

Erprobung einer Pilotanlage zum
anaeroben Abbau von Gülle und
zur weitergehenden biologischen
Nährstoffelimination
in Wurzelraumanlagen

Abschlußbericht

gefördert durch das BMBF - Kennziffer: 02WA9606

Bearbeiter: **Professor Dr. R. Kickuth**
Feldbergring 11
37249 Neu-Eichenberg/Hermannrode

Dr. sc. Gerd-Rainer Vollmer
BTN Biotechnologie Nordhausen GmbH
Kommunikationsweg 11
99734 Nordhausen

Nordhausen im April 1998

Dank

Wir möchten uns beim Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie für die Förderung des Projektes bedanken.

Dieser Dank gilt auch dem Projektträger, dem Forschungszentrum Karlsruhe.

Hier haben insbesondere Herr Dr. Metzger und Herr Maier konstruktiv am Vorhaben mitgewirkt und unbürokratisch geholfen.

Zu danken ist der TINOX Tierzucht Nordhausen GmbH für die stets hilfreiche Begleitung und Gestaltung der Untersuchungen, besonders Herrn Dr. Franz und Herrn Peter für die stets aktive Unterstützung.

Ebenso gilt unser Dank dem Büro Landschaft Planen & Bauen.

Herr Dipl.-Ing. Karsch hat als Mitinitiator und durch viele hilfreiche Hinweise zur Projektgestaltung sehr zum Gelingen beigetragen.

Für die engagierte Mitarbeit im Projekt danken wir:

Frau Meyer	(Labor)
Frau Rößler	(Labor)
Frau Seifert	(Labor)
Frau Hesse	(Labor und Redaktion des Berichtes)

Inhaltsverzeichnis

Seite

1.	Vorbemerkung	4
2.	Aufgabenstellung	5
3.	Stand von Wissenschaft und Technik	6
4.	Konzeption und Aufbau der Pilotanlage	9
5.	Wissenschaftlich-technische Ergebnisse	14
5.1.	Versuchsdurchführung	14
5.2.	Untersuchungsmethodik	17
5.3.	Ergebnisse aus der anaeroben Güllebehandlung im Biogasreaktor	19
5.3.1.	Bewertung der Reaktorleistung mit und ohne Trägerschicht	19
5.3.2.	Bewertung der Reaktorleistung für unterschiedlich vorbehandelte Substrate	21
5.3.3.	Bewertung der Reaktorleistung für unterschiedlich belastete Substrate	23
5.3.4.	Nährstoffdynamik	26
5.4.	Ergebnisse der Erprobung der Wurzelraumanlage	27
5.4.1.	Vorbemerkung	27
5.4.2.	Versuchsjahr 1996	30
5.4.3.	Versuchsjahr 1997	42
5.4.3.1.	Versuchsbedingungen	42
5.4.3.2.	Bewertung der Abbauleistungen	48
5.4.3.3.	Untersuchungen zur Nitrifikation	68
5.4.3.4.	Kinetik	76
5.4.3.5.	Technische Bewertung	83
6.	Ökologische Verfahrensbewertung	89
6.1.	Bewertungskriterien für Güllebehandlungsverfahren	89
6.2.	Umweltwirkungen der Güllewirtschaft	92
6.3.	Minderung der Umweltwirkungen durch das Güllebehandlungsverfahren	93
7.	Schlußfolgerungen und Ausblick	98
8.	Zusammenfassung	100

Anhang:

Meßdaten 1996
Meßdaten 1997
Literaturverzeichnis

1. Vorbemerkungen

Der wettbewerbsbedingte Trend zur Intensivierung der Tierhaltung führt zu lokalen Konzentrationen sowohl in Einzelbetrieben als auch in ganzen Regionen.

Bei hohem örtlichen Anfall ist die Ausbringung der resultierenden Gülleüberschüsse dann uneffektiv, wenn Nährstoffüberhänge von den Pflanzen nicht genutzt werden und zu Belastungen von Grund- und Oberflächenwässern führen.

Abzüglich der durch Denitrifikation reduzierten Stickstofffracht wird der jährliche Nitrateintrag ins Grundwasser in Deutschland mit 400.000 t beziffert (WENDLAND, 1993).

Der Beitrag der Landwirtschaft zur Belastung von Oberflächengewässern mit Phosphat beträgt 30 % des Gesamteintrages (UBA, 1994).

Zur Minderung der durch konzentrierte Tierhaltung hervorgerufenen Umweltbelastungen müssen Nährstoffmengen und Pflanzenverfügbarkeit einander angepaßt werden.

Mit der Rechtskraft der Düngeverordnung ist dies im Rahmen der guten fachlichen Praxis geregelt.

Eine technische Handlungsmöglichkeit der Durchsetzung der Düngeverordnung ist die Behandlung der Gülle mit Nährstoffentlastung.

2. Aufgabenstellung

Zur Weiterentwicklung des Standes der Technik der GÜlleaufbereitung gibt es gegenwärtig viele Initiativen, die meist an den zu hohen Behandlungskosten scheitern.

Die Aufgabenstellung des Vorhabens besteht in der Entwicklung einer wirtschaftlich akzeptablen GÜlleentsorgungstechnologie ohne externe Energieeinspeisung.

Durch Umwandlung der organischen GÜlleinhaltsstoffe in Biogas soll im Gegenteil ein Energieüberschuß erzielt werden, d.h. Ziel ist ein auch ökologisch tragfähiges Aufbereitungsverfahren.

Durch Erprobung und das Ineinandergreifen verschiedener Verfahrensstufen wird ein anwendungsorientiertes Entsorgungssystem zur biologischen Verwertung und Behandlung von SchweinegÜlle für die landwirtschaftliche Praxis in folgender Aufgabengliederung erstellt:

1. Betrieb und analytische Überwachung der Pilotanlagen im Hinblick auf ihre Leistungsfähigkeit und ihre technischen Perspektiven zur Elimination von Stickstoffverbindungen bis zu Konzentrationen entsprechend regionalen Ausbringungsmöglichkeiten sowie der Abtrennung phosphorreicher Fraktionen.
2. Entwicklung und Beurteilung der Möglichkeit, zu vorflutfähigen Abläufen zu gelangen.

Die Projektbereiche Biogasreaktor und Wurzelraumanlage werden als Teilsysteme betrachtet, insgesamt resultiert aber ein geschlossener Verfahrenszug zum Abbau von Nährstoffüberhängen aus konzentrierten Tierhaltungen.

3. Stand von Wissenschaft und Technik

Der Stand von Wissenschaft und Technik der Güllebehandlungstechnologien hat in den letzten Jahren eine umfassende Weiterentwicklung erfahren, wobei wirtschaftliche Restriktionen aber eine hohe Hürde für die breite Einführung neuer Techniken in die Praxis darstellen.

Die Verfahren der Güllebehandlung können durch 2 wesentliche Zielstellungen charakterisiert werden:

- Verbesserung der stofflichen Eigenschaften der Gülle durch Trennung und Rückgewinnung von Wertstoffen in transportwürdiger und gut handhabbarer Form mit definiertem Nährstoffgehalt, die pflanzenbedarfsgerecht und umweltschonend in der Landwirtschaft eingesetzt werden können.
- Teilreinigung mit Bereitstellung einer nährstoffentlasteten Gülleflüssigkeit, die für Bewässerungszwecke verwendbar ist.

Für die erstgenannte Zielstellung wird der Stand der Technik repräsentiert durch:

- mechanische Separierung von Feststoffen mit Siebpressen, Trommelsieben oder Zentrifugen,
- Dosierung von Zusatzstoffen.

Eine Teilreinigung wird durch folgende Verfahren erreicht:

- Aerobe Behandlung im Belebtschlammverfahren,
- Anaerobe Behandlung in Biogasanlagen, zur Stickstoffentlastung gegebenenfalls mit nachfolgenden Aufbereitungsschritten.

Die konventionelle Entsorgungstechnik mit aerober Behandlung in Belebungsanlagen ist für hochbelastete Gülle problematisch, da der erforderliche

Sauerstoffeintrag schnell an technische und wirtschaftliche Grenzen stößt und beträchtliche Mengen Überschussschlamm anfallen. Dieser Überschussschlamm stellt wieder ein Entsorgungsproblem dar.

Aus diesem Grund entsprechen anaerobe Verfahren für diesen Anwendungsbereich zunehmend dem Stand der Technik.

Hier kann auf den energieintensiven Sauerstoffeintrag verzichtet werden und die Überschussschlammproduktion ist gering.

Gleichzeitig wird der Wirkungsgrad der Nutzung von Energie in der biologischen Stoffproduktion gesteigert.

Die anaerobe Güllebehandlung wird mit der Zielstellung der Nährstoffabtrennung oder -elimination dann mit weiteren Aufbereitungsschritten gekoppelt.

Im Rahmen des Förderschwerpunktes „Umweltverträgliche GÜlleaufbereitung und -verwertung“ wurden vom Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie unterschiedliche Vorhaben zur Weiterbehandlung von Abläufen aus anaeroben GÜllebehandlungsverfahren gefördert, um den Stand der Technik dazu weiterzuentwickeln.

Tabelle 1 gibt einen Überblick zu den dazu eingesetzten Verfahrenstechniken (HÜTTNER und WEILAND, 1997).

Anlagenstandort	weitergehende Nährstoffelimination	
	N-Elimination	P-Elimination
Finsterwalde	Dampfstrippung	-

Göritz	Dampfstrippung	-
Lingen	Verdampfung	Verdampfung
Pfaffendorf	Dampfstrippung	Phosphatfällung
Surwold	Ultrafiltration Umkehrosrose	Ultrafiltration Umkehrosrose

Tabelle 1: Überblick zu den eingesetzten Verfahrenstechniken

Die großtechnische Erprobung der Anlagen führte zu positiven Ansätzen für künftige Anwendungen, die durch entsprechende Optimierungsmaßnahmen auch praxisrelevant werden.

4. Konzeption und Aufbau der Pilotanlage

Entsprechend dem Projektansatz gliedert sich das Vorhaben in zwei wesentliche inhaltliche Teile, anaerobe Gülleaufbereitung im Biogasreaktor und anschließende Wurzelraumbehandlung.

■ *Projektbereich anaerobe Güllebehandlung*

Ausgehend von den praktikablen technischen Möglichkeiten wurden innerhalb eines BMBF-Vorlaufprojektes verschiedene Biogasreaktorconfigurationen mit Immobilisierung auf die Abbauleistungen von Schweinegülle geprüft.

Aus den Untersuchungen hat sich das Prinzip des Schlammbedtrektors als das leistungsfähigste erwiesen.

So wurde die Pilotanlage (24 m³ Nettovolumen) (Abbildung 1 und 2) als konstruktiv und technisch einfacher Schlammbedtrektor realisiert.

Mit verkürzender Verweilzeit wurde während der Versuchsphasen ein sich erhöhender Austrag aktiver Biomasse beobachtet mit der Folge empfindlicher Störungen der den Biogasreaktor nachgeschalteten Klärprozesse.

Zur Verminderung dieses Schlammaustrages wurden für die nachfolgend vorgestellten Versuche im oberen Drittel des Reaktors Aufwuchsträger eingebaut. Nach diesem Konzept kann neben der Biomasserückhaltung durch Sedimentation (Schlammbed) auch eine partielle Wirkung als Anaerobfilter erzielt werden.

Für die Trägerschicht wurden relativ große freie Räume gewählt, die einerseits einen ungehinderten Durchfluß sichern, andererseits einen effektiven Rückenhalt für die Schlammbedpartikel gewährleisten. Dem Rechnung tragend wurde eine Schicht aus Drainagerohrabschnitten (1 m stark in Randschüttung) installiert.

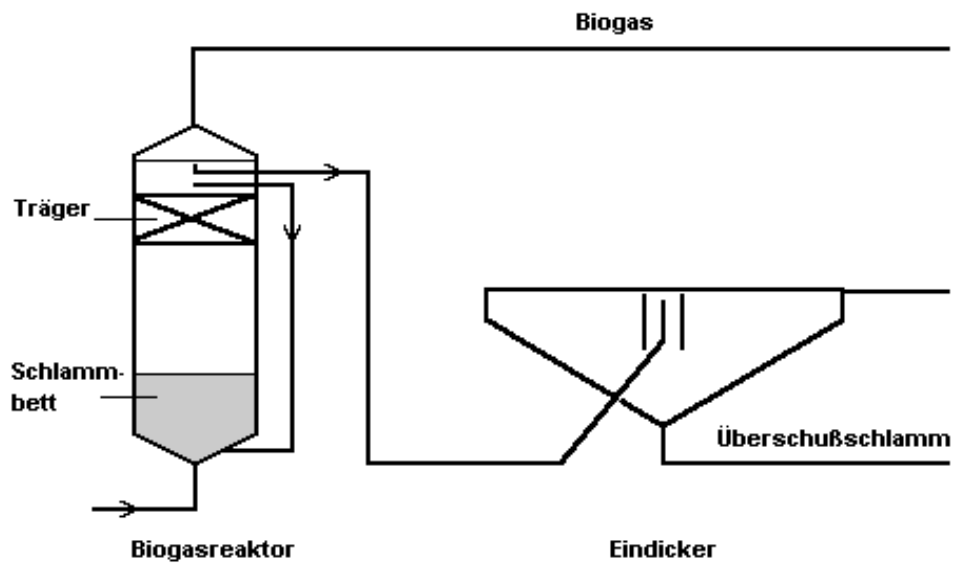


Abbildung 1: Fließbild Pilotanlage 25 m³ - Maßstab

Abbildung 2: Pilotanlage

Das Substrat wird dem Reaktor am Reaktorboden zugeführt, so daß beim Durchstromen des Schlammbettes aufgrund der hohen Konzentration von Biomasse der Hauptabbau der Gülleinhaltsstoffe dort stattfindet.

Gleichzeitig wird ein großer Teil der im Substrat enthaltenen Feststoffe im Schlammbett akkumuliert und dort mit einer längeren Verweilzeit als die der flüssigen Phase abgebaut. Die das Schlammbett verlassende Flüssigphase durchströmt im oberen Reaktorteil die dort gelegene Trägerschicht.

Diese Schicht verhindert einerseits, wie schon angesprochen, einen verstärkten Austrag von Schlammbettpartikeln und bedingt andererseits eine erhöhte Dichte an Biomasse. Diese Biomasse ist sowohl in den freien Lumen des Träger als auch adsorptiv gebunden an seiner Oberfläche lokalisiert.

Zur Regulierung der Schlammбетhöhe und der Belastung des Eindickers durch Feststoffaustrag wird aus dem Reaktor periodisch Bodenschlamm über eine Überschussschlammpumpe ausgetragen. Der Ablauf der Klarphase aus dem Reaktor erfolgt über einen Überlauf oberhalb der Trägerschicht im freiem Gefälle. Der Ablauf wird einem Nachklärer zugeleitet.

Der Nachklärer ist bei einer mittleren hydraulischen Verweilzeit im Biogasreaktor von einem Tag für eine Oberflächenbeschickung von 0,3 m/h entsprechend einer Verweilzeit von ca. 3 Stunden ausgelegt. Eine Schlammrückführung in den Biogasreaktor erfolgt nicht.

Der Überlauf des Eindickers wird der Wurzelraumanlage zugeführt. Das erzeugte Biogas wird in die Gasverwertung der Großanlage vor Ort eingespeist.

Der Überlauf des Eindickers wird der Wurzelraumanlage zugeführt.

■ **Projektbereich Wurzelraumanlage**

Die Konzeption des Wurzelraum-Entsorgungsverfahrens besteht darin, daß in einem komplexen System mit Pflanzen, Bakterien und speziellen

Bodenmischungen als wesentliche Systemparameter die biochemischen Abbaureaktionen mit simultaner Nitrifikation und Denitrifikation ablaufen.

Verfahrenstechnisch umgesetzt wird die Güllebehandlung hierzu auf einer definierten, zum Grundwasser abgedichteten Fläche in intensivierter Form.

Der Flußplan der Wurzelraumanlage entspricht Abbildung 3:

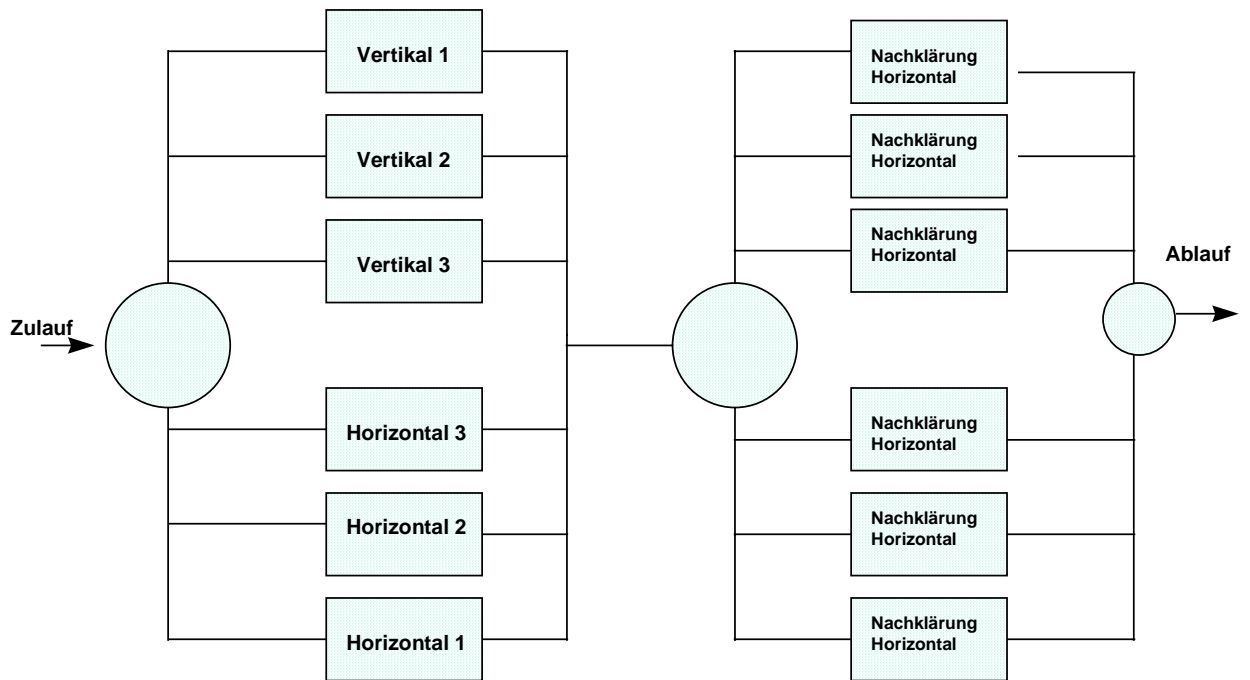


Abbildung 3: Flußplan Wurzelraumanlage

Abbildung 4: Wurzelraumanlage

Die Wurzelraumanlage besteht aus 6 Schwerlast-Entsorgungsbecken (3 mit Horizontal- und 3 mit Vertikalinfiltration) je 250 m² sowie 6 Becken zur Endreinigung (Horizontalbeete) je 125 m².

5. Wissenschaftlich-technische Ergebnisse

5.1. Versuchsdurchführung

Die Pilotanlage wird unter "technischen Bedingungen", d.h. in der Praxis der Güllewirtschaft einer Schweinezuchtanlage betrieben. Dieses bezieht sich nicht auf die Größe der Anlage bzw. auf die durchgesetzte Abwassermenge, sondern auf die sich ständig ändernden Bedingungen des Betriebes. Es herrschen also keine konstanten und beeinflussbaren Randbedingungen.

Für die Anlagenerprobung hat dies den Vorteil, verschiedene in der landwirtschaftlichen Praxis mögliche Betriebszustände zu untersuchen, wissenschaftlich zu bewerten und daraus einen breiteren Erkenntniszuwachs zu erzielen.

Die Pilotanlage wurde neben der großtechnischen GÜlleaufbereitungsanlage der TINOX Tierzucht Nordhausen GmbH errichtet und ist in diese eingebunden (Abbildung 5).

Gülleaufbereitungsanlage Nordhausen

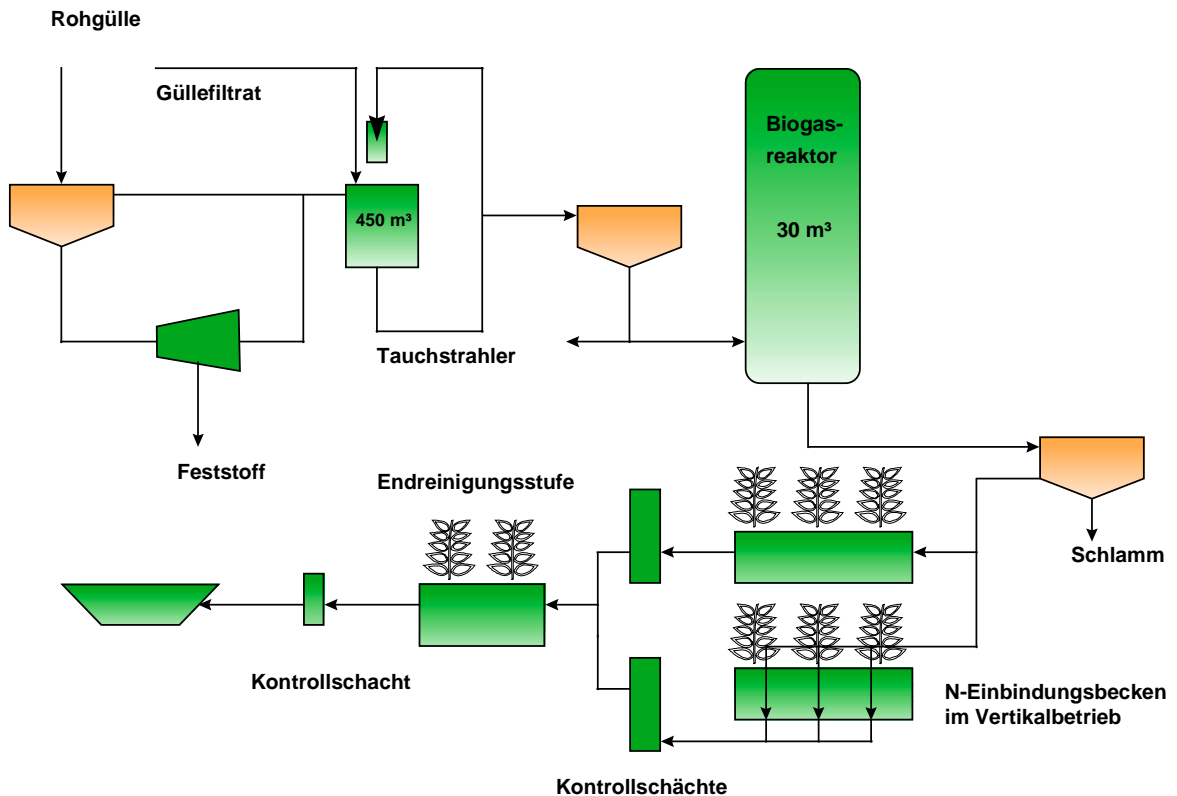


Abbildung 5: Versuchsanlage mit Einbindung zur GÜlleaufbereitungsanlage

Entsprechend dieser Konfiguration wird die Gülle zunächst einer Fest-flüssig-Trennung mittels Preßschneckenseparation unterzogen.

Dabei wird ein schütffähiger organischer Dünger hoher Humusreproduktionsleistung und Nährstoffgehaltes erhalten, d.h. ein erheblicher Teil der Nährstoffe (z.B. 75 % des Phosphors der Gülle) ist in dieser transportwürdigen Fraktion enthalten.

Die Erwärmung der Gülle erfolgt nach einem biologischen Verfahren in einem Tauchstrahlfermentor.

Der Nachteil von Biogasanlagen mit Verarbeitung von Substraten mit geringem Trockensubstanzgehalt wie Gülle aus Schweinezuchtanlagen ist der hohe Energiebedarf.

Die Erwärmung der Frischgülle auf die Fermentationstemperatur ist dabei die dominante Bilanzgröße zur energetischen Bewertung einer Biogasanlage, dafür werden für Dünngülle nach konventionellen Verfahren gegenwärtig noch 30 bis 100 % des erzeugten Biogases benötigt.

In Nordhausen wurde ein Verfahren entwickelt, mit dem der Gaseigenbedarf drastisch gesenkt und damit die Nettogasproduktion auf 85 - 90 % gesteigert wird. Dazu wird die Gülle belüftet. Eine Zentrifugalpumpe fördert die Gülle durch einen Injektor, wobei Luft eingetragen wird. Die Zentrifugalpumpe wird von einem Gasmotor mit variabler Drehzahl angetrieben.

Vor Eintritt in den Injektor wird die Gülle über einen Wärmeübertrager gefördert, der sekundärseitig vom Motorkühlwasser durchströmt wird.

Durch Kombination von Motorabwärme und biologischer Wärme werden o.g. energetische Effekte erzielt.

Die Funktionalität dieser biologischen Erwärmung setzt allerdings eine bestimmte organische Grundlast voraus, die bei voller Belegung der Schweinezuchtanlagen mit 90.000 Schweinen gewährleistet war.

Durch den Abbau des Tierbestandes im Berichtszeitraum (drastisch ab Juli 1996 und zuletzt auf unter 10.000 Schweine) war diese Grundlast nicht mehr gegeben.

Aus diesem Grund wurde im Oktober 1996 ein neuer Wärmetauscher installiert und technisch erprobt, durch den die feststoffentlastete Rohgülle direkt erwärmt werden konnte.

Der Wärmeübertrager (Abbildung 6) ist ein Spiralwärmetauscher, wobei mehrere übereinander angeordnete Links- bzw. Rechtelemente zu hoher Leistung führen. Die Durchströmung der Elemente erfolgt von oben nach unten in Richtung der Schwerkraft, so daß ein Verstopfen durch Feststoffpartikel gering ist.

Auch eine Verschmutzung der Wärmeübertragerfläche wird durch einen spiralförmig gekrümmten Trapezkanal mit einer ausgebildeten Sekundärströmung wirkungsvoll verhindert.

Abbildung 6: Wärmeübertrager

Die Erprobung mit Güllechargen zwischen 0,5 - 8 % Trockensubstanz verlief bis auf anfangs kleine wasserseitige Undichtheiten zufriedenstellend, der Wärmeübertrag war auch im Winter ausreichend.

5.2. Untersuchungsmethodik

Da für diese Untersuchungen kein Modellsubstrat eingesetzt wurde, sondern Gülle aus der täglichen Praxis, traten in der Substratzuführung produktionsbedingte Schwankungen sowie Störungen auf.

Nach solchen Störungen wurden die Versuchsanlagen wieder in den Gleichgewichtszustand versetzt, d.h. Proben wurden grundsätzlich nur im „steady state“ entnommen.

Die Probenahme für den Pilotreaktor erfolgt in den Zuläufen sowie im Überlauf des Eindickers als qualifizierte Stichproben.

Im Bereich der Wurzelraumanlage wurden die Proben im Zulauf und im Ablauf der jeweiligen Beete ebenfalls als qualifizierte Stichprobe entnommen.

Für die Schadstoffanalytik wurden die jeweiligen Tagesproben zu Wochenmischproben vereint.

Alle Proben wurden sofort gekühlt und dem Labor zur Analyse übergeben.

Zur Bewertung der Leistungsfähigkeit beider Verfahrensstufen wurde folgende Analytik eingesetzt:

CSB	DIN 38409 - H 41
BSB ₅	DIN 38409 - H 51
N _K	EN ISO 25663
NH ₄ -N	DIN 38406 - E 5
NO ₃ -N	DIN 38405 - D 9
TS	DIN 38414 - S 2
oTS	DIN 38414 - S 3
Karbonsäuren	DIN 38409 - H 21
pH-Wert	DIN 38414 - S 5

Für die Bewertung der Schadstoffproblematik erfolgte eine Analyse folgender Parameter:

AOX	EN ISO 1485
Cu	DIN 38406 - E 7
Pb	DIN 38406 - E 6
Zn	DIN 38406 - E 8
Cd	EN ISO 5961
Ni	DIN 38406 - E 11
Hg	DIN 38406 - E 12

5.3. Ergebnisse aus der anaeroben Güllebehandlung im Biogasreaktor

5.3.1. Bewertung der Reaktorleistungen mit und ohne Trägerschicht

Der Betrieb des Pilotreaktors als konventioneller Schlammbedtrektor war trotz hoher CSB-Eliminationsraten insofern problematisch, als insbesondere bei kurzen Verweilzeiten ein hoher Schlammaustrag zu verzeichnen war.

Dieser Schlammaustrag führte zu einer Überlastung der Nachklärstufe, so daß im Überlauf des Eindickers vermehrt Schlammteilchen festgestellt werden.

Wegen der kolmatierenden Wirkung suspensiver Bestandteile für den Bodenkörper der Wurzelraumanlage mußte dies wirksam unterbunden werden.

Durch Einbau einer Trägerschicht (Abbildung 1) wurde der Biogasreaktor dahingehend baulich verändert.

Zunächst wurden eine vergleichende Bewertung von Schlammbedtrektor (ohne Trägerschicht) und Hybridreaktor (mit Trägerschicht als Kombination von Schlammbedtrektor und Anaerobfilter im oberen Bereich) vorgenommen.

Tabelle 2 zeigt die Ergebnisse zum CSB- und BSB₅-Abbau im relevanten Temperaturbereich zwischen 33 und 35 °C im Vergleich zur Betriebsweise des Schlammbedtrektors ohne Trägerschicht (mittlere Verweilzeit 5 Tage).

	mit Trägerschicht		ohne Trägerschicht	
	CSB	BSB ₅	CSB	BSB ₅
	mg/l		mg/l	
Zulauf	25 900	4 640	27 100	5 470
Ablauf	5 900	1 190	4 600	1 015
% Abbau	77	74	83	81

Tabelle 2: CSB und BSB₅-Abbau im Vergleich

Mit Trägerschicht wurden pro abgebauten kg CSB 0,24 m³ Biogas produziert, ohne Trägerschicht 0,29 m³.

Dieser Vergleich zeigt wiederum, daß trotz ähnlicher Stoffkennwerte für die organischen Kohlenstoffverbindungen im biologisch vorbehandelten Güllesubstraten unterschiedliche Umsatzleistungen in Ansatz gebracht werden müssen.

Während einer biologischen Vorbehandlung werden natürlicherweise immer vorrangig die leicht utilisierbaren Güllebestandteile abgebaut (Abbildung 7).

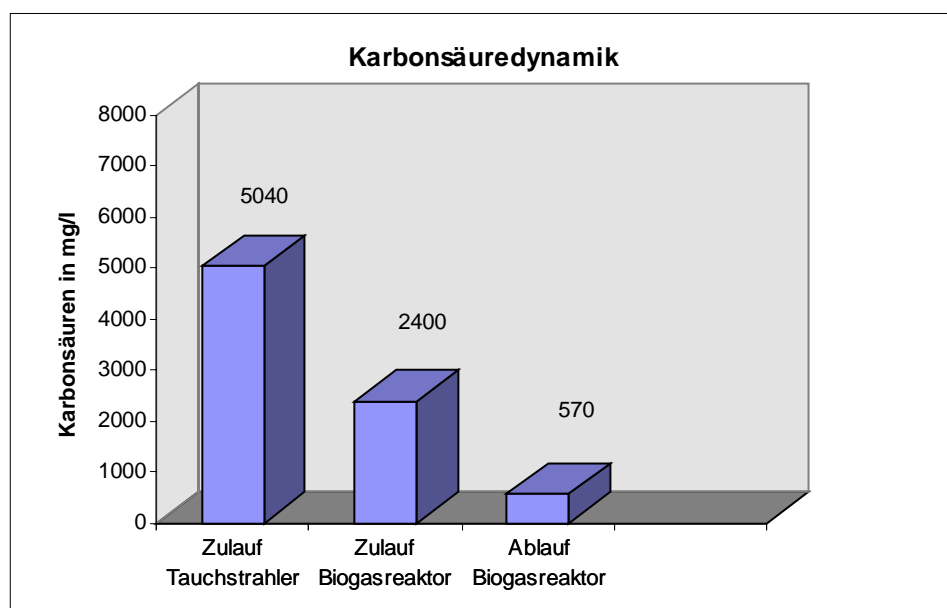


Abbildung 7: Karbonsäuredynamik

Für die nachfolgenden biologischen Stufen verbleiben dann die immer schwerer abbaubaren Kohlenstofffraktionen, wie später für den weitergehenden Abbau in der als Anschlußtechnologie fungierenden Wurzelraumbehandlung noch zu zeigen sein wird. Möglich ist sogar, daß durch Humifizierung oder Inkohlung im anaeroben Stoffwechsel schwer abbaubare Sekundärmetabolite gebildet werden.

Hinweise dazu geben biologisch unterschiedlich behandelte Güllen. Während Schweinegülle nach mehreren aeroben Behandlungsschritten eine hellgelbe Färbung aufweist, ist nach anaeroben Behandlungsstufen immer eine tiefbraune Farbe (Huminstoffe) zu verzeichnen. Diese visuellen Unterschiede konnten im Rahmen des weiteren Versuchsbetriebes auch wissenschaftlich belegt werden.

5.3.2. Bewertung der Reaktorleistung für unterschiedlich vorbehandelte Substrate

Die Substitution der biologischen Erwärmung im Tauchstrahler durch den Wärmetauscher eröffnet die Möglichkeit des Vergleiches der Abbauraten zwischen biologisch behandelter sowie Rohgülle (Abbildung 8 und 9).

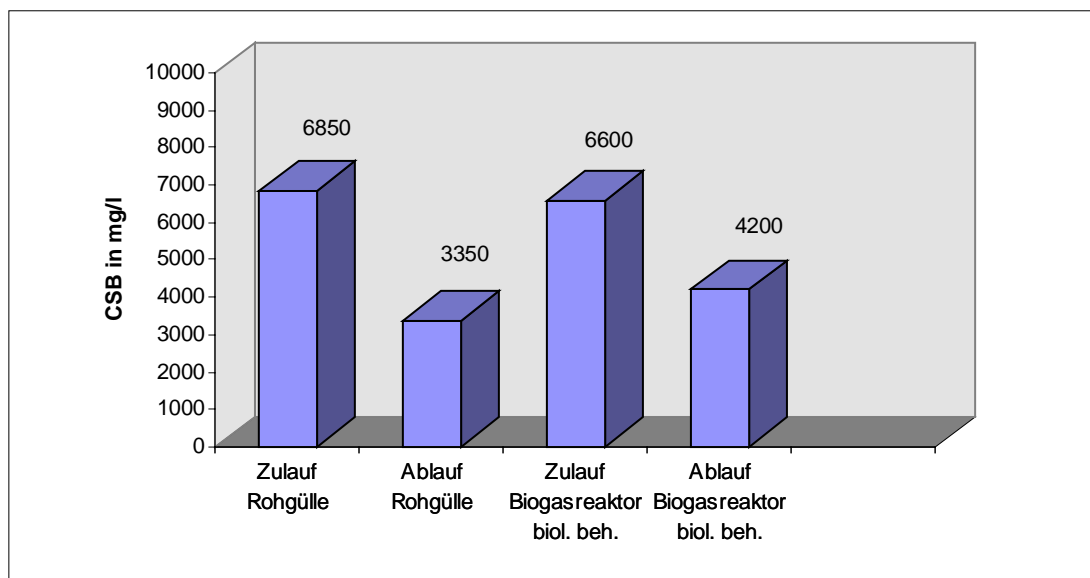
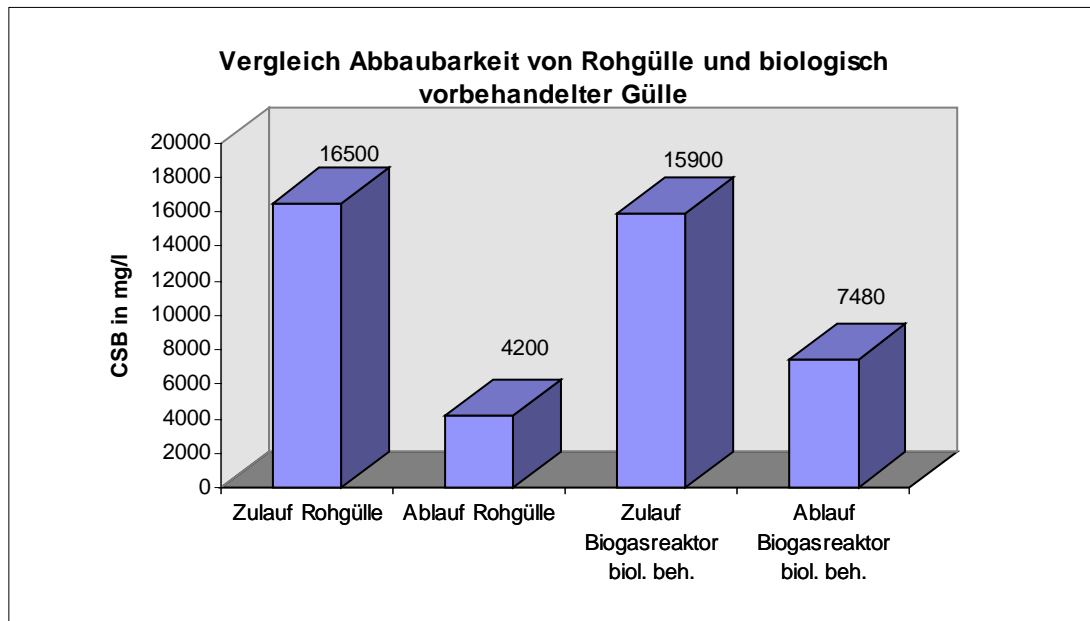


Abbildung 8 und 9 : Vergleich Abbaubarkeit von Rohgülle und biologisch vorbehandelter Gülle

Für gleiche Zulaufkonzentrationen an CSB von etwa 16 g/l CSB im Zulauf bei einer vergleichbaren Raumbelastung von ca. 6,5 kg CSB/m³ x d wurde für Rohgülle ein Abbau von 75 % ermittelt, für die vorbehandelte Gülle ist dieser 53 %. Bei der geringeren Zulaufkonzentration und Raumbelastung (4,5 kg CSB/m³ x d) beträgt der Abbau für Rohgülle 51 %, für behandelte nur noch 39 %.

Offensichtlich liefert der CSB allein keine ausreichende Information, um quantitative Aussagen zum Abbaugrad der kohlenstoffhaltigen Gülleinhaltsstoffe zu machen.

Für die Prüfung von Abwässern auf biologische Abbaubarkeit wird das Verhältnis BSB/CSB herangezogen (PAGGA, 1995).

Geeignete statische Tests wie der Standversuch nach Zahn-Wellens sind dagegen analytisch sehr aufwendig.

Für den CSB/BSB₅ - Vergleich gelten:

$BSB_5/CSB > 0,5$ biologisch abbaubar

$BSB_5/CSB < 0,5$ schwer biologisch abbaubar

Die in Tabelle 3 aufgeführten Meßwerte liefern unter Berücksichtigung der zugehörigen BSB₅-Werte Verhältnisse weit unter 0,5 , so daß auch diese in der Abwassertechnik gebräuchliche Kriterien keine Aussagen zur Bewertung des Abbaugrades liefert.

Offensichtlich ist der BSB₅ auch nicht für die Quantifizierung der anaeroben biologischen Abbaubarkeit geeignet.

Zur Bestimmung werden verschiedene Güllekonzentrationen mit einem definierten, sauerstoffreichen Verdünnungswasser zusammengegeben, beimpft und in gut verschlossenen Testflaschen 5 Tage lang inkubiert. Während der in dieser Zeit stattfindenden Abbauvorgänge wird Sauerstoff gezehrt und aus der Differenz der BSB₅ berechnet. Die methodische Bestimmungsgrundlage besteht also auf aerober Basis.

Die methodische Beurteilung der Abbaubarkeit biologische behandelte Güllefraktionen ist aber nicht Gegenstand des Forschungsvorhabens und soll hier deshalb auch nicht tiefgreifender behandelt werden.

Vielmehr soll die Betrachtung auf die unter Praxisbedingungen erzielten Versuchsergebnisse konzentriert werden.

5.3.3. Bewertung der Reaktorleistung für unterschiedlich belastete Substrate

In diesem Zusammenhang war die Prüfung unterschiedlich belasteter Substrate bei gleicher Vorbehandlung (im Gegensatz zu Punkt 5.3.2.) von Interesse.

Neben der Reaktionstemperatur ist die Größe der Belastung des Biogasreaktors von maßgeblicher Bedeutung für die Abbauleistungen. Die Auswirkungen von unterschiedlichen Prozeßtemperaturen auf den Kohlenstoffabbau ist untersucht und in früheren Berichten beschrieben. Es zeigt sich dabei die bekannte Tatsache, daß unterhalb von 30 °C mit merklichen Einbußen im Abbau zu rechnen ist, was mit einer entsprechenden Verminderung der Reinigungsleistungen konform geht. Aus diesen Gründen wurden die nachfolgende beschriebenen Untersuchungen im Temperaturbereich um 35 °C durchgeführt.

Für die Bewertung der Reaktorleistungen wird meist der Abbau der angebotenen organischen Trockensubstanz herangezogen, der in der Regel sehr gut mit der gebildeten Biogasmenge korreliert.

Für Reaktorsysteme mit Biomasserückhaltung wäre für eine vergleichende Bewertung der Abbauleistung die Einbeziehung der methanogenen Bakterien günstig, deren Bestimmung aber mit Hilfe klassischer mikrobiologischer Methoden bei Gülle als Substrat auf große Schwierigkeiten stößt (BRAUN, 1982).

Andererseits werden durch Aktivitätsmessungen über das bekannte Coenzym F₄₂₀ nur die H₂-utilisierenden Species (ca. 30 %) erfaßt (ZEEUW, 1984).

Für Rührkesselreaktoren konnte in unterschiedlichen Belastungsstufen bei Schweinegülle eine eindeutige Beziehung zwischen Belastung und Abbauleistung nachgewiesen werden. Dabei ist die Abnahme des Abbaus an organischer Trockensubstanz mit steigender Reaktorbelastung charakteristisch (VOLLMER u. LINKE, 1989).

Für Gülle mit geringem Trockensubstanzgehalt hat sich der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB) als Bezugsgröße für die Bewertung des Abbaus als geeigneter erwiesen.

Für die vergleichende Bewertung wurde der Pilotreaktor mit unterschiedlich belasteter Gülle beschickt.

Die Ergebnisse sind in Tabelle 3 zusammengestellt (mittlere Verweilzeit 2,5 d, Reaktionstemperatur 35 °C).

	CSB	BSB₅	CSB	BSB₅	CSB*	BSB₅*
	mg/l					
Zulauf	24.060	4.750	16.500	2.000	9.830	2.630
Ablauf	4.580	1.270	4.200	525	3.090	980
% Abbau	81	73	75	74	69	63

Tabelle 3: CSB und BSB₅-Abbau bei unterschiedlicher Reaktorbelastung (* mittlere Verweilzeit 3 d, Reaktionstemperatur 38 °C)

Für den CSB als Bezugsgröße zeigt sich eindeutig die Abnahme der Abbauleistung mit sinkender Reaktorbelastung, der reaktionskinetische Zusammenhang ist 1. Ordnung.

Dagegen korreliert der BSB₅-Abbau nicht so eindeutig.

Auch die theoretisch anzunehmende Übereinstimmung zwischen BSB₅- und Karbonsäure-Abbau ist nicht beobachtbar (Tabelle 4) (mittlere Verweilzeit 2,5 d, Reaktionstemperatur 35 °C).

	BSB₅	FS	BSB₅	FS	BSB₅*	FS*
	mg/l					
Zulauf	4.750	1.700	2.000	960	2.630	1.790
Ablauf	1.270	710	525	350	980	790
% Abbau	73	59	74	64	63	56

Tabelle 4: Vergleich zwischen BSB₅- und Karbonsäureabbau bei unterschiedlicher Reaktorbelastung
 (* mittlere Verweilzeit 3 d, Reaktionstemperatur 38 °C)

Die ermittelten CSB-Abbauleistungen von über 80 % bei praxisrelevanten Zulaufkonzentrationen von über 20.000 mg/l beziehen sich auf eine Verweilzeit von 2,5 Tagen.

Für die Auslegung gülleverarbeitender Reaktoren mit Biomasserückhaltung nach dem Schlammbedtkonzept sollte dies beachtet werden.

5.3.4. Nährstoffdynamik

Die Dynamik der Nährstoffe zeigt für anaerobe Bedingungen das gewohnte Bild. Der organische Stickstoff wird in Ammonium-N überführt, wobei die für den anaeroben Abbau übliche 90 %ige Ammonifizierung aber nicht erreicht wird.

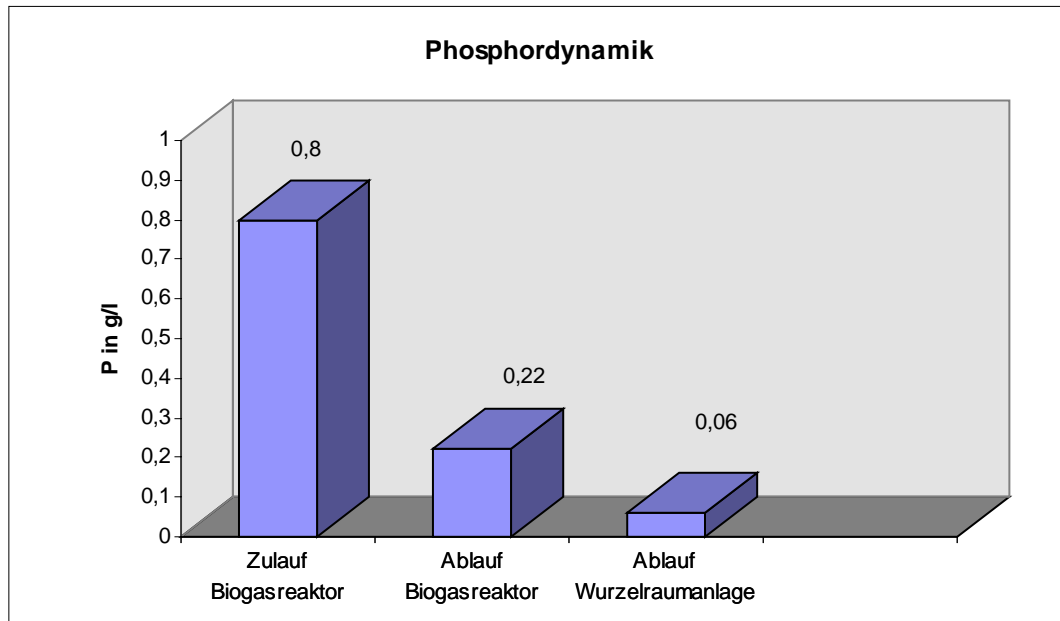


Abbildung 10: Phosphordynamik

Für Phosphor ist die Akkumulation in der Schlammfraktion kennzeichnend.

Die Verlagerung ist mit einer erheblichen Reduktion der Phosphorkonzentrationen in der Flüssigphase verbunden, die sich nach der Wurzelraumbehandlung weiter auf 60 mg/l reduziert.

Betrieben mit Phosphorüberhängen kann somit eine praktikable Möglichkeit der Verlagerung in transportwürdige Fraktionen mit Export aus den Überschußgebieten angeboten werden.

5.4.2. Ergebnisse aus der Erprobung der Wurzelraumanlage

5.4.1. Vorbemerkung

Nach den Erfahrungen aus drei ausgewerteten Betriebsjahren an der Wurzelraumanlage Nordhausen und nach vorangegangenen Erfahrungen an anderen Anlagen kann kein Zweifel daran bestehen, daß aus stickstoffreichen Abwässern häuslicher, gewerblicher und industrieller Herkunft Stickstoff in Mengen von mindestens 15 bis 20 Tonnen pro Jahr und Hektar durch solche Anlagen entfernt werden kann.

Die Versuchsanlage **NORDHAUSEN** hat bestätigt, daß dieses Leistungsniveau auch an Abläufen aus der Biomethanisierung von Schweinegülle verifiziert wird. An dieser Anlage haben die Untersuchungen ergeben, daß möglicherweise damit noch nicht das Ende der technischen Leistungsfähigkeit erreicht ist. Darauf wird in Folgenden näher eingegangen werden.

Obleich das Projekt **NORDHAUSEN** sich an einer technischen Fragestellung orientiert und obgleich in diesem Sinne auch Versuchsdurchführung und Auswertung angelegt sind, haben sich dennoch bestimmte Konsequenzen ergeben, die nicht nur von allgemeinem wissenschaftlichen Wert sind sondern auch für das Abwasserwesen und insbesondere für die sogenannten „Pflanzenkläranlagen“ von Bedeutung sind.

Von daher ist es besonders ärgerlich, daß inzwischen und aus allseits bekannten Gründen der Schwerpunkt der wissenschaftlich-technischen Entwicklung sich ins Ausland verlagert hat und daß dieses wichtige Gebiet in der Bundesrepublik Deutschland weitgehend in die Hände von Hobbyökologen, Nacherfindern und schlichten „Kunsträubern“ geraten ist, die sich ungeniert des Wenigen was publiziert wurde bedienen.

Daß die „konventionelle Abwassertechnologie“ dieses nicht ungerne sieht, ist bekannt und wird voll verstanden.

Daß eine für unser Geld und unsere Umwelt verantwortliche Politik solches mitträgt oder doch zum mindesten in weiten Bereichen durch Untätigkeit das Gesetz des Handelns auf diesem Gebiet aus der Hand gegeben hat, ist unakzeptabel.

Hier bestimmen untergeordnete Behörden und Fachverbände, was wie zu geschehen hat und was nicht geschehen darf. So ist es - mit dem oben skizzierten Resultat - seit dem Jahre 1974 geschehen, nachdem die weltweit erste Schilfkläranlage **hier in der Bundesrepublik** installiert wurde - nach langen Grundlagenuntersuchungen an der Hochschule.

Sie funktioniert bis zur Stunde mit besten Ergebnissen.

In diesem insgesamt düsteren Gemälde (was die Bundesrepublik angeht) fehlt es indes nicht an punktueller Einsicht und an ermutigenden Aktivitäten verantwortlicher und fördernder Institutionen.

Auch das Pilotprojekt **NORDHAUSEN** verdankt seine Existenz der einsichtigen und großzügigen Förderung durch den **BUNDESMINISTER FÜR FORSCHUNG UND TECHNOLOGIE**.

Auch ist es keineswegs so, daß dieses Projekt mit der bevorzugten und erleichterten Bewilligung von Projekten in den „neuen“ Bundesländern in Zusammenhang steht.

Vielmehr ist dieser Forschungsbereich bereits vom Jahre 1986 an durch eben dieses Ministerium *m a s s i v* unterstützt worden.

Nicht zu vergessen, daß der spätere Bundesminister PROF. DR. K. TÖPFER bereits während seiner Amtszeit in Rheinland-Pfalz im Jahre 1984 sich der Einführung dieser Technologie nachdrücklich angenommen hat.

Auch die **DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT** hat die Grundlagenuntersuchungen zu dieser Technologie sehr unterstützt und - dieses als interessante Nebenbemerkung - den Terminus „Wurzelraum-Entsorgung“ als Kennwort für entsprechende Vorhaben geschaffen.

In unseren Dank schließen wir zahlreiche Institutionen und Privatpersonen aus dem In- und Auslande ein, ohne deren Förderung und Ermutigung diese Technologie nicht überlebt hätte.

Wir freuen uns aufrichtig, daß wir dem **BUNDESMINISTERIUM FÜR FORSCHUNG UND TECHNOLOGIE** diesen Bericht vorlegen können, der die großzügige Zuwendung von Mitteln auch nachträglich rechtfertigt.

5.4.2. Versuchsjahr 1996

Das Versuchsjahr 1996 diente der weiteren Abklärung von Fragen, die sich aus den Befunden der vorangegangenen Versuchsjahre ergaben.

Darauf konnten zum Teil eindeutige Antworten gefunden werden. Vor allem wurde die Kinetik des C - und N-Abbaus weiter abgeklärt.

Dadurch gelangt man zu einem vertieften Verständnis der im Boden ablaufenden biochemischen Prozesse.

Vor allem aber wird das Verhalten solcher Anlagen bei der N- und C-Elimination im technischen Betrieb überschaubarer, die Ergebnisse werden übertragbar und die wirtschaftlichen Perspektiven prognostizierbar.

Das bereits vorliegende Datenmaterial wird durch die Ergebnisse aus dem Versuchsjahr 1996 insofern **w i r k s a m** ergänzt und untermauert, als es sich bei den Versuchsergebnissen aus 1996 um **v ö l l i g r a n d o m i s i e r t e s** Material handelt, das unter den denkbar unterschiedlichsten Versuchsbedingungen erhalten wurde.

Diese Versuchsbedingungen beziehen sich

- auf die variablen Zulaufmengen
- auf die variablen Zulaufkonzentrationen für C und N
- auf die Präsenz oder Absenz von Nitrat neben Ammonium und anderen reduzierten N-Verbindungen
- auf die sehr unterschiedlichen Temperatur- und Verdunstungsverhältnisse, sowie
- auf die Wahl der vergleichenden Analysenzeitpunkte für Zu- und Ablauf unter völliger Vernachlässigung der Verweildauer d.h. ohne Möglichkeit des Replikenvergleichs.

Die Auswertung der Meßdaten wird hierdurch zwar nicht gerade erleichtert; es müssen gewissermaßen sämtliche „Kreuz- und Querverweise“ herangezogen werden.

Im Grundsatz finden die methodischen Prozeduren für MONTE-CARLO-Situationen Anwendung.

Ergänzt werden die Auswertungsschritte durch die sogenannten INTUITIVEN ERFASSUNGSMETHODEN nach DODSON (in D.R. HARTREE, Numerical Analysis, Oxford Univ. Press 1952), die von I. KUSZER und A. KODRE (Mathematik in Physik und Technik, Berlin Heidelberg, New York 1993) einer positiven kritischen Würdigung unterzogen wurden.

Das nunmehr vorliegende Datenmaterial wurde unter Verwendung der notwendigen mathematischen Operationen auf die zentrale Aufgabe der Ermittlung kinetischer Größen hin aufgearbeitet.

Die entsprechenden Resultate der Aufarbeitung befinden sich im Anhang.

1. GEMESSENE DATEN,
2. LEISTUNGSDATEN,
3. OPERATIVE DATEN.

Hierbei vermitteln die LEISTUNGSDATEN zu den Ergebnissen aus den vorangegangenen Versuchsjahren und zu den entsprechenden Berichten.

Eine Zusammenstellung der Daten aus 1996 und ein Vergleich mit den Leistungen der vorangegangenen Versuchsjahre läßt - neben den kinetischen Auswertungen - ebenfalls Rückschlüsse auf den Zustand der Versuchsbeete, dessen Veränderung und auf die Art des Geschehens beim Abbau der Laststoffe zu.

Zunächst aber sollen die Betriebsumstände für 1996 beschrieben werden.

Hierzu ist anzumerken, daß der überaus lange und kalte Winter 1995/1996 eine Versuchsaufnahme vor dem April 1996 nicht zuließ.

Ebenso wurde durch den starken Kälteeinbruch bereits im Oktober 1996, der sich dann in einer extremen Kälteperiode im Dezember 1996 wiederholte, das Jahresende 1996 für die Auswertung in Frage gestellt.

Immerhin zeigte sich, daß die Anlagen selbst - wenigstens für eine gewisse Zeit - solchen extremen Kälteeinbrüchen widerstehen und w a s s e r g ä n g i g bleiben.

Auch die Anlage **NORDHAUSEN** kam n i c h t durch Zufrieren der Beete zum Funktionsstillstand, sondern durch Z u f r i e r e n d e r Z u l e i t u n g e n.

Es wurde im Zusammenhang mit dem Wurzelraumverfahren des öfteren darauf hingewiesen, daß selbst in kälteren Wintern bzw. in höheren Breiten die Funktionen - wenn auch mit geringen Leistungseinbußen - erhalten bleiben.

Obwohl die ungewöhnlich zögerlich verlaufende Entwicklung der Vegetation in der Versuchsanlage NORDHAUSEN bisher n i c h t zur Bildung eines isolierenden Auflage(F)-Horizontes geführt hat, war der durchwurzelte Oberboden f ü r s i c h a l l e i n bereits in der Lage, dem Eindringen des Frostes beträchtlichen, wenn auch nicht ausreichenden Widerstand entgegenzusetzen.

Recht massiv wurde die Abbauleistung beeinträchtigt, vor allem für reduzierte N-Verbindungen (Ammonium).

Das ist nicht verwunderlich, ist doch der kinetische Koeffizient für die Ammoniumoxidation so temperaturabhängig, daß bei Temperaturen unter 10 °C kaum noch eine Nitrifizierung stattfindet. Dem tragen auch die Regularien für die Mindestabbauleistungen von kommunalen Kläranlagen dadurch Rechnung, daß sie als Bewertungszeitraum sich auf die Zeit zwischen dem 1. Mai und dem 31. Oktober beschränken (Abbildung 11).

Von Interesse sind in diesem Zusammenhang die im Winter 1997 ermittelten Ergebnisse (siehe Punkt 5.4.3.3.).

Abbildung 11: Vergleich der Reinigungsleistung

Auch optisch war im Versuchsjahr 1996 - wodurch immer veranlaßt - deutlich zu erkennen, daß sich die Vegetation und damit die isolierende Auflage und die rhizogene Strukturierung des Bodens *n i c h t* „o r d n u n g s g e m ä ß „ entwickelt haben.

Neben der Leistungseinbuße war auch die Tiefenentwicklung nicht weiter fortgeschritten und umfaßte - wie im Vorjahr - lediglich die oberen 20 cm, d.h. 1/3 des Wirkvolumens.

Hingegen unterblieben im durchwurzelten Bereich jegliche Kollabierungserscheinungen des Bodenkörpers und damit des hydraulischen Leistungsvermögens.

Gegenüber dem **Kf-Wert** aus dem Vorjahr mit $1,6 \times 10^{-4}$ m/sec ermittelten wir im Jahre 1996 Durchlässigkeitsbeiwerte (**Kf**) zwischen $8,1 \times 10^{-5}$ m/sec und $2,5 \times 10^{-4}$ m/sec.

Für die Bewertung der Hydraulik gelten die gleichen Grundsätze wie sie im Bericht für 1995, S. 103 - 110 dargelegt wurden.

Neue Gesichtspunkte haben sich *n i c h t* ergeben.

Für die Volumenreduktion und die darauf basierenden Frachtberechnungen wurden die „Normalwerte der Monatsverdunstungen „ zu Grunde gelegt (Abbildung 12 und 13).

Abbildung 12 : Evapo-Transpiration über Phragmites
Frühjahr und Frühsommer ungewöhnlich warm

Abbildung 13: Evapo-Transpiration über Phragmites
Sommer und Herbst ungewöhnlich heiss

Im vergangenen Jahre wurde auf Grund der Klimadaten auf die Werte für ein „Trockenheies Jahr“ zurückgegriffen.

EVAPO-TRANSPARATION ÜBER PHRAGMITES			
in mm/Monat			
Monat	NORMALJAHR	EXTREM TROCKEN - HEISS	
		IM FRÜHJAHR	IM SOMMER/HERBST
		*	**
Januar	30	47	30
Februar	52	92 (!)	51
März	71	142 (!)	70
April	100	198 (!)	100
Mai	150	226 (!)	150
Juni	220	225	220
Juli	305	310	320
August	305	320	385 (!)
September	210	168	260 (!)
Oktober	105	118	232 (!)
November	50	81	52
Dezember	30	39	40
Insgesamt	1.628	1.996	1.910

Tabelle 5 : EVAPO-TRANSPARATION ÜBER PHRAGMITES in mm/Monat

Die Durchschnittswerte für ein „Normales Jahr“ basieren auf umfangreichen Messungen durch zahlreiche Autoren und auf eigenen Untersuchungen an Lysimetern in Bielefeld, Othfresen, Witzenhausen und Grünstadt.

Zwei abweichende Verdunstungstypen für trocken-heiße Jahre ergeben sich für ungewöhnliche Trockenheit und Wärme über das ganze Jahr, so können auch in Mitteleuropa Jahresverdunstungen von 2.500 mm und mehr bei Tagesverdunstungen bis zu 30 mm (!) erreicht werden.

Siehe auch: KRAFT, H. Zschr. Wasser und Abwasserforschung 17, Seite 12-15 (Weinheim 1984).

Voraussetzung für maximale Verdunstung ist eine **s t ä n d i g e** Wassersättigung (Hydromorphie) des Standortes. Bei Wurzelraumanlagen ist diese gegeben.

Auf den ersten Blick scheint sich die Abbauleistung sämtlicher Beete im Jahre 1996 gegenüber dem Jahre 1995 deutlich zurückentwickelt zu haben, und zwar für den Ammoniumabbau und den CSB in vergleichbarem Maße.

Lag die Spezifische Flächenleistung im Jahre 1995 für die **H- und V-Beete** noch bei **95,4 g/m² x d CSB** im Sommermaximum und für den Referenzmonat Oktober immerhin noch bei **33,4 mg/m² x d**, so liegen die entsprechenden Ergebnisse für 1996 bei **79,8 g/m² x d** (Sommer Spitze) bzw. bei **23,2 g/m² x d** im Oktober (die mittleren Leistungen über die gesamte Versuchszeit verhalten sich ähnlich).

Für den Stickstoff (N_{ges}) gilt Ähnliches.

Die mittlere Eliminationsleistung für 1995 liegt bei **7,96 g/m² x d**, während sie für die **H- und V-Beete** im Jahre 1996 bei nur **3,3 g/m² x d** liegt.

Dieser erste Eindruck täuscht.

Ursache für die scheinbare Minderleistung sind die wesentlich tieferen Zulaufkonzentrationen für N- und C-Verbindungen im Jahre 1996 im Vergleich zu denen im Jahre 1995.

Während nämlich der Versuchsanlage im Jahre 1995 Zuläufe mit **CSB-Konzentrationen** zwischen **3.000 mg/l** und **6.500 mg/l** zugeführt wurden, lag der Konzentrationsbereich 1996 „nur“ zwischen **2.100 mg/l** und **4.200 mg/l**. (Alles bei verhältnismäßig gleichmäßiger Verteilung der Konzentrationen im Gesamtfeld).

Im Prinzip gilt dieses auch für die scheinbare Minderleistung beim N-Abbau. Hier liegen die Zulaufkonzentrationen im Schnitt des Versuchsjahres 1995 bei **833 mg/l N_{ges}**, im Jahre 1996 jedoch „nur“ bei **535 mg/l**.

Aus der graphischen Darstellung (Abbildung 14) ist ersichtlich, daß sich die Leistungsreduktion für CSB als Funktion der Zulaufkonzentration **C₀** einwandfrei als konform mit dem Integral über den Ausdruck für eine Reaktion 1.ter Ordnung in Verbindung mit einer zunehmenden Komponente 0.ter Ordnung nach MICHAELIS-MENTEN erweist - eine Interpretation, die bereits im Bericht für 1995 angedeutet wurde und in diesem Bericht zur Grundlage kinetischer Berechnungen gemacht wird.

Abbildung 14: Abbauleistung für N_{ges} und CSB in Abhängigkeit von der Zulaufkonzentration C_0

Hochinteressant sind die entsprechenden Befundungen für den Abbau von N_{ges} . Zwar steigt auch hier die Flächenleistung mit der Zunahme der Zulaufkonzentration C_o an, doch ist dieser Anstieg **überproportional** und deutet daher die Beteiligung einer Reaktion **höherer Ordnung** an. In der graphischen Darstellung wurde ein Leistungsergebnis für eine noch höhere N-Konzentration, nämlich für **$C_o = 4.100 \text{ mg/l}$** miteinbezogen (BRITISH STEEL, Llanwern, geplant 1985 durch KICKUTH und GILL, erbaut 1986 durch ROOT ZONE LTD, U.K.) [Tabelle 6].

Tabelle 6: British Stell

Es tritt deutlich zu Tage, daß die Vermutung es könne Ammonium auch auf einem anderen Wege als durch vollständige Nitrifikation aus dem System entfernt werden, mehr und mehr an Wahrscheinlichkeit gewinnt.

Im Jahresbericht für 1995 und ebenso in der Antragstellung wurde bereits dieses Thema erörtert. Hingewiesen sei auch auf die grundlegenden Arbeiten von R. PREUSSMANN zur Kinetik der Nitrosierung (Gottlieb-Duttweiler-Institut 1981) und R. KICKUTH und MITARBEITER (F. KRÄMER u.a. „Sauerstoffbilanzen des Ammonium-Abbaus in durchwurzeltten Bodenkörpern, Kassel 1990).

5.4.3. Versuchsjahr 1997

5.4.3.1. Versuchsbedingungen

Wie unter Punkt 5.4.2. bereits dargelegt, hatte das Projekt „**NORDHAUSEN**“ von Beginn an unter zahlreichen Unzulänglichkeiten zu leiden.

Diese konnten zwar im Laufe der Jahre größtenteils überwunden werden, bestimmen aber dennoch bis in die Gegenwart den Zustand und das Leistungsbild der Anlage.

Im Versuchsjahr ist als weitere Schwierigkeit die zunehmende Knappheit an Schweinegülle und damit an Abläufen aus der Biogasanlage = Zuläufen zur Wurzelraumanlage eingetreten.

Wegen der praktisch vollständigen Aufgabe der Schweinehaltung durch die TINOX mußte die Wurzelraumanlage zum Teil aus Güllevorräten beschickt werden. Hierdurch kamen im Vergleich zu den vorangegangenen Jahren noch stärkere Amplituden in der Menge und Art der Beschickung zustande.

Vor allem ließen sich saubere Repliken zwischen Zulauf - und Ablaufverhältnissen - bis auf wenige Ausnahmen - nicht mehr herstellen. Hierdurch waren punktuelle Leistungsnachweise ausgeschlossen; ebensowenig ließen sich Verweilzeiten und Verweilvolumina auf breiterer Befundungsbasis darstellen. Daß dieses dennoch - und zwar mit interessanten zusätzlichen Informationen - gelungen ist, wird im Folgenden dargestellt werden.

Es besteht einige Hoffnung, daß durch Wiederaufnahme der Tierhaltung in der einen oder anderen Form wiederum Gülle oder Biogasabläufe verfügbar werden die den Weiterbetrieb der Wurzelraumanlage gestatten.

Denn: Obwohl die Entwicklung des Pflanzenbestandes, die „Erziehung“ der unterirdischen Pflanzenorgane (Wurzeln und Rhizome) und die davon abhängige Erschließung des Bodenkörpers in der Tiefe aus technischen (im wesentlichen bautechnischen) Gründen nicht zufriedenstellend realisiert werden konnte, hat sich der Leistungseinbruch des Jahres 1996 als **n u r v o r ü b e r g e h e n d** erwiesen. Das Leistungsbild des Jahres 1997 knüpft exakt an das des Jahres 1995 an und übertrifft es in mancher Hinsicht.

Das Gesamtverhalten der WR-Anlage im Jahre 1997 läßt sicher darauf schließen, **d a ß s i c h i m d u r c h - w u r z e l t e n B e r e i c h d e s B o d e n s e i n e m i k r o b i e l l e B i o z ö n o s e e t a b l i e r t h a t, d i e a u f d i e M e t a b o l i s i e r u n g v o n S t i c k s t o f f v e r b i n d u n g e n e i n g e s t e l l t i s t. D i e s e s a u c h w ä h r e n d d e r k ä l t e r e n J a h r e s - z e i t.**

Es besteht Grund zu der Annahme, daß Nitrifikation und Denitrifikation in einem durchwurzelten Bodenkörper auch während der Wintermonate in einem größeren Umfange stattfinden als in offenen Wasserkörpern. Das steht ganz im Einklang mit Beobachtungen und daraus entwickelten Praktiken in Landwirtschaft und Bodenkunde.

Für die Bewertung der Ergebnisse und deren Übertragbarkeit ist wiederum das Prinzip der Auswertung im Jahre 1997 von ausschlaggebender Bedeutung. Abgesehen von den außerordentlich stark schwankenden Zulaufbedingungen („Gülleknappheit“ verbunden mit der nicht ganz zufriedenstellend gelösten Steuerungstechnik der Pumpen in Verbindung mit der Ablaufregulierung läßt phasenweise Zweifel zu, ob stets unter „saturated flow“ - Bedingungen gearbeitet wurde), konnte der Einfluß der Atmosphärrillen auf die Verdunstung und die Reinigungsleistung nur „terrassenartig“ berücksichtigt werden.

Als gegeben muß hingenommen werden, daß die Ablaufergebnisse **k e i n e R e p l i k e n** der Zulaufereignisse darstellen; **e s b e s t e h t a b e r a u c h k e i n e S y n c h r o n i z i t ä t a k t u e l l e r W e t t e r l a g e n**

(Niederschläge, Temperaturen, Windbewegung → Sättigungsdefizite) mit den Flow - Messungen zu den Probenahme - Terminen.

Wenn auch glücklicherweise im Jahre 1997 Verdunstungsverluste und damit die *F r a c h t m i n d e r u n g e n* erfaßt wurden, so lassen diese Messungen sich lediglich zu *M o n a t s e r e i g n i s s e n* zusammenfassen.

Das ist auch so geschehen, führt aber zu einer gewissen „Terrassendynamik“ in den Leistungsbildern, die realiter natürlich viel kontinuierlicher verlaufen.

Immerhin müssen 1. die Variabilität in den Zuläufen, 2. die „Nichtsynchronizität“ der Messungen, 3. die abschnittsweise vorgenommenen Messungen von Zu- und Ablaufmengen und 4. der „autonome“ und nicht detailliert in den Belastungs- und Leistungsverlauf einzuspiegelnde Witterungsablauf sich *s t a t i s t i s c h* im Sinne einer Nivellierung und Ausgleichung der positiven wie negativen Abweichung von den „wahren“ Ergebnissen auswirken.

Wie „verlässlich“ eine solche **MONTE-CARLO** - Vorgehensweise (Punkt 5.4.2., Seite 29) tatsächlich ist, zeigt beispielsweise die Wertetabelle für die C/N-Relationen der organischen Substanzen in den Zu- und Abläufen.

Hier erhält man aus einem „Wust“ von Einzelergebnisse mühelos Werte von 3.87 für die Zuläufe bzw. 3.82 für die Abläufe in einem naiven mathematischen Zugriff. Es wird bisweilen der Verdacht geäußert, daß die auffällige Abhängigkeit der Leistung einer Wurzelraumanlage von der Verdunstungslage eine Art von „optischer Täuschung“ bzw. die Folge eines undurchsichtigen „Multiplikationsmanövers“ sei.

Die Anlage **NORDHAUSEN** ist nun allerdings *n u r* ein weiteres Beispiel dafür, daß dieses nicht der Fall ist. Einerseits haben zahlreiche Messungen - so auch in **NORDHAUSEN** - nunmehr schlüssig erweisen, daß in Mitteleuropa die Evapo-

Transpiration aus Großröhrichten und ständig hydromorphen Bodenkörpern tatsächlich zwischen 1300 und 1600 mm (brutto) im Jahres beträgt.

Andererseits ist es weder in **NORDHAUSEN** noch bei irgend einer anderen Anlage dieses Typs zu den anfänglich befürchteten „Aufkonzentrierungen“ der Schmutzfrächte gekommen. Diese werden tatsächlich durch die Verdunstungsverluste während der Passage „ständig aufkonzentriert“.

Dieses aber bewirkt einen ebenso ständigen „shift“ der Abbauvorgänge in den Bereich der wirksamen höheren Konzentrationen (bei Abbauvorgängen nach 1.er Ordnung).

Die Volumenreduktion des flow (Q) bewirkt - anders ausgedrückt - eine Verlängerung der Verweildauer (t). Zum anderen bewirken die bei hohen Verdunstungslagen *s t e t s* auch höheren Temperaturen (T) eine weitere Begünstigung der Abbauvorgänge.

So kommt es praktisch niemals zur Akkumulation von Laststoffen im Ablauf, die das Niveau der Dimensionierungsvorgaben überschreiten, *w o h l a b e r z u e i n e m F r a c h t a b b a u*, der die Anforderungen und Erwartungen zum Teil weit übertrifft.

Ohne hier das Problem von Umweltrelevanz von *K o n z e n t r a t i o n e n* einerseits und *F r ä c h t e n* andererseits zu erörtern (welche selbstverständlich die Vorflutverhältnisse maßgebend in Betracht zu ziehen hat), werden im Folgenden doch die Auswertungen und die Bewertung der Leistung *a u s s c h l i e ß l i c h* auf der Grundlage der *F r a c h t e l i m i n a t i o n* durchgeführt.

Der Betrieb der Versuchsanlage **NORDHAUSEN** vollzog sich zweifellos unter Extrembedingungen, welche die Marge „Technischer Versuchsbedingungen“ weit überschritten.

Mit Sicherheit lassen sich bei „technischer“ Anwendung des Verfahrens, sei es zur Behandlung von Abläufen aus Biogasanlagen, sei es zur Direktbehandlung von Gülle-Bedingungen zur Vergleichmäßigung bzw. Verstetigung von Flow, Konzentration und Zusammensetzung schaffen mit denen eine noch höhere technische Effizienz und eine bessere „Durchschaubarkeit“ dieser Technologie erzielt werden können.

Bei den derzeitigen Gegebenheiten der Versuchsbedingungen ist es weder möglich, zwischen der Leistung der Horizontalvarianten **H** und der Vertikalvarianten **V** gesichert zu unterscheiden, noch ist es angezeigt mehr als nur grobe kinetische Vorstellungen und Formalismen für die Kinetik der Abbauvorgänge zu entwickeln. Die folgende Abbildung zeigt z.B. den Leistungsverlauf für den N-Abbau in den **H** und **V** - Varianten (Abbildung 15).

Diagramm Abbauleistungen -6- 5.4.2.2.

5.4.3.2. Bewertung der Abbauleistungen

Daß die Auswertung der Versuchsdaten besonderen „Regeln“ zu folgen hat und daß die Leistung der Versuchsglieder in den Versuchsmonaten weder auf einfache Weise mit der Zusammensetzung der Zuläufe, der jahreszeitlichen Verdunstungslage bzw. den Bodentemperaturen in Zusammenhang zu bringen ist, zeigen einige Abbildungen zur Zusammensetzung der Zuläufe.

Hierin kommt nicht nur die stark schwankende Konzentration der Zuläufe zum Ausdruck, sondern auch die Variabilität in den Mengenverhältnissen der stickstoff- und kohlenstoffhaltigen Komponenten.

Da diesen Verhältnissen in der Abwassertechnik üblicherweise große Bedeutung beigemessen wird, liegt die Vermutung nahe, daß auch die Abläufe aus der Biomethanisierung entsprechend ihren jeweiligen C/N-Verhältnisse **u n t e r - s c h i e d l i c h** schnell abgebaut werden.

Das ist überraschenderweise in der Wurzelraumanlage **NORDHAUSEN** **n i c h t** der Fall. Schon in den Vorjahren zeigte sich, daß von einer „following up“ Oxidation des Ammoniums und seiner org. Derivate in Bezug auf die Kohlenstoff-Verbindungen nicht die Rede sein konnte.

Im Versuchsjahr 1997 stellte sich zudem heraus, daß der Abbau von Stickstoff- und Kohlenstoffverbindungen auch unabhängig von deren Relationen zueinander war. Zu den weiteren Merkwürdigkeiten beim Abbau dieser sehr „unphysiologisch“ zusammengesetzten Abläufe gehört der prozentual gleichsinnige Angriff der Vorgänge auf CSB und BSB.

■ WASSERBILANZEN DER VERSUCHSBEETE

Im Versuchsjahr 1997 war es erstmals möglich, Zulaufmengen und Ablaufmengen der Schwerlastbeete zuverlässig zu ermitteln. Da auch die Niederschläge während des Versuchszeitraumes von Februar bis Oktober registriert wurden (siehe Anhang), läßt sich für den Schwerlastbereich eine Wasserbilanz erstellen.

Somit gewinnt man auch ein Bild über die **wahren** Verdunstungsverhältnisse aus

$$\mathbf{Z - E + N = A}$$

und

$$\mathbf{E = Z + N - A}$$

(**Z** = Zulaufmenge; **A** = Ablaufmenge; **N** = Niederschläge; **E** = Evapo-Transpiration)

anstelle der in den Vorjahren eingesetzten Schätzwerte aus langjährigen Messungen an Phragmiteten.

Hierbei zeigt sich nun, daß die **wahren** Verdunstungsverluste im Jahre 1997 ganz erheblich von den mittleren Verdunstungswerten aus langjährigen Beobachtungen abweichen.

Das hängt nicht nur mit dem wiederum ungewöhnlichen Witterungsverlauf im Jahre 1997 zusammen, sondern ist auch eine Folge der außerordentlich schwachen Entwicklung der oberirdischen Biomasse (Sprosse) in den Schwerlastbeeten, über die bereits in den Vorjahren berichtet wurde und die sich im Jahre 1997 keineswegs verbesserte.

Immerhin beträgt die Verdunstungssumme für die Monate Februar bis September 1236,6 mm - und unter der Annahme, daß für die (fehlenden) Monate Januar, November und Dezember etwa 110 mm zusätzlich anzurechnen wären - erreicht die Jahresverdunstung 1346 mm.

Diese Jahresverdunstung ist häufig für mitteleuropäische Phragmiteten ermittelt worden, wenn auch in vielen Jahren weitaus höhere Werte erreicht werden.

Die Auswertung der Versuchsergebnisse aus dem Jahre 1997 erfolgt jedoch selbstverständlich auf der Basis der tatsächlich ermittelten Niederschlagswerte und Verlustmessungen.

Da nun für die Leichtlastbereiche die gleichen Niederschlags- und Verdunstungsverhältnisse bestehen wie für die direkt vermessenen Schwerlastbereiche, so sind auch die prozentualen Nettoverluste für die Schwerlastbereiche **H** und **V** direkt auf die Leichtlastbereiche **NKL** zu übertragen. Was die „absoluten“ Wasserverluste angeht, so ist allerdings zu berücksichtigen, daß die Fläche der Nachklärbereiche **NKL** nur halb so groß ist wie die der Schwerlastbereiche **H** und **V**.

Da sämtliche Messungen ohne Berücksichtigung der Verweilzeiten in den Beeten durchgeführt wurden, stellen die termingleichen Zu- und Ablaufmessungen keine Repliken dar. Das gilt auch für die Messungen der Zufluß- und Ablaufmengen.

Es scheint daher wenig sinnvoll, die Wasserbilanzgleichung auf jeden einzelnen Meßtermin anzuwenden, zumal dann sinnvollerweise auch die jeweilige „Tagesverdunstung“ hätte ermittelt werden müssen.

Somit scheinen uns die Monatsbilanzen ein sinnvoller Weg um zu stimmigen Leistungsaussagen zu kommen.

Im übrigen wurde dieses Verfahren bereits im vorangegangenen Versuchsjahr angewandt (Tabelle 7 und 8).

BIOTECHNOLOGIE BTN

WR - ANLAGE

WASSERZUFUHR					
	FEBRUAR	MÄRZ	APRIL	MAI	
H 1	19,2	175,7	0	19,2	m ³ /Monat
H 2	133,0	175,7	60,0	49,6	
H 3	254,4	58,2	63,0	44,7	
	JUNI	JULI	AUGUST	SEPTEMBER	
H 1	46,5	61,5	149,8	51,9	m ³ /Monat
H 2	37,5	49,1	159,0	63,0	
H 3	56,3	56,3	79,6	102,9	
	FEBRUAR	MÄRZ	APRIL	MAI	
V 1	132,5	175,7	63,0	50,9	m ³ /Monat
V 2	132,6	175,7	66,0	54,0	
V 3	138,0	58,8	66,5	50,9	
	JUNI	JULI	AUGUST	SEPTEMBER	
V 1	43,5	57,9	17,6	129,9	m ³ /Monat
V 2	46,5	61,0	16,5	126,9	
V 3	46,5	61,0	17,6	127,7	
MONATSSUMMEN					
	FEBRUAR	MÄRZ	APRIL	MAI	
	<u>809,7</u>	<u>644,1</u>	<u>318,5</u>	<u>269,3</u>	m ³ /Monat
	JUNI	JULI	AUGUST	SEPTEMBER	
	<u>276,8</u>	<u>346,8</u>	<u>439,1</u>	<u>602,3</u>	m ³ /Monat

Tabelle 7: Wasserzufuhr

■ **MONATS - WASSERBILANZEN**

	ZULAUF H+V		ABLAUF H+V		ABLAUF NKL (m³)
FEBRUAR	809,7		614,4		516,7
	↘		↘		↗
MÄRZ	644,1	-195,3	400,4	-97,7	278,5
	↘		↘		↗
APRIL	318,5	-243,7	230,5	-121,9	186,5
	↘		↘		↗
MAI	269,3	-88,9	165,6	-44,0	113,3
	↘		↘		↗
JUNI	276,8	-103,7	33,0	-51,9	0,0
	↘		↘		↗
JULI	346,8	-243,8	217,6	-121,9	153,0
	↘		↘		↗
AUGUST	439,1	-129,2	203,6	-64,6	90,8
	↘		↘		↗
SEPTEMBER	602,3	-225,5	421,2	-112,8	330,6
	↘		↘		↗
		-181,1		-90,6	

Tabelle 8: Wasserbilanzen

Die vorangegangene Tabelle enthält die gemessenen Netto-Wasserverluste beim Passieren der Schwerlaststrecke von ZULAUF H+V bis ABLAUF H+V und der Leichtlaststrecke von ABLAUF H+V (= ZULAUF NKL) bis ABLAUF NKL.

Die Umrechnung der Wasserverluste aus m³ in mm und die Verrechnung mit den jeweiligen Niederschlägen (Zufuhren) ergibt die Brutto-Verdunstungsraten über den Versuchsbeeten im Zeitraum von Februar bis September 1997 (Tabelle 10 und 11).

Temperaturen 1997

Temperaturmessung morgens gegen 9.00 Uhr

Datum	Temperatur in °C	Datum	Temperatur °C
07.02.	- 2,5	12.06.	20
12.02.	2	20.06.	13
13.02.	7	04.07.	17
14.02.	- 1,5	08.07.	16
20.02.	4	10.07.	18
21.02.	7	15.07.	17
28.02.	5	17.07.	17
04.03.	5	25.07.	16
10.03.	6	07.08.	20
12.03.	3,5	11.08.	20
10.04.	5	26.08.	20
11.04.	7	02.09.	18
16.04.	2	05.09.	23
18.04.	4	12.09.	12
24.04.	3	16.09.	7
24.04.	10	18.09.	10
02.05.	8	22.09.	6
15.05.	13	26.09.	13
16.05.	16	01.10.	13
22.05.	9		
23.05.	10		
26.05.	12		
28.05.	7		

Tabelle 9: Temperaturen 1997

Niederschlagsereignisse Februar bis Oktober 1997

Datum	Niederschlag in mm	Datum	Niederschlag in mm	Datum	Niederschlag in mm
10.02.	0,5	24.05.	1,5	27.08.	1
11.02.	1,5	27.05.	0,5	29.08.	19
13.02.	4,5	31.05.	0,5	04.09.	0,5
18.02.	1,5	16.06.	7,5	07.09.	4
19.02.	8	19.06.	1,5	14.09.	4
20.02.	5,5	20.06.	1,5	29.09.	1,5
24.02.	3,5	22.06.	5,5	30.09.	0,5
26.02.	12	23.06.	0,5	01.10.	3
27.02.	15	24.06.	5		
17.03.	15	25.06.	0,5		
21.03.	9,5	27.06.	7,5		
07.04.	22	29.06.	10		
18.04.	0,5	30.06.	8		
21.04.	1,5	01.07.	1		
26.04.	4,5	02.07.	10		
28.04.	3,5	03.07.	7		
29.04.	1	21.07.	16		
02.05.	7,5	22.07.	2,5		
06.05.	7,5	23.07.	2,5		
07.05.	9	31.07.	5		
11.05.	1,5	01.08.	7,5		
19.05.	32	19.08.	5,5		
21.05.	1,5	22.08.	1		
22.05.	2	24.08.	1,5		
23.05.	1				

Tabelle 10: Niederschläge

	WASSERVERL. (m ³)	mm	NIEDERSCHL.(mm)	VERD. (mm)
FEBRUAR	195,3	130,2	37,0	167,2
MÄRZ	243,7	162,5	39,5	202,0
APRIL	88,0	58,7	33,0	91,7
MAI	103,7	69,1	49,5	118,6
JUNI	243,8	162,5	47,5	210,0
JULI	129,2	86,1	44,0	130,1
AUGUST	225,5	150,3	35,5	185,8
SEPTEMBER	181,1	120,7	10,5	131,2

WASSERVERLUSTE AUF 1 500 m² <Beete H und V)

Tabelle 11: Wasserverluste

Aus diesen Ermittlungen ergibt sich nicht nur der **wahre** Verlauf der Evapotranspiration im Versuchszeitraum sowie deren Höhe, sondern auch das **Verhältnis zwischen Zulauf- und Ablaufmengen in den Versuchsmonaten**, mit dem eine **echte Leistungsbeurteilung hinsichtlich der Abgebauten Frächte** zu erzielen ist (Abbildung 16 und 17).

Im Prinzip wurde auch bereits in den vorangegangenen Versuchsjahren analog verfahren mit dem Unterschied, daß seinerzeit mit geschätzten Verdunstungsverlusten über den Phragmites-Beeten gearbeitet werden mußte. Durch die für den Schwerlastbereich und den Leichtlastbereich gleichermaßen geltenden Niederschlagsereignisse und Verdunstungshöhen ergeben **sich für die beiden Bereiche** die folgenden **prozentualen Abflußminderungen** (Tabelle 12).

	ZU (H+V)	AB (H+V)	AB (NKL)	FAKTOR I	FAKTOR II
FEBRUAR	809,7	614,4	516,7	0,76	0,84
MÄRZ	644,1	400,4	278,5	0,62	0,70
APRIL	318,5	230,5	186,5	0,72	0,81
MAI	269,3	165,6	113,3	0,61	0,68
JUNI	276,8	33,0	0,0	0,12	0,0
JULI	346,8	217,6	153,0	0,63	0,70
AUGUST	439,1	203,6	90,8	0,46	0,45
SEPTEMBER	602,3	421,2	330,6	0,70	0,78

Tabelle 12: Prozentuale Abflußminderungen

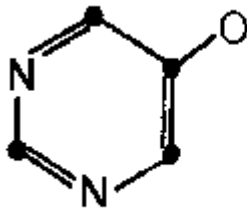
■ C/N - RELATIONEN

Die Zusammensetzung der Abläufe aus der Biomethanisierung zeigt C/N-Verhältnisse, die weit unterhalb derer liegen, die man normalerweise in „biologischem“ Material findet. In Pflanzen, Tieren, selbst in Böden liegen diese bei bestenfalls 10/1, können aber auch Werte von 100/1 erreichen. Lediglich bei Proteinen wird das Verhältnis 10/1 wesentlich unterschritten (6/1 bis 5/7).

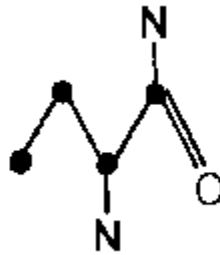
Ein C/N - Verhältnis von ca. 10/1 wird für den biologischen Abbau organischer Substrate, z.B. bei der Abwasserbehandlung als günstig betrachtet.

Bei den Abläufen aus der Biomethanisierung von Schweinegülle liegen jedoch schon CSB/N - Relationen von etwa 2/1 vor und unterschreiten damit das „biochemische Optimum“ beträchtlich, da ja das C/N - Verhältnis *n o c h v i e l e n g e r* sein muß als das CSB/N - Verhältnis.

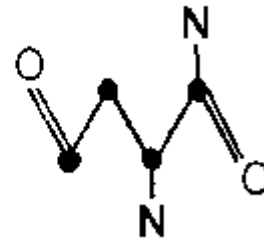
Es ist davon auszugehen, daß der größte Teil des molekular gebundenen Sauerstoffs im Substrat der Biomethanisierung für das interne Redoxgeschehen - Bildung von CO₂ und CH₄ - verbraucht wurde. Somit wird es sich bei den Abläufen aus der Biomethanisierung um *s t a r k i n g e k o h l t e* organische Massen mit sehr hohen Gehalten an N³⁻ handeln, von denen einige strukturelle Bausteine gezeigt werden sollen. An ihnen kann man die wahrscheinlichen Relationen zwischen CSB und C deutlich machen (Abbildungen 18,19 und 20).



C₄H₄N₂
Pyrimidin-



C₄H₁₀N₂O
ABS-Amid-



C₄H₈N₂O₂
AS-Einheit

ZUSAMMENSETZUNG

C	48	48	48
H	4	10	8
N	28	28	28
O	16	16	32
<u>MG</u>	<u>96</u>	<u>102</u>	<u>116</u>

Für den oxidativen Abbau resultiert ein Sauerstoffbedarf von:

254

286

270 Gramm/Mol

bezogen auf den C-Gehalt der betr. Verbindung:

$$\begin{aligned} \text{C/CSB} &= 48/254 \\ &= 0,19 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} &= 48/286 \\ &= 0,17 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} &= 48/270 \\ &= 0,18 \end{aligned}$$

Es ist ersichtlich, daß die gemessenen Werte für CSB mit ca. 0,18 zu multiplizieren sind, um die entsprechenden Kohlenstoffwerte zu erhalten und um sie mit den als N direkt ermittelten Stickstoffwerten bzw. -verbindungen in Relation zu setzen (Abbildung 21).

Als Beispiel seien hier die Meßwerte und deren auf Elemente umgerechnete Größen für einige Meßpunkte des Untersuchungsprogramms 1997 aufgeführt (Abbildung 22 - sowie Anhang).

Für den Zu- und Ablaufvergleich sind dazu noch die jeweiligen Faktoren k für die Wasserverluste zu berücksichtigen (siehe dazu Abbildung 23).

5.4.3.3. Untersuchungen zur Nitrifikation

In der Zeit vom 26. Dezember 1996 bis zum 12. Februar 1997 wurde die Wurzelraumanlage NORDHAUSEN als stationärer Reaktor betrieben. Diese Betriebsweise ergab sich einerseits durch den früh und streng einsetzenden Winter, aber auch aus dem zunehmenden Mangel an Abläufen aus der Biogasanlage (der sich für das Betriebsjahr 1997 fortsetzte). Die Anlage verblieb stationär mit einer Porenfüllung aus Abläufen mit ca. 690 mg/l NH₄-N sowie ca. 2 360 mg/l NO₃-N (Abbildung 24).

Mit Wiederinbetriebnahme der Anlage trat aus den beschickten Beeten **H2** und **H3** ein erster „Spülstoß“ mit 9 920 bzw. 9 960 mg/l NO₃-N sowie 290 bzw. 250 mg/l NH₄-N aus.

Dieser „Spülstoß“ hatte eine Dauer von 1,5 bis 2 Tagen, entsprach also der in diesem Zeitraum zugeführten Neubeschickung von 15 - 20 m³ je Beet. Hiernach stellte sich wieder der „normale“ Verlauf der Ablaufkonzentration für NO₃-N her.

In der nachstehenden Abbildung ist der Verlauf dieses Spülstoßes im Vergleich zu den Zulaufkonzentrationen für die Zeit vom 7.2. bis zum 20.2. dargestellt (Abbildung 25).

Diese Messungen und Untersuchungen führen nun zwingend zu folgenden Aussagen:

- 1. Im stationären Reaktor hat eine umfangreiche Nitrifikation bei Wintertemperaturen stattgefunden.**
- 2. Der zur Nitrifikation benötigte Sauerstoff ist über die Bodenoberfläche, zur größten Teil aber durch die abgestorbenen Phragmites-Halme zugeführt worden.**

Die Quantifizierung des Spülstoß-Vorgangs führt nun zu weiteren Erkenntnissen über die Wirkungsweise der Anlage "NORDHAUSEN" bzw. Wurzelraumanlagen generell.

■ QUANTIFIZIERUNG DES SPÜLSTOSS-VORGANGS

Der „Spülstoß“ erstreckt sich über einen Zeitraum von ca. 1,5 Tagen. Für das zuverlässiger auswertbare Beet **H3** bedeutet das einen Volumenstrom von $1,5 \times 10,1 \text{ m}^3 = 15,2 \text{ m}^3$. (wahrsch. Volumen des Spülstoßes, siehe Abbildung 25).

Die während dieser Zeit auftretenden Ablaufkonzentrationen betragen im Mittel:

7 000 mg/l NITRAT-N (wahrsch. Mittel, siehe Abb.

330 mg/l KJELDAHL-N (davon 250 mg/l AMMONIUM-N)

Die analytischen Daten der Füllung für den stationären Reaktor waren:

2 360 mg/l NITRAT-N

690 mg/l KJELDAHL-N (davon 570 mg/l AMMONIUM-N)

(siehe Analysenbefund vom 26.12.1996)

Mit dieser Füllung war das Gesamtporenvolumen des stationären Reaktors gefüllt (ca. 42 % des Bodenkörpers).

VOLUMEN DES BODENKÖRPERS: $250 \text{ m}^2 \times 0,6 \text{ m} = 150 \text{ m}^3$

GESAMTPORENVOLUMEN: $150 \text{ m}^3 \times 0,42 = 63 \text{ m}^3$

Das Volumen der „schnelldränenden Poren“ wird durch das Volumen des „Spülstoßes“ definiert. Es beträgt also etwa $15,2 \text{ m}^3$, d.h. ca. 10 % des Bodenkörpers im Beet **H3**.

Es ist ferner anzunehmen, daß nach wie vor der Bodenkörper lediglich bis zu einer Tiefe von ca. 30 cm durch die Wurzeltätigkeit der **PHRAGMITES** erschlossen wurde (siehe dazu Seite 32).

Darüber hinaus (aber das ist in diesem Sachzusammenhang nicht von Belang) scheint auch die Sohlschotterstrecke inzwischen durch Verschlammung ihre Funktionsfähigkeit eingebüßt zu haben.

So läßt sich - mit Vorbehalten - folgendes Bild des „stationären Reaktors“ nach seiner Beladung am 26.12.1996 entwickeln:

$0,5 \times 63 \text{ m}^3 = 31,5 \text{ m}^3$ Gesamtporenvolumen

Frachtbeladung am 26.12.1997:

$31,5 \text{ m}^3 \times 2,36 \text{ kg/m}^3 = 82,8 \text{ kg}$ NITRAT-N

$31,5 \text{ m}^3 \times 0,69 \text{ kg/m}^3 = 21,7 \text{ kg}$ KJELDAHL-N

Zustand des „stationären Reaktors“ vor seiner Entleerung am 13.02.1997:

Fracht:

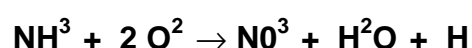
$31,5 \text{ m}^3 \times 7,0 \text{ kg/m}^3 = 220,5 \text{ kg}$ NITRAT-N

$31,5 \text{ m}^3 \times 0,33 \text{ kg/m}^3 = 10,4 \text{ kg}$ KJELDAHL-N

(Bei der Berechnung der Frächte wurden die im „Spülstoß“ analytisch ermittelten Frächte von 15 m^3 (Volumen des Spülstoßes) auf $31,5 \text{ m}^3$ (Gesamtporenvolumen in den oberen 30 cm des Bodenkörpers) hochgerechnet.

Somit sind 138,3 kg Nitrat-N während des stationären Betriebes neu aufgetreten.

Für dessen Bildung aus Ammonium sind gemäß der vereinfachten Gleichung



$4,57 \times 138,3 \text{ kg} = 632 \text{ Kg}$ O_2 erforderlich gewesen.

Bei einer Beetfläche von 250 m² und einer Reaktionsdauer von 49 Tagen (26.12.1996 - 13.02.1997) bedeutet das einen Tageseintrag von 51,6 g Sauerstoff über die Beetoberfläche.

Obgleich diese Zahl keinen Anspruch auf Genauigkeit erheben kann, muß es doch überraschen, daß sie in einem Größenbereich liegt der schon des öfteren für die „Sauerstoff-Vermittlung“ durch PHRAGMITETEN genannt wurde.

Bereits im Text des Antrages zum BMBF Forschungsvorhaben 02 WA 9127/4 wurden Untersuchungen in England und in der Bundesrepublik zitiert, die auf Sauerstoffangebote zwischen 12 und 40 g/m² x Tag hindeuteten; in der Zwischenzeit erwies sich an danach dimensionierten technischen Projekten zur Nitrifikation ammoniumhaltiger Abläufe, daß tatsächlich der gewünschte Vorgang im gewünschten Ausmaß **s i c h e r** realisiert werden konnte, wenn man bepflanzte Bodenkörper nach diesen Vorgaben betrieb.

(Siehe dazu auch F. KRAMER, Einfluß des Pflanzenbestandes (PHRAGMITES AUSTRALIS Cav. Trin. ex Steudel) auf den O₂-Transport in den Bodenkörper und seine Bedeutung für die Ammonium-Oxidation. Dissertation Kassel 1990).

R. KICKUTH. Jahresbericht über die WR-Anlage OTHFRESEN 1995 und 1996, Gemeinde Liebenburg).

Natürlich ist nicht zu übersehen, daß der **I n p u t** in den stationären Reaktor sich zu 104,5 kg ges.-N (82,8 kg NITRAT-N + 21,7 kg KJELDAHL-N) berechnet, während zum Zeitpunkt der Entleerung 230,9 kg ges.-N (220,5 kg NITRAT-N + 10,4 kg KJELDAHL-N) „zugegen“ sind.

Dieser offensichtliche Widerspruch wird jedoch gegenstandslos, wenn man die fest Bodenmatrix als Austauschkörper mit in Betracht zieht.

Bei einer Kationenaustauschkapazität von 9,8 meq/100 g (im ersten Jahresbericht **f ä l s c h l i c h** auf 1 kg bezogen, siehe dort auf Seite 160) und unter der plausiblen Annahme, daß die Kationengarnitur des Austauschers unter den Betriebsbedingungen **a u s s c h l i e ß l i c h** aus Ammonium bestehen

m u ß, stellt die feste Matrix immerhin eine Stickstoffmenge von $9,8 \times 14 = 137,2 \text{ mg}/100 \text{ g} = 1,37 \text{ g}/\text{kg} = 308,3 \text{ kg}$ für die Matrixmasse von 225 Tonnen bereit.

Hiervon müssen ca. 126,4 kg ebenfalls nitrifiziert worden sein.

(Auf die nachweisbare Ansenkung des pH-Wertes von ca. 8,1 v o r und 7,8 n a c h der Nitrifikation sei als weitere Bestätigung für die Befundungen und das daraus entwickelte Modell nur am Rande hingewiesen).

Ungeprüft und unerklärt bleibt jedoch, warum während der winterlichen Betriebsperiode des stationären Reaktors keine weitergehende DENITRIFIKATION stattgefunden, die ja ansonsten ein charakteristisches Merkmal des Wurzelraumverfahrens ist.

Von dieser durchaus offenen Frage abgesehen läßt sich Folgendes schlüssig feststellen:

1. Im stationären WR-Reaktor hat eine umfangreiche Nitrifikation a u c h während Wintermonate Dezember, Januar und Februar stattgefunden.
2. Die während dieses Zeitraums für die Nitrifikation benötigten Sauerstoffmengen müssen über die Bodenoberfläche, zum größten Teil aber über die abgestorbenen PHRAGMITES-Halme eingetragen worden sein.
3. Die während der Wintermonate eingetragenen Sauerstoffmengen liegen bei ca. $50 \text{ g}/\text{m}^2 \text{ Tag}$ und erreichen so Werte, die bisher allenfalls für die Transportleistungen während der Sommermonate zugrunde gelegt wurden.
4. Die analytische Bewertung des Spülstoßes zeigt, daß man die an den Versuchsbeeten H erhaltenen Ergebnisse im großen und ganzen der oberen Schicht von ca. 30 cm zuzuordnen hat.

5.4.3.4. Kinetik

Die kinetischen Ableitungen beschränken sich hier auf das Verhalten des sog. Kjeldahl-Stickstoffs, der hier sämtliche Stickstoffverbindungen mit Ausnahme des Nitrats umfaßt.

Grund für diese Beschränkung, die im gesamten Bericht zum Ausdruck kommt, ist die technische Zielsetzung dieses Vorhabens, Möglichkeiten für eine praktikable und bezahlbare Elimination des Ammoniaks und seiner Derivate zu erarbeiten. Die Ermittlung kinetischer Daten basiert auf der Betrachtung der analytisch getrennt erfaßten Bereiche **H+V** (Schwerlastbereich) und **NKL** (Leichtlastbereich) als „einheitlichen, nichtstationären Reaktor“, der an drei Stellen in Durchströmungsrichtung vermessen wird.

MESSPUNKT 1: Zulauf zum Schwerlastbereich H + V
nach Menge und Konzentration der Zuläufe.

MESSPUNKT 2: Ablauf aus dem Schwerlastbereich H + V
= Zulauf zum Leichtlastbereich NKL
nach Menge und Konzentration

MESSPUNKT 3: Ablauf aus dem Leichtlastbereich NKL
nach Konzentration und rechnerisch ermittelter
Menge. Die Versuchsbedingungen erlauben
halbwegs gleichartige Zuflüsse weder von der Menge noch von
der Konzentration ihrer Inhaltsstoffe.

Beide Größen sind extrem variabel und bewegen sich völlig unabhängig voneinander (Abbildung 26).

Beide Größen gehen jedoch in kinetische Ausdrücke ein, wobei C^o bzw. C^t als Konzentrationen zu den Meßpunkten **P0**, **P1** und **P2** bzw. zu den Zeitmarken t_0 , t_1 und t_2 gehören.

Zunächst ist es angebracht, die Zeitabschnitte t_0 bis t_1 und t_1 bis t_2 als die durchströmten Flächen der Schwerlastbeete H+V (t_0 - t_1) bzw. der Leichtlastbeete NKL (t_1 - t_2) zu identifizieren. Dieses ist bei konstanten Reaktorquerschnitten in Strömungsrichtung und bei einem gleichartig entwickelten Porenraum in

Strömungsrichtung möglich und auch deshalb ratsam, weil man zum aktuellen Verweilvolumen V_a (das ist lediglich ein Teil des Gesamt- Verweilvolumens) ebensowenig einen direkten Zugriff hat bzw. über hinreichend Meßdaten verfügt wie zum gesamt-Porenvolumen V_{ges} des Bodenkörpers.

Sämtliche, bisher für Reaktionen in Bodenkörpern angegebenen k-Werte (turnover-Koeffizienten) sind ohnehin modular, so auch die für häusliche Abwässer angegebenen k-Werte für den BSB-Abbau von 0,032 der auf der Setzung basiert, daß der gesamte Porenraum eines Bodenkörpers von 40-45 % als Verweilvolumen für den Abbau zur Verfügung steht (Siehe dazu auch KICKUTH, R. 1981. - Einige Dimensionierungsgrundsätze für das Wurzelraumverfahren. - In: Wissenschaftliche Grundlagen der Abwasserreinigung S 29-47; Springer Verlag Stuttgart.

und PAULY, U. 1992. Ausstattung, Entwicklung, Leistung und Verhalten einer Wurzelraumanlage mit integrierter Schlammbehandlung. Dissertation Kassel, Seite 157 ff).

Im Sachzusammenhang mit dem Forschungsprojekt **NORDHAUSEN** ist es einsichtig, daß wegen des irregulären Ganges der Konzentrationen und der fehlenden zeitlichen Replik an den Meßstellen der Konzentrationsgang **n i c h t a l l e i n** zur kinetischen Bewertung bzw. zur Ermittlung der k-Werte herangezogen werden kann.

Auch die jeweiligen, jedoch äußerst variablen Zuflußmengen (**Q**) zum Reaktor sind wegen ihrer Beziehung zur Verweildauer von Einfluß auf die kinetischen Größen bzw. deren Ermittlung

$$t = \frac{V^a}{\dots}$$

Q

Ein gangbarer Weg zur Ermittlung kinetischer Größen könnte die Beobachtung der Veränderung des Produktes aus **Q** und **C**, d.h der Frächte sein.

Dieses bietet sich auch deshalb an, weil das Integral über der Funktion

$$C^t = C^0 \times e^{-kt}$$

formal identisch mit der Stammfunktion ist.

In logarithmischer Schreibweise und unter Verwendung von **F** anstelle der Verweildauer **t** (s.o.) würde sich daher die kinetische Ordnung darstellen lassen als

$$k = \frac{Q^{zu} \times \ln C^{zu} - Q^{ab} \times \ln C^{ab}}{F}$$

wenn es sich um eine Reaktion 1.er Ordnung handelt, was nach früheren ersten Ermittlungen nicht unwahrscheinlich ist (siehe dazu: Bericht für 1996, Seite 60 ff). Im Diagramm: Frachtminderung (**y**) gegen Flächenanspruch zeigt sich, daß hier in der Tat eine Exponentialfunktion vorliegt (Abbildung 27), die sich in logarithmischer Form in Abbildung 28 wiederfindet.

K lässt sich nun nach bekannter Methode über die „Halbwertzeiten“ ermitteln, wonach

$$k = \frac{\ln 2}{t(H)}$$

Graphisch lassen sich für die „Halbwertzeit“ des Frachtabbaus (wenn t mit F identifiziert wird) für die Versuchsmonate folgende Ansprüche für F(H) ermitteln:

FEBRUAR	800 m ²	k =	0,00087
MÄRZ	400 m ²		0,0017
APRIL	445 m ²		0,0016
MAI	362 m ²		0,0019
Juni	150 m ²		0,0046
JULI	330 m ²		0,0021
AUGUST	231 m ²		0,0030
SEPTEMBER	510 m ²		0,0014

Zu vermerken ist, daß die Angaben der Flächen (F) den Messungen an jeweils e i n e m der beiden Reaktorstränge, nämlich **H --NKL/2** bzw. **V-- NKL/2** mit jeweils 750 m² für **H** oder **V** und **NkL/2 = 375 m²** entspricht.

Zu vermerken ist ferner, daß -in der Hoffnung auf Ausgleich positiver wie negativer Auswirkungen von „Nicht-Repliken“ über längere Meßzeiträume - a u s c h l i e ß l i c h Monatsleistungen verglichen wurden.

5.4.3.5. Technische Bewertung

Wegen der technisch bedeutungslosen Leistungsunterschiede der Schwerlastvarianten **H** (Horizontalbecken) und **V** (Vertikalbecken) (siehe Abbildung 21) wurde für die technische Bewertung der Ergebnisse und des Verfahrens lediglich ein Reaktorstrang, bestehend aus dem Schwerlastbereich **H¹ + H² + H³** (750 m²) und drei von insgesamt sechs vorhandenen Leichtlastbecken **NKL** (375 m²) herangezogen.

Die Meßpunkte sind:

1. Zulauf zum Schwerlastbereich
2. Ablauf vom Schwerlastbereich
= Zulauf zum Leichtlastbereich
3. Ablauf vom Leichtlastbereich

Es wurden Messungen an 40 Tagen, (ungleichmäßig) verteilt auf die Monate Februar 1997 bis Oktober 1997 durchgeführt. Die Probenentnahmen erfolgten in zeitlicher Koinzidenz zwischen den einzelnen Meßpunkten, berücksichtigen also nicht die Verweildauer der fließenden Welle und sind daher nicht-replikativ.

Zum Grobausgleich positiver mit negativen Abweichungen wurden Leistungsbilder ausschließlich für längere Zeitintervalle, hier Monate entwickelt. Hierdurch wird auch das autonome Verhalten der Atmosphären und ihr punktuell nicht präzisierbarer Einfluß auf die Vorgänge im Reaktor im obigen Sinne ausgeglichen.

So entsteht zwar eine Art von „Terrassendynamik“ aus dem kontinuierlich sich ändernden Beschickungs- und Atmosphärenverlauf, die gewonnenen Mittelwerte für ein Monatsgeschehen sind aber korrekter und mit einem geringeren Fehler behaftet als die punktuelle Bewertung nicht-replikativer Ereignisse.

Die Wasserverluste durch Evapo-Transpiration, die bei großflächigen Reaktoren - insbesondere unter Bepflanzung mit Großröhrichten - nicht unerheblich sind

(siehe dazu Tabelle 5 und Abbildung 17) konnten für den Schwerlastbereich direkt erfaßt werden (Zu- und Ablaufmessungen).

Sie werden als direkt proportional zur Fläche angesehen und können somit für den Leichtlastbereich NKL berechnet werden.

Aus den gemessenen und berechneten hydraulischen Daten ergibt sich für die Monate Februar bis September (einschl.) 1997 folgendes Bild:

WASSERZUFUHR H	WASSERABFLUSS H	WASSERABFLUSS NKL
2 223,9 m ³	1 486,1 m ³	1 126,8 m ³
100 %	61,7 %	45,0 %

(In den verbleibenden Jahresmonaten Oktober, November, Dezember und Januar dürfte - nach den Erfahrungen der vergangenen Jahre - eine zusätzliche Wasserzufuhr von ca. 20 % anzunehmen sein, während wegen der stark absinkenden Evapo-Transpiration die abfließenden Mengen aus H um etwa 30 %, die aus NKL um ca. 35 % höher anzusetzen wären).

Die Verluste für die gesamte Versuchsanlage (2 250 m²)

WASSERZUFUHR H	WASSERABFLUSS H	WASSERABFLUSS NKL
3 706,6 m³	2 286,3 m³	1 669,4 m³ FEBR.-OKT.
4 447,9 m³	2 972,2 m³	2 253,7 m³/JAHR
100 %	66,8 %	50,7 %

Die graphische Darstellung der Wasserverluste erweist, daß die Volumenproportionalität bei dieser Hochrechnung erhalten bleibt (Abbildung 29).

Die Leistungsermittlung für den Abbau der Stickstoff-Frächte (N^k) folgt dem gleichen Prinzip mit dem Unterschied, daß hierfür lediglich der Zeitraum Februar bis einschl. September 1997 (Versuchszeitraum) ausgewertet u n d a l s J a h r e s l e i s t u n g betrachtet wird. Grund dafür sind die z.Zt. noch widersprüchlichen Befunde zur Winterleistung des N-Abbaus.

Stickstoff-Abbau: (N^k)

STICKSTOFF ZU H	STICKSTOFF AB H	STICKSTOFF AB NKL
1 667,1 kg	445,4 kg	274,1 kg
100 %	26,7 %	16,4 %

In graphischer Darstellung zeigt sich, daß - wie schon bei der kinetischen Behandlung gezeigt wurde - die Stickstoffelimination l o g a r i t h m i s c h p r o p o r t i o n a l zum durchströmten Reaktorvolumen ist. Für die Elimination von **CSB** gilt das Gleiche (Abbildung 29).

Der mit der Fläche linear verknüpfte Wasserverlust

ist somit (natürlich!) 0^{ter} Ordnung,
 der Stickstoffabbau 1^{ter} Ordnung.

Die beiden Jahresgraphen erlauben eine Bewertung der wirtschaftlichen Möglichkeiten dieser Art der Stickstoffentfernung aus stickstoffreichen Abwässern, hier Abläufen aus der Biomethanisierung von Schweinegülle.

Der lineare Verlauf der Wassererluste führt selbstverständlich zu einem Punkt, bei dem (theoretisch) das gesamte Wasser durch Evapotranspiration verschwindet. Damit wäre das Problem auf eine „b e s o n d e r e“ Weise gelöst.

Wie aus dem Graphen hervorgeht liegt der theoretische Punkt für die Totalverdunstung bei ca. 2 300 m² eines Phragmitetums für 2 223,9 m³ Wasser. Das entspricht einer Netto-Evapotranspiration von 967 mm.

Das wiederum entspräche einer Brutto-Evapotranspiration von ca. 1 600 mm (bei 633 mm Jahresniederschlag) und liegt damit im vermessenen Leistungsbereich zahlreicher Phragmiten.

Tatsächlich aber verändern sich die Wasserverluste mit zunehmendem osmotischen Druck der Restkomponenten beträchtlich. Auch findet die Kompatibilität mit der Großrohrichtvegetation (Phragmites) ihre Grenze bei etwa 1,4 % Salinität. So weichen die tatsächlichen Verhältnisse bei höheren Konzentrationen an Reststoffen durchaus von der „Ideallinie“ des linearen Verlustgraphen ab, und die Pflanzen beginnen bei 1,4 % Salinität abzusterben.

Dennoch sind Entsorgungs-Phragmiteten mit der technischen Zielrichtung „Total-Evapotranspiration“ entwickelt und gebaut worden; sie funktionieren einwandfrei seit Jahren. Hierbei werden Abbau und Evapo-Transpiration in schilfbepflanzten Bodenkörpern bis an die Kompatibilitätsgrenzen für die osmotischen Drücke geführt; die Restverdunstung wird in nichtbepflanzten flachen Becken vorgenommen. (siehe dazu KICKUTH, R. Reed Bed Purification of the Effluents from the Royal Wheat Mill, Quasseem, Saudi-Arabia 1983, in BÜHLER Brothers LTD. Ouasseem Extension Project, Uzwil CH.).

Die außerordentlich hohen Netto-Evapotranspirationsraten von bis zu 2 400 mm/Jahr in Saudi-Arabien begünstigen derartige Lösungen.

Für mitteleuropäische Verhältnisse kommen sie in der Regel nicht in Betracht. Wegen dieser Rekonzentrierung verbunden mit der 1.ten Ordnung des Stickstoffabbaus besteht aber auch wenig Hoffnung, zu vorfluterfähigen Abläufen bei der Behandlung von Biomethanisierungsrückständen zu gelangen - wenigstens nicht mit dieser Technologie.

So wird man sich logischerweise darauf konzentrieren müssen, das Verfahren so einzurichten daß bei hohen spezifischen Flächenleistungen der Stickstoff-Elimination, Wasserverluste (d.h. Verringerung der Transportkosten) und Flächenansprüche insgesamt das vorteilhafteste ökonomische Bild ergeben.

Das sei hier für die Punkte **P1** (hinter dem Schwerlastbereich) und **P2** (hinter dem Leichtlastbereich) exemplarisch dargestellt.

FLÄCHENANSPRUCH	ELIMINIERTER N-FRACHT	SPEZ. LEISTUNG
750 m ²	1 221,1 kg/Jahr	4,46 g/m ² x Tag
1 125 m ²	1 393,0 kg/Jahr	3,82 g/m ² x Tag

Zum Vergleich die „Halbwertleistung“:

430 m ²	833,5 kg/Jahr	5,31 g/m ² x Tag
--------------------	---------------	-----------------------------

Für die wirtschaftliche Beurteilung wird die spezifische Leistung auf Jahrestonnen pro Hektar umgerechnet.

So erhält man:

HALBWERTFLÄCHE	430 m ²	5,31 g/m ² x Tag = 19,38 t/ha x Jahr
SCHWERLAST H(V)	750 m ²	4,46 g/m ² x Tag = 16,79 t/ha x Jahr
SCHWERLAST + LEICHTLAST	1 425 m ²	3,82 g/m ² x Tag = 13,87 t/ha x Jahr

Für die Eliminationsleistung blieben die Wintermonate gänzlich unberücksichtigt (Abbildung 30).

6. Ökologische Verfahrensbewertung

6.1. Bewertungskriterien für Güllebehandlungsverfahren

Hinsichtlich der Bewertung des Gülleaufbereitungsverfahrens gibt es eine Vielzahl von Untersuchungsfeldern (Tabelle 13), für die aus dem Forschungsvorhaben Daten vorhanden sind.

Diese sollen aber nur grundlegend bzw. thesenhaft interpretiert werden, eine umfassende ökologische Bewertung aus ökosystemarer Sicht ist nicht Gegenstand des Forschungsvorhabens.

Problemfeld	Fragestellung/Aufgabe
Rahmenbedingungen für die Güllewirtschaft	Auswirkungen an Güllebehandlungssysteme Anforderungen an die Stallhaltung und das Fütterungsregime
Planungsprozesse	Bereitstellung von Entscheidungshilfen
Schwachstellenanalyse und Verfahrensoptimierung	Optimierung der Behandlungskonzepte, Verfahrenstechnik und Prozeßsteuerung
Abschätzung der Umweltwirkungen	Emissionen aus Behandlung, Lagerung und Ausbringung Nährstoffbilanzen Auswirkungen auf Ausbringung (Düngewirkung) ökotoxikologische Mindeststandards Nachhaltigkeitsanforderungen, Schutzzieldiskussionen

Tabelle 13: Ausgewählte Untersuchungsfelder der ökologischen Bewertung

■ **Bewertung der Güllebehandlung**

Die Bewertung von Güllebehandlungssystemen muß sich an den Anforderungen einer nachhaltigen Entwicklung der Landwirtschaft orientieren.

Um eine nachhaltige, umweltgerechte Landbewirtschaftung sicherzustellen, ist die Güllebehandlung mit der Ausbringung im Gesamtsystem der Düngewirtschaft zu betrachten.

■ Kriterien für eine nachhaltige Düngewirtschaft

Für eine nachhaltige Düngewirtschaft werden die Schutzziele durch die Düngeverordnung erreichbar, die Düngemittelanwendung ist im Rahmen guter fachlicher Praxis privilegiert.

- Die Güllebehandlung muß zu einem Schwerpunkt der ökologischen Bewertung der Güllewirtschaft entwickelt werden.

Für die Gülleaufbereitung werden Mindeststandards diskutiert, die das Erreichen der Schutzziele sichern sollen. Dazu zählt insbesondere die sorgfältige Bilanzierung der Nährstoffe.

Die Gülleaufbereitung führt zu einer weitgehenden Stickstoffreduktion und verbesserten Stoffeigenschaften sowie deutlich verringerten Emissionen.

- Die ökologische Bewertung muß die Anpassungsfähigkeit an veränderte Rahmenbedingungen berücksichtigen.

In der Tierhaltung, insbesondere bei Schweinen, ist ein Konzentrationsprozeß zu verzeichnen. Damit steigt der punktuelle Gülleanfall.

Dies wiederum führt zu veränderten Rahmenbedingungen für die Gülleaufbereitung, da die ökonomische und ökologische Effizienz entsprechender Behandlungsanlagen steigt.

Durch die Düngeverordnung ist die Ausbringung von Gülle auf Böden, die sehr hoch mit Phosphat und Kali versorgt sind, nur noch bis zur Höhe des Phosphat- oder Kalientzuges des Pflanzenbestandes möglich.

Nach der dazu erlassenen Verwaltungsvorschrift zum Vollzug gelten z.B. in Thüringen Böden als sehr hoch mit Phosphat versorgt, wenn die Gehalte je 100 g Boden 10,5 mg P überschreiten.

Damit wird für eine Vielzahl von Betrieben die Flächenverfügbarkeit für die Gülleausbringung begrenzt.

6.2. Umweltwirkungen der Güllewirtschaft

Eine umfassende Darstellung der umwelterheblichen Wirkungen von Güllewirtschaft geben DÖHLER et al. (DÖHLER et al., 1997).

Die wesentlichsten sind:

■ **Nährstoffeinträge im Grund- und Oberflächengewässer**

Abzüglich der durch Denitrifikation reduzierten Stickstofffracht wird der jährliche Nitrateintrag ins Grundwasser in Deutschland mit 400.000 t beziffert (WENDLAND, 1993, zit. bei DÖHLER et al., 1997).

Der Beitrag der Landwirtschaft zur Belastung von Oberflächengewässern mit Phosphat beträgt 30 % des Gesamteintrages (UBA 1994, zit. bei DÖHLER, 1997).

■ **Emissionen von Ammoniak, Lachgas und Methan**

■ **Geruchsemissionen**

Die Geruchsemissionen aus den Ställen sowie der Lagerung und Ausbringung von Gülle sind in ihrer Umweltwirkung gegenüber o.g. Problemen weniger erheblich, sie bestimmen aber nach wie vor die öffentliche Diskussion am intensivsten.

6.3. Minderung der Umwelteinwirkungen durch das Güllebehandlungsverfahren

Die umweltverträglichere Lösung der Umweltprobleme der Güllewirtschaft ist die anaerobe Behandlung und Nährstoffelimination in Wurzelraumanlagen.

Dazu werden bewertet:

- die Emissionen
- die einzusetzende oder zu gewinnende Energie und
- die Stoffbilanzen zum Schadstoffverbleib

■ Emissionen

Emissionen sind sowohl über den Gaspfad während der Behandlung, Lagerung und Ausbringung als auch über den Wasserpfad als Träger von Schadstoffen möglich.

Die meisten der geruchsrelevanten Gülleinhaltsstoffe sind anaerob mikrobiell abbaubar. Somit sind im Bereich der Beete der Wurzelraumanlage keine Geruchsemissionen feststellbar.

Aus dem Behandlungsprozeß resultiert eine geruchsneutrale Flüssigkeit.

Da der größte Anteil des Stickstoffs in der Ammoniumform vorliegt sind, bei der Ausbringung die Ammoniakemissionen nicht vermindert.

Über Lachgas-Emissionen liegen keine Erkenntnisse vor, sie sind aber unwahrscheinlich.

Die Methanemissionen während der Lagerung der Gülleflüssigkeit werden durch den anaeroben Abbau wirksam unterbunden. Der Überschußschlamm aus der anaerob biologischen Behandlung verfügt aber noch über ein methanogenes

Potential, d.h. sowohl bei der Lagerung als auch der Ausbringung kommt es zu Methanemissionen.

Durch die Nährstoffelimination ist eine Anpassung an die Flächenverfügbarkeit möglich, d.h. die Ausbringung kann nach der guten fachlichen Praxis erfolgen bei besserer Kalkulierbarkeit der N-Wirkung gegenüber unbehandelter Gülle.

Die Bestimmungen der Güllerverordnung bezüglich Phosphor können durch Konzentration in transportwürdige Fraktionen praktikabel gestaltet werden.

Somit ist durch das Verfahren eine wesentliche Einschränkung der Belastung von Grund- und Oberflächengewässern ermöglicht.

■ **Energie**

Die energetischen Vorteilswirkungen des Wurzelraumverfahrens sind im Antrag und in früheren Berichten eingehend erläutert.

Durch Nutzung des Biogases weist die Verfahrenskette eine positive Energiebilanz aus. Die viel diskutierte Fragestellung der Realität der CO₂-Minderungsziele spricht eindeutig für den exponierten Stellenwert einer solchen Verfahrenslösung.

■ **Stoffbilanzen zum Schadstoffverbleib**

Für die Beurteilung der Umweltverträglichkeit wurde das Aufbereitungsverfahren im Hinblick auf die Dynamik und den Verbleib umweltrelevanter Inhaltsstoffe untersucht.

In Fortsetzung erster Analysen war zu prüfen, inwieweit die Behandlungsstufen Biogasreaktor-Wurzelraumanlage die Gülle von Schwermetallen sowie organischen Chlorverbindungen (AOX) entlasten.

Der Abbau organischer Chlorverbindung unter anaeroben Bedingungen ist bekannt (reduktive Dehalogenierung), ebenso, daß der Wechsel von aeroben zu anaeroben Bedingungen die biologische Schadstoffdestruktion begünstigt (ABROMOVICZ, 1990).

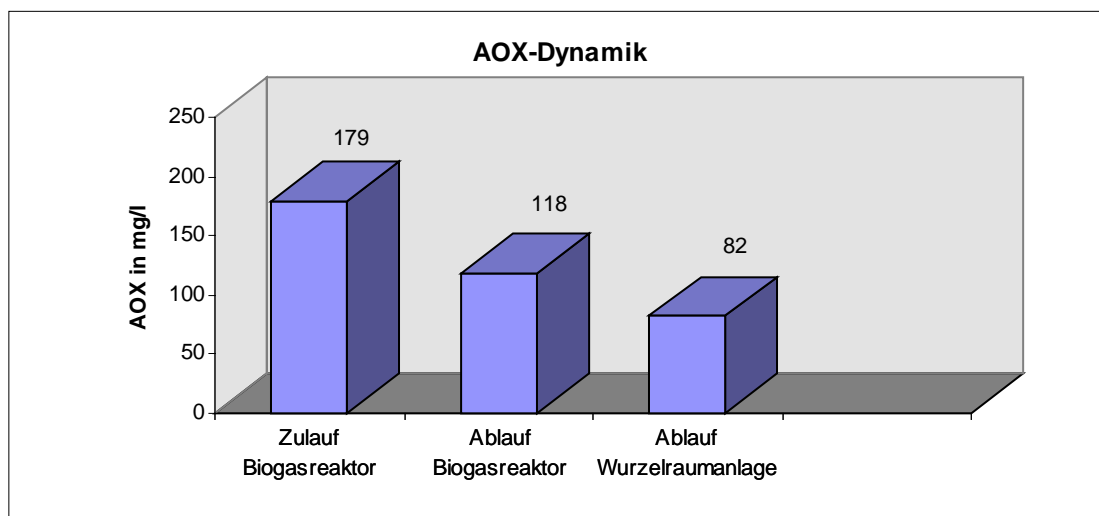


Abbildung 31: AOX-Dynamik

Abbildung 31 zeigt, daß in der Verfahrenskette der Gülleaufbereitung eine merkliche Entlastung von Chlororganika stattfindet.

Die Schwermetallproblematik muß unter besonderer Betrachtung der gülleinharenten Schwermetalle Kupfer und Zink gesehen werden, die auf den Zusatz von Cu und Zn - Salzen zum Futter als Ergotropikum zurückzuführen sind, eine zusätzliche Kontaminationsquelle sind verzinkte Stallausrüstungen.

Die Schwermetalle werden durch anaerobe Behandlung als schwerlösliche Sulfide in die Schlammfraktion verlagert, so daß außer für Kupfer und Zink keine umweltrelevanten Auswirkungen feststellbar (Abbildung 32 und 33).

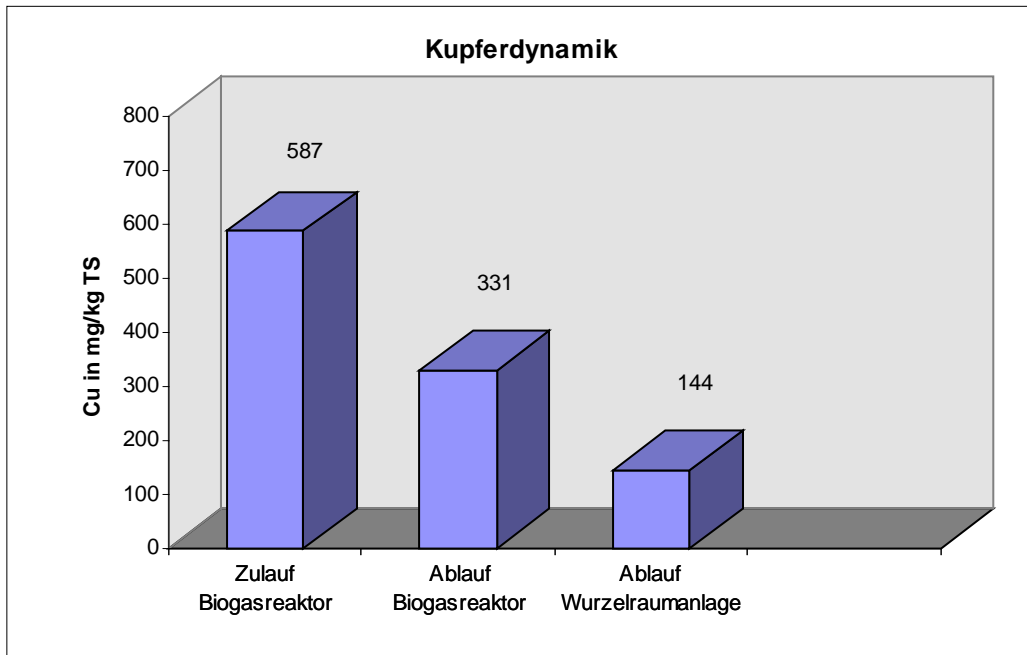


Abbildung 32: Kupferdynamik

Die Akkumulation von Schwermetallen im Schlamm muß im Zusammenhang mit der Weiterverwertung als Wirtschaftsdünger kritisch gesehen werden.

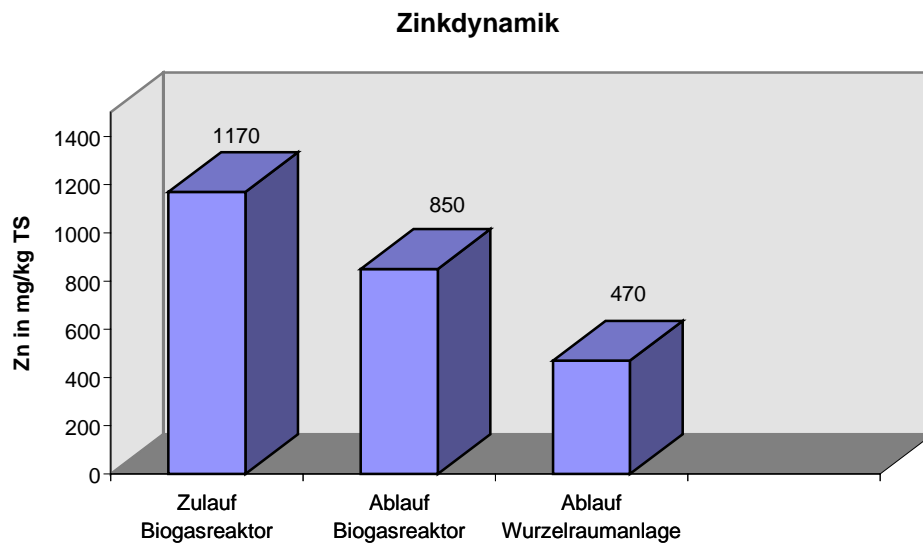


Abbildung 33: Zinkdynamik

7. Schlußfolgerungen und Ausblick

Für die anaerobe Verfahrensstufe zeigen die ermittelten Reaktorleistungen, daß sich mit einem technisch einfach realisierbaren und betriebssicher gestaltbaren Verfahrenskonzept bei relativ kurzen Verweilzeiten hohe CSB-Eliminationsraten von über 80 % erzielen lassen, und dies mit Verweilzeiten zwischen 2 und 3 Tagen.

Der Austrag von Biomasse bei hydraulischen Verweilzeiten von 3 Tagen und weniger im Schlammbedtreaktor kann durch Einbau einer Trägerschicht in den oberen Bereich wirksam unterbunden werden.

Der mögliche weitergehende Abbau durch die Anaerobfilterfunktion dieser Trägerschicht trat aber nicht ein.

Durch die spezifischen Bedingungen der Güllebereitstellung konnten für die Versuche unterschiedlich belastete Ausgangsstoffe auf das Abbauverhalten geprüft werden.

Dabei zeigte sich, daß das Verfahrenskonzept sowohl für Betrieb mit hohem Wassereintrag in die Gülle als auch für organisch hochbelastete Gülleflüssigkeit tragfähig ist.

Die Ammonifizierung des Stickstoffs führt zur besseren Kalkulierbarkeit der N-Wirkung bei Ausbringung oder verbessert die Ausgangsbedingungen für den Einsatz von Anschlußtechnologien zur Nährstoffelimination.

Die Akkumulation schwerlöslicher Phosphate in die Schlammfraktion eröffnet Betrieben mit Phosphorüberhängen eine praktikable Möglichkeit der Verlagerung von P in transportwürdige Fraktionen und damit Export aus den Überschußgebieten.

Zur Nährstoffelimination ist festzustellen, daß durch eine Wurzelraumanlage Stickstoff-Frachten in der Größenordnung von 20 Tonnen pro Jahr und Hektar eliminiert werden können. Voraussetzung dafür ist, daß man den Abbau nicht über einen Wirkungsgrad von 50 - 70 % hinausführt. Somit kann 1 Hektar einer solchen Anlage ca. 100 Hektar landwirtschaftlicher Fläche hinsichtlich der „Stickstoffverdaulichkeit“ ersetzen. Gleichzeitig werden in diesem Bereich bereits zwischen 20 und 25 % des einkommenden Wassers durch Evapo-Transpiration entfernt und damit die Transportkosten für die Gülleausbringung um eben diesen Betrag reduziert. Entsprechende Anlagen sollten mit Längen zwischen 15 und 25 m in Laufrichtung dimensioniert werden; der Einströmquerschnitt richtet sich nach der Menge der zu behandelnden Abwässer.

Die Leistungsreserven einer Wurzelraumanlage wurden mit der Pilotanlage in NORDHAUSEN zweifellos nicht voll erschlossen, insbesondere Adaption der Pflanzen und Tiefenerziehung des Wurzelsystems sind nicht befriedigend gelungen.

Für die Konstruktion und Fahrweise solcher Anlagen wurden Konsequenzen für die Zukunft gezogen.

Bei einem Energiebedarf der für diesen Prozeß praktisch mit Null anzusetzen ist, (lediglich Pumpen und Meßeinrichtungen im gegebenen Falle) ist der Einsatz solcher Anlagen in jedem Falle von hohem praktischen Interesse.

Insgesamt steht somit einer breiten Praxis ein auch wirtschaftlich akzeptables Instrumentarium für die Gülleaufbereitung mit unterschiedlich anpaßbaren Zielstellungen zur Verfügung.

8. Zusammenfassung

Ziel des Vorhabens ist die Entwicklung einer wirtschaftlich akzeptablen Gülleentsorgungstechnologie ohne externe Energiezufuhr.

Dazu werden in der Pilotanlage mit anaerober Aufbereitung und Endreinigung in einer Wurzelraumanlage die Leistungsfähigkeit der Technologie verfahrenstechnisch erprobt.

Die Projektbereiche Biogasreaktor und Wurzelraumanlage werden als Teilsysteme betrachtet, insgesamt resultiert aber ein geschlossener Verfahrenszug zum Abbau von Nährstoffüberhängen aus konzentrierten Tierhaltungen.

Für die anaerobe Verfahrensstufe zeigen die ermittelten Reaktorleistungen, daß sich mit einer technisch einfach realisierbaren und betriebssicher gestaltbaren Anlagenkonfiguration bei relativ kurzen Verweilzeiten zwischen 2 und 3 Tagen CSB-Eliminationsraten von über 80 % erzielen lassen.

Der Austrag von Biomasse aus dem Schlammbedreaktor kann durch Einbau einer Trägerschicht in den oberen Bereich des Biogasreaktors wirksam unterbunden werden, ein weitergehender Abbau durch die Anaerobfilterfunktion dieser Trägerschicht trat aber nicht ein.

Mit weniger belasteten Güllesubstraten wurden auch geringere Abbauleistungen erreicht. Die Akkumulation schwerlöslicher Phosphate in die Schlammfraktion eröffnet Betrieben mit Phosphorüberhängen eine praktikable Möglichkeit der Verlagerung von P in transportwürdige Fraktionen und Export aus den Überschußgebieten.

Zur Nährstoffelimination ist festzustellen, daß durch eine Wurzelraumanlage Stickstoff-Frachten in der Größenordnung 20 Tonnen pro Jahr und Hektar eliminiert werden können, wenn man den Abbau nicht über einen Wirkungsgrad von 50 - 70 % hinausführt.

20 bis 25 % der Gülleflüssigkeit werden durch Evapo-Transpiration entfernt und damit die Transportkosten für die Gülleausbringung reduziert.

Die Leistungsreserven der Anlage konnten noch nicht voll erschlossen werden, insbesondere Adaption der Pflanzen und Tiefenerziehung des Wurzelsystems sind nicht befriedigend gelungen.

Trotzdem ist der Einsatz solcher Anlagen, deren Energiebedarf praktisch mit Null anzusetzen ist, in jedem Falle von hohem praktischen Interesse.

Literatur:

ABRAMOWICZ, D.A. (1990):

Aerobic and Anaerobic Biodegradation of PCB s': A Review. - Critical Reviews in Biotechnology, 10, S. 241 - 251

BRAUN, R. (1982):

Biogas - Methangärung organischer Abfallstoffe .- Springer Verlag Wien, New York. - 204 Seiten

DÖHLER; H.; KUHN, E.; SCHWAB, M.; METZGER, H.-J. (1997):

Umweltprobleme der Güllewirtschaft und Optionen zur Lösung. - In: Umweltverträgliche Gülleaufbereitung und -verwertung. - Arbeitspapier 242. - Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt, S. 9 - 16

HÜTTNER, A.; WEILAND, P. (1997):

Technologische Bewertung der Demonstrationsanlagen. - In: Umweltverträgliche Gülleaufbereitung und -verwertung. - Arbeitspapier 242. - Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt, S. 77 - 86

PAGGA, U. (1995):

Prüfung und Bewertung von Abwässern auf biologische Abbaubarkeit .- Korrespondenz Abwasser 42 (2), S. 263 - 270

UBA (1994):

Daten zur Umwelt 1992/1993. - Erich Schmidt Verlag, Berlin

VOLLMER, R., LINKE, B. (1989):

Untersuchungen zur Gewinnung von Biogas aus Rinder- und Schweinegülle. -
Institut für Biotechnologie Potsdam der Akademie der
Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Diss. B, 151 Seiten

WENDLAND, F.; ALBERT, H.; BACH, M.; SCHMIDT, R. (1993):

Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. - Springer Verlag,
Berlin, Heidelberg

ZEEUW, W. J. (1984):

Acelimation of anaerobic sludge for UASB-reactor start up. -
Landbouwhogeschool Wageningen, Diss. B, 156 S.