

Optimierung der Reinigungsleistung von Kleinkläranlagen am Beispiel von Schilfkläranlagen und ausgewählten technischen Systemen

Dr. Gerd Neemann, Göttingen

(veröffentlicht in: „Konzepte zur Abwasserbehandlung im ländlichen Raum“, Band I (2000). Schriftenreihe der Kommunalen Umwelt-Aktion U.A.N. (Hannover), Heft 36, S. 56 – 76)

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Vorwort	1
1 Schilfkläranlagen	2
1.1 Grundprinzipien	2
1.2 Leistungen des Schilfs bei der Abwasserbehandlung	4
1.2.1 Wachstum von Schilfpflanzen (<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steudel)	4
1.2.2 Pflanzenabhängige Belüftung unterirdischer Pflanzenorgane und Sedimente	5
1.2.2.1 Folgerungen	9
1.2.2.2 Empfehlungen	10
1.3 Deckung des zusätzlichen Sauerstoffbedarfs	11
1.3.1 Sauerstoffeintrag durch Konvektion	11
1.3.2 Sauerstoffeintrag durch Diffusion	12
1.3.3 Folgerungen	13
1.3.4 Empfehlungen	14
1.4 Kolmation	15
1.4.1 Folgerungen	16
1.4.2 Empfehlungen	18
1.5 Weitergehende Stickstoff-Entfernung	18
1.5.1 Folgerungen	21
1.5.2 Empfehlungen	22
1.6 Zusammenfassung	23
2 Optimierte technische Kleinkläranlagen	24
2.1 Aufstaubeleungsanlagen (SBR: sequencing batch reactor)	24
2.2 Membran-Beleungsanlagen (Mikrofiltration)	27
2.3 Optimierte Tropfkörperanlagen	28
2.4 Optimierte druckbelüftete Tauchkörper	29
3 Schlußbetrachtung	30
4 Literatur	31

Vorwort

Für den noch nicht zentral erschlossenen ländlichen Raum werden seit vielen Jahren zuverlässig einsetzbare Lösungen für die Abwasserbehandlung nachgefragt. Nicht zuletzt wegen der schwieriger werdenden finanziellen Situation suchen viele Kommunen nach Möglichkeiten, die ihnen den Verzicht auf Leitungsbau und Abwassertransport ermöglichen. Daher ist absehbar, dass Kleinkläranlagen im ländlichen Raum noch auf längere Sicht ein fester Bestandteil der Abwasserentsorgung bleiben werden. Um dadurch die Belange des Gewässerschutzes nicht zu vernachlässigen, sind jedoch besonders leistungsfähige und erprobte Verfahren bei gleichzeitig möglichst geringem Bedarf an nicht-regenerativer Energie gefragt.

Auf dem Gebiet der dezentralen Anlagen ist - abgesehen von der nach wie vor weit verbreiteten Untergrundverrieselung - annähernd die gesamte Palette der aus dem kommunalen Bereich bekannten Kläranlagentechniken vertreten. Jedoch kommen naturnahe Verfahren (Abwasserteiche, Sandfiltergräben, Pflanzenkläranlagen) vielfach stärker als die technischen (Tauchkörper, Tropfkörper, Belebungsanlagen) zum Einsatz. Weiterhin hat generell, im Unterschied zu den kommunalen Kläranlagen, der Anteil der Anlagen, die mit festen Aufwuchsflächen für Biofilme arbeiten (Festkörpertechnologie), eine besondere Bedeutung.

Eine von Anfang an mehr für den Einsatz im dezentralen Bereich entwickelte Festkörpertechnologie stellen die Pflanzenkläranlagen, und darunter besonders die Schilfkläranlagen, dar. Sie stoßen im ländlichen Raum und bei vielen Anbietern wegen ihrer recht einfachen Betriebsweise und recht großen Zuverlässigkeit auf sehr breites Interesse. Deshalb wird dieser Anlagentyp ständig weiterentwickelt und mittlerweile unter den unterschiedlichsten Bedingungen eingesetzt. Den Anlagen kommen offenbar ihre Größe und ihre recht komplexen betrieblichen Eigenschaften zugute. Im vorliegenden Manuskript wird versucht, den Stand der Kenntnisse über die funktionellen Prinzipien zusammenzufassen. Darauf aufbauend werden Empfehlungen zum optimalen Einsatz der spezifischen Leistungen dieser Systeme in der Abwasserbehandlung gegeben.

Die klassischen Belebungsverfahren haben sich im Kleinkläranlagenbereich nach den bisher vorliegenden Untersuchungen nicht sonderlich bewährt (KUNST & KAYSER 1999). Aus diesem Grunde werden im zweiten Teil optimierte technische Kleinkläranlagen vorgestellt, bei denen es sich z.T. auch um Belebungsanlagen handelt über die jedoch recht vielversprechende Ergebnisse hinsichtlich Stabilität und N-Abbau vorliegen.

1 Schilfkläranlagen

1.1 Grundprinzipien

Seit etwa 15 Jahren werden Schilf (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel) und anderen Sumpfpflanzen bei der (überwiegend aeroben) biologischen Behandlung von Abwässern aus dem häuslichen, dem kommunalen und auch dem gewerblichen Bereich in ländlichen Räumen vermehrt eingesetzt (BAHLO & WACH 1992, WISSING 1995). Ganz entscheidend für den zwischenzeitig erreichten Entwicklungsstand der mit Sumpfpflanzen arbeitenden Kläranlagen waren die umfangreichen Untersuchungsansätze von SEIDEL (z.B. 1956, 1959, 1977) sowie SEIDEL & HAPPEL (z.B. 1984).

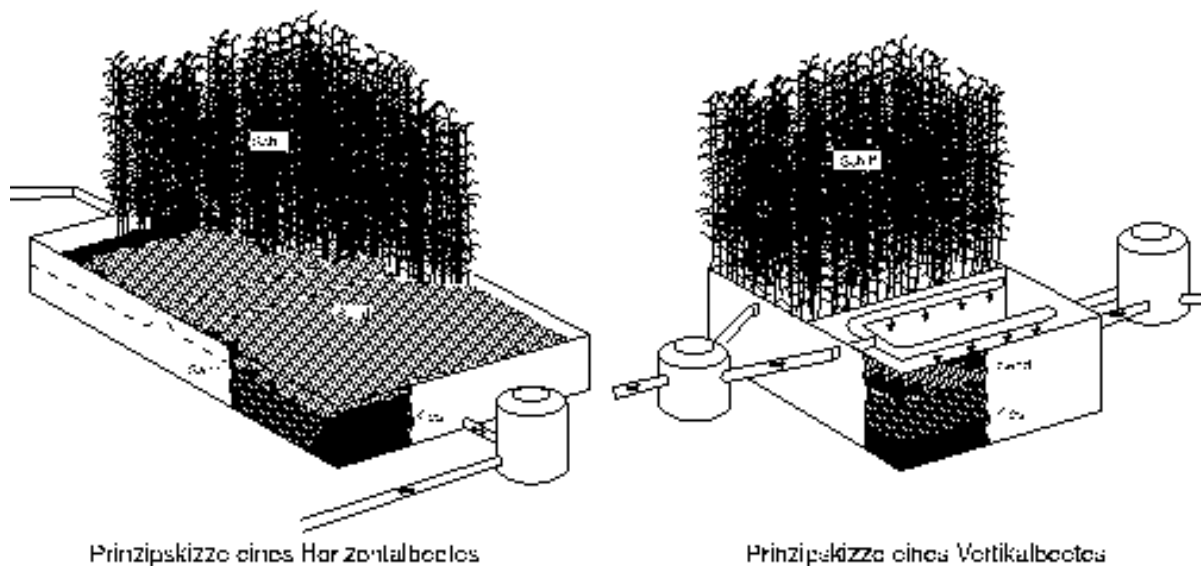


Abb. 1: Aufbau horizontal bzw. vertikal beschickter Pflanzenkläranlagen (PLATZER 1998)

Heute sind zumindest einige der mit Schilf arbeitenden Kläranlagensysteme so weit ausgereift, dass sie - bei Einhaltung bestimmter Konstruktions- und Bemessungsgrundsätze (s.u.) - die aus Sicht eines vorsorgenden Gewässerschutzes erforderlichen Standards gewährleisten können (KUNST et al. 1998, PLATZER et al. 1998). Ausschlaggebend für den Erfolg der Schilfkläranlagen sind nach den Erfahrungen von BRIX & SCHIERUP (1989) im wesentlichen folgende Aspekte:

- die hohe Flexibilität und geringe Anfälligkeit von Schilfkläranlagen gegenüber plötzlichen Änderungen der Belastungen,
- der für den Betrieb geringe Bedarf an netzgebundener Energie,
- relativ geringe Bau- und Betriebskosten.

Zahlreiche Untersuchungen belegen, dass dem Schilf vornehmlich die Bedeutung einer Art Katalysator zukommt (z.B. GELLER et al. 1991, HOFMANN 1992, WISSING 1995). Unmittelbar ist das Schilf nur geringfügig am Abbau bzw. der Entfernung von Schmutz- und Nährstoffen beteiligt. Seine Funktion besteht vor allem in der Schaffung eines günstigen Milieus für

den aeroben Schmutzstoffabbau und die Nitrifikation sowie in der Aufrechterhaltung der hydraulischen Leistungsfähigkeit, die auch noch nach vielen Jahren einen störungsfreien Betrieb ermöglicht (DAFNER 1992, GELLER & THUM 1999).

BÖRNER (1992) unterteilt die bis 1992 entwickelten Pflanzenkläranlagen in acht Systeme mit insgesamt 24 Unterformen. Am weitesten verbreitet sind heute zwei Typen von Klärbeeten, die nach der Art des Beschickungssystems in horizontal bzw. vertikal beschickte Beete unterschieden werden (Abb. 1). Bei horizontal beschickten Beeten befindet sich eine Einlaufkulissee an der Stirn- oder einer Breitseite des Beckens sowie eine Auslaufkulissee an der gegenüberliegenden Seite. Im Becken findet weiter keine Regelung des Abwasserstromes statt. Vertikal beschickte Beete besitzen ein an der Oberfläche des Filtermaterials verlaufendes Beschickungssystem, durch das das Abwasser über die gesamte Beetfläche gleichmäßig verteilt wird.

Nach Durchsickern des Filterkörpers verläßt das Wasser die Beete über am Boden verlegte Dränrohre. In der Mehrzahl der Fälle wird in beide Beetypen nicht-bindiges Filtermaterial eingebaut (WISSING 1995, PLATZER 1998). Für diese beiden Typen hat die ATV im Jahr 1998 ein Arbeitsblatt (A 262) herausgebracht. Dieser Richtlinie gemäß gebaute Schilfklärbeete entsprechen dem Stand der Technik (KOLLATZSCH 1999). Daneben werden jedoch nach wie vor etliche Sonderformen angeboten und errichtet.

1.2 Leistungen des Schilfs bei der Abwasserbehandlung

1.2.1 Wachstum von Schilfpflanzen (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel)

Schilf repräsentiert in Mitteleuropa und vielen anderen wintermilden Regionen der Erde die wichtigste Röhrichtart. Es gehört zu den Gräsern und ist in der Lage, mit seinen unterirdischen Organen, den Rhizomen (Ausläufern) und Wurzeln an ständig vernässten Standorten zu wachsen, an denen es zumeist Monokulturen bildet. Auch die Halme können während der Sommermonate teilweise überflutet werden, eine vollständige Überflutung führt jedoch zum Absterben der Pflanze. Die grünen Organe (Stengel und Blätter) müssen zumindest teilweise über der Wasserlinie bleiben, da Schilf das für die Biomasseproduktion (Photosynthese) benötigte CO₂ nur aus der Luft und nicht gelöst aus dem Wasser aufnehmen kann. Pflanzenarten mit derartigen Anpassungen zählen zu den Helophyten. Ihre natürlichen Verbreitungsschwerpunkte sind die Uferbereiche von Seen und langsam fließenden Gewässern (ELLENBERG 1996). Schilf kann darüber hinaus in Sümpfen und auch an grundwassernahen terrestrischen Bereichen gedeihen und ist somit als litoraler bis reiner Helophyt zu kennzeichnen.

Schilf besitzt nicht nur eine große Toleranz hinsichtlich der Feuchtebedingungen am jeweiligen Wuchsort, sondern auch in Bezug auf die Boden- und Nährstoffverhältnisse. Hinsichtlich der Korngrößenzusammensetzung bevorzugt Schilf schluffig-sandige Substrate, aber auch

an tonigen und kiesigen Stellen kommt es - wenn auch seltener - vor. Die Nährstoffkonzentrationen der besiedelten Böden können eine oligotrophe (0,02 % N, 0,01 % P) bis eutrophe (0,08 % N, 0,04 % P) Charakteristik besitzen (LANG 1967). Wegen seiner großen Anpassungsfähigkeit in Bezug auf die Nährstoff- und Bodenverhältnisse ist Schilf auch in der Lage, an Brackwasserstandorten und in künstlichen Habitaten zu wachsen, zu denen auch Tongruben, Schlammabsetzgruben, Industriebrachen, Bodendeponien u.ä. zählen. Im letzten entscheidend für sein Vorkommen ist eine mehr oder weniger hohe Bodenfeuchte des Standortes (VAN DER WERFF 1991).

Etablierte Schilfbestände besitzen hohe Biomassen und zählen zu den produktivsten Pflanzengemeinschaften. Am noch recht nährstoffreichen Bodensee-Untersee besaßen die dortigen Schilfbestände in den achtziger Jahren im Mittel eine organische Masse von 25,1 kg TS / m², von der 74 % (18,6 kg TS / m²) auf die unterirdischen Pflanzenorgane (Rhizome und Wurzeln) entfiel (OSTENDORP 1997). An der Biomasse der unterirdischen Organe sind die Wurzeln nach ADCOCK & GANF (1994) nur zu durchschnittlich etwa 11 % beteiligt. LUTHER (1983) weist jedoch darauf hin, dass die Schilf-Biomasse je nach Trophiegrad des Standortes um fast das zehnfache schwanken kann und auch das Spross / Wurzel-Verhältnis (die Relation zwischen oberirdischer und unterirdischer Biomasse) keine Konstante darstellt, sondern von zahlreichen Außenfaktoren beeinflusst wird. Die hohe unterirdische Biomasse, vor allem die kräftigen Rhizome, ermöglichen der Art ein starkes vegetatives Wachstum und sind mit verantwortlich für die Dominanz der Art an ihren Wuchsorten.

Ganz entscheidend für die Biomasseproduktion des Schilfs ist neben einer guten Belichtung - Schilf wird nach ELLENBERG (1979) als Halblicht- bis Lichtpflanze eingestuft - der N-Gehalt des Bodensubstrates bzw. des Oberflächenwassers. Mit zunehmender N-Belastung steigt die oberirdische Biomasse von Schilfbeständen im Vergleich zu der an oligotrophen Gewässern um bis das fünffache an (RAGHI-ATRI & BORNKAMM 1979). OVERDIECK & RAGHI-ATRI (1976) stellen eine um etwa das doppelte gesteigerte spezifische Photosyntheseleistung von Schilfblättern bei reicher im Vergleich zu geringer N-Versorgung fest. Auf Phosphor-Mangel bzw. -Überschuß reagiert das Schilf bedeutend schwächer. Eine starke Biomasseproduktion ist somit für Schilfklärbeete, die mit N-reichem kommunalem oder häuslichem Abwasser beschickt werden, typisch.

1.2.2 Pflanzenabhängige Belüftung unterirdischer Organe und Sedimente

Wegen des in der Regel sehr sauerstoffarmen Milieus, in dem die Rhizome und Wurzeln existieren, sind sie zur Aufrechterhaltung der Atmung dieser Organe auf Sauerstoff angewiesen, der durch spezifische Kanäle aus den oberirdischen, der Außenluft ausgesetzten Halmen geliefert wird. Darin ist die entscheidende Anpassung der Sumpfpflanzen an ein Leben unter sauerstoffarmen Bedingungen zu sehen.

Zu den morphologischen Besonderheiten von Sumpfpflanzen zählen deshalb mehr oder minder große, luftgefüllte, leitungsartige Hohlräume in den Halmen, die mit ähnlichen Hohlräumen in den unterirdischen Organen (Rhizomen, Wurzeln) in Verbindung stehen. Sie werden als Lakunen, Aerenchym bzw. Interzellularräume bezeichnet und können bis zu 60 % des Gewebevolmens ausmachen (BRIX 1994, s. Abb. 2).

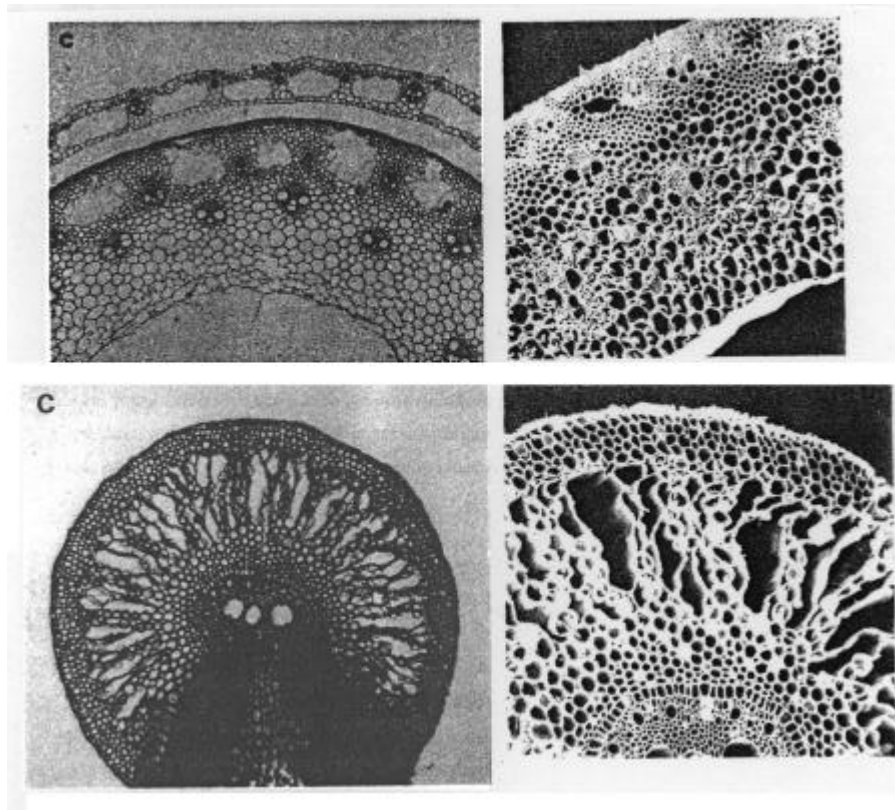


Abb. 2: Licht- und elektronenmikroskopische Aufnahmen des Interzellularensystems von *Phalaris arundinacea*, einer morphologisch dem Schilf sehr ähnlichen Grasart (TRESCKOW 1991), oben: Halmquerschnitt, unten Wurzelquerschnitt

Einer verbreiteten Theorie nach liegt der Belüftung der im feuchten, weitgehend luftabgeschlossenen Milieu wachsenden Organe ein passiver Prozess zugrunde, der als Druckventilation oder konvektiver Fluss bezeichnet wird. Entscheidend für das Zustandekommen der Innenventilation ist der Aufbau eines leichten Überdruckes in den Hohlräumen der Halme. Er entsteht durch eine passive molekulare Diffusion der Luft von außen ins Innere der Halme, die durch Feuchte- und Temperaturgradienten zwischen der Außenluft und der Luft im Inneren der Halme angetrieben wird (ARMSTRONG & ARMSTRONG 1991).

Bei der Diffusion strömt trockenere Außenluft durch die sehr engen Spaltöffnungen der langen Blattscheiden sowie der Knoten in das Interzellulargewebe und gelangt über die Halmknoten in das feuchte Aerenchym der Rinde. Beim Aufbau eines Temperaturgradienten zwischen kühlerer Außenluft und wärmerer Luft im Gewebe durch die Besonnung der Halme kann über

den Weg der thermalen Transpiration durch einströmende Luft ebenfalls ein Druckanstieg in den Halm-Hohlräumen entstehen (BRIX 1994, ARMSTRONG & ARMSTRONG 1988).

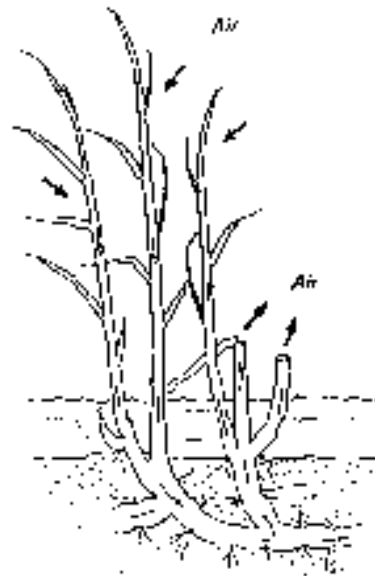


Abb. 3: Influx und Efflux der konvektiv strömenden Luft in Schilfpflanzen (BRIX 1994)

Die in die Halme eingeströmte Luft entweicht durch noch nicht verschlossene Öffnungen von abgebrochenen oder porösen Halmen und Stoppeln aus dem Rhizom-Wurzelsystem wieder in die Atmosphäre (Abb. 3). Durch die Entlüftung entsteht ein Sog, der den eigentlichen konvektiven Fluss der Luft aus den oberirdischen Halmen in die unterirdischen Rhizome und Wurzeln treibt. Lebende grüne Halme funktionieren als Influx-, poröse abgestorbene - vor allem Stoppeln - als Efflux-Halme. Der in der Luft enthaltene Sauerstoff dient den unter Luftabschluss wachsenden Organen zur Veratmung von Kohlenhydraten.

Das Ausmaß des sommerlichen konvektiven Flusses hängt nicht nur von Feuchte- und Temperaturgradienten, sondern auch von der Länge, der über die Wasserlinie hinaus ragenden Schilfhalme und der Windstärke ab (WEISNER 1988). Doch auch während der Nacht und in den Wintermonaten ist ein konvektiver Gasfluss bei Schilfpflanzen festzustellen. Er entsteht durch Wind, der über poröse Halme und Stoppeln hinwegstreicht und in die Hohlräume der überwinterten Rhizome und Wurzeln des Schilfs gelangt (BRIX 1989, BRIX 1994).

In den Sommermonaten stellten BRIX et al. (1996) in dem Schilfbestand eines dänischen Sees tagsüber einen maximalen konvektiven Gasaustausch von bis zu $9-11 \text{ l Luft m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ fest. Mit dieser Luft gelangten $1,8-2,2 \text{ l O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ in die unterirdischen Schilforgane. Wegen der Abhängigkeit von der Tageszeit betrug der Sauerstoffeintrag über 24 Stunden hinweg etwa $4,3 \text{ l m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Im Winter kann er auf $0,17 \text{ l m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ sinken. Eine relevante Steigerung der gesamten eingetragenen O_2 -Menge durch photosynthetisch produzierten Sauerstoff ist bislang nicht bewiesen.

Vor allem die Feinwurzeln des Schilfs, aber auch wachsende Rhizomspitzen, entlassen einen Teil der sauerstoffhaltigen Luft während des ganzen Jahres in ihre unmittelbare Umgebung, die Rhizosphäre.

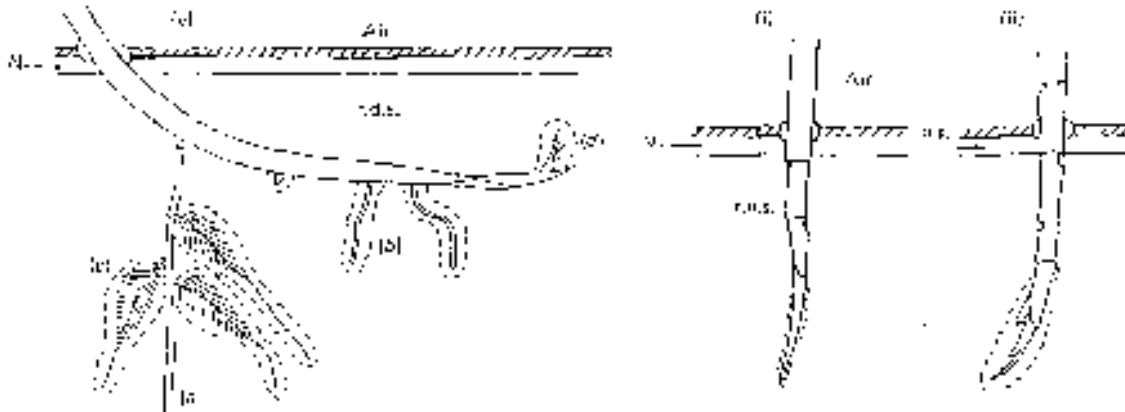


Abb. 4: Erhöhung der Redoxspannung in der Umgebung von Feinwurzeln und Rhizomspitzen von *Phragmites australis* durch Sauerstoff-Efflux (Nachweis durch die Methylenblau-Methode, ARMSTRONG & ARMSTRONG 1988)

Der Vorgang kann als natürliche Belüftung des Sediments betrachtet werden. Ein Nachweis des Sauerstoffeintrags in die Wurzelumgebung ist schon mehrfach auch optisch mit Hilfe von Nährsubstraten, die auf Änderungen der Redoxspannung durch Farbwechsel reagieren, gelungen (ARMSTRONG & ARMSTRONG 1988, TRESCROW 1991). Nach BRIX et al. (1996) verlassen jedoch 80 % bis 95 % der in die Rhizome und Wurzeln eingetragenen Luft durch die Efflux-Halme wieder den Untergrund, so dass der Sauerstoff-Eintrag in das Sediment - unter Vernachlässigung der für die Wurzel- und Rhizomatmung benötigten O_2 -Mengen - zwischen $0,09 \text{ l m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ und $0,44 \text{ l m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ betragen hat. Die Autoren errechnen einen Sauerstoffeintrag von $20 \text{ mg } O_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. GRIES et al. (1990) sowie ARMSTRONG et al. (1990) berichten von Sauerstoffeinträgen in drei- bis vier Zehnerpotenzen höheren Größenordnungen ($2 - 12 \text{ g } O_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Zu erklären sind diese Diskrepanzen durch die Kurzzeitigkeit der Messungen. Sichere Daten sind nur durch Dauermessungen zu gewinnen.

Durch diese Sauerstoffabgabe sind Sumpfpflanzen in der Lage, potentielle, für anaerobe Bedingungen typische Phytotoxine, z.B. Schwefelwasserstoff durch Oxidation zu entgiften. Gleichzeitig begünstigt dieses Milieu die Ansiedlung heterotropher aerober Mikroorganismen, die z.B. die für Pflanzenwurzeln schädlichen aus Gärungen hervorgegangenen kurzkettigen organischen Säuren veratmen (HOFMANN 1992). Sumpfpflanzen schaffen sich somit durch die Sauerstoffabgabe in eine ungünstige Umgebung ein ihnen zuträgliches Milieu. Allerdings zeigen die Arbeiten von ARMSTRONG & ARMSTRONG (1988) und TRESCROW (1991), dass die Anhebung der Redoxspannung nur auf die unmittelbare die Wurzeln umgebende Rhizosphäre beschränkt bleibt.

Unter mehr oder weniger aeroben Bedingungen, wie sie in der Rhizosphäre herrschen, finden neben dem mikrobiellen Abbau organischer Verbindungen auch die entscheidenden Schritte zur Mineralisation des gebundenen Stickstoffs und Phosphors statt (Abb. 5).

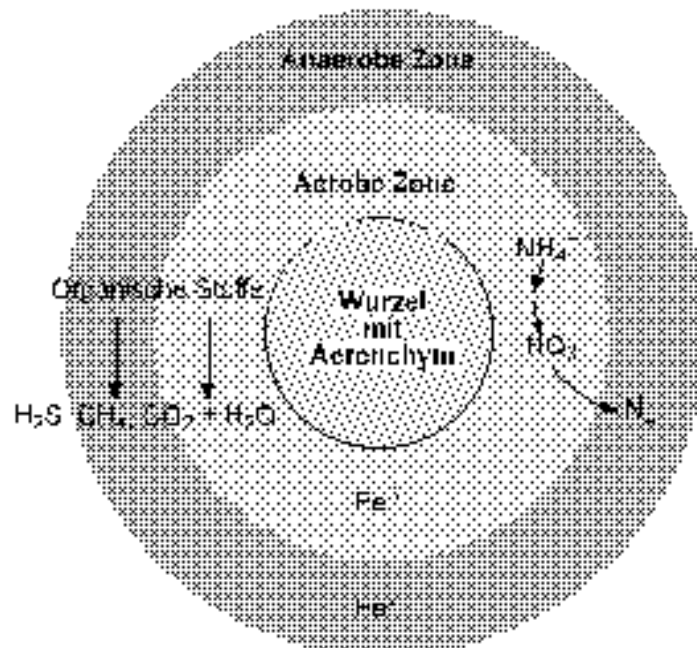


Abb. 5: Schematischer Querschnitt durch eine Sumpfpflanzenwurzel mit den im Wurzelbereich ablaufenden aeroben und anaeroben Prozessen (FRITSCH 1998)

Dafür verantwortlich sind in der Regel saprophytische aerobe oder fakultativ anaerobe Bakterien (UHLMANN 1988). HOFMANN (1992) untersuchte an Vererdungsbecken, von denen eines unbepflanzt und das andere mit Schilf bepflanzt war, u.a. das Gesamtvorkommen und die Zusammensetzung der saprophytischen Flora. Er stellte in der Rhizosphäre des mit Schilf beplanten Vererdungsbeckens $9 \cdot 10^9$ bis $12 \cdot 10^9$ KBE / g TS fest (KBE = koloniebildende Einheiten). Damit waren die Koloniezahlen in der Rhizosphäre des beplanten Beetes um das 8 - 15-fache höher als im unbepflanzten. Die Bedeutung der Schilfwurzeln liegt somit ganz wesentlich in der Anreicherung einer für die Abwasserbehandlung günstigen Mikroorganismenflora (WISSING 1995).

1.2.2.1 Folgerungen

Schilf ist aufgrund seiner artspezifischen physiologischen Leistungen gut an ein Wachstum unter sauerstoffarmen Bedingungen angepaßt. Zumindest in der unmittelbaren Umgebung der Feinwurzeln (Rhizosphäre) und der Rhizomspitzen ist es in der Lage, durch Sauerstoffabgabe partielle aerobe Zonen zu schaffen, wodurch die Ansiedlung aerober und fakultativ anaerober Mikroorganismen begünstigt wird. Letztere sind dafür verantwortlich, dass kurz-kettige organische Moleküle in dieser Umgebung aerob abgebaut und Nährstoffe mineralisiert werden.

Die starken Schwankungen der Angaben über die Höhe der Sauerstoffmenge, die in das Sediment eines Schilfbestandes eingetragen wird, zeigt die nach wie vor herrschenden Unsicherheiten bei der Quantifizierung dieses Effektes. PLATZER (1998) geht in Kenntnis der großen Spannen von einem mittleren Sauerstoffeintrag in das Sediment durch Schilf von **5 g m² d⁻¹** aus.

Wird dieser Wert zugrunde gelegt, lässt sich der Beitrag des Sauerstoffeintrags beim CSB-Abbau in einem Schilfklärbeet von 20 m² Fläche für 4 EW (eine gleichmäßige Verteilung des Abwassers im Beet wird vorausgesetzt) folgendermaßen grob kalkulieren:

- tägliche CSB-Fracht (120 g O₂ E⁻¹) = 480 g O₂ 4 E⁻¹
- CSB-Flächenbelastung: = 24 g O₂ m⁻² d⁻¹
- angestrebter CSB-Abbaugrad: 85 % = 3,6 g O₂ m⁻² d⁻¹
- CSB-Differenz: = 20,4 g O₂ m⁻² d⁻¹

Ist der oben angenommene Wert für den Sauerstoffeintrag einigermaßen realistisch, ist der vom Schilf in den Boden eingetragene Sauerstoff zu knapp 25 % am CSB-Abbau beteiligt. Noch günstiger sehen die Werte aus, wenn - unter Berücksichtigung der potentiellen O₂-Rückgewinnung - nur mit einem O₂-Bedarf von 0,7 g O₂ g⁻¹ CSB, kalkuliert wird. Klare Bemessungsregeln zur Optimierung des bepflanzungsabhängigen konvektiven Sauerstoffeintrags in Schilfklärbeete sind wegen der bisher sehr unsicheren Angaben (s.o.) jedoch noch nicht aufzustellen.

1.2.2.2 Empfehlungen

Soll der Sauerstoffeintrag durch Schilf möglichst optimal bei der Anlage eines Schilfklärbeetes genutzt werden, sind im folgende Aspekte zu berücksichtigen:

- eine Bepflanzung mit Rhizomstecklingen fördert das Wachstum und die Ventilation, wenn sich Stoppelreste am Rhizom befinden,
- als Halblicht- bis Lichtpflanze gedeiht Schilf besser an sonnigen Stellen, Besonnung fördert zudem den Ventilationsprozeß,
- der Sauerstoffeintrag durch Druckventilation ist abhängig von der Zahl der Halme pro Fläche, somit sind großflächigere Beete günstiger zu bewerten,
- kleinere Beetflächen sind dann möglich, wenn gleichzeitig durch die Art der Beschickung eine optimale physikalische Luftzufuhr gewährleistet wird (s.u.),
- eine optimale Nutzung des Belüftungseffekts für die Abwasserreinigung ist dann zu erwarten, wenn auch das Abwasser gleichmäßig auf der Beetfläche verteilt wird,
- die Schilfhalme sollten im wesentlichen im Trockenen stehen, da der Gasinflux über die Spaltöffnungen in den Blattscheiden und Knoten abläuft,

- im Herbst sollten einige der abgestorbenen Halme abgeknickt werden, da durch die noch unverschlossenen Stoppeln in den Wintermonaten ein konvektiver Gastransport in die Rhizome und Wurzeln erfolgt. Die toten Halme sollten jedoch nicht entfernt werden, damit sie weiterhin als Isoliermaterial gegen Frost dienen können.

1.3 Deckung des zusätzlichen Sauerstoffbedarfs

Die oben angeführte Kalkulation macht deutlich, dass ca. 75 % des anzustrebenden CSB-Abbaus durch den Vorgang der natürlichen Belüftung (pflanzengetriebene Konvektion) in Schilfklärbeeten nicht abgedeckt werden kann. Der zusätzliche Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation des Ammoniumstickstoffs ist dabei gar nicht berücksichtigt. Deshalb ist für Schilfklärbeete ein Konstruktionsprinzip erforderlich, das möglichst günstige Bedingungen für ein Eindringen der Außenluft in den Filterkörper schafft.

PLATZER (1998) hat sich ausführlich mit dieser Thematik befasst. Er weist auf zwei Wege hin, über die zusätzlicher Sauerstoff in ein Schilfklärbeet eingetragen wird: der rein physikalische Luftinput über Konvektion und den Diffusionstransport.

1.3.1 Sauerstoffeintrag durch Konvektion

Konvektiver Lufttransport tritt in nicht-eingestauten Klärbeeten auf, wenn im Filterkörper des Beetes durch abströmendes Wasser ein leichter Unterdruck im Porensystem entsteht. Strömt nicht sofort Abwasser nach, entsteht ein Sog, durch den Außenluft in den Filter gelangt. Für die Praxis der Abwasserbehandlung in (Schilf-)klärbeeten bedeuten diese Zusammenhänge, dass durch eine intermittierende Abwasserbeschickung dieser Effekt zu optimieren ist. Auch die Größe der Kontaktfläche zwischen Außenluft und Beetoberfläche ist mit entscheidend. Die Intensität des Konvektionstransportes hängt weiterhin ab von der Geschwindigkeit, mit der die Abwasserwelle im Filterkörper versickert. Eine höhere Geschwindigkeit erzeugt einen größeren Sog, andererseits vermindert sie jedoch die Aufenthaltszeit im Filter und somit die Kontaktzeit zwischen Abwasser und schmutzstoffabbauenden Organismen.

PLATZER (1998) führte Konvektionsversuche an zwei vertikal und intermittierend beschickten Schilfkläranlagen durch, deren Filterkörper aus Sanden bestanden. Er stellte fest, dass der durchschnittliche Sauerstoffeintrag sehr stark von der beaufschlagten Abwassermenge pro Fläche abhängt.

Tab. 1: Konvektiver Sauerstoffeintrag in vertikal beschickte Schilfklärbeete in Abhängigkeit von der Beschickungshöhe (PLATZER 1998)

Beschickungshöhe (mm d ⁻¹)	20	60	120
Sauerstoffeintrag (g m ⁻² d ⁻¹)	6	18	36

Die eingetragene Sauerstoffmenge nimmt demnach annähernd linear mit der Menge des pro Fläche beaufschlagten Abwassers zu. Bei beiden Schilfkläranlagen bestanden die Filterkörper aus Sand. Zwischen den Einzelbeschickungen sollten die "Trockenphasen" jedoch nicht zu kurz werden. Um Überlastungen zu vermeiden, wird häufig empfohlen, einen Wert von 60 mm d^{-1} bei vertikaler Durchströmung nicht zu überschreiten (vergl. Arbeitsblatt A 262 der ATV). In vielen Fällen ist deshalb von einem mittleren O_2 -Eintrag durch Konvektion von etwa $18 \text{ g O}_2 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$ auszugehen.

Für horizontal, intermittierend beschickte und nicht eingestaute Schilfklärbeete ist ebenfalls von einem konvektiven Sauerstoffeintrag auszugehen. Eintragsdaten liegen jedoch nicht vor. Aufgrund der weitgehend unregelmäßigen Führung des Abwasserstromes ist damit zu rechnen, dass der im wesentlichen über die Beetoberfläche eintretende Sog geringer ausfallen dürfte. Zu dieser Vermutung tragen die Ergebnisse von RÜHL & SCHOLZ (1997) bei, die in ihren Strömungsmodellen für horizontal beschickte Schilfklärbeete starke horizontal verlaufende Abwasserströmungen am Beckenboden errechneten. Konvektive Sauerstoffeinträge werden daher voraussichtlich nicht so effektiv genutzt werden können, da sich die biologisch aktivste Zone in der Regel in den obersten 0,3 m eines Filterkörpers befindet, der bei diesem Beettyp weniger effektiv durchströmt wird (WISSING 1995).

1.3.2 Sauerstoffeintrag durch Diffusion

In natürlich gelagerten Böden, in denen nicht ständig ein Sog durch einen gerichteten Wassertransport aufgebaut wird, gelangt Außenluft und damit Sauerstoff in erster Linie durch Diffusion in den Untergrund. Aufgrund der Atmung der im Boden lebenden Wurzeln, Bodentiere und Mikroorganismen kommt es zu einer O_2 -Abreicherung und zu einer CO_2 -Anreicherung. Da der Partialdruck von Sauerstoff in der freien Atmosphäre immer höher, der von Kohlendioxid dagegen niedriger als in der Bodenluft ist, entsteht im Falle des Sauerstoff ein Diffusionsstrom in Richtung Boden, bei Kohlendioxid dagegen in Richtung Außenluft (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Treibende Kraft ist - wie bei allen Diffusionsvorgängen - das Bestreben der Gase nach Konzentrationsausgleich. Die gleichen Vorgänge spielen sich auch im Filterkörper einer Schilfkläranlage ab.

In einem vertikal beschickten Schilfklärbeet kann die Sauerstoffkonzentration nach PLATZER (1998) stark schwanken. Er stellte Werte zwischen 0,4 % und 10 % in den oberen 30 cm fest, im Mittel lagen die Werte bei knapp 5 %. Der O_2 -Gehalt der Außenluft beträgt ca. 21 %.

Die Geschwindigkeiten der Diffusionsvorgänge zwischen Bodenluft und Atmosphäre hängen nicht nur von den Konzentrationsgradienten ab. Sie werden zudem vom Grobporenanteil gefördert und vom aktuellen Wasserpotential des Bodens behindert. Insofern sind die diffusionsfördernden bzw. -hemmenden Randbedingungen identisch mit den konvektionsfördernden bzw. -hemmenden Bodeneigenschaften. Besonders günstige Verhältnisse finden sich in Sandböden mit einem Luftgehalt von 30 - 40 % bei Feldkapazität (SCHEFFER &

SCHACHTSCHABEL 1992). Ein Filteraufbau aus sandigen Substraten ist für die Sauerstoffdiffusion in Schilfklärbetten somit von Vorteil. Weiterhin wirkt sich eine intermittierende Beschickung positiv aus. PLATZER (1998) kalkuliert bei einer fünfmaligen Beschickung eine Zeit von etwa 7,5 h täglich, an denen Diffusionsvorgänge wegen zu großer Nässe im Filter nicht stattfinden können.

Zur Bestimmung der durch Diffusion in den Filterkörper eingetragenen Sauerstoffmenge ist nach dem 1. Fick'schen Gesetz die Ermittlung des Diffusionskoeffizienten von Sauerstoff in Bodenluft notwendig. PLATZER (1998) führte entsprechende Messungen an Vertikalfiltern durch und stellte fest, dass der Einfluss der Diffusion für den Sauerstoffeintrag in den Filter mit zunehmendem zeitlichen Abstand von der letzten Beschickung erwartungsgemäß steigt und in Oberflächennähe größer ist als in der Tiefe. Hinsichtlich der Größenordnung zeigt sich deshalb eine große Streubreite. In Kenntnis der großen Variation kalkuliert er einen mittleren Diffusionskoeffizienten für Sauerstoff von $D_B = 3,5 \cdot 10^{-3} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$. Auf der Basis dieses Koeffizienten konnte er für Tiefen von 15 - 30 cm Sauerstoffeinträge zwischen 10 - 33 g O₂ m⁻² d⁻¹ modellhaft ermitteln.

Als mittleren Wert legt PLATZER (1998) einen Eintrag von **17 g O₂ m⁻² d⁻¹** zugrunde. Der Wert liegt somit in der Nähe der auch für den rein physikalischen konvektiven Eintrag abgeschätzten Größenordnung. Zusammen würden sich die drei Eintragswerte (pflanzengeforderte Konvektion, rein physikalische Konvektion und Diffusion) auf einen Wert von ca. 40 g O₂ m⁻² d⁻¹ addieren. Wird an dieser Stelle der in Kap. 1.2.2 kalkulierte tägliche Sauerstoffbedarf für den CSB-Abbau von 20,4 g O₂ m⁻² d⁻¹ herangezogen, zeigt sich, dass der Bedarf unter den zahlreichen oben gemachten Annahmen in einem Vertikalfilterbeet zumindest theoretisch ausreichend gedeckt sein dürfte. Dies gilt vor allem dann, wenn für den CSB-Abbau ein Sauerstoffbedarf von 0,7 g O₂ g⁻¹ CSB kalkuliert wird. Es errechnet sich sogar noch ein erheblicher Überschuss, der zur Nitrifikation dienen kann (s. Kap. 1.5).

1.3.3 Folgerungen

Bei sämtlichen oben angestellten Berechnungen darf nicht vergessen werden, dass die angegebenen Werte zum Sauerstoffeintrag in Schilfklärbetten zwar auf Messungen zurückgehen. Die großen Schwankungen der Messwerte machen allerdings eine Reihe von Annahmen erforderlich und zeigen zugleich, dass die Einflüsse der Randbedingungen - neben methodischen Problemen - erheblich sein müssen und noch nicht mit ausreichender Sicherheit zu beschreiben sind. So kommen bisher auch die Unterschiede zwischen Sommer- und Winterbetrieb nicht ausreichend zum Tragen. Diesbezüglich ist zumindest beim pflanzengetriebenen konvektiven Sauerstoffeintrag mit einer Reduktion in den Wintermonaten zu rechnen.

In Bezug auf die rein physikalische Konvektion und die Diffusion ist nicht klar, ob die errechneten Sauerstoffeinträge aus den beiden Eintragswegen ohne weiteres addiert werden können oder ob beide Größen voneinander abhängig sind. Weiterhin muss bisher offen bleiben,

inwieweit die relative Feuchte der Außenluft bzw. das in die Filterkörper gelangende Niederschlagswasser einen Einfluss auf Konvektion und Diffusion haben. Zur besseren Abschätzung der Randbedingungen sind genauere speziell auf diese Fragen abzielende Untersuchungen erforderlich.

Unklar bleibt bisher auch, inwieweit die zitierten Ergebnisse auf horizontal beschickte Filterbeete übertragbar sind. Unter Umständen könnte der Sauerstoffeintrag durch Diffusion in die Horizontalbeete niedriger anzusetzen sein, da aufgrund der anderen hydraulischen Voraussetzungen das Filtermaterial längere Zeit durchfeuchtet sein könnte. Vergleichende Untersuchungen zu diesem Aspekt sind dem Autor nicht bekannt.

Allerdings sprechen für diese Vermutung die statistisch ausgewerteten Ergebnisse von vergleichenden Reihenuntersuchungen zur Reinigungsleistung von horizontal und vertikal beschickten Schilfklärbeeten. Nach VON FELDE et al. (1997), KUNST et al. (1998) sowie KUNST & KAYSER (2000) besteht hinsichtlich des CSB-Abbaus ein klarer Vorteil zugunsten der vertikal beschickten Systeme. Bestätigt werden diese Ergebnisse durch Analysen von HAGENDORF & HAHN (1994).

1.3.4 Empfehlungen

Der potentielle Sauerstoffeintrag in mit Schilf bepflanzte Filterbeete auf dem Wege der rein physikalischen Konvektion sowie der Diffusion verläuft in beiden Fällen über die gleiche Austauschfläche: die Oberfläche des Filters. Insofern erscheint es gerechtfertigt, die bau- und betrieblichen Aspekte zur Optimierung der Einträge gemeinsam zu behandeln:

- die Höhe der Sauerstoffeinträge durch Konvektion und Diffusion sind aufgrund der flächigen Austauschenebene direkt abhängig von der Ausdehnung der Filterbeete, großflächigere Beete sind somit günstiger zu bewerten,
- kleinere Beetflächen sind dann möglich, wenn gleichzeitig durch die Art der Beschickung (intermittierend statt kontinuierlich) eine optimale physikalische Luftzufuhr gewährleistet wird,
- eine optimale Nutzung des Gasaustausches durch Konvektion und Diffusion für die Abwasserreinigung ist dann zu erwarten, wenn auch das Abwasser gleichmäßig auf der Beetfläche verteilt wird,
- von entscheidender Bedeutung für einen raschen Gasaustausch ist ein Substrat mit möglichst hohem zusammenhängenden Grobporensystem, das ein großes Gasvolumen im Filterkörper gewährleistet; je enger die Poren, desto langsamer verläuft der Austausch mit der Atmosphäre,

- stehendes Abwasser im Filterkörper behindert den Gasaustausch; Konvektion wird durch strömendes Abwasser begünstigt; Diffusion kann nur nach relativer Abtrocknung des Filters einsetzen,
- im Winter ist der Gasaustausch mit der Atmosphäre nur möglich, wenn sich auf der Bieboberfläche keine Eisdecke bildet.

1.4 Kolmation

Sollen in einem Schilfkklärbeet möglichst günstige Voraussetzungen zum aeroben Abbau von Schmutzstoffen sowie zur Nitrifikation herrschen, muß eine optimale Versorgung des Filters mit Sauerstoff gewährleistet sein. Nicht nur die Intensität der Sauerstoff-Infiltration hängt von einem gut durchlässigen Filterbett ab, sondern auch die Infiltration des Abwassers in den Filterkörper. Die Schmutzstoffe des Abwassers werden fast ausschließlich bei der Passage durch das mit Biofilmen beladene Trägermaterial (in der Regel Sand) abgebaut. Insofern besitzen die durchlässigen Filtermaterialien die gleiche Bedeutung wie das Festbett in Tropfkörpern oder in künstlich belüfteten Festbettsystemen.

Durch den Eintrag von Abwasser mit hoher CSB-Konzentration besteht u.U. die Gefahr des Verstopfens oder Selbstabdichtens des Filters; ein Vorgang wie er auch aus der Trinkwasseraufbereitung oder von Tropfkörperanlagen bekannt ist (HÖLTING 1984, LÖFFLER 1967, WOLF 1975). Kolmationen sind in relativ seltenen Fällen sowohl bei horizontal als auch bei vertikal beschickten Schilfkklärbeeten bekannt (BÖRNER 1992, LÖFFLER & GELLER 1999, PLATZER 1998; WISSING 1995). Nach eigenen Erfahrungen treten bei vertikal beschickten Schilfkklärbeeten bei etwa 2- 3 % der Anlagen Verstopfungserscheinungen auf. Besonders betroffen ist in der Regel der Einlaufbereich; dort, wo das anaerobe Abwasser auf Luftsauerstoff trifft. Verstopfungen im Filterinneren sind auch schon beschrieben worden (PLATZER & MAUCH 1997). Als Folge können Überstauungen auftreten (PLATZER 1998).

In der Konsequenz laufen die Reinigungsprozesse nur noch eingeschränkt ab. KUNST & FLASCHE (1995) verglichen die Ablaufwerte kolmatierter und nicht-kolmatierter Bodensäulen miteinander und stellten vierfach erhöhte $\text{NH}_4\text{-N}$ - und um etwa ein Drittel erhöhte CSB-Ablaufwerte fest. Schmutzstoffabbau und Nitrifikation sind behindert. Für Verstopfungen in Schilfkklärbeeten werden folgende Ursachen genannt:

- übermäßiges Bakterienwachstum mit Bildung eines dichten Rasens in den Poren des Filters; dieser Effekt tritt wegen des starken Zustroms leicht abbaubarer organischer Substanz häufig beim Wechsel vom anaeroben zum aeroben Milieu auf (WISSING 1995),
- Ausfällung bzw. Ausflockung von gelösten reduzierten Eisen- und Manganverbindungen (Verockerung),
- Ausfällung von Ca-Komplexen in Ca-haltigem Filtermaterial,

- schlecht infiltrierende komplexe organische sowie organo-mineralische Verbindungen,
- oberflächlich abgelagerte oder in den Porenraum eingedrungene Sedimentpartikel,
- Quellung von Tonmineralien (sofern im Filter vorhanden oder von außen eingetragen),
- von außen verursachte Verdichtungen (Fehler beim Filtereinbau, Betreten des Filters).

Die Aufzählung macht deutlich, dass für Verstopfungen ganz verschiedene Ursachen verantwortlich sein können, u.U. sogar mehrere. Eine Analyse des Filterkuchens könnte bei der Ursachenklärung im Einzelfall weiterhelfen. Allgemein akzeptiert sind zu geringe Porenvolumen und -durchmesser des Filtermaterials für das Auftreten von Verstopfungen. PLATZER & MAUCH (1997) stellten mit steigender organischer Last pro Flächeneinheit in einem vertikal beschickten Schilfklärbeet eine erhebliche Reduktion der Sickerleistung fest.

Zu feine Korngrößen erhöhen das Risiko des Verstopfens. Durchlässigkeit und Sauerstoffaustausch werden auch unter normalen Betriebsbedingungen durch den sich entwickelnden Biofilm an der Oberfläche der Sandkörner vermindert. Der Film besitzt einen Durchmesser von 50 bis 200 μm , der die Poren verengt. MEYER & BAHLO (1996) empfehlen als Filtermaterial mehr oder weniger grobe Sande, deren Durchlässigkeitsbeiwerte im Bereich von $k_f = 10^{-3}$ bis 10^{-4} m s^{-1} liegen sollten. Sie besitzen ein Gesamtporenvolumen von ca. 38 %.

KUNST & FLASCHE (1995) kommen bei ihren Untersuchungen zur Kolmation von Bodensäulen durch organische Substanz zu dem Ergebnis, dass Filtersande mit maximalen CSB-Frachten von 20 - 25 $\text{g CSB m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ belastet werden sollten, um Kolmationserscheinungen zu vermeiden. Wird zur groben Kalkulation der potentiellen Kolmationsgefahr von Schilfklärbeeten wieder eine tägliche CSB-Fracht von 480 $\text{g 4 EW}^{-1} \text{ d}^{-1}$ und eine Beetgröße von 20 m^2 angenommen, so läge die pro Fläche eingetragene CSB-Fracht bei 24 $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ und befände sich in einem noch tolerierbaren Bereich. PLATZER (1998) weist jedoch darauf hin, dass er Schilfklärbeete mit deutlich höheren Frachten belastet hat, ohne Kolmationserscheinungen festzustellen.

Zur Frage des Einflusses der Sauerstoffzufuhr auf das Risiko einer Verstopfung von Filterbeeten können ebenfalls die von KUNST & FLASCHE (1995) durchgeführten Untersuchungen Aufschluss geben. Da der Abbau organisch verursachter Verstopfung am ehesten durch Mineralisation der Substanz erfolgt, wird davon ausgegangen, dass eine gute Sauerstoffversorgung Kolmationserscheinungen verhindern kann. Diese Vermutung wird durch die Untersuchungsergebnisse insofern bestätigt, als Kolmationserscheinungen bei gleich hoher CSB-Fracht nur auftraten, wenn die Testsäule häufig (8-mal pro Tag) beschickt wurde, so dass die Abtrocknungsintervalle relativ kurz waren. Bei dreimaliger Beschickung pro Tag trat keine Verstopfung auf. Im zweiten Fall dürfte der Sauerstoffeintrag (durch Diffusion) in den zwischen den Intervallen stärker abtrocknenden Filter größer gewesen sein.

1.4.1 Folgerungen

Kolmationen in Schilfklärbeeten können zwar vielfältige Ursachen haben. Vieles spricht jedoch dafür, dass in der Regel eine zu hohe organische Flächenbelastung die entscheidende Ursache für diese Erscheinung darstellt.

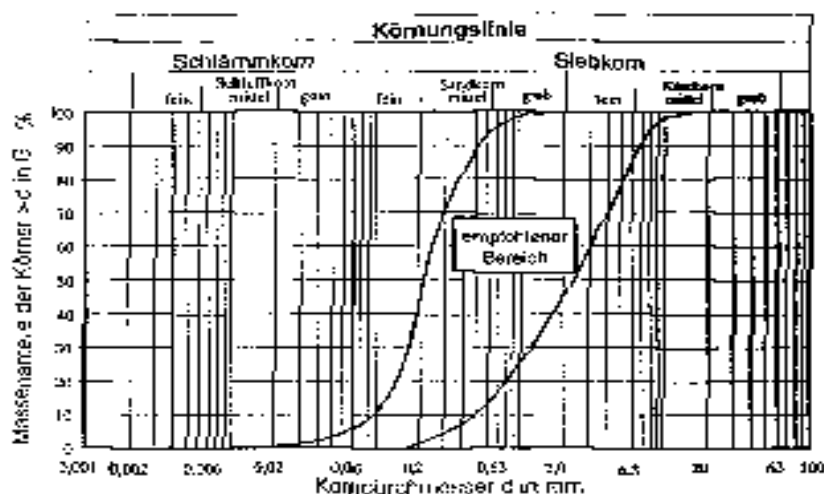


Abb. 6: Korngrößenspektrum empfehlenswerter Sande zum Einsatz in Vertikalfilterbeeten (nach PLATZER 1998)

Einen Hinweis darauf gibt die Zusammensetzung des abgesetzten häuslichen Abwassers. Bevor häusliches Abwasser in ein Schilfklärbeet eingeleitet wird, fließt es in der Regel durch recht groß bemessene Drei-Kammer-Gruben. Dort ist ausreichend Zeit, damit sich mineralische Bestandteile absetzen können. Als Verstopfungsursache kommen sie nur in Ausnahmefällen, z.B. bei Sondernutzungen in Gemüsebaubetrieben (KAPTEINA & THYE-HOLST 1999), in Frage. Auch sind reduzierte Eisen- und Manganverbindungen im Trinkwasser nicht hoch konzentriert, so dass Verockerungen ebenfalls nur selten eine Rolle spielen dürften. Denkbar wäre eine derartige Ursache bei einem höheren Anteil von nicht aufbereitetem Grundwasser aus Hausbrunnen in der Kläranlage.

Die mittlerweile vorliegenden langjährigen Betriebserfahrungen mit Schilfkläranlagen (s. z.B. GELLER & THUM 1999) belegen jedoch, dass dieses Phänomen durch eine angepasste Konstruktion des Filters und eine optimale Betriebsweise beherrschbar ist. Entscheidend ist letztlich, dass die durch die eingetragene organische Substanz hervorgerufene Biomasse-Produktion und der sauerstoffabhängige Abbau der organischen Substanz miteinander im Gleichgewicht stehen. Kurzzeitige CSB-Frachtspitzen stellen noch keine Kolmationsgefahr dar, wenn die Festkörper anschließend nicht zu rasch wieder beschickt werden und Zeit zum Schmutzstoffabbau bleibt. Zudem schaffen die während der Sommermonate ständig wachsenden Wurzeln und Rhizome des Schilfs neue Poren und damit neue Sickerwege (BRIX 1994, GELLER & THUM 1999).

Treten Kolmationserscheinungen kurz nach Inbetriebnahme einer komplett mit 3-Kammer-Grube aus Betonteilen neu errichteten Kleinkläranlage auf, können u.U. hohe Konzentrationen an gelösten Ca-Ionen aus dem Kalk der Grube für die Verstopfung in Frage kommen. Freie

Ca-Ionen wirken komplexierend. Diese Erscheinungen treten in der Regel nur vorübergehend auf, bis sich ein organischer Film auf den Betonwänden gebildet hat.

1.4.2 Empfehlungen

Zur Vermeidung von Verstopfungen während des Betriebs von Schilfkläranlagen können nach den oben zitierten Erkenntnissen folgende Empfehlungen gegeben werden:

- empfehlenswert sind Korngrößen zwischen Feinkies (6 mm) bis Feinsand (0,06 mm), wobei der Mittel- bis Grobsandanteil überwiegen sollte, Sande dieser Korngrößen besitzen in etwa durchschnittliche k_f -Werte zwischen 10^{-3} bis 10^{-4} m s⁻¹.
- das eingebaute Filtermaterial sollte gewaschen sein,
- feinere Korngrößen sind nicht zu empfehlen, vor allem keine Korngrößen, die Tonanteile aufweisen, da Tone zur Quellung neigen und bei Beschickungen mit Flüssigkeiten eine Verringerung des Porenvolumens herbeiführen,
- geringere Korngrößen besitzen zwar größere Oberflächen und verbessern den Schmutzstoffabbau, doch sind diese Effekte nur vorübergehend; längerfristig kommt es in diesen Substraten leichter zu Kolmationserscheinungen,
- die organische Flächenbelastung ist möglichst gering zu halten, wobei die oben angegebenen Grenzwerte (20 - 25 (30) g CSB m⁻² d⁻¹) Sicherheitswerte darstellen; in der Praxis werden auch stärker belastete Filterbeete kolmationsfrei betrieben,
- mitentscheidend scheint deshalb auch die Art der Belüftung des Filters zu sein; eine intermittierende Beschickung ist einer kontinuierlichen vorzuziehen,
- seltenere, dafür aber stärkere Beschickungen, die von längeren Beschickungspausen gefolgt wurden, haben sich als erfolgreicher gegen das Auftreten von Verstopfungen erwiesen als häufigere Beschickungen mit kürzeren Pausen; stärker fließendes Abwasser erzeugt einen höheren Sog, längere Pausen lassen auch feinere Poren antrocknen.

1.5 Weitergehende Stickstoff-Entfernung

Üblicherweise werden Schilfkläranlagen im Kleinkläranlagenbereich als einstufige biologische Nachreinigungssysteme schwerpunktmäßig zur aeroben Abwasserbehandlung ausgelegt. Vordringlich sind sie deshalb für den Abbau organischer Frachten konzipiert. Weitere als die im Anhang I der AbwasserVO (1997) für Kläranlagen der Größenklasse 1 angegebenen Einleitwerte (CSB < 150 mg O₂ l⁻¹ und BSB₅ < 40 mg O₂ l⁻¹) werden von den Überwachungsbehörden in der Regel nicht gefordert (KUNST & KAYSER 1999). Trotzdem gibt es in den letzten 10 Jahren von seiten zahlreicher Anbieter und von Forschungseinrichtungen vermehrt Bestrebungen, im Sinne eines verbesserten Gewässerschutzes auch die Stickstofffracht des eingeleiteten Abwassers mit möglichst einfachen und trotzdem wirkungsvollen Methoden zu

verringern (BAHLO 1997, LABER et al. 1997, MACHATE et al. 1998, PLATZER 1998, VON FELDE & KUNST 1997).

Die Stickstoff-Entfernung aus dem Abwasser verläuft in Kläranlagen in mehreren Schritten. Organisch gebundener Stickstoff wird von eiweißzersetzenden Organismen im Zuge des Abbaus organischer Substanz (Mineralisation) ammonifiziert. Freies $\text{NH}_4\text{-N}$ wird in einem sauerstoffzehrenden Schritt nitrifiziert und anschließend unter anoxischen Bedingungen zu flüchtigem N_2 oder oxidierten N-Gasen denitrifiziert (MUDRACK & KUNST 1991). Der O_2 -Bedarf für die Nitrifikation wird mit etwa $4,3 \text{ g O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ N}$ kalkuliert (WISSING 1995, PLATZER 1998).

Denitrifikation setzt nur dann ein, wenn den fakultativ anaeroben Bakterien für die Veratmung der organischen Schmutzstoffe kein O_2 als Elektronenakzeptor zur Verfügung steht und sie auf NO_3^- als Akzeptor ausweichen müssen (Nitrat-Atmung). Die Reaktion dient - wie die O_2 -Atmung - dem Energiegewinn der Mikroorganismen, insofern kann sie nur ablaufen, wenn ausreichend leicht lösliche organische Substanz vorhanden ist. BISWAS & WARNOCK (1985) bestimmten ein C/N-Verhältnis von 1,8, um durch Denitrifikation eine Nitrat-Entfernung von über 92 % zu erreichen.

Bedeutsam ist in diesem Zusammenhang die Unterscheidung zwischen horizontal und vertikal beschickten Pflanzenbeeten. KUNST & KAYSER (1999) sowie VON FELDE et al. (1997) haben im Rahmen einer niedersachsenweiten Umfrage die durchschnittlichen $\text{NO}_3\text{-N}$ -, $\text{NH}_4\text{-N}$ - und N_{Ges} -Konzentrationen in den Abläufen der beiden Beettypen miteinander verglichen. Folgende Ergebnisse wurden ermittelt:

Tab. 2: Durchschnittliche Zu- und Ablaufwerte von drei Stickstofffraktionen (nach KUNST & KAYSER 1999 und VON FELDE et al. 1997)

	mg N_{Ges} l ⁻¹	mg $\text{NH}_4\text{-N}$ l ⁻¹	mg $\text{NO}_3\text{-N}$ l ⁻¹
Zulauf	115	80,5	1,8
Ablauf (Horizontalbeete)	52	30 - 36	5 - 7,5
Ablauf (Vertikalbeete)	67	10	40 - 65

Das Ablaufwasser von Horizontalbeeten ist mindestens dreimal stärker ammoniumbelastet als das Ablaufwasser von Vertikalbeeten. Andererseits ist das Ablaufwasser von Vertikalbeeten bis zu 13-mal stärker nitratbelastet. Daran und an den unterschiedlich hohen N_{Ges} -Abläufen wird deutlich, dass in den Horizontalbeeten der Stickstoff weniger effektiv nitrifiziert wird. Allerdings scheint der nitrifizierte Anteil recht effektiv denitrifiziert zu werden (GELLER et al. 1992). Doch auch in Vertikalbeeten wird in anaeroben Zonen ein Teil des Nitrats denitrifiziert: BAHLO (1997) ermittelte eine Denitrifikationsleistung von ca. 25 %. In Horizontalbeeten sind die Bedingungen für die fakultativ anaeroben, zur Nitrat-Atmung fähigen Mikroorganismen jedoch günstiger. An diesen Unterschieden werden die gegensätzlichen Stärken und Schwä-

chen der beiden Systeme recht gut deutlich. Der höhere Nitratanteil im Ablaufwasser der Vertikalbeete deutet auf eine ausreichende, der hohe Ammoniumanteil der Horizontalbeete auf eine zu geringe Sauerstoffversorgung hin.

Aus den Erklärungen für das unterschiedliche Verhalten der beiden Beettypen lassen sich mögliche Strategien zur Verringerung der jeweiligen N-fractionen im Ablaufwasser ableiten. Im Falle der Horizontalbeete ist eine bessere Sauerstoffversorgung erforderlich, die vermutlich jedoch zu Lasten der Denitrifikationsleistung gehen würde. Eine Lösung könnte in einer erheblichen Vergrößerung der Beetflächen liegen, um geringere N-Flächenbelastungen zu erreichen. PLATZER (1998) fand in schwach belasteten Horizontalbeeten Nitrifikationsleistungen von über 70 %. Im Falle der Vertikalbeete sind Bedingungen zu schaffen, die eine Denitrifikation des Nitrats ermöglichen (BAHLO 1997, PLATZER 1998, LABER et al. 1997).

Eine weitgehende Entfernung des Mineralstickstoffs ist nur nach einer möglichst vollständigen Nitrifikation möglich (MUDRACK & KUNST 1991). Da die Nitrifikation in vertikal beschickten Schilfkklärbeeten bedeutend effektiver abläuft, nehmen die meisten Versuche zur weitergehenden N-Entfernung einen Vertikalfilter als Ausgangspunkt. Grundsätzlich existieren drei Verfahrensvarianten, mit deren Hilfe hohe Nitratfrachten im Ablaufwasser verringert werden sollen:

- Errichtung eines eingestauten (anoxischen) Horizontalfilterbeckens oder Teiches hinter einem Vertikalfilterbeet (nachgeschaltete Denitrifikation),
- Teilrückführung des Ablaufwassers eines Vertikalbeetes zum Vorklärbehälter ("vorgeschaaltete" Denitrifikation),
- Vertikaler Wechsel aerober und anaerober Zonen in einem Filterbecken durch Einbau unterschiedlich durchlässiger Schichten (simultane Denitrifikation).

Nachgeordnete eingestaute Horizontalfilter erbringen ohne zusätzliche Maßnahmen in aller Regel nicht den gewünschten Nitratabbau. Verursacht wird dieses Versagen durch das weitgehende Fehlen einer leicht abbaubaren Kohlenstoffquelle, das sich in sehr engen C/N-Verhältnissen von unter 1 ausdrückt. PLATZER (1988) stellt in nicht zusätzlich mit Kohlenstoff versorgten Horizontalbeeten jedoch bei $N_{Ges.}$ -Frachten von unter $1 \text{ g N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, einem C/N-Verhältnis von knapp über 1 und einer hydraulischen Belastung von ca. 15 mm d^{-1} noch fast hundertprozentige Denitrifikation fest.

Ein gezielter Einsatz von nachgeschalteten Horizontalbeeten zur Denitrifikation ist bei höheren N-Konzentrationen und Flächenbelastungen nur bei Zudosierung leicht abbaubarer organischer Substanz möglich. LABER et al. (1997) konnten die Nitratkonzentration im Auslauf eines Denitrifikationsbeetes durch Zudosierung von Methanol von 36 mg l^{-1} auf 4 mg l^{-1} senken. Bezogen auf $N_{Ges.}$ betrug die Abbauleistung 78 %. Dieses Verfahren ist demnach recht effektiv, erfordert jedoch ein zweites Becken und die ständige gesteuerte Zufuhr einer leicht

abbaubaren Kohlenstoffquelle. Im Kleinkläranlagenbereich kommt es somit bestenfalls für größere Anschlusswerte in Frage.

Das Verfahren der Teilrückführung nitratbelasteten Ablaufwassers aus einem Vertikalbeet in den Vorklärbehälter ist u.a. von BAHLO (1997) und LABER et al. (1997) erprobt worden. Letztere erreichten bei einem Rücklaufverhältnis von 50 % eine Reduktion der Nitratkonzentration im Ablauf von ca. 59 mg l⁻¹ auf durchschnittlich 40,6 mg l⁻¹ (Wirkungsgrad 32 %). Eine weitere Steigerung der rezirkulierten Abwassermenge auf 65 % erbrachte eine Steigerung des Wirkungsgrades auf 50 %, entsprechend einer Rest-Nitratkonzentration im Ablauf von rund 21 mg l⁻¹. Eine weitere Erhöhung der Rücklaufmenge wird von den Autoren für nicht ratsam gehalten, da durch starke Rückläufe die Feuchte im Filter deutlich ansteigt und - aufgrund von Sauerstoffmangel - sowohl der Abbau der organischen Last als auch die Nitrifikation beeinträchtigt werden.

Experimente zur simultanen Nitrifikation- und Denitrifikation in einem Becken wurden u.a. von PLATZER (1998) durchgeführt. Er baute in einige vertikal beschickte Schilfklärbeete lehmigen Sand ein bzw. vermischte den Sand mit Bentonit. In beiden Fällen betrug die N_{Ges.}-Abbauleistung über mehr als ein Jahr hinweg etwa 90 %. Doch schon im zweiten Betriebsjahr traten erhebliche hydraulische Probleme auf, so dass die Beschickungsmengen deutlich reduziert werden mussten und die Effektivität stark rückläufig war. Der Autor schließt daraus, dass bindige Materialien zwar eine höhere Austauschoberfläche besitzen, ihre Quellungsneigung bei längerer Feuchte jedoch längerfristig zum Verstopfen führt und die Beete unbrauchbar macht. Erst nach längeren Trocknungsphasen regeneriert sich das Porensystem wieder. Der Autor rät deshalb vom Gebrauch bindiger Substrate in Klärbeeten ab.

Eine ähnliche Variante sieht einen vertikal geschichteten Aufbau des Filtermaterials vor mit einer grobporigen oberen ($k_f = 5 \cdot 10^{-2}$ bis $5 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$), einer feinporigen mittleren ($k_f = 5 \cdot 10^{-5}$ bis $5 \cdot 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$) und einer zweiten grobporigen unteren Filterschicht (LÖFFLER & PIETSCH 1991). Die feinporige Schicht dient dazu, bevorzugte Sickerwege zu unterbrechen, die Sickerrate zu verringern und anoxische, die Denitrifikation fördernde Bedingungen zu schaffen. In die darunter liegende, grobporige Schicht wird durch Dränrohre, die abgesaugt werden können, Frischluft von außen zugeführt. Auf diese Weise gelangt zusätzlich Sauerstoff in den unteren Bereich des Beetes, der zum Abbau der verbliebenen organischen Lasten bzw. des verbliebenen Ammoniums dient. Die Abbauleistung für N_{Ges.} liegt bei ca. 50 %. Von einigen Anlagen wird jedoch über hydraulische Probleme berichtet, die z.T. durch das Beschickungssystem, z.T. durch Verstopfungen der mittleren Filterschicht verursacht waren (HAGENDORF & HAHN 1994).

1.5.1 Folgerungen

Schilfkläranlagen bieten eine größere Palette von Möglichkeiten zur Verbesserung der Stickstoff-Entfernung aus dem Abwasser. Horizontalfilteranlagen lassen sich nach den vorliegen-

den Erfahrungen bauartbedingt weniger gut optimieren als Vertikalfilter. In ihrem Festbett und an den Schilfwurzeln laufen sämtliche Stickstoff-Umsetzungen gleichzeitig ab. Typisch für Horizontalfilter sind allerdings sowohl deutlich geringere Nitrifikationsleistungen als auch Gesamtabbauleistungen. Gebildetes Nitrat wird jedoch fast vollständig denitrifiziert, so dass die Nitrat-Ablaufkonzentrationen recht gering ausfallen. Allerdings weisen die veröffentlichten Daten zum N-abbau sehr große Schwankungen auf. In manchen Fällen zeigt sich eine Tendenz zur Verbesserung des Gesamtabbaus nach längerer Betriebsdauer mit intermittierender Beschickung (DAFNER 1992, GELLER et al. 1991, GELLER & THUM 1999).

Vertikalbeete mit ihrem relativ hohen Sauerstoffeintrag weisen eine hohe Nitrifikationsrate auf und können in gewisser Weise als Nitrifikationsstufe bezeichnet werden. Die Ammoniumablaufwerte sind gering, die Nitratablaufwerte dagegen hoch. Doch findet auch in Vertikalbeeten an anaeroben Stellen - wie in jedem Boden - eine, allerdings nicht sehr effektive, Denitrifikation statt. Vertikal beschickte Schilfkläranlagen bieten recht gute Voraussetzungen zur weiteren Verringerung der Stickstofffrachten im Ablauf. Entscheidend ist eine ausreichende Verfügbarkeit einer leicht abbaubaren C-Quelle. Die höchsten Abbauleistungen werden mit einem nachgeschalteten anaerob betriebenen Schilfbeet oder einem Teich erzielt (78 %); jedoch nur, wenn ständig eine Kohlenstoffquelle zugeführt wird. Einen Kompromiss zwischen Aufwand und Abbauleistung stellt das Rücklaufprinzip dar, mit dem ein Wirkungsgrad von etwa 50 % zu erzielen ist, ohne dass die sonstigen Abbauleistungen des Beetes durch den zusätzlichen Wasseranfall in Mitleidenschaft gezogen werden. PLATZER et al. (1998) halten das System schon für so ausgereift, dass sie für einen gezielten N-Abbau den Bemessungsansatz der ATV nach Arbeitsblatt A 131 empfehlen.

Die Verwendung bindiger, porenverengender Substrate erscheint nach den bisher vorliegenden Ergebnissen nur relativ kurzzeitig den gewünschten Erfolg eines verbesserten Stickstoffabbaus in einem Beetkörper zu bringen. Der Anlagentyp birgt das Risiko des Verstopfens, so dass PLATZER (1998) gänzlich von der Verwendung bindiger Substrate abrät. Grundsätzlich könnte dieses Prinzip jedoch auch einen Kompromiss zwischen Aufwand und Abbauleistung darstellen, wenn die gewünschte vorübergehende Verringerung der Sickerrate durch andere Prinzipien möglich würde.

1.5.2 Empfehlungen

Die günstigsten Bedingungen für einen weitergehenden N-Abbau werden erreicht, wenn im Schilfklärbeet eine möglichst optimale Nitrifikation erzielt wird und das Nitrat anschließend in einer anoxischen Stufe denitrifiziert wird. Folglich sollten folgende Bedingungen herrschen:

- hoher O₂-Input zur Nitrifikation durch große Beetfläche, kontinuierlich durchlässiges Substrat und intermittierende Beschickung; vertikal beschickte Beete haben sich diesbezüglich in der Mehrzahl der Fälle als leistungsfähiger erwiesen,

- geringere Beetflächen sind nur bei gleichmäßig über dem Beet verteilter Beschickung ratsam,
- seltenere aber stärkere Beschickungsintervalle sind bezüglich des Sauerstoffeintrags als günstiger zu bewerten als häufigere Intervalle mit geringeren Abwassermengen,
- grundsätzlich gelten die oben gemachten Empfehlungen auch für Horizontalbeete; bei ihnen sollte zum N-Abbau die Flächenbelastung möglichst gering gewählt werden; zusätzlich scheint eine Einlaufkulissee an der Breitseite des Beckens günstiger zu sein als an der Längsseite,
- der höchste $N_{Ges.}$ -Abbau ist mit einem gut nitrifizierenden Vertikalbeet und einem nachgeschalteten anaeroben Beet oder Teich zu erzielen, denen jedoch eine leicht verfügbare C-Quelle zugesetzt werden muß,
- einen Kompromiss zwischen $N_{Ges.}$ -Abbau und Aufwand stellt das Rücklaufprinzip dar, bei dem die Vorklärgrube zur Denitrifikation eingesetzt wird,
- bindige oder porenarme Substrate sollten zur Förderung der Denitrifikation in Sickerbeeten nicht eingesetzt werden.

1.6 Zusammenfassung

Das Arbeitsprinzip von Schilfkläranlagen war in den letzten 15 Jahren Gegenstand eingehender Forschungen. Neben den Erkenntnissen aus den eigentlichen Forschungsansätzen existiert heute eine recht lange praktische Erfahrung hinsichtlich Betrieb und Stabilität dieser Anlagen.

Schilfklärbeete werden überwiegend zum aeroben Abbau der organischen Last sowie zur Nitrifikation von Ammoniumstickstoff eingesetzt. Bei allen Typen findet in der Regel typabhängig auch eine mehr oder weniger starke Denitrifikation statt. Einige Grundprinzipien zur Erzielung langfristig stabiler und hoher CSB- und Nitrifikationsleistungen sind wie folgt zusammenzufassen:

- die Filter sollten aus porenraumreichen, sandig-kiesigen und verstopfungssicheren Materialien bestehen,
- der pflanzengetriebene sowie die rein physikalisch bedingten Prozesse des Sauerstoffinputs hängen stark von der Oberfläche und der Durchlässigkeit der Beete ab,
- eine intermittierende Beschickung ist einer kontinuierlichen vorzuziehen; bei der intermittierenden Beschickung hat sich eine seltenere Beschickung mit höheren Abwassermengen gegenüber einer häufigeren mit niedrigeren Abwassermengen bewährt,
- eine seltenere Beschickung mit höheren Abwassermengen erzeugt im Beet einen stärkeren Sog, der den konvektiven Luftaustausch fördert; zudem trocknet der Filter in den Beschickungspausen eher ab, wodurch ein Luftaustausch durch Diffusion begünstigt wird,

- eine gleichmäßigere Verteilung des Abwassers an der Beetoberfläche fördert die Abbauleistungen, da das Abwasser ein größeres Volumen des Festbettes durchströmt und von dem Gasaustausch die gesamte Beetoberfläche erfasst wird,
- der Selbstabdichtung von Schilfkklärbeeten kann am besten durch körniges Substrat, einem ungehinderten Sauerstoffzutritt und einer nicht zu hohen CSB-Flächenbelastung begegnet werden, insofern gelten hierfür die gleichen Regeln wie zur Optimierung des CSB-Abbaus,
- zur weitergehenden N-Entfernung ist eine möglichst gute Nitrifikation notwendig; auch hierfür gelten die für den CSB-Abbau und die Kolmationsvermeidung genannten Regeln,
- die Denitrifikation kann nur unter anoxischen Bedingungen ablaufen; dafür ist entweder ein zusätzliches Becken zu schaffen oder ein Rücklauf zum Vorklärbehälter. Bei der gleichzeitigen Denitrifikation in einem Filterbecken stellen hydraulische Probleme noch ein Hindernis dar.

Schilfkklärbeete sind somit wie andere Festbettanlagen in erster Linie zum aeroben Schmutzstoffabbau und zur Nitrifikation einzusetzen. Besondere Stärken besitzen auf diesem Gebiet die vertikal beschickten Systeme (KUNST & KAYSER 1999). Bei entsprechender Auslegung und Bemessung können die horizontal beschickten Systeme diese Anforderungen u.U. auch erfüllen, wie Beispiele aus der Literatur zeigen (DAFNER 1992, GELLER et al. 1991, GELLER & THUM 1999).

2 Optimierte technische Kleinkläranlagen

2.1 Aufstaubeleungsanlagen (SBR: sequencing batch reactor)

Abwasserbehandlungen mit Hilfe von "sequencing batch reactors" stellen eine Variante des Belebungsverfahrens dar. Im Unterschied zum herkömmlichen Belebtschlammverfahren wird das Abwasser nicht in nacheinander durchflossenen Behältern mit jeweils spezifischer Funktion, sondern nach dem Aufstauprinzip behandelt. Die einzelnen Verfahrensschritte laufen zeitlich gestaffelt im gleichen Reaktorgefäß ab (HARTMANN 1992). Nachklärbecken und Schlammrückführung sind entbehrlich. Die Arbeitsweise erfordert eine diskontinuierliche Beschickung. Entwickelt wurde dieser Anlagentyp für die Behandlung industrieller Abwässer, die in konstanter Zusammensetzung in recht gleichmäßigen Mengen anfallen (DÖLLERER et al., 1996).

Ein SBR-Zyklus setzt sich aus den Phasen: Füllen, Mischen, Belüften, Absetzen und Klarwasserabzug zusammen. Üblicherweise wird das Abwasser während vorgegebener Zeitintervalle chargenweise in das Belebungsbecken bis zum Erreichen einer bestimmten Füllmarke (oberes Stauziel) eingefüllt. Dauer und Abfolge der Prozessphasen richten sich nach der Abwassermenge und lassen sich den jeweiligen Anforderungen durch entsprechende Steuerungen anpassen (DÖLLERER et al., 1996). Während des Füllens und der folgenden Belüftungsphase arbeitet ein Rührwerk, gleichzeitig wird das Belebungsbecken belüftet. In dieser

Phase laufen die aeroben Prozesse des Kohlenstoffabbaus und der Nitrifikation ab. Nach Abschalten der Belüftung stellen sich bei (zumeist) weiterlaufendem Rührwerk anoxische Bedingungen ein, unter denen Nitrat denitrifiziert und und Phosphat biologisch gebunden wird. Dabei ist eine ausreichende Restmenge an organischer Substanz notwendig. Nach Abstellen des Rührwerkes setzen sich die Schlammflocken ab und das Klarwasser wird bis zum unteren Stauziel abgezogen. Danach kann der neue Zyklus beginnen.

Durch eine genau bemessene Zudosierung des Rohabwassers zu Anfang eines Zyklus und eine zeitlich exakte Steuerung der Zyklen kann u.U. auch die Entstehung von zusätzlichem Schlamm fast vermieden werden. Um bei größeren Abwassermengen einen kontinuierlichen Betrieb aufrecht erhalten zu können, stehen in der Regel mehrere Behälter zur Verfügung, die parallel betrieben werden.

Kommunale Abwässer weisen in der Regel - im Unterschied zu industriellen - wechselnde Zuflüsse und Zusammensetzungen auf. Das gilt hinsichtlich der Zuflüsse in besonderem Maße für die Abwässer einzelner Haushalte, jedoch nicht so sehr im Hinblick auf deren Zusammensetzung. Sollte auch in diesen Fällen ein exakter, an den Zyklen orientierter Betrieb aufrecht erhalten werden, würde das einen hohen Steuerungsaufwand und die Errichtung vieler kleiner Reaktorgefäße bedeuten. Stattdessen werden kleinere SBR-Anlagen schon bei Einwohnerzahlen um die 200 - 1.000 EW in der Regel mit relativ geringen Volumen kontinuierlich beschickt. Um das zu gewährleisten, werden sie mit einem vorgeschalteten größeren Ausgleichsbehälter ausgestattet (SCHLEYPEN et al. 1996). Diese Behälter tragen wesentlich zur Vergleichmäßigung des Abwasserzustroms bei. Auf diese Weise bleiben die Behandlungszyklen und das Aufstauprinzip beibehalten. Ein Behandlungszyklus dauert entweder 8 h, 12 h oder 24 h.

Einsatz von SBR-Anlagen im Kleinkläranlagenbereich

Im Kleinkläranlagenbereich ist eine Vergleichmäßigung des Zuflusses ebenfalls eine wichtige Voraussetzung für den Betriebserfolg. Je nach Anlagentyp wird diese Voraussetzung erreicht durch die Nutzung einzelner Kammern einer Drei-Kammer-Grube als Speicherbecken für den Schlamm oder durch die Vorschaltung einer kompletten Drei-Kammer-Grube vor den Reaktorbehälter. In jedem Fall wird das Abwasser mit Hilfe eines Tauchrohres stoßfrei nach unten in den Reaktorbehälter geleitet.

SBR-Anlagen sind mittlerweile in verschiedenen Ausführungen auf dem Markt. Ähnlich den Tropfkörperanlagen werden separate Behälter angeboten, die hinter Drei-Kammer-Gruben eingebaut werden (z.B. das System **QSBR**[®] der Fa. WEISE & WOHLLEBEN GbR, Nürnberg). Daneben existieren Systeme, die in eine Drei-Kammer-Grube nachgerüstet werden können. Beispiele sind das System "**AQUAmax**" der Fa. Abwassertechnik Baumann (ATB, Vlotho) und das System der Fa. **Abwasserkontor Dr. Teichfischer** (Rethen-Vordorf).

ATB setzt beim "AQUAmax" seine Maschinenteknik zur Steuerung des Aufstaubetriebes in die große Kammer von Drei-Kammer-Klärgruben ein (Nachrüstmöglichkeit). Es handelt sich um einen Tauchmotorbelüfter mit Schlammpumpe und eine zweite Pumpe für den Klarwasserabzug. Die zweite Kammer einer bestehenden Drei-Kammer-Grube dient als Speicher für den Schlamm, der zusammen mit dem Rohabwasser in die Grube gelangt; die dritte Kammer wird als zusätzlicher Schlammspeicherraum verwendet. Eine Schwimmersteuerung regelt den Wasserstand im Reaktorbehälter und steuert den Betrieb des Belüfters bzw. der beiden Pumpen.

Das System durchläuft derzeit das Verfahren für die Bauartzulassung. Eine Zulassung durch das Deutsche Institut für Bautechnik (DIBt) ist aufgrund eines Schreibens vom 18.10.1999 sehr wahrscheinlich. Es wurden folgende Reinigungsleistungen im Dauerbetrieb festgestellt:

Tab. 3: Durchschnittliche C- und N-Konzentrationen im Ablauf des SBR-Systems AQUAmax der Fa. ATB (Herstellerangaben)

	AQUAmax, Fa. ATB
CSB (mg / l)	~ 24
BSB ₅ (mg / l)	~ 3
NH ₄ -N (mg / l)	~ 0,11
NO ₃ -N (mg / l)	~ 14
N _{Ges.} (mg / l)	~ 16

Die in Tab. 3 genannten Ergebnisse zum Stickstoffabbau der Anlage AQUAmax liegen sowohl bzgl. des Ammoniumstickstoffs als auch bzgl. des Gesamtstickstoffs unter den in der ABWASSER VO (1997) geforderten Einleitwerten für Kläranlagen der Größenklassen 4 und 5.

Die Fa. **Abwasserkontor Dr. Teichfischer** kann ihr SBR-System ebenfalls in die erste (große) Kammer von Drei-Kammer-Gruben einbauen. Diese Kammer wird zum Bioreaktor umgebaut, gleichzeitig wird sie jedoch weiterhin mit dem Rohabwasser aus den Häusern beschickt. Die 2. und 3. Kammer der Grube dienen als Schlammspeicher. Die Maschinenteknik besteht aus einem am Boden des Reaktors eingebauten Membranbelüfter, einer Pumpe für den Klarwasserabzug sowie einer zweiten Pumpe für den Abzug des sich am Boden sammelnden Überschussschlammes (Schlammflocken). Das Trübwasser aus den Schlammspeichern wird in den Bioreaktor zurückgeleitet. Die Anlage befindet sich in der Erprobung.

Die Fa. WEISE & WOHLLEBEN GbR setzt bei ihrem System "QSBR[®]" nach einer Drei-Kammer-Grube einen separaten Aufstaubehälter als Bioreaktor ein. In den Behälter läuft somit nur vorbehandeltes, schlammfreies Abwasser. Im Behälter befindet sich ein kombiniertes

Rühr- und Belüftungswerk, das abhängig vom Wasserstand (oberes bzw. unteres Stauziel) gesteuert wird. Die Anlagen sind erst seit kurzem verfügbar. Der Stickstoffabbau funktioniert nach Auskunft des Entwicklers hervorragend.

2.2 Membran-Belebungsanlagen (Mikrofiltration)

Auch bei dieser Technologie handelt es sich um eine Variante des klassischen Belebungsverfahrens. In das Belebungsbecken, in dem - ähnlich wie beim SBR-Reaktor - sämtliche Reinigungsschritte ablaufen, wird jedoch zusätzlich eine Membraneinheit eingesetzt. In den Bioreaktor gelangt nur grobstofffreies, vorbehandeltes Abwasser. Die Steuerung der Behandlungsschritte erfolgt in Intervallen, die sich nach dem Wasserstand in dem Reaktor richten. Auch in dieser Beziehung ähnelt das Verfahren dem SBR-Prinzip, da der Wasserstand nur zwischen einem oberen und einem unteren Stauziel schwanken darf. Eine Belüftungseinheit sorgt beim Befüllen des Behälters für aerobe Bedingungen, unter denen Kohlenstoffverbindungen abgebaut und Ammonium nitrifiziert wird. Nach Abschalten der Belüftung bei Erreichen des oberen Stauzieles setzt die anoxische Phase ein, in der Nitrat denitrifiziert wird.

Das behandelte Abwasser wird durch einen leichten Sog, den eine oberhalb der Membranen sitzende Permeatpumpe erzeugt, in den eingebauten Membranbehälter geleitet. Die Mikrofiltermembranen (Durchmesser: 0,1 - 0,4 μm) trennen die Schlammflocken vom Abwasserfiltrat. Das klare Filtrat (Klarwasser) wird über die Permeatpumpe aus der Membraneinheit abgezogen. Der Sog ist so eingestellt, dass sich die Membranen selbst reinigen (cross-flow-Prinzip). Aus dem Schlammbehälter läuft ständig vorbehandeltes Abwasser in den Reaktorbehälter nach. Das Verfahren ist dadurch gekennzeichnet, dass die Schlammbiomasse im Belebungsbecken immer konstant bleibt; es fällt in der Regel kein zusätzlicher Überschuss-Schlamm an. Außerdem ist der Ablauf bakterienfrei.

Einsatz von Membranfilteranlagen im Kleinkläranlagenbereich

Membranfilteranlagen existieren im Kleinkläranlagenbereich ebenfalls bereits in mehreren Ausführungen. Ein Entwickler, **Dr. Günder** (Stuttgart), sieht eine Nachrüstmöglichkeit für Drei-Kammer Gruben vor (GÜNDER & KRAUTH 2000). Die technische Einheit, bestehend aus einem Gebläse mit Belüftung, einer Schwimmersteuerung, dem Membranfilterbehälter und der Permeatpumpe kann in die dritte Kammer einer Drei-Kammer-Klärgrube eingesetzt werden.

Die in Tab. 4 angegebenen Ablaufwerte für Stickstoff bewegen sich auf einem ähnlich niedrigen Niveau wie die Werte der SBR-Anlage der Fa. ATB.

Tab. 4: Durchschnittliche C- und N-Konzentrationen im Ablauf der Membranbelebungsanlage (nach GÜNDER & KRAUTH, 1998, Herstellerangaben))

	System: Dr. GÜNDER
CSB (mg / l)	20 - 30
BSB ₅ (mg / l)	5 - 8
NH ₄ -N (mg / l)	2 - 3
NO ₃ -N (mg / l)	4 - 8
N _{Ges.} (mg / l)	10 - 20

Einen weiteren nach dem Membranfiltrationsverfahren arbeitenden Kleinkläranlantyp hat die Fa. **BUSSE** (Baalsdorf) entwickelt (System BioMIR). Dieser Typ verzichtet auf die klassische Drei-Kammer-Grube. Die Behandlung des häuslichen Abwassers findet in zwei, relativ kleinvolumigen Edelstahl- oder Kunststoff-Behältern statt, die auch in Hauskellern oder Wirtschaftsräumen untergebracht werden können. Das System befindet sich derzeit im bauaufsichtlichen Zulassungsverfahren.

2.3 Optimierte Tropfkörperanlagen

Die Fa. **KVM** (Vlotho) hat ihr Tropfkörpersystem BIO-CLEAR im Hinblick auf einen verbesserten Stickstoffabbau optimiert. Sie führt einen Teil des aerob behandelten Klarwassers zurück in die beruhigte zweite Kammer der Vorklämung (vorgeschaltete Drei-Kammer-Klärungrube). Das dortige Abwasser ist relativ sauerstoffarm und gleichzeitig kohlenstoffreich, so dass gute Voraussetzungen für die Denitrifikation herrschen. Das System hat am 19. 10. 1999 die Bauartzulassung des Deutschen Instituts für Bautechnik (DIBt) erhalten. Folgende Ablaufwerte sind im Dauerbetrieb ermittelt worden:

Tab. 5: Durchschnittliche C- und N-Konzentrationen im Ablauf optimierter Tropfkörper, System BIO-CLEAR der Fa. KVM (Herstellerangaben)

	BIO-CLEAR, Fa. KVM
CSB (mg / l)	45
BSB ₅ (mg / l)	8
NH ₄ -N (mg / l)	4
NO ₃ -N (mg / l)	3,8
N _{Ges.} (mg / l)	k.A.

Es ist zu vermuten, dass die Ablaufwerte für Gesamtstickstoff bei Werten um ca. 15 mg / l liegen dürften. Genaue Daten liegen dazu jedoch zur Zeit noch nicht vor. Trifft die Vermutung

zu, sind die Abbauleistungen ebenso günstig einzuschätzen wie die der oben vorgestellten SBR- und Membranfilteranlagen.

2.4 Optimierte druckbelüftete Tauchkörper

Getauchte druckbelüftete Festbettreaktoren lassen sich in die zweite Kammer normgerechter Drei-Kammer-Ausfaulgruben einsetzen. Das trifft auch auf bereits eingebaute Klärgruben zu (Nachrüstmöglichkeit). Vor- und Nachbehandlung des häuslichen Abwassers können somit in einer Grube ablaufen. Die erste Kammer der 3-Kammer-Grube übernimmt die mechanische Vorklärung des Abwassers. In der zweiten befindet sich getauchte Festbett für die biologische Nachbehandlung. Zur Verbesserung der Sauerstoffversorgung wird in diese Kammer zusätzlich eine Membranbelüftung eingebaut, die Luft aus einem Kompressor durch das Festbett leitet. Sekundärschlamm treibt zusammen mit dem behandelten Abwasser in die 3. Kammer. Die beruhigte dritte Kammer dient zur Nachklärung: der übertreibende Sekundärschlamm setzt sich ab und wird in die Vorklärung zurückgepumpt, das Klarwasser gelangt in den Auslauf.

Auf der Festbettoberfläche baut sich ein Biofilm auf, durch den in erster Linie die Schmutzstoffe im Überlaufwasser aus der Vorklärung abgebaut werden und das Ammonium nitrifiziert wird. Die Belüftung schafft das dafür notwendige aerobe Milieu.

Die Fa. **ENVICON** hat für dieses Kleinkläranlagensystem, das als Nachrüsteinheit in die zweite Kammer normgerechter Drei-Kammer-Ausfaulgruben eingebaut werden kann, einen Ansatz zur Optimierung des Stickstoffabbaus über Denitrifikation entwickelt.

Ein Teilstrom des Klarwassers wird aus der Nachklärung in die Vorklärung zurückgeführt. In der Vorklärung herrschen mit einem relativ geringen Sauerstoffpartialdruck und einem hohen Anteil an organischer Masse günstige Bedingungen für eine Denitrifikation des nitrathaltigen Klarwassers. Die Aufenthaltszeit des Abwassers bis zum Ablauf deutlich verlängert sich, so dass für dieses optimierte System ab Anschlusszahlen ≥ 5 EW größere Grubenvolumina als für die herkömmlichen Anlagen erforderlich sind.

Tab. 6: Garantierte C- und N-Konzentrationen im Ablauf optimierter druckbelüfteter Tauchkörper, System ENVICON (Herstellerangaben)

	System ENVICON
CSB (mg / l)	≤ 90
BSB ₅ (mg / l)	≤ 20
NH ₄ -N (mg / l)	≤ 10
N _{Ges.} (mg / l)	≤ 25

In einer Untersuchungsreihe an einer 1993 in Hamburg eingebauten Kleinkläranlage zeigte sich, dass bei optimaler Einstellung der Steuerung im Dauerbetrieb Ablaufwerte erreicht werden können, die unter einer CSB-Konzentration von 50 mg / l und unter einer Gesamtstickstoff-Konzentration von 15 mg / l liegen.

3 Schlußbetrachtung

In Zukunft werden im ländlichen Raum Kleinkläranlagen noch für lange Zeit eine große Rolle bei der Abwasserbehandlung spielen. Vor diesem Hintergrund muss den Reinigungsleistungen und der Betriebstabilität unter den für diese Anlagen typischen Betriebsbedingungen vermehrt Beachtung geschenkt werden. Als problematisch für den Betrieb kleinerer Anlagen sind weniger die Zusammensetzung und Belastung des Abwassers - zumindest so weit es sich um Abwasser häuslichen Ursprungs handelt - zu werten, als vielmehr der periodisch schwankende Abwasseranfall. Insofern ist von den Kleinkläranlagen eine gute Fähigkeit zur Anpassung an derartige Bedingungen zu wünschen.

KUNST et al. (1998) sowie KUNST & KAYSER (1999) haben die im ländlichen Raum besonders häufig eingesetzten Anlagen im Hinblick auf ihre Reinigungsleistung miteinander verglichen. Demnach schneiden hinsichtlich CSB-Abbau und Nitrifikation unter den oben genannten Bedingungen die vertikal beschickten Schilfklärbeete und die Teichanlagen am besten ab. In Bezug auf den CSB-Abbau trifft die positive Wertung auch auf rotierende Tauchkörper und modifizierte Filtergräben zu.

Teichanlagen müssen pro angeschlossenen Einwohnerwert eine Fläche von 15 - 20 m² und eine Mindestfläche von 100 m² aufweisen. Pflanzenkläranlagen sind zwar mit Flächen zwischen 2,5 - 5 m² pro Einwohnerwert deutlich kleiner bemessen, besitzen aufgrund ihrer Tiefe aber ein großes Filtervolumen mit großen inneren Oberflächen. Große Volumina der biologischen Stufen scheinen demnach eine günstige Voraussetzung zu sein für gute Abbau- bzw. Rückhalteleistungen unter schwankendem Abwasseranfall. Große Volumina bedeuten relativ lange Aufenthalts- und Reaktionszeiten. Es ist recht offensichtlich, dass darin ein Hinweis zu sehen ist, wie bei schwankendem Abwasseranfall befriedigende Reinigungsergebnisse zu erzielen sind.

Allerdings fällt an den Ergebnissen der o.g. Untersuchungen auf, dass unter den Pflanzenbeeten die besseren Reinigungsleistungen von den in der Regel kleiner bemessenen Vertikalbeeten und nicht von den größeren Horizontalbeeten erbracht werden. Offenbar ist es nicht das Volumen allein, das sich günstig bei schwankendem Abwasseranfall auswirkt. Nach den oben getroffenen Feststellungen liegen die wesentlichen Ursachen für die unterschiedlich gute Reinigungsleistung von Vertikal- und Horizontalbeeten in der unterschiedlichen Abwasser- und Sauerstoffverteilung im Filterkörper. Demnach werden unter den genannten Bedingungen die besten Ergebnisse erzielt bei großer Aufwuchsfläche (großem Filtervolumen), gleichmäßiger aber intermittierender Beschickung und günstiger Sauerstoffversorgung bzw. -

verteilung im Filter. Bei rotierenden Tauchkörpern ist dieses Prinzip in Teilen auch verwirklicht.

Bei klein bemessenen Reaktionsräumen sind die Aufenthaltszeiten in der Regel geringer; ein Manko, das jedoch durch eine Vergleichmäßigung des Abwasserzustroms und durch eine optimale (intermittierende) Sauerstoffversorgung ausgeglichen werden kann. Vielversprechende Beispiele für einen deutlich verbesserten N-Abbau trotz kleinen Volumens sind die oben vorgestellten Aufstaubeleungsanlagen, die Membranfiltrationssysteme sowie optimierte Tropfkörper und optimierte druckbelüftete Tauchkörper.

4 Literatur

- ABWASSERTECHNISCHE VEREINIGUNG (ATV), 1991: Grundsätze für die Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen mit Anschlußwerten über 5000 Einwohnergleichwerten. ATV-Regelwerk A 131.
- ABWASSERTECHNISCHE VEREINIGUNG (ATV), 1998: Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenbeeten für kommunales Abwasser bei Ausbaugrößen bis 1000 Einwohnerwerte. ATV-Regelwerk A 262.
- ABWASSER-VO, 1997: Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer und zur Anpassung der Anlage des Abwasserabgabengesetzes. BGBl., Teil I, Nr. 19 vom 21.03.1997: 566 - 581.
- ADCOCK P.W., GANF G.G., 1994: Growth characteristics of three macrophyte species growing in a natural and constructed wetland system. *Wat. Sci. Tech.*, 29: 95 - 102.
- ARMSTRONG J., ARMSTRONG W., 1988: *Phragmites australis* - A preliminary study of soil-oxidising sites and internal gas transport pathways. *New Phytol.*, 108: 373 - 382.
- ARMSTRONG J., ARMSTRONG W., 1991: A convective through-flow of gases of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *Aquatic Botany*, 39: 75 - 88.
- ARMSTRONG J., ARMSTRONG W., BECKETT P.M., 1990: Measurement and modelling of oxygen release from roots of *Phragmites australis*. In: COOPER P.F., FINDLATER B.C. (eds.): *Constructed wetlands in water pollution control*. Pergamon Press, Oxford: 41 - 52.
- BAHLO K., 1997: Reinigungsleistung und Bemessung von vertikal durchströmten Bodenfiltern mit Abwasserrezirkulation. Diss. Univ. Hannover, 185 S. + Anhang.
- BAHLO K., WACH G., 1992: Naturnahe Abwasserreinigung. Planung und Bau von Pflanzenkläranlagen. Ökobuch-Verlag, Staufen.
- BISWAS N., WARNOCK R.G., 1985: Nitrogen transformation and fate of other parameters in columnar denitrification. *Water Research*, 19: 1065 - 1071.
- BÖRNER T., 1992: Einflußfaktoren für die Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen. *WAR (Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung)*, Nr. 58, Darmstadt.
- BRIX H., 1989: Gas exchange through dead culms of reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. *Aquatic Botany*, 35: 81 - 98.
- BRIX H., 1994: Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.*, 29: 71 - 78.
- BRIX H., SCHIERUP H.-H., 1989: The Use of Aquatic Macrophytes in Water-Pollution Control. *AMBIO*, 18: 100 - 107.
- BRIX H., SORRELL B.K., SCHIERUP H.-H., 1996: Gas fluxes achieved by in situ convective flow in *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*, 54: 151 - 163.
- DAFNER G., 1992: 8jährige Betriebserfahrungen mit einer Pflanzenkläranlage. *Korr. Abw.*, 39: 880 - 885.
- DÖLLERER J., HELMREICH B., WILDERER P.A., FRANTA J., 1996: Bedeutung und Einsatzbereich des Sequencing-Batch-Reactor-Verfahrens. *WAP 1/96*: 40 - 42.
- ELLENBERG H., 1979: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. *Scripta Geobotanica*, IX: 122 S.

- ELLENBERG H., 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 5. Aufl., Ulmer-Verlag: 1095 S.
- FRITSCH W., 1998: Umweltmikrobiologie - Grundlagen und Anwendungen. G. Fischer-Verlag, Jena: 252 S.
- GELLER G., HABER W., KLEYN K., LENZ A., 1991: "Bewachsene Bodenfilter" zur Reinigung von Wässern (Abwässer, Grundwässer, Oberflächenwässer). Verh. Ges. Ökol., 20: 477 - 486.
- GELLER G., ENGLMANN E., HABER W., KLEYN K., LENZ A., NETTER R., 1991: Bewachsene Bodenfilter zur Reinigung von Wässern - ein von Abwasser beeinflusstes System aus Boden und Pflanze. Wasser & Boden, 8/91: 477 - 495.
- GELLER G., KLEYN K., LENZ A., NETTER R., RETTINGER S., HEGEMANN W., 1992: Erprobung der Leistungsfähigkeit bewachsener Bodenfilter zur Abwasserreinigung. (Zitiert nach PLATZER 1998).
- GELLER G., THUM R., 1999: Langzeitbetrieb von Pflanzenkläranlagen: Stoffanreicherung und Betriebsstabilität. Wasser & Boden 51: 39 - 43.
- GRIES C., KAPPEN L., LÖSCH R., 1990: Mechanisms of flood tolerance in reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. New Phytol., 114: 589 - 593.
- GÜNDER B., KRAUTH K., 1998: Einsatz der Membrantrenntechnik bei Kleinkläranlagen. In: Dezentrale Abwasserbehandlung für ländliche Gebiete. Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Technische Universität München, Nr. 138: S. 105 - 129.
- GÜNDER B., KRAUTH K., 2000: Kleinkläranlagen mit Membranfiltration - Konzeption, Bemessung und Betrieb. Wasser - Abwasser - Praxis (WAP), 02/2000.
- HAGENDORF U., HAHN J., 1994: Untersuchungen zur umwelt- und seuchenhygienischen Bewertung naturnaher Abwasserbehandlungssysteme. UBA-Texte 60/94: 91 S.
- HARTMANN L., 1992: Biologische Abwasserreinigung. Springer-Lehrbuch, Berlin: 258 S.
- HOFMANN K., 1992: Entwässerung und Vererdung von Klärschlamm in Schilfbeeten. Diss. Univ. Tübingen: 326 S.
- HÖLTING B., 1984: Hydrogeologie. Enke-Verlag, Stuttgart: 370 S.
- KAPTEINA U., THYE-HOLST A., 1999: Abwässer aus der Gemüseverarbeitung. DeGa, 6: 36 - 37.
- KOLLATZSCH D., 1999: Das ATV-Arbeitsblatt A 262: Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenbeeten für kommunales Abwasser bei Ausbaugrößen bis 1.000 EW, Stand Juli 1998. Vortragsmanuskript aus Anlaß des Seminars: Dezentrale Abwasserreinigung im ländlichen Raum - individueller Einsatz von Pflanzenkläranlagen. Landwirtschaftskammer Weser-Ems, Lehr- und Versuchsanstalt für Gartenbau, Bad Zwischenahn (11.03.1999): 10 S.
- KUNST S., FLASCHE K., 1995: Untersuchungen zur Betriebssicherheit und Reinigungsleistung von Kleinkläranlagen mit besonderer Berücksichtigung der bewachsenen Bodenfilter (zitiert nach PLATZER 1998).
- KUNST S., KAYSER K., LENZ H.-M., 1998: Kleinkläranlagen - Leistungsfähigkeit und Auswirkungen auf das Grundwasser. Gutachten erstellt im Auftrag des Niedersächsischen Umweltministeriums, Hannover.
- KUNST S., KAYSER K., 2000: Leistungsfähigkeit von Kleinkläranlagen. (veröff. im vorliegenden Band).
- LABER J., PERFLER R., HABERL R., 1997: Two strategies for advanced nitrogen elimination in vertical flow constructed wetlands. Wat. Sci. Tech., 35: 71 - 77.
- LANG G., 1967: Die Ufervegetation des westlichen Bodensees. Arch. Hydrobiol. Suppl. 32: 437 - 574.
- LÖFFLER H., 1967: Technologie und Wassergüteverbesserung bei der Grundwasseranreicherung. WWT, Heft 10 und 11.
- LÖFFLER H., PIETSCH W., 1991: Phytofilt - Vorstellung einer leistungsfähigen Pflanzenkläranlage für kleine Gemeinden. Korr. Abwasser, 38: 376 - 383.
- LÖFFLER H., GELLER G., 1999: Zum bestimmungsgemäßen Einsatz und Betrieb von Pflanzenkläranlagen (Schwerpunkt: Vertikalfilter). Im Druck.
- LUTHER H., 1983: On life forms, and above-ground and underground biomass of aquatic macrophytes. Acta Bot. Fennica 123: 1 - 23.

- MACHATE T., SCHRAMM K.-W., KETTRUP A., HEUERMANN E., 1998: Kombinierte Nitrifikation und Denitrifikation in einer pflanzenbiologischen Kläranlage. *Wasser-Abwasser-Praxis (WAP)*, 2/98: 37 - 41.
- MEYER D., BAHLO K., 1996: Untersuchungen an einer halbtechnischen Versuchsanlage zur Optimierung von Nitrifikation und Denitrifikation in mit Schilf bewachsenen, vertikal durchströmten und mit technisch vorgereinigtem Abwasser beschickten Sandfiltern. (zitiert nach KOLLATZSCH 1999).
- MUDRACK K., KUNST S., 1991: *Biologie der Abwasserreinigung*. Fischer-Verlag, Stuttgart: 194 S.
- OSTENDORP W., 1997: Auswirkungen von Wintermahd auf den Nährstoffhaushalt von Seeuferriechen des Bodensee-Untersees. *Verh. Ges. Ökol.*, 27: 227 - 234.
- OVERDIECK D., RAGHI-ATRI F., 1976: CO₂-Netto-Assimilation von *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. Blättern bei unterschiedlichen Mengen an Stickstoff und Phosphor im Nährsubstrat. *Angew. Bot.*, 50: 267 - 283.
- PLATZER C., 1998: Entwicklung eines Bemessungsansatzes zur Stickstoffelimination in Pflanzenkläranlagen. In: *Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft (SWW) Nr. 6*, zugl. Diss. TU Berlin: 131 S. + Anhänge.
- PLATZER C., MAUCH K., 1997: Soil clogging in vertical flow reed beds - mechanisms, parameters, consequences and...solutions? *Wat. Sci. Tech.*, 35: 175 - 181.
- PLATZER C., RUSTIGE H., LAUER J., 1998: Pflanzenkläranlagen: Beim Stand der Technik angekommen. *WWT 02/98*: 17 - 18.
- RAGHI-ATRI F., BORNKAMM R., 1979: Wachstum und chemische Zusammensetzung von Schilf (*Phragmites australis*) in Abhängigkeit von der Gewässereutrophierung. *Arch. Hydrobiol.* 85: 192 - 228.
- RÜHL O., SCHOLZ R., 1997: Numerische Simulation der Durchströmung pflanzenbiologischer Abwasserreinigungsstufen - ein Instrument zur Senkung der Investitions- und Betriebskosten. In: *Pflanzenkläranlagen. Schriftenreihe der kommunalen Umwelt-Aktion*, 30: 32 - 38.
- SCHEFFER F., SCHACHTSCHABEL P., 1992: *Lehrbuch der Bodenkunde*. 13. Aufl., Enke-Verlag, Stuttgart.
- SCHLEYPEN P., MICHEL I., SIEWERT H.E., 1996: Einsatz der SBR-Technologie in kleineren Kläranlagen im ländlichen Raum. *WAP*, 1/96: 46 - 51.
- SEIDEL K., 1956: Gewässerreinigung durch höhere Pflanzen. *Garten und Landschaft*, 1: 9 - 17.
- SEIDEL K., 1959: *Scirpus*-Kulturen. *Arch. Hydrobiol.*, 56: 58 - 92.
- SEIDEL K., 1977: Öleliminierung aus belasteten Gewässern. *Naturwissenschaften*, 64: 487.
- SEIDEL K., HAPPEL H., 1984: Ein Beitrag zur Schlammvererdung. *Wasserkalender 1984: Limnologie in Stichworten*. Erich-Schmidt-Verlag.
- TRESCOW M. R. M., 1991: Wirkungen von *Phalaris arundinacea* L. und *Glyceria fluitans* (L.) R. Brown auf Abwasser und Sediment. Diss. Univ. Gießen.
- UHLMANN D., 1988: *Hydrobiologie*. Fischer-Verlag, Stuttgart: 298 S.
- VAN DER WERFF M., 1991: Common reed. In : ROZEMA J., VERKLEIJ J.A.C.: *Ecological responses to Environmental Stresses*. Kluwer Academic Publishers: 172 - 182.
- VON FELDE K. & KUNST S., 1997: N- and COD-removal in vertical-flow systems. *Wat. Sci. Tech.*, 35: 79 - 85.
- VON FELDE K., HANSEN K., KUNST S., 1997: Bestandsaufnahme, Reinigungsleistung und Einsatzmöglichkeiten von Pflanzenkläranlagen in Niedersachsen. In: *Pflanzenkläranlagen. Schriftenreihe der kommunalen Umwelt-Aktion*, Nr. 30: 39 - 45.
- WEISNER S.E.B., 1988: Factors affecting the internal oxygen supply of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel in situ. *Aquatic Botany*, 31: 329 - 335.
- WISSING F., 1995: *Wasserreinigung mit Pflanzen*. Ulmer-Verlag, Stuttgart: 207 S.

WOLF P., 1975: Parallelversuche an Kunststoff- und Lava-Tropfkörperfüllungen als Grundlage für Maßnahmen zur Leistungssteigerung. GWA (Gewässerschutz · Wasser · Abwasser), Nr. 19: 589 - 599.

Dr. Gerd Neemann
BLaU-Umweltstudien
Wiesenstraße 8
37073 Göttingen
Tel. 0551-703435