

SPERRER, DI Josef  
Ritzendorf 10  
4652 Steinerkirchen  
tel.: 07241/5102

Jän. 1992

## WEITERENTWICKLUNG VON PFLANZENKLÄRANLAGEN UND TROCKENABORTEN ZUR ABWASSERBEHANDLUNG IM NATIONALPARK KALKALPEN

### Arbeitsprogramm:

- \* Projektplanung 1991 für die Abwasserentsorgung Alpinhöütten im Nationalpark-Planungsgebiet
- \* Technische Planung eines wirtschaftlich tragbaren Trockenaborts
- \* Konzipierung einer Pflanzenkläranlage zur Entsorgung der grauen Abwässer unter besonderer Berücksichtigung der Einsatzbedingungen im Nationalpark-Gebiet (Standort Alpinhöütten)
- \* Klärung der technischen Realisierbarkeit und Finanzierung

Im Auftrag des Vereins Nationalpark Kalkalpen

## ABSTRACT

Der fachgerechten Entsorgung der Hüttenabwässer kommt im Nationalpark Kalkalpen besondere Bedeutung zu. Bisher gibt es noch keine, den schwierigen Rahmenbedingungen entsprechenden Aufbereitungs- oder Entsorgungssysteme. Ziel dieser Arbeit war es, den speziellen Anforderungen gerecht werdende Technologien zu entwickeln und im Rahmen des Nationalparks Kalkalpen zu verwirklichen.

Vor der Abwasserbehandlung hat selbstverständlich eine weitestgehende Abwasservermeidung zu erfolgen. Um dies zu ermöglichen, wurde ein eigenes Trockenklosett konzipiert.

Zur Abwasseraufbereitung sollen im Nationalpark Kalkalpen Pflanzenkläranlagen eingesetzt werden. Dieser Kläranlagentyp ist jedoch erst in Entwicklung. Durch Auswertung der internationalen Ergebnisse konnten die bisherigen Erkenntnisse zusammengefaßt und eine vermutlich optimale Konzipierung erarbeitet werden. Entsprechende Anlagen sind Ende 1991 errichtet worden.

### Schlüsselwörter:

Abwasseraufbereitung, Trockenabort, Pflanzenkläranlagen

## ABSTRACT

Spezial attention is devoted on the professional treatment of wastewater in the Nationalpark Kalkalpen. Till now conventional treatment systems do not match the specific demands at the refuges. This treatise should help to develop systems that correspond to the circumstances in the Nationalpark Kalkalpen. It was the basis to build own constructions.

The avoidance of wastewater must be a central point in the whole proceeding. In this connection the development of a lavatory needing no water represents a considerable step.

For the Nationalpark Kalkalpen Emergent Hydrophyte Treatment Systems seem to be the best method of treating wastewater. Still this new system does not work in a content way. By evaluation of international results the present knowledge has been condensed and the obviously best conception worked out. Corresponding plants have been built in the last month of 1991.

### Keywords:

Wastewater treatment, dry lavatory, Emergent Hydrophyte Treatment Systems

## INHALTSVERZEICHNIS

<b>Einleitung</b>	<b>1</b>
<b>Problemstellung</b>	<b>3</b>
<b>Konzipierung von Pflanzenkläranlagen</b>	<b>5</b>
1. Allgemeines	5
2. Häusliches Abwasser	9
2.1. Beschaffenheit und Menge des häuslichen Abwassers	9
2.2. Geforderte Ablaufwerte	12
3. Belastungsparameter	13
3.1. Chemischer Sauerstoffbedarf und BSB <sub>5</sub>	13
3.1.2. Abbaumöglichkeiten	13
3.2. Stickstoff	14
3.2.1. Stickstoffquellen	14
3.2.2. Auswirkungen der Stickstoffbelastung	15
3.2.3. Eliminationsmöglichkeiten	17
3.2.3.1. Grundlagen der Nitrifikation	17
3.2.3.2. Grundlagen der Denitrifikation	26
3.3. Phosphor	28
3.3.1. Phosphorquellen	28
3.3.2. Folgen der Phosphatbelastung	30
3.3.3. Verringerung der Phosphorfracht	31
3.4. Viren	37
3.4.1. Belastungsquellen	37
3.4.2. Gefahren der bakteriellen Belastung	38
3.4.3. Möglichkeiten zur Abtötung der Keime	39
4. Bedeutung der Pflanzen	43
4.1. Allgemeines	43
4.1.1. Nährstoffaufnahme	46
4.1.2. Funktionsdauer	48
4.2. Sauerstoffeintrag in den Bodenkörper	50
4.3. Transpiration	54
4.4. Artenwahl	55



5.	Konstruktive Ausbildung	57
5.1.	Behandlungsstufe des zugeführten Abwassers	57
5.1.1.	Rohes Abwasser	58
5.1.2.	Mechanisch vorgereinigtes Abwasser	58
5.1.3.	Biologisch gereinigtes Abwasser	59
5.2.	Art der Beschickung	60
5.3.	Abluverhltnisse	65
5.4.	Substrat	67
5.5.	Zulässige Belastung	75
5.6.	Sauerstoffzufuhr	84
5.7.	Wärmedämmung	86
5.8.	Sohlgefälle	86
6.	Folgerungen	89
<b>Trockenabort</b>		93
Technische Beschreibung		94
Projektplanung 1991		99
Budgetierung		99
Standortwahl		100
Wasserrechtliche Bewilligung		103
<b>Ausblick</b>		105
<b>Zusammenfassung</b>		109
<b>Anhang</b>		111
ARA Anlaufalm		112
ARA Ebenforstalm		114
ARA Laussabaueralm		116
<b>Literaturverzeichnis</b>		121

## EINLEITUNG

Die Untersuchungen im Zusammenhang mit der "Studie zur Abwasserbehandlung bzw. Abwasserbeseitigung bei Berghütten im Nationalparkgebiet" (SPERRER, 1990) ergaben, daß es bisher nicht gelungen ist, eine Lösung zu erarbeiten, welche eine Behandlung der Hüttenabwässer vor Ort ermöglichen würde. Die wenigen, realisierten Projekte sind einerseits aufgrund der hohen Kosten, des großen Betreuungsaufwandes und nicht zuletzt wegen der zu geringen Reinigungsleistung unbefriedigend.

Die großen Trinkwasservorkommen in den Karststöcken des Nationalparks Kalkalpen sind durch die ungereinigten Hüttenabwässer akut gefährdet. Viele Gruppierungen haben sich um eine Lösung des Problems bemüht, doch konnte bisher kein Durchbruch erzielt werden. Da gewisse Ermüdungserscheinungen festzustellen waren, erschien es dringend notwendig, diesbezüglich von seiten des Nationalparks neue Impulse zu setzen.

Wie im oben angeführten Bericht festgestellt, stellen Tropfkörper einen Hoffnungsträger dar. Da es sich dabei um ein dem Stand der Technik entsprechendes System handelt, wurde in Zusammenarbeit mit dem Österreichischen Alpenverein das Ingenieurbüro Dr. Cordt, Zell am See, und die technische Universität Innsbruck mit der konkreten Planung eines solchen Projektes beauftragt. Als Standort wurde die Bosruckhütte gewählt. Das im Mai 1991 eingereichte Projekt befindet sich derzeit in der Begutachtung.

Um den Abwasseranfall selbst zu reduzieren, sollen im Nationalparkgebiet Trockenaborte eingesetzt werden. Leider erwiesen sich die angebotenen Systeme als zu teuer. Es wurde

daher der Auftrag erteilt, im Rahmen dieses Werkvertrages eine kostengünstigere Variante zu konstruieren.

Als größter Hoffnungsträger, die Aufbereitung der Hüttenabwässer betreffend, werden die bewachsenen Bodenfilter erachtet. Diesbezüglich ist allerdings noch umfangreiche Entwicklungsarbeit zu leisten. Da eine raschest mögliche Errichtung von konkreten Versuchsanlagen im Nationalpark Kalkalpen beabsichtigt war, wurde der Auftrag erteilt, die entsprechenden Vorarbeiten im Rahmen des Forschungsprogrammes Nationalpark Kalkalpen durchzuführen. Das dabei entstandene Konzept stellt das Kernstück dieses Werkvertrages dar.

## PROBLEMSTELLUNG

Durch Verwendung von Trockenaborten kann der Abwasseranfall um etwa 40 % verringert werden. Zwar konnte ein Anbieter, der ein entsprechendes Gerät zur Verfügung stellen konnte, gefunden werden, doch erwies sich der geforderte Preis als deutlich überhöht. Der Verein Nationalpark Kalkalpen sah sich daher gezwungen, daß Forschungsteam mit der Entwicklung einer kostengünstigen Variante zu beauftragen. Die für eine Kompostierung der Fäkalien notwendigen Voraussetzungen waren dem Autor bekannt. Es stellten sich also diesbezüglich rein technisch-konstruktive Probleme, die in Zusammenarbeit mit einschlägigen Firmen gelöst werden konnten.

Die Weiterentwicklung von Pflanzenkläranlagen stellte hingegen wesentlich höhere Anforderungen. Seit etwa zehn Jahren wird weltweit an diesem kostengünstigen System zur Abwasseraufbereitung gearbeitet. Die bisherigen Ergebnisse sind noch zu dürftig um eindeutige Schlußfolgerungen zu ermöglichen. Entsprechend widersprüchlich sind die verschiedenen Aussagen, sowohl die stattfindenden Prozesse als auch die konstruktiven Details betreffend.

Von der Universität für Bodenkultur, Doz. Haberl, wurde in großzügiger Weise die gesammelte Literatur zur Verfügung gestellt. Diese wurde geordnet und die wesentlichen Aussagen und Ergebnisse in Kurzform festgehalten. Durch eine kritische Analyse dieser Daten konnten offensichtliche Widersprüche teilweise erklärt werden. War dies nicht möglich, wurden die Überlegungen, welche für und wider den jeweiligen Ansatz sprachen, als Diskussionsgrundlage festgehalten. Der auf diese Weise entstandene Leitfaden stellt eine fundierte Grundlage zur optimalen Konzipierung von Pflanzenkläranlagen dar. Allerdings

sind noch viele Fragen offen und es wurde daher der konkreten Umsetzung bewußt Freiraum gelassen werden.

Den oben beschriebenen theoretischen Überlegungen muß selbstverständlich eine praktische Umsetzung folgen. Die dafür notwendigen Vorarbeiten waren ebenfalls Inhalt dieses Werkvertrages. Basierend auf eine grobe Kostenschätzung wurden im Rahmen der Projektplanung 1991 die erforderlichen Mittel für die Errichtung der geplanten Versuchsanlagen vom Verein Nationalpark Kalkalpen bereitgestellt. Auch die Wahl geeigneter Standorte erwies sich ebenfalls als unproblematisch. Die große Hürde stellte die Erlangung der wasserrechtlichen Bewilligung dar. Hier war es notwendig, die zuständigen Sachverständigen von der Funktionstüchtigkeit der beabsichtigten Anlagen zu überzeugen. Das auch hier ein positives Ergebnis erzielt werden konnte, ist unter anderem der engagierten Mithilfe durch DI Wallner zu verdanken.

Mittlerweile sind alle Anlagen errichtet. Zahlreiche Stellen warten ungeduldig auf die ersten Ergebnisse. Diese sind für den Sommer 1992 zu erwarten und werden helfen, Antwort auf die noch ungeklärten Fragen zu finden.



## KONZIPIERUNG VON PFLANZENKLÄRANLAGEN

### 1. ALLGEMEINES

In eineinhalb Jahrzehnten oftmals hobbyhafter Entwicklung sind in Mitteleuropa bislang weit über 300 Pflanzenkläranlagen nach verschiedensten Theorien gebaut worden. Eine Vielzahl dieser Anlagen sind mittlerweile abwassertechnisch untersucht worden, so daß es nunmehr möglich ist, aufgrund einer umfangreichen Erhebung von Daten und Erfahrungen ein praxisorientiertes Leistungsbild von Pflanzenkläranlagen zu zeichnen.

Aus der relativen Summenhäufigkeit der Anlagenausbaugröße ist zu erkennen, daß 38 Prozent der Anlagen für weniger als zehn Einwohner ausgebaut sind. Zwei Drittel aller Anlagen entsorgen die Abwässer von weniger als 50 Personen.

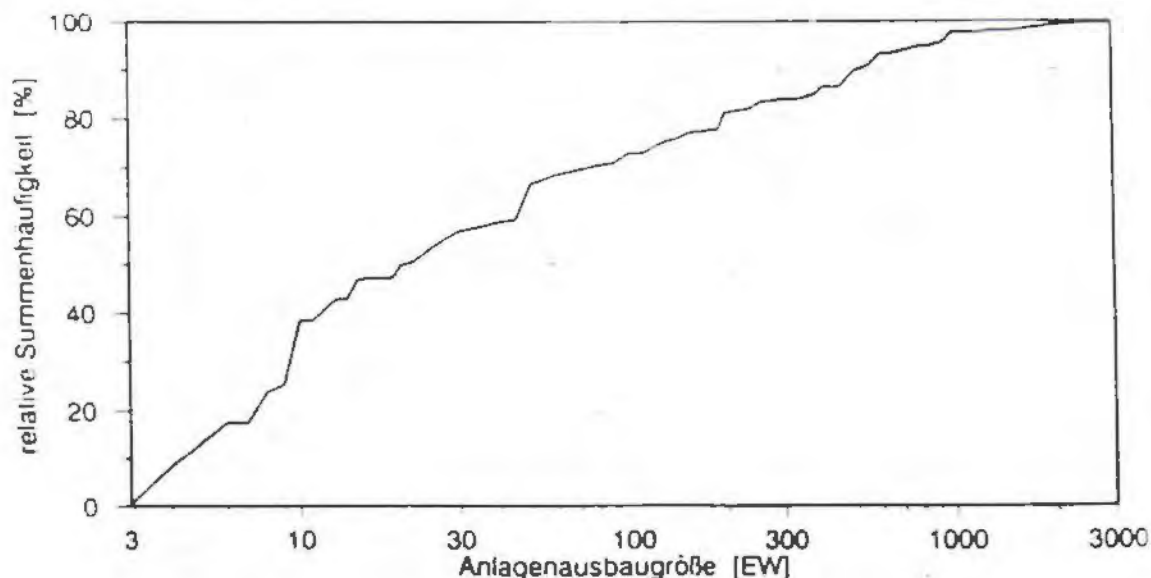


Abb. 1: Summenhäufigkeitsverteilung der Ausbaugröße von Pflanzenkläranlagen zur Hauptreinigung häuslichen Abwassers



Die Zu- und Ablaufkonzentrationen dieser Systeme sind der Tab. 1 zu entnehmen. Da bei Pflanzenkläranlagen üblicherweise Mehrkammergruben oder Absetzteiche zur mechanischen Vorreinigung eingesetzt werden, ist das zufließende Abwasser etwas höher als durchschnittliches kommunales Abwasser konzentriert.

		Mittelwert		Min...Max-Werte		Werteanzahl	
		Zu	Ab	Zu	Ab	Zu	Ab
CSB	mg/l	348	85	51..1480	2..340	343	413
BSB <sub>5</sub>	mg/l	179	28	8..3000	1..140	492	563
organ.-N	mgN/l	14,6	5,1	0,0..180	0,2..19,9	177	176
Ammonium-N	mgN/l	47,6	25,2	2,0..230	0,0..98	406	467
Kjeldahl-N	mgN/l	56,8	25,2	10..249	2,0..92	181	176
Nitrit-N	mgN/l	}	0,34	}	0,0..4,3		
Nitrat-N	mgN/l		4,20		0,0..58	263	318
Gesamt-N	mgN/l	58,5	28,4	12,4..365	1,4..92	247	247
o-PO <sub>4</sub> -P	mgP/l	10,4	4,9	1,1...44	0,01..28	178	208
Gesamt-P	mgP/l	12,5	5,6	1,7..110	0,03..33	330	359
Wassertemp	oC	11,2	10,2	2..29	0,4..21,4	114	126
O <sub>2</sub> -Gehalt	mg/l	3,9	3,6	0,0..9,7	0,0..20	53	90
pH-Wert	-	7,7	7,3	6,2..9,3	5,5..8,2	159	176
el.Leitf.	μS/cm	971	898	260..2550	340..2490	73	80
Zu: Zulauf Pflanzenbeet nach Vorreinig. Ab: Ablauf Pflanzenbeet							

Tab. 1: Zu- und Ablaufwerte mitteleuropäischer Pflanzenkläranlagen (Hauptreinigung, häusliches Abwasser)

Die Summenhäufigkeitsverteilung der CSB- und BSB<sub>5</sub>-Ablaufkonzentrationen zeigt, daß über 60 Prozent der Anlagen die in Österreich geforderten CSB- und BSB<sub>5</sub>-Ablaufwerte als Betriebsmittel unterschreiten. Rund zwanzig Prozent der Anlagen erreichen Gesamtstickstoff-Ablaufwerte unter 10 mg/l.

Die rechnerische Ermittlung der Wirkungsgrade ergibt, daß nur 30 Prozent der Werte über einem Wirkungsgrad von  $BSB_5 = 90 \%$  und 45 Prozent über  $CSB = 80 \%$  liegen (BÖRNER, 1990).

Berücksichtigt man, daß viele, der in der angeführten Studie untersuchten Pflanzenkläranlagen nach heutigen Erkenntnissen als veraltet beziehungsweise falsch konzipiert zu bezeichnen sind, erscheint das Gesamtergebnis als erstaunlich positiv. Die neuere Systeme berechtigen zu der Hoffnung, daß in wenigen Jahren eine Aufnahme dieses Anlagentyps in den Stand der Technik möglich sein sollte.

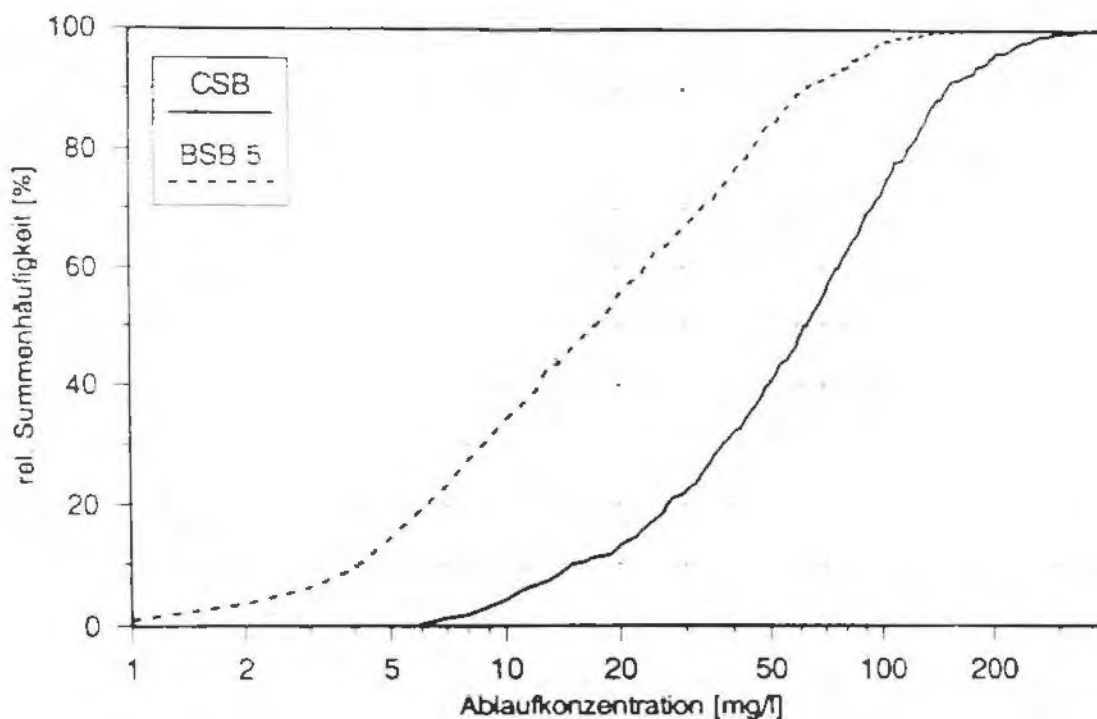


Abb. 2: Summenhäufigkeitsverteilung der CSB- und  $BSB_5$ -Ablaufkonzentrationen von Pflanzenbeeten zur Hauptreinigung häuslichen Abwassers

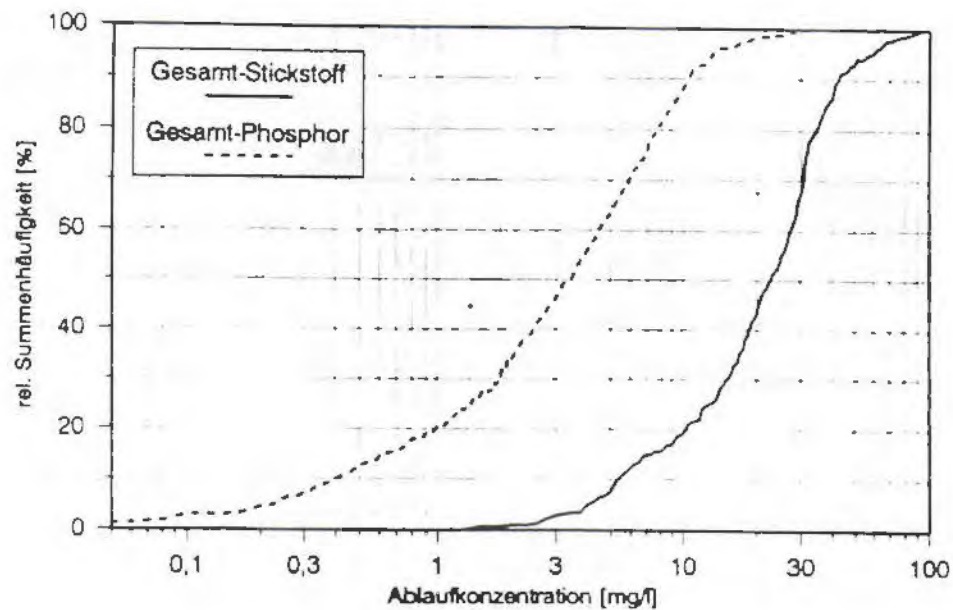


Abb. 3: Summenhäufigkeitsverteilung der Gesamt-Stickstoff- und Gesamt-Phosphor-Ablaufkonzentrationen von Pflanzenbeeten zur Hauptreinigung häuslichen Abwassers

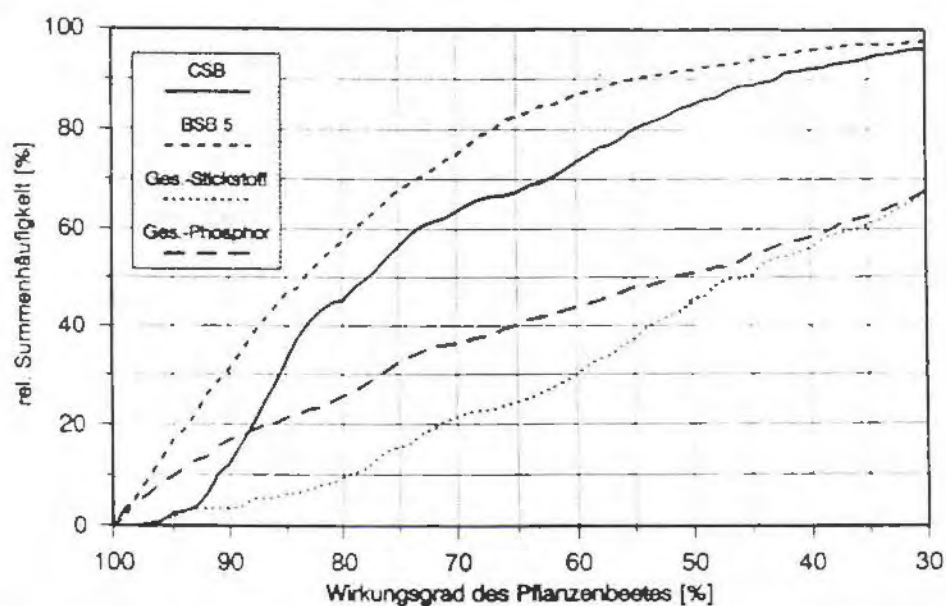


Abb. 4: Summenhäufigkeitsverteilung der Überschreitung eines Wirkungsgrades von Pflanzenbeeten zur Hauptreinigung häuslichen Abwassers

## 2. HÄUSLICHES ABWASSER

### 2.1. BESCHAFFENHEIT UND MENGE DES HÄUSLICHEN ABWASSERS

Häusliches Abwasser setzt sich aus Bade-, Spül-, Wasch- und Fäkalabwasser zusammen. Je nach Tages- und Jahreszeit wechselt die Beschaffenheit und Menge des Abwassers. In chemischer Hinsicht ist häusliches Abwasser leicht alkalisch. Es enthält organische und mineralische Bestandteile, teils in fester, teils in gelöster Form. Bakteriologisch ist der hohe Keimgehalt des Abwassers von Bedeutung. In 1 cm<sup>3</sup> Abwasser sind in der Regel mehrere Millionen Keime vorhanden, darunter häufig viele gesundheitsgefährdende.

In frischem Zustand sind die Schmutzstoffe im Abwasser unzersetzt; das Abwasser hat einen leicht fäkalen Geruch und ist grau bis graugelblich gefärbt. Nach längerer Zeit beginnt es zu faulen, wird dabei schmutziggrau bis schwarz und riecht nach Schwefelwasserstoffverbindungen.

Der Abwasseranfall unterliegt stündlichen, täglichen und jährlichen Schwankungen. Besonders ausgeprägt verläuft der quantitative Wechsel des Abwasseranfalles im Rhythmus des Tagesablaufes (HOSANG/BISCHOF, 1984).

Die unterschiedlichen spezifischen Schmutzfrachten je Einwohner und Tag im täglichen Schmutz- und Grauwasseranfall sind in Tab. Nr. 2 dargestellt. Der prozentuelle Anteil des Schwarzwassers an der gesamten Abwassermenge beträgt 40 %; es beinhaltet aber mehr als 80 % der Stickstofffracht. Dementsprechend niedrig ist der Stickstoffanteil im Grauwasser (LAAK, 1986).

Parameter	Dim.	Schwarzwasser	Grauwasser
CSB	g/E.d	135	75
BSB <sub>5</sub>	g/E.d	40	45
N <sub>ges</sub>	g/E.d	11	1
PO <sub>4</sub>	g/E.d	3	4

Tab. 2: Spez. Schmutzfrachten in g/E.d im Schwarz- und Grauwasser

In den Tabellen 3 und 4 sind die Mittel tatsächlich gemessener Zuflüsse den üblichen Bemessungswerten verschiedener Normen und Empfehlungen für häusliches Abwasser gegenübergestellt (LAFER, 1990).

Parameter	Dim.	Bemessungswerte für häusliche Abwässer nach							tatsächlich gemessene Werte nach	
		IMHOFF (1985)	ÖNORM B 2502 (1981)	DIN 4261 (1983)	ATV (1985)	VSA (1980)	LAAK (1986)	SIEGRIST (1977)	NEMECEK (1979)	SCHLEYPEN (1983)
Menge	l/E.d	200	200	150	150	170	190-285	180	125	150
CSB	mg/l	600					740-1100		500	396
BSB <sub>5</sub>	mg/l	300	300	400	400	440	300-450	350	272	174
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	50					45-70	63		40

Tab. 3: Vergleich der Bemessungswerte für häusliche Abwässer verschiedener Empfehlungen und Normen mit tatsächlich gemessenen Werten

Parameter	Dim.	IMHOFF (1985)	ÖNORM B 2502 (1981)	DIN 4261 (1983)	ATV (1985)	VSA (1980)	LAAK (1986)	SIEGRIST (1977)	NEMECEK (1979)	SCHLEYPEN (1983)
CSB		120					210		62	60
BSB <sub>5</sub>		60	60	60	60	75	85	63	34	26
NH <sub>4</sub> -N		12					13	11		6

Tab. 4: Spezifische Schmutzfracht gemäß Tab.3



## 2.2. GEFORDERTE ABLAUFWERTE

Grundlage für Entscheidungen, welche die Gewässerreinhaltung betreffen, stellt die Wasserrechtsgesetz-Novelle 1990 dar. Kernstück dieser Novelle ist der verstärkte Schutz der Gewässer. Derzeit sind mit dem Bundesgesetzblatt Nr. 179-184/1991 vorerst sechs Emissionsverordnungen erlassen. Für kleine Anlagen ist dabei die 1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser (Anlagen größer als 50 EGW) von Bedeutung.

Gemäß den Bestimmungen der Allgemeinen Emissionsverordnung sind für Siedlungsgebiete sowie für Einzelobjekte mit Anschlußgrößen kleiner oder gleich 50 EGW und für Abwasserreinigungsanlagen für Einzelobjekte in Extremlage eigene Emissionsverordnungen vorgesehen. Es wird erwartet, daß die darin geforderten Abflußwerte denen der 1. Emissionsverordnung entsprechen.

	Ablaufkonzentrationen	Reinigungsleistung
BSB <sub>5</sub>	25 mg/l	über 95%
CSB	90 mg/l	über 85%
TOC	25 mg/l	
NH <sub>4</sub> -N	10 mg/l	

Tab. 5: Emissionsbeschränkungen für Anlagengrößen von 50-500 EGW

### 3. BELASTUNGSPARAMETER

#### 3.1. CHEMISCHER SAUERSTOFFBEDARF UND BSB<sub>5</sub>

##### 3.1.1. Bedeutung des Sauerstoffbedarfs

Um den Verschmutzungsgrad von Wässern sehr allgemein festzustellen, wird der Sauerstoffbedarf ermittelt. Dabei wird vor allem der Gehalt an oxidierbaren, organischen Wasserinhaltsstoffen ermittelt. Die Gesamtmenge an Sauerstoff, die verbraucht wird, um diese chemisch oxidierbaren organischen Stoffe abzubauen, nennt man den chemischen Sauerstoffbedarf (CSB).

Der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB<sub>n</sub>) gibt an, wieviel Sauerstoff von aeroben Mikroorganismen beim Abbau organischer Inhaltsstoffe des Wassers unter definierten Bedingungen in einem bestimmten Zeitraum ( $n$  = Tage) benötigt wird. Die Exaktheit des BSB wird immer mehr angezweifelt und daher vermehrt der chemische Sauerstoffbedarf als Beurteilungsgrundlage herangezogen.

##### 3.1.2. Abbaumöglichkeiten

Durch die Abbautätigkeit der heterotroph und saprophytisch lebenden Organismen der Bodenflora und -fauna kommt es zu einer enzymatischen Aufspaltung der organischen Verbindungen in Grundbausteine. Diese werden von den Organismen resorbiert und

zum kleineren Teil zum Aufbau der Körpersubstanz, zum größeren als Energiequelle verwendet. Letztlich ist dieser mikrobielle Abbau eine biotische Oxidation, bei der über zahlreiche Zwischenstufen die energiereichen, hochmolekularen Inhaltsstoffe des Abwassers (Kohlenhydrate, Fette, Eiweiß) in energiearme Endprodukte wie  $\text{CO}_2$  und  $\text{H}_2\text{O}$  umgewandelt werden (SCHRÖDER, 1983).

Die ausreichende Zufuhr von Sauerstoff stellt eine Grundvoraussetzung für diese Vorgänge dar. Dabei ist der chemische Sauerstoffbedarf als Mindestmaß anzusehen. Der Einfluß der Temperatur ist vergleichsweise gering.

Ein großer Teil der Pflanzenkläranlagen unterschreitet die geforderten Maximalkonzentrationen CSB (siehe Abb. Nr. 2). Kann eine ausreichende Stickstoffelimination erzielt werden, stellt dieser Parameter im allgemeinen kein Problem dar. Es scheint daher nicht notwendig, im speziellen auf die entsprechenden Abbauvorgänge und -voraussetzungen einzugehen.

### 3.2. STICKSTOFF

#### 3.2.1. Stickstoffquellen

Stickstoffverbindungen sind nach den Kohlenstoffverbindungen der Menge nach die wichtigste Komponente im Abwasser. Sie stammen hauptsächlich aus menschlichen und tierischen Exkrementen und gelangen in Form von Harnstoff und in Form verschiedener organischer Verbindungen in das Abwasser, wo

durch die anwesenden Bakterien sehr rasch eine Umwandlung in Ammon-Stickstoff ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) einsetzt (EMDE, 1987).

Im Zulauf einer Kläranlage liegt der Stickstoff meist in nichtoxidiert Form vor. Dieser gesamte nichtoxidierte Stickstoff wird als TKN (total Kjeldahl nitrogen) bezeichnet (KROISS, 1989).

Die pro Einwohner anfallende Stickstofffracht beträgt 8 - 15 g  $\text{N}_{\text{ges}}/\text{E.d.}$ , d.h. 40 bis 100 g  $\text{N}_{\text{ges}}/\text{m}^3$  (HOSANG/BISCHOF, 1984). Nach LAAK (1986) sind 10 g  $\text{N}/\text{E.d.}$  auf die Fäkalien und lediglich 1 g  $\text{N}/\text{E.d.}$  auf andere Substanzen zurückzuführen. Durch Verwendung von Trockenaborten könnte somit die TKN-Konzentration im Rohwasser auf 5 mg/l gesenkt werden.

### 3.2.2. Auswirkungen der Stickstoffbelastung

Bei pH 7 und darunter liegt der größte Teil des nichtoxidierten Stickstoffs als Ammonium-Ion vor. Dieses dissoziiert bei hohem pH-Wert zu Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ), welches ein starkes Fischgift darstellt. Die Schädlichkeitsgrenze ist pH-Wert-abhängig und liegt für Fische bei 0,2 bis 2 mg/l (KROISS, 1989).

Gelangt Ammonium-Stickstoff in den Vorfluter, wird es dort zum größten Teil auf biologischem Wege in die Nitratform überführt. Der hierfür notwendige Sauerstoff wird dem Gewässer entzogen, so daß der Sauerstoffgehalt unter 4 mg  $\text{O}_2/\text{l}$  absinken kann (HOSANG/BISCHOF, 1984).

Das entstehende Nitrat ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) wirkt als Pflanzendünger und führt zu verstärktem Wachstum von Algen und höheren Wasserpflanzen (Eutrophierung).

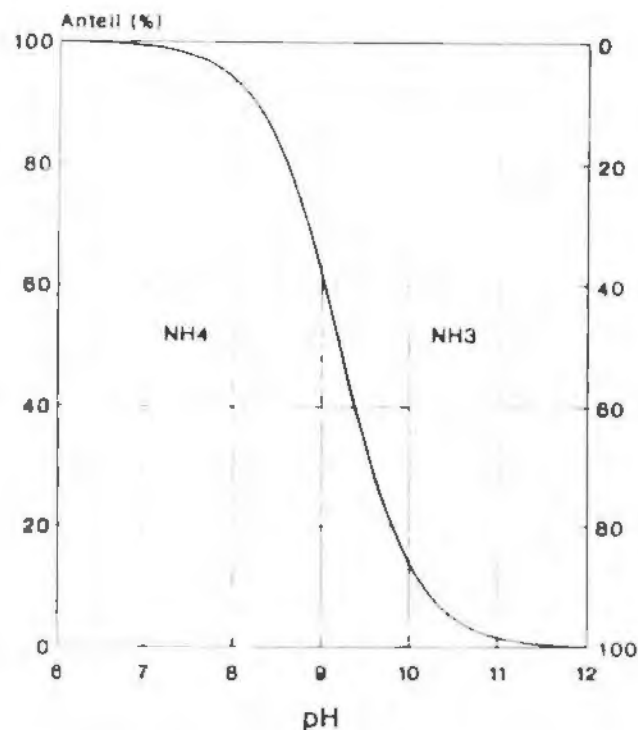


Abb. 5:  $\text{NH}_4/\text{NH}_3$  - Verhältnis in Abhängigkeit vom pH-Wert  
(KROISS, 1989)

Die Anwesenheit von N-Verbindungen hat aber auch im Hinblick auf die Verwendung als Rohwasser für die Trinkwassergewinnung Bedeutung. Bei der Methämoglobinämie der Säuglinge führt die Bildung von Nitrit aus Nitrat zur Blockierung des für den Sauerstofftransport notwendigen Blutfarbstoffes. Des weiteren kann es durch erhöhte Nitratwerte im Trinkwasser im sauren Milieu des Magens mit sekundären und tertiären Aminen aus der Nahrung zur Bildung von Nitrosaminen kommen, deren stark krebserregende Wirkung bekannt ist (EMDE, 1987).

Die 1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser (Anlagen von 50 bis 500  $\text{EGW}_{60}$ ) fordert im Falle der Einleitung des gereinigten Abwassers in einen Vorfluter eine maximale Ammoniumkonzentration von 10 mg/l. Für Nitrit- und Nitratkonzentrationen sind keine Festlegungen erforderlich.

### 3.2.3. Eliminationsmöglichkeiten

Die Elimination des im vorgeklärten Abwasser vorhandenen Ammonium-Stickstoffs findet in zwei Schritten dar. In einer ersten Stufe wird der Ammonium-Stickstoff zu Nitrat oxidiert (Nitrifikation). Darauf folgt als zweiter Schritt eine teilweise Reduktion des Nitrats zu molekularem Stickstoff (Denitrifikation). Der entstehende, molekulare Stickstoff kann aufgrund seiner geringen Löslichkeit leicht an die Atmosphäre abgegeben werden (HOSANG/BISCHOF, 1984).

Die Autoren fast aller Berichte zum Thema Pflanzenkläranlagen sind sich darüber einig, daß die mangelnde Nitrifikationsrate den limitierende Faktor bei der Stickstoffelimination darstellt. Auch bei einer merklichen Steigerung der Nitrifikation ist aufgrund der simultan stattfindenden Denitrifikation keine unzulässige Nitratbelastung im Ablauf zu erwarten.

#### 3.2.3.1. Grundlagen der Nitrifikation

##### MIKROBIOLOGIE

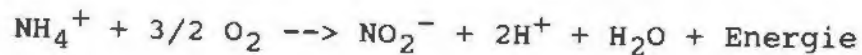
Der bei der Ammonifikation gebildete Ammonstickstoff



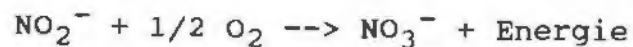
wird durch eine zweistufige biologische Oxidation über Nitrit als Zwischenprodukt in Nitrat übergeführt.



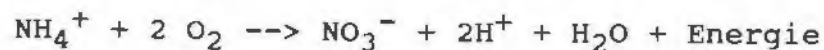
Nitrifikation 1. Stufe (Nitritation) durch Nitrosomonas



Nitrifikation 2. Stufe (Nitratation) durch Nitrobacter



Die Gesamtreaktion



ist gekennzeichnet durch einen hohen Sauerstoffverbrauch (1 g  $\text{NH}_4\text{-N}$  benötigt 4,6 g  $\text{O}_2$ ) und durch eine hohe Säureproduktion (1 mol  $\text{NH}_4\text{-N}$  bildet 2 mol  $\text{H}^+$ ) (EMDE, 1987) (KROISS, 1989).

Bei der Oxidation von 1 Mol  $\text{NH}_4^+$  (14 g  $\text{NH}_4\text{-N}$ ) werden 0,021 Mol Biomasse gebildet. Zur Oxidation von 1 Mol Biomasse werden 5 Mol  $\text{O}_2$  benötigt, d.h. 1 Mol Biomasse hat einen CSB von 160 g. Daher werden bei der Nitrifikation von 1 g  $\text{NH}_4\text{-N}$  0,24 g CSB an Biomasse in die Belebungsanlage eingetragen.

Unter normalen Umständen ist die Wachstumsrate von Nitrosomonas geringer als von Nitrobacter und bestimmt die Geschwindigkeit der Gesamtreaktion. Dies erklärt auch, warum das von Nitrosomonas gebildete Nitrit fast vollständig von Nitrobacter zu Nitrat oxidiert wird (KROISS, 1989).

#### WACHSTUMSKINETIK

Die Nitrifikanten haben keine Möglichkeit Substrat (Ammonstickstoff) zu speichern. Die tageszeitlichen

Schwankungen der Stickstofffracht müssen also sofort nitrifiziert werden. Steigt die zu nitrifizierende Stickstofffracht in der Tagesspitze auf ein Mehrfaches an, so können die aufgrund einer mittleren zu nitrifizierenden Stickstofffracht vorhandenen Nitrifikanten das Nährstoffüberangebot nicht ausreichend abbauen. Daher kommt es zu einer erhöhten Ammoniumkonzentration im Ablauf. Geringe Ammoniumablaufwerte auch in der Spitze können nur durch Minimierung des Schwankungsfaktors eingehalten werden. Um geringe  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte zu gewährleisten, ist daher die TKN-Zulauffracht möglichst konstant zu halten (KROISS, 1989).

#### a) Einfluß der Temperatur

Die optimale Temperatur für die Nitrifikation liegt zwischen 25 und 35 °C. Mit abnehmender Temperatur wird sie zwar immer mehr verzögert, ist aber selbst bei 0 - 2 °C noch wirksam (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL).

Bei 10 °C werden nur noch 5 - 10 % der maximalen Nitrifikationsrate erreicht. Hinzu kommt, daß die Generationszeit für *Nitrosomonas* bei einer Temperaturerniedrigung von 30 °C auf 10 °C etwa um den Faktor 7 verzögert wird (RUF, 1989).

Nach EMDE (1987) und KROISS (1989) kann die Abhängigkeit der Nitrifikation folgendermaßen ermittelt werden:

$$\mu_T = 0,47 * 1,101^{(T-15)} \quad [\text{d}^{-1}]$$

$\mu_T$  temperaturbedingte Wachstumsrate

Diese Überlegungen werden durch zahlreiche Berichte, welche ein starkes Zurückfallen der Stickstoffelimination während der

Wintermonate belegen, unterstrichen (PERFLER, 1987; FEHR/SCHÜTTE, 1990; DAVIES, 1990; u.a.).

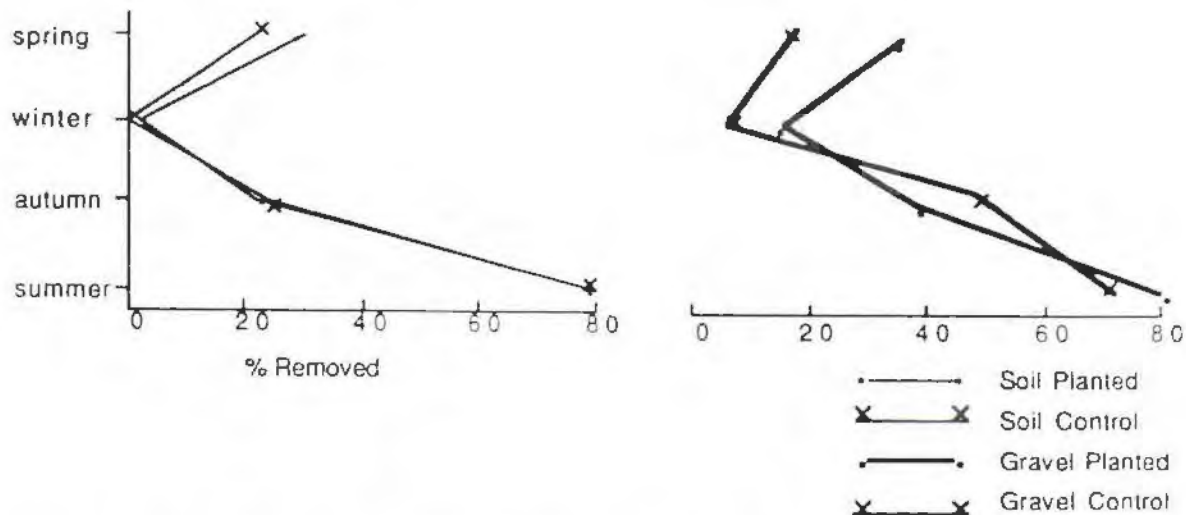


Abb. 6: Saisonelle Abhängigkeit der Stickstoffeliminationsrate (DAVIES, 1990)

Selbstverständlich unterliegen auch die Abbauvorgänge in konventionellen Anlagen dieser Temperaturabhängigkeit, doch ist aufgrund der größeren Abwassermengen und damit der größeren Wärmezufuhr die Gefahr der Unterkühlung relativ gering. Vielleicht wird es möglich, durch optimale Isolierungsmaßnahmen auch bei kleineren Pflanzenkläranlagen die notwendigen Temperaturen aufrechtzuerhalten und dadurch einen problemlosen Winterbetrieb zu ermöglichen.

#### b) Einfluß von gelöstem Sauerstoff

Die Aktivität von nitrifizierenden Bakterien wird durch die Konzentration an gelöstem Sauerstoff limitiert. Die Abhängigkeit der Wachstumsrate von der Konzentration begrenzender Stoffe läßt sich in Form einer Monod-Kurve darstellen.

$$\mu = \mu_{\max} * S / (K_S + S)$$

$\mu$	Wachstumsrate
$\mu_{\max}$	Wachstumsrate bei unbegrenztem Substratgehalt
$S$	Konzentration des begrenzenden Substrates
$K_S$	Sättigungskonstante, Nährstoffkonzentration bei halbmaximaler Wachstumsrate

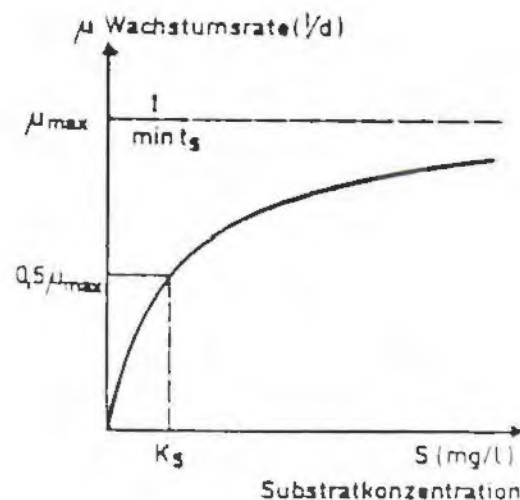


Abb. 7: Die Wachstumsrate von Mikroorganismen in Abhängigkeit von einer limitierenden Substratkonzentration

Für die Sättigungskonstante  $K_S$  werden in der Literatur Werte von 0,15 - 2,0  $mg\ O_2/l$  angegeben. Es wird empfohlen, nicht mit Konzentrationen unter 1  $mg\ O_2/l$  zu arbeiten, wenn eine Verminderung der Wachstumsrate vermieden werden soll. 2  $mg\ O_2/l$  werden in jedem Fall als ausreichend gehalten, um keine Limitierung durch gelösten Sauerstoff zu erhalten (EMDE, 1987) (KROISS, 1989).

WATSON et al (1990) berichtet von Untersuchungen an einer Pflanzenkläranlage in Pembroke, Kentucky. Dabei konnte der



direkte Zusammenhang von Sauerstoffgehalt und Ammoniumkonzentration belegt werden.

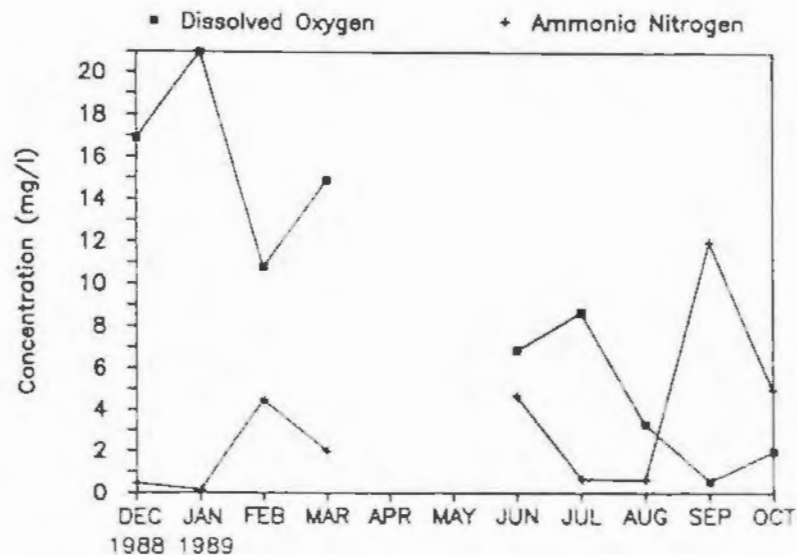


Abb. 8: Ammoniumkonzentrationen und Sauerstoffgehalt im Abfluß der Pflanzenkläranlage Pembroke

Daß durch Erhöhung des Sauerstoffgehaltes im Abwasser die Abbauleistungen wesentlich gesteigert werden können, belegen weiters Versuche in Australien. Durch künstliche Belüftung konnte die  $\text{NH}_4$ -Elimination von ursprünglich 3 % im unbepflanzten und 10 % im bepflanzten Beet auf 24 % bzw. 33 % gesteigert werden. Trotzdem konnte keine Erhöhung der Nitratfracht festgestellt werden. (DAVIES, 1990).

Die in der Literatur vorgeschlagenen Mindestkonzentrationen an gelöstem Sauerstoff beziehen sich auf Erfahrungswerte mit konventionellen Klärsystemen wie Belebungsbecken. In diesen Systemen ist eine gute Durchmischung des Abwassers und damit eine gleichmäßige Verteilung des Sauerstoffs gewährleistet. Diese Verteilung scheint in den engen Poren der Bodenmatrix nicht im gleichen Maß zu erfolgen. Eine ausreichende Sauerstoff-Diffusion scheint erst bei einer

Sauerstoffkonzentration von mindestens 5 mg/l im Abfluß zu erfolgen. Die guten Ergebnisse mit dem neueren Typ der vertikal durchströmten Becken und die Tatsache, daß auch bei einem Sauerstoffgehalt von über 10 mg/l eine Denitrifikation des entstehenden Nitrates erfolgt, dürften die Richtigkeit dieser Überlegung bestätigen.

#### c) Einfluß der $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration

Die Wachstumsrate von Nitrosomonas hängt ebenfalls nach einer Monod-Beziehung von der  $\text{NH}_4\text{-N}$  Konzentration ab. Für die Größe der Sättigungskonstante  $K_N$  werden in der Literatur Werte zwischen 0,5 und 3,5 mg  $\text{NH}_4\text{-N/l}$  angegeben, es wird jedoch empfohlen, mit einem Wert von 1 mg  $\text{NH}_4\text{-N/l}$  zu arbeiten. In einer zweistufigen Belebungsanlage wurde die maximale Reaktionsgeschwindigkeit schon mit 0,15 - 0,45 mg  $\text{NH}_4\text{-N/l}$  erreicht (EMDE, 1987).

#### d) Einfluß des pH-Wertes

Nach EMDE (1987) hat der pH-Wert einen ausgeprägten Einfluß auf die Nitrifikation. Der optimale Bereich liegt zwischen pH 7,5 und 8,6. Eine Absenkung des pH unter 6,5 bringt eine deutliche Verminderung der Nitrifikationsleistung mit sich, eine Anhebung auf pH 9,5 zeigt nur geringe Auswirkungen. Allgemein wird empfohlen, mit pH-Werten über 7,2 zu arbeiten (EMDE, 1987).

Genauere Untersuchungen an der Universität in Florida ergaben eine maximale Wachstumsrate der nitrifizierenden Bakterien bei einem pH-Wert von 7,8 (ANTONIOU; 1990).



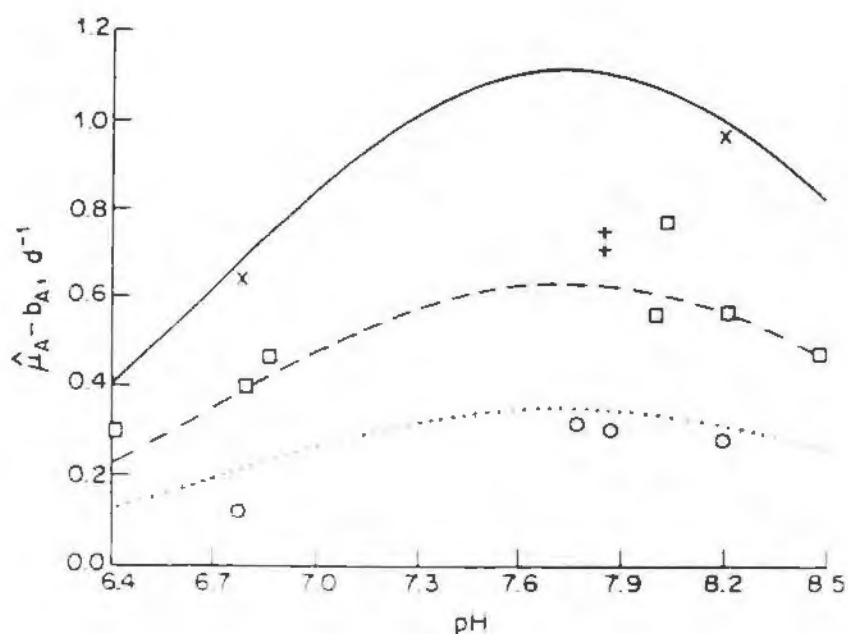
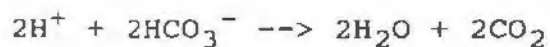
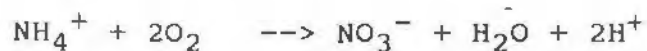


Abb. 9: Effektive Wachstumsrate als eine Funktion des pH-Wertes für  $T = 15\text{ }^{\circ}\text{C}$  (o),  $20\text{ }^{\circ}\text{C}$  und  $25\text{ }^{\circ}\text{C}$  (x).

Bei der Nitrifikation erfolgt die Bildung von Säure; die entstehenden Wasserstoffionen führen zu einer Abnahme der Säurekapazität des Abwassers:



Da bei der Ammonifikation mit jedem gebildeten  $\text{NH}_4\text{-N}$  ein  $\text{HCO}_3^-$ -Ion (Hydrogenkarbonat) entsteht, ergibt sich bei der Nitrifikation ein Nettoverbrauch an Säurekapazität von 1 mol  $\text{HCO}_3^-$  pro 1 mol oxidiertem  $\text{NH}_4\text{-N}$ . Dies bedeutet einen Verlust an Karbonathärte von  $2,8^{\circ}\text{ dH}$  pro 14 mg/l an nitrifiziertem Stickstoff oder  $1^{\circ}\text{ dH}$  pro 5 mg/l  $\text{N}_{\text{ox}}$ . Um einerseits eine vollständige Nitrifikation sicherzustellen und andererseits einem Absinken des pH-Wertes in der biologischen Stufe entgegenzuwirken, sollte eine Rest-Säurekapazität im Abwasser

nach erfolgter Nitrifikation von 2 mmol/l bzw. 5,6° dH eingehalten werden. Ist dies nicht möglich, so wird eine teilweise Denitrifikation erforderlich. Dabei wird ein Teil der entstandenen Säure wieder verbraucht (EMDE, 1987; KROISS, 1989).

In den meisten Fällen wird kalkhaltiger Sand als Bodenmaterial verwendet. Es erfolgt daher eine laufende Neutralisation der zugeführten Säure. Zusätzlich wird durch die in der Bodenmatrix simultan zur Nitrifikation ablaufenden Denitrifikation freiwerdende Säure wieder verbraucht. Es ist daher nur in Ausnahmefällen mit einem ungünstigen pH-Wert in den Pflanzenkläranlagen zu rechnen.

#### e) Einfluß von Hemmstoffen

Bei Untersuchungen in der Schweiz wurde festgestellt, daß die Rückführung von Faulwasser zu einer gewissen Hemmung der Nitrifikation führen kann. Ebenso ist es bei Einsatz von zweiwertigem Eisen ( $\text{Fe}_2^+$ ) als Fällmittel zur Phosphatentfernung zu einer gewissen Beeinträchtigung der Nitrifikation gekommen (KROISS, 1989).

Eine sehr häufige Hemmung der Nitrifikation tritt in Gegenwart erhöhter Konzentrationen an  $\text{NH}_4\text{-N}$  bzw.  $\text{NO}_2\text{-N}$  auf. Vereinzelt treten solche hohen N-Konzentrationen auch in häuslichen Abwässern auf (z.B. Autobahnraststätten). Bei der biologischen Reinigung solcher Abwässer wurde in Abweichung von der zu erwartenden Nitrifikation bis zum Nitrat eine Anreicherung von Nitrit festgestellt. Es kommt demnach zu einer Hemmung der zweiten Stufe der Nitrifikation. Die Zusammenhänge sind in der folgenden Abbildung dargestellt (EMDE, 1987).

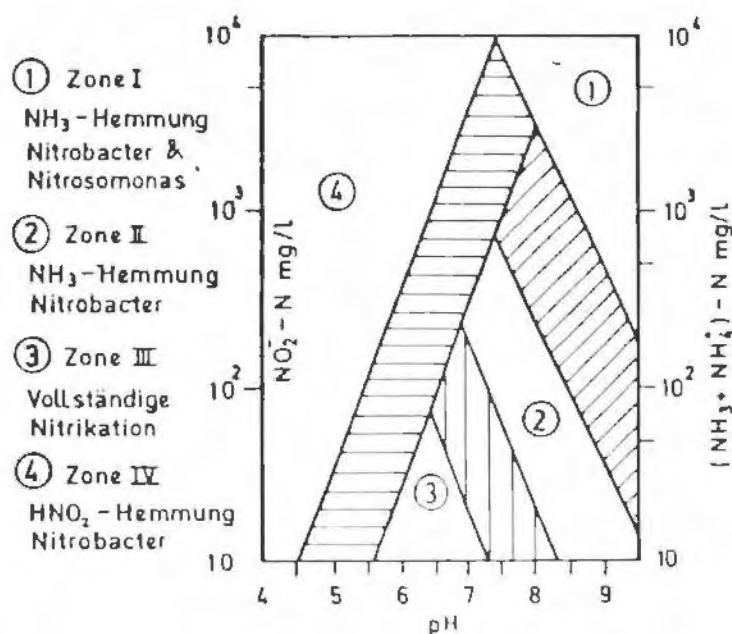


Abb. 10: Hemmung der Nitrifikation durch NH<sub>3</sub> und HNO<sub>2</sub> in Abhängigkeit vom pH-Wert

Durch die simultan stattfindende Denitrifikation ist in Pflanzenkläranlagen bei Zufuhr von nicht zu stark angefaultem, häuslichem Abwasser mit keiner Beeinträchtigung der Nitrifikation durch Hemmstoffe zu rechnen.

### 3.2.3.2. Grundlagen der Denitrifikation

Denitrifikation ist die Reduktion von oxidierten Stickstoffverbindungen. Bei der biologischen Abwasserreinigung läuft die Denitrifikation meist nach folgender Reaktionsgleichung bis zum gasförmigen Stickstoff ab:



Demnach wird einerseits ein beträchtlicher Anteil des für die Nitrifikation verbrauchten Sauerstoffs bei der Denitrifikation

wieder gewonnen (2,86 g O<sub>2</sub> pro Gramm denitrifizierten Nitratstickstoff), andererseits die Hälfte der bei der Nitrifikation produzierten Säure wieder verbraucht (Denitrifikation von 1 Mol NO<sub>3</sub>-N verbraucht 1 Mol H<sup>+</sup>) (KROISS, 1989).

#### a) Voraussetzungen für die Denitrifikation

##### - Sauerstoff

Der Energiegewinn aus der Veratmung von organischen Substanzen bei der Denitrifikation ist geringer als bei Verwendung von gelöstem Sauerstoff. Daher darf in dem Beckenteil, in dem denitrifiziert werden soll, kein gelöster Sauerstoff vorhanden sein. Gleichzeitig ist für eine weitgehende Denitrifikation ein ausreichender Sauerstoffbedarf des Belebtschlammes erforderlich (KROISS, 1989).

Nach SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL (1989) beginnt als erstes in Mikrobereichen die Reduktion der Nitrate zu N<sub>2</sub> sowie zu metastabilen NO<sub>2</sub>, NO und N<sub>2</sub>O bereits bevor der Sauerstoff im Boden vollständig verbraucht ist.

Dies wird von den bisherigen Erfahrungen bestätigt. So wurden nach einem Bericht von BAHLO/WACH (1990), obwohl im Boden eine Sauerstoffsättigung von 55% gemessen werden konnte, durchschnittlich 41 % des inorganischen Stickstoff entfernt. Dies zeigt, daß trotz des hohen Sauerstoffgehaltes anaerobe Zonen zur Denitrifikation vorhanden waren.

### - Temperatur

Die Denitrifikation findet im Temperaturbereich zwischen 10 °C und 35 °C statt. Das Optimum liegt bei 30 °C. Aber auch bei niedrigen Temperaturen (0 ° - 5 °C) konnte eine Denitrifikation, jedoch mit hohen Anteilen von N<sub>2</sub>O- oder NO-Bildung, festgestellt werden (RUF, 1989).

Laut KROISS (1989) kann es bei Temperaturen unter 10 °C zu einer erheblichen Einschränkung der Denitrifikationsleistung kommen.

### - pH-Wert

Nach SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL (1989) ist die biologische Denitrifikation unter pH 6 gering, hoch bei pH 6-7 und steigt mit zunehmenden NO<sub>3</sub>-Gehalt des Bodens.

RUF (1989) berichtet von Untersuchungen, die ein pH-Optimum für die Denitrifikation von 7 bis 8 belegen. Auch bei pH 11 konnte Denitrifikation nachgewiesen werden.

## 3.3. PHOSPHOR

### 3.3.1. Phosphorquellen

Im Gegensatz zu pflanzlicher Biomasse, für welche Phosphor häufig ein Manglelement ist, steht dieses Element für tierisches Leben stets im Übermaß zur Verfügung. Wenn man die



in wachsende tierische Biomasse eingebundene Phosphormenge außer Acht läßt, so wird praktisch die gesamte aufgenommene Menge an Phosphor auch wieder ausgeschieden. Der Mensch nimmt rund 1,6 g Phosphor täglich mit der Nahrung auf und scheidet die gleiche Menge an Phosphor wieder aus. Diese Grundlast des häuslichen Abwassers muß als minimale Abwasserbelastung angesehen werden. Bei Zugrundelegung eines einwohnerspezifischen täglichen Wasserverbrauchs von 200 l/E.d errechnet sich hieraus eine mittlere Phosphorkonzentration im häuslichen Abwasser von 8 mg P/l.

Eine schwer zu reduzierende Belastung stammt vor allem aus den in den Spülwässern enthaltenen Nahrungsmittelresten. Dieser sogenannte "Waste-Food-Bereich" ergibt eine Belastung von 0,3 g/E.d. Auch wenn der Phosphatgehalt von Wasch- und Reinigungsmitteln künftig weiter reduziert werden sollte, wird ein Grenzwert von 0,2 g P/E.d nicht zu unterschreiten sein (SCHÖNBERGER, 1990).

Über die einwohnerbezogene  $P_{ges}$ -Fracht in häuslichen Schmutzwasser wurden mehrere Untersuchungen durchgeführt. Die wesentlichen Ergebnisse sind in der folgenden Tabelle dargestellt:

	P-Studie 1985	Seyfried 1975	Annahme 1989
menschl. Ernährung	1,9	1,9	1,9
Reinigungsmittel	3,0	< 1,6	1,1
insges.	4,9	< 3,5	3,0

Tab. 6:  $P_{ges}$  in g/E.d im häuslichen Schmutzwasser



Während der Anteil aus der menschlichen Ernährung konstant blieb, konnte der Anteil aus Wasch- und Reinigungsmittel seit 1975 auf weniger als die Hälfte reduziert werden. Dies wurde durch Ersetzen von Phosphor in Waschmitteln durch NTA (Nitrilotriessigsäure) oder Zeolith (Natrium-Aluminium-Silikat) erreicht. Der Einsatz von NTA ist jedoch noch umstritten, da der biologische Abbau in Kläranlagen oder im Flußwasser nur sehr langsam erfolgt und gewisse Störungen nicht auszuschließen sind. Kondensierte Phosphate und organisch gebundener Phosphor werden bereits im Kanalnetz und während der Abwasserbehandlung zu Orthophosphat umgewandelt (TEICHMANN, 1990).

Häusliches Abwasser weist Phosphorkonzentrationen von 10 bis 20 mg/l auf. Durch Verwendung von phosphatfreien Waschsubstanzen und die Entsorgung der Fäkalien über einen Trockenabort dürfte die Phosphorfracht auf ein Zehntel reduziert werden können.

### 3.3.2. Folgen der Phosphatbelastung

Phosphorverbindungen stellen an sich keine Schadstoffe dar (KROISS; 1989).

Phosphor kommt unter natürlichen Bedingungen im Gegensatz zu allen anderen Elementen ausschließlich in einer einzigen, nämlich der höchstmöglichen Oxidationsstufe vor. Phosphor ist also das einzige Element, welches keine unmittelbare Sauerstoffzehrung verursacht. Allerdings sind Phosphate beim Algenwachstum maßgeblich beteiligt und zum Abbau dieser, aus Phosphorverbindungen entstehenden Phytoplankton-Biomasse werden 150 g O<sub>2</sub>/g P benötigt (SCHÖNBERGER, 1990).

Heute bestehen Bedenken, daß regionale Anstiege der Phosphorkonzentration im Grundwasser störende Einflüsse auf die Trinkwassergewinnung ausüben könnten (TEICHMANN, 1990).

### 3.3.3. VERRINGERUNG DER PHOSPHORFRACHT

Phosphor kann nicht so wie Stickstoff in die Atmosphäre abgegeben werden. Lediglich durch Adsorption kann das vorhandene Phosphat im Bodenkörper gespeichert werden. Diese Fähigkeit der Speicherung ist jedoch an vorhandene Speicherplätze gebunden und durch deren Zahl beschränkt. Dies bedeutet, daß die Phosphorfracht eine Beschränkung der Funktionsdauer von Pflanzenkläranlagen mit sich bringt.

Die Adsorption erfolgt sehr rasch. So berichtet FOX (1989) von Versuchen in Longport Bridge, die gezeigt haben, daß innerhalb der ersten 10 Minuten Kontaktzeit ein großer Teil des Phosphors adsorbiert wird. Nach drei Stunden kommt es nur mehr zu einer geringen Steigerung der adsorbierten Mole. Auch eine Änderung der Temperatur innerhalb 10 und 25 °C brachte keine wesentlichen Änderungen der Ergebnisse.

Eine sehr einfache Methode zur Phosphatfällung wurde am Department of Agricultural Engineering in Japan erprobt. Dabei wurden Eisenplatten in Senkgruben üblicher Form gehängt. Das durch Korrosionsvorgänge freigesetzte Eisen führte zur Bildung von schwer löslichem Eisenphosphat, welches sich im Schlamm absetzte und somit abgepumpt werden konnte. Eine eventuell nachfolgende Klärstufe würde dadurch, was die Phosphorfracht betrifft, wesentlich entlastet werden. Im folgenden soll diese Technik detailliert beschrieben werden.

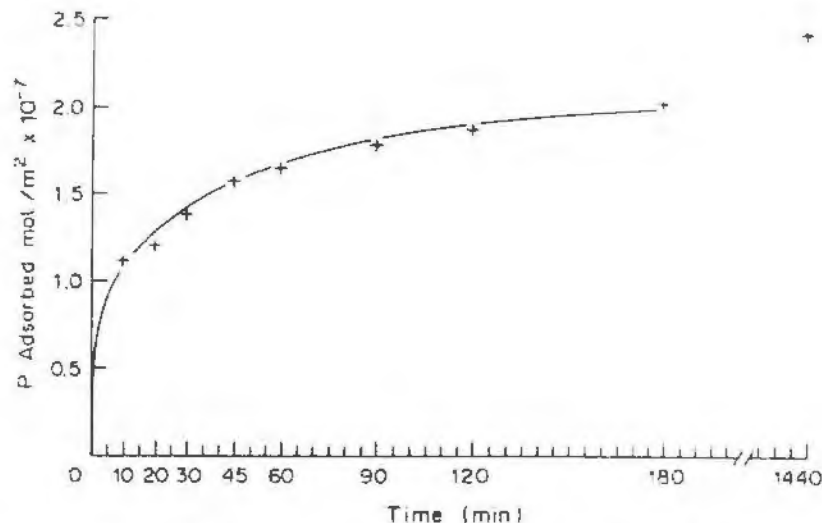
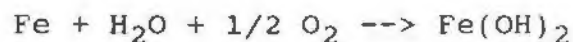
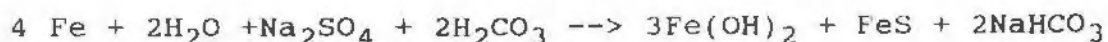


Abb. 11: Abhängigkeit der Menge an gespeichertem Phosphat von der Zeit (FOX, 1989)

An den in ein kleines Absetzbecken getauchten Eisenplatten traten zwei Formen der Korrosion auf. Bei der aerobischen Korrosion durch gelösten Sauerstoff stellte die Diffusionsrate des gelösten Sauerstoffs den begrenzenden Faktor dar.



Durch Sulfat-reduzierende Bakterien kam es zu einer anaerobischen Korrosion. Die chemischen Vorgänge sind noch nicht eindeutig geklärt, doch dürfte folgende Theorie die Reaktion am besten beschreiben:



Hohe Korrosionsraten traten auf, wenn Eisen mit anaerobischen Abwässern bei hohen Konzentrationen an organischer Substanz und  $\text{SO}_4^-$  in Kontakt kam. Erst bei einer Beschickung von mindestens  $0,3 \text{ kg BSB}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$  kam nach einer Einlaufzeit von einem Monat die bakterielle Korrosion voll zur Wirkung.

Bei der Ermittlung der benötigten Kontaktfläche muß sowohl die tägliche Phosphorfracht pro Flächeneinheit als auch die BSB<sub>5</sub>-Raumbelastung berücksichtigt werden. Zur Berechnung können folgende Abbildungen herangezogen werden:

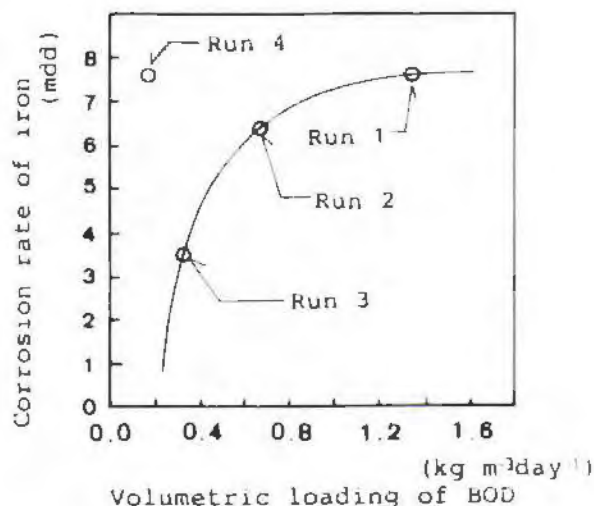


Abb. 12: Chronologische Veränderungen der Korrosionsrate

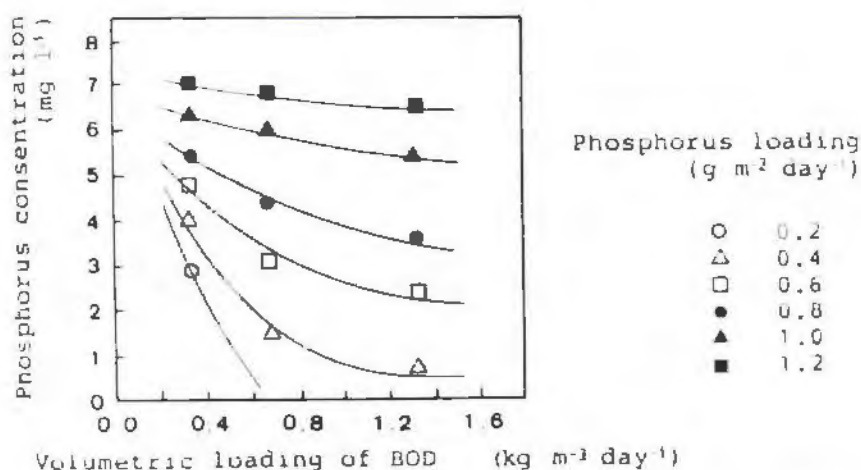


Abb. 13: Zusammenhang zwischen BSB<sub>5</sub>-Raumbelastung und Phosphorfracht, bezogen auf die verfügbare Eisenfläche und die Phosphorkonzentration im Abfluß

Die Korrosionsrate dürfte nicht mehr als 1 mm pro 30 Jahre betragen. Die Verwendung von Eisenstäben scheint aufgrund der größeren Oberfläche von Vorteil sein. Es konnte kein Einfluß auf den BSB-Abbau festgestellt werden. Das Eisenphosphat erwies sich als äußerst stabil. Es stellt diese Methode offensichtlich ein sehr einfaches und kostengünstiges Verfahren zur Phosphorelimination dar (HARUTA, 1991).

#### a) Einfluß des Substrates

Sandböden vermögen 1 bis 10 mg  $\text{PO}_4$ /100 g Boden zu binden, bei Tonböden liegt dieser Wert bei bis zu 1000 mg  $\text{PO}_4$ /100 g Boden. Das Adsorptionsvermögen der Böden wird durch physikalisch-chemische Reaktionen dahingehend wieder erneuert, daß das  $\text{PO}_4$  mit Aluminium-, Eisen-, oder Kalziumionen Verbindungen eingeht und dadurch weniger löslich wird. Wenn die Ionen aufgebraucht sind, werden diese Elemente vermehrt von den Bodenpartikeln gelöst und wieder in die Bodenlösung eingetragen. Dadurch werden neue Adsorptionsflächen frei. Diese Regenerationsprozesse verlaufen in Abhängigkeit von den Bodenverhältnissen unterschiedlich rasch und können bis zu sechs Monate dauern (LAAK, 1986).

Obwohl die Adsorption von Phosphat vermutlich durch den Gehalt an Al, Fe und Ca beeinflußt wird, hängt die Rate und Intensität der Bindung nicht direkt mit dem Gehalt dieser Stoffe in den Proben zusammen. Die Bindung von Phosphaten an kalkhaltige Sedimente scheint schwächer als die Bindung an eisenhaltiges Substrat zu sein. So wurde bei Erhöhung des pH-Wertes weniger Phosphat freigesetzt, je höher der Eisengehalt des Sedimentes war. Sedimente mit hohem Kalzit-Gehalt zeigten die größte Phosphor-Freisetzung aber auch die höchste Phosphor-Adsorption (FOX, 1989).

Da für die Bildung von schwer löslichem Eisenphosphatniederschlag ein Mol Eisen-Ionen (56 g) mit einem Mol Phosphatphosphor (31 g) reagieren, sind bei stöchiometrischer Umsetzung für 1 g Phosphor ca. 1,8 g Eisen erforderlich. Die Reaktion des Aluminiums im Wasser verläuft sehr ähnlich wie die des dreiwertigen Eisens. Pro g Phosphor sind mindestens 0,87 g Al erforderlich. Bei der Fällung mit Kalzium kommen als Reaktionspartner das Phosphat, das Karbonat und erst bei sehr hohen pH-Werten über 12 die Hydroxylionen in Frage. Die Fällung des Phosphats durch die Bildung von Kalziumphosphat  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$  ist dabei sehr zweifelhaft (KROISS, 1989).

Durch Beimengung besonderer Zusätze kann die Phosphorbindungskapazität gesteigert werden. So können nach PÖBEL (1990) Eisenspäne oder Bauxit dem Bodenmaterial beigemischt werden.

#### b) Einfluß des pH-Wertes

Die Phosphate des dreiwertigen Eisens und des Aluminiums zeigen ein deutliches Löslichkeitsminimum (pH 5 für  $\text{FePO}_4$  und pH 6 für  $\text{AlPO}_4$ ). Nach diesen Kurven wäre die mit Eisenfällung zu erreichende minimale Konzentration ca. 0,1 mg  $\text{PO}_4\text{-P/l}$  bei pH 5, bei pH 7 aber bereits 10 mg  $\text{PO}_4\text{/l}$ . Da dies den Ergebnissen der Praxis widerspricht, müssen auch andere Umsetzungen zur Erniedrigung der  $\text{PO}_4\text{-P}$  Konzentration stattfinden (KROISS, 1989).

Diese Abhängigkeit wird von FOX (1989) bestätigt, der ein mehr an freigesetztem Phosphor bei Erhöhung des pH-Wertes feststellt. Auch die Intensität der Bindung fällt demnach mit steigendem pH-Wert.



SCHÖNBERGER (1990) hingegen vertritt die Meinung, daß die Metallsalzfällung nur schwach pH-Wert abhängig ist und sowohl im neutralen als auch im schwach sauren Bereich durchgeführt werden kann. Eine starke Abhängigkeit der Kalkfällung wird auch von ihm bestätigt. Diese ist erst ab einem pH-Wert von über 8,0 festzustellen.

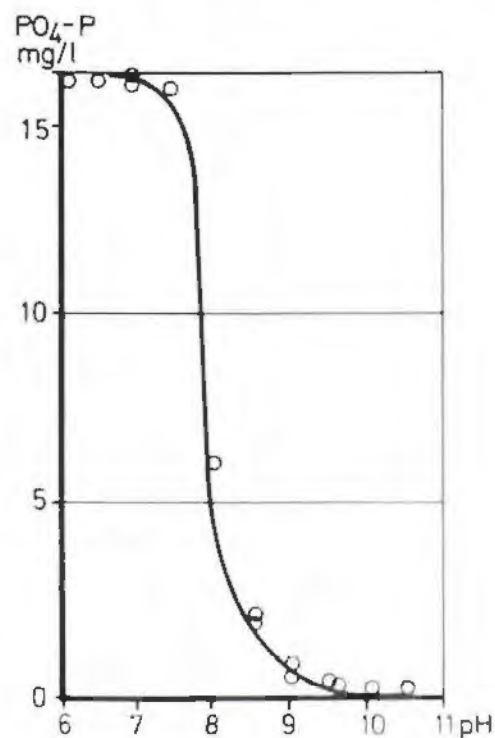


Abb. 15: pH-Abhängigkeit der Kalkfällung im Reinwasserversuch (destilliertes Wasser).  $\text{Ca}_2^+ = 200 \text{ mg/l}$ ;  $\text{PO}_4\text{-P} = 16,3 \text{ mg/l}$

### c) Einfluß des Sauerstoffgehaltes

Wegen der größeren Löslichkeit von Eisen-II-Phosphat sollen Eisen-II-Salze vorher zu dreiwertigem Eisen oxidiert werden. Dabei werden für die Oxidation von  $20 \text{ mg Fe}_2^+$   $2,86 \text{ mg O}_2$  an zusätzlichen Sauerstoff erforderlich. Im Reinwasser geht diese Reaktion bei ausreichender Sauerstoffzufuhr sehr langsam vor sich. Bei Anwesenheit von Bakterien, wie sie im rohen Abwasser

vorhanden sind, ist sie bereits nach einigen Minuten abgeschlossen (KROISS, 1989).

Am Department of Urban Engineering in Japan wurde das Adsorptions-Desorptionsverhalten von Phosphor durch Flußsedimente untersucht. Es zeigte sich, daß anaerobe Bedingungen eine starke Phosphorfreisetzung und ein Ansteigen des austauschbaren Phosphates besonders unter pH 8 bewirken (FURUMAI, 1989).

Die sehr häufig auftretenden Desorptionen von gespeichertem Phosphat in nicht ausreichend mit Sauerstoff versorgten Pflanzenkläranlagen weisen in dieselbe Richtung.

### 3.4. VIREN

#### 3.4.1. Belastungsquellen

Über das Wasser werden alle Viren verbreitet, die in der Umwelt von Mensch und Tier vorkommen. Für die menschliche Gesundheit besitzen die spezifisch menschenpathogenen und polyphage menschen- und tierpathogene Viren die größte Bedeutung. Sie gelangen in relevanten Mengen überwiegend durch menschliche und tierische Ausscheidungen, in erster Linie über die Exkremente, in das Wasser.

Von großer Bedeutung ist, daß diese Viren nicht nur von erkrankten, sondern in weit größeren Ausmaß von klinisch

inapparent infizierten Menschen als Keimträger und Dauerausscheider über die Faeces in das Wasser kommen. Es sind per Gramm Faeces mehr als eine Million infektiöser Viruspartikelchen, die auf diese Weise das Wasser kontaminieren. In ungereinigten Abwässern hat man Konzentrationen von mehr als 500 000 infektiösen Viruspartikelchen pro Liter nachgewiesen.

Neben dem Menschen scheiden auch unsere Nutz-, Heim- und Freilandtiere massenhaft über den Kot Viren aus. Sie kontaminieren das Wasser in gleicher Weise und sind, soweit es sich um Zoonoseviren handelt, für den Menschen pathogen (MAYR, 1984).

#### 3.4.2. Gefahren der bakteriellen Belastung

Über das Wasser können Viren übertragen werden. Das Risiko einer Infektion hängt neben der Virulenz und der Konzentration des Virus in erster Linie von dessen Tenazität (Stabilität der Infektiosität) im Wasser ab. In Trink- und Oberflächenwasser blieb die Infektiosität dieser Viren in der Regel 40 bis 180 Tage erhalten. Über das Trink- und Oberflächenwasser werden hauptsächlich die sehr resistenten, unbehüllten "Darmviren" verbreitet. Behüllte Viren verlieren dagegen im Wasser mit Ausnahme der Pocken- und Paramyxoviren rasch an Infektiosität (MAYR, 1984).

Die Unterscheidung zwischen krankheitserregenden (pathogenen) und harmlosen Bakterien ist nur durch besondere Untersuchungsverfahren möglich. Man benutzt deshalb die Anzahl der enthaltenen, entwicklungsfähigen Bakterien als Maßstab für

die Beurteilung, ob ein Wasser gesundheitsgefährlich ist oder nicht (summarische Methode).

Ein zweites, praktisch viel angewandtes Wasseruntersuchungsverfahren stellt Vorhandensein und Menge des Bacterium coli (Escherichia coli), des besonders typischen Vertreters der normalen Darmbakterien von Mensch und Tier fest. Wird also das Bacterium coli im Wasser gefunden, so kann daraus geschlossen werden, daß es mit Ausscheidungen von Mensch und Tier in Berührung gekommen ist. Wenn auch das Bacterium coli selbst nicht pathogen ist, so muß das durch ihn verunreinigte Wasser doch verworfen werden, weil es krankheitserregende Keime enthalten kann (DAMRATH, 1982).

### 3.4.3. Möglichkeiten zur Abtötung der Keime

Viren können sich im Wasser nicht vermehren. Sie reichern sich im Wasser auch nicht nachträglich an, sieht man von Phagen oder von Fischviren ab. Pflanzen-, tier- und menschenpathogene Keime werden nach ihrer Ausscheidung schon im Abwasser, noch mehr im Oberflächen- und Trinkwasser stark verdünnt und unterliegen dort einer Vielzahl von virusadsorbierenden und inaktivierenden Vorgängen (MAYR, 1984).

Zusätzlich zur Filtration von Keimen durch das Substrat und den entstehenden Biofilm beinhaltet physikalische Elimination die Sedimentation, Aggregation und die Inaktivierung durch UV-Licht. chemische Faktoren beinhalten Oxidation, Abtötung durch von den Wurzeln ausgeschiedene Biozide und Adsorption an die organische Substanz. Biologische Eliminationsmechanismen beinhalten Antibiosis, Fraß durch Nematoden oder Ciliaten,

Abtötung durch Bakterien oder Viren und natürliches Absterben (WOOD, 1990).

Von diesen Möglichkeiten wird von GELLER/LENZ (1982) die Bodenfiltration als eine der effektivsten Methoden, um pathogene Keime aus dem Wasser zurückzuhalten, betrachtet. Hierbei spielt die Adsorption an Bodenkolloiden die wichtigste Rolle. Nach der Adsorption erfolgt ein schnelles Absterben und ein Abbau der Zellmasse.

Dieser Keimabbau ist mit dem Vorhandensein von Protozoen und anderen Organismen, vor allem in der mikrobiellen Bewuchszone, zu erklären. Dabei ist der Rückgang der Keimzahl umso schneller und endgültiger, je besser die Sauerstoffverhältnisse und je höher die Temperaturen sind. Frostperioden im Winter können die Keimabnahme verringern (LAAK, 1986).

Im Wurzelbereich kommt es zu einer weitreichenden Elimination pathogener Keime, welche die Eliminationsleistung konventioneller Kläranlagen weit übertreffen kann. Diese Wirkung ist sehr selektiv und pflanzenspezifisch und beruht vermutlich auf der Absonderung einer Reihe von bakteriziden Substanzen, die in Rhizomen von Limnophyten nachgewiesen wurden. Als Eliminationsmechanismen in Pflanzenkläranlagen kommen also auch chemisch-physikalische in Frage (HABERL, 1987).

JANSONS (1989) berichtet von Versuchen in Australien, die den Gehalt an gelöstem Sauerstoff im Grundwasser als bedeutenden Faktor, welcher die Sterberate der Viren beeinflusst, belegen. In Grundwasser mit einem Sauerstoffgehalt von 0,2 mg/l verringerte sich die Anzahl der inkubierten Polioviren innerhalb von 50 Tagen auf ein Hundertstel. Die selbe Verringerung konnte in Grundwasser mit 5,4 mg O<sub>2</sub>/l innerhalb von 20 Tagen festgestellt werden. Der Effekt des gelösten

Sauerstoffs könnte einerseits in einer direkten Oxidation von Keimteilen oder mit der erhöhten mikrobiellen Aktivität erklärt werden. Höhere Eliminationsraten von Viren bei höheren Temperaturen dürften auf eine gesteigerte Aktivität der abbauenden Mikroorganismen zurückzuführen sein. Es kann angenommen werden, daß Mikroorganismen bei der Elimination von Viren eine Bedeutung haben (JANSONS, 1989)

Bisher gibt es kaum spezielle Untersuchungen der Keimreduktion in Pflanzenkläranlagen. Doch beschreibt LÖFFLER (1990) eine intermittierend beschickte, vertikal durchsickerte Anlagenform, die hervorragende Ergebnisse erbrachte. Die Ergebnisse sind in der folgenden Tabelle zusammengefaßt.



Parameter	Abwasser- zulauf aus mehrn. Vorklärung	Ablauf nach Phytofilt-MS	Abbau [5]
Biochemischer Sauerstoff- bedarf in 5 Tagen BSB <sub>5</sub> (mg/l)	200	10 (40)	95 (30)
Chemischer Sauerstoff- bedarf CSB <sub>Cr</sub> (mg/l)	300	30 (75)	90 (75)
Stickstoff- verbindungen N <sub>ges</sub> (mg/l)	40	ca 30 (32)	ca 50 <sup>1)</sup> (20)
Phosphor- verbindungen PO <sub>4</sub> ges -P (mg/l)	8,2	0,2 (1,3)	98 (24)
Keimzahlen (Zahl/ml) Koliforme keine	2 999 000	0,5 (8 900)	100 (2,7)
Psychrophile Kol.	3 500 000	560 (172 000)	11,7 (2)
Fäkal- koliformen	840 000	0,4 (2 570)	100 (2,7)
Enterokokken	320 000	0,0 (53)	100 (22,3)
Trübung	stark getrübt undurchsichtig	klar (undurchsichtig)	
Färbung	stark grau-gelb	farblos (mittel-grau- gelblich)	
Geruch	sehr stark fäkal bis faulig	geruchlos, ztw. schwach dumpfig (schwach bis stark fremdartig, undefiniert)	

1) schwankend

Tab. 7: Leistungsdaten aus praktischen Untersuchungen für  
Phytofilt-MS (Klammerwerte: Phytofilt-2S)

#### 4. BEDEUTUNG DER PFLANZEN

##### 4.1. ALLGEMEINES

Die an mehreren Universitäten durchgeführten Untersuchungen von bepflanzten und gleich belasteten, unbepflanzten Beeten belegen, unabhängig vom Anlagentyp, den positiven Beitrag der Vegetationsdecke. Die verfügbaren Ergebnisse sind in der Tabelle 8 zusammengefaßt.

Nach SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL (1989) ist an der Wurzeloberfläche und in der gesamten Rhizosphäre die Besiedelungsdichte von Mikroorganismen, vor allem von Bakterien, viel höher als im wurzelfernen Boden. Diese ist abhängig von der Menge an Wurzelausscheidungen, z.B. Zuckern und organischen Säuren sowie von abgestorbenen Zellen, vor allem Wurzelhaaren und Wurzelhauben. Diese Wurzelausscheidungen wirken nicht nur indirekt über die Aktivität von Mikroorganismen auf die Nährstoffverfügbarkeit/-angebot, sondern auch direkt durch ihre komplexierenden Eigenschaften. Die pH-Werte in der Rhizosphäre können sich um ein bis zwei pH-Einheiten von denen des wurzelfernen Bodens unterscheiden. Dies wird durch aktive Protonenpumpen und aufgrund einer unterschiedlichen Aufnahmerate von Kationen und Anionen durch Pflanzen und der sich hieraus ergebenden Notwendigkeit zum Ladungsausgleich bewirkt.

Diese Schaffung von für Bakterien günstige Lebensbedingungen stellt den eigentlichen Beitrag zum Abbau dar. Die weitverbreitete Annahme, daß die Pflanzen direkt einen erheblichen Beitrag zur Reinigung des Abwassers beisteuern, ist als falsch zu bezeichnen.

Pflanzenart	CSB			NH4-N			TP		
	(BSB5)			(TN)			(PO4-P)		
	mg/l	%		mg/l	%		mg/l	%	
	In	Out	Rem.	In	Out	Rem.	In	Out	Rem.
Fondation Universitaire Luxembourgeoise, Belgien,									
IAWPRC, 149 ff									
Typha latif., Sand			71,0			(65,6)			40,3
Control, Sand			37,5			(45,9)			29,8
Centre of Stream Ecology, Australien									
IAWPRC, 517ff									
Phragmites, Kies	(178	53	70)	33	19	42	5,99	6,45	-8
Control, Kies	(178	53	70)	33	18	45	5,99	6,85	-14
Phragmites, Sand	(178	25	86)	33	17	48	5,99	4,71	21
Control, Sand	(178	50	72)	33	17	48	5,99	5,89	2
CSIRO Division of Water Resources, Australien									
IAWPRC 383 ff									
Phragmites, Kies	227	101	56	(32	6	81)	11	1	91
Control, Kies	227	99	56	(32	16	50)	11	4,55	59
Centre of Stream Ecologie, Australia									
IAWPRC, 517 ff									
Phragmites, Kies	(178	53	70)	33	19	42	5,99	6,45	-8
Control, Kies	(178	53	70)	33	18	45	5,99	6,85	-14

Phragmites, Sand	(178 25 86)	33	17	48	5,99	4,71	21
Control, Sand	(178 50 72)	33	17	48	5,99	5,89	2
Centre of Stream Ecology, Australia							
IAWPRC, 78ff							
Kies, konstant							
Phragmites	(178)	38	8		0		
Control	(178)	40	1		0		
Kies, konstant, künstlich belüftet							
Phragmites	(178)	30	32		0		
Control	(178)	35	22		0		
Environmental Management Section, Neuseeland							
IAWPRC 324ff	g/m <sup>2</sup> .d	%	g/m <sup>2</sup> .d	%	g/m <sup>2</sup> .d	%	
Schoenoplectus, Kies	7,6 2,3	70	(4,1 3,3	20)	0,55 0,43	22	
Glyceria, Kies	7,5 2,5	67	(4,0 3,2	20)	0,54 0,43	20	
Control, Kies	7,5 2,5	67	(4,0 3,5	13)	0,53 0,46	13	
CSIRO Division of Water Resources, Australien							
IAWPRC 383 ff							
Phragmites, Kies	3106 mg/m <sup>2</sup> .d	81,6	44 mg/m <sup>2</sup> .d	91,4	159 mg/m <sup>2</sup> .d		
Control, Kies	3106 mg/m <sup>2</sup> .d	65,2	44 mg/m <sup>2</sup> .d	61,6	159 mg/m <sup>2</sup> .d		

Tab. 8: Leistungsunterschiede von bepflanzt und unbepflanzten (control) Beet

#### 4.1.1. Nährstoffaufnahme

Die ursprünglich sehr hohen Erwartungen in Hinblick auf die Nährstoffaufnahme durch Pflanzen beziehen sich vor allem auf die Angaben von KICKUTH (1980). Er errechnet, daß unter günstigen Umständen ein Phragmites-Röhricht über die Tätigkeit seiner Rhizosphärenflora Eliminationsleistungen von 10 bis 15 Tonnen Stickstoff und 3 bis 5 Tonnen Phosphat pro Jahr und Hektar als Dauerleistung erbringen kann. *Iris pseudoacorus* soll in dieser Hinsicht noch mehr leisten.

ONKEN (1990) rechnet vor, daß etwa 50 % der jährlich zugeführten Stickstoff- und Phosphormenge in die Biomasse aufgenommen werden. Er begründet diese substantielle Ausschleusung über die Assimilation mit den Erträgen, die bei 20-40 Tonnen Trockenmasse pro ha und Jahr lagen. Bei vergleichbarer Wurzelmasse und einem N-Gehalt von 2% der Trockenmasse, könnten demnach immerhin annähernd 200 kg N/Jahr in die Biomasse aufgenommen werden.

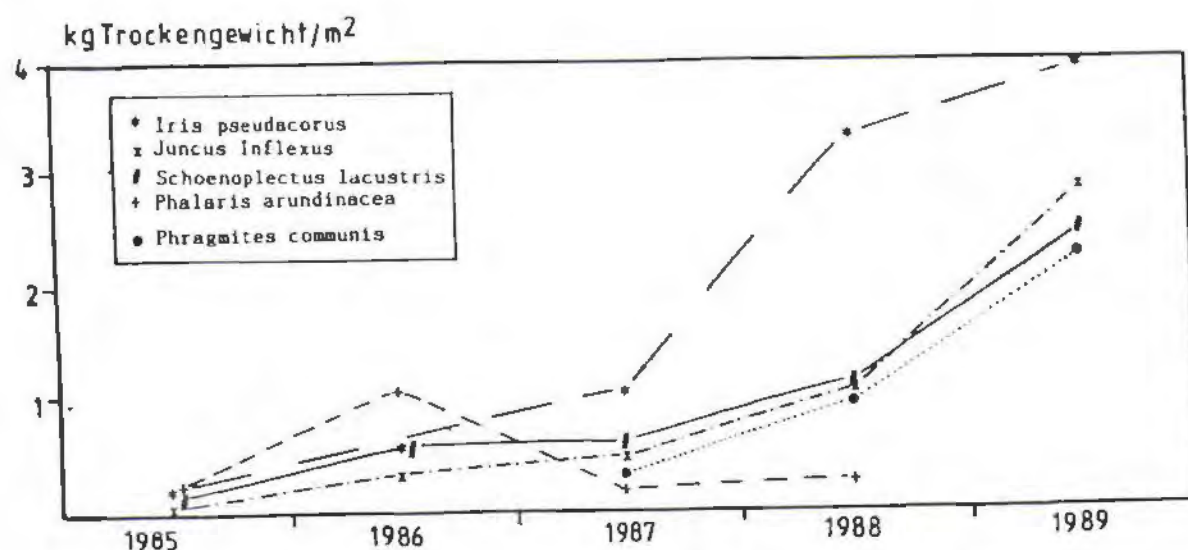


Abb. 15: Entwicklung der Biomasse von 1985-1989 in den Nachreinigungsbecken der KA Kraftsolms



Diesen eher theoretischen Überlegungen widersprechen die bei zahlreichen Anlagen geringen Eliminationsraten der Nährstoffe. Auch die Art und der Zeitpunkt des Aberntens sind sehr umstritten (MANN, 1990; ROGERS, 1990; WOLSTENHOLME/BAYES, 1990 u.a.m.).

So schreibt GELLER (1990), daß ein Ernten während des Sommers für die Pflanzen destruktiv wäre. Im Winter wäre eine Mahd zwar ungefährlich aber auch unnütz, da alle Stoffe in den Bodenteilen der Pflanzen gespeichert sind.

WOOD (1990) überlegt, daß ein Abernten Kohlenstoff aus dem System entfernt. Dieser stellt allerdings die Energiequelle für bedeutende Reaktionen wie Denitrifikation und Sulphatreduktion dar. Außerdem beeinflußt die Entfernung des A-Horizontes die Evapotranspiration und über den nicht stattfindenden Kompostiervorgang die Temperatur unter der Oberfläche.

Bisherige Analysen lassen vermuten, daß Pflanzen nur als temporäre Speicher dienen und der größte Teil der Abbauleistungen im Substrat erfolgt (HAMMER, 1989).

Viel bedeutender als die Nährstoffaufnahme dürfte die Zufuhr von organischer Masse sein. Diese erfolgt über Wurzelausscheidungen, Absterben und Abrieb. Während die Wurzelausscheidungen vor allem das Bakterienwachstum und besonders die Denitrifikation fördern, so ist für den Abbau und die Umwandlung der Streu in Humus eine erhebliche Menge N und P notwendig. Gersberg u.a. führen wegen des N-Abbaus Grasschnitt zu. Diese Reinigungsprozesse liegen je Flächeneinheit in viel höheren Bereichen, als die Nährstoffaufnahme der Pflanzen (KLEYN, 1988).

In jüngster Zeit wird bezüglich der Nährstoffelimination durch Pflanzen zunehmend eine Größenordnung von 5 bis 10 % der

zugeführten Menge akzeptiert. Sie stellt also keinen wesentlichen Beitrag zur Gesamtleistung dar.

Wie stark der Nährstoffentzug zwischen verschiedenen Arten variieren kann, zeigt die Auflistung des Nährstoffbedarfs verschiedener Kulturpflanzen in Tabelle 9 (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 1989).

Pflanze		Tr.S. (%)	Ertrag (dt/ha)	N	P	K	Ca	Mg
1) Weizen	Korn	86	50	94	16	22	3	5,5
	Stroh	89	50	23	3,5	45	16	4
2) Mais	Korn	83	60	86	16	15	2	5
3) Raps	Korn	91	30	100	19	24	13	7,5
4) Zuckerrübe	Rübe	25	500	115	20	100	29	20
	Blatt	16	400	145	16	225	79	31
5) Kartoffel	Knolle	22	300	95	17	145	3	9
6) Silomais (Teigreife)		27	500	183	30	90	10	23

Tab. 9: Mittlerer Nährstoffentzug von Pflanzen zur Zeit der Ernte bei mittleren Erträgen in der BRD

Von den in Pflanzenkläranlagen verwendbaren Pflanzenarten sind erst wenige erprobt. Detaillierte Untersuchungen des jeweiligen Nährstoffbedarfs gibt es nicht. Hier besteht noch großer Forschungsaufwand und vermutlich kann der direkte Nährstoffentzug durch Pflanzen bei optimaler Artenwahl noch gesteigert werden.

#### 4.1.2. Funktionsdauer

Eine Untersuchung von über 300 Mitteleuropäischen Pflanzenkläranlagen ergab, daß der CSB-Wirkungsgrad während der ersten vier Betriebsjahre praktisch konstant bleibt und sogar

eher leicht steigt. Die Leistung im ersten Betriebsjahr ist für die weiteren Betriebsjahre repräsentativ. Das Verhalten der Beetvarianten ist dabei nicht signifikant unterschiedlich (BÖRNER, 1990).

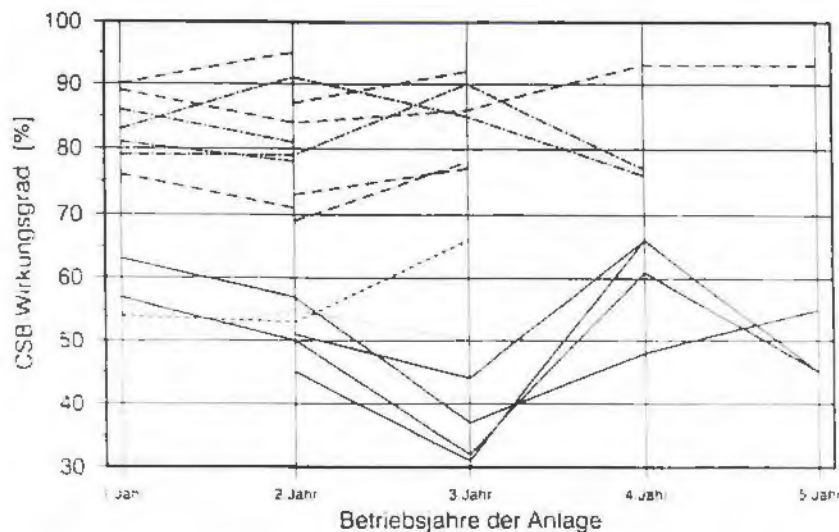


Abb. 16: mittlerer CSB-Wirkungsgrad während der ersten fünf Betriebsjahre verschiedener Pflanzenbeete

An der Fondation Universitaire Luxembourgeoise in Belgien werden Pflanzenklärbecken seit acht Jahren beobachtet. Alle Becken sind mit 30 cm dicken Lagen Quarzsand gefüllt und werden auf etwa 20 cm eingestaut. *Typha Latifolia* bildet einen dichten Bewuchs. Es wurden Becken mit zweijährigen, siebenjährigen und Kontrollbecken ohne Bestand untersucht. Die Reinigungsleistung in den mit *Typha* bepflanzten Becken war immer beträchtlich höher als in den unbepflanzten Kontrollbecken. Jahreszeitliche Schwankungen der Abbauleistungen wurden auch in den unbepflanzten Becken beobachtet. Bisher konnte keinerlei Alterserscheinung in Form einer verringerten Reinigungsleistung festgestellt werden (RADOUX/KEMP, 1990).

Die verschiedentlich geäußerten Befürchtungen, daß die Pflanzen nur während der Aufbauphase zum Abbau beitragen und mit ihrem

Absterben die Ergebnisse wesentlich verschlechtert werden würden, haben sich somit als unbegründet erwiesen.

#### 4.2. SAUERSTOFFEINTRAG IN DEN BODENKÖRPER

Wegen des in Feuchtgebieten herrschenden Sauerstoffdefizites können auf ihren wasserdurchdrängten Böden nur Pflanzen wachsen, bei denen die unterirdischen Organe durch das Innere der Pflanze hindurch mit Sauerstoff versorgt werden können. Grundvoraussetzung dafür ist die Ausdifferenzierung eines weiträumigen Hohlraumsystems, in dem der Sauerstoff von der Atmosphäre her zum Ort des Verbrauchs gelangt.

Hinsichtlich der Sauerstoffversorgung der Wurzeln und der Rhizome lassen sich bei den Pflanzen dieser Standorte zwei Grundtypen unterscheiden:

Typ 1: Bei Pflanzen wie Schilf, Rohrkolben, Iris oder Binsen, die verlandende Ufer und flache Gewässer besiedeln, erfolgt die Sauerstoffversorgung mittels einer, als 'verbesserte Diffusion' anzusprechenden schwachen Gasströmung. In streng physikalischem Sinne resultiert Gasdiffusion aus Konzentrationsunterschieden unter isobaren Bedingungen. Durch die Atmungsprozesse in den unterirdischen Pflanzenorganen herrscht jedoch eine Tendenz zur Unterdruckbildung vor, denn der verbrauchte Sauerstoff wird wegen der wesentlich höheren Wasserlöslichkeit des  $\text{CO}_2$  im interzellulären Gasraum volumenmäßig nicht voll ersetzt. Aufgrund der reduzierten Molekülanzahl pro Volumeneinheit entsteht ein Unterdruck, der zu einer Druckdifferenzierung zwischen dem Druck im Interzellularsystem der Wurzeln bzw. Rhizome und dem Atmosphärendruck führt. Wie aus der Poiseuille'schen Gleichung für den viskosen Fluß von Gas

$$Q = \frac{N \pi r^4 \Delta P \bar{P}}{8 \eta L P}$$

ersichtlich, ist die Stärke der Gasströmung der Druckdifferenz direkt Proportional.

Aus dieser Gleichung geht aber auch hervor, daß eine Verlängerung der Transportstrecke (L) sich ungünstig auf die Sauerstoffversorgung auswirken muß. So zeigt sich dann auch, daß bei Entfernungen von über 10 cm bei den Pflanzen bereits erste Reaktionen auf Sauerstoffdefizite zu beobachten sind. Hierbei muß berücksichtigt werden, daß schon entlang der Transportstrecke von den pflanzlichen Zellen Sauerstoff verbraucht wird oder Sauerstoff durch Diffusion an die Umgebung verloren geht. Eine Ausdiffusion von Sauerstoff kann auch für den Wurzelraum angenommen werden, wenn die Atmungsintensität durch absinkende Bodentemperaturen reduziert wird. Entsprechende Angaben liegen für Binsen vor, wo bei einer Temperatur von +5 °C eine Sauerstoffabgabe von ca. 1 µg O<sub>2</sub>/h.cm<sup>2</sup> Rhizomoberfläche festgestellt wurde.

Typ 2: Wasserpflanzen des Schwimmblattgürtes wie Teichrose, Seerose, Seekanne, Wasserlilie und Lotus, aber auch die Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) als typischer Vertreter des Bruchwaldes, bei denen der Sauerstoff große Distanzen zurücklegen muß, um zum Ort des Verbrauchs zu gelangen, verstärken diesen Luftstrom durch Überdruckbildung in den luftexponierten Organen. Zur Erzeugung dieses Überdruckes nutzen die Pflanzen den physikalischen Vorgang der Thermoosmose von Gasen aus, wofür lediglich bestimmte strukturelle Voraussetzungen erfüllt sein müssen, aber keine physiologischen Leistungen der Pflanzen benötigt werden.



Bei der Schwarz-Erle ist der Ventilationsstrom vom unteren Stammbereich zu den Wurzeln hin gerichtet, wobei die Ausbildung von Gasbläschen an der Wurzeloberfläche zu beobachten ist. Wie bereits für Binsen berichtet, kann auch bei ca. 1 Jahr alten blattlosen Schwarz-Erlen eine Abgabe von Sauerstoff aus dem Wurzelbereich in das umgebende Medium festgestellt werden. Während bei 20 °C die Bilanz noch stark negativ ist, lassen sich bei +5 °C im Dunkeln, d.h. ohne thermoosmotischen Gastransport, hinsichtlich des O<sub>2</sub>-Austauschs zwischen Wurzeln und Umgebung Werte zwischen ca. 4 µMol O<sub>2</sub>-Aufnahme bis ca. 3 µMol O<sub>2</sub>-Abgabe pro Stunde und Baum feststellen. Die Abgabe von Sauerstoff in die Umgebung der Wurzeln steigt bei Belichtung des Stammes, d.h. nach Ingangsetzung des thermoosmotischen Gastransports, auf Werte von ca. 14 µMol bis max 21 µMol O<sub>2</sub>-Abgabe pro Stunde und Baum an (GROSSE, 1986).

Obwohl Sumpfpflanzen meist in sauerstoffarmen Böden wachsen, gedeihen sie, trotz ihrer Fähigkeit in anaeroben Substraten zu überleben, doch am besten, wenn Sauerstoff verfügbar ist. Diese Pflanzen verfügen über ein weitlumiges Hohlraumssystem, welches bis zu 70 % des gesamten Volumens einnehmen kann. Trotzdem ist selbst in diesen speziellen Pflanzen die Sauerstoffkonzentration im Randbereich der Wurzeln auf einem äußerst niedrigen Niveau (HAMMER, 1989).

Das Luftleitgewebe der Sumpfpflanzen, zur Lebenserhaltung der untergetauchten, im anaeroben Milieu sich entwickelnden Pflanzenteile, ließ sich funktional im Labor und an Rhizomen in Zarpen nachweisen. Die transportierten Sauerstoffmengen waren aber nur ausreichend zur Lebenserhaltung, zur Abwehr zelltoxischer, reduzierter Verbindungen. Unter günstigen Bedingungen war aerenchymatischer Sauerstoff bis maximal 3 mm um eine Schilfwurzelspitze herum nachweisbar. Der oxischen Abwehrreaktion wird die Fixierung von Schwermetallen zugeschrieben. Hier zeigte das Schilf eine erwünschte, positive

Wirkung. Ein bemerkenswerter Beitrag zur Schaffung mosaikartiger aerober, klärtechnisch wirksamer Bodenbereiche scheidet u.E. aus. Makroskopische Vorgänge überdecken etwaige mikroskopische Reaktionen vollkommen (KRETZSCHMAR, 1990).

Untersuchungen in Schönberg ergaben, daß der Sauerstoffeintrag entlang der Jungwurzeln und Jungrhizome in allen Versuchsfässern (*Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Iris pseudoacorus* und *Schoenoplectus lacustris*), auch in den stark überstauten und mit Gülle beschickten Lysimetern vorhanden war. Dieser Eintrag äußerte sich in durch oxidiertes Eisen gefärbten Bodenschichten (KLEYN, 1988).

Mehrere Autoren berichten von einem Absterben der Schilfrhizome in tieferen Schichten. Dies wird mit dem Unvermögen der Pflanze begründet, eine ausreichende Sauerstoffversorgung sicherzustellen, um toxische Effekte zu vermeiden (PARR, 1990; WUSTINGER, 1990 u.a.).

Detaillierte Untersuchungen ergaben, daß der gesamte Sauerstofffluß durch die Hohlräume von *P. australis* in die Bodenteile  $2,08 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$  betrug. Davon wurden  $2,06 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$  durch Respiration der Wurzeln und Rhizome verbraucht. Es handelte sich also um eine beinahe ausgeglichene Sauerstoffbilanz mit lediglich  $0,02 \text{ g O}_2/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ , die an die umgebende Bodenmatrix abgegeben wurden. Generell konnte keine Sauerstoffabgabe von der Oberfläche der Rhizome und alter Wurzeln festgestellt werden. Lediglich junge, weiße Wurzeln gaben Sauerstoff an die Umgebung ab (BRIX, 1990).

Ähnliche Ergebnisse erzielte ARMSTRONG (1990), der ermittelte, daß *Phragmites*-Bestände  $1,0 - 7,3 \text{ g O}_2/\text{m}^2 \cdot \text{d}$  durch laterale Wurzeln an das Sediment abgegeben. Eine Steigerung des Sauerstoffeintrages in die Bodenmatrix kann nur durch eine größere Wurzelanzahl bewirkt werden. Ein größeres



Sauerstoffdefizit des Bodens führt zu höheren Diffusionsverlusten der Pflanze. Dadurch sterben jedoch Pflanzenteile durch Ersticken ab und die Summe des gesamten eingebrachten Sauerstoffs sinkt.

MAY (1990) berichtet von Analyse der Fauna. Demnach konnten auch im unmittelbaren Wurzelbereich denitrifizierende Bakterien nachgewiesen werden.

Die bisherigen Untersuchungen zeigen deutlich, daß die Sauerstoffabgabe an die Bodenmatrix von verschwindender Bedeutung, bezogen auf den Gesamtbedarf, ist. Sie ist auf die Undichtheit vor allem der jungen Wurzeln zurückzuführen. Der Hinweis auf verschieden effiziente Belüftungssysteme zeigt wiederum, daß bezüglich der Artenwahl noch viele Fragen zu klären sind.

#### 4.3. TRANSPIRATION

Stoffaufnahme durch die emerse Pflanze ist immer mit Wasseraufnahme und Wasserverlust durch Evapotranspiration verbunden. Im allgemeinen ist der Wasserentzug durch ein Röhrlicht viel höher als der Nährstoffentzug. Als Folge wird der Wasserkörper an Nährstoffen aufkonzentriert. Mittlerweile gibt es zahlreiche Untersuchungen, um eine ungefähre Größenordnung zu bestimmen. Dabei lagen für den mitteleuropäischen Raum die Verdunstungswerte im Jahresschnitt bei 4 bis 8 mm/d und während der Sommermonate bei 10 bis 15 mm/d (BÖRNER, 1990; HABERL, 1990; ONKEN, 1990 u.a.).

KRAFT (1984) ermittelte eine maximale Evapotranspirationsrate von 59,4 mm/d, wobei etwa 90 % der täglichen Verdunstung

während der Besonnungsdauer und nur etwa 10 % in der Nacht erfolgten. Demnach kann es bei einer Dimensionierung von 3 bis 5 m<sup>2</sup>/E in der heißen Jahreszeit zu einer Austrocknung des Bodenkörpers und zu einer Schädigung des Pflanzenbestandes kommen.

Auch NAVARRA (1987) berichtet, daß bei einer Beschickung mit 21 mm/m<sup>2</sup>.d im Sommer bei Schönwetter regelmäßig negative hydraulische Bilanzen auftraten.

#### 4.4. ARTENWAHL

Von den über 1000 Pflanzenarten, welche zur aquatischen Familie zählen, sind bisher nur wenige bei Abwasserreinigungsanlagen erprobt worden. Wie weiter oben angeführt, gibt es jedoch erhebliche Unterschiede bezüglich Nährstoffbedarf, Sauerstoffversorgung der Wurzeln, Biomasseproduktion, Verbreitungsgebiet, etc.

Folgende Bedingungen sollte eine geeignete Pflanze weitestgehend erfüllen:

- an die jeweiligen Standortbedingungen angepaßt
- gutes Belüftungssystem
- intensive, tiefgehende Durchwurzelung des Bodenkörpers
- hoher Nährstoffbedarf
- möglichst lange Vegetationsperiode
- gute Überwinterungsfestigkeit

Bisher wurde in erster Linie mit *Phragmites australis* (Schilf) *Iris pseudoacorus* (gelbe Schwertlilie), *Typha latifolia*

(breitblättriger Rohrkolben) oder *Schoenoplectus lacustris* (Flechtbinse) gearbeitet. Navarra (1989) verwendete erstmals mit gutem Erfolg *Rumex alpinus* (Alpenampfer), *Caltha palustris* (Sumpfdotterblume), *Cardamine amara* (Bittere Schaumkraut) sowie *Deschampsia caespitosa* (Rasenschmiele). Zahlreiche andere Pflanzenarten scheinen geeignet zu sein. Eine interdisziplinäre Zusammenarbeit mit Botanikern ist diesbezüglich unbedingt notwendig.



## 5. KONSTRUKTIVE AUSBILDUNG

### 5.1. BEHANDLUNGSSTUFE DES ZUGEFÜHRTEN ABWASSERS

In Mannersdorf wurden vollkommen gleiche Beete mit unterschiedlich vorbehandeltem Abwasser beschickt. Die Ergebnisse sind in den folgenden Tabellen dargestellt (PERFLER, 1987):

			Qzu	CSB		nCSB	BSB		nBSB	N <sub>ges</sub>		nN <sub>ges</sub>
			mm/d	mg/l		%	mg/l		%	mg/l		%
				zu	ab		zu	ab		zu	ab	
Feld	ROHABWASSER	22.7.1985	34	369	33	91	162	6	96	38,1	9,2	76
Feld	MECH.GER.ABW.	22.7.1985	35	283	31	89	105	6	95	38,7	10,3	73
Feld	BIOL.GER.ABW.	22.7.1985	31	62	23	63	8	4	54	27,0	5,0	81

Tab. 10: Mittelwerte der Tagesganguntersuchung vom 22.07.1985

			Qzu	CSB		nCSB	BSB		nBSB	N <sub>ges</sub>		nN <sub>ges</sub>
			mm/d	mg/l		%	mg/l		%	mg/l		%
				zu	ab		zu	ab		zu	ab	
Feld	ROHABWASSER	10.1.1986	39	281	25	91	104	5	96	32,6	16,5	49
Feld	MECH.GER.ABW.	10.1.1986	37	176	23	87	62	5	92	31,3	17,7	43
Feld	BIOL.GER.ABW.	10.1.1986	36	43	13	69	8	1	84	21,8	16,5	24

Tab. 11: Mittelwerte der Tagesganguntersuchung vom 10.01.1986

Wie in diesem Fall zeigen die Ablaufkonzentrationen allgemein wenig Abhängigkeit von den Konzentrationen im Zulauf. Die Ablaufwerte gleicher Systeme liegen meist, unabhängig von der

Behandlungsstufe des zugeführten Abwassers, im gleichen Größenbereich, wodurch die Wirkungsgrade mit zunehmender Vorreinigung abnehmen. Besonders trifft dies für die Parameter CSB und BSB<sub>5</sub> zu. Es ist also mit keiner wesentlichen Verbesserung der Ablaufwerte durch Vorbehandlung zu rechnen.

#### 5.1.1. Rohes Abwasser

In den meisten Fällen wird eine Behandlung von rohem Abwasser in Pflanzenkläranlagen abgelehnt. Das Problem der Ablagerung von Feststoffen an der Oberfläche der Beete ruft zu große hygienische Bedenken hervor.

HILEY (1990) weist weiters darauf hin, daß Ammoniumkonzentrationen von über 100 mg/l das Wurzelwachstum beeinträchtigen. Dies könnte erklären, warum Sumpfpflanzen häufig absterben, wenn rohes Abwasser zugeführt wird.

#### 5.1.2. Mechanisch vorgereinigtes Abwasser

Um Schlammablagerungen und etwaige Geruchsbeeinträchtigungen zu vermeiden, müßte das Rohabwasser von den absetzbaren Stoffen befreit werden. Eine Absetzzeit von 2 h reicht hierfür prinzipiell aus. Die weitverbreitet vorhandenen Kleinkläranlagen (Mehrkammerfaul- oder Mehrkammerausfaulgruben erfüllen mit einem Nutzvolumen von 200 l/E (bei halbjährlicher Räumung 300 l/E) diesen Zweck genauso gut wie eventuell vorhandene Emscherbrunnen mit 45 l/E Absetzraum und 75 l/E Faulraum (LÖFFLER, 1990; LOLL, 1990).

Für PÖPEL (1990) ist eine Vorreinigung bei Systemen, bei denen dem Bodenkörper eine entscheidende Rolle bei der Abwasserreinigung zukommt, nahezu unerlässlich. Durch diese Vorreinigung soll im wesentlichen eine mechanische Verstopfung des Bodens mit suspendierten Stoffen verhindert werden. Sie kann nach Din 4261, welche vor Filtergräbern nicht Mehrkammer-Absetzgruben (mittlere Aufenthaltszeit 1,5 bis 2 Tage) sondern Mehrkammer-Ausfaulgruben (mittlere Aufenthaltszeit 7 bis 10 Tage) vorschreibt, erfolgen. Gegebenenfalls kann der eigentlichen Pflanzenkläranlage ein bepflanzter Bodenkörper vorgeschaltet werden, in dem die suspendierten Stoffe weitgehend zurückgehalten und stabilisiert werden. Der sich auf der Oberfläche ansammelnde Schlamm veredelt dort (PÖPEL, 1990).

Wie bereits erwähnt darf eine Vorbehandlung nur wenige Stunden in Anspruch nehmen. Eine Aufenthaltsdauer von mehreren Tagen würde zum Anfaulen des Abwassers führen. Die entstehenden Schwefelwasserstoffverbindungen brächten eine starke Geruchsbeeinträchtigung mit sich und aufgrund der toxischen Eigenschaften dieser Verbindungen wären Schädigungen sowohl der Flora als auch der Fauna unvermeidlich. Ein eventueller Rückhalt von Schwebstoffen durch Vorschalten eines bewachsenen Kiesfilters erscheint als eine sehr zielführende Möglichkeit, bringt jedoch die bereits angeführten Probleme mit sich.

#### 5.1.3. Biologisch gereinigtes Abwasser

Die Nachbehandlung von biologisch gereinigtem Abwasser in Pflanzenkläranlagen erscheint als nur sehr eingeschränkt sinnvoll, da zur Dimensionierung der Anlagenteile in erster Linie die hydraulische Belastung heranzuziehen ist. Folglich wären Systeme notwendig, welche bei Beschickung mit dem

unbehandelten Abwasser in etwa die gleichen Abflußkonzentrationen aufweisen würden. Die biologische Reinigung wäre also überflüssig.

## 5.2. ART DER BESCHICKUNG

In Hinblick auf die Verstopfungsanfälligkeit von Sickeranlagen konnte LAAK (1986) in seinen Untersuchungen mit der Art der Beschickung keinen Unterschied feststellen, vorausgesetzt die Versickerungsrate lag unterhalb des LTAR-Wertes. Weder die Häufigkeit noch die Dauer der Beschickung ließ eine meßbare Wirkung auf die Verstopfung erkennen.

Im Gegensatz zu diesen sehr schwach beaufschlagten Sickeranlagen stehen die Ergebnisse von FEHR/SCHÜTTE (1990). Die Zielsetzung ihrer Untersuchungen war es, die Unterschiede in der Reinigungsleistung von intermittierend beschickten, nicht eingestauten Bodenfiltern mit der von kontinuierlich beschickten, eingestauten festzustellen. Der Zufluß zu den beiden, mit Sand gefüllten Beeten war jeweils gleich hoch. Die Ergebnisse der Messungen im Frühjahr/Sommer 1989 sind in Tabelle 12 dargestellt.

Reinigungsleistung und Ablaufkonzentration sind in beiden Anlagen unbefriedigend. Ein Vergleich untereinander zeigt allerdings wesentlich bessere Werte in Beet I. Da alle Randbedingungen gleich waren, muß als Hauptursache hierfür die bessere Versorgung des nicht eingestauten Bodenfilters mit Luftsauerstoff angesehen werden.

Meßgröße		CSB	BSB <sub>5</sub>	NH <sub>4</sub> -N	Ges. N	PO <sub>4</sub> -P	pH	Wasser
Einheit		mg/l	mg/l	mg N/l	mg N/l	mg P/l	-	°C
Zulauf:	Mittel	763	-	150	≥150	13	7,3	13
	Min/Max	533/950	-	130/166	-	8/18	7,2/7,5	6/19
Ablauf Beet I:	Mittel	154	-	59	73	4	7,2	13
	Min/Max	152/154	-	32/90	40/90	2/7	7,1/7,3	5/18
	Reinigungsleistung in ‰	80	-	61	51	69	-	-
Ablauf Beet K:	Mittel	356	-	116	118	6	7,2	13
	Min/Max	245/490	-	104/134	105/136	4/8	7,1/7,3	6/18
	Reinigungsleistung in ‰	54	-	23	21	52	-	-

Tab. 12: Mittel-, Minimal- und Maximalwerte, Reinigungsleistung  
3/89 - 8/89

Auch LÖFFLER (1990) berichtet von Versuchen, bei denen sich der intermittierende Betrieb im Sommer und Winter gegenüber kontinuierlich betriebenen Vergleichsbecken durch gute Sauerstoffanreicherung, bessere flächendeckende Wasserversorgung der Pflanzen (Wuchsleistung), bessere Mineralisation der Kolmationsschichten und vor allem durch störungsfreien Winterbetrieb als eindeutig überlegen erwies.

Im Rahmen einer umfassenden Untersuchung unterschiedlichster Pflanzenkläranlagen ergab sich ein deutlich besseres Bild für Systeme, welche mit durchlässigem Bodenmaterial (Sand, Kies) gefüllt sind und in Intervallen mit Abwasser beaufschlagt werden. Die Wirkungsmechanismen der Filtergräben (hohe Adsorptionsleistung) und Tropfkörper (gute Sauerstoffzuführung) werden hier sinnvoll kombiniert. Diese Anlagenform erreichte bei 85% der Messungen Werte kleiner als 50 mg/l CSB, 10 mg/l



BSB<sub>5</sub> und 20 mg/l NH<sub>4</sub>-N. Diese Reinigungsleistung wird mit einem Bodenvolumina von ca. 3 m<sup>3</sup>/E erreicht (FEHR/SCHÜTTE, 1990).

BRIX (1990) erklärt die besseren Abbauraten folgend. In vertikal durchflossenen, aus mehreren parallelen Beeten bestehenden, intermittierend beschickten Systemen dürfte der Sauerstoffeintrag durch die Atmosphäre, je nach Substrat, zwischen 30 und 150 g O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>.d betragen. Während der Beschickungsphase wird Luft aus dem Boden gepreßt und während der Trocknungsperiode angesaugt. Die Abstände, welche zwischen den Beschickungsphasen einzuhalten sind, hängen von der Durchlässigkeit des Substrates ab. Gleichzeitig wird davon der Sauerstoffeintrag in den Boden beeinflusst.

Der Vorteil der intermittierenden Beschickung wird mittlerweile immer mehr anerkannt und ist vor allem auf die bessere Sauerstoffzufuhr und die gleichmäßigere hydraulische Belastung zurückzuführen. Auch die dadurch mögliche Trocknung der obersten Bodenschicht bringt einen großen Vorteil. Die mikrobielle Bewuchsschicht an der Oberfläche der Beete kann abgebaut und ein Verstopfen der Filter somit auch bei hoher Belastung verhindert werden.

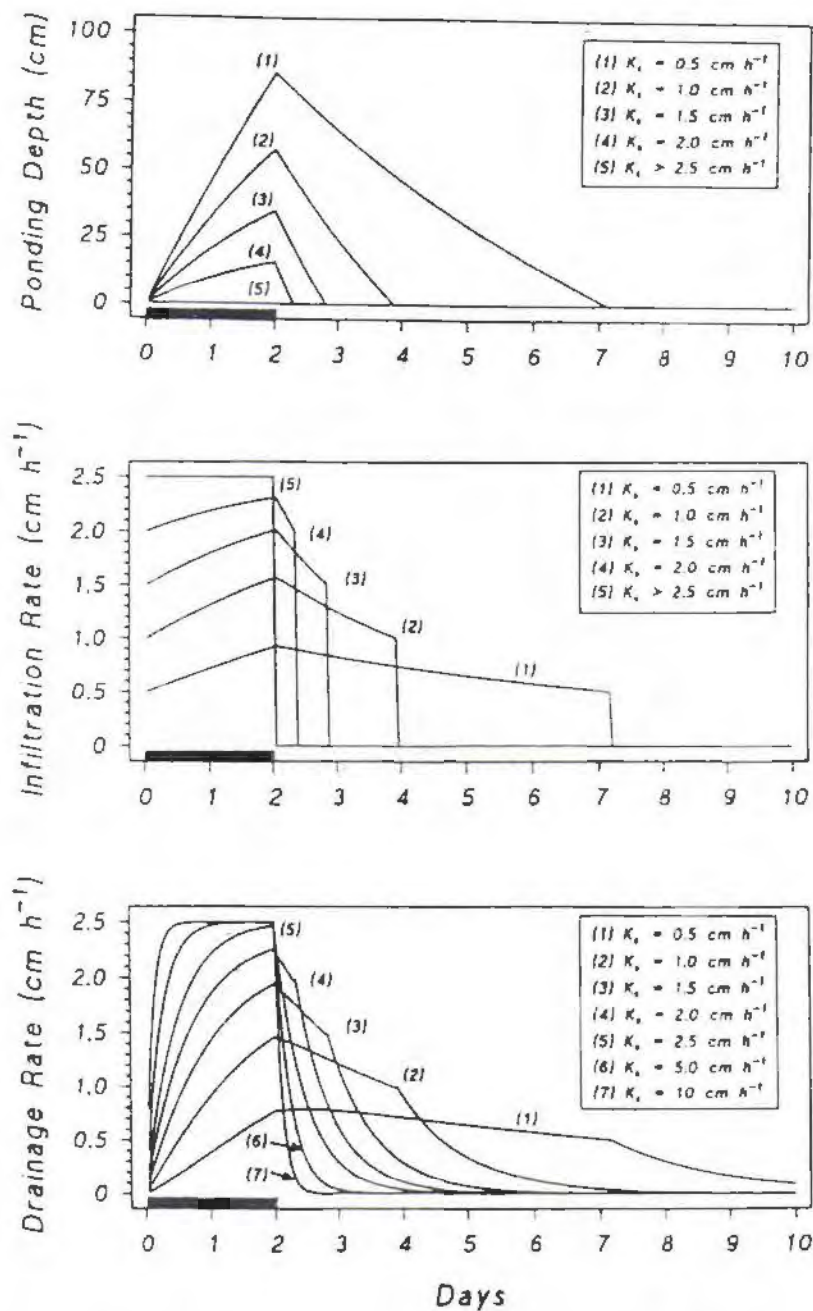


Abb. 17: Im Modell ermittelte Teichtiefe, Infiltrationsrate und Drainagerate für ein Sickersystem, bestehend aus fünf Beeten mit intermittierender Beschickung und sieben Substraten mit einer hydraulischen Durchlässigkeit von 0,5 bis 10 cm/h.  
 (Beettiefe = 100 cm, Beschickungsrate = 0,5 cm/h, Beschickungszyklus 10 Tage) (BRIX, 1990)

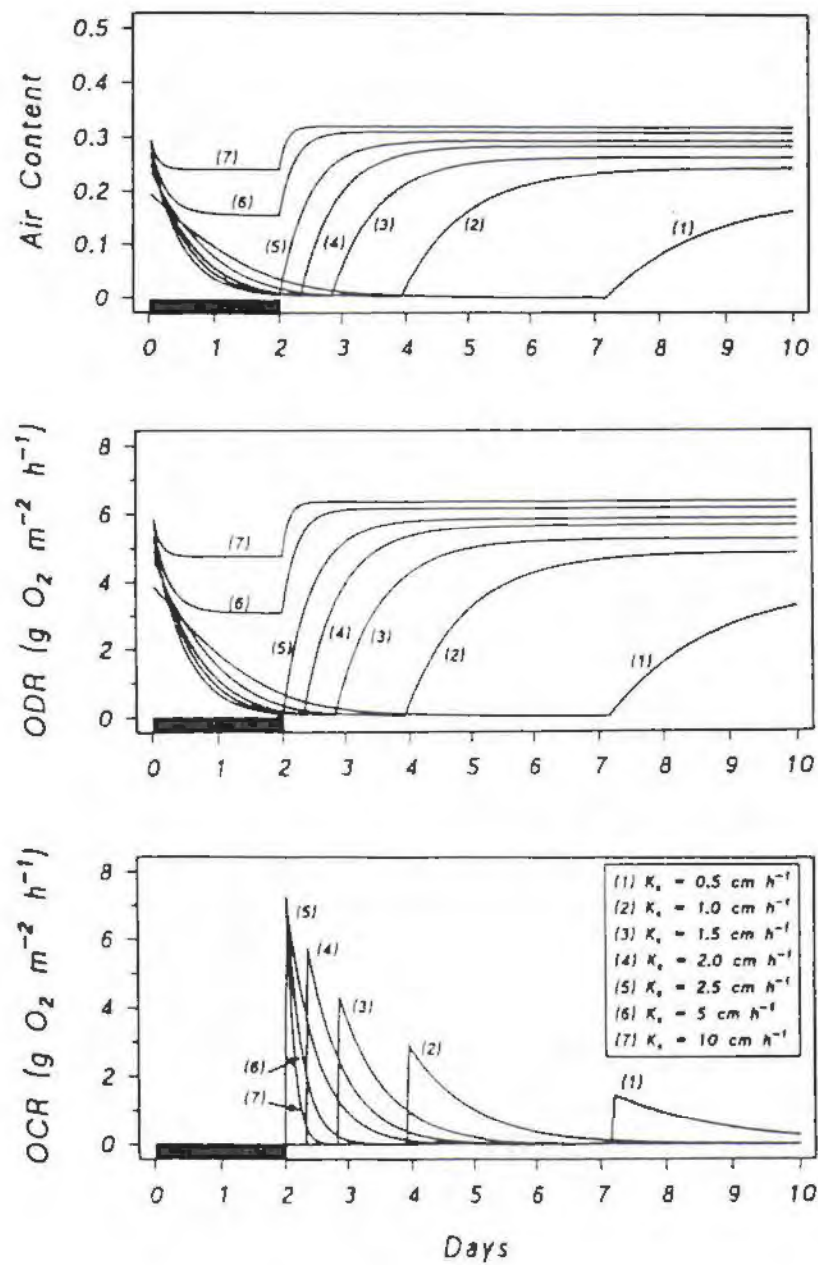


Abb. 18: Im Modell ermittelter Luftgehalt im Bodensubstrat, Sauerstoffdiffusionsrate (ODR) und Sauerstoffkonvektionsrate (OCR) für das Sickersystem (BRIX, 1990)

### 5.3. ABLUßVERHÄLTNISSE

Waren die ersten von Kickuth und Seidel entworfenen Pflanzenkläranlagen ausschließlich horizontal durchströmt, so werden heute immer mehr vertikal durchsickerte Systeme gebaut.

In Großbritannien sollte durch Kombination von horizontal und vertikal durchflossener Beete folgende Vorteile kombiniert werden:

- gute Belüftung und geringe Aufenthaltszeit in vertikal durchsickerten Beeten zum Abbau von  $BSB_5$  und für geringe Nitrifikation
- begrenzte Belüftung aber lange Aufenthaltszeit für weiteren  $BSB_5$ -Abbau, Nitrifikation und Phosphatentfernung in horizontal durchströmten Beeten

Bed	Period	Samples n	BOD		SS		Reduction		O <sub>2</sub> used g/m <sup>2</sup> d
			In mg/l	Out mg/l	In mg/l	Out mg/l	BOD %	SS %	
<u>Horizontal flow</u>									
Rugeley	9/87-2/88	14	199	60	170	80	70	53	2.7
Rugeley	6/89-9/89	7	221	19	204	101	91	50	4.0
Rugeley	1/90-3/90	3	60	16	56	5	73	91	0.9
Drointon	11/88-4/89	11	818	678	339	145	17	57	3.6
Drointon	6/89-9/89	7	1884	1113	781	232	49	70	20.1
<u>Downflow</u>									
Rugeley 1st stage	1/90-3/90	3	244	93	209	74	62	65	97.0
Rugeley 2nd stage	1/90-3/90	3	93	60	74	56	35	24	21.2
University 1st stage	24/3/90	2	303	104			66		156.4
University 2nd stage	24/3/90	2	104	18			83		140.1

Tab. 13: Analysenwerte der vertikal und horizontal durchströmten Pflanzenkläranlage von 1/90 - 3/90 (GRAY, 1990)

Der Sauerstoffeintrag in vertikal durchströmte Beete ist sehr groß. Es scheint möglich, diesen Typ vollkommen aerob zu erhalten. GRAY et a. (1990) kommt zu dem Schluß, daß die Kombination von zwei vertikal beschickten mit einem horizontal durchströmten Beet bessere Ergebnisse als die einheitliche Verwendung eines Typs erbringen dürfte.

In Hannover durchgeführte Versuche zur Feststellung der Leistungsfähigkeit intermittierend beschickter, bepflanzter Sandfilter ergaben noch besser Ergebnisse. Die Konzentrationen im Abfluß dieses zweistufigen, vertikal durchströmten Systems sind der Tabelle 14 zu entnehmen (FEHR/SCHÜTTE, 1990).

Bei horizontal durchflossenen Beeten tritt immer wieder Oberflächenströmung auf, da die Querschnitte bei dem geringen hydraulischen Gefälle die Abwasserfrachten nicht weiterleiten können. Die zur Verfügung stehenden Bodenkörper scheinen weder in vertikaler noch in horizontaler Richtung voll genutzt. Dies dürften, neben der unzureichenden Sauerstoffversorgung, die Hauptgründe für die meist schlechteren Abflußwerte dieses Typs sein.

Je nach Fließrichtung werden für die Beete verschiedene Tiefen empfohlen. Bodeneigenschaften und eingesetzte Pflanzenarten verlangen nach BUCKSTEEG (1990) bei vorwiegend horizontaler Durchströmung Schichtdicken von mindestens 30 cm, bei vorwiegend vertikaler Fließrichtung durch den Boden mindestens 60 cm. Häufig wird in Europa eine Beettiefe von 60 cm als ideal angesehen. Dies ergibt sich als der Feststellung, daß unter 60 cm Tiefe die Wurzeln ein verringertes Wachstum zeigen und dünnere Beete im Winter gefrieren (WOOD, 1990; COOPER, 1990; u.a.). Diese Vorgaben, die Beettiefe betreffend, scheinen allerdings nicht ausreichend wissenschaftlich fundiert und sollten durchaus kritisch betrachtet werden.



Probe Nr	Q l/d	Zufluß		Abfluß Ly 1		Abfluß Ly 2	
		CSB mg/l	BSB-5 mg/l	CSB mg/l	BSB-5 mg/l	CSB mg/l	BSB-5 mg/l
1- 7	80,00	199,86	200,00	39,14	17,00	38,57	5,80
8-14	40,00	193,40	181,00	44,60	7,70	41,00	6,00
15-21	24,00	174,75	213,00	36,25	22,70	43,25	10,20
22-28	16,00	343,29	195,00	31,83	13,50	34,40	3,00

Probe Nr	Q l/d	Zufluß		Abfluß Ly 1		Abfluß Ly 2	
		NH <sub>4</sub> -N mg/l	NO <sub>3</sub> -N mg/l	NH <sub>4</sub> -N mg/l	NO <sub>3</sub> -N mg/l	NH <sub>4</sub> -N mg/l	NO <sub>3</sub> -N mg/l
1- 7	80,00	37,96	1,47	12,33	11,42	0,94	8,85
8-14	40,00	51,48	1,55	8,76	21,63	2,00	20,43
15-21	24,00	28,63	0,85	0,33	23,25	0,18	22,33
22-28	16,00	45,53	3,80	0,17	26,00	0,10	21,38

Tab. 14: Mittlere Abbauleistungen der Lysimeter

Noch sind zuwenig Daten verfügbar, doch scheint eine Überlegenheit der vertikal durchströmten Beete gegeben zu sein. Die hydraulischen Probleme, die mit diesem System verbunden sind, können nur durch intermittierende Beschickung bewältigt werden. In dieser Kombination dürften die Pflanzenkläranlagen durchaus mit herkömmlichen Reinigungssystemen konkurrieren können.

#### 5.4. SUBSTRAT

Der Boden dient den Pflanzen und den Bakterien als Substrat und muß fähig sein, die zugeführte Abwassermenge ableiten zu können. Diese hydraulische Leitfähigkeit wird von der Durchlässigkeit ( $k_f$ -Wert) bestimmt.

Grobkies, wenig Sand, stark durchlässig	$10^{-3}$
Sandiger Kies, gut durchlässig	$10^{-4}$
Fein- bis Mittelsand, schlecht durchlässig	$10^{-5}$
Lehmiger Sand, schwer durchlässig	$10^{-6}$
Humus, mittlerer biologischer Zustand	$5 \cdot 10^{-7}$
schluffiger Ton, sehr schwer durchlässig	$10^{-8}$

Tab. 15: Durchlässigkeitswerte  $k_f$  verschiedener Böden (m/s)

Dieser Wert ist von der Porengröße und vom Porenvolumen abhängig und auch für Wurzelwachstum und mikrobielle Aktivität wichtig, da Wurzelhaare (Durchmesser  $> 10 \mu\text{m}$ ) nur in Grobporen einzudringen vermögen, während Pilzmyzele (Durchmesser  $\approx 3-6 \mu\text{m}$ ) und Bakterien (Durchmesser  $0,2 - 1 \mu\text{m}$ ) auch noch in Mittelporen leben können. Die Feinporen sind für Mikroorganismen nicht zugänglich.

	Poren- volumen (%)	Grob- poren (%)	Mittel- poren (%)	Fein- poren (%)
Sand- böden	$46 \pm 10$	$30 \pm 10$	$7 \pm 5$	$5 \pm 3$
Schluff- böden	$47 \pm 9$	$15 \pm 10$	$15 \pm 7$	$15 \pm 5$
Tonboden	$50 \pm 15$	$8 \pm 5$	$10 \pm 5$	$35 \pm 10$
Anmoor	$70 \pm 10$	$5 \pm 3$	$40 \pm 10$	$25 \pm 10$
Hoch- moor	$85 \pm 10$	$25 \pm 10$	$40 \pm 10$	$25 \pm 10$

Tab. 16: Porenvolumen und -größe verschiedener Böden

Die Körnung ist gleichzeitig eine der wichtigsten Eigenschaften für die Bodenentwicklung, die Ertragsfähigkeit, die Puffer- und die Filtereigenschaften der Böden (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 1989).

Auch LAAK (1981) stellt fest, daß bei Sickeranlagen vor allem die Parameter Korngröße, Kornverteilung, Porosität und spezifische Oberfläche des Bodenmaterials maßgeblich die Eliminations- und Abbauleistung bestimmen. Je größer die innere Oberfläche des Bodenmaterials ist, desto größer ist die Kontakthäufigkeit zwischen Boden und transportierten Fremdstoffen und damit auch die Sorptionskapazität des Bodens. Korngröße und Kornverteilung sind vor allem beim Beginn einer Infiltration von Bedeutung (erste Infiltrationsphase). Anschließend geht ihr Einfluß zurück, da das durchsickerte Bodenmaterial hauptsächlich als Trägermaterial für die biochemischen Wechselwirkungen zwischen zugeführtem Substrat und der Biomasse dient.

Abweichungen zwischen den im Labor gefundenen  $k_f$ -Werten und den in der Natur maßgeblichen Werten sind wegen unterschiedlicher Verdichtungen des Bodens, Einlagerungen von Ton, Sand oder Wurzeln in der Größenordnung von drei Zehnerpotenzen möglich. Durch das große Nährstoffangebot und die längere Kontaktzeit kommt es zu einer Massenentwicklung von Bakterien. Es bildet sich ein starker mikrobieller Bewuchs, der in der amerikanischen Literatur häufig als "clogging mat" oder "slime layer" bezeichnet wird. Diese mikrobielle Bewuchszone ist nur wenige cm stark, kann allerdings zu einer vollkommenen Abdichtung der Oberflächen führen. Die biologische Aktivität der Schicht ist vor allem von Temperatureinflüssen und vom Nährstoff- und Sauerstoffangebot abhängig (VON DER EMDE, 1977).

Diese Entwicklung enger Einlaßzonen, charakterisiert durch große Mengen an organischen Feststoffen, verringerter Durchlässigkeit und einer Schichtdicke von wenigen Zentimetern wurde bei Pflanzenkläranlagen neben anderen von PERFLER (1987), BAVOR et al (1989) und MORELL et al (1990) festgestellt.

Je grobkörniger das Material ist, umso tiefer können die im Abwasser enthaltenen Schwebstoffe in den Boden eindringen. Dadurch entwickelt sich der biologische Bewuchs eher räumlich als flächenhaft und ist nicht so kompakt (LAAK, 1986).

BÖRNER (1990) untersuchte 300 mitteleuropäische Anlagen, wobei diese nach den Kriterien Bodenmaterial und konstruktiven Details folgenden Konstruktionsvarianten zugeordnet wurden:

- Var. AB: ohne oder nur sequentielle Bodenpassage  
(Aquakultursysteme, bewachsene Teiche)
- Var. C: Schotter- oder Kieskörper
- Var. D: Kies-/Sandkörper, mehrstufig (überwiegend System SEIDEL)
- Var. EF: Überwiegend Sandkörper, teilweise abgestuft mit Feinanteil
- Var. G12: bindiger Bodenkörper (Wurzelraumanlagen nach KICKUTH)
- Berberbeck: wie Variante G12
- Var. GxH: bindiger Bodenkörper mit und ohne Mutterbodenanteil und natürliche Sumpfflächen.

Deutliche Unterschiede machen sich erst bei zunehmender Belastung bemerkbar. Weit besser als die anderen Systeme besitzen die Anlagen der Variante D (System SEIDEL) auch noch bei hoher hydraulischer Belastung im Mittel die besten Wirkungsgrade. Vermutlich wird dies durch die Mehrstufigkeit günstig beeinflusst.



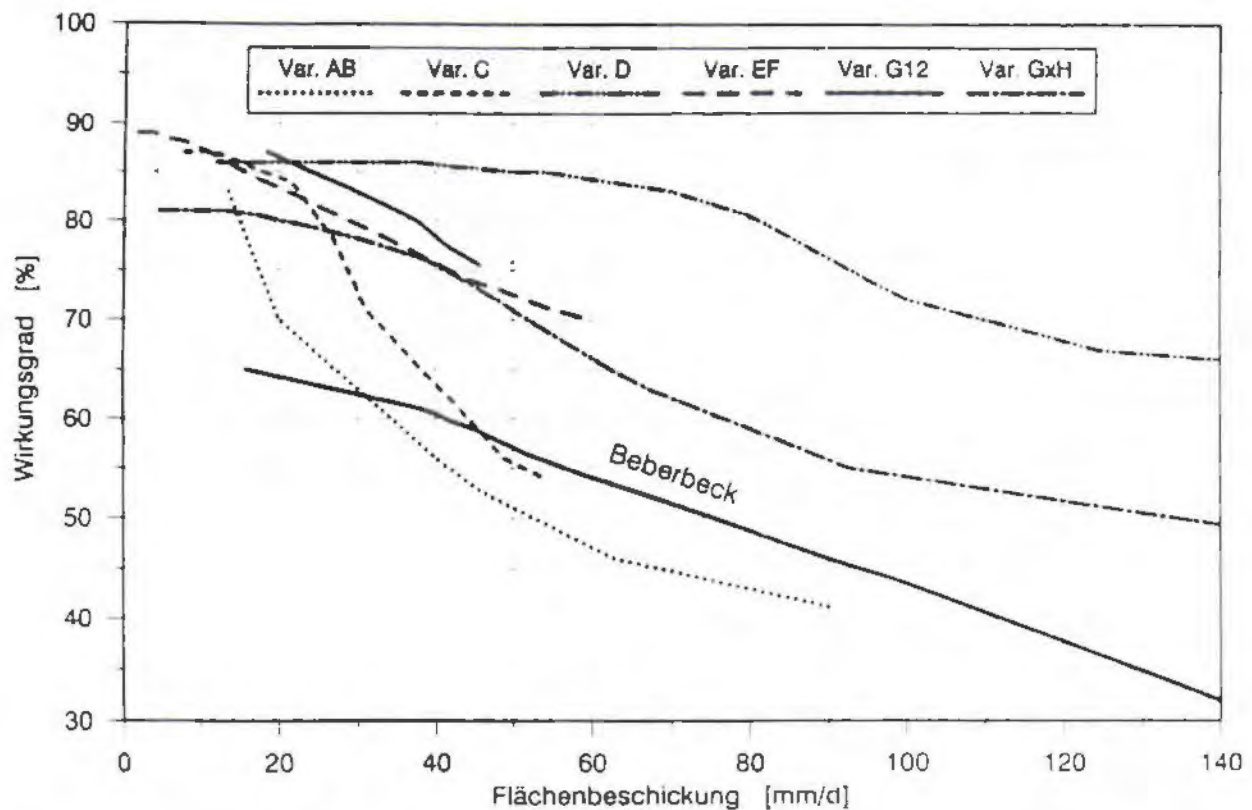


Abb. 19: mittlerer CSB-Wirkungsgrad der Varianten als Funktion der Flächenbeschickung

Auf die Verwendung enggestufter, definierter Korngemische wird im allgemeinen, unabhängig von der gewählten Fraktion, großer Wert gelegt. Es sollten demnach folgende Kornverteilungen eingehalten werden:

$$\text{Ungleichförmigkeitsgrad } U = d_{60}/d_{10} < 5$$

Die wirksame Korngröße  $d_{10}$  soll mindestens 0,2 mm sein

Kiesbeete erzielen schlechtere CSB-Abflußwerte. Sie dürften in erster Linie als Filter funktionieren, welche ungelöste Stoffe effizient eliminieren. Die Konzentrationsschwankungen und



saisonale Abhängigkeit sind meist ausgeprägter, als dies bei feinerem Material der Fall ist (FINDLATER et al, 1990).

An der TU München wurden Versuche an sechs Lysimeter ( $D = 0,40$  m,  $H = 1,80$  m) durchgeführt, um das Abbau- und Rückhaltevermögen von Böden zu untersuchen. Zu diesem Zweck wurden drei Lysimeter mit schwach schluffigem Sand und drei Lysimeter mit kiesigem Sand gefüllt und mit dem Ablauf einer Mehrkammerfaulgrube beschickt. Dabei zeigten die mit feinkiesigem Sand gefüllten Lysimeter deutlich bessere Ergebnisse als die aufgrund der geringen Durchlässigkeit ständig überstauten Lysimeter mit schluffigem Sand. Die Ergebnisse sind der Tabelle 17 zu entnehmen (EBERS/BISCHOFBERGER, 1985).

Bei wesentlich geringerer Belastung konnten bei Versuchsreihen in Kanada mit dem feineren Material die besten Abflußwerte erzielt werden. Mehrere Bodenfilter von je  $10 \text{ m}^2$  Größe wurden mit dem Ablauf von Faulgruben von 7 Einzelhäusern beschickt. Die einzelnen Bodenfilter waren mit 75 cm Sand gefüllt. Die Versuche dauerten 3 Jahre, wobei wöchentlich Proben chemisch und bakteriologisch untersucht wurden. Die Ergebnisse zeigten einen ausgezeichneten Abbau der organischen Substanz. Die Eliminationsleistung bezüglich BSB<sub>5</sub>, CSB, und der Schwebstoffe nahm mit zunehmender Feinkörnigkeit des Filtermediums zu. Die Werte der Tabelle 18 dokumentieren die Erfolge (BRANDES et al, 1975).

Versuche mit bindigem Material brachten meist enttäuschende Ergebnisse. Daher stellen PERKINS (1989) und BICKSTEEG (1990) fest, daß Böden mit einer Sickerrate von unter  $0,4 \text{ min/cm}$  für die Untergrundrieselung ungeeignet sind. Die Hautursache für diese geringe Leistungsfähigkeit ist in der bei den zur Anwendung kommenden hydraulischen Belastungen nicht ausreichenden Durchlässigkeit zu sehen. Im MESO-Diagramm ist

eine Verwendung von tönigen Materialien mit einer Durchlässigkeit von unter  $5 \cdot 10^{-5}$  m/s als nicht sinnvoll abgelehnt.

Parameter	Einheit	schwach schluffiger Sand	feinkiesiger Sand
Durchlässigkeit	m/s	$3 \cdot 10^{-6}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$
Beschickungsmenge	cm/d	2,5	16
Überstau	cm	20 - 30	0
BSB <sub>5</sub>	Zulauf	mg/l	249
	Ablauf	mg/l	2,1
	Elimination	%	99,2
CSB	Zulauf	mg/l	449
	Ablauf	mg/l	32
	Elimination	%	92,8
Kj.-N	Zulauf	mg/l	82,9
	Ablauf	mg/l	8,3
	Elimination	%	90,0
NO <sub>x</sub>	Ablauf	mg/l	55,0
P <sub>ges</sub>	Zulauf	mg/l	33,2
	Ablauf	mg/l	0,23
	Elimination	%	99,3

Tab. 17: Versuchsergebnisse mit vertikal durchflossenen Bodenfiltern für den Zeitraum August bis September 1983  
(EBERS/BISCHOFBERGER, 1985)

Parameter	Einheit	Zulauf	Ablauf Bodenfilter			
			1	2	3	4
BOD <sub>5</sub>	mg/l	122	9	4	2	2
COD	mg/l	233	43	31	27	23
SS	mg/l	85	13	5	4	4
org.N	mg/l	5	1,1	0,7	0,5	1
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	22	7	4	0,3	0,2
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	0,6	18	24	25	33
Ges. P	mg/l	10	10	10	5	2,6
Fäk.-coli	Keime/ml	20000	12000	1700	330	<100
D <sub>10</sub>	mm		2,5	1,0	0,24	*)
Hydr. Bel.	cm/d		5,0	5,0	5,0	5,0

\*) 1/2 Sand  $\phi$  0,24 mm  
 1/2 ton. Sand

Tab. 18: Mittelwerte der wöchentlich gemessenen Zu- und Ablaufkonzentrationen (BRANDES et al, 1975)

### 5.5. ZULÄSSIGE BELASTUNG

In Skandinavien wird zur Abschätzung der hydraulischen Belastung von Untergrundverrieselungsanlagen das sogenannte MESO-Diagramm (mean grain size / sorting diagram) herangezogen.

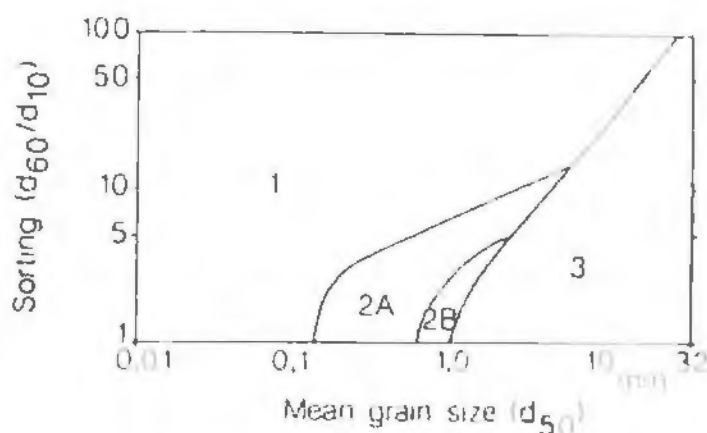


Abb. 20: MESO-Diagramm

Dieses Diagramm ist in drei Hauptbereiche geteilt. Im Bereich 1 kommen hauptsächlich tonige und lehmige Böden mit einer Durchlässigkeit unter  $5 \cdot 10^{-5}$  m/s vor. Studien haben gezeigt, daß Böden im Bereich 2A auch bei gesättigten Verhältnissen und noch vor Ausbildung der mikrobiellen Bewuchszone nahezu 100% der im Abwasser enthaltenen Parasiten eliminieren. Für Böden im Bereich 2B ist eine ausreichende Elimination nur bei ungesättigten Bodenverhältnissen möglich. Böden im Bereich 2A bestehen hauptsächlich aus Fein- und Mittelsand mit einem kf-Wert unter  $3,5 \cdot 10^{-4}$  m/s. Mittel- bis Grobsand mit einem kf-Wert über  $3,5 \cdot 10^{-4}$  herrschen im Bereich 2B vor. Im Bereich 3 finden sich größtenteils Böden aus Grobsand und kiesigem Sand. Für die einzelnen Bereiche des MESO-Diagramms werden die in Tab. Nr. 59 angeführten Beschickungsraten empfohlen (JENSSEN, 1988).

Bereich	Beschickungsrate (cm/d)
1	1,0
2A	1,0
2B	2,0
3	5,0

Tab. 19: Beschickungsraten für die einzelnen Bereiche des MESO-Diagramms

Die Abwasserfracht-Belastung eines Pflanzenbeetes (biologische Belastung) wird oft durch den Parameter einwohnerspezifische Beetfläche ( $\text{m}^2/\text{EW}$ ) ausgedrückt. Einflüsse durch unterschiedliche Vorreinigung und durch die individuelle Lebensweise können jedoch nur durch exakte, in der Abwassertechnik gebräuchliche Parameter wie z.B. die CSB-Flächenbelastung ( $\text{gCSB}/\text{m}^2.\text{d}$ ) oder -Raumbelastung ( $\text{gCSB}/\text{m}^3.\text{d}$ ) berücksichtigt werden.

Ein wichtiger Parameter für die Beschreibung der hydraulischen Belastung ist die Flächenbeschickung  $q_A$  ( $\text{mm}/\text{d}$  bzw.  $\text{l}/\text{m}^2.\text{d}$ ) als Quotient des Tagesschmutzwasserzuflusses und der Pflanzenbeetfläche. Die Flächenbeschickung übt jedoch über den Parameter Aufenthaltszeit nur einen indirekten Einfluß auf die Leistungsfähigkeit aus.

Erwartungsgemäß ist zu erkennen, daß sich der Wirkungsgrad mit sinkender Belastung verbessert. Diese funktionale Abhängigkeit kann durch den Parameter Flächenbeschickung sehr deutlich und entgegen den Erwartungen durch die Parameter CSB-Flächen- und -Raumbelastung praktisch nicht ausgedrückt werden. Es kann daraus abgeleitet werden, daß die hydraulischen Randbedingungen für die Leistungsfähigkeit von Pflanzenbeeten ausschlaggebender sind, als die biologische Belastung (BÖRNER, 1990).



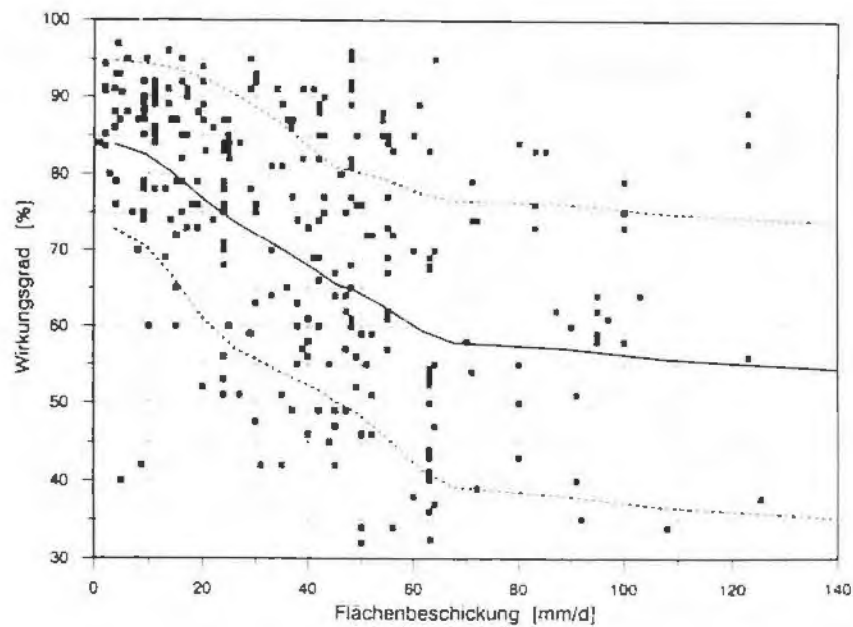


Abb. 21: Einfluß der Flächenbeschickung auf den Wirkungsgrad einer Pflanzenkläranlagen (BÖRNER, 1990)

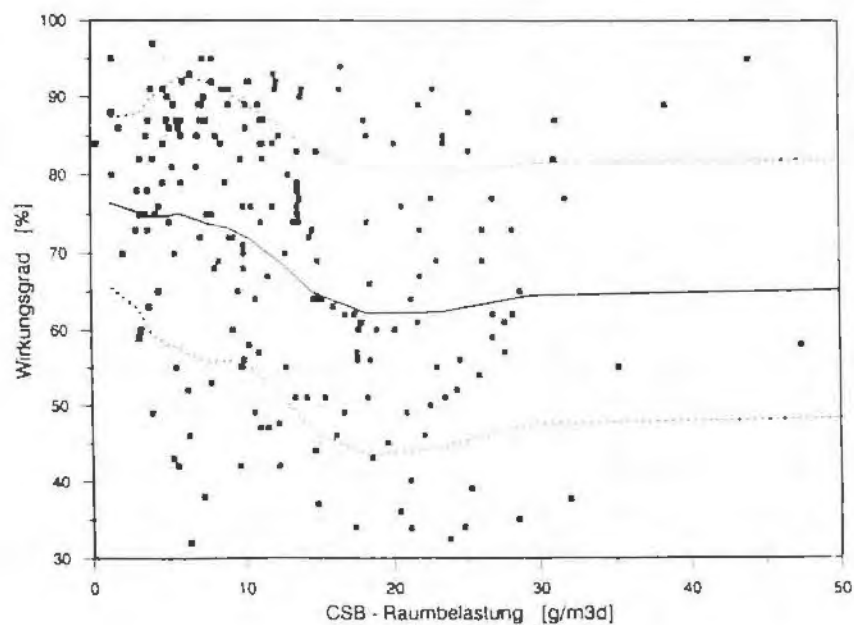


Abb. 22: Einfluß der CSB-Raumbelastung auf den Wirkungsgrad einer Pflanzenkläranlage (BÖRNER, 1990)

Zu ähnlichen Ergebnissen kam Brix et al (1989), der anhand von Untersuchungen an 21 dänischen Schilfbeeten einen deutlichen Zusammenhang zwischen Ablaufqualität und Flächenbedarf feststellte.

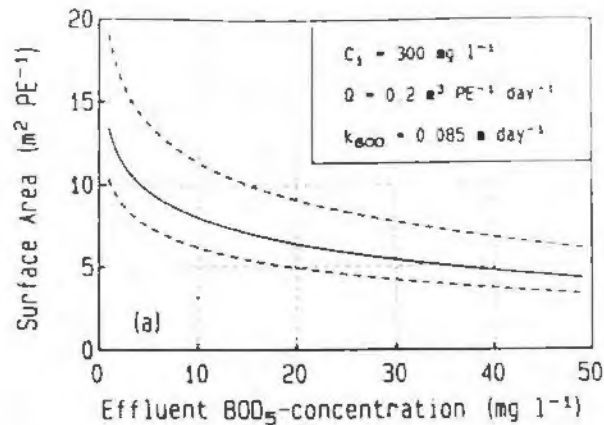


Abb. 23: Flächenbedarf als Funktion der BSB<sub>5</sub>-Konzentration im Abfluß und als eine Funktion der BSB<sub>5</sub>-Konzentration im Abfluß bei verschiedenem Verschmutzungsgrad des zugeführten Abwassers

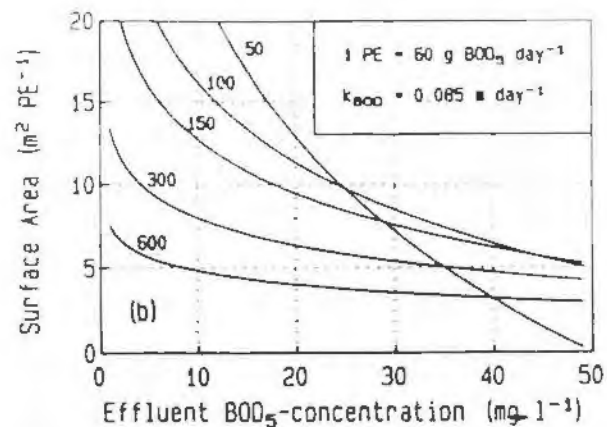


Abb. 24: Flächenbedarf als Funktion der hydraulischen Belastung und als Funktion der hydraulischen Belastung bei unterschiedlichen BSB<sub>5</sub>-Konzentrationen im Abfluß

Eine umfangreichere Untersuchung an 56 dänischen Pflanzenkläranlagen brachte ähnliche Ergebnisse. Sie sind den Abbildung 25 und 26 zu entnehmen (SCHIERUP, 1990).

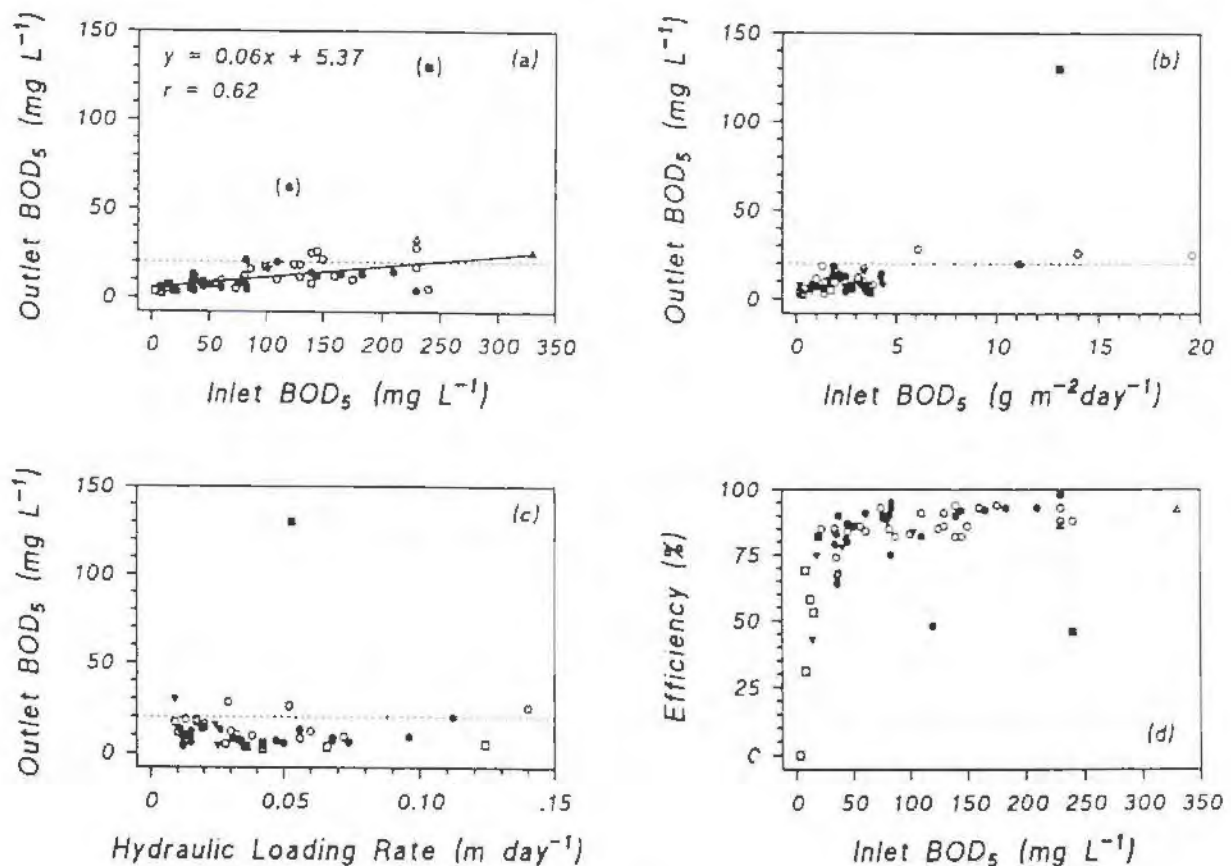


Abb. 25: BSB<sub>5</sub>-Ablaufkonzentrationen als Funktion der (a) ursprünglichen Verschmutzung, (b) BSB<sub>5</sub>-Flächenbelastung, (c) hydraulischen Belastung. (d) Prozentueller Zusammenhang der Abbauleistung mit der Konzentration des zugeführten Abwassers (SCHIERUP, 1990).

Die Auswertung der Ergebnisse von vier vertikal durchströmten Pflanzenbeeten in Deutschland ergaben bezüglich des Parameters BSB<sub>5</sub> ebenfalls einen deutlicher Zusammenhang zwischen Raumbelastung und -abbau. Die Regressionsgerade dieser Werte entspricht einem Wirkungsgrad von 95 %. Bei Zulaufgehalten von

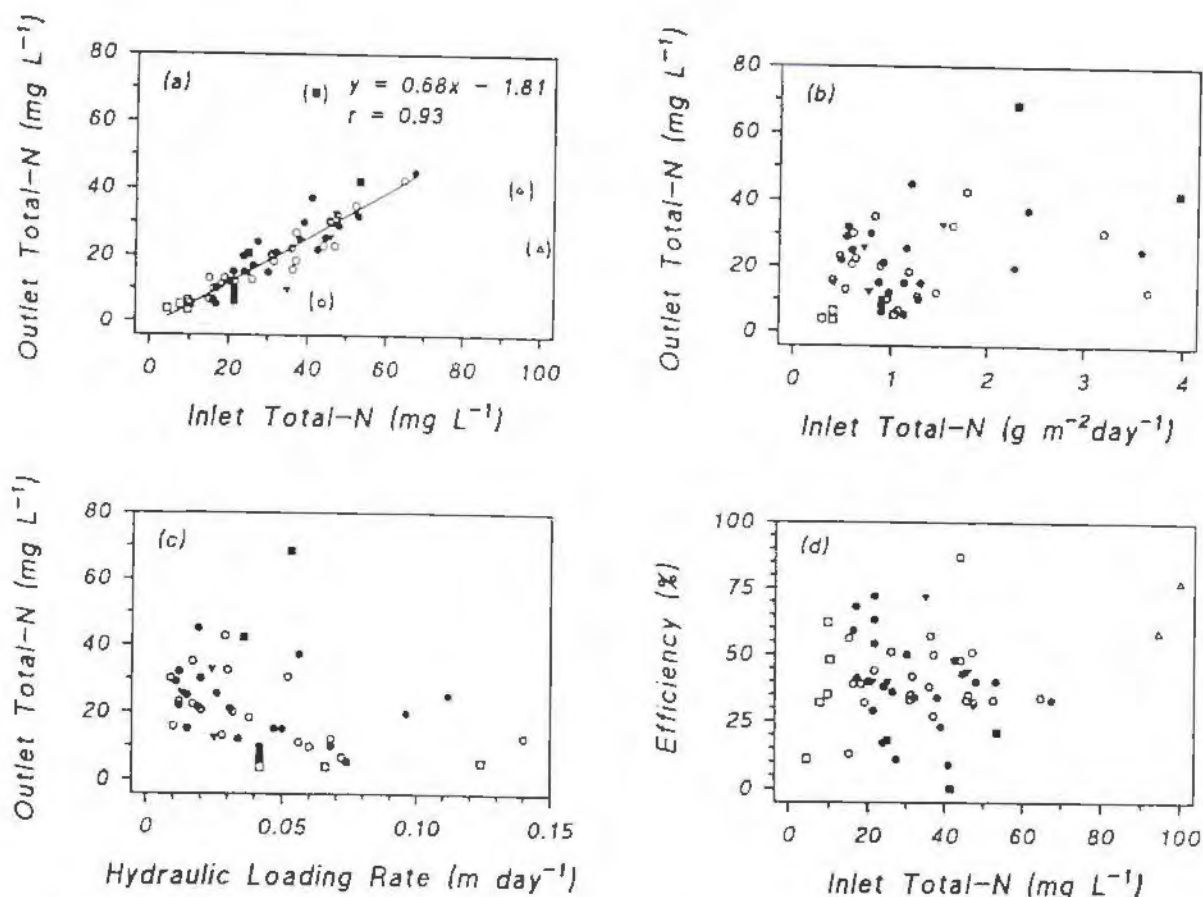


Abb. 26: Gesamt-N-Ablaufkonzentrationen als Funktion der (a) ursprünglichen Verschmutzung, (b) N-Flächenbelastung, (c) hydraulischen Belastung. (d) Prozentueller Zusammenhang der Abbauleistung mit der Konzentration des zugeführten Abwassers (SCHIERUP, 1990).

75 bis 320 mg/l BSB<sub>5</sub> liegt die Ablaufkonzentration immer unter 10 mg/l BSB<sub>5</sub>. Raumbelastungen von 10 g/m<sup>3</sup>.d BSB<sub>5</sub> sind demnach problemlos von bewachsenen Bodenfiltern zu bewältigen. Die Nitrifikationsleistung ist nicht so deutlich abhängig von der Raumbelastung. Hier sind anscheinend zusätzliche Einflüsse, als die des bakterienbewachsenen Bodenkörpers wirksam. Neben Temperatureinflüssen können dies auch Verdunstungsauswirkungen der Pflanzen sein. Die Regressionsgerade zwischen Raumbelastung und -abbau entspricht hier der 85%-Wirkungslinie (FEHR/SCHÜTTE, 1990).



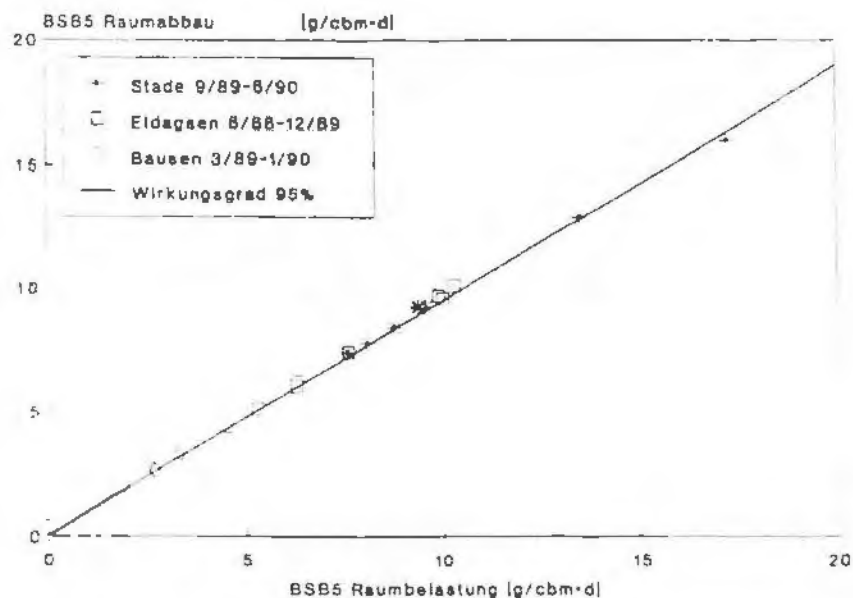


Abb. 27: BSB<sub>5</sub>-Raumbelastung und -abbau von bewachsenen Bodenfiltern mit intermittierender Beschickung und sandigem Boden (FEHR/SCHÜTTE, 1990)

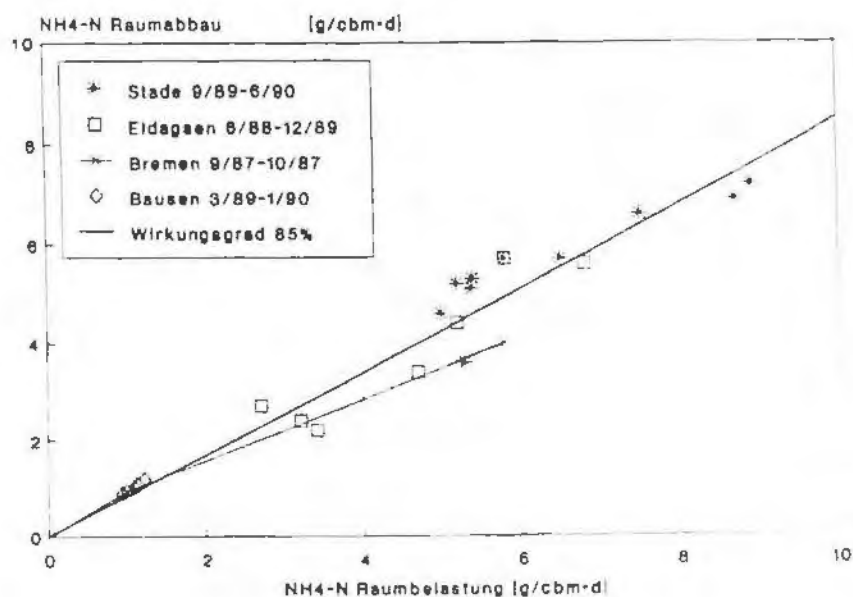


Abb. 28: NH<sub>4</sub>-N-Raumbelastung und -abbau von bewachsenen Bodenfiltern mit intermittierender Beschickung und sandigem Boden (FEHR/SCHÜTTE, 1990)



BÖRNER (1990) stellte gleichermaßen einen deutlichen Zusammenhang der Reinigungsleistung mit der hydraulischen Belastung fest. So berichtet er von einem Abfallen des CSB- und BSB<sub>5</sub>-Wirkungsgrades bei einem Anstieg der hydraulischen Belastung von 33 m/d auf 100 mm/d um etwa 15 Prozentpunkte.

Beobachtungen an der Universität von Wisconsin ergaben, daß häusliches Abwasser auch bei einer hydraulischen Belastung von 9,2 cm/d in den Sand versickerte, ohne daß ein Aufstau beobachtet werden konnte. Im Gegensatz dazu verstopften die Lysimeter, die mit dem Abwasser aus dem Restaurant beschickt wurden, innerhalb von 29 Tagen, obwohl die Lysimeter nur mit der von der US EPA empfohlenen Beschickungshöhe von 5,1 cm/d gefahren wurden. Hierfür dürfte die hohe organische Belastung sowie die hohe Schwebstoffkonzentration verantwortlich sein (SIEGRIST et al., 1984).

PERKINS (1989) weist ebenfalls darauf hin, daß Abwasser mit einer höheren Schmutzkonzentration wie z.B. Abwasser aus einem Restaurant bei Dimensionierung wie bei normalem Abwasser zu einer Verstopfung führen würde.

Allgemeinere Dimensionierungsvorschläge nennen zur ausreichenden Verminderung der organischen Schmutzfracht von entschlammten Abwasser, unabhängig von der eingesetzten Bodenart und der Betriebsweise des Pflanzenbeetes, eine spezifische Fläche von mindestens 5 m<sup>2</sup>/E. Zusätzlich soll die hydraulische Belastung den Wert 40 mm/d bei Trockenwetterzufluß nicht überschreiten. Die Mindestfläche eines Pflanzenbeetes wird mit 25 m<sup>2</sup> vorgegeben (BUCKSTEEG, 1990; COOPER, 1990; u.a.).

FEHR/SCHÜTTE (1990) kommen bei ihren Untersuchungen zum Schluß, daß vertikal durchströmte Pflanzenkläranlagen sinnvoller über die Raumbelastung und nicht über die hydraulische Belastung

oder eine spezifische Fläche zu bemessen sind, da die Abwasserreinigung im Bodenkörper und nicht an der Beetoberfläche stattfindet. Verstopfungsprobleme, die Ursache für den Ansatz  $5 \text{ m}^2/\text{EW}$  waren, sind bei den vertikal durchströmten Bodenfiltern nicht zu erwarten, da einerseits die gesamte Beetoberfläche mit über  $3 \text{ m}^2/\text{EW}$  zur Verfügung steht und andererseits ein großes hydraulisches Gefälle vorhanden ist.

Bei Untersuchungen des Langzeitverhaltens (long term acceptance rate, LTAR) von Sickeranlagen im Boden wurde festgestellt, daß die Sickerleistung nach Ausbildung der mikrobiellen Bewuchszone um einen konstanten Mittelwert pendelt. Dieser Mittelwert wird nach etwa 3 bis 6 Monaten erreicht, sobald die Biokruste voll ausgebildet ist. Wichtig ist jedoch, daß die zugeführte Abwassermenge unter der möglichen Versickerungsmenge bleibt, die durch den mikrobiellen Bewuchs begrenzt wird, um in allen Bereichen der Rieselflächen langfristig ein Gleichgewicht zwischen Ablagerung und Bildung organischen Materials einerseits und Abbau der akkumulierten organischen Feststoffe andererseits zu erreichen. Liegt nach Ausbildung der Bewuchszone die Beschickungsrate unter dem für die jeweilige Bodenart zulässigen Höchstwert, so halten sich Zuwachs und Abbau der Biomasse das Gleichgewicht. Höhere Beschickungsraten bewirken aufgrund des größeren Nährstoffangebotes eine höhere Zuwachsgeschwindigkeit der Biomasse. Die begrenzte Sauerstoffversorgung hemmt aber einen vermehrten Biomasseabbau und bewirkt in der Folge eine Verstopfung des Infiltrationshorizontes (LAAK, 1986).

Die Auswertung der Normen und Empfehlungen für Sandfiltergräben ergibt hydraulische Belastungen zwischen  $10$  und  $50 \text{ l/m}^2\cdot\text{d}$ , entsprechend Versickerungshöhen zwischen  $1$  und  $5 \text{ cm/d}$  (LAFER, 1990).

## 5.6. SAUERSTOFFZUFUHR

Eine gute Versorgung des Bodenkörpers mit Sauerstoff ist für die Abbau-, Umwandlungs- und Festlegungsmechanismen entscheidend. Der Sauerstoff gelangt im wesentlichen über Diffusion und konvektiven Gastransport von der Bodenoberfläche in den Bodenkörper. Über die Pflanzen und deren Wurzeln wird Sauerstoff nur in geringen Mengen in den eng begrenzten wurzelnahen Bereich (Rhizosphäre) eingetragen. Gegenüber dem Sauerstoffbedarf für aeroben biologischen Abbau und erst recht für Nitrifikation ist dieser Anteil unbedeutend.

Mit eintretender Wassersättigung wird die Sauerstoffdiffusion aus der Atmosphäre in den Boden fast vollständig unterbunden, da die Diffusion in wassergefüllten Poren etwa um das 10.000fache langsamer ist als in luftgefüllten. Der noch vorhandene Sauerstoff wird innerhalb weniger Stunden bis zu zwei Tagen durch aerobe Mikroorganismen für den oxidativen Abbau organischer Substanzen verbraucht. Fakultativ und obligat anaerobe Mikroorganismen treten dann milieubeherrschend auf. Wenn der molekulare Sauerstoff im Boden durch biologische Vorgänge vollständig aufgebraucht ist, die Lebenstätigkeit anaerober Organismen aber weitergeht, entstehen beim Abbau organischer Verbindungen geringe, aber durch ihren Geruch auffallende Mengen an  $H_2S$ . Dieser Abbau der organischen Substanz verläuft außerdem sehr viel langsamer als unter oxidierenden Bedingungen. Konvektiver Gastransport kann als Folge barometrischer oder temperaturbedingter Volumenänderungen auftreten. Auch Bewässerung durch Überstauung führt gelegentlich zu lokalen Druckzunahmen in der Gasphase und infolgedessen zu konvektiven Verlagerungen der Luftblasen (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 1989).



Von Sandfiltern ist außerdem bekannt, daß Bakterien unter anaeroben Bedingungen biologischen Schleim, reich an Polysacchariden, produzieren. Dies fördert die Verstopfung dieser Filter (LIENARD et al, 1990).

Daß die unzureichende Sauerstoffversorgung in horizontal durchströmten Pflanzenbeeten die Abbauprozesse und vor allem die Nitrifikation wesentlich verlangsamt konnte am Centre for Stream Ecology in Australien anhand eines interessanten Versuchs gezeigt werden.

Zwei identische Beete (30m \* 5m) wurden mit basaltischem Kies (7mm Durchmesser) 60 cm tief befüllt. Ein Beet war mit zweijährigem Schilfbestand bewachsen, das zweite wurde als unbepflanztes Kontrollbecken verwendet. Die Beete wurden mit vorgeklärtem Abwasser konstant beschickt. Die Durchströmung erfolgte horizontal.

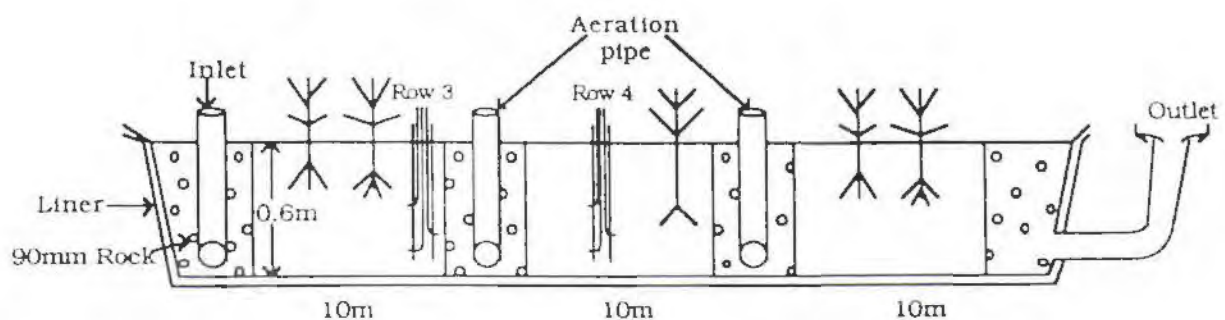


Abb. 29: Beetaufriß

Nachdem die Reinigungsleistungen ohne zusätzliche Sauerstoffzufuhr ermittelt waren, wurde nach den ersten 10 Metern eine künstliche Belüftung durchgeführt. Dadurch konnte die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Reduktion von 10 % im bepflanzten und 3 % im unbepflanzten Beet auf 33 % bzw. 24 % gesteigert werden. Trotzdem kam es zu keiner Erhöhung der Nitratfracht (DAVIES, 1990).

## 5.7. WÄRMEDÄMMUNG

Zwar wird oft auf die Möglichkeit des Zufrierens von Pflanzenbeeten hingewiesen, doch liegen bislang keine derartigen Berichte vor. BAHLO/WACH (1990) berichten von Anlagen in Deutschland mit nur 40 cm tiefen Beeten und konnten ebenfalls keinerlei Einfrieren feststellen. Lediglich sich an der Oberfläche von horizontal durchströmten Beeten bildenden Eiskrusten sind belegbar. Die isoierende Wirkung von pflanzlichem Bewuchs und der Streu, die Wärmeproduktion durch mikrobielle Aktivität in der Rhizosphäre und die Temperaturzufuhr durch warmes Abwasser dürften eine Frosteinwirkung verhindern.

Ist also ein Ausfall der hydraulischen Leistungsfähigkeit aufgrund zu geringer Temperaturen nicht zu befürchten, so bewirkt ein Abkühlen des Abwasser auf unter 10 °C, wie bereits erwähnt, einen deutlichen Rückgang der Abbauleistung. Hinweise, inwieweit durch isolierende Maßnahmen, wie Auflegen eines Vlieses oder durch künstliche Energiezufuhr während der Wintermonate ein eventuelles Ausfallen der Anlage verhindert werden könnte, stehen nicht zur Verfügung.

## 5.8. SOHLGEFÄLLE

Auch bei Pflanzenkläranlagen werden die Strömung des Abwassers gemäß Darcys Gesetz errechnet.

$$Q \text{ (m}^3\text{/s)} = A \text{ (m}^2\text{)} * k_f \text{ (m/s)} * (dH/ds)$$



Bei gleichbleibender Querschnittsfläche hängt die Lage des Wasserspiegels demnach vom  $k_f$ -Wert der Bodenmatrix ab. Folgende Verläufe sind möglich:

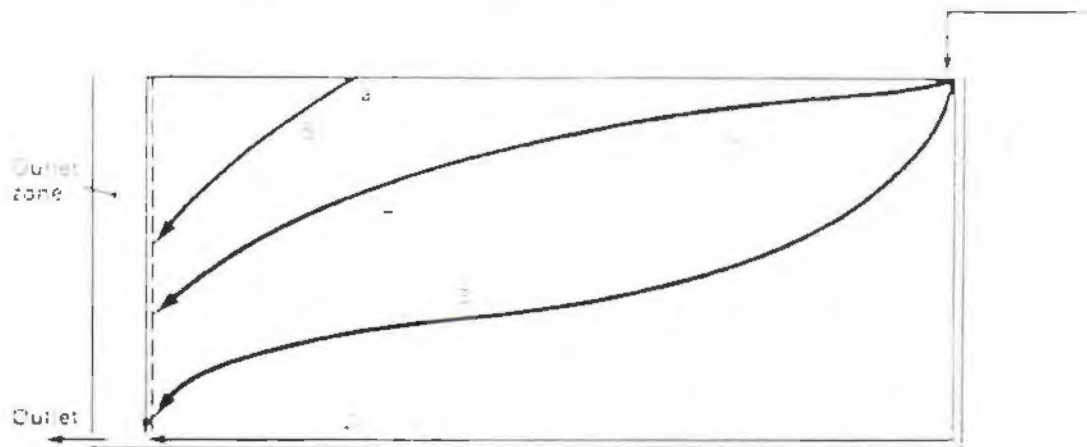


Abb. 30: Wasserspiegelverlauf bei unterschiedlicher Durchlässigkeit: keine Einlaßzone. (1) keine Durchlässigkeit; (2) unendliche Durchlässigkeit, (3,4,5) dazwischenliegende Durchlässigkeiten

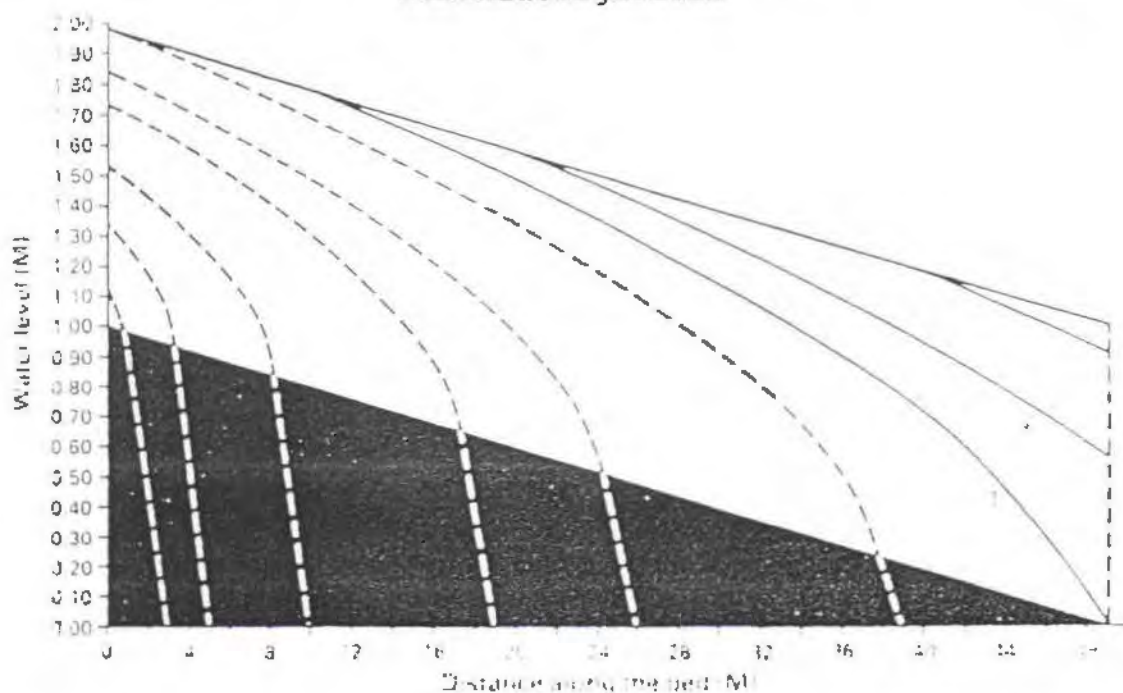


Abb. 31: Wasserspiegellagen in Beeten mit Sohlgefälle (2%) bei unterschiedlicher Einspeisungshöhe

Auch bei Ausbildung eines Sohlgefälles verändert sich dieses Bild, wie in Abb. 31 ersichtlich, kaum. Nur die Figuren 1 bis 3 sind real mögliche Wasserspiegel. Selbst bei tiefliegendem Ausfluß tritt im Fall 3 Oberflächenabfluß auf.

Bisher wurden die meisten Beete in UK mit einem leichten Gefälle ausgeführt. Es ist aber anzunehmen, daß zukünftige Beete mit flacher Oberfläche und einer flachen oder leicht fallenden Sohle gebaut werden. Mehrere Gründe sind dafür verantwortlich:

- Ein Gefälle ist nur erforderlich, wenn die Durchlässigkeit des Materials für einen hydraulischen Gradienten von 1‰ zu gering ist.
- Oberflächenabflusses kann mit Sicherheit nur bei horizontaler Oberfläche verhindert werden.
- Im Falle einer geneigten Oberfläche ist es nicht mehr möglich, den Wasserstand zu kontrollieren. Schilfbeete mit einem Gefälle weisen generell Zonen mit sehr unterschiedlichem Wachstum auf. Dies ist auf die unterschiedliche Wasserverteilung zurückzuführen.
- In Böden sollte man, um den hydraulischen Gradient zu maximieren, den Auslaß so niedrig als möglich gestalten. Durch kapillaren Aufstieg wird der Boden ausreichend mit Feuchtigkeit versorgt und das Wachstums des Schilfs dadurch nicht beeinträchtigt. In Kiesbeeten besteht jedoch die Gefahr des Austrocknens (HAMMER, 1989).

BUCKSTEEG (1990) erachtet eine Sohlneigung als bei den üblicherweise vorgeschlagenen Ablaufkonzentrationen entbehrlich. Ein Gefälle der Beetoberfläche in Fließrichtung ist nicht empfehlenswert. Mit Gegengefälle der Beetoberfläche im zulaufenden Bereich kann eine klare räumliche Begrenzung eines Staues erreicht werden.

## 6.

## FOLGERUNGEN

Innerhalb der letzten eineinhalb Jahrzehnte wurden weltweit zahlreiche Pflanzenkläranlagen errichtet. Bisher ist es noch nicht gelungen, einen ausreichend sicher funktionierenden Typ zu entwickeln. Trotzdem berechtigen die bisherigen Ergebnisse zu der Annahme, daß dies in absehbarer Zeit gelingen könnte. Der größte Teil der bisher errichteten Systeme entsorgt die Abwässer von unter 50 EGW. In Österreich wird in nächster Zeit das Inkrafttreten einer Emissionsverordnung für Anlagen dieser Größenordnung erwartet. Die darin enthaltenen Abflußwerte werden auch für die Pflanzenkläranlagen gültige Maximalwerte darstellen.

Die Einhaltung der geforderten CSB- und BSB<sub>5</sub>-Abflußkonzentrationen ist mittlerweile ohne weiteres möglich.

Wesentlich größere Schwierigkeiten treten bei der Stickstoffelimination auf. Die Hauptprobleme stellen eine ausreichende Sauerstoffversorgung und die Aufrechterhaltung einer notwendigen Mindesttemperatur während der Wintermonate dar. Durch intermittierende Beschickung und den Einsatz vertikal durchströmter Becken dürfte die Sauerstoffversorgung im nötigen Maß gewährleistet werden können. Ob durch Isolierungsmaßnahmen, welcher Art auch immer, eine Unterkühlung der Bodenmatrix im Winterbetrieb verhindert werden kann, bedarf noch der Erprobung. Der insgesamt äußerst geringe Energieaufwand, den diese Art der Abwasserreinigung beansprucht, scheint auch ein Beheizen der Becken während der kalten Jahreszeit zu rechtfertigen. Schlimmstenfalls müßte in frostreichen, schneefreien Wintern das nicht ausreichend gereinigte Abwasser in konventionelle Kläranlagen eingebracht und nachbehandelt werden. Immerhin würden auch in diesem schlechtesten Fall rund 75 % der Abwassermenge vor Ort

aufbereitet werden können und das großteils gereinigte Abwasser im Winter lediglich eine geringe Belastung für die kommunalen Kläranlagen bedeuten.

Bei den für Pflanzenkläranlagen in Frage kommenden Anschlußgrößen wird in Österreich derzeit eine Phosphorelimination als nicht notwendig erachtet. Wird eine solche trotzdem angestrebt, so sollte diese im Rahmen einer Vorbehandlung durchgeführt werden, da ansonsten die Funktionsdauer der Pflanzenbeete stark eingeschränkt würde. Prinzipiell scheinen allerdings die bisherigen Ergebnisse ausreichend, um auch dieses Problem lösen zu können.

Nur in Extremfällen ist mit der Forderung nach einer Keimreduktion zu rechnen. Die vorliegenden, sicherlich noch unzureichenden Ergebnisse zeigen allerdings, daß bewachsene Bodenkörper auch diese Aufgabe auf hervorragende Weise übernehmen können.

Der direkte Einfluß der Pflanzen auf die Abwasserreinigung wird meist überschätzt. Lediglich fünf bis zehn Prozent der Abbauleistung ist auf die Vegetationsdecke zurückzuführen. Der Sauerstoffeintrag über die Pflanzenwurzeln in die Bodenmatrix stellt ebenfalls eine vernachlässigbare Größe dar. Allerdings werden durch die Durchwurzlung für die Bakterien günstige Rahmenbedingungen geschaffen. Eine zeitliche Begrenzung der Funktionsdauer dieser Anlagen konnte bisher nicht festgestellt werden. Welche Pflanzenart für die Verwendung in Pflanzenkläranlagen am besten geeignet ist, steht noch nicht fest. Diesbezüglich sind noch umfangreiche Forschungsarbeiten notwendig.

Pflanzenkläranlagen sind prinzipiell mit möglichst frischem Abwasser zu beschicken. Lediglich eine zeitlich sehr begrenzte Vorbehandlung erscheint sinnvoll.



Der intermittierende Betrieb hat sich als der kontinuierlichen Beschickung überlegen erwiesen. Die bessere Beherrschung der hydraulischen Verhältnisse und eine gesteigerte Sauerstoffversorgung sprechen für diese stoßweise Belastung der Beete.

Wiesen die ersten Pflanzenbeete durchweges horizontale Strömungsverhältnisse auf, so wird in jüngster Zeit vermehrt mit vertikal durchströmten Becken gearbeitet. Da bei diesen neueren Systemen der hydraulische Gradient eins und der verfügbare Querschnitt beinahe beliebig groß ist, kann wesentlich feineres Bodenmaterial verwendet werden. Die Sauerstoffversorgung dürfte ebenfalls in ausreichendem Maß gewährleistet sein. Die Ergebnisse der ersten Versuchsanlagen berechtigen jedenfalls zu großen Hoffnungen.

Bei der Wahl des Bodenmaterials ist vor allem auf eine ausreichende hydraulische Durchlässigkeit zu achten. Dabei sind immer der hydraulische Gradient und die zur Verfügung stehende Querschnittsfläche zu berücksichtigen. Je feiner das gewählte Substrat, desto besser ist die Filter- und Abbauleistung. Gebrochenes Material ist aufgrund der Verschlammungsgefahr und der für die Wurzeln gefährlichen Kanten abzulehnen.

Allgemein wird bei Pflanzenkläranlagen ein Flächenbedarf von mindestens fünf Quadratmetern pro Einwohnergleichwert angegeben. Vertikal durchströmte Beete dürften mit weniger Fläche auskommen. Da allerdings andere Faktoren die Reinigungsleistung wesentlich stärker beeinflussen, scheint eine rein flächenmäßige Dimensionierung doch zu einfach.

Eine ausreichende Sauerstoffversorgung ist für die gewünschten Abbauvorgänge unbedingte Voraussetzung. Ist diese nicht gegeben, bringt eine künstliche Belüftung deutlich bessere Abflußwerte. Es scheint jedoch möglich, durch optimale



Konzipierung der Anlagen, die notwendige Sauerstoffzufuhr auf wesentlich einfachere Weise sicherzustellen.

Die Verringerung der Wärmeverluste während der kalten Jahreszeit ist unbedingt größtes Augenmerk zu schenken. Die Möglichkeit einer Wärmeisolierung ist bisher nicht aufgegriffen worden, könnte jedoch die Voraussetzung für einen problemlosen Winterbetrieb sein.

Die Variation des Sohlgefälles ist nur innerhalb engster Grenzen möglich und ist bei vertikal durchströmten Beeten lediglich aus Drainagegründen von Bedeutung.

Angeichts der neuesten Ergebnisse erscheint es geradezu sträflich, diese kostengünstige Alternative zur Abwasseraufbereitung in kleinen Verhältnissen zu ignorieren. Selbstverständlich sind noch viele Fragen ungeklärt, doch nur durch Genehmigung weiterer Pflanzenkläranlagen können die anstehenden Probleme gelöst und ein endgültiger Durchbruch erzielt werden.

## TROCKENABORT

Viele Hütten im Nationalparkgebiet verfügen nicht über ausreichend Wasser um Spülklosetts zu betreiben. Die bisher verwendeten Plumpstoiletten sind aus hygienischen Gründen abzulehnen. Bedingt durch die doch beträchtliche Geruchsbelästigung ist die Akzeptanz dieser Anlagen nicht sehr hoch.

Im Nationalpark Kalkalpen sollen Trockenaborte vor allem aus Gründen der Abwasservermeidung eingesetzt werden. Ein eventuell notwendiger Umstieg vom Spülklosett zum Trockenabort würde nur akzeptiert werden, wenn annähernd gleicher Komfort geboten werden könnte.

Ein den Anforderungen entsprechendes, von einer österreichischen Firma angebotenes System war aufgrund des hohen Preises (Gesamtkosten rund öS 400.000,--) in ausreichender Stückzahl nicht finanzierbar. Europaweite Recherchen verliefen ebenfalls negativ. Der Nationalpark Kalkalpen sah sich daher gezwungen, im Rahmen dieses Werkvertrages einen kostengünstigen Variante zu entwickeln.

Noch im Sommer 1991 konnte dieses Ziel mit der Errichtung eines ersten Prototyps erreicht werden. Die Gesamtkosten beliefen sich dabei auf rund öS 120.000,--. Alleine durch diese Entwicklung haben sich die Kosten des gesamten Werkvertrages mehr als amortisiert.

Wie bereits erwähnt, kann diese Anlage auch als Einbauvariante ausgeführt werden. In diesem Fall ist lediglich die Anfertigung der Wanne und diverser Zusätze notwendig. Die Kosten dafür belaufen sich auf rund öS 70.000,--.

## TECHNISCHE BESCHREIBUNG

Der Trockenabort "Nationalpark Kalkalpen" stellt eine Toiletanlage dar, welche ohne Spülwasser betrieben wird. Dieses Modell ist speziell für Standorte ohne ausreichender Wasserversorgung gedacht. Im Falle einer Umrüstung von Spül- auf Trockentoiletten können über 40 % des üblichen Abwasseranfalls vermieden werden.

Die Anlage kann sowohl als frei stehendes Häuschen als auch als Einbauvariante ausgeführt werden. Für den Betrieb ist keinerlei Energieversorgung sowie Wasserzufuhr erforderlich. Bei ebenerdiger Aufstellung ist die Anfertigung einer Stiege zur Überwindung der Wannenhöhe notwendig. Bei Aufstellung in den Hang kann eine quasi ebenerdige Fußbodenhöhe erreicht werden.

Für einen eventuell benötigten Überbau ist Lärchenholz am besten geeignet. Die Überdachung erfolgt sinnvollerweise mit Schindeln. Teile, welche mit Fäkalien in Berührung kommen, sind in Nierostermaterialien auszuführen. Die Anlagen werden einzeln angefertigt. Eine Anpassung an die jeweiligen Verhältnisse ist daher ohne größere Schwierigkeiten möglich.

### Umwandlungsprozeß

Unter der Brille befindet sich eine Wanne, welche die Fäkalien aufnimmt. Über einen Speicherbehälter und ein Förderband wird bei jedem Öffnen der Tür Streugut unten angeführter Zusammensetzung zur raschen Aktivierung der Kompostierungsvorgänge beigegeben. Diese Zugabe erfolgt automatisch durch Öffnen der Tür. Gleichzeitig wird die Wanne, um eine bessere Verteilung der Fäkalien zu erzielen, gedreht. Die für die Kompostierung notwendige Sauerstoffzufuhr erfolgt von oben und von unten durch eine Siebplatte.

Der anfallende Urin wird über saugkräftige Platten, welche an den Seitenwänden angebracht sind, verdampft. Übersteigt die zugeführte Menge die Verdunstungskapazität, so ist ein Teil des Urins abzulassen und einer Abwasserreinigungsanlage zuzuführen.

Durch Abnehmen der Seitenwände kann die nach etwa 3000 Benützungen gefüllte Wanne entleert und die Fäkalien entnommen werden. Nach einer etwa zweijährigen Zwischenlagerung ist der Kompostiervorgang abgeschlossen. Auch das verwendete Papier wird in dieser Zeit vollständig umgewandelt. Der nun hygienisch unbedenkliche Kompost kann nach Absiebung diverser Grobstoffe zur Begrünung verwendet werden.

Die Zusammensetzung des Streugutes und die Aufgaben der einzelnen Komponenten ist folgenden Ausführungen zu entnehmen:

1 Teil Traubenkernschrott:

Dieser rein biologische Preßrückstand, welcher bei der Weingewinnung anfällt, beinhaltet eine äußerst aktive Bakteriengruppe, welche die Kompostierung sehr rasch einleitet.

1 Teil Gesteinsmehl:

Gesteinsmehl wird in erster Linie wegen seiner geruchsbindenden Eigenschaften beigemischt.

4 Teile grobe Sägespäne:

Dieses leicht verfügbare Abfallprodukt dient als Kohlenstoffträger für die Bakterien.

Genauere Informationen und die zugehörigen Pläne liegen in der entsprechenden Projektmappe auf. Diese kann auf Anfrage über den Verein Nationalpark Kalkalpen eingesehen werden.

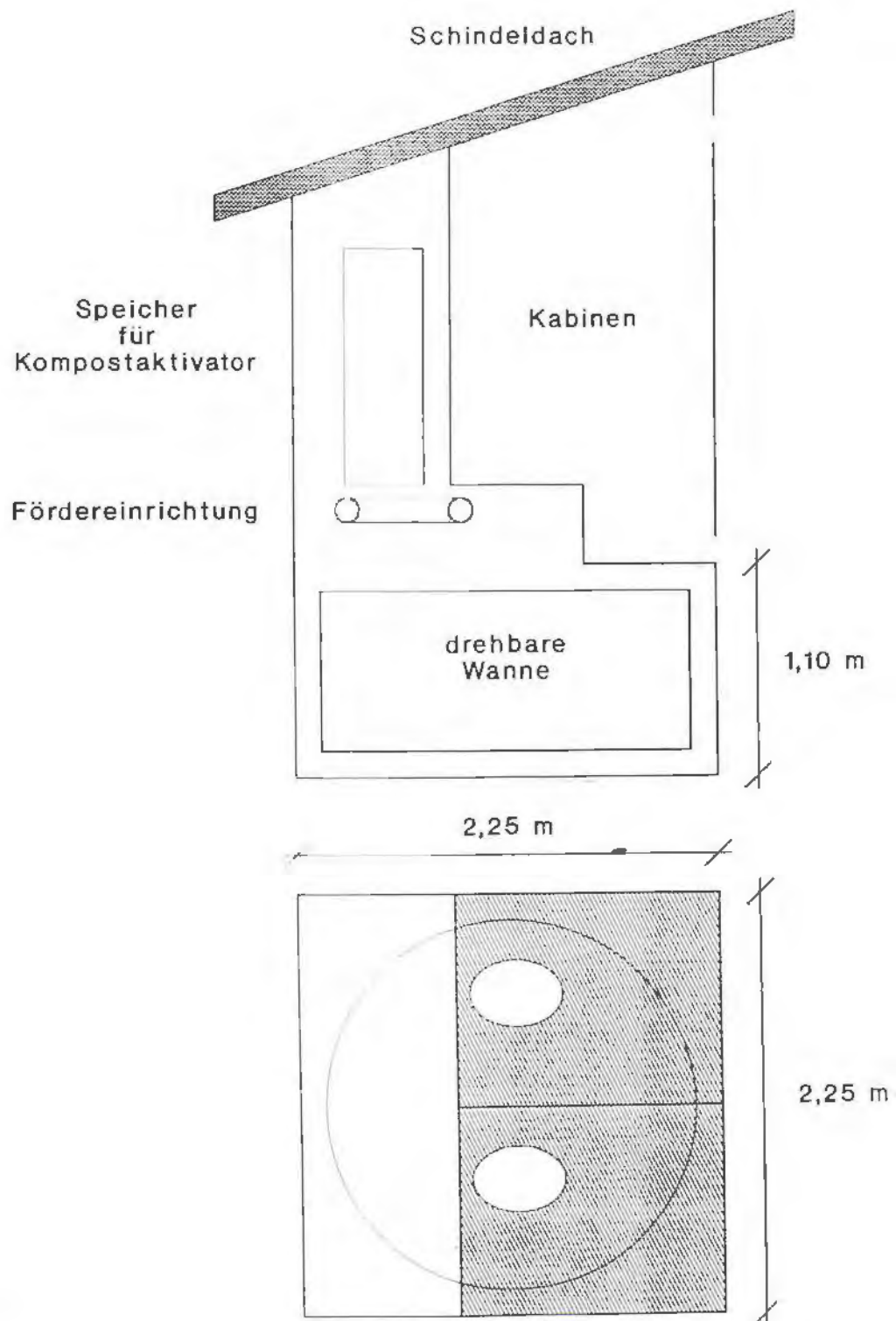


Abb. 32: Systemskizze Trockenabort Nationalpark Kalkalpen





Bild 1: Ansicht Trockenabort Reichramingbach



Bild 2: Fäkalienbehälter mit teilweise abgenommenen Seitenwänden (Standort Reichramingbach)



Bild 3: Zur Errichtung der Trockenaborte war viel Handarbeit nötig (Standort Feichtau)



Bild 4: Ansicht der Kabinen (Standort Feichtau)



## PROJEKTPLANUNG 1991

### BUDGETIERUNG

Um die Finanzierung der vom Werkvertragnehmer durchzuführenden Projekte sicherzustellen, war es notwendig, schon im Frühjahr 1991 eine Ermittlung der voraussichtlichen Kosten durchzuführen.

Nach Einholung erster Angebote wurde für das sich zu dieser Zeit noch im Rohentwurf befindliche Projekt Trockenabort ein Finanzbedarf von etwa öS 100.000,-- budgetiert. Wie im Kapitel Trockenabort angeführt, wurde dieser Budgetrahmen um öS 20.000,-- überschritten.

Bezüglich der geplanten Pflanzenkläranlagen erwies sich die Kalkulation als äußerst schwierig. Erst nach Fertigstellung der Konzeptstudie konnte eine genauere Kalkulation durchgeführt werden. Um Variantenstudien durchführen zu können, sollten drei Pflanzenkläranlagen errichtet werden. Aufgrund der im Frühjahr 1991 vorliegenden Ergebnisse wurde ein Kostenrahmen von öS 100.000,-- je Anlage beantragt.

Im Dezember 1991 wurden diese Projekte fertiggestellt. Weitere Informationen dazu, sind im Anhang enthalten.

## STANDORTWAHL

Noch im Winter 1990/91 wurde von seiten des örtlichen Nationalparkkomitees die Errichtung von öffentlichen Toiletten im Bereich des Reichramingbaches beantragt. Dieses Gebiet liegt im Randbereich des Nationalparks Kalkalpen und wird im Sommer von zahlreichen Badegästen besucht. Aufgrund der geeigneten Lage und dem dringenden Bedarf wurde in Absprache mit den Österreichischen Bundesforsten, Forstverwaltung Reichraming, die Errichtung des geplanten Trockenabortes an den Ufern dieses Gewässers vereinbart.

Die Wahl geeigneter Standorte für die beabsichtigten Pflanzenkläranlagen erwies sich als wesentlich aufwendiger. Da es sich bei den geplanten Projekten um Versuchsanlagen handelte, war vereinbart worden, daß alle direkten Kosten vom Nationalpark Kalkalpen übernommen werden würden. Die benötigten Arbeitskräfte zur Errichtung der Anlagen sollten allerdings von den Hütteneigentümern beigestellt werden.

Die Überprüfung aller Hüttenstandorte mit Ausschankbetrieb im Nationalparkgebiet Planungsabschnitt Ost ergab folgendes Bild:

Anlaufalm:	Gelände gut geeignet
	Grundbesitzer: Bundesforste
	Vorfluter vorhanden
	Trockenabort
	gut besucht
	mit Fahrzeug erreichbar

Ebenforstalm:	Gelände gut geeignet
	Grundbesitzer: Bundesforste
	Vorfluter vorhanden

- Trockenabort  
gut besucht  
mit Fahrzeug erreichbar
- Laussabaueralm: Gelände eher flach, aber noch gut geeignet  
Grundbesitzer: Hütteneigentümer  
Vorfluter vorhanden  
Spülklosett  
gut besucht, auch Autobusse  
mit Fahrzeug erreichbar
- Puglalm: Gelände gut geeignet, aber asphaltierte  
Straße zu queren  
Grundbesitzer: Hütteneigentümer  
Vorfluter 500 m entfernt  
Spülklosett  
gut besucht  
mit Fahrzeug erreichbar
- Karlshütte: Gelände gut geeignet  
Grundbesitzer: Almeigentümer  
Vorfluter vorhanden  
Spülklosett  
stark frequentiert, auch Autobusse  
mit Fahrzeug erreichbar
- Egglalm: Gelände eher flach, aber noch gut geeignet  
Grundbesitzer: Almbesitzer  
Vorfluter 500 m entfernt  
Spülklosett  
mittel besucht  
mit Fahrzeug erreichbar
- Gowil Alm: Gelände gut geeignet  
Grundbesitzer: Bundesforste



- Vorfluter 800 m entfernt  
Trockenabort  
gut besucht  
nicht mit Fahrzeug erreichbar
- Bosruckhütte: Gelände schlecht geeignet  
Grundbesitzer: Hüttenbesitzer  
Vorfluter vorhanden  
Spülklosett  
gut besucht  
mit Fahrzeug erreichbar  
für technische Lösung vorgesehen
- Rohrauerhaus: Gelände schlecht geeignet  
Grundbesitzer: Hüttenbesitzer  
Vorfluter 1000 m entfernt  
Spülklosett  
gut besucht  
mit Fahrzeug erreichbar
- Hofalm: Gelände steil, aber geeignet  
Grundbesitzer: Hüttenbesitzer  
Vorfluter 800 m entfernt  
Trockenabort  
mittel besucht  
nicht mit Fahrzeug erreichbar
- Feichtauhütten: Gelände gut geeignet  
Grundbesitzer: Bundesforste  
Vorfluter 500 m entfernt  
Trockenaborte  
Selbstversorgerhütten und Almhütte  
nicht mit Fahrzeug erreichbar

Die Betreiber der Hütten Anlaufalm und Ebenforstalm bewarben sich, nach Aussendung entsprechender Informationen durch den Nationalpark Kalkalpen, um die Errichtung der geplanten Anlagen. Da die Rahmenbedingungen als günstig beurteilt werden konnten, der Grundbesitzer bereit war, die benötigte Fläche zur Verfügung zu stellen und vor allem durch die vorhandenen Trockenaborte eine hohe Ammoniumbelastung vermieden werden kann, wurde diesen Standorten oberste Priorität eingeräumt.

Im Gebiet des Hengstpaß befinden sich die Hütten mit den größten Besucherzahlen. Es erschien daher sinnvoll, in diesem Gebiet einen dritten Standort zu suchen. Der Besitzer der Karlshütte erklärte sich spontan bereit ein eventuelles Projekt zu unterstützen. Die benötigte Grundfläche ist jedoch Eigentum der Almbesitzer. Bei einem diesbezüglichen Gespräch bewarben sich diese ihrerseits um die Errichtung der Anlage. Der Besitzer der Laussabaueralm, Herr Baumann Herbert erklärte sich zusätzlich bereit, im Falle einer zu hohen Ammoniumkonzentration im Abfluß, den Einbau einer Trockentoilette zu akzeptieren. Da eine Bewältigung der Stickstofffrachten mit Pflanzenkläranlagen nicht gesichert ist, wurde dieses Zugeständnis als ausschlaggebend erachtet und die Laussabaueralm als dritter Standort gewählt.

#### WASSERRECHTLICHE BEWILLIGUNG

Gemäß der Wasserrechtsgesetz-Novelle 1990 ist lediglich eine Genehmigung von Anlagen, welche dem Stand der Technik entsprechen oder nicht weniger leistungsfähig sind, als dem Stand der Technik entsprechende Systeme, zulässig.

Aufgrund der bisher schlechten Erfahrungen mit Pflanzenkläranlagen stehen die zuständigen Sachverständigen der Oberösterreichischen Landesregierung diesbezüglichen Projekten ablehnend gegenüber. Ganz allgemein wird von dieser Seite die Errichtung von Abwasserkanälen oder der Transport der Abwässer ins Tal gegenüber einer Behandlung vor Ort bevorzugt. Im Laufe mehrerer Gespräche konnte eine Relativierung dieser Standpunkte und die Zusage, die geplanten Projekte so weit möglich zu unterstützen, erreicht werden.

Im Juni 1991 wurden die Abwasserreinigungsanlagen zur Wasserrechtlichen Bewilligung eingereicht. Diese wurde noch im Herbst desselben Jahres ausgesprochen. Ich möchte mich in diesem Zusammenhang vor allem bei Hofrat Dr. WEHINGER und Dipl. Ing. WALLNER für ihre Unterstützung bedanken.

## AUSBLICK

Die auf Initiative des Vereins Nationalpark Kalkalpen errichteten Pflanzenkläranlagen sind als Alternative zur geplanten Errichtung von Abwasserkanälen gedacht. Die mögliche Bedeutung dieser Abwasserreinigungsanlagen wird allein durch das allgemeine Interesse belegt. Können diese Versuchsanlagen die in sie gestellten Erwartungen erfüllen, würden den Hüttenbesitzern bezüglich der Abwasserreinigung Investitionen in Millionenhöhe erspart bleiben werden. Eine Schließung vieler Berghütten würde dadurch verhindert werden.

In Österreich selbst waren die bisherigen Versuche in Zusammenhang mit Pflanzenkläranlagen nur sehr bedingt erfolgreich. Die während der letzten zehn Jahre weltweiter Forschung erzielten Fortschritte berechtigen jedoch zu großen Hoffnungen. Diese aktuellsten Erkenntnissen entsprechend, wurden die errichteten Anlagen konzipiert.

Trotzdem stellen diese Systeme Versuchsanlagen dar. Neben der laufenden Analyse der Ablaufmengen, welche in Zusammenarbeit mit dem Labor des Vereins Nationalpark Kalkalpen erfolgen wird, können nur genaue Untersuchungen Antwort auf die noch offenen Fragen geben. Die drei errichteten Anlagen stellen verschieden Konzepttypen, bei ähnlicher Besucherfrequenz, dar. Dadurch wird ein Vergleich der Leistungsfähigkeit dieser Varianten ermöglicht. Die Errichtung weiterer Anlagen betreffend, ist weiters eine Überprüfung der gewählten Dimensionierungsparameter unbedingt erforderlich. Wie die Entwicklung einer optimalen Vegetationsdecke unterstützt werden kann, bedarf, aufgrund der extremen klimatischen Bedingungen, ebenfalls genauer Untersuchungen.

Nur in Zusammenhang mit dieser weiterführenden Betreuung sind die bisher unternommenen Anstrengungen als sinnvoll zu bezeichnen. Keinesfalls sind die diesbezüglichen Aufgaben mit

der Errichtung der Pflanzenkläranlagen gelöst. Die Befristung der wasserrechtlichen Bewilligung bis 1997 belegt den Handlungsbedarf. Durch die Auswertung und Präsentation der noch zu gewinnenden Daten wird die tatsächliche Leistungsfähigkeit dieser Systeme für die zuständigen Sachverständigen beurteilbar. Erst wenn die Ergebnisse ausreichen, um eine Aufnahme in den Stand der Technik zu ermöglichen, kann die Aufgabe, ein ökologisch vertretbares, kostengünstiges System zur Abwasseraufbereitung auf Berghütten zu entwickeln, als gelöst bezeichnet werden.

## ZEITPLAN

### 1992:

Um sehr rasch Antwort auf die noch offenen Fragen zu finden, ist für dieses Jahr eine intensive Untersuchung der 1991 errichteten Anlagen vorgesehen. Dabei soll versucht werden sämtliche, oben angeführten Problembereiche ausreichend abzudecken. Ziel ist es, noch 1992 einen für die Beurteilung dieser Abwasserreinigungsanlagen ausreichenden Datensatz zu erarbeiten. Dabei sind im wesentlichen folgende Programmpunkte abzudecken:

- Betreuung der 1991 errichteten Anlagen
- Laufende Analyse der Abflußwerte
- Beurteilung der Konzepttypen
- Überprüfung der Dimensionsierungsparameter

Noch im Sommer 1992 sollte eine prinzipielle Beurteilung der errichteten Systeme möglich sein. Es könnte daher im Spätsommer eine weitere Anlage errichtet werden. Dabei sollte ein Standort



gewählt werden, der einerseits nicht mit Fahrzeugen zu erreichen ist, andererseits nur relativ geringe Besucherfrequenzen aufweist. Die damit verbundene Gelegenheit, die mit dem Einsatz von Hubschraubern verbundenen Probleme mitzuverfolgen, würde die Planung des flächendeckenden Einsatzes von Pflanzenkläranlagen wesentlich erleichtern.

### 1993

Prinzipiell sollte eine Beurteilung der Leistungsfähigkeit der 1991 errichteten Pflanzenkläranlagen durch die 1992 vorgesehenen Untersuchungen möglich sein. 1993 erscheint daher eine weniger aufwendige Betreuung der Anlagen, in Hinblick auf eine Überprüfung der gewonnenen Erkenntnisse, als ausreichend.

### Flächendeckender Einsatz:

Die Errichtung von Abwasserreinigungsanlagen wird üblicherweise zu 40 % durch Mittel des Wasserwirtschaftsfonds, zu weiteren 40 % mit Landesmitteln gefördert. Die restlichen 20 % hat der Betreiber selbst zu erbringen. Wie bereits angeführt, kommen jedoch nur erprobte Systeme in den Genuß dieser Regelung. Da es sich bei den oben beschriebenen Pflanzenkläranlagen um Versuchsanlagen handelt, war es notwendig, diese über den Verein Nationalpark Kalkalpen zu fördern.

Erst im Rahmen der bis inklusive 1993 durchzuführenden Analysen wird ausreichend Informationsmaterial gesammelt werden können, um eine Finanzierung aller weiteren, im Nationalparkgebiet zu errichtenden Pflanzenkläranlagen, mit den Mitteln des Wasserwirtschaftsfonds zu ermöglichen. Aus dieser konkreten

Umsetzung der Forschungsergebnisse werden dem Verein Nationalpark Kalkalpen also keine weiteren Kosten erwachsen.

## ZUSAMMENFASSUNG

Im Gebiet des Nationalparks Kalkalpen befinden sich zahlreiche Berghütten, deren Abwässer derzeit ungereinigt versickern. Bisher konnte kein, den hohen Anforderungen entsprechendes System, welches eine Aufbereitung der Abwässer vor Ort ermöglichen würde, entwickelt werden. Von seiten der Landesregierung wird daher die Errichtung von Abwasserkanälen bis in die diversen Talstationen gefordert. Die damit verbunden enormen Kosten würden allerdings viele Hüttenbesitzer überfordern. Die Schließung zahlreicher Schutzhütten wäre die Folge.

Der Verein Nationalpark Kalkalpen versucht im Rahmen seines Forschungsprogrammes Lösungskonzepte für die anstehenden Probleme dieser Region zu erarbeiten. Im konkreten Fall soll durch die Weiterentwicklung von Pflanzenkläranlagen und Trockenaborten die Abwasserproblematik auf eine, alle Seiten zufriedenstellende Weise gelöst werden.

Die Entwicklung von Trockenaborten, also Toiletanlagen, welche kein Spülwasser benötigen und daher auch keine Abwässer verursachen, konnte innerhalb dieses Jahres abgeschlossen werden. Im Sommer 1991 wurde der erste Prototyp am Reichramingbach der Öffentlichkeit zur Verfügung gestellt. Mittlerweile wurde eine zweite Anlage vom OEAV Steyr auf der Feichtau errichtet. Weitere Hüttenbesitzer haben bereits ihr Interesse an dieser Entwicklung bekundet.

Selbst bei äußerst sparsamem Wassereinsatz ist ein gewisser Abwasseranfall nicht zu vermeiden. Um eine Gefährdung von Trinkwasser auszuschließen, ist eine Reinigung dieser Schmutzwässer nötig. Wie bereits erwähnt, gibt es bis dato kein System, welches eine Aufbereitung der Hüttenwässer vor Ort

erlauben würde. Einziger Hoffnungsträger sind die Pflanzenkläranlagen. Leider sind diesbezüglich noch sehr viele Fragen offen und es ist bisher nicht gelungen, ein Konzept zu erarbeiten, welches mit Sicherheit die geforderten Reinigungsleistungen erbringt.

Im Rahmen dieses Werkvertrages wurden, anhand internationaler Erkenntnisse, intensive Studien zum Thema Pflanzenkläranlagen durchgeführt. Die Ergebnisse belegen, daß es möglich ist, mit diesem neuen System häusliche Abwässer, den gesetzlichen Anforderungen entsprechend, zu reinigen.

Auf dieser Studie basierend, wurden im Nationalparkgebiet Versuchsanlagen zur Reinigung der Hüttenabwässer der Anlaufalm, Ebenforstalm und Laussabaueralm errichtet. Den dadurch möglichen Untersuchungen wird von zahlreichen Stellen größte Bedeutung beigemessen. Fragenkomplexe die maximal mögliche Reinigungsleistung, die Dimensionierung, die Strömungsrichtung, die Pflanzenwahl und vieles mehr betreffend, bedürfen einer Lösung.

Durch das mutige Voranschreiten des Vereins Nationalpark Kalkalpen, unter anderem die sehr heikle Frage der Abwasseraufbereitung im Karst betreffend, dürfte der endgültige Durchbruch eingeleitet worden sein. Können auf die oben angeführten Themenbereiche zufriedenstellende Antworten gefunden werden, steht einer Aufnahme von Pflanzenkläranlagen in den Stand der Technik und in weiterer Folge dem flächendeckenden Einsatz nichts mehr im Wege. Eine wesentliche Verbesserung des Gewässerschutzes und eine enorme, noch nicht zu begrenzende Kostenersparnis wären die äußerst positiven Folgen.

## ANHANG

Bei der Vergabe dieses Werkvertrages konnte nicht abgeschätzt werden, ob eine Realisierung der beabsichtigten Pilotanlagen noch in diesem Jahr möglich sein würde. Es ist daher vereinbart worden, die im Rahmen der Errichtung dieser Pflanzenkläranlagen anfallenden Kosten nach Durchführung der notwendigen Arbeiten extra zu verrechnen. Die damit verbundenen Leistungen sind somit nicht Inhalt dieses Werkvertrages. Da die Projekte allerdings eine logische Folge der oben angeführten Untersuchungen sind, seien sie hier kurz beschrieben.

Aufgrund der schon sehr früh absehbaren Unsicherheiten, die optimale Konzipierung von Pflanzenkläranlagen betreffend, war schon bei der Budgetierung die Errichtung von drei in wichtigen Details verschiedenen Varianten berücksichtigt worden. Dadurch sollte ein direkter Leistungsvergleich zwischen horizontaler (Ebenforstalm) und vertikaler (Anlaufalm) Durchströmung ermöglicht werden. Ein drittes Projekt (Laussabaueralm) sollte bewußt an der vermuteten Leistungsgrenze angesiedelt werden. Damit ist zwar bei letzterem die Gefahr eines Scheiterns im Sinne einer Überschreitung der geforderten Ablaufkonzentrationen verbunden, gleichzeitig wird jedoch eine erhöhte Aussagekraft der mit dieser Anlage verbundenen Ergebnisse erwartet.

Im Juni 1991 wurden alle drei Projekte zur wasserrechtlichen Begutachtung eingereicht. Aufgrund des großen Interesses von Seiten der zuständigen Sachverständigen konnte eine Bewilligung aller drei Anlagen bis September desselben Jahres erreicht werden. Leider wurde, aufgrund des umständlichen Finanzierungskonzeptes, die Freigabe der bereits budgetierten Mittel so stark verzögert, daß erst in den letzten Monaten 1991 die Errichtung der Pflanzenkläranlagen unter sehr erschwerten



Bedingungen erfolgen konnte. Dem mit sehr viel Idealismus verbundenen Einsatz aller am Bau Beteiligten ist zu verdanken, daß die Projekte noch vor dem endgültigen Wintereinbruch realisiert werden konnten.

Wie weiter oben angeführt handelt es sich bei allen drei Anlagen um nicht dem Stand der Technik entsprechende Systeme. Sie sind als wichtige Forschungsgrundlage zur Weiterentwicklung von Pflanzenkläranlagen anzusehen und könnten für den Nationalpark Kalkalpen größte Bedeutung erlangen. Konsequenterweise wird daher die Errichtung dieser Projekte mit Mitteln des Vereins Nationalpark Kalkalpen gefördert. Dem jeweiligen Fördervolumen liegt die Vereinbarung zugrunde, daß die für die Errichtung der Anlagen nötige Arbeitskraft von den jeweiligen Hüttenbesitzern selbst beizusteuern ist. Alle anderen anfallenden Kosten werden vom Verein übernommen. In keinem Fall wird die für Projekte der Abwasserbehandlung übliche Förderungshöhe von insgesamt 80 % erreicht.

Sämtliche Unterlagen wie Projektmappen und Bescheide liegen in bei der Geschäftsstelle des Vereins Nationalpark Kalkalpen in Kirchdorf auf und können dort eingesehen werden.

#### **ARA Anlaufalm**

Die Abwasserreinigungsanlage Anlaufalm wurde den neuesten Erkenntnissen entsprechend konzipiert. Die grauen Abwässer von bis zu 150 Tagesgästen werden stoßweise drei hintereinander geschalteten, vertikal durchströmten Kies- und Sandbecken zugeführt. Dadurch kann einerseits die Sauerstoffversorgung, verglichen mit den herkömmlichen Systemen, wesentlich gesteigert, andererseits sehr feines

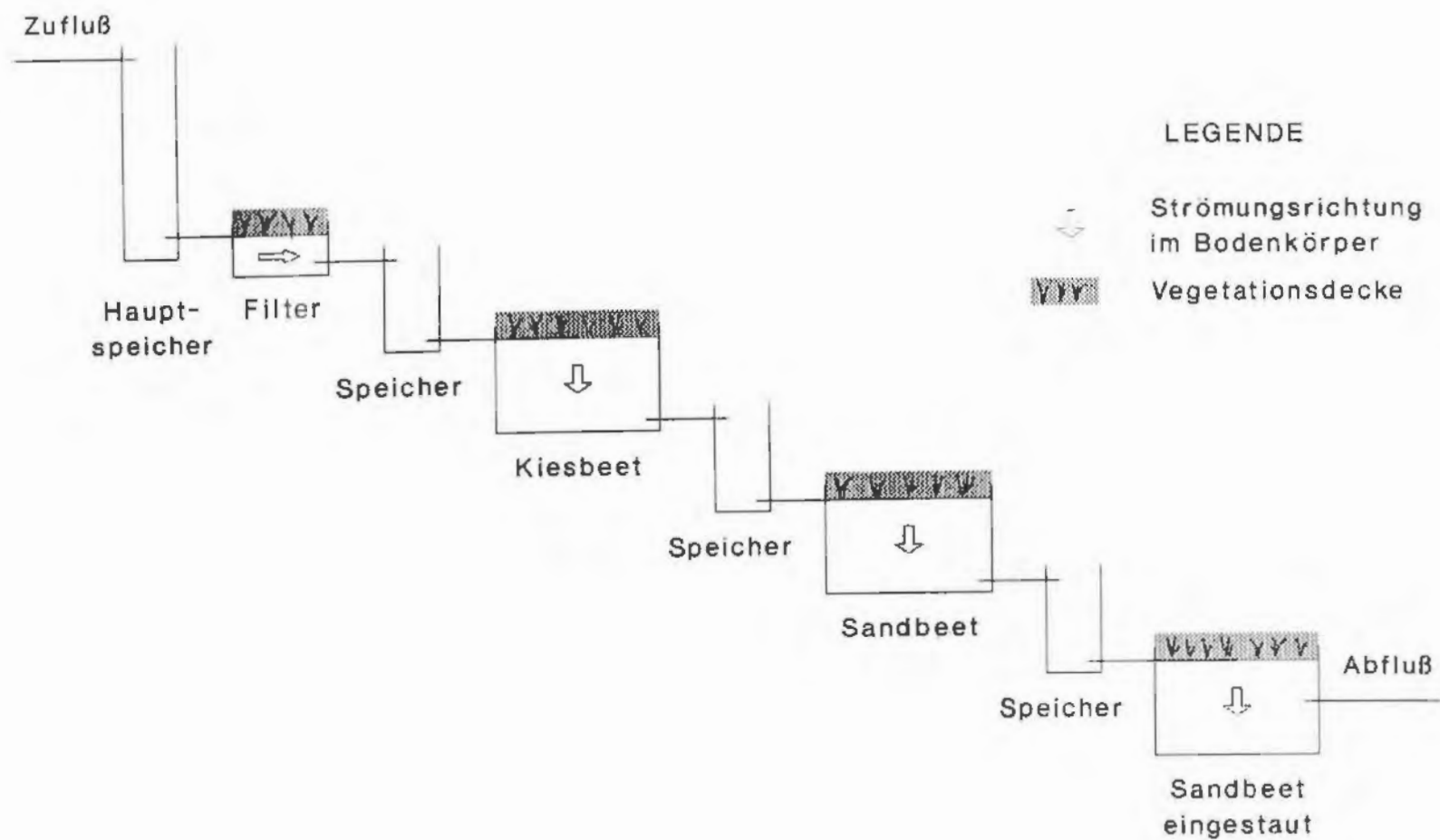


Abb. 32: Systemskizze ARA Anlaufalm

Material mit geringer Durchlässigkeit, aber erhöhter Filterwirkung verwendet werden. Dieser Typ dürfte die besten Reinigungsleistungen bei gleichzeitig geringem Flächenbedarf erbringen.

Für die Errichtung der Anlage Anlaufalm wurden von der Weidegenossenschaft Großraming 160 Arbeitsstunden aufgewendet. Die Gesamtkosten beliefen sich auf öS 160.585,--. Vom Verein Nationalpark Kalkalpen wurde dieses Projekt mit insgesamt öS 91.368,-- oder 57 % gefördert.

#### **ARA Ebenforstalm**

Die Abwasserreinigungsanlage Ebenforstalm wurde den derzeit europaweit angewandten Standards gemäß geplant. Der Abwasseranfall entspricht etwa dem der Anlaufalm. Es wird also ein direkter Leistungsvergleich dieser beiden Typen möglich sein. Wie bei Pflanzenkläranlagen bisher ausgeführt, durchfließt das Abwasser horizontal einen bewachsenen Kieskörper. Zusätzlich wurde diesem Beet ein vertikal durchströmter Bodenkörper angeschlossen. Vermutlich sind horizontal durchströmte Beete vertikal durchströmten Bodenkörpern unterlegen. Eine endgültige Aussage wird durch den nun möglichen direkten Vergleich dieser Systeme getroffen werden können.

In 100 Arbeitsstunden wurde diese Anlage von der Weidegenossenschaft Großraming errichtet. Der Gegenwert der Anlage liegt bei öS 126.682,--. Durch den Verein Nationalpark Kalkalpen werden öS 98.682,-- oder 78 % der Gesamtkosten übernommen.

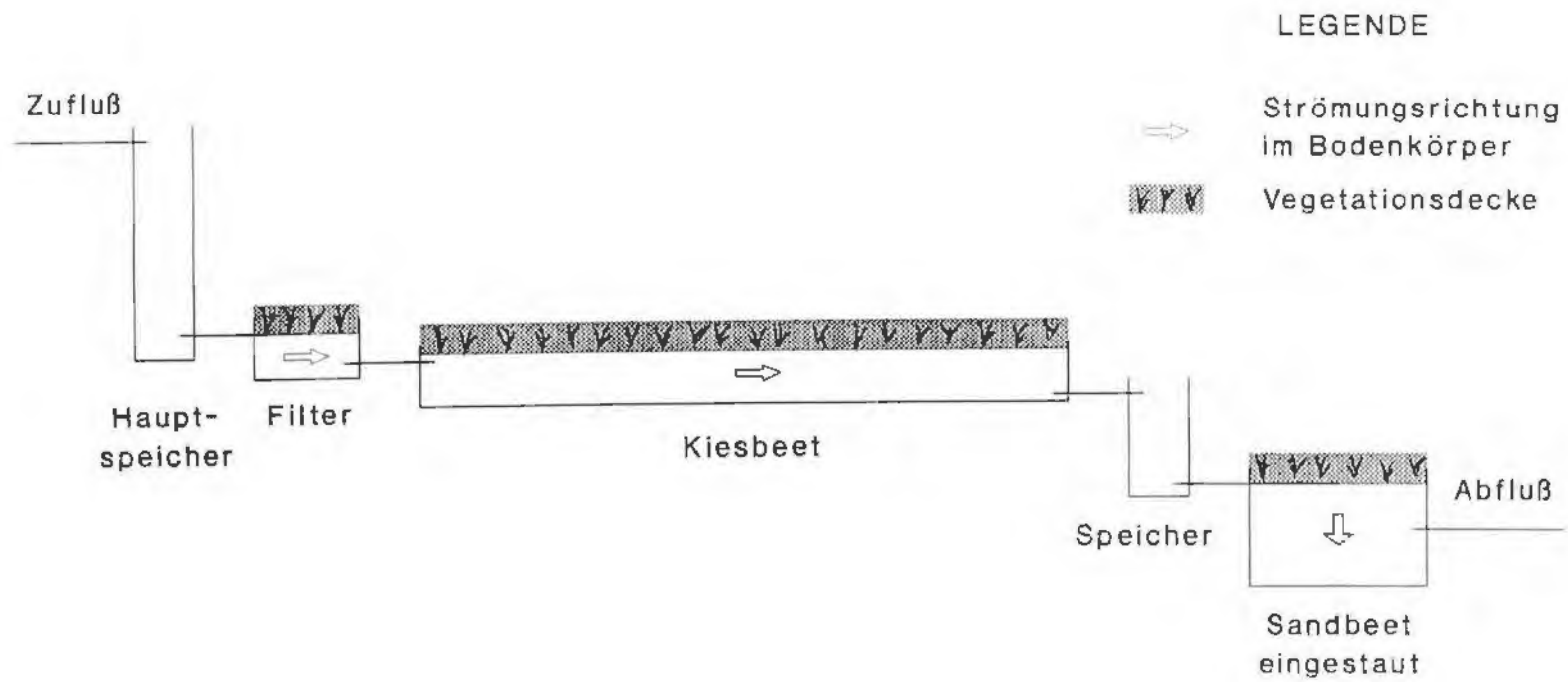


Abb. 33: Systemskizze ARA Ebenforstalm

### ARA Laussabaueralm

Die Abwasserreinigungsanlage Laussabaueralm entspricht dem Konzept der Anlaufalm. Obwohl die Besucherfrequenzen ähnlich sind, wird diese Anlage durch das hier verwendete Spülklosett wesentlich stärker belastet. Die Dimensionierung wurde bewußt so gewählt, daß die vermutliche Leistungsgrenze erreicht wird. Dieser Variante wird der größte Aussagewert bezüglich der Optimierung weiterer Projekte beigemessen. Sollten die geforderten Ablaufwerte nicht eingehalten werden können, ist die Errichtung eines Trockenabortes und damit eine wesentliche Entlastung der Anlage vorgesehen.

Für die Errichtung der Anlage wurden vom Besitzer 120 Arbeitsstunden aufgewendet. Die Gesamtkosten beliefen sich auf rund öS 122.155,--. Dieses Projekt wird vom Verein Nationalpark Kalkalpen mit insgesamt öS 88.555,-- oder 75 % gefördert.

Folgend sind einige Abbildungen, welche die Errichtung der Pflanzenkläranlagen zeigen, abgelichtet. Ihnen kann auch die zusätzliche Erschwernis, welche durch den verspäteten Baubeginn bedingt war, entnommen werden.





Bild 5: Hervorragende Leistungen erbrachte diese Mannschaft bei der Errichtung der ARA Anlaufalm und der ARA Ebenforstalm



Bild 6: Teile des trotz widrigster Witterungsbedingungen tapfer arbeitenden Teams (ARA Laussabaueralm)



Bild 7: Der durchnäßte Boden zwingt zu sehr viel Handarbeit  
(ARA Anlaufalm)



Bild 8: Einbringen der Schutzvliese (ARA Ebenforstalm)





Bild 9: Das horizontal durchströmte Beet ist fertig  
(ARA Ebenforstalm)



Bild 10: Einbau der Drainage bei vertikal durchströmten Beeten  
(ARA Laussabaueralm)



Bild 11: Einpassen der  
Zuleitung (ARA Ebenforstalm)



Bild 12: Das Einsetzen schwerer  
Schneefälle kündigt den  
endgültigen Wintereinbruch an  
(ARA Laussabaueralm)



## LITERATURVERZEICHNIS

- ANTONIOU, P.: Effect of temperature and pH on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria; in: Wat.Res. Vol. 24, No. 1, pp. 97-101, 1990
- ARMSTRONG, W.: Measurement and modelling of oxygen release from roots of phragmites australis. In: IAWPRC, 1990
- ATV: Desinfektion von Abwasser. In: Korrespondenz Abwasser, Bd. 12, pp. 1329-1337, 1987
- BISCHOF, W.: Abwassertechnik - 8. Aufl. - Stuttgart:Teubner, 1984
- BAHLO, K.E. and WACH, F.G.: Purification of domestic sewage with and without faeces by vertical intermittent filtration in reed and rush beds. In: IAWPRC, 1990
- BAVOR, H.J. et al: Performance of Solid-Matrix Wetland Systems Viewed as Fixed-Film Bioreactors. In: IAWPRC, Hammer, 1989
- BÖRNER, T.: Abwassertechnische Untersuchungen an der Pilotanlage Hofgeismar-Beberbeck. In: Schriftenreihe WAR 48; 21. Wassertechnisches Seminar Pflanzenkläranlagen - besser als ihr Ruf; Darmstadt, 1990
- BÖRNER, T.: Einflußfaktoren für die Leistungsfähigkeit verschiedener Konstruktionsvarianten von Pflanzenkläranlagen. In: Schriftenreihe WAR 48; 21. Wassertechnisches Seminar Pflanzenkläranlagen - besser als ihr Ruf; Darmstadt, 1990
- BRANDES, M. et al.: Experimental Study on Removal of Pollutants from Domestic Sewage by underdrained Soil Filters. Proceedings of the National Home Sewage Disposal, ASAE, 1975
- BRIX, H.: Soil oxygenation in constructed reed beds: The role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport. In: IAWPRC pp. 53-66, 1990
- BRIX, H. et al: Design criteria for BOD5-removal in constructed reed beds. In: Small wastewater treatment plants, 1989
- BUCKSTEEG, K.: Empfehlungen des ATV-Hinweisblattes H 262. In: Schriftenreihe WAR 48; 21. Wassertechnisches Seminar Pflanzenkläranlagen - besser als ihr Ruf; Darmstadt, 1990



COOPER, P.F.: European design and operations guidelines for reed bed treatment systems. Revision of the Document presented on 28 September 1990 at the Conference "Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control" at Cambridge, UK, 1990

DAMRATH, H.: Wasserversorgung; 8. Aufl.; B.G.Teubner Stuttgart, 1982

DAVIES, T.H.: Reed bed treatment of wastewaters in a pilot-scale facility. In: IAWPRC, 1990

DAVIES, T.H. and Hart, B.T.: Use of aeration to promote nitrification in reed beds treating wastewater. In: Constructed wetlands in water pollution control; IAWPRC, 1990

EMDE, W.v.d.: Die Bodenfiltration im Zusammenhang mit Hauskläranlagen. In: Abwasserreinigung in kleinen Verhältnissen. Wiener Mitteilungen, Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd. 22, 1977

EMDE, W.v.d.: Nitrifikation - Denitrifikation, Wiener Mitteilungen, Wasser Abwasser Gewässer, Bd. 69, 1987

FEHR, G.; SCHÜTTE, H.: Leistungsfähigkeit intermittierend beschickter, bepflanzter Bodenfilter. In: Schriftenreihe WAR 48; 21. Wassertechnisches Seminar Pflanzenkläranlagen - besser als ihr Ruf; Darmstadt, 1990

FINDLATER, B.C. et al: Reed bed treatment systems: performance evaluation. In: IAWPRC, 1990

FOX, I.: The adsorption and release of phosphate from sediments of a river receiving sewage effluent. In: Wat. Res. Vol. 23, No. 6, pp. 725-732, 1989

FURUMAI, H.: Adsorption-desorption of phosphorus by lake sediments under anaerobic conditions. In: Wat. Res. Vol. 23, No. 6, pp. 677-683, 1989

GELLER, G.; LENZ, A.: Bewachsene Bodenfilter zur Wasserreinigung. In: Korrespondenz Abwasser, 29, H. 3, 1982

GRÄFE, G.: lt. telefonischer Mitteilung, 1990

GRAY, K.R. et al: The use of reed beds for the treatment of agricultural effluents. In: IAWPRC, 1990

GROSSE, W.: Pflanzenleben unter anaeroben Umweltbedingungen, die physikalischen Grundlagen und anatomischen Voraussetzungen. In: Ber. Deutsch. Bot. Ges. Bd. 99, pp. 367-381, 1986

- HABERL, R.: Abwasserreinigung mit Pflanzen - Grundlagen. In: Wiener Mitteilungen Wasser, Abwasser, Gewässer. Wasserversorgung und Abwasserreinigung in kleinen Verhältnissen, 1987
- HABERL, R. und PERFLER, R.: Seven years of research work and experience with wastewater treatment by a reed bed system. In: IAWPRC, 1990
- HAMMER, D.A.: Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. USA, 1989
- HARUTA, S.: Basic studies on phosphorus removal by the contact aeration process using iron contactors. In: Wat. Sci. Tech. Vol. 23, Kyoto, pp. 641-650, 1991
- HILEY, P.D.: The performance limitations of wetland treatment systems - a discussion. In: IAWPRC, 1990
- HOBSON, J.A.: Hydraulic Considerations and the Design of Reed Bed Treatment Systems. In: Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, 1989
- HOUSE, W.A.: The prediction of phosphate coprecipitation with calcite in freshwaters. In: Wat. Res. Vol. 24, No. 8. pp 1017-1023, 1990
- ISHIKAWA, M.: Mathematical model of phosphate release rate from sediments considering the effect of dissolved oxygen in overlying water. In: Wat. Res. Vol. 23, No. 3, pp. 351-359, 1989
- JANSONS, J.: Survival of viruses in groundwater. In: Wat. Res. Vol. 23, No. 3, pp. 301-306, 1989
- JENNSEN, P.D.: Design Criteria for wastewater Infiltration Systems, Alternative Waste Treatment Systems, R. Bhamidimarri, elsevier, London, 1988
- JONES, R.A.; LEE, G.F.: Septic tank wastewater disposal system as phosphorus sources for surface waters. In: Journal of water Pollution Control Federation, 51., Nr. 1, 1979
- KICKUTH, R.: Elimination gelöster Laststoffe durch Röhrichtbestände. In: Bedeutung der Ufervegetation in Binnengewässern, Schutz und Regulierung. Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes, Heft 25, 1980

KILDUFF, J.E.: Design and Construction of Leaching Systems in fill based on Permeability. In: Journal of the Environmental Engineering Division, 115, Nr. 1, 1989

KLEYN, K.: Leistungen ausgewählter Makrophyten - Erfahrungen im Rahmen des BMFT-Forschungsvorhabens "Bepflanzte Bodenfilter", 1988

KRAFT, H.: Verdunstungsleistung von Limnophyten bei der Abwasserreinigung in hydrobotanischen Kläranlagen. In: Z. Wasser- Abwasser-Forsch. 17, pp. 12-15, 1984

KRETZSCHMAR, R.: Erfahrungen mit der Wurzelraumentorgungsanlage Zärpen. In: Schriftenreihe WAR 48; 21. Wassertechnisches Seminar Pflanzenkläranlagen - besser als ihr Ruf; Darmstadt, 1990

KROISS, H.: Fortbildungskurs biologische Abwasserreinigung, Wiener Mitteilungen, Wasser Abwasser Gewässer, Bd. 81, 1989

LAAK, R.: A passive Denitrification System for On-site Systems. Proceedings of the Third National Symposium on Individual and Small Community Sewage Treatment, Dec. 14-15, Chicago, II. ASAE Pub. 1-82, 1981

LAAK, R.: Wastewater Engineering Design for Unsewered Areas. Technomic Publishing Company, Inc., Lancaster, 2nd Edition, 1986

LAFER, A.: Abwasserentsorgung in kleinen Verhältnissen unter besonderer Berücksichtigung der Abwassereinbringung in den Untergrund. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur Wien, 1990

LANCE, J.C.: Nitrogen removal by soil mechanisms. In: Journal WPCF, 44, Nr. 7, 1972

LENZ, A.: Abbau in Böden verschiedener pH-Werte und Körnung - Erfahrungen aus dem BMFT-Forschungsvorhaben "Bepflanzte Bodenfilter", 1987

LIENARD, A. et al.: Domestic wastewater treatment with emergent hydrophyte beds in France. In: IAWPRC, 1990

LOLL, U.: Leistungsvergleich zwischen Teich- und Wurzelraumentorgungsanlagen am Beispiel der Pilotanlage Modautal-Brandau. In: Schriftenreihe WAR 48; 21. Wassertechnisches Seminar Pflanzenkläranlagen - besser als ihr Ruf; Darmstadt, 1990



LÖFFLER, H.: Intervallbeschickte Pflanzensickerbecken zur dezentralen Abwasserreinigung in der DDR. In: Schriftenreihe WAR 48; 21. Wassertechnisches Seminar Pflanzenkläranlagen - besser als ihr Ruf; Darmstadt, 1990

MANN, R.A.: Phosphorus removal by constructed wetlands: substratum adsorption. In: IAWPRC, 1990

MAYR, A.: Verbreitung von Viren über das Wasser unter besonderer Berücksichtigung der Gesundheit des Menschen. In: Neuere Verfahrenstechnologien in der Abwasserreinigung, Abwasser- und Gewässerhygiene. Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei und Flußbiologie; Bd. 38; München; Wien; Oldenbourg, 1984

MORELL A. et al.: Leistungsfähigkeit verschiedener Bodensubstrate bei der naturnahen Abwasserreinigung. In: Schriftenreihe WAR 48; 21. Wassertechnisches Seminar Pflanzenkläranlagen - besser als ihr Ruf; Darmstadt, 1990

NIKLAS, J.: Optimizing strategies in hydrophyte systems for sewage treatment. In: IAWPRC, 1990

OEAV, DAV: Abwassermessung bestehender Abwasserreinigungsanlagen von Schutzhütten in Österreich, 1990

ONKEN, A.: Weitergehende Abwasserreinigung durch pflanzliche Reinigungsstufen. In: Schriftenreihe WAR 48; 21. Wassertechnisches Seminar Pflanzenkläranlagen - besser als ihr Ruf; Darmstadt, 1990

PARR, T.W.: Factors affecting reed (*Phragmites australis*) growth in UK reed bed treatment systems. In: IAWPRC, 1990

PAULY, U.: Performance data of a wastewater and sludge treatment plant derived from the root zone method set against the background of detention times. In: IAWPRC, 1990

PERFLER, R., HABERL, R.: Erfahrungsberichte über die Versuchspflanzenanlage Mannersdorf. In: Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer. Wasserversorgung und Abwasserbehandlung in kleinen Verhältnissen. Sonderdruck aus Bd. 71, 1987

PERKINS, R.J.: Onsite Wastewater Disposal. National Environmental Health Association, Levis Publishers, Inc. Chelsea, Michigan, 1989

- PÖPEL, H.J.: Übersicht über Verfahrensvarianten von Pflanzenkläranlagen. In: Schriftenreihe WAR 48; 21. Wassertechnisches Seminar Pflanzenkläranlagen - besser als ihr Ruf; Darmstadt, 1990
- RADOUX, M.: The impact of ageing on the purification efficiency of a plantation of *Typha Latifolia*. In: IAWPRC, 1990
- ROGERS, K.H.: Hydraulics, root distribution and phosphorus removal in experimental wetland systems. In: IAWPRC, 1990
- RUF, M.: Aktuelle Probleme des Gewässerschutzes: Nährstoffbelastung und -elimination, Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie; Bd. 43, 1989
- SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P.: Lehrbuch der Bodenkunde. 12., neu bearbeitete Auflage, Ferdinand Enke Verlag Stuttgart, 1989
- SCHIERUP, H. et al: Wastewater treatment in constructed reed beds in Denmark - State of the art. In: IAWPRC, 1990
- SCHÖNBERGER, R.: Optimierung der biologischen Phosphorelimination bei der kommunalen Abwasserreinigung. Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen. Technische Universität München, 1990
- SCHRÖDER, D.: Bodenkunde in Stichworten. 4. Aufl., Verlag Hirt, 1983
- SIEGRIST, R.L.; BOYLE, R.: Onsite Reclamation of Residential Greywater. Proceedings of the Third National Symposium on Individual and Small Community Sewage Treatment, Dec 14-15, Chicago, II. ASAE Pub. 1-82, 1981
- SIEGRIST, R.H. et al: Commercial Wastewater On-Site treatment and disposal. Proceedings of the Fourth National Symposium on Individual and Small Community Sewage Treatment, Dec. 10-11, New Orleans, LA, 1984
- SPERRER, J.: Studie zur Abwasserbehandlung bzw. Abwasserbeseitigung von Berghütten im Nationalparkgebiet, 1990
- STROHMEIER, A.: Möglichkeiten der Filtration bei der Weitergehenden Anwasserreinigung. In: Wiener Mitteilungen, Bd. 81, 1989
- STUANES, A.O.: Phosphorus Sorption by Soil; a Review. Alternative Waste Water Treatment - Proceedings of a Conference held in Oslo, Norway, Sept. 7-10, 1981



TEICHMANN, H.: Weitergehende Abwasserreinigung, R. Oldenbourg Verlag München Wien, 1990

WATSON, J.T. et al: Performance of constructed wetland treatment systems at Benton, Hardin, and Pembroke, Kentucky, during the early vegetation establishment Phase. In: IAWPRC, 1990

WOLSTENHOLME R. and BAYES C.D.: An evaluation of nutrient removal by the reed bed treatment system at Valleyfield, Fife, Scotland. In: IAWPRC, 1990.

WOOD, A.: Constructed wetlands for wastewater treatment - engineering and design considerations. In: IAWPRC, 1990

WUSTINGER, F.: Erfahrungen an der Wurzelraumanlage Obersülzen. In: Schriftenreihe WAR 48; 21. Wassertechnisches Seminar Pflanzenkläranlagen - besser als ihr Ruf; Darmstadt 1990