkohol	1.500	...	95
Pepton	1.410	...	77

Als Richtwert ist anzusetzen: $EGW_{CSB} = 150\ [gO_2/E \times d]$

Neben der Chromatmethode ($Cr^{6+} \rightarrow Cr^{3+}$) ist auch noch die Oxidation mit Kaliumpermanganat ($KMnO_4$) üblich, die jedoch wegen der schwächeren Oxidationswirkung nur niedrigere Werte erreicht. Die Bestimmung des Kaliumpermanganatverbrauches verliert in Zukunft an Bedeutung. Photometrische Verfahren, insbesondere solche der mobilen Schnellanalytik finden heute bei der CSB-Bestimmung Anwendung.

3.4 Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB)

Die Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs **BSB** (BOD: Biochemical Oxygen Demand) ist eine Routinemessung auf jeder Kläranlage und basiert auf mikrobiologischen Abbauprozessen, wie sie in biologischen Kläranlagen ablaufen. Daher ist der BSB einer der wichtigste Parameter zur Bemessung des biologischen Teils einer Kläranlage und ein Kennwert zur Feststellung der biologischen Reinigungsleistung einer Kläranlage.

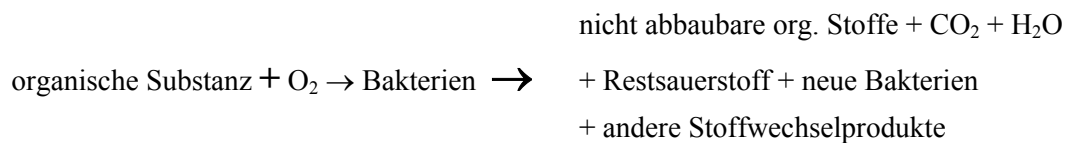
Der BSB dient also zur Beschreibung des Belastungszustandes und zur Bemessung von Belebungsanlagen und Tropfkörpern. In der Fachwelt gibt es Bestrebungen, diesen wesentlichen Dimensionie-



rungsparameter durch einen von der Analytik weniger Zeit- oder arbeitsaufwendigen Parameter wie den TOC oder CSB zu ersetzen. Für die Beibehaltung des BSB5 als Dimensionierungsparameter spricht, dass hierbei die biologische Abbaubarkeit erfasst wird. Dies ist insbesondere für die Auslegung von Denitrifikationsreaktoren wichtig, da für den Grad der erreichbaren Denitrifikation die Verfügbarkeit des Kohlenstoffangebotes als Elektronendonator für die Mikroorganismen entscheidend ist. Bei Untersuchungsergebnissen und Bemessungsvorschlägen im Rahmen von FuE-Projekten, wird dem BSB5 daher eine entscheidende Rolle zugeteilt.

Der biochemische Sauerstoffbedarf ist die Sauerstoffmenge, die im Wasser vorhandenen Mikroorganismen bei ihrer Stoffwechsellätigkeit zum Abbau organischer Abwasserinhaltsstoffe verbrauchen.

Von der Stoffwechselaktivität wird somit indirekt auf die Verschmutzung der Probe geschlossen. Der Stoffwechsellvorgang folgt der schematischen Gleichung:





Zur Bestimmung gibt es zwei Grundmethoden:

- Verdünnungsmethode nach DEV H51

Abwasser wird mit O₂ gesättigtem Wasser verdünnt. Nach fünf Tagen Aufenthaltszeit in einer luftdichten Flasche wird der Restsauerstoffgehalt bestimmt. Die Differenz ist ein Maß für den Sauerstoffbedarf (Abb.2).

- Manometrische Methode mittels Respirometer

Die Probe mit Luft wird gasdicht eingeschlossen und gerührt. Das entstehende Kohlendioxid CO₂ wird durch NaOH oder KOH gebunden, so daß in der Meßflasche ein Unterdruck entsteht, der als Maß für den Sauerstoffbedarf gewertet wird (Abb.2).

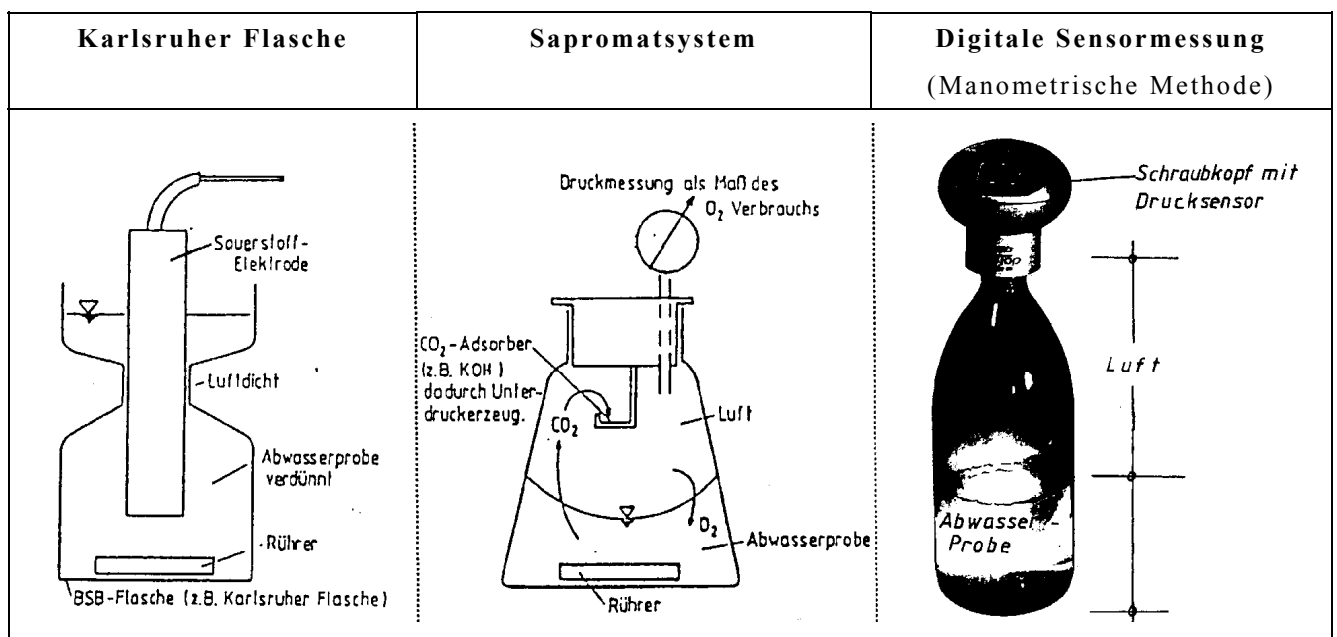


Abb. 2: manometrische BSB - Analysemethoden mit Respirometern

Die Bestimmung des BSB ist abhängig von:

- den Mikroorganismen:

Die Mikroorganismen müssen enzymatisch befähigt sein, die organischen Stoffe abzubauen, ggf. muß die Probe mit adaptierten Bakterien angeimpft werden.

- der biologisch Abbaubarkeit der Inhaltsstoffe:

Nicht alle organischen Inhaltsstoffe sind biologisch abbaubar. Der Quotient aus BSB und CSB ist ein Maß für die biologische Abbaubarkeit.

- | | | |
|----------------------------|-----------------------|--------------------|
| a) häusliches RohAbwasser: | BSB ₅ /CSB | 0,5 bis 0,6 |
| b) chemisches RohAbwasser: | BSB ₅ /CSB | < 0,5 |
| c) ländliches RohAbwasser: | BSB ₅ /CSB | 0,5 bis 1,0 |

allg.

BSB₅/CSB < 1,0



gilt:

Je kleiner der Quotient, desto problematischer ist das Abwasser. Nach der biologischen Reinigung kann sich das Verhältnis **BSB₅:CSB = 1:10** verändern.

Der mikrobielle Abbau braucht Zeit. Als Standardbestimmung wird der Sauerstoff während der ersten fünf Tage gemessen und als BSB₅ bezeichnet. Der Abbau aller abbaubaren Stoffe ist jedoch erst nach Wochen abgeschlossen (BSB_∞) (Abb.3).

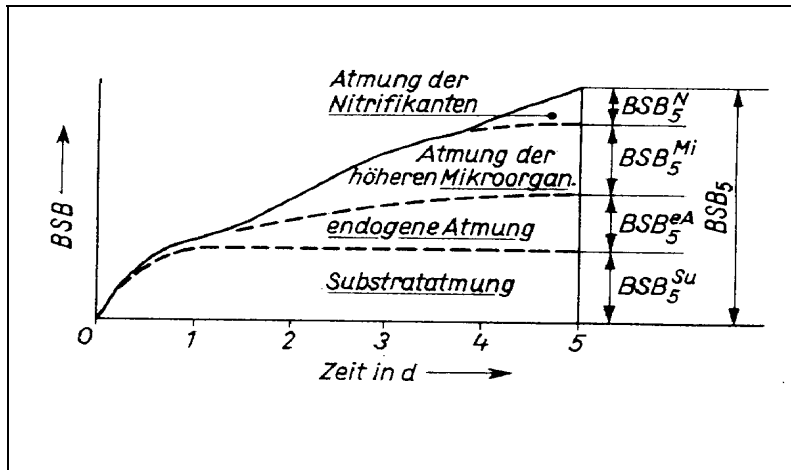


Abb.3: Schematische Aufteilung der BSB-Kurve für 0 bis 5 Tage [H1]

Die „Arbeits“bedingungen der Mikroorganismen müssen festgelegt werden. Standard-Temperatur ist $T = 20^{\circ}\text{C}$.

Die Bestimmung erfolgt bei Dunkelheit, um Algenaktivitäten zu verhindern. Nährstoffe müssen ausreichend vorhanden sein. Der pH-Wert muß im neutralen (6 - 7,5) Bereich liegen.

Giftige oder hemmende Stoffe können die Stoffwechselaktivität der Bakterien vermindern, so daß fälschlicherweise ein geringer BSB entsteht.

Anzusetzende Werte zeigt Tabelle 11. Dabei gilt: $1 \text{ EGW}_{\text{BSB}_5} = 60 \text{ [gO}_2 / \text{E x d]}$

Tab.11: Einwohnerspezifische Schmutzmengen nach IMHOFF

1.	Gesamtverschmutzung:	60	g BSB₅ / E x d
1.1	davon gelöste Stoffe (Filterdurchlauf):	30	g BSB₅ / E x d
1.2	davon abfiltrierbare Stoffe (Filterrückstand):	30	g BSB₅ / E x d
1.2.1	davon absetzbare Stoffe:	20	g BSB₅ / E x d
1.2.2	davon nicht absetzbare Stoffe:	10	g BSB₅ / E x d



3.5 Stickstoff (N)

Der Stickstoff ist neben Phosphor der wichtigste Pflanzennährstoff, der auch schon in geringen Konzentrationen (0,5 bis 2 mg N/l) im Fließgewässer (Vorfluter) zur Eutrophierung (Algenentwicklung) führt. Die bakterielle Oxidation (Nitrifikation) des in reduzierter Form ($N_{\text{org.}}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$) eingeleiteten Stickstoffs, führt zu hohem Sauerstoffbedarf (4,6 g O_2 pro oxidiertem g N). Wegen der Gefahr der Methämoglobin- und Nitrosaminbildung ist der Nitrat-Stickstoff auch im Trinkwasser begrenzt (Grenzwert: 50 mg NO_3^- / l entspricht 11,3 mg N/l).

Fast sämtlicher Stickstoff im häuslichen Abwasser stammt aus Harnstoff ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) des Urins. Im Kanal, in der Kläranlage und im Gewässer finden bakterielle Umformungen der Stickstoffverbindungen statt, die im Abwasser wie folgt auftreten können:

- organ. Stickstoff (N_{org} = z.B.Harnstoff, Eiweiß)
- Ammonium (NH_4^+)
- Ammoniak (NH_3)
- Nitrit (NO_2^-)
- Nitrat (NO_3^-)
- Kjeldahl-Stickstoff ($N_{\text{org}} + \text{NH}_4^+\text{-N}$)
- Anorganisch Stickstoff ($N_{\text{anorg}} = \text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$)

Die quantitative Bestimmung des Stickstoffs erfolgt durch Analyse der Einzelverbindungen.

Für häusliches Abwasser anzusetzender Wert für den Gesamtstickstoff:

$$\text{EGW}_N = 13 \text{ bis } 14 \text{ [g N/Exd]}$$

3.6 Stickstoffentnahme

3.6.1 Nitrifikation

In einer zweiten Teilreaktion kann die Umsetzung der Stickstoffverbindungen von spezialisierten Bakterien (Nitrobacter, Nitrosomas) erfolgen. Für ihre Umsetzung wird die rd. vierfache Menge Sauerstoff wie für den Abbau der Kohlenstoffverbindungen benötigt.

Im kommunalen Abwasser stammt der Stickstoff (N) größtenteils aus den menschlichen Ausscheidungen, und zwar aus dem Urin., überwiegend in Form von Harnstoff. Harnstoff und organisch gebundener Stickstoff (org. N) beginnen schon im Kanal zu Ammoniumstickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) zu zerfallen. Diese Umwandlung nennt man Ammonifikation. Je länger der Fließweg zur Kläranlage ist, um so weiter ist dieser Vorgang fortgeschritten. Im mechanischen Teil wird dann weiter org. N in $\text{NH}_4\text{-N}$ umgewandelt, so daß im Ablauf der Vorklä rung der größte Teil des Stickstoffes als Ammoniumstickstoff vor-



liegt. Organischer Stickstoff und Ammoniumstickstoff als Summe werden auch als Kjeldahl-Stickstoff (TKN) bezeichnet:

$$\text{TKN} = \text{org. N} + \text{NH}_4\text{-N}$$

Der Ammoniumstickstoff wird dann im Gegensatz zu den Kohlenstoffverbindungen nicht abgebaut, sondern zu Nitrit ($\text{NO}_2\text{-N}$) und Nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) oxidiert. Dieser Vorgang wird Nitrifikation genannt.

Die nitrifizierenden Bakterien sind empfindlicher als die kohlenstoffabbauenden Bakterien, haben wesentlich geringere Wachstumsraten und werden daher leicht von den kohlenstoffabbauenden verdrängt. Daneben wird ihre Aktivität durch die Konzentration an gelöstem Sauerstoff und die Temperatur beeinflusst. Sie ist bei Sauerstoffkonzentrationen unter 1,5 mg/l im Belebungsbecken (sei es im Belebungsbecken oder im Gewässer) und Temperaturen unter 10°C stark eingeschränkt. Auch der pH-Wert spielt eine Rolle.

Voraussetzung für die Nitrifikation ist daher neben ausreichendem Sauerstoffgehalt und höheren Abwassertemperaturen ein weitgehender Kohlenstoffabbau, also eine ausreichend lange Belüftungszeit mit niedriger Schlammbelastung und ein hohes Schlammalter.

3.6.2 Denitrifikation

Die bei der Nitrifikation entstehenden Nitrate wirken im Gewässer als Düngesalze und sollten daher nach Möglichkeit ganz aus dem System entfernt werden. Dies ist möglich, wenn die Kohlenstoffverbindung im Rohabwasser mit nitrathaltigem Rücklaufschlamm oder nitrathaltigem Ablaufwasser zusammen in ein Becken geleitet werden. Die kohlenstoffabbauenden Bakterien spalten den zum Leben notwendigen Sauerstoff von dem Nitrat ab, wenn im Wasser kein gelöster Sauerstoff vorhanden ist. Man nennt diesen Vorgang Denitrifikation. Der Stickstoff entweicht als Gas in die Atmosphäre.

Voraussetzung dafür ist eine dem Belebungsbecken vorgeschaltete Beckenzone, in die keine Luft eingeblasen und in die auch kein sauerstoffhaltiges Wasser eingeleitet wird (anoxische Zone). Außerdem muß möglichst viel biologisch leicht abbaubares Substrat in diese Zone eingeleitet werden, das den kohlenstoffabbauenden Bakterien als Nahrungsquelle dient.

Die Denitrifikation ist auch aus betrieblichen Gründen vorteilhaft: Ein Teil der zur Nitrifikation aufgewendeten Belüftungsenergie kann zurückgewonnen und eine ungewollte Denitrifikation im Nachklärbecken vermieden werden. Gleichzeitig verbessern sich die Absetzeigenschaften des Belebtschlammes.

3.6.3 Stickstoffbilanz

Die im Kanalnetz und in der Kläranlage ablaufenden Vorgänge der Stickstoffumsetzung können auch mengenmäßig erfaßt und den einzelnen Verfahrensschritten in der Kläranlage zugeordnet werden.

Bild 4.2 stellt diese Zusammenhänge anschaulich dar.

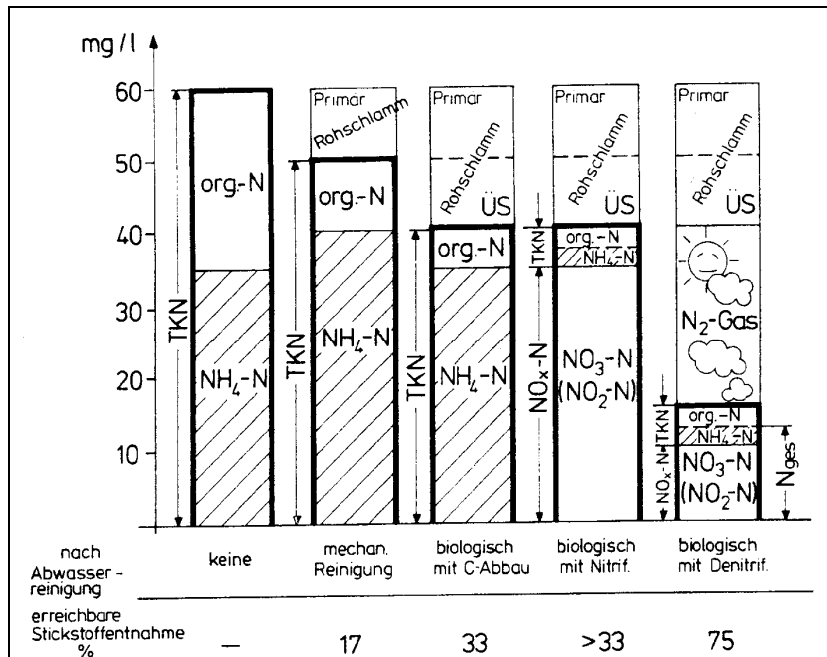


Bild 4.2: Stickstoffbilanz im Abwasser; [S57] S. 110

Zur besseren Übersicht wurden die einzelnen Stufen der Bilanz vereinfacht und schematisiert. Dabei blieben auch mögliche Belastungsspitzen aus dem Schlammwasser der Schlammbehandlung (Eindicker, maschinelle Entwässerung) unberücksichtigt. Verdünnung, z.B. durch Fremd- und Niederschlagswasser, können im Gegensatz dazu die Stickstoffkonzentration vermindern. Die Stickstoffkonzentration unterliegt im übrigen den üblichen Schwankungen der Abwasserinhaltsstoffe. Bei kommunalem Abwasser beträgt im Zulauf der Kläranlage die Stickstoffkonzentration $TKN = org. N + NH_4-N$ im Mittel 60 mg/l. Der Anteil an NH_4-N liegt dabei in der Regel höher als der Anteil an org. N.

3.6.4 Zulauf zur Kläranlage

Harnstoff und anderer organisch gebundener Stickstoff (org. N) beginnen schon im Kanal zu Ammoniumstickstoff (NH_4-N) zu zerfallen. Diese Umwandlung nennt man Ammonifikation. Je länger der Fließweg ist, um so weiter ist dieser Vorgang bereits fortgeschritten.

3.6.5 Nach der mechanischen Reinigung

Der Prozeß der Ammonifikation setzt sich im mechanischen Teil fort, so daß weiter org.N in NH_4-N umgewandelt wird. Der in der Vorklärung abgesetzte Schlamm entspricht einer Masse von rund 2g N/(E-d), bzw. einem Stickstoffgehalt von etwa 10 mg/l, der damit aus dem Abwasser entfernt ist.



3.6.6 Nach der biologischen Reinigung (nur Kohlenstoffabbau)

Jetzt liegt fast der gesamte Stickstoff als $\text{NH}_4\text{-N}$ vor, er ist stark sauerstoffzehrend. In der biologischen Stufe wird organische Substanz in Bakterienmasse umgewandelt und als Überschussschlamm abgezogen. Die Bakterien enthalten auch Stickstoffverbindungen. Überschlägig rechnet man mit einem Stickstoffgehalt entsprechend $0,05 \times \text{BSB}_5 = 0,05 \times 40\text{g}/(\text{E}\cdot\text{d}) = 2\text{g N/E} \Leftrightarrow 10\text{ mg/l N}$ im Überschussschlamm.

3.6.7 Nach der Nitrifikation

Im Belebungsbecken wird mit Hilfe von reichlich Sauerstoff $\text{NH}_4\text{-N}$ über Nitrit ($\text{NO}_2\text{-N}$) zu Nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) oxidiert. Auch bei schwachbelasteten Tropfkörpern oder Tauchkörpern erfolgt dies in „ähnlicher“ Weise. Diesen Vorgang nennt man Nitrifikation oder Stickstoffoxidation. Bei ausreichendem Schlammalter bzw. niedriger BSB_5 -Schlammbelastung und günstigen Randbedingungen ist der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt im Ablauf kleiner als 3 mg/l, meist sogar kleiner als 1 mg/l. Das Nitrat wirkt als Nährstoff im Gewässer. An der N-Bilanz im Schlamm ändert sich „nichts“.

3.6.8 Nach der Denitrifikation

In nicht belüfteten (anoxischen) Becken oder Zonen bekommen die Bakterien keinen Sauerstoff mehr; sie sind daher gezwungen, daß Nitrat $\text{NO}_3\text{-N}$ aufzunehmen, zu spalten und den Sauerstoff zu veratmen. Den Stickstoff geben sie als Gas (N_2) ins Wasser ab, von wo er in die Luft entweicht. Diesen Vorgang nennt man Denitrifikation. Es sollten min. 25 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ einschließlich $\text{NO}_2\text{-N}$ denitrifiziert werden können, wobei der Nitratgehalt i.d.R. kleiner als 1 mg/l ist.

3.6.9 Der TKN (Kjeldahl-Stickstoff)

ist die Summe aus dem organischen gebundenen Stickstoff und dem Ammoniumstickstoff ($\text{org.N} + \text{NH}_4\text{-N}$). Er ist für die Stickstofffracht im Rohwasser oder nach der mechanischen Reinigung von Interesse. Im Ablauf liegt die Konzentration an org.N so niedrig, daß bei hohem CSB-Abbau seine Messung nicht mehr wichtig ist.

3.6.10 Der Gesamtstickstoff im Ablauf

Nach dem Abwasserabgabengesetz (AbwAG) ist bei Einleiten von Abwasser in ein Gewässer für den Stickstoff Abgabe zu bezahlen. Der Stickstoff ($\text{N}_{\text{ges.}}$) ist gesetzlich als Summe des $\text{NH}_4\text{-N}$, des $\text{NO}_3\text{-N}$ definiert. Bei einer wirkungsvollen Stickstoffelimination liegt der $\text{N}_{\text{ges.}}$ kleiner als 12 mg/l.

3.7 Phosphor

Phosphor bestimmt als Minimumfaktor wesentlich das Ausmaß der Eutrophierung im Gewässer. Geringste Konzentrationen reichen dabei aus (0,005...0,05 mg P/l).

Der Phosphor liegt im häuslichen Abwasser entweder gelöst als ortho-Phosphat (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-}) bzw. Polyphosphat oder als Bestandteil gelöster oder ungelöster organischer Stoffe (org. Phosphor) vor. Er stammt zur Hälfte von den menschlichen Ausscheidungen und von den Wasch- und Reinigungsmitteln.



Anzusetzender Wert ist: $EGW_p = 4,9 \text{ mg P/E} \times d$

3.8 Biologische Phosphorelimination

Die Bakterien benötigen zum Aufbau ihrer Zellsubstanz Nährstoffe. Daher wird ein gewisser Anteil der im Abwasser gelösten Phosphor- und Stickstoffverbindungen zu diesem Zweck benutzt und in die Biomasse eingelagert. Phosphor liegt im Abwasser immer in Form von Verbindungen mit anderen Elementen, z.B. mit Sauerstoff als PO_4 (Phosphat), vor. Die Bakterien haben die Eigenschaft, daß sie unter Streßbedingungen wesentlich mehr Phosphor aufnehmen können als normal, nämlich bis zu 5% der Trockenmasse. Dieser Zustand tritt dann ein, wenn die Bakterien einem ständigen Wechsel von anaeroben und aeroben Bedingungen ausgesetzt werden. Dieses Verhalten nutzt man zur biologischen P-Entfernung. In einem Vorbecken oder in einem Teil des Belebungsbeckens werden anaerobe Verhältnisse hergestellt, der belüftete Teil anschließend ist verfahrensbedingt aerob. Hier wird vom Belebt-Schlamm vermehrt P aufgenommen, im anaeroben Bereich kommt es zu Rücklösungserscheinungen. Kennzeichnend für eine gute Funktion des Verfahrens ist also eine gegenüber dem Zulauf eine deutlich höhere Phosphat-Konzentration in den anaeroben Teilen des Belebungsbeckens und somit auch im Ablauf. Das aus dem Abwasser entfernte Phosphat wird mit dem Überschussschlamm aus dem Kreislauf ausgeschleust.

3.9 Chemische Vorgänge

Bei der chemischen Abwasserbehandlung sollen vor allem folgende Ziele erreicht werden:

- Neutralisation saurer oder alkalischer Abwässer,
- Überführung gelöster anorganischer Stoffe in eine unlösliche Form und anschließende Abtrennung als Schlamm (z.B. Entgiften von Galvanikabwasser oder P-Elimination bei Kommunalabwasser),
- Abtrennung kolloidal gelöster Stoffe,
- Verbesserung des Kläreffektes von Absetz-, Flotations- und Filteranlagen,

Verfahrenstechnisch ist zu unterscheiden zwischen Neutralisation, Fällung, Flockung und Entgiftung.

3.9.1 Neutralisation

Unter Neutralisation versteht man die Reaktion einer Säure mit einer Lauge. Hierbei entsteht ein Salz und Wasser. Da für die biologische Abwasserreinigung der leicht alkalische Bereich mit pH-Werten zwischen 7 und 7,5 besonders günstig ist, müssen Zuflüsse mit stark schwankendem pH-Wert neutralisiert werden. Zur Neutralisation alkalischer Zuflüsse (hoher pH-Wert) wird meist Salz oder Schwefelsäure verwendet.



3.9.2 Fällung

Bei der Fällung werden gelöste Abwasserinhaltsstoffe durch chemische Reaktion mit einem Fällungsmittel in ungelöste Formen überführt. Ein Anwendungsgebiet ist die Entfernung von Schwermetallsalzen aus dem Abwasser. Sie kann vielfach gleichzeitig mit der Neutralisation in entsprechenden Vorbehandlungsanlagen durchgeführt werden. Andererseits weisen die unterschiedlichen Metallsalze einen bestimmten pH-Bereich auf, bei dem die Fällungsreaktion am wirksamsten verläuft. Dieser muß besonders eingestellt werden.

3.9.3 Flockung

Unter Flockung versteht man die Erzeugung von absetzbaren Flocken aus ungelösten, fein verteilten Stoffen. Als Flockungsmittel werden Chemikalien bezeichnet, die im Abwasser selbst Flocken bilden (z.B. Eisensalze). Da diese oft nur wenig schwerer als Wasser sind, ist häufig der Zusatz von Flockungshilfsmitteln (z.B. Polyelektrolyte) erforderlich. Diese ermöglichen die Zusammenlagerung kleiner Flocken zu größeren, die dadurch besser absetzen. Die Flockung wird häufig eingesetzt, um die schlechten Absetzeigenschaften von belebten Schlämmen zu verbessern.

3.9.4 Entgiftung

Entgiftung bedeutet die Zerstörung giftig wirkender Stoffe oder Verbindungen und deren Überführung in eine auf die Bakterien nicht giftig wirkende Form. Zu den wichtigsten im Abwasser enthaltenen Giftstoffen gehören Cyanid (CN⁻), Chromat (CrO₄⁻⁻), Nitrit (NO₂⁻) und Sulfid (S⁻⁻).

Cyanid ist beispielsweise der am stärksten giftige Bestandteil anorganisch verschmutzter Wässer. Die Zerstörung erfolgt über eine Oxidation mit Natriumhypochlorid (NaOCl) zu Stickstoff und Kohlendioxid.

3.9.5 Verfahrenstechnik

Neutralisation, Fällung von Metallsalzen und Entgiftung gehören verfahrenstechnisch in den Bereich der Vorbehandlung von Abwässern bestimmter Herkunft. Sie muß am Anfallort der Abwässer durchgeführt werden, damit die anschließende Behandlung zusammen mit den kommunalen Abwässern nicht gestört wird. Andererseits sind die Konzentrationen der Schwermetalle im kommunalen Abwasser meist nicht so hoch, daß eine Schädigung der aeroben biologischen Stufe erfolgen würde. Die Metallsalze reichern sich aber im Schlamm an. Dadurch kann nicht nur die landwirtschaftliche Verwertung der Klärschlämme in Frage gestellt werden. Stark schwermetallhaltige Schlämme stellen ganz allgemein eine Umweltbelastung dar. Aus diesem Grunde ist die gezielte Vorbehandlung solcher metallsalzhaltigen Abwässer erforderlich.

Einer besonderen Bedeutung bei der Abwasserreinigung kommt der Phosphatfällung zu. Diese Verfahrenstechnik gehört nicht in den Bereich der Vorbehandlung und wird deshalb im folgenden eigens beschrieben.



3.10 Phosphatfällung

Phosphate wirken im Gewässer als Pflanzennährstoffe, so daß aus dem Abwasser entfernt werden müssen. Früher erfolgte dies durch chemische Fällung. Inzwischen hat man erkannt, daß Bakterien unter bestimmten Bedingungen (vgl. Abschnitt 2) vermehrt P aufnehmen können. Daher hat die Fällung heute eine mehr stützende und ergänzende Aufgabe.

Durch Zugabe von Eisen (z.B. FeSO_4)- oder Aluminium (z.B. AlCl_3)- Salzen werden im Abwasser gelösten P-Verbindungen in sehr wenig lösliche Verbindungen überführt, die mit dem Schlamm abgetrennt werden können. Kalk wird ebenfalls zur Fällung eingesetzt, wobei im wesentlichen die Verschiebung des pH-Wertes in den stark alkalischen Bereich die Fällungsreaktion auslöst.

Wie bei der biologischen P-Entnahme gilt auch für die Fällung, daß die Entnahme nur in chemischer Verbindung mit anderen Elementen erfolgt. Je nach Fällmittel, Eisen-, Aluminiumsalz oder Kalk, entsteht eine Phosphatverbindung.

3.11 Phosphor-Bilanz

Eine Bilanzierung der im Abwasser gelösten Phosphor-Verbindungen ist nur möglich, wenn - ähnlich wie beim Stickstoff - die Meßwerte auf P umgerechnet werden. Auch für die Messung müssen alle P-Verbindungen zu Phosphat aufgeschlossen werden. Man erhält dann den Phosphor als Wert für den Gesamtphosphor = P_{ges} .

Die in der Kläranlage in den einzelnen Verfahrensstufen ablaufende P-Entnahme wird in Bild 4.3 anschaulich dargestellt. Bei der Bilanz wurden zusätzlich Belastungen aus dem Schlammwasser bei der Schlammbehandlung oder der maschinellen Schlammwässerung nicht berücksichtigt, ebenfalls nicht das Problem der Rücklösung von Phosphor, wenn der Überschussschlamm anaerob wird. Diese Einflüsse können bei jeder Anlage anders sein und würden die Einfachheit der Darstellung nur erschweren.

Im kommunalen Abwasser stammt das Phosphat noch zum überwiegenden Teil aus Wasch- und Reinigungsmitteln sowie menschlichen Ausscheidungen. Die Phosphorkonzentrationen im Abwasser sind in den letzten Jahren deutlich zurückgegangen; sie liegen heute bei kommunalen Abwässern zwischen 8,0 bis 12,5 mg/l. Man rechnet auf den Einwohner bezogen mit täglich 2,5g P_{ges} , wobei die Tendenz gegen 2,0g geht.

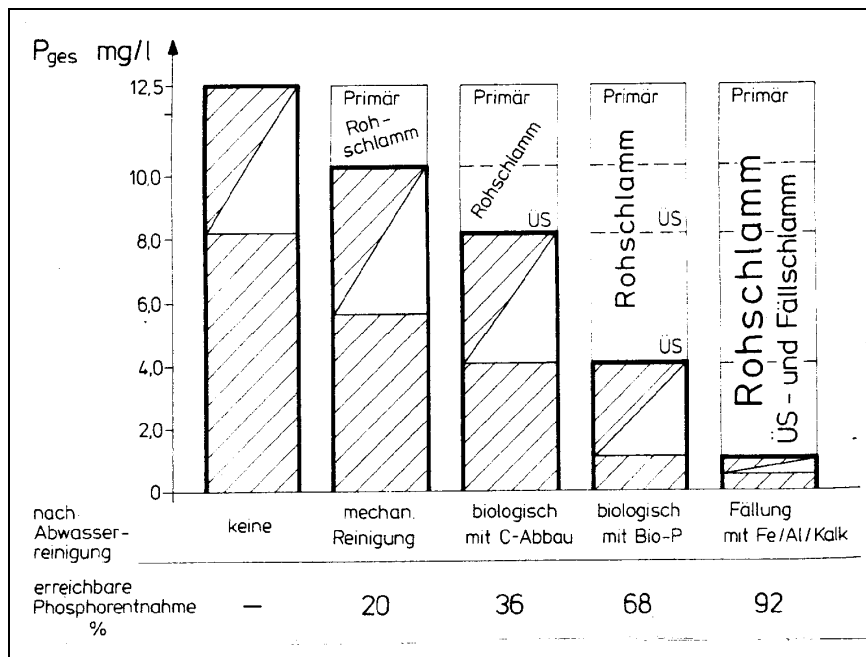


Bild 4.3: Phosphorbilanz im Abwasser; [S57] S. 116

3.11.1 Zulauf zur Kläranlage

Bei der Annahme eines täglichen Schmutzwasseranfalls von 200 l ergibt sich eine rechnerische Konzentration von $2.500 \text{ mg P} / (\text{Exd}) : 200 \text{ l} / (\text{Exd}) = 12,5 \text{ mg/l}$. In der Praxis liegen die Konzentrationen oft wesentlich niedriger. Dies ist meist durch den hohen Fremdwasserzufluß oder einen großen Anteil an gewerblichen Abwassern begründet. Eine Veränderung der P-Konzentration im Kanalnetz durch lange Fließwege zur Kläranlage tritt nicht ein.

3.11.2 Nach der mechanischen Reinigung

Der im Rechengut und im Schlamm der Vorklärung gebundene Phosphor entspricht einer Masse von rund $0,5 \text{ g} / (\text{Exd})\text{P}$ bzw. einem Phosphorgehalt von $2,5 \text{ mg/l}$, der aus dem Abwasser entfernt wird.

3.11.3 Nach der biologischen Reinigung (nur C-Abbau)

Bei der biologischen Reinigung im Belebungsbecken werden rund $0,4 \text{ g} / (\text{Exd})$ an Phosphor im Überschußschlamm gebunden. Auch bei Tropfkörpern oder Tauchkörpern erfolgt dies in ähnlicher Größe. Damit werden $1,5$ bis $2,0 \text{ mg/l P}_{\text{ges.}}$ aus dem Abwasser entfernt.

3.11.4 Nach der biologischen Reinigung (mit Bio-P)

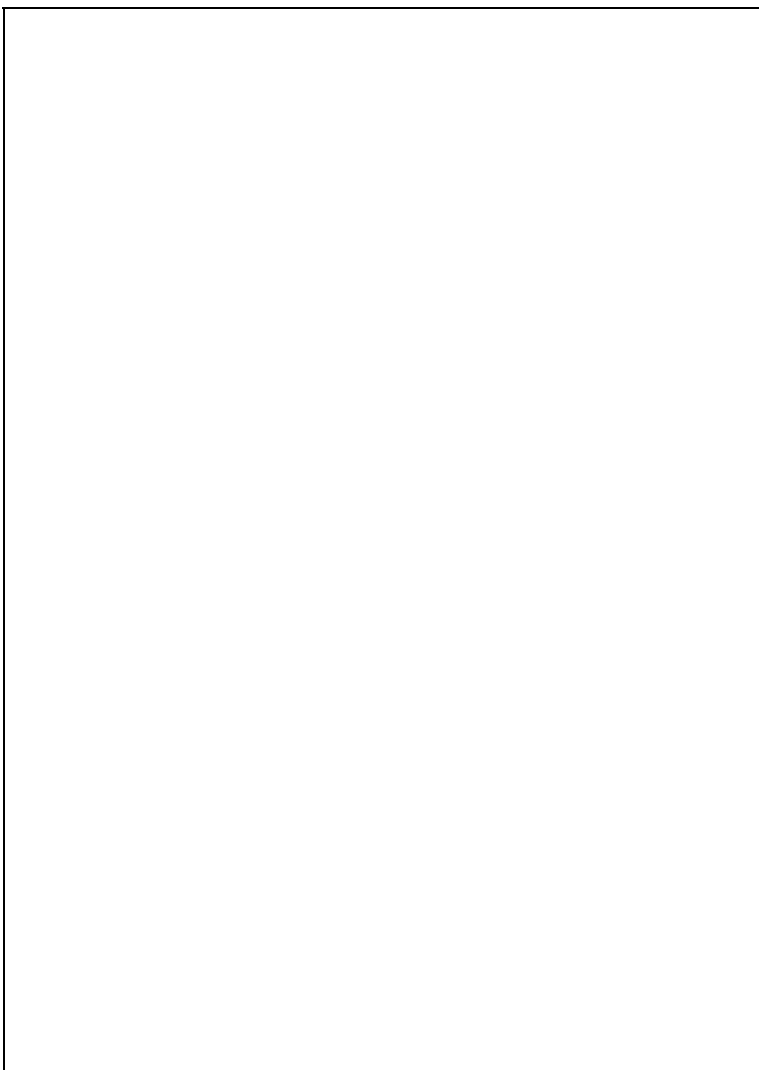
Bei erhöhter biologischer P-Entnahme können weitere $0,8 \text{ g} / (\text{Exd})$ an Phosphor mit dem Überschußschlamm entnommen werden. Auf diese Weise vermindert sich die $\text{P}_{\text{ges.}}$ -Konzentration um weitere 4 mg/l . Bei günstigen Betriebsverhältnissen sind sogar weit höhere Werte erreichbar.



3.11.5 Nach der Fällung

Für die Fällung bleibt nur noch ein geringer Rest. Bei richtiger Anwendung der verschiedenen verfahrenstechnischen Möglichkeiten der Phosphatfällung (Bild 5.13) und der unterschiedlichen Fällmittel sind Ablaufwerte erreichbar, die sicher unter $P_{ges.} = 1,0 \text{ mg/l}$ liegen. Bei allen Fällungsverfahren muß mit einer Zunahme der Schlammengen gerechnet werden, die zwischen 20 und 30% liegen. Bei Gemeinden ist nach den Mindestanforderungen der Rahmen-Abwasser VwV vom 27.08.1991 in der Größenklasse ab 20.000 EW im Ablauf ein $P_{ges.}$ von 2 mg/l einzuhalten; ab 100.000 EW liegt dieser Wert bei 1 mg/l.

3.12 Verfahrenstechnik



Die verschiedenen verfahrenstechnischen Möglichkeiten der Phosphatfällung sind in Bild 5.13 dargestellt. Dabei müssen die von der Dosieranlage zugegebenen Fällmittel in kürzester Zeit vollständig mit dem Abwasser vermischt werden, gleichgültig, an welcher Stelle der Kläranlage die Zugabe erfolgt. Allgemein ist darauf hinzuweisen, daß bei allen Fällungsverfahren mit einer Zunahme der Schlammengen gerechnet werden muß, die Zwischen 20 und 30% liegen kann.

Bild 5.13: Verfahrensfließbilder der Phosphatfällung; [S57] S. 168



4 ABWASSERBEHANDLUNGSVERFAHREN

[S57],

Auch die beste Kläranlage kann ihre Aufgabe, die Reinigung des Abwassers, nur dann erfüllen, wenn sie ständig durch einen zuverlässigen Fachmann (Klärwärter, Ver-und Entsorger, Abwassermeister) betreut werden. Die Baukosten einer Anlage betragen je nach Ausbaugröße oft viele Millionen DM:

Ausbaugröße	Baukosten	
	€/EW	Mio:€
EW		
100.000	400 – 800	40 - 80
10.000	350 – 700	4 – 8
1.000	600 – 1.200	0,5 – 1

Wenn auch die Bakterien recht billig in der Kläranlage arbeiten, so kosten doch Bau und Betrieb von Kanalisation und Kläranlage eine ganze Menge Geld. Bezogen auf den Kubikmeter Abwasser oder pro Einwohner und Jahr sind kleine Anlagen oft teurer als große. Diese Aussage darf allerdings nicht pauschaliert werden. Da die Kanalbaukosten stark zu Buche schlagen ist es in ländlichen Regionen z.B meist wirtschaftlicher mehrere kleine Ortskläranlagen oder Kleinkläranlagen (mit vollbiol. Nachreinigung) zu errichten, als die meist weit auseinanderliegenden Ortschaften über lange Kanäle an eine große Zentralkläranlage anzuschließen. Diesbezüglich wurden gerade in den neuen Bundesländern in der Vergangenheit Fehler gemacht. Bei der Abwasserreinigung ist nach [S57, 1995] mit folgenden Jahreskosten zu rechnen:

Ausbaugröße	Jahreskosten	Gesamtkosten
EW	€/EW x a	€/m ³
100.000	20 - 40	0,40- 1
10.000	40 - 50	0,6 – 1,2
1.000	60 - 120	1,5 - 3

Dazu kommen noch Bau- und Betriebskosten für die Kanalisation, die zwischen 25 bis 35 €/Exa liegen. Kostenechte Abwassergebühren liegen deshalb meistens bei 2 bis 4 €/m³.- Tendenz steigend !

Im Hinblick auf die nur begrenzt zur Verfügung stehende Energie ist zu bemerken, das Tropfkörperanlagen und andere naturnahe Verfahren wie PflanzenklärAnlagen (PKA) und Abwasserteiche gegenüber den Belebungsanlagen weniger Strom, also Energie, verbrauchen. Am meisten Energie verbrauchen Langzeitbelüftungsanlagen mit aerober Schlammstabilisierung.



4.1 Belebtschlamm- und Tropfkörperkläranlagen

4.1.1 Untersuchung des belebten Schlammes

[R3]

Der größte Teil der im Abwasser enthaltenen Schmutzstoffe wird in der biologischen Stufe der Kläranlage durch die Stoffwechsellätigkeit der Mikroorganismen zurückgehalten. Beim Tropfkörperverfahren (TKV), haften die Mikroorganismen als „Tropfkörperassen“ auf dem jeweiligen Tropfkörperfüllmaterial. Beim Belebtschlammverfahren (BSV) nach ATV-A131 „schweben die Mikroorganismen im Belebtschlammbecken (BB) als „Belebte Schlammflocke“. Bei diesem Verfahren können Sauerstoffeintrag, Schlammmenge und andere Parameter verändern und damit der Wirkungsgrad der Kläranlage verbessern - oder auch verschlechtern werden ! Um die einzelnen Faktoren in der gewünschten Richtung verändern zu können, muß man sie kennen, d.h. messen.

Wichtig ist vor allem die genaue Kenntnis der Menge und Beschaffenheit des belebten Schlammes. Die einfachste Untersuchung ist die Bestimmung des Schlammvolumenanteils VS [ml/l] nach DEV S10 (Praktika-VersNr.: 05), der einen Anhaltspunkt für den Schlammgehalt im Belebungsbecken (BB) gibt. Ein Maß für den tatsächlichen Gehalt gibt aber erst die Bestimmung der SchlammTrockensubstanz TS_{BB} [g/l] nach DEV S2 (Praktika-VersNr.: 04), da der belebte Schlamm sehr unterschiedliche Absetzeigenschaften haben kann. So kann z.B. ein Schlamm, der 1g Trockensubstanz pro Liter enthält, nach 30 Minuten Absetzzeit ein Volumen von 80 ml/l einnehmen und ein anderer Belebtschlamm mit der gleichen Trockensubstanz ein Volumen von etwa 60 ml/l einnehmen. Für diesen Schlammvolumenanteil Vs [ml/l] (nach 30 min. Absetzzeit), der 1g SchlammTrockensubstanz TS entspricht, hat man in der Abwassertechnik den Schlamm-Index geprägt. Er gibt also das Volumen an, das 1g der Trockensubstanz - vor der Trocknung ! - nach 30 min. Absetzzeit einnimmt [ml/g]. Aus dem Schlammvolumenanteil Vs [ml/l] und der SchlammTrockensubstanz TS [g/l] läßt sich der Schlamm-Index leicht errechnen.

Für den Schlammgehalt im Belebungsbecken gilt grundsätzlich, daß er um so höher sein sollte, je stärker das Becken mit Schmutzstoffen belastet wird (BSB₅Raumbelastung). In der Regel sollten etwa 2 bis 5 [gTS/l] gehalten werden. Ist zu wenig Schlamm im Belebungsbecken enthalten, wird er überbelastet, und die Reinigungswirkung nimmt ab. Ist der Schlammgehalt im Verhältnis zur Belastung zu hoch, kann die Flocke durch „Unterernährung“ zerfallen und damit den Ablauf durch feinste Schwebstoffe trüben.

Der Schlamm-Index eines normalen belebten Schlammes liegt zwischen 50 und 150 [ml/g]. Steigt er über 150 ml/g an und enthält der Belebtschlamm Fadenorganismen, so spricht man von Blähschlamm. Die Blähschlamm-Bildung wird also durch Fadenorganismen verursacht, wobei es sich meist um Bakterien-Ketten (z.B. Sphaerotilus) oder um echte Pilze handelt. Blähschlamm wird immer dann auftreten, wenn die Umweltbedingungen (Nährstoffe, Temperatur, pH-Wert, O₂-Versorgung) gerade für diesen Organismus so günstig sind, daß er sich gegenüber den anderen Bakterien durchsetzen und dann spontan stark entwickeln kann. Es hat daher meist wenig Sinn, den belebten Schlamm zu entfernen, um neuen, „gesunden“ Schlamm heranzuziehen, zumal auch Blähschlamm Abwasser sehr gut zu reinigen vermag.

Sofern sich die Zusammensetzung und Eigenschaften des Abwassers bzw. die Betriebsbedingungen nicht geändert haben, wird man dadurch erst recht die Blähschlamm-Bildung fördern, da sich diese



Organismen unter den gegebenen, für sie günstigen Bedingungen besonders schnell entwickeln. Nur dann, wenn die Blähschlamm-Bildung durch eine kurzfristige Störung (z.B. starke Molkeableitungen) ausgelöst wurde, sollte man den Schlamm u.U. verwerfen und die Anlage neu einarbeiten.

Statistische Erhebungen haben ergeben, daß in fast 50% aller Belebungsanlagen ständig oder doch zeitweise fadenförmige Mikroorganismen auftreten. Das heißt jedoch nicht, daß in allen diesen Anlagen ständig Betriebsschwierigkeiten durch Schlammabtreiben, Abnahme der Schlammkonzentration im Belebungsbecken u.ä. auftreten. Oft entwickeln sich die Fäden nur zu bestimmten Jahreszeiten und bei besonderen Belastungsverhältnissen, z.B. durch angeschlossene Saisonbetriebe, wie Konservenfabriken oder Winzereien. Die Betriebsschwierigkeiten werden auch durch die unterschiedlichen Wirkungsgrade der Nachklärbecken (NB) beeinflusst. So wird ein ohnehin hydraulisch stark belastetes Nachklärbecken schon bei einer geringen Blähschlamm-Entwicklung überfordert sein, während Nachklärbecken mit Leistungsreserven auch Blähschlamm in gewissen Grenzen zurückhalten können.

Bisher haben sich etwa zehn Bakterien-Arten als häufigste Verursacher von Blähschlamm herausgestellt. Die Tatsache, daß nicht nur ein Organismus Blähschlamm verursacht, sondern mehrere verschiedene Organismen Blähschlamm auslösen können, macht es verständlich, daß es viele Ursachen für die Blähschlamm-Entwicklung gibt und nicht die gleiche Bekämpfungsmaßnahme in allen Fällen zum Erfolg führen kann.

Die Ursachen der Blähschlamm-Entwicklung sind letztlich in den Faktoren zu suchen, die eine Verschiebung des biozönotischen Gleichgewichts im Blähschlamm zugunsten des Fadenorganismus bewirken. Dafür kommen Nährstoffkomponenten, Temperatur-Einflüsse, O₂-Konzentrationsunterschiede u.ä. in Frage. Nach den bisherigen Erfahrungen fördern Abwässer aus Betrieben der Lebensmittel-Industrie, Papier-Industrie die Blähschlamm-Entwicklung. In gleicher Weise wirkt sich angefaultes Abwasser (organische Säuren, Sulfide) und ein Mangel an Stickstoff und Phosphor aus. Das Auftreten zu bestimmten Jahreszeiten (z.B. häufig im Frühjahr) bei manchen Kläranlagen läßt auf einen Temperatur-Einfluß schließen. Aber auch bestimmte Betriebsweisen scheinen die Blähschlamm-Entwicklung zu beeinflussen. So neigen offenbar die BSB5-Belastungsbereiche von $BR = 0.5$ bis $0.7 \text{ kg/m}^3 \times d$ bzw. $BTS = 0.15$ bis $0.2 \text{ kg/kgTS} \times d$ zu Blähschlamm. Auch in total durchmischten Belebungsbecken sollen die Blähschlammorganismen bessere Wachstumsmöglichkeiten als in längsdurchströmten Becken haben.

In Anlagen ohne Vorklärung tritt Blähschlamm dagegen seltener auf. Besonders günstig sind die Verhältnisse in Anlagen mit simultaner P-Elimination durch kontinuierliche Dosierung von Eisen-Salzen. In vielen Fällen werden wahrscheinlich mehrere Faktoren zusammenwirken, wie z.B. beim anfaulen von kohlenhydratreichem Abwasser, wobei hohe Konzentrationen von organischen Säuren gebildet werden können.



4.1.2 Abwasser Überwachungswerte - rechtliche Aspekte

[L25];

Europarecht

Die Europäische Union (EU) hat den Umweltschutz und damit auch die Sicherheit einer umweltgerechten Entsorgung zu einem ihrer Gemeinschaftsziele erhoben. Die Planung von Kläranlagen, insbesondere eine an der erforderlichen Reinigungsleistung orientierte Auslegungsgröße und der spätere Betrieb, werden wesentlich durch die jeweils einzuhaltenden Grenzwerte und deren Überwachung beeinflusst. Für die praktische Arbeit bei der Entsorgung kommunaler Abwässer ist die europäische Richtlinie 91/271/EWG zur „Behandlung kommunaler Abwässer“ vom 21.05.1991, welche die Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser aus Gemeinden EU-weit festlegt von Planern und Kläranlagen-Betreibern maßgebend, da die nationalen Anforderungen an diese Richtlinie anzupassen sind.

Nach dieser Richtlinie sollen die Mitgliedstaaten dafür sorgen, daß alle Gemeinden bis zu folgenden Zeitpunkten mit Kanalisationen ausgestattet werden:

- bis zum **31.12.2000** Gemeinden mit mehr als **15.0000** EinwohnerWerten (EW)
- bis zum **31.12.2005** Gemeinden mit **2.000** bis **15.0000** EinwohnerWerten (EW)

Weiterhin ist nach der Richtlinie kommunales Abwasser vor dem Einleiten in Binnengewässer einer zweiten oder gleichwertigen Behandlung zuzuführen:

- bis zum **31.12.2000** in Gemeinden mit mehr als **15.0000** (EW)
- bis zum **31.12.2005** in Gemeinden mit **10.000** bis **15.0000** (EW)
- bis zum **31.12.2005** in Gemeinden mit **2.000** bis **10.0000** (EW)

Weitergehende Abwasserbehandlung

Ferner schreibt die Richtlinie vor, daß spätestens ab dem **31.12.1998** das kommunale Abwasser aus Kanalisationen von Gemeinden mit mehr als **110.000 EW** in einer dritten Reinigungsstufe behandelt werden muß, wenn es in empfindliche Gebiete eingeleitet wird, z.B. Bachläufe mit geringem Eigenabfluß. Diese dritte Reinigungsstufe wird auch als „weitergehende Abwasserreinigung“ bezeichnet und beschreibt den Abbau von phosphat- (P) und stickstoffhaltigen Verbindungen (N).



Umsetzung der EU-Richtlinie in nationales Recht

Die Umsetzung der EG-Richtlinie in nationales Recht (bzw. Landesrecht) erfolgte z.B. in Hessen durch die „Verordnung zur Umsetzung der Richtlinie 91/271 EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (KomAbw-VO)“ vom 25. Oktober 1996. Hinter den geforderten Behandlungen (zweite oder dritte Reinigungsstufe) die in Abhängigkeit der Größenklasse (angeschlossene EW) einer Anlage bis zu einem bestimmten Stichtag gefordert werden, verbergen sich Konzentrationswerte für verschiedene Abwasserparameter, die bei Einleitung in ein Gewässer nicht überschritten werden dürfen. Damit erzwingen diese Parameter unwillkürlich bestimmte Abwasserbehandlungsverfahren ohne die, die Einhaltung der Überwachungskonzentrationen nicht einzuhalten wären. Diese Vorgaben waren bislang nur den verschiedenen Anhängen der Rahmenabwasser-Verwaltungsvorschrift (RAbwVwv) zu entnehmen. Durch die Neuschaffung der Abwasser-Verordnung (AbwV) vom 21.3.1997 werden teilweise Anhänge der RAbwVwv als Anhänge der AbwV geführt. Diese Änderung der rechtlichen Grundlage war nötig, da für die Umsetzung der EG-Richtlinien in deutsches Recht Rechtsnormen verlangt werden. Verwaltungsvorschriften wie die RahmenabwVwv werden als nicht ausreichend angesehen. Andere, derzeit noch in der RAbwVwv festgelegten Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer gelten fort, bis für das Abwasser Anforderungen in der AbwV festgelegt sind.

Einleiten von kommunalem Abwasser – Überwachungswerte / Grenzwerte

Die Anforderungen, die häusliches und kommunales Abwasser vor dem Einleiten in Gewässer zu erfüllen hat, sind dem Anhang-1 der AbwV zu entnehmen (Tab.)

Tab.: Anforderungen an kommunales Abwasser nach Anhang-1 der AbwV vom 21.3.1997

Ausbaugröße Kläranlage	CSB	BSB ₅	NH ₄ -N	N _{anorg}	P _{ges}
	Chemischer Sauerstoffbe- darf	Biochemischer Sauerstoffbe- darf	Ammonium- Stickstoff	Stickstoff,gesamt = NH ₄ -N + NO ₂ -N + NO ₃ -N	Phosphor, gesamt
	[mg O ₂ /l]	[mg O ₂ /l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
GrößenKINr.: 1 < 60 kg BSB ₅ /d (< 1.000 EW)	150	40	-	-	-
GrößenKINr.: 2 < 60 bis 300 kgBSB ₅ /d (1.001 - 5.000 EW)	110	25	-	-	-
GrößenKINr.: 3 < 300 bis 600 kg BSB ₅ /d (5.001 - 10.000 EW)	90	20	10		
GrößenKINr.: 4 < 600 bis 6000 kg BSB ₅ /d (10.001 - 100.000 EW)	90	20	10	18	2
GrößenKINr.: 5 > 6.000 kg BSB ₅ /d (> 100.000 EW)	75	15	10	18	1



Ein Vergleich zwischen EU-Richtlinie und dem alten Anhang-1 der RAbwVwV ist ohne weiteres nicht möglich, da sich die festgesetzten Parameter und der Überwachungsmodus unterscheiden. Die LAWA hat Prof. Pöpel beauftragt, über einen mathematisch-statistischen Ansatz die Gleichwertigkeit von EU-Richtlinie und Anhang 1 nachzuweisen. Das Gutachten [45] liegt seit Sommer 1996 vor. Zu einer weiteren Verunsicherung bei der Anforderung an die Abwasserreinigung führt die Einführung des „Standes der Technik“ in der kürzlich (01.06.97) vom Bundestag beschlossenen 6. Novelle zum WHG.

Tab. 4: Vergleich von Festgesetzten Konzentrationen in der EU-Richtlinie und dem alten Anhang 1 der RahmenAbwasserverwaltungsvorschrift [L50].

Ausbaugröße	Art der Probenahme		BSB ₅		CSB		Phosphor		Stickstoff		NH ₄ -N	
	BRD	EG	BRD	EG	BRD	EG	BRD	EG	Nanogramm BRD	Negs. EG	BRD	EG
EW			[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	mg/l	mg/l	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
< 1.000	qualifiz. Stichprobe	24-h-Mischprobe	40	geeignete Behandl.	150	geeignete Behandl.						
1.000-2.000	oder 2-h Mischprobe	bei BSB ₅ , CSB, Jahresmittelwert bei N und P	25	25	110	125						
2.000-5.000			25	25	110	125						
5.000-10.000			20	25	90	125			18			10
10.000-20.000			20	25	90	125		2	18	15		10
20.000-100.000			20	25	90	125	2	2	18	15		10
> 100.000			15		75	125	1	1	18	10		10

Ein wesentlicher Unterschied der EU-Richtlinie zum Anhang 1 der RahmenAbwasserverwaltungsvorschrift besteht in der Probenahmedauer. Während in der BRD die 2-h-Mischprobe oder die Qualifizierte Stichprobe angewandt werden, sieht die EU-Richtlinie die 24-h-Mischprobe entweder abfluß- oder zeitproportional vor. Die EU-Richtlinie legt die Probenahmehäufigkeit pro Jahr in Abhängigkeit der Auslegungsgröße der Kläranlage fest. In der BRD erfolgt die Überwachung je nach Bedarf und freier Kapazität. In Nordrhein-Westfalen werden die Anlagen mindestens zwei mal im Jahr beprobt. Die Überwachungshäufigkeit ist demnach nach EU-Richtlinie deutlich größer. Unterschiedlich ist auch die Auswertung der gemessenen Daten. Während in Deutschland die Überwachungswerte in 4 von 5 Fällen unterschritten werden müssen, legt die EU-Richtlinie die zulässigen Überschreitungen in Abhängigkeit der pro Jahr vorgenommenen Überwachungen fest. Bei BSB₅ und CSB muß die Einzelüberschreitung <100% sein, bei Stickstoff und Phosphor wird der Jahresmittelwert herangezogen. Diese Unterscheidung nach Parametern gibt es in der BRD nicht. Bei der Betrachtung der geforderten Grenzwerte fällt sehr schnell auf, daß die Vorgaben der EU-Richtlinie fast ausschließlich deutlich hinter den Anforderungen des Anhangs 1 zurückstehen. Ausnahmen bilden hier die Phosphorelimitation bei Kläranlagen ab 10.000 EW (Anhang1 auf 20.000 EW) und die Anforderungen bezüglich der Stickstoffelimination (insbes. bei Anlagen über 100.000 EW). Eine klare Aussage über die Schärfe der Vorschriften innerhalb der EU-Richtlinie ist jedoch nur äußerst schwer möglich; innerhalb der EU-Richtlinie wird eine andere Sprachweise als im Anhang 1 der RAbwVwV angewandt.



4.1.3 Zusammenstellung von Abwasserbeschaffenheit und -frachten

Die folgenden Tabellen zeigen die ungefähre Zusammensetzung verschiedener Abwasserarten:

Tab.12: Durchschnittliche Zusammensetzung kommunalen Abwassers (ATV LHB, 1983)

Konzentration	pH Wert	Absetzbare Stoffe ml/l	Abfiltrierbare Stoffe mg/l	Abdampfrückstand mg/l	BSB ₅ ges. mg O ₂ /l	CSB ges. mg O ₂ /l	Ammoniak (NH ₃) mg/l	Phosphat (P ₂ O ₅) mg/l	Detergentien mg/l
1. gering	6,6	2	200	400	150	300	5	20	5
2. mittel	7,6	6	500	800	300	600	20	60	15
3. groß	8,6	12	900	1200	500	1000	50	100	25

Tab.13: Schmutzfrachtbereiche des Regenwasserabflusses beim Trennverfahren für normal verschmutzte Gebiete (ATV LHB, 1983)

Verschmutzungsart	J ä h r l i c h e S c h m u t z f r a c h t e n	
	unterer Bereich kg/(haxa)	oberer Bereich kg/(haxa)
Abfiltrierbare Stoffe	660	2000
BSB ₅	60	130
CSB	290	400
Gesamtstickstoff N	17	35
Gesamtphosphor P	2	12

Tab.14: Durchschnittl. Beschaffenheit des Niederschlags einer Großstadt (ATV LHB, 1983)

pH-Wert:	4,0-4,7	-
Leitfähigkeit:	0,053	µS/cm
CSB:	9,0	mg/l
BSB:	1,0	mg/l
NH ₄ -Stickstoff:	0,62	mg/l
NO ₂ -Stickstoff:	0,02	mg/l
NO ₃ -Stickstoff:	0,59	mg/l
Phosphat:	0,05	mg/l
Chlorid (Cl ⁻):	1,0	mg/l
Sulfat (SO ₄ ²⁻):	10,0	mg/l
Zink:	150,0	µg/l
Blei:	44,0	µg/l



5 GEWÄSSERUNTERSUCHUNG UND - BEURTEILUNG

[S52], [S53]

5.1 Gewässergüte in Fließgewässern

Der Grundstein für die biologische Gewässergütebestimmung und das Saprobien-system wurde von den deutschen Forschern Kolkwitz und Marson 1908-1909 gelegt. Bei ihren Untersuchungen verschiedener Fließgewässer stellten sie fest, daß diese, je nach Belastung, in drei Regionen eingeteilt werden können:

Gleich nach einer Abwassereinleitung beginnt die Fäulniszone (polysaprobe Zone). Hier kommen Bakterien und andere Einzeller vor; höhere Organismen, v.a. Fische, fehlen. Die Bakterien bauen organische Stoffe zu Kohlenstoffdioxid, Ammoniak und Schwefelwasserstoff ab. Dazu brauchen sie Sauerstoff, der in dieser Zone daher oft knapp ist. An die Fäulniszone schließt sich eine Zone mit wechselndem Sauerstoffgehalt an, in der nur widerstandsfähige Fischarten, wie z.B. Karpfen, überleben können (mesosaprobe Zone). Bakterien und andere Kleinlebewesen bauen die organischen Substanzen weiter ab.

Die Zone sauberen Wassers (oligosaprobe Zone) schließt sich an. Hier müssen die organischen Substanzen nahezu vollständig abgebaut und die Sauerstoffversorgung besser geworden sein. Erst in dieser Zone können auch empfindliche Fische und Wirbellose vorkommen. Genauere Forschungen zur Gewässergüte, vor allem durch den Münchner Hydrobiologen Hans Liebmann, führten zur Entwicklung des heute angewandten Saprobien-systems der Fließgewässer mit sieben Gewässergüteklassen:

Tab. 2.2: Übersicht über die Gewässergüteklassen

Kennfarbe	Güteklasse	Grad der Belastung	Saprobienindex	BSB5 [mg/l]	NH4-N [mg/l]	O2-Minimum [mg/l]
Blau	I	unbelastet bis sehr gering belastet	1,0-<1,5	<1	Spuren	>8
Hellblau	I-II	gering belastet	1,5-<1,8	<2	um 0,1	>8
Grün	II	mäßig belastet	1,8-<2,3	<5	0,1-0,4	>6
Hellgrün	II-III	kritisch belastet	2,3-<2,7	5-10	<1	>4
Gelb	III	stark verschmutzt	2,7-<3,2	7-13	>1	>2
Orange	III-IV	sehr stark verschmutzt	3,2-<3,5	10-20	mehrere mg/l	<2
Rot	IV	übermäßig verschmutzt	3,5-4,0	>15	mehrere mg/l	<2

5.2 Indikatoren für die Wasserqualität unserer Fließgewässer

Biologische Untersuchungen der Gewässergüte anhand von Indikatorarten haben gegenüber chemischen Analysen den Vorteil, daß sie auch länger zurückliegende Wasserverschmutzungen noch erkennen lassen. Denn selbst eine kurzzeitige Belastung des Gewässers kann zum Absterben bestimmter Indikatorarten führen, deren Wiederansiedelung recht lange dauert. Veränderungen in der Lebensgemeinschaft können deshalb noch nach Wochen und Monaten festgestellt werden. Es sind besonders



die kleinen Bäche, zu deren Überwachung engagierte Naturbeobachter viel beitragen können. Sie bieten Lebensraum für viele empfindliche und in ihrem Bestand bedrohte Arten (z.B. Groppe, Schneider, Flußkrebis). Ihre Lebensgemeinschaft spiegelt die Natürlichkeit der angrenzenden Landschaft wieder.

Für die Bestimmung der Arten braucht man eine 10fach vergrößernde Einglaslupe und ein Bestimmungsbuch (z.B. „Was lebt der Tümpel, Bach und Weiher?“). Außerdem braucht man noch ein einfaches großes Haushaltssieb aus Metall (Maschenweite 1-2 mm), um Sand und Bodenschlamm zu untersuchen. Mit einer Federstahlpinzette oder einem Malpinsel kann man empfindliche Organismen leichter aufnehmen und zum genauen Betrachten in einen weißen, flachen mit Wasser gefüllten Plastikdeckel legen. Man teilt die Fließgewässer grob in 4 Gewässergüteklassen ein. Zu jeder Güteklasse gehört eine Lebensgemeinschaft mit spezifischen Organismen, die den Nährstoffgehalt und die jeweiligen Sauerstoffsättigung des Wassers anzeigen.

Güteklasse I:

Am saubersten sind die Gewässer der Güteklasse I (Abkürzung: GKI). Sie sind unbelastet bis sehr gering belastet (oligosaprob), Saprobienindex $< 1,5$. Heute finden wir diese fast nur noch in Quellbächen oder in abgelegenen Bergbächen. Sie sind durch ein steiniges Bachbett im kaltem Wasser (Temperatur im Sommer nicht höher als $16\text{ }^{\circ}\text{C}$), einen hohen Sauerstoffgehalt von 95 bis 105 % Sättigung und ein sehr geringes Nährstoffangebot gekennzeichnet. In kalkarmen Gebieten sind diese Gewässer von Versauerung bedroht. Ihre Lebensgemeinschaft besteht aus vielen, meist wirbellosen Arten, aber wenigen Individuen pro Art. Typische Reinwasserindikatoren sind Strudelwürmer sowie die meisten Larven der Steinfliegen-, Eintagsfliegen- und Köcherfliegenarten. Man findet diese Tiere leicht, wenn man große Steine umdreht. Strudelwürmer „Turbellaria“ sind schwarz, grau oder schmutzig weiß und haben einen abgeflachten, hinten zugespitzten Körper. Oft ziehen sie sich zu kleinen unauffälligen Klümpchen zusammen. Wenn man sie jedoch antippt, strecken sie sich und beginnen, langsam, aber gleichmäßig über den Stein zu gleiten. Mit einer Lupe kann man die einzelnen Arten an der Kopfform und der Anzahl und Anordnung der Augen leicht erkennen.

Charakteristisch für die Larven der Steinfliegen „Plecoptera“ ist der Hinterleib, an dem zwei lange Schwanzfäden, jedoch keine Kieme sitzen. Larven der Eintagsfliegen „Ephemeroptera“ haben dagegen am Hinterleib immer Kiemen und meist drei lange Schwanzfäden (Ausnahme: Gattung Epeorus). Die in schnell fließenden Bergbächen lebenden Eintagsfliegenlarven sind durch ihren stark abgeflachten Körper gut an die Strömung angepaßt.

Gelegentlich kann man auch Kleinlibellenlarven finden. Sie haben am Hinterleib drei breite Schwanzanhänge, die Schwimm- und oft Kiemenfunktion haben. Auch viele Larven der Köcherfliegen „Trichoptera“ wachsen in Sauerstoffreichen Bächen auf. Alle Köcherfliegenlarven haben am Hinterleibsende zwei Krallen. Viele Arten schützen ihren Körper mit einem selbstgebauten Köcher. Einige räuberische Arten bauen jedoch keinen Köcher, sondern streifen frei umher (z.B. Rhyacophila) oder spinnen Fangnetze in die Strömung (Hydropsyche; GK II).



Güteklasse II:

Die Bäche der Güteklasse II haben einen Saprobienindex von 1,8 bis $< 2,3$ und sind durch mäßige organische Belastung (betamesosaprob) gekennzeichnet. Sie führt zu einem höheren Nährstoffangebot, aber auch einer leicht verminderten Sauerstoffsättigung. Der Gewässergrund ist in den Mittelgebirgen steinig bis kiesig, im Flachland kiesig bis sandig; organische Ablagerungen und teilweise schwarzfleckige Steinunterseiten können vorkommen. Vor allem in langsam fließenden und gering beschatteten Abschnitten kommt es zu starkem Wachstum von Wasserpflanzen. Größere Flüsse sind im Sommer durch plankton deutlich getrübt. Durch die Sauerstoffproduktion der Wasserpflanzen, insbesondere auch der Algen, kann es in langsam fließenden abschnitten tagsüber zu deutlicher Sauerstoffsättigung kommen (Werte $> 120 \%$). Nachts überwiegen jedoch die Atmungsprozesse: Pflanzen, Tiere und abbauende Bakterien „veratmen“ gemeinsam den im Gewässer vorhandenen Sauerstoff. Der Sauerstoffgehalt kann daher in den frühen Morgenstunden häufig auf 60 - 80 % Sättigung absinken. Sauerstoffzehrende Prozesse finden in mäßigem Umfang statt (BSB5 $< 5 \text{ mg/l}$). Die Ammoniumstickstoffkonzentration liegt unter $0,4 \text{ mg/l}$. Das Nahrungsangebot ist sehr gut; Fische und Wirbellose kommen daher mit vielen Arten und in hoher Besiedlungsdichte vor.

Typische Tierarten sind in Berglandbächen die Mützenschnecke (*Ancylus fluviatilis*) und die Spitzschlammuschnecken sowie die Eintagsfliegenlarven *Ephemerella innita*, *Heptagenia flava* und *Heptagenia sulphurea*. Hier leben auch viele Muscheln (z.B. Erbsen- und Kugelmuscheln). Man findet sie, indem man Ablagerungen durchsiebt und Wasserpflanzen und Steine absucht. Charakteristisch für diese Lebensgemeinschaft sind in kalkhaltigem Wasser die Flohkrebse (Gammariden). Sie rutschen, meist auf einer Seite liegend, mit gekrümmtem Rücken über den Boden. Fehlen sie, obwohl die anderen vorkommenden Arten für Güteklasse II sprechen, so besteht Verdacht, daß der Bach mit Schwermetallen belastet ist (z.B. Bäche an verkehrsreichen Straßen). Auch einen erhöhten Salzgehalt vertragen sie nicht. An turbulenten Stellen des Baches (höherer Sauerstoffgehalt) kann man durchaus noch einzelne Reinwasserorganismen finden. In stillen Buchten mit Schlamm und Laubablagerungen leben dagegen auch Arten, die eine schlechtere Wasserqualität anzeigen. Die Beurteilung eines Baches erfolgt daher immer an einer möglichst repräsentativen Stelle! Die GK II entspricht dem natürlichen Zustand der quellferneren Bäche und Flüsse. Sichere Anzeiger dieser Güteklasse sind ferner: Weißer Strudelwurm (*Dendrocoelum lacteum*), Vielaugenstrudelwürmer *Polycelis nigra* und *Polycelis tenuis*; Schneckenegel (*Glossiphonia complanata*); Malermuschel (*Unio pictorum*); Flußflohkrebs (*Gammarus roeseli*); Eintagsfliegen *Caenis spec.* und *Cloaon dipterum*; Wasserkäfer *Helophorus brevipalpis*; Köcherfliegen *Anabolia nervosa* und *Hydropyche spec.* In sommerwarmen und Schwebstofffreien Gewässern sind der Süßwasserschwamm *Spongilla lacustris* und die Moostierchen *Fredericella sultana* und *Plumatella repens* als Filtrierer verbreitet.

Güteklasse III:

stark verschmutzt (alphamesosaprob), Saprobienindex $2,7$ bis $< 3,2$. Infolge starker organischer Verschmutzung überwiegen sauerstoffabbauende Prozesse gegenüber der pflanzlichen Produktion von Sauerstoff. Fadenförmige Abwasserbakterien und Kolonien von Glockentierchen dominieren, Algen und höhere Pflanzen werden verdrängt. Es kann teilweise noch zu Massenvorkommen (Algenblüten) von Fadenalgen und Blaualgen (Cyanobakterien) kommen. Steine sind mit Bakterienbelägen überzogen. Die Steinunterseiten werden durch Eisensulfid schwarz gefärbt. Es finden Fäulnisprozesse statt, und es bildet sich schwarzer Faulschlamm. Beim Umrühren entweichen die Faulgase Schwefelwasser-



stoff und Methan. Der Sauerstoffgehalt sinkt über längere Zeiträume auf 20-40 % Sättigung ab. Der Biochemische Sauerstoffbedarf BSB₅ steigt auf 7-13. Der Sauerstoffgehalt sinkt über längere Zeiträume auf 20-40 % Sättigung ab. Der Biochemische Sauerstoffbedarf BSB₅ steigt auf 7-13 mg/l. Der Ammoniumstickstoff NH₄-N erreicht Werte über 1 mg/l. Dauerhafte Fischvorkommen sind hier nicht mehr möglich. Höhere Wirbellose Tiere kommen nur mit wenigen Arten, diese aber in großer Besiedlungsdichte vor. Typisch für Güteklasse III sind Blasenschnecke (*Physella acuta*); Wenigborster *Lumbriculus variegatus*; Egel *Erpobdella octoculata* und Wasserasseln (*Asellus aquaticus*). Die Wasserassel sieht den Flohkrebse recht ähnlich, liegt jedoch nicht auf der Seite. Würmer mit je einem Saugnapf an den Kopfenden sind immer Egel. Im Bach kommen mehrere Arten vor. Den bis zu 6 cm langen Rollegel erkennt man an der Stellung seiner 8 Augen.

Güteklasse IV:

übermäßig verschmutzt (polysaprob), Saprobienindex 3,5 bis 4,0. Infolge übermäßiger Verschmutzung sind diese Gewässer fast vollständig verödet. Die Produkte des bakteriellen Abbaus riechen sehr unangenehm; oft ist der Bachgrund mit schwarzem Faulschlamm bedeckt. Höhere Pflanzen fehlen; Schwefelbakterien können rötliche Verfärbungen hervorrufen. Sauerstoff ist Mangelware; die Sättigung ist kleiner als 20 %. Der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB₅) liegt über 15 mg/l, Ammoniumstickstoff NH₄ liegt in Konzentrationen von mehreren mg/l vor. Fische fehlen ganz, und von den Höheren Wirbellosen kommen nur noch die Arten vor, die ihren Sauerstoffbedarf aus der Luft decken können. In einem solchen Bach können höchstens noch Schlammröhrenwürmer (*Tubifex*), rote Zuckmückenlarven (*Chironomidae*) und Rattenschwanzlarven der Schwebfliegengattung *Eristalis* leben. Rattenschwanzlarven holen sich ihren Sauerstoff über eine 3 cm lange, teleskopartige Atemröhre.

Fachleute können jeder Indikatorart einen Gewässergüteindex (Saprobienindex) zuordnen und unter Berücksichtigung der Häufigkeit der einzelnen Indikatorarten die Gewässergüte (von 1,00-4,00) genau berechnen. Aber auch der Laie kann ohne großes Spezialwissen mit ziemlicher Sicherheit feststellen, ob ein Gewässer in Ordnung ist. Ein Bach hat mindestens die Güteklasse II, wenn man viele Individuen aus den Gruppen der Steinfliegen-, Eintagsfliegen- und Köcherfliegenlarven sowie Strudelwürmer und Flohkrebse (s. Abbildungen) findet. Es ist noch tolerierbar, wenn einige Egel und Wasserasseln hinzukommen. Einen Bach allerdings, in dem hauptsächlich Egel, Wasserasseln und zusätzlich womöglich auch noch viele rote Zuckmückenlarven, Schlammröhrenwürmer und Rattenschwanzlarven leben, sollte man dem zuständigen Wasserwirtschaftsamt oder der unteren Natur-schutzbehörde im Landratsamt unbedingt melden.

Bei der Beurteilung von Gewässern läßt sich aus der Anwesenheit bestimmter Indikatorarten auf den Verschmutzungsgrad des Gewässers schließen.



1. Eintagsfliegenlarve (Baetis-Larve)
2. Eintagsfliegenlarve (Epeorus-Larve)
3. Steinfliegenlarve (Perodes-Larve)
4. Strudelwurm (Planarien, Crenobia alpina)
5. Strudelwurm (Planarien; Polycelis felina)
6. Köcherfliegenlarve von Ptilocolepus granulatus
7. Köcherfliegenlarve von der Seite und von oben (Agapetus-Larve)
8. Spitzschlammschnecke
9. Wasserassel
10. Flußflohkrebs
11. Erbsenmuschel
12. Köcherfliegenlarve ohne Köcher (Rhyacophila-Larve)
13. Zuckmückenlarve
14. Rollegel
15. Schlammröhrenwurm (Tubifex)
16. Rattenschwanzlarve

Abb. 1: Bei der Beurteilung von Gewässern läßt sich aus der Anwesenheit bestimmter Indikatorarten auf den Verschmutzungsgrad des Gewässers schließen.



6 LABORAUSSTATTUNG

Allgemeine Laborausstattung :	Hilfsmittel und Geräte für Abwasseruntersuchungen :
<ul style="list-style-type: none"> - Labortische mit säurefester Arbeitsfläche - mehrere Wasser-, Strom-, Gasanschlüsse - Abzugsschrank mit Sicherheitsglasscheibe - Abflußbecken - Chemikalienschrank mit strenger Trennung in Säuren und Laugen + Abzug - Laborschränke für Geräte + Glasartikel - Raumlüftungssystem - Fußboden aus säurefestem Material 	<ul style="list-style-type: none"> - Imhofftrichter - Meßzylinder in versch. Größen - Bechergläser - Erlenmeyerkolben - Spritzflaschen - Thermometer - Wasserstrahlpumpe - Saugflasche - Nutsche - Büretten - Pipetten - Dispenser - Exsikkator - Glühofen - Trockenschrank - BSB-Temperierschrank - Kühlschrank (+4°C) - Tiefgefrierschrank (-18°C) - Kunststoffbehälter als Vorrat für Analyseabfälle, Verdünnungswasser, dest. Wasser
<p style="text-align: center;">Ausrüstung für Notfall nach UVV:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Sicherheitsdusche am Eingang • Augendusche am Wasserhahn • Erste-Hilfe-Koffer • Tafeln über den Umgang mit Gefahrstoffen • Notrufnummern • für Personal genügende Anzahl von Schutzbrillen • säurefeste Handschuhe • Laborkittel 	

EDV-Ausstattung	Apparative Ausstattung



7 BESCHREIBUNG MÖGLICHER EXKURSIONSOBJEKTE

7.1 Kläranlage Beuerbach

Angeschlossene Ortschaften:

- | | |
|-----------------------|---------------------|
| (1) Wörsdorf | (8) Bechtheim |
| (2) Niederauroff | (9) Beuerbach |
| (3) Oberauroff | (10) Wallrabenstein |
| (4) Ehrenbach | (11) Wallbach |
| (5) Eschenhahn | (12) Görsroth |
| (6) Dasbach | (13) Kesselbach |
| (7) Idstein-Kernstadt | |

Einleitegewässer: Wörsbach

Klärverfahren: BelebtSchlammverfahren (BSV)

Einwohnerwerte EGW: 50.000 EGW = Größenklasse 4

Baubeginn: 1977

Inbetriebnahme: 1980 über eine Zwischenausbaustufe die folgendes vorsah:

1. Ausbaustufe 1977

- Vorklärung** = 1. Reinigungsstufe auf Endausbaugröße 50.000 EGW ausgebaut.
 - 1.1. Zulaufhebewerk= Schneckenpumpen
 - 1.2. Rechenanlage,
 - 1.3. Sandfang
 - 1.4. VorklärBecken= Absetzbecken mit Vorklär- bzw. Primärschlammabzug in Voreindicker
 - 1.5. Schlammbehandlung in 2 Faultürmen
 - 1.6. Schlamm entwässerung mittels Bandfilterpresse
- Hauptklärung** = 2. Reinigungsstufen = Biochem. Stufe auf Zwischengröße 36.000 EGW ausgelegt
 - 2.1 Kobibecken = rundes BelebungsBecken BB mit
 - 2.2 innenliegendem NachklärBecken NB.



2. Ausbaustufe 1998

Baubeginn: 1998

Nationale Umsetzung der EG-Richtlinie 91/271/EWG vom 21.05.1991 macht 1998/99 den Ausbau um weitergehende Reinigungsstufen zur Nitrifikation und Denitrifikation (Stickstoffelimination) und zur Phosphorelimination erforderlich. Gebaut werden:

1. Ein Überfallkelch zur Verteilung des Vorklärbeckenablaufes auf das alte und das neue Belebungsbecken.
2. Rechteck Belebungsbecken mit Kerzenbelüftern am Beckenboden
3. Nachklärbecken als Rundbecken.

Diese 2. Ausbaustufe wurde auch infolge des steigenden Anschlußgrades und der damit verbundenen erhöhten Wasserzulaufmenge erforderlich die zu hydraulischen Problemen im Bereich der unterdimensionierten (36.000 EGW) zweiten Reinigungsstufe (Belebung und Nachklärung) führte.

7.1.1 Geplantes Vorhaben

Bedingt durch die Auslegung der Vorklärung auf ca. 50.000 EGW bei einer tatsächlichen Belastung von rd. 36.000 EGW leistete die Vorklärung ca.70% der Reinigungsleistung bezüglich der organischen Kohlenstoffverbindungen (BSB- und CSB-Abbau). Die Problematik dieses enormen Abbaus an Organik in der Vorklärung lag darin, daß in der nachfolgenden Belebung die leicht abbaubaren C-Verbindungen fehlten, um eine Denitrifikation zu ermöglichen. Darüber hinaus reichte das Belebungsvolumen von rd. 1.700 m³ nicht aus um die noch vorhandenen Rest-Organik (CSB, N-Verbindungen) abzubauen geschweige denn um eine kontrollierte Ammonium-Nitrifikation zu ermöglichen. Um eine kontrollierte Nitri- und Denitrifikation zu erzielen wurde das neue Belebungsvolumen mit 120-150 l/E angesetzt werden (Faustwert der i.d.R. zutrifft !). Eine funktionierende Nitrifikation und Denitrifikation beginnt bei einem Verhältnis von TKN/BSB = 0,25 od. kleiner. D.h. die Vorklärung muß bezüglich des Organikabbaus so eingestellt werden, daß im BB das Verhältnis TKN/BSB rd. 0,25 ist. Im Rahmen des Vorentwurfes für die Erweiterung wurden nach dem Ansatz von PÖPEL Berechnungen zu den benötigten Belebungsräumen durchgeführt, die zu dem Ergebnis kamen, daß rd. 8.500 m³ Belebungsvolumen notwendig sind, um die Organik abzubauen, den reduzierten Stickstoff weitestgehend zu Nitrat-Stickstoff NO₃⁻-N zu nitrifizieren und anschließend zu denitrifizieren. Für erforderliche Erweiterung boten sich folgende Techniken an:

1. konventionelles Belevungsverfahren:
 - 1.1 feinblasige Druckbelüftung
 - 1.2 Reinsauerstoffbegasung
2. Festbettverfahren (⇒ Wi-Biebrich)

Das Festbettverfahren und das Reinsauerstoffverfahren waren im vorliegenden Fall zu kostenintensiv. Es wurden deshalb zwei neue rechteckige Belebungsbecken errichtet mit zusammen rd. 6.500 m³ denen ein gemeinsames Nachklärbecken nachgeschaltet ist. Die Flächen auf denen diese Erweiterung erfolgte liegen hinter dem bestehenden Kombibecken in Richtung Landesstraße. Im Zusammenhang mit dieser Erweiterung wurde eines der Vorklärbecken stillgelegt und nur noch zur Vergleichmäßigung von Schmutzstößen im Regenwetterfall eingesetzt. Darüber hinaus wurde ein



Voreindicker und eine private Klärschlammkompostierungsanlage realisiert, um das Schlammproblem zukünftig zu lösen.

7.2 PflanzenklärAnlage „Schierstein-1“

7.2.1 Anlaß der Planung

Das Planungsgelände hat Weinberglage und befindet sich im direkten Umfeld eines angrenzenden Naturschutzgebietes. Das alleinstehende Einfamilienhaus wurde in den 20er Jahren mit einer Ausnahmegenehmigung errichtet. Ab Ende 1980 erfolgte ein umfassender, baubiologisch ausgerichteter Umbau des Gebäudes. Im Laufe dieser baubiologischen Umgestaltung der bewohnten Bausubstanz, entwickelte sich auch eine erhöhte Sensibilität für das Problem Wasser. Es entstand der Wunsch die ökologisch unbefriedigende Entwässerungssituation in Form einer Dreikammerabsetzgrube ($V=1\text{m}^3$) mit anschließendem Versickerungsschacht dahingehend zu optimieren, daß zum einen die Belastung für das Grundwasser minimiert wird und zum anderen die artenarme Rasenmonokultur durch ein Feuchtbiotop als Bestandteil einer naturnahen Abwasserreinigung ökologisch aufzuwerten.

Im Zuge der ersten Planungsgespräche stellte sich heraus, daß für die bisher praktizierte Abwasserentsorgung keine rechtliche Grundlage bestand, da nach dem Erlaß 918 "Breitflächige Versickerung von häuslichem Abwasser aus Kleinkläranlagen" Satz 2 vom Hessischen Umweltministerium, 1991, eine punktuelle Einleitung von vorgereinigtem Abwasser über Sickerschächte in das Grundwasser nicht zulässig ist. Desweiteren beinhaltet dieser Erlaß einen vorläufigen "Anforderungskatalog für das breitflächige Versickern von Abwasser", der auszugsweise in der Tab. 1 wiedergegeben ist. Das sowohl aus rechtlicher, als auch aus ökologischer Sicht Handlungsbedarf bestand, bestätigten die durchgeführten Abwasseranalysen, die nachfolgend dem Anforderungskatalog des Hessischen Umweltministeriums gegenübergestellt sind :

Parameter	Messwert aus Sickerschacht [mg/l]	Anforderungen für breitflächiges Versickern von Abwasser aus Kleinkläranlagen (<15 E) [mg/l]
BSB ₅	250	20
CSB	540	100
PO ₄ -P	18	-
NH ₄ -N	130,9	-
NO ₃ -N	26	-

Tab. 1: Gegenüberstellung der Analyseergebnisse zu den gesetzlichen Vorgaben

7.2.2 Systemdaten der geplanten PflanzenklärAnlage

Mehrkammerausfaulgrube - Planung !

Firma OMS mit einem Nutzvolumen von 6,6 m³.

Pumpenschacht - Bestand !

DN 1000 (ehemals Versickerungsschacht) mit Gesamtvolumen von ca. 1,2 m³

Pflanzenkläranlage Typ Horizontalfilter- Planung !

Beetfläche $A_{\text{beet}} = 8 \times 5 \text{ m}^2 = 40 \text{ m}^2$ bei einer Tiefe von 1 m

spezifische Beetfläche 10 m²/E

spezifisches Beetvolumen 10 m³/E

Ablaufschacht - Planung !

DN 600, Volumen 0,3 m³

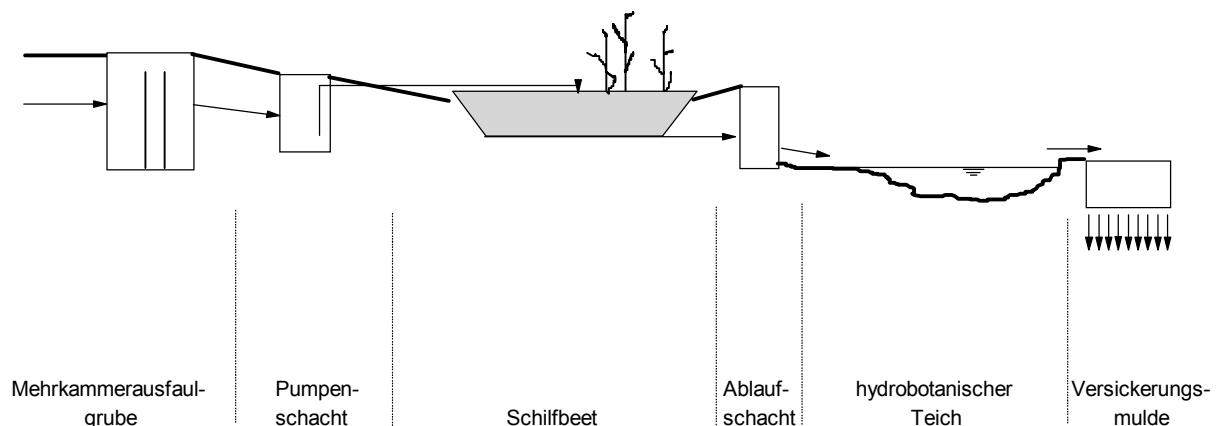
hydrobotanischer Teich - Planung !

Wasseroberfläche ca. 30 m², mittlere Tiefe ca. 0,5 m Wasservolumen ca. 15 m³

Versickerungsmulde - Planung !

Versickerungsfläche 5 m²

Schema der PflanzenKlärAnlage



7.2.3 Dimensionierung

Auf der Grundlage einer im Labor für Siedlungswasserwirtschaft der FH Wiesbaden durchgeführten Abwasseranalyse erfolgte die Dimensionierung der PKA auf Basis nach einem reaktionkinetischen Ansatz (BÖRNER, T 1992). Auf der Basis des ATV Hinweisblattes-262 wurde anschließend ein Nachweis mit Plausibilitätskontrolle durchgeführt Die Vorteile diese Ansatzes liegen in der Möglichkeit der individuellen Anpassung der PKA auf das jeweils anfallende Abwasser. Neben der hydraulischen findet im Gegensatz zum ATV H-262 auch die organische Belastung in Form des BSB₅ und des CSB Eingang in die PKA-Dimensionierung. In Anlehnung zum ATV Arbeitsblatt-131 stellt die reaktionskinetische Abbauezeit t_R (vgl. Schlammalter) der organischen Abwasserinhaltsstoffe dabei einen maßgebenden Bemessungsparameter dar.



Weiterhin wurde eine Quantifizierung der sich im Betrieb einstellenden Kolmationsvorgänge durchgeführt. Hierdurch wird die sich verändernde Beethydraulik bei den Durchlässigkeitsberechnungen berücksichtigt womit die Funktionssicherheit der Anlage(nhydraulik) auf Jahre sicher erfaßt ist. Derartige Kolmationsvorgänge wurden bei bisherigen Bemessungsansätzen meist nicht berücksichtigt, was bei den ersten PKA's früher oder später zu hydraulischen Problemen führte. Die Berücksichtigung der Nährstoffelimination ($\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$) bei der Dimensionierung erfolgt zur Zeit noch über die Beschränkung der Flächenbeschickung auf $q_A = 20$ bis $40 \text{ mm/d} = 20$ bis $40 \text{ l/m}^2\cdot\text{d}$. Ausgehend von eigenen Abwasseranalysen und Vergleichswerten aus der Literatur wurde unter Berücksichtigung der gesetzlichen Vorgaben (Einleitbedingungen) die notwendige Beetfläche zu $A_{\text{beet}} = 40 \text{ m}^2$ bestimmt.

Dem nachgeschalteten hydrobotanischen Teich wurde keinerlei Reinigungsleistung zugewiesen, wenngleich diese aufgrund der natürlichen Selbstreinigungsmechanismen vorhanden ist. Die Dimensionierung der Versickerungsmulde erfolgte in Anlehnung an das ATV Arbeitsblatt-138, wobei die Abschätzung der Durchlässigkeit des anstehenden Bodens mit Hilfe einer durchgeführten Bodensondierung vorgenommen wurde. Die benötigte Versickerungsfläche ergab sich zu $A_{\text{Versickerung}} = 2,83 \text{ m}^2$, realisiert wurden ca. 5 m^2 .



8 LABORPRAKTISCHES VERSUCHSPROGRAMM

Nr.	Versuch / Parameter	S t d von bis	Uhr	Ort	Dauer	Datum	Grp.
	Laborbesichtigung, Terminabsprachen etc. Sicherheitstechn. Einweisung und Vorschriften, Einführungsfilm			Siwawi-Labor R 249			
1	Exkursion zur KA Beuerbach, und PKA Wies- baden mit: - Begehung u. Erklärung KA - Probenahme, Probenvorbereitung - erste Messungen			KA Beuerbach KA Biebrich PKA-Wiesb.			
2	Volumenanteil der absetzbare Stoffe DIN 38409 H 9-2 (Imhoff)			Siwawi-Labor R 249			
3	Gesamttrockenrückstand (TR) - DEV H 1-1			Siwawi-Labor R 249			
4	Filtrattrockenrückenstand - DEV H 1-2			Siwawi-Labor R 249			
5	Schlammindex DIN 38414 Teil 10			Siwawi-Labor R 249			
6	Glührückstand (GR) DEV H 1-3			Siwawi-Labor R 249			
7	CSB (Photometeranalyse) DIN-Verfahren Demonstration + Kurzvideo			Siwawi-Labor R 249			
8	Phosphor (Photometeranalyse)			Siwawi-Labor R 249			
9	Ammonium (Photometeranalyse)			Siwawi-Labor R 249			
10	Temperatur n. DEV-C4 (C°)			Kläranl. Beuerbach			
11	elektr. Leitfähigkeit n. DEV-C8 (µs)			Kläranl. Beuerbach			
12	PH-Wert DIN 38404-C5			Kläranl. Beuerbach			
13	Sauerstoffgehalt (mg/l), DIN 38408-G22			Kläranl. Beuerbach			
14	Fäulnisfähigkeit (Methylblauprobe) DIN 38409 H 22			Kläranl. Beuerbach			
15	Biochemischer Sauerstoffbedarf BSB5 manometrisch / respirometrische Methode			Kläranl. Beuerbach			
16	Ammonium-Stickstoff , nach DIN 38 406 - E5- 2, (Destillation-Titration)			Siwawi-Labor R 249			
17	Wasserhärte-Titration, DIN 38409-H6			Siwawi-Labor R 249			
18	Chlorid-Titration, DIN 38405 D 1-1			Siwawi-Labor R 249			
19	Mikroskopische BelebtSchlammbeurteilung						
20	Biolog. Gewässeruntersuchung und – Beurteilung - Saprobienindex			Wellritzbach (Bach- lehrpfad der FHW) Wörsbach (Einleitegewässer der KA-Beuerbach)			



9 VERSUCHSBESCHREIBUNGEN - CHECKLISTEN



10 QUELLENVERZEICHNIS

Praktikum-Klärtechnik (Lit07)

Nr.	Autor	Jahr	Titel - Thema	Verlag / Bezugsquelle
A 3	Alf, Axccl	1996	WARUM IST ES SINNVOLL, EINE MIKROSKOPISCHE BELEBSCHLAMMDIAGNOSE DURCHFÜHREN? KA-Betriebsinfo 10/1996	KA-Betriebsinfo 10/1996
A 10	Aqua-Lytic / Hoelzle + Chelius GmbH	1982	Betriebsanleitung zu den BSB-Meßgeräten der Fa. HOELZE + CHELIUS	.
B 5	BURCHARD, C.H. / GROCHE, D. / ZERRES, H.P.	1993	Handbuch einfacher Messungen und Untersuchungen auf Klärwerken	Hirthhammer, München
B 33	Brands, H. J.	1979	Handbuch Wasser	.
D 21	DEV - DIN	1993	Deutsche Einheitsverfahren (DEV) zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung. DIN 38409 H9-2: Bestimmung des Volumenanteils der Absetzbaren Stoffe im Wasser und Abwasser	Bibl. FHW
D 26	DEV - DIN	1993	Deutsche Einheitsverfahren (DEV) zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung. DIN 38409 H 22: Fäulnisfähigkeit - Bibliothek FH Wiesbaden.	.
D 29	DEV - DIN	1993	Deutsche Einheitsverfahren (DEV) zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung. DIN 38406 E5-2: Bestimmung des Ammonium-Stickstoff (Bibliothek FH Wiesbaden)	Biblioth. FHW
D 33	DEV-DIN	1981	Deutsche Einheitsverf. zur Wasser-, Abwasser u. Schlammuntersuchung (DEV). DIN 38414 T 10 - S 10: Schlamm u. Sedimente (Grp S) - Bestimmung des Schlammvolumenanteils u. des Schlamminde. (Bibliothek FHW)	.
D 34	Dorias, B.	1996	Stickstoffelimination mit Tropfkörper	Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft Band 138
D 35	DEV-DIN		Deutsche Einheitsverf. zur Wasser-, Abwasser u. Schlammuntersuchung (DEV). DIN 38414 - T2 - S2: Schlammwassergehalt (Ww) und SchlammTrocken-Substanz (TS).	Bibliothek FH Wiesbaden
D 36	DEV-DIN		Deutsche Einheitsverf. zur Wasser-, Abwasser u. Schlammuntersuchung (DEV). DEV-H1 DIN 38409 T1: Gesamttrockenrückstand, FiltratTrockenrückstand, Glührückstand.	Bibliothek FH Wiesbaden
E 68	Eikelboom, D. H.	1992	Handbuch für die Mikroskopische Schlammuntersuchung - Bibliothek FH Wiesbaden.	Bibliothek FH Wiesbaden
G 2	Guckelsberger, P.	1993	Abwasserreinigung mit naturnahen Klärsystemen. In "GESUNDES BAUEN + WOHNEN" Heft Nr. 48 und Heft Nr. 49.	Dipl.-Ing. P. Guckelberger, In der Hohl 5, 65207 Auringen, Tel. 0611 / 9495-453 od. 06127 / 62253, Fax: 06127 / 62253.
G 13	Guckelsberger, P.	1992	Möglichkeiten einer dezentralen Vollentsorgung am Beispiel der Siedlung Gladenbach-Friebertshause (Hessen). Seminarvortrag a. d. Uni Gießen	Dipl.-Ing. P. Guckelberger, In der Hohl 5, 65207 Auringen, Tel. 0611 / 9495-453 od. 06127 / 62253, Fax: 06127 / 62253.
G 27	Guckelsberger, P.	1996	VorlesungsSkript "Labor-Klärtechnik" (FH Wiesba-	P. Guckelsberger Tel. 0611 / 9495-



Nr.	Autor	Jahr	Titel - Thema	Verlag / Bezugsquelle
			den)	453;
H 1	HOSANG / BISCHOF	1989	Abwassertechnik	TeubnerVerlag Stuttgart
H 18	Hütter, L.A.	1984	Wasser und Wasseruntersuchungen	.
K 33	KLEE, O.	1973	Kleines Praktikum der Wasser und Abwasseruntersuchung	KOSMOS
M 2	MÜLLER, H. Bürgermeister Idstein	1980	Ein wesentlicher Beitrag zum Umweltschutz: Gruppenkläranlage Abwasserverband Idstein. Info-Broschüre zur Einweihung 1980.	.
M 3	MERCK		Manual / Bedienungsanleitung zum Photometer MERCK SQ-118	SiWaWi-Labor FH Wiesbaden
M 23	Martz	1990	Siedlungswasserbau T3: Klärtechnik - Bibliothek FH Wiesbaden.	.
R 3	RÜFFER, H. / MUDRACK, K.	1987	Anleitung zur Durchführung und Auswertung einfacher Untersuchungen auf Klärwerken	.
S 35	Sontheimer, H.	1980	Wasserchemie für Ingenieure	OldenbourgVerlag
S 52	Steinbach, G.	1991	Werkbuch Naturbeobachtung	Franckh-Kosmos
S 53	Schwab, H.	1995	Süßwassertiere - Ein ökologisches Bestimmungsbuch	Klett GmbH
S 57	Stier, E.	1995	Klärwörter-Taschenbuch	Hirthhammer-Verlag, München
W 106	WTW	1985	Bedienungsanleitung zum Sauerstoff- und Temperatur-Meßgerät Oxi 57	.
Z 8	ZOLL, S.	1995	BSB5-Meßtechnik-Methoden und Geräte im Überblick. In Korrespondenz Abwasser	.