KERNFORSCHUNGSANLAGE JÜLICH GmbH
Institut für Biotechnologie

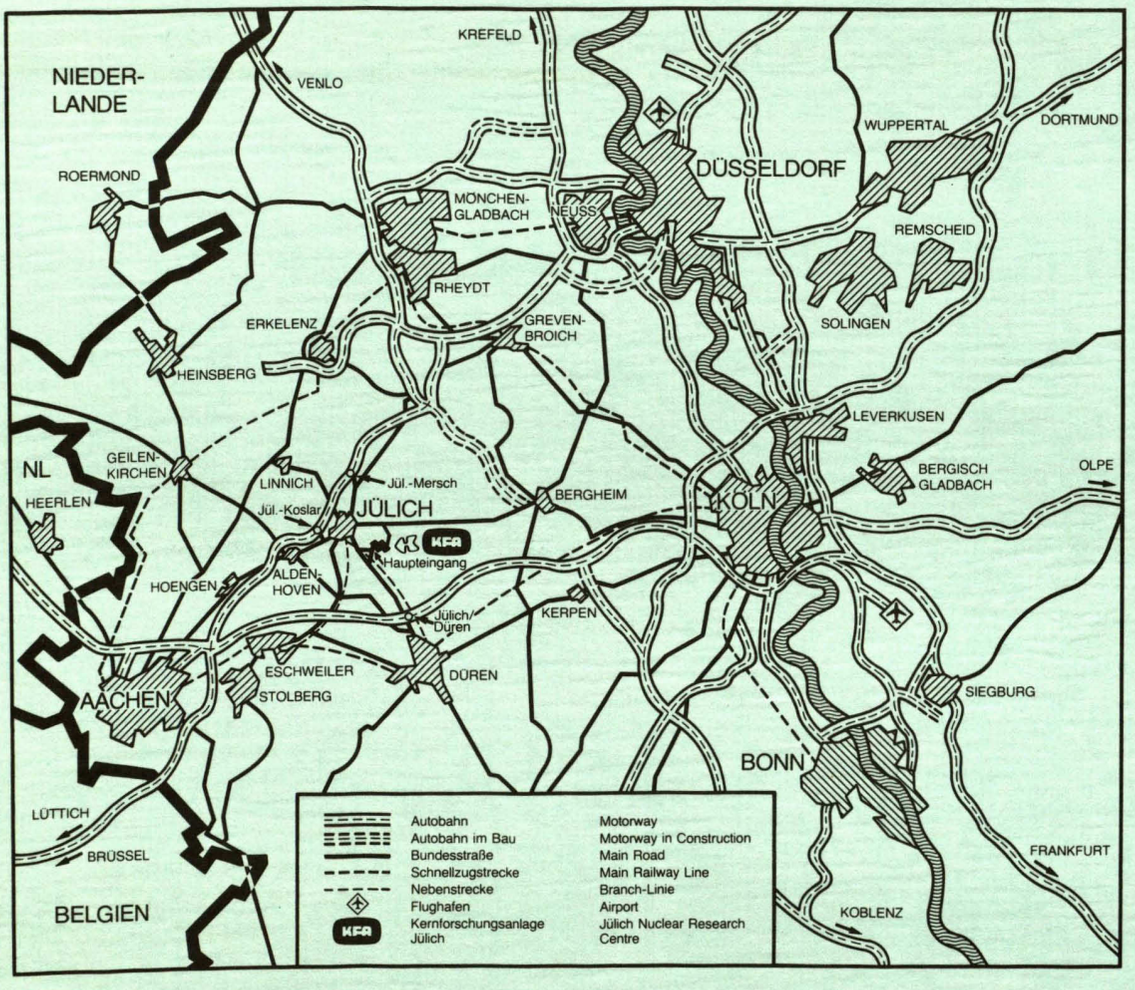
Untersuchungen zur Behandlung von Schweineflüssigmist in Algengräben

von

J. Groeneweg

Jül - 2057
April 1986
ISSN 0366-0885

KFA Zentralbibliothek Jülich



Als Manuskript gedruckt

Berichte der Kernforschungsanlage Jülich – Nr. 2057

Institut für Biotechnologie Jül - 2057

Zu beziehen durch: ZENTRALBIBLIOTHEK der Kernforschungsanlage Jülich GmbH

Postfach 1913 · D-5170 Jülich (Bundesrepublik Deutschland)

Telefon: 02461/610 · Telex: 833556-0 kf d

Untersuchungen zur Behandlung von Schweineflüssigmist in Algengräben

von

J. Groeneweg

Rep. 172501

D 465 (Diss. Uni. Essen, GHS)

Kurzfassung

Durch die Intensivierung und Konzentrierung der Nutztierhaltung fällt Lokal und Regional mehr Gülle an, als landwirtschaftlich sinnvoll verwertet werden kann. Übermäßige Düngung führt zur Verunreinigung von Grundwasser (Nitratanhäufung) und Oberflächengewässern. Die Behandlung von überschüssiger Gülle im sogenannten Algengraben könnte eine umweltschonende Abhilfe schaffen.

Neben dem Einfluß von Kupfersulfat, das als Zusatz zum Schweinefutter verwendet wird, auf das Wachstum von Mikroalgen in Laborkulturen und die Besprechung von Algenwachstumsmodellen werden Ergebnisse von Versuchen zur biologischen Behandlung von Schweineflüssigmist mit Hilfe von Algen-Bakterien-Systemen unter den klimatischen Gegebenheiten von Nordrhein-Westfalen präsentiert. Besonders eingehend untersucht wurden die Umsetzung und der Verbleib des Stickstoffs sowie das Potential der biogenen Belüftung und die Stabilität der Mikroalgenpopulation. Durch Anpasung der Aufenthaltszeit und der Belastung in Abhängigkeit der durchschnittlichen Globalstrahlung und Temperatur wird von April bis Oktober genügend Sauerstoff produziert, um ca. 1400 m^3 (N-Gehalt 5 kg m^{-3}) zuvor von Feststoffen befreiten Flüssigmist pro Hektar Algengrabenfläche zu behandeln (CSB-Abbau 80 %, BSB_5-Abbau bis 96 %).

Dabei werden ca. 30 t Albazod (Algen-Bakterien-Zooplankton-Detritus) Trockensubstanz gewonnen, d.h. es können ca. 2400 kg N als Proteinreiches Futter recycliert werden.

Abstract

Due to the increasing numbers of animals per farm and the density of farms in some areas the amounts of manure produced locally exceed by far the agricultural needs. Overfertilization causes pollution of groundwater (nitrate-enrichment) and surface waters. The use of high-rate-algal-ponds for the treatment of excess wastes from live-stock production units offers a possibility to reduce environmental damage to a large extend.

Data are presented on the influence of copper sulfate used as a growth promoter in pig diets on the growth of microalgae in laboratory cultures. Mathematical models are applied for estimating algal growth. The outcome of outdoor experiments to treat piggery waste with algal-bacterial-systems under the climatic conditions given in Northrhine-Westphalia (Germany) is reported. Special attention is given to the fate of nitrogen, the potential of the photosynthetic oxygenation and the stability of the microalgae population.

Prior to treatment in HRAP, solids were separated by sieving and the pig slurry diluted. By adapting retention times and loadings to the mean prevailing global radiation values and temperatures, enough oxygen was produced from April to October to treat appr. 1400 m^3 (N-conc. 5 kg m^{-3}) liquid slurry per hectare pond surface (COD-reduction 80 %, BOD-reduction up to 96 %).

Total albazod (algae-bacteria-zooplankton-detritus) yield is appr. 30 tons of dry matter, which means that 2400 kg of nitrogen can be recycled as a protein-rich feed.

Abkürzungen und Symbole

Albazod	Algen-Bakterien-Zooplankton-Detritus
BSB_5	Biochemischer Sauerstoffbedarf
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
d	Tag(e)
de	Schichttiefe im Algengraben
DOC	Gelöster organischer Kohlenstoff
DC	Gelöster Kohlenstoff
h	Stunde
I_s	Lichthalbsättigungswert
I_o	Energieinhalt des sichtbaren Lichtes
I_o'	Globalstrahlung
KjN	Kjeldahl-Stickstoff (N_{org} + NH_4-N)
N_{org}	Organischer Stickstoff
NH_4-N	Ammonium und Ammoniak-Stickstoff
NO_2-N	Nitrit-Stickstoff
NO_3-N	Nitrat-Stickstoff
N_{ges}	N_{org} + NH_4-N + NO_2-N + NO_3-N
O.D.	Optische Dichte
$O.D._{nZ}$	Optische Dichte des Überstandes nach Zentrifugation
P	Trockensubstanzproduktionsrate
TS	Trockensubstanz
T	Temperatur
TC	Gesamter Kohlenstoff
TOC	Gesamter organischer Kohlenstoff
τ	Aufenthaltszeit
Upm	Umdrehungen pro Minute
μ	Spezifische Wachstumsrate
μS	Mikro-Siemens
VF	Vermehrungsfaktor
X	Biomassetrockensubstanzkonzentration

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1. Einleitung	1
2. Der Algengraben	6
2.1. Deutscher Begriff für High-Rate-Oxidation Pond	6
2.2. Definition	6
2.3. Einteilung der Gräben und Teiche; deutsche und englische Begriffe	6
2.4. Kenndaten von Algengräben und anderen Abwasserreinigungsverfahren ohne Biomasse- bzw. Schlammrückführung	8
3. Algenwachstum und Algenwachstumsmodelle	9
3.1. Die Bedeutung des Algenwachstums für die Reinigungsleistung	9
3.2. Bedeutung von Wachstumsmodellen	10
3.3. Algenwachstumsmodelle	11
3.4. Diskussion der Wachstumsmodelle	25
4. Zusammensetzung und Mengenanfall von Schweineflüssigmist und Feststofftrennung	29
4.1. Zusammensetzung und Mengenanfall von Schweineflüssigmist	29
4.2. Zusammensetzung des für die Versuche verwendeten Flüssigmistes	31
4.3. Kupfergehalte im Flüssigmist	34
4.4. Charakterisierung des CSB von Schweineflüssigmist	35
4.5. Abtrennung der Feststoffe	36
4.5.1. Das Vibrationssieb	38
4.5.2. Die Wirbelstromsiebmaschine	41

5. Laborversuche zur Eignung von verdünntem Flüssigmist als Substrat für Grünalgen 45
5.1. Allgemeine Gesichtspunkte 45
5.2. Einfluß der Flüssigmistkonzentration auf das Wachstum verschiedener Grünalgen unter Laborbedingungen 47
5.2.1. Diskussion der Wachstumsergebnisse der Laborversuche, ergänzt durch Freilandbeobachtungen 51
5.3. Beeinflussung des Wachstums durch Kupfer 53
5.3.1. Aufhebung der Wachstumshemmung durch Zugabe von Chelaten 53
5.4. Der Einfluß von Kupfer auf das Wachstum von Grünalgen 55
5.4.1. Das Wachstum von Grünalgen in mit Kupfer angereichertem, verdünnten Flüssigmist 58

6. Versuche im Freiland 60
6.1. Das Anlagenkonzept 60
6.2. Das Meß- und Überwachungsprogramm 65
6.2.1. Meßmethoden 65
6.3. Schematische Darstellung der Versuchsbedingungen während des Untersuchungszeitraums 70
6.4. Biomasse(Albazod)-Produktion und Algen-Bakterien-Populationsdynamik 72
6.4.1. Versuchsart 73
6.4.2. Organismenwachstum und Populationsdynamik in Algengräben gleicher Belastung 73
6.4.2.1. Biomasse(Albazod)-Produktion 79
6.4.2.2. Populationsdynamik 80
6.4.2.2.1. Algen und andere Organismen 80
6.4.2.2.2. Bakterien 82
6.4.3. Organismenwachstum und Populationsdynamik in Algengräben mit unterschiedlichen Aufenthaltszeiten 86
6.4.3.1. Biomasse(Albazod)-Produktion 86
6.4.3.2. Populationsdynamik 94
6.4.3.2.1. Algen und andere Organismen 94

6.4.3.2.2. Bakterien 94
6.4.4. Organismenwachstum und Populationsdynamik im Frühjahr 1979 bei unterschiedlichen Aufenthaltszeiten und im Vergleich zu einem pH-statisch betriebenen Algengraben 95
6.4.4.1. Biomasse(Albazod)-Produktion 96
6.4.4.2. Populationsdynamik 102
6.4.5. Organismenwachstum und Populationsdynamik gleichbelasteter Algengräben im Frühjahr 105
6.4.5.1. Biomasse(Albazod)-Produktion 105
6.4.5.2. Populationsdynamik 106
6.4.6. Organismenwachstum und Populationsdynamik bei gleichen Aufenthaltszeiten und Belastung; Einfluß von Phosphat-Zugabe zur Verbesserung des N : P-Verhältnisses 106
6.4.6.1. Biomasse(Albazod)-Produktion 107
6.4.6.2. Populationsdynamik 114
6.4.7. Organismenwachstum und Populationsdynamik bei unterschiedlichen Flüssigmistkonzentrationen und gleicher Aufenthaltszeit 114
6.4.7.1. Biomasse(Albazod)-Produktion 115
6.4.7.2. Populationsdynamik 122
6.4.8. Diskussion der Algenpopulationsdynamik in Algengräben 124
6.4.9. Die Albazod-Produktion im Vergleich zu Modellvorhersagen 128
6.5. Die biologische Reinigungsleistung 132
6.5.1. Die Reinigungsleistung von identisch und unterschiedlich belasteten Algengräben 132
6.5.2. Abbau von organischer Substanz im Tagesgang 135
6.5.2.1. Gesamtkeimzahl, CSB und DOC in den Flüssigmist-Vorratsbehältern im Tagesgang 136
6.5.2.2. Gesamtkeimzahl, CSB und DOC in den Algengräben im Tagesgang 138
6.5.3. Die Reinigungsleistung von unterschiedlich be-

lasteten Algengräben (Variation der Aufenthaltszeit) 145

6.5.4. Die Reinigungsleistung im Frühjahr und Sommer bei unterschiedlichen Aufenthaltszeiten und im Vergleich zu einem pH-statisch betriebenen Algengraben 148

6.5.5. Die Reinigungsleistung bei gleichen Aufenthaltszeiten und hoher CSB-Belastung 154

6.6. Wirksamkeit der Behandlung im Algengraben im Sinne einer weitergehenden Reinigung: Phosphateliminierung 160

6.6.1. Molybdän-reaktives Phosphat im verdünnten Flüssigmist 161

6.6.2. Ergebnisse der Phosphat-Eliminierung in den Algengräben 161

6.7. Wirksamkeit der Behandlung im Algengraben im Sinne einer weitergehenden Reinigung: Stickstoff-Eliminierung 169

6.7.1. Die N-Eliminierung von identisch und unterschiedlich belasteten Gräben 170

6.7.1.1. Stickstoff-Bilanz 173

6.7.2. Änderungen der Konzentrationen von Stickstoffverbindungen im Tagesgang 176

6.7.2.1. Bestimmung der NH_3-Desorption unter definierten Bedingungen 179

6.7.3. Stickstoff-Eliminierung durch Variation der Aufenthaltszeit im Herbst bei unterschiedlich belasteten Algengräben 181

6.7.3.1. Sticksoff-Bilanz 184

6.7.4. Die Stickstoff-Eliminierung im Frühjahr und Sommer und der Einfluß einer pH-Regulierung auf die Nitrifikation 187

6.7.5. Diskussion der Nitrifikation und Stickstoffverbindungen in Algengräben 198

7. Abschließende Diskussion 204
7.1. Verdünnung des Flüssigmistes und Wiederverwertung des Zusatzwassers 205
7.2. Algenwachstum und Anpassung des Verfahrens an die jahreszeitbedingte Wachstumsintensität 208
7.3. Die biogene Sauerstoffproduktion und die biologische Reinigungsleistung 216
7.4. Die weitergehende Reinigung (Stickstoff- und Phosphat-Entfernung) 219
7.5. Die Verwendung des Albazod als Futtermittel 221
7.6. Die Trennung des Albazod vom Grabenablauf 221
7.7. Ausblick 224

Zusammenfassung 225

Literaturverzeichnis 228

Anhang

Danksagung

1. Einleitung

Taiganides (1979) bezeichnete Abfallstoffe als "Resources out of place", also Rohstoffe an der falschen Stelle. Dies gilt insbesondere für die durch Konzentrierung und Intensivierung der Nutztierhaltung anfallenden tierischen Exkremente.

Richtig dosiert sind Abgänge der intensiven Nutztierhaltung hervorragende Düngemittel. Unter Umständen müssen bei der direkten Ausbringung von Flüssigmist - unter Berücksichtigung lokaler Verordnungen - besondere Vorkehrungen getroffen werden, um Geruchsentwicklung und seuchenhygienische Risiken zu minimieren. Falls jedoch durch örtliche oder regionale Überproduktion von Flüssigmist die Ausbringung nur zum Zwecke der Entsorgung, unabhängig und ohne Rücksicht auf den Nährstoffbedarf der Pflanzen, Jahreszeit, Niederschlagsverteilung, Bodenstruktur usw. stattfindet, besteht eine Verschmutzungsgefahr (Nitratanhäufung) für Grund- und Oberflächengewässer (Bardtke & Jeserich 1972; Dietrich 1976; Vetter & Klasink 1975, Vetter & Steffens 1978; Wagenbach 1976; Blanken et al. 1977).*) Deshalb wird für die weitgehend flächenunabhängige Intensivtierhaltung, der es an betriebsnahen landwirtschaftlichen Nutzflächen ausreichender Größe fehlt, nach Verfahren gesucht, die eine umweltschonende Behandlung der tierischen Exkremente gestatten.

Hierfür sollte man möglichst keine Verfahren einsetzen, die durch hohen Energieeintrag potentielle Energie vernichten. Vielmehr ist eine Wertschöpfung (Böhnke 1983) unter gleichzeitiger Beseitigung des Abfallproblems anzustreben. Unter geeigneten Randbedingungen wäre die Behandlung von Flüssigmist mit Hilfe von Algen-Abwasser-Verfahren diesem Ziel dienlich.

---

*) So ist z.B. die Gefährdung des Grundwassers bei Ton- und Lehmböden mit geringer Durchlässigkeit und hohem Humusgehalt geringer als bei Sandböden, in denen die Niederschläge rasch versickern und es mangels organischer Bodensubstanz (Bramm 1982) nicht zur Denitrifikation kommt. Wenn dies geschieht, kommt es zur Akkumulation von Nitrat im oberflächennahen Grundwasser (Obermann 1982). Zur Entstehung des vieldiskutierten Nitratproblems im Trinkwasser hat allerdings auch die Düngung landwirtschaftlicher Nutzflächen mit mineralischen N-Verbindungen in erheblichem Maße beigetragen (Bramm 1982).

Die gezielte Verwendung von Teichen zur Abwasserbehandlung begann 1924 mit der Anlage eines Oxidationsteiches in Santa Rosa, Kalifornien (ATV Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik 1975). Erst in den 50er und 60er Jahren wurden nicht belüftete Teiche (Wastewater Treatment Lagoons) durch die Arbeiten von Caldwell (1946) und Oswald und Mitarbeiter (1953, 1957) als Abwasserreinigungssystem anerkannt und Richtlinien für die Auslegung erarbeitet. In den USA sind nach Middlebrooks et al. (1978) über 5000 Teiche zur Behandlung von häuslichen Abwässern und mindestens die gleiche Anzahl zur Behandlung von industriellen und landwirtschaftlichen Abfällen in Betrieb.

Schematisch laufen in nicht belüfteten Teichen folgende Prozesse ab:

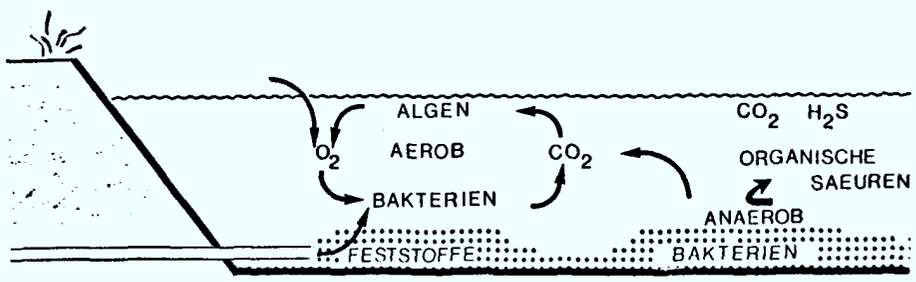


Abb. 1: Die Hauptvorgänge in einem nicht belüfteten Abwasserteich

Infolge der Algenphotosynthese bleibt die obere Schicht des ca. 1 - 1.5 m tiefen Teiches aerob. Nach Neumann (1984) wird "wegen der nicht hinreichend genauen Kalkulierbarkeit", die biogene Belüftung (Sauerstoffproduktion durch Algen) bei der Bemessung von Abwasserteichen in unseren Klimazonen nicht berücksichtigt. Weil die Notwendigkeit besteht, die nicht belüfteten Teiche nach den winterlichen Bedingungen auszurichten, sind sie durch lange Aufenthaltszeiten von in der Regel 20 - 50 Tagen gekennzeichnet. Meistens wird nicht ein einziger Teich angelegt, sondern die Fläche in zwei oder drei etwa gleich große, hintereinandergeschalte-

te Teiche unterteilt, wobei der erste als Absetzteich funktioniert. Dieser Absetzteich befindet sich in einem überwiegend anaeroben Zustand und kann zu Geruchsbelästigungen führen (Neumann 1984).

Eine entscheidende Verkürzung der Aufenthaltszeit wurde durch die Entwicklung des High-Rate-Oxidation-Pond (Oswald 1963) erreicht, in dem die Rolle der Algen mehr betont wird. Durch Reduzierung der Tiefe des Teiches auf max. 50 cm, Verkürzung der Aufenthaltszeit und Umwälzung des Inhalts wird das Algenwachstum gefördert. Nach der Vorstellung von Oswald (1963) existiert in solchen Teichen eine Art Symbiose zwischen Algen und Bakterien. Die Bakterien bauen unter Verwendung des von den Algen produzierten Sauerstoffs organische Substanzen vollständig zu Kohlendioxid, Ammoniak, Phosphat usw. ab, die Algen hingegen aus Kohlendioxid, N, P und sonstigen Nährstoffen neue Algenbiomasse auf. Die nunmehr gegenüber Abwasserteichen ohne mechanische Umwälzung vermehrte Algen-Bakterien-Biomasse muß vom Ablauf getrennt werden (Oswald & Golueke 1968; Mohn 1978, 1980; McGarry et al. 1970; Moraine et al. 1980; Benemann et al. 1980; Tongkasame 1971). High-Rate-Oxidation-Ponds' oder Algengräben sind durch den gleichzeitig stattfindenden Abbau organischer Kohlenstoffe und Inkorporierung eutrophierender Substanzen in der Biomasse als Kombination von biologischer und weitergehender Abwasserreinigung anzusehen (Gloyna 1971).

Algengräben können als richtige 'Multipurpose Systems' betrieben werden. Neben der Abwasserbehandlungsfunktion kann das gereinigte Abwasser für Irrigationszwecke benutzt, die anfallende Algen-Bakterien-Biomasse als proteinreiches Zusatzfutter verwendet werden (Oswald & Golueke 1968a, McGarry & Tongkasame 1971; Shelef et al. 1976; verschiedene Autoren in Shelef & Soeder 1980).

Größere Algengräben-Anlagen laufen oder liefen in den USA (Oswald & Golueke 1968b; Goldman 1979a; Lincoln & Hill 1980), auf den Philippinen (Oswald et al. 1978), Thailand (McGarry et al. 1971), Israel (Shelef et al. 1978, 1980), Singapur (Taiganides et al. 1979), Australien (Dodd & Anderson 1977) und Süd-Afrika (Pieterse et al. 1982).

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es zu prüfen, ob Algengräben im hiesigen Klima geeignet sind, Abwässer und flüssige Abfälle zu behandeln, deren Reinigung mit herkömmlichen aeroben Abwasserreinigungsmethoden zu schwierig und kostspielig ist (Scheltinga & Koorennef 1969; Scherb 1971; Verstraete et al. 1973; Rüffer 1980; Staab et al. 1983; Soeder & Hofmeister 1983). Als Abfallstoff wurde Flüssigmist ausgewählt, da er sich aus verschiedenen Gründen (spezielle Technologien erforderlich, Umweltbelange) durch eine besonders aktuelle Problematik auszeichnet.

Schweineflüssigmist oder Gülle ist ein Gemisch aus Kot, Harn und Futterresten, gekennzeichnet durch einen sehr hohen Gehalt an organischen Stoffen, an Stickstoff, Phosphor, Kalium und Spurenelementen wie z.B. Kupfer.

Das Stickstoff : Kohlenstoff-Verhältnis von Flüssigmist (1 : 5) ist ungeklärtem häuslichen Abwasser ähnlich (1 : 3). Die Konzentrationen sind aber etwa um das 100fache höher. Problematisch bei der Reinigung von Flüssigmist mit herkömmlichen Verfahren ist nicht die Eliminierung von organischen Stoffen, sondern die Eliminierung des Stickstoffs. Allerdings bemerkt hierzu Schulze-Rettmer (1980): "Wenn wir die Gülle mit 92 % Wassergehalt unter enormem Aufwand der abwassertechnischen Maßnahmen vorflutergerecht reinigen, indem wir die enthaltene organische Masse mineralisieren, d.h. vernichten und den gebundenen Stickstoff als Ammoniak oder gar als elementaren Stickstoff in die Luft jagen, so tun wir so, als ob das Wasser der wertvollste Bestandteil der Gülle ist."

Wenn Schweineflüssigmist mit herkömmlichen Abwassertechniken (Belebtschlamm, Nitrifikation, Denitrifikation, Phosphatfällung) behandelt wird, entstehen außer dem apparativen Aufwand nicht mehr vertretbare Kosten. Sie entfallen im einzelnen auf Belüftung (Umsetzung und Abbau von organischem Kohlenstoff, Anfall von Überschußschlamm), für Begasung mit CO_2 zur Nitrifikation (ungünstiges C-N-Verhältnis), für zusätzliche C-Quellen (Methanol, Zucker) zur Denitrifikation und für Phosphatfällungsmittel. Übrig bleibt ein, von nicht abgebauten Verbindungen braungefärbtes Wasser mit einem noch immer zu hohen CSB-Wert (> 100 mg/l).

Algen produzieren, wie jede grüne Pflanze, Sauerstoff und könnten hierdurch die Belüftungskosten reduzieren. Der "Überschußschlamm" besteht zum überwiegenden Teil aus Algenbiomasse, eine für die Tierernährung gut geeignete Eiweißquelle; Algen nehmen, ebenso wie die mit ihnen assoziierten Bakterien, Stickstoff und Phosphor auf. Durch die CO_2-Aufnahme erfolgt eine pH-Verschiebung zum alkalischen Bereich hin, was zu Ammoniak-´Stripping` und Phosphatfällung führt. Es ergeben sich also gegenüber einer Behandlung mit konventionellen Verfahren grundsätzliche Vorteile. Dies veranlaßte mich, den Einsatz von Algen bei der Behandlung von Flüssigmist zu testen.

Daß Algen mit Schweineflüssigmist, allerdings nach Verdünnung als Substrat wachsen können, ist eine bekannte Tatsache (Garrett & Allen 1976), ebenso die Anwendung von Algengräben zur Behandlung von Abwasser in (sub)tropischen Ländern (Shelef & Soeder 1980). Schwerpunkte dieser Arbeit sind Untersuchungen zur Biologie und Reinigungsleistung von Algengräben - insbesondere die Stickstoffeliminierung - unter den hiesigen klimatischen Bedingungen. Im Vordergrund der Untersuchungen stehen dabei folgende Problempunkte:

- Inwiefern sind existierende Algenwachstumsmodelle für die Auslegung von Algengräben brauchbar?
- Hat der hohe Kupfergehalt des Flüssigmistes eine algizide Wirkung?
- Ist die Sauerstoffproduktion der Algen zur Oxidation des organischen Kohlenstoffs ausreichend?
- Wie hoch ist die Biomasseproduktion in Abhängigkeit der Jahreszeit, der Aufenthaltszeit und der Belastung?
- Welche Algen und anderen Organismen setzen sich unter den vorgegebenen Bedingungen durch?
- Welche Wirkung hat eine pH-Regelung auf Organismenentwicklung, Wachstum und Reinigungsleistung?
- Ist die diskontinuierliche der kontinuierlichen Belastung vorzuziehen?
- Welche Belastung und Aufenthaltszeit soll für eine jeweils optimale Stickstoffkonservierung oder -eliminierung vorgegeben werden?
- Wie soll ein Algengraben zur Behandlung von Flüssigmist aufgrund der biologischen Erkenntnisse für das hiesige Klima betrieben werden?

2. Der Algengraben

2.1. Deutscher Begriff für High-Rate-Oxidation Pond

Von der Bauweise her gleichen Algengräben den konventionellen Oxidationsgräben, und zwar vor allem dann, wenn die Umwälzung durch Käfig- oder Bürstenwalzen bewirkt wird. Größere Anlagen sind meist unbelüftete Teiche, die durch Trennwände eine oxidationsgrabenähnliche Konfiguration erhielten. Die Bewegung der Wassermasse wird erreicht durch Käfigwalzen (Shelef 1976, Israel; Taiganides et al. 1979, Singapur), durch Umpumpen (Oswald 1963, USA), Schaufelräder (Stengel 1970, Dortmund) oder durch zufließendes Abwasser (z.B. Lincoln & Hill 1980, USA). Dadurch, daß ein Abwasserbehandlungssystem mit Algen und Bakterien von der (Becken)- Konstruktion sowohl Merkmale vom Oxidationsgraben (Grabenstruktur, mechanische Energie zur Umwälzung), als auch von Abwasserteichen aufweist, ist der Begriff Algengraben (Groeneweg 1980) eingeführt worden.

2.2. Definition

Der Algengraben ist ein flacher (ca. 0,2 - 0,6 m tiefer) Reaktor zur Abwasserbehandlung im Schwachlastbereich, in dem der Inhalt durch ständiges oder periodisches Umwälzen bewegt wird, wobei die Aufenthaltszeit (und die Belastung) so bemessen ist, daß sich ein üppiges Algenwachstum ergibt.

2.3. Einteilung der Gräben und Teiche; deutsche und englische Begriffe

Abwasserbehandlungssysteme ohne Biomasserückführung oder Rückhaltung (nicht eingeschlossen sind Belebungsgräben und Belebungsanlagen, sowie Tropfkörper), können in Abwassergräben und Abwasserteiche eingeteilt werden. Abwassergräben können in Oxidations- und Algengräben, Abwasserteiche entsprechend den hierfür maßgebenden Definitionen der ATV-Arbeitsgruppe 2.6.3 (1979) in Absetzteiche, unbelüftete Abwasserteiche, belüftete Abwasserteiche und Schönungsteiche unterteilt werden.

Tabelle 1: Deutsche und englische Begriffe für Abwassergräben und -teiche

Deutsch*) (empfehlenswerte Bezeichnung)	Deutsch (nicht empfehlenswerte, oft zur Verwirrung führende Bezeichnung	Englisch
Oxidationsgraben		Oxidation ditch Pasveer ditch
Algengraben	Algenteich	High rate pond High rate algal pond High rate oxidation pond High rate photosynthetic pond Algal pond
Algengraben-Anlage (Abwasserbehandlung + Trennung der Biomasse)		Mixed photosynthetic wastewater treatment system Intensive algal wastewater treatment system Accelerated algal-bacterial wastewater treatment system
Absetzteiche	Anaerobe Abwasserteiche (Abwasser) Faulteiche Erdfaulbecken	Anaerobic lagoon Primary lagoon Sludge lagoon
Unbelüftete Abwasserteiche (Spezielle Form: Abwasserfischteich)	(Fakultativ) Aerobe Abwasserteiche Oxidationsteiche Stabilisationsteiche	Waste stabilization pond Sewage stabilization lagoon Waste oxidation pond Sewage oxidation lagoon Facultative (stabilization) pond Secondary lagoon
Belüftete Abwasserteich	Aerober Abwasserteich Oxidationsteich	Aerated lagoon Aerated pond Oxidation pond
Schönungsteich (Spezielle Form: Nachklärfischteiche)	Aerobe Abwasserteich Oxidationsteich	Polishing pond Maturation pond Tertiary pond

*) Nach der ATV-Arbeitsgruppe 2.6.3 (1979)

2.4. Kenndaten von Algengräben und anderen Abwasserreinigungsverfahren ohne Biomasse- bzw. Schlammrückführung

Die Kenngrößen wie Belastung, Aufenthaltszeit und Tiefe sowie die Hauptumwandlungsprodukte der organischen Fracht (BSB) von Algengräben, Oxidationsgräben und Teichen werden wegen der Übersichtlichkeit in tabellarischer Form dargestellt (Tabelle 2). Die Einzelangaben stammen aus:

ATV-Handbuch 1975, ATV-Bericht: Abwasserteiche für kommunales Abwasser 1979, Kretzschmar 1981, Middlebrooks et al. 1978, Ottmann 1977a, 1977b, Shelef et al. 1976.

Tabelle 2:

	Algengräben		Abwasserteiche				
	Oxidationsgräben	Algengräben	Unbelüftete Teiche	Schönungsteiche	Abwasserfischteiche	Belüftete Abwasserteiche	Absetzteiche
Abwasserbeschaffenheit	Roh Mech. Vorbeh.	Roh Mech. Vorbeh.	Roh Mech. Vorbeh. Teilbiol.	Mech.+biol. Beh.	Roh Mech. Vorbeh. 1:3 - 6 mit Fr.wasser verd.	Roh Mech. Vorbeh.	Roh
BSB_5 Belastung in kg/ha/d	1000-1700	300-450 (IL)	20- 50 (D) 15-120 (USA)	15-50 (D)	70-100 (D)*1	1300 (D)	200-1500 (D) 200-4000 (USA)
Aufenthaltszeit in Tagen	1 - 3	1,8 - 8 (IL)	20 - 50 (D) 5 - 180 (USA)	1 - 5 (D)*2 10 - 30**2	2 - 6	2 - 10	1 (D) 5 - 50 (USA)
Tiefe (Füllhöhe) in cm	90-120	20-55	100-200	60-150	0-150	200 (D) 300-360 (USA)	250-450
Mech. Energie zur Umwälzung und/oder Belüftung	+	+	-	-	-	+	-
Schlammanfall	-/0	--**1	-/0	-	+	0/+	++1
Abbauleistung (BSB_5)	- 98 %	- 98 %	80-98 %	30-70 %	70-75 %	70-90 %	50-70 %
Kohlenstoffendprodukte	CO_2, Bakterien	Algen, Bakterien	Algen, Bakterien, Zooplankton, CO_2	CO_2, Pflanzen, Tiere	CO_2, Pflanzen Tiere	Bakterien, CO_2	CO_2, CH_4, Bakterien

* 1 In D nur im Sommerhalbjahr

** 1 Schlammanfall am Grabenboden sehr gering. Die entstehende Biomasse wird vom Wasser getrennt und verwertet

* 2 Schönungsteiche im Sinne von Ausgleich- und Absetzbecken. Algenwachstum wird durch kurze Aufenthaltszeiten verhindert

** 2 Algenwachstum zur weiteren Reduktion von Nährstoffen erwünscht

3. Algenwachstum und Algenwachstumsmodelle

3.1. Die Bedeutung des Algenwachstums für die Reinigungsleistung

Die Stöchiometrie des Algenwachstums entspricht nach Shelef et al. (1976) annähernd der folgenden Gleichung:

$$122\ CO_2 + 16\ NH_3 + H_3PO_4 + 64\ H_2O \xrightarrow{\text{Licht}} C_{122}H_{179}O_{44}N_{16}P + 134\ O_2 \quad (1)$$

Demnach entstehen bei der photoautotrophen Produktion von 1 kg Algen etwa 1,6 kg Sauerstoff oder bei der für Mitteleuropa größenordnungsmäßig anzunehmenden Algenproduktion von jährlich 25 Tonnen pro Hektar 40 Tonnen Sauerstoff. Nach Shelef et al. (1976) werden im Algengraben rund 25 % der BSB_5-Fracht in Biomasse festgelegt und ungefähr 75 % der BSB_5-Fracht unter O_2-Verbrauch veratmet oder oxidiert. Die angenommene Freisetzung von 40 t/ha/Jahr O_2 würde somit theoretisch zur Oxidation einer BSB_5-Fracht von 146 kg pro Hektar und Tag im Jahresmittel ausreichen. Das Algenwachstum ist also nicht nur im Zusammenhang mit der Produktion von Biomasse wichtig, sondern auch in bezug auf das gesamte Abwasserreinigungspotential, einschließlich der N- und P-Elimination. Diese Beziehungen gelten naturgemäß für die Belastbarkeit von Gewässern ganz allgemein, sofern der O_2-Bedarf der Bakterien nicht indirekt aus dem Luftsauerstoff zu decken ist.

Abgesehen von chemisch-physikalischen Folgeeffekten des Wachstums, wie Ammoniak-Entgasung und Phosphatfällung (verursacht durch pH-Erhöhung infolge photosynthetischen CO_2-Verbrauchs), spielt die Aufnahme von eutrophierenden Pflanzennährstoffen eine wichtige Rolle. Nach der oben genannten Formel (1) besteht (aschefreie) Mikroalgenbiomasse im Mittel aus 56,3 % C, 8,6 % N und 1,2 % P.

Stickstoff-Gehalte von autotroph kultivierten Mikroalgen liegen im allgemeinen zwischen 8 und 11 % der Trockensubstanz (Pabst 1974). Paelinck (1978) fand in Laborkulturen von Scenedesmus obliquus mit NH_4-N als N-Quelle maximal 10 %, mit NO_3-N maximal 11,1 % N in der Trockensubstanz (TS).

Der Phosphat-Gehalt von Scenedesmus obliquus aus autotrophen Massenkulturen wurde von Schultz (1963) mit 1,87 $\pm$ 2,1 % der TS angegeben. Nach Paelinck (9178) variiert der P-Gehalt von autotroph gewachsenen Laborkulturen von Scenedesmus obliquus je nach Phosphatversorgung von minimal 0,1 % bis maximal 3 % und beträgt bei maximaler Phosphateliminierung aus dem Substrat 1,6 %. Bei höherer P-Konzentration im Medium nimmt der P-Gehalt der Biomasse zu, aber auch die Restkonzentration im Medium. Bei einem P-Gehalt unter 0,8 % muß nach Paelinck (1978) Phosphat im Verhältnis zu den übrigen Nährstoffen limitierend gewesen sein. Bei einem P-Gehalt zwischen 0,8 und 1,6 % der TS muß von P-Speicherung oder 'Luxury Uptake gesprochen werden. Phosphat-defiziente Algenzellen können nach P-Zusatz vorübergehend noch höhere P-Gehalte erreichen, und zwar bis zu 6 % (Borchardt & Azad 1968).

Bei einem optimalen Stickstoff : Phosphat-Verhältnis in bezug auf gleichzeitige Entfernung beider eutrophierender Substanzen (etwa 5,8 : 1), haben autotrophe Grünalgenkulturen nach Paelinck (1978) einen P-Gehalt von 1 bis 2 % der TS.

3.2. Bedeutung von Wachstumsmodellen

Daß die Intensität des Algenwachstums maßgeblich die Reinigungsleistung von Algengräben beeinflußt, wird aus dem vorhergehenden Abschnitt deutlich. Das Wachstum der Algen ist wiederum abhängig von Lichtangebot und Temperatur und unterliegt deshalb hierzulande ausgeprägten jahreszeitlichen Schwankungen. Bei niedrigem Lichtangebot und niedriger Temperatur ist das Algenwachstum entsprechend gering. Zur Behandlung der unveränderten Abwasserfracht werden jetzt längere Aufenthaltszeiten erforderlich, d.h., wenn die Schichthöhe im Graben wegen der Lichtlimitierung nicht erhöht wird, muß die erforderliche Behandlungsfläche vergrößert werden. Die ingenieurmäßige Auslegung einer Algengrabenanlage erfordert somit genaue Anhaltswerte über zu erwartendes Algenwachstum in Abhängigkeit der jahreszeitlich bedingten Schwankungen von Licht und Temperatur an einem gegebenen Standort. Modelle, die das Algenwachstum mit ausreichender Zu-

verlässigkeit prognostizieren, sind deshalb unerläßliche Hilfen.

3.3. Algenwachstumsmodelle

Die meisten theoretischen Modelle des autotrophen Algenwachstums basieren auf der Voraussetzung, daß keine der Nährstoffe (N, P, CO_2 etc.) limitierend sind oder hemmend wirken, die Temperatur optimal ist und das Wachstum nur von der angebotenen Lichtmenge beeinflußt wird.

Zur Errechnung der maximalen Produktion wird im Prinzip eine Energiebilanzgleichung benutzt (Shelef et al. 1968, 1972; Goldman 1979b):

$$P = \frac{E_r}{J} (I_o - I_d) - D_r \qquad (2)$$

wobei P = Produktionsrate (in $g * m^{-2} * d^{-1}$)
E_r = Gesamtphotosynthese-Effizienz (dimensionslos)
J = Kalorischer Energieinhalt der Algenmasse (in $cal * g^{-1}$)
I_o = Energie des sichtbaren Lichtes an der Oberfläche (o) der Algensuspension (in $cal * cm^{-2} * d^{-1}$)
I_d = Energie des sichtbaren Lichtes in der Tiefe (d) einer Algensuspension (in $cal * cm^{-2} * d^{-1}$) und
D_r = "Decay" oder Verluste (in $g * m^{-2} * d^{-1}$)

bedeutet. Der Parameter "Decay Rate" umfaßt alle Einflußgrößen, die zu einer Abnahme der Biomasse führen wie: Dunkelatmung, Lichtatmung, Absterben, Produktion extrazellulärer Substanzen etc.

Die Variablen E_r und D_r sind sehr komplexer Natur. E_r, der Wirkungsgrad der Photosynthese setzt sich zusammen aus:

E_q; thermodynamische Effizienz der Photosynthese

E_s; Effizienz der Lichtenergienutzung

E_R; Transmissionskoeffizient des Lichtes bei dem Übergang Licht-Wasser (d.h. des nicht reflektierten Anteils von I_o)

E_I; Korrekturfaktor für tagesabhängige spektrale Schwankungen der Globalstrahlung

E_V; Korrekturfaktor, da nur das sichtbare Licht (400 - 700 nm) photosynthetisch nutzbar ist

Die Lichtenergieausnutzung E_S ist abhängig von dem Lichthalbsättigungswert I_S der betreffenden Alge:

$$E_s = \frac{I_s}{I_o} \left(\ln \frac{I_o}{I_s} + 1\right) \qquad (3)$$

Unter der Annahme, daß bei Algenkulturen das meiste Licht über die Kulturtiefe zerstreut wird, ist nach Goldman (1979b)

$$I_d * I_o^{-1} = (1 - E_D) \qquad (4)$$

wobei E_D die Effizienz der Lichtstreuung, d.h. den Zerstreuungsgrad darstellt.

Unter Annahme folgender Werte für $E_q = 0{,}2$, $E_R = 0{,}9$, $E_I = 0{,}89$, $E_V = 0{,}45$, $E_D = 0{,}95$ (Goldman 1979b), Substitution von Gleichungen 3 und 4 in 2 und Vernachlässigung von Verlusten (D_r) reduziert sich Gleichung 2:

$$P = 0{,}28\ I_s \left(\ln \frac{0{,}45\ I_o'}{I_s} + 1\right) \qquad (5)$$

wobei P die Produktion in $g * m^{-2} * d^{-1}$ ist, I_s der Lichthalbsättigungswert in $cal * cm^{-2} * d^{-1}$ und I_o' die Globalstrahlung in $cal * cm^{-2} * d^{-1}$.

Zur besseren Vergleichbarkeit, besonders mit der älteren internationalen Literatur, wird die Einheit cal * cm^{-2} * d^{-1} in meiner Arbeit beibehalten, nur gelegentlich wird die Globalstrahlung in J (Joule) * cm^{-2} * min^{-1} angegeben. Neuerdings wird die Globalstrahlung in E (Einstein) * m^{-2} * s^{-1} ausgedrückt. Diese Dimensionen sind folgendermaßen konvertierbar:

(1 cal * cm^{-2} * d^{-1} = 2,91 * 10^{-3} J * cm^{-2} * min^{-1} = 11,63 Wh * m^{-2} = 2,23 * 10^{-4} E * m^{-2} * s^{-1})

Die Anwendung der Produktionsformel 5 unter Zugrundelegung der 10jährigen Monatsmittel der Globalstrahlung für Maastricht*) (Atlas über die Sonneneinstrahlung Europas 1979) und unter der Annahme eines Halbsättigungswertes I_s = 36 cal * cm^{-2} * d^{-1} (Sorokin & Krauss 1958) für Scenedesmus ergibt die in Abb. 2 zusammengefaßten Schätzwerte für den Jahresverlauf der Algenproduktion.

Danach sollten die theoretischen Produktionswerte im Sommer im Mittel 27 g * m^{-2} * d^{-1} (Abb. 2) erreichen, und die Jahresdurchschnittsproduktion würde 18,5 g * m^{-2} * d^{-1} betragen. Dies sind erheblich höhere Werte als die unter weitgehend optimalen technischen Bedingungen tatsächlich erzielten (siehe unten).

*) Kontinuierlich aufgezeichnete Strahlungsmeßwerte für einen Dortmund näher gelegenen Standort ähnlichen Klimas liegen nicht vor.

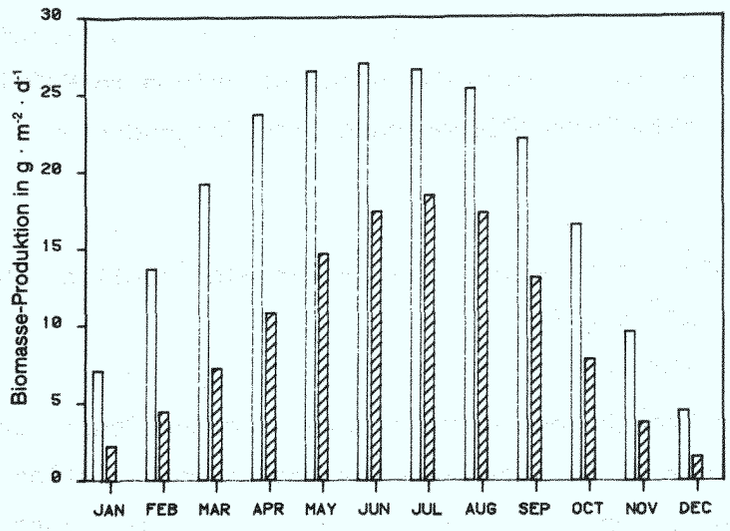


Abb. 2: Berechnung der autotrophen Algenbiomasseproduktion nach dem Shelef-Goldman-Modell anhand von Globalstrahlungswerten für Maastricht, NL (offene Säulen) und die monatlichen Produktionswerte nach einer Temperaturkorrektur (Mittel der Lufttemperatur Dortmund) gemäß Gleichung 6

Das Algenwachstum ist auch von der Temperatur abhängig (z.B. Grobbelaar 1980), einem wichtigen Faktor, der in dem Shelef-Goldman-Modell unberücksichtigt blieb. Meistens bedeuten hohe Globalstrahlungswerte auch hohe Temperaturen, aber es gibt sowohl tägliche als auch im Verlauf eines Jahres zeitlich verschobene Maxima (Abb. 5, Abb. 50). Im Frühjahr sind die Globalstrahlungswerte schon recht hoch, die Temperaturen aber noch niedrig, im Herbst ist das Verhältnis umgekehrt: niedrige Globalstrahlungswerte, relativ hohe Temperaturen. Das Shelef-Goldman-Modell wurde deshalb von mir um einen Temperatur-Korrektur-Faktor ergänzt.

Nach Goldman und Carpenter (1974) läßt sich die Temperaturabhängigkeit der Biomasseproduktion von Algensuspensionen (etwa im Bereich 10 - 30 ^{o}C) mit einer Arrhenius-Gleichung beschreiben. Hill & Lincoln (1981) verwenden hierfür folgende Gleichung:

$$\mu * 1.05^{(T - 25)} \qquad (6)$$

wobei μ die Algenwachstumsrate und T die Temperatur in ^{o}C darstellt.

Die Anwendung dieses Korrekturfaktors unter Verwendung der langjährigen Monatsmittel der Wetterstation Dortmund-Brünninghausen (Schirmer; Bericht des Deutschen Wetterdienstes 1969), ergeben erheblich niedrigere Produktionswerte für Nordrhein-Westfalen (Abb. 2). Die mittlere theoretische Jahresproduktion unter optimalen Bedingungen und ohne Berücksichtigung von Verlusten (Atmung etc.) beträgt 9,9 g * m^{-2} * d^{-1}. Tatsächlich wurde im Jahresmittel (365 Tage)*) in Dortmund für die autotrophen Massenkulturen von Scenedesmus obliquus eine Produktion von 7,3 g * m^{-2} * d^{-1} erreicht (Stengel & Soeder 1975). Diese Angabe schließt gelegentliche Produktionseinbußen durch Parasitenbefall ein, so daß die Übereinstimmung der völlig "ungestörten" Produktion mit dem berechneten Wert noch besser sein dürfte.

Paelinck (1978), der Versuche zur autotrophen Massenproduktion von Scenedesmus obliquus in Belgien durchführte, kommt zu ähnlichen Produktionswerten wie den in Dortmund ermittelten. Paelinck fand aufgrund seiner experimentellen Ergebnisse eine Regressionsgerade zwischen Globalstrahlung und Biomasseproduktion:

$$P = 0{,}0062\ I_o' * 0{,}64 \qquad (7)$$

wobei P die Produktion in g * m^{-2} * d^{-1} und I_o' die Globalstrahlung in Joule * cm^{-2} * d^{-1} darstellen.

---

*) Die mittlere Tagesproduktion betrug 11 g * m^{-2} über 200 Kulturtage (April - Oktober). Die Produktion von November - April wurde mit 0 g * m^{-2} * d^{-1} angenommen.

Unter Verwendung der 10jährigen Monatsmittel der Globalstrahlung für Maastricht ergibt sich aufgrund dieser Gleichung eine mittlere Jahresproduktion von 6,8 g * m^{-2} * d^{-1}, der Jahresverlauf der Produktion ist in Abb. 3 dargestellt.

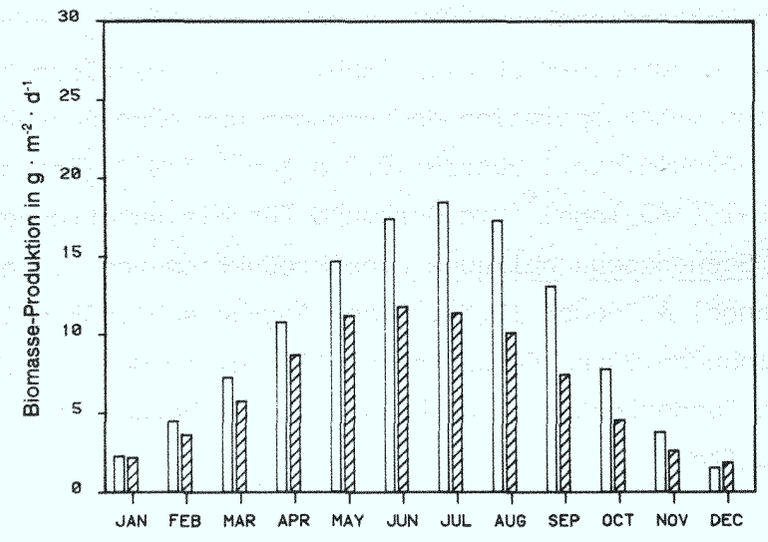


Abb. 3: Berechnung der autotrophen Biomasseproduktion nach dem temperaturkorrigierten Shelef-Goldman-Modell (offene Säulen) im Vergleich zu den Produktionswerten nach dem Paelinck-Modell (gestrichelte Säulen). Übrige Daten wie in Abb. 2.

Modelle, wie die von Shelef-Goldman und Paelinck sind zur Abschätzung der möglichen Algenbiomasseproduktion in Abhängigkeit von der Globalstrahlung verwendbar, geben aber keine Auskunft über Biomassekonzentration, Verweilzeit und Höhe der Algenkulturschicht bzw. Suspensionstiefe des Algengrabens. Diese Faktoren sind jedoch für die Auslegung und Leistung von Algengrabenanlagen von grundsätzlicher Bedeutung. Die Produktion (P) ist das Produkt von Biomassekonzentration (X), Wachstumsrate (μ) und Suspensionstiefe (de) (Gleichung 12, Seite 23). Wenn zur Aufrechterhaltung einer bestimmten Biomasse bei einer bestimmten Suspensionstiefe, die Wachstumsrate in Abhängigkeit der Globalstrahlung und Temperatur berechnet werden könnte, wären auch die erforderlichen Aufenthaltszeiten und damit der Flächenbedarf kalkulierbar (Gleichung 10).

Hill und Lincoln (1981) benutzen zur modellmäßigen Beschreibung des Algenwachstums in kontinuierlich mit Schweineflüssigmist beschickten Algengräben die für substratlimitiertes Wachstum von Monod eingeführte Gleichung:

$$\mu = \mu_{max} * \frac{S}{K_s + S} \qquad (8)$$

wobei μ die spezifische Wachstumsrate, μ_{max} die maximale Wachstumsrate und S die Substratkonzentration darstellt. K_s ist die Substratkonzentration, wobei die halbe maximale Wachstumsrate erreicht wird (Halbsättigungswert).
Nun ist bei kontinuierlichen Algenmassenkulturen das Licht das limitierende Substrat, so daß die Gleichung lautet:

$$\mu = \frac{\mu_{max} * I_o'}{I_s' + I_o'} \qquad (9)$$

wobei I_o' die Globalstrahlung in cal * cm^{-2} * d^{-1} und I_s' den Halbsättigungswert der Globalstrahlung darstellt, integriert über die gesamte Kulturtiefe (40 cm; Hill & Lincoln 1981). Die beste Übereinstimmung zwischen simulierten Werten und experimentell gefundenen Werten fanden Hill und Lincoln (1981) bei der Annahme von einer μ_{max} von 3 d^{-1} und einem I_s' von 3735 cal * cm^{-2} * d^{-1}. Dieser Halbsättigungswert (I_s') ist 100fach höher als der in dem Shelef-Goldman-Modell verwendete, von Sorokin und Krauss (1958) übernommene Wert. Der von Hill und Lincoln (1981) benutzte I_s' ist als Mittelwert über die gesamte Tiefe (40 cm) des Algengrabens anzusehen. (Die Schichttiefe mit der Secchi-Scheibe betrug nur 5 cm.) Hill und Lincoln (1981) konnten mit diesem Modell auch tägliche Schwankungen der Biomassekonzentration in ihren Algengräben für kürzere Zeitintervalle einigermaßen befriedigend beschreiben.

Unter der Annahme, daß eine dynamische Bilanz zwischen Algen-Assimilation und Bakterien-Respiration besteht, berechneten sie den Algen- und Bakterienanteil der Biomasse. Sie kommen dabei auf ca. 75 % Algenanteil. Weil diese Art der Berechnung gewissermaßen nur die Aktivität der Bakterienbiomasse berücksichtigt, nicht aber die vorhandene Biomasse selbst, könnte der Bakterienanteil der Gesamtbiomasse stark unterschätzt sein.

Bei kontinuierlichen Kulturen ist im Fließgleichgewicht (Steady State) die spezifische Wachstumsrate umgekehrt proportional zu der Aufenthaltszeit (τ, in Tagen),

$$\mu = \frac{1}{\tau} \qquad (10)$$

so daß durch Kombination von Gleichungen (9) und (10) eine direkte Relation von erforderlicher Aufenthaltszeit und Globalstrahlung gegeben ist. Unter Berücksichtigung der Temperaturkorrektur (6) gelangte ich zu folgender Gleichung (11):

$$\tau = \frac{3733 + I_o'}{3 * I_o'} * \frac{1}{1{,}05^{(T-25)}} \qquad (11)$$

Zur Prüfung der Gleichung (11) wurden die Aufenthaltszeiten für den Algengraben in Yagur (Haifa, Israel) unter Berücksichtigung der Globalstrahlungsdaten und mittleren Temperaturen in Haifa (Shelef et al. 1976) berechnet und mit den Aufenthaltszeiten (je nach Jahreszeit experimentell verkürzt oder verlängert) verglichen, die zur Aufrechterhaltung einer Gesamtbiomasse von 300 mg/l - ca. 210 mg Algenbiomasse pro Liter notwendig waren.

Wie aus Abbildung 4 ersichtlich, decken sich die berechneten und tatsächlich eingestellten Aufenthaltszeiten bis auf den Spätherbst. Nach Gleichung (11) sollten im Herbst wesentlich längere Aufenthaltszeiten zur Aufrechterhaltung der Biomasse erforderlich sein, als sie von Shelef et al. experimentell gefunden wurden. Eine mögliche Erklärung dieser Diskrepanz wäre die von Shelef et al. in Israel festgestellte Verschiebung der

Biomasseanteile von Algen und Bakterien. Im Sommer lag der Algenanteil bei etwa 2/3 der Gesamtbiomasse im Herbst ging der Algenanteil bei den in Israel eingestellten Aufenthaltszeiten zurück (Shelef et al. 1976), so daß, wie die Auswertung der Gleichung (11) auch vorhersagt, längere Aufenthaltszeiten zur Aufrechterhaltung der Algenbiomasse notwendig wären.

Der Vergleich der berechneten Aufenthaltszeiten mit den tatsächlichen Werten spricht sehr für eine Anwendung der Gleichung (11), obwohl immer noch eine Diskrepanz im Hinblick auf die vorhandene Algenbiomassekonzentration besteht. Hill und Lincoln (1981) gaben die Algenkonzentration mit ca. 300 mg, Shelef (1976, 1977) mit ca. 210 mg Algen pro Liter an. Dieser Unterschied kann entweder durch eine falsche Berechnung und auch durch die Verwendung unterschiedlicher Substrate - in Israel häusliches Abwasser, in Florida Schweineflüssigmist (höhere Eigenfärbung) - entstanden sein.

Zum Vergleich der Gleichung (11) mit dem Shelef-Goldman-Modell (Gleichung 6) müssen die berechneten Wachstumsraten in Produktionsdaten umgerechnet werden.

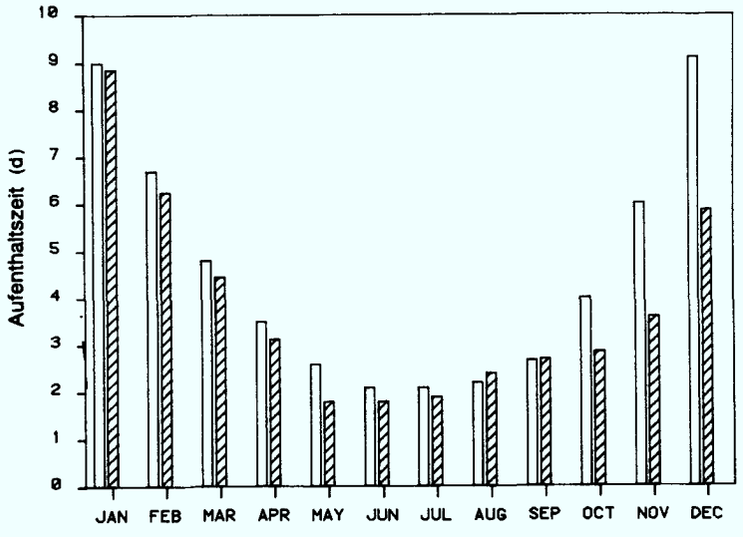


Abb. 4: Die nach der Gleichung (11) (siehe Text) errechneten Aufenthaltszeiten mit Klimadaten von Haifa im Vergleich zu den in Israel experimentell eingestellten Aufenthaltszeiten zur Aufrechterhaltung einer Biomasse von ca. 300 mg * l^{-1}

Die zur Aufrechterhaltung einer Algenbiomasse-Konzentration von 300 mg/l erforderliche Aufenthaltszeit berechnete ich nun auch nach Gleichung (11), für die in unseren Breitengraden vorherrschende Globalstrahlung von 0 - 650 cal * cm^{-2} * d^{-1} und für 3 Temperaturen, 5 °C, 15 °C und 25 °C (Abb. 5).

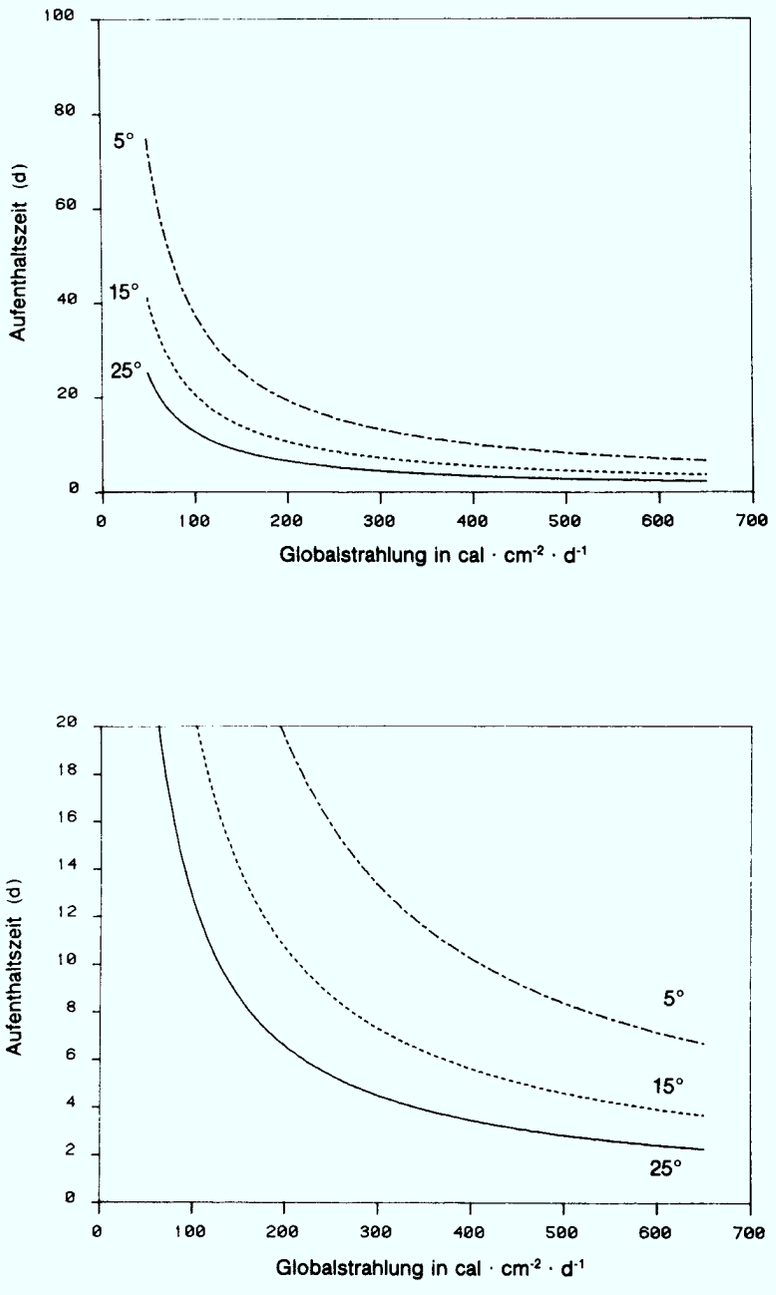


Abb. 5: Die erforderlichen Aufenthaltszeiten zur Aufrechterhaltung einer Biomassekonzentration von ca. 300 mg * l^{-1} in Abhängigkeit von der Globalstrahlung und der Temperatur nach der Gleichung 11 (s. Text)

Unter Zugrundelegung der Monatsmittel der Lufttemperatur in Dortmund und den Globalstrahlungsdaten von Maastricht ergeben sich Aufenthaltszeiten, die von 4,8 Tagen im Juli bis 80,9 Tagen im Dezember variieren (Tabelle 3, Abb. 6).

Tabelle 3: Die erforderlichen Aufenthaltszeiten (τ) zur Aufrechterhaltung einer Biomassekonzentration von ca. 300 mg * l^{-1} in Abhängigkeit der Globalstrahlung (Monatsmittel Maastricht) und der Temperatur (Monatsmittel Dortmund) nach der Gleichung 11 (s. Text).

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Luft Temp.	1,4	1,9	5,0	8,8	12,9	16,0	17,5	17,1	14,3	9,7	5,9	2,8
Global-strahlung	59	115	197	310	408	430	414	366	263	151	76	46
τ	67,8	34,4	17,6	9,6	6,1	5,0	4,8	5,5	8,5	18,1	42,4	80,9

Eine längere Aufenthaltszeit erfordert naturgemäß eine größere Algengrabenfläche. Auf dieses Problem haben bereits Shelef et al. (1978) aufmerksam gemacht und gewisse operative Schlußfolgerungen daraus gezogen, auf die ich in der Diskussion weiter eingehe.

Wenn man nun davon ausgeht, daß 10 Tage Aufenthaltszeit das Maximum für die Auslegung einer Algengrabenanlage sein soll, ist die Anwendung des Verfahrens bei einer "Soll-Algenkonzentration" von ca. 300 mg/l nur von Anfang April bis Mitte Oktober bzw. 200 Tage im Jahr möglich.

Aus Tab. 3 und Abb. 5 läßt sich erkennen, daß die Betriebszeit um mindestens 30 Tage verlängert werden könnte, wenn im März z.B. durch Nutzung von Abwärme die Temperatur um 10 ^{o}C angehoben würde. Aufgrund der geringen Strahlungsintensität müssen trotz einer erhöhten Temperatur für die Monate November - Februar lange Aufenthaltszeiten in Kauf genommen wer-

den. Nach meiner Berechnung würde eine Erhöhung der maximalen Auslegung auf 20 Tage den gleichen Effekt zeigen, wie eine Erwärmung um 10 ^{o}C im März. Unter Zugrundelegung der maximalen Einstrahlung im Juli und der Lufttemperatur von 17,5 ^{o}C betrüge die Aufenthaltszeit 2,2 Tage. Dies bedeutet, daß die Algen bei kürzerer Aufenthaltzeit ausspülen würden.

Somit ist auch bei der Auslegung von Schönungsteichen für deutsche Verhältnisse die Forderung nach einer Aufenthaltszeit von unter zwei Tagen berechtigt (Imhoff 1981), da das Aufkommen von Algen dort als unerwünscht gilt.

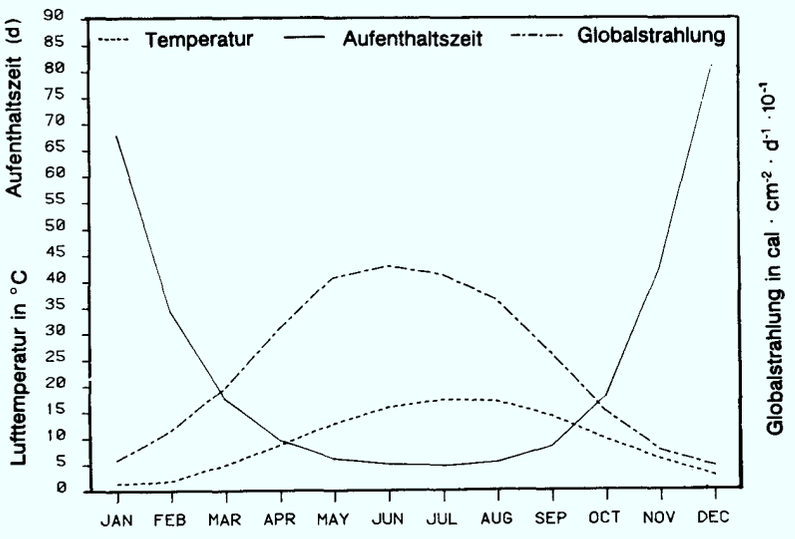


Abb. 6: Die langjährigen, monatlichen Durchschnittswerte für Globalstrahlung (Maastricht) und Lufttemperatur (Dortmund) und die nach der Gleichung (11) (s. Text) erforderlichen Aufenthaltszeiten

Die Produktion ist abhängig von der spezifischen Wachstumsrate (μ) bzw. Aufenthaltszeit (τ), der Biomassekonzentration (X) und der Schichthöhe (de) der Kultur:

$$P = X * \mu * de \qquad (12)$$

P in $g * m^{-2} * d^{-1}$
X in $g * m^{-3}$
μ in d^{-1}
de in m

Für X (Algenbiomasse) = 300 mg/l und einer Grabentiefe von 0,4 m ergeben sich nach Gleichung (11) für unsere Breitengrade monatliche Produktionsraten, die zumindest in den Sommermonaten, die nach dem Shelef-Goldman-Modell errechneten übersteigen (Abb. 7).

Dies könnte bedeuten, daß Fehler in einem oder beiden Modellen stecken, z.B. durch die Temperaturkorrektur. Wahrscheinlicher ist aber, daß die Konzentration der Algenbiomasse geringer als 300 mg/l ist. Tatsächlich schätzen Shelef et al. (1980) die Algenkonzentration auf ca. 210 mg * l^{-1}. Flüssigmist jedoch enthält einen hohen Anteil schwer abbaubarer Partikel, außerdem hat er eine ziemlich starke Eigenfärbung, so daß weniger Licht pro Einzelzelle als bei autotrophen Kulturen zur Verfügung steht. Möglich wäre auch eine höhere Algenproduktion durch heterotrophes bzw. mixotrophes Wachstum der Algen (s. Abschnitt 3.4.). Abeliovich und Weisman (1978) schätzten z.B. den Anteil an heterotrophem Wachstum in häuslichem Abwasser auf 20 %. Bei der Anwendung der Gleichungen (11) und (12) für eine Schichttiefe von 0,2 m und X = 300 mg/l sind die monatlichen Algenproduktionsraten annähernd identisch mit den Algenproduktionsraten der Paelinck-Formel (Abb. 8). Auch dieser Befund läßt vermuten, daß eine Algenbiomassekonzentration von 300 mg * l^{-1} bei einer Schichttiefe von 40 cm zu hoch angesetzt ist.

Paelinck (1978) hat mit einer Schichthöhe von 0,15 m gearbeitet. Die Paelinck-Formel basiert auf Messungen zwischen März und November, und die berechneten Werte für Dezember, Januar und Februar liegen wahrscheinlich zu hoch. Dies führt zu einer mittleren Jahresproduktion von 6,8 g * m^{-2} * d^{-1}, die höher liegt als die mittlere Jahresproduktion von 5,8 g * m^{-2} * d^{-1} nach dem von mir modifizierten Hill- Lincoln-Modell (Gleichung 11). Auf einen Vergleich mit den von mir erzielten Produktionswerten wird in der abschließenden Diskussion näher eingegangen (Kapitel 7).

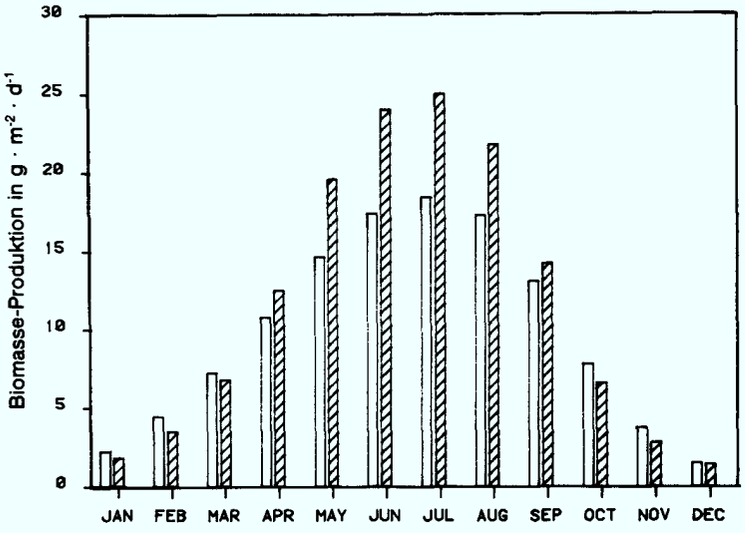


Abb. 7: Errechnete Biomasseproduktion (offene Säulen) für eine Grabentiefe von 0,4 m nach dem Shelef-Goldman-Modell und nach Gleichung (11) (s. Text)
(Globalstrahlung Maastricht, Temperatur Dortmund)

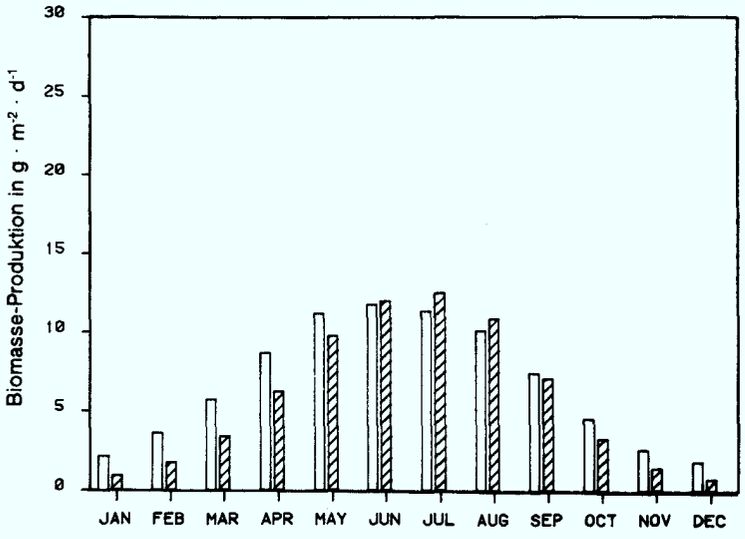


Abb. 8: Errechnete Biomasseproduktion für eine Grabentiefe von 0,2 m nach dem Paelinck-Modell (offene Säulen) und nach Gleichung (11) (s. Text; Globalstrahlung Maastricht, Temperatur Dortmund)

3.4. Diskussion der Wachstumsmodelle

Zusammenfassend liegt die von mir nach der Goldman-Formel (Gleichung 5) theoretisch ermittelte maximale Produktion für autotrophe Kulturen in unseren Breitengraden bei 18,5 g * m^{-2} * d^{-1} oder 66,6 t * ha^{-1} * $Jahr^{-1}$. Temperatur-korrigiert liegt die Produktion bei 36 t * ha^{-1} * $Jahr^{-1}$. Nach der modifizierten Hill-Lincoln-Formel mit Flüssigmist als Substrat komme ich auf eine theoretische Produktion von 41,8 t * ha^{-1} * $Jahr^{-1}$. Bei 20 cm Schichttiefe oder einer Algenbiomassekonzentration von 150 mg TS * l^{-1} ergeben sich 21 t * ha^{-1} * $Jahr^{-1}$ Algenbiomassetrockensubstanz.

Paelinck (1978) kommt für autotrophe Kulturen oder als dritte Reinigungsstufe bei der Behandlung von Flüssigmist auf eine berechnete Algenproduktion von 25 t * ha^{-1} * $Jahr^{-1}$.

Auch Stengel und Soeder (1975) geben für 200 Betriebstage pro Jahr die autotrophe Massenproduktion von Grünalgen und die Dortmunder Standortverhältnisse eine Jahresausbeute von 25 t * ha^{-1} an. Diese Werte liegen etwa 1/3 unter den nach den Gleichungen 5 und 6 berechneten Maximalausbeuten für die Licht- und Temperaturbedingungen in NW. Nach neueren Ergebnissen von Grobbelaar und Soeder (1984) kann diese Differenz durchweg auf Respirationsverluste zurückzuführen sein.

Die Schichttiefe, bei autotrophen Kulturen, meist ca. 15 cm, beträgt bei Algengräben meist ca. 40 cm (Shelef et al. 1976, Benemann et al. 1980). Bei gleicher Flächendichte (Biomasse pro m^2) muß die Biomassekonzentration (Biomasse pro l) in den 40 cm tiefen Kulturen zwangsläufig niedriger sein als in den 15 cm tiefen Kulturen. Die Lichtintensitätsabnahme über die Tiefe einer Kultur wird von der vorhandenen Biomassekonzentration erheblich beeinflußt (Grobbelaar 1981). Oswald et al. (1957) bemerkte hierzu: "Wenn die Bestrahlungsstärke an der Oberfläche eines Algengrabens um das 16fache zunimmt, die Lichtdurchdringung nur 33 % erhöht ist, aber eine Reduktion der Biomassekonzentration auf die Hälfte dagegen zu einer Verdoppelung der Lichtdurchdringung führt". Wenn in beiden Kultursystemen (autotroph und 15 cm Tiefe, Abwasser 40 cm) bei ähnli-

chen Algenkonzentrationen annähernd gleiche Wachstumsraten erzielt werden, d.h. eine höhere Flächendichte bei Abwasserkulturen und damit erheblich geringeren Lichtgenuß pro Einzelzelle, mußten die Algen im Algengraben zusätzlich zur Sonnenenergie andere Energiequellen nutzen.

Follmann et al. (1978) stellten fest, daß das Algenwachstum unter mixotrophen Bedingungen (Glukose und Licht) schon bei relativ niedrigem Lichtangebot maximale Wachstumsraten erreicht, was sich bei erhöhtem Lichtangebot kaum noch steigern ließ (Abb. 9). Folglich hat eine Erhöhung der Kulturschicht bei mittlerem Lichtangebot unter mixotrophen Bedingungen, d.h. eine Verringerung des Lichtangebotes pro Algenzelle, kaum Einfluß auf die Wachstumsrate, wohl aber auf die Gesamtproduktion pro $m^{-2} * d^{-1}$.

Die Temperatur könnte bei mixotropher Ernährung der Algen zumindest bei mittlerer und höherer Einstrahlung von größerem Einfluß als die angebotene Lichtmenge sein. Endo et al. (1977) fanden sogar über ein breites Spektrum von Lichtintensitäten, daß unter mixotrophen Bedingungen (Acetat und Licht) die Wachstumsrate gleich der Summe von autotrophem und heterotrophem Wachstum ist. Allerdings war bei ihren Untersuchungen die Biomassedichte sehr gering (Abb. 10). Auch Soeder und Stengel (unveröffentlicht) fanden bei autotroph gezogenen Massenkulturen von Scenedesmus obliquus fast eine Verdopplung der Zuwachsraten durch Zugabe von Glucose.

Die Versuche von Follmann und Endo wurden mit axenischen Algenkulturen durchgeführt. Fraglich bleibt, ob bei höherer organischer Belastung und niedriger Lichtintensität in offenen Gräben die Rolle der Algen nicht von Pilzen und Bakterien übernommen wird.

Die Aussage der von mir modifizierten Hill-Lincoln-Formel (Gleichung 11) paßte recht gut auf die experimentell ermittelten israelischen Daten. Diese Formel scheint zumindest bei ähnlichen Schichttiefen und Biomassekonzentrationen (bzw. Flächendichten) anwendbar, bei geänderten Bedingungen wie z.B. einer Schichttiefe von nur 20 cm könnte sich der durch rechnerische Anpassung des Modells gefundene I_s'-Wert ändern.

Es ist weiterhin fraglich, ob Wachstumsmodelle, wie dasjenige von Goldman (1979b) oder auch von Grobbelaar (1981; in dem zumindest die Respiration und Exkretion berücksichtigt wird), für Abwasserkulturen Gültigkeit besitzen, da beim Wachstum der Algen aufgrund der Untersuchungen von Abeliovich und Weisman (1978) und Follmann et al. (1978) eine Organotrophie (Mixotrophie) eine größere Rolle spielen könnte, als bisher angenommen wurde. Zur Beantwortung dieser Fragen hoffte ich durch eigene Produktionsmessungen an Algengräben beitragen zu können.

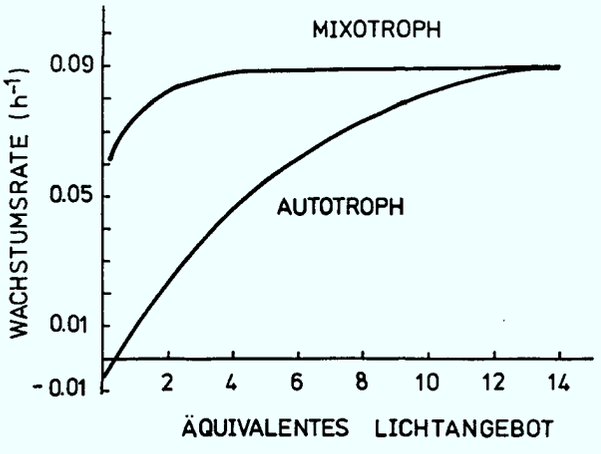


Abb. 9: Wachstumsraten von Chlorella in Abhängigkeit vom Lichtangebot pro Zelle. Die mixotrophe Kultur bekam Glucose als zusätzliches Substrat (nach Follmann et al. 1978)

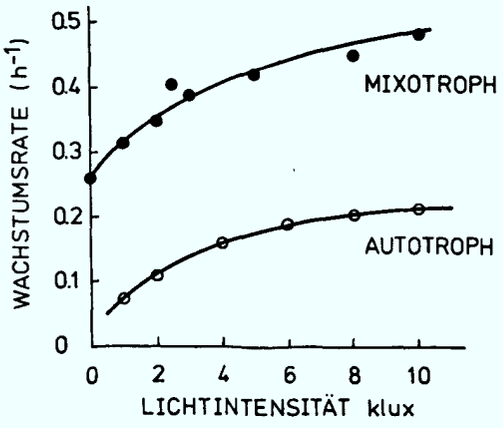


Abb. 10: Wachstumsraten von Chlorella in Abhängigkeit vom Licht. Die heterotrophe bzw. mixotrophe Kultur bekam Acetat als zusätzliches Substrat (nach Endo et al. 1977)

4. Zusammensetzung und Mengenanfall von Schweineflüssigmist und Feststofftrennung

4.1. Zusammensetzung und Mengenanfall von Schweineflüssigmist

Ähnlich wie bei der Planung von Kläranlagen, bedarf man zur Auslegung von Flüssigmistbehandlungssystemen möglichst genauer Angaben über Menge und Zusammensetzung der flüssigen Abfallstoffe. Oft wird der Mengenanfall unterschätzt, so daß Behandlungssysteme hydraulisch überbelastet sind (Oleszkiewicz & Koziarski 1981). Die Menge des zu behandelnden Flüssigmistes hängt ab (nach Traulsen 1971) von:

- Tierart, Tierrasse, Tieralter
- Fütterungsart
- Entmistungssystem (Verwendung von Spülwasser)
- Tränkenbauart
- Stalltemperatur
- Verdunstung des gelagerten Flüssigmistes
- Dichtheit des Behälters
- Häufigkeit der Stallreinigung
- Sorgfalt des Stallpersonals

sowie der Beimischung von Abwasser und Abfällen aus anderen Quellen (z.B. Silosickersaft, Regenwasser).

Aus 72 Literaturangaben berechnete Traulsen (1971) einen Mittelwert von 6,7 ($\pm$ 5,4) l Flüssigmist pro Schwein und Tag. Die Zusammensetzung des Flüssigmistes ist selbstverständlich von der Futtermischung abhängig, wird aber entscheidend durch die Art und Länge der Lagerung beeinflußt. Neben der Fülle an Daten über Mengenanfall gibt es viele Literaturangaben über Trockensubstanz (TS), N-, K- und P-Gehalt sowie die Abwasserkenngrößen CSB und BSB_5. Nur wenige originale Literaturdaten geben Aufschluß sowohl über Mengenanfall als auch Konzentration der Nährstoffe. Diese Daten sind von mir in Tab. 4 zusammengefaßt.

Tabelle 4: Zusammensetzung und Mengenanfall (l pro Schwein und Tag) von Schweineflüssigmist nach Literaturangaben

	CSB g/l	BSB_5 g/l	N g/l	P g/l	TS g/l	l/S/d	Cu	CSB/BSB
Vetter (in Traulsen 1971)			4 -5,5	1,2	75	4,1	18 Gülle + H_2O 1: 1	
Ten Have (1971)	56,6	26,8	5	0,89	60	4		2,1
Grigoropoulos (1979)	9,0	3,2	0,69	0,06	6,2	55		2,8
Tatabanyai ( )	8-16	4 - 8	0,8 -1,5	0,2-1	-	15-20		2,0
Asendorf (1976)		25 -27	-	-	-	7		
Beer (1975)	4,8	2,4	0,56	0,17	5,5	30	4,1	2,0
O'Callaghan	64	21	6,3	-	66	4		3,1
Owens (1973)	31	6,9-10,5	1,4	-	23,4	1:5/6 verdünnt		3,6
Scheltinga (1969)	65,7	30	7	0,89	80	4,5		2,2
Evans (1979)	25	12	0,9		14	14		2,1
Scherb (in Otte 1972)	15-77	3,9-12,9	0,7-3,7			4,5-7,5		2,7
Mulligan (1972)	68,9	35	6	89,9		2,7-7,6		2,0
Wedekind (in Staab 1976)			5,4	1,3	81,3	4,5	5,5	
Soong (1980)			8,4	1,15		4,1		
Oleszkiewicz (1981)	13,5	6			13,5	18 -28	1,5	2,3
Scherb (in Traulsen 1971)		25,6-28,6	8	4,5	91	4,5		
Tietjen (in Traulsen 1971)			9,1	2,9		3,6-4,5		
Koriath (in Traulsen 1971)			2,3-6,5	0,3-1,4	41-102	4 -10		
Wedekind & (in Traulsen 1971)			5 -6,5	1,2	78-105	6,5		
KTBL (in Traulsen 1971)		21,4	9,5	3,1	100	5,7-6,4		
Miner & G (in Traulsen 1971)		30,3	4 -6	1,4	150-200	5,9		
Scheltinga (1970)	80	27 -33	7,0	1,7	80	4,5		2,7
Scheltinga (in Traulsen 1971)		30	7,0	1,7	49	3,1		
Rager (in Rüffer 1980)		28,6	7,6	1,86	84,1	4,6		
Farkas (in Traulsen 1971)		6,6-50	1 - 3	0,1-0,5		5 -30		

In Osteuropa (Oleszkiewicz und Koziarski 1981) wird in Großmastbetrieben offensichtlich mehr Spülwasser verwendet als im Westen (z.B. Scheltinga et al. 1970, Rüffer 1980). Dementsprechend ist der Flüssigmistanfall in Osteuropa 4 - 5 mal höher, die Konzentration der einzelnen Nährstoffe entsprechend niedriger (s. Tab. 4). Traulsen konnte keinen statistisch abgesicherten Zusammenhang zwischen TS- und NPK-Gehalt finden. Oleszkiewicz und Koziarski (1981) geben für den in Osteuropa anfallenden Flüssigmist folgende Beziehungen an:

$$CSB_{ges} = 2{,}4\ BSB_{ges} + 2000\ (mg\ O_2/l)$$
$$CSB_{ges} = 1{,}32\ TS - 1400\ (mg\ O_2/l)$$

und Dragun (zitiert in Oleszkiewicz und Koziarski, 1981):

N_{ges} (mg/l) = 362,4 + 598,07 TS % r = 0,955
P_2O_5 (mg/l) = 257,61 + 547,2 TS % r = 0,946

Das Verhältnis von CSB zu BSB schwankt nach Literaturangaben zwischen 1,6 und 3,6 l (Tab. 4, Tab. 5).

Wie die anaerobe Lagerung in den Fließmistkanälen unter den Spaltböden dieses Verhältnis beeinflussen kann, zeigt folgende Tabelle nach Scheltinga und Kooroneff (1969).

Tabelle 5: Änderung der abwassertechnischen Belastungsparameter BSB_5 und CSB im Verlauf des anaeroben Abbaus von Flüssigmist (in g/l bei 20 °C)

Zeit (Tage)	CSB	BSB_5	CSB/BSB_5
0	17,9	10,8	1,66
14	16,8	10,6	1,59
28	15,0	6,3	2,4
42	12,4	6,9	1,81
71	11,1	5,8	1,92

4.2. Zusammensetzung des für die Versuche verwendeten Flüssigmistes

Die Schweine (30 - 85 kg) wurden auf Spaltenböden ohne Einstreu gehalten und mit Trockenfutter ad libitum gefüttert, der Wasserbedarf durch Automatiktränken gedeckt. Weil die Art des Futters die Flüssigmistzusammensetzung maßgeblich beeinflußt, ist untenstehend die Futterzusammensetzung angegeben:

Gerste	35 %
Weizen	20 %
Hafer	10 %
Weizenkleie	6 %
Weizenvollmehl	4 %
Soja	20 %
Mineralfutter	5 %

Das Mineralfutter enthielt laut Angabe des Herstellers je kg Mischung:

Kupfer	2500 mg
Zink	5000 mg

Der Flüssigmistmengenanfall ist nicht bekannt. Die Zusammensetzung ist aus Tabelle 6 ersichtlich. Dazu wurden von mir direkt nach Anlieferung und erfolgtem Umpumpen in einen 5 m^3 fassenden Behälter (Abb. 19, 20) mit einem 1 l fassenden Schöpfbecher Proben gezogen.

Tabelle 6: Analyse von zwei Flüssigmistlieferungen (Werte in mg * l^{-1})

TS	-	147.900
Asche	15.600	32.000
CSB_{ges}	-	147.000
N_{ges}	6.700	10.000
NH_4-N	4.370	8.770
P_{ges}	1.029	-
PO_4-P	670	-
Na	475	971
K	3.150	3.860
Mg	611	1.452
Ca	1.625	4.482
Mn	11.552,5	-
Cu	20,7	46,6
Fe	147	282
Zn	60,8	110,3
Pb	0,55	0,53
Cd	0,05	0,06

Da das spezifische Gewicht von Flüssigmist nur geringfügig über 1 liegt - bei 5 % Trockensubstanz 1,020, bei 10 % 1,040 - (Traulsen 1971, Tunney 1975) habe ich Angaben in mg/l gleichgesetzt mit mg/kg. Die in Tabelle 6 angegebenen Werte stehen im Einklang mit den in der Literatur angegebenen Werten (Tab. 4) für hochkonzentrierten, nicht mit Spülwasser verdünnten Flüssigmist.
Der Flüssigmist, der für die Hauptversuchsserie in 1978 und 1979 verwendet wurde, besaß einen wesentlich geringeren TS-Gehalt (ca 5 %), was auf die Art der Fütterung (Naßfutter) zurückzuführen war. Er stammte von einem anderen Mastbetrieb und hatte folgende Zusammensetzung:

Tabelle 7: Zusammensetzung einer Flüssigmistlieferung nach Trennung der Feststoffe

	Nach Siebung (AZO) mit 500 µ Filter mg/l	Nach Siebung und Sedimentation mg/l
TS	30.800	19.000
Asche	11.200	7.300
CSB_{ges}	35.900	19.250
CSB_{gel}	23.500	16.250
BSB_5	—	6.250
N_{ges}	—	2.500
NH_4-N	—	1.775
Cu	29,0	17,5
Fe	74,8	37,5
Pb	0,18	0,10
Cd	0,02	0,017
Zn	34,0	19,2

4.3. Kupfergehalte in Flüssigmist

Kupfer ist ein bekanntes Algizid (s. Kapitel 5). Es ist deshalb von Interesse, die Kupferkonzentration im Flüssigmist zu kennen. Die gemessenen hohen Kupfergehalte im Flüssigmist (Tab. 6 und 7) sind keine Ausnahme.

So finden

Osborne & Mundy (1977)	42,6 mg/l,	
Mc Gill et al. (1975)	70,7 mg/l,	
Robinson et al. (1971)	18 - 350,0 mg/l,	
Pearce (1979)	22 - 636,0 mg/kg	Trockensubstanz,
Vetter (1970)	18,0 mg/l	bei Flüssigmist : Wasser 1:1
(in Traulsen 1971)	36,0 mg/l	in unverdünntem Flüssigmist und
Gerritse & Eksteen (1979)	100 - 1000,0 mg/kg	Trockensubstanz.

Kupfersulfat wird als Wachstumspromotor dem Schweinefutter beigemischt, und zwar bis zu 250 mg pro kg Futter. In Ländern der EG sind 125 mg/kg bis 200 mg/kg gesetzlich erlaubt.

Bis zu 95 % des zugegebenen Kupfers werden mit den Faeces wieder abgegeben. Der ernährungsphysiologische Cu-Bedarf wird schon mit etwa 8 mg Cu/kg Futter gedeckt. Weshalb es trotzdem zu einer Wachstumssteigerung, verringertem Futterbedarf und kürzerer Belegungsdauer der Mastplätze kommt, ist unklar (L'Hermite & Dehandtschutter 1981).

4.4. Charakterisierung des CSB von Schweineflüssigmist

Schon im Stall und während der weiteren Lagerung kommt es zu einem anaeroben Abbau von komplexen organischen Verbindungen zu kleineren, weniger komplexen Bruchstücken und letztlich zur Methanbildung. Die Teilschritte dieser Gärung sind zweifellos die gleichen wie bei der Biogasgewinnung aus Mist oder Flüssigmist (Stadlbauer 1980). Im Moment der Probennahme können also alle möglichen intermediären Produkte vorhanden sein. Eine Reihe von Arbeiten beschreiben die übelriechende Komponente des Flüssigmistes. Miner (1977) berichtete über 45 verschiedene chemische Verbindungen, die mehr oder weniger einen Einfluß auf den Flüssigmistgeruch haben. Neben Ammoniak und H_2S (Mühling 1970; Miner 1969, 1975, 1979) spielen Amine, Mercaptane, organische Säuren und heterozyklische N-Verbindungen eine Hauptrolle. Organische Säuren (insbesondere Essigsäure) beeinflussen nicht nur als Geruchskomponenten, sondern machen nach anaerober Lagerung den Hauptanteil an CSB und BSB aus. Roustan et al. (1977) fanden bei Schweineflüssigmist (5 - 7 % TS), der mindestens zwei Wochen gelagert wurde, ein Säureäquivalent der gesamten flüssigen Fettsäuren von 0,05 - 0,3 N. Davon waren 68,6 % Essigsäure, 17,9 % Propionsäure, der Rest Isobuttersäure, Isovaleriansäure und Valeriansäure. Wenn ich rein rechnerisch annehme, daß die flüchtigen Fettsäuren zu 100 % aus Essigsäure bestehen, wäre etwa 3 - 18 g Essigsäure pro Liter Flüssigkeit vorhanden oder ein CSB von 3,2 - 18 g/l. Auch Gosh (1980) fand 13,1 - 20,5 g/l flüchtige organische Säuren als Essigsäure gemessen, Widdel (1975) 11 g/l (TS 10 %) und Copper und Cornforth (1978) 2,2 - 17,3 g/l. (Als Anhaltswert für die Charakterisierung des Flüssigmistes: TS 0,35 - 6,77 %, N 1 - 5,2 g/l.) Auch Van Velsen (1979) stellte fest, daß rund die Hälfte des gelösten CSB auf flüchtige Fettsäuren (hauptsächlich Essig- und Propionsäure) zurückzuführen ist. Außerdem enthält anaerob gelagerter Flüssigmist auch beachtliche Mengen an Phenolen und Indolen.

Spoelstra (1977) fand Konzentrationen an ß-Kresol 140 - 340 mg/kg, Phenol 7 - 55 mg/kg, 4-Ethylphenol 6 - 72 mg/kg, Indol 0 - 11 mg/kg und Skatol 9 - 56 mg/kg.

Auch nach aerober Behandlung von Schweineflüssigmist (Asendorf 1976) mit gutem BSB-Abbau ist der CSB-Gehalt noch relativ hoch, verursacht durch biologisch schwer abbaubare Substanzen, die außerdem für die gelb-braune Farbe des behandelten Flüssigmistes verantwortlich sind, wie Huminsäure (N.N. 1975) und Bilirubin (Asendorf 1976).

4.5. Abtrennung der Feststoffe

Eine Trennung der groben Bestandteile (Futterreste, Spelzen, Borsten etc.) ist nach Meinung vieler Autoren ein unerläßlicher Schritt in der abwassertechnischen Behandlung von Flüssigmist.

Bei der aeroben Behandlung von Flüssigmist, sei es in Abwasserteichen, einfachen Oxidationsgräben, aerob mesophil (thermophile) Behandlungsverfahren oder Belebungsbecken, ist die Belastung der Abwasserbehandlungsanlage durch Abtrennung der meist schwer abbaubaren Bestandteile niedriger, was zur Folge hat, daß der Abbau in der Anlage besser funktioniert und eine verringerte Menge Überschußschlamm anfällt. Insbesondere bei der Behandlung von Flüssigmist in dem flachen Algengraben konnte ich eine Anhäufung von Feststoffen an schwach turbulenten Stellen beobachten, wenn diese nicht vorher abgetrennt waren (s. Kap. 6.1.).

Zur Weiterbehandlung oder Weiterverwendung der abgetrennten Feststoffe werden in der Literatur viele Möglichkeiten genannt. Die Feststoffe können entweder als Dünge- oder Futtermittel (z.B. Cloete 1981) eingesetzt oder unter Umständen auch in Energieträger Öl und Kohle umgewandelt werden (Bayer & Kutubuddin 1981). Allerdings ist zur Abtötung pathogener Keime, Wurmeier und Pflanzensamen eine Nachbehandlung der Feststoffe erforderlich (Strauch 1972, Motz & van der Aa 1970). Die Nachbehandlung und allgemeine Konditionierung der Feststoffe kann durch Trocknung, anaerobe Behandlung und aerob thermophile Verfahren erfolgen (Taiganides &

White 1971, Miner & Verley 1975, Loehr 1971, Flachowsky et al. 1975, Pearce 1975, Holland et al. 1975, Baader et al. 1972, 1979; Yeck et al. 1975, Fontenot 1983). In den USA und der Sowjet-Union werden abgetrennte Feststoffe und tierische Exkremente als Futtermittel benutzt, eine Praxis, die in der Bundesrepublik nicht erlaubt ist.

Verfahren zur Trennung der Feststoffe, die auf dem Einsatz von Flockungsmitteln beruhen, wurden von mir nicht eingesetzt. In den meisten Fällen ist der Einsatz von Flockungsmitteln recht teuer, und im Falle der Wiederverfütterung ist die Frage der toxikologischen Unbedenklichkeit nicht geklärt; außerdem würde bei der Anwendung von Kalk oder Aluminium ein Großteil des P, Mg und Fe samt der essentiellen Spurenelemente entfernt, die für ein nachfolgendes Algenwachstum unentbehrlich sind. Außerdem wurden aus Kostengründen Trennungsverfahren mittels Zentrifugen nicht in Betracht gezogen (Ngoddy et al. 1974, Glerum et al. 1971).

Sedimentation der Feststoffe wäre die einfachste Art der Trennung, aber möglicherweise durch die hohe Viskosität bedingt, funktionierte eine Sedimentation bei dem Flüssigmist (hochkonzentriert, hoher Feststoffanteil um 15 %), der bis Ende 1977 verwendet wurde, nicht. Erst nach Abtrennung mittels Siebung und anschließendem Verdünnen der Flüssigphase fand eine Sedimentation statt. Der in 1978/79 verwendete unverdünnte Flüssigmist sedimentierte dagegen hervorragend (5 % Feststoffe), so daß auf eine maschinelle Trennung verzichtet werden konnte. Weil die Sedimentation nicht immer zuverlässig funktioniert, habe ich aus praxisnahen Überlegungen Verfahren bevorzugt, die auf einer Trennung mittels Siebung beruhen. Zur Feststofftrennung wurden 2 Maschinentypen getestet, und zwar ein Vibrationssieb (Fa. Sveco) und eine Wirbelstromsiebmaschine (Fa. AZO).

4.5.1. Das Vibrationssieb

Der Flüssigmist wird von oben auf ein vibrierendes Sieb aufgetragen, die Feststoffe werden zurückgehalten und die Flüssigkeit unter dem Sieb aufgefangen (Abb. 11). Wählbare oder einstellbare Variablen an dem Vibrationssieb sind die Position der Schwunggewichte, die Maschenweite des Siebes und die Auftragsrate bzw. der Durchsatz. Durch die Position der Schwunggewichte läßt sich der Grad der Wirbelbildung beim Verteilen der Suspension und damit die Verweilzeit über die runde Siebfläche beeinflussen (Abb. 11).

Für die Versuche wurde das kleinste kontinuierlich arbeitende Vibrationssieb der Fa. Sveco verwendet mit einer Sieboberfläche von 0,16 m^2, die Motorantriebsleistung betrug 0,2 kW, die Maschenweite des Siebes 500 µm. Gemessen wurde die Auftragsrate in Liter pro Stunde. Das Siebgut (der abgetrennte Feststoffanteil) und das Filtrat wurden aufgefangen und gewogen. Der verwendete Flüssigmist hatte einen Trockensubstanzgehalt von ca. 15 %, das spezifische Gewicht betrug 1,01.

Die Ergebnisse, in Tabelle 8 zusammengefaßt, zeigen, daß bei diesem sehr konzentrierten Flüssigmist ca. 50 Gewichtsprozent (annähernd gleich Volumenprozent) als "Feststoffe" abgetrennt werden können.

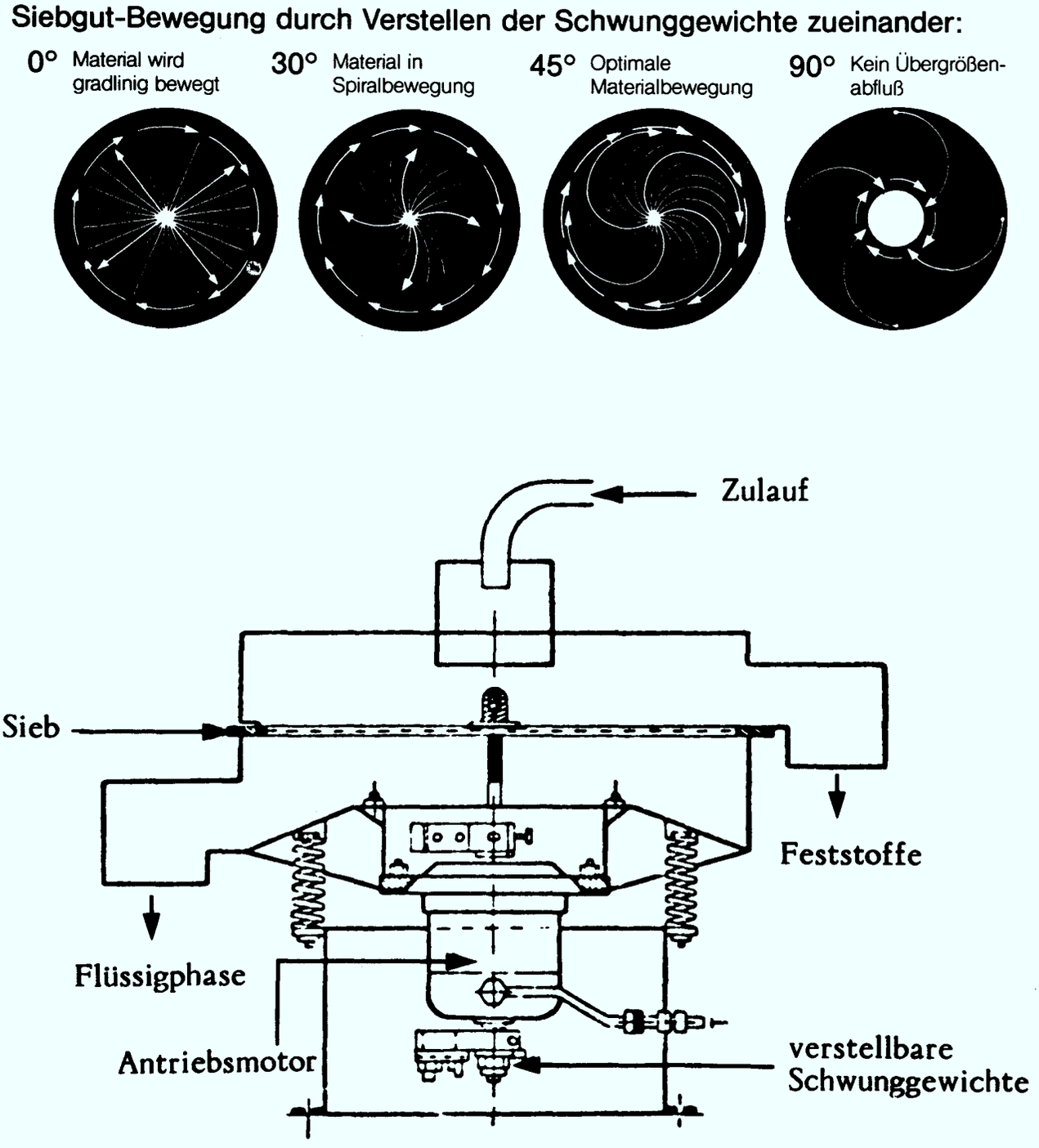


Abb. 11: Schematischer Aufbau der Sveco-Vibrations-Siebmaschine (aus Ngoddy geändert) und die Bewegung des Siebguts (aus einem Prospekt der Fa. Lehmann D-7080 Aalen).

Tabelle 8: Ergebnisse der Fest-Flüssigtrennung von Flüssigmist (Angaben in Gewichtsprozent) mit Hilfe des Vibrationssiebs (0,16 m^2 Siebfläche) bei unterschiedlichen Auftragsraten und Positionen der Schwunggewichte.

Versuch Nr.	Winkel	Auftragsrate l/h	% Siebgut	% Filtrat
1 a	260°	122	40,8	59,2
1 b	260°	195	48,8	51,2
1 c	260°	536	56,0	44,0
1 d	260°	846	60,3	39,7
2	160°	447	55,7	44,3
3	200°	698	50,0	50,0
4	300°	194	61,5	38,5
5	180°		*	
6	240°	322	52*	48

* Kein Ausstoß von Feststoffen

Das Filtrat von Versuch Nr. 6 (Tab. 8) wurde nochmals bei der gleichen Winkeleinstellung durch ein Sieb mit 210 µm Maschenweite geschickt. Weitere 14 % konnten von der Flüssigphase als Feststoff getrennt werden. Daß ein Aufkonzentrieren von Feststoffen durch den Siebvorgang stattgefunden hat, zeigt Tabelle 9. Der Trockensubstanzgehalt des Filtrats betrug nun noch die Hälfte von dem behandelten Flüssigmist.

Tabelle 9: Trockensubstanz-, Asche- und Kupfergehalt von hochkonzentriertem Flüssigmist vor und nach Trennung der Feststoffe mit dem Vibrationssieb.

	Flüssigmist Versuch 1 a*	Filtrat 1 a*	Flüssigmist Versuch 6*	Filtrat 6*
Trockensubstanzgehalt in % (w/v)	14,79	8,45	15,36	7,0
Asche-Gehalt in %	3,2	2,7	3,66	2,22
mg Kupfer	46,6	44,5	44,0	36,8

* aus Tab. 8

4.5.2. Die Wirbelstromsiebmaschine

Die Wirbelstromsiebmaschine, hauptsächlich in der Lebensmittelindustrie eingesetzt, funktioniert nach folgendem Prinzip:

Der Flüssigmist wird der AZO-Wirbelstrom-Siebmaschine durch den Einlauf (1) dosiert zugeteilt. Die kurze Zufuhrschnecke (2) fördert es in den eigentlichen Siebraum (3). Dort wird der Flüssigmist von den Wirbelleisten (4) erfaßt und gegen das Siebgewebe (5) geschleudert. Die Flüssigphase (6) passiert das Sieb, die Feststoffe werden weiter transportiert und kontinuierlich ausgeschieden (7). Die Stauscheibe (8) am Ende des Siebes verhindert, daß die Flüssigphase in den Feststoffanteil gelangt.

Das Sieb ist in Zylinderform um den Rotor auf einen Korb aufgezogen. Während des Siebvorganges dreht sich der Rotor mit den 3 Wirbelleisten mit 400 bis 1.200 U/min. Die Antriebsmotorleistung beträgt 1,5 kW.

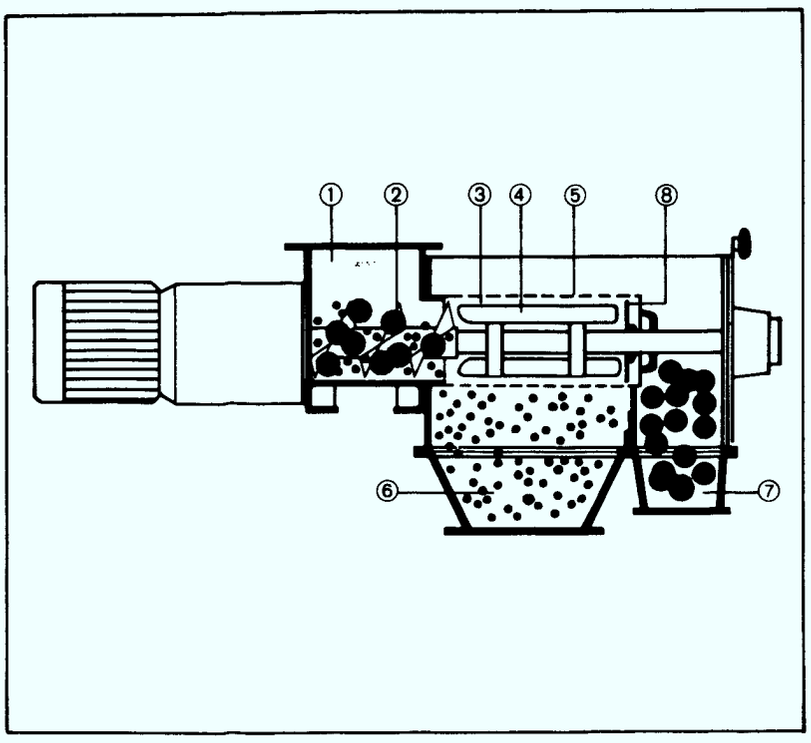


Abb. 12: Schematische Darstellung einer Wirbelstrom-Siebmaschine zur Feststoff-Feststoff-Trennung. Die Feststoff-Flüssig-Trennung funktioniert nach dem gleichen Prinzip, der Unterschied ist die verstellbare Lage der Siebtrommel (aus einem Prospekt der Fa. AZO-Maschinenfabrik, D-6960 Osterburken).

Benutzt wurde ein Nylon-Sieb mit 500 µm Maschenweite. Der für den Trennversuch verwendete Flüssigmist mit nur 5,5 % Trockensubstanzgehalt war sehr dünnflüssig. Der Flüssigmist fiel nicht homogen gemischt an, daher besaßen die einzelnen Chargen, die für die Separierungsversuche eingesetzt wurden, unterschiedliche Trockensubstanzgehalte.

Tabelle 10: Ergebnisse der Trennung von Feststoffen aus Flüssigmist mit der Wirbelstromsiebmaschine.

Eingestellte Drehzahl Rotor (upm)	Zugeführter Flüssigmist in l/h	Vol. % Filtrat	Vol. % Feststoffkonzentrat	TS zugeführter Flüssigmist	TS Filtrat	TS Feststoffkonzentrat
500	3200	81,5	18,5	7,9	5,7	17,4
500	4600	67,5	32,4	7,9	3,9	16,3
600	2500	63,2	36,8	10,8	6,3	18,8
600	3300	85,3	14,7	5,7	4,0	15,9
600	3700	86,3	13,7	4,0	1,9	16,9
600	8130	95,0	5,0	3,6	2,9	16,1
825	3440	96,1	3,9	3,2	2,6	17,9
825	4170	92,3	7,7	2,3	0,8	19,4
825	6660	91,9	8,1	4,6	3,5	17,2
825	8340	94,6	5,4	3,0	2,2	16,8

Wie aus den Versuchsergebnissen (Tab. 10) hervorgeht, lag der Trockensubstanzgehalt der abgetrennten Feststoffe bei allen getesteten Variationen von Rotordrehzahl und Pumpgeschwindigkeit zwischen 15,9 % und 19,4 %. Weiter geht aus der Tabelle hervor, daß die prozentualen Volumenanteile der abgetrennten Feststoffkonzentrate zunehmen, wenn die Feststoffanteile in den zugeführten Flüssigmistchargen steigen.

Es war aus technischen Gründen leider nicht möglich, das Vibrationssieb und die Wirbelstromsiebmaschine mit dem gleichen Ausgangsmaterial zu beschicken. Aus diesem Grund ist ein Leistungsvergleich der Maschinen nicht möglich.

Die Ergebnisse zeigen aber, daß eine zufriedenstellende Fest-Flüssig-Trennung von unbehandeltem Flüssigmist mit praxisrelevanten, einfachen Geräten möglich ist.

Eine geringe Cu-Reduktion erreichte ich durch Siebung des Flüssigmistes (Tab. 5, 9). Vermutlich läßt sich mehr Cu aus der Flüssigphase abtrennen, wenn der Flüssigmist in relativ frischem Zustand von den Feststoffen befreit wird. Die Sedimentation brachte eine weitere Reduzierung von Cu und anderen Schwermetallen in der Flüssigmistphase (Tab. 6 und 7). Durch die Abtrennung der Feststoffe verbleibt außerdem auch ein Großteil des Gesamt-P in den Feststoffen (Hohnvehlmann 1980). Fordham und Schwertmann (1978) stellten durch Lagerung und Schütteln von Flüssigmist einen Verlust von (über 75 %) anorganischem P fest, verursacht durch Ausfällung von anorganischem P als $MgNH_4PO_4 \times 6\ H_2O$ (Struvit).

5. Laborversuche zur Eignung von verdünntem Flüssigmist als Substrat für Grünalgen

5.1. Allgemeine Gesichtspunkte

Das Verhalten und die Reinigungsleistung von Algen-Bakterien-Systemen können selbstverständlich nur im Freiland, unter Verwendung repräsentativer Chargen des zu behandelnden Abwassers und unter den jeweils vorhandenen Klimaeinflüssen untersucht werden. Es ist außerordentlich schwierig, wenn nicht unmöglich, diese komplexen Abbaubedingungen im Labor zu simulieren. Andererseits gestatten es Modellversuche, gewisse Grundphänomene der in Algengräben ablaufenden Vorgänge gezielter zu studieren.

Für Laborversuche werden aufgrund unterschiedlicher Kriterien (z.B. gutes Wachstum, gute Filtrierbarkeit) Algenstämme ausgewählt, die unter den speziellen Bedingungen im Labor hervorragende Ergebnisse gebracht hatten, sich aber im Algengraben nicht behaupten konnten (Fallowfield & Garrett 1983). Algenstämme mit unterschiedlich hohen Vermehrungsraten im Labor ergaben in autotropher Massenkultur unter lichtlimitierten Freilandbedingungen die gleichen Produktionsraten (Stengel & Soeder 1975).

Die Verdrängung einer erwünschten Algenart kann vielerlei Gründe haben. Es können sich in den offenen Gräben Algen entwickeln, die auf andere Algen inhibierend wirkende Exkrete in das Medium abgeben (Kroes 1972). Für die Erfolgschancen miteinander konkurrierender Algenarten sind die Konzentration, Aufnahmegeschwindigkeit und Verfügbarkeit der einzelnen Nährstoffe von erheblicher Bedeutung (s. a. Sommer 1983). Ebenso beeinflussen die Turbulenz, pH, CO_2-Konzentration und Temperatur das Wachstum einer bestimmten Alge. Insbesondere bei Abwasserkulturen kommen noch folgende wachstumsbeeinflussende Faktoren hinzu: Vitamine und andere organische Kohlenstoffverbindungen, ferner Ausscheidungsprodukte der Bakterien (Dor 1980, Benzion & Dor 1981). Auch Unterschiede in der Resistenz der Algenzellen gegen Parasiten können eine Rolle spielen. So ist der für die autotrophe Massenkultur bewährte Scenedesmus obliquus Stamm 276-3a für Parasiteninfektionen besonders anfällig (Soeder & Maiweg 1969). Ein

weiterer, nicht zu unterschätzender Einfluß ist die Freßtätigkeit von Zooplankton.

In den in Israel betriebenen Algengräben wurde Scenedesmus gefressen, und es setzte sich die mit Stacheln versehene Grünalge Micractinium durch (Shelef 1976, 1982). Sie wird durch ihre Stacheln vor Rotatorienfraß geschützt (Schlüter et al. 1985, Benemann et al. 1977).

All diese Einflußfaktoren, die in offenen Freilandgräben eine Rolle spielen, sind in geschlossenen Laborkulturen ausgeschaltet oder anders dimensioniert. Da es das Ziel der vorliegenden Arbeit war, die Reinigungsleistung von Algengräben unter den hiesigen Klimabedingungen im Freiland zu untersuchen und einige der dabei in situ wirksamen Einflußgrößen kennenzulernen, stellte ich nur wenige Laborversuche an, um zu den folgenden offenen Fragen erste Informationen zu erhalten:

a) Ist der von mir verwendete Flüssigmist als Substrat für Grünalgen geeignet?
b) Welche Flüssigmistkonzentration wird von Grünalgen vertragen?
c) Wachsen gut filtrierbare Grünalgen, wie Coelastrum, in verdünntem Flüssigmist?

5.2. Einfluß der Flüssigmistkonzentration auf das Wachstum verschiedener Grünalgen unter Laborbedingungen

Die Eignung von verdünntem Flüssigmist als Substrat für das Wachstum von Grünalgen wurde mit vier ausgewählten Algenstämmen aus der Stammsammlung der GSF, Abteilung für Algenforschung und -technologie (jetzt Institut für Biotechnologie der KFA) getestet;

1. Scenedesmus obliquus (SAG Göttingen 276-3a); langfristig bewährt für die autotrophe Massenproduktion (s. Tafel 1).
2. Coelastrum sphaericum (Isolat v. Witsch, Freising, jetzt in Göttingen als SAG 1.82), ebenfalls zur autotrophen Massenproduktion gut geeignet, außerdem wegen ihrer Größe wirtschaftlicher zu ernten als Scenedesmus obliquus (s. Tafel 1).
3. Scenedesmus tropicus (1971-150, Isolat aus Thailand), mit sehr großen Coenobien, dadurch leicht vom Medium trennbar (s. Tafel 1).
4. Chlorella sorokiniana (ohne Stammbezeichnung, Isolat von S. Arad aus Israel), Hochleistungs- und Hochtemperaturstamm.

Als Kulturgefäße wurden Reagenzgläser verwendet. Das Kulturvolumen betrug 20 ml. Die Reagenzgläser standen in einem Plexiglaswasserbad mit konstanter Wassertemperatur von 25 ^{o}C. Die Kulturen wurden ständig beleuchtet (6 Leuchtstoffröhren Osram L65 W/22 R Cool White de Luxe). Die Beleuchtungsstärke an der Oberfläche der Kulturen betrug 20.000 Lux. Das Belüftungsgas enthielt 1 vol. % CO_2 in Luft. Als Maß für das Wachstum wurde die Zunahme der optischen Dichte mit einem Medico Photometer der Fa. Lange (Berlin) bei 560 nm gemessen (s. Kap. 6.7.1.). Um Verdunstungsverluste auszugleichen, wurden die Reagenzgläser vor jeder Messung bis zu einer Markierung mit destilliertem Wasser aufgefüllt. Aus den Kulturen wurde zur Messung der optischen Dichte jeweils 1 ml entnommen und soweit mit destilliertem Wasser verdünnt, daß die Anzeige des Photometers ca. 0,4 betrug. Die angegebenen Werte der optischen Dichte sind

das Produkt des Verdünnungsfaktors und der gemessenen optischen Dichte.

Die für den Versuch verwendeten Algen wurden zuvor in anorganischen Nährlösungen (Tab. 11) angezogen.

Für Chlorella sorokiniana, Scenedesmus obliquus und Scenedesmus tropicus wurde das Harnstoff-Medium NS1 (Payer & Trültzsch 1972) verwendet, für Coelastrum sphaericum ein Medium nach Von Witsch & Heussler (1970), in der Modifikation von Müller und Payer (1980).

Der verwendete Flüssigmist hatte einen Gesamt-N-Gehalt von 10 g N pro Liter (die Zusammensetzung ist aus Tab. 6 ersichtlich) und wurde mit Leitungswasser 1 : 20, 1 : 50 und 1 : 100 verdünnt. Das Algeninokulum betrug ca. 100 mg Trockensubstanz pro Liter.

Der verdünnte Flüssigmist war nicht sterilisiert und wurde in den belüfteten Kulturröhrchen rasch abgebaut. Die schwarzgraue Farbe änderte sich innerhalb von 20 Stunden in klar braun, gleichzeitig wurde eine Abnahme der optischen Dichte festgestellt. Eine ähnliche Abnahme der optischen Dichte wurde gemessen, nachdem das Algenwachstum vollständig gehemmt war (Abb. 15). Mikroskopisch wurden kaum Bakterien festgestellt, die Zunahme der optischen Dichte war somit ausschließlich eine Folge des Algenwachstums (Abb. 13).

Tabelle 11: Zusammensetzung der für Laborversuche verwendeten Nährlösungen

	NS1 (mg/l)	Coelastrum-Medium (mg/l)
Harnstoff	300	
KNO_3		151,6
KH_2PO_4	184	
$K_2HPO_4 * 3 H_2O$	376	
$NaH_2PO_4 * 2 H_2O$		234
$MgSO_4 * 7 H_2O$	137	248
$CaCl_2 * 2 H_2O$	25	4,44
NaCl	15	
$Fe(NO_3)_3 * 9 H_2O$	14,4	2,02
Na_2EDTA (Titriplex III)	13,3	1,875
$MnCl_2 * 4 H_2O$	$99 * 10^{-3}$	$150 * 10^{-3}$
$BaCl_2 * 2 H_2O$		$2,44 * 10^{-5}$
$ZnSO_4 * 7 H_2O$	$6,3 * 10^{-3}$	$114 * 10^{-3}$
$SnCl_2$		$22,6 * 10^{-5}$
$NiSO_4 * 6 H_2O$	$26,3 * 10^{-3}$	
$CoSO_4 * 7 H_2O$	$2,8 * 10^{-3}$	$2,81 * 10^{-5}$
$CuSO_4 * 5 H_2O$	$5,0 * 10^{-3}$	$6,25 * 10^{-5}$
$Al_2(SO_4)_2 * 18 H_2O$	$6,7 * 10^{-3}$	
$(NH_4)_6Mo_7O_{24} * 4 H_2O$	$1,8 * 10^{-3}$	$14,16 * 10^{-5}$
KI	$249 * 10^{-3}$	
KBr	$238 * 10^{-3}$	
LiCl	$8,5 * 10^{-3}$	
H_3BO_3	$30,5 * 10^{-3}$	$154 * 10^{-3}$
NH_4VO_3	$2,9 * 10^{-3}$	$117 * 10^{-5}$

Wie aus Abb. 13 ersichtlich, erreichte Chlorella sorokiniana, der kleinste der getesteten Stämme, bei allen Flüssigmistkonzentrationen die höchsten Wachstumsraten. Die beiden größeren Grünalgen, Scenedesmus tropicus und Coelastrum sphaericum, wuchsen langsamer als Scenedesmus obliquus; Coelastrum war bei der 1 : 20-Verdünnung schon völlig gehemmt. Nach ca. 44 Stunden Wachstum wurden die Kulturen gelb. Es ist nicht auszuschließen, daß Stickstoffmangel die Ursache war; bei der Belüftung und dem hohen Anfangs-pH-Wert von 8,2 des verdünnten Flüssigmistes könnte ein Teil des Stickstoffs als Ammoniak 'gestrippt' worden sein.

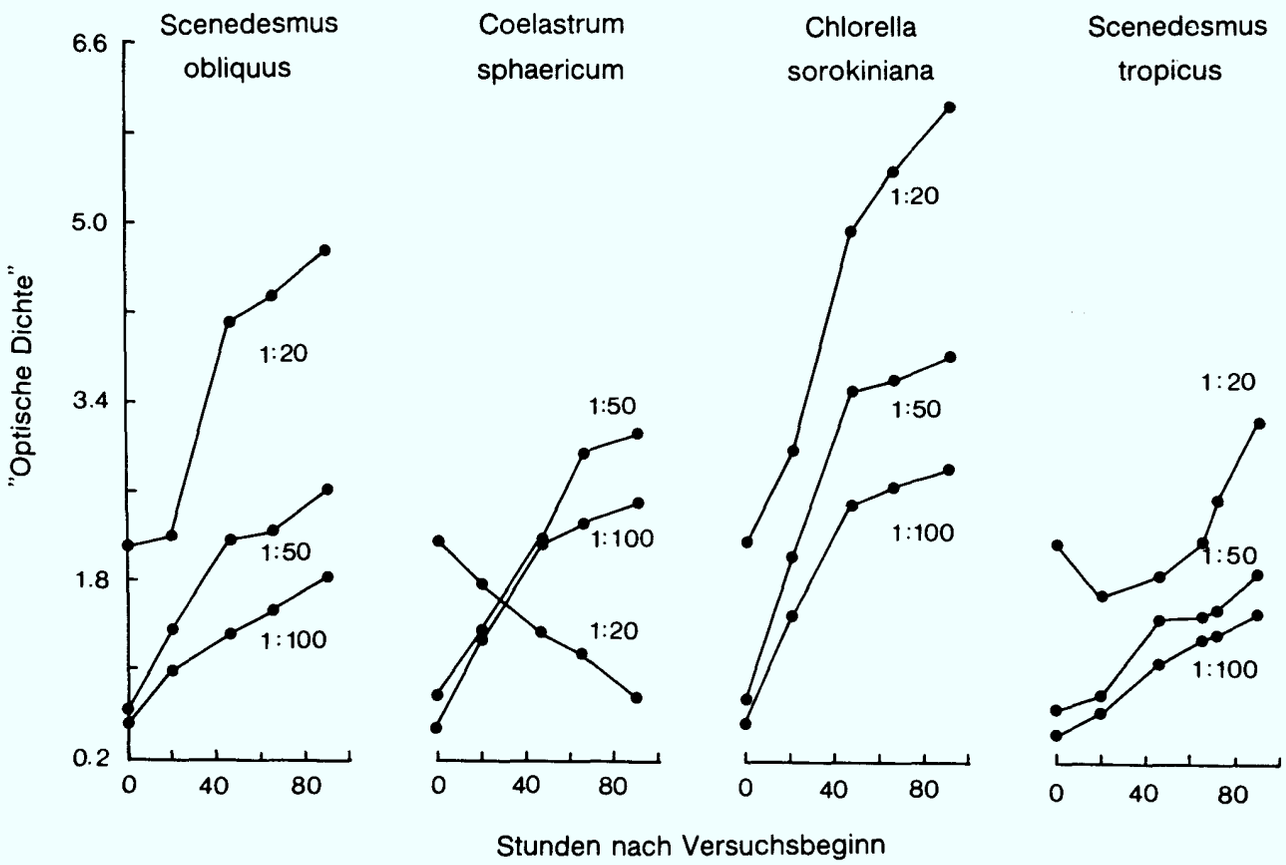


Abb. 13: Das Wachstum von vier verschiedenen Algenstämmen mit verdünntem Flüssigmist als Substrat

Bei der 1 : 20-Verdünnung könnte man auf den ersten Blick eine lag-Phase vermuten. Meiner Meinung nach ist die zögernde Zunahme der O.D. während der ersten 20 Stunden (S. obliquus, C. sorokiniana) bzw. die Abnahme der O.D. (S. tropicus) die Folge von zwei gegenläufigen Prozessen: der Zunahme der optischen Dichte durch Algenwachstum und einer O.D.-Abnahme durch Oxidation des Flüssigmistes.

5.2.1. Diskussion der Wachstumsergebnisse der Laborversuche, ergänzt durch Freilandbeobachtungen

Unter vergleichbaren Laborbedingungen wächst auch Chlorella fusca (211-8b SAG) besser als Scenedesmus obliquus (276-3a) in einem anorganischen Medium (Payer & Trültzsch 1972). Unter autotrophen Bedingungen wächst Scenedesmus obliquus besser als Coelastrum sphaericum. Der Vermehrungsfaktor (Endextinktion der Suspension nach 24 Std/Ausgangsextinktion, Soeder et al. 1967) beträgt, ausgehend von einer Biomassekonzentration von ca. 100 mg * l^{-1} für Coelastrum sphaericum 6,2 (Müller & Payer 1980) für Scenedesmus obliquus 8 - 10 (Hegewald et al. 1981). Die unterschiedlichen Wachstumsraten zwischen Chlorella, Scenedesmus und Coelastrum in verdünntem Flüssigmist (Abb. 13) wurden also auch in autotrophen Laborkulturen gefunden. In Freilandmassenkulturen, unter lichtlimitierten Bedingungen, wurden mit Scenedesmus obliquus (276-3a) und Coelastrum sphaericum aber gleichgute Zuwachsraten erzielt (vgl. auch Stengel & Soeder 1975).

Von diesem Ergebnis ausgehend versuchte ich, von einer autotrophen, zu einer hohen Flächendichte angezogenen C. sphaericum-Kultur, die Umstellung auf verdünnten Flüssigmist unter Beibehaltung der Coelastrum sphaericum zu erreichen (Groeneweg et al. 1980). Trotz hoher Flächendichte - bis 170 g m^{-2} - wurde C. sphaericum von den Scenedesmus-Arten S. armatus und S. obliquus verdrängt (Abb. 14). Der unter Laborbedingungen (Abb. 13) in verdünntem Flüssigmist gut wachsende S. obliquus wurde in der Freilandkultur alsbald von Parasiten befallen (Abb. 14).

Chlorella-Arten, die in Laborkulturen mit den unterschiedlichsten Substraten hohe Wachstumsraten erzielten (Endo et al. 1977, Follmann et al. 1978, Garrett et al. 1978, diese Arbeit), spielten bei den von mir durchgeführten Versuchsreihen keine nennenswerte Rolle, nur im Frühjahr 1979 bestand ca. 30 % der Gesamtalgenpopulation aus Chlorella sp. (Kap. 6.).

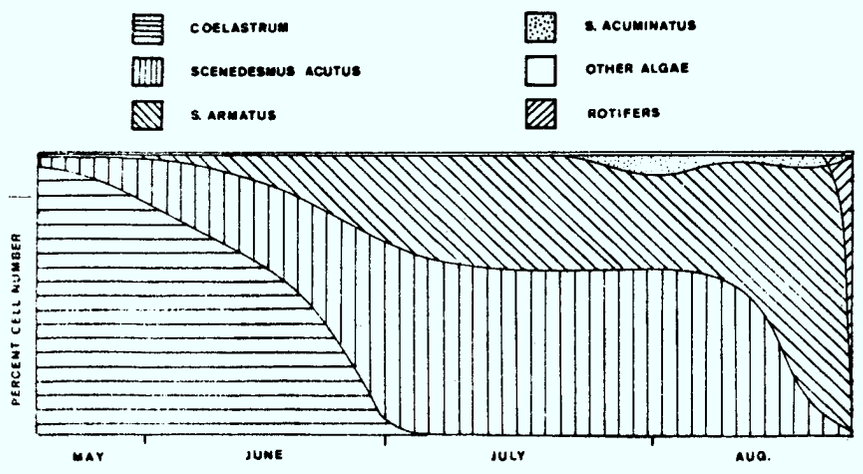


Abb. 14: Die Verdrängung von Coelastrum sphaericum durch Scenedesmus-Arten in einer kontinuierlichen Freilandkultur mit Flüssigmist als Substrat (aus Groeneweg et al. 1980)

5.3. Beeinflussung des Wachstums durch Kupfer

Coelastrum sphaericum hat sich trotz relativ schlechter Wachstumsergebnisse im Labor für die autotrophe Massenproduktion gut bewährt (Kap. 5.2.1.). Parasitenbefall, sei es pilzlicher oder bakterieller Art, ist nie aufgetreten. Es war deshalb von Interesse, eventuelle Ursachen zu finden, warum Coelastrum schon bei einer Konzentration von 5 Vol. % Flüssigmist im Wachstum gehemmt wird.

Coelastrum (ohne Angabe der Arten) ist nach Round (1968) gegenüber Schwermetallen sehr empfindlich, und die Vermutung liegt nahe, daß der hohe Kupfergehalt des Flüssigmistes das Wachstum hemmt. Kupfer wird schon seit 1904 zur Bekämpfung von Algenmassenentwicklungen in Seen eingesetzt (Gächter et al. 1972/73). Für eine Hemmung des Algenwachstums ist nicht die Gesamtkupferkonzentration von ausschlaggebender Bedeutung, sondern vielmehr die chemische Form, in der Kupfer im Medium vorliegt, beeinflußt vom pH des Mediums, die Art der Chelierung (Soeder et al. 1967) und die Anwesenheit anderer Schwermetalle.

Kupfer kann in einem komplexen Medium wie Flüssigmist mit verschiedenen Komponenten cheliert sein (z.B. Essigsäure). In Algen-Bakterien-Mischkulturen können Substanzen wie Essigsäure und Aminosäuren von Bakterien abgebaut werden, und das jetzt nicht mehr ausreichend chelierte Kupfer könnte dann die Algen im Wachstum hemmen.

5.3.1. Aufhebung der Wachstumshemmung durch Zugabe von Chelaten

Mit der gleichen Versuchsanordnung wie in Kap. 5.2. beschrieben, wurden weitere Versuche mit der Alge Scenedesmus obliquus durchgeführt. Der verdünnte Flüssigmist (2,5 %, 5 % und 10 %) wurde jetzt vor dem Animpfen mit Scenedesmus im Autoklaven sterilisiert, so daß nunmehr mit reinen Algenkulturen experimentiert werden konnte.

Das Wachstum in der 2,5 %igen Flüssigmistkonzentration - sterilisiert und nicht sterilisiert - war annähernd gleich, in der sterilisierten 5- und 10 %igen Konzentration völlig gehemmt (Abb. 15). Die Zugabe von Ethylen-dinitrilotetraessigsäure als Dinatriumsalz (Na_2EDTA; 13,3 mg pro Liter) zu dem nicht sterilisierten verdünnten Flüssigmist, verursachte bei allen Verdünnungen eine leichte Wachstumssteigerung. Bei der sterilisierten Flüssigmist-Verdünnung 1 : 20 führte die EDTA-Zugabe zu einer Aufhebung der Hemmung (Abb. 15). Die Sterilisation des Flüssigmistes zerstört offensichtlich chelierende Substanzen (z.B. Proteine), deren Schutzfunktion durch EDTA ersetzt werden. Bei dem 1 : 10 verdünnten sterilisierten Flüssigmist reichte die zugegebene Menge EDTA offenbar nicht aus, die Wachstumshemmung aufzuheben.

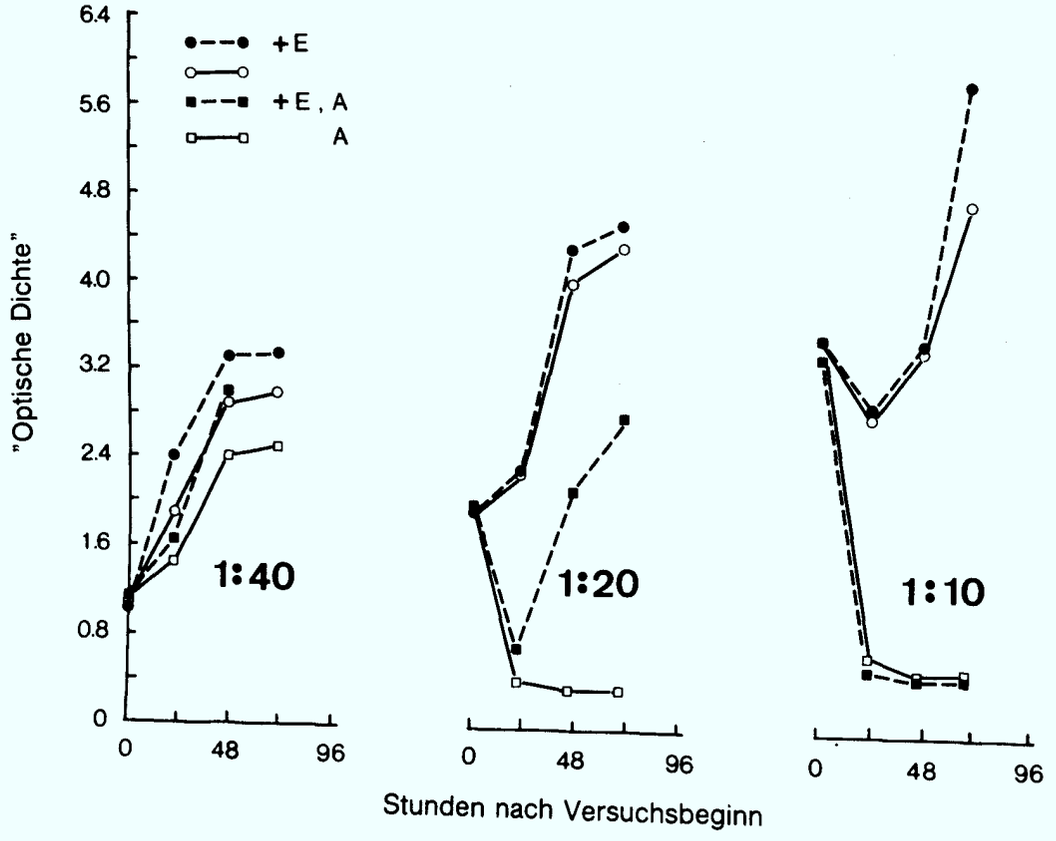


Abb. 15: Das Wachstum von Scenedesmus obliquus in drei verschiedenen Flüssigmistverdünnungen (o—o), nach Zugabe von EDTA (●----●), nach Sterilisation des Substrats im Autoklaven (□—□) nach Sterilisation und Zugabe von EDTA (■----■).

5.4. Der Einfluß von Kupfer auf das Wachstum von Grünalgen

Die Wirkung abgestufter Konzentrationen von Kupfer auf das Wachstum von Scenedesmus obliquus (SAG 276-3a) und Coelastrum sphaericum (SAG 1.82) wurde nun eingehend untersucht, um festzustellen, ob diese Algen tatsächlich eine unterschiedliche Empfindlichkeit gegenüber Kupfer aufweisen, wie dies Beobachtungen an Algengräben im Freiland und die in Kap. 5.2. dargestellten Versuchsergebnisse vermuten ließen.

Die Versuche wurden unter völlig definierten Bedingungen in der anorganischen Coelastrum-Nährlösung (Tab. 11) durchgeführt.

Bei pH 5 - dem Anfangs-pH-Wert der Nährlösung - liegt Kupfer als freies Cu^{2+} vor, Komplexe wie $Cu(OH)^{+}$ und $Cu(OH)_2$ spielen keine Rolle. Die Versuchsbedingungen sind in Kap. 5.2. beschrieben, allerdings wurden die Kulturen jetzt alle 24 Stunden mit neuer Nährlösung auf die Ausgangsdichte (ca. 100 mg TS pro Liter) zurückverdünnt. Die Wachstumsleistung wird in Form des Vermehrungsfaktors (VF) angegeben (Soeder et al. 1967):

$$VF = \frac{\text{Optische Dichte oder Trockengewicht } t_{24}}{\text{Optische Dichte oder Trockengewicht } t_o}$$

Um eine Adaptation - auch an hohe Kupferkonzentrationen - zu ermöglichen, wurden die Kulturen über 10 Tage täglich zurückverdünnt und im Falle eines Nullwachstums (VF = 1) so belassen. Alle Versuche wurden zweifach angesetzt, und die hergestellte Kupferkonzentration der Nährlösung mit dem Atomabsorptionsspektrophotometer (Varian, Modell AA5) überprüft. Die Na_2EDTA-Konzentration der Nährlösung betrug 1,875 mg pro Liter oder als Logarithmus der Molarität: - 5,3 (log mol EDTA).

Die Kupferkonzentration wurde variiert von $1{,}6 * 10^{-5}$ mg (log mol - 9,6) bis 8,16 mg (log mol - 3,8 g) pro Liter.

Scenedesmus obliquus wuchs bei der niedrigsten getesteten Kupferkonzentration (Abb. 16a) am besten. Bei zunehmender Kupferkonzentration fiel der VF ab. Eine 100 %ige Hemmung erfolgte bei 4,08 mg Cu pro Liter (log mol Cu - 4,19).

Die Vermehrungsfaktoren für Coelastrum sphaericum waren zwischen - 9,6 und - 6,4 log mol Cu nahezu konstant, abgesehen von einer deutlichen Hemmung bei - 9,0 bis - 8,4 log mol Cu. Bimodale Dosis-Response-Kurven wie in Abb. 16b, wurden für Cu auch von Fängström (1972) und Nusch (1977) gefunden. Die Wachstumshemmung ab - 5,4 log mol Cu war besonders stark ausgeprägt, eine 100 %ige Hemmung wurde bei - 4,8 log mol Cu oder 1,02 mg Cu pro Liter erreicht.

Nach Verdoppelung der EDTA-Konzentration (log mol EDTA - 4,997) war Coelastrum noch in der Lage, bei - 4,8 log mol Cu zu wachsen, die Wachstumsdepression bei niedriger Kupferkonzentration war aufgehoben. Scenedesmus wuchs jetzt über einen breiten Kupferkonzentrationsbereich besser als mit der einfachen EDTA-Konzentration, die Hemmung ab - 5,4 log mol Cu war stärker ausgeprägt (Abb. 16b).

Auf hohe Kupferkonzentrationen reagierten Coelastrum und Scenedesmus unterschiedlich. Scenedesmus war in der Lage (zwar stark gehemmt) bei Cu-Konzentrationen zu wachsen, die zu einer völligen Hemmung bei Coelastrum führten. Beide Algen wurden im Wachstum gehemmt, sobald das mol-Verhältnis Cu zu EDTA 1 überstieg.

Auch Payer und Trültzsch (1972) fanden eine vollständige Hemmung bei Kupferkonzentrationen, die das mol-Verhältnis Cu : EDTA von 1 : 1 überstiegen. Wenn Kupfer als Cu-EDTA zugegeben wurde, konnten Soeder et al. (1967) keine Hemmwirkung bei bis zu 100 mg Cu pro Liter feststellen. Möglicherweise ist die experimentell gefundene, relativ verminderte Hemmung von Scenedesmus zwischen 10^{-5} und 10^{-4} mol Kupfer auf Exkretion von chelierenden Substanzen zurückzuführen.

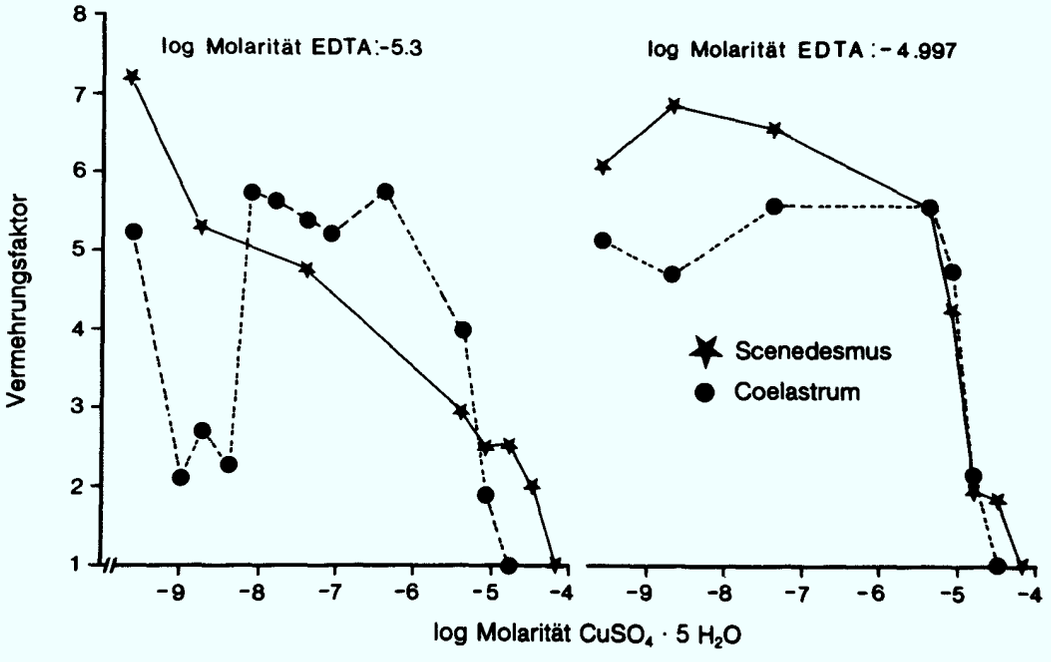


Abb. 16: Wachstum von Scenedesmus obliquus und Coelastrum sphaericum in Abhängigkeit der Kupferkonzentration in mineralischer Nährlösung unter Zusatz unterschiedlicher Mengen des Chelatbildners EDTA. Mittelwerte von 10 Versuchstagen und zwei Versuchsreihen.

Bei natürlichen Phytoplanktonpopulationen können die extrazellulären Substanzen 4 - 70 % vom photosynthetisch fixierten Kohlenstoff betragen (Chrost 1980). Für Algen wurde von Van den Berg et al. (1979), für Bakterien von Lester (1979) und Gibson (1972) eine eindeutige Komplexierung von Kupfer durch extrazelluläre Substanzen gefunden. Entsprechendes gilt im übrigen für andere di- oder polyvalente Kationen.

Außerdem kann die Suspensionsdichte, bzw. die Anzahl der Algenzellen einen Einfluß auf die gemessenen Wachstumsreaktionen bei den verschiedenen Schwermetall-Konzentrationen haben (Steeman-Nielsen et al. 1969, Payer & Trültzsch 1972, Erickson 1972). Die Versuche wurden mit gleicher Anfangsbiomasse durchgeführt, dies bedeutet, daß bedingt durch ihre Größe, Coelastrum pro Zelle mehr Kupfer verabreicht wurde als Scenedesmus.

5.4.1. Das Wachstum von Grünalgen in mit Kupfer angereichertem, verdünnten Flüssigmist

In einem letzten Versuch zum Nachweis der Kupfertoxizität wurde stark verdünnter Flüssigmist - der N-Gehalt betrug nur noch 10 mg/l - mit Kupfer angereichert. Auch hierbei erwies sich die höhere Cu-Resistenz von Scenedesmus obliquus im Vergleich zu Coelastrum sphaericum (Abb. 17).

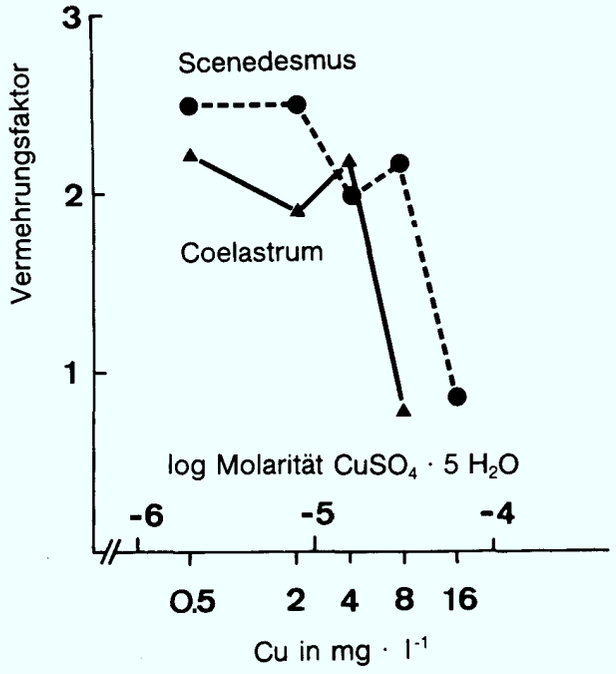


Abb. 17: Das Wachstum von Coelastrum sphaericum und Scenedesmus obliquus in verdünntem Flüssigmist bei Zudosierung unterschiedlicher Mengen von Kupfersulfat

Aufgrund des N-Gehaltes konnte der Vermehrungsfaktor nicht viel mehr als 2 betragen. Das Wachstum der beiden Algen war im verdünnten Flüssigmist (anders als in der synthetischen Nährlösung) erst bei erheblich höheren Kupferkonzentrationen völlig gehemmt - Coelastrum bei - 4,49, Scenedesmus bei - 4,19 log mol Kupfer. Das heißt, daß sogar in dem extrem verdünnten Flüssigmist noch ausreichende Mengen Cu-komplexierende Substanzen vorlagen.

Ein Großteil dieser Substanzen, die aus Aminosäuren (deren chelierende Wirkung z.B. von Zitko et al. (1973) nachgewiesen wurde), niedermolekularen Säuren oder Karbonaten (Pagenkopf et al. 1974) bestehen, werden von den Algen und insbesondere von Bakterien in Algen-Bakterien-Mischkulturen verwertet und fallen dann für die Chelierung des Kupfers und anderer Schwermetalle aus.

Steemann Nielsen & Kamp-Nielsen (1970) demonstrierten an bakterienfreien Kulturen, daß zugegebenes proteolytisch abgebautes Protein zuerst die Hemmwirkung von Kupfer maskierte. Nach vollständiger Assimilation der Aminosäuren wurde das Algenwachstum aber gehemmt. Im Schweineflüssigmist sind neben leicht abbaubaren auch schwer abbaubare Substanzen vorhanden, die mit Schwermetallen Komplexe bilden, z.B. Huminsäuren (Toledo et al. 1980). Es war deshalb zu vermuten und ist nun auch experimentell belegt (Abb. 17), daß bei der vorgegebenen Verdünnung des Flüssigmistes zunächst keine Hemmung der Algen durch Kupfer auftritt.

Wie die von mir durchgeführten Experimente andererseits zeigen, muß in Algen-Bakterien-Gräben damit gerechnet werden, daß Kupfer zusammen mit der ebenfalls hohen Zinkkonzentration des Flüssigmistes, die nach Bartlett (1974) Aktivität und Wachstum der Bakterien hemmt, auch einen entscheidenden Einfluß auf die Zusammensetzung der Algenflora und der Bakterienpopulation ausübt (Lester et al. 1979). So kann die Verdrängung von Coelastrum sphaericum durch Scenedesmus-Arten (Abb. 13) mit einiger Wahrscheinlichkeit auf den Cu-Gehalt des Flüssigmistes zurückgeführt werden. Andererseits ist der Schluß zulässig, daß Flüssigmist in Algengräben mit noch besserem Erfolg behandelt werden könnte, wenn man die Schwermetallzusätze zum Schweinefutter erheblich verringerte.

6. Versuche im Freiland

6.1. Das Anlagenkonzept

Für erste Versuche zur Behandlung von Schweineflüssigmist in einem Algengraben unter Freilandbedingungen setzte ich ein 250 m^2 großes Algenbekken mit Schaufelradantrieb ein, das als Horizontalgerinne im Sinne von Stengel (1970) ausgebildet war. Ein Becken dieser Größe wurde benötigt, um ausreichende Mengen von Algen-Bakterien-Biomasse für ernährungsphysiologische Tests an Ratten zu gewinnen. Hierbei wurde unverdünnter Flüssigmist aus einem Lagerbehälter (1500 l) mit schwacher Horizontalumwälzung kontinuierlich mit Hilfe einer Excenterschneckenpumpe ins Algenbecken gefördert. Zur Verdünnung wurde Leitungswasser getrennt zudosiert. Bei den Arbeiten mit diesem System stellte sich heraus, daß trotz Rührerwelle der Flüssigmist nicht homogen verteilt wurde und deshalb Feststoffe die Pumpenschläuche verstopften. Störend war außerdem, daß an schwach turbulenten Stellen des Algenbeckens Feststoffe und Algen-Bakterien-Biomasse massive Schlammanhäufungen bildeten.

Deshalb wurden folgende Maßnahmen getroffen:

1. Der Flüssigmist wurde mit Hilfe der in Kapitel 4 beschriebenen Wirbelstromsiebmaschine von groben Feststoffen befreit. Hierdurch gelang es, das Sedimentieren fäulnisfähiger, grober Partikel im Algengraben zu vermeiden.
2. Der so behandelte Flüssigmist wurde, um über Zeiträume von 2 - 4 Wochen eine homogene Beschaffenheit zu garantieren, in einem Behälter gelagert, der mit einem kräftigen Propellerrührer ausgestattet war.

Da die Biomasseproduktion und -weiterverarbeitung für die vorliegende Arbeit nicht im Vordergrund stand, war es nicht nötig, weitere Versuche mit einem großflächigen Algengraben durchzuführen. Mit einem einzigen Graben können Versuche nur nacheinander durchgeführt werden und sind durch das wechselhafte Wetter und jahreszeitlich bedingte Klimaänderungen nicht miteinander vergleichbar. Außerdem verlangen größere Reaktoren ganz erhebliche Quantitäten Substrat. Es wurden deshalb fünf kleinere

identische Versuchsgräben des sogenannten "Rennbahntyps" (Stengel 1970) mit je 9,7 m^2 Oberfläche erstellt, einschließlich der vom Schaufelrad eingenommenen Fläche. Die aufrechte Wandung bestand aus Styroporblöcken, Boden und Wand wurden mit PVC-Folie abgedichtet.

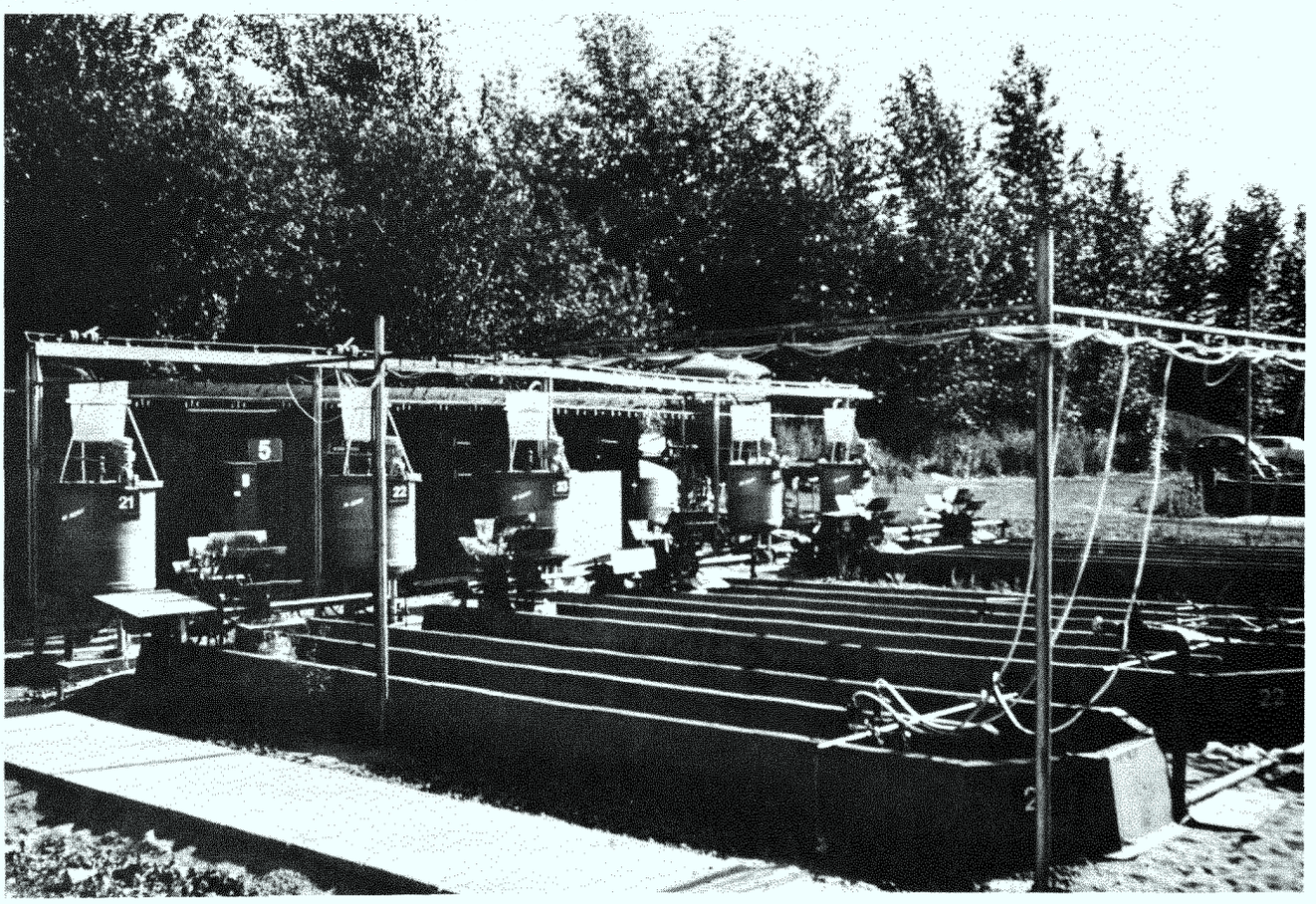


Abb. 18: Die fünf Versuchsalgengräben und die dazugehörenden fünf 500 l Behälter für verdünnten Flüssigmist (21 - 25 interne Instituts-bezeichnung)

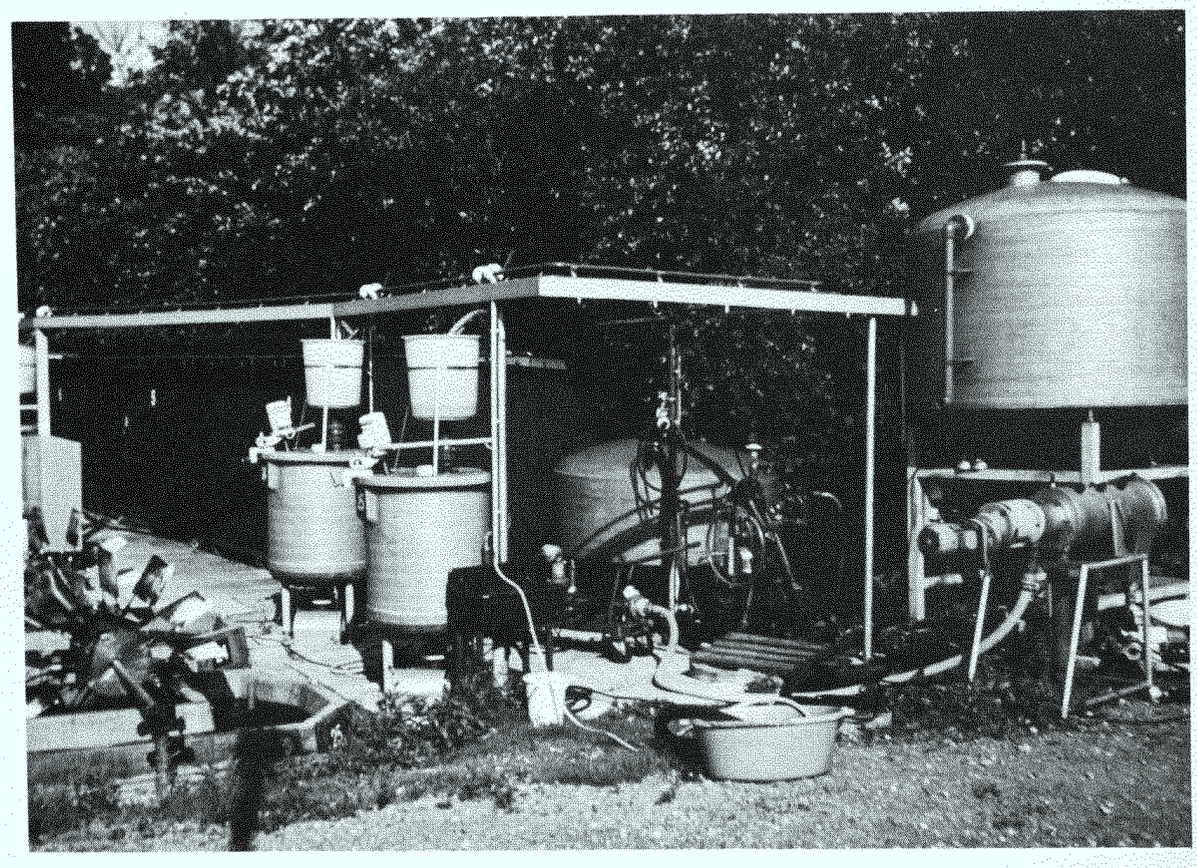


Abb. 19: Von links nach rechts: Die Algengräben 4 und 5 (interne Bezeichnung 24 und 25), die 500 l Behälter 4 und 5, darüber ein Teil des Flüssigmistringkanals, der 3 m^3 Vorratsbehälter, der 5 m^3 fassende Vorrats- und Sedimentationsbehälter und rechts im Vordergrund die Wirbelstrom-Siebmaschine

Die Gräben wurden mit einem Überlauf ausgestattet, so daß das Betriebsvolumen pro Graben bei kontinuierlichem Zu- und Abfluß 1800 l betrug.

Die Gräben hatten in Längsrichtung 1 % Gefälle, die mittlere Schichthöhe betrug ca. 18 cm. Das Umwälzen der Suspension erfolgte durch ein offenes Schaufelrad, mit einem Durchmesser von 1,20 m. Die Leistung des Antriebsmotors (Fa. Bauer, Esslingen) betrug 0,4 kW. Die Schaufelradumdrehungsgeschwindigkeit (11 Upm) war so eingestellt, daß der Graben als total durchmischter Reaktor betrachtet werden konnte. Die mittlere Fließgeschwindigkeit betrug 0,3 m sec^{-1}.

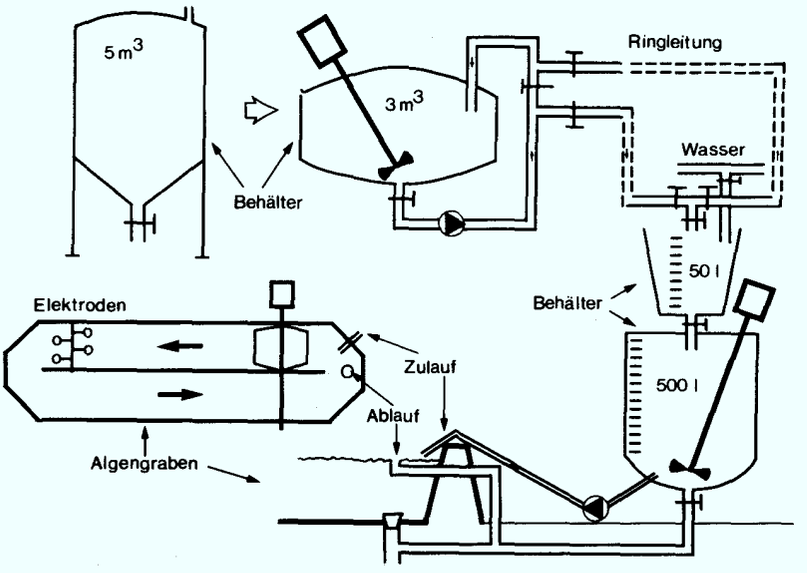


Abb. 20: Schematische Darstellung des Flüssigmistflusses vom Vorratsbehälter bis zum Algengrabenablauf. Die Feststofftrennung ist als Schnitt zwischen dem 5 m^3- und dem 3 m^3-Behälter nicht dargestellt

Die Größe der Flüssigmistvorratsbehälter wurde so gewählt, daß ein Flüssigmistvorrat für ca. einen Monat vorhanden war. Da der gelagerte Flüssigmist der anaeroben Fermentation unterlag und infolgedessen allmählich einer gewissen Änderung seiner chemischen Zusammensetzung unterlag, wäre eine kürzere Lagerdauer vorteilhaft gewesen. Da aber der Anfahrtsweg des nächstgelegenen Landwirts mit Intensivschweinehaltung etwa 20 km (quer durch die Dortmunder Innenstadt) betrug, wurde die Flüssigmistanlieferung aus Praktikabilitätsgründen auf einmal im Monat beschränkt.

Nach dem Umpumpen vom Transportwagen des Landwirts in einen 5 m^3 fassenden Hochbehälter und einer Lagerung von ein bis zwei Wochen wurde, falls eine Sedimentation der Feststoffe stattgefunden hatte, der Überstand, und falls es nicht zur Sedimentation kam, der gesamte Flüssigmist mit Hilfe der Wirbelstromsiebmaschine von Feststoffen befreit und in einen 3 m^3 fassenden Behälter gepumpt. Dieser Behälter war mit einem kräftigen

Propellerrührwerk (Fa. Bauknecht, 1,1 kW, Propellerdurchmesser 0,25 m) ausgestattet. Nach 5 - 10 Minuten Durchmischung pro Tag wurde der Flüssigmist in eine Ringleitung umgepumpt.

Aus der Ringleitung konnte die vorgesehene Menge konzentrierten Flüssigmistes für jeden der Gräben entnommen werden. Nach Entnahme wurde die Ringleitung mit Wasser durchspült.

Vor der Kopfseite jedes der fünf Gräben stand ein 500 l fassender Behälter. Auf diesem war ein 50 l fassender Eimer aufgebaut, der in 5 Liter-Abständen markiert war. Er diente als Meßbehälter für den Flüssigmist aus dem Ringkanal. Nach Öffnen eines Hahnes im Boden lief der Flüssigmist in den 500 l Behälter. Die 500 l-Behälter waren mit Deckel versehen, so daß Volumenverfälschung durch Regenwasser ausgeschlossen wurde. Mit Leitungswasser wurde gespült und der 500 l Behälter aufgefüllt. Die 500 l Behälter wurden täglich neu gefüllt, nachdem der Restinhalt vom vorherigen Tag gemessen und verworfen war. Zur Vermeidung von starkem Sauerstoffeintrag und Abbau des Flüssigmistes durch die Rührer (Fa. Bauknecht, 0,18 kW, Propellerdurchmesser 0,12 m) der Behälter, wenn diese fast leer waren, wurden möglichst ca. 100 l verdünnten Flüssigmistes pro Behälter mehr hergestellt als für die theoretisch eingestellte Aufenthaltszeit im Graben notwendig war.

Der verdünnte Flüssigmist wurde mittels einer Schlauchpumpe (Multifix) kontinuierlich mit Raten variierend von 4 - 20 l h^{-1} in den Algengraben gepumpt. Durch das Volumen des 500 l Behälters bedingt, war eine minimale theoretische, hydraulische Aufenthaltszeit im Algengraben von

$$\frac{1800}{500} = 3{,}6 \text{ Tage}$$

möglich.

6.2. Das Meß- und Überwachungsprogramm

Kontinuierlich gemessen und registriert wurden die Globalstrahlung und, in den einzelnen Algengräben, die Temperatur, der Sauerstoffgehalt, das pH und die Leitfähigkeit.

Mindestens einmal täglich wurden die eingestellten Pumpraten überprüft. Vor Herstellung der neuen Flüssigmistverdünnung - täglich um 9 Uhr - wurde die Restmenge in den 500 l Behältern gemessen. So konnte die wirklich zugegebene Menge Flüssigmist über 24 Stunden ermittelt werden, da die Schlauchpumpen nicht immer zuverlässig arbeiteten.

Täglich bestimmt wurde die optische Dichte (OD) und die TS-Konzentration der Algen-Bakterien-Zooplankton-Detritus-Suspension, kurzweg Albazod (Soeder 1983), sowie die OD des Filtrats dieser Suspension.

Zur Bestimmung von Gesamtstickstoff, Nitrat, Nitrit, Ammoniak, Ortho-Phosphat, anorganischem und organischem Kohlenstoff sowie des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) wurden zweimal wöchentlich zwischen 9 und 9.30 Uhr Proben aus den Algengräben und den Flüssigmistbehältern gezogen. Mindestens einmal wöchentlich wurden die Inhalte der Algengräben mikroskopisch untersucht und Bakterienkeimzahlbestimmungen durchgeführt.

6.2.1. Meßmethoden

Globalstrahlung

Die kontinuierliche Registrierung der Globalstrahlung auf dem Freigelände des Instituts in Dortmund erfolgte über zwei Sternpyranometer (Firma Thies, Göttingen).

Sauerstoff

Zur Bestimmung des gelösten Sauerstoffs wurde das membranpolarimetrische chemoelektrische Meßverfahren angewandt. WTW-Elektroden (Wissenschaftlich Technische Werkstätten, Weilheim) vom Typ EO 40 200 S wurden benutzt, die Meßsignale über den WTW-Meßverstärker Oxi 710 kontinuierlich

registriert. Die Einstellung der Elektrodensteilheit erfolgte durch Abgleich auf den, mittels eines Handgeräts (Oxi 54 oder Oxi 56 mit den Elektroden EO 16 oder EO 16b) gemessenen Wert. Die Eichung des Handgeräts wurde mit luftgesättigtem Leitungswasser durchgeführt.

Leitfähigkeit, Temperatur und pH

Die Messung der Leitfähigkeit erfolgte entweder mit dem WTW-Handgerät LF 54 oder kontinuierlich mit Hilfe der Elektrode LTP 200 und Meßverstärker LF 710.

Die Messung der Temperatur wurde mit einem geeichten Thermometer durchgeführt und/oder kontinuierlich mit PT 100-Fühler und Meßverstärker TE 720 aufgezeichnet. pH-Werte wurden mit dem Handgerät pH 55 (WTW) oder kontinuierlich mit Hilfe des Elektroden-Typs A 300 S über den Meßverstärker pH 710 (WTW) registriert.

Probenaufbereitung und -konservierung

Aus den Algengräben und aus den 500 l Flüssigmistbehältern wurden Proben von ca. 0,5 Liter entnommen und im allgemeinen sofort weiterverarbeitet. Für einen Teil der Analysen war es erforderlich, die suspendierten Partikel vom Flüssigmist zu trennen. Die Trennung erfolgte durch 10minütiges Zentrifugieren (Ecco-Tischzentrifuge) bei ca. 5000 Upm. Im Falle einer nicht sofortigen Weiterverarbeitung wurden die Proben in Polyethylenfläschchen bei - 20 ^{o}C eingefroren.

Optische Dichte (OD)

Als ungefähres Maß für die Biomassedichte wurde die Trübung (Optische Dichte) der Suspension bei 560 nm in einem Medico-Photometer (Lange, Berlin) gemessen, ebenfalls die OD der Suspension nach Abfiltrieren über ein Zelluloseacetat-Filter (Sartorius) der mittleren Porenweite 8 um.

Nach der neuen DIN-38404-Bestimmung der Trübung (GdCh 1979) wird mit dem Lange-Photometer der spektrale Reintransmissionsgrad gemessen. Abgelesen wird der Logarithmus des Kehrwertes des spektralen Reintransmissionsgrads; das spektrale Absorptionsmaß (früher Extinktion).

Dividiert man das spektrale Absorptionsmaß durch die Schichtdicke der Küvette, so erhält man den spektralen Schwächungskoeffizienten, der der Summe des spektralen Streukoeffizienten und des spektralen Absorptionskoeffizienten entspricht.

Da bei der photometrischen Konzentrationsbestimmung einer Suspension in einer Lösung (z.B. Algensuspension) der Streukoeffizient eine größere Rolle spielt als der Absorptionskoeffizient, wäre es richtig, den Begriff spektrale Schwächungskoeffizienten zu benutzen (Clasen & Bernhardt 1983).

Die Lange-Rundküvetten haben einen Durchmesser von 2 cm. Wenn es erlaubt ist, den Durchmesser der Rundküvette gleichzusetzen mit der Schichtdicke, würde z.B. ein OD von 0,3 einem dekadischen spektralen Schwächungskoeffizienten von 15 m^{-1} entsprechen.

Nun ergab es sich bei den Messungen mit dem Lange-Photometer, daß die Extinktionsangaben (spektrales Absorptionsmaß) über einen Bereich von 0 bis 0,4 in einer Algenkultur ziemlich genau mit 0 bis 0,4 g l^{-1} Trockensubstanz übereinstimmten. Wegen dieser Korrelation behalte ich im Rahmen der Arbeit den vorliegenden Parameter "Optische Dichte" bei.

Trockensubstanz-Konzentration

Nach Abfiltrieren von 50 ml Probevolumen über einen vorgetrockneten und gewogenen 8,0 µm Filter wurden die Proben eine Stunde bei 104 ^{o}C im Trockenschrank getrocknet und nach Abkühlung im Exikkator gewogen.

Stickstoffverbindungen und Ortho-Phosphat

Mit Hilfe der Mikrokjeldahl-Methode wurde der N-Gehalt von der Gesamtprobe und von dem Überstand nach Abzentrifugieren gemessen. Nach Abzentrifugieren der Proben wurde in dem Überstand mit Hilfe des Cenco-Autoanalysers (Fa. Cenco, Breda, NL) die Gehalte an NO_3-N, NO_2-N, NH_4-N und o-P gemessen. Das Prinzip der Messung wird in den American Standard Methods (14th ed. 1974) beschrieben. Kurz zusammengefaßt beruhen die Messungen auf folgenden Reaktionen:

NO_2/NO_3: Nitrat wird mit Hydrazinsulfat zu Nitrit reduziert. Nitrit geht mit Sulphanilamiden in saurem Milieu eine Diazoverbindung ein, die mit N-1 Naphthylethylendiamindihydrochlorid eine rot-violette Farbe ergibt. Sie wird im Photometer bei 520 nm gemessen.

NH_4-N: Durch Substitutionsreaktion entstehen beim Einwirken von Hypochlorid-Ionen auf Ammoniak in wässriger Lösung Chloramine, die durch Vorhandensein des Katalysators Natriumnitroprussid im basischen mit Phenolen tiefblau gefärbte Indophenole bilden. Die Färbung wird bei 620 nm im Photometer gemessen.

Ortho-Phosphat: Im Sauren reagiert o-P mit Ammoniummolybdat zu Molybdophosphorsäure, durch Reduktion entsteht ein Molybdänblau-Komplex. Die Färbung wird bei 888 nm im Photometer gemessen. Außer ortho-Phosphat reagieren auch kolloidal gebundene Phosphate und an niedermolekulare organische Fraktionen gebundene Phosphate und formen bei dieser Methode Molybdänblau-Komplexe (Melzer & Steinberg 1983).

Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)

Die Bestimmung der Oxidierbarkeit mittels Kaliumdichromat wurde in Anlehnung an das Deutsche Einheitsverfahren H4 (2) durchgeführt. Statt 2 Stunden unter Rückflußkühlung zu kochen, wurden die Proben in geschlossenen Rundkolben 4 Stunden bei 140 ^{o}C erhitzt.

Theorie des Verfahrens: Die Analysenprobe wird mit Kaliumdichromat als Oxidationsmittel und Silbersulfat als Katalysator in stark schwefelsaurer Lösung erhitzt. Die bei der Oxidation nicht verbrauchten Dichromat-Ionen werden mit Eisen(II)-Ionen maßanalytisch bestimmt. Zur Markierung von störenden Cl^--Ionen wird Quecksilbersulfat zugesetzt. Gemessen wurde der CSB von unbehandelten Flüssigmistproben, von Flüssigmist nach Zentrifugieren und von den Algen-Bakterien-Mischkulturen nach Zentrifugieren. Die Proben wurden nicht, wie es in den neuesten CSB-Bestimmungsvorschriften festgelegt wurde, über 0,45 µm Filter filtriert, sondern, da die Ablaufqualität als CSB von der gewählten Trennungstechnik abhängt, abzentrifugiert. Zentrifugation hat sich bewährt (Mohn 1978) und läßt sich im Labor leicht durchführen.

Organischer und anorganischer Kohlenstoff

Kohlenstoff wurde mit Hilfe des Kohlenstoff-Analysators der Fa. Beckman, Modell 915A, gemessen.

Das Meßprinzip des organischen Kohlenstoffs beruht auf Verbrennung zu Kohlendioxid bei 950 °C. CO_2 wird mit einem CO_2-spezifischen Infrarotanalysator gemessen. Hierbei wird der anorganische C-Gehalt der Probe miterfaßt (TC = Total Carbon). Zur Messung des anorganischen C wird die Probe über mit Phosphorsäure benetzten Glasperlen auf 150 °C erhitzt und das entstandene CO_2 mit dem Infrarotanalysator gemessen (TIC = Total Inorganic Carbon). Die Differenz von TC und TIC ergibt den Gehalt an Total Organic Carbon (TOC). Zur Bestimmung von TIC und TOC wurde nur der Überstand von abzentrifugierten Proben verwendet, im nachfolgenden Text als DIC und DOC (Dissolved Organic Carbon) bezeichnet.

Gesamtkeimzahlbestimmung

Von den Proben aus den Algengräben und Flüssigmistbehältern wurden mit steriler Ringerlösung (1/4 der üblichen Konzentration) Verdünnungsreihen hergestellt. Die Bakterienkeimzahlbestimmung erfolgte durch Ausplatten auf Proteose-Pepton-Agar (Merck Nr. 7229) mit 1 % Sucrose und auf Nähragar (Merck Nr. 5450). Die Bebrütungstemperatur betrug 25 °C. Die Kolonien wurden nach 2 und 7 Tagen gezählt. Auffällige Kolonietypen wurden gesondert gezählt.

Nach Stevenson (1978) muß berücksichtigt werden, daß die Bakterienzahlen, die mit der 'plate-count'-Methode gefunden werden, um Zehnerpotenzen niedriger sein können, als die durch direkte mikroskopische Beobachtungen ermittelten Zahlen ('direct-count`-Methode).

Algenarten-Spektrum

Von Proben aus den Algengräben wurden bei 150facher Vergrößerung die Anzahl der Zellen der verschiedenen Arten unter dem Mikroskop ausgezählt oder als Prozentsatz der Gesamtalgenpopulation geschätzt. Einfachheitshalber wurden Prozentsatzgruppen gebildet: < 1 %, 1 - 10 %, 10 - 25 %, 25 - 50 %, 50 - 75 %, 75 - 90 % und > 90 % der Gesamtpopulation.

Auswertung der Daten

Zur Berechnung der theoretischen hydraulischen Aufenthaltszeit wurde das Volumen des Grabens durch die in 24 Stunden zugegebene Menge Flüssigmist dividiert. Die Belastung und Biomasseproduktion (in $g * m^{-2} * d^{-1}$) wurden unter Verwendung dieses gemittelten Werts errechnet. Bei diesen Rechenschritten wurden Verdunstung und Niederschläge nicht berücksichtigt. Beide Faktoren können die Aufenthaltszeiten erheblich beeinflussen. An einem extremen Sommertag kann die Verdunstung 10 mm betragen, dies bedeutet bei einer theoretischen Aufenthaltszeit von 6 Tagen eine Erhöhung der theoretischen Aufenthaltszeit auf 9 Tage. Eine Niederschlagsmenge von 10 mm führt zu einer theoretischen Aufenthaltszeit von 4,5 Tagen. Da aber die Aufenthaltszeit über mehrere Tage gemittelt wurde und das Wetter während der beiden Versuchsjahre 1978 und 1979 sehr wechselhaft war (Globalstrahlung Abb. 26 und 32), wurde für die Berechnungen angenommen, daß sich Verdunstung und Niederschläge annähernd ausglichen.

Die gemessenen und berechneten Daten der Vergleichsgräben wurden mit dem T-Test für paarweise Beobachtungen miteinander verglichen.

6.3. Schematische Darstellung der Versuchsbedingungen während des Untersuchungszeitraums

Die Versuche liefen über die Jahre 1978 und 1979 und konnten nach Fertigstellung der 5 identischen Versuchsgräben im Juni 1978 beginnen.

Die Aufenthaltszeit des verdünnten Flüssigmistes sowie der Verdünnungsfaktor ließen sich variabel einstellen. 1978 wurde folgendes Versuchsschema eingehalten:

Tabelle 12*): Plan-Schema für die in 1978 durchgeführten Versuche. Die Aufenthaltszeit (τ) in Tagen und die Abwasserkonzentration (A in mg l^{-1} Gesamt-N) wurden variiert.
* = Graben Nr. 1 wurde ab Mitte August semikontinuierlich 1-mal täglich mit Abwasser versorgt, die Gräben 2 - 5 kontinuierlich beschickt.

Graben Nr.		1		2		3		4		5	
		τ	/A/	τ	/A/	τ	/A/	τ	/A/	τ	/A/
I	Juli	-		-	100	6	50	6	100	6	50
	August	-		-	100	6	50	6	100	6	50
	September	6*	50	4	100	6	100	8	100	10	100
II	Oktober	6*	50	4	100	6	100	8	100	10	100

/A/ = Abwasserkonzentration in mg/l Gesamt-N

τ = Aufenthaltszeit in Tagen

Tabelle 13*): Plan-Schema für die in 1979 durchgeführten Versuche. τ ist die Aufenthaltszeit in Tagen; A die Abwasserkonzentration in mg l^{-1} Gesamt-N; der semikontinuierlich belastete Graben 1 bekam zusätzliches Phosphat (+ P); der Graben 4 wurde mittels CO_2 pH-reguliert.

Graben		1		2		3		4		5	
		τ	/A/+	τ	/A/	τ	/A/	τ	/A/+	τ	/A/
III	April (10.04- 8.05)	-	-	6	120	6	120	6	120 CO_2	6	120
IV	Mai (8.05- 8.06)	-	-	6	120	6	120	6	120 CO_2	6	120
V	Juni (8.06-10.07)	6	120+P	6	120	6	120	6	120 CO_2	6	120
	Juli (10.07-10.08)	6	240	6	120	6	120	6	120 CO_2	6	120
VI	August	6	240	6	60	6	120	6	120 CO_2	6	120
	September	-	-	6	60	6	120	6	120 CO_2	6	120

*) Die Tabellen 12 und 13 sind auf einer herausklappbaren Seite am Ende der Arbeit wiederholt.

Graben Nr. 1 wurde 1979 kontinuierlich mit Abwasser beschickt, in dem Zeitraum V (8.06-10.07) wurde Graben 1 mit dem verdünnten Flüssigmist zusätzliches anorganisches P zugegeben. In Graben 4 wurde der pH-Wert mittels CO_2-Zugabe so reguliert, daß pH 8,1/8,2 nicht überschritten wurde.

Mit dieser Versuchsanordnung sollten Antworten auf folgende Fragen erarbeitet werden:

- Reagieren Algengräben, wenn sie bei gleicher Abwasserkonzentration und gleichen hydraulischen Aufenthaltszeiten gefahren werden, identisch in bezug auf Organismenentwicklung und Reinigungsleistung?
- Wie ändert sich die Reinigungsleistung und die Biomassekonzentration in Abhängigkeit der jahreszeitlich bedingten Änderungen in Temperatur und Globalstrahlung?
- Wie ändert sich die Reinigungsleistung und die Biomassekonzentration bei unterschiedlichen Belastungen und Aufenthaltszeiten?
- Wie ändern sich die gemessenen Größen im Tagesgang?
- Führt eine Änderung des Verhältnisses Stickstoff zu Phosphat durch Phosphatzugabe zu einer verbesserten Abbauleistung?
- Führt eine pH-statische Fahrweise mittels CO_2-Zugabe zu einer verbesserten Abbauleistung?

6.4. Biomasse(Albazod)-Produktion und Algen-Bakterien-Populationsdynamik

Die vom Wasser aus dem Algengraben abgetrennten Feststoffe bestehen aus autochthoner, im Graben produzierter Biomasse (Algen, Bakterien, Zooplankton) und allochthoner, von außerhalb zugeführter Feststoffe (Partikel, Bakterien). Ein nicht bestimmbarer Teil der allochthonen Feststoffe wird in den Algengräben umgesetzt. Gemessen wurde der Trockensubstanzgehalt der autochthonen und zum Teil abgebauten allochthonen Feststoffe. Ein Teil der zugeführten Feststoffe geht somit in die Berechnung der Feststoffproduktion (im weiteren Biomasseproduktion genannt) ein. Der mögliche Anteil der zugeführten Feststoffe in der Biomasseproduktion wird in den einzelnen Abschnitten diskutiert.

6.4.1. Versuchsstart

1977 führte ich erste Versuche mit Schweineflüssigmist durch. Ein Teil der Ergebnisse ist in Groeneweg et al. (1980) publiziert. Anfang Dezember 1977 wurden die Schaufelräder der Gräben 4 und 5 abgestellt und die Flüssigmistzufuhr gestoppt. In dem bis Juli 1978 ruhenden Grabeninhalt befanden sich verschiedene Algenstämme der Gattung Scenedesmus und vereinzelt andere Chlorococcales (Monoraphidium, Chlorella, Golenkinia). Die Inhalte der Gräben 4 und 5 wurden jetzt als Impfmaterial gleichmäßig über die Gräben 2 bis 5 verteilt.

Die Gräben wurden zum Endvolumen (1800 l) mit Leitungswasser aufgefüllt, die Gräben 2 und 4 mit je 80 l, die Gräben 3 und 5 mit je 40 l konzentriertem Flüssigmist gedüngt. Nachdem sich in ca. 10 Tagen eine dichte Algenpopulation entwickelt hatte, wurden ab 13. 7. 1978 die Gräben 2 bis 5 mit verdünntem Flüssigmist beschickt.

6.4.2. Organismenwachstum und Populationsdynamik in Algengräben gleicher Belastung

Vom 13. 7. - 28. 8. 1978 (I) wurde das Algen-Bakterien-Wachstum in Abhängigkeit von zwei unterschiedlichen Flüssigmistkonzentrationen bei gleicher Aufenthaltszeit untersucht und überprüft, ob identisch belastete Gräben sich in bezug auf Organismenentwicklung und Wachstum identisch verhalten. Für die einzelnen Gräben ergaben sich folgende theoretische Aufenthaltszeiten:

Graben 2: $7{,}5 \pm 0{,}9$ Tagen
Graben 3: $7{,}6 \pm 1{,}8$ Tagen
Graben 4: $7{,}1 \pm 0{,}9$ Tagen
Graben 5: $6{,}9 \pm 0{,}5$ Tagen.

Die im Versuchschema angestrebten 6 Tage Aufenthaltszeit (Tab. 12) wurden wegen Dosierungsschwierigkeiten trotz ständiger Kontrolle der Pumpraten und der Pumpenschläuche nicht ganz erreicht. Immer wieder kam es durch nicht abgetrennte Partikel zur Verstopfung der Schläuche.

Die kontinuierliche Zugabe von Flüssigmist erfolgte ab 11. 7. 1978. Nach ca. 14 Tagen bzw. 2 Aufenthaltszeiten befanden sich die Gräben in einem ungefähren Fließgleichgewicht (Quasi-Steady-State). Besonders deutlich zeigt sich diese Entwicklung im Verlauf der Leitfähigkeit (LF) in den einzelnen Gräben. Bei den beiden höher belasteten Gräben 2 und 4 pendelte sich die LF um 700 µS ein, bei den Gräben 3 und 5 um 450 µS (Abb. 21 a, b).

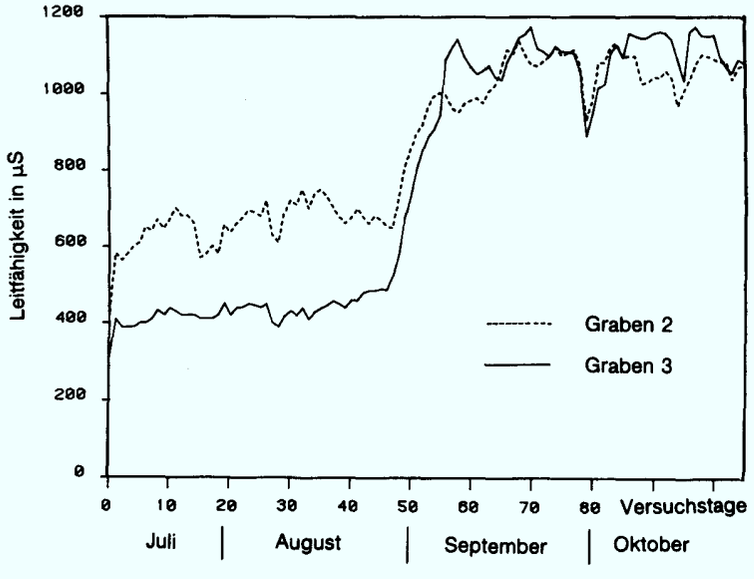


Abb. 21a: Leitfähigkeitswerte in den Gräben 2 und 3. Graben 2 wurde bis Ende August 1978 doppelt so hoch belastet wie Graben 3.

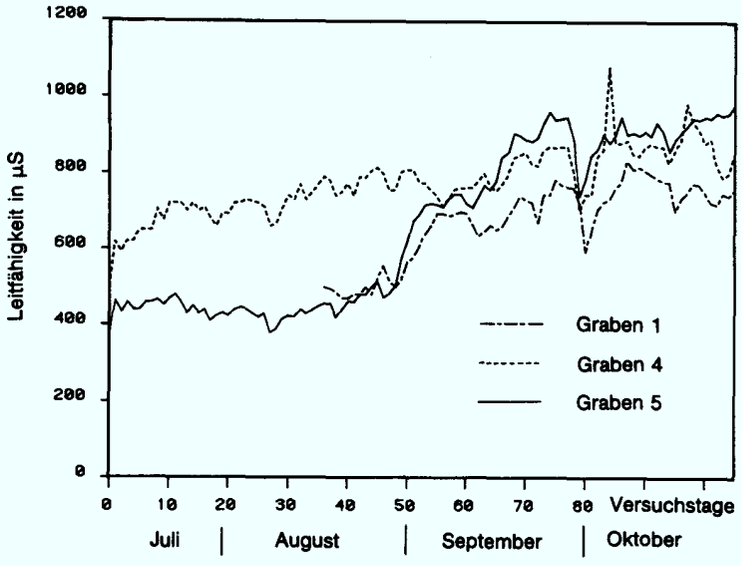


Abb. 21b: Leitfähigkeitswerte in den Gräben 1, 4 und 5. Graben 4 wurde bis Ende August 1978 doppelt so hoch belastet wie Graben 5. Graben 1 wurde erst ab Mitte August in Betrieb genommen.

Auch die zeitlichen Änderungen der Trockensubstanzgehalte (Abb. 22, 23, 24, 25) lassen deutlich erkennen, daß die durch das batchweise Anwachsen sehr hohen anfänglichen Biomassekonzentrationen nach ca. 14 Tagen nicht weiter abnahmen und in allen Gräben, durch die hohen Globalstrahlungswerte in der zweiten Julihälfte bedingt (Abb. 26), wieder kräftig zunahmen. Die erste Augusthälfte war gekennzeichnet durch mäßige Globalstrahlungswerte mit der Folge, daß die Biomassekonzentrationen in allen Gräben abnahmen. Eine darauf folgende Periode mit hohen Globalstrahlungswerten führte aber nicht zu einem gleich starken Anstieg der Biomassekonzentrationen in den Gräben wie in der zweiten Julihälfte beobachtet. Wie aus Abb. 25a hervorgeht, zeigten die beiden höher belasteten Gräben 2 und 4 in der zweiten Julihälfte einen kräftigeren Biomassezuwachs als die Gräben 3 und 5. In der zweiten Augusthälfte führten die fast gleich hohen Globalstrahlungswerten nicht zu einem vermehrten Wachstum in den höher belasteten Gräben. Die Ursache muß in der Verwendung von dem, zu diesem Zeitpunkt schon weitgehend abgebauten Flüssigmist gelegen haben (s. CSB-Abschnitt). Aus Abb. 25a ist deutlich zu erkennen, daß die optischen Dichten der Grabensuspensionen 2 und 4 höher lagen als die der beiden schwächer belasteten Gräben 3 und 5. Im allgemeinen verliefen die zeitlichen Änderungen der optischen Dichten in allen vier Gräben parallel zur

Globalstrahlung und schwankten dadurch stärker als z.B. die Leitfähigkeit. Ein wirkliches Fließgleichgewicht oder Steady-State wurde infolge der täglichen Schwankungen von Lichtintensität und Temperatur (Abb. 26) natürlich nicht erreicht, aber für die weiteren Berechnungen anhand von Mittelwerten angenommen.

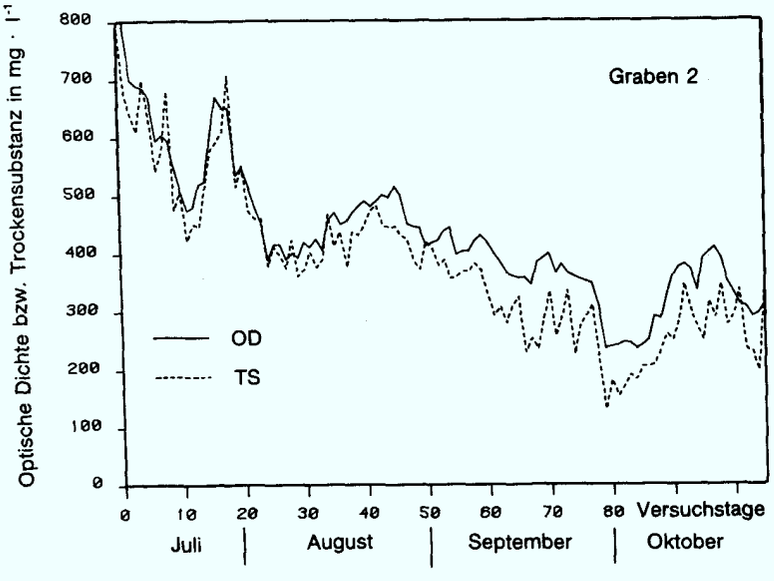


Abb. 22: Optische Dichte (* 1000) der Grabensuspension und die Trockensubstanz-Gehalte in mg * l^{-1} im Versuchszeitraum Juli bis Oktober 1978 in Graben 2

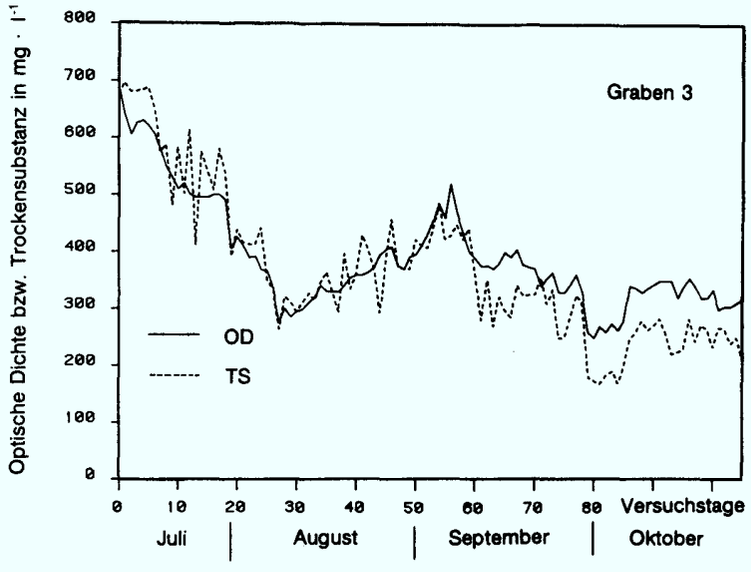


Abb. 23: Optische Dichte (* 1000) der Grabensuspension und die Trockensubstanz-Gehalte in mg * l^{-1} im Versuchszeitraum Juli bis Oktober 1978 in Graben 3

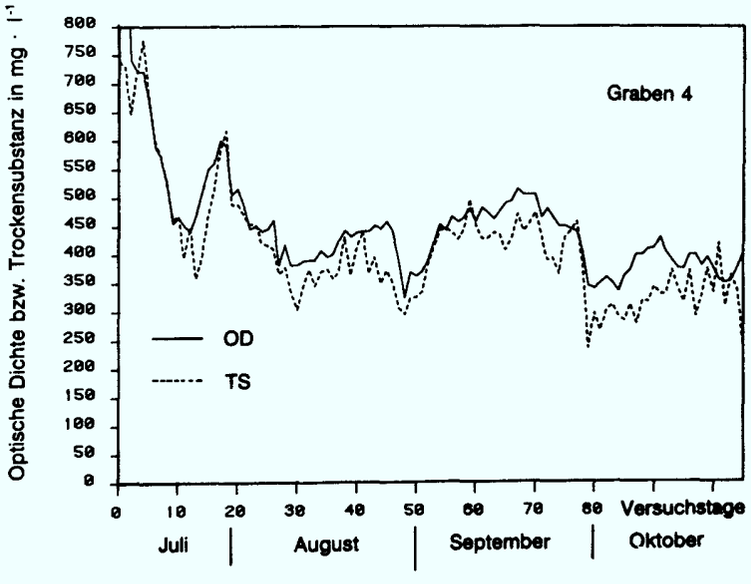


Abb. 24: Optische Dichte (* 1000) der Grabensuspension und die Trockensubstanz-Gehalte in mg * l^{-1} im Versuchszeitraum Juli bis Oktober 1978 in Graben 4

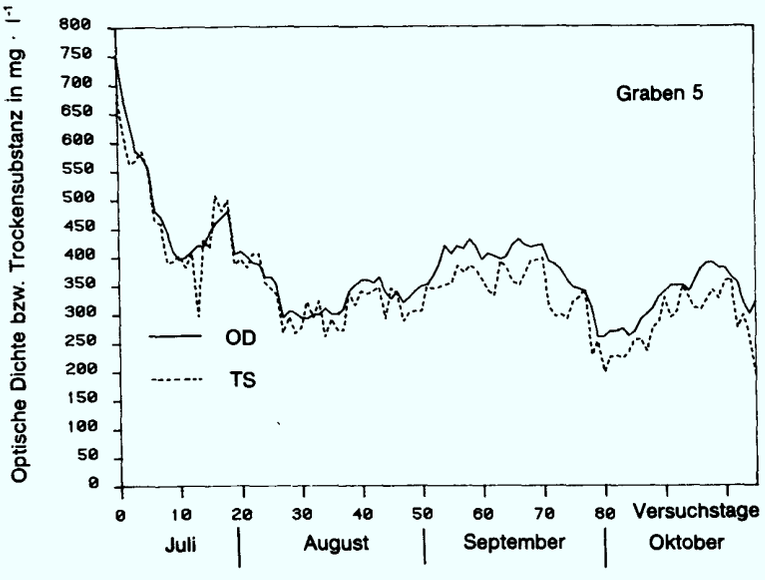


Abb. 25: Optische Dichte der (* 1000) Grabensuspension und die Trockensubstanz-Gehalte in mg * l^{-1} über den Versuchszeitraum Juli bis Oktober 1978 in Graben 5

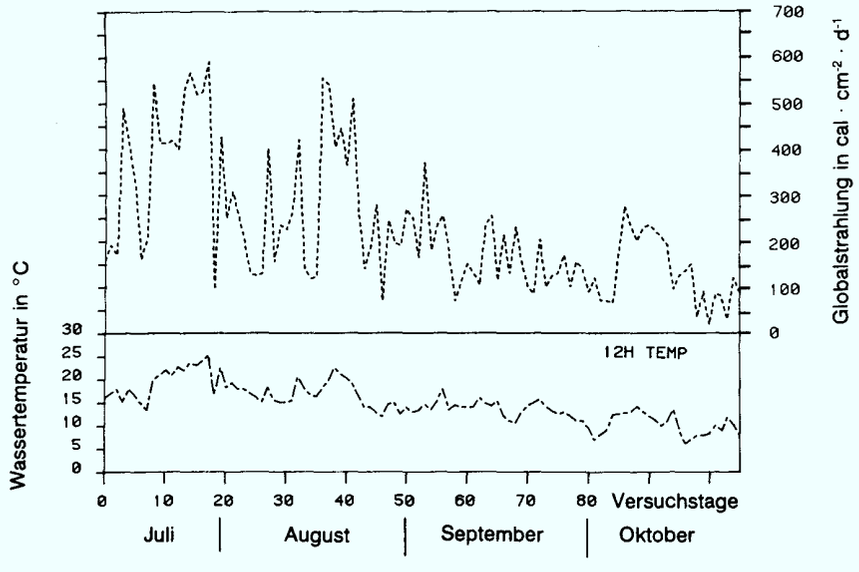


Abb. 26: Darstellung der täglich gemessenen Globalstrahlungswerte in cal * cm^{-2} und die Temperaturen um 12 Uhr mittags im Algengraben.

6.4.2.1. Biomasse (Albazod)-Produktion

Die mittleren Biomassekonzentrationen im mg pro Liter und die durchschnittlichen Produktionen in g * m^{-2} * d^{-1} im Zeitraum 23. 7. - 1. 9. 1978 sind in Tabelle 15 zusammengefaßt.

Tabelle 15: Die mittleren Biomassekonzentrationen und -produktionen in den einzelnen Gräben im Zeitraum 23. 7. - 1. 9. 1978.

Biomassekonzentration			
	Graben	2	505 ± 108 mg/l
	Graben	3	466 ± 135 mg/l
	Graben	4	479 ± 130 mg/l
	Graben	5	402 ± 108 mg/l
Biomasseproduktion in g * m^{-2} * d^{-1}	Graben	2	12,7 ± 3,0
	Graben	3	11,6 ± 3,1
	Graben	4	12,6 ± 3,2
	Graben	5	10,8 ± 3,0

Unterschiede zwischen den Aufenthaltszeiten der Algengräben untereinander konnten mit Hilfe des t-Tests für paarweise Beobachtungen nicht festgestellt werden, so daß nunmehr der t-Test auch auf Unterschiede im Trockensubstanzgehalt der Biomasse und Biomasseproduktion der einzelnen Gräben angewandt wurde.

Sie ergaben ebenfalls keinen feststellbaren Unterschied in Biomassekonzentration (mg TS * l^{-1}) und Trockensubstanzproduktion für die höher belasteten Gräben 2 und 4. Für die höher belasteten Gräben ließ sich damit bestätigen, daß identisch belastete Gräben in Bezug auf Biomasseproduktion zu gleichen Ergebnissen führen.

Die beiden geringer belasteten Gräben 3 und 5 waren in Biomassekonzentration (mg TS * l^{-1}) und -produktion signifikant unterschiedlich. Das unterschiedliche Verhalten der Gräben 3 und 5 läßt keine zuverlässige Aussage zu, ob eine Mehrbelastung bei gleichen Aufenthaltszeiten zu einer höheren Produktion führen würde. Graben 5 hatte im Vergleich zu den Gräben 2 und 4 eine hochsignifikant ($P < 0.001$) niedrigere Biomasse (mg TS * l^{-1}). Graben 3 aber hatte, verglichen mit Graben 2, eine niedrigere Biomasse ($P < 0.1$), verglichen mit Graben 4 ist kein Unterschied feststellbar. Wenn dagegen die optischen Dichten der Gräben 3 und 5 mit 2 und 4 verglichen werden, sind die optischen Dichten der Gräben 3 und 5 signifikant niedriger. Die Unterschiede könnten aber durch die intensive Färbung des Ablaufs von den höher belasteten Gräben verursacht sein.

6.4.2.2. Populationsdynamik

6.4.2.2.1. Algen und andere Organismen

Nach batchweisem Anwachsen der Algen bestand die Algenpopulation in allen Gräben aus über 90 % Scenedesmus armatus. Nach kontinuierlicher Zugabe des verdünnten Flüssigmistes wurde S. armatus in allen Gräben von S. opoliensis und S. falcatus verdrängt. In den beiden höher belasteten Gräben 2 und 4 entwickelten sich außerdem Populationen (u.a. Bodo sp.) von nicht näher identifizierten bakterienfressenden farblosen Flagellaten (Abb. 27a, 27b).

Auf den Schaufelrädern aller Algengräben entwickelten sich dichte Rasen der Diatomee Cymbella sp. Vereinzelt waren neben den drei genannten Scenedesmus-Arten noch S. obliquus, Monoraphidium contortum, Micractinium sp. und Golenkinia sp. vorhanden, konnten sich aber nicht durchsetzen. In den beiden höher belasteten Gräben wurden Chironomiden-Larven (ca. 2 cm Länge) gefunden. Die Überlebungschancen waren in diesen Gräben mit max. pH-Werten von 9,8 weitaus günstiger als in den beiden niedriger belasteten Gräben 3 und 5 mit pH-Werten, die mittags über 11 hinausgingen.

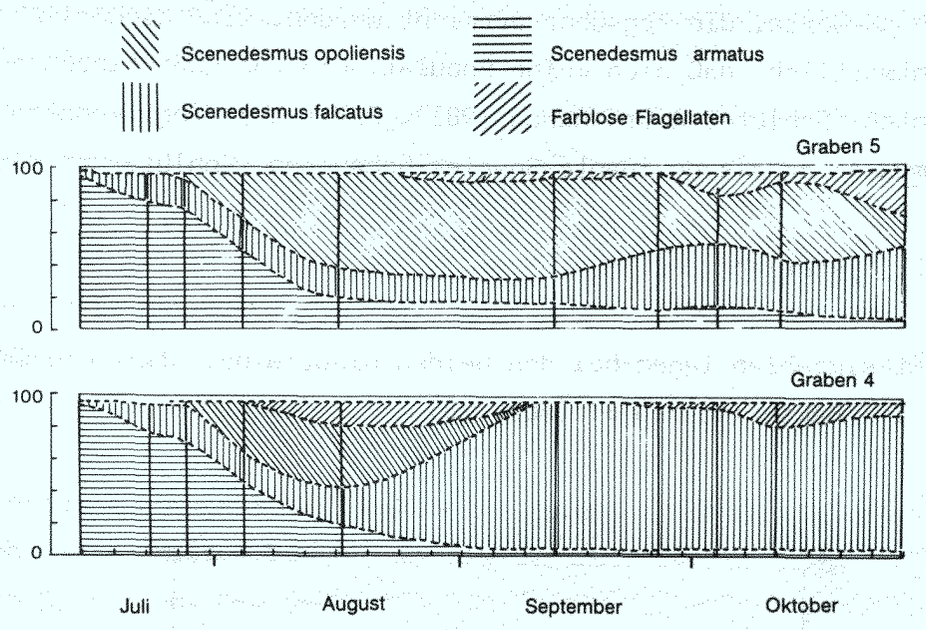


Abb. 27a: Prozentuale Verteilung der Mikroorganismen (außer Bakterien) in den einzelnen Versuchsgräben im Versuchszeitraum Juli bis Oktober 1978

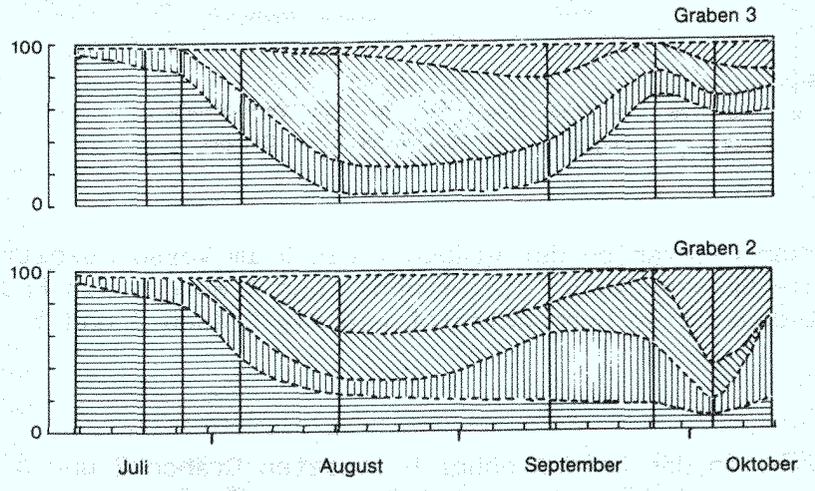


Abb. 27b: Prozentuale Verteilung der häufigsten Mikroorganismen (außer Bakterien) in den einzelnen Versuchsgräben im Versuchszeitraum Juli bis Oktober 1978

Die hohen pH-Werte, die tagsüber erreicht wurden, sind sicherlich auch dafür verantwortlich, daß sich keine Populationen von Rädertieren entwikkeln konnten (Schlüter & Groeneweg 1981). Dadurch bedingt konnten sich Scenedesmus-Arten als dominante Species behaupten (Schlüter et al. 1985).

6.4.2.2.2. Bakterien

Die Gesamtkeimzahlen lagen bei den beiden niedrig belasteten Gräben 3 und 5 um $2 * 10^6$ Bakterien pro ml (Abb. 28).

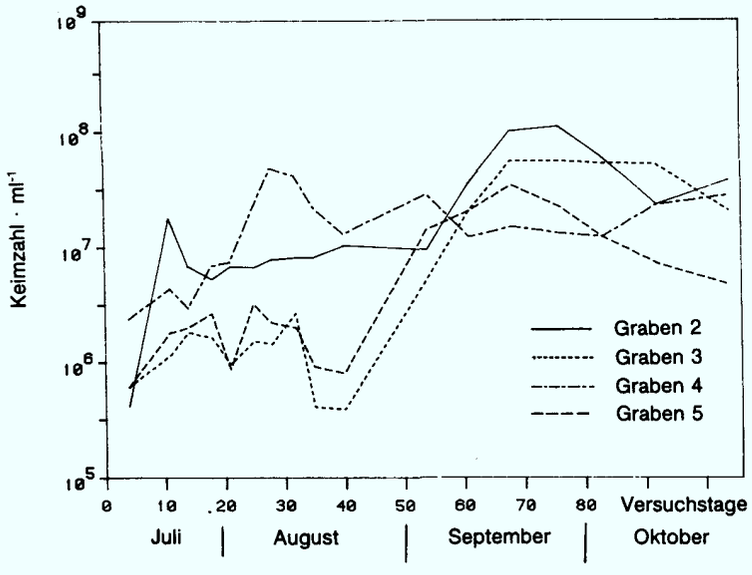


Abb. 28: Die Gesamtkeimzahlen der Gräben 2 bis 5 im Versuchszeitraum Juli bis Oktober 1978. Die Gräben 2 und 4 wurden bis Ende August doppelt so hoch belastet wie die Gräben 3 und 5.

Die Gesamtkeimzahl in den beiden höher belasteten Gräben 2 und 4 schwankte vom 23. 7. bis zum 1. 9. von $3 * 10^6$ bis $5 * 10^7$. Die Gesamtkeimzahlen lagen immer höher als in den Gräben 3 und 5, verliefen in den Gräben 2 und 4 aber nicht so parallel wie bei den niedrig belasteten Gräben (Abb. 28). Mitte August wurden in Graben 4 erheblich höhere Gesamtkeimzahlen gefunden als in dem identisch belasteten Graben 2. Wie aus der Abb. 27 hervorgeht, waren zu dieser Zeit in Graben 2 aber wesentlich dichtere Populationen bakterienfressender farbloser Flagellaten vorhanden.

Auf Nähragar entwickelte sich nach sieben Tage Bebrüten bei 25 °C eine Vielzahl unterschiedlich aussehender Kolonien. Makroskopisch waren diese Kolonien zu unterscheiden nach der Größe, Form (deutliche Ränder, verschwommene Ränder) und nach der Farbe: hellgelb, dunkelgelb, orange, rot, rosa, intensiv weiß, gelatinös durchsichtig.
Von der Anzahl her hoben sich drei Bakterienkolonientypen durch Form und Farbe besonders hervor. Sie wurden Bakterium A, B und C genannt, obwohl man nicht ausschließen kann, daß verschiedene Bakterienarten die gleiche Kolonieform aufweisen.

Das Bakterium A war gekennzeichnet durch große orangefarbige Kolonien. Nach Webb (pers. Mitt.) handelt es sich um ein fädiges Haliscomenobacter-ähnliches Bakterium. Das Bakterium B hatte intensiv weiß gefärbte Kolonien und das Bakterium C bildete kleine, durchsichtige Kolonien. Eine weitere Charakterisierung wurde nicht vorgenommen. In Graben 4 entwickelte sich eine Bakterienart (Bakterium B), die von der Anzahl her mehr als die Hälfte der auf den Platten erscheinenden Kolonietypen ausmachte und in den anderen Gräben im Juli und August nicht gefunden wurde. In den Gräben 2, 3 und 5 machte Bakterium B zeitweise über die Hälfte der Gesamtkeimzahl aus (Abb. 29a, b, d).

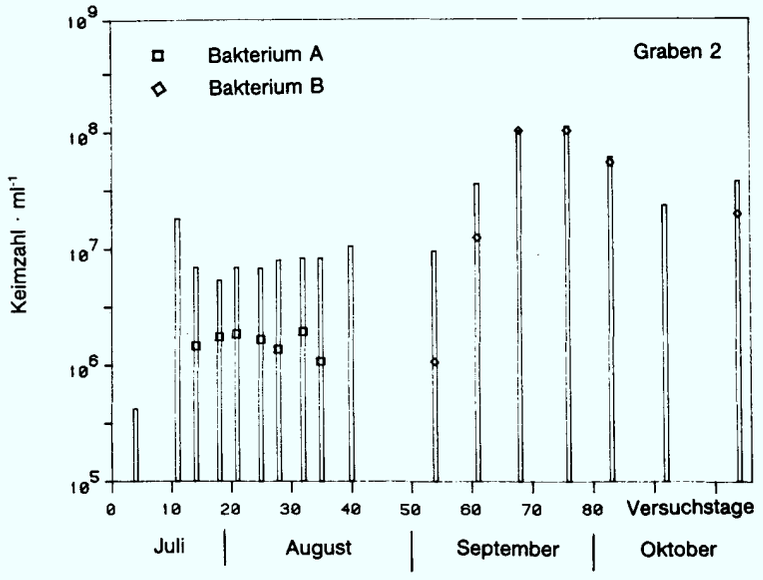


Abb. 29a: Gesamtkeimzahlen und Anteile der Bakterien "A" und "B" in Graben 2 (Juli bis Oktober 1978).

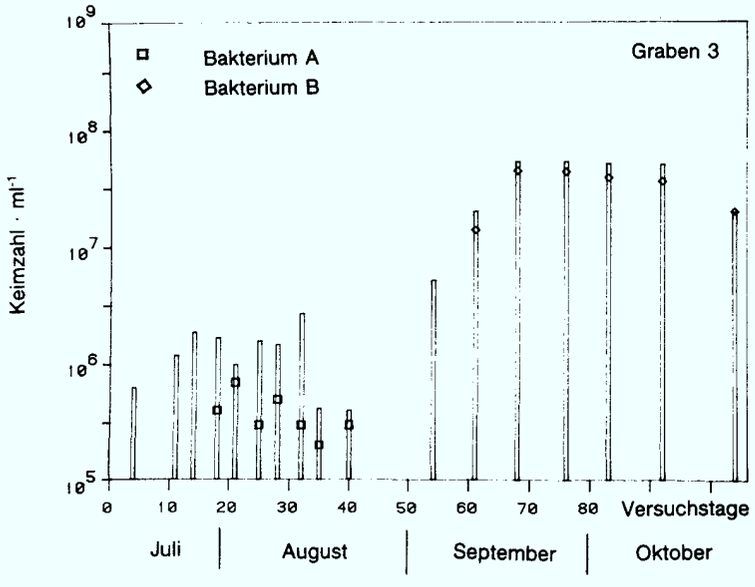


Abb. 29b: Gesamtkeimzahlen und Anteile der Bakterien "A" und "B" in Graben 3 (Juli bis Oktober 1978).

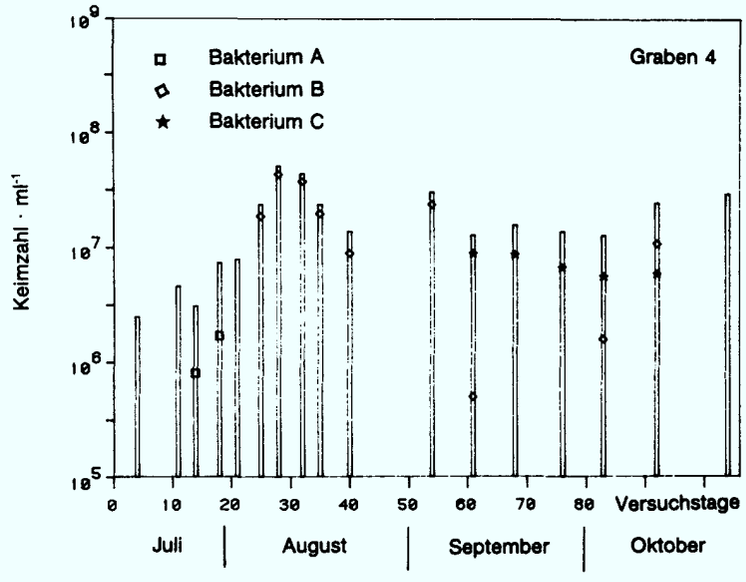


Abb. 29c: Gesamtkeimzahlen und Anteile der Bakterien "A" und "B" und "C" in Graben 4 (Juli bis Oktober 1978).

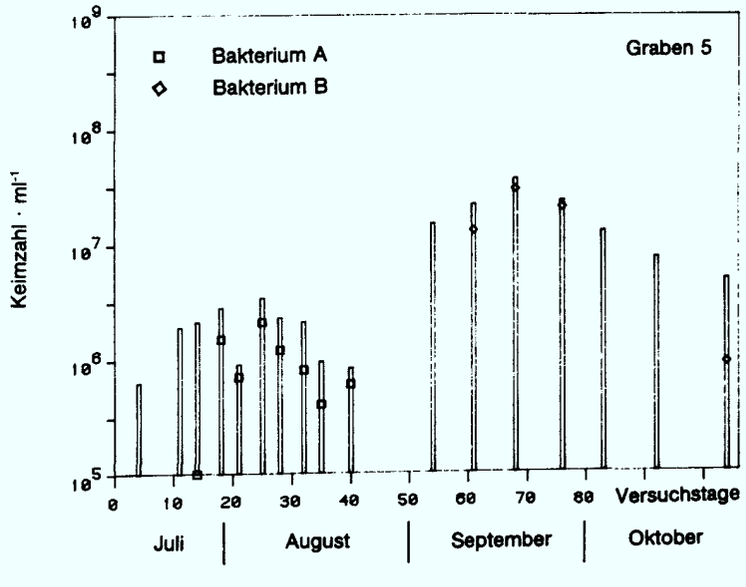


Abb. 29d: Gesamtkeimzahlen und Anteile der Bakterien "A" und "B" in Graben 5 (Juli bis Oktober 1978).

6.4.3. Organismen-Wachstum und Populationsdynamik in Algengräben mit unterschiedlichen Aufenthaltszeiten

Ab 1.9.1978 wurden die Versuchsbedingungen geändert. Die Gräben 2, 3, 4 und 5 wurden jetzt mit der gleichen hohen Flüssigmistkonzentration (ca. 120 mg N pro Liter) gefahren und die Dosierung so eingestellt, daß die theoretischen Aufenthaltszeiten resp. 4, 6, 8 und 10 Tagen betragen sollten. Der Graben 1 wurde semi-kontinuierlich einmal täglich mit verdünntem Flüssigmist (ca. 60 mg N pro Liter) beschickt, so daß sich eine theoretische Aufenthaltszeit von 6 Tagen ergab. Diese Versuchsanordnung wurde bis Ende Oktober beibehalten.

6.4.3.1. Biomasse(Albazod)-Produktion

Nach ca. 2 Aufenthaltszeiten hatte sich ab 13. 9. 1978 die Leitfähigkeit der unterschiedlich belasteten Gräben auf neue konstante Niveaus eingependelt (Abb. 21a, b). Auch die Biomassekonzentrationen in den einzelnen Gräben erreichten neue Steady-States (Abb. 22, 23, 24, 25, und 30). Aus dem Verlauf der Biomassekonzentrationen in den einzelnen Gräben, konnten drei Zeitphasen mit Steady-State-ähnlichen Trockensubstanzkonzentrationen unterteilt werden: Der erste Zeitraum vom 12. 9. - 29. 9. 1978, ein zweiter, kürzerer Zeitraum mit niedrigen TS-Konzentrationen vom 30. 9. - 8. 10. und den dritten und letzten Zeitraum vom 13. - 24. 10., mit in allen Gräben deutlich erhöhten TS-Konzentrationen.

Im ersten Zeitabschnitt von 12.9. - 29.9. betrug die durchschnittliche Globalstrahlung 156 ± 53 cal * cm^{-2} * d^{-1} und die durchschnittliche Mittagstemperatur $13{,}3 \pm 1{,}6$ ^{o}C (Abb. 26).

In der auf Seite 89 aufgeführten Tabelle 16 sind die durchschnittlichen Aufenthaltszeiten, Biomassekonzentrationen und -produktionsraten der einzelnen Gräben aufgeführt.

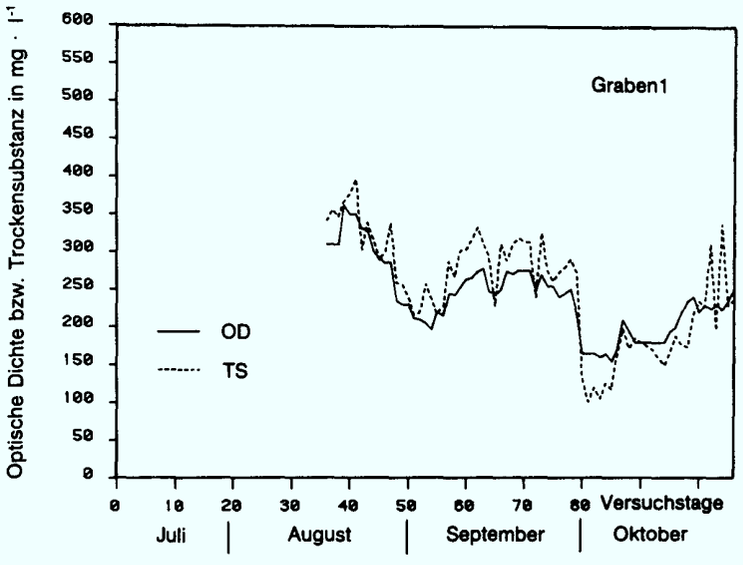


Abb. 30: Optische Dichte (* 1000) der Grabensuspension und die Trockensubstanzgehalte in mg * l^{-1} im Versuchszeitraum Juli bis Oktober 1978 in Graben 1

Die durchschnittlichen TS-Konzentrationen in den Gräben 1, 2 und 3 lagen bei ca. 300 mg pro Liter. Der semi-kontinuierlich belastete Graben 1 bekam nur die halbe Flüssigmistkonzentration, trotzdem war die Biomassekonzentration in Graben 1 annähernd gleich hoch wie in den Gräben 2 und 3. Die Gräben 4 und 5 hatten bei den langen Aufenthaltszeiten eine erhöhte Biomassekonzentration, die Produktion lag aber erheblich unter der der Gräben 1, 2 und 3. Trotz praktisch gleicher Aufenthaltszeiten für die Gräben 4 und 5 war die Biomassekonzentration in Graben 4 wesentlich höher. Die Biomasse in Graben 4 bestand zu diesem Zeitpunkt im Gegensatz zu den anderen Gräben aus einer Algenmonokultur von Scenedesmus falcatus (Abb. 27b). Die in Graben 5 gemessene niedrige TS-Konzentration war auf das Vorkommen von Rotatorien zurückzuführen.

Die im Laufe des Monats September immer niedriger werdenden Globalstrahlungswerte und die insbesondere Ende September fallenden Temperaturen (Abb. 26) führten in der zweiten Septemberhälfte zu einer ständigen Abnahme der Biomassekonzentrationen in den einzelnen Gräben (Abb. 22, 23, 24, 25, 30). In den Gräben 1, 3, 4 und 5 nahm die Biomassekonzentration Anfang September nach Verwendung von frischem, verdünntem Flüssigmist zu. In den Gräben 4 und 5 wurden durch die Verlängerung der Aufenthaltszeit von 6 auf 10 Tage, im Vergleich zu vorherigem Zeitabschnitt, trotz niedriger Globalstrahlungswerte, höhere Biomassekonzentrationen gemessen. In Graben 2 und auch 3, trotz des anfänglichen Anstiegs in Biomasse durch Verwendung von konzentriertem Flüssigmist und kürzeren Aufenthaltszeiten als im Juli und August, sank die Biomassekonzentration erwartungsgemäß bei abnehmenden Globalstrahlungswerten. Durch starke Regenfälle wurde ein Teil der Biomasse Ende September ausgespült (Abb. 22 - 25 und 30). Die Verdünnung der Grabensuspension war auch deutlich als Änderung in der Leitfähigkeit zu erkennen (Abb. 21).

Tabelle 16: Durchschnittliche Aufenthaltszeiten (τ), Albazod-Trockensubstanzgehalte (TS) und Albazod-Produktion (P) im Versuchszeitraum 12. 9. - 29. 9. 1978

Graben:	1	2	3	4	5
τ (d)	6 ± 0	5,2 ± 0,85	5,87 ± 0,6	10,6 ± 1,4	11,3 ± 1,2
TS (mg * l^{-1})	294 ± 21	292 ± 46	327 ± 62	431 ± 21	350 ± 32
P ($g * m^{-2} * d^{-1}$)	9,1 ± 0,6	10,6 ± 2,2	10,4 ± 2,1	7,6 ± 1,1	5,8 ± 0,7

Tabelle 17: Durchschnittliche Aufenthaltszeiten (τ), Albazod-Trockensubstanzgehalte (TS) und Albazod-Produktion (P) im Versuchszeitraum 3. 10. - 10. 10. 1978

Graben:	1	2	3	4	5
τ (d)	6 ± 0	5,8 ± 0,8	7,7 ± 0,6	10,8 ± 1,4	13,3 ± 1,4
TS (mg * l^{-1})	127 ± 97	170 ± 31	219 ± 30	310 ± 29	242 ± 15
P ($g * m^{-2} * d^{-1}$)	4,9 ± 1,3	5,4 ± 0,5	5,3 ± 0,7	5,4 ± 0,7	3,9 ± 0,3

Tabelle 18: Durchschnittliche Aufenthaltszeiten (τ), Albazod-Trockensubstanzgehalte (TS) und Albazod-Produktion (P) im Versuchszeitraum 13. 10. - 24. 10. 1978

Graben:	1	2	3	4	5
τ (d)	6 ± 0	4,6 ± 0,8	7,1 ± 0,9	10,9 ± 0,9	10,7 ± 2,1
TS (mg * l^{-1})	199 ± 43	288 ± 29	259 ± 6	340 ± 18	319 ± 21
P ($g * m^{-2} * d^{-1}$)	6,2 ± 1,3	11,8 ± 1,8	6,8 ± 0,8	5,8 ± 0,4	5,7 ± 1,2

Der zweite, kurze Zeitabschnitt (30. 9. - 8. 10. 1978) war vor allem durch niedrige Globalstrahlungswerte und einen Temperatursturz gekennzeichnet (Abb. 26). Steady-States ergeben sich normalerweise - nach Änderung der Bedingungen - innerhalb von 2 bis 3 Aufenthaltszeiten. Da der Zeitabschnitt nur knapp 14 Tage betrug, konnten in dieser kurzen Zeit die mikrobiellen Populationen der Algengräben 4 und 5 nicht zu stabilen Verhältnissen kommen.

In der Zeit vom 3. 10. bis 10. 10. 1978 betrug die durchschnittliche Globalstrahlung 141,9 $\pm$ 71 cal * cm^{-2} * d^{-1}, die Temperatur 10,7 $\pm$ 2,1 ^{o}C (Abb. 26).

Die berechneten Produktionswerte waren für alle Gräben gleich (Tab. 17). Dieses Bild ist aber verzerrt, da es in den Gräben 4 und 5 noch nicht zu einem Steady-State kommen konnte und deshalb bei der Berechnung der Produktion von zu hohen, in bezug auf den anzunehmenden Gleichgewichtszustand, mittleren TS-Gehalten ausgegangen wurde.

Der dritte Zeitabschnitt vom 13. 10. - 24. 10. 1978 war durch schönes Herbstwetter am Anfang und niedrige Temperatur und Strahlungsintensitäten am Ende des Monats Oktober gekennzeichnet (Abb. 26). Die durchschnittliche Temperatur und die Globalstrahlungswerte lagen nicht höher als im vorherigen Zeitabschnitt.

Bedingt durch Temperaturanstieg und höheren Globalstrahlungswerten, aber auch durch die Verwendung einer neuen Flüssigmistlieferung, stieg der TS-Gehalt ab 8. 10. in allen Gräben wieder an. Die Globalstrahlung betrug über den Zeitraum 13. 10. - 24. 10. 1978 durchschnittlich 141,9 $\pm$ 70 cal * cm^{-2} * d^{-1}, die Temperatur 10,1 $\pm$ 2,7 ^{o}C.

Bei der kurzen Aufenthaltszeit von 4,6 Tagen konnte sich in Graben 2 eine Biomasse mit einem TS-Gehalt von 288 mg pro Liter halten, dies führte zu einer recht hohen Biomasseproduktion von fast 12 g * m^{-2} * d^{-1}. Obwohl die durchschnittlichen Globalstrahlungswerte und Temperaturen ähnlich waren wie im vorangegangenen Zeitabschnitt, war die Biomassekonzentration (als TS * l^{-1}) in allen Gräben höher. Die Ursache war wahrscheinlich

weniger ein erhöhtes Algenwachstum als die Verwendung einer neuen Flüssigmistlieferung. Mit dem ab 6. 10. 1978 verwendeten Flüssigmist wurde nämlich ein höherer Feststoffanteil den Gräben zugeführt. Dies erklärt den hohen TS-Gehalt in Graben 2 und den im Verhältnis zu anderen Gräben niedrigen TS-Gehalt in Graben 1 (Graben 1 bekam nur die halbe Flüssigmistmenge). Der Stickstoffgehalt der abzentrifugierten "Biomassen" lag unverändert bei 8 % der Albazod-Trockensubstanz.

Der Anteil an abzentrifugierbarem Kjeldahl-Stickstoff lag bei dem verdünnten Flüssigmist, der vor dem 6. 10. verwendet wurde, niedriger als bei der Charge, die danach eingesetzt wurde (Tabelle 19).

Tabelle 19: Zusammensetzung des verdünnten Flüssigmistes (Angaben in mg * l^{-1})
* = im Überstand nach Abzentrifugieren

Datum	Eindampf-Rückstand	Gesamt-CSB	CSB*	KjN	KjN*	KjN-KjN*
8.09.	910	984	876	121,6	118,3	3,3
12.09.	944	1028	905	131,6	124,6	7,0
15.09.	966	1046	913	134,1	125,6	8,5
19.09.	882	819	-	-	-	-
22.09.	933	1002	873	-	-	-
26.09.	895	927	793	123,9	119,4	4,5
29.09.	937	898	803	126,7	121,1	5,6
3.10.	933	831	754	133,4	120,4	13,0
6.10.	989	1129	987	121,1	113,4	7,7
10.10.	1047	1067	942	120,5	113,1	7,4
13.10.	914	1054	915	-	112,9	-
17.10.	931	1069	852	121,6	112	9,6
20.10.	1020	1028	824	119,6	108,2	11,4
24.10.	1010	-	-	121,2	108,5	12,7

Der nach dem 6. 10. 1978 verwendete Flüssigmist hatte außerdem einen höheren Eindampfrückstand (TS in mg pro Liter, Tabelle 19) und einen erhöhten Anteil abzentrifugierbaren Kj-Stickstoffs. 10 mg des abzentrifugierbaren Kj-N im Zulauf würde - bei den gemessenen 8 % N-Gehalt des Albazod - ca. 125 mg pro Liter Graben-"Biomasse" bedeuten. Mehr als ein Drittel der Feststoffkonzentration war somit nicht durch mikrobielle Produktion im Graben entstanden, sondern mit dem Zulauf zugeführt worden.

Auch die N-Gehalte der Feststoffe änderten sich nach dem 6. 10. 1978. Bei den Gräben 2, 3, 4 und 5 verliefen die Produktionswerte in g * m^{-2} * d^{-1} und die N-Gehalte der Biomasse bis zum 6. 10. parallel (Abb. 31).

Nach dem 6. 10. nahm der %-N-Gehalt der Biomasse auf Werte unter 8 % ab, ebenfalls ein Zeichen dafür, daß insbesondere in Graben 2 die abgetrennten Feststoffe nicht nur aus mikrobieller Biomasse bestanden.

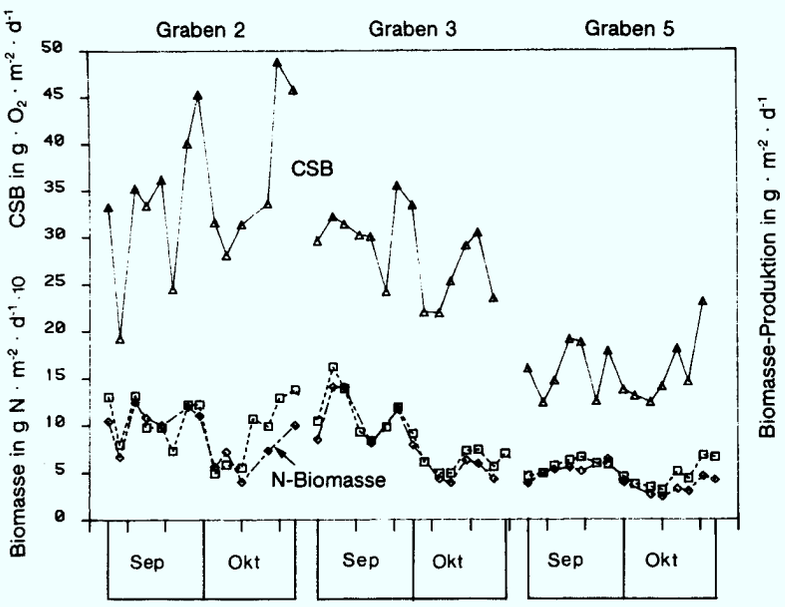


Abb. 31: Die CSB-Belastung in g * m^{-2} * d^{-1}, TS-Produktion in g * m^{-2} * d^{-1} und der Stickstoff-Anteil der abgetrennten Biomasse in g * m^{-2} * d^{-1} für die Gräben 2, 3 und 5 über September und Oktober 1978. Der N-Gehalt des Albazod betrug im September annähernd 10 %, nahm aber im Oktober ab.

Trotz der relativ hohen CSB-Belastung in Graben 2 fielen die Sauerstoffkonzentrationen (morgens um 9.00 Uhr gemessen) nur geringfügig ($5 - 8$ mg $O_2 * l^{-1}$) unter die Sättigung (bei 15 ^{o}C; 10,07 mg $O_2 * l^{-1}$). Die 12.00 Uhr-Werte lagen immer über der Sättigung (> 10 mg $O_2 * l^{-1}$). In allen anderen Gräben lagen die um 12 Uhr gemessenen Sauerstoffkonzentrationen über den gesamten Zeitraum Juli bis November 1978 weit über der Sättigung ($12 - 28$ mg $O_2 * l^{-1}$). Aus dieser geringen Beeinflußbarkeit der O_2-Konzentration am Tage durch die Abwasserbelastung könnte man bereits schließen, daß eine direkte Abhängigkeit von der Algenphotosynthese unter den gegebenen Versuchsbedingungen nicht bestand. Die wichtige Rolle des Schaufelrades für den Sauerstoffeintrag und den CSB-Abbau wird ausführlich in Kapitel 7. diskutiert.

6.4.3.2. Populationsdynamik

6.4.3.2.1. Algen und andere Organismen

Die Algenpopulationen der Gräben 1 - 5 bestanden im September und Oktober bei den unterschiedlichen Aufenthaltszeiten hauptsächlich aus Scenedesmus armatus, Scenedesmus falcatus und Scenedesmus opoliensis und, insbesondere bei hoher Belastung, bzw. kürzerer Aufenthaltszeit zu einem Großteil aus farblosen Flagellaten. Eine Ausnahme bildete Graben 4, in dem Scenedesmus falcatus alle anderen Arten verdrängt hatte (Abb. 27a, b). In den Gräben 1, 3 und 5 traten in der zweiten Septemberhälfte Rotatorien der Gattung Brachionus auf, die aber Anfang Oktober, nach einer Periode mit Temperaturen unter 10 ^{o}C nicht mehr vorkamen.

6.4.3.2.2. Bakterien

Die Gesamtkeimzahl der einzelnen Algengräben spiegelte die Belastung wieder. Graben 2 und 3 mit den kürzesten Aufenthaltszeiten hatten die höchsten Gesamtkeimzahlen, Graben 4 und 5 die niedrigsten (Tabelle 20). In dem zudosierten Flüssigmist wurden direkt nach dem Ansatz mit Leitungswasser durchschnittlich $19 \pm 19 * 10^6$ Bakterien pro ml gezählt.

Tabelle 20: Die durchschnittlichen Gesamtkeimzahlen in den Algengräben 1 bis 5 im September und Oktober 1978

Graben	τ (d)	Keimzahl * 10^6 pro ml
1	6	30 ± 23
2	5	58 ± 39
3	6,9	43 ± 21
4	10,7	20 ± 7
5	11,4	17 ± 10

Ab 1. 9. bzw. nach Änderung der Versuchsbedingungen, war das nach Kolonieform und Farbe als eine Bakterienart eingestufte Bakterium B maßgebend für die Gesamtkeimzahl. Das Bakterium A, in den vorangegangenen Zeitabschnitten maßgebend für die Gräben 2, 3 und 5, wurde nicht wiedergefunden (Abb. 29a, b, d). Dagegen kam es in Graben 4 - im Gegensatz zu den anderen Gräben - wiederum zu einer Massenentwicklung von Bakterium C. Zur Zeit des maximalen Vorkommens dieses Bakteriums (Abb. 29c) wurden erhebliche Mengen Nitrit im Graben gemessen.

6.4.4. Organismenwachstum und Populationsdynamik im Frühjahr 1979 bei unterschiedlichen Aufenthaltszeiten und im Vergleich zu einem pH-statisch betriebenen Algengraben

Die wegen Eisbildung Ende November 1978 abgestellten Schaufelräder wurden Ende März 1979 wieder in Bewegung gesetzt. Die Algenpopulation war am Boden des Beckens sedimentiert und hatte so überwintert. Nach Aufwirbeln durch die Schaufelräder verteilten sich die Algen in der Suspension. Ab 1. 4. 1979 begann die kontinuierliche Flüssigmistzugabe. Die Gräben 2 - 5 sollten gleich belastet werden, durch Dosierungsschwierigkeiten entstanden aber unterschiedliche Aufenthaltszeiten. Graben 4 wurde mittels CO_2-Dosierung immer, wenn der pH-Wert 8,1 überschritten wurde, automatisch auf diesen Wert zurückgebracht. Graben 1 wurde erst Ende Mai wieder in Betrieb genommen.

Durch Ergänzung der Meß- und Registriergeräte war es in 1979 möglich, Temperatur, Sauerstoffkonzentration und pH-Werte der einzelnen Algengräben kontinuierlich zu registrieren.

Die Wetterverhältnisse (Abb. 32) waren in dem Versuchsjahr 1979 ungünstig. Die Monatsmittel der Globalstrahlungswerte lagen, abgesehen von dem Monat Mai, unter den 10jährigen Mittelwerten für Maastricht. Insbesondere wurden Mitte Juli und in der zweiten Augustwoche sehr niedrige

Globalstrahlungswerte und Temperaturen gemessen. Auch die zweite Aprilhälfte und Anfang Mai waren durch sehr niedrige Temperaturen gekennzeichnet.

6.4.4.1. Biomasse(Albazod)-Produktion

In dem Zeitraum 10. 4. - 8. 5. 1979 betrug die mittlere Wassertemperatur 10,3 ± 2,7 °C (Abb. 32).

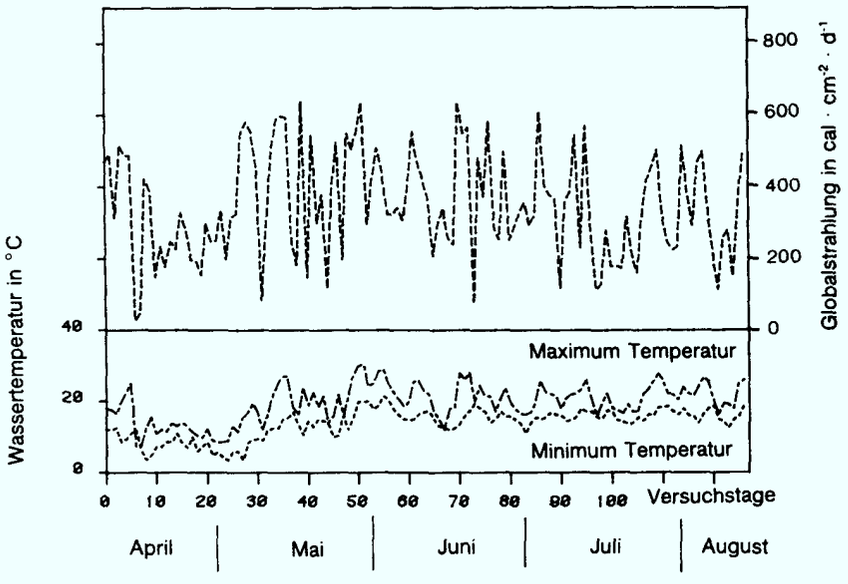


Abb. 32: Die täglich gemessenen Globalstrahlungswerte in cal * cm^{-2} und die Minimum- und Maximumtemperaturen im Graben im Versuchszeitraum April bis August 1979.

Die Globalstrahlung betrug durchschnittlich 317 ± 150 cal * cm^{-2} * d^{-1}. In nachstehender Tabelle 21 sind die durchschnittlichen TS-Gehalte, Aufenthaltszeiten und Biomasseproduktionsdaten aufgeführt.

Tabelle 21: Die durchschnittlichen Trockensubstanz-Konzentrationen (TS), die Aufenthaltszeiten der einzelnen Gräben (τ) und die Biomasse(Albazod)-Produktion (P) über den Zeitraum 10. 4. - 8. 5. 1979. Der Graben 4 wurde mittels CO_2 pH-statisch gefahren.

Graben:	2	3	4	5
TS ($mg * l^{-1}$)	339 ± 48	288 ± 38	342 ± 71	272 ± 49
τ (d)	13,6 ± 5,8	7,5 ± 1,2	9,3 ± 2,3	9,2 ± 2,1
P ($g * m^{-2} * d^{-1}$)	5,6 ± 2,6	7,3 ± 1,8	7,3 ± 2,7	5,6 ± 1,2

Häufige Pannen mit den Dosierpumpen führten dazu, daß die für alle Gräben angestrebten 6 Tage Aufenthaltszeit nicht eingehalten werden konnten.

Die große Streuung der Aufenthaltszeiten in den einzelnen Gräben über diesen Zeitraum erschwert eine statistische Aussage über Albazodkonzentration und Produktionsvergleiche.

Graben 2 hatte eine längere Aufenthaltszeit (Tab. 21) als Graben 3 ($P < 0,1$). Hierdurch bedingt war die Biomassekonzentration in Graben 2 höher ($P < 0,001$) als in Graben 3. Durch die große Streuung der Aufenthaltszeiten ließ sich aber kein Unterschied in Biomasseproduktion feststellen. Graben 3 hatte im Vergleich zu Graben 5 eine kürzere Aufenthaltszeit ($P < 0,1$). Obwohl, absolut betrachtet, die Unterschiede sehr gering waren (Tab. 21) wurde eine wahrscheinlich höhere Biomasse in Graben 3 berechnet. Die Produktion war in Graben 3 höher als in Graben 5 ($P < 0,1$).

Zwischen den Gräben 2 und 4 ließ sich in bezug auf Aufenthaltszeiten, TS-Konzentration und Produktion kein Unterschied feststellen. Graben 4 hatte den Gräben 3 und 5 gegenüber eine höhere Biomasse ($P < 0,01$). Hinsichtlich der Produktionsraten ergaben sich jedoch keine Differenzen. Die signifikant höhere Biomasse in Graben 4 könnte durch die zusätzliche CO_2-Zugabe der pH-statischen Regelung verursacht sein. Die maximalen pH-Werte der Gräben 2, 3 und 5 lagen während des ganzen Versuchszeitraums (10. 4. - 8. 5.) über dem regulierten pH-Wert von Graben 4 (Abb.

33a, b, c, d).

In Graben 2, d.h. bei der längsten Aufenthaltszeit bzw. geringsten Belastung in $g * m^{-2} * d^{-1}$, lag der maximale pH-Wert zwischen 9 und 10, in den Gräben 3 und 5 um 9. Die gemessenen maximalen pH-Werte nahmen in den Gräben 2, 3 und 5 parallel zum Abfall der Minimum- und Maximumtemperaturen ab (Abb. 32, siehe auch weiter unten). Einen Hinweis auf erhöhte Photosyntheserate der Algenbiomasse in Graben 4, verursacht durch die pH-statische CO_2-Zugabe, lieferten die maximal erreichten Sauerstoff-Werte im Vergleich zu den anderen Gräben (Abb. 34). Der maximale Sauerstoffgehalt von Graben 4 lag 5 mg pro Liter höher als in den Gräben 2, 3 und 5. Im zeitlichen Verlauf der maximal gemessenen Sauerstoffwerte ist eine fallende Tendenz zwischen Versuchstag 18 und 28 festzustellen (Abb. 34). Die immer niedriger werdenden maximalen Sauerstoffwerte könnten mit ständig niedrigen Temperaturen korreliert sein, aber auch die minimalen Sauerstoffwerte zeigten die gleiche Tendenz, so daß eher die ab Versuchstag 18 (26. 4.) verwendete Flüssigmistlieferung mit vermutlich stärker sauerstoffzehrenden Eigenschaften als Ursache für den beobachteten Abfall der Sauerstoffwerte anzusehen war.

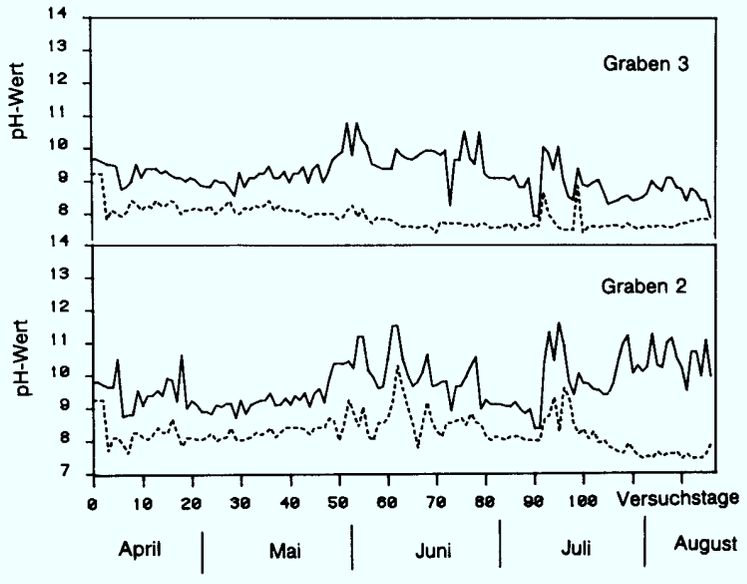


Abb. 33a: Die minimal und maximal erreichten pH-Werte im Versuchszeitraum April bis August 1979 (Gräben 2 und 3)

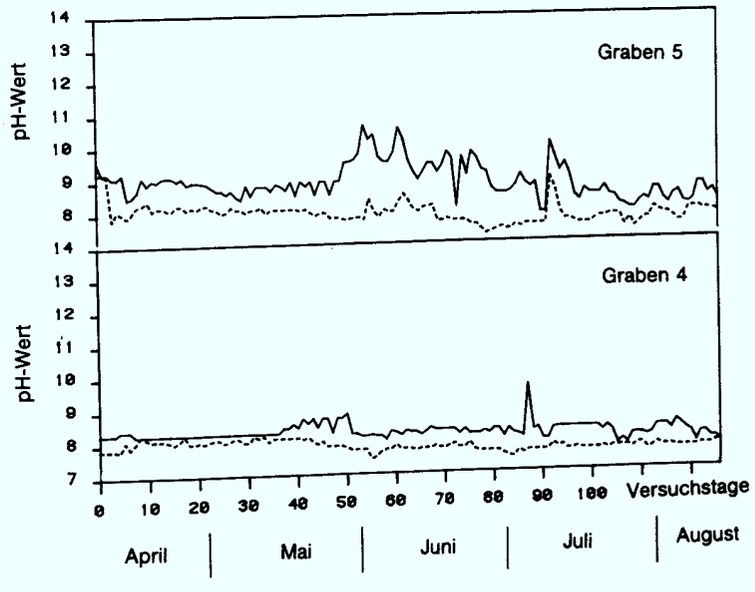


Abb. 33b: Die minimal und maximal erreichten pH-Werte im Versuchszeitraum April bis August 1979 (Gräben 4 und 5)

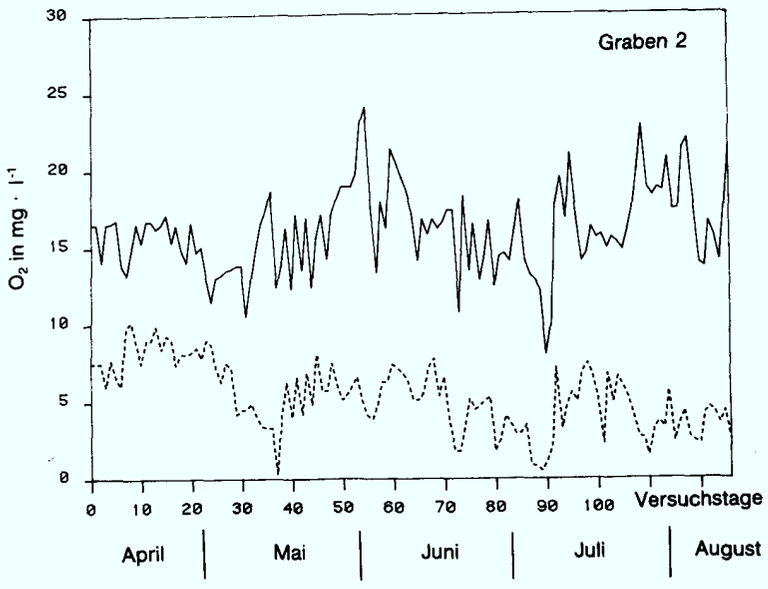


Abb. 34a: Die minimalen und maximalen Sauerstoffkonzentrationen in Graben 2 im Versuchszeitraum April bis August 1979

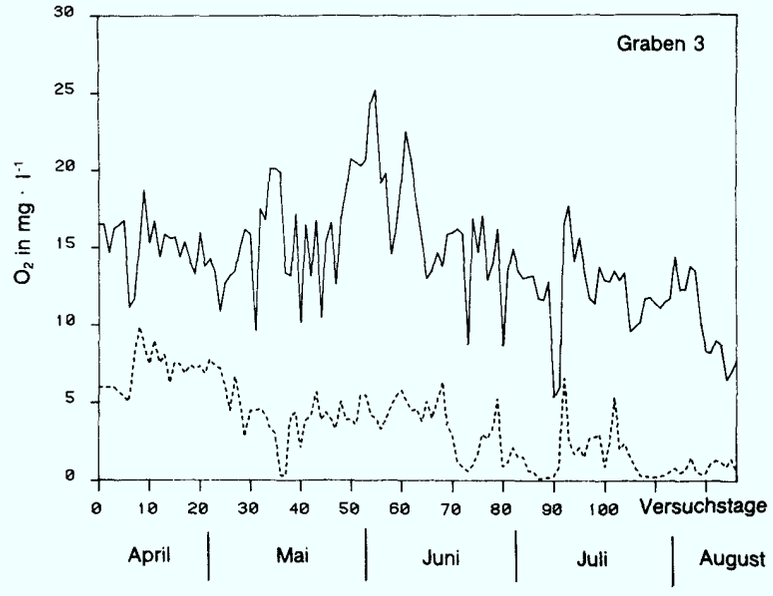


Abb. 34b: Die minimalen und maximalen Sauerstoffkonzentrationen in Graben 3 im Versuchszeitraum April bis August 1979

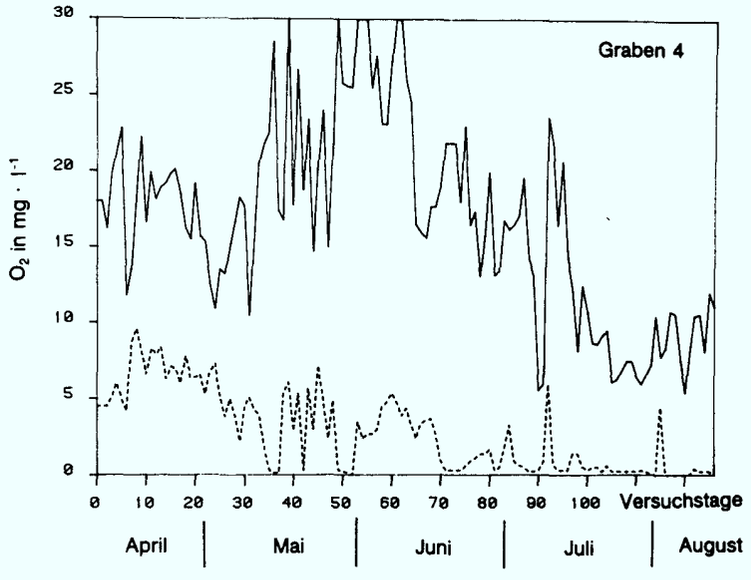


Abb. 34c: Die minimalen und maximalen Sauerstoffkonzentrationen in Graben 4 im Versuchszeitraum April bis August 1979

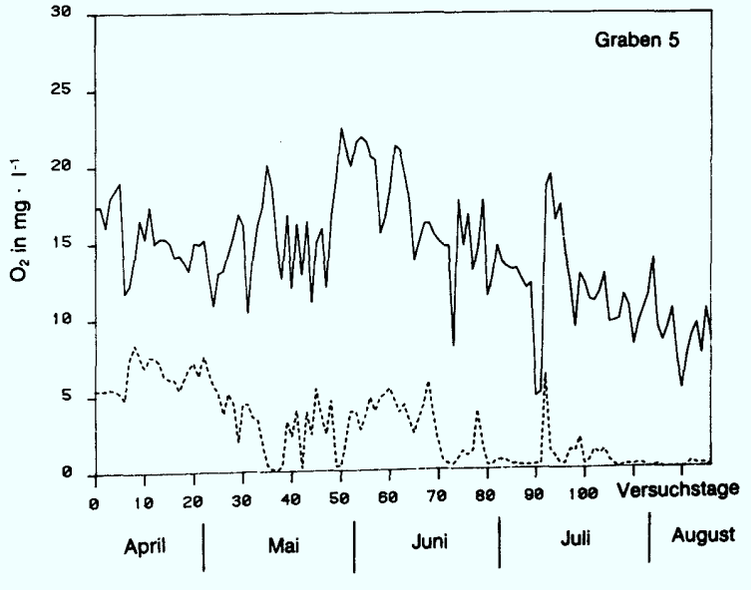


Abb. 34d: Die minimalen und maximalen Sauerstoffkonzentrationen in Graben 5 im Versuchszeitraum April bis August 1979

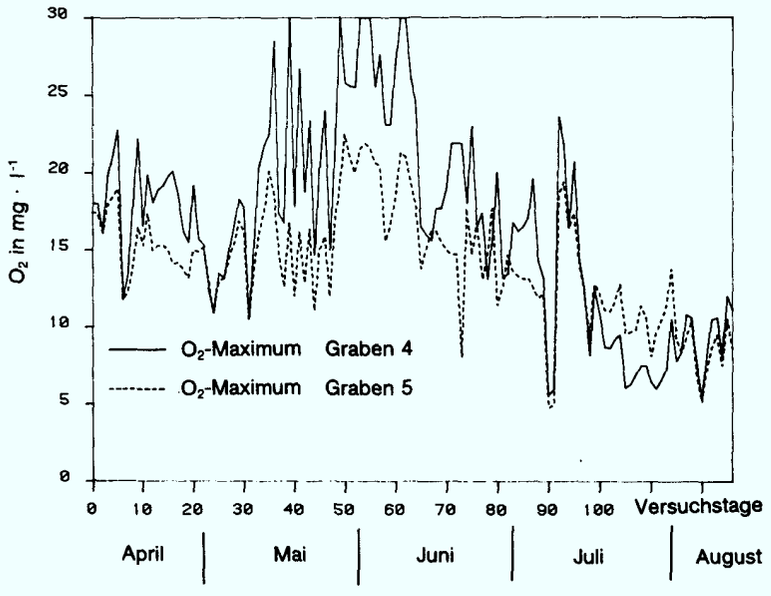


Abb. 34e: Die Sauerstoffmaximalwerte der Gräben 4 (pH-statisch) und 5

6.4.4.2 Populationsdynamik

Die überwinterte Algenpopulation bestand aus Chlorella sp., Scenedesmus opoliensis, S. falcatus und anderen, in kleiner Anzahl vorhandenen Algen wie Monoraphidium contortum, M. minutum, Chlamydomonas sp., Ulothrix sp., Scenedesmus obliquus, Pseudoanabaena, pennate Diatomeen und Micractinium sp., das letzte allerdings von dem Parasit Aphelidium chlorococcaum (?) befallen. Nach kontinuierlicher Flüssigmistzugabe bestand die Algenpopulation fast ausschließlich aus S. falcatus und Chlorella sp. Anfänglich war auch S. opoliensis vertreten (Abb. 35a, b), wurde aber von S. falcatus verdrängt.

In allen Gräben waren recht viele und unterschiedliche Ciliaten (u.a. Vorticella sp., Paramecium sp.) vorhanden. Insbesondere in dem pH-statisch gefahrenen Graben 4 kam es Ende April zu einer vermehrten Entwicklung, zur gleichen Zeit verschwand die Chlorella-Population. In den anderen Gräben mit gleichbleibender Zahl Ciliaten konnte sich die Chlorella-Population wesentlich länger halten.

Die Bakteriengesamtkeimzahlen über den Zeitraum 10. 4. - 8. 5. 1979 betrugen ca. 10^7 pro ml, bei der längeren Aufenthaltszeit von Graben 2 zwischen 10^6 und 10^7 (Abb. 37). In dem verdünnten Flüssigmist wurden direkt nach Herstellen der Verdünnung 10^5 bis 10^6 Kolonien pro ml gezählt.

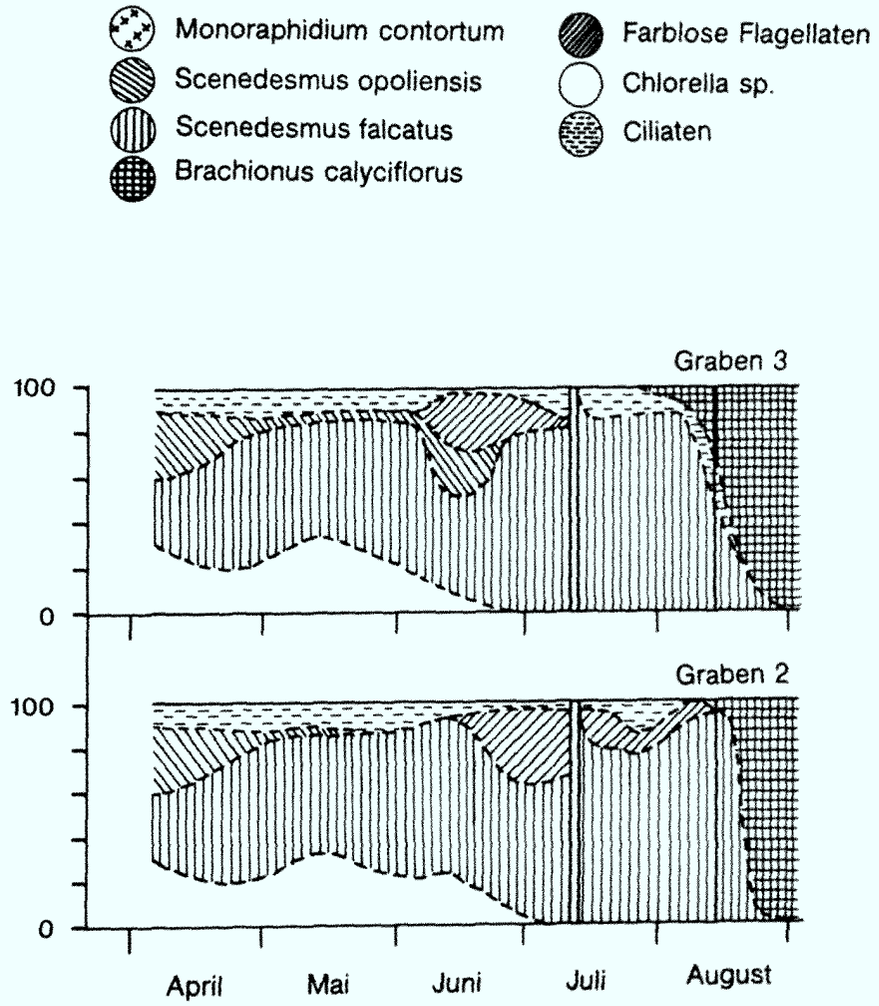


Abb. 35a: Die Prozentual-Verteilung der Mikroorganismen (ohne Bakterien) in den Gräben 2 und 3 in dem Versuchszeitraum April bis August 1979. Am 11. Juli wurden die Inhalte der Gräben miteinander vermischt.

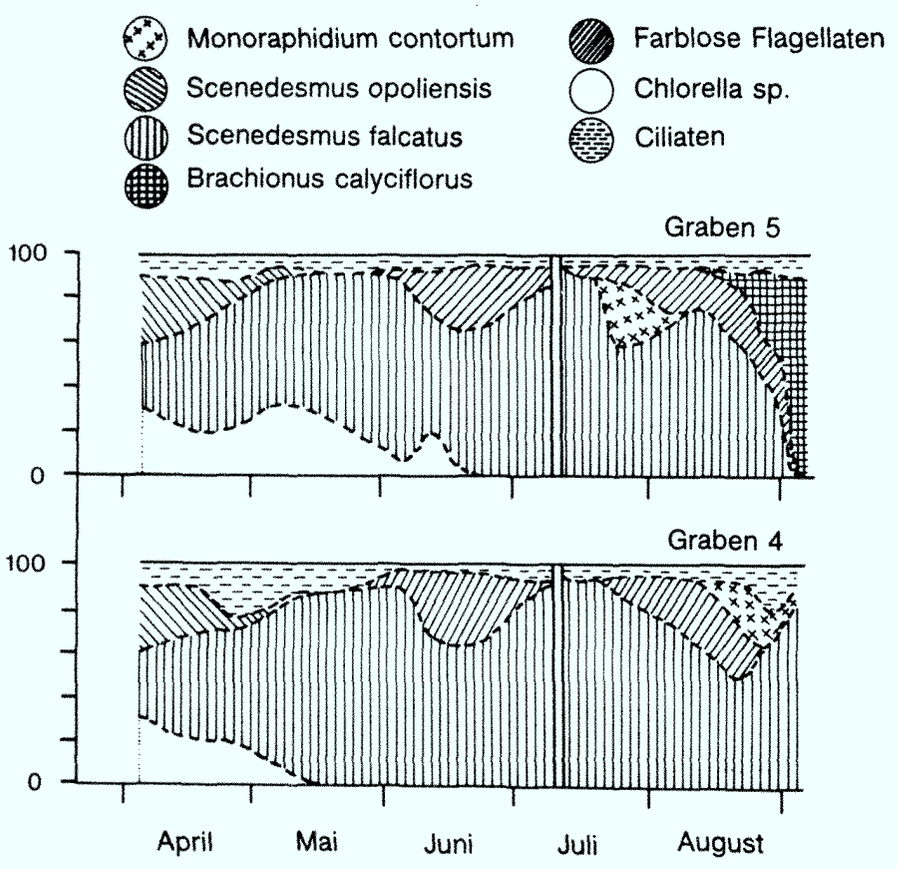


Abb. 35b: Die Prozentual-Verteilung der Mikroorganismen (ohne Bakterien) in den Gräben 4 und 5 in dem Versuchszeitraum April bis August 1979. Am 11. Juli wurden die Inhalte der Gräben miteinander vermischt.

6.4.5. Organismenwachstum und Populationsdynamik gleichbelasteter Algengräben im Frühjahr

6.4.5.1. Biomasse(Albazod)-Produktion

Die mittlere Globalstrahlung vom 8. 5. - 8. 6. 1979 betrug 415 ± 169 cal $*$ $cm^{-2} * d^{-1}$, die mittlere Temperatur $17,9 \pm 3,8$ °C. Die Aufenthaltszeiten konnten jetzt durch intensivierter Wartung der Pumpen und die Benutzung anderer Pumpenschläuche konstant gehalten werden.

Tabelle 22: Die durchschnittlichen Trockensubstanzgehalte des Albazod (TS), die Aufenthaltszeiten (τ) und die Biomasse(Albazod)-Produktion (P) über den Zeitraum 8. 5. - 8. 6. 1979

Graben Nr.	2	3	4	5
TS ($mg * l^{-1}$)	360 ± 34	336 ± 36	377 ± 47	329 ± 34
τ (d)	$6,3 \pm 0,6$	$6,0 \pm 0,9$	$6,4 \pm 1,1$	$5,6 \pm 0,4$
Produktion ($g * m^{-2} * d^{-1}$)	$10,6 \pm 1,2$	$10,6 \pm 1,5$	$11,2 \pm 1,8$	$11,0 \pm 1,2$

Klare Unterschiede zwischen Aufenthaltszeiten und Produktionswerten konnte beim statistischen Vergleich der Gräben untereinander nicht festgestellt werden. Die Biomassekonzentrationen waren unterschiedlich. Die Gräben 2 und 4 mit den längeren mittleren Aufenthaltszeiten von 6,3 bzw. 6,4 Tagen hatten eine signifikant erhöhte Biomasse im Vergleich zu den Gräben 3 und 5 mit 6,0 bzw. 5,6 Tagen Aufenthaltszeit. Die pH-statische Fahrweise in Graben 4 führte nicht zu einer erhöhten Produktion. Die CO_2-Zugabe wirkte sich jedoch auf die Sauerstoffkonzentrationen in Graben 4 aus (Abb. 44). Es wurden Werte über 30 mg Sauerstoff pro Liter gemessen (Abb. 34c). Die maximalen pH-Werte in den Gräben 2, 3 und 5 stiegen Anfang Juni auf Werte über 10 (Abb. 33) als Folge der CO_2-Aufnahme und Verschiebung des Kohlensäuregleichgewichts in Richtung HCO_3^- und CO_3^{2-}. Die Herabsetzung der Kohlenstoffverfügbarkeit bzw. die CO_2-Limitierung führte in den Mittagsstunden zu deutlich niedrigeren

Sauerstoffkonzentrationen in den Gräben 2, 3 und 5. Einen ganz entscheidenden Einfluß hatte die pH-Regulierung auf die Stickstoffverteilung (s. Kap. 6.7).

Im Zeitraum 8. 5. - 8. 6. kam es in den einzelnen Algengräben gelegentlich während der Nacht zu anoxischen Verhältnissen, aber immer nur nach Tagen mit sehr hohen Globalstrahlungswerten (vgl. Abb. 32 - Abb. 34 a - d). Die Wassertemperaturen waren in den frühen Abendstunden noch hoch. Eine Erklärung wäre eine erhöhte Respiration der Algen. Tatsächlich fanden Grobbelaar und Soeder (1984) höhere Respirationsraten bei erhöhter Temperatur und nach hohem vorherigem Lichtgenuß.

6.4.5.2. Populationsdynamik

Scenedesmus opoliensis wurde im Monat Mai fast völlig von Scenedesmus falcatus verdrängt. Chlorella sp. konnte sich in den Gräben 2, 3 und 5 weiter behaupten. In Graben 4 fiel die Chlorella dem Freßdruck von Ciliaten zum Opfer.

6.4.6. Organismenwachstum und Populationsdynamik bei gleichen Aufenthaltszeiten und Belastung; Einfluß von Phosphat-Zugabe zur Verbesserung des N : P-Verhältnisses

Am 24. 5. 1979 wurde Graben 1 wieder in Betrieb genommen. Der Graben wurde angeimpft mit Algensuspension aus den Gräben 2 - 5 und kontinuierlich mit verdünntem Flüssigmist belastet. Zur Verbesserung des N : P-Verhältnisses wurde dem täglich neu angesetzten verdünnten Flüssigmist Kaliumhydrogenphosphat zugegeben. Die P-Konzentration erhöhte sich dadurch von ursprünglich 10 mg/l um 8 mg P pro Liter verdünntem Flüssigmist. Graben 4 lief weiterhin pH-statisch.

6.4.6.1. Biomasse(Albazod)-Produktion

Die mittlere Globalstrahlung über den Versuchszeitraum 8. 6. - 10. 7. betrug 371 ± 136 cal * cm^{-2} * d^{-1}, die mittlere Wassertemperatur 18,0 ± 2,2 °C.

Tabelle 23: Durchschnittliche Aufenthaltszeiten (τ), Biomasse-Trockensubstanz-Gehalte und Biomasseproduktion über den Versuchszeitraum 8. 6. - 10. 7. 1979. Graben 4 wurde mittels CO_2 pH-reguliert, Graben 1 bekam zusätzliches Phosphat.

Graben Nr.	1	2	3	4	5
Biomasse ($mg * l^{-1}$)	470 ±63	523 ±81	445 ±72	524 ±58	513 ±104
τ (d)	5,3±0,4	6,5±1,9	6,0±1,1	6,2±0,3	6,3±0,6
Produktion ($g * m^{-2} * d^{-1}$)	16,7±2,6	15,6±3,4	14,4±2,8	16,0±1,9	15,6±3,4

Die Aufenthaltszeiten und die Produktionsraten der Gräben 2 - 5 ergaben keine statistisch gesicherten Unterschiede. Graben 3 hatte eine geringere Biomassekonzentration als die Gräben 2 und 4 ($P < 0,001$) und Graben 5 ($P < 0,01$).

Graben 1 hatte im Vergleich zu den Gräben 4 und 5 eine kürzere Aufenthaltszeit ($P < 0,01$), zu 2 und 3 war kein Unterschied feststellbar. Graben 1, mit zusätzlichem P versorgt, wurde wegen der Vergleichbarkeit der Aufenthaltszeiten in bezug auf Biomassekonzentration und -produktion mit den Gräben 2 und 3 verglichen. Die Biomassekonzentration von Graben 1 war niedriger ($P < 0,1$) als von Graben 2 und höher ($P < 0,01$) als in Graben 3. Die Produktion von Graben 1 war höher ($P < 0,01$) als in Graben 3, im Vergleich zu Graben 2 war kein Unterschied in der Produktion feststellbar. Da die Unterschiede zwischen den einzelnen Gräben über diesen Versuchszeitraum absolut gesehen nur sehr geringfügig sind, muß der Schluß gezogen werden, daß eine Zugabe von Phosphat unter diesen Versuchsbedingungen nicht zu einer Steigerung des Wachstums geführt hat.

Auch die pH-statische Fahrweise von Graben 4 brachte keine Steigerung des Algenwachstums.

Somit können die genannten Faktoren nicht als diejenigen angesehen werden, welche die Biomasseproduktion limitierten. Bei den relativ langen Aufenthaltszeiten und den daraus resultierenden hohen Biomassekonzentrationen (bzw. Flächendichte) ist eine Lichtlimitierung wahrscheinlicher (s. Kap. 7.).

Die Produktion und Biomassekonzentration (Abb. 36a, b) war während dieses Zeitabschnitts (8. 6. - 10. 7.) erheblich gegenüber dem vorhergehenden Zeitraum (8. 5. -8. 6.) gesteigert, obwohl die Aufenthaltszeiten und mittleren Temperaturen vergleichbar waren, und die mittlere Globalstrahlung sogar niedriger lag.

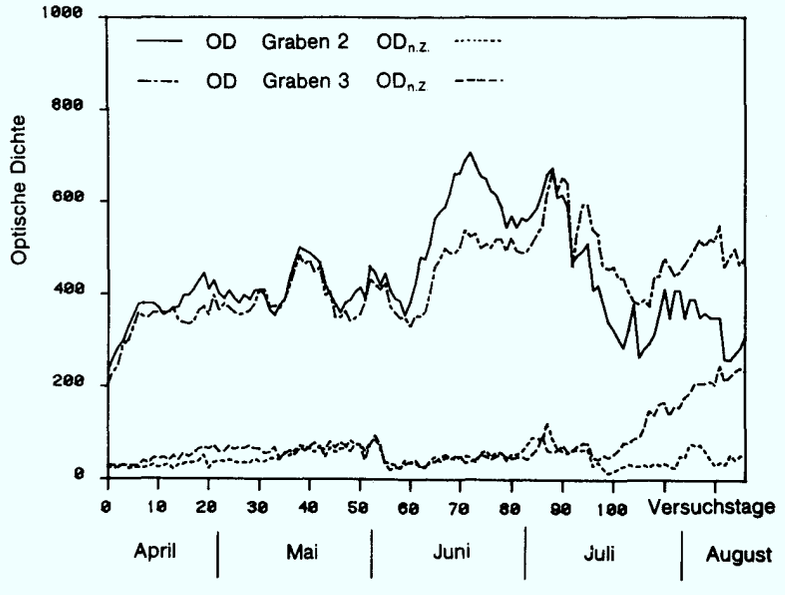


Abb. 36a: Die optische Dichte (* 1000) der Algengraben-Suspension und die optische Dichte (* 1000) des Überstandes nach Abzentrifugieren der Biomasse von Graben 2 und 3 im Versuchszeitraum April bis August 1979. Am 10. Juli wurden die Inhalte der Gräben miteinander vermischt.

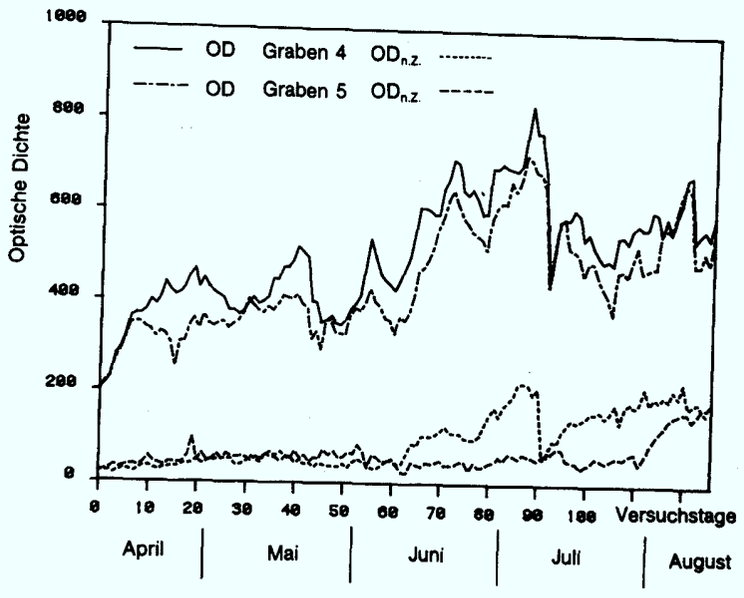


Abb. 36b: Die optische Dichte (* 1000) der Algengraben Suspension und die optische Dichte des Überstandes (* 1000) nach Abzentrifugieren der Biomasse von Graben 4 und 5 im Versuchszeitraum April bis August 1979. Am 10. Juli wurden die Inhalte der Gräben miteinander vermischt.

Die Steigerung der Biomassekonzentration erfolgte ab 12.6. nach Zugabe einer neuen Flüssigmistlieferung. Einerseits konnte das Wachstum von Algen und Bakterien im Graben stimuliert sein, andererseits kann als Ursache für die Erhöhung der Albazodkonzentration in allen Gräben ein erhöhtes Einbringen partikulärer Substanz mit dem verdünnten Flüssigmist infrage kommen. Der prozentuale CSB-Abbau stieg nach Zugabe der "neuen" Flüssigmistlieferung von 60 auf über 80 Prozent an. Naheliegend ist die Vermutung, daß sich Bakterien kräftig vermehrt haben und somit zu einer Biomasseerhöhung im Graben beigetragen haben. Bei den Gesamtkeimzahlen war aber keine Erhöhung festzustellen (Tab. 24, Abb. 37a, b, c, d, e).

Tabelle 24: Die Gesamtkeimzahlen (Kolonien pro ml) der einzelnen Algengräben vor und nach Zugabe des "neuen" Flüssigmistes.

Zeitraum	Graben Nr.			
	2	3	4	5
8.5.- 8.6.	$9.2(\pm 9\ \ )*10^6$	$1.7(\pm 1,8)*10^7$	$2.3(\pm 2,8)*10^7$	$1.9(\pm 2,1)*10^7$
8.6.-10.7.	$9.9(\pm 8,3)*10^6$	$7.7(\pm 5,5)*10^6$	$5.8(\pm 4,1)*10^7$	$8.4(\pm 7,0)*10^6$

In allen Gräben entwickelten sich aber dichte Populationen farbloser Flagellaten, die einerseits die Bakterienzahlen weiterhin niedrig hielten, andererseits zu einer Biomasseerhöhung beitrugen (Abb. 35a, b).

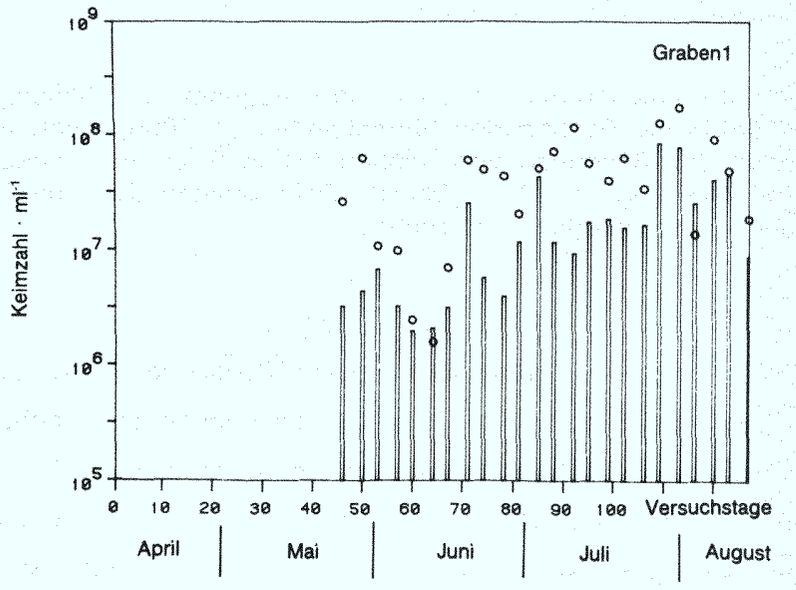


Abb. 37a: Die Bakterien-Gesamtkeimzahlen auf zwei verschiedenen Nährmedien; Nähragar (Säulen) und Proteose-Pepton-Agar (Kreise) im Versuchszeitraum Mai bis August 1979 (Graben 1)

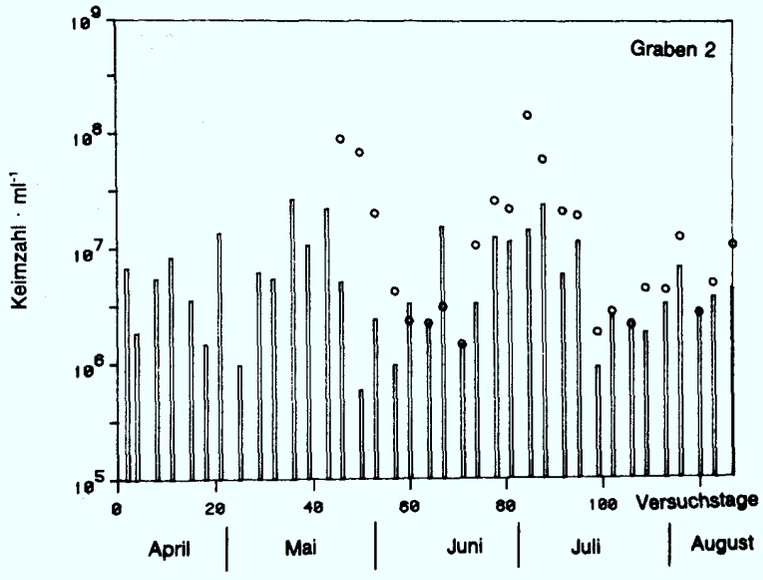


Abb. 37b: Die Bakterien-Gesamtkeimzahlen auf zwei verschiedenen Nährmedien; Nähragar (Säulen) und Proteose-Pepton-Agar (Kreise) im Versuchszeitraum Mai bis August 1979 (Graben 2)

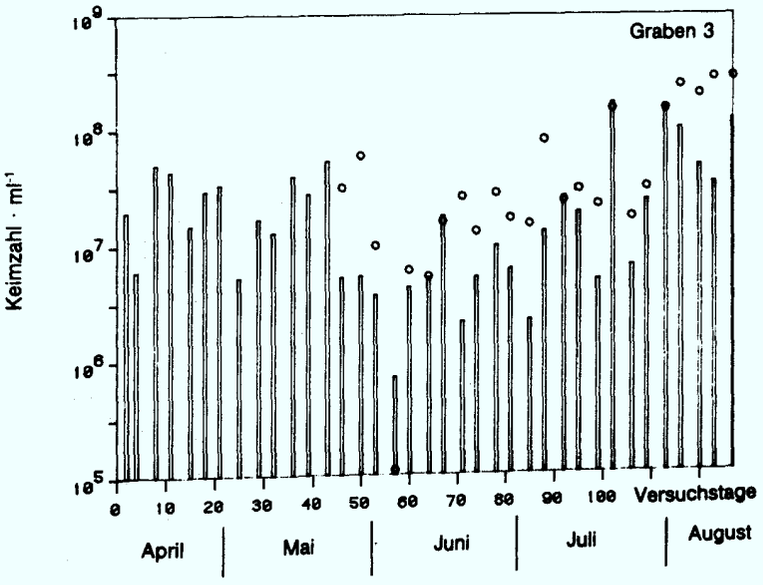


Abb. 37c: Die Bakterien-Gesamtkeimzahlen auf zwei verschiedenen Nährmedien; Nähragar (Säulen) und Proteose-Pepton-Agar (Kreise) im Versuchszeitraum Mai bis August 1979 (Graben 3)

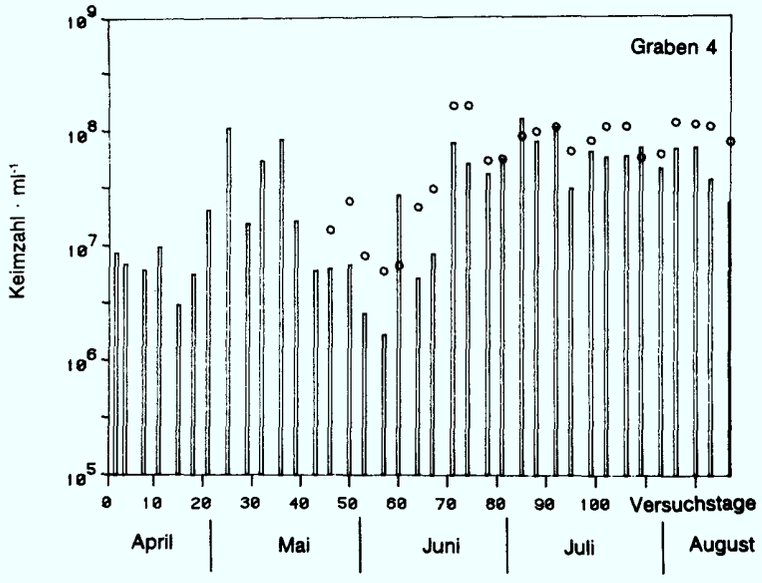


Abb. 37d: Die Bakterien-Gesamtkeimzahlen auf zwei verschiedenen Nährmedien; Nähragar (Säulen) und Proteose-Pepton-Agar (Kreise) im Versuchszeitraum Mai bis August 1979 (Graben 4)

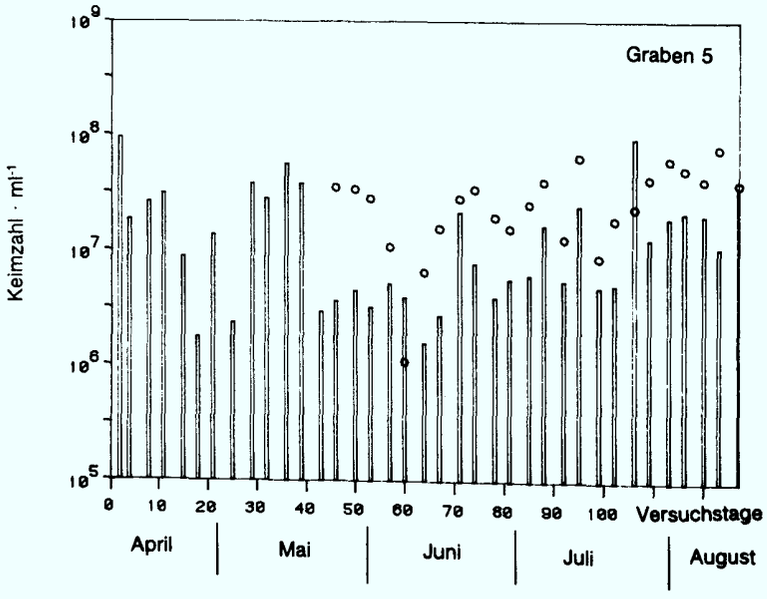


Abb. 37e: Die Bakterien-Gesamtkeimzahlen auf zwei verschiedenen Nährmedien; Nähragar (Säulen) und Proteose-Pepton-Agar (Kreise) im Versuchszeitraum Mai bis August 1979 (Graben 5)

Nur in Graben 4 wurde eine Erhöhung der Gesamtkeimzahl gemessen und eine Zunahme der Trübung des Ablaufs nach Abzentrifugieren der Algenbiomasse festgestellt. Wenn ein durchschnittliches Bakterium ca. 10^{-12} g wiegt (Shelef 1976), müßten die Gesamtkeimzahlen um zwei Zehnerpotenzen höher liegen, wenn die Biomassezunahme von mehr als 100 mg pro Liter durch vermehrtes Bakterienwachstum verursacht wird. Hierfür fanden sich jedoch keine Hinweise.

Neben der Erhöhung der Biomassekonzentration durch farblose Flagellaten ist die Erhöhung des Albazod in den einzelnen Gräben durch Zugabe von partikulären Substanzen mit dem verdünnten Flüssigmist verursacht. Hinweise darauf gaben die Differenzen zwischen dem Kjeldahl-N-Wert von der verdünnten Flüssigmist-Gesamtprobe und von dem Überstand nach Abzentrifugieren (Δ Kj-N). Vom 8. 5. bis 8. 6. 1979 betrug der Δ KjN-Wert der abzentrifugierten Partikeln im Mittel $3{,}9 \pm 0{,}9$ mg * ml^{-1}. Vom 12. 6. - 10. 7. 1979, dem Zeitraum, in dem die "neue" Flüssigmistlieferung verwendet wurde, betrug der Δ KjN-Wert $12{,}4 \pm 1{,}4$ mg * l^{-1}.

Unter der Annahme, daß dieser Stickstoff nicht weiter umgebaut und mit der Biomasse aus dem Graben abgetrennt wird, und in Anbetracht der Tatsache, daß der N-Gehalt der abgetrennten Algengrabenbiomasse unverändert bei 8 - 11 % vom Trockengewicht lag, könnte eine erhöhte Zufuhr von ca. 8 mg organischem Stickstoff mit dem verdünnten Flüssigmist zu einer Albazoderhöhung in den Gräben von 70 - 100 mg Trockensubstanz pro Liter geführt haben.

In allen Gräben beobachtete ich über den Zeitraum 12. 6. - 10. 7. 1979 eine fallende Tendenz sowohl der Sauerstoffkonzentration (Minimum- und Maximumwerte) als auch bei den pH-Werten.

Diese Tendenz hängt mit dem neuen Flüssigmist zusammen und nicht mit zeitlichen Änderungen in der Globalstrahlung und Temperatur. Trotz zunehmender Biomassekonzentrationen in den Gräben kam es zu abnehmenden maximalen Sauerstoffkonzentrationen, ein Hinweis dafür, daß auch tagsüber stärkere sauerstoffzehrende Prozesse abliefen als in dem Zeitraum vorher. Vor allem in der zweiten Junihälfte kam es während der Nacht zu

fast nicht mehr meßbaren Sauerstoffkonzentrationen (Abb. 34), besonders in den Gräben 3, 4 und 5, in denen Nitrifikation stattfand (s. Kap. 6.7.). Die Nitrifikation, die in dem pH-regulierten Graben 4 nahezu quantitativ bis zu Nitrat lief, in den Gräben 3 und 5 aber nur bis zu Nitrit, führte im vorgenannten Graben zu minimalen pH-Werten von ca. 7,5 (Abb. 33). In Graben 2 kam es im Juni noch nicht zur Nitrifikation und die minimalen pH-Werte lagen weiter bei ca. 8.

6.4.6.2. Populationsdynamik

Nach Zugabe der neuen Flüssigmistlieferung wurden in allen Gräben erhebliche Mengen farblose Flagellaten (u.a. Bodo sp. und Tetramitus pyriformis) gefunden. Die Zugabe von frischem Substrat hatte zu einer vermehrten Bakterientätigkeit geführt, die sich aber nicht in einer Erhöhung der Gesamtkeimzahl ausdrückte (Kap. 6.4.6.), da der Freßdruck durch farblose Flagellaten zu hoch war. Gleichzeitig mit Zugabe des neuen Flüssigmistes wurde Chlorella aus allen Gräben verdrängt. Abgesehen von einem kurzen Aufblühen von Scenedesmus opoliensis in Graben 3 bestand die Algenpopulation in allen Gräben (auch in dem bildlich nicht dargestellten Graben 1) am Ende dieses Versuchsabschnitts aus S. falcatus (Abb. 35a, b).

Auf den Schaufelrädern entwickelte sich auf dem vorhandenen Diatomeen-Bewuchs (Cymbella sp.) ein dichter grüner Überzug aus Chlorococcum sp.

6.4.7. Organismenwachstum und Populationsdynamik bei unterschiedlichen Flüssigmistkonzentrationen und gleicher Aufenthaltszeit

Am 10. 7. 1979 wurden die Inhalte der Gräben 1 bis 5 miteinander vermischt. Die Gräben 3, 4 und 5 bekamen bis zum Abbruch der Versuche Anfang September den Flüssigmist in der gleichen Verdünnung wie bisher, die Verdünnung für Graben 2 wurde mit der Hälfte dieser Flüssigmistmenge angesetzt und Graben 1 mit der doppelten Menge. Graben 4 lief weiterhin pH-statisch.

6.4.7.1. Biomasse (Albazod)-Produktion

Eine Rotatorienblüte zerstörte ab Mitte August in den Algengräben 1, 2, 3 und 5 die vorhandene Algenpopulation, ein Vorgang, welcher in Seen und Abwasserteichen häufig beobachtet wird und von Uhlmann (1982) als Klarwasserstadium bezeichnet wurde. Die Wachstumsdaten wurden deshalb nur über den Zeitraum 10. 7. - 10. 8. ausgewertet. Die mittlere Wassertemperatur betrug 18,3 ($\pm$ 3,75) ^{o}C, die mittlere Globalstrahlung 309 ± 135 cal * cm^{-2} * d^{-1}.

Tabelle 25: Biomassekonzentration, Aufenthaltszeit und Produktion im Zeitraum 10. 7. - 10. 8. 1979

Graben:	2	3	4	5
Biomasse in mg * l^{-1}	331 $\pm$ 53	359 $\pm$ 79	409 $\pm$ 79	430 $\pm$ 40
Aufenthaltszeit in d	5,3 $\pm$ 0,2	5,9 $\pm$ 0,6	5,5 $\pm$ 0,2	5,5 $\pm$ 0,2
Produktion in g * m^{-2} * d^{-1}	11,7 $\pm$ 2,2	11,3 $\pm$ 2,4	13,9 $\pm$ 1,6	14,4 $\pm$ 1,5

Die mittleren Temperaturen waren vergleichbar mit dem vorhergehenden Zeitabschnitt, die mittleren Globalstrahlungswerte lagen 17 % niedriger.

Die statistische Auswertung der Biomassekonzentrationswerte führte zu folgenden Ergebnissen; zwischen den Gräben 2 (1/2 Belastung) und 4 und 5 gab es in bezug auf die Aufenthaltszeit keinen feststellbaren Unterschied. Graben 3 hatte eine längere Aufenthaltszeit als Graben 2 ($P < 0,1$). Die Biomassekonzentrationen der Gräben 4 und 5 lagen höher

($P < 0{,}001$), die Produktion war höher als in Graben 2 ($P < 0{,}01$ bzw. $P < 0{,}1$).

Die ca. 20 % höhere Produktion der Gräben 4 und 5 wurde zu einem Teil auf das erhöhte Einbringen von partikulärer, mit der Wirbelstromsiebmaschine nicht abgetrennter Substanz (Kap. 6.4.6.1.) zurückgeführt, zum anderen auch auf eine höhere Bakterienbiomasse in den Gräben mit höherer Belastung. Die Gesamtkeimzahlen der Gräben 3, 4 und 5 lagen um eine Zehnerpotenz höher als in Graben 2 (Abb. 37, Tab. 26).

Graben 3 hatte trotz nicht feststellbaren Unterschieds in der Aufenthaltszeit gegenüber den Gräben 4 und 5 eine niedrigere Biomassekonzentration ($P < 0{,}1$) und eine niedrigere Produktion ($P < 0{,}01$). In ihm wurden zu einem früheren Zeitpunkt Rotatorien gefunden, die durch Beweidung die Biomassekonzentration niedriger gehalten haben könnten. Zwischen den Gräben 4 und 5 ist in bezug auf Aufenthaltszeit und Produktion kein Unterschied feststellbar. Die Biomassekonzentration in Graben 5 war geringfügig höher als in Graben 4 ($P < 0{,}1$).

In den Gräben 3 und 4 und ab Anfang August in Graben 5 trat Nitrifikation bis zum Nitrat auf (siehe Kap. 6.7.). Dies war immer gekoppelt mit einer stark erhöhten Bakterientrübung des Überstands nach Abzentrifugieren der Algenbiomasse (Abb. 38). Die Gräben 3 und 4 könnten wegen des Beitrags der Bakterien zur Gesamt-Extinktion während eines langen Zeitraums stärker lichtlimitiert gewesen sein als Graben 5.

Tabelle 26: Gesamtkeimzahlen der Gräben 2 bis 5 über den Zeitraum 10. 7. - 10. 8. 1979 auf zwei verschiedenen Nährböden

Graben:	2	3	4	5
Nähragar:	$4{,}3(\pm 3{,}3)*10^6$	$5{,}8(\pm 6{,}0)*10^7$	$5{,}6(\pm 2{,}9)*10^7$	$2{,}2(\pm 2{,}7)*10^7$
Proteose-Pepton-Sucrose-Agar:	$7{,}9(\pm 7{,}6)*10^6$	$1{,}1(\pm 1{,}0)*10^8$	$9{,}2(\pm 2{,}4)*10^7$	$4{,}1(\pm 2{,}4)*10^7$

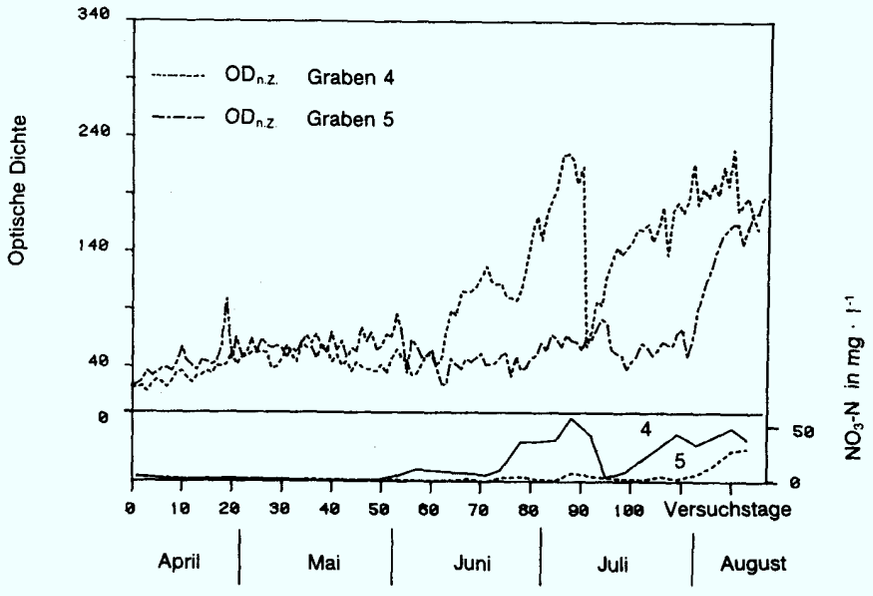


Abb. 38: Die optische Dichte (* 1000) des Überstandes nach Abzentrifugieren des Albazods und die Nitratkonzentrationen in den Algengräben 4 und 5.

Graben 1 wurde vom 10. 7. 1979 an doppelt so stark belastet wie die Gräben 3, 4 und 5. Die Biomassekonzentration blieb nach einem raschen Anstieg bis zur Zugabe einer neuen konzentrierten Flüssigmistlieferung (Abb. 39) konstant. Bis zu diesem Zeitpunkt konnten sich Algen der Gattung Scenedesmus behaupten; die Albazod-Suspension war grün-dunkelbraun gefärbt. Nach Zugabe des konzentrierten Flüssigmistes änderte sich die Farbe in schwarzbraun, und die Anlage war nicht mehr geruchsfrei. Nur noch vereinzelt konnten mit dem Mikroskop Grünalgen gefunden werden. Obwohl im Graben anoxische Bedingungen herrschten, war der Eintrag von Sauerstoff über das Schaufelrad ausreichend, um gute CSB-Abbauwerte zu erzielen. Zwischen dem 10. und 24. 7. 1979 wurden Albazodproduktionswerte von 27 g * m^{-2} * d^{-1} erreicht. Nach Zugabe des konzentrierten Flüssigmistes stieg der TS-"Output" - ohne nennenswerten Algenanteil - noch erheblich (Tab. 27), der Stickstoffgehalt der abgetrennten Feststoffe lag jetzt aber mit 5,5 - 6 % unter den Werten, die vorher - mit signifikantem Algenanteil - zwischen 8 und 9,6 % lagen.

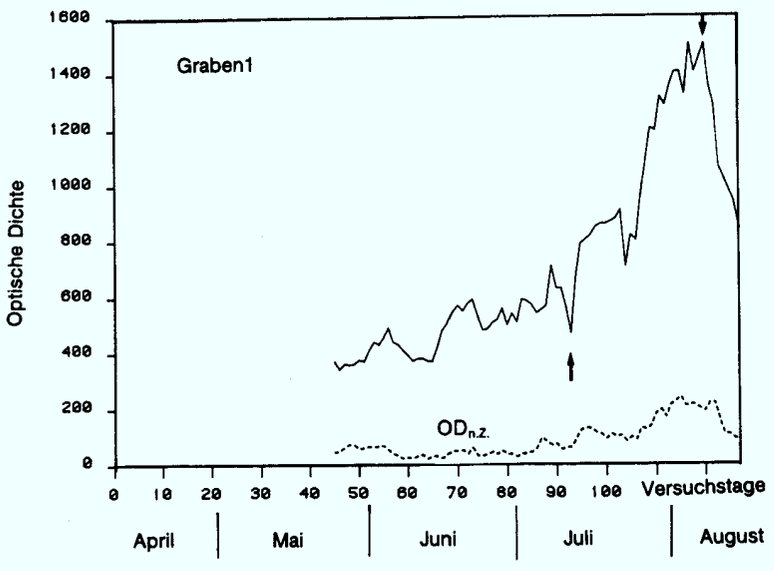


Abb. 39: Die optische Dichte (* 1000) der Algengrabensuspension in Graben 1 nach Überlastung und die optische Dichte des Überstandes (* 1000) nach Zentrifugieren im Zeitraum Mai - August 1979. (Ab 11. Juli wurde die Flüssigmistmenge verdoppelt (Pfeil), am 5. August die Belastung abgestellt.)

Tabelle 27: Trockensubstanzkonzentration, TS-"Output", prozentualer Stickstoffgehalt der TS und Belastung (CSB) von Graben 1 im Versuchszeitraum 11. 7. - 5. 8. 1979.

Datum	TS in mg * l^{-1}	TS in g * m^{-2} * d^{-1}	% N vom TS	CSB-Belastung in g * m^{-2} * d^{-1}
13. 7.	490	18,6	8,08	101,3
17. 7.	690	21,7	9,68	92,8
20. 7.	759	27,6	8,69	84,9
24. 7.	732	26,1	8,05	81,8
27. 7.	887	27,9	6,09	112,7
31. 7.	1099	40,0	-	113,3
3. 8.	1188	41,0	5,56	133,6

Bei der hohen Flüssigmistbelastung stieg der NH_4-N-Gehalt im Graben auf 140 mg N pro Liter an. Das pH unterlag jetzt kaum noch Tagesschwankungen und blieb zwischen 8,1 und 8,2 konstant.

Das nahezu vollständige Verschwinden der Algenpopulation könnte auf eine Hemmung durch NH_3 zurückzuführen sein. Eine Hemmung der Photosynthese bzw. ein Rückgang der Biomassekonzentration in kontinuierlichen Verfahren tritt auf, wenn die Ammoniumkonzentration 2 mmol/l und das pH 8,1 übersteigt (Abeliovich & Azov 1976).

Besonders deutlich zeigt sich die Überbelastung von Graben 1 im Verlauf der stündlich dargestellten Sauerstoffwerte (Abb. 40) vom Anfang der erhöhten Flüssigmistzugabe bis zum fast totalen Verschwinden der Algenpopulation.

Zur Interpretierung des Verlaufs der Sauerstoffwerte in Abb. 40 ist daran zu denken, daß täglich um 9.00 Uhr konzentrierter Flüssigmist und Leitungswasser vermischt wurden. Der Vorratsbehälter für diesen verdünnten Flüssigmist wurde mit einem Propeller gerührt, so daß der Flüssigmist, der einige Stunden vor der Neumischung zugegeben wurde, schon weitgehend abgebaut in den Graben gelangte (siehe auch die Ergebnisse vom Tagesversuch 1978, in Kap. 6.5.2.2.).

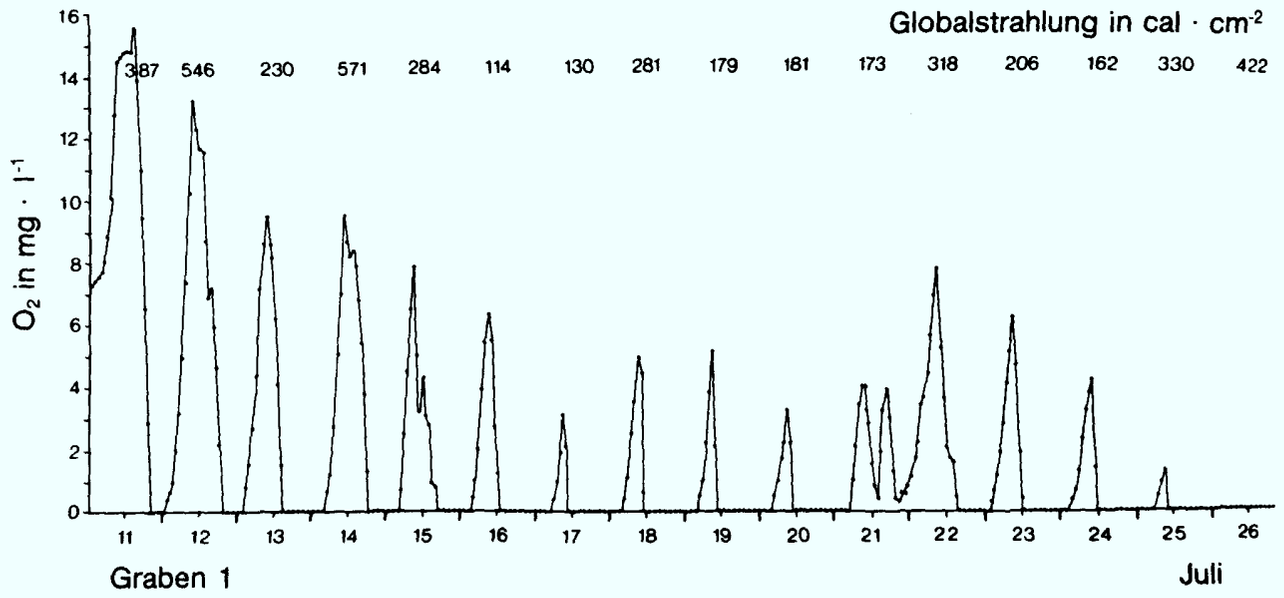


Abb. 40: Abnahme des Sauerstoffgehalts in Graben 1 nach kontinuierlicher Zugabe von konzentriertem Flüssigmist. Am 21. 7. 1979 wurde nur die Hälfte der üblichen Menge konzentrierten Flüssigmistes zugesetzt.

Nach Zugabe der frisch angesetzten Verdünnung ab 9.00 Uhr wird sofort Sauerstoff gezehrt, und die Sauerstoffkonzentration im Graben fällt noch vor dem Zeitpunkt der maximalen Lichteinstrahlung auf nicht mehr meßbare Werte ab. Wie aus der Darstellung der Sauerstoffwerte von Graben 1 (Abb. 40) hervorgeht, fand ein Wiederanstieg des Sauerstoffgehaltes im Graben noch vor Tagesanbruch statt, verursacht durch das Einbringen von nicht mehr stark zehrendem Flüssigmist, so daß der Sauerstoffeintrag mittels Schaufelrad ausreichte, um aerobe Verhältnisse aufrechtzuerhalten. Die Höhe der maximalen Sauerstoffkonzentration um 9.00 Uhr wurde durch die Photosyntheseaktivität der Algen mitbestimmt.

In "normal" belasteten Gräben verliefen die Änderungen der Sauerstoffkonzentration parallel zu den Globalstrahlungswerten mit einem Maximum jeweils um die Mittagszeit (Abb. 41 und 42).

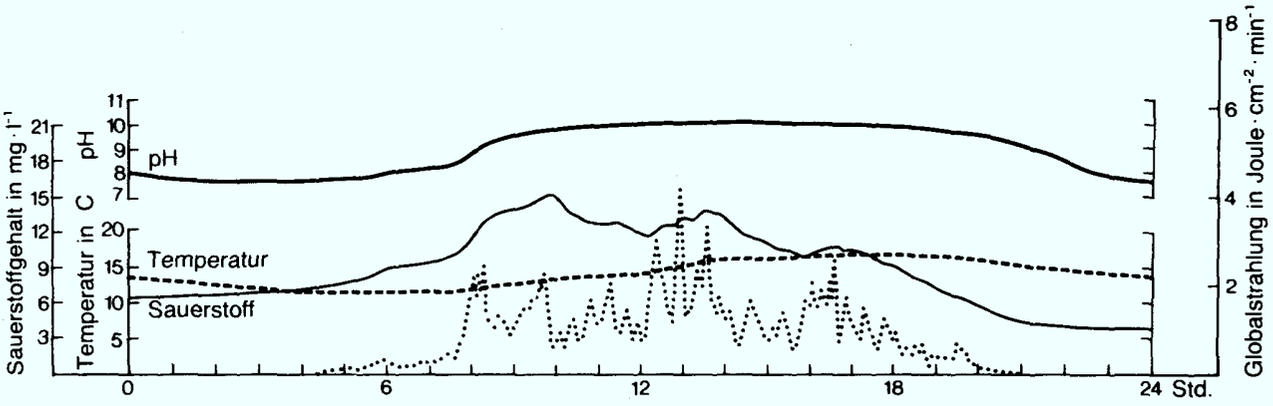


Abb. 41: Die Änderung im Tagesverlauf von pH-Wert, Sauerstoffkonzentration, Temperatur und Globalstrahlung an einem wolkigen Sommertag (17. 6. 1979) für Graben 3

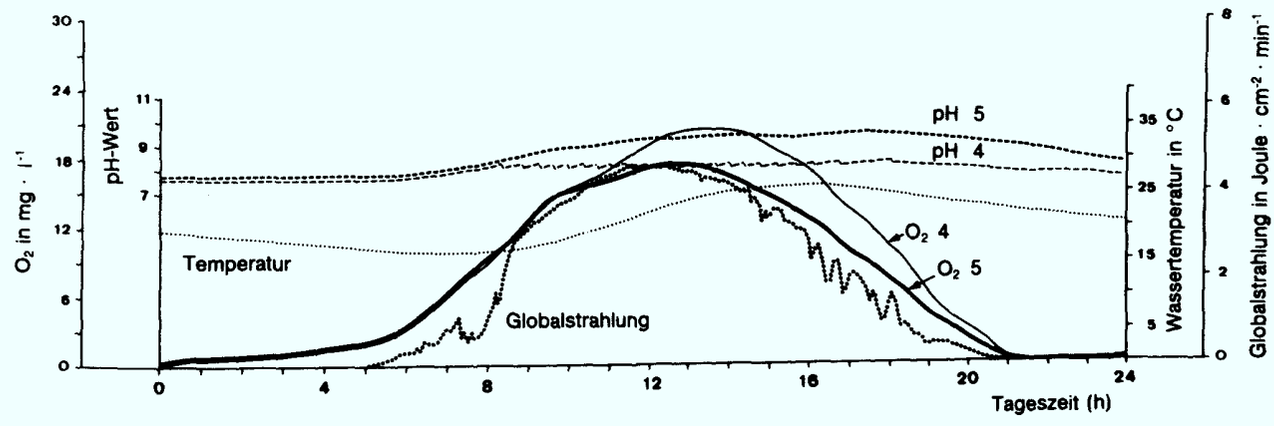


Abb. 42: Die Änderungen im Tagesverlauf von pH-Werten und Sauerstoffgehalten sowie der Wassertemperatur und der Globalstrahlung an einem nahezu wolkenlosen Tag (14. 7. 1979) für den Graben 4 (pH-statisch) und den Graben 5

Daß trotz nicht mehr meßbarer O_2-Konzentrationen die vorhandenen Algen noch photosynthetisch aktiv waren, zeigte der Verlauf der gemessenen Sauerstoffwerte am 21. 7. 1979 (Abb. 40). Am 21. 7. wurde um 9.00 Uhr nur die Hälfte des an den Vortagen zugegebenen, konzentrierten Flüssigmistes für die Verdünnung mit Leitungswasser verwendet. Nach anfänglichem Rückgang der Sauerstoffkonzentration folgte ein Anstieg, der anschließend parallel zur Lichteinstrahlung wieder abfiel. Nach Zugabe des neuen, stärker konzentrierten Flüssigmistes (ab 24. 7.) herrschten wieder total anoxische Bedingungen in Graben 1, und die Algenpopulation war auf einige Zellen pro ml reduziert. Dieser Versuch, höher zu belasten, zeigt deutlich, daß vorübergehend höhere Belastungen bzw. höhere Flüssigmistgaben gut aufgefangen werden. Er zeigte weiterhin, daß länger andauernde hohe Belastungen mit Flüssigmist als Substrat, die in meinem System dominierende Alge (Scenedesmus) im Wachstum hemmte. Daß trotzdem gute Abbauleistungen und hohe TS-"Produktionsraten" gefunden wurden, lag an dem experimentell bedingten guten Sauerstoffeintrag durch das Schaufelrad (Kap. 7.).

Nachdem Graben 1 nicht mehr mit Flüssigmist belastet wurde, entwickelte sich innerhalb von 10 Tagen eine dichte Algenpopulation aus Scenedesmus falcatus, die, wie in den anderen Gräben, von Rotatorien weggefressen wurde.

6.4.7.2. Populationsdynamik

Nach Durchmischen der Grabeninhalte am 10. 7. 1979 bestand die Organismenpopulation neben Bakterien aus ca. 80 % Scenedesmus falcatus und 20 % farblosen Flagellaten und Ciliaten (Abb. 35a, b).

Die Algenpopulation wurde in Graben 3 mit dem Aufkommen des Rotators Brachionus calyciflorus ab Anfang August völlig vernichtet. Auch ein Neuansatz, hauptsächlich aus Graben 2 sowie für einen Teil aus Graben 4 und 5 am 14. 8., führte innerhalb kürzester Zeit zu einer nahezu 100 %igen "Rotatorienkultur", da zur Zeit des Neuansatzes in den Gräben 2 und 5 auch schon Rotatorien vorhanden waren, die sich aber bis zum 14. 8. noch

nicht so dramatisch durchgesetzt hatten wie in Graben 3. Nur der pH-statisch gefahrene Graben 4 blieb bis Anfang September nahezu von Rotatorien frei. Es wurden ca. 3 Tiere pro ml gezählt. Die planktischen Biozönosen in den Gräben 2, 3 und 5 bestanden nur noch aus Rotatorien, Bakterien und Ciliaten. Auf dem Höhepunkt der Rotatorienblüte wurden ca. 100 - 110 Tiere pro ml gezählt, Anfang September ca. 50 - 60 Tiere pro ml; die meisten trugen Dauereier.

In den Gräben 4 und 5 waren Anfang August mehr farblose Flagellaten vorhanden, als in den Gräben 2 und 3, wo sie nur vereinzelt vorkamen. Um so mehr Ciliaten verschiedenster Art (Linotus-ähnlich, Urotricha-ähnlich, Paramecium sp.) wurden in den Gräben 2 und 3 beobachtet. Ende Juli entwickelte sich in Graben 5 Monoraphidium contortum neben Scenedesmus falcatus, war aber nach ca. 20 Tagen wieder unter 1 % der Gesamtalgenzahl zurückgedrängt. Die gleiche Monoraphidium-Art trat auch in Graben 4 auf, hier aber erst ab Mitte August.

6.4.8. Diskussion der Algen-Populationsdynamik in Algengräben

In den von mir betriebenen Algengräben waren Vertreter der Gattung Scenedesmus dominant. Bei den in 1979 durchgeführten Versuchen herrschte insbesondere Scenedesmus falcatus vor.

Auch andere Autoren berichten über die zumindest zeitweilige Dominanz von Scenedesmus-Arten in Algengräben (Abeliovich 1980, Shelef 1981). In den mit Schweineflüssigmist beschickten Algengräben in Florida bestand die Algenpopulation im Sommer aus Chlorella-Arten und einer kleinen Blaualge, Synechocystis aquatilis, im Winter aus Euglena sp., Phacus sp. und Chlamydomonas sp. (Lincoln & Hill 1980). Auch in Nord-Irland bestand die Algenpopulation zu einem beträchtlichen Teil aus Chlamydomonas sp., neben der angeimpften Chlorella vulgaris (Fallowfield & Garrett 1984).

In Singapur war Micractinium sp. abwechselnd mit den Algen Oocystis sp. und Oscillatoria sp. dominant.

Blaualgen und Euglenophyceen und Micractinium waren in den von mir betriebenen Algengräben nicht festzustellen, obwohl die bestachelte Alge Micractinium weltweit häufig als dominante Alge in Algengräben beschrieben wurde (Benemann et al. 1977, Pieterse et al. 1980, Shelef 1981).

Azov et al. (1980) versuchten aus einer Vielzahl regelmäßiger Florenanalysen einen Zusammenhang zwischen externen (Jahreszeit, Temperatur) sowie abwasserbehandlungstechnischen Faktoren (Aufenthaltszeit, Belastung, Turbulenzerzeugung, Grabentiefe) und dem Vorherrschen bestimmter Algenarten herzustellen. In Abhängigkeit von diesen Faktoren wurde die festgestellte Häufigkeit jeder der wichtigeren Algenarten nach einem Punktsystem bewertet (Tabelle 28). Wenn diese Interpretationsmatrix stimmt, wie Azov et al. (1980) annehmen, müßte sich aus einer gegebenen Faktorenkombination anhand des Schemas (Tabelle 28) die Dominanz einer der aufgeführten Algen vorhersagen lassen. Die Alge mit der höchsten Punktzahl hätte dann die höchste Dominanz-Wahrscheinlichkeit. Als Beispiel: Euglena konnte im Herbst (20 P.), bei hoher Belastung (30 P.) und ohne Turbulenzerzeugung (15 P.) mehr Punkte auf sich vereinigen als

Scenedesmus mit 5, 30 und 0 Punkten oder Chlorella mit 10, 5 und 5 Punkten.

Tabelle 28: Das Bewertungssystem von Azov et al. (1980) für die Wahrscheinlichkeit der Dominanz verschiedener Mikroalgen in Abhängigkeit von den Milieu- und Betriebsbedingungen von Algengräben

	Scenedesmus				Micractinium				Chlorella				Euglena			
Season	Fall	Win	Spr.	Sum	Fall	Win	Spr	Sum	Fall	Win	Spr.	Sum	Fall	Win	Spr	Sum
Score	5	20	10	5	5	10	15	20	10	5	10	20	20	20	10	10
Temperature (°c)	10	15	20	25	10	15	20	25	10	15	20	25	10	15	20	25
Score	15	10	5	0	0	5	10	15	0	5	10	15	10	15	5	0
pH	6	7	8	9	6	7	8	9	6	7	8	9	6	7	8	9
Score	2	5	7	10	0	5	7	10	10	7	5	0	0	5	7	10
Organic load ($mg BOD_5 l^{-1} day^{-1}$)	50	100	150	200	50	100	150	200	50	100	150	200	50	100	150	200
Score	6	10	20	30	30	20	10	0	30	20	10	5	0	10	20	30
Retention time (days)	2	3	4	6	2	3	4	6	2	3	4	6	2	3	4	6
Score	2	5	7	10	7	10	5	2	10	7	5	2	0	2	7	10
Depth (m)	0.2	0.3	0.4	0.5	0.2	0.3	0.4	0.5	0.2	0.3	0.4	0.5	0.2	0.3	0.4	0.5
Score	10	7	5	0	0	5	7	10	10	7	5	0	0	5	7	10
Agitation	Cage	Jet	None		Cage	Jet	None		Cage	Jet	None		Cage	Jet	None	
Score	10	5	0		10	-10	0		10	10	5		-15	-5	15	

Daß Algen mit eigener Beweglichkeit (z.B. Euglena) in Algengräben und Teichen ohne nennenswerte Turbulenz Vorteile haben und deshalb mit einer höheren Punktzahl versehen werden, ist ohne weiteres einzusehen. Die von Azov et al. (1980) vorgenommene Punkteverteilung für die anderen Faktoren ist dagegen weniger verständlich. So bekam z.B. Scenedesmus bei 25 °C 0 Punkte, bei 10 °C aber 15 Punkte, obwohl alle bisher untersuchten Scenedesmus-Arten die besten Wachstumsraten bei 30 °C oder sogar zwischen 35 °C und 38 °C zeigten (Hegewald 1984).

Die Punktvergabe (Tabelle 28), die aufgrund jahrelanger Beobachtungen zustande kam, erscheint mir verständlicher, wenn ich eine indirekte Wirkung der einzelnen Parameter (Temperatur, Belastung etc.), und zwar über das Zooplanktonwachstum annehme. Sind nämlich die Wachstumsbedingungen für herbivores Zooplankton und hier insbesondere Ciliaten und Rotatorien gegeben, so ist die weitere Vorherrschaft von Algenspezies wie Chlorella und Scenedesmus gefährdet bzw. unwahrscheinlich, und es kann die, durch Stacheln vor Zooplanktonfraß geschützte Micractinium (Schlüter et al. 1985) dominant werden.

So ist das Verschwinden der winzigen Chlorella sp. in meinen Versuchen mit einiger Wahrscheinlichkeit auf die Freßtätigkeit von Ciliaten zurückzuführen. Auch Lee et al. (1980) führten den Rückgang der kleinen Grünalge Oocystis auf das Vorkommen von Ciliaten zurück. Brachionus calyciflorus zerstörte während meiner Untersuchungen öfters vorhandene Scenedesmus-Populationen. Allerdings kam es danach nicht zu einer Dominanz von Micractinium pusillum, sondern zu einer Erholung der Scenedesmus-Population, weil die Wachstumsbedingungen für Brachionus durch zu niedrige Temperaturen später nicht mehr gegeben waren.

Für das Rädertier Brachionus rubens lassen sich die für Wachstum und Vermehrung optimalen Bedingungen folgendermaßen charakterisieren: Wassertemperaturen zwischen 15 ^{o}C und 25 ^{o}C (Halbach 1980), pH-Werte zwischen 6,5 und 8,5 (Schlüter & Groeneweg 1981) und Aufenthaltszeiten die, abhängig von der Temperatur, länger als zwei Tage betragen sollen, da es sonst zum Ausspülen der Rotatorienpopulationen kommen würde.

Brachionus calyciflorus hat offenbar ähnliche Wachstumsansprüche. Eine dichte Population dieser Art entwickelte sich in 1977 und 1979 jeweils in August/September, nachdem das pH (durch regnerisches Wetter bedingt) nicht über 8 hinausging, und die Wassertemperaturen bis auf geringe Tag-Nacht-Schwankungen relativ hoch waren (15 - 20 ^{o}C).

Im Frühjahr (Temperatur < 15 °C) und im Sommer (pH-Werte tagsüber > 9,5) traten nie massive Rotatorienpopulationen auf.

Die Wachstumsansprüche von Brachionus lassen sich zur vertieften Interpretation des Azov'schen Punktesystems verwenden.

So wird bei höheren Temperaturen das Wachstum und die Vermehrung von Brachionus stimuliert und die bestachelte Micractinium (15 P.) hat Vorteile gegenüber Scenedesmus (0 P.). Die Verhältnisse in der kälteren Jahreszeit sind umgekehrt. Die Temperaturen sind für die Vermehrung von Brachionus zu niedrig und die schneller als Micractinium (10 P.) wachsende Scenedesmus (20 P.) dominiert.

Die anderen Faktoren (pH, Belastung und Aufenthaltszeit) sind in ihrer Auswirkung miteinander verbunden. Eine lange Aufenthaltszeit bedeutet bei häuslichem Abwasser gleichzeitig eine geringe Belastung und führt bei schönem Wetter zu hohen pH-Werten. Die daraus resultierenden ungünstigen Wachstumsbedingungen für Rotatorien macht eine Scenedesmus-Dominanz wahrscheinlich.

Kürzere Aufenthaltszeiten und damit höhere Belastungen führen dagegen tagsüber zu geringerem pH-Anstieg. Durch die bessere Pufferwirkung sind die Überlebenschancen für Rotatorien verbessert; die Folge kann eine Micractinium-Dominanz sein.

Die Interpretation der Azov'schen Punkteverteilung unter Berücksichtigung des Zooplanktons verdeutlicht nicht nur, warum es zu wechselnden Dominanzen verschiedener Algenarten kommt, sondern zeigt auch die Möglichkeit einer gezielten Steuerung der Algenpopulation durch Beeinflussung des Zooplanktonwachstums.

Eine stabile, kontrollierte Algenmonokultur hätte folgenden Vorteil: die Biomassetrennung kann auf diese Alge abgestimmt werden, und im Falle einer Verwendung als Tierfutter ist eine gleichbleibende Qualität gegeben.

6.4.9. Die Albazod-Produktion im Vergleich zu Modellvorhersagen

Die bei unterschiedlichen Belastungen und Aufenthaltszeiten in den Jahren 1978 und 1979 erreichten Albazod-Produktionswerte wurden mit den Aussagen der, in Kapitel 3.3. vorgestellten Produktionsgleichungen verglichen.

Bei der Berechnung der Algenproduktion wurde Gleichung 5 um den Temperaturkorrekturfaktor $1{,}05^{*(T-25)}$ ergänzt. Außerdem wurden die so berechneten Produktionswerte unter der Annahme konstanter Respirationsverluste von 33 % um diesen Prozentsatz gekürzt.

Mit den Ergänzungen lautet die Gleichung somit:

$$P = 0{,}28 * 3 * \left(\ln \frac{0{,}45\ I_o}{36} + 1\right) * 1{,}05^{(T-25)} * 0{,}67 \qquad (13)$$

Die Gleichung 11 wurde zur Vorhersage der erforderlichen Aufenthaltszeiten bei Aufrechterhaltung einer Algenbiomassekonzentration von 300 mg l^{-1} und 0,4 m Grabentiefe entwickelt.

$$\tau = \frac{3733 + I_o'}{3 * I_o'} * \frac{1}{1{,}05^{(T-25)}} \qquad (11)$$

Weil sich der, über die gesamte Tiefe des Grabens integrierte Lichthalbsättigungswert (3733 $cal*cm^{-2}*d^{-1}$) mit Sicherheit bei einer Grabentiefe von 20 cm ändern wird, kann ich diese Gleichung nicht für den Algenproduktionsvergleich benutzen. Trotzdem werden die in Gleichung 11 berechneten Aufenthaltszeiten für Algengräben mit 0,4 m Schichthöhe in der Tabelle 29 angegeben. Sie erlauben zumindest den Vergleich zwischen der Albazodkonzentration, die ich bei einer vorgegebenen Aufenthaltszeit und ca. 20 cm Schichthöhe bekam und der Algenkonzentration von 300 mg l^{-1}, die bei der berechneten Aufenthaltszeit und 0,4 m Schichthöhe nach Gleichung 11 vorliegen sollte.

Tabelle 29: Die erzielten Albazod-Produktionswerte im Vergleich mit berechneten Algenbiomasseproduktionswerten, sowie ein Vergleich der vorgegebenen Aufenthaltszeiten und gemessenen Albazodkonzentrationen mit berechneten Aufenthaltszeiten.

Datum	Graben Nr.	d	Albazod mg TS*l^{-1}	A Albazod-Produktion g*m^{-2}*d^{-1}	B Algen-Produktion g*m^{-2}*d^{-1}	C Nach Gleichung 13 Algen-Produktion g*m^{-2}*d^{-1}	Nach Gleichung 11 Aufenthaltszeit für 0,4 m d	Prozentuale Abweichung von den berechneten Werten in Spalte C zu den durchschnittlichen Werten der Spalten A und B (%)
23.7.	2	7,5	505	12,7	8,5			
bis	3	7,6	466	11,6	7,3	11,1	6,3	
1.9.	4	7,1	479	12,6	8,4			
1978	5	6,9	402	10,8	7,2			
								- 7 + 29
12.9.	1	6,0	294	9,1	6,0			
bis	2	5,2	292	10,6	7,0			
29.9.	3	5,9	327	10,4	6,9	6,0	15,4	
1978	4	10,6	431	7,6	5,0			
	5	11,3	350	5,8	3,8			
								- 45 + 4
3.10.	1	6,0	127	4,9	3,2			
bis	2	,8	170	5,4	3,6			
10.10.	3	7,7	219	5,3	3,5	5,2	18,3	
1978	4	10,8	310	5,4	3,6			
	5	13,3	242	3,9	2,6			
								+ 4 + 37
13.10.	1	6,0	199	6,2	4,1			
bis	2	4,6	288	11,8	7,8			
24.10.	3	7,1	259	6,8	4,5	5,1	18,8	
1978	4	10,9	340	5,8	3,8			
	5	10,7	319	5,7	3,8			
								- 42 + 6
10.4.	2	13,6	339	5,6	3,7			
bis	3	7,5	288	7,3	4,8	4,5	8,7	
8.5.	4	9,3	342	7,3	4,8			
1979	5	9,2	272	5,6	3,7			
								- 43 + 5
8.5.	2	6,3	360	10,6	7,0			
bis	3	6,0	336	10,6	7,0	12,5	4,7	
8.6.	4	6,4	377	11,2	7,4			
1979	5	5,6	329	11,0	7,3			
								+ 13 + 43
8.6.	1	5,3	470	16,7	11.0			
bis	2	6,5	523	15,6	10,3			
10.7.	3	6,0	445	14,4	9,5	12,0	5,2	
1979	4	6,2	524	16,0	10,6			
	5	6,3	513	15,6	10,3			
								- 30 + 14
10.7.	2	5,3	331	11,7	7,7			
bis	3	5,4	359	11,3	7,5	11,3	6,1	
10.8.	4	5,5	409	13,9	9,2			
1979	5	5,5	430	14,4	9,5			
								- 13 + 25

Bei den Albazod-Produktionswerten wurde angenommen, daß nur ca. 2/3 des Albazods aus Algenbiomasse besteht.

Die in der Tabelle zusammengefaßten Daten zeigen bis auf einige Ausnahmen, auf die weiter unten näher eingegangenen wird, eine recht gute Übereinstimmung zwischen "gemessener" und nach der Gleichung 13 berechneter Algenbiomasseproduktion, obwohl die berechneten Produktionswerte meistens etwas höher liegen. Wahrscheinlich ist der Nicht-Algenbiomasseanteil mit 1/3 des Albazods zu hoch angesetzt (vgl. auch Kap. 7.).

Für die Zeiträume 12. 9. - 29. 9., 3. 10. - 10. 10. und 13. 10. - sind nach Gleichung 11 zur Aufrechterhaltung einer Algenbiomasse von 300 mg * l^{-1}, allerdings bei 0,4 m Grabentiefe, wesentlich längere Aufenthaltszeiten erforderlich als die experimentell eingestellten. Die Vorhersage traf wahrscheinlich weitgehend zu, da bei den kürzeren Aufenthaltszeiten auch bei 20 cm Grabentiefe die Algenbiomassekonzentrationen unter 300 mg * l^{-1} lagen (Annahme: 2/3 des Albazods ist Algenbiomassetrockensubstanz).

Im Zeitraum 8. 5. - 8. 6. 1979 war die berechnete Produktion bedeutend höher als die "gemessene" Produktion. Allerdings muß hierbei berücksichtigt werden, daß der in diesem Zeitraum verwendete Flüssigmist schon weitgehend abgebaut und dadurch bedingt das Wachstum limitiert war.

Die Flächenausbeuten (g TS * m^{-2} * d^{-1}), die in den Jahren 1978 und 1979 mit verdünntem Schweineflüssigmist erzielt wurden, sind weitgehend identisch mit Produktionswerten von autotrophen Kulturen, die bei ähnlichen Flächendichten (g * m^{-2}) und Globalstrahlungswerten in den Jahren 1972 und 1973 erreicht wurden (Grobbelaar et al. 1984). Die Ausbeuten der autotrophen Kulturen könnten mit Hilfe eines von Grobbelaar et al. 1984 entwickelten Modells ziemlich genau berechnet werden.

Die obengenannten Ausführungen zeigen, daß trotz einiger Annahmen eine bereits recht befriedigende Vorhersage der Algenproduktionsraten möglich ist. Die Bedeutung dieser Vorhersage für die Auslegung von Algengräben in unserem Klima wird in Kapitel 7. diskutiert.

6.5. Die biologische Reinigungsleistung

Die Behandlung von Abwasser kann in eine mechanisch-biologische und eine weitergehende Reinigung unterteilt werden. Abwasser wird heute allgemein in zweistufigen Kläranlagen durch Sedimentation und biologische Abbauprozesse gereinigt. In erster Linie werden dabei Schwebstoffe zurückgehalten und organische Substanzen abgebaut. Weitergehende Abwasserreinigungsmaßnahmen dienen nicht nur zur Steigerung dieser Eliminationsraten; sie sollen vielmehr den Vorfluter vor bestimmten gefährdenden Substanzen schützen, die in der mechanisch-biologischen Kläranlage nicht oder ungenügend entfernt werden wie z.B. Stickstoff, Phosphat und refraktäre organische Stoffe. Unter der biologischen Reinigungsleistung wird somit hauptsächlich die Eliminierung von leicht abbaubaren organischen Kohlenstoffverbindungen verstanden.

Der Abbau organischer Substanzen wurde über den Summenparameter Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) erfaßt. CSB-Gehalte und gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) der Abläufe der Algengräben wurden nach Abzentrifugieren der partikulären Substanz im Überstand der Proben gemessen. Die CSB-Belastung meiner Algengräben betrug 10 - 100 g * m^{-2} * d^{-1}, und entspricht bei dem CSB : BSB_5-Verhältnis von 3 : 1 ca. 3 - 34 g BSB_5 * m^{-2} * d^{-1}. Die BSB_5-Belastung für unbelüftete Teiche wird mit 2 - 5 g O_2 * m^{-2} * d^{-1} angegeben, die mit häuslichem Abwasser beschickten Algengräben in Israel hatten eine BSB_5-Belastung von 10 - 45 g O_2 * m^{-2} * d^{-1}.

6.5.1. Die Reinigungsleistung von identisch und unterschiedlich belasteten Algengräben

Die Gräben 2 und 4 wurden in dem Versuchszeitraum 13. 7. - 1. 9. 1978 mit ca. 20 g CSB * m^{-2} * d^{-1} belastet, die Gräben 3 und 5 mit ca. 10 g CSB * m^{-2} * d^{-1}.

Die Ablaufwerte und der prozentuale Abbau sind in den Abbildungen 43 und 44 dargestellt.

Tabelle 30: Gemittelte Ablaufwerte und prozentualer CSB-Abbau über den Zeitraum 13. 7. - 1. 9. 1978. Die CSB-Zulauf-Konzentration betrug für die Gräben 3 und 5 388 $\pm$ 106 mg $O_2 * l^{-1}$, für die Gräben 2 und 4 778 $\pm$ 214 mg $O_2 * l^{-1}$.

Graben Nr.	mg CSB * l^{-1} im Ablauf	g CSB * m^{-2} * d^{-1} im Ablauf	% Abbau	Aufenthaltszeit (d)
2	159,7 ($\pm$ 18,7)	3,94 ($\pm$ 0,6)	78,4 ($\pm$ 3,3)	7,5 ($\pm$ 0,9)
3	82,9 ($\pm$ 9,9)	2,23 ($\pm$ 0,4)	77,3 ($\pm$ 2,6)	7,6 ($\pm$ 1,8)
4	149,6 ($\pm$ 9,7)	3,94 ($\pm$ 0,5)	79,9 ($\pm$ 2,8)	7,1 ($\pm$ 0,9)
5	88,8 ($\pm$ 10,5)	2,43 ($\pm$ 0,2)	75,2 ($\pm$ 2,9)	6,9 ($\pm$ 0,5)

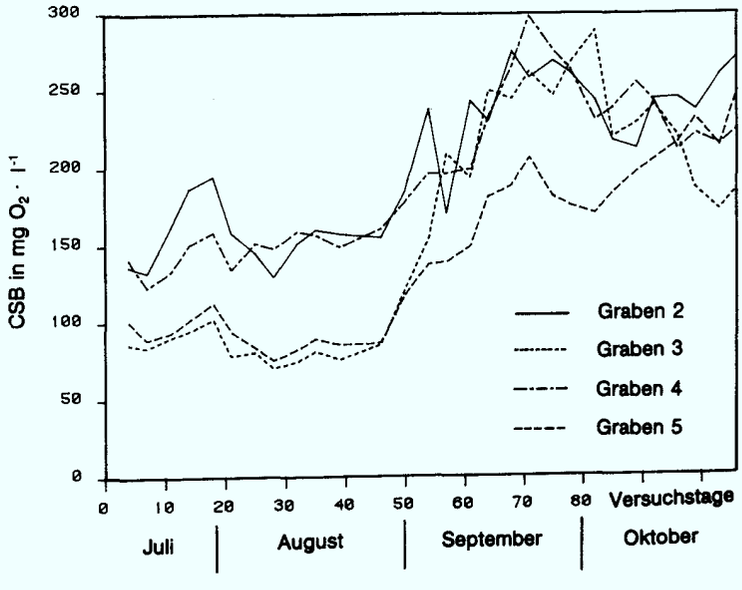


Abb. 43: Die CSB-Ablaufwerte im Versuchszeitraum Juli bis Oktober 1978. Bis Ende August bekamen die Gräben 2 und 4 eine doppelt so hohe Menge Flüssigmist wie die Gräben 3 und 5. Die CSB-Zulaufwerte betrugen in Juli und August für die Gräben 3 und 5 388 $\pm$ 106 mg $O_2 * l^{-1}$, für die Gräben 2 und 4 778 $\pm$ 214 mg $O_2 * l^{-1}$. Ab 1. 9. betrug die Zulaufkonzentration für alle Gräben 994 $\pm$ 99 mg $O_2 * l^{-1}$.

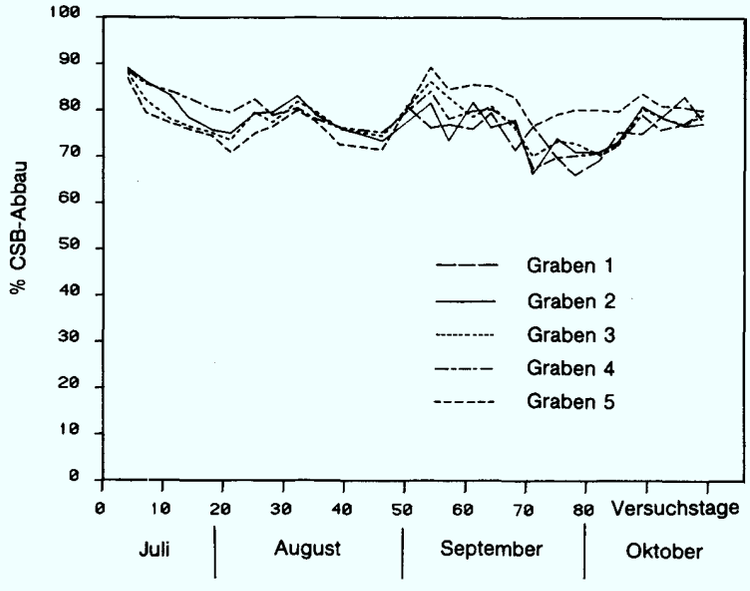


Abb. 44: Der prozentuale CSB-Abbau in den Gräben 1 bis 5 im Versuchszeitraum Juli bis Oktober 1978

Mit dem t-Test ließ sich zwischen den Gräben 2 und 4 sowie 3 und 5 kein Unterschied in den Ablaufwerten in g * m^{-2} * d^{-1} feststellen. Die absoluten Ablaufwerte in mg CSB pro Liter waren bei den mit 20 g CSB m^{-2} * d^{-1} belasteten Gräben annähernd das Zweifache der Ablaufwerte der mit 10 g CSB * m^{-2} * d^{-1} belasteten Gräben. Das Verhältnis der Ablaufwerte von den Gräben (2 + 4) zu den Gräben (3 + 5) betrug 1,8. Dies könnte bedeuten, daß entweder ein besserer Abbau bei höherer Belastung erreicht wurde oder daß bei der niedrigen Belastung durch potentiellen Nährstoffmangel extrazelluläre Exkrete zu einer Erhöhung des CSB führten (Bolze 1976). Für den Ablauf der Gräben ergab eine am 14. 8. 1978 durchgeführte BSB_5-Messung folgende Werte:

Tabelle 31: BSB_5-Ablaufwerte der Gräben 2 - 5 am 14. 8. 1978, 13.30 Uhr, der BSB_5-Zulaufwert für Graben 2 betrug 297 mg $O_2 * l^{-1}$.

Graben	2	3	4	5
BSB_5 (mg $O_2 * l^{-1}$)	9,5	4,5	9,8	5,0

Obwohl die BSB_5-Werte aus technischen Gründen nur einmal gemessen werden konnten und daher nicht aussagekräftig für den gesamten Zeitraum sind, erkennt man, daß die biologisch abbaubare Substanz in allen Gräben gut abgebaut und in den niedrig belasteten Becken nicht mit organischen Exkreten der Mikroorganismen angereichert wurde. Eine bessere Eliminierung bei höherer Belastung könnte durch Adsorption von schwer abbaubarer Substanz an die partikuläre Substanz erreicht worden sein.

Die Ablaufwerte (Abb. 43) in dem untersuchten Zeitraum waren relativ konstant und in keinerlei Weise mit den Schwankungen in der Albazodkonzentration zu korrelieren. Die CSB-Abbauleistung war bei dieser niedrigen organischen Belastung nicht von der Sauerstoffproduktion der Algenbiomasse abhängig (Diskussion in Kapitel 7).

6.5.2. Abbau von organischer Substanz im Tagesgang

Änderungen der biologischen, chemischen und chemisch-physikalischen Größen wurden an einem nahezu wolkenlosen Tag (22. 8. 1978) im Tagesverlauf verfolgt. Die einzelnen Messungen wurden nicht nur in den Algengräben 1, 2 und 3, sondern auch in den gerührten Vorratsbehältern für verdünnten Flüssigmist, zugehörig zu den Gräben 2 und 3, durchgeführt. Die Flüssigmistkonzentration im Behälter zu Graben 2 war zweifach höher als in den Behältern der Gräben 1 und 3. Graben 1 war von Versuchsbeginn an mit der gleichen Konzentration belastet wie die Gräben 3 und 5, jedoch

(über 24 Std mit der gleichen Rate), sondern innerhalb von 2 - 3 Stunden dem Graben zugeführt wurde.

6.5.2.1. Gesamtkeimzahl, CSB und DOC in den Flüssigmist-Vorratsbehältern im Tagesgang

Nach dem Füllen der Vorratsbehälter um 9 Uhr mit Flüssigmist und Leitungswasser betrug die Gesamtkeimzahl in Behälter 2 ca. $4{,}2 * 10^6$, in Behälter 3: $1{,}2 * 10^6$. Die Gesamtkeimzahlen stiegen, halblogarithmisch aufgetragen (bis zum Zeitpunkt der letzten Probennahme um 22. 30 Uhr), nahezu linear an. In Behälter 2 betrug die Gesamtkeimzahl jetzt $8{,}7 * 10^7$, in Behälter 3: $5 * 10^7$ Bakterien pro ml. Die Werte vom Vortag (vor Zugabe neuen Flüssigmistes) gemessen, waren für Behälter 2: $1{,}5 * 10^8$, für 3: $9 * 10^7$ Bakterien pro ml (Abb. 45).

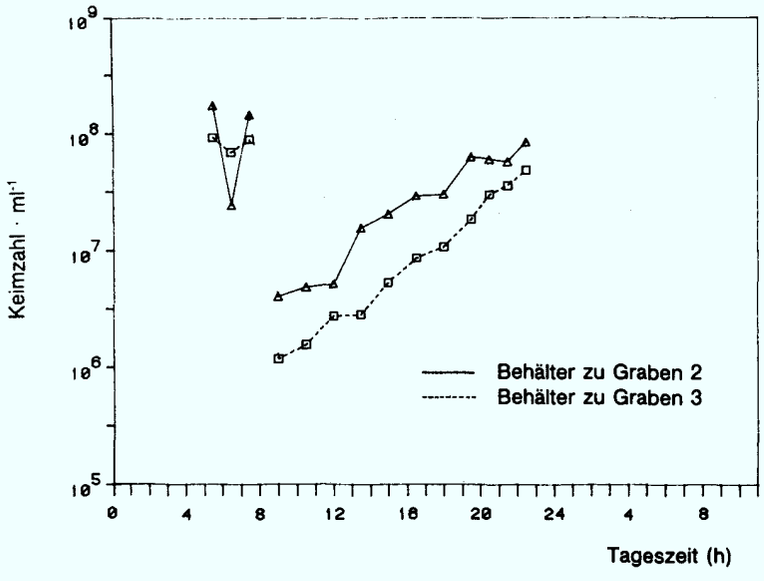


Abb. 45: Änderungen der Gesamtkeimzahlen in den Vorratsbehältern für verdünnten Flüssigmist nach Neuansatz (täglich um 9 Uhr)

Die stündlich gemessenen CSB- und DOC-Werte in Behälter 2 nahmen von 9 - 20 Uhr geringfügig ab, der Gesamt-CSB von 625 auf 575 mg pro Liter, der CSB im Überstand nach Zentrifugieren von 525 auf 450 mg pro Liter (Abb. 46). Es fand also auch im Vorratsbehälter ein durchaus beachtlicher Abbau von organischem Kohlenstoff statt, da von diesem Zeitpunkt an, durch Sogwirkung verstärkt, O_2 in den restlichen verdünnten Flüssigmist eingetragen wurde. Der Flüssigmistrest im Behälter, 24 Stunden nach Befüllen, hatte einen Gesamt-CSB von 500 mg pro Liter. Der CSB im Überstand war von 525 auf Werte zwischen 250 und 300 mg * l^{-1} abgebaut. Der Gesamt-Kohlenstoff-Gehalt (anorganischer und organischer Kohlenstoff) im Überstand nach Abzentrifugieren des verdünnten Flüssigmistes hatte sich über 24 Stunden nur geringfügig verringert. Der organische Teil (DOC) war ebenso wie der CSB im Überstand um 40 - 50 % niedriger. Ein erheblicher Teil des organischen Kohlenstoffs wurde auf diese Art schon im Vorratsbehälter zu Kohlendioxid umgewandelt, das aber in dem verdünnten Flüssigmist erhalten blieb und somit dem nachfolgenden Algenwachstum zugute kommen konnte.

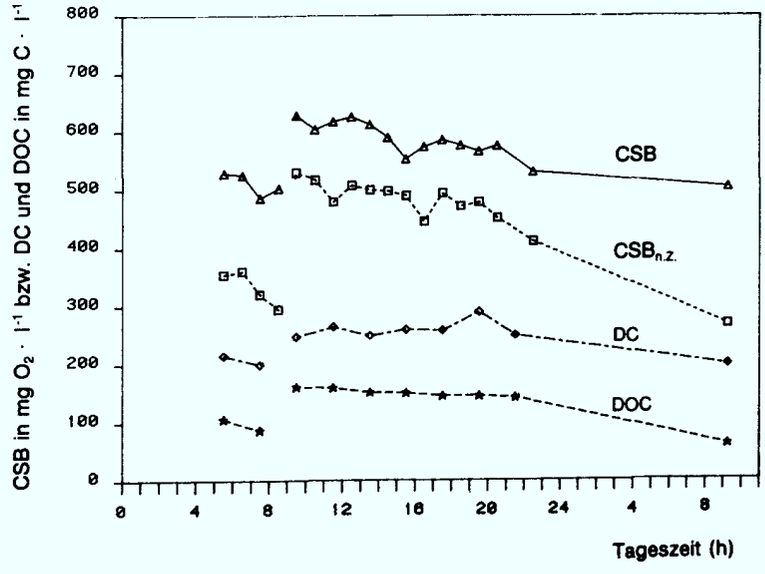


Abb. 46: Änderungen der CSB-Gehalte (vor und nach Zentrifugieren) und des gelösten Kohlenstoffs (DC) sowie des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) in dem Vorratsbehälter für verdünnten Flüssigmist im Tagesgang

6.5.2.2. Gesamtkeimzahlen, CSB und DOC in den Algengräben im Tagesgang

Trotz erheblicher Änderungen der Gesamtkeimzahlen im zugeführten verdünnten Flüssigmist, blieben die Gesamtkeimzahlen über 24 Stunden in den Algengräben relativ konstant (Abb. 47a, b, c). In dem kontinuierlich und schwach belasteten Graben 3 betrug die Gesamtkeimzahl ca. $8 * 10^5$ ml^{-1}, in dem diskontinuierlich (stoßweise) belasteten Graben 1: $6 * 10^6$ ml^{-1} und in dem doppelt so hoch und kontinuierlich belasteten Graben 2: 10^7 ml^{-1}. In den beiden schwächer belasteten Gräben 1 und 3 bestand mehr als die Hälfte der auf Nähragar entwickelten Kolonien aus zwei auffälligen Kolonietypen, Bakterium A und B in den Abbildungen 47a und c (s. 6.4.2.2.2.). Das fadenförmige Bakterium A bildete große, orangene Kolonien und wurde nur im Algengraben gefunden. Das Bakterium B bildete kleine weiße Kolonien. Bakterium B bzw. der gleiche Kolonietyp war auch in dem verdünnten Flüssigmist in großer Zahl vorhanden. In dem höher belasteten Graben 2 bestand die Gesamtkeimzahl hauptsächlich aus Bakterium B und einem, ebenfalls in dem verdünnten Flüssigmist wachsenden Bakterium D. Letztgenanntes bildete breite, unregelmäßige Kolonien und war vermutlich ein Bacillus.

Ob die Fluktuation der Gesamtkeimzahlen und der Koloniezahl der einzelnen Bakterien im Tagesverlauf einer Tagesperiodizität zugrunde liegen könnte, hätte durch wiederholte Meßreihen geprüft werden müssen. Allerdings sind die Unterschiede gering und könnten auch auf die Ungenauigkeit der Keimzahlbestimmungsmethode zurückzuführen sein.

Der CSB-Gehalt im höher belasteten Graben 2 stieg im Laufe des Tages von 157 mg O_2 * l^{-1} morgens um 8.30 Uhr auf ein Maximum von 190 mg O_2 * l^{-1} um 21.30 Uhr. Am nächsten Morgen wurde wieder der Wert des Vortags gemessen (Abb. 48c).

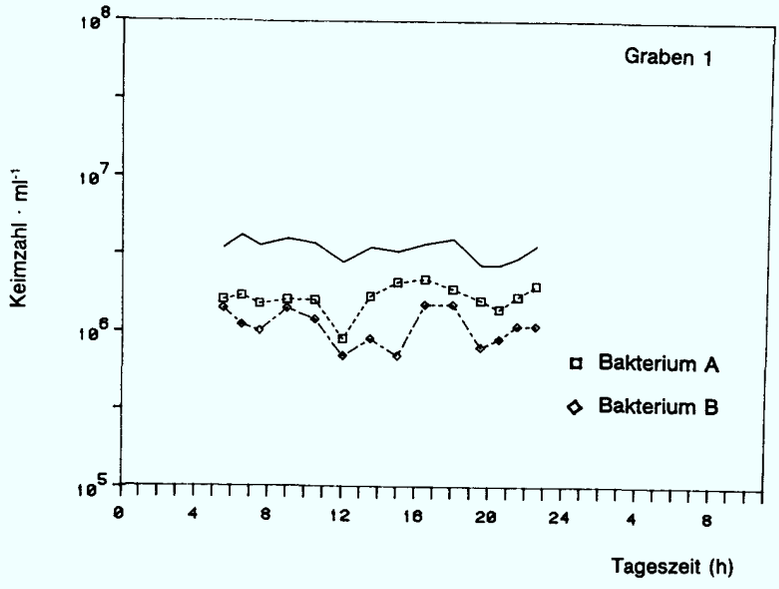


Abb. 47a: Änderungen der Gesamtkeimzahlen und der Keimzahlen einzelner Bakterienarten im Tagesgang (Graben 1)

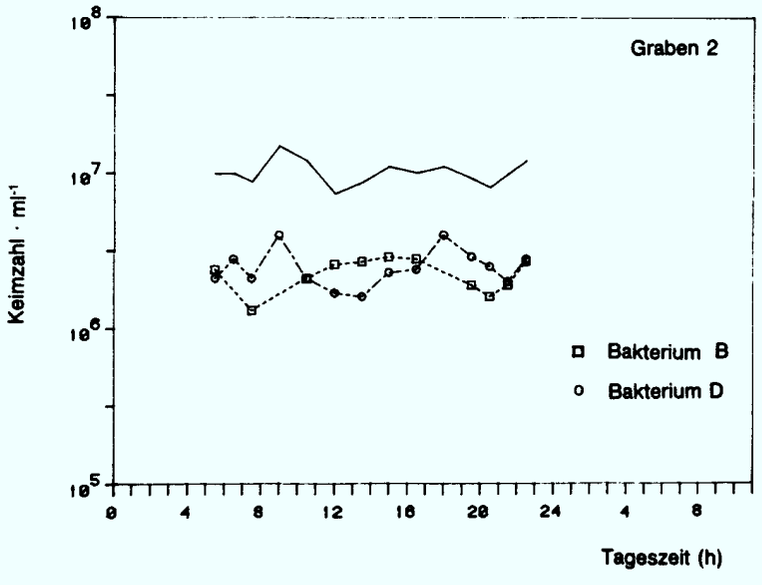


Abb. 47b: Änderungen der Gesamtkeimzahlen und der Keimzahlen einzelner Bakterienarten im Tagesgang (Graben 2)

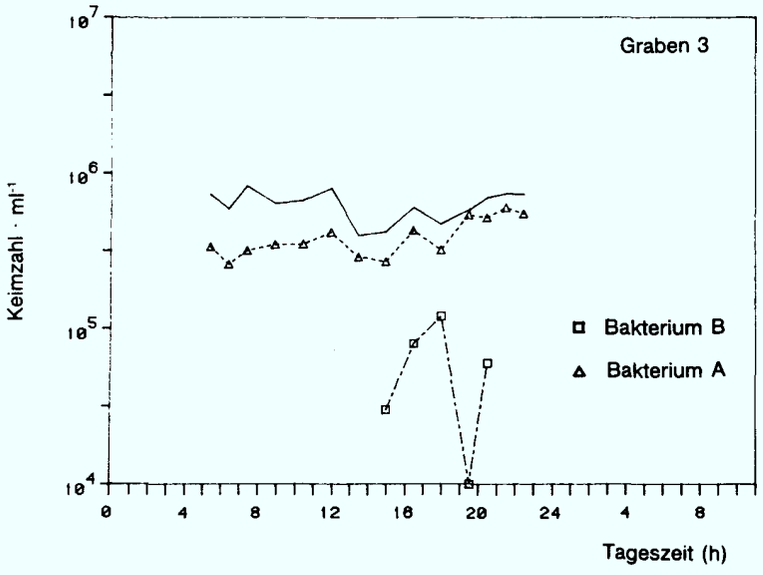


Abb. 47c: Änderungen der Gesamtkeimzahlen und der Keimzahlen einzelner Bakterienarten im Tagesgang (Graben 3)

Bei dem niedriger belasteten Graben 3 war, nach einem anfänglichen geringen Rückgang des CSB-Wertes, in der Zeit von 17 bis 21 Uhr ein Anstieg von 80 auf 120 mg O_2 * l^{-1} festzustellen (Abb. 48b).

Bei dem stoßweise belasteten Graben 1 stieg der CSB-Wert während der Flüssigmistzugabe an. Danach fand ein Abbau statt, aber ähnlich wie in Graben 3 stieg der CSB-Gehalt ab ca. 17 Uhr von 95 auf 117 mg O_2 * l^{-1} um 21.30 Uhr an (Abb. 48c).

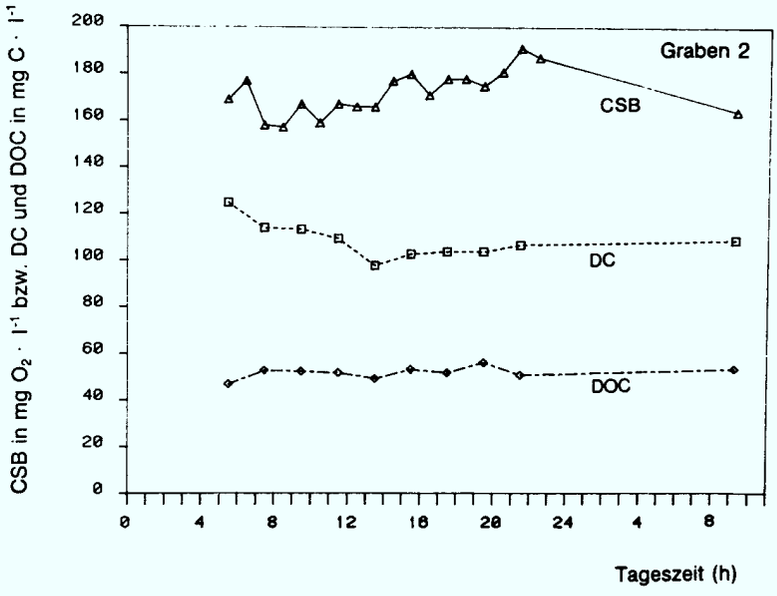


Abb. 48a: Änderungen der CSB-Gehalte, des gelösten Kohlenstoffs (DC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) im Tagesgang (Graben 2)

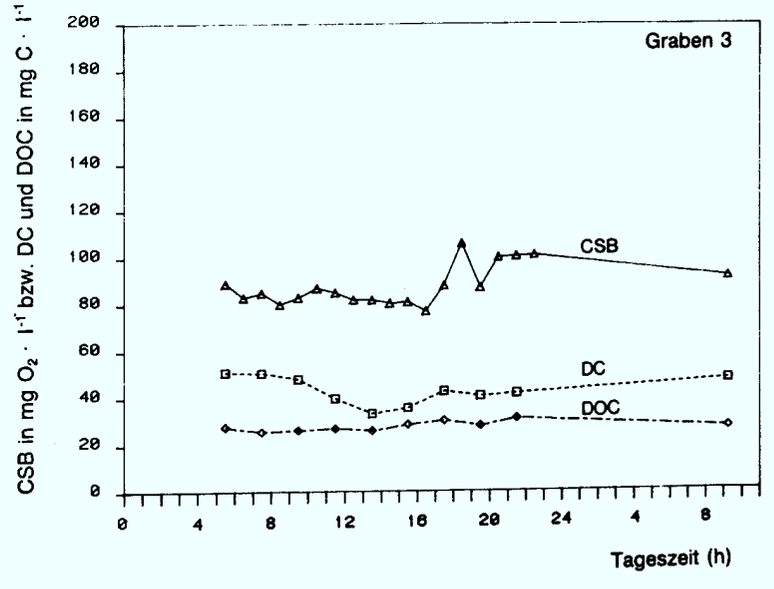


Abb. 48b: Änderungen der CSB-Gehalte, des gelösten Kohlenstoffs (DC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) im Tagesgang (Graben 3)

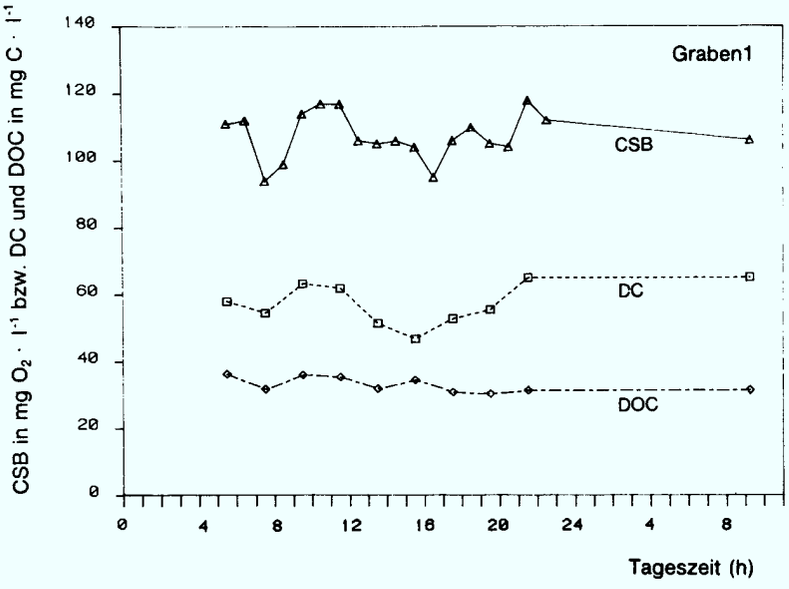


Abb. 48c: Änderungen der CSB-Gehalte, des gelösten Kohlenstoffs (DC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) im Tagesgang (Graben 1)

In allen drei Gräben wurde ein Ansteigen des CSB in den frühen Abendstunden festgestellt, obwohl für Graben 1 die Zugabe von verdünntem Flüssigmist schon seit 11.30 Uhr abgeschlossen war und in den Gräben 2 und 3 immer noch ausreichend Sauerstoff für die bakterielle Oxidation von CSB zur Verfügung stand (Abb. 50). Mögliche Ursachen könnten die erhöhte Exkretion von organischem Kohlenstoff durch die beteiligten Mikroorganismen und eine Inaktivierung der Mikroorganismen gewesen sein, beides verursacht durch die extrem hohen pH-Werte, die am Nachmittag in den einzelnen Gräben erreicht wurden (Abb. 49a, b). Am Abend sank das pH ab, einerseits infolge der Atmungsaktivität der Mikroorganismen und andererseits durch die weitere Zugabe von Flüssigmist, der einen pH-Wert von 8,1 hatte. Zumindest fand in Graben 2 während der Nacht - das pH fiel auf 8,17 ab - ein weiterer CSB-Abbau statt. In den Gräben 1 und 3 fiel das pH nur auf 9,45, der weitere CSB-Abbau während der Nacht war nur geringfügig.

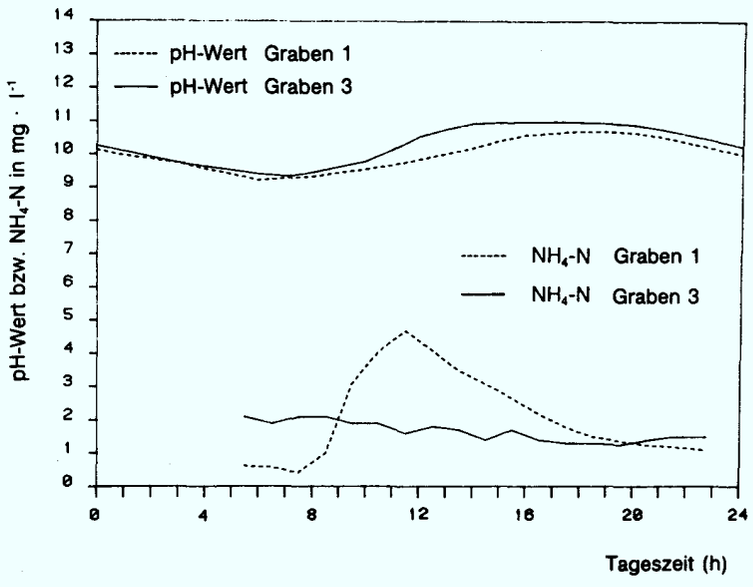


Abb. 49a: Änderungen der pH-Werte und der NH_4-N-Konzentration in dem diskontinuierlich belasteten Graben 1 und dem kontinuierlich belasteten Graben 3 im Tagesgang. Die NH_4-N-Konzentration im Zulauf betrug ca. 42,5 mg l^{-1}.

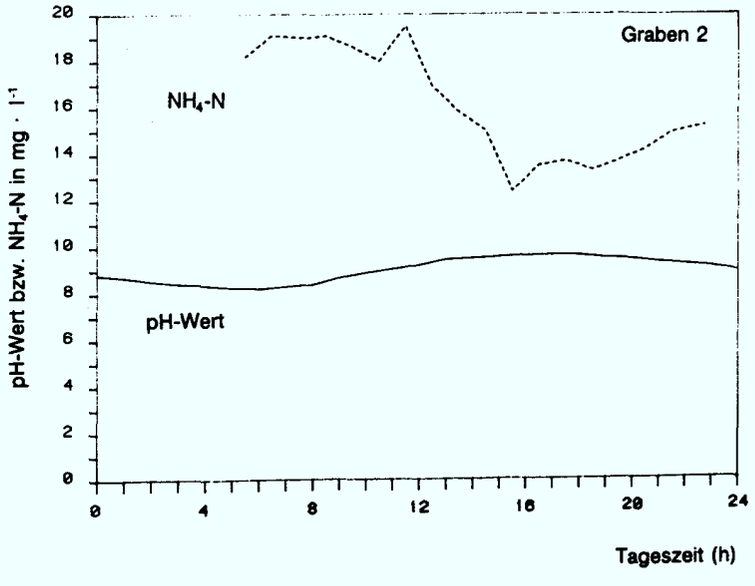


Abb. 49b: Änderungen des pH-Wertes und der NH_4-N-Konzentration in dem höher als Graben 1 und 3 belasteten Graben 2 im Tagesgang. Die NH_4-N-Konzentration im Zulauf betrug 85 mg * l^{-1}.

Die tageszeitlichen Konzentrationsänderungen des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) in den Gräben 2 und 3 ähnelten denen des CSB, die Schwankungen waren aber weniger stark. Das CSB zu DOC-Verhältnis in den Gräben lag bei ca. 3. Die DOC-Werte in Graben 2 schwankten um 50 mg C pro Liter, in Graben 3 zwischen 25 und 30 mg C pro Liter (Abb. 48a, b, c).

Ein deutlicher Tagesgang war bei dem gelösten Gesamtkohlenstoff (DC) zu erkennen, was durch den HCO_3^--Verbrauch durch die Algenphotosynthese zu erklären ist. Die Aufnahme von anorganischem C in Graben 3 und der belastungsbedingte geringe Nachschub von C führte zu einer pH-Erhöhung auf pH 11 und einer Reduktion von anorganischem C auf nur noch 7 mg/l C ab 13 Uhr (Abb. 48b, DC - DOC). Wegen der hohen pH-Werte und mangelnde Kohlenstoffverfügbarkeit kam es nach Erreichen der maximalen Sonneneinstrahlung zu einer verminderten Sauerstoffproduktion (Delle in der Sauerstoffkurve von Graben 3 in Abb. 50). In dem höher belasteten Graben 2 war zum Zeitpunkt der maximalen Einstrahlung noch genügend anorganischer Kohlenstoff vorhanden (Abb. 48a); die Sauerstoffwerte verliefen dementsprechend parallel zu den Strahlungswerten (Abb. 50).

In dem höher belasteten Graben 2 betrug die maximale O_2-Konzentration 17,8 mg $O_2 * l^{-1}$, in Graben 3 23 mg $O_2 * l^{-1}$. Die minimalen Sauerstoffwerte wurden zwei Stunden nach Sonnenuntergang gemessen (21 Uhr). Die Werte betrugen in Graben 2: 4,7, in Graben 3: 6,8 mg $O_2 * l^{-1}$.

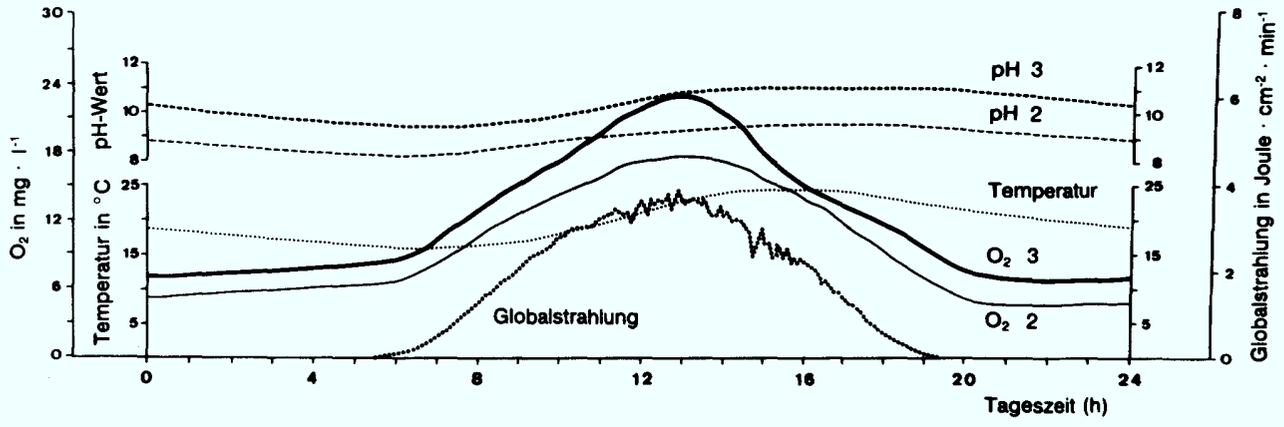


Abb. 50: Änderungen im Tagesverlauf von pH-Werten und Sauerstoffgehalten der Gräben 2 und 3 sowie der Wassertemperatur und Globalstrahlung (22. 8. 1978)

6.5.3. Die Reinigungsleistung von unterschiedlich belasteten Algengräben (Variation der Aufenthaltszeit)

Für die kontinuierlich belasteten Gräben 2 - 5 betrug die CSB-Konzentration im Zulauf während des Zeitraums 1. 9. - 24. 10. 1978 im Mittel 994 $\pm$ 99 mg O_2/l; der weiterhin diskontinuierlich belastete Graben 1 erhielt die Hälfte dieser CSB-Dosis. Durch Variation der Aufenthaltszeiten wurden in den einzelnen Gräben unterschiedliche Belastungen eingestellt.

Tabelle 32: CSB-Zu- und Ablaufwerte der Algengräben 1 bis 5 über den Zeitraum 1. 9. - 24. 10. 1978

Graben	1	2	3	4	5
CSB im Zulauf ($mg * l^{-1}$)	497 ±50	994 ±99	994 ±99	994 ±99	994 ±99
CSB im Ablauf ($mg * l^{-1}$)	111,3±21,5	235,4±27,5	214,8±40,6	231,9±33	180,3±32,0
CSB-Belastung ($g * m^{-2} * d^{-1}$)	15,4± 1,5	34,8± 8,2	28,5± 4,4	16,5± 2,6	15,8± 3,2
CSB Rest ($g * m^{-2} * d^{-1}$	3,7± 0,5	8,4± 2,3	6,4± 1,5	4,0± 1,0	2,8± 0,8
% CSB-Abbau	75,4± 4,7	75,7± 4,4	77,2± 4,8	76,1± 4,9	82,2± 3,3
Aufenthalts-zeit (d)	6 ± 0	5,49±1,23	6,58±1,06	11,50±2,54	11,96±1,69

Die CSB-Ablaufkonzentration (Tabelle 30) von Graben 1 (Abb. 51) lag um die Hälfte niedriger als in den Gräben 2 - 5 (Abb. 43). Dieses Ergebnis bestätigt, daß der CSB des Flüssigmistes nur zu einem bestimmten Prozentsatz abgebaut wird (Kap. 6.5.1. und 7.).

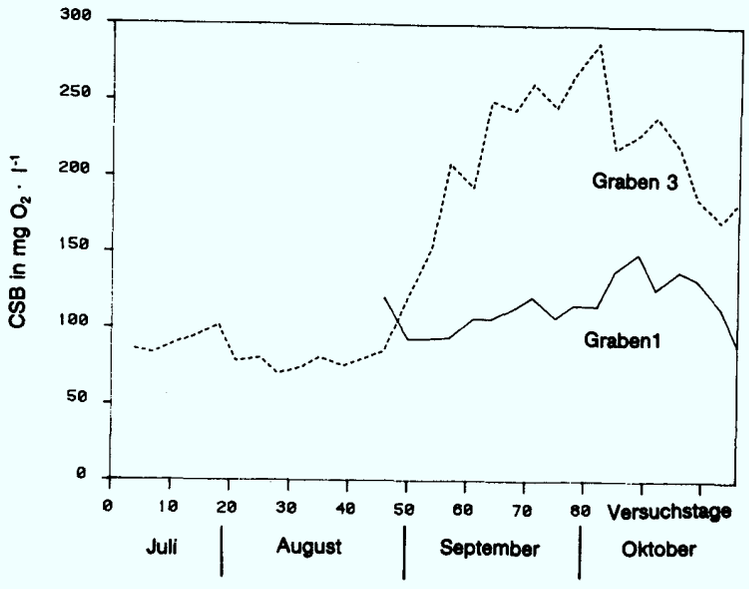


Abb. 51: Die CSB-Ablaufwerte der Gräben 1 und 3 im Versuchszeitraum Juli bis Oktober 1978. Die CSB-Zulaufkonzentration für Graben 3 betrug 994 $\pm$ 99 mg O_2 l^{-1}, für Graben 1 497 $\pm$ 50 mg O_2 l^{-1}.

Der prozentuale CSB-Abbau (Abb. 43) nahm vom 10. 9. bis zur Zugabe einer neuen Flüssigmistcharge von 82 % auf 70 % ab, danach wurden wieder Abbauleistungen von 80 % erzielt, trotz unterschiedlicher Aufenthaltszeiten. Aus unerklärlichen Gründen war die Abbauleistung in Graben 5 besser, bzw. die CSB-Ablaufwerte lagen niedriger als die der Gräben 2, 3 und 4. In den Gräben 2 und 4, die in dem vorausgegangenen Zeitabschnitt höher belastet waren als 3 und 5, kam es im September zur Nitrifikation bis zum Nitrit. Auch wenn ich nun die CSB-Ablaufwerte für Nitrit korrigiere - 1 mg NO_2-N ergibt 1,1 mg CSB - liegen die Ablaufwerte der Gräben 2 und 4 immer noch über den Werten des Grabens 5.

Am 20. 9. 1978 und am 6. 10. 1978 wurden BSB_5-Messungen in dem verdünnten Flüssigmist und in den Grabenabläufen durchgeführt.

Tabelle 33: BSB_5-Ablaufwerte in mg O_2 * l^{-1} der Gräben 1 - 5 und der BSB_5-Wert des verdünnten Flüssigmistes im September und Oktober 1978. Graben 1 bekam die Hälfte der Flüssigmistmenge.

	Verdünnter Flüssigmist (für Graben 2-5)	Graben Nr. 1	2	3	4	5
BSB_5 20. 9. 14.20 h	383	11	53	20	75	56
6.10. 14.00 h	368	49	57	53	59	27

Die BSB_5-Ablaufwerte waren höher als die am 14. 8. 1978 ermittelten (Tab. 31). Naheliegend ist die Vermutung, daß die Abbaurate bei den Herbsttemperaturen von maximal 11 °C am 20. 9. und 12 °C am 6. 10. (am 14. 8. 1978 betrug die maximale Wassertemperatur 17,5 °C) niedriger war. Wenn aber der BSB_5-Wert im Ablauf von Graben 1 am 20. 9. schon kurz nach dem stoßweise zugegebenen, verdünnten Flüssigmist 11 mg O_2 * l^{-1} betrug, fand nach wie vor ein guter Abbau des organischen Kohlenstoff statt. Da bei der BSB_5-Bestimmung keine nitrifikationshemmenden Reagentien zugegeben wurden, beruhte der gemessene hohe Sauerstoffbedarf viel wahrscheinlicher auf der mikrobiellen Oxidation von Ammonium-Stickstoff.

6.5.4. Die Reinigungsleistung im Frühjahr und Sommer bei unterschiedlichen Aufenthaltszeiten und im Vergleich zu einem pH-statisch betriebenen Algengraben

Die CSB-Zulaufkonzentration vom 10. 4. 1979 bis 8. 5. 1979 betrug für die Gräben 2 bis 5 gleichermaßen 800 $\pm$ 97 mg O_2 pro Liter (Abb. 52). Durch unterschiedliche Aufenthaltszeiten variierte die Belastung von 12 (Graben 2) bis 20 (Graben 3) g CSB pro m^2 und Tag. Trotz unterschiedlicher Aufenthaltszeiten und niedriger Temperaturen wurde der CSB in allen Gräben über 80 % abgebaut (Abb. 53).

Die CSB-Ablaufkonzentrationen lagen in allen Gräben bei ca. 140 mg O_2 * l^{-1} (Tabelle 34, Abb. 52a, b).

Tabelle 34: CSB-Belastung und Abbau bei unterschiedlichen Aufenthaltszeiten im Zeitraum 10. 4. 1979 - 8. 5. 1979

Graben:	2	3	4	5
CSB Zulauf mg * l^{-1}	800 ±97	800 ±97	800 ±97	800 ±97
CSB Ablauf mg * l^{-1}	143 ±36	147 ±34	135 ±24	152 ±32
CSB Zulauf g * m^{-2} * d^{-1}	12,3± 6,4	20 ± 4,3	15,8± 5,3	16,5± 4,1
CSB Rest g * m^{-2} * d^{-1}	2,1± 0,9	3,5± 0,9	2,6± 1,0	3,0± 0,7
% CSB-Abbau	82,9± 3	82,5± 2,4	83,4± 2,6	81,2± 4,9
Aufenthaltszeit (d)	13,6± 5,8	7,5± 1,2	9,3± 2,3	9,2± 2,1

Im darauf folgenden Monat (8. 5. - 8. 6.) wurden die Gräben 2 bis 5 mit Flüssigmist belastet, der inzwischen im Vorratsbehälter anaerob schon erheblich abgebaut war.

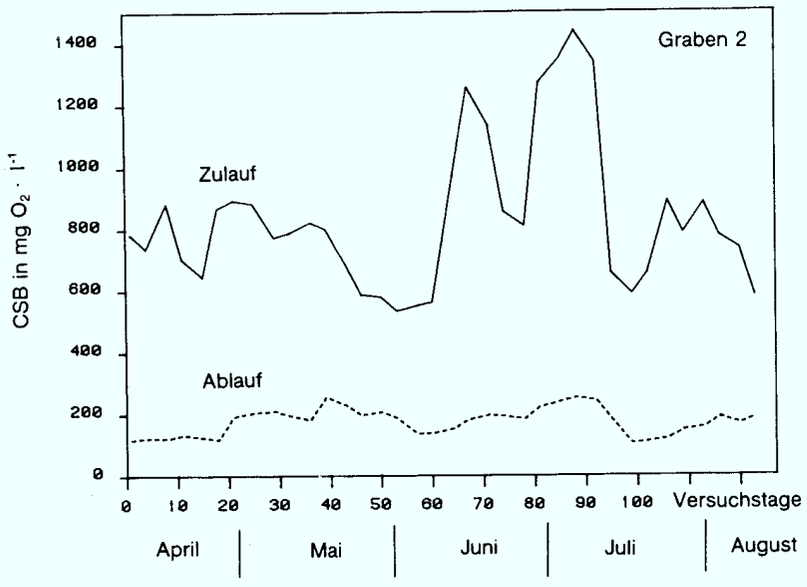


Abb. 52a: Die CSB-Zu- und Ablaufwerte des Grabens 2 im Versuchszeitraum April bis August 1979

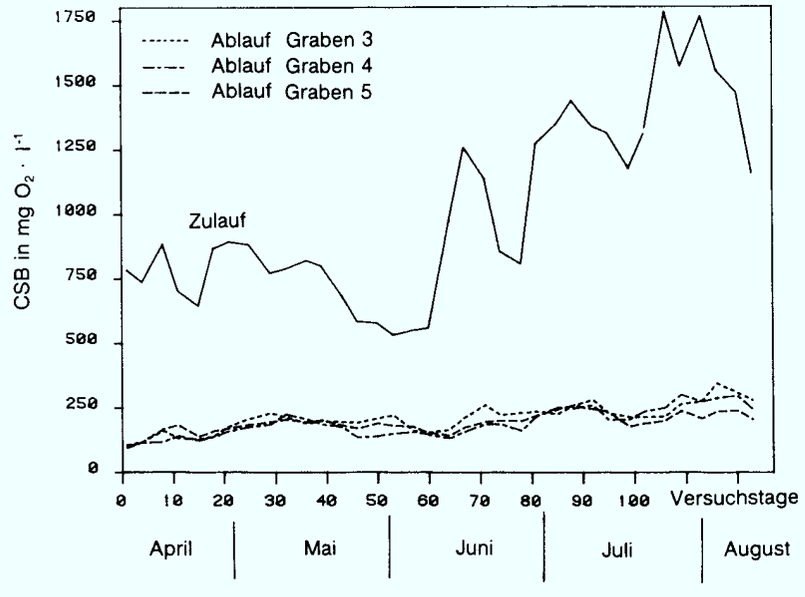


Abb. 52 b: Die CSB-Zu- und Ablaufwerte der Gräben 3, 4 und 5 im Versuchszeitraum April bis August 1979

Die CSB-Ablaufwerte lagen jetzt bedeutend höher - ca. 200 mg * l^{-1} - obwohl die Zulaufkonzentration mit 602 ± 228 mg CSB pro Liter niedriger war (Abb. 52, 53). Der durchschnittliche prozentuale Abbau des CSB betrug nur noch 72 % (Tabelle 35).

Tabelle 35: CSB-Belastung und -Abbau im Zeitraum 8. 5. 1979 - 8. 6. 1979

Graben:	2	3	4	5
CSB im Zulauf mg * l^{-1}	602 ±228	602 ±228	602 ±228	602 ±228
CSB im Ablauf mg * l^{-1}	201 ± 33	202 ± 21	174 ± 30	189 ± 12
CSB im Zulauf g * m^{-2} * d^{-1}	20,4± 3,6	21,4± 2,3	21,3± 4,6	23,0± 4,4
CSB im Ablauf g * m^{-2} * d^{-1}	6,0± 1,1	6,3± 0,9	5,2± 1,0	6,1± 1,0
% CSB-Abbau	70,2± 5,3	70,2± 6,2	75,3± 2,6	73,3± 4,2
Aufenthaltszeit (d)	6,3± 0,6	6,0± 0,9	6,4± 1,1	5,6± 0,4

Der Rückgang der prozentualen Abbauleistung (Abb. 53) hielt bis zur Verwendung einer neuen Flüssigmistlieferung (ab 9. 6.) an.

Der Flüssigmist in dem 3 m^3 fassenden Vorratsbehälter (Abb. 20) wurde täglich mindestens eine Viertelstunde gerührt und in der Ringleitung umgepumpt, somit wurden gute Bedingungen für einen anaeroben Abbau geschaffen. Beim anaeroben Abbau bleibt der Stickstoff weitgehend erhalten, der Kohlenstoff entweicht als Methan und Kohlendioxid.

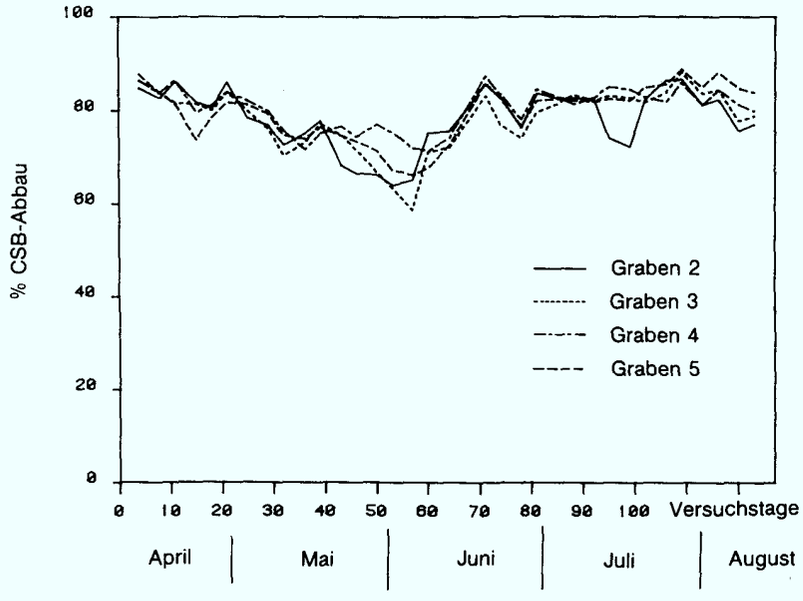


Abb. 53: Der prozentuale CSB-Abbau in den Gräben 2 bis 5 im Versuchszeitraum April bis August 1979

Entsprechend der Lagerdauer mußte sich das Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff zugunsten des Stickstoffs verschieben. Das Verhältnis der CSB-Werte zu den Gesamt-N-Werten des verdünnten Flüssigmists nahm in der Zeit vom 10. 4. - 8. 6. in der Tat von 7,7 auf 4,8 ab, und diese Abnahme war signifikant korreliert mit der Abnahme des prozentualen CSB-Abbaus ($p > 99,9$, $r = 0,85$, $n = 18$) in den Gräben.

Die CSB-Gehalte der Grabenabläufe (Tab. 35) waren in dem Zeitraum 8. 5. - 8. 6. 1979 gegenüber dem vorherigen Zeitraum (Tab. 34) von ca. 140 auf 190 mg $O_2 * l^{-1}$ gestiegen, eine Folge der insgesamt höheren Belastung mit biologisch nicht abbaubaren (refraktären) Kohlenstoffverbindungen.

Die Zugabe der neuen Flüssigmistlieferung ab 9. 6. 1979 brachte einen sofortigen Anstieg des prozentualen Abbaus (Abb. 53). Die Gräben wurden jetzt insgesamt höher belastet mit 30 g CSB pro m^2 und Tag. Die CSB-Zulaufkonzentration betrug vom 8. 7. bis 10. 7. (Tabelle 36) 972 $\pm$ 439.

Der ab 9. 6. 1979 verwendete Flüssigmist enthielt einen wesentlich größeren Anteil an abbaubarem organischen Kohlenstoff. Trotz einer Belastungszunahme von ca. 50 % waren die Ablaufwerte von ca. 200 mg CSB l^{-1} identisch mit den vorher (Tabelle 35) gemessenen Werten.

Tabelle 36: CSB-Belastung und -Abbau über den Zeitraum 9. 6. - 10. 7. 1979

Graben	1	2	3	4	5
CSB im Zulauf (mg * l^{-1})	972 ± 439	972 ± 439	972 ± 439	972 ± 439	972 ± 439
CSB im Ablauf (mg * l^{-1})	202 ± 51	196 ± 38	226 ± 40	195 ± 47	186 ± 71
CSB-Belastung (g * m^{-2} * d^{-1})	37,1 ± 12,3	32,5 ± 13,8	33,6 ± 9,5	31,7 ± 9,5	31,4 ± 9,0
CSB-Rest (g * m^{-2} * d^{-1})	6,9 ± 2,0	5,6 ± 2,1	7,0 ± 1,2	5,8 ± 1,2	6,2 ± 1,1
% CSB-Abbau	81,3 ± 5,5	80,5 ± 4,1	78,2 ± 4,8	80,6 ± 5,2	79,3 ± 5,9
Aufenthaltszeit (d)	5,3 ± 0,4	6,5 ± 1,9	6,0 ± 1,1	6,2 ± 0,3	6,3 ± 0,6

Die zusätzlichen P-Gaben (Graben 1; vgl. Abschnitt 6.4.6.) hatten keinen Einfluß auf die CSB-Abbauleistung. Auch die pH-statische Fahrweise von Graben 4 (vgl. Abschnitt 6.4.5.1., 6.4.6.1.) führte nicht zu einer Verbesserung des CSB-Abbaus (Tabelle 34, 35, 36).

6.5.5. Die Reinigungsleistung bei gleichen Aufenthaltszeiten und hoher CSB-Belastung

Nach Durchmischen der Grabeninhalte 1 bis 5 am 10. 7. 1979 wurden die Algengräben 1 - 5 im Zeitraum 10. 7. - 10. 8. mit unterschiedlichen Flüssigmistkonzentrationen belastet.

Tabelle 37: CSB-Belastung und -Abbau im Zeitraum 10. 7. - 10. 8. 1979 (Graben 1 bis 3. 8. 1979)

Graben	1	2	3	4	5
CSB im Zulauf (mg * l^{-1})	2929 ± 481	722 ± 111	1475 ± 210	1475 ± 210	1475 ± 210
CSB im Ablauf (mg * l^{-1})	371 ± 119	152 ± 34	261 ± 47	256 ± 37	195 ± 67
CSB-Belastung (g * m^{-2} * d^{-1})	102,9 ± 18,4	26,4 ± 3,2	47,3 ± 9,8	50,2 ± 7,5	49,7 ± 8,0
CSB-Rest (g * m^{-2} * d^{-1})	12,0 ± 3,5	5,2 ± 1,2	8,1 ± 1,9	8,6 ± 1,5	7,3 ± 0,9
% CSB-Abbau	88,4 ± 2,1	80,5 ± 5,2	2,6 ± 3,1	82,9 ± 2,1	85 ± 2,3
Aufenthaltszeit (d)	5,2 ± 0,3	5,3 ± 0,2	5,9 ± 0,6	5,5 ± 0,2	5,5 ± 0,2

Graben 2 wurde mit 26,4 g CSB m^{-2} * d^{-1} geringfügig niedriger belastet als in dem vorangegangenen Zeitabschnitt (Tab. 36). Die CSB-Ablaufkonzentration betrug ca. 150 mg * l^{-1} (Tab. 37). Mit einer Korrektur für Nitrit (vgl. S. 147), die Konzentration im Graben 2 lag zwischen 7 und 20 mg NO_2-N * l^{-1}, würde der CSB-Ablaufwert ca. 135 mg * l^{-1} betragen. Dieser, im Vergleich zu den vorherigen Zeiträumen (Tab. 35 und 36) nie

drige Wert wurde auch schon bei der im April verwendeten Flüssigmistcharge erreicht (Tab. 34). Die durchschnittliche prozentuale Abbauleistung von ca. 80 % in Graben 2 wurde von den mit ca. 50 g CSB m^{-2} * d^{-1} belasteten Gräben 3, 4 und 5 übertroffen (Tab. 37). Die CSB-Ablaufkonzentrationen der Gräben 3 und 4 waren wegen des nicht abbaubaren Kohlenstoffanteils mit 260 mg * l^{-1} erwartungsgemäß wesentlich höher als die Ablaufwerte des niedriger belasteten Grabens 5. Daß in den Gräben 3 und 4 die gemessenen CSB-Werte im Durchschnitt höher bzw. die prozentualen Abbauwerte niedriger waren als in Graben 5, ist, aufgrund der im folgenden mitgeteilten Beobachtungen, wahrscheinlich auf suspendierte Bakterienbiomasse zurückzuführen.

In den Gräben 3 und 4 kam es zu einem erheblich früheren Zeitpunkt zur vollständigen Nitrifikation als in Graben 5. Die Nitratbildung war in jedem Graben begleitet vom Auftreten einer milchweißen Trübung des Überstandes nach Abzentrifugieren der Grabensuspensa. Diese Trübung wurde von Bakterien (vermutlich Nitrobacter) verursacht, die aber aufgrund ihres langsamen Wachstums bei der Gesamtkeimzahlbestimmung nicht erfaßt wurden. Da der CSB von diesem Überstand gemessen wurde, dürfte die Erhöhung des CSB im Ablauf der Gräben 3 und 4 um durchschnittlich 60 mg * l^{-1} auf Bakterienbiomasse zurückzuführen sein. Im Überstand der Gräben 3 und 4 lag die optische Dichte im Durchschnitt 0,100 höher als in Graben 5. Nach Fingerhut (1985), der mit Reinkulturen von Pseudomonas aeruginosa arbeitete, entspricht 0,100 umgerechnet ca. 30 mg Bakterienbiomasse. Nach der von Fingerhut (1985) verwendeten Summenformel für Bakterienbiomasse, $C_5H_2O_2N$, entspricht 1 mg Bakterien ca. 1,9 mg CSB. Nach dieser Berechnung ist die CSB-Erhöhung im Ablauf der Gräben 3 und 4 tatsächlich auf Bakterienbiomasse zurückzuführen.

In dem hochbelasteten Graben 1 kam es zu der erstaunlich guten prozentualen Abbaurate von ca. 88 % (10. 7. - 3. 8.). Die Ablaufwerte bis zum 3. 8. 1979 stiegen auf 570 mg CSB pro Liter an. Graben 1 war ab 26. 7. auch tagsüber anoxisch (Abb. 40) und nicht mehr geruchsfrei. Die Algenpopulation war nahezu ausgespült (Kapitel 6.4.7.) und der Eintrag von Sauerstoff mit dem Schaufelrad reichte offenbar nicht mehr aus, aerobe Verhältnisse zu erhalten.

Wie in der Diskussion (Kapitel 7.) näher erläutert, war der CSB-Abbau in meiner Versuchsanlage über einen breiten Belastungsbereich nicht abhängig von der Sauerstoffproduktion der Mikroalgen. Die Biomasseproduktion (Abb. 54) erwies sich dagegen als abhängig von der zugeführten Menge abbaubarem CSB und den damit gleichzeitig zugeführten Nährstoffen (Abb. 55a, b). Wenn die abgebaute CSB-Menge gegen die Albazodproduktion aufgetragen wird, zeigt sich bis ca. 25 g CSB * m^{-2} * d^{-1} ein fast linearer Anstieg in TS-Produktion; darüber hinausgehende CSB-Belastungen werden zwar gut abgebaut, führen aber nicht zur TS-Produktionssteigerung (Abb. 56a, b, c), vielmehr ist eine abfallende Tendenz erkennbar.

Hieraus folgt, daß erstens die CSB-Belastung nicht weniger als 25 g CSB *m^{-2} * d^{-1} (= 20 g * m^{-2} * d^{-1} abbaubarer CSB) betragen sollte, um die Albazodproduktion nicht durch die Nährstoffzufuhr zu limitieren und das Reinigungspotential voll zu nutzen. Zweitens ergibt eine CSB-Belastung von > 40 g * m^{-2} * d^{-1} (ca. 35 g abbaubarer CSB m^{-2} * d^{-1}) bei den gegebenen Aufenthaltszeiten keine Produktionssteigerung. Hierbei muß berücksichtigt werden, daß Schweineflüssigmist im Vergleich zu häuslichem Abwasser eine viel intensivere Eigenfärbung hat, die bei höheren Belastungen zunimmt und verstärkt zu Lichtlimitierung führt.

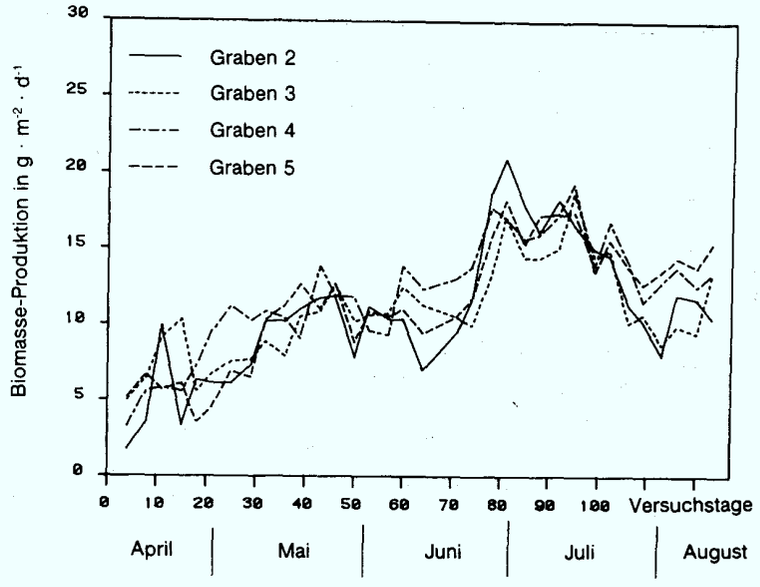


Abb. 54: Die Albazod-Produktion in g * m^{-2} * d^{-1} der Gräben 2 - 5 im Versuchszeitraum April bis August 1979

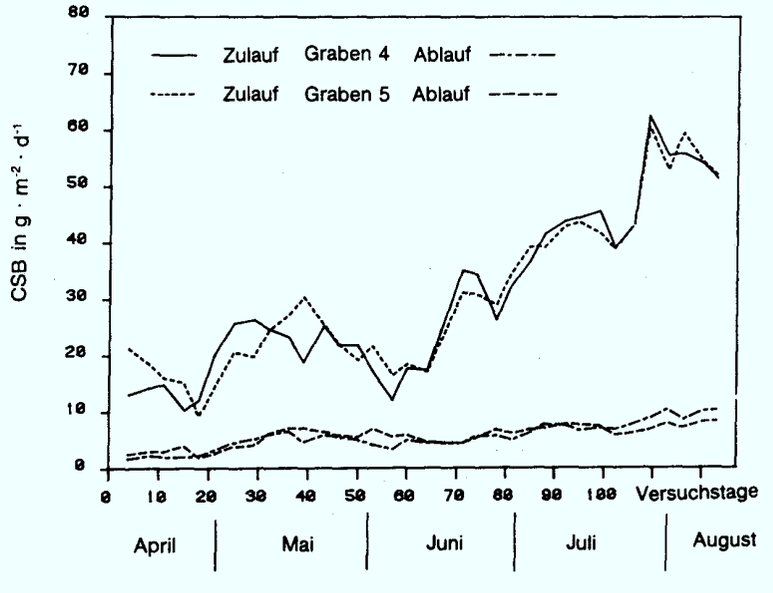


Abb. 55a: Die CSB-Zulauf- und -Ablaufwerte in g * m^{-2} * d^{-1} für die Gräben 4 und 5 im Versuchszeitraum April bis August 1979

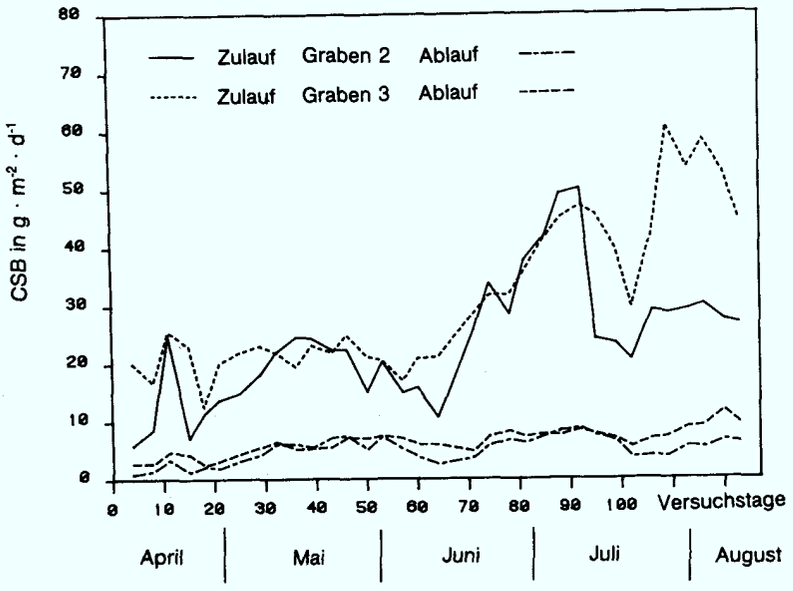


Abb. 55b: Die CSB-Zulauf- und -Ablaufwerte in g * m^{-2} * d^{-1} für die Gräben 2 und 3 im Versuchszeitraum April bis August 1979

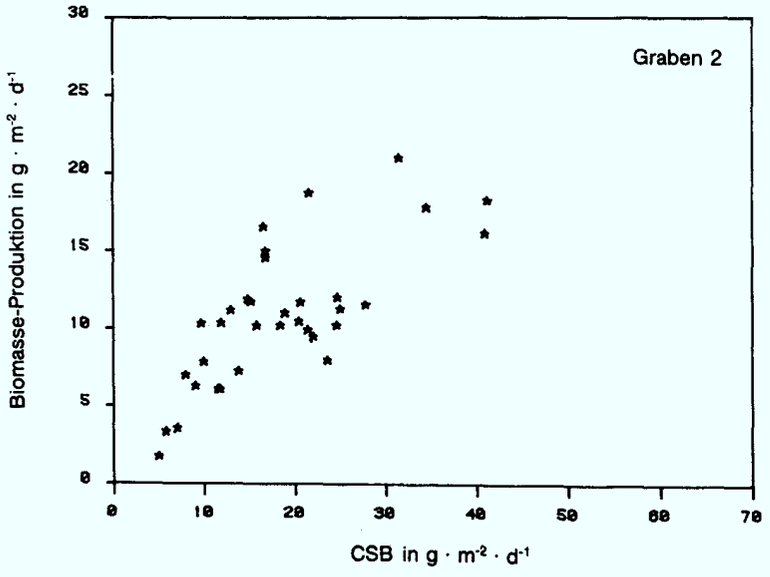


Abb. 56a: Zusammenhang zwischen Albazod-Produktion und umgesetztem CSB (Differenz zwischen Zu- und Ablaufwerte) für den Graben 2

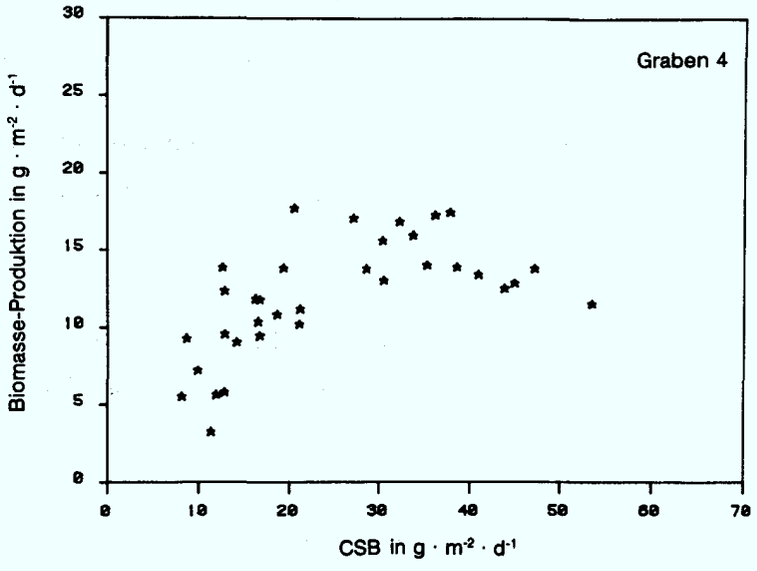


Abb. 56b: Zusammenhang zwischen Albazod-Produktion und umgesetztem CSB (Differenz zwischen Zu- und Ablaufwerten) für den Graben 4

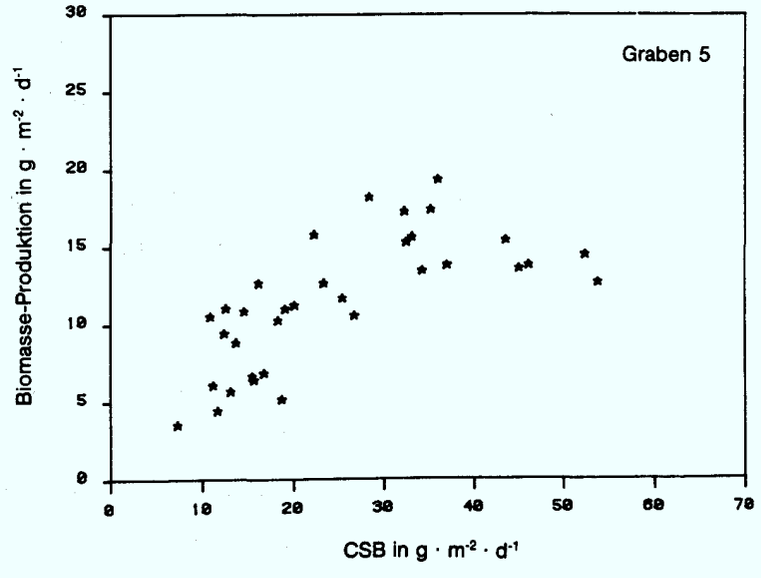


Abb. 56c: Zusammenhang zwischen Albazod-Produktion und umgesetztem CSB (Differenz zwischen Zu- und Ablaufwerten) für den Graben 5

6.6. Wirksamkeit der Behandlung im Algengraben im Sinne einer weitergehenden Reinigung: Phosphateliminierung

Die Phosphateliminierung im Algengraben erfolgte einerseits durch P-Festlegung in der wachsenden Biomasse (Kapitel 3.1.), andererseits durch Phosphatfällung.

Nach Maßgabe des Verbrauchs von CO_2 bzw. HCO_3^- bei der Photosynthese steigt das pH, und es kommt zur P-Fällung nach folgenden chemischen Reaktionen (Helmer und Sekoulov 1977):

$$H_2O + CO_2 \xrightarrow{\text{Licht}} (CH_2O) + O_2$$

$$H_2O + CO_2 \longrightarrow HCO^{3-} + H^+$$

$$H_2O + CO_3^{2-} \longrightarrow HCO_3^{2-} + OH^-$$

$$2\ Ca^{2+} + Mg^{2+} + HPO_4^{2-} + 2\ HCO^{3-} + 2\ OH^- \xrightarrow{pH > 8,3} CaCO_3 + CaHPO_4 + Mg(OH)_2 + CO_2 + H_2O$$

Das ausgefällte $CaHPO_4$ wird mit der Biomasse vom Ablauf getrennt, falls das pH über 8,3 liegt. Bei niedrigeren pH-Werten kommt es zur Rücklösung des Phosphats.

Bei kontinuierlich schwacher Belastung blieb das pH auch während der Nacht über 8,3 (Abb. 42). Bei stärkerer Belastung fiel es auf Werte unter 8 (Abb. 33, 34 und 41), so daß in diesen Fällen nur während eines Teils des Tages die chemisch-physikalische Phosphateliminierung mit dem Überlauf stattfinden konnte. In den auf maximalen Durchsatz, bzw. auf kürzestmögliche Aufenthaltszeiten gefahrenen israelischen Algengräben, wurden im Durchschnitt nur 2 mg P von den im häuslichen Abwasser enthaltenen 18 mg P pro Liter entfernt. Die Phosphateliminierung fand hauptsächlich durch die bei der Biomassetrennung eingesetzte Flockung und den Fällungsprozeß mit $Al_2(SO_4)_3$ statt (Shelef et al. 1976).

In dem verdünnten Flüssigmist und in den Algengräben wurde das molybdänreaktive Phosphat nach Abzentrifugieren der Suspensa gemessen. Aus den Algengräben wurden die Proben zur P-Bestimmung morgens um 9 Uhr gezogen, kurz nachdem in den Algengräben das minimale pH erreicht wurde, bzw. im Tagesverlauf die höchsten Phosphat-Ablaufwerte zu erwarten waren.

6.6.1. Molybdän-reaktives Phosphat in verdünntem Flüssigmist

Die Phosphatkonzentration in dem von Feststoffen befreiten Flüssigmist war niedrig (Tabelle 38). Das Verhältnis von Gesamt-Stickstoff zu Phosphat von dem 1978 verwandten Flüssigmist betrug 20 : 1. Nach längerer Lagerung des Flüssigmistes im Vorratsbehälter verschob sich dieses Verhältnis noch mehr zugunsten des Stickstoffs. Das pH stieg während der Lagerung auf Werte um 8 an (Tabelle 38). Möglicherweise spielte hierbei ein "P-Verlust" durch Ausfällung von Phosphat als Struvit ($MgNH_4PO_4 * 6\ H_2O$) eine Rolle, wie er nach Lagern und Schütteln von Flüssigmist von Fordham und Schwertmann (1978) sowie Gerritse und Eksteen (1978) gefunden wurde.

Die Phosphatkonzentration des bis 11. 6. 1979 verwendeten, verdünnten Flüssigmistes betrug ca. 3 mg P pro Liter, das N : P-Verhältnis 38 ($\pm$ 7) : 1. Vom 11. 6. bis 14. 8. war die Konzentration ca. 10 mg P pro Liter, das N : P-Verhältnis 12,4 ($\pm$ 2,4) : 1.

6.6.2. Ergebnisse der Phosphat-Eliminierung in den Algengräben

Die Gräben 2 und 4 wurden vom 13. 7. bis zum 1. 9. 1978 mit ca. 100 mg P pro m^2 und Tag belastet, die P-Konzentration im Zulauf betrug 3,8 mg pro Liter verdünnten Flüssigmist, die Gräben 3 und 5 mit ca. 50 mg $P * m^{-2} * d^{-1}$, die P-Konzentration im Zulauf betrug ca. 1,9 mg $* l^{-1}$.

Die Ablaufkonzentrationen lagen in allen 4 Gräben bei 0,2 $\pm$ 0,1 mg P pro Liter (Abb. 57a, b), die Eliminationsleistung bei 95 % (Abb. 58). Zu Beginn der Versuche (Mitte Juli) war die P-Konzentration im Ablauf hoch, verursacht durch den batchweise zugegebenen konzentrierten Flüssigmist (vgl. 6.4.1.).

Tabelle 38: Konzentrationsänderungen des molybdän-reaktiven Phosphats, des pH-Werts und des N : P-Verhältnisses während der Lagerung der 1979 verwendeten Flüssigmist-Chargen. Stickstoff und Phosphat wurden in dem 1 : 18,9 verdünnten Flüssigmist gemessen.

Datum	N : P	pH	P (mg * l^{-1})
13. 7.	20,1	7,60	7,1
17. 7.	27,1	7,65	3,8
20. 7.	28,5	7,35	3,5
24. 7.	23,6	7,35	4,2
27. 7.	25,1	7,53	3,9
31. 7.	27,0	7,57	3,6
3. 8.	26,8	7,65	3,7
7. 8.	32,4	7,77	2,8
10. 8.	25,3	7,88	3,7
14. 8.	28,1	8,01	3,5
17. 8.	30,5	7,82	3,2
21. 8.	34,6	7,75	2,7
28. 8.	50,7	7,78	1,6
1. 9.*	21,3	7,45	6,7
5. 9.	20,1	7,46	6,5
8. 9.	20,5	7,68	5,9
12. 9.	21,5	7,60	6,1
15. 9.	22,2	7,87	6,0
19. 9.	-	7,83	6,2
22. 9.	20,4	7,95	6,1
26. 9.	20,9	8,08	5,9
29. 9.	28,6	7,90	4,4
3.10.	25,1	7,98	5,3
6.10.*	20,0	7,63	6,0
10.10.	17,9	7,40	6,8
13.10.	20,5	7,42	5,9
17.10.	16,5	7,70	7,4
20.10.	22,0	7,90	5,4
24.10.	25,0	7,92	4,8

* Neue Flüssigmistlieferung

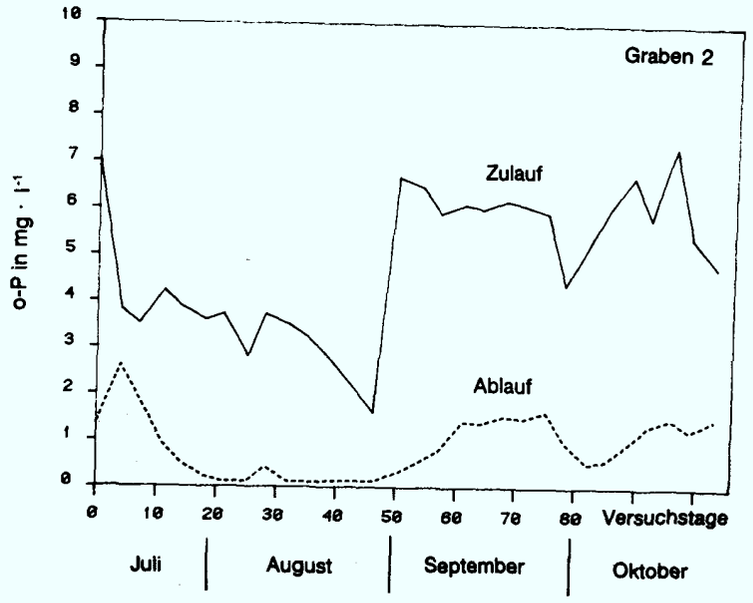


Abb. 57a: Konzentrationsänderungen des molybdän-reaktiven Phosphats im Zu- und Ablauf für den Graben 2 im Versuchszeitraum Juli - Oktober 1978

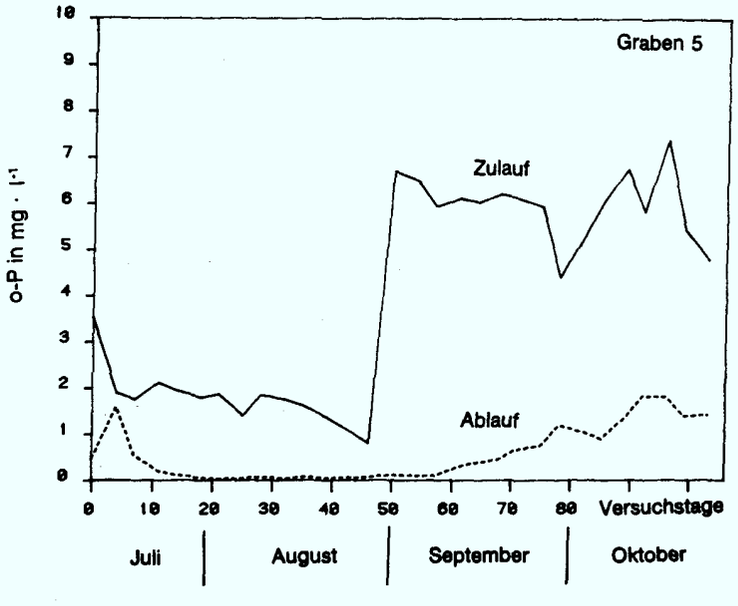


Abb. 57b: Konzentrationsänderungen des molybdän-reaktiven Phosphats im Zu- und Ablauf für den Graben 5 im Versuchszeitraum Juli - Oktober 1978

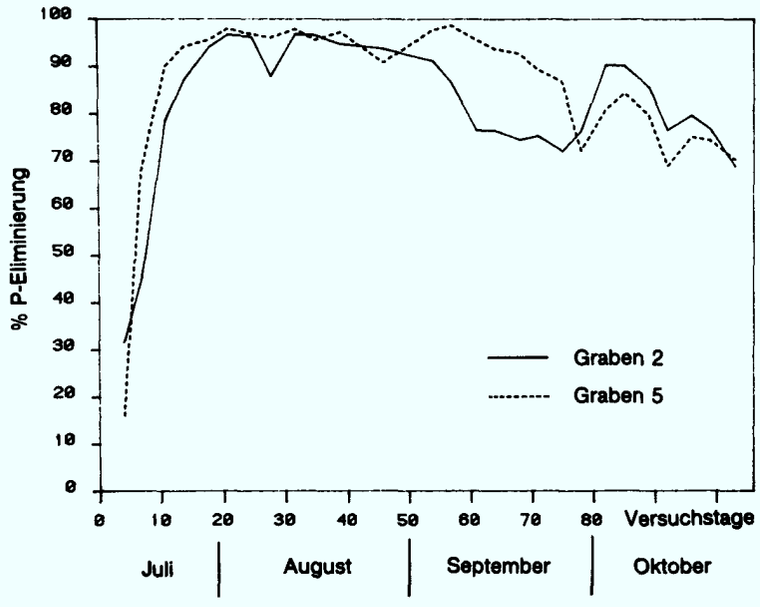


Abb. 58: Die prozentuale Phosphat-Eliminierung für die Gräben 2 und 5 im Versuchszeitraum Juli bis Oktober 1978

In den Monaten September und Oktober 1978 betrug die P-Konzentration im Zulauf ca. 6 mg pro Liter und die Belastung - durch unterschiedliche Aufenthaltszeiten bedingt - für Graben 2 ca. 220 mg P $m^{-2} * d^{-1}$, für Graben 3 ca. 180 mg P $m^{-2} * d^{-1}$ und für Graben 4 ca. 100 mg P $m^{-2} * d^{-1}$ (vgl. 6.4.3.). Im September betrugen die Ablaufkonzentrationen in

Graben 2 ca. 1,5 mg P $* l^{-1}$ oder 75 % Eliminierung
Graben 3 ca. 1,25 mg P $* l^{-1}$ oder 80 % Eliminierung
Graben 4 ca. 0,5 mg P $* l^{-1}$ oder 90 % Eliminierung.

Ende Oktober sank die prozentuale Eliminationsrate auf 70 % und darunter (Abb. 58). Nur der semi-kontinuierlich belastete Graben 1 behielt eine Eliminationsleistung von ca. 90 %.

In April und Mai 1979 wurden die Gräben 2, 3, 4 und 5 mit ca. 75 mg P $* m^{-2} * d^{-1}$ - Zulaufkonzentration ca. 3 mg P pro Liter - belastet (vgl. 6.4.4.). Die Ablaufkonzentration variierte von 0,1 bis 0,6 mg P pro Liter, die Eliminationsleistung von 78 bis 99 % (Abb. 59a, b, 61).

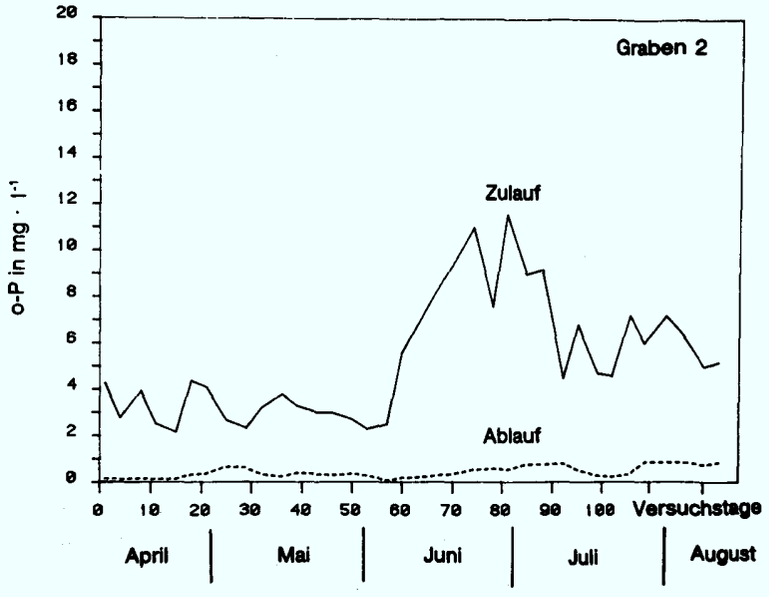


Abb. 59a: Zu- und Ablaufwerte des molybdän-reaktiven Phosphats für den Graben 2 im Versuchszeitraum Mai bis Juli 1979

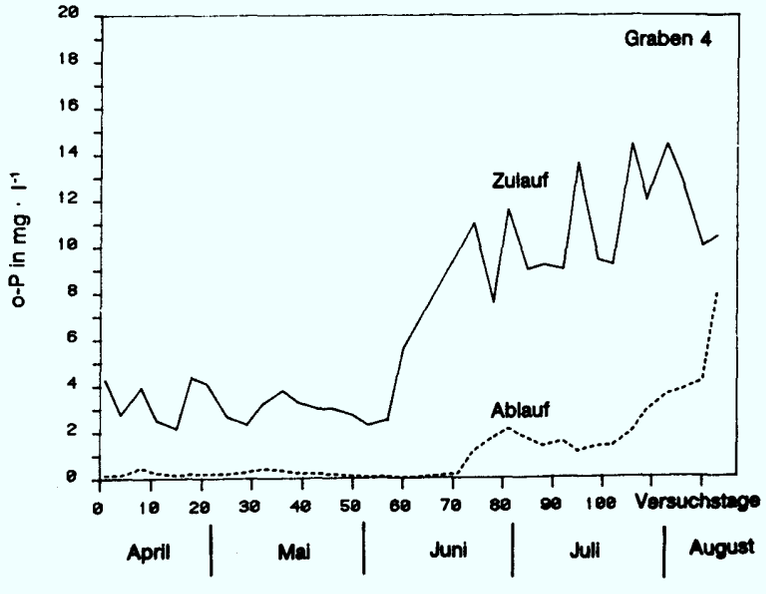


Abb. 59b: Zu- und Ablaufwerte des molybdän-reaktiven Phosphats für den Graben 4 im Versuchszeitraum April bis August 1979

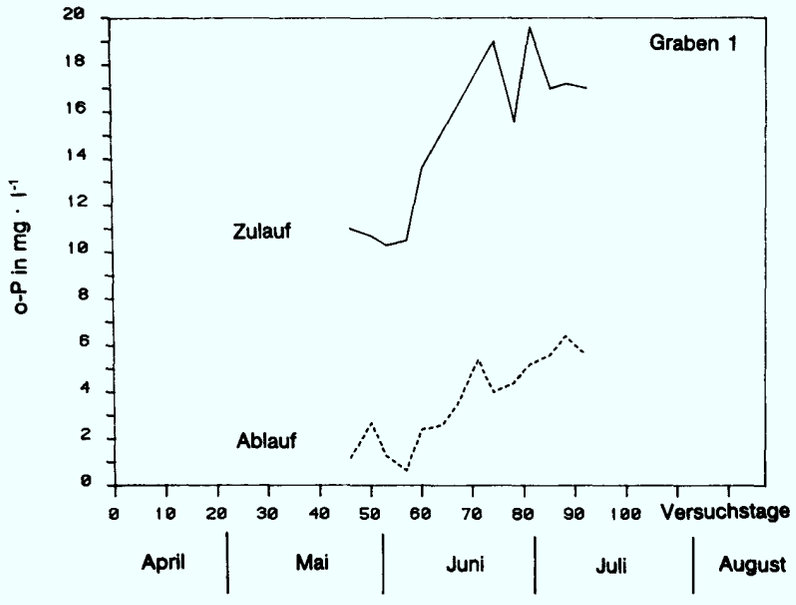


Abb. 60: Zu- und Ablaufwerte des molybdän-reaktiven Phosphats für den Graben 1 im Versuchszeitraum April bis August 1979

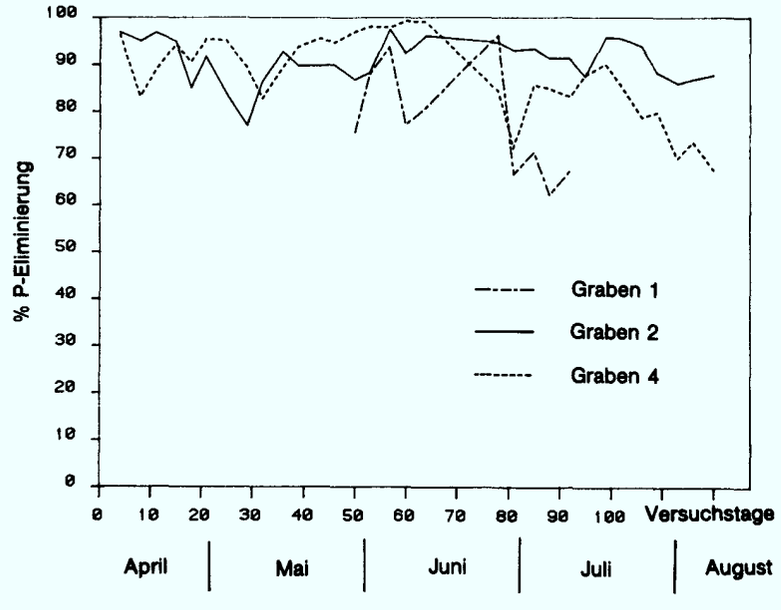


Abb. 61: Die prozentuale Phosphor-Eliminierung für die Gräben 1, 2 und 4 im Versuchszeitraum April bis August 1979

Der 1979 kontinuierlich betriebene Graben 1 wurde in der Zeit vom 25. 5. bis zum 10. 7. durch Zugabe von 8 mg P pro Liter verdünntem Flüssigmist mit 300 bis 700 mg P pro m^2 und Tag belastet. Die P-Konzentration im Zulauf lag zwischen 10 und 20 mg P pro Liter. Bei steigender Belastung nahmen auch die P-Konzentrationen im Ablauf zu (Abb. 60). Bei der Belastung von 650 mg P * m^{-2} * d^{-1} (ca. 18 mg P * l^{-1}) wurden im Ablauf 6 mg P * l^{-1} gefunden, die Eliminierungsleistung lag bei 65 % (Abb. 61). In Graben 2 blieben die Ablaufwerte unter 1 mg P * l^{-1} bei einer Belastung von 150 bis max. 400 mg P * m^{-2} * d^{-1} (5 - 12 mg P * l^{-1}), die P-Elimination betrug rund 90 % (83 - 96 %) (Abb. 59a, 61).

Bei den höher belasteten Gräben 3, 4 und 5 mit 250 bis 500 mg P * m^{-2} * d^{-1} (7,5 - 14,5 mg P * l^{-1} im Zulauf) fiel bei zunehmender Belastung die Eliminationsleistung von 85 auf 70 %, die P-Konzentration im Ablauf stieg auf 4 mg P * l^{-1} an (Abb. 59b, 61).

Kontinuierlich wachsende Algen können im Steady State Phosphat bis 1,6 % ihrer Trockensubstanz enthalten (Kapitel 3.1.). Wenn die damit gegebene P-Aufnahme-Kapazität durch das P-Angebot im Medium übertroffen wird, gelangt die Überschußmenge in gelöster Form in den Ablauf (Paelinck 1978), oder mathematisch formuliert:

$$P_z = \frac{P}{100} * 1{,}6 + P_A \qquad (14)$$

wobei P_z die Phosphatbelastung in g * m^{-2} * d^{-1}, P_A die Phosphatablaufwerte in g * m^{-2} * d^{-1} und P die Algenbiomassetrockensubstanzproduktion in g * m^{-2} * d^{-1} darstellen.

Zur Überprüfung der Laborergebnisse von Paelinck wurden die in 1978 und 1979 im Freiland gewonnenen P-Ablaufwerte in g * m^{-2} * d^{-1} gegen den Quotient von P im Zulauf und Albazodproduktion in g * m^{-2} * d^{-1} aufgetragen. Wenn kein Phosphat im Ablauf gefunden und chemisch-physikalische Phosphat-Eliminierung außer Betracht gelassen wird, entspricht der Quotient (* 100) von P in g * m^{-2} * d^{-1} und Albazod-Produktion in g * m^{-2} * d^{-1} dem prozentualen Phosphatgehalt der Trockenmasse.

Die Ergebnisse - in den Abb. 62 und 63 dargestellt - zeigen in der Tat fast gleichbleibende, sehr niedrige P-Ablaufwerte bis zum Quotienten 0,016 (1,6 % P des Biomassetrockengewichts) und oberhalb davon höhere P-Ablaufwerte. Die Erklärung dafür, daß viele gemessene Werte unterhalb der theoretischen Werte liegen, ist die nicht berücksichtigte physikalisch-chemische Phosphatfällung. Durch niedrige Belastung der Gräben in 1978 lagen die pH-Werte ständig über 8 (Abb. 41); bei der stärkeren Belastung (und höheren Phosphatkonzentrationen) im Sommer 1979 lagen die pH-Werte nur einen Teil des Tages über 8 (Abb. 33).

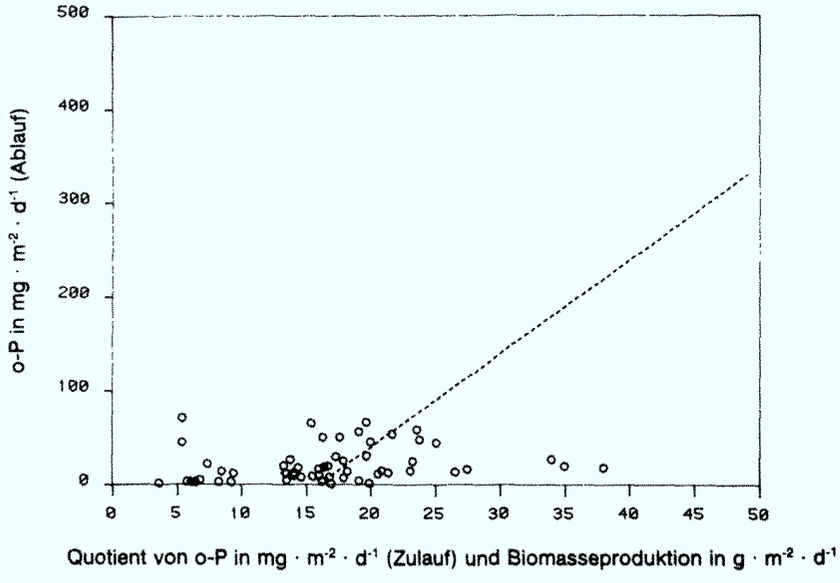


Abb. 62: Beziehung zwischen der Phosphat-Belastung, der Albazod-Produktion und der Phosphat-Menge im Ablauf mit Daten der Gräben 2 und 5 (1978). Die gestrichelte Linie stellt die theoretische Beziehung dar, die sich ergibt, wenn die gebildete Biomasse bis zu 1,6 % vom Trockensubstanzgehalt als P aufnimmt. Höhere P-Belastungen führen zum Phosphatanstieg im Ablauf.

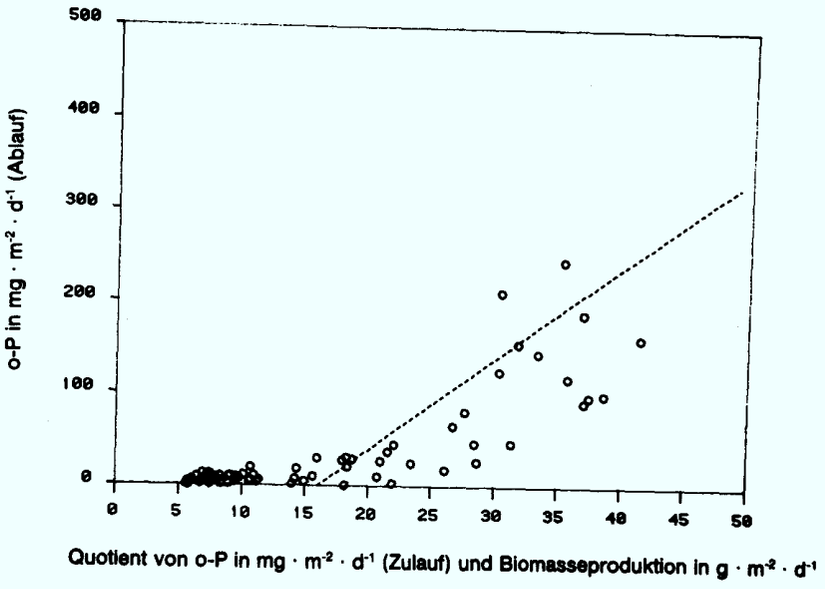


Abb. 63: Beziehung zwischen der Phosphat-Belastung, der Albazod-Produktion und der Phosphat-Menge im Ablauf mit Daten der Gräben 1, 2 und 4 (1979). Sonst wie Abb. 62.

Die Freilandergebnisse zur biologischen Phosphat-Eliminierung stehen also im Einklang mit den Laborbefunden von Paelinck (1978) und lassen außerdem vermuten, daß molybdän-reaktives Phosphat für das Algenwachstum die wichtigste Phosphatquelle ist. Mit häuslichem Abwasser als Substrat finden auch Young et al. (1982) für das Algenwachstum eine größere Verfügbarkeit von gelöstem reaktiven Phosphat als von partikulärem Phosphat.

6.7. Wirksamkeit der Behandlung im Algengraben im Sinne einer weitergehenden Reinigung: Stickstoff-Eliminierung

Die Hauptwege der Stickstoff-Eliminierung im Algengraben sind: die Inkorporierung von Stickstoff in die gebildete Biomasse, die Desorption (Ausgasung) von Ammoniak und, falls es zu Nitrifikation kommt und anoxische Verhältnisse im Graben auftreten, die Denitrifikation.

Zur Berechnung der "N-Verluste" durch Desorption und Denitrifikation wurden Stickstoffbilanzen erstellt. Die Differenz zwischen N-Input und N-Output ergibt den "N-Verlust".

Auf der Input-Seite (verdünnter Flüssigmist) wurde die Kjeldahl-N-($N_{org.}$ + NH_4-N)-Belastung in g * m^{-2} * d^{-1} ausgedrückt. Im verdünnten Flüssigmist wurde, da das Dortmunder Leitungswasser 3 - 4 mg NO_3-N enthielt, sofort nach Ansatz bis zu 4 mg NO_3-N pro Liter gemessen. Nach wenigen Stunden war dieses Nitrat durch Denitrifikation eliminiert und blieb deshalb auf der Input-Seite unberücksichtigt (siehe 6.7.2.).

Auf der Output-Seite wurden der Kj-N-Gehalt der abgetrennten Biomasse und die $N_{org.}$-, NH_4-N-, NO_2-N- und NO_3-N-Gehalte im Überstand als g N pro m^2 und Tag zusammengefaßt.

6.7.1. Die N-Eliminierung von identisch und unterschiedlich belasteten Gräben

Vom 13. 7. - 28. 8. 1978 betrug der N-Gehalt des verdünnten Flüssigmistes für die Gräben 2 und 4 ca. 98 mg * l^{-1}, für die Gräben 3 und 5 ca. 49 mg * l^{-1}. Etwa 20 % davon waren organisches N, 80 % NH_4-N. Die Ablaufkonzentrationen an NH_4-N betrugen für die schwach belasteten Gräben (3 und 5) zwischen 1 und 6 mg NH_4-N pro Liter, für die höher belasteten Gräben (2 und 4) zwischen 10 und 33 mg NH_4-N pro Liter (Abb. 64a -e). Nur in Graben 4 kam es Ende August zu meßbarer Nitrit-Bildung.

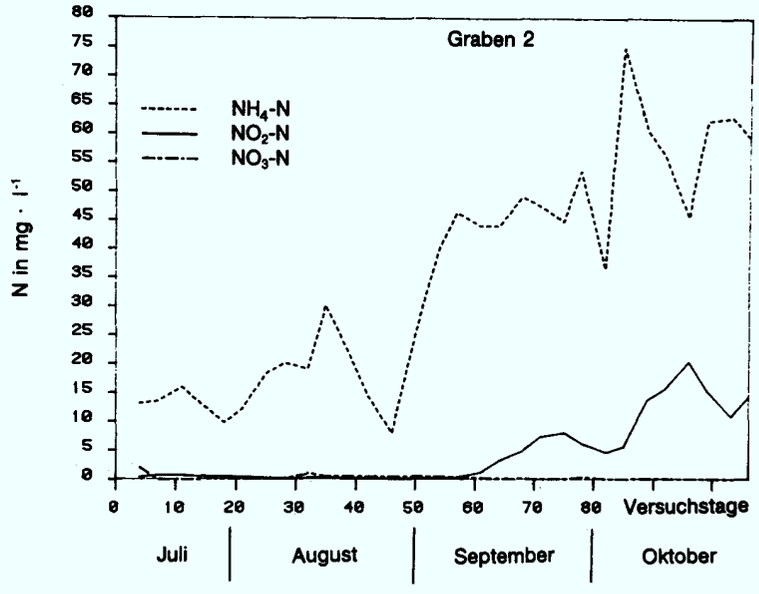


Abb. 64a: Konzentrationen von Ammonium-, Nitrit- und Nitrat-Stickstoff in Graben 2 im Versuchszeitraum Juli bis Oktober 1978

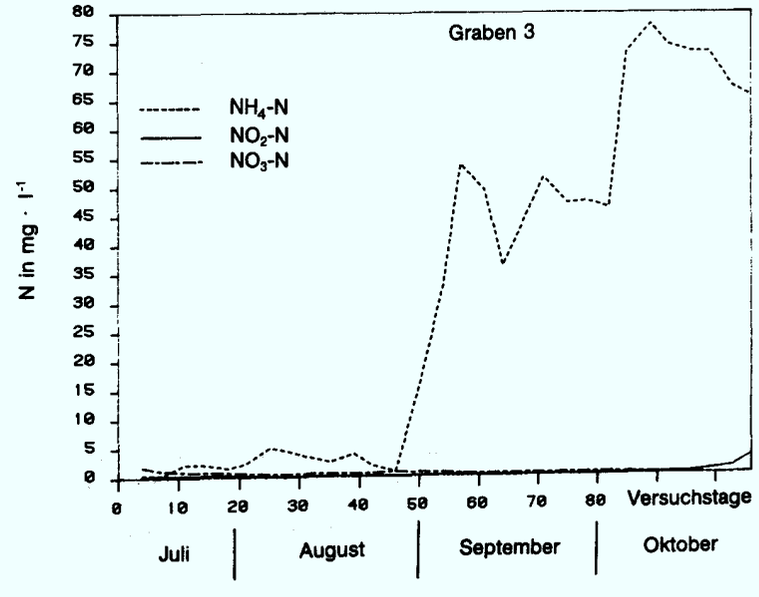


Abb. 64b: Konzentrationen von Ammonium-, Nitrit- und Nitrat-Stickstoff in Graben 3 im Versuchszeitraum Juli bis Oktober 1978

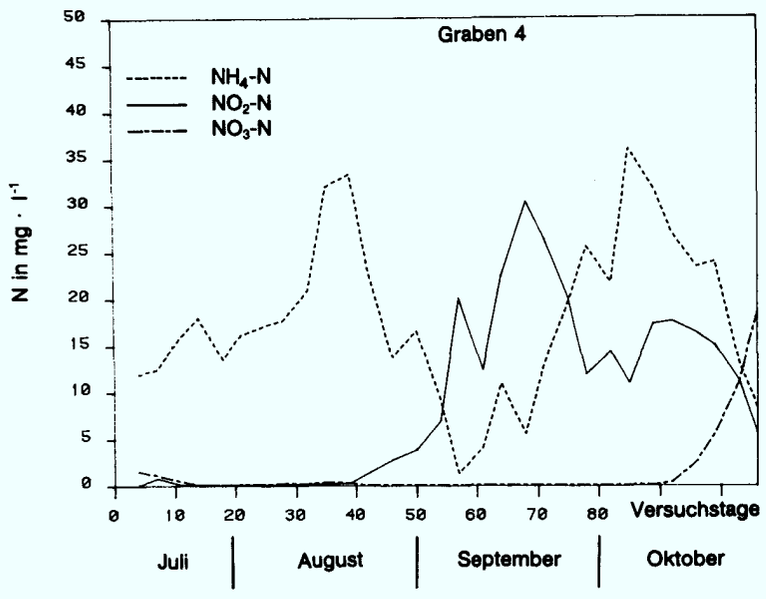


Abb. 64c: Konzentrationen von Ammonium-, Nitrit- und Nitrat-Stickstoff in Graben 4 im Versuchszeitraum Juli bis Oktober 1978

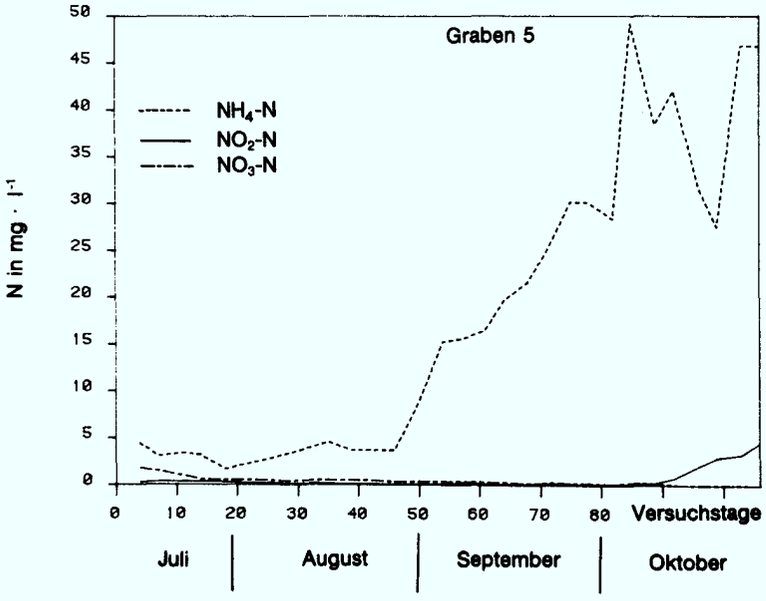


Abb. 64d: Konzentrationen von Ammonium-, Nitrit- und Nitrat-Stickstoff in Graben 5 im Versuchszeitraum Juli bis Oktober 1978

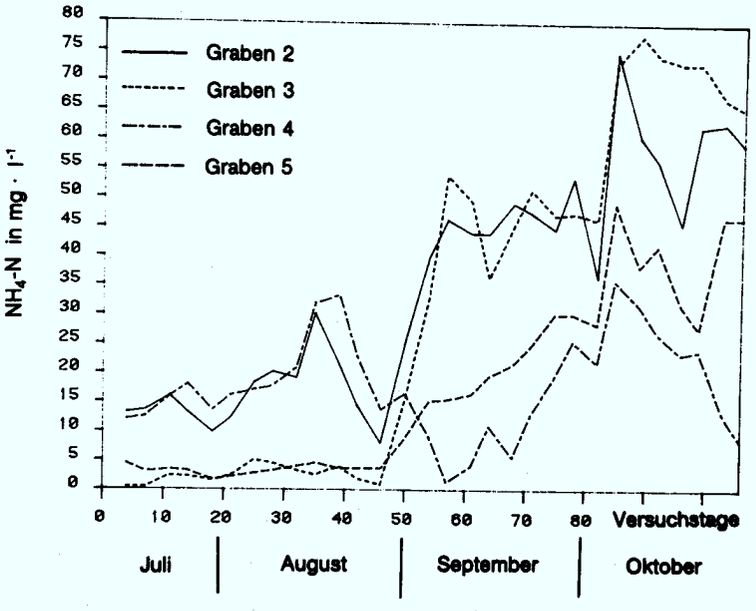


Abb. 64e: Die NH_4-N-Konzentrationen der Gräben 2 - 5 im Versuchszeitraum Juli bis Oktober 1978. In Juli und August waren die Gräben 2 und 4 doppelt so hoch belastet wie die Gräben 3 und 5.

Nach Abtrennung der Biomasse wurde im Ablauf der Gräben 2 und 4 ca. 10 mg $N_{org.}$/l, in den Gräben 3 und 5 ca. 5 mg $N_{org.}$/l gemessen. Dies bedeutete, daß 10 % des Input-N im Algengraben nicht umgesetzt wurden. Auch beim Ablauf-CSB wurden für die Gräben 2 und 4 annähernd doppelt so hohe Werte gemessen wie in den Gräben 3 und 5 (siehe Kap. 6.5.1.). Die Parallelität dieser Befunde läßt vermuten, daß der nicht umgesetzte organische Stickstoff ein Bestandteil der schwer abbaubaren Verbindungen ist.

6.7.1.1. Stickstoff-Bilanz

Die Gräben 2 und 4 wurden mit ca. 2,6 g N * m^{-2} * d^{-1}, die Gräben 3 und 5 mit ca. 1,3 g N * m^{-2} * d^{-1} belastet (Abb. 65). Im Juli 1978 wurde der Stickstoff in den Gräben 3 und 5 bis auf einen kleinen Rest $N_{org.}$ und NH_4-N in Biomasse festgelegt. Im August war das Algenwachstum wegen niedriger Globalstrahlung schlechter (Abb. 22 bis 26), und ein geringerer Teil des Stickstoffs wurde von der Biomasse aufgenommen. Die Ablauf-

werte für NH_4-N stiegen aber nicht an, da aufgrund der noch immer hohen pH-Werte nun bis über 30 % des Input-N durch NH_3-Desorption aus dem Algengraben entfernt wurden.

Bei den beiden höher belasteten Gräben 2 und 4 war die Stickstoff-Elimination durch Inkorporierung in Biomasse fast identisch mit den Vergleichswerten für die Gräben 3 und 5. In der Biomasseproduktion konnte kein Unterschied festgestellt werden (siehe Kap. 6.4.2.1.).

Infolge der höheren Belastung der Gräben 2 und 4 und der dadurch bedingten besseren Pufferung (s. Kap. 6.7.2.) lagen sowohl die minimalen als auch maximalen pH-Werte niedriger als in den Gräben 3 und 5. Die N-Eliminierung durch NH_3-Desorption betrug im Versuchszeitraum 13. 7. - 28. 8. durchweg ca. 32 % vom Input-N für die Gräben 2 und 4. In bezug auf die absoluten Mengen wurde im August bei den beiden höher belasteten Gräben mehr Stickstoff durch NH_3-Desorption entfernt. Dies reichte aber nicht aus, um eine niedrigere NH_4-N-Konzentration im Ablauf zu erreichen. Eine optimale NH_3-Desorption fand nur während einiger Stunden am Tage statt (Kap. 6.7.2.).

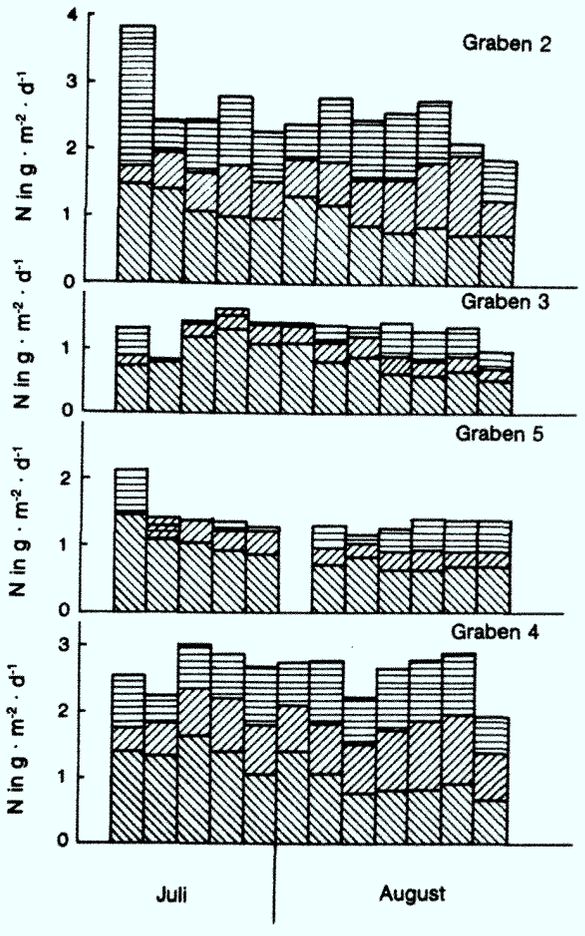


Abb. 65: Die Stickstoff-Bilanzierung der Gräben 2 - 5 für Juli und August 1978.
Die Säulen stellen die Stickstoff-Belastung in g * m^{-2} * d^{-1} dar. Der untere Teil der Säule (nach rechts unten schraffiert) ist die Stickstoff-Menge in g * m^{-2} * d^{-1}, die in der Biomasse festgelegt wurde, der mittlere Teil der Säule (nach links unten schraffiert) ist die Summe der Stickstoffmengen in g * m^{-2} * d^{-1} (NH_4-N, NO_2-N, NO_3-N und gelöster organischer N), die sich nach Abtrennung der Biomasse im Ablauf befand, der obere Teil der Säule zeigt die Menge Stickstoff in g * m^{-2} * d^{-1}, die durch N-Desorption aus dem Graben entfernt wurde.

6.7.2. Änderungen der Konzentrationen von Stickstoffverbindungen im Tagesgang

Die Konzentrationsänderungen der N-Verbindungen Kj-N, NH_4-N, NO_2-N und NO_3-N wurden in dem für Graben 2 bestimmten Behälter für verdünnten Flüssigmist, in dem semi-kontinuierlich belasteten Graben 1, und in den kontinuierlich belasteten Gräben 2 und 3 im Tagesgang verfolgt (22. 8. 1978). Nach Herstellung des verdünnten Flüssigmistes aus konzentriertem Flüssigmist und Leitungswasser wurde im Behälter 3,5 mg NO_3-N gemessen. Das Nitrat stammte aus dem Dortmunder Leitungswasser. Dieses Nitrat wurde mit einer Rate von 0,75 mg N pro Liter und Stunde denitrifiziert, parallel zur Nitratabnahme wurde eine leichte Zunahme des Nitritgehaltes gemessen (Abb. 66).

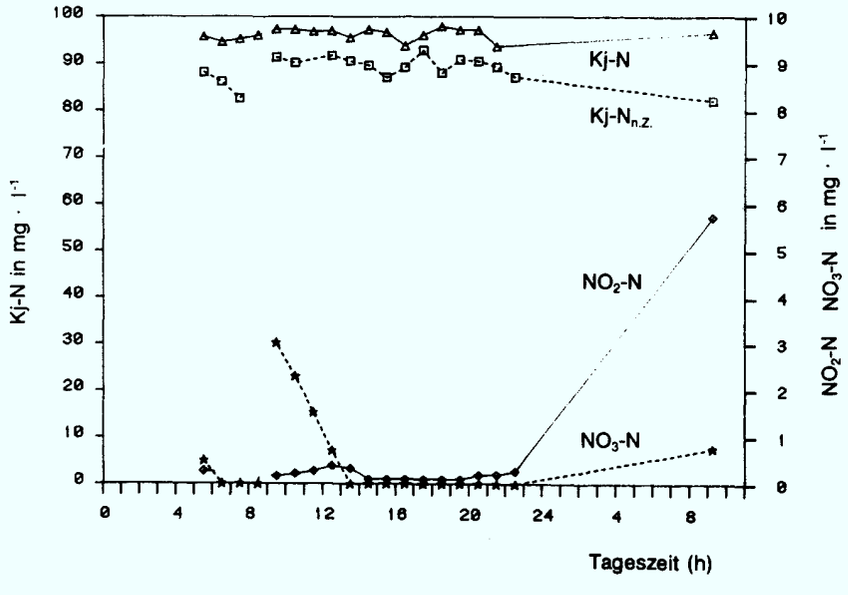


Abb. 66: Konzentrationen von Kjeldal-N, Kjeldal-N im Überstand nach Zentrifugieren, NO_2-N und NO_3-N im Vorratsbehälter für verdünnten Flüssigmist am 22. 8. 1978

Der Kj-N-Gehalt des verdünnten Flüssigmistes blieb innerhalb der Fehlergrenzen der Bestimmung konstant bei 97 mg N/l. Nach Abzentrifugieren der Suspensa lag der Kj-N-Gehalt im Überstand bei ca. 91 mg N/l bis ca. 21.00 Uhr, danach nahm die Konzentration ab und erreichte am nächsten Morgen ca. 81 mg N/l. Gleichzeitig fand im Behälter eine Zunahme des Nitrit-Gehaltes statt; am nächsten Morgen wurden 6 mg NO_2-N und 1 mg NO_3-N * l^{-1} gemessen (Abb. 66).

Die ab 21.00 Uhr einsetzende Nitrifikation war ebenso, wie der erhöhte CSB-Abbau (s. Kap. 6.5.2.1.), eine Folge des höheren Sauerstoffeintrags durch den Rührer nach Absinken des Flüssigkeitspegels im Flüssigmistbehälter. Trotz Nitrifikation im Behälter und damit einem ständigen Animpfen der Gräben mit Nitrifikanten, kam es in den Algengräben nicht zu Nitrifikation. Vermutlich waren die Lebensbedingungen für Nitrifikanten in den Algengräben wegen der hohen pH-Werte (Abb. 49a) nicht gegeben (s. Kap. 6.7.5.).

In dem semi-kontinuierlich belasteten Algengraben 1 - 40 mg/l NH_4-N im Zulauf, Aufenthaltszeit 6 Tage - betrug die NH_4-N-Konzentration 0,5 mg/l. Nach Zugabe des verdünnten Flüssigmistes stieg sie auf 4,7 mg/l und fiel nach Beendigung der Flüssigmistzugabe bei steigendem pH auf 1,5 mg/l. Am nächsten Morgen, vor Zugabe des neuen Flüssigmistes wurde nur 0,3 mg/l NH_4-N gemessen (Abb. 49b, S. 143). In dem wie Graben 1, aber kontinuierlich belasteten Graben 3 betrug die NH_4-N-Konzentration 2 mg/l, fiel während des mittäglichen pH-Maximums auf 1,3 mg/l, um während der Nacht geringfügig auf 1,5 mg/l zu steigen (Abb. 49b, S. 143).

Besonders deutlich zeigte sich die pH-abhängige NH_3-Desorption im Tagesverlauf bei dem mit ca. 80 mg/l NH_4-N im Zulauf belasteten Graben 2 (Abb. 49a, S. 143). Zwischen 8.00 und 16.00 Uhr blieb die partikuläre N-Konzentration konstant bei ca. 38 mg/l (Abb. 67a).

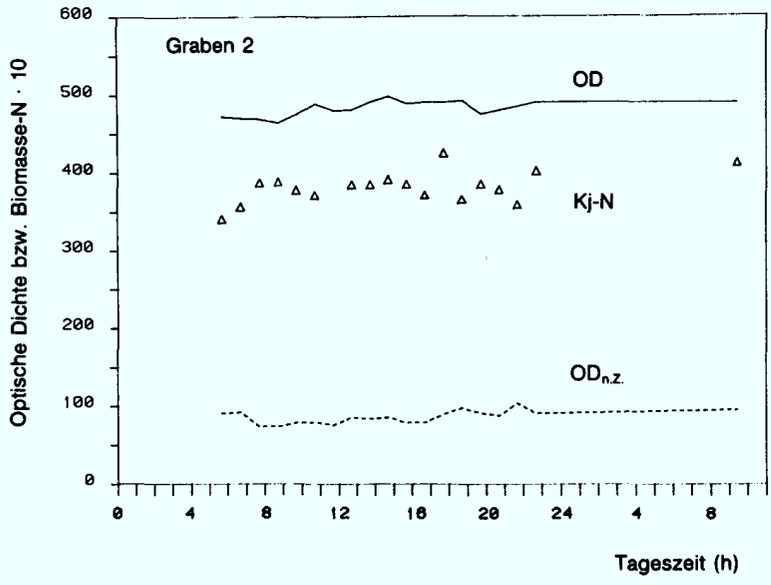


Abb. 67a: Optische Dichte der Algengraben-Suspension des nach Abzentrifugieren erhaltenen Überstandes und Kj-N-Gehalt der abzentrifugierten Partikel im Tagesgang. Probenentnahmen aus Graben 2 am 22. 8. 1978.

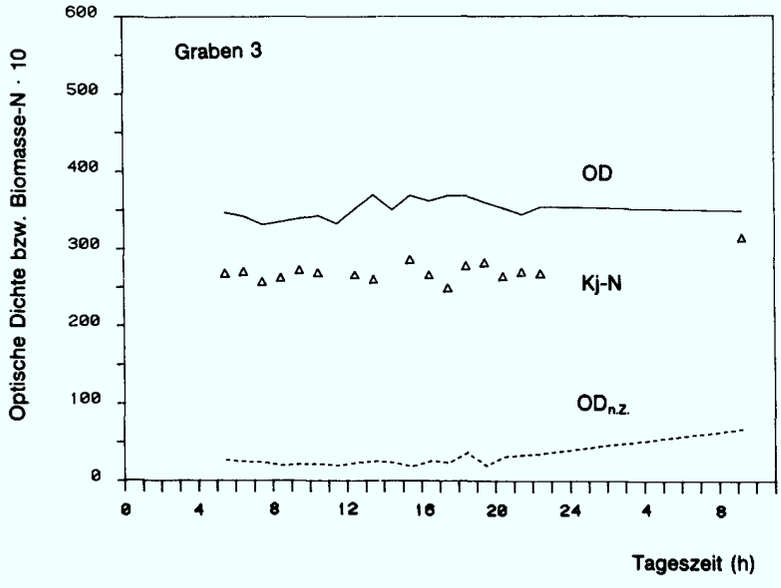


Abb. 67b: Optische Dichte der Algengraben-Suspension des nach Abzentrifugieren erhaltenen Überstandes und Kj-N-Gehalt der abzentrifugierten Partikel im Tagesgang. Probenentnahme aus Graben 3 am 22. 8. 1978.

Die NH_4-N-Konzentration im Graben nahm in dem gleichen Zeitraum von 19 mg bis auf 12,5 mg N l^{-1} ab. Unter Berücksichtigung der ständig neu zufließenden NH_4-N-Menge und unter der Annahme, daß eine konstante Aufnahme durch die Biomasse stattfand, betrug die NH_3-Desorptionsrate zwischen 11.30 und 15.30 Uhr ca. 2,05 mg N * l^{-1} * h^{-1}.

Danach stieg die NH_4-N-Konzentration im Graben durch die kontinuierliche Zugabe wieder an, obwohl der pH-Wert noch mehrere Stunden bei 9,5 lag.

Wegen der niedrigen NH_3-Desorptionsrate wurden trotz hoher pH-Werte nur ca. 30 % des zugeführten Stickstoffs durch NH_3-Desorption entfernt. Zur Überprüfung der Desorptionsraten in Abhängigkeit von Temperatur, pH-Wert und Stickstoffkonzentration führte ich einen Versuch unter kontrollierten Bedingungen in Modellalgengräben durch.

6.7.2.1. Bestimmung der NH3-Desorption unter definierten Bedingungen

Zur Bestimmung von NH_3-Desorptionsraten bei unterschiedlichen Temperaturen und pH-Werten wurden 4 identisch gebaute Modellgräben verwendet. Die Oberfläche jedes einzelnen Grabens betrug 2,7 m^2, die Füllhöhe 11,1 cm. Die Turbulenz wurde, wie bei den Algengräben im Freiland, mittels Schaufelräder (Durchmesser 60 cm) erzeugt. Die Umdrehungszahl betrug 11 Upm, die mittlere Fließgeschwindigkeit 30 cm * sec^{-1}. Die Modellgräben wurden mit Leitungswasser gefüllt und mit NH_4Cl angereichert. Zwei Gräben wurden mit NaOH auf pH 7,9, zwei auf pH 9,5 gebracht und durch pH-statische Regelung auf diesen Werten gehalten. Zwei Gräben wurden auf 25 ^oC aufgeheizt, die beiden anderen hatten eine Temperatur von 13 - 13,5 ^oC. Die Abnahme der Stickstoffkonzentration (NH_3 + NH_4) im Wasser wurde verfolgt. Die Ergebnisse sind in Abb. 68 dargestellt.

Aus der Abbildung ist die Abhängigkeit der NH_3-Desorption von der Stickstoffkonzentration, der Temperatur und dem pH-Wert ersichtlich. Die Desorptionsrate für 25 ^oC, pH 9,5 und eine N-Konzentration von 20 mg * l^{-1} betrug ca. 1,2 mg N * l^{-1} * h^{-1} und lag damit deutlich unter der Rate, die bei ähnlichen Bedingungen im Freiland (s. 6.7.2.) gefunden wurde. Im Vergleich zu den Algengräben im Freiland ist die Gasaustauschrate bei

den Modellalgengräben sogar erheblich höher. (Der O_2-Eintrag betrug bei 0 mg * l^{-1} O_2 für die 2,7 m^2 Modellgräben mit 11 cm Schichthöhe ca. 19 mg O_2 * l^{-1} * h^{-1}, für die 9,7 m^2 Algengräben mit ca. 18 cm Schichttiefe ca. 8 mg O_2 * l^{-1} * h^{-1}).

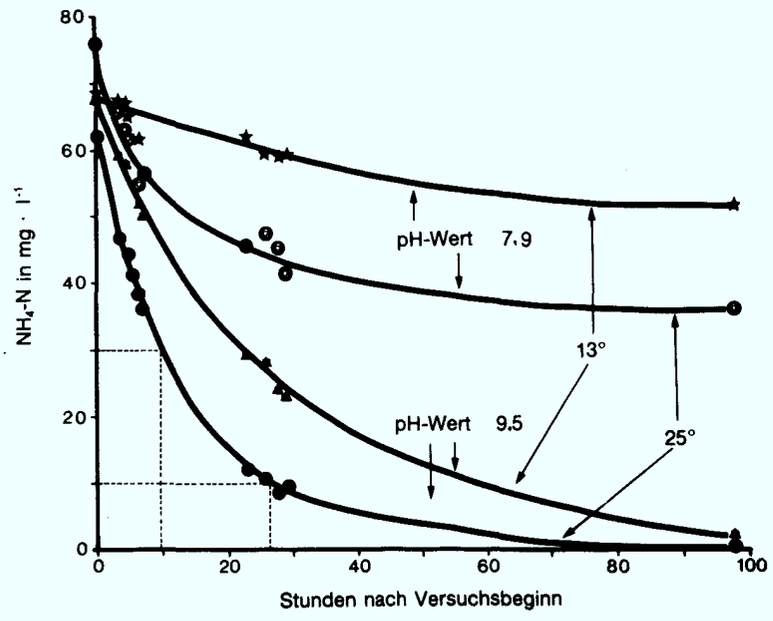


Abb. 68: Abnahme der NH_4-N-Konzentration durch NH_3-Desorption in mit Leitungswasser gefüllten Modellalgengräben, bei unterschiedlichen Temperaturen und pH-Werten

Die bessere NH_3-Desorptionsrate in Graben 2 wurde vermutlich durch einen zusätzlich wirksamen "Stripping"-Effekt erreicht. Durch die Sauerstoffproduktion der Algen lagen die O_2-Gehalte während des Tages über der Sättigung (Abb. 50, S. 145). Der dabei stattfindende O_2-Austrag, der teilweise in Form kleiner Bläschen erfolgt, könnte die NH_3-Entgasung stimuliert haben und erklärt aber auch gleichzeitig, daß trotz hohem pH-Wert die NH_4-N-Konzentrationen in Graben 2 nachmittags wieder ansteigen konnte.

6.7.3. Stickstoff-Eliminierung durch Variation der Aufenthaltszeit im Herbst bei unterschiedlich belasteten Algengräben

Nachdem die Stickstoffbelastung in g * m^{-2} * d^{-1} ab 1. 9. 1978 für die Gräben 2, 3 und 5, sei es durch Verkürzung der Aufenthaltszeit (Graben 2) oder durch Erhöhung der Stickstoffkonzentration im Zulauf (Graben 3 und 5) erhöht wurde, war zunächst in diesen Gräben ein Anstieg der NH_4-N-Konzentration festzustellen (Abb. 64, S.171). Die NH_4-N-Konzentration im Zulauf betrug im September und Oktober ca. 100 mg/l (für Graben 1: 50 mg N/l).

In den einzelnen Gräben kam es zu Nitrit- bzw. Nitratbildung. Die Wachstumsbedingungen für Nitrifikanten (Bakterien der Nitrobacter- und Nitrosomonas-Gruppe) werden in Kap. 6.7.5. diskutiert. Die prozentuale Stickstoffverteilung und Eliminierung wird in Kap. 6.7.3.1. (N-Bilanz) besprochen.

In Graben 2 (5,2 $\pm$ 0,85 Tage Aufenthaltszeit, N-Belastung 4,48 $\pm$ 0,85 g * m^{-2} * d^{-1}) kam es zu unvollständiger Nitrifikation bis zur Nitritstufe. Die NH_4-N-Konzentration im Ablauf betrug im September 45 - 50 mg/l, im Oktober um 60 mg N * l^{-1}, die NO_2-N-Konzentration erreichte im September Werte um 8 mg N * l^{-1}, im Oktober wurden maximal 20 mg NO_2-N * l^{-1} gemessen (Abb. 64a, S. 171).

In dem ebenfalls hochbelasteten Graben 3 (5,87 $\pm$ 0,6 Tage Aufenthaltszeit, N-Belastung 3,7 ($\pm$ 0,59) g * m^{-2} * d^{-1}) kam es erst Ende Oktober zu Nitrifikation. Im September betrug die NH_4-N-Ablaufkonzentration 45 - 50 mg N * l^{-1}. Im Oktober stieg der NH_4-N-Gehalt nach Zugabe der neuen Flüssigmistlieferung ab 6. 10. auf über 70 mg N * l^{-1} an (Abb. 64b, S. 171).

In dem durch längere Aufenthaltszeit schwächer belasteten Graben 5 (11,3 ± 1,2 Tage Aufenthaltszeit, N-Belastung 2,05 (± 0,32) g * N * m^{-2} * d^{-1}) kam es ebenfalls erst Ende Oktober zu Nitrifikation. Die NH_4-N-Konzentration im Ablauf erreichte im September 30 mg N * l^{-1}, und im Oktober ca. 40 mg NH_4-N * l^{-1} (Abb. 64d).

Nur in dem ähnlich wie Graben 5 belasteten Graben 4 (10,6 ± 1,4 Tage Aufenthaltszeit, N-Belastung 2,05 ± 0,32 g * m^{-2} * d^{-1}) wurden erhebliche Mengen Nitrit gemessen (s. weiter unten), in der zweiten Oktoberhälfte kam es zu kompletter Nitrifikation. Im September wurde eine maximale Nitrit-Konzentration von 30 mg * l^{-1} gemessen, gleichzeitig nur 5 mg NH_4-N * l^{-1}. In der zweiten Septemberhälfte nahm der NO_2-N-Gehalt bei ständig abnehmender Wassertemperatur auf 12 mg * l^{-1} ab, der NH_4-N-Gehalt stieg auf 26 mg * l^{-1}. Ende Oktober wurden 18 mg NO_3-N gemessen, die Nitrit- und Ammonium-Konzentrationen lagen unter 10 mg N * l^{-1} (Abb. 64c, S. 172). Graben 1 war semi-kontinuierlich mit ca. 50 mg NH_4-N im Zulauf belastet. Die Aufenthaltszeit betrug 6 Tage, die N-Belastung 1,93 (± 0,2) g * m^{-2} * d^{-1}. In Graben 1 wurden in dem gesamten Versuchszeitraum Nitrit- und Nitratgehalte von 1 - 2 mg N * l^{-1} gefunden. Eine Nitrifikation fand hier wahrscheinlich nicht statt; die geringen Nitratmengen stammten aus dem Verdünnungswasser (Leitungswasser). Die NH_4-N-Konzentration stieg bis Ende September auf 28 mg * l_{-1} an, im Oktober auf 38 mg NH_4-N * l^{-1} (Abb. 69).

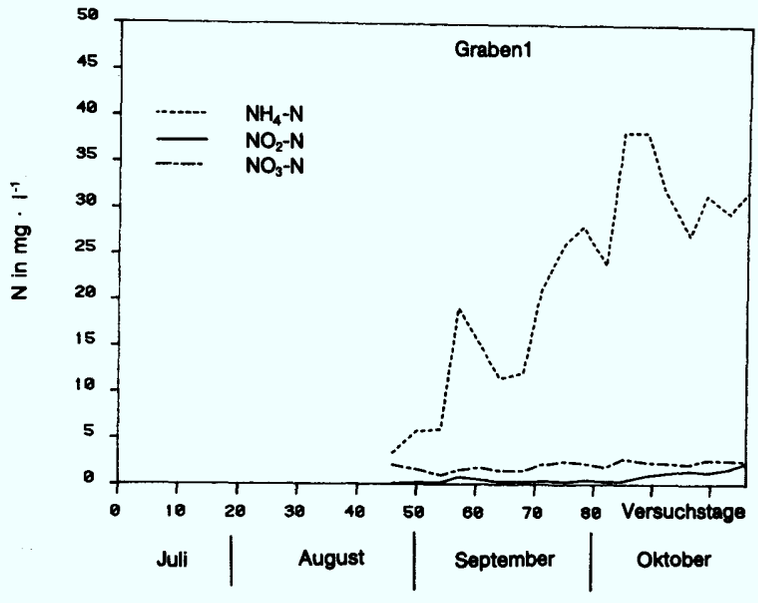


Abb. 69: Konzentrationen von Ammonium-, Nitrit- und Nitrat-Stickstoff in Graben 1 im Versuchszeitraum September bis Oktober 1978

Bemerkenswert ist die Tatsache, daß es in den Gräben 2 und 4 schon im September zu Nitrifikation kam, aber in den ähnlich belasteten Gräben 3 und 5 erst ab Mitte Oktober. Wahrscheinlich waren die Wachstumsbedingungen für Nitrifikanten (Nitrosomonas) in den Gräben 2 und 4, die in den vorhergehenden Monaten Juli und August höher belastet waren, günstiger. Die langsam wachsenden Nitrifikanten, insbesondere Nitrobacter, konnten sich dann anschließend in Graben 4 mit einer Aufenthaltszeit von ca. 10 Tagen halten. Bei der kürzeren Aufenthaltszeit in Graben 2 von 5,2 Tagen und den niedrigeren Temperaturen, konnte sich Nitrobacter wahrscheinlich nicht ausreichend entwickeln, da die Durchflußrate des Grabens höher als die Vermehrungsrate der Nitrifikanten gewesen sein dürfte (s. Kap. 6.7.5.).

6.7.3.1. Stickstoff-Bilanz

Im September und Oktober wurden in den Gräben 2, 3, 4 und 5 durchschnittlich ca. 20 % des Input-N in Biomasse inkorporiert (Abb. 70, Tabelle 39). In dem semi-kontinuierlich belasteten Graben 1 wurden 31 % des Input-N mit der Biomasse entfernt.

Tabelle 39: In Albazod (Biomasse) festgelegter Anteil Stickstoff in September und Oktober 1978

Graben Nr.	Input-N $g * m^{-2} * d^{-1}$	Biomasse N $g * m^{-2} * d^{-1}$	% Biomasse-N vom Input-N
1	1,93 ± 0,2	0,6 ± 0,1	31
2	4,48 ± 0,85	0,9 ± 2,7	20
3	3,77 ± 0,59	0,81 ± 0,37	21,5
4	2,10 ± 0,34	0,48 ± 0,12	22,9
5	2,05 ± 0,32	0,42 ± 0,12	20,5

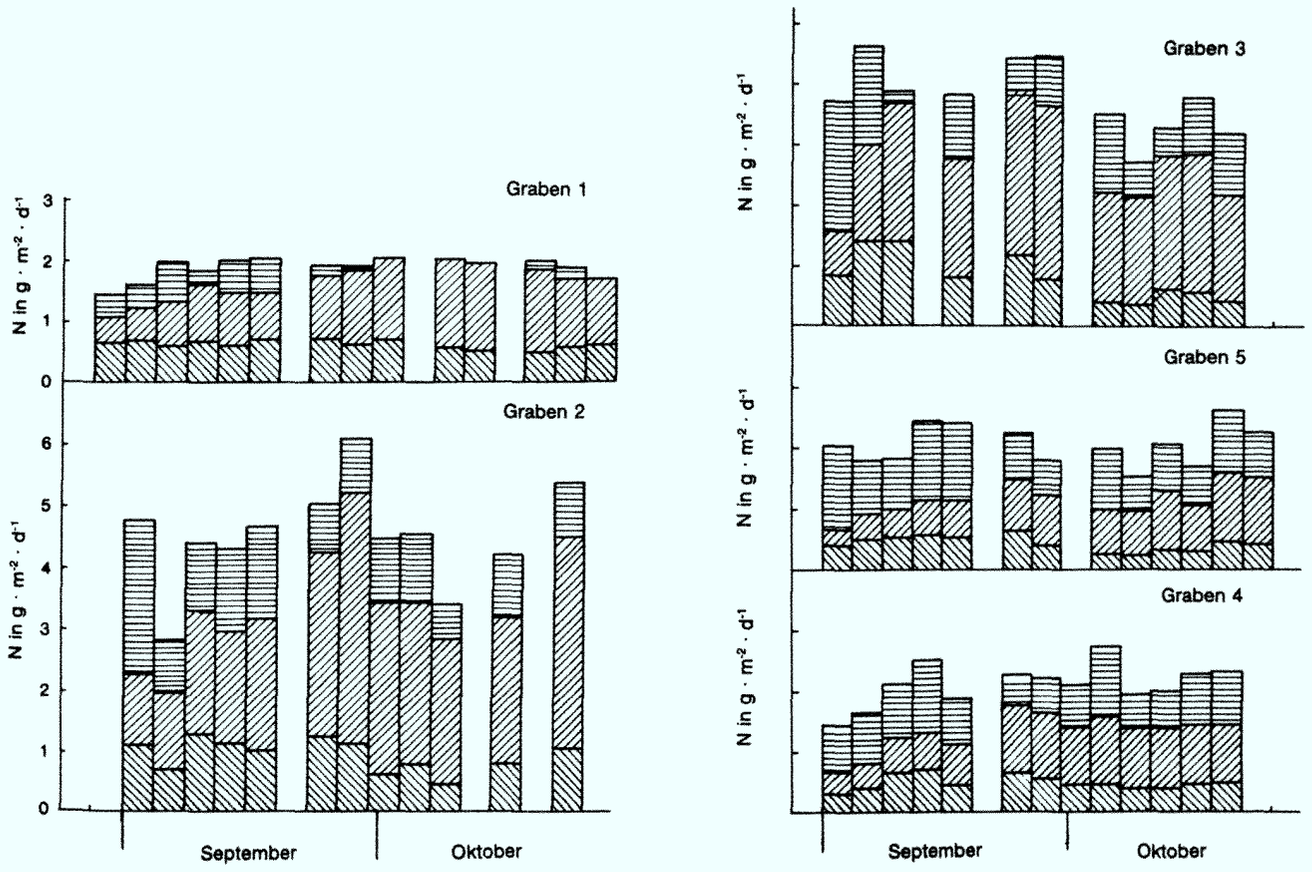


Abb. 70: Die Stickstoff-Bilanzierung der Gräben 1 - 5 für September bis Oktober 1978. Die Säulen stellen die Stickstoff-Belastung in $g * m^{-2} * d^{-1}$ dar. Der untere Teil der Säule (nach rechts unten schraffiert) zeigt die Stickstoff-Menge in $g * m^{-2} * d^{-1}$, die in der Biomasse festgelegt wurde, der mittlere Teil der Säule (nach links unten schraffiert) ist die Summe der Stickstoffmengen in $g * m^{-2} * d^{-1}$ (NH_4-N, NO_2-N, NO_3-N und gelöstes organisches N), die sich nach Abtrennung der Biomasse im Ablauf befand, der obere Teil der Säule zeigt die Menge Stickstoff in $g * m^{-2} * d^{-1}$, die durch N-Desorption aus dem Graben entfernt wurde.

In den höher belasteten Gräben 2 und 3 kam es während der Nacht zu anoxischen Bedingungen. Es ist dadurch nicht auszuschließen, daß ein Teil des Stickstoffs durch Denitrifikation eliminiert wurde. Bei den schwächer belasteten Gräben 1, 4 und 5 fiel der O_2-Gehalt nie unter 3 mg * l^{-1} und deshalb kann, auch wegen der homogenen Durchmischung des Grabeninhalts, Denitrifikation ausgeschlossen werden. Für die N-Bilanzierung wurde angenommen, daß die Differenz zwischen dem gemessenen Input-N und dem Output-N ausschließlich auf NH_3-Desorption zurückzuführen ist.

Die NH_3-Desorption betrug im September und Oktober für Graben 1 im Mittel 0,25 ($\pm$ 0,24) g N * m^{-2} * d^{-1} oder 12,4 % vom Input-N. Die große Standardabweichung wurde dadurch verursacht, daß im September (pH-Werte 12.00 Uhr mittags zwischen 8,4 und 9,0) nennenswerte Mengen NH_3 durch Desorption eliminiert wurden, im Oktober kaum. Die 12.00 Uhr pH-Werte im Oktober lagen zwischen 8,2 und 8,6.

In Graben 2 wurde 1,14 $\pm$ 0,5 g N * m^{-2} * d^{-1} oder 25,5 % vom Input-N,
in Graben 3 wurde 0,95 $\pm$ 0,56 g N * m^{-2} * d^{-1} oder 25,2 % vom Input-N,
in Graben 4 wurde 0,78 $\pm$ 0,22 g N * m^{-2} * d^{-1} oder 37,0 % vom Input-N,
in Graben 5 wurde 0,91 $\pm$ 0,27 g N * m^{-2} * d^{-1} oder 44 % vom Input-N

durch NH_3-Desorption entfernt (Abb. 70).

Die pH-Werte in den Gräben 4 und 5 schwankten im September von minimal 7 bis maximal 9,3, im Oktober von 7,8 bis 8,8. In den Gräben 2 und 3 schwankten die pH-Werte im September von min. 7,7 bis max. 8,8, im Oktober von 7,4 bis 8,4.

6.7.4. Die Stickstoffeliminierung im Frühjahr und Sommer und der Einfluß einer pH-Regulierung auf die Nitrifikation

Für die ab 10. 4. 1979 kontinuierlich belasteten Gräben 2, 3, 4 und 5 betrug die NH_4-N-Konzentration im Zulauf ca. 90 mg pro Liter.

Durch die andauernd niedrigen Temperaturen (Abb. 32, S. 96) bzw. schlechtes Algenwachstum (Abb. 54, S. 157) im April und Anfang Mai stieg die Ammonium-Konzentration in allen Gräben stetig bis auf 30 bis 40 an, in Graben 4 auf 50 mg NH_4-N pro Liter (Abb. 73a - d, S. 188 - 189). Für Graben 2 war die Belastung im April in g N * m^{-2} * d^{-1} - durch längere Aufenthaltszeiten (13,6 $\pm$ 5,8 Tage) bedingt - niedriger als für die Gräben 3, 4 und 5 (resp. 7,5, 9,3, 9,2 Tage Aufenthaltszeit). In Graben 2 wurden dann auch höhere maximale pH-Werte erreicht und niedrigere NH_4-N-Konzentrationen (Abb. 71).

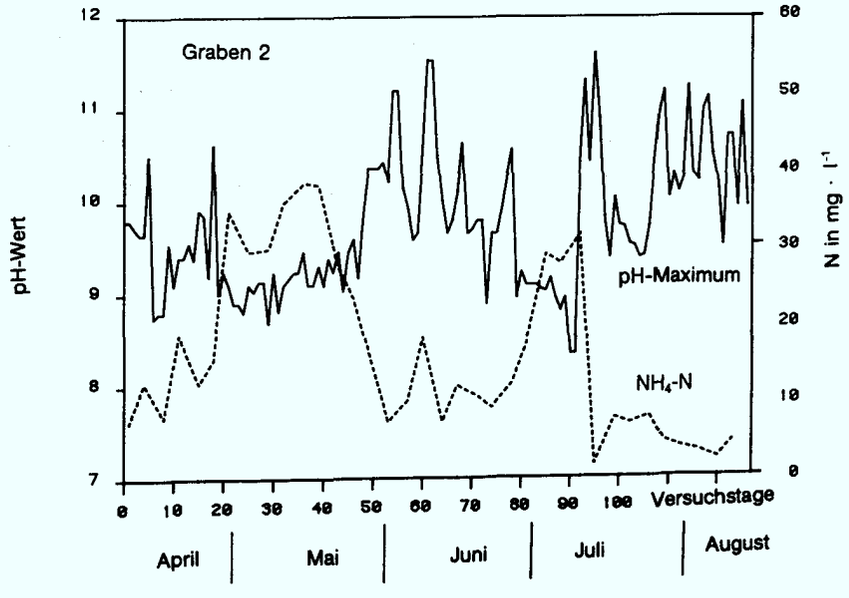


Abb. 71: NH_4-N-Konzentration in Graben 2 im Vergleich mit den maximal erreichten pH-Werten im Zeitraum April bis August 1979

Graben 2 zeigte auch den höchsten prozentualen N-Verlust durch Ammoniak-Desorption (Abb. 72a).

Den geringsten N-Verlust zeigte der, mittels CO_2 auf einen maximalen pH-Wert von 8,1 - 8,2 gehaltene Graben 4 (Abb. 72b).

Nach Anstieg der Temperatur (Abb. 32) ab Mitte Mai kam es in den Gräben 2, 3, 4 und 5 zu Nitritbildung, in dem pH-regulierten Graben 4 ging die Nitrifikation bis zu Nitrat (Abb. 73a - d).

In Graben 2 wurden nur geringe Mengen Nitrit gemessen, die maximalen pH-Werte lagen auch nach der gesteigerten Belastung, die annähernd parallel lief mit dem Temperaturanstieg, höher als in den anderen Gräben. Aufgrund des hohen pH und der geringfügigen Nitrifikation wurden im Juni in Graben 2 bis zu 45,5 % des Input-N durch NH_3-Desorption entfernt (Abb. 72a). In den Gräben 3 und 5, in denen ein Teil des NH_4-N zu NO_2-N oxidiert war, betrug die Elimination durch NH_3-Desorption 35 %. In dem pH-regulierten Graben 4 wurde nur 15 % des Stickstoffs, sei es durch Denitrifikation oder NH_3-Desorption, entfernt (Abb. 72b). Als Folge der Nitrit- bzw. Nitratbildung fielen die pH-Werte in den Gräben 3, 4 und 5 nachts auf 7,5 ab (Abb. 33b, c, d). In Graben 2 wurden erst ab 6. Juli größere Mengen Nitrit gemessen (Abb. 73a), bis dahin lagen die minimalen pH-Werte zwischen 8,0 und 8,5 (Abb. 33a).

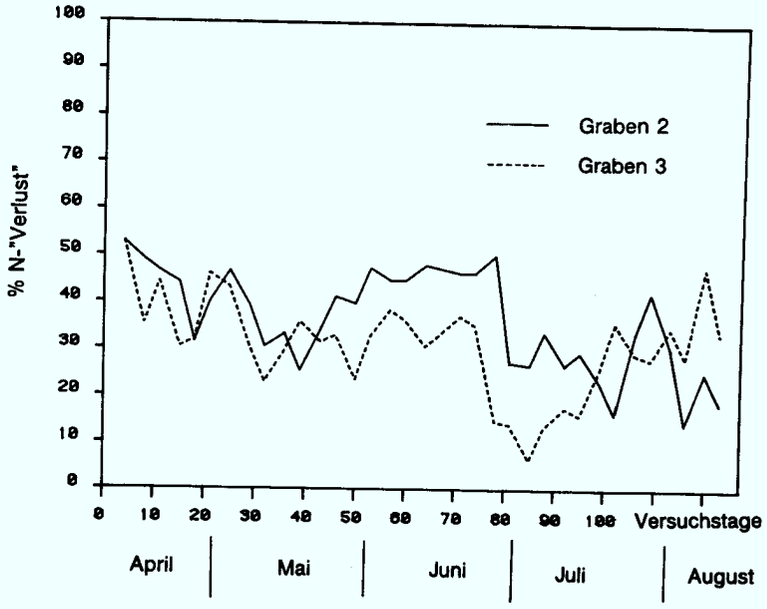


Abb. 72a: Die prozentualen N-"Verluste" - Defizit zwischen N-Input und N-Output - für die Gräben 2 und 3 im Versuchszeitraum April bis August 1979

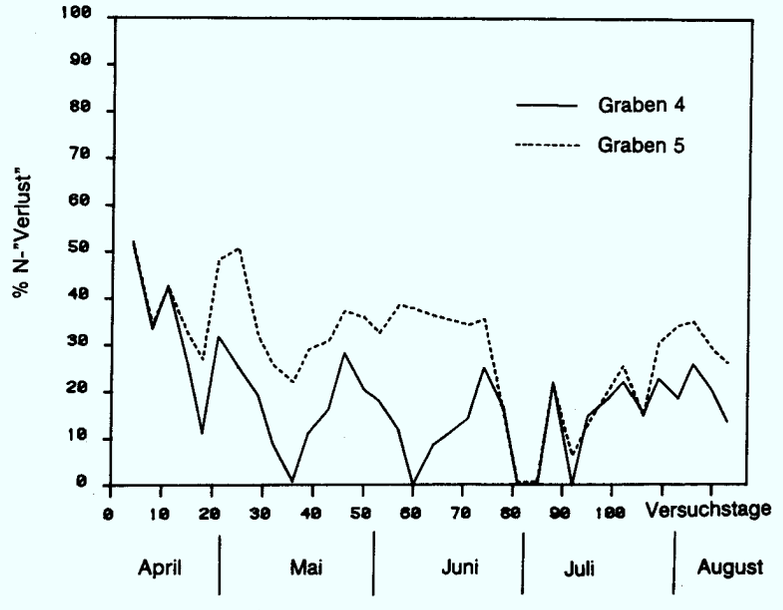


Abb. 72b: Die prozentualen N-"Verluste" - Defizit zwischen N-Input und N-Output - für Graben 4 (pH-statisch) und Graben 5 im Versuchszeitraum April bis August 1979

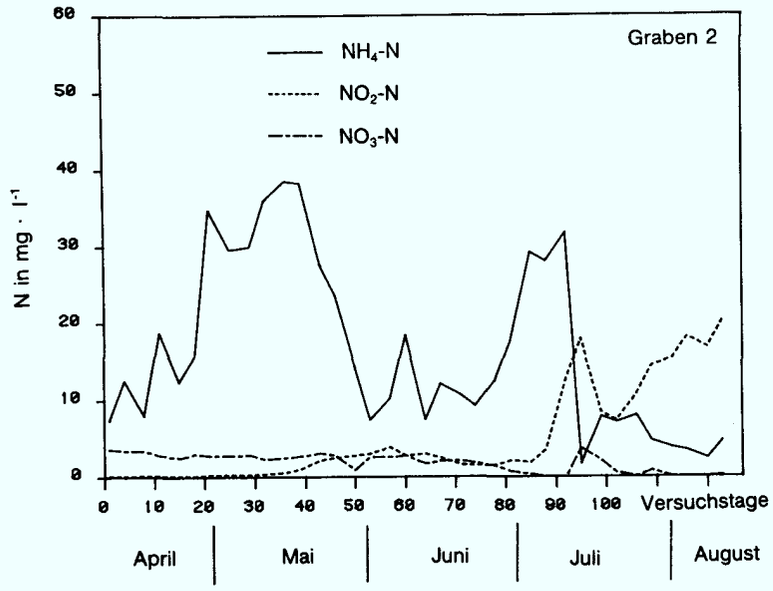


Abb. 73a: Konzentrationen von Ammonium-, Nitrit- und Nitrat-Stickstoff in Graben 2 im Versuchszeitraum April bis August 1979

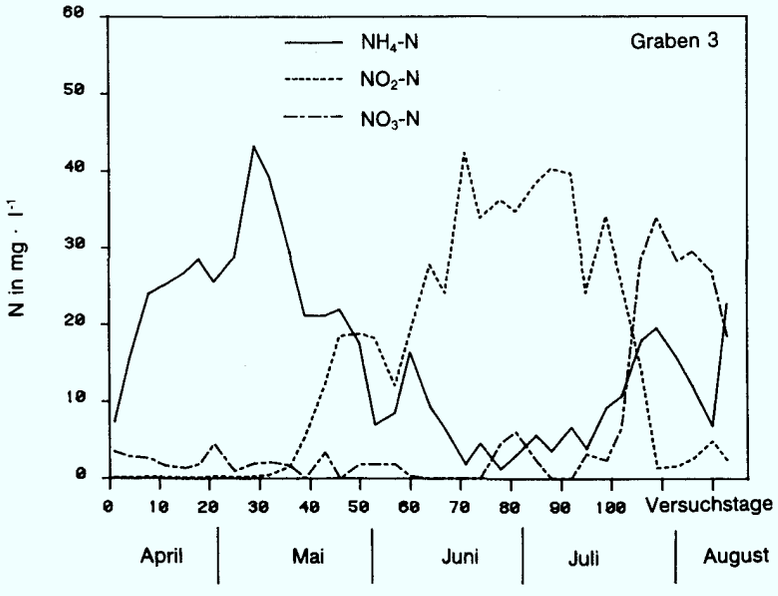


Abb. 73b: Konzentrationen von Ammonium-, Nitrit- und Nitrat-Stickstoff in Graben 3 im Versuchszeitraum April bis August 1979

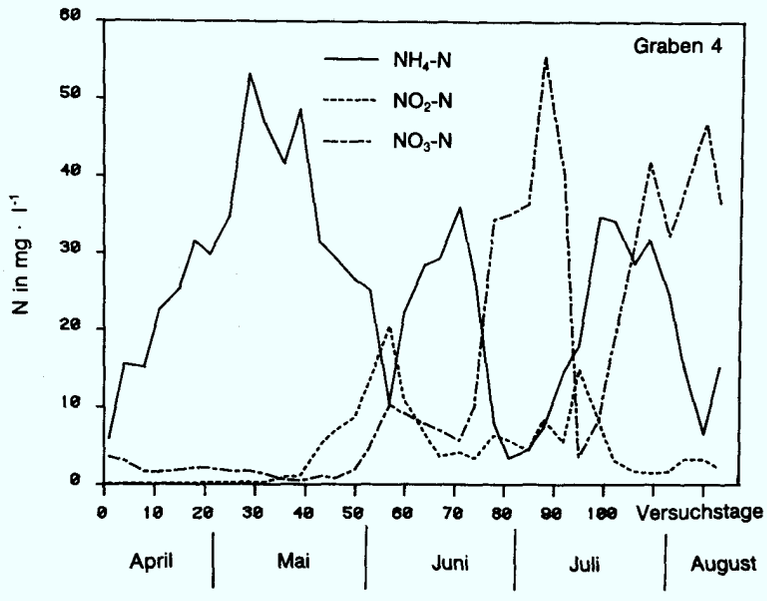


Abb. 73c: Konzentrationen von Ammonium-, Nitrit- und Nitrat-Stickstoff in Graben 4 im Versuchszeitraum April bis August 1979

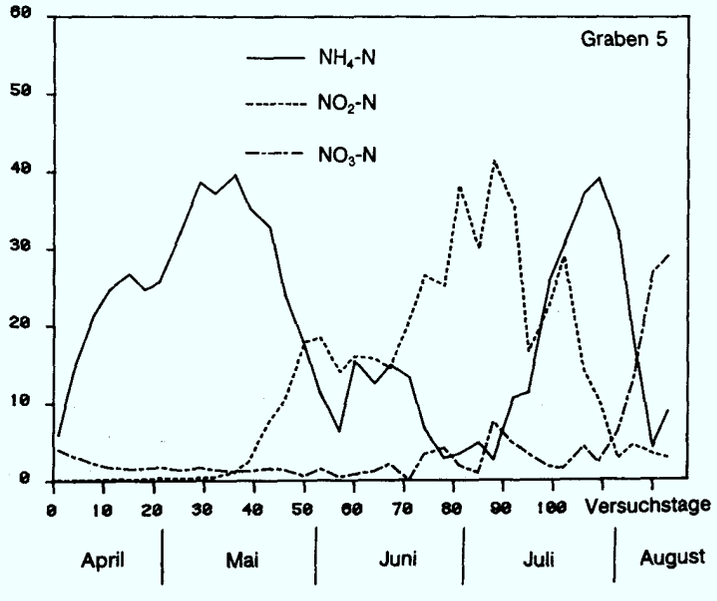


Abb. 73d: Konzentrationen von Ammonium-, Nitrit- und Nitrat-Stickstoff in Graben 5 im Versuchszeitraum April bis August 1979

Völlig parallel zu den steigenden NO_3-N-Werten in Graben 4 wurde eine Zunahme der Trübung im Überstand nach Abzentrifugieren der Biomasse festgestellt (Abb. 74, s.a. Kap. 6.5.5.).

Wenn der Stickstoff-Input in g * m^{-2} * d^{-1} auf 100 % gesetzt wird und die einzelne gemessene Stickstoffverbindung im Graben - Biomasse(=Albazod)-N, $N_{org.}$ im Überstand, NH_4-N, NO_2-N und NO_3-N - in g N * m^{-2} * d^{-1} als Prozent vom Input dargestellt werden, zeigt sich besonders deutlich (Abb. 75a - d) die Zunahme von Nitrit in den Gräben 3 und 5, die Zunahme von Nitrat in dem pH-regulierten Graben 4, sowie die weitere N-Eliminierung durch NH_3-Desorption in Graben 2.

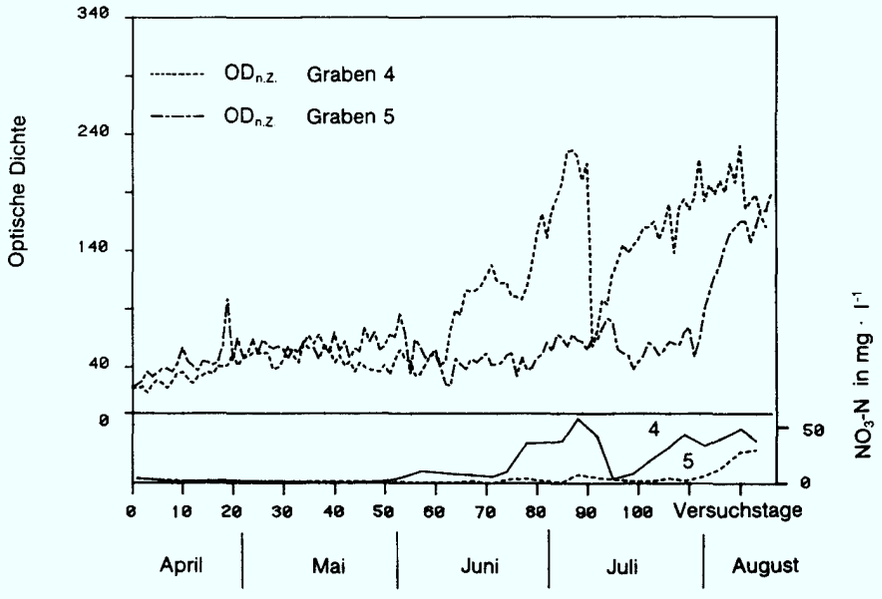


Abb. 74: Die optische Dichte (* 1000) im Überstand nach Abzentrifugieren von Albazod-Suspensionen aus den Gräben 4 und 5 und die Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen im Versuchszeitraum April bis August 1979

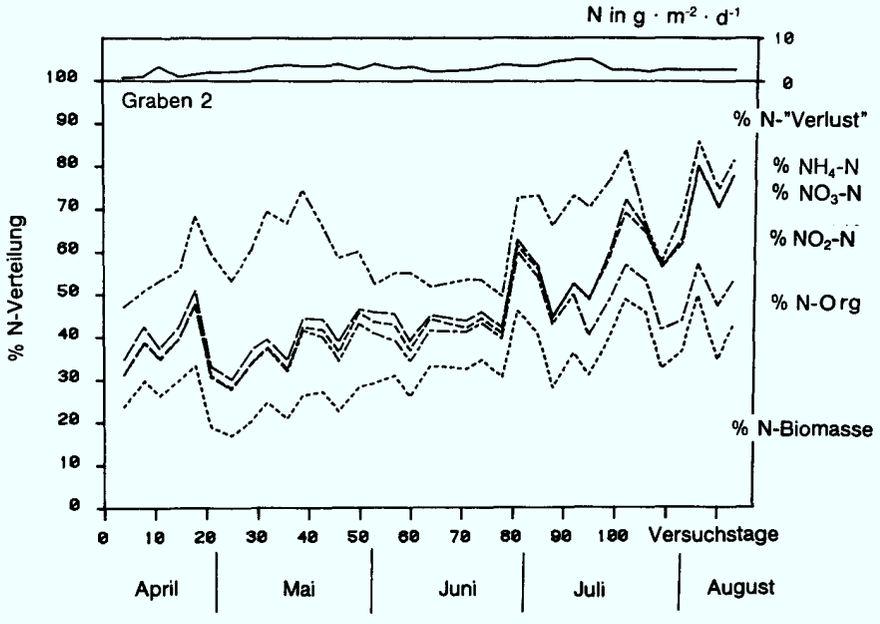


Abb. 75a: Prozentuale Stickstoffverteilung für Graben 2 im Versuchszeitraum April bis August 1979. Der Zulauf-Stickstoff wurde auf 100 % gesetzt. Die tatsächliche N-Belastung in g * m^{-2} * d^{-1} ist im oberen Teil der Abbildung dargestellt

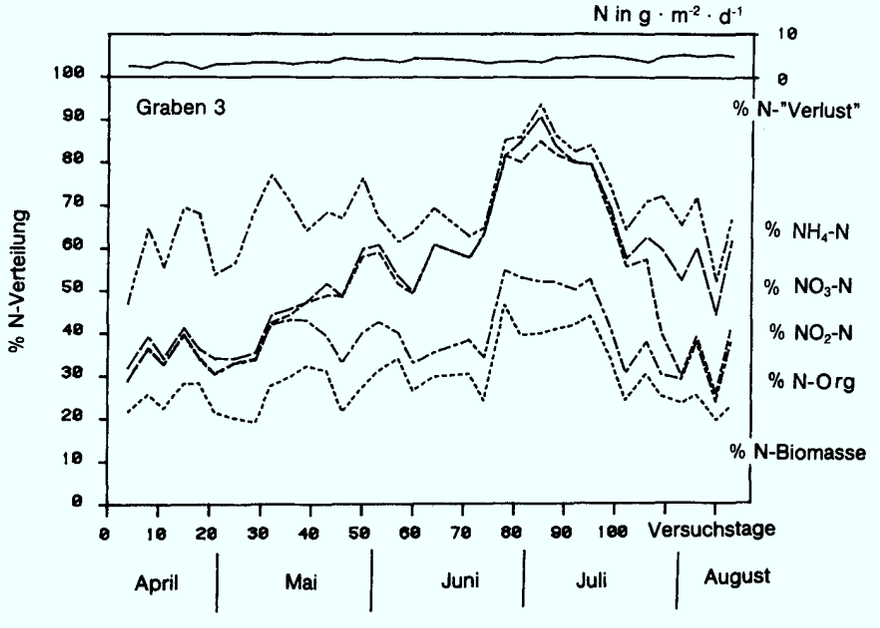


Abb. 75b: Prozentuale Stickstoffverteilung für Graben 3 im Versuchszeitraum April bis August 1979. Der Zulauf-Stickstoff wurde auf 100 % gesetzt. Die tatsächliche N-Belastung in g * m^{-2} * d^{-1} ist im oberen Teil der Abbildung dargestellt.

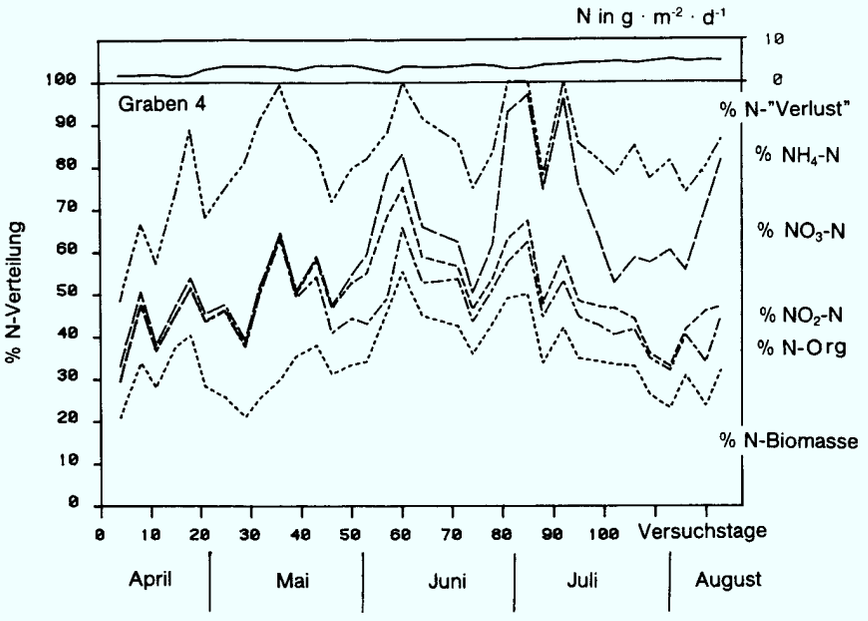


Abb. 75c: Prozentuale Stickstoffverteilung für Graben 4 im Versuchszeitraum April bis August 1979. Der Zulauf-Stickstoff wurde auf 100 % gesetzt. Die tatsächliche N-Belastung in g * m^{-2} * d^{-1} ist im oberen Teil der Abbildung dargestellt.

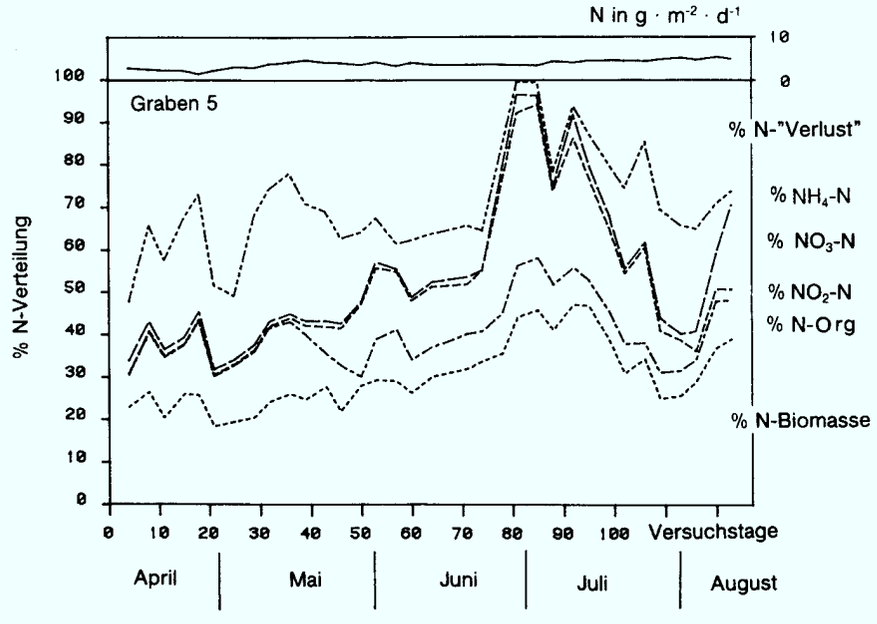


Abb. 75d: Prozentuale Stickstoffverteilung für Graben 5 im Versuchszeitraum April bis August 1979. Der Zulauf-Stickstoff wurde auf 100 % gesetzt. Die tatsächliche N-Belastung in g * m^{-2} * d^{-1} ist im oberen Teil der Abbildung dargestellt.

Am 11. Juli 1979 wurden die Inhalte aller Algengräben miteinander vermischt und wieder auf die Behälter aufgeteilt, um zu prüfen, ob die komplette Nitrifikation in Graben 4 keine Zufallsentwicklung, sondern wirklich eine Folge der pH-Regulierung mittels CO_2 war.

Die Gräben 3, 4 und 5 wurden weiterhin mit ca. 4,6 g N * m^{-2} * d^{-1} belastet, Graben 2 mit ca. 2,5 und Graben 1 mit ca. 9,8 g N * m^{-2} * d^{-1}. Graben 4 war weiterhin pH-reguliert. Nach der Durchmischung betrug die NO_2-N-Konzentration in allen Gräben ca. 12 mg N * l^{-1}, die NO_3-N-Konzentration ca. 5 mg N * l^{-1}. Vor dem Durchmischen betrug die optische Dichte in Graben 4 ca. 0,21, in den Gräben 1, 2, 3 und 5 ca. 0,06, nach Durchmischen in allen Gräben ca. 0,06 (Abb. 36). Zehn Tage bzw. 2 Aufenthaltszeiten später, war die O.D. im Überstand im schwach belasteten Graben 2 auf ca. 0,025 gefallen, in den Gräben 3 und 5 bei ca. 0,05 geblieben und in dem hochbelasteten Graben 1 auf ca. 0,1 gestiegen. Nur in dem pH-regulierten Graben 4 setzte sofort wieder Bakterienwachstum ein und führte nach Zentrifugieren wieder zu einem milchig-trüben Überstand mit einer O.D. von ca. 0,15 (Abb. 74; vgl. a. S. 155). Die Nitrat-Konzentration in Graben 4 stieg erwartungsgemäß sofort an, die Nitrit-Konzentration verringerte sich. Bedingt durch niedrigere Globalstrahlung und Temperatur nahm die Biomasse in den einzelnen Gräben ab, und die NH_4-N-Konzentration stieg an. In den Gräben 3 und 5 stieg anfänglich die Nitrit-Konzentration, und die Nitrat-Konzentration nahm ab (Abb. 73). Die mäßigen Globalstrahlungswerte und Temperaturen sowie die recht hohe Belastung führten dazu, daß die ab Mitte Juli erreichten maximalen pH-Werte nicht oder nur geringfügig über denen des auf pH 8,1 regulierten Graben 4 lagen (Abb. 33, S. 99). Damit waren offenbar auch in den Gräben 3 und 5 Bedingungen geschaffen, unter denen sich Bakterien der Nitrobacter-Gruppe vermehren und halten konnten. Die Nitrat-Werte stiegen an, die Nitrit-Werte nahmen ab und ebenso wie in Graben 4 wurde ein Anstieg der O.D. im Überstand gemessen (Abb. 74).

In dem schwächer belasteten Graben 2 lagen die minimalen pH-Werte bei 7,5, die maximalen bei 11,0. Es kam zu Nitritbildung (Abb. 73a). In dem hochbelasteten Graben 1 fielen die anfänglichen Nitrat- und Nitrit-Konzentrationen auf 0,1 mg N * l^{-1}, die NH_4-N-Konzentration stieg auf 110 mg N * l^{-1}. Durch die hohe Belastung bedingt, war während eines Großteils des Tages und nachts kein Sauerstoff meßbar (Abb. 40).

In den mit durchschnittlich 4,7 g N * m^{-2} * d^{-1} belasteten Gräben 3, 4 und 5 wurden im Zeitraum 10. 7. - 10. 8., in Graben 3 ca. 25 %, in den Gräben 4 und 5 ca. 30 % des Input-N in Albazod festgelegt. In Graben 3 war das Vorkommen des algenfressenden Rotators Brachionus calyciflorus für die geringere Festlegung von Stickstoff in der Biomasse verantwortlich. Der prozentuale Anteil "fehlenden" Stickstoffs, sei es durch NH_3-Desorption oder Denitrifikation, betrug für den Graben 3: 34 %, für Graben 5: 28 % und für den pH-regulierten Graben 4: 20 % (Tabelle 40).

Im Ablauf von Graben 4 lag der prozentuale N-Anteil nach Abtrennung des Albazods höher (ca. 49 %) als in den Gräben 3 und 5 (ca. 40 %).

In dem mit ca. 2,5 g N * m^{-2} * d^{-1} belasteten Graben 2 wurden 46 % des Input-N in Albazod festgelegt, weitere 37 % verblieben durch Nitrifikation bis Nitrit im Ablauf und 17 % fehlten. In dem hoch belasteten Graben 1 betrug das pH 8,5 ($\pm$ 0,1). Durch den hohen NH_4-N-Gehalt bedingt, betrug die NH_3-Desorption im Schnitt 46 % (s.a. Kap. 6.7.2.1.).

Tabelle 40: Prozentuale Stickstoffverteilung für die Gräben 1 bis 5 im Zeitraum 10. 7. - 10. 8. 1979

	Graben 1			Graben 2		
	% N Verluste	% N Biomasse	% N Ablauf	% N Verluste	% N Biomasse	% N Ablauf
10. - 13.7.	66	14	20	-	-	-
13. - 17.7.	51	22	27	0	58	42
17. . 24.7.	36	25	39	9	55	36
20. - 24.7.	41	20	39	34	39	27
24. - 27.7.	43	18	39	33	33	34
27. - 31.7.	-	-	-	-	-	-
31. - 3.8.	39	21	40	29	41	30
3. - 7.8.	-	-	-	12	42	46
7. - 10.8.	-	-	-	4	50	46
	46 ± 11	20 ± 4	34 ± 8	17 ± 14	45 ± 9	37 ± 8

	Graben 3			Graben 4		
10. - 13.7.	32	36	32	30	37	33
13. - 17.7.	37	24	39	21	33	46
17. - 24.7.	40	30	30	16	33	51
20. - 24.7.	27	26	47	21	27	52
24. - 27.7.	-	-	-	-	-	-
27. - 31.7.	30	24	46	15	32	53
31. - 3.8.	42	19	39	32	24	46
3. - 7.8.	32	24	44	15	31	54
7. - 10.8.	32	22	46	14	28	58
	34 ± 5	26 ± 5	40 ± 7	20 ± 7	31 ± 4	49 ± 8

	Graben 5		
10. - 13.7.	34	33	33
13. - 17.7.	25	32	43
17. - 24.7.	14	35	51
20. - 24.7.	31	25	44
24. - 27.7.	33	26	41
27. - 31.7.	33	29	38
31. - 3.8.	28	38	34
3. - 7.8.	25	35	40
7. - 10.8.	30	28	42
	28 ± 6	31 ± 4	41 ± 5

6.7.5. Diskussion der Nitrifikation und Stickstoffverbindungen in Algengräben

Bei wechselnden Klimabedingungen kommt es in den Algengräben fast nie zu einem wirklichen Steady State. Der Wechsel von einem noch nicht erreichten stabilen Endzustand bei einer vorgegebenen Belastung zum nächsten Betriebszustand führt dazu, daß auch die Anteile der verschiedenen anorganischen Stickstoff-Verbindungen instabil sind. In diesem Abschnitt wird der Versuch gemacht, schematisch zu charakterisieren, welche Folgen eine Änderung in Temperatur bzw. in der Globalstrahlung und der Belastung bzw. der Aufenthaltszeit für die Stickstoff-Eliminierung oder Umwandlung hat. Die wichtigsten Reaktionen, die im Algengraben im Sinne einer weitergehenden Reinigung ablaufen, sind folgende:

Während der Nacht kommt es einerseits durch zufließendes Abwasser mit hohem Hydrogencarbonatpuffervermögen, andererseits durch Freisetzung von CO_2 durch die Atmungsaktivität der beteiligten Mikroorganismen, zu einer Senkung des pH-Wertes.

Während des Tages wird anorganischer Kohlenstoff von den Algen aufgenommen, und es tritt eine starke Verschiebung des Kohlensäurecarbonat-Gleichgewichts auf, die Folge ist ein pH-Anstieg (Abb. 48, 49, s.a. Kap. 6.6.). Der pH-Wert hat einen entscheidenden Einfluß auf die Stickstoff-Eliminierung durch Ammoniak-Desorption, auf die Ammonium-Resorption und auf die Ammonium-Oxidation durch Nitrifikanten.

Für die Ammonium-Eliminierung sind die Hauptreaktionen:

$$OH^- + NH_4^+ \xrightarrow{pH > 8} NH_3 + H_2O$$

$$NH_4^+ + CO_2 \longrightarrow \text{Algenbiomasse (CHON)}$$

und falls es zu Nitrifikation kommt:

$$NH_4^+ + 1{,}5\ O_2 \xrightarrow{\text{Nitrosomonas}} NO_2^- + 2\ H^+ + H_2O$$

$$NO_2^- + 0{,}5\ O_2 \xrightarrow{\text{Nitrobacter}} NO_3^-$$

Die Wachstumsbedingungen für Bakterien der Nitrosomonas- und Nitrobacter-Gruppe sind wegen der spezifischen Ansprüche dieser Bakterien im Algengraben nicht immer gegeben. So hat Nitrosomonas bei 20 °C eine Vermehrungsrate von 0,34 d^{-1} bzw. 2,94 Tage Aufenthaltszeit sind zur Aufrechterhaltung der Population in einem Durchflußsystem erforderlich. Die Vermehrungsrate für Nitrobacter beträgt 0,14 d^{-1} bzw. 7,14 Tage Aufenthaltszeit (Helmer & Sekoulov 1977). Dieses, für Bakterien ungewöhnlich langsame Wachstum wird in nitrifizierenden Belebungsanlagen durch Aufrechterhaltung eines hohen Schlammalters aufgefangen. Außerdem ist das Wachstum und die Aktivität der Nitrifikanten stark temperatur- und pH-abhängig. (Painter & Loveless 1983, Quinlan 1984). In Algengräben, die nach einem einfachen Durchflußprinzip ohne Biomasserückführung oder -rückhaltung betrieben werden, können sich die Nitrifikanten bei kurzen Aufenthaltszeiten nicht halten. So kam es in den Algengräben in Israel, bei den vorgegebenen kurzen Aufenthaltszeiten nicht zur Nitrifikation (Shelef 1976). Bei langen Aufenthaltszeiten oder niedriger Belastung dagegen werden sehr hohe pH-Werte erreicht, und die Wachstumsbedingungen für Nitrifikanten sind ebenfalls nicht gegeben.

In Abhängigkeit von der Jahreszeit lassen sich durch Variation der Aufenthaltszeit und der Belastung Bedingungen einstellen, die zu einer Stickstoff-Konservierung oder zu einer Stickstoff-Eliminierung führen.

Stickstoff-Konservierung bedeutet, möglichst viel Stickstoff in Biomasse festzulegen oder in die Nitratform zu überführen. Bei zweistufigen Anlagen (Algengräben in Serie) könnte dann dieses Nitrat ohne Verluste durch NH_3-Desorption wieder in Biomasse festgelegt werden.

Unter einer Stickstoff-eliminierenden Betriebsweise wird verstanden, möglichst viel Stickstoff durch NH_3-Desorption zu entfernen. Auch eine Teilnitrifikation bis Nitrit und anschließender Denitrifikation (Kap. 7.) durch Wiederverwendung des geklärten nitrithaltigen Abwassers als Verdünnungswasser gehört zum N-eliminierenden Betrieb von Algengräben.

Eine schematische Darstellung der einzelnen Bedingungen, wie anschließend beschrieben, unter denen es zur N-Eliminierung oder N-Konservierung kam, erläutert die Steuerungsmöglichkeiten, die zur Etablierung der jeweils gewünschten Betriebsweise führen.

Ausgehend von einer bestehenden Situation der Stickstoffverteilung wird die Stickstoffumverteilung schematisch in Abb. 77, S. 201 dargestellt:

1. nach Änderung von Belastung oder pH (gesteuert)
2. nach Änderung von Licht oder Temperatur (ungesteuert).

Die verhältnismäßige Stickstoffverteilung ist im jeweils unteren Teil der Abb. 77, S. 201 dargestellt.

Weiterhin muß man berücksichtigen, daß die Faktoren Licht und Temperatur kaum voneinander getrennt berücksichtigt werden können. Die täglichen Globalstrahlungs- und Wassertemperatur-Werte steigen und fallen bis auf Frühjahr und Herbst gleichermaßen; im Frühjahr werden bei noch niedrigen Temperaturen hohe Globalstrahlungswerte gemessen, im Spätsommer und Herbst bei noch hohen Temperaturen niedrige Globalstrahlungswerte (Abb. 6, S. 22). Eine gute Korrelation ergibt sich zwischen den täglichen Temperaturdifferenzen und den Globalstrahlungswerten (Abb. 76).

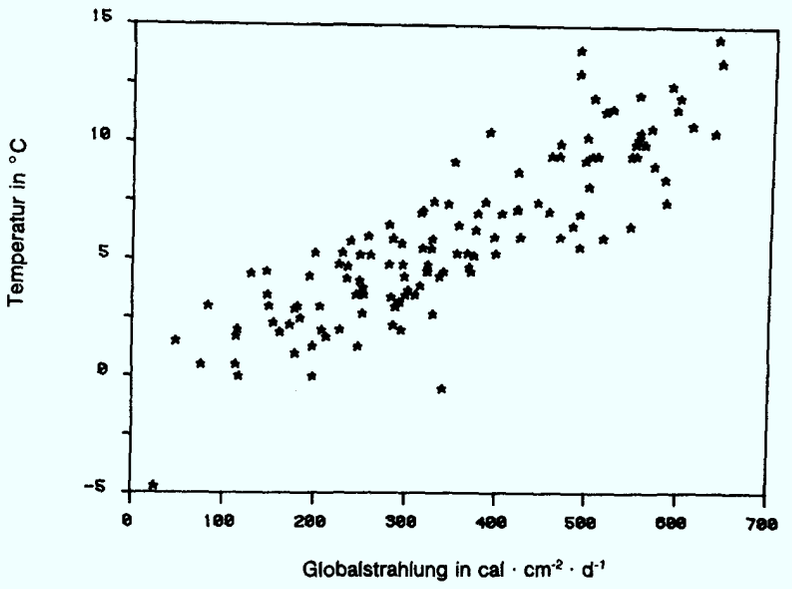
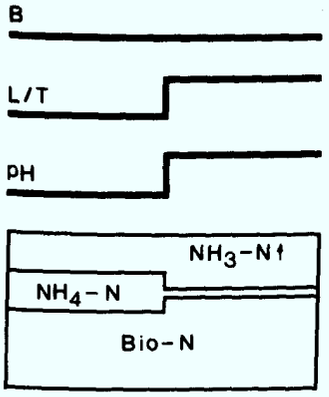


Abb. 76: Beziehung zwischen den täglichen Temperaturdifferenzen (Temperaturmaxima - Temperaturminima) im Graben und der Globalstrahlung (Daten April bis August 1979)

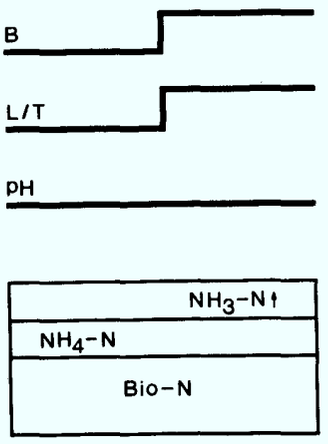
Die in Abbildung 77 dargestellte Situation I ist unter folgenden Voraussetzungen gegeben:



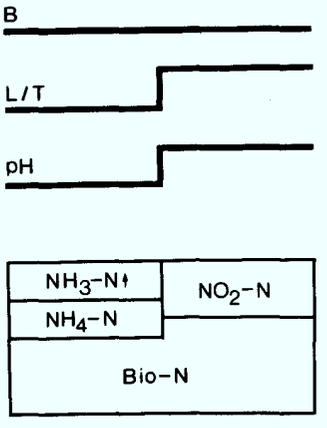
1

1. Die Aufenthaltszeit ist sehr lang (> 10 Tage), die Belastung niedrig (Kap. 6.7.1.1.). Dies hat zur Folge, daß der durchschnittliche pH-Wert sehr hoch liegt und allein dadurch ein Großteil des Zulaufs NH_4-N als NH_3 entweicht und es nicht zu Nitrifikation kommt (vgl. Abb. 64, 65 und 69, S. 171 - 173, 175, 183).

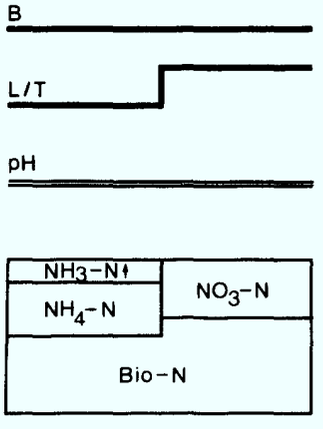
2. Die Aufenthaltszeit ist so kurz, daß sich die Algenpopulation hält, aber unter den gegebenen Temperaturen und Lichtbedingungen die Vermehrungsrate der Nitrifikanten kleiner ist als die Ausspülrate. Das Wachstum der Nitrifikanten wird durch das Ansteigen des pH-



2



3

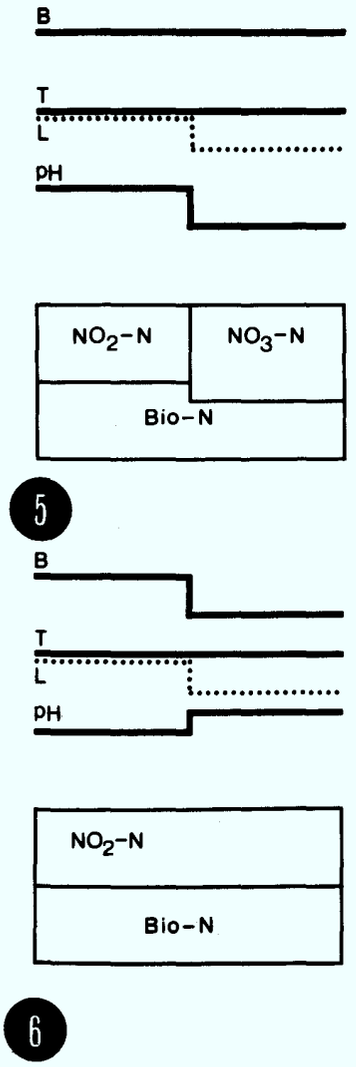


4

Werts, nach Erhöhung der Lichtmenge und der Temperatur zusätzlich gehemmt. Eine Verhinderung der Nitrifikation kann durch Anpassung der Aufenthaltszeit an die jeweiligen Licht- und Temperaturbedingungen, wie in Situation II dargestellt, erreicht werden, nämlich durch Verkürzung der Aufenthaltszeit bei erhöhter Temperatur und Lichteinstrahlung. Wenn, wie in Situation I dargestellt, die Aufenthaltszeit schon kurz war, kann durch Erhöhung des Lichtes und der Temperatur außer einer Erhöhung des pH, auch die Nitrifikation in Gang gesetzt werden, allerdings, wie sich experimentell herausstellte, nur bis zu Nitrit (Sit. III; vgl. auch Abb. 73, S. 193 - 194).

3. Bei etwa 6 Tagen Aufenthaltszeit liegt das pH die Hälfte der Zeit in einem, für das Wachstum von Nitrobacter ungünstigen pH-Bereich (CO_2-Mangel, Konkurrenz durch die Algen). Wird dagegen das pH konstant gehalten (mittels CO_2 auf pH 8,1 - 8,2), sind die Wachstumsbedingungen auch für Nitrobacter gegeben, und es kommt zur Nitratbildung (Situation IV; vgl. auch mit Abb. 73c und 75c, S. 194).

4. Im Sommer/Herbst kann die Situation III mit Nitrit als "stabile" Endstufe des anorganischen N in eine Situation mit Nitrat, also komplette Nitrifikation übergehen, wie in Situation V dargestellt. Die Strahlungsintensität nimmt ab, die Temperaturen bleiben hoch, folglich gibt es eine verringerte Photosyntheseleistung und tagsüber werden



dadurch keine hohen pH-Werte mehr erreicht, die Bedingungen ähneln Situation IV (vgl. die N-Konzentrationen in Juli und August 1979 in Graben 3 und 5; Abb. 73b und 73d, S. 193, 194).

5. Wenn gleichzeitig mit dem Lichtabfall im Herbst die Belastung herabgesetzt wird, sind die Algen in der Lage, trotz verminderter Lichteinstrahlung das pH tagsüber erheblich über 8 zu erhöhen. In diesem Fall kommt es nicht zu Nitratbildung, sondern bleibt bei Nitrit (Situation VI; vgl. die N-Konzentrationen im August in Graben 2 mit Graben 3 und 5, Abb. 73a mit 73b und d, S. 193, 194).

Selbstverständlich treten durch das wechselhafte Wetter in unseren Breitengraden erhebliche Schwankungen in diesem globalen Schema auf, insbesondere wenn auf eine Schönwetterperiode eine Woche mit Kälte und Regen folgt. Durch die kontinuierliche Zugabe von NH_4-N mit dem Abwasser häuft sich jetzt NH_4-N im Graben an, die Aktivität der Nitrifikanten ist herabgesetzt. Wenn die Schlechtwetterperiode länger anhält, kommt es sogar zum Ausspülen der Nitrifikanten. Ebenso ist die Aktivität der Algen herabgesetzt und damit die tägliche pH-Erhöhung. Dies hat zur Folge, daß die NH_3-Desorption nur noch in geringem Umfang stattfindet.

Abb. 77: Schematische Darstellung der Verteilung der Stickstoffkomponenten im Algengraben in Abhängigkeit von der Belastung (B) (Konzentration und Aufenthaltszeit), Licht (L), Temperatur (T) und pH. Nähere Erläuterungen im Text.

7. Abschließende Diskussion

In den vorangegangenen Kapiteln habe ich die von mir experimentell erarbeiteten Grundvoraussetzungen für das Funktionieren von Algengräben im hiesigen Klima mit dem, unter Einsatz klassischer Verfahren*, schwierig zu behandelnden Substrat Schweineflüssigmist beschrieben.

Im einzelnen fand ich, kurz zusammengefaßt, daß:

- Schweineflüssigmist, von groben Feststoffen befreit, für die Behandlung im Algengraben verdünnt werden muß,
- die Kohlenstoff- und Stickstoffbelastung sich in einem relativ eng begrenzten Rahmen bewegen sollte,
- der CSB nur bis zu einem bestimmten Teil (meist ca. 80 %, maximal 88 %) abgebaut wird, der nach Lagerung des Flüssigmistes weiter abnimmt,
- die Algenbiomasseproduktion in Algengräben ähnliche Zuwachsraten ergibt, wie sie aus autotrophen Mikroalgenkulturen unter vergleichbaren Klimabedingungen bekannt sind,
- chlorococcale Grünalgen der Gattung Scenedesmus unter den gegebenen Bedingungen dominant waren und die Algenpopulation unter bestimmten Voraussetzungen durch Zooplanktonfraß gefährdet ist,
- durch Anpassung der Betriebsfahrweise an die klimatischen Bedingungen die Stickstoffeliminierung oder -konservierung beeinflußt werden kann.

Die Ergebnisse der Freilandversuche erlauben nun, zusammen mit der Literaturauswertung und unter besonderer Berücksichtigung von Algenwachstumsmodellen die Ausarbeitung von praxisorientierten Verfahrensstrategien

---

* Staab et al. (1983) fanden, daß bis zur "vorfluterreifen" Klärung von Flüssigmist immerhin 50 Tage Aufenthaltszeit im Belebungsbecken notwendig waren. Außerdem verursachte die chemische Phosphatfällung nach ihrer Ansicht nicht mehr tragbare Betriebskosten.

zur Behandlung von Schweineflüssigmist in Algengräben, wobei im Gegensatz zu herkömmlichen Verfahren der Abwasserbehandlung die Erhaltung oder Wiedergewinnung von chemisch gebundener Energie und insbesondere des Stickstoffs im Vordergrund steht.

7.1. Verdünnung des Flüssigmistes und Wiederverwertung des Zusatzwassers

Schweineflüssigmist unterscheidet sich von häuslichem Abwasser nicht nur dadurch, daß er erheblich konzentrierter ist (Kap. 5.), sondern ein niedrigeres Verhältnis BSB_5 : N (in Flüssigmist 4 : 1, häusliches Abwasser 5 : 1; Schulze-Rettmer 1980) und einen hohen Anteil aerob nicht abbaubarer Kohlenstoffverbindungen mit z.T. starker Eigenfärbung enthält.

Die Verdünnung ist ein wesentlicher Schritt zur Behandlung von Flüssigmist in Algengräben, zugleich aber auch problematisch, da sich die zu behandelnde Flüssigkeitsmenge vervielfacht. Bei zu geringen Wasserzusätzen ist das Algenwachstum reduziert, einerseits durch toxische Konzentrationen von Ammoniak, Kupfer, Sulfide usw., andererseits durch Lichtlimitierung infolge der Eigenfärbung des Flüssigmistes.

Zur vollständigen Festlegung des Stickstoffs in der Biomasse muß der Flüssigmist soweit verdünnt werden, daß die N-Konzentration im Zulauf des Algengrabens dem zu erwartenden Algenwachstum entspricht. Wenn z.B. das Algenwachstum ca. 10 $g * m^{-2} * d^{-1}$ beträgt (bei τ = 4 d, 18 cm Schichttiefe), muß der Flüssigmist auf eine N-Konzentration von 20 $mg * l^{-1}$ verdünnt werden. Da der Kohlenstoffbedarf unter diesen Bedingungen 100 $mg * l^{-1}$ (C : N-Verhältnis der Algenbiomasse 5 : 1) betragen würde, reichen die vorhandenen 60 $mg\ C * l^{-1}$ (C : N-Verhältnis in dem von mir verwendeten Flüssigmist 3 : 1), auch wenn sie vollständig dem Algenwachstum zur Verfügung ständen, nicht aus. In diesem Fall würde zusätzlicher Kohlenstoff (z.B. CO_2) zu einer Produktionssteigerung und kompletten N-Festlegung in der Biomasse führen. In 1979 wurden Versuche mit zusätzlichem CO_2 durchgeführt, allerdings konnte keine Produktionssteigerung gegenüber den Vergleichsgräben festgestellt werden, weil nicht der Kohlenstoff, sondern wegen der langen Aufenthaltszeiten und damit

gekoppelt hoher Flächendichte, das Licht wachstumslimitierend war.

Zur Verhinderung eines C-limitierten Algenwachstums sollte der Flüssigmist weniger verdünnt werden. Bei geringeren Wasserzusätzen zum Flüssigmist steigt aber auch die Stickstoffkonzentration im Zulauf.

Maximale Albazodproduktionswerte von 15 - 20 g * m^{-2} * d^{-1} wurden bei einer CSB-Belastung (abbaubarer Teil) von 25 g * m^{-2} * d^{-1} erreicht (Abb. 56, S. 159). Von der Stickstoffbelastung, die 3 - 4 g N * m^{-2} * d^{-1} betrug, wurden maximal 2 g * m^{-2} * d^{-1} mit der Biomasse entfernt. Wenn ein nicht C-limitiertes Wachstum und damit in bezug auf Raum- und Zeitausbeute eine optimale Festlegung von N in der Biomasse angestrebt wird, ergibt sich als Konsequenz für das Ausmaß der Verdünnung, daß der Flüssigmist auf eine Stickstoffkonzentration von 40 - 80 mg N/l verdünnt werden muß (Kap. 6.7.1.). Dabei muß dafür gesorgt werden, daß keine Kohlenstoffverarmung durch lange Lagerung bzw. durch anaerobe Fermentation im Flüssigmist auftritt.

Durch Lagerung verschiebt sich das C : N-Verhältnis noch mehr zugunsten des Stickstoffs (Kap. 6.5.4.). Einen ähnlichen Verlauf nimmt das C : N-Verhältnis nach anaerober Fermentation (Biogasgewinnung). Allerdings könnte hier, als interessante Verfahrensalternative zu einem organischen Kohlenstoffabbau im Graben, das bei der Verbrennung des CO_2/Methangemisches freiwerdende CO_2 in den Algengraben geleitet werden (vgl. Venkataraman et al. 1980) und das ursprüngliche C:N-Verhältnis wiederherstellen.

Vorteilhaft wäre es, wenn man das C : N-Verhältnis des Flüssigmistes durch Mischung mit C-haltigen Abfallstoffen, wie z.B. aus der kartoffel- und zuckerrübenverarbeitenden Industrie erhöhen könnte.

Das Wasser, das zur Verdünnung zugesetzt wird, sollte möglichst wiederverwendet werden. Es enthält nach Trennung des Albazods vom Grabenablauf neben einem Rest von Stickstoff, schwer oder nicht abbaubare Kohlenstoff-Verbindungen (CSB: 200 - 300 mg * l^{-1}). Der überschüssige Stickstoff liegt, bei geeigneter Belastung und Aufenthaltszeit als Nitrit

oder Nitrat vor und könnte nach Mischung mit dem konzentrierten Flüssigmist durch Denitrifikation entfernt werden. Der CSB kann durch Auswahl geeigneter Albazodseparierungsmethoden erheblich gesenkt werden. So konnte ich mit Hilfe des Flockungsmittels Aluminiumsulfat sowohl eine Entfärbung als auch eine Reduktion des CSB's im Ablauf erreichen (Tab. 42).

Tabelle 42: Optische Dichte und CSB einer albazodhaltigen Suspension nach Zentrifugieren und nach Flockung mit $Al_2(SO_4)_3 * 18\ H_2O$ ($300\ mg * l^{-1}$)

	OD Grabensuspension	OD nach Zentrifugieren	OD nach Flokkung	pH nach Flokkung
Ausgangs-pH 9,6	0,620	0,133	0,52	7,0
Ausgangs-pH 7,5	-	-	0,0	5,5

	CSB	CSB nach Zentrifugieren	CSB nach Flockung
Ausgangs-pH 9,6	-	301	172
Ausgangs-pH 7,5	-	-	120

Ob eine weitere Aufbereitung des Wassers nach Trennung des Albazod zur Reduzierung des CSB's wirklich notwendig ist, können nur weitere Versuche beantworten. Die Wiederverwendung des Grabenablaufs als Verdünnungswasser führt zu einer erhöhten Verweilzeit für schwer abbaubare Verbindungen und einer möglichen Selektion anderer Bakterientypen, dadurch bedingt könnte es zum weiteren Abbau dieser Verbindungen kommen.

7.2. Algenwachstum und Anpassung des Verfahrens an die jahreszeitbedingte Wachstumsintensität

Das Algenwachstum in den Algengräben hatte, bei ausreichender Kohlenstoffversorgung etwa die gleiche Intensität wie bei autotroph wachsenden Kulturen von Scenedesmus unter vergleichbaren Licht- und Temperaturbedingungen und Flächendichten (Kap. 6.4.9.). Das in Kap. 3.3. angesprochene mixotrophe Algenwachstum scheint unter den Bedingungen, die in den Algengräben vorlagen, keine Rolle gespielt zu haben. Auch Fingerhut (1985) fand in Mischkulturen von Pseudomonas aeruginosa und Scenedesmus falcatus (beide Organismen wurden aus meinen Algengräben isoliert) bei ausreichender Sauerstoffversorgung keine Anzeichen für ein mixotrophes Algenwachstum.

Eine optimale Lichtausnutzung der Kultur zu jeder Jahreszeit ist gegeben, wenn die entsprechende Flächendichte in Algenkulturen (g Biomasse/m^2), angepaßt und aufrechterhalten wird. Erst dann wird die maximale Biomasseproduktion, in Abhängigkeit der Sonnenenergie (Licht/Temperatur) erreicht (Richmond et al. 1980, Grobbelaar 1981, Grobbelaar et al. 1984).

Wenn die Flächendichte bis über den jeweils optimalen Wert zunimmt, wird eine Abnahme der Produktivität gefunden. So betrug bei autotrophen Kulturen bei einer Flächendichte von 60 g * m^{-2} die Algenbiomasseproduktion 14,8 g * m^{-2} * d^{-1}; unter gleichen sommerlichen Licht- und Temperaturbedingungen ging die Produktion zurück auf 6,3 g * m^{-2} * d^{-1} bei einer Flächendichte von 135 g * m^{-2} (Grobbelaar et al. 1984).

Als Ursache führen Grobbelaar et al. (1984) an, daß sich bei zu hohen Flächendichten der größte Teil der Biomasse im Dunkeln befindet, deshalb nicht photosynthetisch aktiv ist und nur atmet. Dementsprechend wurden bei zu hoher Flächendichte und niedrigen Globalstrahlungswerten sogar negative Zuwachsraten gemessen (Grobbelaar et al. 1984).

Die Flächendichte in meinen Algengräben betrug bei ähnlichen sommerlichen Licht- und Temperaturverhältnissen wie bei dem o.g. Beispiel 80 - 90 g * m^{-2}. Die Algenproduktion lag mit ca. 10 g * m^{-2} * d^{-1} (Tab. 29, S. 129) zwischen den beiden oben erwähnten Produktivitäten. Eine Verringerung der Flächendichte sollte zur Steigerung der Biomasse-Produktion führen und damit zur vermehrten O_2-Produktion und Festlegung von Stickstoff in der Biomasse.

Bei konstanter Grabentiefe kann die Verringerung der Flächendichte nur durch Verkürzung der Aufenthaltszeit erreicht werden. Im September/Oktober 1978 betrug die Albazodkonzentration bei 5 - 6 Tagen Aufenthaltszeit ca. 300 mg * l^{-1}, bei 11 Tagen ca. 400 mg * l^{-1}. Bei einer Flächendichte von 54 g * m^{-2} (300 mg * l^{-1}) betrug die Algenproduktion 6 - 7 g * m^{-2} * d^{-1}, bei 11 Tagen Aufenthaltszeit und einer Flächendichte von 70 g * m^{-2} betrug die Produktion nur 3,8 - 5 g * m^{-2} * d^{-1} (Tabelle 29).

Trotz Anpassung der Flächendichte an die jeweiligen Licht- und Temperaturverhältnisse ist das Algenwachstum in den Wintermonaten äußerst gering (Soeder et al. 1971, Paelinck 1978, Grobbelaar et al. 1984).

Wollte man im Winter die gleiche Menge Abwasser wie im Sommer mit dem gleichen Wirkungsgrad in Algengräben behandeln, so wäre dafür mindestens die 20fache Fläche erforderlich (Abb. 6, S. 22). Eine ganzjährige Behandlung von Schweineflüssigmist in Algengräben ist daher in unserem Klima nicht zu realisieren. Als Alternative bleibt eine Speicherung des Flüssigmistes während der kälteren Jahreszeit (Hofmeister & Soeder 1983); sie ist ohnehin gesetzlich vorgeschrieben, und aufgrund der neuen Gülleverordnung für Nordrhein-Westfalen muß der Landwirt in der Lage sein, die in 6 Monaten anfallende Gülle zu speichern.

Aber auch in der übrigen Jahreszeit (April - Oktober) ist eine Anpassung der Aufenthaltszeit an die Algenwachstumsintensität erforderlich. Die Aufenthaltszeiten betragen nach Gleichung 11 (S. 18) zwischen 4,8 und 18 Tagen. Damit beträgt die erforderliche Landfläche im Herbst und Frühjahr noch immer das 4fache von der des Sommerbetriebs.

Zur Reduzierung des Landbedarfs wurden in Israel neben der konstanten Grabentiefe bei variabler Aufenthaltszeit-Fahrweise zur kontinuierlichen Behandlung von häuslichem Abwasser zwei weitere Varianten erprobt, und zwar:

a) konstante Aufenthaltszeit und Grabentiefe für den Winter- und Sommerbetrieb und
b) konstante Fläche, variable Grabentiefe (Shelef 1981).

Variante a) führt zwangsläufig zu einer suboptimalen Festlegung der Aufenthaltszeit. Wenn sie als Mittel zwischen der im Sommer und der im Winter erforderlichen Aufenthaltszeit gewählt wird, kommt es im Winter wegen der zu kurzen Aufenthaltszeit zum Ausspülen der Algen, im Sommer dagegen ist die Aufenthaltszeit zu lang, und es wird eine zu hohe Flächendichte erreicht, die Biomasseproduktion liegt damit weit unter der erreichbaren Produktion.

Mit der Variante b) wird die Aufenthaltszeit durch Aufstauen in der kälteren Jahreszeit verlängert.

Die Tabelle 43 zeigt, daß die Variante b) (konstante Fläche, variabler Wasserstand) zwar zu einer geringeren Algenproduktion führt, die gesamte Biomasseproduktion (Albazod) aber genauso hoch ist, wie bei der für das Algenwachstum optimalen variablen Aufenthaltszeit mit konstantem Wasserstand.

Tabelle 43: Drei in Israel zur Behandlung von häuslichem Abwasser getesteten Verfahrensvarianten und die daraus resultierende Albazod- bzw. Algenbiomasseproduktion

	Aufenthaltszeit (d)	Albazod $g * m^{-2} * d^{-1}$	Algenbiomasse $g * m^{-2} * d^{-1}$	Albazod $t * ha^{-1} * y^{-1}$
Konstanter Wasserstand, konstante Aufenthaltszeit	3,5	35,2	20,0	128,5
Konstanter Wasserstand, variable Fläche	2 - 8	46,3	30,2	169,0
Variabler Wasserstand, konstante Fläche	2 - 4,25	44,2	25,2	161,3

Aus Tabelle 44, in der bei konstanter Fläche die Füllhöhe des Grabens für die einzelnen Jahreszeiten dargestellt wird, geht deutlich hervor, daß der Algenanteil im Albazod im Winter bei einem Wasserstand von 0,5 m erheblich geringer ist, als in den anderen Jahreszeiten.

Nicht zuletzt wegen der Sauerstoffversorgung durch das Antriebssystem (Walzenbürste) war die biologische Reinigungsleistung bei obengenannter Fahrweise auch im Winter ausgezeichnet. Die Stickstoff- und Phosphat-Eliminierung ließ bei den auf maximale Albazodproduktion ausgerichteten, einstufigen Verfahren zu wünschen übrig. Von den durchschnittlich im Zulauf enthaltenen 79 mg N wurden ca. 26 mg in Albazod festgelegt, 22 mg durch Ammoniak-Desorption entfernt und 31 mg N verblieben zum größten Teil als NH_4-N im Ablauf.

Tabelle 44: Albazod- und Algenbiomassetrockensubstanz-Konzentrationen in Abhängigkeit von der Jahreszeit und Fahrweise im israelischen Algengraben

	Herbst	Winter	Frühjahr	Sommer	Ø
Wasserstand (m)	0,4	0,5	0,35	0,25	0,375
Aufenthaltszeit (d)	3,4	4,25	2,9	2,0	3,14
Albazod (mg * l^{-1})	385	240	400	440	366
Algen (mg * l^{-1})	210	95	240	285	208

Das im häuslichen Abwasser reichlich vorhandene Phosphat wurde hauptsächlich durch Flockung und Fällung mit Aluminiumsulfat vom Ablauf getrennt. Eine weitergehende Nährstoffeliminierung wird nur durch Nachschaltung eines weiteren Algengrabens erreicht (Benemann et al. 1980, Shelef 1981), die allerdings noch nicht großtechnisch realisiert wurde.

Wenn ich nun die Erfahrungswerte aus Israel und die Aussagen des mit den Versuchsdaten kompatiblen Wachstumsmodells (Gleichung 11, S. 18) sowie die Ergebnisse meiner Experimente kombiniere, wäre das für die Behandlung von Schweineflüssigmist in NW in Tabelle 45 aufgestellte Verfahrensmuster am günstigsten.

Tabelle 45: Theoretisch zu erwartende Albazod-Konzentration und -Produktion durch Variation der Aufenthaltszeit und der Grabentiefe unter den klimatischen Bedingungen von Nordrhein-Westfalen

	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	Ø
Aufenthaltszeit (d)	8,75	7	5,25	3,5	3,5	5,25	8,75	6
Wasserstand (m)	0,5	0,4	0,3	0,2	0,2	0,3	0,5	0,34
Albazod-Konzentration (mg * l^{-1})	150	200	300	350	350	300	150	257
Albazod-Produktion (g * m^{-2} * d^{-1})	8,6	11,4	17,1	20	20	17,1	8,6	14,7
Albazod-Produktion (t * ha^{-1} * $Monat^{-1}$)	2,6	3,4	5,1	6,0	6,0	5,1	2,6	30,8

Bei einer durchschnittlichen Aufenthaltszeit von 6 Tagen (3,5 - 8,75) müßte demnach die Albazodproduktion von April bis Oktober ca. 30 t * ha^{-1} betragen. Einen vergleichbaren Wert (25 t * ha^{-1}) fanden auch Stengel und Soeder (1975) für die autotrophe Massenproduktion von Scenedesmus obliquus.

Wenn der angenommene Algenanteil im Durchschnitt etwa 2/3 des Albazods ausmacht, beträgt die reine Algenbiomasseproduktion ca. 20 t * ha^{-1} * $Jahr^{-1}$. Der Rest besteht hauptsächlich aus nicht umgesetzten und vorher nicht abgetrennten Flüssigmistpartikeln, Bakterienbiomasse und bakterienfressenden Flagellaten. Der Bakterienanteil im Albazod erreichte aufgrund der allerdings in ihrer Aussage zweifelhaften Gesamtkeimzahlbestimmung (Kap. 6.2.1.) bei höherer Belastung 100 mg * l^{-1}, lag aber durchschnittlich bei 10 mg l^{-1}, wenn 1 Bakterium 10^{-12} g wiegt (Shelef 1976, Böhnke 1983a). Die Ergebnisse von Fingerhut (1985) lassen vermuten, daß der Yield (g Biomasse pro g verbrauchtes Substrat, beides als Kohlenstoff) für Pseudomonas aeruginosa und Acetat als Substrat in einer Mischkultur mit Scenedesmus falcatus bei langen Aufenthalts-

zeiten nur ca. 0,05 beträgt. Bei 150 mg DOC (dissolved organic carbon) im Zulauf würde die Bakterienmasse im Algengraben demnach ca. 15 mg TS betragen. Dieser Wert stimmt recht gut mit der berechneten Bakterienbiomasse mittels Gesamtkeimzahlbestimmung überein. Den Anteil von nicht umgesetzten Flüssigmistpartikeln im Albazod konnte ich leider nicht quantifizieren. In den meisten Fällen, wenn mit gut sedimentiertem Flüssigmist gearbeitet wurde, fand ich mikroskopisch keinen nennenswerten Anteil Partikel zwischen der Biomasse. Auch nach 1-stündigem Absetzen des Algengrabeninhalts im Imhofftrichter war kaum Albazod sedimentiert (< 1 ml), so daß bis auf farblose Flagellaten das Albazod überwiegend aus Algenbiomasse bestand, in den meisten Fällen also mehr als das für die weiteren Berechnungen angenommene 2/3. Diese Annahme macht die weiterfolgenden Aussagen in bezug auf biologische Reinigungsleistung sicher.

So wird nach der in Tabelle 45 vorgestellten Verfahrensweise, die für den Abbau der organischen Substanz notwendige Menge Sauerstoff (bei einer BSB_5-Zulaufkonzentration von 200 mg l^{-1} bis auf die Monate April und Oktober) vollständig durch den photosynthetisch produzierten Sauerstoff abgedeckt (Tabelle 46).

Tabelle 46: Die Belastung in g BSB_5 * m^{-2} * d^{-1} bei einer Zulaufkonzentration von 200 mg BSB_5/l und der in den einzelnen Monaten von den Algen produzierte Sauerstoff in g * m^{-2} * d^{-1} bei Anwendung des Verfahrensmusters aus Tabelle 45

	April	Mai	Juni	Juli	August	Sept.	Okt.
Belastung in g BSB5 * m^{-2} * d^{-1}	11,4	11,4	11,4	11,4	11,4	11,4	11,4
O_2-Produktion der Algenbiomasse* in g * m^{-2} * d^{-1}	9,14	12,2	18,3	21,4	21,4	18,3	9,14

* (Algenbiomasse = 2/3 Albazod, 1 kg Algen→ 1,6 kg O_2)

Wenn allerdings nach Shelef et al. (1976) nur 75 % der BSB-Belastung (im obengenannten Beispiel 8,55 g $BSB_5 * m^{-2} * d^{-1}$) unter Sauerstoffverbrauch veratmet werden, reicht die photosynthetische O_2-Produktion über den gesamten Zeitraum aus. Die erzielbaren Reinigungsleistungen werden weiter unten (7.3.) diskutiert.

In der Zusammensetzung der Phytoplanktonpopulation gab es Schwankungen, sie bestand aber zum überwiegenden Teil aus Scenedesmus-Arten mit Scenedesmus falcatus als dominierender Alge. Leicht filtrierbare Algen wie Coelastrum konnten sich nicht behaupten. Als ernstzunehmende Gefahr für das Funktionieren des Algengrabens erwies sich in Übereinstimmung mit Literaturangaben (Lee et al. 1980, Shelef 1981) die Massenentwicklung von Zooplankton. Das Rotatorium der Art Brachionus calyciflorus zerstörte die künstlich aufrechterhaltene Phytoplanktonblüte. Der Einfluß von Zooplankton auf die Algenpopulationsdynamik wird ausführlich in Kap. 6.4.8. diskutiert. An dieser Stelle werden nur die wesentlichen Punkte wiederholt, die für die Verfahrensweise von Bedeutung sind. Die Rotatorien finden im mitteleuropäischen Klima die besten Wachstumsvoraussetzungen am Sommerende und im Frühherbst, insbesondere dann, wenn die Wassertemperaturen nachts relativ hoch bleiben (15 ^{o}C) und durch trübes Wetter der pH-Wert tagsüber nicht stark ansteigt. Bei pH-Werten über 9 ist Brachionus nicht mehr in der Lage, sich zu vermehren (Schlüter & Groeneweg 1981). In Kombination mit dem vorhandenen oder zusätzlichen Ammonium, das bei hohen pH-Werten zu einem großen Teil als Ammoniak vorliegt, wirkt eine pH-Erhöhung auf die Rotatorien tödlich und kann als wirksames Bekämpfungsmittel in Algengräben angewandt werden (Lincoln et al. 1983).

Schlüter und Groeneweg (1985) fanden, daß eine freie Ammoniakkonzentration von über 3 mg N/l ausreicht, die Vermehrung von Brachionus rubens zu unterbinden. Allerdings können Rotatorien die Algenpopulationszusammensetzung entscheidend beeinflussen. Die bestachelte Micractinium pusillum wird von den Rotatorien nicht gefressen und kann dominant werden, wie es z.B. in Israel (Azov et al. 1980) und Süd-Afrika (Pieterse et al. 1982) der Fall war. Das

Vorhandensein von bestachelten Micractinium in einer Scenedesmus-Suspension verhindert sogar, daß Scenedesmus gefressen wird (Schlüter et al. 1985). Micractinium hat sich, obwohl vereinzelt vorhanden, in den Versuchsgräben in Dortmund nie durchgesetzt.

7.3. Die biogene Sauerstoffproduktion und die biologische Reinigungsleistung

Der Abbau der organischen Substanz oder die biologische Reinigungsleistung betrug, was den CSB betrifft, ca. 80 % und nahm nach längerer Lagerung des Flüssigmistes durch anaeroben Abbau während der Lagerung auf 60 % ab. Der Ablauf des Algengrabens war durch schwer abbaubare organische Verbindungen gelblich-braun gefärbt. Die Fällbarkeit spricht für das Vorliegen von Huminstoffen (Tab. 42, S. 207), als maßgebender Harnfarbstoff dürfte aber auch Bilirubin vorgelegen haben.

Die biologische Reinigungsleistung war auch dann noch hoch, wenn bei überdurchschnittlich starker Belastung die Mikroalgen ausspülten (Kap. 6.4.7.1., S. 117); das Wachstum der Mikroalgen war eindeutig gehemmt. Möglicherweise wurde die Photosynthese durch Ammoniak gehemmt (Abeliovich & Azov 1976) oder durch die stark sauerstoffzehrenden Bakterien und dadurch anoxischen Bedingungen im Graben. Nach Nührenberg et al. (1968) muß für das Wachstum von einzelligen Grünalgen eine Mindestmenge freier Sauerstoff vorhanden sein. Die biologische Reinigungsleistung beruhte unter den obengenannten Bedingungen also völlig auf dem Einbringen von Sauerstoff aus der Luft. Nach Auswertung dieser Ergebnisse sahen wir uns veranlaßt, die tatsächliche Sauerstoffquantität, die mit dem Schaufelrad eingetragen wurde zu messen (Stengel & Groeneweg, unveröffentlicht). Bei einer Wassertemperatur von 14 ^{o}C und einem O_2-Gehalt 0 wurden 7 - 8 mg $O_2 * l^{-1} * h^{-1}$ eingetragen. Bei 8 mg $O_2 * l^{-1} * h^{-1}$ bedeutet dies einen Sauerstoffeintrag von 35,6 g $* m^{-2} * d^{-1}$. Wenn der CSB zu 80 % abgebaut wird, ist der Sauerstoffbedarf für eine CSB-Belastung von 44,5 g $* m^{-2} * d^{-1}$ völlig durch

den O_2-Eintrag des Schaufelrades gedeckt. Wenn der wirkliche Bedarf nun 75 % der abgebauten organischen Belastung beträgt und die restlichen 25 % in Biomasse inkorporiert werden (Shelef et al. 1976), kann in den Versuchsgräben eine CSB-Belastung von 59,3 g * m^{-2} * d^{-1} ohne zusätzlichen Algenphotosynthesesauerstoff abgebaut werden. Da die CSB-Belastung bei den meisten meiner Versuche zwischen 10 und 50 g * m^{-2} * d^{-1} betrug, waren die Algengräben fast immer, auch während der Nacht aerob (Abb. 34).

Schaufelräder werden bis jetzt als die beste technische Lösung zur Turbulenzerzeugung in flachen Algengräben gesehen (Richmond, pers. Mitteilung 1983). Die Erkenntnisse dieser Arbeit über den Sauerstoffeintrag durch Schaufelradantrieb führen dazu, daß die biologischen Reinigungsleistungen, die in miniaturisierten Modellalgengräben oder Miniponds erzielt wurden (z.B. Shelef 1976, Fallowfield & Garrett 1983) neu überdacht werden müssen.

Schnell drehende Schaufelräder waren zur homogenen Durchmischung der Versuchsgräben notwendig. Der tägliche Sauerstoffeintrag durch das Schaufelrad überstieg in den meisten Fällen die theoretische Sauerstoffproduktion der Mikroalgen. Zur Aufrechterhaltung einer erforderlichen Mindestdurchmischung betrug der Energiebedarf bei Schaufelradantrieb 4,6 Wh * m^{-2} und überstieg damit sogar die durch Photosynthese fixierte Sonnenenergie pro m^2 (Balloni et al. 1983, Fallowfield & Garrett 1983). Für kleine Anlagen besser geeignet, obwohl für die Abwasserbehandlung noch nicht getestet, erscheint das von Wagener konzipierte und in Italien entwickelte "Mixing Board", das zur Turbulenz-Erzeugung nur 0,1 Wh * m^{-2} benötigt (Balloni et al. 1983). Der Sauerstoffeintrag aus der Luft dürfte bei Anwendung des "Mixing Board" geringer sein als mit dem Schaufelrad, so daß der Sauerstoffbedarf zur Oxidation des organischen Kohlenstoffs fast ausschließlich von den Mikroalgen produziert werden muß. Für einen großflächigen Algengraben wird auch mit Schaufelradantrieb weniger Energie benötigt. Koopman et al. (1981) und Eisenberg et al. (1981) berichten über einen Energiebedarf von unter 0,1 Wh * m^{-2} bis 0,6 Wh * m^{-2} für einen Algengraben mit

1100 m^2 Fläche und mittleren Fließgeschwindigkeiten von 20 - 30 m * sec^{-1} (gemessen wurde die Differenz der Energieaufnahme zwischen Schaufelrad-Leerlauf und mit Wasser gefülltem Algengraben, unerwähnt und nicht berücksichtigt wurde die Aufnahmeleistung des Antriebsmotors). Unter Zugrundelegung der vorgestellten Verfahrensweise (Tabelle 45) und unter der Annahme, daß durchschnittlich zwei Drittel des Albazods aus Algenbiomasse besteht, beträgt die Algenbiomasseproduktion 20 t * ha^{-1} und die Sauerstoffproduktion mindestens 1,6 * 20 = 32 t * ha^{-1} (Shelef et al. 1976, Stengel & Groeneweg, unveröffentlicht). Diese Sauerstoffmenge würde für eine CSB-Fracht von 56 t ausreichen (80 % Abbau, 25 % Inkorporierung in Biomasse).

Wenn nach Abtrennen der Feststoffe der CSB-Wert von Flüssigmist 30 kg m^{-3} beträgt, wird jährlich pro ha Grabenfläche durch die biogene Belüftung ausreichend Sauerstoff zur Oxidation von mehr als 1800 m^3 Flüssigmist produziert. Dies bedeutet die ca. 37fache Menge, die nach der Gülleverordnung des Landes NW (Korrespondenz Abwasser 31 (1), S. 4, 1984) pro ha ausgebracht werden darf.

Voraussetzung ist eine allerdings optimale Nutzung des produzierten Sauerstoffs. Bei kontinuierlicher Beschickung der Gräben lag der Sauerstoffgehalt am Tage über der Sättigung, und es fand ein Sauerstoffaustrag statt. Zur Vermeidung dieser Sauerstoffverluste ist deshalb eine semi-kontinuierliche Beschickung vormittags vorteilhaft. Außerdem wird durch den Wegfall der nächtlichen Belastung verhindert, daß das Redoxpotential in den Gräben negativ wird und durch z.B. H_2S-Bildung üble Gerüche auftreten. Wie der Versuch mit semi-kontinuierlicher Belastung zeigte (S. 86), hat diese Verfahrensweise keinen nachteiligen Einfluß auf das Algenwachstum. Die Belastung könnte außerdem so gewählt werden, daß in den Nachmittagsstunden pH-Werte über 9 erreicht werden, die das Aufkommen von Rotatorienmassenentwicklungen verhindern (Schlüter & Groeneweg 1981) und zur Abtötung pathogener Keime führen (Primavesi 1977).

7.4. Die weitergehende Reinigung (Stickstoff- und Phosphat-Entfernung)

Zur Aufrechterhaltung der in Tabelle 40 vorgeschlagenen Aufenthaltszeiten, beträgt der Gesamtwasserdurchsatz pro ha und Saison 120.000 m^3.

In den meisten Versuchen betrug die Stickstoffkonzentration des verdünnten Flüssigmistes 120 mg * l^{-1}. Die Stickstoff-Fracht pro ha Grabenfläche würde somit 14.400 kg betragen oder das 60fache der in der Gülleverordnung von NW zugestandenen 240 kg N* pro ha und Jahr. Bei einer Zulauf-Konzentration von 120 mg * l^{-1} verblieben aber noch erhebliche Mengen Stickstoff als Ammonium, Nitrat oder Nitrit im Ablauf. Bessere Ablaufwerte wurden, ohne nennenswerte Biomasse-Wachstumseinbußen, bei einer Zulaufkonzentration von 60 mg N * l^{-1} festgestellt (Kap. 6.7.). Dies würde bedeuten, daß ca. 7,200 kg N oder die 30fache Menge Flüssigmist pro ha Grabenfläche behandelt werden können. Diese Menge (30fach) ist gut mit der in Kapitel 7.3. errechneten 37fachen Menge Flüssigmist in Einklang zu bringen, für deren Abbau durch die Algenphotosynthese, Sauerstoff zur Verfügung steht.

Nun wird aber nicht nur für den Abbau der organischen Belastung, sondern auch für die stattfindende Nitrifikation des NH_4-N Sauerstoff benötigt, und zwar zur Oxidation bis Nitrit 3,4 mg O_2 je mg NH_4-N, bis Nitrat 4,6 mg O_2 je mg NH_4-N (Helmer & Sekoulov 1977).

---

* Zum Schutz des Grundwassers ist diese Stickstoff-Menge noch immer viel zu hoch. Nach Kolenbrander (zitiert in Bleuten und Cerutti 1984) wird auf Ackerland etwa die Hälfte der für eine gute landwirtschaftliche Produktion notwendig gehaltenen Düngergabe von 200 kg N pro ha, in Richtung Grundwasser ausgespült.

Im Durchschnitt wurde ca. ein Drittel des Zulauf-Stickstoffs im Graben zu Nitrit oder Nitrat oxidiert. Die Nitrifikation in dem mit 60 mg N im Zulauf belasteten Graben lief aufgrund des hohen pH nur bis Nitrit.

Wenn 1 m^3 Flüssigmist, nach Abtrennung der Feststoffe, einen CSB von 30 kg O_2 hat und 5 kg N ergibt, beträgt der Sauerstoffbedarf (25 % des CSB in Biomasse inkorporiert, 80 % Abbau) 18 kg $O_2 * m^{-3}$ und für die Nitrifikation bis Nitrit (ein Drittel N wird Nitrit, 3,4 mg O_2 je mg NH_4-N) 5,7 kg $O_2 * m^{-3}$.

Von den Mikroalgen werden pro ha 32 t O_2 produziert, so daß ca. 1.400 m^3 Flüssigmist mit einer Stickstoff-Fracht von 7000 kg N pro ha und Saison behandelt werden können.

Nach Abtrennen des Albazod sollte das Wasser als Verdünnungswasser wieder verwendet werden. Nach Zugabe von nitrathaltigem Leitungswasser (Kapitel 6.7.2.) in den Behälter für verdünnten Flüssigmist, fand eine Denitrifikation statt. Diese Feststellung könnte man sich zunutze machen, den nitrat- oder nitrithaltigen Ablauf des Algengrabens, nach Zugabe von neuem Flüssigmist in einem gesonderten Behälter durch Denitrifikation von oxidiertem Stickstoff zu befreien, bevor es dem Algengraben wieder zugeleitet wird.

Die Phosphat-Eliminierung war bei höheren Belastungen, zumindest was das molybdän-reaktive Phosphat betrifft, völlig abhängig vom Algenwachstum und betrug mengenmäßig ca. 1,6 % der Biomasse-Trokkensubstanz-Produktion. Nur bei schwächerer Belastung und dadurch bedingt höheren pH-Werten wird das Phosphat zusätzlich durch Fällung mit der Biomasse entfernt (Kap. 6.6.).

7.5. Die Verwendung des Albazod als Futtermittel

Der Überlauf meiner Versuchsalgengräben wurde aufgefangen und das Albazod mittels einer Zentrifuge (Westfalia Tellerseparator) von behandeltem Wasser getrennt. Das, durch anschließende Walzentrocknung weiter aufbereitete Albazod - hauptsächlich aus Scenedesmus falcatus bestehend - erzielte im Rattenbilanzversuch gleich gute Werte - bezogen auf Proteinqualität und Verdaulichkeit - wie 'sauber' produzierte Mikroalgen der Gattung Scenedesmus obliquus (Pabst, unveröffentlicht). Auch aufgrund der positiven Ergebnisse, die in Israel mit der Verfütterung von auf häuslichem Abwasser gewachsenen Albazod an Hühner, Hähnchen und Karpfen erzielt wurden, ist das Albazod eine gute Proteinquelle und kann anstelle von Soja- und Fischmehlproteinen Verwendung finden (mehrere Autoren in Shelef & Soeder 1980).

7.6. Die Trennung des Albazod vom Grabenablauf

Durch das autotrophe Wachstum der Grünalgen bedingt, wird im Vergleich zum Belebtschlammverfahren erheblich mehr Kohlenstoff über CO_2 in Biomasse festgelegt. Zur Verhinderung einer Sekundärverschmutzung durch Zersetzung des Albazods in das grabenablaufempfangende Gewässer und bei Wiederverwendung des geklärten Wassers als Verdünnungswasser, muß das Albazod vom Ablauf abgetrennt werden. Im Gegensatz zum Belebtschlammverfahren werden nur selten gut absetzbare Flocken gebildet. Zuverlässige Trennmethoden sind teuer und verhindern bis jetzt die weltweite Anwendung von Algengräben in der Abwasserreinigung.

Zu den kostspieligen, aber zuverlässigen Trennmethoden gehören z.B. der Einsatz von Zentrifugen, Flockungsfällung und anschließender Flotation und Ultrafiltration (Benemann 1977, Mohn 1980).

Weiterhin sind die jeweils angestrebten Verwendungszwecke für das Albazod und das Wasser bei der Auswahl der Trennverfahren zu berücksichtigen. Wenn die proteinreiche Biomasse verfüttert wird, können auf keinen Fall toxisch wirkende Flockungs- und Fällungsmittel zur Konzentrierung des Albazods genutzt werden. Der Einsatz von Eisen- und Aluminiumsalzen als Flockungsmittel und anschließender Flotation zur Trennung und Konzentrierung der Biomasse funktioniert zuverlässig (Moraine et al. 1980). Die Verwendung von Aluminiumsulfat bietet den Vorteil, daß gleichzeitig Phosphate mit gefällt werden, hat aber den Nachteil, daß die Biomassetrockensubstanz bis zu 4 % Aluminium enthält und das geklärte Abwasser mit Sulfaten angereichert ist. Ein weiterer Vorteil des Einsatzes von Aluminiumsalz ist die Entfernung der schwer abbaubaren Substanzen aus dem Ablauf, damit wird eine Entfärbung und Reduktion des CSB's erreicht (Tab. 42, S.207).

Eine sichere Abtrennung des Albazod vom Grabenablauf wird durch Zentrifugation erreicht. Zentrifugen sind aber in der Investition und im Energieverbrauch zu teuer (Mohn 1978, 1980), um für die "photosynthetische Abwasserreinigung" in Frage zu kommen. Die weniger energieaufwendigen Trennverfahren beruhen auf Filtration oder Sedimentation (Benemann et al. 1980).

Durch die schwankende Zusammensetzung des Albazod arbeitet die Filtration mit Mikrosieben nicht immer zuverlässig (Taiganides, persönl. Mitteilung an Mohn). Das Mikrosieb kann aber zur Steuerung der Zusammensetzung der Algenpopulation eingesetzt werden, indem ein ständiges Selektieren von größeren und fädigen Algen stattfindet (Pretorius & Hensman 1984).

Eine vom wirtschaftlichen Standpunkt her gesehen erfolgversprechende Albazodtrennmethode ist nach neueren Erkenntnissen von Mohn (pers. Mitteilung) die Verwendung einer Kammerfilterpresse, wobei die einzelnen Kammern vorher mit einem erst seit kurzem im Handel befindlichen Kartoffelstärkederivat beschichtet werden ("Precoat-Filtration").

Flockenbildung ohne Zugabe von Flockungsmitteln wird in Algengräben gelegentlich beobachtet. Dabei sind zwei verschiedene flockenbildende Prozesse zu unterscheiden: die Bioflokkulation und die Autoflokkulation. Bei der Bioflokkulation entstehen, ähnlich wie bei Belebtschlamm, größere Konglomerate von Algen, Bakterien und Zooplankton. Bei der Autoflokkulation bilden sich im phosphat- und calciumreichen Abwasser nach pH-Erhöhung durch Fällung von Calciumphosphat Flocken (Sukenik & Shelef 1984).

Bei meinen Versuchen mit Flüssigmist kam es in den Algengräben trotz pH-Werten über 10 nie zur Flockenbildung. Die Ursache kann in der Verwendung von relativ weichem Verdünnungswasser (dh^{o} 7 - 9) und dem geringen Rest-Phosphatgehalt im Algengraben liegen. Auch Bioflokkulation, bis auf einige winzige Flocken, fand in den schwach belasteten Versuchsgräben nicht statt. Erst bei höheren Belastungen und kürzeren Aufenthaltszeiten - bzw. einem hohen Bakterienanteil im Albazod - kam es im Laborversuch zur Bildung von gut absetzbaren Flocken (Groeneweg, in Vorbereitung). Analog zum "activated sludge" (Belebtschlamm) wird in solchen Systemen, in denen das Albazod wegen seiner guten Absetzeigenschaften rückgeführt werden kann, von "activated algae" (Belebtalgen) gesprochen (Bokil & John 1981, McKinney et al. 1971). Die Aufrechterhaltung von "Activated Algae Systems" funktioniert allerdings bis jetzt nur im Labormaßstab.

Aussichtsreich ist die Möglichkeit der Entfernung von Albazod bzw. der Phytoplankton-Detritus-Suspensionen durch den gesteuerten Einsatz von herbivoren Konsumenten, wie z.B. Fischen (Pieterse et al. 1982, Edwards & Sinchumpasak 1981, Soeder 1984) oder Zooplankton (Groeneweg & Schlüter 1981).

Die Möglichkeit und die Vorrichtung dazu, den Algengrabenablauf erfolgreich mit Hilfe von Rotatorienkulturen zu klären, wurde in verschiedenen Ländern als Patent erteilt (Groeneweg & Schlüter: Europ. Pat. Nr.: 81101469.5 - 1984, USA Pat. Nr.: 4,4348,285 - 1982 und 4, 432 869 - 1984).

7.7. Ausblick

Aus den in dieser Arbeit vorgestellten Untersuchungsergebnissen und Überlegungen folgt, daß mit Hilfe des Algengrabenverfahrens erhebliche Mengen Schweineflüssigmist unter den in Nordrhein-Westfalen vorherrschenden klimatischen Bedingungen erfolgreich behandelt werden können. Gleichzeitig wird ein Großteil des Stickstoffs in proteinreiche Biomasse (Albazod) konserviert und ist als Futtermittel wiederverwendbar. Dabei werden neue Wege angesprochen, die zur Reduzierung der bis jetzt hohen Energiekosten der Turbulenzerzeugung und Abtrennung des Albazod führen.

Unter Einbeziehung und Weiterentwicklung dieser Techniken sollte das Algengrabenverfahren unter praxisnahen Umständen mit ausreichend großer Grabenfläche getestet werden. Erst dann wird es möglich sein, Aussagen über die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens zu machen. Aber nicht nur die Wirtschaftlichkeit sollte als Kriterium für die Anwendung entscheidend sein, sondern auch global ökologische Gesichtspunkte, die nur durch ausführliche systemanalytische Studien geklärt werden können.

Zusammenfassung

- Laborversuche zeigten, daß Chlorella in verdünntem Flüssigmist besser wuchs als Scenedesmus und daß diese Algen in weitaus höher konzentriertem Flüssigmist zu wachsen vermögen als die leicht filtrierbare Coelastrum. Coelastrum reagierte auf das in Schweineflüssigmist in hoher Konzentration vorhandene Kupfer empfindlicher.

- Schweineflüssigmist sollte vor Behandlung in Algengräben von groben Feststoffen befreit werden, hierzu wurde mit gutem Erfolg eine Wirbelstromsiebmaschine eingesetzt.

- Der Chemische Sauerstoff-Bedarf (CSB) wurde in Algengräben (im Freiland betrieben) zu 80 % abgebaut, nicht zuletzt wegen des Sauerstoffeintrags durch das Schaufelrad.
  Der prozentuale Anteil des abbaubaren CSB nimmt nach Lagerung oder anaerober Behandlung ab.

- Maximale Albazodzuwachsraten wurden bei CSB-Belastungen von ca. 30 g * m^{-2} * d^{-1} erzielt, geringere Belastungen führten zu Kohlenstofflimitierung.

- Die Algenpopulation in den Freilandalgengräben bestand hauptsächlich aus Scenedesmus-Arten und hier insbesondere aus S. falcatus.

- Wenn keine geeignete Betriebsweise eingehalten wird, ist die Algenpopulation in Sommer und Herbst durch Rotatorien gefährdet.

- Diskontinuierliche Belastung ergab keine schlechteren Albazodzuwachsraten oder Reinigungsleistungen als kontinuierliche Belastung; dadurch ist eine bessere Nutzung des photosynthetisch produzierten O_2 möglich.

- Die erreichten Zuwachsraten der Algenbiomasse entsprach derjenigen von ausschließlich autotroph wachsenden Kulturen unter gleichen Klimabedingungen.

- Um eine gute N-Konservierung zu erreichen, sollte Schweineflüssigmist soweit verdünnt werden, daß die N-Konzentration ca. 60 mg beträgt.

- N-Verluste, durch NH_3-Desorption, können, wenn keine Nitrifikation auftritt, bis zu 40 % des zugegebenen Stickstoffs betragen.

- Die NH_3-Desorption wird durch die Sauerstoffübersättigung stimuliert.

- Komplette Nitrifikation bis zu Nitrat kann durch pH-statische Fahrweise unter Zugabe von CO_2 erreicht werden.

- Das Albazod enthält durchschnittlich ca. 8 % N.

- An Phosphat wird über 1,6 % des Albazodtrockensubstanzzuwachses aus dem Abwasser entfernt.

- Der Vergleich von Algenwachstumsmodellen mit Algenwachstumsergebnissen war nur zum Teil befriedigend. Zur Vorhersage von erforderlichen Aufenthaltszeiten in Abhängigkeit von Licht und Temperatur erwies sich das von mir modifizierte Hill-Lincoln-Modell als anwendbar.

- Wegen der extrem langen Aufenthaltszeiten bzw. des enormen Landbedarfs im Winter, erscheint eine Anwendung des Algenverfahrens nur von April bis Oktober sinnvoll.

- In diesem Zeitraum beträgt die voraussichtliche Albazodproduktion ca. 30 $t * ha^{-1}$.

- Bei dieser Produktionsrate wird genügend Sauerstoff produziert, um eine gute Stickstoffestlegung und -eliminierung zur Behandlung von 1.400 m^3 Flüssigmist pro ha Grabenfläche mit einem gesamten N-Gehalt von 7.000 kg zu erreichen.
  Diese Stickstofffracht ist die 29,6 fache Menge, die nach der NW-Güllevorschrift pro ha und Jahr ausgebracht werden darf.

Literaturverzeichnis

Abeliovich, A. & Azov, Y. 1976: Toxicity of ammonia to algae in sewage oxidation ponds. Applied and Environmental Microbiology 31, 801 - 806

Abeliovich, A. & Weisman, D. 1978: Role of heterotrophic nutrition in growth of the alga Scenedesmus obliquus in high-rate oxidation ponds. Applied and Environmental Microbiology 35(1), 32 - 37

American Public Health Association (1975): Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA-AWWA-WPCF 14 th. ed. pp. 1193

Asendorf, E. 1976: Die einstufige biologische Vollreinigung von Abflüssen der Massentierhaltung, ihre Verfahrenstechnik und Analytik. Vom Wasser 46, 257 - 263

Atlas über die Sonneneinstrahlung Europas 1979. Band 1: Globalstrahlung auf waagerechte Flächen. W. Grösschen-Verlag Dortmund herausgegeben von W. Pfalz (Kommission der europäischen Gemeinschaften).

Abwassertechnische Vereinigung e.V. (1975): Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik, Band II, 2. Auflage. Verlag von Wilhelm Ernst und Sohn, Berlin - München - Düsseldorf

Abwassertechnische Vereinigung e.V. (1979): Abwasserteiche für kommunales Abwasser. Bericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.6.3. "Abwasserteiche". Korrespondenz Abwasser 26(8), 403 - 415

Azov, Y.; Shelef, G.; Moraine, R. & Levy, A. 1980: Controlling algal genera im high rate wastewater oxidation ponds. In: G. Shelef & C.J. Soeder (eds.). Algae Biomass: Production and use Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam p. 245 - 255

Baader, W.; Thaer, R. & Traulsen, H. 1972: Verfahren zur Behandlung von Abfällen der tierischen Produktion. Ber. Ldw. 50, 612 - 627

Baader, W.; Schuchardt, F. & Sonnenberg, H. 1979: Transformation of liquid manure into a solid. Agricultural Wastes 1, 167 - 190

Balloni, W.; Florenzano, G.; Materassi, R.; Tredici, M.; Soeder, C.J. & Wagner, K. 1983: Mass cultures of algae for energy farming in coastal deserts. In: A. Strub, P. Chartier & G. Schleser (eds.), Energy from Biomass, 2nd. E.C. Conference. Appl. Sci. Publ., London, New York, p. 291 - 295

Bardtke, D. & Jeserich, G. 1972: Einfluß von Abfällen und Ausscheidungen der tierischen Produktion auf Wasser und Gewässer. Ber. Landwirtschaft 50, 666 - 674

Bartlett, L. 1974: Effects of copper, zinc and cadmium on Selanastrum capricornutum. Water Research 8, 179 - 185

Bayer, E. & Kutubuddin, M. 1981: Öl aus Müll und Schlamm. Bild der Wissenschaft 9, 69 - 77

Beer, W.J. & Gibbs, D.F. 1975: Chemical flocculation as a tertiary treatment for pig effluent. Water Research 9, 1047 - 1050,

Benemann, J.R.; Koopman, B.; Weissman, J.; Eisenberg, D. & Goebel, D. 1980: Development of microalgae harversting and high-rate pond technologies in California. In: G. Shelef & C.J. Soeder (eds.). Algae Biomass: Production and Use Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam p. 457 - 497

Benemann, J.R.; Weissman, J.; Koopman, B. & Oswald, W.J. 1977: Energy production by microbial photosynthesis
Nature 268, 19 - 23

Benzion, S. & Dor, I. 1981: Bacterial inhibition of algal growth in photosynthetic sewage treatment systems. In: Developments in Arid Zone Ecology and Environmental Quality, H. Shuval (ed.) 1981 Balaban ISS, Philadelphia, Pa, p. 249 - 258

Blanken, G.; Gregor, E. & Greif, E. 1977: Mistüberschüsse - wohin damit? Landtechnik 32 (1), 19 - 23

Bleuten, W. & Cerutti, M. 1984: De huidige en toekomstige nitraat- en sulfaatbelasting van grond- en drinkwater van de Nederlandse pleistocene zandgronden. H_2O 17(10), 208 - 212 u. 218

Böhnke, B. 1983: Vorwort zum Symposium: Wertschöpfung durch Verwertung organischer Reststoffe aus Landwirtschaft und Industrie vom 11. und 12. April 1983 in Aachen. Wissenschaft und Umwelt 1983 (4)

Böhnke, B. 1983a: Vergleichende Betrachtung von Versuchs- und Betriebsergebnissen der zweistufigen AB-Technik unter besonderer Berücksichtigung mikrobiologischer Reaktionsmechanismen. Korrespondenz Abwasser 30 (8), 530 - 536

Bokil, S.D. & John, U.L. 1981: Treatment of domestic wastewater by flocculating algal-bacterial system. Indian J. Environm. Hlth. 23(2), 142 - 146

Bolze, A. 1976: Über das Auftreten extrazellulärer organischer Substanz in Synchronkulturen der Grünalge Scenedesmus acutus. Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH München, GSF Bericht AF 35

Borchardt, J.A. & Azad, H.S. 1968: "Biological extraction of nutrients". J. Water Pollution Control Fed. 40, 1739 - 1754

Bram, A. 1982: Nitratbedrohung des Grundwassers in Abhängigkeit von der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsintensität. Gewässerschutz-Wasser-Abwasser (GWA), Band 50, 681 - 714

Caldwell, D.H. 1946: Sewage oxidation ponds - Performance, operation and design. Sewage Works J. 18(3), 433 - 458

Clasen, J. & Bernhardt, H. 1983: In - situ - Trübungsmessungen in der Wahnbachtalsperre. gwf - Wasser/Abwasser 124(12), 575 - 581

Cloete, T.E. 1981: Herotrophic aspects and algal-bacterial interactions in a pond treatmend system for cattle feedlot effluent. Dissertation University of the Orange Free State, Bloemfontein, South Africa

Chrost, R.J. 1980: Molecular weight fractionation of dissolved organic matter released by phytoplankton. Acta Microbiologica Polonica 29(2), 79 - 88

Cooper, P. & Cornforth, I.S. 1978: Volatile fatty acids in stored animal slurry. J. Sci. Fd. Agric. 29, 19 - 27

Dietrich, A. 1976: Kontamination des Grundwassers durch Güllebeseitigung (praktisches Beispiel). Freiberger Forschungshefte Bd C 318, 93 - 98

Dodd, J.C. & Anderson, J.L. 1977: An integrated high rate pond-algae harvesting system. Prog. Wat. Tech. 9, 713 - 726

Dor, I. 1980: Effect of the green algae isolated from wastewater on the activity of sewage bacteria. In: G. Shelef & C.J. Soeder (eds.) Algae Biomass: Production and use. Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam, p. 431 - 437

Dragun, W. 1978: zitiert In: Oleszkiewicz & Koziarski 1981

Edwards, P. & Sinchumpasak, O.A. 1981: The harvest of microalgae from the effluent of a sewage fed high rate stabilization pond by Tilapia nilotica Part 1: Description of the system and the study of the high rate pond. Aquaculture 23, 83 - 105

Eisenberg, D.M.; Koopman, B.; Benemann, J.R. & Oswald, W.J. 1981: Algal bioflocculation and energy conservation in microalgal sewage ponds. Biotechnology and Bioengineering Symp. No. 11, 429 - 448

Endo, H.; Sansawa, H. & Nakajima, K. 1977: Studies on Chlorella regularis, heterotrophic fastgrowing strain II. Mixotrophic growth in relation to light intensity and acetate concentration. Plant & Cell Physiol. 18: 199 - 205

Erickson, S.J. 1972: Toxicity of copper to Thalassiosira pseudonana in unenriched inshore seawater. J. Phycol. 8, 318 - 323

Evans, M.R.; Hissett, R.; Smith, M.P.W.; Ellam, D.F. & Baines, S. 1979: Effect of microorganism residence time on aerobic treatment of piggery waste. Agricultural Wastes 1, 67 - 85

Fängström, I. 1972: The effects of some chelating agents and their copper complexes on photosynthesis in Scenedesmus quadricauda. Physiol. Plant. 27, 389 - 397

Fallowfield, H.J. & Garrett, M.K. 1983: Algal biomass from farm waste A pilot plant study. Internal Report Department of Agricultural and Food Chemistry, The Queen's University of Belfast, Nothern Ireland

Farkas, P. 1970: zitiert in H. Traulsen 1971

Fingerhut, U. 1985: Wachstum und Zusammenwirken von Scenedesmus falcatus und Pseudomonas aeruginosa bei chemostatischer Kultur in acetathaltigem Modellabwasser. Dissertation Ruhr-Universität Bochum

Flachowsky, G.; Henning, A.; Voigt, D. & Löhnert, H.J. 1975: Untersuchungen an Hammeln zum Futterwert von Feststoffen der Schweinegülle 2. Mitteilung: Verdaulichkeit bei verschiedener Entwicklungs- und Aufbereitungsverfahren. Tierernährung und Fütterung Erf. Erg. Entw. Berlin VEB Deutscher Landwirschaftsverlag 9, 120 - 123

Follmann, H.; Märkl, H. & Vortmeyer, D. 1978: Kontinuirliche Produktion von Mikroalgen unter mixotrophen Bedingungen. Chemie - Ing. - Techn. MS 583/78

Fontenot, J.P. 1983: Utilization of animal waste by feeding - special emphasis on USA. In: E.H. Ketelaars & S. Boer-Iwema (Herausg.). Animals as Waste Converters, Proc. of Int. Symp. Wageningen, Niederlande, 30. Nov. - 2. Dez. 1983, Pudoc, Wageningen

Fordham, A.W. & Schwertmann, U. 1978: Instability of phosphate during storage and shaking of Gülle. Z. Pflanzenernährung Bodenkd. 141, 443 - 451

Gächter, R.; Lum-Shue-Chan & Chan, Y.K. 1972/73: Complexing capacity of the nutrient medium and its relation to inhibition of algal photosynthesis by copper. Schweiz. Z. Hydrobiol. 34/35, 252 - 260

Garrett, M.K.; Weatherup, S.T.C. & Allen, M.D.B. 1978: Algal culture in the liquid phase of animal slurry. Effect of light and temperature upon growth and phosphorus removal. Environm. Pollut. 15, 141 - 154

Gerritse, R.G. & Eksteen, R. 1978: Dissolved organic and inorganic P-compounds in pig slurry: Effect of drying. J. Agric. Sci, Camb. 90, 39 - 45

Gesellschaft Deutscher Chemiker 1979: Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C). Bestimmung der Trübung (C2) DIN 38404, Teil 2, DEV 8. Lieferung, Verlag Chemie, Weinheim

Gibson, C.E. 1972: The algicidal effect of copper on a green and a blue-green alga and some ecological implications. J. Appl. Ecol. 9, 513 - 518

Glerum, J.C.; Klomp, G. & Poelma, H.R. 1971: The separation of solid and liquid parts of pig slurry. In: Livestock Waste Management and Pollution abatement, Ohio State University Colombus, Ohio p. 345 - 347

Gloyna, E.F. 1971: Waste stabilization ponds. WHO-Geneve pp. 175

Goldman, J.C. 1979a: Outdoor algal mass cultures I Applications. Water Research 13, 1 - 19

Goldman, J.C. 1979b: Outdoor algal mass cultures II Photosynthetic yield limitations. Water Research 13, 119 - 136

Goldman, J.C. & Carpenter, E.J. 1974: A kinetic approach to the effect of temperatur on algal growth. Limnol. Oceanogr. 19(5), 756 - 766

Gosh, A. 1980: Bau und Betrieb konventioneller Faultürme. Vergleich mit Biogasanlagen für die Behandlung von Flüssigmist. Vertrag Lehrgang Biogas der Technischen Akademie Esslingen 1 u. 2 Dez. 1980 Esslingen

Grigoropoulos, S.G. & Loudermilk, A.H. 1979: Staged lagoon treatment of feedlot waste. J. Water Pollution Control Fed. 51(1), 163 - 175

Grobbelaar, J.U. 1980: Potential of algal Production. Symposium on aquaculture in wastewater 24 - 26 Nov 1980, Pretoria, SA p. 1 - 16

Grobbelaar, J.U. 1981: Deterministic production model for describing algal growth in large outdoor mass algal cultures. U.O.F.S Publ., Series C, No. 3, 173 - 181

Grobbelaar, J.U. & Soeder, C.J. 1984: Respiration losses in planktonic green algae cultivated in raceway ponds. Journal of Plankton Research (in Press)

Grobbelaar, J.U.; Soeder, C.J. & Stengel, E. 1984: Modelling algal productivity and oxygen production in large outdoor cultures. Jül-Spez-282

Groeneweg, J. 1980: Behandlung von Abwasser aus Massentierhaltungen in Algengräben. Wissenschaft und Umwelt 1980 (4), 165 - 171

Groeneweg, J.; Klein, B.; Mohn, F.; Runkel, K.H. & Stengel, E. 1980: First results of outdoor treatment of pig manure with algal-bacterial-systems. In: G. Shelef & C.J. Soeder (eds.) Algae Biomass: Production and use. Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam, p. 255 - 265

Groeneweg, J. & Schlüter, M. 1981: Mass production of freshwater rotifers on liquid wastes: II. Mass production of Brachionus rubens Ehrenberg 1838 in the effluent of high-rate algal ponds used for the treatment of piggery waste. Aquaculture 25, 25 - 33

Hegewald, E. 1984: Hochtemperaturstämme in der Gattung Scenedesmus Sektion Desmodesmus. Algological Studies 37, 441 - 446

Hegewald, E.; Hesse, M. & Jeeji-Bai, N. 1981: Ökologische und physiologische Studien an Planktonalgen aus ungarischen Gewässern. Arch. Hydrobiol. Suppl. 60 (2), 172 - 201

Helmer, R. & Sekoulov, I. 1977: Weitergehende Abwasserreinigung. Deutscher Fachschriften-Verlag, Mainz, Wiesbaden 230 S.

Hill, D.T. & Lincoln, E.P. 1981: Developement and validation of a comprehensive model of large-scale production of microalgae. Agricultural Wastes 3, 43 - 64

Hohnvehlmann, J. 1980: Behandlung und Verwertung von Schweine- und Rindergülle im Versuchsgut "Haus Düsse" der Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe. Wissenschaft und Umwelt 1980(2), 52 - 55

Holland, M.R.; Kornegay, E.T. & Hedges, J.D. 1975: Nutritive value of swine feces for swine. In: Managing Livestock wastes ASAE Publication PROC-275, p. 214 - 218 Proc 3rd. Int. Symp. on Livestock wastes April 21 - 24 Univ. Illinois, Illinois

Imhoff, K.R. 1982: Leistungssteigerung konventioneller Kläranlagen durch Schönungsteiche. Gewässerschutz-Wasser-Abwasser 50, 409 - 417

Kolenbrander, G.J. 1981: zitiert in W. Bleuten & M. Cerutti 1984

Koopman, B.,; Lincoln, E.P. & Nordstedt, R.A. 1981: Anaerobic-photosynthetic reclamation of swine waste. In: R.D. Neaton (Herausg.), Water Reuse Symposium II, Vol. 2. Proc. Symp. August 1981, Washington, D.C. S. 924 - 934

Koriath, H. et al. 1971: zitiert in H. Traulsen 1971

Kretzschmar, R. 1981: Natürliche Klärverfahren. Z.f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 22, 180 - 189

Kroes, H.W. 1972: Growth interactions between Chlamydomonas globosa and Chlorococcum ellipsoideum Deason and Bold: The role of extracellular products. Limnology & Oceanography 17, 423 - 432

Lee, Y.B.; Wing, L.K.; McGarry, M.K. & Graham, M. 1980: Overview of wastewater treatment and resource recovery. Rep. Workshop on High-Rate-Algal Ponds, Singapur 1980

Lester, J.N.; Perry, R. & Dadd, H. 1979: The influence of heavy metals on a mixed bacterial population of sewage origin in the chemostat. Water Research 13, 1055 - 1063

L'Hermite, P. & Dehandtschutter, J. (Eds.) 1981: Copper in animal wastes and sewage sludge. Proc. of the EEC Workshop, Bordeaux 8-10.10.1980 Reidel Dordrecht (usw.) pp. 378

Lincoln, A.P. & Hill, D.T. 1980: An integrated microalgae system. In: G. Shelef & C.J. Soeder (eds.) Algae Biomass: Production and use Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam p. 229 - 245

Lincoln, A.P.; Hall, T.W. & Koopman, B. 1983: Zooplankton control in mass algal culture. Aquaculture 32(3/4), 321 - 337

Loehr, R.C. 1971: Liquid waste Treatment: III. The oxidation ditch. Agricultural Wastes: Principales and Guidelines for Practical Solutions, 72 - 78

McGarry, M.G. & Tongkasame, C. 1971: Water reclamation and algae harvesting. J. Water Pollution Control Fed. 43, 824 - 835

McGill, A.E.J.; Jackson, N. & Swinburne, T.R. 1975: A study of the partition of copper in pig slurry and the effect of substrate copper content on the growth of Leptomitus lacteus. J. Sci. Fd. Agric. 26, 779 - 784

McKinney, R.E.; McGriff, E.C.; Sherwood, R.J.; Wahbeh, V.N. & Newport, D.W. 1971: Ahead: Activated algae? Water and Wastes Engineering 8, 51 - 52 + 64

Melzer, A. & Steinberg, Ch. 1983: Nutrient cycling in freshwater ecosystems. Encyclopedia of Plant Physiology New Series, Volume 12 D Physiological Plant Ecology IV. O.L. Lange, P.S. Nobel, C.B. Osmund & H. Ziegler (eds.) Springer-Verlag Berlin, Heidelberg p. 47 - 84

Middlebrooks, E.J. 1978: Lagoon information source book. Ann Arbor Science Publishers Inc. Ann Arbor, Michigan

Miner, J.R. 1975: Management of odors associated with livestock production. In: Managing Livestock Wastes ASAE Publication PROC-275 p. 378 - 381 Proc. 3rd Int. Symp. on Livestock Wastes April 21 - 24, Univ. Illinois, Illinois

Miner, J.R. 1977: Characterization of odors and other volatile emmissions. Agriculture and Environment 3, 129 - 137

Miner, J.R. & Hazen, T.E. 1969: Ammonia and amines: Components of swine-building odor. Transactions of the ASAE 12, 772 - 774

Miner, J.R. & George, R.M. 1971: zitiert in H. Traulsen 1971

Miner, J.R. & Verley, W.E. 1975: Application of th rotating flighted cylinder to livestock waste management. In: Managing Livestock Wastes ASAE Publication Proc-275 p. 452 - 456 Proc. 3rd. Int. Symp. on Livestock Wastes April 21 - 24, Univ. Ill, Illinois

Mohn, F.H. 1978: Improved technologies for the harvesting and processing of microalgae and their impact on production costs. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 11, 228 - 253

Mohn, F.H. 1980: Experiences and strategies in the recovery of biomass from mass cultures of microalgae. In: G. Shelef & C.J. Soeder (eds.) Algae Biomass: Production and use. Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam p. 229 - 245

Mohn, F.H. 1984: Pers. Mitteilung

Moraine, R.; Shelef, G.; Sandbank, E.; Bar-Moshe, Z. & Shvartzburd, L. 1980: Recovery of sewage-borne algae: Flocculation and centrifugation techniques. In: G. Shelef & C.J. Soeder (eds.) Algae Biomass: Production and use. Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam p. 531 - 547

Motz, R. & von der Aa, R. 1970: Hygienische Probleme der Güllewirtschaft Monatshefte f. Vet. Med. 25, 60 - 68

Muehling, A.J. 1970: Gases and odors from stored swine wastes. J. Animal Science 30(4 - 6), 526 - 531

Müller, K.W. & Payer, H.D. 1980: The influence of zinc and light conditions on the cadmium-repressed growth of the green alga Coelastrum proboscideum. Physiol. Plant.50, 265 - 268

Mulligan, T.S. & Hesler, J.C. 1972: Treatment and disposal of swine waste. Waste Managing. Res. Proc. Cornell 517 - 536

Neumann, H. 1984: Unbelüftete Abwasserteiche - Darstellung der naturwissenschaftlichen Verfahrensgrundlagen und Bericht über Erfahrungen aus Niedersachsen. Berichte der Abwassertechnischen Vereinigung e.V. (ATV), St. Augustin, Nr. 35, 757 - 796

N.N. 1975: Interdisciplinair onderzoeksprogramma voor de studie van de biologische verwerking van dierlijke mest. Eindverslag Rijksuniversiteit Gent, Westvlaams ekonomisch studiebureau Brugge.

N.N. 1970: KTBL-Schrift zitiert in H. Traulsen 1971

Ngoddy, P.O.; Harper, J.P. & Gerrish, J.B. 1974: Enhanced treatment of livestock wastewater: I. Solid-liquid separation-estimation of vibratory screen performances on swine wastewater. J. Agric. Engng. Res 19, 313 - 326

Nührenberg, B., Lesemann, D. & Pirson, A. 1968: Zur Frage eines anaeroben Wachstums von einzelligen Grünalgen. Planta (Berlin) 79, 162 - 180

Nusch, E.A. 1977: Beurteilung der biologischen Schadwirkung organischer Komplexbildner und Komplexe aufgrund toxikologischer Testverfahren mit Bakterien, Algen, Protozoen, niederen Metazoen und Fischen. Z.f. Wasser- und Abwasserforschung 10 (2), 49 - 61

Obermann, P. 1982: Ursachen und Folgen steigender Nitratgehalte im oberflächennahen Grundwasser. Gewässerschutz - Wasser - Abwasser (GWA), Band 50, 665 - 679

O'Callaghan; Dodd, J.R.; O'Donoghne, V.A. & Pollock, K.A. 1971: Characterization of waste treatment properties of pig manure. Journal of Agricultural Engineering Research 16, 399 - 419

Oleszkiewicz, J.A. & Koziarski, S. 1981: Management and treatment of wastes from large piggeries. Agriculturral Wastes 3, 123 - 144

Osborne, L.E. & Mundy, E.J. 1977: A farm plant for pig slurry treatment. Journal of Agricultural Engineering Research 22(4), 405 - 420

Oswald, W.J. 1963: The high rate pond in waste disposal. Developments in Industrial Microbiology 4, 112 - 121

Oswald, W.J.; Gotaas, H.B.; Ludwig, H.F. & Lynch, V. 1953: Algae symbiosis in oxidation ponds. III. Photosynthetic oxigenation. Sewage and Industrial Wastes 25(6), 692 - 702

Oswald, W.J. & Gotaas, H.B. 1957: "Photosynthesis in sewage treatment". Proc. Am. Soc. Civ. Engn. 81, 1 - 34

Oswald, W.J. & Golueke, C.G. 1968a: Large scale production of algae. In: R.I. Mateles & S.R. Tannenbaum (eds.), Single Cell Protein. Mass. Inst. Techn. Press p. 271 - 305

Oswald, W.J. & Golueke, C.G. 1968b: Harvesting und processing of waste-grown microalgae. In: D.F. Jackson (ed.), Algae, Man and Environment Proc. Int. Symp. Syracuse Univ., Syracuse, New York p. 371 - 389

Oswald, W.J.; Lee, E.W.; Adam, B. & Yao, K.H. 1978: New wastewater treatment method yields a harvest of saleable algae. WHO Chronicle 32, 348 - 350

Ottmann, E. 1977a: Überlegungen zur Abwasserbehandlung in Teichen. Wasser und Boden 5, 136 - 138

Ottmann, E. 1977b: Untersuchungen über den Einsatz, die Bemessung und Leistung von Erdbecken und Oxydationsteichen. Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen der T.U. München, Heft 15

Owens, J.D.; Evans, M.R.; Thacker, F.E.; Hisset, R. & Baines, S. 1973: Aerobic treatment of piggery waste. Water Research 7, 1745 - 1766

Pabst, W. 1974: Die Proteinqualität einiger Mikroalgenarten, ermittelt im Ratten-Bilanzversuch. 1. Scenedesmus, Coelastrum und Uronema. Zeitschrift für Ernährungswissenschaft 13(3) 73 - 80

Paelinck, H. 1978: Groei en nutrientenopname van het groenwier Scenedesmus acutus Meyen met betrekking tot de tertiaire zuivering van afvalwater. Proefschrift Rijksuniversiteit Gent, Fakulteit van de Landbouwwetenschappen.

Pagenkopf, G.K.; Russo, R.C. & Thurston, R.V. 1974: Effect of complexation on toxicity of copper to fishes. J. Fish. Res. Board. Can. 31, 462 - 465

Painter, H.A. & Loveless, J.E. 1983: Effect of temperature and pH value on the growth rate constants of nitrifying bacteria in the activated sludge process. Water Res. 17 (3), 237 - 248

Payer, H.D. & Trültzsch, U. 1972: "Ein Beitrag zur Versorgung dichter Kulturen von Grünalgen mit Mangan, Vanadium und anderen Spurenelementen". Arch. Mikrobiol. 84, 43 - 53

Pearce, G.R. 1975: The inclusion of pig manure in ruminant diets. In: Managing Livestock Wastes Proc. 3rd Int. Symp. on Livestock Wastes April 21 - 24, Univ. Ill. Illinois ASAE Publication PROC-275 p. 218 - 219

Pearce, G.R. 1979: Quality aspects of livestock wastes in relation to their utilisation. Agricultural Wastes 1, 223 - 236

Pieterse, A.J.H.; Le Roux, J. & Toerien, P.F. 1982: The cultivation of algae using waste water from feedlots. Water S-A. 8(4), 202 - 207

Pretorius, W.A. & Hensmann, L.C. 1984: The selective cultivation of easily harvestable algae using crossflow-microscreening. Presented at the 12th international Association on Water Polution Research and Control Conference Sept. 17 - 21, Amsterdam 1984, Paper No. 66

Primavesi, C.A. 1977: Der Einfluß des Planktons auf virusbelastetes Oberflächenwasser unter besonderer Berücksichtigung der Adenoviren. Forschungsbericht über das Forschungsvorhaben Wasser 13/70 des Bundesministerium des Inneren aus dem Hygiene-Institut des Ruhrgebietes zu Gelsenkirchen.

Quinlan, A.V. 1984: Prediction of the optimum pH for ammonia-N oxidation by Nitrosomonas europaea in well-aerated natural and domestic wastewaters. Water Res. 18 (5), 561 - 566

Rager, K.T. 1980: zitiert in Rüffer 1980

Richmond, A.; Vonshak, A. & Arad, S. 1980: Environmental limitation in outdoor production of algal biomass. In: G. Shelef & C.J. Soeder (eds.). Algae Biomass: Production and use. Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam, p. 65 - 73

Robinson, K.; Draper, S.R. & Gelman, A.L. 1971: Biodegradation of pig waste: Breakdown of soluble nitrogen compounds and the effect of copper. Environmental Pollution 2, 49 - 56

Round, F.E. 1968: Biologie der Algen. Georg Thieme Verlag, Stuttgart

Roustan, J.L.; Aumaitre, A. & Salmon-Legageur, E. 1977: Characterization of malodours during anaerobic storage of pig wastes. Agriculture and Environment 3, 147 - 157

Rüffer, H.M. 1980: Überblick über Abwässer aus Massentierhaltungen und die Probleme ihrer Reinigung. Wissenschaft und Umwelt 1980(2), 47 - 51

Shelef, G. 1976: Combined systems for algal wastewater treatment and reclamation and protein production. Third Progress Report. Sherman Environmental Engineering Research Center, Technion, Haifa, Israel

Shelef, G. 1981: Combined systems for algal wastewater treatment and reclamation and protein production. Final Report: Environmental Engineering Research Center, Technion, Haifa, Israel - pp. 135

Shelef, G.; Sabanas, M. & Oswald, W.J. 1968: "An improved algatron reactor for photosynthetic life support system" Proc. Inst. of Environm. Science 1 - 8

Shelef, G.; Schwarz, M. & Schechter, H. 1972: Prediction of photosynthetic biomass production in accelerated Algal-bacterial Waste-Water treatment systems. In: Advances in Water Pollution Research S.H. Jenkins (eds.) Pergamon Press, Oxford p. 181 - 189

Shelef, G.; Moraine, R.; Meydan, A. & Sandbank, E. 1976: Combined algae production wastewater treatment and reclamation systems. In: Schlegel, H.G. & Barnea, J. (eds.) Microbial Energy Conversation, Proc. Sem. E. Goltze KG, Göttingen, p. 427-442

Shelef, G. & Soeder, C.J. (eds.) 1980: Algae biomass: Production and use. Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam pp. 852

Shelef G.; Azov, Y. & Moraine, R. 1982: Nutrients removal and recovery in a two-stage high rate algal wastewater treatment system. Wat. Sci. Tech. 14, 87 - 100

Soeder, C.J. 1983: Aquatic bioconversion of excrements in ponds. In: E.H. Ketelaars & S. Boer-Iwema (Herausg.), Animals as Waste Converters. Proc. of Int. Symp. Wageningen, NL, 30. Nov. - 2. Dez. 1983. Pudoc, Wageningen

Soeder, C.J.; Schulze, G. & Thiele, D. 1967: "Einfluß verschiedener Kulturbedingungen auf das Wachstum in Synchronkulturen von Chlorella fusca Sh. et Kr.". Archiv. für Hydrobiologie/suppl XXXIII (2), 127 - 171 (Falkau-Arbeiten V)

Soeder, C.J. & Maiweg, D. 1969: Einfluß pilzlicher Parasiten auf unsterile Massenkulturen von Scenedesmus. Arch. Hydrobiol. 66 (1), 48 - 55

Soeder, C.J. & Hofmeister, F. 1984: 3.1. Tiererzeugungsbetriebe, konzentrierte Tierhaltung. In: H. Rüffer (ed.); Handbuch der Industrieabwasserreinigung (im Druck)

Soong, P. 1980: Model Projekt of integrating Farming System. Paper presented at International Symposium on Biogas, Microalgae and Livestock Wastes. Sept. 15 - 17, Taipei R.O.C. (Taiwan)

Sommer, U. 1983: Nutrient competition between phytoplankton species in multispecies chemostat experiments. Archiv für Hydrobiol. 96, 399 - 416

Sorokin, C. & Krauss, R.W. 1958: The effects of light intensity on the growth rates of green algae. Plant Physiol. 33, 109 - 113

Spoelstra, S.F. 1977: Simple phenols and indoles in anerobically stored piggery wastes. J. Sci. Food Agriculture 28, 415 - 423

Sukenik, A. & Shelef, G. 1984: Algal autoflocculation - verification and proposed mechanism. Biotechnol. Bioeng. 26 (2), 142 - 147

Scheltinga, H.M.J. 1970: Bio-Industrie Hoeveelheid, hoedanigheid, variaties en behandeling der afvalstoffen. H_2O 22(3), 569 - 575

Scheltinga, H.M.J. & Koorennef 1969: Erfahrungen über die aerobe biologische Reinigung von Jauche und anderen Abfällen in der Landwirtschaft. Münchener Beiträge zu Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie Bd. 16 Hrsg. H. Liebmann, Verlag R. Oldenbourg, München, Wien p. 49 - 59

Scheltinga, H.M.J. et al. 1970: zitiert in Traulsen 1971

Scherb, K. 1971: Flüssigmist, Abbaumöglichkeiten durch aerobe Abwasserreinigungsverfahren. Wasser und Abwasserforschung 1

Scherb, K. & Forstner, M.J. 1971: Die derzeitigen Möglichkeiten der Abwassertechnischen Behandlung von Flüssigmist aus Schweinegroßbeständen. Deutsche Tierärztliche Wochenschrift 78(7), 201 - 232

Schirmer, H. 1969: Langjährige Monats- und Jahresmittel der Lufttemperatur und des Niederschlags in der Bundesrepublik Deutschland für die Periode 1931 - 1960. Berichte des Deutschen Wetterdienstes Nr. 115 (Band 15), Offenbach a. M., 1969. Im Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes

Schlüter, M. & Groeneweg, J. 1981: Mass production of freshwater rotifers on liquid wastes: I. The influence of some environmental factors on population growth of Brachionus rubens. Aquaculture 25, 17 - 24

Schlüter, M. & Groeneweg, J. 1985: The inhibition by ammonia on population growth of the rotifer, Brachionus rubens, in continuous culture. Aquaculture 46, 215 - 220

Schlüter, M.; Groeneweg, J. & Soeder, C.J. 1984: Impact of rotifer grazing on population dynamics of green microalgae in high rate ponds (im Druck)

Schultz, G. 1963: Über eine zweckmäßige Steuerung der Mineralstoffversorgung von Algengroßkulturen im Freiland. Z. Naturforsch. 18b, 946 - 950

Schulze-Rettmer, R. 1980: Der Stickstoff in der Gülle. Wissenschaft und Umwelt 1980 (4), 171 - 174

Staab, K.F.; Stotz, G.; Bardtke, D. & Spang, H.J. 1983: Investigations on treatment of waste from pig fattening units up to a quality suitable for water course discharge. Agricultural Wastes 5, 189 - 204

Stadlbauer, E. 1980: Grundlagen der Biogaserzeugung - Hintergründe und Entwicklungstendenzen. Vortrag Lehrgang Biogas der Technischen Akademie Esslingen, 1. u. 2. Dez. 1980, Esslingen

Steemann Nielsen, E.; Kamp-Nielsen,L & Wium-Andersen, S. 1969: The Effect of deleterious concentrations of copper on the photosynthesis of Chlorella pyrenoidosa. Physiol. Plant. 22, 1121 - 1133

Steemann Nielsen, E. & Kamp-Nielsen, L. 1970: Influence of deleterious concentrations of Cu on the growth of Chlorella pyrenoidosa. Physiol. Plant 23, 828 - 840

Stengel, E. 1970: Anlagentypen und Verfahren der technischen Algenmassenproduktion. Ber. Dtsch. Bot. Ges. 83, 589 - 606

Stengel, E. & Soeder, C.J. 1975: Control of photosynthetic production in aquatic ecosystems. In: Cooper, J.P. (ed.) Photosynthesis and Productivity in different environments Cambridge University Press, Cambridge, Groß-Britannien, S. 645 - 660

Stevenson, H. 1978: A case for bacterial dormancy in aquatic systems. Microbial Ecol. 4, 127 - 133

Strauch, D. 1972: Hygienische Anforderungen an die Verfahren zur Behandlung tierischer Abfälle und Ausscheidungen. Ber. Ldw. 50, 602 - 611

Sukenik, A. & Shelef, G. 1984: Algal Autoflocculation-Verification and proposed mechanism. Biotechnology & Bioengineering 26(2), 142 - 147

Taiganides, E.P. 1979: Wastes are ... Resources out of Place. Agricultural Wastes 1

Taiganides, E.P. & White, R.K. 1971: Performance of an automated waste treatment and recycle system. In: Livestock waste management and pollution abatement, Ohio State University, Columbus, Ohio p. 146 - 148

Taiganides, E.P.; Chou, K.C. & Lee, B.Y. 1979: Animal waste management and utilization in Singapore. Agricultural Wastes 1, 129 - 141

Tatabányai Szénbányák 19??: Behandlung und Reinigung von Jauche der großbetrieblichen Schweinezuchtanstalten. Tatabanya I. Vérnanúk tere 1 Ungarn Postadress: 2803 Tatabányai Pf. 323

Ten Have, P. 1971: Ervaringen met zuiveringsinstallaties voor mest en gier. H_2O 4 (5), 98 - 103

Tietjen, C.: zitiert in H. Traulsen 1971

Toledo, A.P.P.; Tundisi, J.G. & d'Aquino, V.A. 1980: Humic acid influence on the growth and copper tolerance of Chlorella sp. Hydrobiologica 71, 261 - 263

Traulsen, H. 1971: Vergleichende Betrachtung von Verfahren zur Beseitigung tierischer Exkremente. Dissertation aus dem Institut für Landwirtschaftliche Verfahrenstechnik der Christian-Albrechts-Universität Kiel

Tunney, H. 1975: Fertilizer value of Livestock Wastes. In: Managing Livestock Wastes ASAE Publication PROC-275 Proc 3rd. Int. Symp. on Livestock wastes April, 21 - 24, Univ. Illinois, Illinois

Uhlmann, D. 1982: Hydrobiologie. Ein Grundriß für Ingenieure und Naturwissenschaftler. 2. Auflage. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart

Van den Berg, C.M.G.; Wong, P.T.S. & Chan, Y.K. 1979: Measurement of complexing materials excreted from Algae and their ability to ameliorate copper toxicity. Journal of the Fisheries Reasarch Board of Canada 36, 901 - 905

Van Velsen, A.F.M. 1979: Amaerobic digestion of piggery waste. 2. Start up procedure. Neth. J. agric. Sci. 27, 142 - 152

Venkataraman, L.V.; Nigam, B.P. & Ramanathan, P.K. 1980: Rural oriented fresh water cultivation and production of algae in India. In: G. Shelef & C.J. Soeder (Herausg.), Algae Biomass: Production and Use. Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam, S. 81 - 95

Verstraete, W.; Neukermans, G. & Debruyckere, M. 1973: Apercu du problème de la transformation des déchets animaux en Belgique. Revue de l´Agriculture 26(6) 1195 - 1234

Vetter, H. 1970: zitiert in H. Traulsen 1971

Vetter, H. & Klasink, A. 1975: Einfluß starker Wirtschaftsdüngergaben auf Boden, Wasser und Pflanzen. Landw. Forsch. 28(3), 49 - 268

Vetter, H. & Steffens, G. 1978: Untersuchungen über den Einfluß gestaffelter Güllegaben auf Pflanzenertrag, Pflanzenqualität und die Reinheit des Wassers. Ber. Landw. 55, 620 - 632

Von Witsch, H. & Heussler, P. 1970: Erste Beobachtungen über die Eignung von Coelastrum proboscideum Bohlin zur Massenkultur. Ber. Dtsch. Bot. Ges. 83(11), 579 - 588

Wagenbach, H. 1976: Wohin mit zuviel Gülle? Feld und Wald 14, 14 - 15

Wedekind, P. & Koriath, H. 1969: zitiert in H. Traulsen 1971

Wedekind, P. & Sussenbach, D. 1972: Möglichkeiten der Aufbereitung von Gülle zur Veränderung ihrer physikalischen, chemischen und hygienischen Eigenschaften als Grundlage ihren landwirtschaftlichen Verwertung. Wasserwirtschaft-Wassertechnik 6, 184

Widdel, F. 1975: "Die Verwertung anaerober Schlämme durch phototrophe Purpurbakterien". Diplomarbeit Universität Göttingen

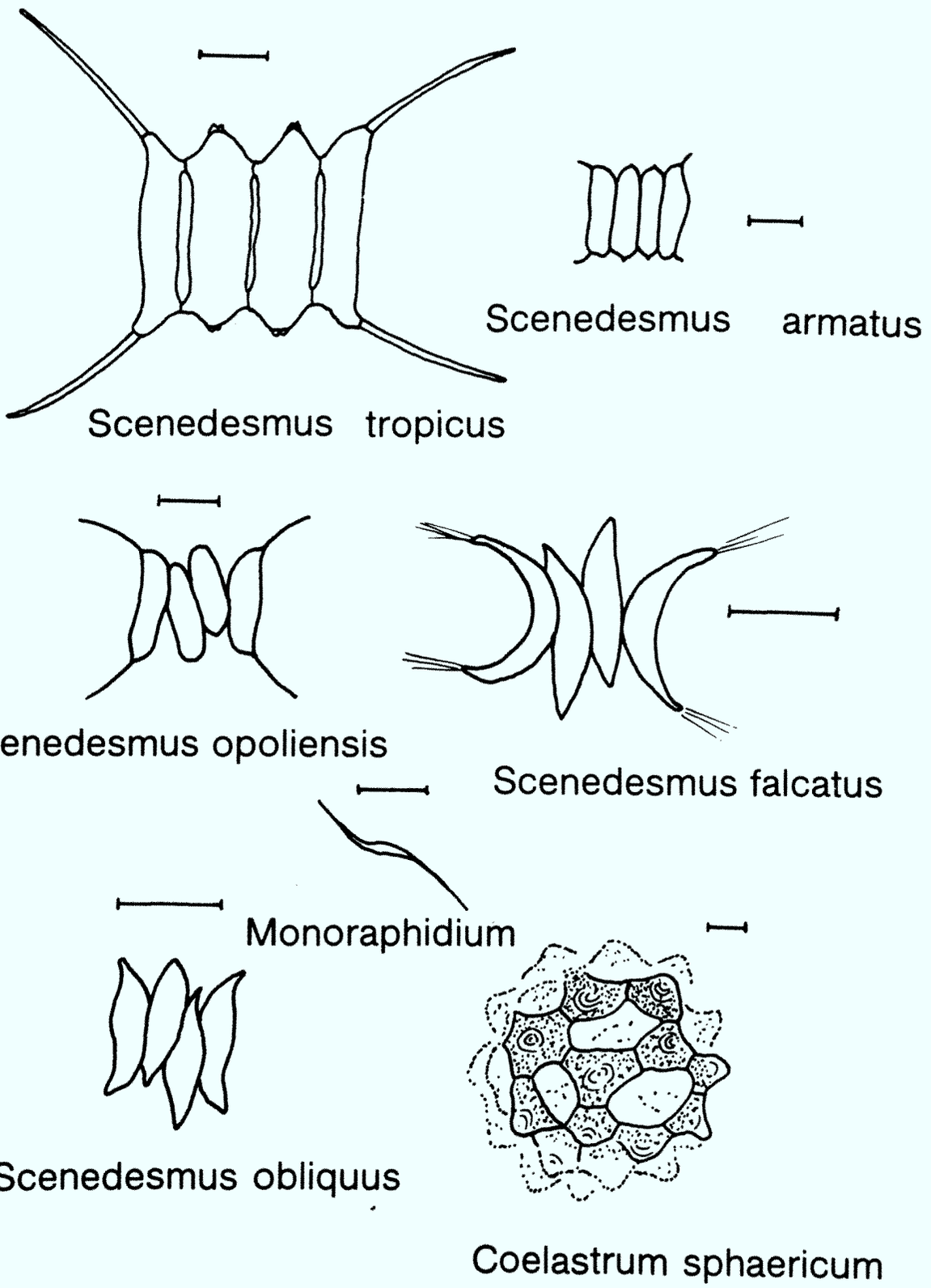
Yeck, R.G.; Smith, L.W. & Calvert, C.C. 1975: Recovery of nutrients from animal wastes an overview of existing options and potentials for use in feed. In: Managing Livestock wastes ASAE Publication PROC-275 Proc. 3rd. Int. Symp. on Livestock wastes April 21 - 24, 1975, Univ. Illinois, Illinois

Young, T.C.; De Pinto, J.V.; Flint, S.E.; Switzenbaum, M.S. & Edzwald, J.K. 1982: Algal availability of phosphorus in minicipal wastewater. J. Water Pollution Control Fed. 54(11), 1505 - 1516

Zitko, P.; Carson, W.V. & Carson, W.G. 1973: Prediction of incipient lethal levels of copper to juvenile atlantic salmon in the presence of humic acid by cupric electrode. Bull. Env. Conta. & Tox. 10(5), 265 - 271

Tafel 1: Die wichtigsten, in den Algengräben vorkommenden Algenarten und die, für Laborversuche verwendeten Algen

(nach Hegewald handelt es sich bei S. armatus um S. armatus var. brevicaudatus, bei Monoraphidium um Monoraphidium contortum)



2061

Verordnung über das Aufbringen von Gülle und Jauche (Gülleverordnung)

Vom 13. März 1984

Aufgrund des § 15 Abs. 2 und 3 und § 19 des Abfallbeseitigungsgesetzes (AbfG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 5. Januar 1977 (BGBl. I S. 41), zuletzt geändert durch Gesetz vom 4. März 1982 (BGBl. I S. 281), wird verordnet:

Inhaltsverzeichnis

§ 1 Anwendungsbereich

§ 2 Gülle, Jauche

§ 3 Dungeinheit

§ 4 Grundsätze für die Aufbringung

§ 5 Zeitliche Aufbringungsbegrenzungen

§ 6 Verwaltungsvorschriften

§ 7 Zuständige Behörde

§ 8 Inkrafttreten

§ 1
Anwendungsbereich

Dieser Verordnung unterliegt, wer Böden landwirtschaftlich, gärtnerisch oder forstwirtschaftlich nutzt und auf diese Böden Gülle und Jauche aufbringt oder aufbringen läßt.

§ 2
Gülle, Jauche

(1) Gülle im Sinne dieser Verordnung sind die Gemische aus Kot- und Harnausscheidungen von Rindern, Schweinen oder Geflügel, auch vermischt mit Wasser, sowie deren natürliche Umwandlungsprodukte. Zur Gülle im Sinne dieser Verordnung gehören auch die Ausscheidungen von Geflügel ohne Zusatz von Wasser sowie deren natürliche Umwandlungsprodukte (Geflügelkot).

(2) Jauche im Sinne dieser Verordnung sind die Harnausscheidungen von Rindern oder Schweinen, auch vermischt mit Wasser.

(3) Geringfügige Anteile von Einstreu oder Futterresten gelten als unerheblich.

§ 3
Dungeinheit

(1) Dungeinheit im Sinne dieser Verordnung ist das Güllevolumen, das 80 Kilogramm Stickstoff, bewertet als Gesamtstickstoff, enthält. Als Dungeinheit gilt die von einer bestimmten Anzahl von Tieren einer Tiergruppe während eines Jahres erzeugte Gülle. Der Berechnung einer Dungeinheit sind folgende während eines Jahres gehaltene Tiergruppen und Tierzahlen zugrundezulegen:

Rinder (über 2 Jahre)	1,5
Jungrinder (über 3 Monate bis 2 Jahre)	3
Kälber (bis 3 Monate)	9
Zuchtsauen mit Ferkeln bis 20 kg	3
Schweine über 20 kg	7
Legehennen	100
Junghennen	300
Masthähnchen	300
Mastenten	150
Mastputen	100.

(2) Wird ein Tier nicht während eines ganzen Jahres gehalten, wachsen Tiere einer der genannten Tiergruppen in eine andere Tiergruppe hinein oder findet ein Umschlag des Bestandes einer Tiergruppe statt, wird die in der jeweiligen Tiergruppe im Jahresdurchschnitt vorhandene Anzahl der Tiere der Berechnung der Dungeinheit zugrunde gelegt.

(3) Bei Gülle von verschiedenen Tiergruppen sind die der jeweiligen Tiergruppe entsprechenden Dungeinheiten oder deren Bruchteile zusammenzuzählen.

§ 4
Grundsätze für die Aufbringung

(1) Das Aufbringen von Gülle und Jauche auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden sowie auf die Böden forstwirtschaftlicher Pflanzgärten und Saatkämpe ist nur nach Maßgabe dieser Verordnung zulässig. Auf andere forstwirtschaftlich genutzte Böden als die in Satz 1 genannten dürfen Gülle und Jauche nicht aufgebracht werden.

(2) Auf die in Absatz 1 Satz 1 genannten Böden dürfen nicht mehr als drei Dungeinheiten Gülle jährlich je Hektar aufgebracht werden.

(3) Die zuständige Behörde kann auf Antrag im Einzelfall

1. die Zahl der in Absatz 2 festgelegten Dungeinheiten heraufsetzen,
2. abweichend von Absatz 1 Satz 2 das Aufbringen von Gülle und Jauche auf andere forstwirtschaftlich genutzte Böden zulassen, soweit der Nutz-, Schutz- und Erholungszweck des Waldes nicht beeinträchtigt wird und ein sachgerechtes Aufbringen gewährleistet ist,

wenn die natürlichen Standortverhältnisse und die Nutzungsart des Bodens dies zulassen.

§ 5
Zeitliche Aufbringungsbegrenzungen

(1) Gülle und Jauche dürfen nur in der Zeit vom 15. Februar bis zum 15. Oktober aufgebracht werden. Geflügelkot darf nach dem 31. August bis zum 15. Oktober auf Ackerland nur aufgebracht werden, wenn unmittelbar danach weiterer Fruchtanbau erfolgt.

(2) Auf Grünland dürfen Gülle und Jauche auch in der Zeit vom 1. bis 15. Februar sowie vom 15. bis 31. Oktober aufgebracht werden. Das gleiche gilt für Ackerland mit einem Bestand bodendeckender winterharter Haupt- und Zwischenfrüchte, wenn der Bestand nicht vor dem 1. Februar umgebrochen wird.

(3) Die zuständige Behörde kann unter dem Vorbehalt des Widerrufs Ausnahmen zulassen, wenn die natürlichen Standortverhältnisse und die Nutzungsart des Bodens dies zulassen.

§ 6
Verwaltungsvorschriften

Der Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten erläßt die zum Vollzug der Verordnung erforderlichen Verwaltungsvorschriften. Darin kann er den Landwirtschaftskammern für die Beratung der Landwirte Regeln der Landbewirtschaftung als Hinweise für eine standort- und pflanzenbedarfsgerechte Düngung mit Gülle, auch in Verbindung mit anderen Düngearten geben.

§ 7
Zuständige Behörde

Zuständige Behörde ist der Kreis oder die kreisfreie Stadt als Sonderordnungsbehörde. Sie bedarf zu Entscheidungen des Einvernehmens

- des Geschäftsführers der Kreisstelle der Landwirtschaftskammer als Landesbeauftragten im Kreise, wenn die Stoffe auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden,
- der unteren Forstbehörde, wenn die Stoffe auf forstwirtschaftlich genutzte Böden

aufgebracht worden sind oder aufgebracht werden sollen.

§ 8
Inkrafttreten

Diese Verordnung tritt mit Ausnahme des § 5 am 1. Juni 1984 in Kraft. § 5 tritt am 1. März 1985 in Kraft.

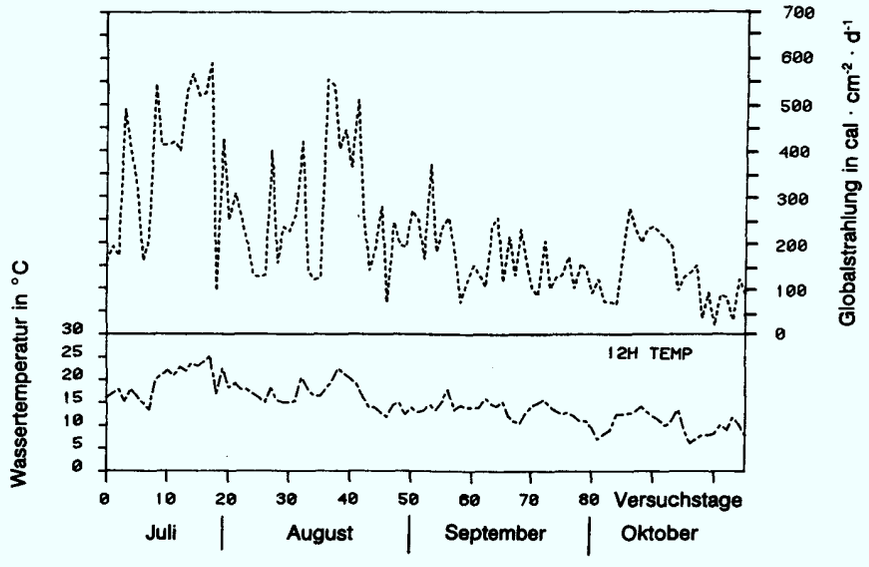
Düsseldorf, den 13. März 1984

Die Landesregierung
des Landes Nordrhein-Westfalen

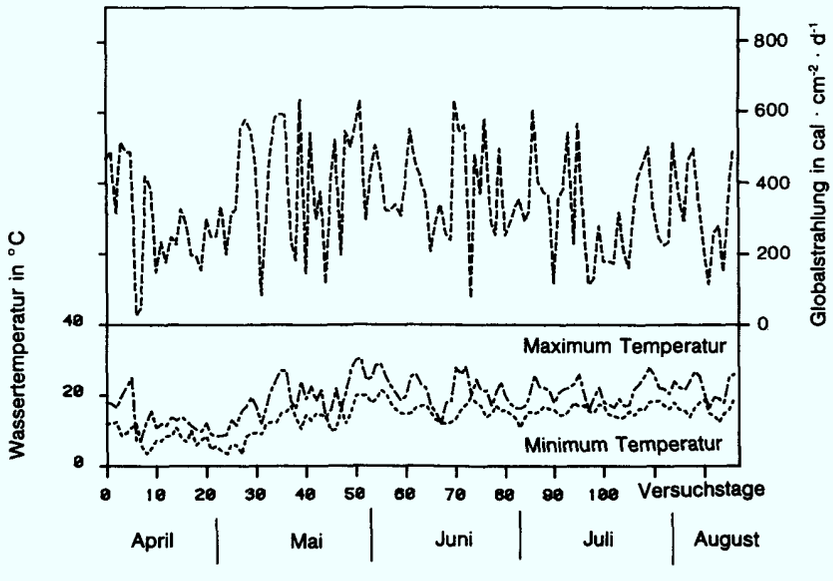
(L. S.) Der Ministerpräsident
Johannes Rau

Der Minister für Ernährung,
Landwirtschaft und Forsten
Klaus Matthiesen.

– GV. NW. 1984 S. 210.



Darstellung der von Juli bis Oktober 1978 täglich gemessenen Globalstrahlungswerte und die Temperaturen um 12.00 Uhr Mittags im Algengraben (Abb. 26)



Darstellung der von April bis August 1979 täglich gemessenen Globalstrahlungswerte und die Minimum- und Maximumtemperaturen im Algengraben (Abb. 32)

Tabelle 12 : Plan-Schema für die in 1978 durchgeführten Versuche. Die Aufenthaltszeit (τ) in Tagen und die Abwasserkonzentration (A in mg l^{-1} Gesamt-N) wurden variiert.
* = Graben Nr. 1 wurde ab Mitte August semikontinuierlich 1-mal täglich mit Abwasser versorgt, die Gräben 2 - 5 kontinuierlich beschickt.

Graben Nr.		1		2		3		4		5	
		τ	/A/	τ	/A/	τ	/A/	τ	/A/	τ	/A/
I	Juli	-		-	100	6	50	6	100	6	50
	August	-		-	100	6	50	6	100	6	50
II	September	6*	50	4	100	6	100	8	100	10	100
	Oktober	6*	50	4	100	6	100	8	100	10	100

/A/ = Abwasserkonzentration in mg/l Gesamt-N

τ = Aufenthaltszeit in Tagen

Tabelle 13 : Plan-Schema für die in 1979 durchgeführten Versuche. τ ist die Aufenthaltszeit in Tagen; A die Abwasserkonzentration in mg l^{-1} Gesamt-N; der semikontinuierlich belastete Graben 1 bekam zusätzliches Phosphat (+ P); der Graben 4 wurde mittels CO_2 pH-reguliert.

Graben	1		2		3		4		5	
	τ	/A/+	τ	/A/	τ	/A/	τ	/A/+	τ	/A/
III April (10.04- 8.05)	-	-	6	120	6	120	6	120 CO_2	6	120
IV Mai (8.05- 8.06)	-	-	6	120	6	120	6	120 CO_2	6	120
V Juni (8.06-10.07)	6	120+P	6	120	6	120	6	120 CO_2	6	120
Juli (10.07-10.08)	6	240	6	120	6	120	6	120 CO_2	6	120
VI August	6	240	6	60	6	120	6	120 CO_2	6	120
September	-	-	6	60	6	120	6	120 CO_2	6	120

Tabelle 45: Die CSB-Belastungen (abgerundete Mittelwerte) der Algengräben 1 bis 5 in den beiden Versuchsjahren 1978 und 1979.

	Graben 1		Graben 2		Graben 3		Graben 4		Graben 5	
CSB-Belastung in	mg l^{-1}	g m^{-2} d^{-1}	mg l^{-1}	g m^{-2} d^{-1}	mg l^{-1}	g m^{-2} d^{-1}	mg l^{-1}	g m^{-2} d^{-1}	mg l^{-1}	g m^{-2} d^{-1}
13.07.-01.09.1978	390	10	780	20	390	10	780	20	390	10
01.09.-24.10.1978	500	15	995	35	995	29	995	17	995	16
10.04.-08.05.1979	-	-	800	12	800	20	800	16	800	17
08.05.-08.06.1979	-	-	600	20	600	21	600	21	600	23
09.06.-10.07.1979	970	37	970	33	970	34	970	32	970	31
10.07.-10.08.1979	2930	103	720	26	1480	47	1480	50	1480	50

Danksagung

Herrn Prof. Dr. C. J. Soeder, an dessen Institut die Arbeit während meiner Tätigkeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter entstanden ist, bin ich für die ungewöhnlich großzügige Unterstützung, die er mir in jeder Hinsicht gewährt hat, für sein stetes Interesse am Fortgang der Arbeit sowie auch seine ständige Diskussionsbereitschaft zu besonderem Dank verpflichtet.

Ferner gilt mein Dank

Herrn Dr. E. Stengel für die Einweisung in die Problematik von Freiland-Algenkulturen, die aktive Mitarbeit bei der Konstruktion der Versuchsanlagen, der kontinuierlichen Gewinnung und Registrierung von chemisch-physikalischen Daten und Globalstrahlungswerten sowie für intensive Diskussionen.

Herrn Dr. H. Mohn für die Mithilfe beim Aufbau der Versuchsanlage und insbesondere bei den Versuchen zur Trennung der Feststoffe.

Frau Dipl.-Biol. B. Klein für ihre Mitarbeit bei der Betreuung der Freilandanlagen.

Herrn Dr. L. E. Webb für Untersuchungen bakteriologischer Art.

Herrn Prof. Dr. H. Schuhmacher für die bereitwillige Übernahme der Vertretung dieser Arbeit an der Universität - Gesamthochschule - Essen.

Frau D. Leißner und Herrn G. Sahlmann für die gewissenhafte technische Assistenz.

Allen übrigen Mitarbeitern des Instituts, die zum Zustandekommen der Arbeit beigetragen haben, wobei ich mich besonders bedanken möchte bei Herrn H. Judith und Herrn K. Müller aus dem Werkstattbereich, Herrn S. Peters aus dem Fotolabor sowie bei Frau D. Schröder, die diese Arbeit in ihre jetzige schriftliche Form brachte.