

Naturnahe Verfahren der Wasserreinigung als Bestandteil einer nachhaltigen Abwasserentsorgung

Volker Lüderitz, Uta Langheinrich

1. Problemstellung

Mit dem Beginn der Industrialisierung wurde der Grundstein für moderne Ballungsräume gelegt. Einhergehend mit der schnellen Entwicklung der städtischen Siedlungsstrukturen wurde in einem bisher unbekannten Ausmaß ungeklärtes Abwasser in das natürliche Umfeld des Menschen eingebracht. Nicht zuletzt seuchenhygienische und gesundheitliche Probleme führten seit der Mitte des 19. Jahrhunderts zum Bau von Abwasserkanalisationen und von Abwasserreinigungsanlagen. Die hieraus entstandene Entwässerungsphilosophie dokumentiert sich noch heute in den Rechtsvorschriften und technischen Regelwerken. Wesentliche Entwicklungsschritte bei der Abwasserbehandlung waren u. a. die Anlage von Abwasserteichen und Rieselfeldern, später der Bau sogenannter Emscher-Brunnen und mechanischer Klärwerke und in jüngerer Vergangenheit die Entwicklung von Tropfkörper- und Belebtschlammanlagen. Die rein technischen Anlagen wurden im Laufe der Zeit immer weiterentwickelt und verfeinert. Die heute zur Verfügung stehende Technik erlaubt die Reinigung unterschiedlicher Abwässer in der Größenordnung von mehreren hunderttausend Einwohnerwerten.

Heute sind in den alten Bundesländern ca. 89 % der Bevölkerung an zentrale Abwasserentsorgungsanlagen (Kanalnetz und Abwasserreinigungsanlagen) angeschlossen. In den neuen Bundesländern ist seit 1990 erheblich investiert worden, um einen vergleichbaren Anschlussgrad zu erreichen. Die erforderlichen Investitionen in neue Anlagen, die Sanierungskosten und die Kläranlagenerweiterungen sind allerdings so immens, dass sie die derzeitigen und wohl auch die künftigen finanziellen Möglichkeiten der Länder, Kommunen und Beitragszahler übersteigen. So veranschlagt Fehr (2003) bei Fortschreibung bisheriger Trends für die nächsten 20 Jahre Investitionen von bundesweit 100 Mrd. €, wovon je 25 Mrd. auf den Ausbau der Kläranlagen und die Verbesserung der Niederschlagswasserbehandlung, 5 Mrd. auf die Klärschlammverwertung und immerhin 45 Mrd. auf die Kanalsanierung entfallen. Jedoch hat genau diese Art der Abwasserpolitik seit 1990 die Mehrheit der Träger der Abwasserentsorgung in den

neuen deutschen Bundesländern in eine finanziell mehr oder weniger aussichtslose Situation getrieben, in der selbst massive staatliche Subventionen buchstäblich im Abwassersumpf versickern (z.B. Lüderitz et al. 1999). Betrachtet man nun die finanziellen Möglichkeiten der osteuropäischen Staaten oder gar der Entwicklungsländer, wird klar, dass sich die in Deutschland bisher überwiegend geübte Herangehensweise an das Abwasserproblem keinesfalls exportieren lässt. Notwendig sind dort vielmehr die Entwicklung und der Einsatz von einfachen, robusten, naturnahen ressourcen- und kostensparenden Technologien. Deren Entwicklung ist jedoch bis in die 90er Jahre völlig vernachlässigt worden; nach verschiedenen Schätzungen flossen mindestens 99 % der Forschungs- und Entwicklungsgelder in die großtechnische Abwasserbehandlung und immer ausgeklügelterer Ableitungssysteme. Die Arbeit an naturnahen Systemen ist demgegenüber als eine Art Nischenforschung betrieben worden. Erst in den letzten 10 Jahren wurden umfassende und tiefgründige Forschungs- und Entwicklungsvorhaben realisiert, vor allem das von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderte Verbundprojekt „Bewachsene Bodenfilter“ (1998 – 2002). Auf internationaler Ebene gibt es mit dem Journal „Ecological Engineering“ seit 1992 ein Forum, in dem Fortschritte und Probleme dieser und anderer Ökotechnologien vorgestellt und diskutiert werden. Somit liegt heute eine Vielzahl von belastbaren Untersuchungen zur Funktionsweise und Leistungsfähigkeit solcher Verfahren vor, die klar belegen, dass mit ihnen auch im dezentralen Einsatz bei erheblich geringerem Aufwand ähnlich hohe Leistungen zu erzielen sind wie mit technischen Anlagen. Die dazu notwendigen naturwissenschaftlichen und technischen Voraussetzungen werden im Folgenden aufgezeigt.

2. Leistungsfähigkeit von Bewachsenen Bodenfiltern

Im Rahmen des o. g. Verbundprojektes „Bewachsene Bodenfilter“ wurden 62 Anlagen in einer Größenordnung von etwa 50 bis 1000 Einwohnergleichwerte (EW) untersucht. Von diesen Systemen wurden die Mindestanforderungen der Größenklasse 1 (Tabelle 1) mit mittleren Ablaufkonzentrationen < 116 mg/l CSB und < 35 mg/l BSB sicher unterschritten (Fehr et al. 2003). Beim Gesamtstickstoff lag der Median der Ablaufwerte aller Horizontalfilter unter 27 mg und aller Vertikalfilter unter 41 mg/l. 50 % aller Vertikalfilter erreichten mittlere Ablaufkonzentrationen von weniger als 10 mg/l Ammonium-Stickstoff. Die mittleren Phosphorablaufkonzentrationen lagen bei 75 % aller untersuchten Anlagen unter 5 mg/l (Fehr et al. 2003).

Tabelle 1 Mindestanforderungen an die Abwasserreinigung in Deutschland für Anlagen verschiedener Größenklassen

Kläranlagen- größenklasse	Einwohner- gleichwerte (EW)	Klärung		Weitergehende Reinigung		
		CSB [mg/l]	BSB [mg/l]	NH ₄ ⁺ – Stickstoff [mg/l]	Gesamt- Stickstoff [mg/l]	Gesamt- Phosphor [mg/l]
1	< 1000	150	40	-	-	-
2	1000-5000	110	25	-	-	-
3	5000-20000	90	20	10	18	-
4	20000-100000	90	20	10	18	2

5	> 100000	75	15	10	18	1
---	----------	----	----	----	----	---

Mit 107 BBF in Niedersachsen wurden von v. Felde et al. (1996) eine noch größere Zahl von Anlagen untersucht. Die in Tabelle 2 dargestellten Ergebnisse machen deutlich, dass die Erfüllung der Mindestanforderungen heute tatsächlich kein Thema mehr ist. Sie wird nur von Anlagen verfehlt, die schwere konstruktive Mängel aufweisen (Lüderitz et al. 2001, Engelmann et al. 2003).

Tabelle 2 Reinigungsleistung von 107 BBF in Niedersachsen (verändert nach v. Felde et al. 1996)

	BSB ₅	CSB	NH ₄ ⁺ -N	N _{ges.}	P _{ges.}
Mittlere Ablaufkonzentration [mg/l]	29	95	29	60	4,8
Reinigungsleistung, Mittelwert [%]	83	69	54	48	74
Standardabweichung [%]	14,57	23,39	30,89	29,61	19,10

Allerdings zeigen die enormen Standardabweichungen, dass zuverlässige weitergehende Reinigungsleistungen bis heute nur von einer Minderzahl der im Betrieb befindlichen BBF erfüllt werden. Auch später durchgeführte Erhebungen von Schmager und Heine sowie Geller (Rustige 2003) bestätigen diese Schwankungen. Ziel sollte es jedoch sein, künftig alle Anlagen so zu (re)konstruieren und zu betreiben, dass die EU-Richtlinien für sensible Gebiete, die für Gesamtstickstoff Ablaufwerte von 10 – 15 mg/l oder 70 – 80%ige Reinigung und für Phosphor 1 – 2 mg/l oder 80%ige Reinigung verlangen, eingehalten werden. BBF, die diese Leistungen im Dauerbetrieb erbringen, wurden z. B. von Geller (1998), Kern und Idler (1999), Lüderitz et al. (2001) und Steer et al. (2002) beschrieben. Diese Autoren konnten zeigen, dass optimal gestaltete und betriebene Anlagen die in Tabelle 3 aufgeführten hohen Reinigungsleistungen erbringen.

Tabelle 3 Gegenwärtig von BBF im Langzeitbetrieb zu erreichende Reinigungsleistungen

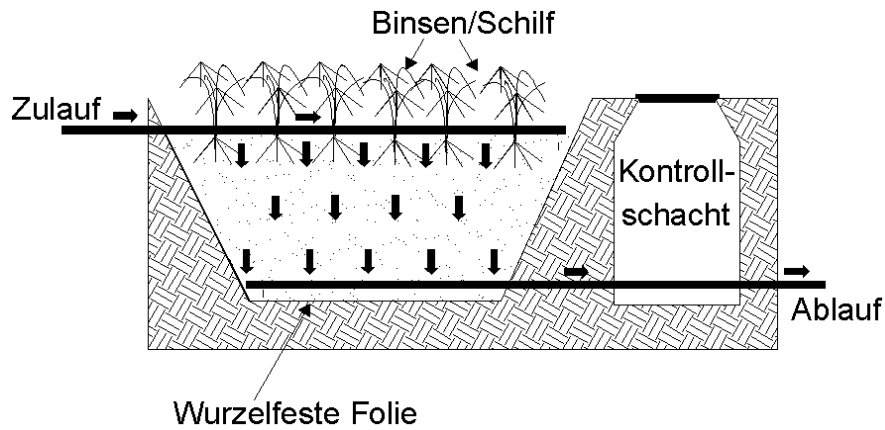
	Reinigungsleistung [%]	Ablaufkonzentration [mg/l]
CSB	93	25
BSB ₅	95	10
NH ₄ ⁺	90	10
N _{ges.}	90	15
P _{ges.}	95	1

Die nachfolgenden Kapitel beschreiben und erläutern die technischen und naturwissenschaftlichen Voraussetzungen für das zuverlässige und langfristige Erreichen dieser Werte.

3. Funktionsbezogene Optimierung der Konstruktion

3.1 Horizontalfilter

Horizontalfilter sind relativ weit verbreitet. Da sie technisch nicht sehr



aufwendig sind, stellen sie die „ursprüngliche“ Form der BBF dar. Der Filter wird hier über einen unterirdischen Zufluss vom Abwasser kontinuierlich horizontal durchströmt (Abb. 1.). Erfahrungen mit diesem Anlagentyp liegen aus Forschungs- und Entwicklungsprojekten etwa seit Beginn der 90er Jahre vor, sie sind überwiegend positiv.

Mit einer spezifischen Fläche von $5 \text{ m}^2/\text{EW}$ lassen sich die Mindestanforderungen problemlos erfüllen. Weitergehende Leistungen werden jedoch bei dieser Bemessung nur in eingeschränktem Maße erbracht; vor allem die Nitrifikation bleibt aufgrund der bei diesem Anlagentyp eingeschränkten O_2 -Versorgung meistens unvollständig. Wird die spezifische Fläche verdoppelt, lassen sich die Anforderungen der EU-Richtlinie zumeist unproblematisch einhalten, was z. B. von Geller (1998) für die Anlage in Schurtannen (Baden-Württemberg) und von Lüderitz et al. (2001) für den BBF in Loburg (Sachsen-Anhalt) festgestellt wurde.

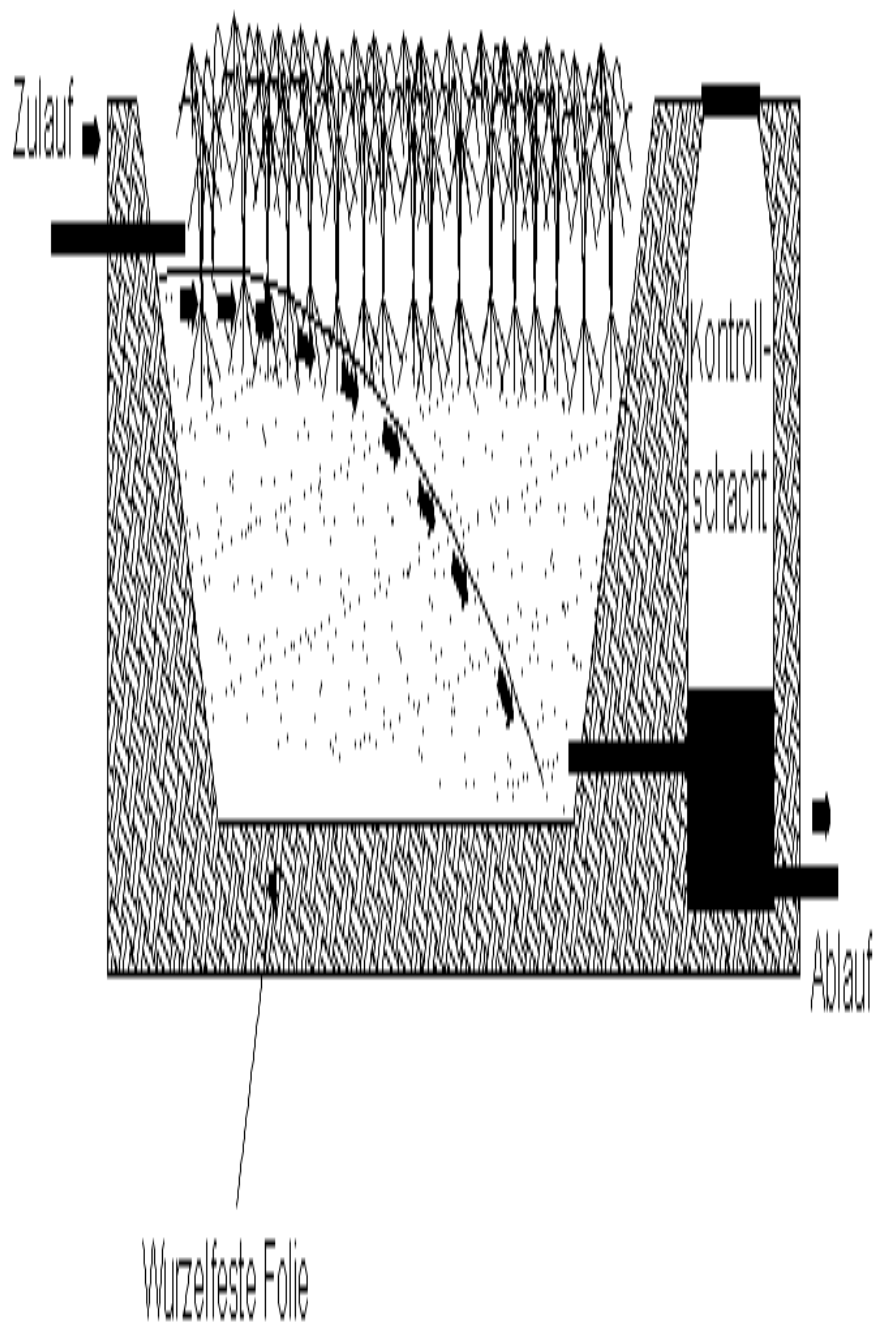


Abb. 1 Schematische Darstellung eines Horizontalfilters

Dies bedeutet jedoch einen höheren Flächenverbrauch und damit höhere Kosten. Vermeiden lassen sich diese nur, wenn die Probleme der O_2 -Versorgung und der mangelnden Ausnutzung des Bodenkörpers für den Reinigungsprozess (vgl. Abb. 1) gelöst werden.

3.2 Vertikalfilter

Ein dazu seit Ende der 80er Jahre verfolgter Verfahrensweg sind die Verti-

kalfilter. Das Abwasser durchfließt den 1 – 1,5 m mächtigen Filter vertikal, die Beschickung erfolgt mittels Pumpen intermittierend (Abb.2). Da der Filter nicht eingestaut ist, sondern drainiert wird, entstehen vorwiegend aerobe (sauerstoffreiche) Verhältnisse (vgl. Kap. 5.1). Aufgrund der einfach zu gewährleistenden Sauerstoffversorgung werden mit etwas geringerem Flächenbedarf (ca. 4 m²/EW) sehr gute Abbau- und Nitrifikationsleistungen erzielt (Lüderitz et al. 2001). Allerdings wurden bei diesem Anlagentyp sehr viel häufiger als bei den robusteren Horizontalfiltern Betriebsprobleme in Form von nach Jahren nachlassenden Reinigungsleistungen und schnell zunehmender Kolmation festgestellt (Engelmann et al. 2003), in deren Folge z. B. mehrere Anlagen in Sachsen umfassend saniert oder außer Betrieb genommen werden mussten. Besonders mehrschichtige Bodenfilter neigen am Übergang zur hydraulisch weniger durchlässigen Schicht zur Verstopfung, in deren Folge sich das Wasser seinen Weg durch vertikale Kanalbildungen zur Drainage sucht (z. B. Lüderitz et al. 2001). Engelmann et al. (2003) empfehlen deshalb ein weitgehend homogenes Material.

Abb. 2 Schematische Darstellung eines Vertikalfilter

3.3 Kombination von Horizontal- und Vertikalfiltern

Um die Vorteile beider Durchströmungstypen zu kombinieren und die Nachteile (vgl. Tabelle 4) abdämpfen zu können, bietet sich eine Reihenschaltung von Vertikal- und Horizontalfiltern an (Abb. 3). Das im vertikal durchströmten System nitrifizierte Abwasser passiert zum Zweck der Denitrifikation und der weiteren P-Elimination ein horizontales. Auf diese Weise sind Reinigungsleistungen möglich, die selbst die an Anlagen der Größenklasse 5 gestellten Anforderungen übererfüllen (Lüderitz et al. 2001). Jedoch werden solche kombinierten Systeme in der Praxis aufgrund des relativ hohen Flächenbedarfs – wenigstens 2 x 4m²/EW – und der zusätzlichen Kosten durch die Anlage von zwei Beeten kaum realisiert. Ähnliches gilt für horizontal durchströmte mehrstufige Sand-Kieskörper z. B. im sog. Krefelder System (Wissing u. Hofmann 2001), für die Börner (1992) besonders hohe Reinigungsleistungen u. a. bei der N-Elimination fand.

In diesen Anlagen wird die O₂-Aufnahme des fließenden Wassers zwischen den Becken genutzt und durch konstruktive Maßnahmen (Kaskaden, Abstürze, flache Schwellen) verstärkt (Wissing u. Hofmann 2001), so dass solche System, allerdings mit einem Flächenbedarf nicht unter 9 m²/EW, weitgehend vollständig nitrifizieren und auch denitrifizieren können.

Tabelle 4 Vor- und Nachteile von Horizontal- und Vertikalfiltern (HF/VF)

	Vorteile	Nachteile
VF	• geringerer Flächenbedarf • gut O₂-Versorgung, gute Nitrifikation • einfache Hydraulik • hohe Reinigungsleistungen ab Inbetriebnahme	• kurze Fließwege • geringe Denitrifikationsleistung • größerer technischer Aufwand • schnellere Leistungsverluste bei der P-Elimination
HF	• längere Fließwege zum Aufbau eines Nährstoffgradienten möglich	• größerer Flächenbedarf • für optimale O₂-Versorgung müssen hydraulische Verhältnisse sorgfältig

	• Nitrifikation und Denitrifikation möglich • Bildung von Huminstoffen zur N- und P-Festlegung • längere Betriebsdauer	• kalkuliert werden • gleichmäßige Einbringung des Abwassers ist schwieriger
--	--	---

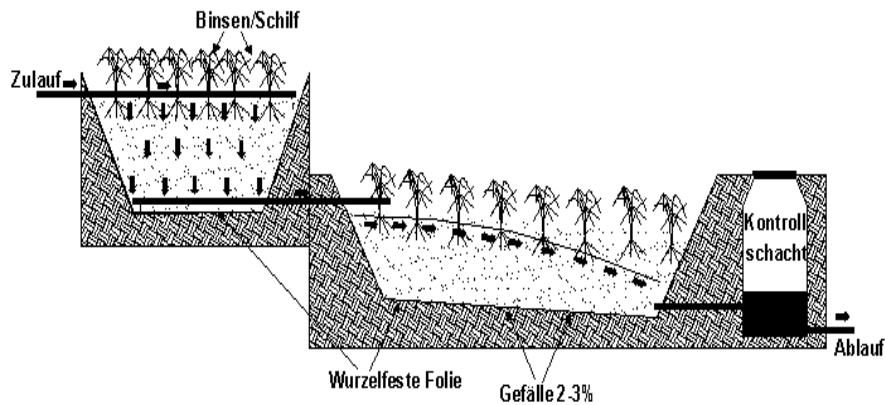


Abb. 3 Kombination von Vertikal- und Horizontalfilter

3.4 Geneigte Horizontalfilter

Um die Stärken von Horizontal- und Vertikalfiltern in nur einer Einheit möglichst zusammenzufassen, wurde von uns ein mit einer leichten Neigung ausgestatteter Horizontalfilter entwickelt (Lüderitz et al. 2001, Abb 4). Mit einem Gefälle von 3 %, einer effektiven Fließstrecke von vier bis sechs Metern und einer spezifischen Fläche von 6 – 7 m²/EW erfüllen die wenigen bisher existierenden Anlagen die in Tabelle 3 genannten Reinigungsleistungen mit Ausnahme des Gesamtstickstoffs problemlos. Sie können ähnlich den Vertikalfiltern intermittierend beschickt werden und zeigen bei geeigneter Gestaltung des Ablaufes eine weitgehend vollständige Ausnutzung des Bodenkörpers, ohne dass es dabei zu einem dauerhaften ungünstigen Anstau der Anlage kommt.

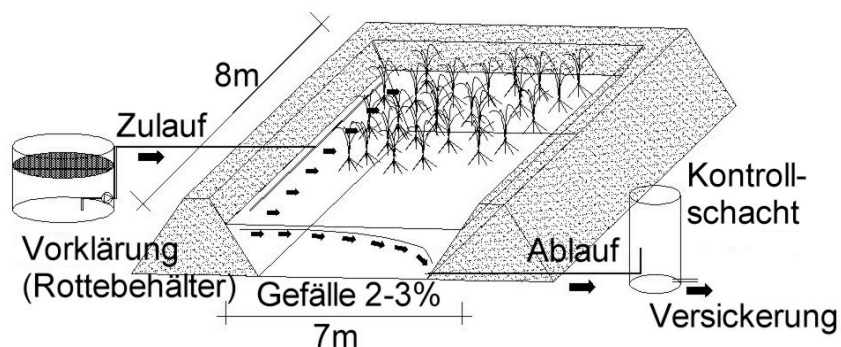


Abb. 4 Schematische Darstellung des BBF Scharfenstein

Einer dieser BBF wurde in 660 m Höhe im Nationalpark Hochharz (Sachsen-Anhalt) errichtet und stellte seine fast ungebremste Leistungsfähigkeit auch im Winter unter Beweis (Tabelle 5).

Tabelle 5: Reinigungsleistungen des BBF Scharfenstein (Mittelwerte aus 15 Messungen)

Mittelwerte 2002-2004		CSB	BSB ₅	NH ₄ ⁺ – Stickstoff	Gesamt-Stickstoff	Gesamt-Phosphor
Sommer Mai - September	Zulauf (mg/l)	301,3	112,0	46,8	65,2	21,8
	Ablauf (mg/l)	34,3	9,38	14,2	24,0	2,21
	Wirkungsgrad	0,89	0,92	0,70	0,63	0,90
Winter Oktober - April	Zulauf (mg/l)	300,5	90,1	54,2	70,8	21,7
	Ablauf (mg/l)	26,3	2,28	8,53	30,1	2,65
	Wirkungsgrad	0,91	0,97	0,84	0,58	0,88

4. Ausreichende Vorbehandlung – das Rottevorklärsystem

Die Art und Funktionssicherheit der Vorklärung sind entscheidend für die Leistungsfähigkeit und vor allem für die Betriebsdauer von BBF. Sie muss sicherstellen, dass nur entschlammtes sowie von Grob- und Schwimmstoffen befreites Abwasser dem Pflanzenbeet zugeführt wird.

Bisher werden für die Vorklärung ganz überwiegend Mehrkammerausfaulgruben nach DIN 4261 eingesetzt. Hier soll die Aufmerksamkeit jedoch auf eine andere und aus Sicht der Autoren leistungsfähigere Variante – die Rottevorklämung – gelenkt werden. Dabei wird das zufließende Rohabwasser über eine Siebfläche oder den sogenannten Rottesack, der in einem Behälter eingehängt ist, geleitet. In diesen Kompostiersystemen werden die festen organischen Inhaltsstoffe im Unterschied zu Mehrkammerausfaulgruben unter Luftzufuhr gezielt aerob verrottet (Abb. 5).

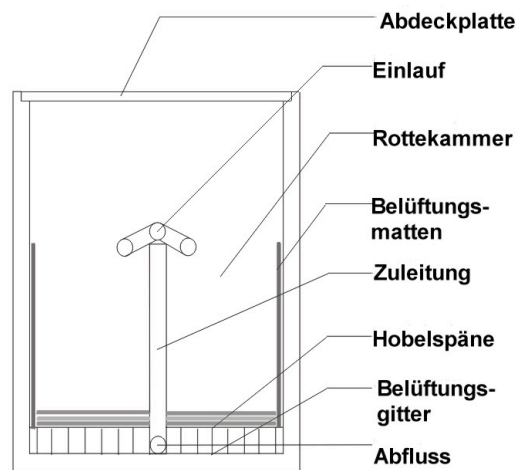


Abb. .5 Querschnitt durch eine Rottevorklämung

Die regelmäßige Zugabe von Strukturmaterialien wie Stroh oder Holzhäcksel hält die Rotte aerob und führt zu einer kompostier- bzw. verrottbaren Mischung. Nach einer von der Art des Systems abhängigen Abtropfphase (3 – 6 Monate) wird das Rottematerial aus dem Sieb bzw. Rottesack entfernt und zu einer Kompostmiete umgeschichtet.

In der mehrmonatigen Phase der Verrottung wird durch Selbsterhitzung eine Hygienisierung des Materials erreicht (Kap. 6), so dass es einer landwirtschaftlichen oder gartenbaulichen Verwendung zugeführt werden kann. Dafür ist gegenwärtig aber noch eine Genehmigung der zuständigen Wasser- bzw. Umweltbehörde für den Einzelfall notwendig, da allgemeingültige Bemessungsregeln für das Rotteverfahren noch nicht existieren und damit hinsichtlich ihrer Genehmigung noch keine Rechtssicherheit herrscht.

Dass Rotteverfahren jedoch zukunftsweisende Verfahren darstellen, soll der in Tabelle 6 vorgestellte Vergleich der Leistung von Ausfaulgruben und Rottesystemen verdeutlichen.

Tabelle 6 Leistungsfähigkeit von Rottesystemen und Dreikammerausfallgruben

Parameter [mg/l]	ØZulaufkonzentrationen (Lüderitz et al. 2001)	ØAblaufkonzentrationen Dreikammergruben (Lüderitz et al. 2001)	ØAblaufkonzentration Rottesysteme		
			Börner (1992)	Lüderitz et al. (2001)	Przybylski (2003)
CSB	890	440,5	348,0	280,9	249,5
BSB ₅	585	197,0	179,0	142,5	102,4
NH ₄ ⁺ - N	57	80,4	47,6	53,5	34,0
NO ₃ ⁻ - N	-	2,4	-	12,2	0,8
N _{ges}	103	94,5	58,5	72,5	46,6
P _{ges}	22	18,3	12,5	14,3	15,3

Rottesysteme können also die organische Belastung des Abwassers bereits um bis zu 70 % verringern, auch eine N- und P-Elimination von 20 bis 30 Prozent findet statt. Besonders durch die CSB-Senkung wird die Kolmatationsgefahr für die Bodenfilter wesentlich verringert.

5. Spezielle Aspekte der Reinigungsleistung

5.1 Sauerstoffhaushalt im Bodenfilter

Für den effektiven Betrieb von BBF ist der Sauerstoffhaushalt im Bodenkörper von entscheidender Bedeutung. Schlechte Reinigungsleistungen sind im Endeffekt ganz überwiegend auf eine mangelnde O₂-Versorgung zurückzuführen. Deshalb sollen an dieser Stelle Voraussetzungen aufgezeigt werden, unter denen diese in optimalem Maße gewährleistet werden kann. Dazu wird anhand eines repräsentativen Beispiels zunächst der tatsächliche O₂-Bedarf ermittelt.

Das in einer Dreikammer-Ausfallgrube vorgereinigte Abwasser kommt im Pflanzenbeet mit einer CSB-Konzentration von 440 mg/l und einer NH₄⁺-Konzentration von 80 mg/l an (Tabelle 9.6). Bei einem einwohnerspezifischen täglichen Abwasseranfall von 100 Litern ergibt dies eine Belastung von 44 g CSB und 8 g Ammonium je Einwohnerwert und Tag. Da sich diese Belastung auf eine Filterfläche von 5 m² verteilt, sind für den CSB-Abbau 8,8 g O₂ je m² und Tag nötig. Dazu kommen etwa 7 g O₂ für die Oxydation des Ammoniaks (1 g NH₄⁺ = 4,3 g O₂). Insgesamt benötigt der Bodenfilter für die zu leistenden Abbauvorgänge etwa 16 g O₂/m² täglich. Nach Platzer (1998) wird der O₂-Eintrag durch die Pflanzen, durch Diffusion und Konvektion geleistet. Vor allem der Beitrag des erstgenannten Vorganges ist dabei sehr umstritten. Während Gries et al. (1990) und Armstrong et al. (1990) für Schilfpflanzen eine Freisetzung von 2 bis 12 g O₂/m²d maßen, fanden Brix et al. (1996) vernachlässigbare Einträge im Bereich von 20 mg/m²d. Platzer (1998) gab eine O₂-Ausscheidung von 5 g/m² an. Wahrscheinlich sind solche Unterschiede sowohl methodisch als auch physiologisch und jahreszeitlich bedingt. Klar scheint aber in jedem Falle zu sein, dass die pflanzenbedingte Erhöhung des Redoxpotenzials auf den Bereich der unmittelbaren Rhizosphäre beschränkt ist (Armstrong u. Armstrong 1988, Tresckow 1991), da es sich hier um einen Konzentrationsausgleich zwischen der Wurzel und ihrer Umgebung im Millimeterbereich handelt. Dieser Umstand erzeugt räumlich vor allem in Horizontalfiltern häufige Änderungen des Redoxpotenzials. Bei ausreichender Fließstrecke und Aufenthaltszeit haben NH₄⁺- und NO₃⁻-Moleküle damit

die „Chance“, Zonen mit optimalen Bedingungen für die Nitrifikation bzw. Denitrifikation zu passieren.

Jedoch besteht kein Zweifel daran, dass der gesamte O₂-Bedarf im BBF nicht durch die Pflanzen gedeckt werden kann.

Platzer (1988) untersuchte die Bedeutung der Diffusion und konvektiver Prozesse. Für die Diffusion gibt er einen durchschnittlichen Eintrag von 17 g O₂/m²d an. Da Diffusion in Flüssigkeiten mit dem Quadrat der Entfernung abnimmt, kann in überstauten Beeten jedoch auch nicht mit einem wesentlichen Beitrag dieses Prozesses zur O₂-Versorgung gerechnet werden.

Für die Konvektion, die Platzer (1998) nur bei Vertikalfiltern als relevant annimmt (aber auch bei intermittierend beschickten geneigten Horizontalfiltern eine Rolle spielt) fand er eine lineare Beziehung zwischen der hydraulischen Belastung und dem O₂-Eintrag. Bei 20 mm/d betrug er 6 g/m²d und bei 120 mm/d 36 g/m²d. Aufgrund dieser Linearität führt eine Erhöhung der hydraulischen Belastung natürlich nicht zu höheren Reinigungsleistungen.

In unserem Beispiel, dem die untere der genannten hydraulischen Belastungen zugrunde liegt, kann also von einem O₂-Eintrag von 6 g O₂/m²d über Konvektion ausgegangen werden, in der Summe aller drei Prozesse liegt er etwa bei 25 g/m², so dass die benötigten 16 g/m² klar überschritten werden.

Um eine hohe und stabile O₂-Versorgung im Bodenfilter zu gewährleisten, sollten folgende Vorschläge Beachtung finden:

- Im Herbst sollte ein Teil der Schilfhalme abgeschnitten werden, um den Gastransport in den Pflanzen zu verbessern (Geller u. Thum 1999).
- Das Verhältnis von Fläche und Volumen sollte relativ groß (> 1) sein, um konvektive Prozesse zu fördern.
- Das Bodenmaterial sollte porös sein ($K_f = 10^{-3} - 10^{-4}$ m/s).
- Eine intermittierende Beschickung ist zu bevorzugen.

5.2 Effekt der verwendeten Pflanzenarten auf die Reinigungsleistung

Weltweit sind über 40 Pflanzenarten auf BBF in Anwendung (u. a. Tanner 1996, Kivaisi 2001). In Europa werden dabei vor allem *Phragmites australis*, *Juncus spp.*, *Typha spp.*, *Schoenoplectus lacustris* und *Iris pseudoacorus* gepflanzt (u. a. Wissing u. Hofmann 2002), wobei erstgenannte Art bei weitem am häufigsten zum Einsatz kommt.

Tabelle 7 Eignungscharakteristiken von Sumpfpflanzenarten für den Einsatz auf BBF, verändert und ergänzt nach Tanner (1996); 3 = höchste Eignung

Art	Biomasseproduktion	Biologische Aktivität im Winter	Direkte N- u. P-Aufnahme	Belüftungspotenzial der Wurzeln	Gesamtbewertung
<i>Glyceria maxima</i>	3	1	2	2	8
<i>Juncus effusus</i>	1	3	3	1	8
<i>Phragmites australis</i>	3	1	3	3	10
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	2	2	3	2	9
<i>Thypha latifolia</i> / <i>T. angustifolia</i>	3	1	3	2	9

Nach Tanner (1996) und auch nach eigenen Erfahrungen (Lüderitz et al. 2001) hat die Pflanzenart jedoch nur einen geringen Einfluss auf die Rei-

nigungsleistung der entsprechenden Anlagen. Dennoch gibt es natürlich gewisse „Schwächen und Stärken“ einzelner Arten, die in Tabelle 7 zusammengefasst sind. Deshalb empfehlen u. a. Karathanasis et al. (2003) Mischbepflanzungen, weil dadurch die Vorteile verschiedener Arten kombiniert werden können.

Oft setzen sich jedoch die unter den konkreten Bedingungen konkurrenzstärksten Arten (in Mitteleuropa meist *Phragmites australis*) vollständig durch.

5.3 Stickstoffelimination in Bewachsenen Bodenfiltern

Wie eben gezeigt, ist eine optimale (nicht eine im gesamten Filterkörper maximale!) O₂-Versorgung Voraussetzung für eine weitgehende Entfernung von mineralischem Stickstoff aus dem Abwasser. Aufgrund der völlig unterschiedlichen Ansprüche von Nitrifikanten und Denitrifikanten muss das N-haltige Wasser in der Anlage sowohl aerobe als auch anaerobe Bereiche mit jeweils ausreichender Verweilzeit durchströmen. In Vertikalfiltern sind diese Bedingungen für eine weitgehend vollständige N-Elimination kaum zu erreichen. Schmager und Heine (2000) fanden für diesen Anlagentyp zwar durchschnittliche Nitrifikationsraten von 93 %, die Verminderung der gesamten N-Fracht lag jedoch nur bei 30 %. Diese Prozesse und Ergebnisse lassen sich durch Veränderungen der Betriebsweise und des Bodenmaterials in gewissen Grenzen modifizieren. So fand Tanner (1999) für jeweils gleiche Abwassermengen, dass eine sechsmalige Beschickung des Filters pro Tag und damit eine sechsmalige Be- und Entlüftung zu einer fast vollständigen Nitrifikation führt, bei nur zweimaliger Zufuhr sank die Nitrifikationsrate auf 70 %, wobei das gebildete Nitrat weitgehend denitrifiziert wurde. Przybylski (2003) konnte an einem Vertikalfilter im Technikumsmaßstab zeigen, dass ein Einstau bis 25 cm unter der Bodenoberfläche gegenüber dem belüfteten Zustand zwar zu einem Rückgang der Nitrifikationsrate von 90 % auf 79 % führt, dafür aber die Elimination des Gesamt-N von 28 auf 47 % zunimmt.

Mit einem vertikalen Wechsel aerober und anaerober Zonen durch Einbau von Schichten mit geringer hydraulischer Durchlässigkeit gelang Platzer (1998) ein N-Abbau von 90%, jedoch zeigten sich dabei schon nach einem Jahr Kolmationserscheinungen.

Bei Horizontalfiltern erreicht die Nitrifikation zwar durchschnittlich nur 70%, dafür wird dieser Anteil meist auch weitgehend vollständig denitrifiziert (Schmager u. Heine 2000, Lüderitz et al. 2001). Durch Einbau eines Gefälles von etwa 3 % und intermittierende Beschickung lassen sich diese Leistungen auf 93 % (Nitrifikation) bzw. 78 % (Elimination Gesamt-N) erhöhen (Lüderitz et al. 2001).

Die Unterschiede zwischen Vertikal- und Horizontalfiltern lassen sich durch eine jeweils andere Abbaukinetik erklären: Sowohl Przybylski (2003) als auch Meulemann et al. (2003) fanden, dass die Prozesse der N-Umsetzung in Vertikalfiltern fast vollständig auf die obersten 30 cm der Bodenschicht beschränkt sind, die Filtertiefe vieler Anlagen im Vergleich zu ihrer Fläche also zu groß bemessen ist.

Im Horizontalfilter laufen die Prozesse der N-Umsetzung weniger gestaucht und deutlich sequenziert ab (Abb. 6).

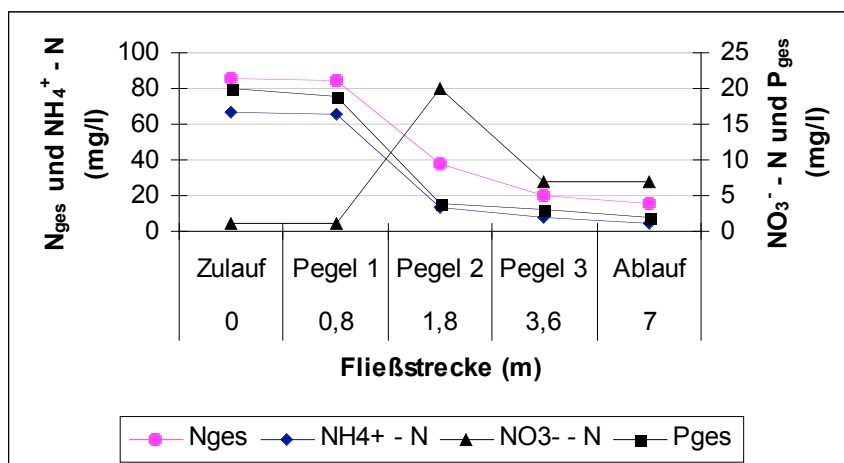


Abb. 6 Stickstoff – Umwandlungsprozesse im BBF Scharfenstein (mit P-Rückhalt)

Während – bedingt durch die hohe Konzentration der organischen Substanzen – im ersten Meter der Fließstrecke noch keine erkennbare Nitrifikation stattfindet, erfolgt sie dann im 2. Abschnitt fast vollständig; die anschließende Fließstrecke dient der weitgehenden Denitrifikation.

Bei keinem anderen Parameter wird der Einfluss der Bepflanzung so deutlich wie beim Stickstoff. Dabei ist die direkte Aufnahme durch die Pflanze allerdings von untergeordneter Bedeutung. Sie beträgt nach Börner (1992) durchschnittlich nur 5 % der Zulauffracht und erreicht bei den üblichen Messungen maximal 15 % (Meulemann et al. 2003). Von Bedeutung sind vielmehr die Habitatsprüche der Nitrifikanten wie *Nitrosomonas* und *Nitrobacter*, die vorwiegend in Biofilmen wachsen. Nach Wagner et al. (1996) und Pollard et al. (1996) entwickeln sich aber in den obersten Schichten des Biofilms die am schnellsten wachsenden (heterotrophen) Bakterien, die damit in der Konkurrenz um Platz, Nährstoffe und Sauerstoff bevorteilt sind. Die etwa um den Faktor 10 langsamer wachsenden Nitrifikanten sind deshalb in besonderem Maße auf den durch die Pflanzen ausgeschiedenen Sauerstoff angewiesen und wachsen deshalb bevorzugt auf Wurzeln und Rhizomen. Bodelier et al. (1996) fanden in mit *Glyceria maxima* bepflanztem Sediment 50 bis 70mal mehr Nitrifikanten im wurzelnahen als im wurzelfernen Raum.

Ein weiterer Einfluss auf die Nitrifikation wird durch den pH-Wert ausgeübt. Im sauren Bereich wird die Nitratbildung durch *Nitrosomonas* von HNO_2 -Konzentrationen über 2,8 mg/l, im basischen Bereich durch freien Ammoniak über 10 mg/l gehemmt (Kusch und Wiesner 2003). In den von uns untersuchten Anlagen (Lüderitz et al. 2001, Przybylski 2003) wurden diese kritischen Werte jedoch nie erreicht.

5.3 Rückhalt des Phosphors

Der Phosphor-Rückhalt war noch bis in die 1990er Jahre das „Sorgenkind“ der BBF-Technologie. Schierup (1990) wies darauf hin, dass eine spezifische Behandlungsfläche von 40 m²/EW nötig ist, um die P-Ablaufwerte unter 1,5 mg/l zu halten. Für übliche Bemessungsgrößen stellten Verhoeven und Meulemann (1999) fest, dass die Reinigungsleistung im Durchschnitt etwa bei 50 % liegt. Demgegenüber konnten v. Felde et al. (1996) bei der statistischen Untersuchung von 107 BBF in Niedersachsen eine

mittlere P-Eliminationskapazität von 74 % feststellen. Eigene Untersuchungen (Lüderitz et al. 2001; Lüderitz u. Gerlach 2002) sowie die Ergebnisse von Geller (1998) zeigen aber, dass ein P-Rückhalt von 95 % im Dauerbetrieb zumindest bei Horizontalfiltern möglich ist. Deshalb sollen im Folgenden die Prozesse betrachtet werden, durch die der Phosphor aus dem Abwasser entfernt werden kann.

Ähnlich wie bei Stickstoff spielt die direkte Aufnahme des Phosphors durch die Pflanzen eine untergeordnete Rolle. Börner (1992) bezifferte sie auf weniger als 3%, während Meulemann et al. (2003) 10% und Lantzke et al. (1999) sogar 20% ermittelten. Da Phosphor im Unterschied zum Stickstoff und zum Kohlenstoff den Boden nicht in gasförmigem Zustand verlassen kann, ist es im Sinne einer Optimierung der P-Eliminationsleistung lohnend, die Wege dieses Stoffes im Boden zu betrachten. Phosphor wechselt je nach pH-Wert und verfügbaren Bindungspartnern den Zustand zwischen löslichen Salzen, adsorbierten Formen, organischen Verbindungen und ungelösten Mineralen (Abb. 7). Die mineralischen Endstufen der Phosphorfestlegung sind Kalziumphosphate (Apatite), Eisen- (Strengit) und Aluminiumphosphat (Variscit).

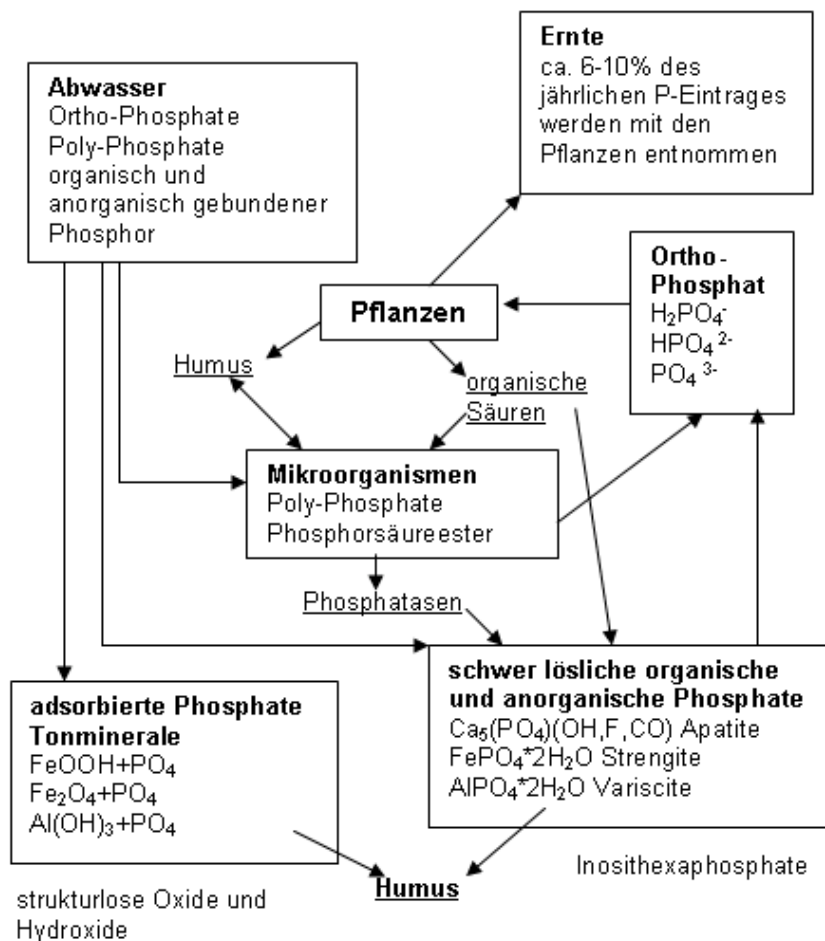


Abb. 7 Verbleib von Phosphor im BBF

In Anlehnung an Psenner et al. (1984) und Hupfer (1996) entwickelten Lüderitz u. Gerlach (2003) ein sequenziertes Extraktionsverfahren, um die verschiedenen Bindungsformen quantitativ zu bestimmen (Tab. 8). Verglichen wurden mit dieser Methode drei BBF:

- ein Horizontalfilter mit einprozentigem Zusatz von mineralischem Ei-

- sen (Eisenspäne),
- ein unbewachsener Bodenfilter mit Kalkzusatz,
- ein Vertikalfilter ohne spezielle Zusätze.

Es konnte gezeigt werden, dass der Zusatz von metallischem Eisen die bei weitem effektivste Methode ist, Phosphor in Bodenfiltern zurückzuhalten (Tab. 9). Außerdem ist damit die u. a. von Börner (1992) sowie Wissing u. Hofmann (2002) aufgeworfene Frage, ob die Endstufen der Phosphorfestlegung in Pflanzenbeeten überhaupt erreicht werden, positiv beantwortet.

Tabelle 8 Sequenzierte Extraktion von Phosphor aus BBF (nach Lüderitz u. Gerlach 2003)

Schritt Nr.	Medium/ Extraktionszeit	Fractionen	Interpretation als
1	H ₂ O pH = 7 30 min	H ₂ O-DRP H ₂ O-NRP	labilgebundener P, bioverfügbarer P
2	0.11M BD-Extraktion pH = 6 60 min	BD-DRP BD-NRP	an FE-Oxide und FE-Hydroxide adsorptiv gebundener P
3	1M Na OH- Extraktion pH = 13 16 Stunden	NaOH-DRP NaOH-NRP	P in FE- und Al- Verbindungen, P in Bindung an Huminsäuren und in Mikroorganismen
4	0,5M HCl- Extraktion pH = 0,5 16 Stunden	HCl-DRP HCl-NRP	P in Apatiten P in säurelöslichen organischen Verbindungen
5	HCl-HNO ₃ - Cracking	TP _r	Refraktärer, wahrscheinlich eingeschlossener P

DRP: Gelöster reaktiver Phosphor

NRP: Nichtreaktiver Phosphor

TP: Gesamtposphor

BD: Bikarbonat-Dithionit

Tabelle 9 P-Rückhalt und P-Spezifikation in unterschiedlichen Bodenfiltern

Bodenfilter	Mittl. Reinigungsleistung [%]	pH	labil gebundener P [%]	Al-, F-P [%]	Ca-P [%]	organischer P [%]	refraktärer P [%]
Horizontalfilter	97	4,1	3,5	59,5	13	18	6
unbepflanzter Horizontalfilter	38	5,8	2,5	31	42,5	4	20
Vertikalfilter	27	7,0	6,5	28	32,5	11,5	21,5

Kalzium scheint im Unterschied zum Eisen kein so effektiver Bindungspartner des Phosphors zu sein (Kraus 1996).

Bepflanzung hingegen führt zusätzlich zum Entzugseffekt zu einer Bildung organischer Bodenphosphate (z. B. Phytinsäure). Damit kann insgesamt etwa ein Drittel der P-Elimination auf die Pflanzen zurückgeführt werden.

Von entscheidender Bedeutung für die P-Reinigungsleistung ist weiterhin der pH-Wert: Die sehr wirksame Eisen- und Aluminiumphosphatbindung ist im sauren Bereich ($\text{pH} < 5,5$), die Kalziumbindung im basischen Bereich stabil. Im pH-Bereich von 5,5 bis 6,5 ist die P-Bindung am schwächsten (Cresser et al. 1993).

Die Verwendung leicht saurer Sande und Kiese mit Eisenzusatz sollte deshalb bevorzugt werden. Wird Eisen in etwa einprozentiger Konzentration zugesetzt, lässt sich berechnen, dass die P-Bindungskapazität mehrere Jahrzehnte vorhalten kann. Tatsächlich zeigten sowohl Geller (1998) als auch Lüderitz et al. (2001), dass besonders Horizontalfilter mehr als 10 Jahre ohne Leistungseinbuße arbeiten können.

5.4 Elimination von Schwermetallen und Xenobiotika

Schwermetalle können nicht chemisch oder biologisch abgebaut, aber in die Bodenmatrix durch physiko-chemische Vorgänge eingelagert werden. Die Sorption an feste Bodenbestandteile ist dabei der wichtigste Prozess. Als Sorbenten fungieren Tonminerale, Sesquioxide (Fe-, Al- und Mn-Oxide) und organische Substanzen (Huminsäuren). Die Adsorption der Schwermetalle an diese Stoffe nimmt mit steigendem pH-Wert erst langsam und dann in einem engen pH-Bereich drastisch zu (Hillenbrand et al. 2005). In dem für die Phosphorbindung optimalen Bereich $\text{pH} < 5,5$ ist die Bindungsstärke der Metalle mit Ausnahme des Cadmiums schon relativ hoch. Besonders gut untersucht wurden im Rahmen des o. g. Verbundprojektes (Fehr et al. 2003) Straßenabflüsse, die z. T. erheblich mit gelösten und partikulär gebundenen Schwermetallen und Xenobiotika wie Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) belastet sind. In Lysimeteruntersuchungen wurde gezeigt, dass karbonhaltige Sandböden mit Anteilen an reaktiven Eisenoxiden für die Reinigung von Straßenabflüssen geeignet sind, wobei 60 % des Bleis, 93 % des Zinks und 90 % der PAK zurückgehalten werden.

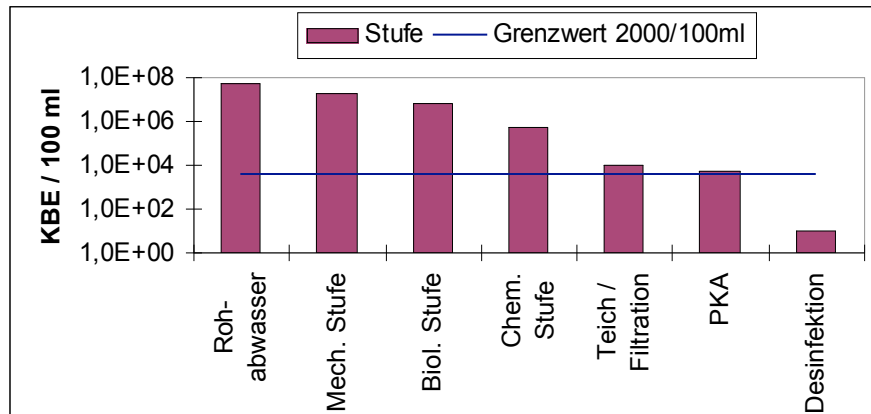
Echte BBF können durch den Einfluss der Pflanzen, der Biofilme und des (humifizierten) organischen Materials weit höhere Leistungen erreichen. Cheng et al. (2002) fand im Ablauf eines zweistufigen, mit *Cyperus alternifolius* und *Villarsia exaltata* bepflanzten Vertikalfilters, der mit Cu, Zn und Al im Milligramm- und mit Cd und Pb im Mikrogrammbereich beschickt wurde, keine nachweisbaren Schwermetalle. Besonders hoch war die Anreicherung in den obersten 10 Zentimetern des Bodenhorizontes und den darin enthaltenen lateralen Wurzeln. Die Autoren empfehlen deshalb das regelmäßige Abtragen dieser Bodenschicht und eine Rezyklierung der Metalle.

Bei organischen Xenobiotika ist von einem Abbau in der Bodenmatrix auszugehen, da die Adsorption dieser Verbindungen eine dafür ausreichende Verweilzeit schafft. Näheres zu dieser „Bioremediation“ findet sich bei Fritsche (1998).

6. Keimeliminierung in BBF

Von unbehandeltem häuslichen und kommunalen Abwasser geht ein gewisses Infektionsrisiko aus, das vor allem bei Direktkontakt, aber auch nach Einleitung in Oberflächengewässer zu tragen kommt (Englert u. Kulle 1999). Das Spektrum der Abwasser„keime“ umfaßt eine Vielzahl zum Teil pathogener Viren, Bakterien und Parasiten, die aus Ausscheidungen des Menschen und anderer Warmblüter stammen. Durch die verschiedenen

Abb. 8: Mittlerer Gehalt an E.coli im Rohabwasser und nach verschiedenen Reinigungsstufen im Vergleich zum Grenzwert der EU-Badegewässerrichtlinie (ve-



ränd. nach Englert u. Kulle 1999 und Hagendorf 2003)

technischen Verfahren der Abwasserbehandlung werden pathogene Mikroorganismen in unterschiedlichem Maße reduziert (s. Abb. 8).

Erst eine Desinfektion (z.B. UV- oder Ozonbehandlung) führt zu einer ausreichenden Abnahme der Keimzahlen. Da eine Desinfektion vom Gesetzgeber nur für spezielle Abwasserteilströme, beispielsweise aus Krankenhäusern, vorgesehen ist (ATV-M-775), gelangen noch erhebliche Keimzahlen mit dem behandelten Abwasser in die Einleitgewässer. Kommen zusätzliche Belastungen wie Abschwemmungen von landwirtschaftlich genutzten Flächen oder Tieren im und am Gewässer hinzu, ist unter Umständen mit Nutzungseinschränkungen für das Gewässer zu rechnen.

6.1 Gesetzliche Regelungen

In Deutschland werden bisher in bundes- und landesrechtlichen Regelungen keine mikrobiologischen Grenzwerte am Kläranlagenablauf vor einer Gewässereinleitung gefordert, sondern nur allgemeine Formulierungen verwendet (Hagendorf 2003). Den rechtlichen Hintergrund der Abwasserbehandlung bilden das Bundes-Wasserhaushaltsgesetz (WHG) sowie die Wassergesetze der einzelnen Länder. Das WHG fordert die Entfernung gefährlicher Stoffe aus dem Abwasser nach dem Stand der Technik. Bezüglich der Eliminierung hygienisch relevanter „Abwasserinhaltsstoffe“ enthält das WHG jedoch keine Anforderungen an die Beschaffenheit des gereinigten Abwassers. Auch in der EU-Wasserrahmenrichtlinie wird keine Forderung nach Einhaltung mikrobieller Grenzwerte erhoben. Allerdings existieren für verschiedene Nutzungsarten von Oberflächengewässern Grenz- und Richtwerte bzw. Güteanforderungen für bestimmte Bakteriengruppen, z.B. für landwirtschaftliche Zwecke wie Entnahme von Beregnungswasser oder zur Viehtränke. Besondere Anforderungen bestehen an die hygienische Qualität von Kläranlagenabläufen, die als Direkt-einleiter in Oberflächengewässer, z.B. in Trinkwasserschutzzonen (Versickerungsgebiete oder Talsperren), Badegewässer oder Küstenregionen

einleiten (Hagendorf 2003, Tab. 10).

In für die Bewertung der Verwendbarkeit von Klärschlämmen oder Rottematerialien gültigen Regelwerken (Klärschlammverordnung AbfKlärV und Bioabfallverordnung für Komposte BioAbfV) sind keine spezifizierten Grenz- oder Richtwerte zur seuchenhygienischen Beurteilung enthalten.

Tabelle 9 Grenz-, Richt- und Leitwerte für ausgewählte Mikroorganismen in Wässern für verschiedene Nutzungen (GW Grenzwert, RW Richtwert, LW Leitwert)

Parameter	Trinkwasser TWVO 2003	Mineral-, Quell- und Tafelwasser MTVO 2000	Badegewässer 76/160/EW	Oberflächenwasser zur Trinkwasserbereitung (a) 75/440/EWG
Koloniezahl 22 °C	GW 100/ml	GW 100/ml ^(b) RW 20/ml ^(c)		
Koloniezahl 36 °C	GW 100/ml	GW 20/ml ^(b) RW 5/ml ^(c)		
Fäkalcoliforme Bakterien (<i>E. coli</i>)	GW 0/100ml	GW 0/250ml	GW 2000/100ml RW 100/100ml	LW 2000/100ml
Coliforme Bakterien	GW 0/100ml	GW 0/250ml	GW 10000/100ml RW 500/100ml	LW 5000/100ml
Fäkalstreptokokken ^(d)	GW 0/100ml	GW 0/250ml	RW 100/100 ml	LW 1000/100ml
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>		GW 0/250ml		
Salmonellen			GW 0 / 1000 ml	LW n.n. / 1000 ml ^(e)
Darmviren			GW 0 / 1000 ml	

(a) Normale Aufbereitung (Flockungsfiltration und Desinfektion)

(b) in Abfüllungen

(c) am Quellaustritt

(d) Enterokokken

(e) nicht nachweisbar

6.2 Mikrobielle Prozesse in BBF

In BBF spielen nicht die Pflanzen, sondern eher die Mikroorganismen die Hauptrolle bei der Transformation und Mineralisation der Nährstoffe und organischen Schadstoffe. In Wurzelnähe und an der Wurzeloberfläche dominieren aerobe Stoffwechselprozesse. In sauerstofffreien Zonen finden anaerobe Prozesse wie Denitrifikation, Sulfatreduktion und / oder Methanogenese statt (Stottmeister 2003). Ein Konsortium von Mikroorganismen (Bakterien, Pilze, Protozoen) besiedelt als biologischer Film Oberflächen wie Wurzeln und Bodenpartikel in allen abwasserdurchströmten Bereichen des Bodenfilters. Artenzusammensetzung, Zelldichte und Aktivität variieren in einzelnen Bodenfilterabschnitten und -tiefen (Hagendorf 2003). Die mikrobielle Gemeinschaft der Rhizosphäre wird von der Pflanzenart, der Bodenart, der hydraulischen Belastung der Anlage, der Schadstofffracht und weiteren Faktoren beeinflusst. Von Pflanzen über die Wurzeln ausgeschiedene Stoffe wie Zucker, Aminosäuren und Vitamine (Wurzelexsudate) befördern das Wachstum der autochthonen Mikroorganismen. Für die Elimination pathogener Bakterien kommen sowohl Filtrationsprozesse, Wechselwirkungen zwischen Abwasser und Biofilm, Konkurrenz als auch Interaktionen mit den Pflanzen selbst in Betracht (Hagendorf 2003). So führt die als negativer Rhizosphäreneffekt gedeutete bakteriozide Wirkung verschiedener Rhizomextrakte mehreren Autoren zufolge zur drastischen Reduzierung der Zellzahlen von *E. coli*, Enterokokken und Salmonellen

(Stottmeister 2003).

6.3 Hygienisierung in BBF

Zur (seuchen)hygienischen Beurteilung von Reinigungsprozessen in BBF sind die Indikatororganismen Fäkalstreptokokken, Enterobacteriaceae, *E. coli*, Salmonellen und Parasitendauerformen (Askarideneier) geeignet (Schwarz 2003).

Der Nachweis dieser traditionellen Indikatororganismen der bakteriellen Abwasseruntersuchung zeigt eine fäkale Verunreinigung an und gestaltet sich im Labor einfacher als der Nachweis von Krankheitserregern. Beim Vorkommen von Indikatororganismen muss auch mit dem Auftreten von Krankheitserregern gerechnet werden. Zur bakteriologischen Diagnostik und zur quantitativen Erfassung der Mikroorganismen stehen DIN- bzw. ISO/EU-Vorschriften sowie für noch nicht genormte Verfahren Methoden guter wissenschaftlicher Praxis zur Verfügung (Hagendorf 2003).

Über Hygienisierungsprozesse in BBF liegen mittlerweile einige Veröffentlichungen vor (Hagendorf 2003, Schwarz 2003), die - ergänzt durch eigene Untersuchungen - den derzeitigen Kenntnisstand widerspiegeln.

6.4 Eliminationsleistungen im Wasser

Die Zahl der Mikroorganismen schwankt in einer großen Spannbreite zwischen ca. einer Million Zellen je ml im unbehandelten Abwasser und der Nachweisgrenze des jeweiligen Verfahrens (z.B. 0,3 Zellen je ml beim MPN-Verfahren). Daher werden Keimzahlen häufig logarithmisch dargestellt und ihre Verringerung als Abnahme von Zehnerpotenzen bezeichnet. Dabei muss beachtet werden, dass Schwankungen der Keimzahlen innerhalb einer log-Stufe gerade für ein aus so unterschiedlichen Bestandteilen bestehendem Medium wie Abwasser in der Praxis innerhalb des Rahmens der Abweichungen konventioneller bakteriologischer Verfahren liegen (Schwarz 2003). Demzufolge ist erst eine Keimzahlreduktion ab zwei log-Stufen für eine hygienische Beurteilung von Bedeutung.

Der Keimgehalt des zufließenden Abwassers der BBF entspricht annähernd dem von konventionellen Anlagen, allerdings unterliegt bei letzterem die Keimzahl aufgrund des großen Sammelnetzes und größerer Homogenität geringeren Schwankungen (Schwarz 2003).

Tabelle 10 Typische Zulaufkonzentrationen und Eliminationsraten (log-Stufen) in BBF; (a) Hagendorf 2003, (b) Przybylski 2003

Parameter	Zulaufkonzentration	Eliminationsraten
<i>E. coli</i>	(a) $10^6 - 10^7$ / 100 ml	1,5 – 2,0
	(b) $10^4 - 10^5$ / 100 ml	2,0 – 3,0
<i>Enterokokken</i>	(a) $10^5 - 10^6$ / 100 ml	0,5 – 2,5
	(b) $10^4 - 10^5$ / 100 ml	3,0 – 4,0

Die Eliminationsraten hängen von der Zulaufkonzentration und –menge ab. Für kleinere Anlagen [(b), max. 10 EW] konnten höhere Eliminationsraten nachgewiesen werden. Bei größeren Anlagen [(a) 150 – 990 EW] konnten bei Zulaufkonzentrationen < 3 Zehnerpotenzen Eliminationen nicht mehr festgestellt werden (Hagendorf 2003). Der Grenzwert der Badegewässerrichtlinie wird in den meisten Fällen unterschritten.

Krankheitserreger wie Salmonellen oder parasitäre Dauerstadien werden durch BBF nicht vollständig eliminiert (Schwarz 2003). Eine Gefährdung ist im Allgemeinen wegen der geringen Zahl angeschlossener Personen nicht zu erwarten. Ausnahmen sind hierbei das Vorliegen eines Seuchenfalles (auch in einem Tierbestand), die direkte Einleitung in ein Badegewässer oder in ein Gewässer mit Trinkwassernutzung. Hier ist im Einzelfall schon bei der Planung der Anlage zu prüfen, ob die im Ablauf zu erwartenden Erreger nach der Verdünnung mit der Vorflut noch in einer kritischen Menge, d.h. in erregerspezifischer Infektionsdosis, auftreten würden (Schwarz 2003). Neben dem erwähnten Verdünnungseffekt führt auch das natürliche Selbstreinigungspotential der Gewässer zu einer erheblichen Verminderung von Keimzahlen (Heidenwag et al. 2001). Dabei können normale Bachläufe im ländlichen Raum eine geringe Eigenbelastung mit Keimen, z.B. aus Regenwasserdrainagen von Viehweiden aufweisen. Unter Berücksichtigung der oben genannten Ausnahmen sollte es ausreichen, dass der hygienische Status des aus der BBF ausfließenden Wassers der gleiche ist wie der, der ohnehin in dem Gewässer zu erwarten wäre (Schwarz 2003).

6.5 Einfluß des Anlagentyps und der Betriebsweise auf die Eliminierung

Nach Hagendorf (2003) sind Unterschiede in der Eliminationsleistung zwischen Horizontal- und Vertikalfiltern nicht feststellbar, da diese vorwiegend von der Zulaufkonzentration abhängt. Schwarz (2003) wies für Anlagen mit oberflächlicher Beschickung und vertikalem Durchfluß schlechtere und instabilere Ablaufwerte nach. Diese Befunde konnten durch uns nicht bestätigt werden.

Bei einem vertikalen Filter wird das Wasser auf der gesamten Oberfläche verteilt, versickert durch den Bodenkörper nach unten und wird von dort abgeleitet. Damit steht als Kontaktfläche zwischen Abwasser (mit Indikatorkeimen) und biologischem Film nur die Tiefe des Filterkörpers zur Verfügung. Mit zunehmender Bodentiefe nimmt der Sauerstoffgehalt ab, so dass die Sauerstoffversorgung für die nähr- und schadstoffabbauenden Mikroorganismen im Biofilm, die in Konkurrenz zu den Indikatororganismen stehen, verschlechtert wird. Die Sauerstoffversorgung in den tieferen Bodenschichten kann durch eine intermittierende Beschickung (Sogwirkung) verbessert werden, die gleichzeitig den Abbau der Stickstoffverbindungen durch Nitrifikation und Denitrifikation fördert. Bei einer solchen Betriebsweise werden Keime innerhalb der verschiedenen Tiefenzonen wirkungsvoll eliminiert (Abb. 9).

In einem horizontalen System steht der gesamte Bodenkörper zwischen Zulauf und Ablauf zur Eliminierung von Keimen zur Verfügung (Schwarz 2003). Durch die meist geringe Tiefe erfolgt der Sauerstoffeintrag durch die Wurzeln und über Diffusion in den Bodenkörper. Die Biofilmbildung wird dadurch gefördert, die Konzentrationen der Abwasserkeime werden über die Fließstrecke ebenfalls deutlich reduziert (Abb. 10).

Mehrstufige Bodenfilter (Kombinationen von Vertikal- und Horizontalfiltern, Reihenschaltung mehrerer Vertikalfilter) erreichen deutlich höhere Eliminationsraten von 3 – 5 Zehnerpotenzen. Damit konnten bei ordnungsgemäßem Betrieb die Anforderungen der Beregnungs-, Bewässerungswasser- und Badegewässerrichtlinie eingehalten werden (Geller u. Höner 2003). Einstufige Bodenfilter erzielen mit 1,5 – 2,5 Zehnerpotenzen nur ca. 50 % der zuvor genannten Eliminationsraten (Hagendorf 2003).

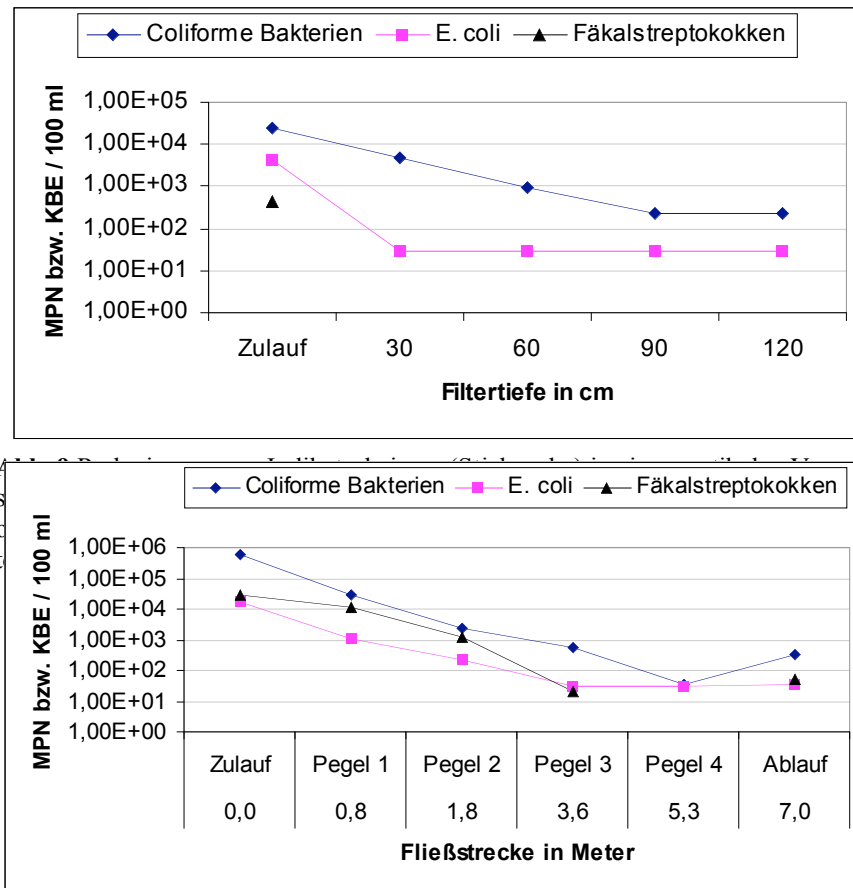


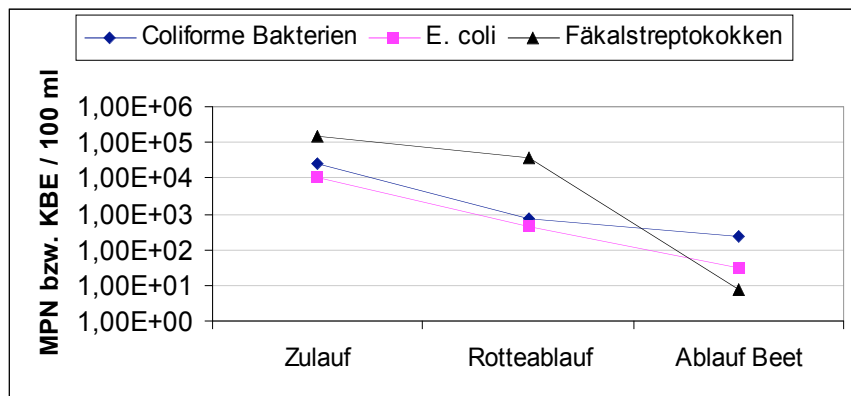
Abb. 10 Reduzierung von Keimzahlen in einer horizontalen Anlage (Medianwerte 2003, BBF Scharfenstein)

6.6 Einschätzung der Vorklärung und der Beschaffenheit von Rottematerialien

In der Vorklärung werden Feststoffe und Schwebstoffe aus dem Abwasser abgetrennt, ein Teil der gelösten Schmutzstoffe wird schon hier abgebaut und dadurch die Belastung der nachfolgenden Stufen verringert (Geller u. Höner 2003). Es stehen mehrere Verfahren zur Verfügung, für kleinere Anlagen kommen vorwiegend Mehrkammergruben und Rottesysteme zum Einsatz, für größere Anlagen (> 50 EW) Absetzteiche und Emscherbrunnen.

Im Allgemeinen kommt es durch eine Vorklärung nicht zu einer nennenswerten Reduktion der Indikatororganismen (Schwarz 2003). Vorteilhaft gestaltet sich jedoch die Fähigkeit, Belastungsspitzen, z.B. tageszeitliche Schwankungen, abzupuffern und gleichmäßig in den Zulauf zum Pflanzenbeet zu verteilen. Diese Fähigkeit variiert allerdings zwischen den einzelnen Systemen. Rottesysteme reagieren robuster auf hydraulische Belastungsspitzen, da hier im Gegensatz zu Mehrkammergruben eine Schlamm aufwirbelung und -ausspülung erschwert ist. Ist in ein Mehrkammervorklärsystem ein Tropfkörper in Form einer Kiesschüttung als

Abb. 11 Reduzierung von Indikatororganismen in der Rottevorklärung und im BBF Loburg (Medianwerte 2003)



teilbiologische Reinigung integriert (System der Fa. Mutec Markgraf in BBF Loburg), kann auch schon die Vorklärung zu einer Reduktion von Abwasserkeimen beitragen.

Eine gesundheitliche Gefährdung geht von Vorklärsystemen in der Regel nicht aus, da die Kammern und Schächte ein geschlossenes, nach oben abgedecktes System darstellen. Erst beim direkten Kontakt im Zuge der Schlammberäumung bzw. der Entnahme von Rottematerial besteht ein Infektionsrisiko. Dieses kann nur durch eine geeignete Anlagentechnik und dem Einsatz von geschultem Personal minimiert werden (Schwarz 2003).

Rottematerialien sind organische Substratgemische aus Strukturmaterialien wie Stroh oder Holzhäckseln und festen Abwasserinhaltsstoffen, die landwirtschaftlich als Kompost oder z.B. für die Gewinnung von Biogas genutzt werden können. Gemäß AbfKlärV ist das Aufbringen von Klärschlamm und Klärschlammkomposten (und dazu zählt auch Rottematerial) auf land- und forstwirtschaftlich genutzten Böden unter bestimmten Auflagen (Überwachung von Konzentrationen von Schwermetallen, organischen Inhaltsstoffen und organisch persistenten Stoffen im Klärschlamm und z.T. im Boden) möglich. Eine zukünftige EU-Gesetzgebung sieht eine Verschärfung der bisher bestehenden Grenzwerte vor, allerdings keine Grenzwerte aus hygienischer Sicht.

Ein Vergleich der Keimzahlen von Rottematerialien mit Angaben für in Biokomposten üblichen Keimgehalten (Gesamtkeime $< 5 \cdot 10^8$ KBE / g, Fäkalcoliforme und Fäkalstreptokokken $< 5 \cdot 10^3$ KBE / g; Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. 1998) ermöglicht zumindest eine allgemeine Einschätzung ihrer hygienischen Beschaffenheit.

Ein Rottevorklärsystem besteht in der Regel aus zwei Kammern, die alternierend betrieben werden. Nach der größenabhängigen Beschickungsdauer von 6 bis 12 Monaten verbleibt das Material zu einer sechsmonatigen Rottephase in der Kammer, in der es zur Verdichtung, Trocknung und damit Hygienisierung durch natürliche Absterbevorgänge kommt. Nach Schwarz (2003) ist eine ausreichende Hygienisierung in kleinen Rottesystemen nicht gegeben, da die zu geringe Menge an Rottematerial nicht zu den bei üblichen Kompostiervorgängen erreichten Eigentemperaturen von $> 50\text{ °C}$ führt. Wird solch ein Rottematerial vor einer sechsmonatigen Lagerzeit entnommen, muß aus seuchenhygienischer Sicht eine Desinfektion mit Branntkalk (60 kg / m^3) gefordert werden (Schwarz 2003).

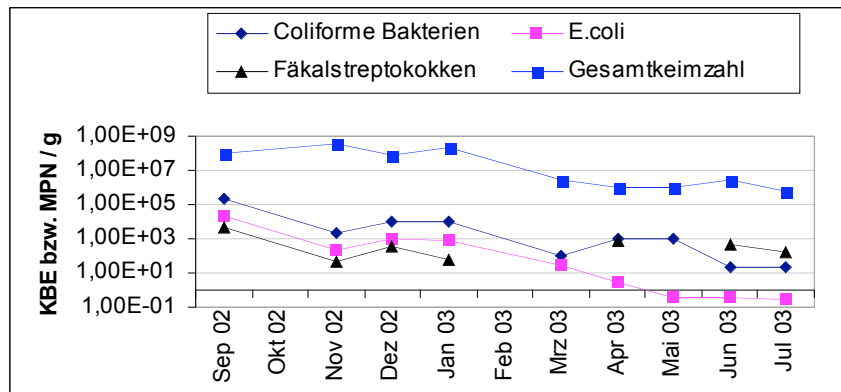


Abb. 12 Zeitlicher Verlauf der Keimreduzierung im Rottematerial der BBF Brambach (Fäkalstreptokokken zeitweise nicht nachweisbar)

Trotz ökologischer Unbedenklichkeit (Markert 1990) ist so behandeltes Material aufgrund des stark alkalischen pH-Wertes für eine weitergehende biologische Nutzung, z.B. für die Biogasgewinnung weniger geeignet. Eine Kompostierung ist nach Vermischung mit anderen kompostierfähigen Materialien möglich (Mitterer 1995).

Bei ausreichend langer Kompostierung kann allerdings auch im ungekalkten Rottematerial ein hygienisch unbedenklicher Status erzielt werden.

Im hier dargestellten Beispiel werden die Vorgaben der BioAbfV nach zehnmonatiger Lagerung unterschritten. Gesamtkeimzahl, Coliforme Bakterien und E. coli werden um 3 bis 4 Zehnerpotenzen reduziert. Aufgrund der stärkeren Streuung der Ergebnisse für Fäkalstreptokokken ist für diese von einer Reduzierung von 1 bis 1,5 Zehnerpotenzen auszugehen (Abb. 12).

6.7 Abschließende Bemerkungen

BBF können Abwasserkeime im großen Umfang reduzieren. Zur sicheren Eliminierung von Krankheitserregern wird von einigen Autoren ein zusätzlicher Teich als letzte Reinigungsstufe empfohlen, da durch den Verdünnungseffekt ein Infektionsrisiko minimiert wird (Schwarz 2003) und die Keimzahlen in Bereiche gelangen, wie sie ohnehin in der Natur zu finden sind.

Für konventionelle Kläranlagen stellt ein bewachsener Bodenfilter eine weitergehende Reinigungsstufe dar, die zu einer unbedenklichen Restbelastung des Abwassers beiträgt (Francke 2003).

7. Probleme beim Bau und Betrieb von Bewachsenen Bodenfiltern

Zusätzlich zu und im Zusammenhang mit prinzipiellen Problemen der Funktionsoptimierung und des Designs treten technische Probleme beim Bau und Betrieb von Bewachsenen Bodenfiltern auf, die von Engelmann et al. (2003) zusammenfassend charakterisiert wurden:

7.1 Das Kolmationsproblem

Die Kolmation - d.h. die Verstopfung der dränenden Poren - kann die Funktion einer Anlage bis zu einem Totalausfall stören. Sie wird als häufigste Art für Betriebsstörungen angegeben (z.B. Fehr 2003, Engelmann et al. 2003), führt oft schon nach wenigen Jahren des Betriebes zu einem drastischen Abfall der Reinigungsleistungen und ist somit Hauptgrund für die verbreitete Skepsis bei der Zulassung von Bewachsenen Bodenfiltern.

Im Rahmen des o. g. DBU-Verbundprojektes wurden 25 vornehmlich vertikal durchströmte Anlagen hinsichtlich des Einflusses der organischen Frachtbelastung und der Schwebstoffgehalte im Zulauf auf die Infiltrationsleistung untersucht (Fehr 2003, Goetz u. Winter 2003). Zunehmende Kolmation ist zu befürchten, wenn die Schwebstoffkonzentration im Zulauf 100 mg/l bzw. die Flächenbelastung 6 g Abfiltrierbare Stoffe (AFS)/m² · d überschreitet und die mittlere organische Flächenbelastung über 20 g CSB/m² · d ansteigt. Bei einer Schwebstoffkonzentration über 150 mg/l kann von einer weitgehend vollständigen Kolmation schon nach relativ kurzer Zeit ausgegangen werden. Diese voraussichtliche Nutzungsdauer eines Bewachsenen Bodenfilters (Verstopfungszeit t_v) kann mit Hilfe der Gleichung von Blazejewski u. Murat-Blazejewska (1997) auf Basis des Verhältnisses des Porenraumvolumens V_p in einer korngrößenabhängigen Verschmutzungstiefe und der Volumenrate des Feststoffeintrages V_{Fest}^I abgeschätzt werden:

$$\begin{aligned} t_v &= V_p / V_{Fest}^I = 150 E_W P_{Fest} (1 - W_{Fest}) d_W / Q_{Fest} \\ E_W &= \text{drainbare (wirksame) Porosität [-]} \\ d_W &= \text{wirksamer Korndurchmesser, } d_W = d_{10}; 150 \cdot d_W = h_v \\ &\quad \text{(Verstopfungstiefe [m] für Sandfilter nach Burchack (1978))} \\ P_{Fest} &= \text{Dichte des Feststoffes [g/m}^3\text{]} \\ W_{Fest} &= \text{Wassergehalt der Feststoffe in den verstopften Poren [-]} \\ Q_{Fest} &= \text{spezifische Flächenbelastung der Feststofffracht im Bodenkörper [g oTS (m}^2\text{·d)]} \end{aligned}$$

Anm.: Die mineralische Feststofffracht ist im Normalbetrieb ohne Bedeutung. Der Nachweis wurde geführt von Müller und Lützner (1999).

Auf dieser Basis berechnen Engelmann et al. (2003) bei einer konstanten CSB-Belastung von 25 g/m²d für eine Feststofffracht von 12 g CSB/m²d eine Nutzungsdauer von sechs, für eine halb so große Fracht von 12 Jahren. Für einen kolmationsfreien Betrieb von Bewachsenen Bodenfiltern gelten also folgende Voraussetzungen:

- niedrige Feststofffrachten im Zulauf durch optimale Vorreinigung (vgl.

Kapitel 4);

- aerober Betrieb des Pflanzenbeetes (alternierende Beschickung);
- nichtbindige Substrate mit einem Durchlässigkeitsbeiwert K_f nicht unter 10^{-4} m/s, kein Einbau des Bodenmaterials in Schichten unterschiedlicher Durchlässigkeit;
- ausreichende spezifische Flächen, Engelmann et al. (2003) empfehlen auch für Vertikalfilter nicht weniger als $3,2 \text{ m}^2/\text{EW}$.

In den von uns diesbezüglich optimierten Anlagen ($K_f \approx 10^{-3,5}$ m/s, AFS < $4 \text{ g/m}^2\text{d}$, CSB < $10 \text{ g/m}^2\text{d}$) können auch nach z. T. schon 12 Jahren Betrieb keine Kolmationserscheinungen festgestellt werden (Lüderitz et al. 2001; Lüderitz u. Gerlach 2002). Unter diesen Bedingungen kann von einer Nutzungsdauer von über 20 Jahren ausgegangen werden.

7.2 Bemessung

- Aufgrund von Fehlschlüssen oder ungeeigneten Schachtabdeckungen in der Trennkanalisation werden Bewachsenen Bodenfiltern erhebliche Mengen Fremdwasser und - insbesondere bei Niederschlagsereignissen - beträchtliche Mengen Regenwasser zugeführt.
- Undichte Pflanzenbeete werden durch Grundwasserfiltrationen zusätzlich belastet.
- An BBF werden Gewerbegebiete oder landwirtschaftliche Anlagen angeschlossen, in denen Abwasser anfällt, das hinsichtlich Schmutzkonzentration und Abbauverhalten nichthäuslichem Abwasser entspricht.
- Auf BBF werden Fäkalschlämme und nichthäusliche Abwässer/Abfälle zur Behandlung angenommen.

7.3 Vorbehandlung

- Pflanzenbeeten mit einer Bemessungskapazität von über 50 EW werden zur mechanischen Vorbehandlung des Abwassers Mehrkammerabsetzgruben vorgeschaltet, die üblicherweise nur im Rahmen von Kleinkläranlagen vorgesehen sind. Außerdem werden Mehrkammergruben eingesetzt, deren Konstruktion nicht normgerecht ist (z. B. Durchlässe zwischen den Kammern zu tief).
- Schwimmstoffe werden durch die Vorbehandlung nur unzureichend zurückgehalten und auf die Pflanzenbeete ausgetragen.
- Durch hydraulische Stoßbelastungen infolge von Niederschlagsereignissen kommt es zur teilweisen Verdrängung des Inhalts von Mehrkammergruben und damit zu einer hohen Feststoff- und CSB-Belastung.
- Ein Einbau von Hebern in die letzte Kammer von Absetzgruben begünstigt mögliche Kurzschlussströmungen zwischen dem Zu- und Ablauf der Mehrkammergruben. Deshalb ist ein zusätzlicher Schacht erforderlich.
- Der notwendige Entleerungsrhythmus wird nicht eingehalten, so dass es zum Schlammaustrag kommt.

7.4 Abdichtung

- Die Abdichtung von Pflanzenbeeten gegenüber dem Untergrund ist unzureichend.

7.5 Bodenmaterial

- In Pflanzenbeeten werden aus Kostengründen natürliche Böden oder Sande und Kiese eingebaut, die den Anforderungen an Durchlässigkeit und Korngrößenverteilung nicht entsprechen. Betroffen ist insbesondere die Wurzelschicht und damit die für den biologischen Reinigungsprozess maßgebende oberste Bodenschicht.
- Vor dem Einbau erfolgt keine Bodenanalyse, oder das tatsächlich eingebaute Material entspricht nicht der Siebkornanalyse.
- Beim Einbau des Bodenmaterials kommt es durch Betreten oder Befahren mit schwerer Technik zur Verdichtung der Pflanzenbeete. Die Verdichtung ist auch im weiteren Betrieb so gering wie möglich zu halten.
- Ein mehrschichtiger Aufbau des Bodenkörpers vertikal durchströmter Pflanzenbeete erhöht beim Übergang von hoher zu niedriger Durchlässigkeit die Verstopfungsgefahr. An der Grenze zwischen Bodenschichten unterschiedlicher Durchlässigkeit werden die Strömung der wässrigen Phase und folglich auch der Gastransport behindert.
- In Pflanzenbeeten horizontaler Durchströmung führt der mehrschichtige Einbau von Bodenmaterial dazu, dass der Bodenkörper für den Reinigungsprozess nicht gleichmäßig ausgenutzt werden kann.

7.6 Fläche

- Um Platz zu sparen, werden BBF mit einer spezifischen Fläche bemessen, die unter der durch zahlreiche Untersuchungen als optimal oder wenigstens minimal festgestellten liegt. Dadurch sind sie überlastet.

7.7 Zu- und Ablaufkonstruktion

- Die dauerhafte Funktionssicherheit von Zu- und Ablaufhebern ist nicht gewährleistet. Defekte Zulaufheber führen beispielsweise zu einer kontinuierlichen partiellen Beetbeschickung.
- Aus der Vorklärung ausgetragene Grob- und Schwimmstoffe führen zur Verstopfung der Zuleitung zum Pflanzenbeet.
- Konstruktion und Beaufschlagung von Beschickungseinrichtungen vertikal durchströmter Pflanzenbeete gewährleisten keine gleichmäßige Beschickung der Beetoberfläche. Eine nur unvollständige Ausnutzung der für den Abbau relevanten obersten Bodenschicht ist die Folge. Dichter oder ungleichmäßiger Pflanzenbewuchs sowie im Laufe der Zeit entstehende Unebenheiten der Beetoberfläche begünstigen die ungleichmäßige Verteilung des Abwassers auf dem Beet.
- Ablaufeinrichtungen vertikal durchströmter BBF verursachen einen dauerhaften Einstau des unteren Teils der Beete.

7.8 Betrieb

- Pflanzenbeete mit unzureichender Bemessung werden über längere Zeit

alternierend betrieben und damit zusätzlich überlastet.

Die genannten Probleme sind durch effiziente und dabei wenig aufwendige Maßnahmen der Qualitäts- und Betriebssicherung zu vermeiden.

Umfangreiche Informationen dazu finden sich bei Geller u. Höner (2003).

8. Abwasserteiche als weitere Methode der naturnahen Abwasserbehandlung

Abwasserteiche sind künstliche stehende Gewässer, die relativ flach sind und zur Reinigung von Abwasser – vor allem in ländlichen Gebieten – mit Anschlussgrößen bis etwa 5000 EW eingesetzt werden. Neben Absetzteichen, die hier nicht weiter betrachtet werden sollen, werden zwei Teichtypen unterschieden:

- Unbelüftete bzw. natürlich belüftete Abwasserteiche zum Abbau der gelösten organischen Stoffe eines mechanisch vorgereinigten Abwassers. Ihr Einsatzbereich liegt i. d. R. bei Anschlusswerten < 1000 EW.
- Belüftete Teiche wurden zunächst durch die Ertüchtigung überlasteter unbelüfteter Anlagen geschaffen und entwickelten sich in den letzten drei Jahrzehnten zum vorherrschenden Abwasserteichtyp, der bis zu einer Größenordnung von 5000 EW eingesetzt wird. Mittels geeigneter künstlicher Sauerstoffzufuhr - z. B. über flexible Belüfterketten – ist ein höherer Stoffumsatz möglich, da sich im gesamten Wasserkörper und in den oberen Schlammschichten aerobe Verhältnisse einstellen (Barjenbruch u. Brockhaus 2002). Aufgrund ihrer spezifischen Eigenschaften haben Abwasserteiche vor allem folgende Vorteile (Mennerich et al. 2003):
 - geringe Bau- und Betriebskosten,
 - geringer Wartungsaufwand,
 - im allgemeinen gutes hydraulisches Puffervermögen bei Mischwasserzufluss,
 - gutes Puffervermögen bei stoßweise anfallender organischer Belastung (z.B. Fremdenverkehrsgebiete),
 - Möglichkeit naturnaher Gestaltung.

Diesen Eigenschaften stehen allerdings auch einige wichtige Schwächen und Nachteile gegenüber:

- Geruchsprobleme – besonders in der warmen Jahreszeit – v. a. an unbelüfteten Teichen,
- Sekundärverschmutzung durch Algenwachstum im Sommer,
- wenige betriebliche Einflussmöglichkeiten auf die Reinigungsleistung: hoher Flächenbedarf (8 – 15 m²/EW bei unbelüfteten, 5 – 8 m²/EW bei belüfteten Teichen),
- schwankende Reinigungsleistungen durch jahreszeitliche und witterungsbedingte Einflüsse (stärker als in BBF),
- geringe Leistungen in der N- und P-Elimination.

Bei den üblichen Bemessungen (vgl. ATV-Arbeitsblatt 201) stellten Barjenbruch u. Brockhaus (2002) zwischen Anlagen in den neuen und in den alten Bundesländern Deutschlands z. T. erhebliche Unterschiede in den Reinigungsleistungen fest (Tabelle 12).

Francke (2003) konnte jedoch zeigen, dass diese unterschiedlichen Reinigungsleistungen nur die Konzentrationen, nicht aber die spezifischen Frachten betreffen, bei letzteren sind die Werte durchaus vergleichbar. Grund für diese Diskrepanz sind die sehr unterschiedlichen Wasserverbrauchswerte in den alten und neuen Bundesländern, die zu wesentlich höheren Zulaufwerten in Anlagen der letztgenannten führen. So betrug der Trinkwasserverbrauch im Jahre 1998 136l/Ed, in Sachsen-Anhalt aber nur 94l/Ed. Bei Zugrundelegung der gesamten auf den Kläranlagen ankommenden Wassermenge – also auch unter Berücksichtigung des Fremdwasserezutritts - konnte Francke (2003) an jeweils zwei belüfteten Anlagen in Sachsen-Anhalt und Bayern sogar zeigen, dass die mittleren CSB-Ablauffrachten bei ersteren mit 7,4 bis 11,8g/Ed geringer waren als bei letzterem mit 16,4 bis 19,4g/Ed.

Tabelle 11 Mittlere Reinigungsleistungen von Abwasserteichen in alten und neuen Bundesländern (Ablaufwerte)

	Unbelüftete Teiche		Belüftete Teiche	
	BSB ₅ [mg/l]	CSB [mg/l]	BSB ₅ [mg/l]	CSB [mg/l]
Alte Bundesländer (Bayern, Schleswig-Holstein, Niedersachsen)	9 - 13	47 - 67	8 - 16	50 - 94
Neue Bundesländer (Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt)	20 - 54	113 - 139	21 - 34	103 - 153

Seine Untersuchungen an einer modernen vierstufigen Anlage (zwei belüftete, zwei unbelüftete Teiche, Abb.13) zeigen aber auch die Grenzen von Teichanlagen sehr deutlich auf (Abb.14). Schon im zweiten belüfteten Teich sinkt die Reinigungsleistung deutlich ab, in den unbelüfteten Segmenten ist sie praktisch zu vernachlässigen.

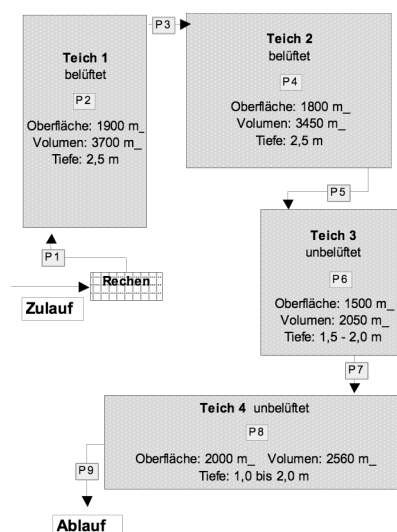


Abb. 13 Fließschema der vierstufigen belüfteten Teichkläranlage Menz (Sachsen-Anhalt)

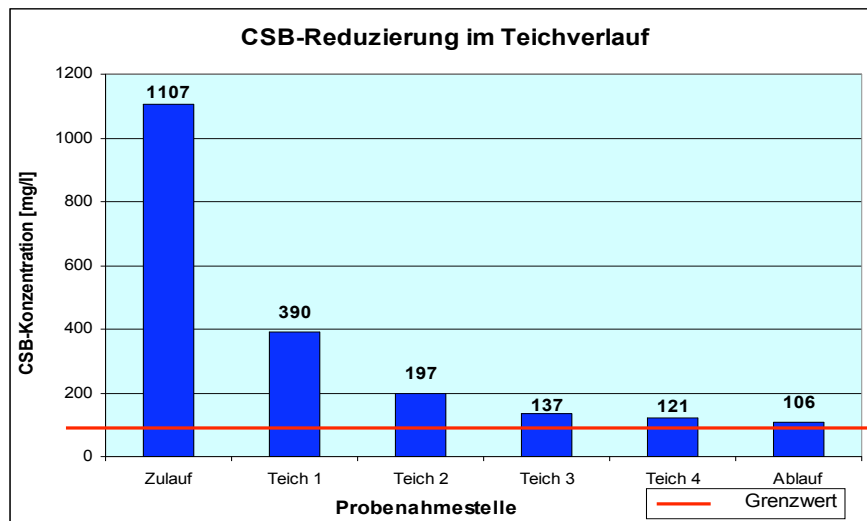


Abb. 14 Verlauf der CSB-Reduzierung über die Elemente der belüfteten Teichkläranlage Menz (Sachsen-Anhalt) – Ergebnisse einer Intensivmess-kampagne, Mai 2003

Hinsichtlich der Nährstoffelimination sind Teichanlagen eher wenig effektiv. Francke (2003) fand für die in Abb. 13 dargestellte Anlage nur eine Reduzierung der Stickstofffracht um 35 %. Auch Barjenbruch und Brockhaus (2002) gehen von einer Leistung nicht über 40 % aus. Verantwortlich dafür ist zum einen die noch hohe organische Belastung, so dass die Nitrifikanten durch die Heterotrophen weitgehend unterdrückt werden und zum anderen das weitgehende Fehlen einer festen Matrix, die die Ausbildung von Biofilmen wie im Falle von Bodenfiltern ermöglichen würde. Noch geringere Leistungen sind hinsichtlich des Phosphors zu finden, wo die Reduzierung im Durchschnitt der von Francke (2003) untersuchten Anlagen nur 25 % beträgt. Barjenbruch u. Brockhaus (2002) schlugen einige grundsätzliche Verfahren zur Optimierung der Reinigungsleistung vor, die hier kritisch beleuchtet werden sollen:

- Entschlammung der Teiche – ist nur anzuraten, wenn die Wassertiefe in den Teichen auf wenige Dezimeter abgesunken ist.
- Eine wirkliche Erhöhung der Reinigungsleistungen ist dadurch nicht zu erreichen, außerdem ist nach der Maßnahme eine längere Regenerationsphase zu veranschlagen.
- Optimierung des Durchströmungsverhaltens – z. B. Einbau von Leitdämmen und/oder kurzen Leitwänden – Gradientenbildung wird zwar gefördert, das grundsätzliche Problem der mangelnden festen Oberflächen aber nicht gelöst.
- Kombination Teich – technisches Verfahren – führt zu einer beträchtlichen Kostensteigerung, der wesentliche Vorteil von Teichanlagen wird dadurch aufgehoben.
- Maßnahmen zur Erhöhung der Biomasse, z. B. durch Umbau zu einer einfachen SBR-Anlage - entweder wenig effektiv oder kostensteigernd.
- Kombination mit einem Vertikalfilter – die Methode mit dem gegenwärtig besten Kosten-Nutzen-Verhältnis.

Mit letztgenannter Kombination konnten Kayser et al. (2002) sehr hohe Reinigungsleistungen erzielen. Die von ihnen untersuchte Teich-Bodenfilteranlage hat eine Ausbaugröße von 1000 EW, wobei der Bodenfilter mit einer Fläche von 2,25 m²/EW relativ klein, aber für diesen Zweck

ausreichend bemessen ist (Abb.15).

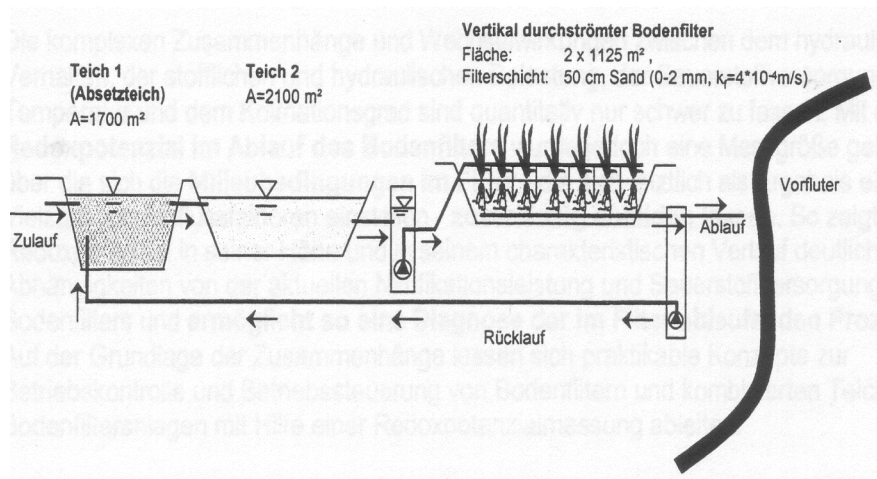


Abb. 15 Fließschema und Dimensionierung der kombinierten Teich-Bodenfilteranlage in Etensbüttel (nach Kayser et al. 2002)

Mit dieser Anlage können mittlere frachtbezogene Wirkungsgrade beim CSB von 97%, beim Gesamtstickstoff von 77% und bei der Nitrifikation von 94% erreicht werden. Die Erweiterung um den Bodenfilter ist dabei insbesondere hinsichtlich der Steigerung der Nitrifikationsleistung sehr effektiv.

Noch höhere zusätzliche Reinigungsleistungen von Vertikalfiltern wurden von Przybylski (2003) bei einer Anlage im Technikumsmaßstab gefunden, die mit dem Ablaufwasser der o. g. vierstufigen Teichanlage beschickt wurde und mit 100l/m²d eine sehr hohe hydraulische Belastung aufwies. Je nach Einstauhöhe des Filters werden zusätzliche Nitrifikationsleistungen bis zu 88%, Gesamt-N-Elimination von 54 %, ein CSB-Abbau von 70 % und eine Verringerung des Phosphors um 98 % erreicht. Auf diese Weise werden alle Forderungen der EU-WRRL mehr als erfüllt (Tabelle 13).

Tabelle 12 Reinigungsleistung eines Vertikalfilters (Technikumsmaßstab) bei unterschiedlicher Stärke der belüfteten Schicht; Zulauf = Ablauf einer belüfteten Teichanlage

Parameter [mg/l]	CSB	NH_4^+ - N	NO_3^- - N	$\text{N}_{\text{anorg.}}$	$\text{P}_{\text{ges.}}$
Zulauf	136	54,0	8,8	66,4	8,50
Ablauf (belüftete Schicht 60 cm)	40,6	6,5	31,2	39,4	0,13
Ablauf (belüftete Schicht 20 cm)	51,4	11,4	17,9	30,9	0,14

In welchem Umfang diese bei hoher hydraulischer Belastung im Pilotmaßstab erreichten Ergebnisse in vollem Umfang auf Freilandverhältnisse übertragbar sind (Temperatur-Abhängigkeit der Nitrifikation!), müssen künftige Untersuchungen zeigen.

9. Perspektiven ingenieurökologischer Abwasserbehandlung

Es darf angenommen werden, dass in Deutschland zur Zeit mindestens 20.000 Pflanzenkläranlagen das häusliche Schmutzwasser dezentral oder als Ortskläranlagen behandeln. Diese Zahlen ergeben sich bei Hochrechnung einer Länderumfrage anlässlich der anstehenden Novellierung des

ATV Arbeitsblattes A 262 (Rustige 2003). Das sind beeindruckende Zahlen, wenn man berücksichtigt, welche Widerstände diesem Verfahren von Beginn an in den 1970er Jahren entgegen gebracht wurden. Die Zahlen relativieren sich allerdings dann, wenn umgekehrt davon ausgegangen werden muss, dass langfristig in Deutschland rund eine Mio. Grundstücke über Kleinkläranlagen zu entsorgen sind. Insgesamt entspricht dies also nur einem Anteil der Pflanzenkläranlagen von zwei bis drei Prozent.

BBF können als das naturnahe Verfahren für die Abwasserbehandlung im ländlichen Raum angesehen werden, da ihr Reinigungspotenzial das der einfacheren natürlich belüfteten Teiche in mehrfacher Hinsicht übertrifft (vgl. Kapitel 8). Dennoch haben BBF nie den Status erreicht, den Teichanlagen für die Abwasserbehandlung kleiner Kommunen einnahmen und teilweise noch einnehmen. Zum einen liegt das daran, dass Teiche einfacher und billiger zu errichten sind und deshalb dort schon existieren, wo aus Gründen des Gewässerschutzes besser BBF einzusetzen wären. Zum anderen haben auch technische Verfahren zum dezentralen Einsatz in den letzten Jahren eine bedeutende Entwicklung durchlaufen. Damit verbunden ist ein Glaube an die technische Leistung und deren Unfehlbarkeit. Die Frage des Energie- und Betriebsaufwands spielt völlig zu Unrecht häufig immer noch eine untergeordnete Rolle (Reckerzügl u. Bringe zu 1998).

Bevor die eigentlichen Potenziale von BBF als derzeit wichtigste Variante der Pflanzenkläranlagen diskutiert werden, soll in Anlehnung an Rustige (2006) hier auf aktuelle Entwicklungen eingegangen werden, die die Anwendung von Pflanzenkläranlagen in Zukunft betreffen.

Zunächst spielt die Novellierung der Abwasserverordnung im Juni 2002 eine Rolle. Um den Anforderungen des europäischen Rechtes bei der Einführung von harmonisierten Normen im Bereich der Kleinkläranlagen gerecht zu werden, wurde der Anwendungsbereich der geltenden

Mindestanforderungen für die Abwasserbehandlung von ehemals ab 50 Einwohnerequivalenten auf jetzt einen Einwohner herunter gesetzt. Dies ist grundsätzlich für die Anwendung von Bewachsenen Bodenfiltern kein Hindernis, da diese recht „lockeren“ Grenzwerte für den chemischen oder biologischen Sauerstoffbedarf sicher eingehalten und in der Regel deutlich unterschritten werden. Gleichzeitig wurde aber mit diesen Grenzwerten die Regelung eingeführt, dass jede Kleinkläranlage, die eine allgemeine bauaufsichtliche oder eine europäische technische Zulassung besitzt, diese Werte per Definition einhalten wird (Fiktionsregelung). Auch das ist sicher kein Problem, wenn diese Anlagen ordnungsgemäß betrieben und gewartet werden.

Problematisch ist indessen, dass in Folge dieser vermeintlichen Grenzwertverschärfung und aus Gründen der Handhabbarkeit in den einzelnen Bundesländern Bestrebungen existieren, nur noch solche allgemein zugelassenen Anlagen zu genehmigen. Für Pflanzenkläranlagen, die in der Regel vor Ort montiert und meist nicht in Serie hergestellt werden, gibt es eine solche Zulassung für wenige Anlagentypen erst seit Anfang 2005.

Ein weiterer wichtiger Grund für die langsamere Verbreitung von BBF ist sicher in der fortwährenden Diskussion um Probleme bei deren Anwendung zu suchen. Immerhin hatte die Veröffentlichung von ersten Hinweisblättern durch ATV und IÖV Anfang bis Mitte der 1990er Jahre zu einem deutlichen Zuwachs bei Pflanzenkläranlagen geführt. Mit der Herausgabe des ATV- Arbeitsblattes A 262 im Juli 1998 wurde erstmalig ein Standard definiert, der von den meisten Bundesländern als allgemeine Regel der Technik anerkannt wurde. Dies gab der Verbreitung von Pflanzenkläranlagen erneuten Vorschub. Obwohl grundsätzlich eine solches Arbeitsblatt nicht verfahrensausschließend ist – nicht beschriebene Verfahrensvarianten können den Zweck möglicherweise genauso erfüllen – führte die Regel zu einer bevorzugten Anwendung von solchermaßen anerkannten BBF. Bald stellte sich allerdings heraus, dass auch für BBF einige technische Anforderungen möglicherweise nicht hinreichend beschrieben waren. So wurden den Anforderungen des A 262 fallweise oder länderspezifisch unterschiedliche Kriterien hinzugefügt oder es wird überhaupt nicht mehr als Grundlage angesehen.

Dieser Zustand eines „schwebend unwirksamen Arbeitsblattes“ ist seit dem Erscheinen des neuen A262 im Frühjahr 2005 beendet. Dadurch ist zwar wieder mehr Planungssicherheit gegeben, aber der Aufwand für Errichtung und Betrieb wird sich deutlich erhöhen. So ist in Zukunft mit einer Mindestfläche von 4 m² statt bisher 2,5 m² pro Einwohner bei Vertikalbeeten zu rechnen, was im Sinne einer dauerhaft hohen Reinigungsleistung (vgl. Kapitel 5) auch geboten ist.

Es sind in das neue Arbeitsblatt nur noch solche Verfahrensvarianten bzw. Kombinationen aufgenommen worden, die sich in der Praxis bewährt haben oder es wurden zusätzliche Sicherheiten bei der Vorklärung eingebaut. Kiesfilter, wie sie vornehmlich außerhalb von Deutschland gebaut werden, sind im neuen Arbeitsblatt nicht berücksichtigt. Die französische Bauweise, bei der Vertikalbeete mit Rohwasser beschickt werden, ist zwar nicht mehr wie zuvor kategorisch wegen hygienischer Bedenken ausgeschlossen, sie stellt aber hier noch keine allgemein anerkannte Regel der Technik dar.

Ein letzter Grund für das „Nischendasein“ von Bewachsenen Bodenfiltern ist - wie schon erwähnt - in der Konkurrenz der modernen technischen Verfahren zu sehen. Auch für Ingenieurökologen sind die Möglichkeiten der Membranbiologie zunächst verlockend. Der Kreislaufführung von Abwasser zu Betriebswasser scheinen auch für kleine Grundstücksanlagen keine Grenzen mehr gesetzt. Es ist nur eine Frage der Zeit, bis die Membranen so billig sind, dass deren Vorteile die Mehrkosten aufwiegen. Aber auch jetzt schon sind gute technische Verfahren auf dem Markt, die mit einfachen Mitteln von der Kleinkläranlage bis in den Größenbereich von 10.000 EW fast alle Wünsche an eine gute Abwasserreinigung erfüllen können. Hier ist in erster Linie das preisgünstige SBR (Sequencing Batch Reactor)-Verfahren zu nennen. Für den Abwasseringenieur stehen besonders die Vorteile der regelungstechnischen Eingriffsmöglichkeiten und damit gegebenenfalls der Nachbesserung im Betrieb im Vordergrund. Hinzu kommt der dominierende Kostenvorteil von technischen Anlagen bei größer werdenden Anschlusswerten und sinkenden spezifischen Investitionskosten. Wozu brauchen wir also noch naturnahe Abwasserbehandlungsverfahren?

Pflanzenkläranlagen nutzen eine mehr oder weniger strukturierte naturähnliche Umgebung aus Wasser, Boden und Pflanzen, um die biologischen Abbauprozesse durch Mikroorganismen zu fördern. Im Gegensatz zu den heute üblichen Kläranlagen mit biologischer Reinigungsstufe kommen naturnahe Verfahren ohne technische Belüftungsaggregate aus und benötigen somit nur ein Minimum an Fremdenergie (Luederitz et al. 2001). In diesem Sinne können Pflanzenkläranlagen also als besonders nachhaltig bezeichnet werden. Es ist unübersehbar, dass der steigende Energieverbrauch für die Abwasserreinigung auf immer höherem technischem Niveau, langfristig sowohl ressourcen- als auch kostenhalber nicht aufrecht zu erhalten sein wird.

Es kommt also darauf an, angepasste Lösungen zu entwickeln, die den Zielen der Agenda 21 entsprechen. Die Interessen aus Gewässer- und Naturschutzsicht müssen mit dem allgemeinen Ziel des Ressourcen- und Klimaschutz in Übereinstimmung gebracht werden. Hierbei können Bewachsene Bodenfilter und künstliche Feuchtgebiete in Kombination mit technischen Verfahren eine Schlüsselrolle einnehmen.

So unterschiedlich wie die möglichen Anwendungen und Zielsetzungen sind die Ausgestaltungen konstruierter natürlicher Systeme zur Abwasserreinigung in der Praxis. Bei der Auswahl spielen regi-

onale Gegebenheiten wie Landschaftspotential (Wasserhaushalt, Boden, Vegetation und Klima) sowie Platzbedarf und Traditionen neben der speziellen Aufgabe der Abwasserreinigung eine große Rolle. Während im englischen Sprachraum vorwiegend relativ große Feuchtgebiete mit freiem Wasserspiegel entstanden (Mitsch u. Jorgensen 2004), wurden in Deutschland (abgesehen von den unbepflanzten Teichanlagen) fast ausschließlich BBF errichtet, bei denen das Schmutzwasser durch den Bodenkörper geleitet wird. Letztere haben den Vorteil, dass sie die Fläche vergleichsweise intensiv nutzen, indem der durchströmte Bodenkörper eine hohe Aufwuchsfläche für die Mikroorganismen zur Verfügung stellt.

Zusammenfassend können die Perspektiven für den Einsatz von Bewachsenen Bodenfiltern in Deutschland wie folgt eingeschätzt werden:

- Pflanzenkläranlagen unter 50 EW werden zunehmend mit allgemeiner bauaufsichtlicher Zulassung errichtet. Allerdings können die Länder nach der Abwasserverordnung sonstige Verfahren zulassen, wenn Sie dafür besondere Anforderungen an den Einbau, den Betrieb und die Wartung festlegen. Diese werden z. B. derzeit im Land Nordrhein.-Westfalen für Pflanzenkläranlagen geprüft.
- Kostenmäßig konkurrieren können BBF mit technischen Verfahren am ehesten im Bereich < 500 Einwohnergleichwerte. Prinzipiell sind zwar auch Pflanzenkläranlagen > 1.000 EGW möglich aber in der Regel werden sie den technischen Verfahren unterliegen, wenn nicht besondere ökologische Anforderungen gestellt werden.
- Besonders geeignet sind vertikal durchströmte Bodenfilter für die Nitrifikation des Ablaufs von Teichanlagen. Hier besteht ein erhebliches Nachrüstpotenzial.
- Für die Behandlung von Mischwasser- oder Regenüberläufen bieten sich Bewachsene Bodenfilter mit zusätzlichem Retentionsraum an. Obwohl die Behandlung dieser Abschlüge derzeit laut WHG nicht vorgeschrieben werden kann, ist langfristig mit einer Erhöhung der Anforderungen zu rechnen. In Nordrhein-Westfalen z. B. werden solche Anlagen eigens gefördert.
- Überall, wo schwierige Einleitbedingungen vorliegen, kann ein nachgeschalteter Bewachsener Bodenfilter hinter technischen Stufen die Restbelastung an Ammonium oder Krankheitserregern minimieren und so einen dezentralen Standort ermöglichen oder erhalten.

Bewachsene Bodenfilter sind grundsätzlich flächenintensive aber energie-extensive Verfahren, die vor allem im ländlichen Raum einen guten Beitrag zum langfristigen Erhalt unserer Umwelt bewirken können.

10. Literatur

- 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, Beckett PM (1990) Measurement and modelling of oxygen release from roots of *Phragmites australis*. In: Cooper PF, Findlater BC (eds) *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. Pergamon Press Oxford pp 41-51
- ATV-DVWK (2001) Merkblatt ATV-DVWK-M 775: Abwasser aus Krankenhäusern und anderen medizinischen Einrichtungen
- ATV-Arbeitsblatt 201(2003) Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichen für kommunales Abwasser. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall eV
- Blazejewski R, Murat-Blazejewski S (1997) Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow. *Wat. Sci. Tech.* 35, Nr. 5: 183-188
- Börner T (1992) Einflußfaktoren für die Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen. In: Verein zur Förderung des Institutes für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung der TH Darmstadt (Hrsg): *Schriftenreihe WAR* 58 Eigenverlag Darmstadt
- Brix H, Sorrel BK, Schierup HH (1996) Gas fluxes achieved by in situ convective flow in *Phragmites australis*. *Aquat Bot* 54: 151-163
- Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (Hrsg) (1998) *Methodenbuch zur Analyse von Kompost*. Abfall Now Verlag, Stuttgart
- Cheng S, Grosse W, Karrenbrock F, Thoenessen M (2002) Efficiency of constructed wetlands in decontamination of water polluted by heavy metals. *Ecol Eng* 18: 317-325
- DIN 4261-1 (2002) Kleinkläranlagen – Teil 1: Anlagen zur Abwasservorbehandlung. Deutsches Institut für Normung eV Berlin
- Engelmann U, Lützner K, Müller V (2003) Erfahrungen beim Bau von Pflanzenkläranlagen in Sachsen. *KA – Abwasser, Abfall* 2003 (50) Nr.3: 308-320
- Englert R, Kulle EP (1999) Abwasserbehandlung mit Keimreduzierung in einem Wasserschutzgebiet. *Wasser & Boden* 51/3: 13-18

- Fehr G, Geller G, Goetz D, Hagendorf U, Kunst S, Rustige H, Welker B (2003) Bewachsene Bodenfilter als Verfahren der Biotechnologie – Abschlussbericht. Texte 05/03 Umweltbundesamt Eigenverlag Berlin
- Francke R (2003) Effizienz von Teichkläranlagen in Sachsen-Anhalt. Masterarbeit HS Magdeburg-Stendal, unveröffentlicht
- Geller G (1998) Horizontal durchflossene Pflanzenkläranlagen im deutschsprachigen Raum – langfristige Erfahrungen, Entwicklungsstand. Wasser & Boden 50 (1): 18-25
- Geller G, Thum R (1999) Langzeitbetrieb von Pflanzenkläranlagen: Stoffanreicherung und Betriebsstabilität. Wasser & Boden 51/1+2: 39-43
- Geller G, Höner G (2003) Anwenderhandbuch Pflanzenkläranlagen. Springer Verlag Berlin Heidelberg New York
- Gries C, Kappen L, Lösch R (1990) Mechanisms of flood tolerance in reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin Ex Steudel. New Phytol 114: 589-593
- Hagendorf U (2003) Bewachsene Bodenfilter als Verfahren der Biotechnologie. UBA-Texte 05/03 Berlin
- Heidenwag I, Langheinrich U, Lüderitz V (2001) Self-purifikation in Upland and Lowland streams. Acta hydrochim hydrobiol 29 / 1: 22-33
- Hupfer M (1996) Bindungsformen und Mobilität des Phosphors in Gewässersedimenten. In: Steinberg C, Calmaro W, Wilken RD, Klapper H (Hrsg) Handbuch Angewandte Limnologie. Landsberg ecomed IV-3.2
- Karathanasis AD, Potter CL, Coyne MS (2003) Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. Ecol Eng 20: 157:169
- Kayser K, Kunst S, Fehr G, Voermanek H (2002) Optimierung der Abflußsteuerung und weitestgehende Nitrifikation in der Verfahrenskombination Teichanlagen/Bewachsene Bodenfilter zum Schutz kleiner Fließgewässer, AZ 14178-03. Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover (ISAH) und F & N Umweltconsult GmbH Hannover
- Kusch P, Wießner A (2003) Abwasserbehandlung in Pflanzenkläranlagen. In: Stottmeister U (2003) Biotechnologie zur Umweltentlastung. Teubner Stuttgart Leipzig Wiesbaden S 182-192
- Kern J, Idler C (1999) Treatment of domestic and agricultural wastewater by reed bed systems. Ecol Eng 12: 13-25
- Kivaisi A (2001) The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. Ecol Eng 16 (4): 545-560
- Lantzke IR, Mitchell DS, Heritage AD, Sharma KP (1999) A model of factors controlling orthophosphate removal in planted vertical flow wetlands. Ecol Eng 12: 93-105

- Lüderitz V, Kuhn B, Eckert E, Langheinrich U (1999) Der dornige Weg zur Nachhaltigkeit in der Abwasserbehandlung - das Beispiel Sachsen-Anhalt. *gwf - Wasser/Abwasser* 140: 482-489
- Lüderitz V, Eckert E, Lange-Weber M, Lange A, Gersberg R (2001) Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands. *Ecol Eng* 18: 157 – 171
- Lüderitz V, Gerlach F (2002) Phosphorus Removal in Different Constructed Wetlands. *Acta Biotechnol* 22 1-2: 91-99
- Markert T (1990) Möglichkeiten zur chemischen Desinfektion von Salmonellen in Schweineflüssigmist und die Auswirkungen der anschließenden Ausbringung auf Grünland. Vet med Dissertation Universität Gießen
- Mennerich A, Kayser K, Kunst S (2003) Dezentrale Abwasserreinigung mal technisch, mal naturnah. Eine Veranstaltung der Deutschen Bundesstiftung Umwelt und dem Verbundprojekt Bewachsene Bodenfilter. Tagungsunterlagen Osnabrück
- Meulemann AFM, van Logtestijn R, Rijs GBJ, Verhoeven JTA (2003) *Ecol Eng* 20: 31-44
- Mitsch W J, Jorgensen S E (2004) *Ecological Engineering and Ecosystem restoration*. John Wiley & Sons New York, 411
- Mitterer G (1995) Hygienisch-bakteriologische Untersuchungen an Pflanzenkläranlagen. Bundesministerium für Wissenschaft, Forschung und Kunst Österreich. Graz
- Platzer C (1998) Entwicklung eines Bemessungsansatzes zur Stickstoffelimination in Pflanzenkläranlagen. Diss TU Berlin
- Przybylski N (2003) Optimierung der Reinigungsleistung von Bewachsenen Bodenfiltern. Diplomarbeit HS Magdeburg-Stendal, unveröffentlicht
- Psenner R, Pucsko R, Sager M (1984) Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen in sedimenten. *Arch Hydrobiol Suppl* 70: 111-155
- Reckerzügl T, Bringezu S (1998) Vergleichende Materialintensitätsanalyse verschiedener Abwasserbehandlungssysteme. *Gwf-Wasser Abwasser* 139, 706-713
- Rustige H (2003) Zusammenstellung und Auswertung der Erfahrungen mit der Planung, Bemessung und dem Betrieb von Pflanzenkläranlagen. Arbeitsgrundlage für die A KA 10.1 „Abwasserbehandlung in Pflanzenbeeten“
- Rustige H (2006) Perspektive und Stand von Bewachsenen Bodenfiltern in Deutschland. In: Leal Filho W, Lüderitz V, Geller G: *Perspektiven der Ingenieurökologie in Forschung, Lehre und Praxis*. Peter Lang Frankfurt a. M. 63-72

Schierup HH, Brix H, Lorenzen J (1990) Wastewater treatment in constructed reed beds in Denmark; state of the art. In: Cooper PF, Findlater BC (eds) Constructed Wetlands in Water Pollution Control. Pergamon Press Oxford pp 495-504

Schmager C, Heine A (2000) Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen: eine statistische Analyse. Gwf -Wasser Abwasser 141, 315-326

Schwarz M (2003) Vergleichende seuchenhygienisch-mikrobiologische Untersuchungen an horizontal und vertikal beschickten, bewachsenen Bodenfiltern mit vergeschalteter Mehrkammerausfaulgrube bzw. einem als Grobstoff-Fang dienenden Rottebehälter (Rottefilter). Dissertation FU Berlin. <http://www.diss.fu-berlin.de/2003/139/schwarz.pdf>

Steer D, Fraser L, Boddy J, Seibert B (2002) Efficiency of small constructed wetlands for subsurface treatment of single-family domestic effluent. Ecol Eng 18: 429-440

Stottmeister U (2003) Biotechnologie zur Umweltentlastung. Teubner Verlag Wiesbaden

Tanner CC (1996) Plants for constructed wetland treatment systems – A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. Ecol Eng 7: 59-83

Tanner C C, D'Eugenio J, McBride G B, Suskias J P S, Thompson K (1999) Effect of water level fluctuation on nitrogen removal from constructed wetlands mesocosms Ecol Eng 12: 67-92

Tresckow MRM (1991) Wirkungen von *Phalaris arundinacea* L. und *Glyceria fluitans* L. auf Abwasser und Sediment. Diss Univ Giessen

Verhoeven JTA, Meulemann AFM (1999) Wetlands for wastewater treatment: opportunities and limitations. Ecol Eng 12: 5-12

v Felde K, Hansen K, Kunst S (1996) Pflanzenkläranlagen in Niedersachsen – Bestandsaufnahme und Leistungsfähigkeit. Korrespondenz Abwasser 43 (8): 1382-1392

v Felde K, Hansen K, Kunst S (1997)– Bestandsaufnahme, Reinigungsleistung und Einsatzmöglichkeiten von Pflanzenkläranlagen in Niedersachsen. In: Pflanzenkläranlagen. Schriftenreihe der kommunalen Umwelt-Aktion 30: 39-45

Wissing F, Hoffmann KF (2002) Wassereinigung mit Pflanzen. Ulmer Stuttgart

