

Aus dem Institut für Mikrobiologie, Wasser- und Abfalltechnologie der Technischen Universität Graz

Die ökologischen Verhältnisse in unterschiedlich alten Mur-Stauräumen (Steiermark)

Von Walter FLAK, Karl STUNDL und Günther TEWAGNER

Mit 10 Abbildungen (im Text)

Eingelangt am 15. März 1979

Zusammenfassung

In einem Zeitraum von 2 Jahren wurden die Stauräume nördlich und südlich von Graz in biologischer und chemisch-physikalischer Hinsicht untersucht. Wegen des großen Arbeitsaufwandes wurde die ältere, seit 30 bis 50 Jahren bestehende Stauraumgruppe nördlich von Graz gesondert von der 4–14 Jahre alten Stauraumkette südlich von Graz bearbeitet.

In den älteren Stauräumen, vor allem in Pernegg und Mixnitz, hat sich seit Jahren ein Gleichgewicht zwischen Sedimentation und Erosion ausgebildet. Weitere Anlandungen erfolgen nur sehr langsam. Durch die bisherigen Ablagerungen wurden die Stauraumprofile so weit eingeengt, daß in den Stauräumen immer eine deutliche Strömung vorhanden ist, wodurch auch die Sedimentoberfläche besser mit Sauerstoff versorgt und der Sauerstoffeintrag erhöht wird. Litoral und Benthal weisen daher das ganze Jahr über eine nahezu konstante Besiedlung auf. Die Fauna des Gewässergrundes besteht hauptsächlich aus Chironomidenlarven, Tubificiden und Hirudineen, wobei erstere durch die fehlende Konkurrenz anderer Arten und das reiche Nährstoffangebot große Individuendichten erreichen.

Tubificiden und Chironomidenlarven nehmen täglich große Mengen des Sediments als Nahrung auf und wandeln die verwertbaren Anteile der organischen Verbindungen in Körpersubstanz um. Sie leisten damit einen wichtigen Beitrag zur Erhaltung des biologischen Gleichgewichts, das sich in diesen Stauräumen gebildet hat.

Charakteristisch für den stabilen Zustand der Stauräume nördlich von Graz ist auch das verhältnismäßig geringe Sauerstoffdefizit, das an keiner Entnahmestelle größer als 6 mg/l war. Der absolute Sauerstoffgehalt sank auch in den Sommermonaten niemals unter 3,5 mg/l.

In den Stauräumen Gralla und Gabersdorf ist der Stabilisierungsprozeß noch nicht abgeschlossen. Da weit mehr Feststoffe in die Stauräume gelangen als die Hochwässer ausräumen, wird ein großer Teil des Stauraumvolumens dadurch aufgelandet.

Die in den abgelagerten Sedimenten auftretenden starken Faulvorgänge bewirken in der wärmeren Jahreszeit zeitweise völligen Sauerstoffschwund, und im Zusammenhang damit nimmt die Zahl der schlammbewohnenden Organismen stark ab.

Eine Verringerung des Sauerstoffgehaltes und einiger anderer Parameter wurde festgestellt, wegen der kurzen Aufenthaltszeit des Murwassers in den Stauräumen erfolgt aber kein nennenswerter Reinigungseffekt im Sinne einer Flußkläranlage.

Zum Vergleich wurden auch Stauräume der Enns einmalig untersucht, um die Auswirkungen des Aufstaus eines unbelasteten Fließgewässers auf die chemischen und biologischen Verhältnisse zu erfassen.

1. Einleitung und Problemstellung

Zur Deckung des Energiebedarfs wurde in der Mur bereits vor etwa 50 Jahren mit der Errichtung von Stauräumen begonnen, die entsprechend der damals üblichen Bauweise als Kanalkraftwerke ausgestaltet sind, bei denen vom Stauwehr durch einen Oberwasserkanal die benötigte Wassermenge dem Kraftwerk zugeführt wird, während über die zwischen Stauwehr und Kraftwerkslauf liegende Flußstrecke die Überwässer abgeführt werden. In diesem Flußbereich verringert sich daher bei Niedrigwasser die

Durchflußmenge fast bis zum Trockenfallen, was eine Beeinträchtigung für die Lebewesen dieser Flußstrecke bedeutet. Stauräume dieser Bauart haben die Kraftwerke Dionysen (Inbetriebnahme 1944), Pernegg (Betriebsbeginn 1927), Mixnitz-Laufnitzdorf (Betriebsbeginn 1931) und Lebring (Inbetriebnahme 1910).

Im Zuge der intensivierten Energienutzung wurden seit 1964 in der südlich von Graz gelegenen Murstrecke mehrere Kraftwerke in einer anderen Bauweise errichtet. Bei diesen „Laufkraftwerken“ bilden Kraftwerk und Stauwehr einen einheitlichen Baukörper, die Strecke des alten Flußbettes zwischen Stauraum und Kraftwerksauslauf mit unterschiedlicher Wasserführung fällt hier weg. In dieser Art wurden die Kraftwerke in Gralla (Inbetriebnahme 1964), Gabersdorf (1974) und Obervogau (1977) errichtet, und so ist auch das künftige Kraftwerk Spielfeld geplant (Abb. 1, Lageplan).

Die durch den Gewässeraufstau bedingten Veränderungen der ökologischen Bedingungen in den Murstauräumen von Mixnitz und Pernegg wurden bereits vor längerer Zeit untersucht (STUNDL 1961 a, b) und dabei der Einfluß der verringerten Fließgeschwindigkeit auf die physikalisch-chemischen Eigenschaften des gestauten Flußwassers festgestellt. Die wesentlichste Veränderung durch die Abnahme der Fließgeschwindigkeit war die Verringerung der Schwebstoffmenge, deren Ausmaß durch Langzeituntersuchungen erfaßt und auch von MOOSBRUGGER 1961 beschrieben wurde.

Die Veränderungen der chemischen Zusammensetzung waren demgegenüber nicht so stark, nur eine Abnahme des Gehaltes der gelösten Eisenverbindungen und des gelösten Sauerstoffes ist deutlich feststellbar.

Den Anstoß zu diesen Untersuchungen gab die Frage, ob und in welchem Ausmaß die Entfernung der Sedimente aus den Stauräumen nötig und möglich sei, da Stauräumspülungen gelegentlich zur Verschlammung von Oberwasserkanälen der Industriebetriebe und auch zur Schädigung des Fischbestandes in der Mur geführt hatten. Weiters sollte geprüft werden, ob in den Stauräumen eine Verbesserung des Wassercharakters erfolgt und wenn, wie hoch diese Reinigungsleistung ist.

Die besonderen Eigenschaften der Biotope dieser Stauräume konnten damals nur orientierend erfaßt werden, es zeigte sich aber dabei entgegen früheren Ansichten, daß eine sehr individuenreiche, aber artenarme Biocönose entsprechend den extremen ökologischen Bedingungen vorhanden war. Bei Errichtung der Stauräume Mixnitz-Laufnitzdorf und Pernegg herrschte die Meinung, da auch schon damals die Mur abwasserbelastet war, es würden sich die Stauräume zu abiotischen Zonen entwickeln, und es wurde deshalb auch auf die Errichtung von Fischpässen verzichtet. Die Entwicklung verlief anders als erwartet, und in diesen Stauräumen entwickelte sich später ein recht guter, im wesentlichen aus Cypriniden bestehender Fischbestand.

Bei den Jahrzehnte später errichteten neuen Stauräumen südlich von Graz konnten zunächst auch nur die chemisch-physikalischen Eigenschaften des gestauten Murwassers und die Veränderung seiner Zusammensetzung erfaßt werden (STUNDL 1972).

Da hier vor allem die Sauerstoffverhältnisse andere waren als in den schon lange bestehenden Stauräumen Pernegg und Mixnitz-Laufnitzdorf, schien es wesentlich, die Verhältnisse in den verschiedenen alten Stauräumen miteinander zu vergleichen und hier neben chemisch-physikalischen Feststellungen die Wirkung der durch den Stau beeinflussten Gewässerverhältnisse auf die Lebensgemeinschaft der Makrofauna des Litorals näher zu untersuchen.

Durch das Entgegenkommen der STEWEAG, der dafür an dieser Stelle besonders gedankt sei, war es möglich, die beiden Stauraumgruppen auch in dieser Hinsicht zu untersuchen. Durch Beistellung von Booten, Hilfspersonal und Arbeitsplätzen in einem Betriebslabor konnten diese Arbeiten über zwei Jahre durchgeführt und dabei zahlreiche Erkenntnisse gewonnen werden.

Wegen des großen Arbeitsaufwandes wurden zwar in allen Stauräumen physika-

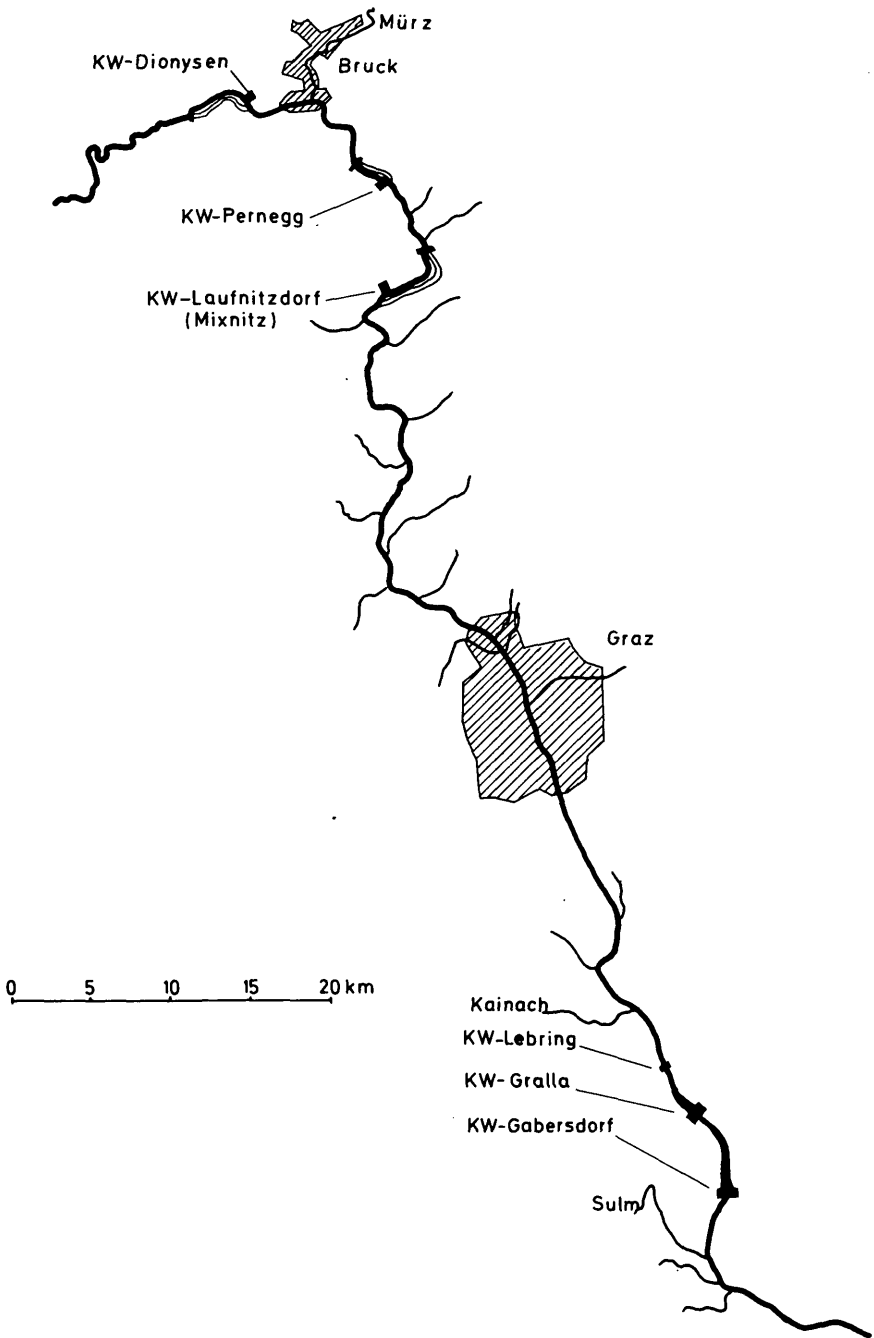


Abb. 1: Lageplan der Stauräume.

lich-chemische Bestimmungen durchgeführt, biologische Untersuchungen aber nur in einem Stauraum der beiden Gruppen. Für die Gruppe nördlich von Graz wurde dafür der Stauraum Mixnitz, für die südlich von Graz gelegene der Stauraum Gralla ausgewählt.

Das umfangreiche Beobachtungsmaterial ist in den Dissertationen der beiden Bearbeiter FLAK 1978 und TEWAGNER 1979 enthalten. Eine konzentrierte Darstellung ihrer Ergebnisse erfolgt in den folgenden Abschnitten, wobei jeder der beiden Untersucher bei dem von ihm bearbeiteten Teil dieser Veröffentlichung angeführt ist. Die Diskussion der Ergebnisse hingegen ist eine Gemeinschaftsarbeit.

Die Fragestellung der beiden Arbeiten umfaßte zunächst die Feststellung der möglichen Veränderungen in einem abwasserbelasteten Stauraum innerhalb längerer Zeiträume, die im vorliegenden Fall etwa 50 Jahre betragen, weiters den Einfluß jahreszeitlicher Unterschiede auf die Zusammensetzung der Biocönosen und der ökologischen Faktoren in derartig extremen Biotopen.

Es sollten auch die Untersuchungsergebnisse eine Beurteilung der generellen Stellungnahme von LIEBMANN 1954, 1960 ergeben, daß nämlich in einem Fließgewässer, dessen Wassergüte unter Güteklasse II liegt, wegen der zu erwartenden Schwierigkeiten im Sauerstoffhaushalt, der vermehrten Sedimentanhäufung und der dabei entstehenden Faulschlammabildung keine Kraftwerke errichtet werden sollen.

Vor dem Bau der neuen Stauräume südlich von Graz entstand eine heftige Diskussion über die Frage, ob bei der zu erwartenden Veränderung des Gewässerzustandes durch den Aufstau der stark belasteten Mur auch die Kraftwerkserrichter zur Beitragsleistung für Sanierungsmaßnahmen durch den Bau von Kläranlagen herangezogen werden sollten. Einen Beitrag dazu liefern orientierende Untersuchungen an nicht durch Abwassereinleitung beeinträchtigten Stauräumen der Enns, über deren Ergebnisse im Abschnitt 6 berichtet wird.

2. Methodik

Die Arbeitsweisen der chemisch-biologischen Untersuchungen waren an allen Entnahmestellen gleich. Zur Feststellung der Gewässerbelastung durch gelöste Anteile dienten die folgenden Beurteilungsparameter:

KMnO₄-Verbrauch nach DEV (DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN 1960–1971)

Chemischer Sauerstoffbedarf CSB nach LEITHE 1972

Calciumsulfolignine nach HUHNS 1964

Sofort-Sauerstoffgehalt und Sauerstoffzehrung nach WINKLER (DEV)

Ammonium nach DEV

Orthophosphat (PO₄³⁻) nach HÖLL 1968

Elektrische Leitfähigkeit nach DEV

Schwebestoffe als Trockensubstanz (TS) nach DEV.

Zur Beurteilung der biologischen Verhältnisse wurden vor allem die Organismen der Makrofauna des Litorals herangezogen und als Bestimmungsliteratur BRAUER, 1909–1912, ENGELHART 1974, HENNIG 1950, HUBER-PESTALLOZI 1972 und PASCHER 1913 verwendet.

3. Die Stauraumgruppe nördlich von Graz

(Bearbeitet von W. FLAK)

Die nördlich von Graz gelegene Stauraumgruppe besteht aus den Stauseen Dionysen, Pernegg und Mixnitz. Unter diesen bilden Pernegg und Mixnitz eine Stauraumfol-

ge, während der Stausee bei Dionysen in einer längeren freien Fließstrecke errichtet ist. Die Stauräume wurden in den Jahren 1925–1944 errichtet und haben Stauhöhen von 6,3 bis 11,8 m (Stau Pernegg). Das Ausmaß der Wasseroberfläche liegt zwischen 40 und 60 ha.

Die biologischen und chemisch-physikalischen Untersuchungen wurden in den Jahren 1976 bis 1978 allmonatlich durchgeführt.

3.1. Chemische Untersuchungen

3.1.1. Orthophosphatgehalt in den Murstauräumen Dionysen, Pernegg und Mixnitz

Die Orthophosphatgehalte in den Stauseen bewegten sich in beiden Untersuchungsjahren zwischen 0,02 und 0,8 mg/l. Durch die Belastung der Mur mit häuslichen und industriellen Abwässern liegen diese Werte beträchtlich über der kritischen Konzentration, ab der Eutrophierungserscheinungen auftreten. Extreme Phosphatgehalte wurden aber nicht gefunden. Im zweiten Untersuchungsjahr wurde an allen Entnahmestellen eine Verminderung der Konzentrationen festgestellt. Die Abnahme lag zwischen 20 und 35%. Die deutlichste Verringerung des PO_4^{3-} -Gehaltes zeigte die Stauwurzel des Stauraumes Pernegg, was vermutlich auf die Reinigung von häuslichen Abwässern durch die neuerrichteten Kläranlagen des Mürzverbandes, die zum Großteil im Untersuchungsjahr 1977 ihre Tätigkeit aufnahmen, zurückzuführen ist. Erhöhter Phosphatgehalt stellt ein ziemlich sicheres Indiz für fäkale Verunreinigungen dar.

Beim Durchsatz des Murwassers durch die Stauräume wurde keine Veränderung des Phosphatgehaltes beobachtet.

3.1.2. Ammoniumgehalt in der Stauraumgruppe Dionysen, Pernegg und Mixnitz

Der NH_4^+ -Gehalt der Stauseen lag zwischen 0,2 und 4,6 mg/l. Der absolute Höchstwert von 4,6 mg/l wurde allerdings nur einmal im Stauraum Dionysen unterhalb des Abwassereinlasses einer Zellstoffabrik gefunden.

Ebenso wie bei den Phosphatmessungen, konnte auch beim Ammoniumgehalt im Untersuchungsjahr 1977 eine deutliche Abnahme festgestellt werden. Diese lag zwischen 9 und 42%. Die höchste Konzentrationsverminderung wurde im Stauraum Dionysen vor dem Wehr gefunden.

Im Gegensatz zu den Phosphatkonzentrationen nahm der Ammoniumgehalt bei der Passage der Stauraumfolge Pernegg und Mixnitz deutlich ab. Die durchschnittliche Differenz, von der Stauwurzel Pernegg bis zur Wehranlage des Stausees Mixnitz, betrug 1976 31% und 1977 23%. Vermutlich wird ein Teil des Ammoniums im Staubereich zu Nitrit und Nitrat oxidiert.

3.1.3. Sauerstoffmilieu der Stauräume Dionysen, Pernegg und Mixnitz

Die Sauerstoffgehalte der Murstauseen bewegten sich in den beiden Untersuchungsjahren, je nach Jahreszeit und Entnahmestelle, zwischen 3,3 und 11,8 mg/l. Das entspricht O_2 -Sättigungswerten von 27,8 bis 91,5%. Meist wurden jedoch Konzentrationen von 7–8 mg/l gefunden. Die im Vergleich dazu höheren Sauerstoffspannungen an der Stauwurzel des Stauraums Dionysen werden durch die im Bereich der Stauraummitte eingeleiteten Abwässer einer Zellstoffabrik und die damit gesteigerte O_2 -Zehrung wieder auf den Durchschnittsgehalt der übrigen Entnahmestellen reduziert.

Der O_2 -Gehalt nahm in der Stauraumfolge Pernegg-Mixnitz durchschnittlich um

0,2 mg/l ab. Da in den Stauräumen sauerstoffverbrauchende Abbauvorgänge stattfinden, ist dieser Betrag als sehr gering anzusehen.

Die von UHLMANN 1975 geforderte minimale Sauerstoffspannung eines Gewässers von 3–5 mg/l wurde in den beiden Untersuchungsjahren nur selten unterschritten.

Eine Sauerstoffabnahme in den Tiefwasserbereichen der Stauseen von mehr als 0,4 mg gegenüber der Oberfläche wurde ebenfalls nicht gefunden.

3.1.4. Erfassung der gelösten organischen Substanzen durch den KMnO_4 -Verbrauch und den CSB

Der Kaliumpermanganatverbrauch (PV) lag in den drei Stauräumen durchschnittlich zwischen 118 und 280 mg/l. Der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) bewegte sich zwischen 49 und 151 mg/l. Wie eigene Korrelationsanalysen ergaben, zeigen beide Parameter bei relativ geringer organischer Belastung eine gute Übereinstimmung. Bei höherer organischer Verschmutzung ergeben sich in steigendem Maß Divergenzen, was vermutlich auf die unvollständige Erfassung einiger organischer Verbindungen durch den PV zurückzuführen ist.

Beide Methoden ergaben im 2. Untersuchungsjahr eine deutliche Abnahme der organischen Belastung im Stauraum Dionysen (19–28%). In der Stauraumkette Pernegg und Mixnitz änderten sich die beiden Parameter nur unwesentlich und lagen im Schnitt sogar um etwa 5% höher als im Jahr 1976. Die Abnahme des chemischen Sauerstoffbedarfs und des PV im Staubereich der Stauräume Pernegg und Mixnitz betrug in beiden Jahren etwa 6%.

3.1.5. Biochemischer Sauerstoffbedarf

Der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB_2) bewegte sich zwischen 5 und 15 mg/l. Beide Extremwerte finden sich im Stausee Dionysen. Im Gegensatz zu CSB- und PV-Messungen nahm der BSB_2 im zweiten Untersuchungsjahr an sämtlichen Entnahmestellen um 12–28% ab. Der BSB gibt einen Hinweis auf den biologisch leicht abbaubaren Anteil der gelösten organischen Substanzen. Da häusliche Abwässer im allgemeinen biologisch leicht abzubauen sind, wird die Abnahme des biochemischen Sauerstoffbedarfes im Jahr 1977 vermutlich durch die Erfassung und Reinigung der Siedlungsabwässer in den Kläranlagen des Mürzverbandes verursacht.

3.1.6. Schwebstoffgehalt der Murstauräume

Die Mur transportiert als Vorfluter vieler Industriebetriebe eine beträchtliche Schwebstofffracht, die zum Teil in den Stauseen abgelagert wird. Hiermit haben die Stauräume auch die Funktion von Absetzdecken und verringern die Schwebstofffracht des Flusses. Allerdings unterbleibt, zum Unterschied zu Kläranlagen, die Entfernung des anfallenden Schlammes.

Bei den zweijährigen Untersuchungen wurde in den Stauseen ein durchschnittlicher Schwebstoffgehalt von 6–13 mg/l gefunden. Der Schwebstoffgehalt verminderte sich bei der Passage der Stauräume Pernegg und Mixnitz um etwa 35%. Die Abnahme im Stauraum Pernegg, dem ersten Glied der Kette, betrug ungefähr 8%. Das ist ein Hinweis auf eine relativ starke Durchströmung des Stausees.

3.2. Biologische Untersuchungen

Die Lebensgemeinschaften eines Gewässers geben in ihrer art- und mengenmäßigen Zusammensetzung die ökologische Antwort auf den Zustand bzw. jede Verände-

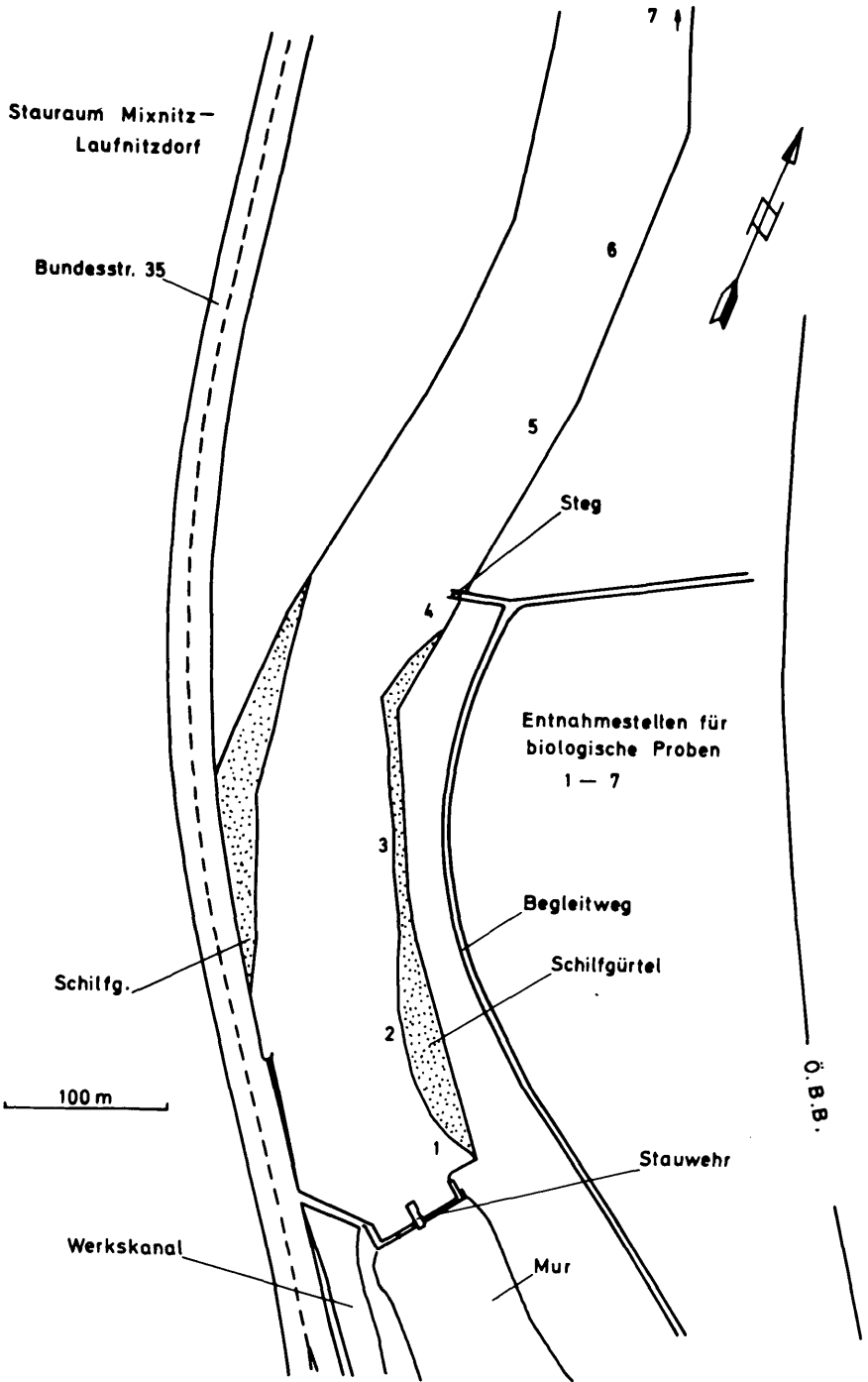


Abb. 2: Untersuchungsbereich im Stauraum Mixnitz-Laufnitzdorf.

zung ihrer Umwelt. Im Unterschied zu rein chemischen Untersuchungen, die meist nur Stichprobencharakter besitzen, gibt die Beobachtung von Biocoenosen (Lebensgemeinschaften) gute Einblicke in längerfristige ökologische Veränderungen des Gewässers, da die Organismen nur langsam auf unterschiedliche Umwelteinflüsse reagieren. Die Entnahmestellen für die biologischen Proben sind in Abb. 2 angegeben.

Für quantitative Untersuchungen wurden die immer in vergleichbaren Individuenzahlen auftretenden Bodenorganismen des Benthals (Gewässergrundes) herangezogen. Die Benthalsproben wurden mit einem Schlammgreifer entnommen und nach dem Sieben ausgezählt. Die Auszählung erfaßte Zuckmückenlarven (Chironomidae), Schlammröhrenwürmer (Tubificidae) und Egel (Hirudineae). Im zweiten Untersuchungsjahr fanden sich in fast allen Proben auch Süßwasserschnecken und -muscheln sowie einige Kleinkrebse (Asellidae).

Der bei weitem zahlreichste Vertreter des Zoobenthos war der Oligochaet *Tubifex tubifex*. Dieser kam in allen untersuchten Schlammproben am häufigsten vor. Ein Mittelwert, bezogen auf den gesamten Staubereich in beiden Untersuchungsjahren, ergab eine durchschnittliche Besiedlungsdichte von 840 Tubificiden pro dm^2 . Das sind nach einer Überschlagsrechnung ungefähr 50 t Wurmmasse im Stausee. Der absolute Höchstwert wurde im August 1976 mit 6130 Exemplaren/ dm^2 ermittelt. Die Populationsdichte von *Tubifex tubifex* war aber nicht in allen Bereichen der Stauseen gleich, sondern wies deutliche Zonierungen auf. Die Dichte der Besiedlung nimmt vom Wehr in Richtung Stauwurzel langsam zu und erreicht ungefähr in der Mitte der Stauräume ein deutliches Maximum Abb. 3. Ab der Stauraummitte nimmt die Anzahl der Individuen sehr schnell wieder ab und weist bald ähnliche Werte wie vor dem Maximum auf. Bis zur Stauwurzel bleibt ihre Anzahl nun in der gleichen Größenordnung. Die Untersuchung des Bodenschlammes zeigte, daß Tubificiden offenbar dort optimale Bedingungen vorfinden, wo gröbere Anteile schon durch vorherige Sedimentation ausgeschieden und nicht mehr vorhanden sind, die feinsten organischen Substanzen aber noch als Schwebstoffe abtransportiert werden.

Die zahlenmäßig zweitstärkste Gruppe im benthischen Schlamm der Stauseen sind Insektenlarven der Familie Chironomidae (Zuck- und Schwarmmücken), vertreten durch zwei Unterfamilien, die sich durch verschiedene Sauerstoffansprüche und die Färbung der Atmungspigmente unterscheiden. Auch die Chironomiden zeigen unterschiedliche Besiedlungsdichten in den Stauräumen, jedoch nicht so deutlich ausgeprägt wie die Tubificiden.

Beide Tierfamilien, Tubificiden und Chironomiden, legen weitverzweigte Wohnröhren an. Durch rhythmische Körperbewegung der Tiere strömt ständig Wasser durch diese Systeme und belüftet so den Bodenschlamm. Dadurch wird ein anaerober Abbau des Schlammes weitgehend verhindert und das Entstehen von Faulgasen stark eingeschränkt. Ein Aufschwimmen von Teilen des Bodenschlammes und die damit verbundene Geruchsbelästigung wurden in beiden Untersuchungsjahren auch kaum beobachtet.

Eine wichtige Folge des Stoffumsatzes der benthischen Organismen ist die Beseitigung der organischen Substanz durch ihre Freßtätigkeit. Nach UHLMANN 1975 kann bei einer durchschnittlichen Besiedlungsdichte von 100 000 Tubificiden pro m^2 mit einer Eliminierung von 5 g organischer Substanz (OS)/ m^2 und Tag gerechnet werden. Das ergibt z. B. für den Stauraum Mixnitz überschlagsmäßig 2t OS, die täglich allein von den Tubificiden beseitigt werden.

Der Tubificidenanteil der Schlammfauna zeigte keine jahreszeitlichen Schwankungen. Bei völligem Sauerstoffschwund durch übermäßige Zehrungsvorgänge wäre ein Abwandern der Tiere zu beobachten gewesen (TEWAGNER 1979). Dies ist ein Hinweis auf den stabilen Gleichgewichtszustand, den die länger bestehende Stauraumgruppe nördlich von Graz offenbar erreicht hat.

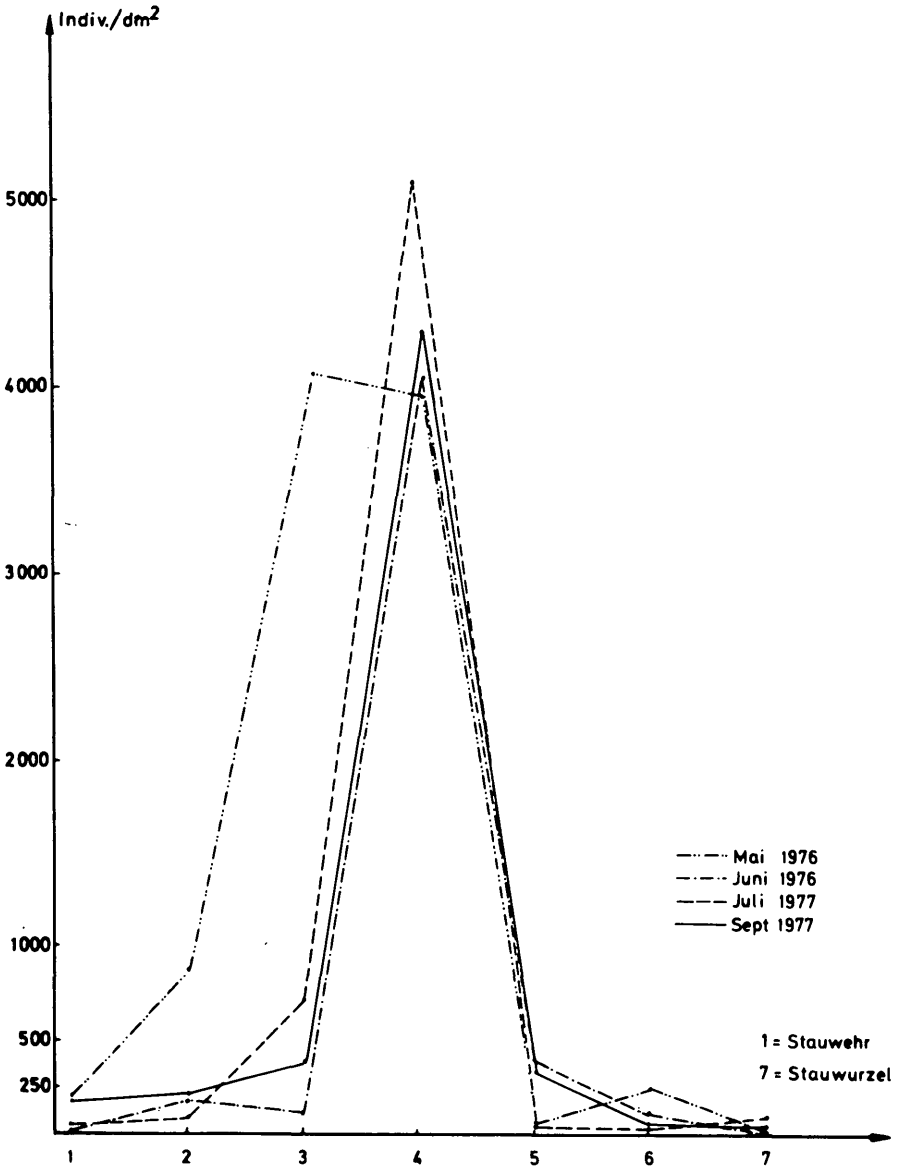


Abb. 3: Verteilung der Tubificiden im Stauraum Mixnitz-Laufnitzdorf.

Bei der quantitativen Erfassung der Chironomidenlarven wurde, je nach der Färbung der Atmungspigmente, zwischen „roten“ (hämoglobinhaltigen) und „grünen“ (hämoglobinfreien) Larven unterschieden (vgl. Abb. 8, 9). Das zahlenmäßige Verhältnis der zusammen auftretenden Larvenformen zeigte einen Zusammenhang zum jahreszeitlich schwankenden Sauerstoffgehalt der Stauseen. Bei niederen Sauerstoffgehalten in den Sommermonaten dominieren die roten Larven, bei relativ hohen Sauerstoffspan-

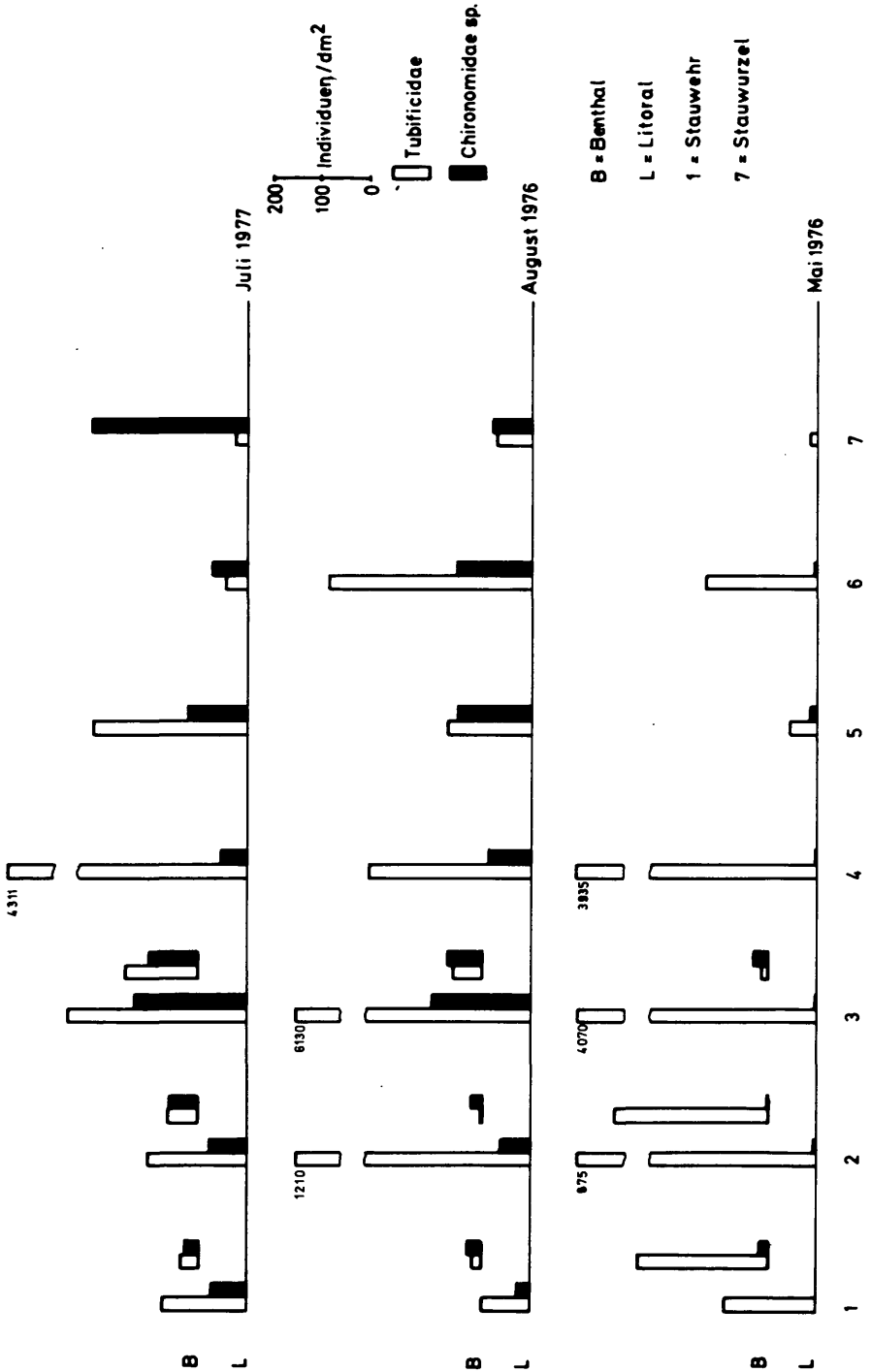


Abb. 4: Verteilung der Organismenbesiedlung im Stauraum.

nungen in der kühleren Jahreszeit wurden hauptsächlich grüne Larven in den Proben gefunden. Ein Zusammenleben von Unterfamilien mit unterschiedlichen O₂-Ansprüchen erscheint durchaus denkbar.

Massenvorkommen von Chironomiden, wie sie in der nördlich von Graz gelegenen Stauraumgruppe gefunden wurden (Abb. 4), liefern einen Hinweis darauf, daß ein Mindestsauerstoffgehalt von 2 mg/l über eine längere Zeitspanne nicht unterschritten wurde. (ZÄHNER 1965).

Die dritte, regelmäßig im Zoobenthos vorkommende Gruppe, waren Egel der Gattung *Herpobdella*. Im Gegensatz zu den Massenvorkommen der Tubificiden und Chironomiden kommen Hirudineen allerdings relativ selten vor. Die größte Anzahl in der Greiferprobe betrug 19 Individuen/dm² und wurde im Mai 1976 gefunden. Die Egel traten bevorzugt im Stauraumdrittel vor dem Wehr auf.

Die Zotten des „Abwasserpilzes“ *Sphaerotilus natans*, wie dieses Fadenbakterium fälschlicherweise oft bezeichnet wird, wurden quantitativ unter dem Mikroskop untersucht. Zwischen den Pilzflocken fand sich eine Lebensgemeinschaft, die hauptsächlich aus Wimpertierchen und Rädertierchen bestand. Insgesamt ergab sich das Bild einer typischen Biocoenose der Wassergüteklasse III-IV und IV.

Im Untersuchungsjahr 1976 muß die Gewässergüte im Stauseebereich nach den gefundenen Biocoenosen mit IV angegeben werden. Durch das Auftreten von einigen Leitformen der Güteklasse III verschiebt sich die Einstufung im 2. Untersuchungsjahr eher zur Güteklasse III-IV.

Die biologischen Untersuchungen haben ergeben, daß die nördlich von Graz gelegenen Stau keine Verminderung der Besiedlung im Vergleich mit der freien Flußstrecke aufweisen und mit ihrer tierischen Besiedlung einen wichtigen Beitrag zur Eliminierung der organischen Belastung leisten.

4. Die Stauraumgruppe südlich von Graz

(Bearbeitet von G. TEWAGNER)

Die physikalisch-chemische Untersuchung wurde während dieses zweijährigen Untersuchungszeitraumes (Jänner 1976 bis Jänner 1978) an den beiden neuerrichteten Stauräumen Gralla und Gabersdorf sowie an dem schon länger bestehenden Stauraum Lebring durchgeführt. Obwohl dieser ältere Stauraum im Verhältnis zu den übrigen Stauen als ein kleiner Stau bezeichnet werden kann, mußte er bei der physikalisch-chemischen Untersuchung mitberücksichtigt werden, da hier bereits durch Sedimentationsvorgänge eine Vorklärung des Flußwassers stattfindet. Während die Stauräume Gralla und Gabersdorf Rückstaulängen von 2 bis 3 Kilometern bei einer Tiefe bis zu 10 Metern aufweisen, beträgt die Staulänge von Lebring etwa 500 Meter, bei einer Tiefe von kaum 3 Metern. Die Proben für die physikalisch-chemische Untersuchung wurden in monatlichen Abständen, möglichst bei niedriger Wasserführung der Mur, an der Stauwurzel (Wasseroberfläche) und im Bereich der Staumauern entnommen:

Stauwand: Lebring: Oberfläche, 3 m Tiefe

Gralla: Oberfläche, 3 m Tiefe, 5 m Tiefe

Gabersdorf: Oberfläche, 3 m Tiefe, 6 m Tiefe.

Bei der biologischen Untersuchung wurde besonders der Stauraum Gralla berücksichtigt, während der Stauraum Gabersdorf meist nur stichprobenartig untersucht wurde. Im Stauraum Lebring konnten keine biologischen Proben entnommen werden, da während des Untersuchungszeitraumes Baggerarbeiten durchgeführt wurden. Die Proben wurden im Litoral des Stauräumes Gralla an 4 bis 6 festgelegten Entnahmebereichen zwischen Stauwand und Stauwurzel, oft an beiden Ufern, genommen (Abb. 5). Die

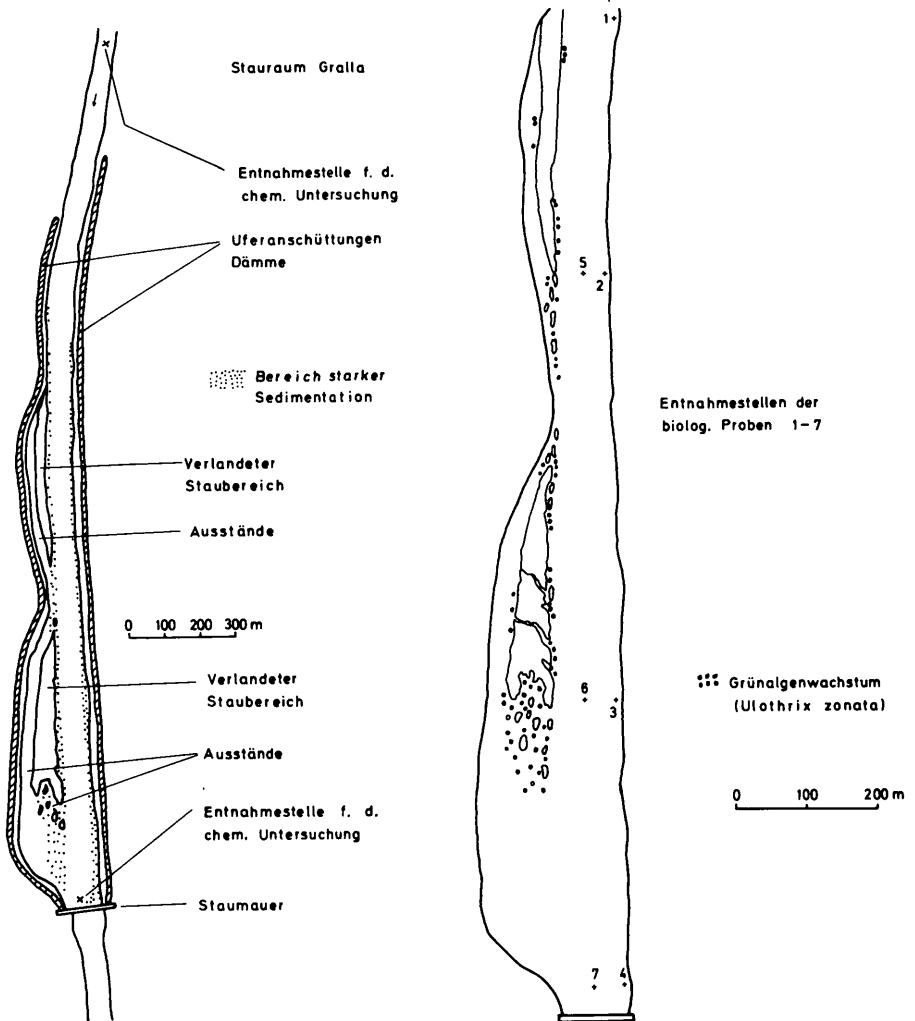


Abb. 5: Anlandungen und Besiedlung im Stauraum Gralla.

Entnahme der Benthalfauna (Benthos) geschah in der Mitte dieses Staues im Tiefenbereich, an drei hintereinanderliegenden Stellen. Der neuerrichtete Stauraum Obervogau konnte in die Untersuchung noch nicht einbezogen werden, da er erst gegen Ende dieser Untersuchung fertiggestellt wurde.

4.1. Physikalisch-chemische Untersuchung

4.1.1. Temperatur

Durch die Verlangsamung der Strömungsgeschwindigkeit in dieser Stauraumkette erwärmt sich das Wasser auf dieser Fließstrecke rascher. Im Sommer liegt die Wasser-

temperatur des Stauraumes Gabersdorf auch in der Tiefe bis zu 2° C über den Temperaturen des Stauraumes Lebring. Im Winter, wenn die kalorischen Kraftwerke Voitsberg und Werndorf ihren Betrieb aufnehmen, bewirkt die langsame Strömung eine Abgabe der eingebrachten Wärme dieser Kraftwerke. Auf der Fließstrecke Lebring-Gralla nimmt daher die Wassertemperatur leicht ab. Im Stauraum Gabersdorf kann aber eine intensive Sonneneinstrahlung auch im Winter zu einer Temperaturerhöhung führen. Durch die Erwärmung des Murwassers im Winter bleiben die Stauräume durchwegs eisfrei.

Die niedrigste Temperatur lag bei 1,7° C, die höchste bei 19,9° C. Während der kühleren Jahreszeit (November bis April) betrug die mittleren Wassertemperaturen 5,3° C in Lebring, 5,1° C in Gralla und 5,4° C in Gabersdorf. Die mittleren Wassertemperaturen während der warmen Jahreszeit lagen in Lebring bei 13,1° C, in Gralla bei 13,4° C und in Gabersdorf bei 13,9° C.

4.1.2. pH-Wert

Die pH-Werte lagen zwischen 7,2 und 7,9, im Mittel bei etwa 7,5. Vor den einzelnen Staumauern, vor allem in Gralla und Gabersdorf, konnte oft eine leichte Abnahme gegen die Tiefe festgestellt werden, die wahrscheinlich auf eine Zunahme der anaeroben Stoffwechselprodukte (z. B. organische Säuren) zurückzuführen ist.

4.1.3. Elektrolytische Leitfähigkeit

Die elektrolytische Leitfähigkeit schwankte während des Untersuchungszeitraumes zwischen 120 und 200 $\mu\text{c. cm}^{-1}$. Dabei wies während einer Untersuchung das Wasser aller Entnahmestellen praktisch dieselbe Leitfähigkeit auf.

4.1.4. Gelöster Sauerstoff

Der Sauerstoffgehalt des Wassers ist in den Murstauräumen durchwegs von den drei Parametern Wassertemperatur, Wasserführung der Mur und Gehalt an leicht abbaubaren, gelösten organischen Substanzen abhängig. Der Einfluß der drei Parameter nimmt vom Stauraum Lebring bis zum Stauraum Gabersdorf durch die fortschreitenden Umsetzungsprozesse im Wasser immer mehr zu. Im Stauraum Lebring treten dadurch nie solche Sauerstoffdefizite (höchstens 80%) wie in den neuerrichteten Stauräumen auf. Außerdem weist der relativ kleine Stauraum Lebring immer eine dementsprechend stärkere Strömung auf. Bei niedriger Wasserführung (unter 70 m^3/s in Wildon), bei Wassertemperaturen über 10° C und ab einem COD von 60 mg/l (ungefähr 100 mg/l KMnO_4 -Verbrauch) ist der Sauerstoffgehalt im Stauraum Gabersdorf weitgehend aufgebraucht. Im Mittel verringert sich der Sauerstoffgehalt in dieser Stauraumkette der Mur um etwa 30%. Während der kühleren Jahreszeit ist die Sauerstoffabnahme auf dieser Fließstrecke nur gering. Der mittlere Sauerstoffgehalt lag in Lebring bei 54% der Sättigung des Wassers mit Sauerstoff, in Gralla betrug er ebenfalls etwa 54%, und in Gabersdorf sank er auf 44% der Sättigung ab.

4.1.5. Organische Belastung

Für die Bestimmung der organischen Belastung in der Mur eignen sich der KMnO_4 -Verbrauch und der COD etwa gleich gut. Die mittlere Abnahme der gelösten organischen Substanzen betrug etwa 10% auf der Fließstrecke innerhalb der Stauraumkette. Die Gründe für diese geringe Abnahme liegen darin, daß es einerseits während der warmen Jahreszeit in den Stauräumen, vor allem in Gabersdorf, zu massenhaften Blähschlammentwicklungen kommt, die große Mengen gelöster Substanzen freisetzen.

Andererseits gelangen in die Mur große Mengen von hochmolekularen Stoffen (Calciumlignosulfonate), die sich zwar auf den COD und KMnO_4 -Verbrauch auswirken, von Mikroorganismen aber kaum abgebaut werden. Durch Blähschlammentwicklungen kann es in den Stauräumen stellenweise zu höheren Belastungen kommen. Die KMnO_4 -Verbrauchs-Werte schwankten in Lebring zwischen 45 und 290 (im Mittel 175), in Gralla zwischen 60 und 280 (im Mittel 163) und in Gabersdorf zwischen 57 und 325 (im Mittel 165).

4.1.6. Calciumlignosulfonate

Die hochmolekularen Lignosulfonate werden in der Stauraumkette nur in geringem Maße abgebaut. Die CLS-Werte lagen während der zweijährigen Untersuchung zwischen 25 mg/l und 120 mg/l.

4.1.7. Biochemischer Sauerstoffbedarf in 2 Tagen (BSB_2)

Der BSB_2 nahm von der Stauwurzel Lebring bis zur Staumauer Gabersdorf meist um etwa 20% ab. Wie weiters festgestellt werden konnte, richtet sich die Höhe des BSB_2 nach dem organischen Belastungsgrad des Wassers. Durch den hohen Gehalt an schwer abbaubaren Stoffen im Wasser ist der BSB_2 in den Stauräumen relativ niedrig (zwischen 3 und 20 mg/l).

4.1.8. Schwebstoffe

In die Murstauräume gelangen täglich etwa 200 t Schwebstoffe, die vorwiegend in den Stauräumen Lebring und Gralla abgelagert werden. Dadurch wird die Ökologie der Stauräume sehr stark von der Sedimentation dieser hauptsächlich organischen Schwebstoffe beeinflusst (Abb. 6). Im breit angelegten Stauraum Gralla führt die große Sedimentmenge zur Inselbildung, wodurch schließlich ganze Stauraumabschnitte von der Hauptströmung abgeschlossen werden (Abb. 5). Diese Ausstände entwickeln sich zu einem eigenen Biotop mit einer leicht gebesserten Wasserqualität. Durch das relativ enge Profil des Stauraumes Gabersdorf unterbleibt dort diese Entwicklung.

4.1.9. Ammonium

Der Ammoniumgehalt lag zwischen 0,2 und 1,7 mg/l und nahm innerhalb der Stauraumkette leicht ab.

4.1.10. Ortho-Phosphat

Die o-PO_4^{3-} -Werte schwankten auch während eines Untersuchungstages sehr stark. Dabei spielen Abwasserzusammensetzung und die Wasserführung der Mur eine sehr große Rolle. Die Werte bewegten sich zwischen 0,04 mg/l und 0,5 mg/l.

4.2. Biologische Untersuchung

Da in den Murstauräumen täglich große Mengen Sedimente mit einem erheblichen organischen Anteil abgelagert werden, entwickelt sich in diesem Substrat die typische Schlammfauna, vorwiegend Schlammröhrenwürmer (*Tubifex* sp.) und Zuckmückenlarven (Chironomidae). In dieser Stauraumgruppe der Mur konnten 4 Arten von Chironomidenlarven aus drei verschiedenen Unterfamilien bestimmt werden: Subf. Orthoclaadiinae, Subf. Chironominae (2 Arten, eine davon *Chironomus thummi*) und Subf. Tanyptodinae. Im Gegensatz zu den Chironomiden meiden die Larven der Orthoclaadii-

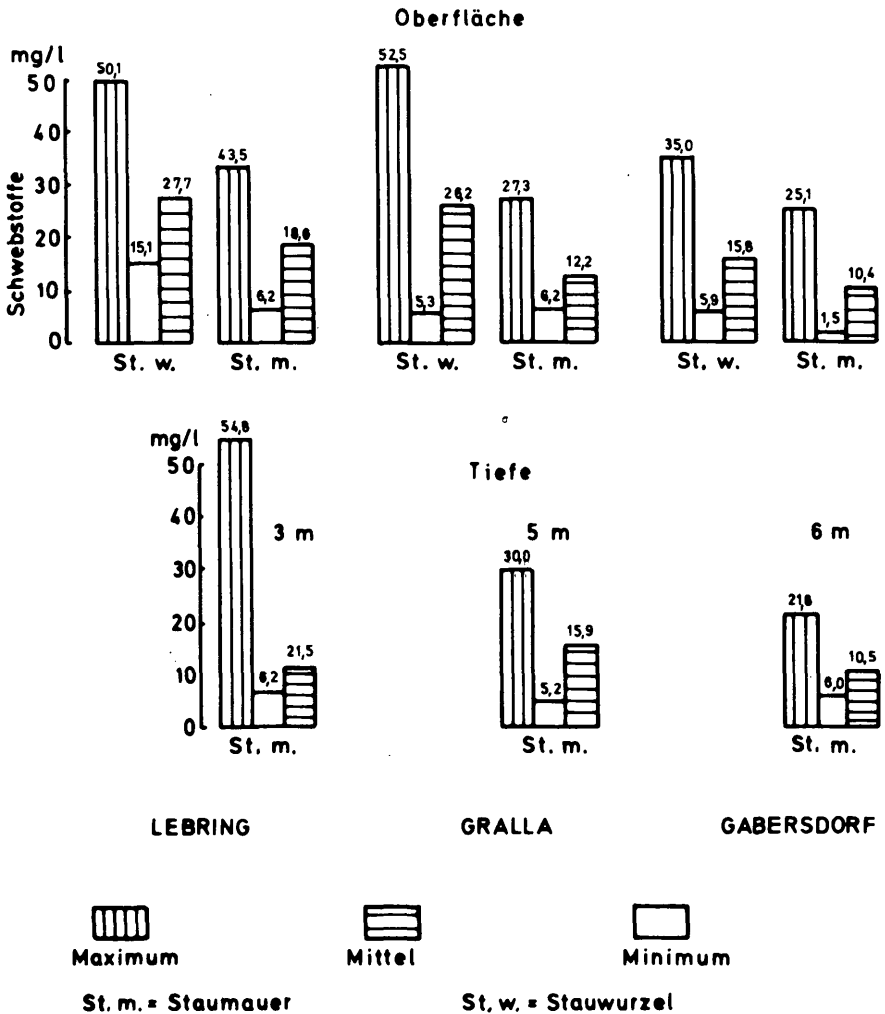


Abb. 6: Schwebstoffgehalte.

nen und Tanypodinen stark verunreinigtes Wasser mit niedrigem Sauerstoffgehalt. Daher wurden meist die roten Chironominae in höheren Stückzahlen gefunden. Neben diesen Vertretern der Schlammfauna sind auch häufig Wasserasseln (*Asellus aquaticus*), Flohkrebse (*Rivulogammarus pulex*) und Rollegel (*Herpobdella octoculata*) vorhanden. Wegen ihrer Beweglichkeit sind sie die ersten Organismen, die nach einer anaeroben Periode diese Gewässerabschnitte wieder besiedeln. Durch die hohe Abwasserbelastung und den oft sehr geringen Sauerstoffgehalt hat die Fischfauna nur eine geringe Bedeutung.

Im Bereich der Stauwurzeln kommt es oft zur Massentwicklung des Chlamydo-bakteriums *Sphaerotilus natans*. Dieser „Abwasserpilz“ benötigt für sein optimales Ge-

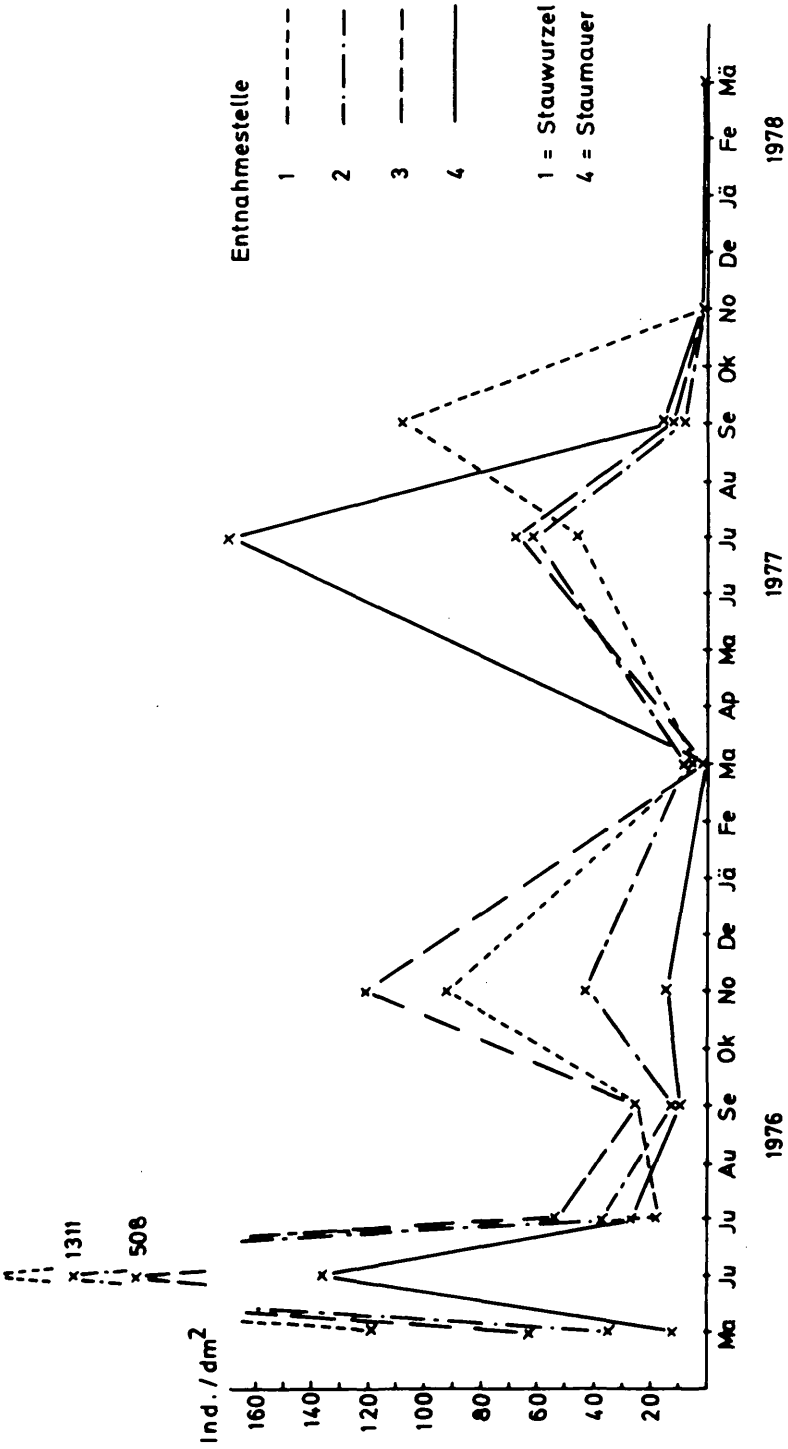


Abb. 7: Tubificiden im Jahreslauf.

deihen Sauerstoff und dazu eine Fließgeschwindigkeit von mindestens 20 cm/s. Deshalb wird dieses Bakterium im Litoral der Stauräume (SCHEURING & HÖHNL 1956) wegen der geringen Strömungsgeschwindigkeit fast nie gefunden. Auffallend ist in den Murstauseen das Vorkommen der Grünalge *Stigeoclonium tenue*, die fast das ganze Jahr über knapp unter der Wasseroberfläche als Aufwuchs an Steinen, Stengeln und Blättern und ferner über den Bakterien- und Pilzzotten wächst.

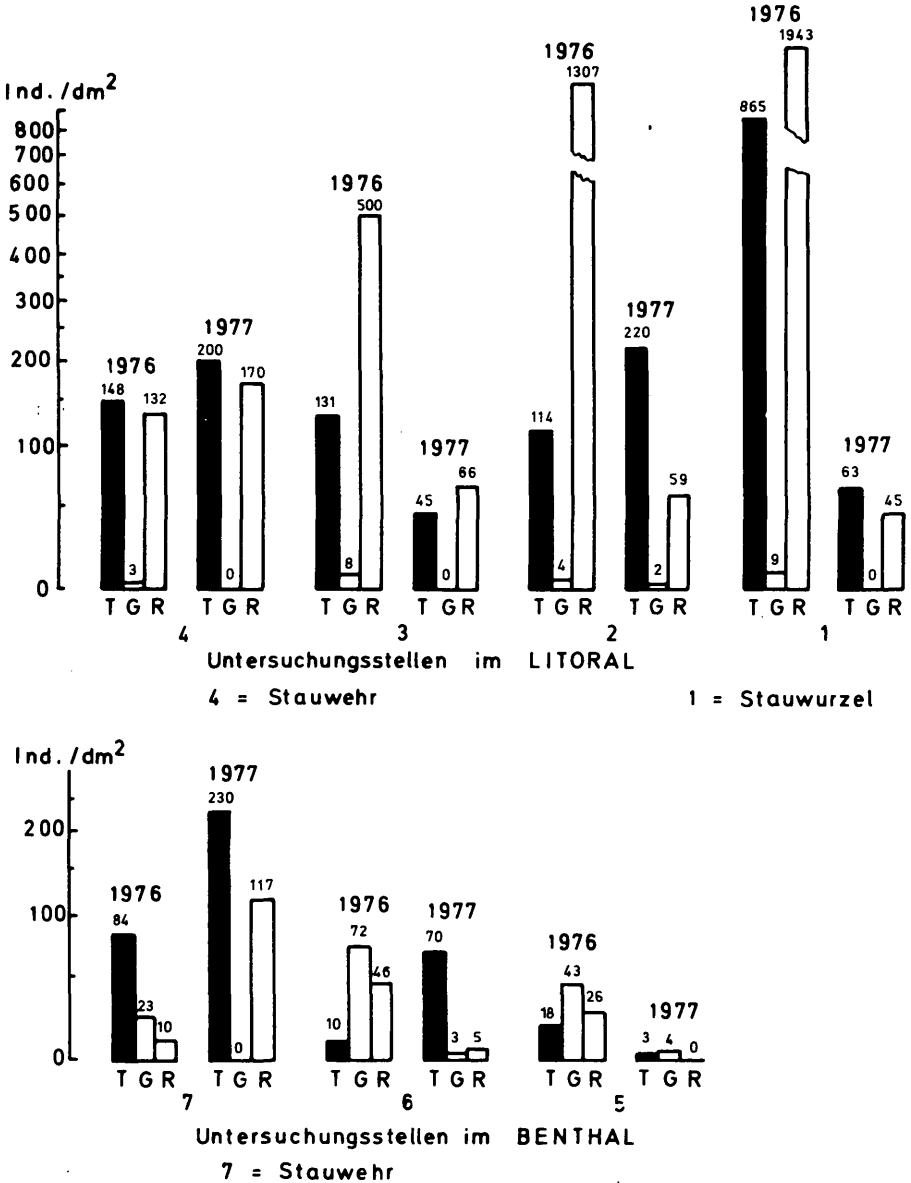


Abb. 8: Verteilung der Schlammfauna in den Monaten Juni 1976 und Juli 1977 (Legende: ■ T = *Tubifex* sp.; □ G = grüne Tanypodinae, R = rote *Chironomus*-Arten [*Ch.-Thummi*-u. *Ch.-plumosus*-Gruppe]).

Die Organismenzahl der Schlammfauna im Stauraum Gralla wird von der Sedimentationsrate sowie auch vom Sauerstoffgehalt im Sediment und im Wasser bestimmt. Diese beiden Faktoren werden im wesentlichen von der Strömungsgeschwindigkeit beeinflusst. Eine stark verlangsamte Strömung bildet für Wasserorganismen zusätzlich ein wesentliches Hindernis, um die Austauschvorgänge an der Körperoberfläche durchzuführen. In Gewässern mit niedriger Strömungsgeschwindigkeit entwickeln sich durchwegs Organismen, die auch bei geringer Sauerstoffaufnahme noch ausreichende Lebensbedingungen vorfinden. Eine langsame Strömung verursacht also die Ausbildung einer Biocönose im Sinne einer zunehmenden Saprobität.

Bei geringer Strömungsgeschwindigkeit (= niedrige Wasserführung der Mur) ist die Sedimentationsrate im Stauraum Gralla durch die geringere Schleppkraft des Wassers dementsprechend erhöht. Der hohe organische Anteil im Sediment führt zur Faulschlammabildung, und es kommt dadurch zu einem völligen Sauerstoffschwund im Substrat. In der Folge nimmt die Organismendichte der Schlammfauna sehr stark ab. Erst wenn ein nachfolgendes Hochwasser den Faulschlamm ausräumt, nimmt die Organismendichte wieder zu (bis zu 2000 Individuen/dm²). Da die Niedrig- und Hochwässer

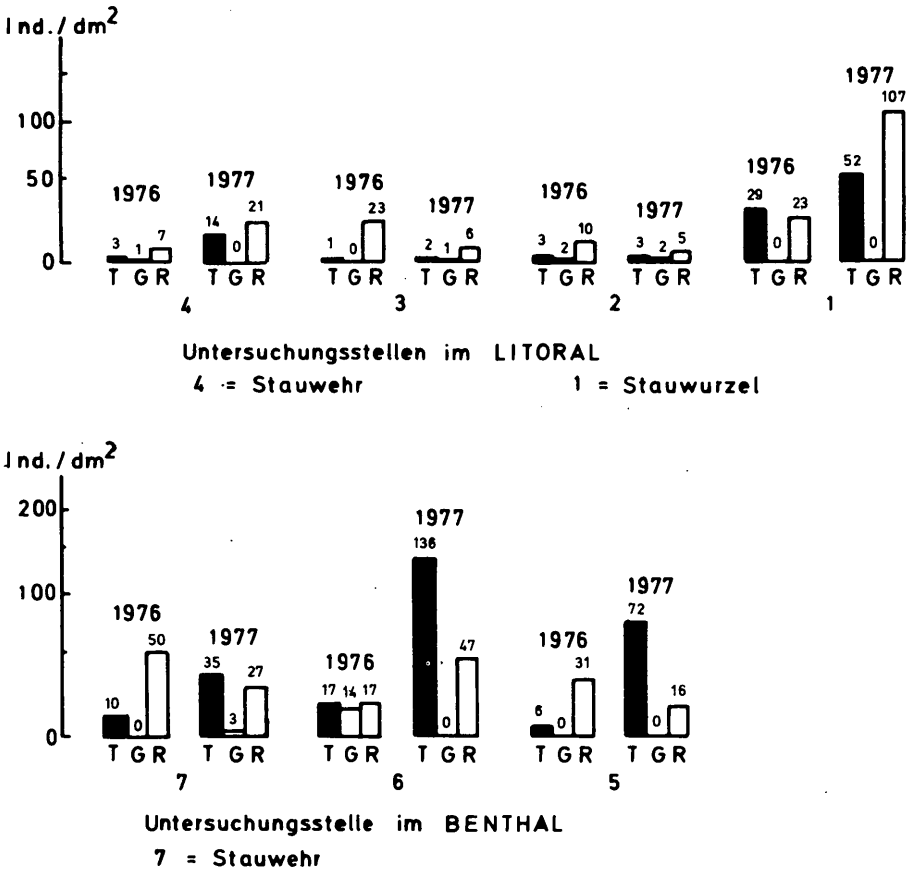


Abb. 9: Verteilung der Schlammfauna in den Monaten September 1976 und September 1977 (Legende wie Abb. 8).

der Mur alljährlich zu ähnlichen Zeiten auftreten, ergibt sich im Litoral des Stauraumes Gralla ein Jahreszyklus der Schlammbesiedlung. Im Benthal sind die Schwankungen der Organismenzahl durch die stärkere Strömung nicht so stark ausgeprägt. Da der größte Teil der Schwebstoffe im Stauraum Gralla sedimentiert, weist der Stauraum Gabersdorf keine solche mächtige Faulschlammabildung auf. Im Litoral und Benthal wurden daher das ganze Jahr über Tubificiden in größerer Anzahl (bis zu 1500 Ind./dm²) gefunden (Abb. 7). Chironomidenlarven waren wegen des geringeren Sauerstoffgehaltes im Wasser oft nur wenige vorhanden (Abb. 8, 9).

Die Ausstände des Stauraumes Gralla entwickelten sich zu einem eigenen Biotop. In diesen strömungsgeschützten, seichten Seitenbuchten wird ein Teil des organischen Materials durch aerobe Umsetzungsprozesse soweit abgebaut (der COD ist hier weit niedriger als in der Hauptströmung), daß er die Grundlage für ein ausgedehntes Grünalgenwachstum bildet, obwohl diese Grünalgenart (*Ulothrix zonata*) in den Stauräumen sonst nirgends gefunden wurde. Im sedimentierten organischen Substrat dieser Ausstände entwickeln sich massenhaft Tubificiden und Chironomidenlarven. Denn durch die geringe Tiefe bleibt durch Diffusion aus der Luft, ferner durch das massenhafte Grünalgenwachstum der aerobe Charakter dieses Biotops gewahrt.

Als Folge dieser Biomassezunahme stellen sich immer wieder im Herbst in großer Zahl Wasservögel ein, die diese pflanzliche und tierische Produktion systematisch abweiden. Die Wasservögel sind gleichzeitig ein Merkmal für die überaus hohe Nährstoffkonzentration in diesem Stauraum. Die hohe Belastung mit organischem, sauerstoffzehrendem Material schaltet die Fische als natürliche Konsumentengruppe weitgehend aus. Die Wasservögel, die atmungsphysiologisch von der Wasserqualität unabhängig sind, übernehmen gleichsam die ökologischen Positionen der Fische in diesem Ökosystem. Im ausgedehnt angelegten Stauraum Gralla entstand so durch die abgelagerten Sedimente eine interessante Aulandschaft, die nun als Naturschutzgebiet die Ornithologen erfreut.

5. Experimentelle Untersuchungen über die Veränderung des CLS im Flußwasser

(Bearbeitet von W. FLAK & G. TEWAGNER)

Bei der Einleitung von Abwässern gelangen auch lichtabschirmende Substanzen in den Vorfluter. Zu diesen gehören die Ligninsulfosäuren, die charakteristische Bestandteile der Sulfitablaugen der Zellstoffindustrie sind. Diese polyzyklischen Aromate verleihen dem Wasser eine braune Färbung.

Die Messungen, die nach der im Kapitel 2 erwähnten Methode durchgeführt wurden, ergaben in den nördlich von Graz gelegenen Stauräumen einen durchschnittlichen CLS-Gehalt von 29–73 mg/l. Die höchsten Werte wurden, durch Abwassereinleitungen einer Zellstoffabrik hervorgerufen, im Stauraum Dionysen vor dem Stauwehr gefunden. In der Fließstrecke bis zum Staubeginn Pernegg vermindert sich die Konzentration durch den Zulauf der Mürz um etwa 30–40%. Die Abnahme in der Stauraumfolge Pernegg–Mixnitz betrug in beiden Untersuchungsjahren weitere 12–36%.

Die Werte, die in der südlich von Graz gelegenen Stauraumgruppe gefunden wurden, bewegten sich zwischen 21 und 140 mg/l. Die Konzentrationsverminderung von der Stauwurzel des Stauraumes Lebring bis zur Staumauer von Gabersdorf beträgt durchschnittlich nur etwa 5%. Die Belastung der Mur in der südlich von Graz gelegenen Stauraumgruppe hat sich deutlich vermindert, seit im Werk Gratkorn der LEYKAM-MÜRZTALER Papier- und Zellstoff AG ab März 1978 der Holzaufschluß nicht

mehr mit Calciumbisulfit, sondern mit Magnesiumverbindungen erfolgt (TEWAGNER 1979).

Die bei den Untersuchungen festgestellte Abbaurate in den Stauräumen war der Anlaß zu weiteren Beobachtungen. Zur Stützung der gefundenen Werte wurden in einer institutseigenen Simulationsanlage CLS-Abbauversuche durchgeführt. Diese Anlage besteht aus Glasbehältern, die mit einer stufenlosen Rührereinrichtung versehen sind (STUNDL 1968). Die Wannen stehen in einem Wasserbad, dessen Temperatur durch einen Thermostat reguliert und konstant gehalten wird. Die eingestellten Temperaturen entsprachen den Verhältnissen, die im Frühling und Sommer in den Stauen herrschen (11–16° C).

Die CLS-Abnahme erreichte bei einer Ausgangskonzentration von 80 mg/l nach einer Versuchsdauer von 16 Tagen 15 mg/l, das sind 19% der Ausgangskonzentration, (Abb. 10).

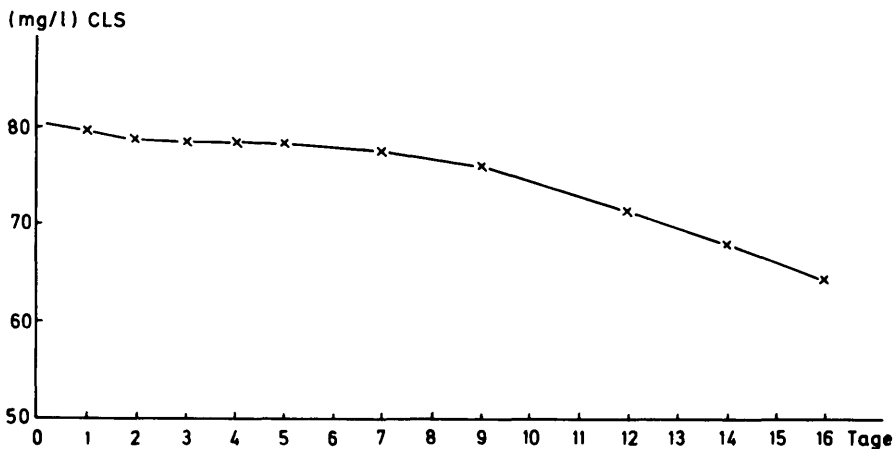


Abb. 10: Abnahme des CLS-Gehaltes im Versuch.

Die Versuche haben gezeigt, daß ein Abbau oder Zerfall des Lignins unter den vorgegebenen Bedingungen tatsächlich, wenn auch sehr langsam, erfolgen kann. Die Aufenthaltszeit des Wassers im Stauraum, die z. B. im Stauraum Gabersdorf bei Niedrigwasser mit etwa 24 Stunden angenommen werden kann und sich bei Hochwasser auf weniger als eine Stunde verringert, ist aber zu kurz, um einen wesentlichen Abbau zu ermöglichen.

Eine Erhöhung des Sauerstoffeintrages steigerte die Abbaugeschwindigkeit nicht.

6. Orientierende Untersuchungen von Stauräumen in der Enns

(Bearbeitet von W. FLAK & G. TEWAGNER)

Am 3. und 4. November 1977 wurden Vergleichsuntersuchungen an der Stauraumkette der mittleren Enns durchgeführt. Von den vier Staustufen Gstatterboden, Landl, Krippau und Altenmarkt wurde die erste (Gstatterboden) und die letzte (Altenmarkt) untersucht.

6.1. Ergebnisse der physikalisch-chemischen Untersuchung

Die gemessenen Sauerstoffwerte entsprachen denen völlig unbelasteter Gewässer. Es wurden an der Oberfläche, wie auch in 13 m Tiefe, Werte gemessen, die nahe dem theoretischen Sättigungswert des Wassers mit Sauerstoff lagen (11,6–12,0 mg/l). Die organische Belastung der Ennstauräume war mit einem KMnO_4 -Verbrauch von 7–9 mg/l und einem COD von 6–9 mg/l sehr gering. Die Zahlen liegen dabei etwa im Bereich der für Trinkwasser zulässigen Werte. Der BSB_2 betrug durchgehend etwa 2–3 mg/l und war, verglichen mit den Niedrigstwerten des Murwassers, relativ hoch. In der Mur sind aber oft hohe Konzentrationen von Substanzen vorhanden, die auf die Abbauleistung der Mikroorganismen hemmend wirken oder nur sehr schwer abgebaut werden (z. B. Calciumlignosulfonate), wodurch der BSB_2 geringer ausfällt. Die o-PO_4^{3-} -Werte waren in den Ennstauräumen etwas erhöht. Sie betragen an den Stauwurzeln bei 0,1 mg/l, bei den Staumauern zwischen 0,03 und 0,09 mg/l, wodurch die Entwicklung von Blaualgenpopulationen in diesen sonst unbelasteten Gewässern gefördert wird. Der Ammoniumgehalt lag bei den Staumauern bei 0,03 mg/l, während er an den Stauwurzeln bis auf 0,1 mg/l anstieg.

6.2. Ergebnisse der biologischen Untersuchung

Wie schon erwähnt, beeinflusst die Strömung die Organismen und verursacht unter ihnen eine Auslese, deren Ergebnis schließlich eine der betreffenden Strömungsgeschwindigkeit entsprechende Biocönose ist (ZIMMERMANN 1961). Geringe Strömungsgeschwindigkeit verschiebt die Zusammensetzung der Biocönose in Richtung der polysaprobien Stufe, d. h. von zwei Gewässerbiotopen mit der gleichen chemischen Zusammensetzung wird derjenige mit der größeren Strömungsgeschwindigkeit biologisch eine bessere Wassergüte aufweisen.

In der fast unbelasteten Enns nahm mit dem Beginn des Aufstaus die Anzahl der rheophilen und damit auch meist oligosaprobien Insektenlarven (Trichopteren-, Plecopteren- und Ephemeropterenlarven) schlagartig ab. In den Stauräumen selbst fehlten diese Organismen. Durch die verringerte Fließgeschwindigkeit im Staubecken wurde eine Biocönose zunehmender Saprobität, ähnlich wie in stark belasteten Gewässern, allerdings in engeren Bereichen, hervorgebracht. Die Schwebstoffe der Enns bestehen im Gegensatz zur Mur meist aus anorganischen Sand- und Schotterteilchen und nur zu einem geringen Teil auch aus organischem Material (Detritus, Blattreste usw.). Im abgelagerten Sediment der Stauräume werden die organischen Bestandteile mikrobiell angegriffen, und es kommt im Substrat zu einem Sauerstoffschwund, wodurch nur noch Lebensbedingungen für Organismen eines stärkeren Saprobitätsgrades bestehen, obwohl vom Grund bis zur Wasseroberfläche kein Sauerstoffdefizit herrscht. Die Strömung als physikalischer Faktor formt und bestimmt hier, ähnlich wie in den Murstauräumen, die Verhältnisse am Gewässergrund, woraus sich diese ökologischen Änderungen ergeben.

Die Sedimentbesiedlung der Litoral- und Benthalebene bestand durchwegs aus grünen Chironomidenlarven und aus wenigen Tubificiden. Bei den Chironomidenlarven dominieren dabei die Tanypodinae und Orthocladinae, während die roten Chironomidenlarven nur in wenigen Stückzahlen gefunden wurden. Gegen die Staumauern hin nahmen die Organismenzahlen (bis zu $80/\text{dm}^2$) zu, da die Mächtigkeit der Sedimente ansteigt. Der große Anteil der grünen Chironomidenlarven weist auf einen hohen Sauerstoffgehalt in der Grenzschicht Wasser-Schlammoberfläche hin.

Beim pflanzlichen Bewuchs überwogen die Blaualgen *Phormidium uncinatum* und *Oscillatoria* sp., die hier zeitweise Beeinträchtigungen der Wasserqualität aufzeigten. Daneben wurden noch häufig Grünalgen (*Spirogyra* sp., *Ulothrix zonata*, *Cladophora*

glomerata) gefunden, Indikatororganismen, die eine Wassergüte zwischen I und II anzeigen.

7. Diskussion der Ergebnisse

Eindeutig zeigten die Stauraumuntersuchungen den starken Einfluß der Fließgeschwindigkeit auf die ökologischen Verhältnisse. Sogar in den kaum belasteten Ennsstauräumen bewirkte die verminderte Wasserbewegung eine auffällige Veränderung der Artzusammensetzung der Litoralbiocoenen wobei sogar an Stellen mit stärkerer Sedimentablagerung typische Indikatororganismen der Gewässergüteklassen III und IV, wie Chironomidenlarven und Tubificiden, allerdings nur in wenigen Exemplaren vorkamen.

Die Sedimente in den Ennsstauräumen bestehen aber vorwiegend aus anorganischem Material und bieten daher den schlammbewohnenden Arten der Litoralfauna nur in geringem Ausmaß Lebensmöglichkeit.

Die chemischen Verhältnisse im Wasser der Stauräume werden durch die Abnahme der Fließgeschwindigkeit hingegen nicht berührt, es wurden noch am Stauraumgrund hohe Sauerstoffgehalte, die fast dem theoretischen Sättigungswert entsprechen, gefunden. Die N- und P-Mengen waren gering.

In den Stauräumen der Mur herrschen in den Sedimenten die organischen Anteile bei weitem vor und es kommt daher zu starken mikrobiellen Umsetzungsvorgängen, die in hohem Maße Sauerstoff verbrauchen, sodaß es zu erheblichen Sauerstoffabnahmen kommt. Besonders stark ist der Sauerstoffschwund in den erst kurze Zeit bestehenden Stauräumen Gralla und Gabersdorf südlich von Graz.

Die infolge der reichlichen Abwassereinleitungen wesentlich höheren Schwebstoffmengen bewirken hier bei Verringerung der Fließgeschwindigkeit auch ausgedehnte Ablagerungen der vom Wasser mitgeführten Feststoffe und somit Anlandungen, welche innerhalb der Stauräume neue Biotope mit besonderen Verhältnissen schaffen. Dabei zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den älteren Stauräumen (Pernegg, Mixnitz) und den erst seit relativ kurzer Zeit bestehenden (Gralla und Gabersdorf).

In den schon seit mehreren Jahrzehnten bestehenden Stauräumen Pernegg und Mixnitz-Laufnitz haben sich die Anlandungen weitgehend stabilisiert, es kommt kaum zur Bildung stark gärender Schlammschichten mit extremen Sauerstoffabnahmen, wie dies bei den Stauräumen Gralla und Gabersdorf der Fall ist.

Die knapp bis zum Wasserspiegel reichenden oder etwas über ihn hinausragenden Sedimentablagerungen weisen in allen Stauräumen einen reichlichen Bewuchs mit höheren Wasserpflanzen auf. Durch diesen Pflanzenwuchs entstehen Horst- bzw. Inselbildungen, die wieder eine verstärkte Sedimentation in den von ihnen umschlossenen Wasserbereichen begünstigen. Dieses Pflanzenwachstum ist auch in seinen Auswirkungen weitgehend dem im Litoralbereich von Fischteichen vorhandenen ähnlich. Es erfolgt hier nach den eingehenden Untersuchungen von DYKYJOVA & KVET 1978 an Fischteichen in der CSSR ein starker Verbrauch der im Wasser gelösten oder aus den Sedimenten frei gemachten Nährstoffe, die in Rhizomen, Stengeln und Blättern gebunden werden. Beim Absterben des Blattmaterials werden die Nährstoffe zwar wieder durch den Verrottungsvorgang frei, die Reste bleiben aber innerhalb des Pflanzenbestandes liegen und tragen zur weiteren Verlandung bei.

Die Ausbildung von Verlandungszonen führt zu einer Verengung des Durchflußprofils, damit zu einer Erhöhung der Durchflußgeschwindigkeit und auch der Schleppekraft, wodurch sich die Sedimentation verringert.

Der hohe Nährstoffgehalt des Murwassers fördert auch das Wachstum von Algen

in den Stillwasserbereichen zwischen den Anlandungen, das besonders reichlich im Stauraum Gralla auftrat und durch seine Massenentwicklung sogar eine Nahrungsbasis für Wasservögel lieferte.

Durch die unterschiedliche Korngröße der abgesetzten Sedimente entstehen in den Stauräumen Biotope mit ungleicher Besiedlungsdichte. Die höchsten Individuenzahlen wurden etwa in der Mitte der Stauraumstrecke gefunden, wo grobes Material, das bereits im Bereich der Stauwurzel sich absetzt, nicht mehr vorhanden ist und die ganz leichten flockig-schleimigen Anteile sich noch nicht ablagern. Die Besiedlung der Sedimente mit Makroorganismen der Litoralfauna hat große Bedeutung für die Struktur dieser Ablagerung. Die Lockerung des abgesetzten Materials durch die Nahrungsaufnahme der Tubificiden und die Errichtung von Wohnröhren durch die Chironomidenlarven verbessern, wie bereits an anderer Stelle angeführt, die Versorgung der Bodenbereiche mit Sauerstoff beträchtlich und fördern so den Ablauf aerober Umsetzungen.

Die stärkste Beeinflussung erfahren beim Durchfließen der Stauräume die Gehalte an Schwebestoffen und an gelöstem Sauerstoff. Die Schwebstoffmengen nehmen in den einzelnen Stauräumen nicht im gleichen Ausmaß ab, die Sedimentation ist jedoch immer recht hoch und am stärksten in den Uferbereichen, wo es daher auch zu den erwähnten Verlandungen kommt.

Die Sauerstoffabnahme ist in den Stauräumen südlich von Graz wesentlich stärker, offenbar auch wegen der hier noch intensiver ablaufenden mikrobiellen Umsetzungen am Gewässergrund.

Während in den schon länger bestehenden Stauräumen der Sauerstoffgehalt der grundnahen Wasserschichten im allgemeinen nur geringe Abnahmen gegenüber der fließenden Welle aufweist, erfolgte in den Stauräumen Gralla und Gabersdorf besonders in der wärmeren Tageszeit eine starke Sauerstoffabnahme, die öfters bis zum völligen Sauerstoffschwund führt.

Diese unterschiedlichen Sauerstoffgehalte wirkten sich deutlich auf die Organismendichte aus. Während im Stauraum Mixnitz-Laufnitzdorf die Organismenbesiedlung des Gewässergrundes zwar zeitliche und räumliche Unterschiede aufwies, aber während des ganzen Jahres vorhanden war, erfolgte im Stauraum Gralla durch den Sauerstoffschwund in der wärmeren Jahreszeit ein sehr starker Rückgang der Organismenzahlen. Es fehlten in einzelnen Bereichen des Bodengrundes sogar die typischen Bewohner dieses Extrembiotops.

Der deutliche Unterschied der Besiedlung der Litoral- und Benthalebene beider Stauräume dürfte durch die Stabilisierung der ökologischen Verhältnisse in dem schon lange bestehenden Stauraum Mixnitz bedingt sein, während im Stauraum Gralla die Entwicklung noch im Fluß ist. Hier werden sich demnach ähnliche Verhältnisse einstellen, wenn durch Verfestigung der Sedimente und den Bewuchs mit höheren Pflanzen ein Gleichgewichtszustand eingetreten ist. Den Anteil der Bodenfauna an diesen Veränderungen zeigten die Untersuchungsergebnisse deutlich, vor allem die Bedeutung der Detritusfresser für die Festigung des Lockerschlamms.

Durch die inzwischen eingetretene deutliche Verbesserung der Wasserverhältnisse infolge der Inbetriebnahme zahlreicher Kläranlagen, vor allem des Mürzverbandes und der Stadt Graz sowie die Betriebsumstellung der Zellstoffgewinnung im Werk Gratkorn der LEYKAM-MÜRZTALER AG dürfte sich ein stabiler Zustand wesentlich rascher einstellen. Die vergleichende Untersuchung der Stauräume in der Enns und in der Mur zeigte deutlich, daß der Aufstau eines Gewässers zwar erwartungsgemäß eine Änderung der Biocoenosen bewirkt und vor allem die rheophilen Litoralorganismen verschwinden, die chemischen Verhältnisse aber keinen wesentlichen Änderungen erfahren und die Wassergüte nicht beeinträchtigt wird. Eine deutliche Verschlechterung vor allem der

Sauerstoffverhältnisse ist hingegen in den abwasserbelasteten Murstauräumen, besonders in den südlich von Graz gelegenen, festzustellen.

Die Untersuchungsergebnisse beantworteten somit auch die eingangs gestellte Frage, ob der Aufstau der abwasserbelasteten Mur ursächlich die Veränderung der Wassergüte bewirkt habe, dahin, daß durch den Stau an sich die Wassergüte nicht nachteilig beeinflusst wird, sondern die vorhandene Gewässerreinigung die Verschlechterung des Gütezustandes innerhalb der Stauraumkette südlich von Graz bewirkt. Die bereits deutlich wahrnehmbare Verringerung der Gewässerbelastung durch neuerrichtete Kläranlagen und Betriebsumstellungen der Industrie werden in diesem Abschnitt der Mur sicherlich bald wahrnehmbare Verbesserungen der ökologischen Bedingungen bringen.

8. Literatur

- BRAUER A. 1909–12. Die Süßwasserfauna Deutschlands. – Verl. Fischer Jena, H. 1–19.
- DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung 1960–1971. – Verl. Chemie, Weinheim/Bergstraße.
- DYKYJOVA D. & J. KVET 1978, Pond Littoral Ecosystems. – Springer Verl.
- ENGELHART W. 1974. Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher. – Kosmosverl. Stuttgart.
- FLAK W. 1978. Die ökologischen Einflüsse auf die Biocoenosen länger bestehender Stauräume der Mur. – Unveröff. Diss. Univ. Graz.
- HENNIG W. 1950. Die Larvenformen der Dipteren, II.
- HÖLL K. 1968. Wasser – Untersuchung – Beurteilung – Aufbereitung. – Verl. Walter de Gruyter, Berlin.
- HUBER-PESTALOZZI G. 1972. Das Phytoplankton des Süßwassers. Die Binnengewässer. – Verl. Schweizerbarth.
- HUHN W. 1964. Quantitative Bestimmung von Calciumlignosulfonat in Flußwasser. – Fortschr. Wasserchem., 1:95–104.
- LEITHE W. 1972. Die Analyse der organischen Verunreinigungen in Trink-, Brauch- und Abwasser. – Wissenschaftl. Verlagsges., Stuttgart.
- LIEBMANN H. et. al. 1954. Biologie und Chemie des ungestauten und gestauten Stromes. Münchener Beitr. zur Abwasser-, Fischerei- u. Flußbiologie, 2.
- LIEBMANN H. 1960. Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie, 2. – Verl. Oldenbourg, München.
- MERCK E. 1975. Die Untersuchung von Wasser. – Eigenverl., Darmstadt.
- MOOSBRUGGER H. 1961. Über die Beeinflussung der natürlichen und künstlichen Schwebstoffführung durch Stauräume von Flußkraftwerken. – Verh. d. intern. Ver. f. Limnol., 14:681–685.
- PASCHER A. 1913. Die Süßwasserflora Deutschlands, Österreichs und der Schweiz. – Bacillariales, H. 10.
- SCHEURING L. & HÖHNL G. 1956. *Sphaerotilus natans*, seine Ökologie und Physiologie. – Schr. Ver. Zellstoff- u. Papierchemiker u. -ingenieure, 20.
- STUNDL K. 1961 a. Hydrobiologische Untersuchungen zweier abwasserbelasteter Flußstau. – Verh. intern. Ver. f. Limnol., 14:673–677.
- 1961 b. Biologische und wirtschaftliche Probleme in den Stauhaltungen der Mur. – Wasser und Abwasser, Jg. 1961:93–109.
- 1968. Procédé pour l'estimation des effets des fortes charges de pollution sur l'état d'un cours d'eau. – Tribune de Cebedeau, No. 293.
- 1972. Action des lacs de barrage des centrales fluviales, établies sur des eaux courantes moyennement ou fortement polluées, sur les conditions biologiques et chimiques. – Tribune de Cebedeau, 1972:377–381.

- TEWAGNER G. 1979. Ökologische Auswirkungen der Abwasserbelastung auf neuerichtete Flußstau in der Mur. – Unveröff. Diss. Univ. Graz.
- UHLMANN D. 1975. Hydrobiologie. – G. Fischer Verl., Jena.
- ZAHNER R. 1965. Organismen als Indikatoren für den Gewässerzustand. – Arch. Hyg. Bakt., 149:243–256.
- ZIMMERMANN P. 1961. Experimentelle Untersuchungen über die ökologische Wirkung der Strömungsgeschwindigkeit auf die Lebensgemeinschaften des fließenden Wassers. – Schweiz. Z. Hydrol., 23:1–81.
- Anschrift (für die Verfasser): Emer. Univ.-Prof. Dr. Karl STUNDL, Inst. f. Mikrobiologie, Wasser- und Abfalltechnologie der Techn. Univ. Graz, Technikerstr. 4, A-8010 Graz.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereins für Steiermark](#)

Jahr/Year: 1979

Band/Volume: [109](#)

Autor(en)/Author(s): Flak Walter, Stundl Karl, Tewagner Günther

Artikel/Article: [Die ökologischen Verhältnisse in unterschiedlich alten Mur-Stauräumen \(Steiermark\). 231-255](#)