Ökologische Untersuchungen an Modellfliessgewässern

I. Die jahreszeitliche Verteilung der bestandesbildenden pflanzlichen Organismen bei verschiedener Abwasserbelastung

Von E. EICHENBERGER

Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz an der
Eidg. Technischen Hochschule, Zürich, Direktion: Prof. Dr. O. Jaag

Manuskript eingegangen am 14. Dezember 1966

1. Einleitung

Die verschiedenartige Ernährungsweise der an der Basis der Nahrungsketten stehenden Organismen ist wohl die wichtigste Ursache für die Ausbildung von Selbstreinigungsstrecken in einem Fliessgewässer. Einigermassen stabilisierte, nicht durch wiederholte Abwasserzuleitung gestörte Selbstreinigungsstrecken lassen sich unter günstigen hydraulischen und Belichtungsverhältnissen recht gut an den Organismen erkennen, die für die Stoffelimination verantwortlich sind, das heisst am Vorkommen von heterotrophen Bakterien und Pilzen im Gebiet stärkerer Belastung mit organischem Material und von phototrophen Algen, die mit allmählicher Abnahme der Konzentration organischer Stoffe dichter werden. Diese Organismen und die durch ihren Zerfall verursachten Schlammbildungen ermöglichen die Entwicklung von mehr oder weniger charakteristischen detritivoren, bakterivoren und algivoren Protozoen- und Wirbellosenfaunen, von denen wiederum höhere Tiere abhängen.

In unseren Gewässern sind aspektmässig erkennbare Selbstreinigungsstrecken nur partiell ausgebildet. Sehr oft nimmt die Belastung mit Abwässern laufend zu, so dass trotz intensiver Stoffelimination die Gesamtbelastung an organischen Substanzen zunimmt und sich auch dementsprechend in einer Zunahme von heterotrophen, detritivoren und bakterivoren Organismen ausdrückt.

Wenn es auch möglich ist auf Grund ernährungsphysiologischer Überlegungen eine Korrelation genereller Art zwischen Organismenwelt und Wasserchemismus abzuleiten und in grossen Zügen in Fliessgewässern auch tatsächlich zu beobachten, so sind wir noch weit davon entfernt, die Wechselbeziehungen zwischen Chemismus und Aufbau der vielfältig zusammengesetzten Biozönosen im Einzelnen zu verstehen und damit ihre Entwicklung unter gegebenen Ausgangsbedingungen vorauszusagen. Nährstoffangebot, Nährstoffaufnahme und Weiterleitung in Nahrungsketten hängen von Faktorenkomplexen ab, deren Wirkungsweisen oft nur sehr verallgemeinernd formuliert werden können.

Eine bedeutende Anzahl von Fliessgewässeruntersuchungen zeigt, dass viele im Wasser lebende pflanzliche Organismen ein mehr oder weniger ausgeprägtes jahreszeitliches Vorkommen aufweisen (zum Beispiel LIMANOWSKA [15], BUDDE [3, 4], HORNUNG [12]. Oft erscheint es aber recht schwierig, bei der Interpretation derartiger Beobachtungen an natürlichen Gewässern den Effekt der veränderlichen chemischen und hydraulischen Verhältnisse von den klimatischen Einwirkungen zu scheiden.

Die Vorflutermodelle der Versuchsstation Tüffenwies der EAWAG erlauben Wasserführung und Verdünnung des Abwassers rigoros zu kontrollieren, und bieten damit gerade für langfristige Studien grosse Vorteile. In dieser Arbeit soll versucht werden, ein generelles Bild über die jahreszeitliche Verteilung der wichtigsten bestandesbildenden Pflanzen bei verschiedener Abwasserbelastung und einheitlichen Strömungsbedingungen zu geben.

2. Versuchseinrichtungen und Methodik

2.1 DIE VERSUCHSANLAGE

Die benützte Versuchsanlage besteht aus vier Betonkanälen von trapezförmigem Querschnitt (Basisbreite 25 cm, Kronenbreite 35 cm, Tiefe 19,5 cm) von ca. 200 m Länge und einem gleichmässigen Gefälle von $1\frac{1}{2}/_{100}$ (für Abbildung siehe WUHRMANN [23]). Die Sohle ist von einer Kalkschotterdecke (Durchmesser der Steine ca. $4-4\frac{1}{2}$ cm) bedeckt. Die Kanäle wurden mit Grundwasser beschickt, dem 0, 2, 4 und 10 Volumenprozent mechanisch vorgeklärtes, häusliches Abwasser aus dem Hauptsammelkanal der Stadt Zürich beigemischt wurde. Die Grundwassermenge wurde aus einem Druckausgleichbecken durch kalibrierte Zuleitungen konstant gehalten. Die Abwasserzugabe geschah in ähnlicher Weise und erfolgte kontinuierlich, ausser bei der geringsten Konzentration, wo die Zuleitung durch einen Impulsgeber diskontinuierlich reguliert wurde. Die zugeführten Wassermengen wurden regelmässig kontrolliert.

Bei Beginn der Beobachtungen war die Anlage schon einige Jahre in Betrieb gestanden und die Kanäle besiedelt. Den Gerinnen war ursprünglich Wasser aus der nahen Limmat zugeleitet worden, so dass die Organismen zum Teil aus diesem Fluss stammen. Weitere Beimpfungsquellen sind das Abwasser, Einschleppung durch Vögel, die gelegentlich in den Rinnen Futter suchen, und die Zufuhr von Keimen durch die Luft.

In Abständen von 2 bis 6 Wochen mussten einzelne Strecken mit schnellwachsender Vegetation, die den Strömungswiderstand durch Eindringen in die freie Wasserwelle erhöht, von einem Teil des Bewuchses befreit werden, um den freien Wasserdurchfluss zu gewährleisten. Bei diesen Reinigungsarbeiten wurde besonders darauf geachtet, dass Beobachtungs- und Probestellen ungestört blieben.

2.2 BESCHREIBUNG DER BIOZÖNOSEN

In regelmässigen Abständen wurde vom März 1963 bis zum März 1965 der Aufbau der Biozönoson protokolliert. Das Ziel war dabei nicht ein vollständiger Artenkatalog, sondern die Bestimmung der relativen Menge der wichtigsten

bestandesbildenden Organismen. Zur Beschreibung wurde folgende Schätzungsskala verwendet:

- 4: sehr dicht; völlige Kolonisation des zur Verfügung stehenden Siedlungsraumes.
- 3: dicht; aber der verfügbare Raum wird nicht voll besiedelt.
- 2: locker; der betreffende Organismus fällt durch stellenweise kräftige Entwicklung auf, bildet aber keine gleichmässig deckenden Bestände, oder aber er ist gleichmässig aber in geringer Dichte verteilt.
- 1: vereinzelt; ist in kleinen, lokalen Agglomerationen oder gleichmässig dünn verteilt vorhanden, bildet aber keine grösseren Bestände und fällt daher wenig auf, kann aber bei sorgfältiger Prüfung noch von blossen Auge festgestellt werden.

Vor dieser Einschätzung wurden frische Proben aus verschiedenen Biotopen mikroskopiert. Sie sicherten das makroskopische Erkennen der Bestandbildner und erlaubten die Kleinlebewelt zu untersuchen.

Zuverlässigkeit der Schätzungen: Bei einem homogenen Bewuchs mit einer einzigen Art ergeben Dichteschätzungen eine gute Übereinstimmung mit der nachträglich bestimmten Biomasse, wie zum Teil Abbildung 1 für eine *Sphaerotilus*rinne zeigt. Weniger präzise ist die Schätzung in einer Mischbiozönose, wenn gleichzeitig mehrere Fadenalgen auftreten. Durch Beurteilung der Gesamtalgendichte und einer Feststellung der relativen Häufigkeit der einzelnen Arten im Mikroskop können die gesonderten Dichten abgeleitet werden. Da aber nur viele Proben die zuver-

Abbildung 1

Vergleich der geschätzten Dichte mit der gemessenen Biomasse in einer von *Sphaerotilus* bewachsenen Rinne

lässige Anwendung dieser Methode erlauben, haben wir in dieser Beobachtungsreihe darauf verzichtet, die beiden oft gemeinsam vorkommenden Ulothrichaceengattungen *Ulothrix* und *Hormidium* getrennt zu kartieren.

2.3 DIE CHEMISCH-PHYSIKALISCHEN BEDINGUNGEN

2.3.1 Wassertemperatur

Die Temperatur des Rinnenwassers wird im wesentlichen vom *Grundwasser* bestimmt, dessen Temperaturgang den Oberflächengewässern der Umgebung 2–3 Monate nachläuft (Abbildung 2). Die tiefsten Wassertemperaturen lagen in den Jahren 1963 bis 1965 im April–Mai um 5°C, die höchsten etwa 5 Monate später im September–Oktober zwischen 16 und 18°C. Das Rinnenwasser ist daher im Spätfrihjahr kalt, im Frühsommer kühl und am wärmsten im Herbst. Im Winterhalbjahr ist das Wasser bedeutend wärmer als in den Fließgewässern der Umgebung.

Abbildung 2

Grundwassertemperatur, Sauerstoffgehalt des Grundwassers und Sonnenscheindauer

Die Temperatur des *Abwassers* bewegt sich im Winter um 10°C und erreicht im Juli ein Maximum von ca. 18°C. In der Zeit von Anfang Mai bis Ende Juli ist das Abwasser ca. 3–7°C wärmer als das Grundwasser. Wärmeverluste in den Zuleitungen und die Verdünnung vermindern aber die Aufwärmung durch Abwasser in den Rinnen. Bei einer maximalen Temperaturdifferenz von 6,8°C zwischen Abwasser und Grundwasser war die Rinne mit 10% Abwasser nur 0,4°C wärmer als das Grundwasser. Abwasserbedingte Temperaturunterschiede zwischen den Rinnen dürfen daher vernachlässigt werden.

Der Einfluss von *Lufttemperatur* und *Sonneneinstrahlung* auf die Wassertemperatur sind bei einer Durchflussmenge von 8 l/sec über 200 m Fließstrecke gering und betragen ungefähr 10% der Differenz zwischen Grundwasser- und Lufttemperatur (gemessen im Differenzbereich von –20 bis +18°C). Die tagesperiodischen Temperaturvariationen und die Unterschiede zwischen Rinnenanfang und Rinnenende liegen daher auch bei grossen Temperaturdifferenzen zwischen Wasser und Luft in der Grössenordnung von 1 bis 1½°C, so dass die Tagestemperatur als konstant betrachtet werden darf.

2.3.2 Lichtverhältnisse

Die Rinnen stehen offen und sind nur an wenigen Stellen durch Bauten beschattet, so dass sie auf dem grössten Teil ihres Verlaufes der vollen Lichtintensität der Örtlichkeit ausgesetzt sind. Die partielle Beschattung hatte in dieser Beobachtungsreihe keinen sichtbaren Effekt auf den Aufbau der Biozöten, kann sich aber – wie später gezeigt werden soll – unter spezifischen Bedingungen auf das *Sphaerotilus*-wachstum auswirken. Leider war es uns nicht möglich, Daten über die Intensität des einfallenden Lichtes zu erhalten. Die ungefähre Sonnenscheindauer ist in Abbildung 2 wiedergegeben.

2.3.3 Strömungsverhältnisse

Bei einem Wasserdurchfluss von 8 l/sec ist die mittlere Fließgeschwindigkeit des Wassers von der Dichte des Bewuchses abhängig und liegt angenähert zwischen 15 und 25 cm/sec. Für die Entwicklung der meisten Organismen sind die hydraulischen Verhältnisse in ihrem eigentlichen Lebensraum, das heisst im Mikrobiotop, massgebend, die stark von denjenigen der freien Wasserwelle abweichen (AM-BÜHL [1]) und einer direkten Untersuchung nicht zugänglich sind. Daher soll hier darauf verzichtet werden, die hydraulischen Verhältnisse der freien Wasserwelle genauer zu charakterisieren und die Methodik der Messung (konduktometrisch) zu diskutieren.

2.3.4 Wasserchemismus

Der Chemismus des *Grundwassers* ist, wenn man von seinem Gehalt an gelösten Gasen absieht, im Jahresverlauf recht konstant.

Die BSB₅ Werte des *mechanisch vorgeklärten Abwassers* unterliegen grossen täglichen Schwankungen, ohne dass aber eine eindeutige jahreszeitliche Periodizität festzustellen wäre (Abbildung 3). Der Gehalt an Phosphor- und Stickstoffverbindungen ist ungefähr proportional zu den BSB₅ Werten. Zur Charakterisierung des Rinnenchemismus haben wir, soweit dies möglich war, den Konzentrationsbereich angegeben, in dem etwa 80% der Messwerte liegen (Tabelle 1). Zusammenfassend lässt sich sagen, dass der mittlere Chemismus von der Jahreszeit nicht beeinflusst

Abbildung 3

BSB₅ des mechanisch vorgeklärten Abwassers (mg O/l)

Tabelle 1

Charakterisierung des Rinnenchemismus

	Grundwasser	Rohwasser*)	Rinnenwasser am Rinnenanfang			
			0% RW	2% RW	4% RW	10% RW
Gesamthärte frz. H°	15,3±0,6	—	—	—	—	—
Calciumhärte frz. H°	12,1±0,4	—	—	—	—	—
Sulfat mg SO ₄ /l	15,2±1,0	—	—	—	—	—
Chlorid mg Cl/l	3,0±0,8	—	—	—	—	—
Kjeldahl-N mg N/l	—	17,9–29,8	0,0	0,5	0,9	1,8–3,0
NH ₄ -N mg N/l	<0,02	7,5–12,5	<0,02	0,2	0,4	1,0
NO ₂ -N mg N/l	<0,001	~0,2	<0,001	<0,01	<0,01	0,02
NO ₃ -N mg N/l	0,59±0,21	1,3–2,2	0,6	0,6	0,6	0,7
Phosphat P mg P/l	<0,01	2,5–4,2	<0,01	0,07	0,13	0,33
Gesamt P mg P/l	<0,01	4,3–7,1	<0,01	0,11	0,22	0,56
Kieselsäure mg Si O ₂ /l	1,8±0,7	—	—	—	—	—
Eisen mg Fe/l	<0,01	—	—	—	—	—
Mangan mg Mn/l	<0,01	—	—	—	—	—
Oxydierbarkeit mg O/l	1,5±0,5	250–417	~2	~6	~12	~32
BSB ₅ mg O/l	1–2	90–150	~1–2	~3	~6	9–15

*) Werte für mechanisch vorgeklärtes Abwasser für die Jahre 1963 und 1964. Die Zahlen geben den Bereich an dem 80% der Bestimmungen liegen.

Die Analysendaten stammen von der chemischen Abteilung der EAWAG.

Tabelle 2

Veränderungen der BSB₅-Werte in den besiedelten Rinnen

Abwasser-	0		2		4		10	
konzentration %								
Fließdistanz m	1	200	1	200	1	200	1	200
BSB ₅ mg O/l	1,2±0,0	1,5±0,1	4,0±0,9	3,0±0,2	6,5±2,0	4,5±1,6	14,9±3,8	6,6±0,1**

Mittel von 3 Messungen (17. 4. 1963, 11. 3. und 18. 3. 1966) bei voll besiedelten Rinnen (um 10 Uhr morgens). Grundwassertemperatur ca. 6–9°C.

** Nur 2 Messungen.

ist und – abgesehen vom Gehalt an gasförmigen Stoffen – für Beobachtungsperioden von einem Monat im Laufe des Jahres gleich bleibt.

Über die Grössenordnungen der Abnahme des BSB₅-Werte im Längsverlauf der Kanäle gibt Tabelle 2 Anhaltspunkte. Im Hinblick auf die Selbstreinigungsversuche in unseren Fliesswassermodellen mit reinen organischen Verbindungen und Substraten bekannter chemischer Zusammensetzung (WUHRMANN und Mitarbeiter [24, 25]) wurde auf eine kritische Untersuchung der BSB₅ Veränderungen verzichtet.

Der Sauerstoffgehalt des Grundwassers unterliegt einer ausgesprochenen jahreszeitlichen Periodizität. Er erreicht ein Minimum im Oktober bei der höchsten Wassertemperatur von 16–18°C, ein Maximum im März, ungefähr einen Monat vor Erreichen der tiefsten Wassertemperatur (Abbildung 2). Vor dem Einfließen in die Rinnen wird aber das Wasser soweit wiederbelüftet, dass sein Sauerstoffgehalt am Rinnenanfang nicht unter 2,5 mg/l fällt. Die Zudosierung von Rohwasser ist praktisch ohne Effekt auf den Sauerstoffgehalt des Wassers.

3. Der Aufbau der Biozönosen

3.1 PERIODIZITÄT IM AUFBAU DER BIOZÖNOSEN

Die Vegetation der Kanäle wurde stellenweise (vor allem im Ober- und Mittellauf der Rinnen 2 und 4% AW [Abwasser]) gelegentlich entfernt, aber nie völlig abgetragen. Damit waren innerhalb gewisser – durch die Geometrie der Rinnen gegebenen – Grenzen die Voraussetzungen vorhanden zur Ausbildung von Sukzessionen. Zur Entscheidung der Frage, ob jahreszeitliche Veränderungen im Aufbau der Biozönosen als langfristige Standortveränderungen zu deuten sind, oder aber primär eine Reaktion auf veränderte klimatische Bedingungen darstellen, soll vorerst auf die *Wiederholbarkeit des Vegetationsaufbaues* eingegangen werden.

Als Beispiel diene die Verteilung der wichtigsten pflanzlichen Organismen im Januar 1964, 1965 und 1966 (Abbildung 4). Jahr für Jahr ist das Rinnensystem in den Monaten Dezember und Januar (Temperaturen ca. 15–11°C) gekennzeichnet durch die maximale Ausbreitung von *Sphaerotilus*, *Vaucheria* und dem Moos *Amblystegium riparium*, das langsame Abklingen des *Cladophora*-Maximums und die beginnende Ausbreitung der Diatomeen, die später zu einem Frühjahrsmaximum führt. Die Rinne 10% AW ist ihrer gesamten Länge nach von einem dichten *Sphaerotilus*bewuchs überzogen. In 2% AW finden wir eine dichte Entwicklung von *Vaucheria* einige Meter vom Abwassereintritt weg und eine mässige *Cladophora*dichte. In 4% AW ist *Vaucheria* weniger dicht ausser im allerersten Rinnenteil, *Cladophora* ist hingegen kräftiger entwickelt. Im Mittel- bis Unterlauf dieser beiden Rinnen (2 und 4% AW) werden die Moose zu wichtigen Bestandesbildnern. In der Grundwasserrinne ist vor allem im Oberlauf *Amblystegium* mächtig ausgebildet und wird in den ersten 60 m von einer *Batrachospermum*schicht überlagert.

Die 4 wichtigsten bestandesbildenden Arten (*Sphaerotilus natans*, *Cladophora glomerata*, *Vaucheria* spec. und das Moos *Amblystegium riparium*) weisen deutliche Verteilungsschwerpunkte auf und ihre Dichten sind mehr oder weniger gleichmässig abgestuft. Doch zeigen nicht alle Organismenverteilungen ein einziges, eindeutiges Maximum innerhalb des Abwassergradienten. Das Gefälle in der Dichte des Be-

Abbildung 4

Verteilung der wichtigsten pflanzlichen Organismen im Januar der Jahre 1964, 1965 und 1966

wuchses einer einzelnen Art lässt sich offenbar nicht allein durch die Annahme eines optimalen Belastungsbereiches erklären. In den wesentlichen Zügen wiederholt sich der Verteilungsmodus in den abwasserbelasteten Rinnen von Jahr zu Jahr, zeigt aber gewisse Verschiebungen in Dichte und Lage, ohne dass sich aber eine grundsätzliche Veränderung feststellen lässt. Von diesem Bilde weicht die Grundwasser-rinne ab. Im Laufe des Jahres 1964 trat im Unterlauf des Kanals zuerst vereinzelt, dann in dichter Massenentwicklung *Melosira arenaria* auf. Unter den Diatomeen und der sich rasch aufbauenden Schlammschicht begannen die lockerstehenden Moose des Unterlaufes abzusterben. Die Invasion schritt rinnenaufwärts fort.

Am Ende des Winters 1965-66 waren nur noch die obersten 15 m frei von *Melosira*. Während in den vorhergehenden Wintern die ersten 60 m der Rinne dicht mit

Batrachospermum besiedelt waren, trat diese Alge nur vereinzelt in kleinen Lagern auf und das sonst regelmässige zwischen 60 und 100 m Fliessdistanz auftretende *Rhizoclonium hieroglyphicum* fehlte. Die Entwicklung zeigt also eine langsam verlaufende Veränderung im Charakter der Biozönose. Da beim Reinigen der Rinnen und gelegentlicher Nahrungssuche der Vögel die Möglichkeit der Verschleppung von *Melosira* in die andern Rinnen immer bestand und sie auch tatsächlich vereinzelt im Unterlauf der Rinne 2% AW angetroffen wurde, sich aber dort nicht ausbreitete, ist eine fortschreitende Invasionsbereitschaft der Grundwasserrinne anzunehmen, die sich erst im Laufe der Jahre entwickelte. In einer in der Nähe stehenden, für kürzere Zeitabschnitte betriebenen Grundwasserrinne ohne Moosbewuchs, siedelte sich *Melosira arenaria* nicht an. Diese Beobachtungen weisen darauf hin, dass die Biozönosen des Grundwassers unter gewissen noch nicht definierten Bedingungen einen geringeren Grad von Stabilität aufweisen als diejenigen der belasteten Rinnen.

3.2 JAHRESZEITLICHE VERTEILUNG DER WICHTIGSTEN PFLANZLICHEN ORGANISMEN

Die pflanzlichen Organismen, die in so massiger Entwicklung vorkommen, dass sie den Aspekt der 4 Kanäle für eine gewisse Zeit augenfällig beherrschen, lassen sich nach steigender Bevorzugung abwasserbelasteter Abschnitte etwa folgendermassen gruppieren:

1. Die Rotalge *Batrachospermum moniliforme*, die nur im ersten Drittel der Grundwasserrinne vorkommt.
2. Das Moos *Amblystegium riparium*.
3. Die Fadenalgen *Hormidium rivulare*, *Ulothrix zonata* und *Cladophora glomerata*.
4. Die polsterbildende Alge *Vaucheria* spec.
5. Die Diatomeen, die als Gruppe beinahe über den gesamten Belastungsbereich verbreitet sind.
6. Das Fadenbakterium *Sphaerotilus natans*.

Für die Beschreibung der Verteilung der einzelnen Arten wurden die in den Jahren 1963, 1964 und 1965 festgestellten Dichten gemittelt und für 5, 100 und 200 m Fliessdistanz separat dargestellt.

3.21 *Sphaerotilus natans* (Abbildung 5)

Deutlich zeichnet sich eine für *Sphaerotilus* günstige Zeit ab, etwa von Ende Oktober bis zum April, das heisst im Winterhalbjahr, und eine Zeit geringerer Entwicklung im Sommerhalbjahr. Die kräftigste Ausbildung fällt in einen Temperaturbereich zwischen 15°C im November und 6°C im April. Der sommerliche Rückgang liegt im selben Temperaturbereich, der im Winter zu einer guten Entfaltung führt. Es ist daher anzunehmen, dass innerhalb dieser Temperaturspanne die unterschiedliche Verteilung in den beiden Halbjahren von andern Faktoren als der Temperatur abhängt.

In natürlichen Gewässern erreicht *Sphaerotilus natans* seine dichteste und weiteste Verbreitung in der Regel im Winter (LIEBMANN [14]). LIEBMANN hält den Rückgang im Sommer als das Ergebnis der Konkurrenz mit Bakterien, die höhere Temperaturen beanspruchen und daher im Winter zurücktreten. Für die Echaz in Württemberg beobachtete HORNING [12] im Sommer einen mässigen Rückgang von *Sphaerotilus*, der aber in untiefem, gut durchlüftetem Wasser nicht auftrat. Da

in den Rinnen der Rückgang mit den tiefen Wassertemperaturen von 5–8°C, der Beginn der kräftigen Ausbreitung mit den hohen von 15–18°C zusammenfällt, sind die Voraussetzungen für eine Konkurrenz mit wärmebedürftigen Bakterien nicht gegeben. Eine derartige Konkurrenz würde in Anbetracht der potentiellen *Sphaerotilus*-dichte eine recht bedeutende Bakterienmasse voraussetzen, was sich jedoch nicht beobachten lässt.

Abbildung 5
Verteilung von *Sphaerotilus natans*

Legende:

- sehr dicht
- dicht
- locker
- vereinzelt

Der zeitweise niedrige Sauerstoffgehalt des zudosierten Wassers beeinflusst die *Sphaerotilus*-verteilung kaum. Den tiefsten Sauerstoffgehalt erreicht das Grundwasser im Oktober (ca. 2 mg O/l), das heisst zu einer Zeit da *Sphaerotilus* in volle Entwicklung übergeht. Zur Zeit, da seine Dichte wieder abnimmt, liegt die Sauerstoffkonzentration (ca. 6 mg O/l) über derjenigen des Frühwinters, seiner optimalen Zeit. Die Tatsache, dass auch die Moose am Anfang der Grundwasserrinne um die Zeit des Sauerstoffminimums wieder zu wachsen beginnen, scheint darauf hinzuweisen, dass der Sauerstoffgehalt die Entwicklung der der freien Wasserwelle ausgesetzten Organismen in den Rinnen nicht begrenzt. Es ist wohl möglich, dass an Stellen starker Schlammsedimentation im Herbst oder Winter lokal so geringe Sauerstoffkonzentrationen erreicht werden, dass dadurch die *Sphaerotilus*-entwicklung gehemmt wird oder sich Zotten wegen anaerober Bedingungen an ihrer Basis leichter ablösen, und damit das Wachstum geringer erscheint. Doch würde dies den sommerlichen Rückgang nicht erklären. Es ist daher anzunehmen, dass andere Faktoren als

Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt des Wassers und Konkurrenz um das Nährsubstrat die Periodizität von *Sphaerotilus* in unseren Kanälen bedingen.

Der Besatz von *Chironomus thummi* beeinflusst möglicherweise das Verteilungsbild im mittleren Teil der Rinne 10% AW Spätsommer bis Herbst (ca. 400 bis 600 Individuen/dm²), aber kaum in den ersten 20 m (ca. 40 Individuen/dm²), die aus vorderhand noch unbekannten Gründen von den Insekten gemieden werden. Da die Biomasse der Chironomiden erst im Spätherbst ihr Maximum erreicht und nicht im *Sphaerotilus*-Minimum (Juni, Juli) ist eine generelle Kontrolle der *Sphaerotilus*-verteilung durch die Chironomiden nicht zu erwarten.

Die geringe *Sphaerotilus*-Dichte des Sommerhalbjahres ist korreliert mit einer stärkeren Ausbildung des Phototrophenbewuchses. Es erscheint möglich, dass die unterschiedlichen Lichtverhältnisse (direkt oder indirekt über die Phototrophen) auf die Entwicklung von *Sphaerotilus* einen Einfluss ausüben. Beobachtungen an Kanälen, die mit Melasselösung organisch belastet werden, erweisen, dass Beschattung die Entwicklung zeitweise fördern kann. In zuckerreichen Abschnitten, die aber einen nur sehr lockeren *Sphaerotilus*-Aufwuchs auf einer Basis von Krustenalgen aufweisen, kann die Entfernung des Krustenbewuchses (vor allem Palmellen) den Ansatz von *Sphaerotilus* deutlich fördern, ohne aber zu einem sehr dichten Bewuchs zu führen, so dass für gewisse suboptimale Bedingungen ein Wettbewerb noch unbekannten Charakters mit Phototrophen möglich erscheint. Auch lokal erhöhte Turbulenz in Rinnenkurven, die aber ohne Einfluss auf den Sauerstoffgehalt des Wassers ist, kann den Rückgang von *Sphaerotilus* verzögern, was mit HORNUNGS [12] Feststellung übereinzustimmen scheint.

Es ist bekannt, dass das Wachstum von *Sphaerotilus* in vitro durch Vitamin B₁₂ gefördert wird (MULDER und VAN VEEN [16]). In der Annahme, das Abwasser könnte im Gehalt an Vitamin B₁₂ Schwankungen aufweisen, die das Wachstum von *Sphaerotilus* begrenzen, oder gewisse Phototrophe könnten mit *Sphaerotilus* darum in Konkurrenz stehen, wurde es in eine abgedunkelte, mit Melasse gefütterte Rinne zudosiert. Die Kombination Vitamin B₁₂ und Abdunklung ergab besseres Wachstum als Abdunklung allein. Es sind uns keine Arbeiten über den Vitamin B₁₂-Gehalt des Abwassers in Mitteleuropa bekannt. Japanische Arbeiten (TAKATA und Mitarbeiter [21]) zeigen für den Gehalt des Belebtschlammes an diesem Vitamin eine jahreszeitliche Verteilung, die sich gut mit der in den Rinnen festgestellten *Sphaerotilus*-Periodizität deckt. Ob aber derartige jahreszeitliche Veränderungen auch in unserem mechanisch vorgeklärten Abwasser oder in der Produktion der Rinnenbiozönosen selbst auftreten, ob sie physiologisch bedingt sind oder zum Teil auf die Lichtempfindlichkeit des Vitamins zurückgehen, ist vorderhand nicht zu beurteilen.

3.22 *Cladophora glomerata* (Abbildung 6)

Die in den Rinnen wachsende *Cladophora* fällt durch ihre langen flutenden Fäden auf, Verzweigungen sind selten; bis zu 60 cm lange Fadenabschnitte ohne irgendwelche Verzweigungen wurden beobachtet. Wo Verzweigungen auftreten, ist der Durchmesser der Basis der Endzellen zwischen 40 und 50 μ . Dünnere Endzellen, wie sie für *Cladophora fracta* typisch sind (SODERSTRÖM [20]) wurden keine beobachtet. Die Zellen sind relativ kurz, nur ein kleiner Prozentsatz ist über 500 μ lang. Die Art wird als eine kurzellige, sehr verzweigungsarme Form von *Cl. glomerata* betrachtet.

Abbildung 6
Verteilung von *Cladophora glomerata*

Im Laufe des Juni tritt *Cladophora* vorerst vereinzelt im Wandbewuchs auf, breitet sich dann auch auf die Rinnensohle aus und dominiert vom Juli an den Bewuchs der Rinnen 2 und 4% AW. Die Besiedlung beginnt vom Unterlauf der Rinnen her, wenn die Ulothrichaceen und typischen Frühjahrsdiatomeen im Rückgang begriffen sind. Bewuchsfreie Biotope werden etwas früher besetzt als schon besiedelte (siehe auch EICHENBERGER [7]).

Die grösste Dichte wird im Frühherbst erreicht bei Temperaturen um 15°C und darüber. Gegen den Winter hin geht die Dichte langsam zurück, vor allem im Unterlauf der Rinnen 2 und 4% AW, wo ihr Standort von Moosen und zum Teil auch von *Vaucheria* übernommen wird. *Cladophora* wächst auch in geringer Dichte im Mittel- und Unterlauf von Rinne 10%, wo sie stark von *Sphaerotilus* bewachsen ist. Auffallend ist, dass sie in den Rinnen 2 und 4% AW den allerobersten Rinnenteil deutlich meidet und nicht so weit an die Verunreinigungsquelle heranwächst, wie die zur selben Zeit wachsende *Vaucheria* und die im Frühjahr vorherrschenden Ulothrichaceen.

LIMANOWSKA [15] und HORNUNG [12] geben übereinstimmend als Hauptentwicklungszeit von *Cl. glomerata* die Monate Juli bis November, erwähnen aber, dass sie das ganze Jahr über angetroffen werden kann. Als Maximum für *Cl. fracta* gibt LIMANOWSKA den Oktober an. In den Rinnen liegt das Dichtemaximum ebenfalls im Spätsommer bis Herbst, doch bilden die flutenden Büschel bis zum Januar stellenweise einen auffälligen Bestandteil des Bewuchses. Offenbar bleiben die Wassertemperaturen länger zu ihrer Entfaltung günstig. Gelegentlich kann aber *Cl. glomerata* auch in kaltem Wasser in dichtem Wuchs festgestellt werden und ist dann möglicherweise besonders an Stellen mit starker Strömung gebunden (zum Beispiel am Rheinfall, JAAG [13]), eigene Beobachtungen an Reppisch und Töss bei 0,5 bis

Abbildung 7
Verteilung von *Vaucheria spec.*

2,1°C). Gegen den Herbst hin ist die Alge oft stark von Epiphyten besetzt, was zur Vermutung Anlass gab, dass ihr Absterben im Winter mit der starken Überwucherung zusammenhängt (BLUM [2]). Für das Verschwinden in den Rinnenbiotopen wird dies kaum zutreffen, da keine Übereinstimmung zwischen dem Zeitpunkt des Rückganges von *Cladophora* und der Dichte des Aufwuchses festzustellen ist. Die Aufwuchsflora von *Cladophora* zeigt an den verschiedenen Standorten der Rinnen Unterschiede in Dichte und Zusammensetzung, was in einer künftigen Arbeit behandelt werden soll.

3.23 *Vaucheria spec.* (Abbildung 7)

Vaucheria tritt etwas später als *Cladophora* auf und bildet im Laufe des Monats August zum erstenmal dichtere Polster im Oberlauf der Rinnen 2 und 4% AW und erreicht in diesen Rinnen die grösste Dichte und Ausbreitung im Januar und Februar, wenn *Cladophora* in langsamen Rückgang steht. In 10% AW erscheint die Alge nur im Spätwinter und nimmt auch zur Zeit ihrer kräftigsten Entfaltung in dieser Rinne nur einen untergeordneten Anteil am Aufbau der Biozönosen. Im Grundwasser wurde *Vaucheria* nicht beobachtet. Im Laufe des März zerfallen die Polster und die Alge verschwindet.

Der Aufbau grösserer *Vaucheria*polster erfolgt langsam und sie vermögen sich während einer Wiederbesiedlungszeit von einem Monat nicht voll auszubilden. Im Jahre 1964 wurde im Spätwinter kurz vor dem Verschwinden ein starker Befall der *Vaucheria* mit *Proales Werneckii*, einem galleninduzierenden Rädertierchen, beobachtet. Im folgenden Jahre wurde keine Infektion festgestellt, so dass ein direkter Zusammenhang zwischen dem Auftreten des Rädertierchens und dem Rückgang der Alge nicht besteht.

Abbildung 8
Verteilung der Ulothrichaceen (*Hormidium rivulare* und *Ulothrix zonata*)

An Stellen wo ein *Vaucheria*polster die Rinnensohle deckt, wird *Cladophora* nur im *Vaucheria*-freien Wandbewuchs angetroffen. Diese teilweise örtliche Ausschlüssung von *Cladophora* ist in diesem Falle nicht durch verschiedene Ansprüche an das Milieu zu erklären. Lebende *Vaucheria*fäden sind auffallend schwach mit Epiphyten besiedelt und vermögen wahrscheinlich auch den Ansatz von *Cladophorazoosporen* zu verhindern.

Nach BUDDE [3] erreicht *Vaucheria* spec. ihre grösste Verbreitung in den Bergbächen des Sauerlandes im Juli und August, also zur Zeit höherer Wassertemperaturen. In der Echaz (HORNUNG [12]) meidet sie den stark verunreinigten Unterlauf. Das langsame Wachstum der Polster und ihre schwache Verankerung am Gewässergrund machen diese Alge recht anfällig gegenüber plötzlichen Veränderungen der Wasserführung und engen damit ihr Vorkommen unter natürlichen Bedingungen ein.

3.24 *Hormidium* und *Ulothrix* (Abbildung 8)

Die ersten Fäden der beiden Arten *Ulothrix zonata* und *Hormidium rivulare* treten im Januar und Februar im Wandbewuchs des Unterlaufes auf, wenn *Cladophora* dort stark zurückgegangen ist, und die Frühjahrsdiatomeen mit ihrer Entwicklung beginnen. Werden im Laufe des Februars grössere Partien im Oberlauf der Rinnen 2 und 4% AW von der bestehenden Vegetation befreit (vor allem *Vaucheria* an der Sohle und *Cladophora* im Wandbewuchs), so erfolgt rasch eine reichliche Besiedlung durch diese Ulothrichaceen. Ungestörte Standorte im oberen Teil von 2% AW werden erst etwa einen Monat später (März) vom oberen Wandbewuchs her kolonisiert. Das Auftreten im Oberlauf von 4% AW erfolgt noch etwas später, das heisst bei tieferen Temperaturen als in 2% AW. Offenbar spielt in der Etablierung der

Ulothrichaceen der Wettbewerb eine wichtige Rolle und es ist anzunehmen, dass diese Algen in häufig gestörten Biozönosen günstigere Bedingungen für ihre Ansiedlung vorfinden.

Das kräftigste Wachstum und die grösste Ausbreitung erfolgt bei Wassertemperaturen von weniger als 10°C. Im Laufe des Monates Juni beginnen die Algen auszubleichen und abzusterben. Der Zerfall setzt im Rinnenunterlauf ein und erfolgt mit zunehmender Belastung später, zuerst im Oberlauf von Rinne 2%, dann in Rinne 4% AW. Da sich beim Beginn des Absterbens keine andern Algen in den Biotopen ausbreiten und damit der unterschiedliche Rückgang nicht wettbewerbsbedingt ist, erscheint es wohl möglich, dass das Nährstoffangebot die Temperaturtoleranz beeinflusst.

Ihre maximale Entfaltung finden die beiden Ulothrichaceen bei mittleren Belastungen (2 und 4% AW) ähnlich wie *Cladophora*. Im Gegensatz zu *Cladophora* vermögen sie aber weiter ins abwasserbelastete Gebiet vorzustoßen. *Hormidium* wie auch in etwas geringerem Ausmass *Ulothrix* bilden am Anfang von Rinne 10% AW gelegentlich lockere Bestände. Auffallend ist das plötzliche Auftreten von der beiden Ulothrichaceen in der Grundwasserrinne. Die kurzen Massenentwicklungen im Grundwasser folgen dem Absterben des *Batrachospermumbewuchs* (April). Verschiedene Beobachtungen ausserhalb dieser Versuchsserie haben gezeigt, dass in vegetationslosen Kanälen bei Grundwasserbeschickung *Hormidium* und *Ulothrix* sich im Frühjahr gut ansiedeln. Es ist daher nicht anzunehmen, dass erst durch die Bildung der Zerfallsprodukte von *Batrachospermum* die Entwicklung ausgelöst wird. Hingegen ist es möglich, dass der *Batrachospermumbewuchs* das Aufkommen der Ulothrichaceen auf irgendeine Weise hemmt, und sein Absterben diese Hemmung aufhebt. Vermutlich können Schwärmer oder Sporen auf den Schleimhüllen von *Batrachospermum* nicht keimen.

Ulothrix zonata: Ist in den Rinnen auf die Zeit mit Wassertemperaturen unter 10–12°C, auf Frühjahr und Frühsommer beschränkt. Damit deckt sich das Vorkommen in natürlichen Gewässern. LIMANOWSKA [15] gibt für die Limmat in Zürich die Hauptverbreitung von April bis Mitte Juli, HORNUNG [12] in der Echaz für das Frühjahr, wobei sie in der Echazquelle schon ab Februar angetroffen wird, und bei starker Wasserführung und niedrigen Temperaturen kann auch im Juli eine Massenentwicklung erfolgen. Auch BLUM [2] erwähnt eine Hauptentwicklung für nordamerikanische Gewässer im späten Frühjahr und frühen Sommer. Auffallend ist die Tatsache, dass für die natürlichen Fliessgewässer keine Herbstverbreitung erwähnt wird, wie auf Grund der Temperaturansprüche zu erwarten ist. Es lässt sich vermuten, dass die Ausbreitung von zusätzlichen Faktoren mitbestimmt wird, die eventuell auf die Vermehrung einwirken, oder mit ungünstigen Konkurrenzbedingungen zusammenhängt.

Ulothrix zonata wird von LIEBMANN [14] unter die oligosaprophyten Algen eingereiht. Nach BLUM [2] sollen Hinweise bestehen, dass ihr Wachstum von verschmutztem Wasser gefördert wird. Die Verbreitung in den Rinnen zeigt ein sehr breites Spektrum und entspricht etwa den Angaben von FJERDINGSTAD [9]. Ob diese breite Verteilung durch das Vorhandensein von 2 verschiedenen Oekotypen ermöglicht wird, wie FJERDINGSTAD vermutet, lassen unsere Beobachtungen nicht entscheiden.

Hormidium rivulare: Das jahreszeitliche Vorkommen in den Rinnen stimmt im wesentlichen mit *Ulothrix* überein. *Hormidium* erscheint aber etwas früher als *Ulothrix* und sein Verteilungsspektrum in bezug auf Wasserchemismus ist etwas breiter. LIMANOWSKA [15] sieht die Hauptzeit dieser in der Limmat nicht sehr häufigen Alge im Februar.

Abbildung 9
Verteilung von *Amblystegium riparium*

3.25 *Amblystegium riparium* (Abbildung 9)

Das Vorkommen zeigt deutliche Schwerpunkte im Ober- und Mittellauf der Grundwasserrinne, im Mittel- und Unterlauf der Rinne 2% und im Unterlauf der Rinne 4% AW. Ein zweites lokal begrenztes Verteilungsgebiet findet sich am Anfang der Rinnen 2 und 4% AW, wo das Moos unter dem übrigen Bewuchs gedeiht. Dies weist darauf hin, dass *Amblystegium* unter besonderen – vorderhand nicht eindeutig definierbaren – Bedingungen auch in der Nähe der Abwassereinleitung unter recht ungünstigen Bedingungen wachsen kann. Die Toleranz gegenüber Überwachung unter günstigen Temperaturbedingungen ist auch in der Grundwasserrinne bemerkenswert, wo es im Winter den kräftigen Überzug mit *Batrachospermum* lagern scheinbar gut erträgt.

Im Spätsommer setzt das Wachstum der lockeren und schlecht aussehenden Pflänzchen ein und hält bis in den Spätwinter an; ist also auf Wassertemperaturen von mehr als 10 °C angewiesen. *Amblystegium* vermag auch in recht sauerstoffarmem Wasser zu gedeihen, fällt doch der Sauerstoffgehalt des Grundwassers zur Zeit kräftiger Entfaltung (im November) auf weniger als 3 mg O/l. Im späteren Frühjahr (bei tiefen Wassertemperaturen) nimmt die Vitalität der Pflänzchen ab und die Bewuchsdichte geht zurück. Besonders ausgeprägt ist der Rückgang wo eine

kräftige Überwachsung durch Ulothrichaceen und Diatomeen erfolgt, das heisst in den Rinnen 2 und 4% AW.

Auch dort wo *Amblystegium* gut wächst, vermag es nur langsam einen benachbarten ausgeräumten Abschnitt zu besiedeln. Die Ausbildung einer gleichmässigen Moosdecke auf einem neu zu kolonisierenden Biotop im Grundwasser erfordert 2 Wachstumsperioden, also etwa $1\frac{1}{2}$ Jahre.

3.26 *Batrachospermum moniliforme*

Diese Rotalge hat eine recht scharf lokalisierte Verbreitung im Oberlauf der Grundwasserrinne und bedeckt in dicken Lagern das Moos *Amblystegium riparium*. Die Besiedlung beginnt Ende August und erreicht ein Maximum der Ausbreitung, das sich auf die ersten 60 m der Rinne beschränkt, im Januar. Die Lager beginnen im März ihre rotbraune Farbe zu verlieren, werden blassgrün und zerfallen bis Ende April. Die beim Zerfall freiwerdenden Stoffe fördern örtlich die Entwicklung von epipelischen Diatomeen, vor allem *Nitzschia fonticola*. Der für die schleimigen Lager charakteristische Ciliat *Espejoia* spec. verschwindet und Ciliaten, die für mittelbelastete Rinnen typisch sind, wie *Chilodonella cucullulus* und verschiedene Hypotriche treten für kurze Zeit in grösserer Zahl auf.

Während der 3 Beobachtungsjahre 1962/63, 1963/64 und 1964/65 trat *Batrachospermum* regelmässig in grosser Dichte auf, hingegen nur in einigen sehr kleinen Lagern im Winter 1965/66 (vgl. Abschnitt 3.1).

3.27

Neben den bisher genannten Arten finden sich einige weitere, die gelegentlich recht auffallen, aber keinen grösseren Anteil der Biomasse ausmachen:

Hydrodictyon reticulatum: Im September 1963 trat zwischen 15 und 100 m Fließdistanz in Rinne 4% AW *Hydrodictyon* auf. Die 10 bis etwa 30 cm langen bandförmigen Lager bildeten eine flottierende Auflage auf dem dichten *Cladophora*bewuchs. Die Dichte war nirgends sehr gross und recht unregelmässig. Die *Hydrodictyon*zone verschob sich allmählich rinnenabwärts und die Alge verschwand Ende Januar etwa zur Zeit, da auch *Cladophora* rasch zurückging. Die Wassertemperatur fiel während der Zeit des Auftretens von *Hydrodictyon* von 16 auf 10°C. In den andern Kanälen und in den Jahren 1962/63, 1964/65 und 1965/66 wurde diese Alge nicht beobachtet.

Stigeoclonium tenue: Diese Art scheint 2 Hauptschwerpunkte der Entwicklung zu besitzen. Sie findet sich von Dezember bis etwa Mai in einzelnen 2–3 cm langen Büschelchen auf dem *Sphaerotilus*aufwuchs der Rinne 10% AW. Daneben wurde sie vereinzelt im April und März auf unbewachsenen Stellen der Grundwasserrinne angetroffen. Die Verteilung – sofern sie nicht auf einem Übersehen der kleinen Büschelchen beruht – spricht dafür, dass die Alge sehr konkurrenzempfindlich ist und nur Flächen besiedeln kann, auf denen sich keine andern Algen festgesetzt haben. Sie besitzt eine hohe Toleranz gegenüber Abwasser, ohne aber davon abhängig zu sein.

Stigeoclonium tenue gilt als besonders abwasserverträgliche Grünalge mit einem sehr weiten ökologischen Spektrum (FJERDINGSTAD [10]) und bevorzugt in Mitteleuropa tiefere Wassertemperaturen (BUDDE [4], HORNING [12]). BLUM [2] be-

obachtete sie aber in amerikanischen Flüssen auch bei höheren Wassertemperaturen im Sommer und BUDDE [4] erwähnt sie aus 20–30°C warmen Fabrikabwässern.

Tribonema viride: *Tribonema viride* wurde in dieser Beobachtungsserie nur in geringen Mengen angetroffen und zwar in Abschnitten, die durch schwachen bis lockeren *Sphaerotilus*-Bewuchs gekennzeichnet waren. Im Oberlauf von Rinne 10% AW, wo der grüne Bewuchs nie dicht wird, ist sie die häufigste Fadenalge und ist hauptverantwortlich für das schwache Ergrünen dieses Abschnittes vom April an. An diesem Standort wird sie von geringen Mengen von *Hormidium* und etwas *Ulothrix* begleitet.

Diese deutliche Beschränkung von *Tribonema viride* auf abwasserbelastete Rinnenteile steht im Gegensatz zu ZIMMERMANN'S [20] Versuchen, wo diese Art das breiteste Verteilungsspektrum aller Fadenalgen und hohe Wuchsdichten aufwies. Zusätzliche Beobachtungen haben denn auch gezeigt, dass *Tribonema viride* im Grundwasser und bei schwacher Abwasserbelastung (1–2%) in Massentwicklungen auftreten kann (bei Temperaturen zwischen 8 und 13°C), sofern sie ausgedehnte freie Flächen zur Kolonisation vorfindet.

Spirogyra spec.: *Spirogyra* tritt gelegentlich in Form kleiner Watten im Mittel- und im Unterlauf der mittelbelasteten Rinnen (2 und 4% AW) und ausnahmsweise auch in der Grundwasserrinne auf. Sie erscheint in der Regel im wandständigen Bewuchs anderer Algen und wächst zu losen Watten unmittelbar unter der Wasseroberfläche oder sie überzieht *Vaucheria*-Polster. Eine kräftigere Ausbildung und grössere Verbreitung findet sie in den Rinnen mit der Abflussmenge von 1 l/sec bei geringer Strömungsgeschwindigkeit.

3.28 Diatomeen

In den Rinnen kommen etwa 25 Diatomeenarten in so grosser Dichte vor, dass sie mindestens einmal in einer Probe (bei einem Total von ca. 120 Probenahmen) 1% Anteil an der Gesamtpopulation ausmachen. Die Bindung verschiedener dieser Arten an mehr oder weniger spezifische Mikrobiotope bedingt ohne Zweifel in höherem Grade als für die bisher besprochenen Pflanzen eine Abhängigkeit der Verteilung von biotischen Faktoren. Eine genauere Analyse der Diatomeenverteilung soll späteren Arbeiten vorbehalten sein. Vorderhand kann es nur darum gehen, eine generelle Übersicht zu geben.

3.281 *Methodik*: Alle quantitativen Untersuchungen erfolgten in Rinnenabschnitten, die ausgeräumt worden waren, und deren Neuwuchs nach Ablauf eines Monats abgeerntet wurde (als monatliche Wiederbesiedlungsbiomasse bezeichnet, siehe EICHENBERGER [7]).

1. *Schätzung der Diatomeendichte*: nach der Auffälligkeit des braunen Bewuchses, wobei die in Kapitel 2.2 beschriebene Skala sinngemäss auf den Diatomeenbewuchs angewandt wurde.
2. *Quantitative Auszählung der Diatomeen*: Proben der monatlichen Wiederbesiedlungsbiomasse von 1 g Frischgewicht wurden in Chromschwefelsäure aufgeschlossen, abzentrifugiert und mehrfach gewaschen. Die Auszählung der Schalen erfolgte nach entsprechender Verdünnung in einer Bürker Zählkammer. Zur Bestimmung der artlichen Zusammensetzung der Population wurden 200–300 Schalen in Hyraxpräparaten ausgezählt. Die Dichten werden mit folgenden Masszahlen wiedergegeben:

- a) *prozentualer Anteil* einer Gruppe an der Gesamtpopulation. Diese Zahl gibt den relativen Erfolg einer Gruppe gegenüber einer andern unter denselben Bedingungen an.
- b) *Biomassendichte*: Anzahl Schalen pro g Frischgewicht der Gesamtbiomasse. Sie soll angenähert angeben, wie dicht der nicht direkt messbare Wohnraum der benthischen Diatomeen besiedelt wird.
- c) *Arealdichte*: Anzahl Schalen pro Flächeneinheit. Sie gibt an, wie dicht das gesamte Biotop besiedelt wird, unabhängig vom Angebot an Wohnraum.

Es ist zum Beispiel möglich, dass eine epiphytische Art auf *Cladophora*-Fäden sehr dicht wächst, und damit den zur Verfügung stehenden Wohnraum maximal ausnützt, wodurch sich eine hohe Biomassendichte ergibt. Wenn aber *Cladophora* nur schwach entwickelt ist, wird trotz günstiger lokaler Bedingungen diese Diatomee das Biotop nur schwach besiedeln und eine geringe Areal-dichte aufweisen.

So subjektiv die Schätzung der Diatomeendichte erwartungsgemäss auch ist, da eine standardisierte Vergleichsbasis fehlt und im wesentlichen nur der oberflächliche Bewuchs beachtet wird, so stimmt die Schätzungsdichte in den verschiedenen Rinnen doch recht gut mit den Areal-dichten überein. Eine volle Übereinstimmung ist ohnehin nicht zu erwarten, da das eine Verfahren die Farbdeckung schätzt, das heisst die Raumerfüllung durch die Zellen, das andere aber die Zellenzahl.

Ein Vergleich der beiden Dichtebeurteilungen (Abbildung 10) für die ersten 50 m Fliessdistanz zeigt übereinstimmend, wie mit zunehmender Belastung durch Abwasser sich der Schwerpunkt der Entfaltung vom Frühjahr gegen die Jahresmitte verschiebt.

3.282 *Gliederung nach ökologischen Gruppen*: Die Diatomeen des Rinnenbewuchses lassen sich nach der Bevorzugung verschiedener Standorte in mehr oder weniger scharf umrissene, ökologische Gruppen einordnen. Die klimatischen Ansprüche der verschiedenen Arten und das jahreszeitlich veränderliche Angebot an günstigen Standorten führt im Laufe des Jahres zu charakteristischen Veränderungen der Dichte derartiger ökologischer Gruppen.

In teilweiser Anlehnung an die ökologische Charakterisierung benthischer Algen von ROUND [18] ergibt sich für die Diatomeen der Rinnenbiozönosen folgende Gliederung:

1. *Epipelische Formen*:

- a) epipelische Formen von Biotopen mit einer hohen Belastung durch organische Verbindungen;
- b) epipelische Formen von Biotopen mit einer geringen Belastung durch organische Verbindungen.

2. *Epiphytische Formen*.

3. *Bänderbildende Formen*, die in die freie Wasserwelle vorstossen können.

Epipelische Formen stark belasteter Biotope: Arten, die eine relativ starke Bindung an die Zone mit *Sphaerotilus*, organischen Schlämmen und rasch zerfallenden Vegetationen, das heisst an eine erhöhte organische Belastung der Makro- oder eventuell nur des Mikrobiotopes aufweisen. Dazu gehören in den Rinnenbiotopen verschiedene Vertreter der Gattung *Nitzschia* sowie einige kleine *Achnanthes*- und *Navicula*-Arten.

Abbildung 10

Vergleich von Dichteschätzung und Arealdichte der Diatomeen

Als Beispiel für den Verteilungsmodus dieser Gruppe diene die Gattung *Nitzschia* (Abbildung 11). Am Rinnenanfang erreicht im Januar diese Gattung ihre grösste Dichte in Rinne 2% AW. Im Laufe des Februars setzt dann in 4% AW und im April bis Mai in 10% AW eine rasche Zunahme ihren Biomassendichte ein, das heisst zusehends stärker belastete Abschnitte werden besiedelt. Im Spätsommer, wenn *Cladophora* sich ausbreitet, geht *Nitzschia* in 2% AW wieder zurück, hält sich hingegen bei höherer Belastung in 4 und 10% AW bis in den Herbst hinein. Die Bedingungen, die am Rinnenanfang maximale Biomassendichten ermöglichen, liegen daher im Winter im mittleren Belastungsbereich und verschieben sich im Hochsommer und Herbst zu höheren Belastungen hin. Entsprechend der Abnahme der organischen Belastung im Längsverlauf der Rinnen werden im Unterlauf deutlich die anfänglich stärker belasteten Kanäle vorgezogen und auch im Winter dicht besiedelt.

Abbildung 11
Verteilung der Gattung *Nitzschia* (Biomassendichte)

Epipelische Formen wenig belasteter Biotope: Auf lockeren Schlamm- und Detritusschichten, die beim Absterben von Algen entstehen, entfalten sich *Cymbella ventricosa* und grössere Naviculeen, vor allem *N. cryptocephala* und *N. gracilis*. Im Gegensatz zur vorerwähnten Gruppe meiden sie Faulschlamm und solche Abwasserbelastungen, die einen *Sphaerotilus*bewuchs zu induzieren vermögen.

Als Beispiel diene die Verteilung von *Cymbella ventricosa* (Abbildung 12). Das Maximum der Entwicklung erfolgt im Winter, wenn *Cladophora* zerfällt, und im Frühjahr beim Absterben der bänderbildenden Diatomeen. Im Gegensatz zu *Cymbella ventricosa* sind die Naviculeen stärker auf den Unterlauf der Rinnen beschränkt.

Beide epipelische Gruppen sind durch Arten mit guter Beweglichkeit gekennzeichnet.

Epiphytische Formen: Sie sitzen einer lebenden pflanzlichen Unterlage direkt auf (im Gegensatz zu den Bänderbildnern, deren Bindung an die pflanzliche Unterlage

Abbildung 12
Verteilung von *Cymbella ventricosa* (Biomassendichte)

Abbildung 13
Verteilung der Gattung *Cocconeis*, vorwiegend *C. pediculus* (Biomassendichte)

sehr lose ist). Von den wichtigsten bestandesbildenden Algen: *Cladophora*, *Vaucheria*, *Hormidium* und *Ulothrix* wird in den Rinnen nur *Cladophora* direkt bewachsen und zwar vor allem von *Cocconeis pediculus* und *Gomphonema longiceps* var. *subclavata*. Die lebenden *Vaucheria*fäden werden kaum besiedelt. Als Bewohner des sich ansammelnden Detritus und als Aufwuchs abgestorbener Fäden können Diatomeen in *Vaucheria*polstern trotzdem recht zahlreich werden (vorwiegend epipelische Formen). Algen, die in geringeren Mengen auftreten wie *Spirogyra*, *Stigeoclonium*, *Tribonema* und *Oedogonium* zeigen ausser *Oedogonium* ebenfalls keinen Bewuchs. Die Moose der Grundwasserrinne sind meistens recht dicht mit *Cocconeis placentula*, *Achnanthes lanceolata*, *A. minutissima* und im Frühjahr mit *Meridion circulare* bewachsen. Da die Moose aber die Teststellen innerhalb Monatsfrist nicht besiedeln, werden diese Diatomeen nur in geringen Mengen angetroffen, abgesehen von *Meridion* und *A. minutissima*, die im Grundwasser auch epilithisch vorkommen.

Als Beispiel für diese epiphytische Diatomeengruppe diene die Verteilung von *Cocconeis* (vorwiegend *C. pediculus*) (Abbildung 13). Die Verteilung deckt sich erwartungsgemäss recht gut mit der Dichte von *Cladophora*. Im Winter, wenn der Anteil von *Cladophora* an der Biozönose zurückgeht und *Sphaerotilus* im *Cladophora*-Aufwuchs dichter wird, verschwindet *Cocconeis* im Oberlauf. Im Unterlauf hingegen, wo die lockere Biozönose der Wiederbesiedlungsstrecke von *Cladophora* beherrscht bleibt, behält *Cocconeis* bei geringen Arealichten hohe Biomassendichten bei.

Bänderbildende Formen: Die für das Auge auffälligste Entfaltung der Diatomeen erfolgt im Frühjahr, wenn die grossen Zellen von *Synedra ulna* und die bänderbildenden Formen *Diatoma vulgare* und *Fragilaria capucina* ihre Hauptentwicklung durchmachen. Im Gegensatz zu den eigentlichen Aufwuchsformen vermögen *Diatoma* und *Fragilaria* durch die Bildung lockerer Netze und Bänder die weitere Umgebung ihrer Unterlage zu kolonisieren und stossen damit in die freie Wasserwelle vor. Sie bilden dann mehr oder weniger reine Diatomeenbestände, die – durch einzelne Algenfäden verstärkt – der Strömung widerstehen können. *Synedra ulna* nimmt insofern eine Mittelstellung ein, als sie einerseits in schlammreiche Biotope einzudringen vermag, andererseits aber auch in lockerer Anordnung den Raum zwischen Algenfäden erfüllt.

Die Hauptentwicklungszeit von *Diatoma vulgare* (Abbildung 14) beginnt in den Rinnenoberläufen anfangs März, in den Unterläufen etwas früher und ist etwa Mitte Juli abgeschlossen. Sie fällt also in grossen Zügen mit den Ulothrichaceen zusammen. Für *Fragilaria* liegt das Maximum im ersten Teil dieser Periode. Während *Synedra* in den mittelbelasteten Rinnen eine ähnliche zeitliche Verteilung wie *Diatoma* aufweist, kommt sie im Unterlauf von 10% AW erst im Herbst auf *Sphaerotilus*bewuchs zu einem kräftigen Maximum, das heisst bei bedeutend höheren Wassertemperaturen.

Alle 3 Arten zeigen in bezug auf die Abwasserbelastung eine weite Verteilung. Die Dichteschwerpunkte liegen im mittleren Belastungsbereich (Mittellauf der Rinnen 2 und 4% AW), verschieben sich aber im Laufe der Vegetationszeit der 3 Arten. Im Jahresdurchschnitt ergibt sich aber eine recht deutliche Bevorzugung zusehends stärker belasteter Biotope in der Reihenfolge *Diatoma*, *Fragilaria*, *Synedra*. *Fragilaria capucina* scheint Biotope mit geringerer Strömungsgeschwindigkeit vorzuziehen (Mittellauf von 10% AW bei einem Durchfluss von 1 l/sec und einer Fliess-

Abbildung 14
Verteilung von *Diatoma vulgare* (Biomassendichte)

geschwindigkeit von ca. 5 cm/sec), was mit den Beobachtungen von ZIMMERMANN [26] übereinstimmt.

3.283 *Jahreszeitliche Veränderungen der Gesamtdiatomeendichte.* Für die jahreszeitliche Verteilung der Gesamtdiatomeendichte (Abbildung 15) sind vor allem die epipelischen und die bänderbildenden Formen massgebend. Hohe Biomassedichten durch die abwassertoleranten epipelischen Arten erfolgen im Sommer und Herbst im Mittellauf von Rinne 4% AW und in der gesamten Rinne 10% AW. Im Winter dagegen sind sie für den Diatomeenreichtum am Anfang vor Rinne 2% und im unteren Teil von Rinne 4% verantwortlich. Im Frühjahr ergibt die Entfaltung von *Diatoma* im Grundwasser, von *Diatoma*, *Fragilaria* und *Synedra* in 2 und 4% AW ein ausgeprägtes Diatomeenmaximum.

3.284 *Der Anteil der Diatomeen an der Gesamtbiozönose.* Sofern der Glühverlust der Kieselalgen, ihre Arealichte und die Gesamtbiomasse pro Flächeneinheit bekannt sind, lässt sich abschätzen, welchen Anteil die Diatomeen an der gesamten Biomasse ausmachen. Die praktisch reine Massenentwicklung von *Diatoma vulgare* in der Grundwasserrinne ergab einen Glühverlust von $8,5 \times 10^{-10}$ g/Zelle. Werden für die Zellvolumina der andern Arten (*Diatoma* und *Synedra* ca. $5500 \mu^3$, *Nitzschia* ca. $300 \mu^3$) ebenfalls Biomassen abgeschätzt, so ergibt sich, dass in Mittel- und Unterlauf der Rinnen 2 und 4% AW die Diatomeen zur Zeit ihrer grössten Dichte bis zu 90%, im Oberlauf etwa 70% der Biomasse ausmachen können. Für andere Jahres-

Abbildung 15

Veränderungen der Gesamtdiatomeendichte (Biomassendichte)

zeiten liegt der Anteil der Diatomeen tiefer, etwa zwischen 10 und 40% für die mittel-belasteten Rinnen und unter 10% für den Anfang von Rinne 10% AW. In diesem Zusammenhang ist darauf hinzuweisen, dass in den ungestörten Abschnitten, wo langsam wachsende Pflanzen stärker ausgebildet sind, die Diatomeen einen kleineren Anteil an der Gesamtbioasse ausmachen.

4. Diskussion

4.1 ÖKOLOGISCHES SPEKTRUM UND WETTBEWERB

Viele Arten benthischer Lagerpflanzen vermögen Standorte mit sehr verschiedenartigem Chemismus des Mediums zu besiedeln (FJERDINGSTAD [10]). Dabei fällt aber auf, dass der ökologische Bereich zwischen den Extremen des Verteilungsspektrums oft lückenhaft besetzt wird. Von vielen Landpflanzen ist bekannt, dass bei der Ausschaltung des Wettbewerbes ihr ökologisches Spektrum bedeutend breiter ist, als ihrem Vorkommen unter natürlichen Bedingungen entspricht (ELLENBERG[8], Seite 64). Die Kenntnis des physiologischen oder autökologischen Verhaltens einer Art erlaubt daher nicht, ihren natürlichen Standort mit Sicherheit vorauszusagen.

Es ist zu erwarten, dass auch die Lagerpflanzen der Fliessgewässer in ähnlicher Weise wie die Landpflanzen durch biotische Faktoren eine Einengung ihrer physiologisch möglichen Verbreitung erfahren.

Eine Besonderheit des Fliesswasserbiotopes liegt darin, dass die Lagerpflanzen sehr rasch wachsen und in kurzer Zeit ein Biotop besetzen können. Katastrophen verschiedener Art schaffen hier häufiger als auf dem Lande neuen Besiedlungsraum. Derartige Situationen mit stark reduziertem Wettbewerb werden also die rasche Ausbreitung eines Erstbesiedlers begünstigen. Es ist daher zu erwarten, dass im natürlichen Fliessgewässer die physiologischen Möglichkeiten einzelner Arten vermehrt zur Geltung kommen können, und auf diese Weise – wie eingangs erwähnt – oft ein breites, aber diskontinuierliches ökologisches Spektrum dargeboten wird. Die Einhaltung von hydraulisch und chemisch einigermaßen konstanten Bedingungen führt in unserem Rinnensystem zu einem dichten Bewuchs. Deshalb wird der Existenzbereich unter Verhältnissen untersucht, die einer Art das Vordringen in die ihr weniger zusagenden Standortsbedingungen erschweren. Grundsätzlich ist daher anzunehmen, dass das Vorkommen der in dieser Arbeit angeführten Arten eingeengt ist im Vergleich zu ihrem Auftreten in natürlichen Gewässern mit ähnlichen Bedingungen.

Die Beobachtungen an den Rinnen bieten Beispiele dafür, dass bei reichlicher Besiedlung zeitweise gewisse Arten nicht aufkommen, aber nach der Entfernung des Bewuchses sich rasch ausbreiten (siehe auch EICHENBERGER [7]). Die Behinderung der Ansiedlung scheint auf die frühen Entwicklungsstadien einzuwirken. Sie kann an besondere klimatische Bedingungen gebunden sein und mit deren Wechsel an Wirksamkeit verlieren. Gegenseitige Wachstumshemmung ist für eine grössere Zahl von kleinen Algen vorwiegend strömungsarmer Biotope in vitro nachgewiesen worden (Zusammenstellung der Literatur bei HARTMANN [11]). Die hydraulischen Verhältnisse im Fliesswasser lassen erwarten, dass Hemmstoffe sich vor allem im Mikrobiotop auswirken und dementsprechend in erster Linie die ersten Besiedlungsstadien treffen. Das Nichtauswachsen von gekeimten *Cladophora*-Zoosporen auf dicht besiedelten Objektträgern ist wahrscheinlich ein Beispiel für die Wirkungsweise von wachstumshemmenden Stoffen.

4.2 JAHRESZEITLICHE VERTEILUNG DER BESTANDESBILDNER

Das Besiedlungsbild der Kanäle lässt sich nach der grünen Algenvegetation in 2 jahreszeitliche Hauptaspekte scheiden. Zur Zeit niedriger Wassertemperatur im Spätwinter und Frühjahr dominieren in 2 und 4% AW die Ulothrichaceen (*Hormidium rivulare* und *Ulothrix zonata*). Zur Zeit wärmeren Wassers vom Spätsommer bis in den Hochwinter hingegen finden *Cladophora glomerata* und *Vaucheria* spec. in denselben Rinnen ihre Hauptverbreitung. Die Verteilung in bezug auf die Jahreszeit deckt sich in grossen Zügen mit Freilandbeobachtungen in gemässigten Gebieten (LIMANOWSKA [15], BUDDE [3, 4], HORNING [12], BLUM [2], vergleiche Diskussion bei den einzelnen Algenarten). Die auffälligste Abweichung von natürlichen Gewässern ergibt sich im Vorkommen von *Cladophora* und besonders von *Vaucheria*. Während die beiden Arten auf natürlichen Standorten im Spätherbst in der Regel seltener werden, wachsen sie in den Rinnen bis in den Hochwinter kräftig weiter. Da die Wassertemperatur der Gerinne bis in den Februar über 10°C liegt, lässt sich dieser Unterschied zwangslos durch hohe Temperaturansprüche dieser beiden Arten erklä-

ren. Die jahreszeitliche Verbreitung der wichtigsten bestandesbildenden Algen wird damit vor allem durch die Wassertemperatur bestimmt. Dem Lichtregime kommt unter den vorliegenden Verhältnissen untergeordnete Bedeutung zu.

Die jahreszeitlich verschiedene Verteilung einer einzelnen Art im Abwassergradientensystem weist darauf hin, wie schwierig es ist, die Beziehung zur Abwasserbelastung aus einer einzelnen Aufnahme abzuleiten. *Hormidium* zum Beispiel ist in einer Entfernung von 5 m vom Abwassereinlauf im Februar nur in 2%, im Mai von 0 bis 10% und Ende Juli nur in 4% Abwasser anzutreffen. Offenbar werden im Bereich suboptimaler Temperaturen viel spezifischere Anforderungen an den Chemismus des Milieu gestellt (Abbildung 5 bis 9) als unter günstigen Temperaturbedingungen.

Es gibt Beispiele dafür, dass im sublethalen Bereich hoher Temperaturen bei verschiedenen Algen vorerst nur partielle Schädigungen des Enzymsystems auftreten, so dass sie mit steigender Temperatur zusehends mehr auf Substrate im Aussenmilieu angewiesen sind (PROVASOLI [17], DROOP [6]). Es ist möglich, dass die beobachtete Einengung des Existenzbereiches zu Anfang und Ende der Verbreitungszeit mit diesem Phänomen zusammenhängt.

Die maximale Ausbreitung und Dichte von *Sphaerotilus* im Winterhalbjahr hängt von andern Faktoren als der Temperatur des Rinnenwassers ab. Die Lichtintensität spielt dabei sicher eine Rolle, wie Beschattungs- und Abdunkelungsversuche zeigen. Über den Wirkungsmechanismus des Lichtes lässt sich vorderhand noch wenig aussagen. In einzelnen Fällen scheint der Überzug der Unterlage mit phototropen Krustenalgen an der Besiedlungshemmung mitbeteiligt zu sein, da seine Entfernung den Aufwuchs von *Sphaerotilus* ermöglicht. Eine generell hemmende Wirkung der Phototrophen ist aber nicht anzunehmen, wie das gute Wachstum von *Sphaerotilus* zusammen mit *Cladophora* und *Vaucheria* zeigt. Die Untersuchungen über den Nährstoffbedarf von *Sphaerotilus* (MULDER und VAN VEEN [16]), und die bisherigen noch unsystematischen Beobachtungen an den Rinnen weisen darauf hin, dass das Vitamin B₁₂ die Verteilung ebenfalls beeinflusst.

4.3 ABWASSERGRADIENT UND BIOZÖNOSENAUFBAU

Verschiedene Wasserbeurteilungssysteme betrachten ein Abwasser wie eine einheitliche Substanz und die Selbstreinigung als eine kontinuierliche Verminderung der «Substanz-Konzentration». In diesem Stoffgradienten ordnen sich Organismen oder Organismengemeinschaften gesetzmässig ein. Die biogene Sauerstoffzehrung (BSB₅) wird als ein Mass für die «Abwasser-Konzentration», das heisst für die «biologisch wirksame Substanz» erachtet.

In Modellfliessgewässern mit gleichem Chemismus des Wassers, aber unterschiedlichen hydraulischen Bedingungen erweist sich, dass der Chemismus die Ausbildung der Biozönosen wohl in genereller Art beeinflusst, aber keineswegs eindeutig festlegt (ZIMMERMANN [26]). WUHRMANN [22] hat schon vor längerer Zeit an Vorflutermodellen unter gleichartigen hydraulischen Verhältnissen festgestellt, dass verschiedenen behandelte Abwässer mit gleichem BSB₅ zu Bewuchsgemeinschaften führen, die sich in Dichte, Verhältnis von Phototrophen zu Heterotrophen und Artenzusammensetzung unterscheiden. Das heisst, dass auch unter hydraulisch wohldefinierten und vergleichbaren Bedingungen nichtgiftige Abwässer verschiedener Herkunft bei

gleicher «Konzentration» sehr wohl verschiedenartige Bewuchsgemeinschaften verursachen können.

Nach diesen Beobachtungen an Modellfliessgewässern scheint es in der Natur der Sache zu liegen, dass in Freilandgewässern die Anwendung von biologisch begründeten Wasserbeurteilungssystemen immer wieder zu Schwierigkeiten geführt hat (CASPER und SCHULZ [5], kritische Zusammenstellung der Einwände gegen biologische Gütebeurteilung der Gewässer siehe SLÁDEČEK [19]).

Wuhrmanns Feststellung, dass der BSB₅ des Abwassers den Aufbau einer Biozönose nicht festlegt, wirft auch die Frage auf, ob Abwasserverdünnung und Selbstreinigung zu «identischen» Biozönosen führen können. Ein derartiger Vergleich erfordert die Festlegung der Kriterien, mit welchen ein Mass für die Ähnlichkeit der Biozönosen abzuleiten ist. Grundsätzlich erscheinen uns folgende Vergleichsmöglichkeiten naheliegend:

- a) *Vergleich von Merkmalen der Biozönose, die Rückschlüsse auf den Nährstoffumsatz zulassen.* Dabei sind vor allem jene Organismen zu berücksichtigen, die einen bedeutenden Anteil an der Biozönose und damit wohl auch an ihrer Stoffbilanz haben. Wir können diese Merkmale als die *Makrostruktur der Biozönose* bezeichnen. Sie umfasst die Art der Bodenbildung, die Raumerfüllung durch den Bewuchs, die Wuchsstruktur und die Ernährungsweise (zum Beispiel hetero- und phototroph) der einzelnen Bestandesbildner, sowie die Wachstumsgeschwindigkeit des Bestandes oder seiner einzelnen Teile.
- b) *Vergleich der faunistischen und floristischen Zusammensetzung der Biozönosen,* aus dem evtl. mathematisch formulierbare Ähnlichkeitsbeziehungen ableitbar sind. Ein grosser Teil der Lebewesen, besonders diejenigen von kleinen Dimensionen, ist an sehr spezifische Mikrobiotope gebunden, deren Ausbildung zum Teil von andern Faktoren bedingt wird als jene, welche das Makrobiotop beeinflussen. Der Vergleich wird daher in hohem Masse davon abhängen, nach welchen Kriterien Mikrobiotope ausgewählt werden und ob es dann gelingt, die Frequenz solcher Kleinstandorte für verschiedene Gewässerstellen zu vergleichen.

Eine konsequente Anwendung der angeführten Kriterien liess sich in dieser Untersuchung nicht durchführen. Da unser Interesse primär auf produktionsbiologische Fragen ausgerichtet war, wurde vor allem die Makrostruktur der Biozönosen berücksichtigt. Damit stehen beim Vergleich von 2 Standorten vor allem die wichtigeren Bestandesbildner im Vordergrund, das heisst jene Organismen, die im Kapitel 3.2 behandelt wurden.

Die vier parallel geführten Kanäle können – insofern wir den Belastungsgradienten als ein Kontinuum auffassen – als ein einheitliches, fortlaufendes Fliessgewässer betrachtet werden. Der niedriger belastete Kanal lässt sich als ein Abschnitt des Unterlaufes des höher belasteten verstehen, wobei im Einzelnen nicht genau festgelegt werden kann, ob der Anschluss im oder ausserhalb des Rinnensystems erfolgt (vergleiche Tabelle 2). Es wäre daher zu erwarten, dass mit zunehmender Fliessdistanz in einer höher belasteten Rinne die Biozönosen zusehends dem Anfang der nächst weniger belasteten Rinne ähnlicher werden, weil die Konzentrationsdifferenzen zwischen den Abschnitten abnehmen.

Derartige Konvergenzen im Aufbau der Biozönosen lassen sich aber nicht nachweisen. Wohl treten einzelne Arten im Unterlauf der Rinne 10% AW auf, die im

Oberlauf fehlen, dagegen aber charakteristisch sind für die Rinne 4% AW. Werden jedoch weitere Arten zum Vergleich herangezogen, oder die Struktur der Biozönosen berücksichtigt, sind die Verschiedenheiten zu gross, als dass eine Übereinstimmung des Aufbaus gefolgert werden könnte, die über Ähnlichkeiten sehr genereller Art hinausgeht. Ebenso eindeutig sind Unterschiede zwischen dem Unterlauf der Rinne 4% AW und dem Oberlauf der Rinne 2% AW.

Durch die Selbstreinigung wird nicht allein die gesamte mitgeführte Stoffmenge verändert, sondern auch das Konzentrationsverhältnis der Stoffe verschoben. Jedes chemische Längsprofil eines Flusses stellt derartige Veränderungen für anorganische Stoffe fest. Aus methodischen Gründen sind wir über Verschiebungen im Verhältnis von organischen Komponenten sehr schlecht unterrichtet und können meist nur indirekt darauf schliessen. Ohne Zweifel findet im Rinnenverlauf eine differenzielle Stoffaufnahme und evtl. auch Abgabe statt, die den wachstumsbeeinflussenden Charakter des Mediums verändert. Versuche an den Vorflutermodellen zeigen denn auch (WUHRMANN und Mitarbeiter [24]), dass die einzelnen Komponenten eines Aminosäuregemisches durch ein und denselben Abschnitt verschieden rasch eliminiert werden.

Das Geschehen an oberliegenden Gewässerabschnitten wirkt sich aber nicht nur auf den Chemismus des Wassers aus. Vielmehr werden auch durch Beimpfung, Zufuhr von Abtrieb verschiedenster Art (der als Nahrung und Wohnsubstrat dienen kann), die Eigenschaften des Biotopes entscheidend beeinflusst.

Die verschiedenartigen Veränderungen der freien Wasserwelle durch die oberliegenden Biozönosen lassen sich daher nicht durch eine Verdünnung des eingeleiteten Abwassers reproduzieren. Wie gross die Unterschiede in der Wirkung von verdünntem und durch partielle Selbstreinigung verändertem Abwasser sind, wird in starkem Ausmasse vom Aufbau der Biozönosen abhängen sowie von hydraulischen Bedingungen, die Abschwemmung und Ablagerung der Drift beeinflussen.

5. Zusammenfassung

1. In 200 m langen Fliessgewässermodellen wurde die jahreszeitliche Veränderung der Verteilung der bewuchsaufbauenden pflanzlichen Organismen bei steigender Belastung mit häuslichem Abwasser (0, 2, 4 und 10% bei einem Abfluss von 8 l/sec) untersucht.

Damit wird ein *Gradientenfeld der Belastung* gegeben, das einerseits aus einer *Abwasserverdünnung*, andererseits aus einer fortschreitenden Veränderung von Konzentration und Zusammensetzung des Abwassers durch *Selbstreinigung* entsteht.

2. Die Ausbildung des *Phototrophenbewuchses* zeigt 2 Maxima. Von März bis Juni bei tiefen Wassertemperaturen (zwischen 5 und 10°C) dominieren *Hormidium rivulare* und *Ulothrix zonata*, vom Juli bis etwa Januar oder März bei höheren Wassertemperaturen (zwischen 10 und 18°C) *Cladophora glomerata*, *Vaucheria spec.* und das Moos *Amblystegium riparium*.

3. *Sphaerotilus natans* erreicht das Maximum an Dichte und Ausbreitung im Winterhalbjahr in einem Temperaturbereich von ca. 5 bis 16°C. Der Rückgang von *Sphaerotilus* im Sommerhalbjahr steht in noch ungeklärter Beziehung zu den Be-

lichtungsbedingungen, wobei aber mit grosser Wahrscheinlichkeit verschiedene Faktoren mitbeteiligt sind.

4. Die *Diatomeenverteilung* hängt zum Teil von Veränderungen im Aufbau der Struktur der Biozönosen ab. Für die verschiedenen ökologischen Typen lassen sich verschiedene Verteilungsabläufe nachweisen.

5. Verminderung der Belastung durch Verdünnung des Abwassers führt nicht zu denselben Veränderungen im Aufbau der Biozönosen wie sie von einer Verminderung der Belastung durch Selbstreinigung erzeugt wird.

Die vorliegende Arbeit ist in entscheidender Weise durch die Anregungen von Herrn Prof. Dr. K. Wuhrmann gefördert worden, und ich möchte ihm für seine Unterstützung bei der Ausführung und Bearbeitung der Untersuchung herzlich danken. Unseren Chemikern Fräulein Dr. Fischer und Herrn Dr. Hegi danke ich die chemischen Unterlagen (Tabellen 1 und 2). An unser technisches Personal (vor allem die Herren E. Friedrich, E. Höhn und J. Stäheli) geht meine dankbare Anerkennung für die zuverlässige Wartung der Versuchsanlage.

SUMMARY

1. The seasonal fluctuations of the main components of the vegetation growing in 4 river models have been studied. The channels of a length of 200 m were polluted with 0, 2, 4 and 10% settled sewage from the main sewer of the city of Zürich.

2. The growth of phototrophs shows two maxima: a first one at low water temperatures (between 5 and 10°C) from march to june with dominating *Hormidium rivulare* and *Ulothrix zonata*, and a second one at higher water temperatures (between 10 and 18°C) from july to january or march with mostly *Cladophora glomerata*, *Vaucheria spec.* and the moss *Amblystegium riparium*.

3. *Sphaerotilus* reaches its widest distribution and densest growth in fall and winter (at water temperatures from 16 to 5°C). Reduced growth during the summer is among other factors due to light conditions.

4. The structure of the biocoenosis affects the distribution of the diatoms. Their seasonal fluctuations are, to a large extent, caused by habitat preferences.

5. Diminution of the pollution load by dilution of raw sewage produces not the same effect on the development of a biocoenosis as a pollution decrease by self purification.

LITERATUR

- [1] AMBÜHL, H., *Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Faktor*, Schweiz. Z. Hydrol. 27, 133–264 (1959).
- [2] BLUM, J. L., *Algal Populations in Flowing Waters*, in *The Ecology of Algae*, ed. Tryon and Hartmann, Pymatuning Laboratory of Field Biology, Univ. Pittsburg (1960).
- [3] BUDDE, H., *Die Algenflora des sauerländischen Gebirgsbaches*, Arch. Hydrobiol. 19, 433–520 (1928).
- [4] BUDDE, H., *Die Algenflora der Ruhr*, Arch. Hydrobiol. 27, 559–648 (1930).
- [5] CASPERS, H. und SCHULZ, H., *Weitere Unterlagen zur Prüfung der Saprobiensysteme*, Int. Rev. ges. Hydrobiol. 47, 100–117 (1962).
- [6] DROOP, M. R., *Organic Micronutrients*, in *Physiology and Biochemistry of Algae*, ed. R. A. Lewin, p. 141–159 (Academic Press, New York 1962).
- [7] EICHENBERGER, E., *Ökologische Untersuchungen an Modellfliessgewässern. II. Jahreszeitliche Veränderungen der Biomassebildung bei verschiedenen Abwasserbelastungen*, Schweiz. Z. Hydrol. 29 (1967).
- [8] ELLENBERG, H., *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in kausaler, dynamischer und historischer Sicht*, 943 S. (Ulmer, Stuttgart 1963).

- [9] FJERDINGSTAD, E., *Pollution of Streams Estimated by Benthic Phytomicro-Organisms. I. A Saprobity System Based on Communities of Organisms and Ecological Factors*, Int. Rev. ges. Hydrobiol. 49, 63–131 (1964).
- [10] FJERDINGSTAD, E., *Taxonomy and Saprobic Valency of Benthic Phytomicro-Organisms*, Int. Rev. ges. Hydrobiol. 50, 475–604 (1965).
- [11] HARTMAN, R. T., *Algae and Metabolites of Natural Waters*, in *The Ecology of Algae*, ed. C. A. Tryon and R. T. Hartman. Pymatuning Laboratory of Field Biology, Univ. Pittsburg (1960).
- [12] HORNUNG, H., *Floristisch-ökologische Untersuchungen an der Echaz unter besonderer Berücksichtigung der Verunreinigung durch Abwässer*, Arch. Hydrobiol. 55, 52–126 (1959).
- [13] JAAG, O., *Die Kryptogamenflora des Rheinfalls und des Hochrheins von Stein bis Eglisau*. Mitt. naturf. Ges. Schaffhausen 14, 1–158 (1938).
- [14] LIEBMANN, H., *Handbuch der Frisch- und Abwasserbiologie*, 2. Aufl. (Oldenbourg, München 1962).
- [15] LIMANOWSKA, H., *Die Algenflora der Limmat vom Zürichsee bis unterhalb des Wasserwerkes*, Arch. Hydrobiol. 7, 1–149 (1911/12).
- [16] MULDER, E. G. und VAN VEEN, W. L., *Investigations on the Sphaerotilus-Leptothrix Group*, Antonie van Leeuwenhoek, 29, 121–153 (1963).
- [17] PROVASOLI, L., *Micronutrients and Heterotrophy as Possible Factors in Bloom Production in Natural Waters*, R. A. Taft San. Eng. Center, Cincinnati, Techn. Report W 61, Fasc. 3, 48–56 (1961).
- [18] ROUND, F. E., *The Biology of Algae* (Arnold, London 1965).
- [19] SLÁDEČEK, V., *The Future of the Saprobity System*, Hydrobiologia, 25, 518–537 (1965).
- [20] SODERSTRÖM, J., *Studies in Cladophora*, Botanica gotheburgensia, 147 S. (Göteborg 1963).
- [21] TAKATA, R., OGUNI, Y. and KAMIKUBO, T., *Activated Sludge as a Source of Vitamin B₁₂. (VI). Seasonal Variation of Vitamin B₁₂ Content in Activated Sludge* (japanisch mit englischer Zusammenfassung), Vitamins 10, 459–461 (1956).
- [22] WUHRMANN, K., *Über die biologische Prüfung von Abwasserreinigungsanlagen*, Gesundheits-Ingenieur 72, 1–9 (1951).
- [23] WUHRMANN, K., *River Bacteriology and the Role of Bacteria in Self-Purification of Rivers*, in *Principles and Applications in Aquatic Microbiology*, ed. Heukelekian and Dondero p. 167–192 (Wiley 1964).
- [24] WUHRMANN, K., EICHENBERGER, E., KRÄHENBÜHL, H. und RUCHTI, J., *Modelluntersuchungen über die Selbstreinigung in Fliessgewässern*, Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. 16 (in press) (1965).
- [25] WUHRMANN, K., RUCHTI, J. und EICHENBERGER, E., *Quantitative Experiments on Self-Purification with Pure Organic Compounds*, Third Int. Conf. on Water Pollution Research. (1966).
- [26] ZIMMERMANN, P., *Experimentelle Untersuchungen über die ökologische Wirkung der Strömungsgeschwindigkeit auf die Lebensgemeinschaften des fliessenden Wassers*, Schweiz. Z. Hydrol. 24, 1–81 (1961).