

Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz	N. F. 6	5	357—391	Freiburg im Breisgau 15. August 1956
--	---------	---	---------	---

Untersuchungen im Bereich des Linachstausees als Modellversuch zur Frage der Trinkwasser- versorgung aus Schwarzwald-Stauseen

Mitgeteilt vom Wasserwirtschaftsamt Donaueschingen

Mit Abb. 5—14

Die hier auszugsweise vorliegende Arbeit verdankt ihre Entstehung den besonderen Aufgaben, vor die sich der Wasserversorgungs-Ingenieur im mittleren Schwarzwald gestellt sieht. Sie wurde angefertigt in Zusammenarbeit zwischen dem Chem. Untersuchungsamt der Stadt Konstanz, der Anstalt für Bodenseeforschung in Konstanz-Staad und dem Wasserwirtschaftsamt Donaueschingen.

Das sprunghafte Wachstum der Städte und Gemeinden — hervorgerufen durch die Entwicklung der Industrie — stellt auch den Wasserversorgungs-Ingenieur vor völlig neue Aufgaben. In vielen Fällen sind die bereits erschlossenen Quell- und Grundwasservorkommen nicht mehr in der Lage, den gestiegenen Bedarf jederzeit zu decken. Mehr und mehr ist man daher darauf angewiesen, Oberflächenwasser zur Versorgung heranzuziehen. Das dürfte vor allen Dingen überall dort der Fall sein, wo mächtige speicherfähige Bodenschichten fehlen, Grundwasservorkommen also nur selten erschlossen werden können. Das ist aber auch die Situation im mittleren Schwarzwald im Bereich des Triberger und Eisenbacher Granitmassivs.

Bisher gelang es immer, den Wasserbedarf von Bevölkerung und Industrie aus Quellen oder — vereinzelt — Brunnen zu decken. Während sich nun bei den am Rande des Gebietes liegenden Gemeinden hier oder dort noch die Möglichkeit ergibt, durch Anschnitt der Horizonte jüngerer Formationen Wasser zu gewinnen, scheinen die Möglichkeiten im Grundgebirge völlig erschöpft zu sein, wenn man auf lange Sicht gegen Wassermangel gesichert sein will.

Die in den meisten Fällen zur Wasserversorgung dienenden Quellen sind in Güte und Menge weitgehend vom Niederschlag abhängig. So kommt es, daß in dem verhältnismäßig niederschlagsreichen Gebiet in nassen Perioden die Versorgung mit Wasser durchaus gesichert ist. In länger anhaltenden Trockenperioden versiegen die Quellen teilweise oder ganz, während der Bedarf steigt. In solchen Zeiten ist die ausreichende Versorgung in Frage gestellt. Diese Spitzenfehlbedarfsmengen können auf dem herkömmlichen Wege durch Erschließung neuer Quellen mit oft weniger als einem Liter/sec. nicht mehr abgedeckt werden. Aus diesem Grunde ist man heute gezwungen, mehr und mehr das Oberflächenwasser in den Dienst der Wasserversorgung zu stellen.

Zur Überbrückung der größten Not geht man vielerorts zum Bau von Bachwasserentnahmen über. Die Nachteile einer solchen Wasserversorgungsanlage sind offensichtlich. Es sind vor allen Dingen hygienische Bedenken, die gegen

eine Bachwasserentnahme sprechen. Unvorhergesehene, aber mögliche Gift- und Verschmutzungsstöße können ungedämpft in die Wasserversorgungsanlage kommen und ungeahnte Folgen haben. Auf der technischen Seite machen sich vor allem die wechselnden Durchflußmengen und ihre Abhängigkeit von klimatischen Gegebenheiten unangenehm bemerkbar. Da es sich — wie eingangs erwähnt — um die Abdeckung des Spitzenfehlbedarfs handelt, erhebt sich zwangsläufig die Frage, ob der Bach bei Niedrigwasserführung noch in der Lage ist, den gesteigerten Bedarf zu decken. Bei dem in den meisten Fällen krassen Verhältnis MQ/NQ scheint das durchaus nicht überall der Fall zu sein. Weiterhin erscheint es fraglich, ob diese Anlagen auf die Dauer wirtschaftlich vertretbar sind.

Sowohl von der hygienischen als auch von der technischen Seite scheint es daher immer empfehlenswerter, die Nachteile der Bachwasserentnahmen durch Einbau von Speichern aufzuheben.

So offensichtlich die Nachteile der Bachwasserentnahmen sind, so offensichtlich vorteilhaft ist die Speicherbewirtschaftung, wenn man schon Oberflächenwasser für die Wasserversorgung verwenden muß. Die Selbstreinigungskraft eines Speichers, die Dämpfung von Schmutzstößen und deren Verdünnung lassen das Wasser hygienisch unbedenklicher erscheinen als das ungestaute Bachwasser. Technisch bietet sich der Vorteil, daß kleinere Gebiete durch Speicherung von Winterhochwässern und Schmelzwässern auch in Trockenzeiten ausreichend versorgt werden können, ohne daß die Versorgungsanlagen unwirtschaftlich gestaltet werden müssen, wie es beispielsweise bei Fernleitungen der Fall wäre, wollte man sie zur Spitzenfehlbedarfsdeckung heranziehen.

Aus diesen Gründen tritt man allgemein dem Gedanken näher, Speicher zur Wasserversorgung zu verwenden.

Weitgehend unbekannt ist heute noch die qualitative Veränderung, der ein fließendes Wasser unterworfen ist, sobald es aufgestaut wird. Die vorliegende Arbeit sollte nun durch chem.-phys. und hydrobiol.-bakt. Untersuchungen folgendes klären:

1. Wie und in welchen Grenzen ist ein fließendes Wasser qualitativ Veränderungen unterworfen, wenn es aufgestaut wird?
2. Lassen sich für das fließende Wasser orographisch, geologisch und pflanzensoziologisch gleichgelagerter Gebiete irgendwelche Prognosen stellen für den Fall, daß es aufgestaut wird?

Untersucht wurde das Bachwasser der Linach, das Seewasser des Linach-Stausees und des Mäderstalbaches zum Vergleich (Abb. 5).

Die Linach (7,5 km von der Quelle bis zur Mündung) fließt in west-östlicher Richtung und mündet bei Vöhrenbach in die Breg. Das Einzugsgebiet hat eine Größe von 14 km² bis zur Mündung und 9,7 km² bis zum Stausee. Das gesamte Einzugsgebiet liegt zu etwa vier Fünftel im Renchneis und zu einem Fünftel im Granit des Eisenbacher Granitmassivs. Es ist größtenteils bewaldet, ein geringerer Teil wird landwirtschaftlich genutzt. Die Regengleiche 1000 begrenzt die Niederschlagsfläche nach Osten, die Regengleiche 1400 nach Westen.

Kurz nach dem ersten Weltkriege entschloß sich die Gemeinde Vöhrenbach zum Bau eines Speichers im Linachtal, der der Energieerzeugung dienen sollte. Da seinerzeit jegliche hydrographischen Unterlagen fehlten, wurde über Abflußbeiwert und Niederschlagsmengen die wasserwirtschaftliche Planung durch REHBOCK durchgeführt.

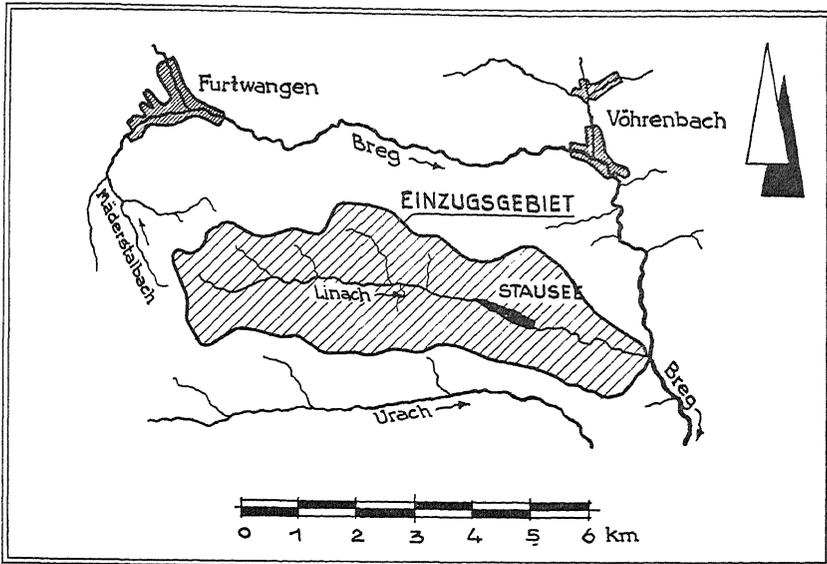


Abb. 5: Geographische Situation des Untersuchungsgebietes.

Nach Bau der Linach-Sperre wurde am Einlauf der Linach in den Linach-See ein Pegel erstellt. Nach 10jähriger Beobachtung (1930—1939) wurde aus kriegsbedingten Gründen die Beobachtung eingestellt. Da im Beobachtungszeitraum mehrere Trockenjahre und Naßjahre erfasst werden konnten, bestand keine Veranlassung mehr, die Beobachtung nach dem Kriege wieder aufzunehmen, zumal durch die Einrichtungen des Linachkraftwerkes die Möglichkeit gegeben ist, die Abflussmengen größenordnungsmäßig zu erfassen.

Die im Zeitraum 1930—1939 gemessenen Durchflussmengen wurden in den hydrographischen Jahrbüchern der Landesstelle für Gewässerkunde Karlsruhe veröffentlicht.

Im einzelnen ergaben sich folgende Hauptwerte für den Beobachtungszeitraum:

Jahr	MQ m ³ /s	HQ m ³ /s	NQ m ³ /s	Jahreswasserfracht m ³ /Jahr	
1930	0,58	3,37	0,11	18 300 000	extrem naß
1931	0,53	1,87	0,11	16 700 000	naß
1932	0,35	2,69	0,04	11 000 000	trocken
1933	0,32	2,03	0,06	10 050 000	trocken
1934	0,22	2,35	0,04	6 930 000	extrem trocken
1935	0,50	3,73	0,06	15 750 000	naß
1936	0,45	4,90	0,11	14 200 000	trocken bis naß
1937	0,47	3,12	0,06	14 800 000	trocken bis naß
1938	0,38	3,20	0,08	12 000 000	trocken
1939	0,58	3,20	0,08	18 300 000	extrem naß
Mittel	0,438	—	—	13 800 000	

REHBOCK errechnete die mittlere Jahreswasserfracht zu 11,4 Mio m³. Die Verlusthöhen wurden seinerzeit nach der aus den Untersuchungen KELLERS für die Flußgebiete Mitteleuropas abgeleiteten Formel

$$h_v = 400 \text{ mm} + \frac{h_n}{15}$$

bestimmt. Zur Sicherheit rechnete REHBOCK jedoch mit

$$h_v = 400 \text{ mm} + \frac{h_n}{12,5}$$

und kam zu einer Abflußhöhe von 900 m. Wie aus den aufgeführten Werten ersichtlich, liegt der errechnete Wert für die mittlere Jahreswasserfracht um 2,4 Mio m³ unter dem beobachteten.

Der zur Bewirtschaftung des gesamten Jahreszuflusses erforderliche bewirtschaftete Speicherraum (Überjahresspeicher) beträgt 3 Mio m³. Bei der ungünstigen orographischen Lage des Speichers wäre der zur Erstellung eines solchen Speichers erforderliche Kostenaufwand wirtschaftlich nicht tragbar gewesen. Somit begnügte man sich mit einem Gesamtspeichereinhalt von 1,1 Mio m³.

In diesem Speicher wurden die hydrobiologischen, chemischen und bakteriologischen Untersuchungen in insgesamt zehn Untersuchungsreihen in der Zeit vom März 1954 bis zum April 1955 durchgeführt. Die wasserwirtschaftlichen Verhältnisse gestalteten sich im Untersuchungs-Zeitraum wie folgt:

Monat	Nieder- schlag l/m ²	Nieder- schlag in % d. Mittels	MQ Linach m ³ /s	Monatswasser- fracht ¹ m ³
1954				
März	50,7	34	0,120	312 000
April	129,8	87	0,310	800 000
Mai	88,9	59,6	0,211	546 000
Juni	81,8	55,0	0,195	504 000
Juli	170,6	107,0	0,405	1 050 000
August	241,5	165,0	0,575	1 490 000
September	248,0	173,0	0,590	1 530 000
Oktober	171,1	114,0	0,407	1 055 000
November	63,4	38,0	0,151	390 000
Dezember	232,1	128,0	0,552	1 430 000
1955				
Januar	327,4	200,0	0,780	2 020 000
Februar	209,2	134,0	0,498	1 290 000
März	140,4	95,0	0,334	865 000
April	57,9	39,0	0,133	354 000

I. Der limnologische Charakter der untersuchten Gewässer

A. B ä c h e

Linach und Mäderstalbach sind relativ kleine Bäche; ersterer ist an der Untersuchungsstelle, die von der Quelle weiter entfernt lag (7,5 km) als beim Mäderstalbach (ca. 2 km) etwa 1 bis 1,5 m breit, letzterer nur etwa

¹ Errechnet mit dem von REHBOCK bestimmten Abflußbeiwert $\varphi = 0,635$

0,5 bis 0,8 m. Die Tiefe war gering, sie betrug an beiden Untersuchungsstellen im allgemeinen weniger als 30 cm; die Fließgeschwindigkeit beider Bäche lag schätzungsweise bei etwa 1 m pro Sekunde. Linachbach und Linachstausee liegen, wie auch in ähnlicher Weise der Mäderstalbach, teils in Gneis, teils in Granit eingebettet. Ihr Einzugsgebiet weist auf den Höhen Waldbestand auf, an den Hängen und entlang des Bachlaufes Wiesen, untermischt mit wenig Ackerfeld. Die Linach nimmt in ihrem Laufe oberhalb der Entnahmestelle die Abwässer der kleinen, weitläufigen Gemeinde Linach auf; der Mäderstalbach empfängt die Abwasserrinnale einiger einzeln stehender Höfe. In beiden Bächen wird das Wasser ferner bei der Düngung der Wiesen des Talgebietes mit Jauche entsprechend beeinflusst. Industrie ist nicht vorhanden. Dieser letztere Punkt ist eine wesentliche Voraussetzung für die Errichtung von Trinkwassertalsperren.

Ph ys i k a l i s c h e u n d c h e m i s c h e U m w e l t f a k t o r e n

Auf die Ergebnisse der physikalischen und chemischen Untersuchungen soll hier nur insoweit eingegangen werden, als dies zum Verständnis der im folgenden versuchten Charakterisierung nach biologischen Gesichtspunkten erforderlich erscheint.

Die im Abstand der Probenentnahmen durchgeführten *Temperaturmessungen* geben nur einen unvollkommenen Einblick in den Temperaturgang der untersuchten Gewässer. Dies trifft besonders für die Bäche zu, die bei ihrer geringen Tiefe und nur mäßigem Gefälle nicht unbedeutend den Tagesschwankungen der Lufttemperatur folgen bzw. auf Einstrahlung reagieren. So liegt z. B. zweifellos das von uns gemessene Temperatur-Jahresmaximum sowohl der Linach mit 13,3° C (im Mai!) als auch das des Mäderstalbaches (12,0° C im August) selbst für das relativ kühle Jahr 1954 zu nieder. Dies zeigt sich recht augenfällig in dem verhältnismäßig frühzeitigen Verschwinden des kaltstenothermen *Hydrurus foetidus* aus der Linach, dessen obere Temperaturen nach WEHRLE (1942) bei etwa 16 bis 17° C liegen. Man muß annehmen, daß diese Temperatur zeitweilig schon im Laufe des Juni erreicht worden ist und das Absterben der Chrysophyceen verursacht hat. Andererseits bleiben die Durchschnitts-Bachttemperaturen selbstverständlich hinter den Oberflächentemperaturen des Linachstausees zurück: andere kaltstenotherme Algen wie *Diatoma hiemale* var. *mesodon*, *Meridion circulare* und *Ceratoneis arcus*, die in den Bächen ganzjährig auftreten, vermögen sich im See eingeschwemmt nur während der kälteren Jahreszeit zu halten. Im ganzen dürften beide Bäche im Jahre 1954 etwa am Grenzpunkt zwischen sommerwarm und sommerkalt im Sinne RUTTNERs mit Tendenz zu letzterem gelegen haben.

Die aus der geringen Karbonathärte und der freien Kohlensäure resultierenden *pH-Werte* schwanken nicht ganz unbedeutend, sie liegen im allgemeinen deutlich im sauren Bereich und erreichen bzw. überschreiten nur gelegentlich den Neutralpunkt; die tiefsten Werte liegen bei 6,06 (Linach) bzw. 6,05 (Mäderstalbach), die höchsten bei 7,08 (Linach) und 7,39 (Mäderstalbach), der Mittelwert liegt bei beiden Bächen mit 6,6 bis 6,7 im schwach sauren Milieu. Dementsprechend finden sich in Flora und Fauna azidophile Elemente, die allerdings nicht sehr wesentlich in Erscheinung treten. (Noch stärker treten bei der niederen Härte naturgemäß ausgesprochen alkali-, bzw. calciphile Formen in den Hintergrund.) Huminsäuren bzw. ganz allgemein Huminstoffe im weiteren Sinne sind jedenfalls nicht in bedeutenderer Menge vorhan-

den, wie das auch der relativ niedere Kaliumpermanganat-Verbrauch der Bachwässer (4,0 bis 10,7 mg/l) und die Wasserfarbe des Linachstausees bestätigen. — Nach den neuesten Ergebnissen ELSTER's (1955) zeigen die im Arbeitsbereich der Hydrobiologischen Station für den Schwarzwald liegenden Fließgewässer und Seen (Titisee-Schluchsee-Gebiet) durchweg geringere pH-Werte, der KMnO_4 -Verbrauch liegt dort häufig beträchtlich höher als bei unseren Bächen.

Die Sauerstoffsättigung der Linach — umgerechnet nach der Tabelle von OHLE auf den der Ortshöhe des Linachstausees von 840 m ü.NN. entsprechenden mittleren barometrischen Druck von 689,4 mm Hg (s. Gesamttabelle) — betrug im Mittel aller Untersuchungen 97,9 %, die Extremwerte liegen hier bei 85,5 und 103,7 %. Für den Mäderstalbach wurden folgende entsprechende Werte festgestellt: 95,5 % bzw. 90,1 und 105,3 %. Während in der Linach die 100 %-Sättigungsgrenze in 60 % aller Fälle überschritten wurde, war dies im Mäderstalbach nur einmal der Fall. Da an letzterer Entnahmestelle im allgemeinen mit den jeweiligen Untersuchungsserien begonnen wurde, kann dieser Unterschied tageszeitlich bedingt sein.

Freie Kohlensäure wurde bei allen Untersuchungen in beiden Bächen festgestellt; sie bewegt sich mit 0,9 bis 4,4 mg/l in den normalen Grenzen und gibt jedenfalls wie auch die Sauerstoffgehalte erwartungsgemäß keinen Hinweis auf stärkere Verunreinigungen organischer Natur.

Der Nitratstickstoff liegt mit 2,5 mg/l NO_3 bzw. 570 mg N/ NO_3 pro m^3 im Durchschnitt der Linach und 2,7 mg/l NO_3 bzw. 615 N/ NO_3 pro m^3 im Mäderstalbach relativ hoch. Die festgestellten Maximalwerte von je 5 mg/l NO_3 bzw. 1130 mg N/ NO_3 pro m^3 werden von den „nitratreichen“ Bächen aus den angeführten Untersuchungen ELSTER's in keinem Fall erreicht. Die Erklärung für diese hohen NO_3 '-Werte könnte man bei der Linach zunächst in der Abwasserzufuhr durch die Gemeinde suchen, für den Mäderstalbach ist eine solche Erklärung jedoch nicht gegeben. Abgesehen hiervon liegen aber auch die N/ NO_2 -Werte mit im Durchschnitt weniger als 8 γ /l NO_2 bzw. 3 mg N/ m^3 und die N/ NH_4 -Werte mit meist weniger als 0,02 mg/l NH_4 bzw. 15 mg N/ m^3 immerhin so nieder, daß eine den N/ NO_3 -Mengen entsprechende Abwasserwirkung kaum angenommen werden kann. Trotzdem muß an die bei beiden Bächen gegebene Möglichkeit der oberflächlichen Auswaschung von Düngungsstoffen gedacht werden. Mit Sicherheit sind diese Fragen jedoch nicht zu klären, da Untersuchungen an den Quellen und im Anfang der Bachläufe nicht vorgenommen worden sind. Eine deutliche Nitratzehrung während der Hauptvegetationsperiode ist in den Bächen nicht durchweg festzustellen, immerhin sinken in dieser Zeit die Werte gelegentlich (besonders im Frühjahr) merkbar ab. Die beiden einzigen Ammonium-Mengen, die aus den übrigen Jahreswerten stark hervorstechen, wurden in beiden Bächen mit 0,13 mg/l NH_4 bzw. 100 mg N/ NH_4 pro m^3 (Linach) und 0,1 mg/l NH_4 bzw. 78 mg N/ NH_4 pro m^3 (Mäderstalbach) im Winter bei extremem Hochwasser (13. 1. 1955) gemessen.

Die Bestimmung des Phosphat-Ions ergab bei den Untersuchungen der beiden ersten Serien bedeutend höhere Werte als später, was jedoch durch die Änderung der Methodik bzw. der Erfassungsgrenze bedingt war. Von der dritten Serie an haben wir das Verfahren von AETKINS bzw. OHLE nach eingehender Prüfung angewandt und legen diese Werte der Beurteilung zugrunde. Die Phosphatgehalte beider Bäche waren insbesondere am 13. 1. 1955 in der

Hochwasserperiode und am 27. 4. 1955 bei der Schneeschmelze, die der Linach ferner am 9. 7. 1954 erhöht. Die Maximalwerte betragen (von der dritten Serie an) bei der Linach $38 \mu\text{l PO}_4'''$ bzw. $12 \text{ mg/m}^3 \text{ P/PO}_4$, beim Mäderstalbach $40 \mu\text{l PO}_4'''$ bzw. $13 \text{ mg/m}^3 \text{ P/PO}_4$. Da die übrigen Werte im allgemeinen wie außerdem alle Werte aus dem See selbst unter $10 \mu\text{l PO}_4'''$ liegen, kann man hier bezüglich der Maximalwerte tatsächlich von einer Auswaschung von Düngungsstoffen sprechen, während dies beim Nitrat nicht mit Sicherheit gesagt werden kann. Ein Zusammenhang zwischen hohen Phosphat- und Nitratwerten besteht im übrigen nicht. Zu den ermittelten hohen Phosphatgehalten kommen ferner am 13. 1. 1955 die bereits erwähnten extremen Ammonium-Werte.

Beim Nitrat und vermutlich auch beim Phosphat wird man jedoch kaum von einer derartigen Düngung mit Pflanzennährstoffen sprechen können, daß hierdurch eine Änderung des Trophiegrades eintreten würde.

Die Kieselsäuregehalte liegen zwischen $3,6$ und 6 mg/l SiO_2 bzw. 1670 und $2780 \text{ mg Si pro m}^3$ und zeigen nur vereinzelt Unterschiede bis zu 1 mg/l SiO_2 zwischen beiden Bächen.

Die Besiedelung der Bäche

setzt sich aus einem Gemisch von eury- und stenovalenten Formen zusammen, d. h. solchen mit mehr oder weniger weiter ökologischer Valenz, die für die Typisierung eines Gewässers im einzelnen weniger aussagen, und solchen, die bestimmte, enger umgrenzbare Ansprüche an ihre Umwelt stellen. In beiden Bächen überwiegen im Gesamtbild der erfaßten Flora, weniger in dem der Fauna, die ersteren Arten, wobei allerdings ausgesprochen ubiquistische Formen kaum in Erscheinung treten. Die Mehrzahl unserer Organismen mit größerer ökologischer Spannweite findet sich sowohl in Gewässern des oligotrophen als auch des — mäßig — eutrophen Typus, sie reichen also vom oligosaprobien bis in den β -mesosaprobien Bereich.

So verhalten sich in der Linach von insgesamt 26 Elementen aus der Algenflora, die zur Charakterisierung herangezogen werden können, 14 in diesem Milieu-Umfang indifferent, 6 Formen sind als stenotop oligosaprobien bzw. katharob (Reinstwasserformen) anzusprechen, die gleiche Anzahl Arten hat als vorwiegend β -mesosaprobien zu gelten. Im Mäderstalbach finden wir bei 19 Algenformen ein Verhältnis von indifferenten : oligosaprobien : β -mesosaprobien wie $10 : 4 : 5$, d. h. in beiden Bächen verhält sich der Anteil der Reinstwasserformen zu dem der für mäßig verunreinigtes Wasser typischen rund wie $1 : 1$. Nun sind jedoch nicht alle dieser berücksichtigten Formen gleich wichtig, die Beurteilung der Saprobienstufe muß vielmehr stets auch unter Berücksichtigung der quantitativen Verhältnisse erfolgen. Wie schon oben erläutert wurde, konnten im flachen Wasser der Bäche, die kein Plankton führen, keine quantitativen Fänge durchgeführt werden; die Käscher- und Pfahlkratzerfänge ermöglichen lediglich relative Schätzungen, die jedoch im Falle der vorwiegend sessilen Algen mindestens ein ausreichendes Bild der quantitativen Zusammensetzung dieses Teiles der Biozönose geben sollten. Für die Linach schälen sich nach Ausscheidung der seltener auftretenden Begleitformen folgende Hauptarten heraus:

Nicht-Diatomeen: *Hydrurus foetidus* (o)
Ulothrix zonata (?) (i)
Batrachospermum spec. (i)

Diatomeen: *Diatoma hiemale* var. *mesodon* (o)
Meridion circulare (o)
Ceratoneis arcus mit var. *amphyoxis* (o und i)
Cocconeis placentula var. *klinoraphis* (i)
Cymbella ventricosa (β-m)

hiervon sind vier oligosaprob bis katharob, vier als oligo- bis β-mesosaprob und eine als β-mesosaprob anzusprechen. Im Mäderstalbach stellen wir folgende Diatomeen als Leitformen fest:

Tabellaria fenestrata (i)
Diatoma hiemale var. *mesodon* (o)
Meridion circulare (o)
Fragilaria spec. (i)
Synedra ulna (β-m)

d. h. zwei oligosaprobe, zwei indifferente und eine β-mesosaprobe.

Im Falle der *B a c h f a u n a* ist die Beurteilung insofern etwas erschwert, als Käsker- und Kratzerfänge oft nur Zufallsfunde erbringen; um zu einem dem botanischen Material äquivalenten zoologischen Vergleichsmaterial zu kommen, wäre daher eine größere Anzahl qualitativer Fänge erforderlich gewesen. Diese waren jedoch aus zeitlichen Gründen nicht zu beschaffen, die faunistischen Ergebnisse müssen daher unter diesem Gesichtspunkt mit einer gewissen Einschränkung beurteilt werden.

Von insgesamt 15 festgestellten Faunenelementen der Linach bleiben nach Herausnahme der Zufallsfunde folgende Formen:

Protonemura spec. (i)
Baetis spec. (o)
Halesus spec. (o)
Orthoclaadiinae (i)
Diamesa spec. (o)
Simulium spec. (o)
Ancylus fluviatilis (i)

Hiervon sind vier Charakterformen für oligosaprobe Verhältnisse, drei finden sich sowohl im oligotrophen als auch im eutrophen Bereich, ausgesprochene Indikatoren für β-Mesosaprobie fehlen. In den Fängen aus dem Mäderstalbach fanden sich 10 Tierarten; berücksichtigen wir wiederum nur die relativ häufigeren Formen bzw. Formengruppen:

Baetis spec. (o)
Orthoclaadiinae (i)
Corynoneurinae (o)
Simulium spec. (o)

so verbleiben drei Elemente, die mehr oder weniger für Oligosaprobie charakteristisch sind, und eine indifferente Gruppe.

Insgesamt gesehen können wir somit die Bäche nach den physikalischen Verhältnissen und der chemischen Beschaffenheit ihres Wassers wie auch nach der Analyse ihrer Biozönosen als vorwiegend oligotroph mit mäßig mesotrophem Einschlag kennzeichnen. Bäche dieser Art können zur Speisung von Trinkwasserstauseen herangezogen werden, vorausgesetzt, daß die nachfolgend für das Beispiel des Linachstausees empfohlenen Aufbereitungsmaßnahmen durchgeführt werden.

B. Linachstausee

Der Linachstausee besteht seit etwa dreißig Jahren. Er liegt in einem Kerbtal, das sich in West-Ost-Richtung erstreckt. Die seitlichen Ufer sind verhältnismäßig steil (Böschungswinkel ca. 30°). Auf Station Seemitte (50 m oberhalb Staumauer) wurde die Tiefe mit 16 bis 21 m ermittelt, der Wasserstand schwankt also ganz erheblich. Trotzdem ändert sich die Breite des Stausees, die rund 150 m beträgt, wegen der steilen Ufer nur wenig, wohingegen die Länge erheblich, und zwar zwischen 750 und 1000 m variiert. Im Bereich der Wasserstandsschwankungen, der sog. Grenzzone, findet sich eine Grasnarbe nur in der Gegend der Einmündung der Linach; die seitlichen Steilböschungen aber sind steinig und ohne Pflanzenbewuchs.

Physikalische und chemische Umweltfaktoren (u. a.).

Temperatur: Während der winterlichen Untersuchungen konnte, wie schon erwähnt, nur einmal (am 2. 3. 1955) in Seemitte ein Temperaturprofil aufgenommen werden, das eine klare inverse Schichtung unter Eis zeigt; die gesamte Wassersäule von 0—15 m Tiefe ist dabei kräftig ausgekühlt. Im beginnenden Frühjahr des ersten Untersuchungsjahres (14. 4. 1954) läßt sich bereits eine leicht angedeutete direkte Schichtung erkennen, während in der April-Serie des zweiten Jahres (27. 4. 1955) bei wesentlich höheren Temperaturen die Schichtungsverhältnisse noch durchaus unklar sind. Von Mai bis August steigen die Temperaturen des Sees in allen Tiefen an, die höchste Oberflächentemperatur betrug am 20. 8. 1954 16,8° C, am gleichen Tag wurde mit 14° C auch die höchste Temperatur über Grund gemessen. Hierbei ist wiederum zu beachten, daß das Sommerhalbjahr 1954 extrem niedere Lufttemperaturen bei oft beträchtlicher Luftbewegung aufwies; es ist wahrscheinlich, daß in wärmeren Sommern die Temperaturen des Seewassers höher liegen werden und daß bei geringerer Luftbewegung evtl. auch die Spanne zwischen Oberflächen- und Tiefentemperatur während der Sommerstagnation etwas größer sein wird, als dies durch unsere Untersuchungsergebnisse zum Ausdruck kommt. Mitte Oktober sind die Wassertemperaturen im ganzen Profil schon um 5 bis 6° C gefallen, gegen Ende November (25. 11. 1954) ist praktisch Homothermie erreicht. Zur längeren Ausbildung einer dreistufigen Temperaturschichtung mit Epi- und Hypolimnion und dazwischenliegender Sprungschicht kam es im Untersuchungsjahr 1954 im Linachstausee offenbar nicht, zumindest konnte eine solche im Profil mit 5-m-Abständen nicht nachgewiesen werden. Es ist nicht unwahrscheinlich, daß der See allgemein dem zweistöckigen Typus mit „Oberflächensprungschicht“ angehört, den ELSTER in Ursee, Alb- und Mettmabecken und im Stausee Unterbränd feststellte.

pH-Werte: Entsprechend dem leicht sauren Charakter des Zuflusses liegen auch im Stausee die pH-Werte mit seltenen Ausnahmen fast durchweg unter dem Neutralpunkt. Klare Schichtungsverhältnisse sind bei den geringen Unterschieden in den Vertikalprofilen nicht erkennbar; dagegen fällt die Tatsache ins Auge, daß in den Sommermonaten der Mittelwert aus allen Tiefen wider Erwarten am niedrigsten liegt, im Früh- und Spätjahr dagegen am höchsten. Der Vergleich der pH-Mittelwertskurve für den See mit der entsprechenden Kurve für das Bachwasser zeigt, daß ersterer im Jahresgang seiner pH-Werte durchweg stark bachabhängig ist. Die Kurven stimmen nahezu vollkommen miteinander überein, wobei lediglich in der Zeit von April bis zum ausgehenden Sommer die Seewerte tiefer liegen als die Bachwerte, während

vom Herbst bis zum Winterende der See einen geringfügig höheren pH-Wert als der Bach aufweist. Für das sommerliche Absinken der Werte und den bemerkenswerten Anstieg im Herbst ist die gleichzeitige Zunahme bzw. Abnahme der freien Kohlensäure verantwortlich, die bei der sehr niederen Karbonathärte schon durch geringe Schwankungen starke pH-Änderungen hervorrufen kann. Dies ist auch aus den Jahreskurven der pH-Werte und der freien Kohlensäure ersichtlich. (Abb. 6 bis 8).

Gelöster Sauerstoff: Hinsichtlich seiner Sauerstoffverhältnisse zeigt der Linachstausee vorwiegend oligotrophen Charakter. Eine deutliche O₂-Schichtung ist von April bis einschließlich August (wahrscheinlich auch noch zeitweise im September) ausgebildet; die in dieser Zeit zu beobachtende Übersättigung der oberflächlichen Schichten hält sich jedoch in mäßigen Grenzen und ist wohl nur teilweise auf die Assimilationstätigkeit des Phytoplanktons zurückzuführen. Im Hochsommer gehen die Sättigungswerte über Grund zwar kräftig zurück, werden jedoch, wie die Ergebnisse der Oktoberserie erkennen lassen, zu Beginn der Zirkulationsperiode rasch wieder ausgeglichen. Etwas zu denken gibt der niedere O₂-Wert (76,9 %) des Oberflächenwassers am 13. 1. 1955 unter schwacher Eisdecke (entnommen am Überlauf an der Stau-mauer); leider war es an diesem Tag nicht möglich ein Profil durchzuführen, so daß der einzelne Wert nicht weiter diskutierbar erscheint. Im März wurde aber ebenfalls unter (dickerer) Eisbedeckung an der Oberfläche eine relativ niedere Sättigung (88,8 %) ermittelt, eigenartigerweise zu einem Zeitpunkt, an dem dicht unter dem Eis eine Flagellatenhochproduktion zu beobachten war. (Die außerordentlich hohe Zellzahl der Flagellaten könnte allerdings in diesem Fall teilweise auch dadurch erklärt werden, daß es sich um eine aktive Zusammenrottung durch Phototaxis im Eisloch handelt, da die Phytoplanktonprobe erst etwa drei bis vier Stunden nach Öffnung des Eises entnommen wurde.) Bei dieser Probenentnahme lag das Maximum der Sauerstoffsättigung in 10 m Tiefe. Die Kohlensäurewerte nahmen ebenfalls zur eisbedeckten Oberfläche hin ab, jedoch gradlinig ohne Knick bei 10 m Entnahmetiefe. Unter Eis ist demnach kein antagonistisches Verhalten von Kohlensäure und Sauerstoffsättigung festzustellen, wie es sonst allgemein beobachtet wird.

Die zweitägigen Sauerstoffzehrun-gen betragen in den Profilen 0—2,4 mg/l O₂ und zeigen meist eine Anlehnung an den Zehrwert des speisenden Baches. Dementsprechend werden erhebliche Werte über 1 mg/l Sauerstoffzehrung nur in der Untersuchungsreihe unter Eis erzielt. Bei der Untersuchung vom 27. 4. 1955 wurden im Profil der Seemitte mit Ausnahme der tiefsten Stellen bedeutend höhere Sauerstoffzehrungswerte als in der Linach selbst ermittelt. Bei den zum Teil auftretenden negativen Sauerstoffzehrun-gen, einer Erscheinung, die in letzter Zeit in Fachkreisen mehrfach diskutiert wurde, kann es sich wohl nur um irgendwelche mikrobiologischen Vorgänge handeln. Während der Hochwasserperiode am 13. 1. 1955 waren die Sauerstoffzehrungswerte außerordentlich niedrig. Die Linach hatte dagegen gleichzeitig einen relativ hohen Kaliumpermanganatverbrauch.

Die freie Kohlensäure zeigt im See annähernd denselben Jahresverlauf wie in der Linach. Zu einer vollkommenen CO₂-Zehrung kommt es im freien Wasser anscheinend nur selten, sie wurde im Juli in 0 und 5 m Tiefe in der Nähe der Bacheinmündung und in der Uferzone beobachtet, auf Station Seemitte dagegen nie. Eine klare CO₂-Schichtung im Vertikalprofil Seemitte

ist ebenfalls nur in seltenen Fällen ausgebildet, am deutlichsten war sie noch im Mai (Assimilation!) und, wie schon erwähnt, merkwürdigerweise am 2. 3. 1955 unter Eis zu beobachten.

Die 10-m-Stufe der Seemitte fällt am 9. 7. 1954 durch ein starkes Kohlensäuremaximum und am 20. 8. 1954 durch ein Kohlensäureminimum auf. Zusammenhänge mit den biologischen Feststellungen sind hier nicht ersichtlich. Die ermittelten Kohlensäuregehalte in der Schwankung von 0—4,8 mg/l CO_2 sind relativ niedrig, sie sind aber infolge der geringen Karbonathärte nicht zugehörig, sondern wirken aggressiv. Dabei sind diese Kohlensäuregehalte, insbesondere auch in ihren eigentlich nur im Sommerhalbjahr wesentlich unterschiedlichen Werten für das technische Verhalten des Wassers weniger ausschlaggebend, als vielmehr das weiche und daher kalkauflösungsfähige Wasser selbst, das auch im eisernen Rohrnetz infolge der mangelnden Karbonathärte allein eine Kalkrostschicht nicht ausbilden kann. Auf die hiermit im Zusammenhang stehenden Fragen wird noch an späterer Stelle eingegangen.

Auch in der Karbonathärte und bei einem Teil der gelösten Nährstoffe (Nitrat, Silikat) ist die Abhängigkeit des Sees vom speisenden Bach klar erkennbar.

Entsprechend dem Chemismus sehr weicher Schwarzwaldgebirgswässer ist die Karbonathärte sehr niedrig; sie liegt im allgemeinen zwischen 0,6 und 1,0 Grad deutscher Härte. Ähnlich liegen die Verhältnisse bei der Calcium- und Magnesiumhärte. Die sich daraus ergebende Gesamthärte überwiegt die Karbonathärte nur um ein geringes, so daß die bleibende Härte stets relativ niedrig ist. Aus diesem Grunde, und da ferner nach den geringen Trockenrückständen etwa vorhandenes Alkalisulfat kaum oder zumindest nicht in nennenswerten Mengen vorhanden sein kann, war es nicht erforderlich, Sulfatbestimmungen durchzuführen.

In einigen Fällen war die Karbonathärte um 0,1 bis 0,2° d. H., in einem Falle um 0,3° d. H. höher als die Gesamthärte. Dies ist auf eine Summierung der normalen Methodenfehler beider Bestimmungen zurückzuführen, die bei sehr weichen und sulfatarmen Wässern ab und zu auftritt.

Wesentliche echte Schichtungen der Härte und dementsprechende Erscheinungen einer biogenen Entkalkung lassen sich im Stausee nicht erkennen, allenfalls bei der Karbonathärte in der Serie vom 25. 5. 54. Die Unterschiede der Karbonathärte in den einzelnen Serien (Abb. 10) dürften weniger auf die größere Löslichkeit von Karbonaten durch wärmeres Wasser als vielmehr durch das Lösungsvermögen der freien Kohlensäure bedingt sein, wie auch die Gegenüberstellung der Jahreskurven der Kohlensäure- und Karbonathärte-Durchschnittswerte immerhin eine gewisse Parallele zeigt. Dabei sind Abweichungen und Verschiebungen unausbleiblich, zum Teil auch verursacht durch Niederschläge und Schmelzwässer.

Der niedrigste Kaliumpermanganatverbrauch wurde am 2. 3. 1955 bei der Untersuchungsserie unter Eis an der tiefsten Stelle der Seemitte bei 15 m Entnahmetiefe mit 4,7 mg/l KMnO_4 ermittelt. Die gleiche Serie zeigte eine außerordentlich stete Zunahme des KMnO_4 -Verbrauches nach der Oberfläche hin. Bei den übrigen Untersuchungen war meist ein umgekehrtes Verhältnis festzustellen. Besonders die fünfte Untersuchungsserie ergab eine zwar nicht immer krasse, aber gradlinige Abnahme des KMnO_4 -Verbrauches gegen die Oberfläche hin. Es scheint, daß allgemein die Kaliumpermanganatverbrauche bis etwa 8 mg/l als normal betrachtet werden können. Bei folgenden hohen bis sehr hohen Werten können biologische Vorgänge zur Erklärung

herangezogen werden. So wurde bei der bereits erwähnten Untersuchung unter Eis am 2. 3. 1955 in Seemitte bei 0 m ein KMnO_4 -Verbrauch von 16 mg/l bei gleichzeitig hoher Flagellatenzahl festgestellt. Am 20. 8. 1954 waren die KMnO_4 -Verbrauche bei sämtlichen Proben erhöht. Zu dieser Zeit herrschte Hochproduktion in Crustaceenplankton. Die Untersuchungsreihe am 25. 5. 1954 in Seemitte zeigte bei einer Probe in 5 m einen KMnO_4 -Verbrauch von 16,2 mg/l, wobei in dieser Tiefe wiederum eine außerordentlich hohe Flagellatenproduktion beobachtet wurde.

Die am 13. 1. 1955 während der Hochwasserperiode am Pegel der Linach durchgeführte Untersuchung ergab einen KMnO_4 -Verbrauch von 10,3 mg/l. Am Überlauf der Staumauer wurden nur noch 6,3 mg/l KMnO_4 -Verbrauch ermittelt. In diesem Falle hat der Stausee zweifellos das Absetzen einer Menge von ungelösten Trübungsstoffen bewirkt, was auch aus den Angaben über Farbe und Aussehen dieser Proben hervorgeht.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß der KMnO_4 -Verbrauch der Wässer im allgemeinen in normalen Grenzen liegt. Deutliche Hinweise auf die Anwesenheit von Huminstoffen geben uns die Permanganatzahlen nicht. Der direkte Huminstoffnachweis war selbst bei dem am 13. 1. 1955 durchgeführten Untersuchungen während der Hochwasserperiode negativ.

Zusammenhänge zwischen den ermittelten Glühverlusten und den Permanganatzahlen lassen sich nicht auffinden. Zur Bestimmung der Trocken- und Glührückstände, die trotz eines relativ gleichartigen Chemismus zum Teil erhebliche Schwankungen aufweisen, muß bemerkt werden, daß die organischen, teils biologischen Inhaltsstoffe der Wasserproben bei dem außerordentlich niedrigen Gehalt an anorganischen Salzen sicher eine erhebliche Ungenauigkeit in der Bestimmung verursacht haben.

Der Trockenrückstand betrug im Mittel für die Linach 42 mg/l, für den Stausee 36 mg/l; der Glühverlust 17 mg/l bzw. 14 mg/l. Demnach sind die Werte des Stausees im ganzen niedriger, was vermutlich mit den Sedimentationsvorgängen zusammenhängt.

Es ist nicht möglich, aus den ermittelten Trockensubstanzen bzw. Glührückständen Aussagen über die zu erwartende Filterbelastung zu machen. Zu dieser Frage werden zweckmäßig die Ergebnisse der Rohvolumenbestimmung der Netzfänge herangezogen.

Im Hinblick auf den meist vorhandenen Eisengehalt der in den Wässern enthaltenen ungelösten Trübungsstoffe sind Zusammenhänge zwischen der Trübung, gleichzeitig festgestellt durch die Membranfiltration, und den ermittelten Eisengehalten zu beobachten. Daher kann angenommen werden, daß die meisten erhöhten Eisengehalte bei einer Filtration leicht entfernt werden können. Im allgemeinen liegen die Gehalte an gelöstem Eisen nicht sehr hoch, so daß keine Störungen in dieser Hinsicht zu erwarten sind. Dementsprechend wurden nur in zwei Fällen, bei gleichzeitig durch Trübungsstoffe erhöhten Eisengehalten, Mangan Gehalte in der Größenordnung von 0,02 mg/l ermittelt. Bei allen anderen Proben wurde Mangan bei einer Erfassungsgrenze von 0,01 mg/l nicht nachgewiesen.

Die Chloridgehalte schwanken an den einzelnen Entnahmestellen im See und in den Tiefenprofilen nur unwesentlich und sind in der Größenordnung von dem Chloridgehalt der Linach abhängig, mit dem wiederum die Chloridgehalte des Mäderstalbaches identisch sind. Es sei hier hervorgehoben,

daß letzteres im allgemeinen für den gesamten Chemismus gilt. (Dadurch ist in diesem Falle die Vergleichbarkeit Mäderstalbach—Linach durchaus gegeben.) Die festgestellten Chloridgehalte betragen 0,4 bis 2,3 mg/l Cl⁻ und sind durchweg als außerordentlich niedrig zu bezeichnen. Direkte Abwassereinflüsse sind dadurch nicht nachzuweisen.

Nitrit-Ion wurde bis zu einer Erfassungsgrenze von 2 bzw. 10 γ /l überhaupt nicht nachgewiesen, abgesehen von einer Probe in Seemitte bei 20 m Tiefe am 15. 10. 1954, bei welcher 2 γ /l NO₂' ermittelt wurden.

Wesentliche Ammoniumgehalte wurden lediglich in der Hochwasserperiode am 13. 1. 1955, wahrscheinlich durch Auslaugung von Dungstoffen, nachgewiesen. Bei den Untersuchungen unter Eis wurde an allen Stellen Ammonium festgestellt, jedoch nur in geringerer Menge und ohne nennenswerte Unterschiede zwischen den einzelnen Tiefen. (Gleichzeitig geringe O₂-Sättigung!)

Das Nitrat-Ion beansprucht im vorliegenden Falle weniger Interesse im hygienischen oder etwa im technischen Sinne, als vielmehr im Hinblick auf seine biologische Bedeutung, nämlich als ausgesprochener Pflanzennährstoff. Die Analysen zeigen innerhalb der einzelnen Serien keine wesentlichen Unterschiede im Nitratgehalt (s. Abb. 12). Eine Ausnahme macht die Serie unter Eis vom 2. 3. 1955, bei welcher nach der Oberfläche hin eine ausgesprochene Abnahme der Werte, möglicherweise infolge Zehrung durch biologische Produktion, zu beobachten war. Es ist ferner innerhalb der Profile auffallend, daß der Nitratgehalt der 10-m-Stufe meist bedeutend niedriger ist als an anderen Stellen, und es muß hier an die bereits erörterten Erscheinungen hinsichtlich der Kohlensäureverhältnisse in der gleichen Tiefenstufe erinnert werden. Jedoch ist auch bei diesen Unterschieden im Nitratgehalt kein Zusammenhang mit den biologischen Feststellungen ersichtlich.

Die Phosphatwerte im Stausee liegen, wie bereits bei der Besprechung der Bäche erwähnt, im allgemeinen unter 10 γ /l PO₄''. Eine Schichtung ist in den Vertikalprofilen nicht zu erkennen. Lediglich fällt auch hier wie beim Nitrat-Ion und bei der Kohlensäure eine Besonderheit der 10-m-Stufe in der Seemitte auf. Die Phosphatwerte sind hier meist am niedrigsten. Für die technische Beurteilung der Wässer muß festgestellt werden, daß die ermittelten Phosphatgehalte für die eventuelle Mitwirkung bei einer Schutzschichtbildung als zu niedrig anzusprechen sind.

Die Silikatgehalte (Abb. 14) schwanken zwischen 3 und 6 mg/l SiO₂. Innerhalb der einzelnen Serien sind meist nur geringe Unterschiede vorhanden, so daß auch hier Schichtungen nicht erkannt werden können. Die Gegenüberstellung der Jahresdurchschnittswerte aus dem Linachstausee mit den Werten der Linach zeigt, abgesehen von der Probe vom 15. 10. 1954, eine klare Parallele und somit also auch hier die Abhängigkeit der Stauseewerte vom speisenden Bach. Bei den relativ niedrigen Werten vom 25. 5. 1954 kann im Zusammenhang mit den biologischen Feststellungen eine leichte Silikatzeehrung erkannt werden, jedoch ohne Schichtung der Werte in den Vertikalprofilen. Die Höchstwerte liegen im Stausee im August und Oktober 1954, ferner (im Abfluß an der Staumauer gemessen) im Januar 1955 in der Hochwasserperiode bei 5 bis 6 mg/l SiO₂. Das Mittel aller Proben betrug 4,5 mg/l SiO₂. Damit erscheint auch von dieser Seite die evtl. Förderung einer Schutzschichtbildung im Rohrnetz etwas fraglich.

Die Besiedelung des Sees:

Flora und Fauna des Sees unterscheiden sich in ihrer qualitativen Zusammensetzung naturgemäß sehr erheblich von der des speisenden Baches. Einmal treten im stillen Wasser die sessilen Formen des lotischen Bereiches hinter den lenitischen zurück, zum anderen entwickelt sich in der pelagischen Region die mehr oder weniger autarke Lebensgemeinschaft des Planktons, die dem Bach vollkommen fehlt. So zeigt schon ein kurzer Überblick über die beiden Tabellen für die Besiedelung der untersuchten Gewässer, daß große systematische Gruppen aus dem Organismenbestand des Sees in den Bächen praktisch überhaupt nicht vorkommen (freischwebende Flagellaten, die meisten Desmidiaceen, Rotatorien, Cladoceren, Copepoden), während umgekehrt andere Floren- und Faunenelemente, die wichtige Bestandteile der Bachbiozönosen darstellen, auch selbst in der Uferzone des Sees fehlen, bzw. gegenüber anderen Formen in den Hintergrund treten (*Hydrurus foetidus*, *Batrachospermum*, zahlreiche Diatomeenarten, unter den Insektenlarven besonders die fast durchweg auf das fließende Wasser beschränkten Plecopteren, in unserem Falle auch die Ephemeriden und einige Tendipedidenarten).

Bei der Beurteilung des Talsperrenwassers auf seine Verwendbarkeit zu Trink- und Brauchwasserzwecken interessiert in erster Linie die Biologie der Freiwasserzone, auf sie soll daher bei der folgenden Betrachtung das Hauptaugenmerk gerichtet werden. Die wesentlichen Komponenten des Phytoplanktons im Linachsee sind:

- Nicht-Diatomeen: *Mallomonas caudata* (o)
Dinobryon cylindricum var. *alpinum* (o)
Rhodomonas lacustris (i)
Cryptomonas-Arten
Pandorina morum (β -m)
Cosmarium spec. (i)
Spondylosium depressum (?) (i)
- Diatomeen: *Cyclotella*-Arten (i)
Tabellaria fenestrata (i)
Ceratoneis arcus (o)
Fragilaria-Arten (i)
Asterionella formosa (i)

Von diesen zwölf Arten sind drei oligosaprob, acht indifferent und eine weitgehend β -mesosaprob.

Im Zooplankton sind zur Charakterisierung folgende Arten heranzuziehen:

- Asplanchna priodonta* (i)
Holopedium gibberum (o)
Daphnia longispina rectifrons (o)
Alona affinis (i)
Alonella nana (i)
Cyclops cf. *taticus* (o)

(*Alona affinis* und *Alonella nana* sind zwar keine Euplankter, ihr nicht gerade seltenes Auftreten im Pelagial ist jedoch in gewissem Sinne typisch für die litorale Beeinflussung der Freiwasserzone kleinerer stehender Gewässer.) Nach der ökologischen Valenz betrachtet, verhalten sich die oligosaproben zu den indifferenten Formen wie 1:1.

Gegenüber der Linach erweist sich der Trophiegrad des Stausees somit als etwas ungünstiger. Bei Einbeziehung der Litoralflora und -fauna, in der die

indifferenten Formen ein noch stärkeres Übergewicht zeigen, wird diese Tatsache noch deutlicher erkennbar.

Vergleicht man die floristisch-faunistischen Ergebnisse unserer Untersuchungen mit denjenigen, die von den Mitarbeitern Elsters in den Gewässern des Titisee-Schluchseegebietes gewonnen wurden, so ergibt sich in manchen typischen Zügen eine sehr gute Übereinstimmung. Allerdings zeigen sich auch bemerkenswerte Unterschiede, die zweifellos nicht zufällig genannt werden dürfen. Die drei Crustaceenarten, die im Plankton des Linachstausees ganz ausschließlich dominieren, *Holopedium gibberum*, *Daphnia longispina rectifrons* und *Cyclops cf. taticus* sind sehr charakteristische Faunenelemente der südlichen Schwarzwaldseen (HAUER-EICHHARDT 1954). Um so eigenartiger erscheint daher das völlige Fehlen der Angehörigen der Copepodenfamilie *Diaptomidae*, die in den Seen des Feldberggebietes mit drei Arten vertreten ist, sowie der Cladoceren gattungen *Bosmina*, *Diaphanosoma* und *Ceriodaphnia*, die ebenfalls wesentliche Bestandteile der pelagischen Fauna der südlichen Seen darstellen. Beim Phytoplankton ist der rein qualitative Vergleich schwieriger durchzuführen, da die Artenliste aus unserer Untersuchung den Umfang der KLOTTER'schen Florenliste (1954, 1955) bei weitem nicht erreicht. Dies ist unschwer darauf zurückzuführen, daß im Linachstausee entsprechend seinem weniger sauren Charakter die azidophilen Arten merklich zurücktreten. Etwa 50—60 % der von dem genannten Autor für die verschiedenen Seen seines Gebietes als gemein bezeichneten Arten wurden von uns auch im Linachstausee festgestellt, der Anteil der indifferenten Formen überwiegt hierbei denjenigen der stenotopen.

Die quantitativen Auszählungen der Planktonfänge im Stausee ergaben für die wichtigsten Formen folgenden Jahresrhythmus: Im Frühjahr setzt bereits zeitig (im April) die Entfaltung der Flagellaten *Rhodomonas* und *Cryptomonas* ein, die im Mai ein erstes Maximum erreichen. Während der Sommermonate geht der Bestand merklich zurück, um im Herbst noch einmal kräftig zum zweiten (Haupt-)Maximum anzusteigen. Auch in beiden Untersuchungswintern sind diese Arten recht zahlreich vertreten, sie werden jedoch hier wesentlich übertroffen von den bereits genannten kleinen Flagellaten und Schwärmern, die unter Eis massenhaft auftreten. — Im Gegensatz zu den genannten Formen tritt die wärmeliebende *Pandorina morum* erst im Mai auf, erreicht im Juli bereits ihr Maximum und erlischt wieder im Oktober. Ganz ähnlich verhält sich der große Dinoflagellat *Ceratium hirundinella*. Die gesamten Conjugaten mit *Cosmarium*, *Staurastrum* und *Spondylium* als Hauptvertreter sind typische Sommer-Herbstformen, die im Winter gar nicht, im Frühjahr nur sehr vereinzelt in Erscheinung treten. Unter den Diatomeen schälen sich nach dem jahreszeitlichen Auftreten deutlich zwei Hauptgruppen heraus: Die eine mit *Tabellaria fenestrata* und den *Fragilaria*-Arten — auch *Asterionella formosa* dürfte hierher gerechnet werden — findet sich während des ganzen Jahres und hat ihre Hauptentwicklung vom Frühjahr bis zum Herbst mit dem Schwerpunkt in verschiedenen Jahreszeiten (*Asterionella* im Früh-, *Fragilaria* im Spätjahr; *Tabellaria* zeigt während der Untersuchungsperiode keine klaren Verhältnisse), die andere Gruppe mit den kaltenothermen Formen *Diatoma hiemale* var. *mesodon*, *Meridion circulare* und *Ceratoneis arcus* bilden eindeutige Maxima in der kalten Jahreszeit (Frühjahr) und verschwinden im Sommer entweder ganz oder gehen doch stark zurück. *Synedra acus* fügt sich etwa in dieses Bild ein, ebenso die kleinen *Cyclotella*-Arten, während die mesosaprobe *Synedra ulna* nur vom späten Frühjahr

bis zum Herbst beobachtet wurde. — Das Rädertier *Asplanchna priodonta* fand sich lediglich im Mai 1954 in bemerkenswerter Menge. *Holopedium gibberum* war in seinem Vorkommen in diesem Jahr ebenfalls streng auf das Frühjahr beschränkt; die Entwicklung erreichte mit einem Massenvorkommen im Mai ihren Höhepunkt, dem ein sehr steiler Abfall gefolgt sein muß, da bereits die Julifänge die Art nicht mehr enthielten. *Daphnia longispina rectifrons* fehlt nur in den Wintermonaten vollständig, während des übrigen Jahres ist sie neben *Cyclops cf. tatricus* die beständigste Komponente des Planktons. Zur Zeit ihrer maximalen Entwicklung (Mai bis August) übertrifft sie an Individuenzahl alle übrigen Zooplankter. Die einzige perennierende Form des Crustaceenplanktons ist *Cyclops cf. tatricus*, der sich im ganzen Jahresverlauf häufig, zur Zeit seines Maximums, das sich an die Hauptentfaltungungsperiode von *Daphnia* im Spätsommer-Herbst anschließt, massenhaft vorfindet.

Für die vertikale Verteilung des Planktons, insbesondere der freischwebenden Algen, sind in erster Linie die Lichtverhältnisse maßgebend. Dank der verhältnismäßig geringen Tiefe des Linachstausees wirkt das Licht hier auf die gesamte Wassersäule ein, d. h. der See besitzt keine tropholytische Zone im eigentlichen Sinne. Exakte Lichtmessungen konnten von uns nicht durchgeführt werden, wir mußten uns bei der Beurteilung der Durchsichtigkeit des Wassers mit der einfachen Sichttiefenbestimmung mit Hilfe der SECCHI-Scheibe begnügen. Die Farbe des Sees liegt nach der FOREL-ULE-Skala bei 2—3, also stark im blaugrünen Bereich, d. h. das Wasser hat nur geringe Eigenfarbe, sein Absorptionsvermögen ist daher klein. Infolgedessen geben die Sichttiefenwerte in unserem Fall — wie etwa auch im Bodensee — weniger Aufschluß über die wahre Eindringtiefe des Lichtes als vielmehr über die Dispersion durch suspendierte Stoffe (Plankton, tote organische und anorganische Schwebestoffe). Im Mittel aus je sieben Werten der Stationen 2 und 3 (Einlauf und Mitte) ergibt sich für den Linachstausee eine durchschnittliche Sichttiefe von 5,4 m, die höchsten Werte wurden im ausgehenden Frühjahr nach dem Durchlauf des Schmelzwassers (Mai = 7,5 m) gemessen, die niedrigsten liegen im April 1955 bei 4,2 m (trübes Schmelzwasser) und im Juli 1954 bei 4,1 m. An diesen Zahlen mag zunächst einiges unklar erscheinen: der Höchstwert fällt mit den höchsten Rohvolumenzahlen zusammen, d. h. mit der augenscheinlich stärksten Planktonproduktion. Aus den Zählergebnissen in Phyto- und Zooplankton ist jedoch unschwer zu erkennen, daß das hohe Rohvolumen in dieser Zeit weitgehend durch das Crustaceenplankton bestimmt wird. Gegenüber den viel kleineren, im Wasser gleichmäßiger und feiner verteilten Algen spielen nun erfahrungsgemäß die relativ großen Tiere bei der Zerstreung des Lichtes nur eine sehr untergeordnete Rolle, sie beeinflussen die Sichttiefe kaum. Daneben war die Niederschlagsmenge des Monats (mit 64% des langjährigen Mittels in Furtwangen) relativ gering, es wurden dem See durch den Zufluß offenbar nur wenige Schwebestoffe zugeführt. Hieraus erklärt sich der hohe Sichttiefenwert für den Mai. Im Juli ging zwar das Plankton-Rohvolumen etwas zurück, dieser Rückgang ist jedoch vorwiegend durch das Crustaceenplankton bedingt; dazu führten andererseits überdurchschnittliche Niederschlagsmengen (107%) dem See wahrscheinlich reichliche Schwebestoffmengen zu, die in erster Linie für die geringe Sichttiefe in diesem Monat verantwortlich gewesen sein dürften. (Eine Bestätigung dafür hätte sich vielleicht in den Werten für Trocken- und Glührückstand finden lassen, die leider für den Juli fehlen.) Auf jeden Fall darf man annehmen, daß die Schwankungen in der Sichttiefe im Linachstausee nicht allein durch die

Planktonproduktion, sondern zu gewissen Zeiten (Schneesmelze, starke Niederschläge) maßgeblich durch die Zufuhr allochthoner Schwebestoffe bedingt sind.

Bei Betrachtung der vertikalen Planktonverteilung müssen wir uns auf die Station Seemitte und die Tiefen von 0—15 m beschränken. Ein orientierender Überblick über die Stufen- bzw. Schöpffänge zeigt bereits, daß sich das Plankton teilweise in der oberen 0—10-m-Schicht anhäuft, daß aber insbesondere beim Phytoplankton auch die Zahlen aus 15 m Tiefe noch recht beträchtlich sind, ein Zeichen dafür, daß eine gewisse Assimilationstätigkeit auch in dieser Tiefe noch möglich ist. Wirklich deutlich ist beim Phytoplankton eine Schichtung in der Gesamtzellzahl lediglich im Frühjahr (April) und Sommer (Juli) klar zu erkennen, schon im August ist die Verteilung über die Wassersäule mehr oder weniger gleichmäßig, teilweise sogar gegenläufig. Wie die $\%$ -Anteil-Tabelle für die Hauptalgengruppen erkennen läßt, trifft dies für alle Gruppen zu (Tabelle A). Beim Crustaceeplankton tritt die Schichtung wesentlich deutlicher zutage (vgl. Tabelle B). Hier sind im Sommer *Daphnia longispina* und *Cyclops* cf. *tatricus* mit über zwei Drittel der Gesamtpopulation sogar auf die obersten 5 m beschränkt, in den Frühjahrsmonaten reicht das Areal der drei Arten bis in 10 m Tiefe und nur im Herbst in der Vollzirkulation steht *Daphnia* vorzugsweise in tieferen Schichten.

Das gleiche Verteilungsbild ergibt sich etwa bei Betrachtung des Rohvolumens, d. h. des Gesamt-Absitzvolumens der Netzfänge. (Hier ist auf einen Umstand hinzuweisen, der bei der Beurteilung dieser Werte nicht außer acht gelassen werden darf: unsere Netzfänge wurden mit einem relativ grobmaschigen Netz — Müllerseide 8 — ausgeführt, da es uns in erster Linie auf die möglichst gute quantitative Erfassung des Crustaceenplanktons ankam. Das erheblich feinere Phytoplankton ist in diesen Fängen nicht quantitativ enthalten, da es zum großen Teil die groben Maschen passiert. Die Rohvolumenzahlen liegen daher insgesamt etwas zu nieder. Einen jeweils für die einzelnen Fänge geltenden Faktor zur Verbesserung der Werte vermögen wir nicht anzugeben, da uns das Rechnvolumen einer Anzahl Planktophyten aus dem Linachsee nicht bekannt ist. Im großen und ganzen dürften jedoch die tatsächlichen Rohvolumenwerte kaum mehr als 115—120 % der gemessenen Werte betragen.) Im Winter und im ersten Frühjahr (bis einschließlich April) lag das Rohvolumen in allen Tiefen des Beckens unter $0,5 \text{ cm}^3/\text{m}^3$, meist sogar unter $0,2 \text{ cm}^3/\text{m}^3$. In dieser Zeit ist die Planktonmenge am gleichmäßigsten über das Vertikalprofil verteilt. Der Anteil der Tiefenfänge (10—15 m) beträgt 13—28 % der Gesamtmenge. Bereits im Mai wird dann das Jahresmaximum mit rund $3 \text{ cm}^3/\text{m}^3$ im Durchschnitt der Wassersäule von 0—15 m erreicht; dabei stehen 66 % ($5,9 \text{ cm}^3$) des Planktons in 0—5 m, 32 % ($2,9 \text{ cm}^3$) in 5—10 m und 2 % ($0,16 \text{ cm}^3$) in 10—15 m. Im Juli gehen die Gesamtplanktonmengen um etwa ein Drittel zurück, die Hauptmasse (71 %) steht in 0—5 m, in der folgenden Stufe finden sich nurmehr noch 18 %, dagegen steigt der Anteil im tiefsten Fang auf 11 % an. — Einem solchen gelegentlichen Anstieg der Planktondichte in tieferen Schichten während der Hauptschichtungsperiode ist theoretisch kein allzu großer Wert beizumessen, da er durch kurzfristige meteorologische Umstände (Windwirkung) hervorgerufen werden kann. Für die praktischen Zwecke der Wasserentnahme und -aufbereitung haben solche Erscheinungen allerdings eine nicht zu unterschätzende Bedeutung, zeigen sie doch, daß auch während der Stagnationszeit die theoretisch stabile Schichtung mehr oder weniger aufgehoben werden kann. In solchen

Tabelle B

Vertikale Verteilung (%-Zahlen) der wichtigsten Planktoncrustaceen

<i>Holopedium gibberum</i>			
Tiefe	14. 4. 54	25. 5. 54	
0— 5 m	56 ‰	70 ‰	
5—10 m	40 ‰	70 ‰	
10—15 m	4 ‰	1 ‰	
<i>Daphnia longispina rectifrons</i>			
Tiefe	25. 5. 54	9. 7. 54	25. 11. 54
0— 5 m	73 ‰	68 ‰	5 ‰
5—10 m	26 ‰	26 ‰	56 ‰
10—15 m	1 ‰	6 ‰	39 ‰
<i>Cyclops cf. tatricus</i>			
Tiefe	25. 5. 54	9. 7. 54	25. 11. 54
0— 5 m	43 ‰	84 ‰	69 ‰
5—10 m	53 ‰	16 ‰	24 ‰
10—15 m	4 ‰	0 ‰	7 ‰

Fällen muß dann, wenn die Entnahme auch in tieferen Schichten erfolgt, mit einer z. T. beträchtlich verkürzten Filterlaufzeit gerechnet werden. — Aus dem Spätjahr liegt nur eine Serie Rohvolumenbestimmungen vom 25. 11. 1954 vor, die bereits in die Zirkulationsphase fällt und — abgesehen von den noch etwas höher liegenden absoluten Zahlenwerten — in der prozentualen Verteilung den winterlichen Verhältnissen nahekommt: die Temperaturschichtung ist, aufgehoben und das Plankton geht mit 55 : 25 : 20 ‰ wieder stärker in die Tiefe.

II. Bakteriologie

Die bakteriologischen Untersuchungsergebnisse zeigen deutlich den Einfluß der Linach auf den ganzen See. Eine Eigentümlichkeit des Stausees selbst z. B. in den verschiedenen Temperatur-, Stagnations- und Umwälzungsverhältnissen kann nicht erkannt werden.

Bei der gegenüber dem Bachwasser verständlicherweise bedeutend stärkeren biologischen Produktion im Stausee hätte vom biologischen Standpunkt aus eine höhere Größenordnung der Keimzahl als im Bach selbst erwartet werden können. Daß dies nicht der Fall ist, mag daran liegen, daß es sich bei unserer Bestimmung der Gesamtkeimzahl mittels Bebrütung auf Nährgelatine um eine insbesondere der hygienischen Beurteilung von Wässern dienende Konventionmethode handelt, die zweifellos nicht alle Wasserkeime erfaßt. Andererseits kann eine gewisse Sedimentierung von Bakterien, begünstigt durch die Adsorption an Schwebstoffen, im Stausee erfolgt sein. Wahrscheinlich aus diesem Grunde haben wir eine meist bessere bakteriologische Situation im See als im Bach festgestellt. Diese Aussage gilt für das ganze Staubecken. Eine weitere Klärwirkung von Station 2 zu Station 3 konnte allerdings kaum erkannt werden, allenfalls in bezug auf die Coli-Gehalte bei der letzten Untersuchungsserie am 27. 4. 1955. Bei der Untersuchung unter Eis sind überhaupt keine wesentlichen Unterschiede im ganzen Profil vorhanden, während bei dieser Serie die biologische Produktion in den einzelnen Schichten zum Teil sehr verschieden war. Während der sommerlichen Periode sind die meisten

bakteriologischen Ergebnisse, möglicherweise infolge Beeinflussung durch UV-Strahlen, am günstigsten. So wurden bei der Juliserie 1954 Colibakterien bei relativ niedrigen Keimzahlen kaum nachgewiesen.

Grundsätzlich müssen bei diesen Untersuchungen auf dem offenen Stausee die Oberflächenproben vorsichtig beurteilt werden, da durch das Befahren der Entnahmestellen eine besondere bakterielle Verunreinigung möglich ist. Ferner muß bei Vergleichen der bakteriologischen Verhältnisse in der Bachstation mit den Seestationen berücksichtigt werden, daß es sich bei den Bachproben praktisch um Momentaufnahmen handelt, während im See selbst bereits ein etwas konstanterer Zustand erreicht sein dürfte.

Zur Schwankungsbreite der bakteriologischen Untersuchungsergebnisse in Seen dürfen wir darauf hinweisen, daß wir im Bodensee Untersuchungen zur Klärung dieser Frage durchgeführt haben. Wir konnten dabei feststellen, daß bei nicht extrem hohen Keimzahlen und Coligehalten im allgemeinen eine Schwankungsbreite von nicht mehr als 100 % angenommen werden muß. Zur Frage der atypischen Coliformen sei bemerkt, daß man hier nicht ohne weiteres von Kaltblüterformen sprechen kann. Es kann sich hier vielmehr um Colikolonien handeln, die durch längeres Verweilen in einem artfremden Medium, d. h. in diesem Falle Wasser, degeneriert sind und daher atypische Nachweisercheinungen zeigen. Es ist deshalb durchaus möglich, daß in Gegenwart sowohl von typischen wie auch von atypischen Colikolonien pathogene Keime vorhanden sind, die bei der Aufbereitung des Wassers entfernt werden müssen.

Bei einigen Serien, besonders am 20. 8. 1954 und 15. 10. 1954, war zu beobachten, daß die tiefsten Stellen des Sees gleich hohe Coligehalte aufwiesen wie der Bach; in den oberen Schichten lagen die bakteriologischen Verhältnisse dagegen günstiger. Es ist möglich, daß diese Erscheinung durch die temperaturbedingte Einschichtung des Baches in der Tiefe des Stausees hervorgerufen wurde. Sie unterstreicht jedenfalls, daß der chemische und bakteriologische Zustand des Sees vom speisenden Bach durchaus abhängt.

Da ein Verbot der Aufbringung von Jauche bzw. Gülle im ganzen Einzugsgebiet eines Stausees nicht durchführbar ist, muß die Tatsache in Kauf genommen werden, daß eine Verwendung zu Trinkwasserzwecken neben der Filterung eine Entkeimung bedingt, die über das Maß einer Sicherheitschlorung hinausgeht.

Während der zehn Untersuchungsreihen wurden regelmäßig Geruchsprüfungen bei Chlordosierung durchgeführt, da aus der Literatur Fälle von chlorphenolähnlichem Geschmack und Geruch bei Anwesenheit bestimmter Pilze und Algen bekannt sind. Es handelt sich hierbei hauptsächlich um Actinomyceten, Blaualgen, *Chlorella*, *Scenedesmus* und *Nitzschia*. Wir haben in keinem Falle eine Abweichung vom normalen Geruch gechlorter Wässer feststellen können, während bei den von uns im Laboratorium vorgenommenen Chlordosierungen kleinste Spuren von zugesetztem Phenol zur Ausbildung eines ausgeprägten Chlor-Phenolgeruches genügen. Danach ist anzunehmen, daß bei der Beschaffenheit des Linachseewassers Schwierigkeiten durch Chlorung auch bei Zugaben von etwa 0,6 bis 1 mg/l nicht auftreten werden.

III. Die Aufbereitung eines gleichartigen Stauseewassers zu Trinkwasserzwecken

Um einen Überblick über die bakteriologische Beschaffenheit eines etwa gleichartigen Stauseewassers bei dessen vorgesehener Verwendung zu Trink-

wasserzwecken zu erhalten, gehen wir von der Annahme aus, daß man das Wasser an der Staumauer etwa in der mittleren Tiefe abziehen wird. Wir haben demgemäß alle bakteriologischen Ergebnisse der 5-m- und 10-m-Stufe Seemitte und dazu das Ergebnis der bakteriologischen Untersuchung vom Überlauf am 13. 1. 1955 gemittelt. Dabei erhielten wir für die Keimzahl einen Durchschnitt von 1385 Keimen pro ccm, für den Gehalt an *Bacterium coli* einen Mittelwert von 9 Kolonien pro 100 ccm. Die Schwankung der Einzelwerte betrug bei der Keimzahl 28 bis 10 500 pro ccm, bei den Coligehalten 0 bis 58 Kolonien pro 100 ccm.

Bei der vor der Entkeimung notwendigen Schnellfilterung eines derartigen Stauseewassers dürfte eine gewisse Verminderung der Keimzahl und des Gehaltes an *Bacterium coli* erfolgen. Trotzdem haben wir zur Gewinnung von Anhaltspunkten einige Male den Chlorbedarf im Bachwasser am Pegel und im überlaufenden Wasser an der Staumauer ermittelt.

	Linach 27. 4. 1955	Linach 2. 3. 1955	Überlauf an der Staumauer 13. 1. 1955 (Hochwasser)
Chlorbedarf mg/l Cl ₂	0,42	0,15	0,475
Keimzahl/ccm	9 800	333	7 647
<i>Bacterium coli</i> pro 100 ccm	90	11	45

Die Gegenüberstellung von Chlorbedarf und bakteriologischer Beschaffenheit zeigt hier eine deutliche Abhängigkeit, wie wir sie auch bei anderen Untersuchungen von Oberflächenwässern feststellen konnten. Dagegen ist ein Zusammenhang mit dem Kaliumpermanganatverbrauch und auch mit den Glühverlusten nicht zu erkennen.

Bei der in der Tabelle angegebenen Keimzahl von 9 800/cm³ wurde zwar nicht das bisher ermittelte absolute Maximum der Linachpegelprobe vom 20. 8. 1954 mit 12 200 Keimen pro ccm und 152 Colikolonien pro 100 ccm Untersuchungswasser, aber immerhin ein relativ hoher Wert erreicht. Ferner werden bei einer vorgeschalteten Schnellfilterung neben einer voraussichtlichen, wenn auch vielleicht nicht immer erheblichen Verminderung der Keimzahl und des Gehaltes an *Bacterium coli*, vor allem die wechselnden Planktonmengen und andere die Wirksamkeit des Entkeimungsmittels zehrende organische Schwebestoffe zurückgehalten. Daher kann in bezug auf die für den Modellfall des Linachstausees notwendige Chlorzusatzmenge ausgesagt werden, daß auch unter Berücksichtigung des Kaliumpermanganatverbrauches eine Chlorung von ca. 0,6 mg/l Cl₂ zur Entkeimung bei der nach der Schnellfilterung noch in geringerer Menge vorhandenen, jedoch nicht mehr stark schwankenden Chlorzehrung ausreichen müßte. Darüber hinaus ist eine Erhöhung der Chlorzusatzmenge insbesondere zur Verhinderung biologischer Beläge in der anschließenden Rohrleitungsstrecke zweckmäßig.

Als weiteres Entkeimungsmittel kommt neben einer wirtschaftlich nicht durchführbaren biologischen Langsamfilterung lediglich Ozon in Frage. Jedoch dürfte auch eine derartige Aufbereitung im Hinblick auf den erheblich größeren Kostenaufwand schon allein wegen der langen Versorgungsleitung kaum diskutabel sein, wenigstens in der heutigen Zeit. Auch fällt hierbei die erwünschte Nachwirkung in der Rohrleitung fort.

Bei den Erwägungen über die Beschaffenheit eines vom Stau abfließenden Wassers muß berücksichtigt werden, daß möglicherweise durch besondere

Strömungsverhältnisse sowohl bei einer gewissen Temperaturangleichung der Schichten als auch eventuell bei eisbedeckter Seeoberfläche ebenfalls Anteile aus oberflächlicheren Schichten abgesaugt werden. Im Hinblick auf die bakteriologische Beschaffenheit dürfte dies keine ungünstigeren Verhältnisse ergeben. Auch der Chemismus der oberen Schichten des Stausees ist im allgemeinen von der Gesamtsituation kaum abweichend. Jedoch muß der oft erhebliche Trübungsgrad, der ab und zu mit stark erhöhten Kaliumpermanganatverbräuchen zusammenfällt, Erwägung finden. Ferner stimmen diese Beobachtungen, jedenfalls in krassen Fällen, so am 25. 5. 1954 (Kaliumpermanganatverbrauch 16,2 mg/l) und am 2. 3. 1955 (Kaliumpermanganatverbrauch 16,0 mg/l) mit großer biologischer Produktion überein. Hierdurch können u. U. besonders in gewissen jahreszeitlichen Perioden stärkere Belastungen der Filter erfolgen, auf die deshalb hingewiesen werden soll. (Siehe auch die vorstehenden Ausführungen über die Planktongehalte.)

Zur Filterung eines Stauseewassers ist von unserer Seite aus zu bemerken, daß wir eine Fällmittelzugabe in diesem Falle nicht für notwendig halten. Ebenfalls erscheint eine Langsamfilterung nicht zweckmäßig, da die vermutlich nur geringe Fließgeschwindigkeit zu viel Raum für die Filter erfordern würde. Für eine größere Wasserversorgung sollten u. E. offene Schnellfilter mit anschließender Chlorung verwendet werden.

Bei unseren Ausführungen haben wir bereits in einigen Fällen die Frage der Aggressivität des Stauseewassers behandelt. Es ist vielfach üblich, Tal-sperrenwässer durch Kalkzugabe zu neutralisieren. Eine derartige Aufbereitung bedeutet zwar eine durchaus radikale Maßnahme, insbesondere im Hinblick auf unerwünschte biologische Beläge in den Rohrleitungen, erfordert jedoch verhältnismäßig hohe Bau-, Bedienungs- und Betriebskosten und ist nicht immer erwünscht. Im vorliegenden Falle ist der Kohlensäuregehalt nicht ausreichend, um so viel Karbonat zu bilden, wie zur Schutzschichtbildung erforderlich wäre, nämlich mehr als 2^o deutscher Härte. Ebenso wie bei anderen Verfahren, die eine Einstellung des Kalk-Kohlensäuregleichgewichtes und eine Zunahme der Karbonathärte bezwecken, wie das der Marmorrieselung, Magnesit- und Magnofilterung, müßte daher der Kohlensäuregehalt vor der Aufbereitung künstlich erhöht werden. Eine derartige Maßnahme wäre nur dann wirtschaftlich, wenn man die Kohlensäure bei Wässern, die von vorneherein Fällmittelzugaben verlangen, durch gleichzeitigen Zusatz von Soda und Aluminiumsulfat bilden würde. Ferner müßte bei Kalkwasserdosierung die Einstellung der Kalkzufuhr laufend unter Zuhilfenahme von pH-Meß-, Anzeige- und Regelgeräten überwacht werden, da bei Überbemessung des Kalkes ein laugenhafter Geschmack und Nachteile bei der Verwendung für Haus- und Wirtschaftszwecke auftreten können.

Ein Filterverfahren mit dem Zwecke einer Härtezunahme und Erreichung des Kalk-Kohlensäuregleichgewichtes ist zudem im vorliegenden Falle ohne Vorfilterung nicht anwendbar. Es erscheint uns daher vielleicht am zweckmäßigsten, für den Rohrschutz zu versuchen, mit einer Silikat-Phosphatdosierung auszukommen. Wesentlich ist dabei die laufende Kontrolle in verschiedenen einzubauenden Rohren. Für die Betonbauten wird ein spezieller Schutzanstrich notwendig sein. Hierbei wäre jedoch auf einen möglichen ungünstigen Einfluß von Teerprodukten (Phenole) auf das zu chlorende Wasser zu achten. Es sei an dieser Stelle erwähnt, daß das untersuchte Stauseewasser und auch das Bachwasser zum Anmachen von Beton durchaus geeignet erscheint.

IV. Schlußbetrachtung

Nach den vorstehenden Ausführungen ist der Linachstausee in Übereinstimmung mit den Ergebnissen der Bachuntersuchungen noch als rein zu beurteilen. Auch eine stärkere fortlaufende Verschlechterung der Seebeschaffenheit ist im allgemeinen nicht zu erwarten, da, wie bereits ausführlich betont, der Chemismus des Stausees und auch die bakteriologische Beschaffenheit wesentlich vom Bachwasser abhängig ist, und dieses voraussichtlich, solange eine Veränderung der wirtschaftlichen und agrarwirtschaftlichen Struktur des Einzugsgebietes nicht erfolgt, in absehbarer Zeit den gleichen Zustand behalten dürfte.

Andererseits gibt der jetzige Zustand dieses verhältnismäßig jungen, künstlich angelegten Sees noch keine Hinweise auf den künftigen Gang seiner Entwicklung. Ein Vergleich mit den zweifellos mehr zur Dystrophie neigenden südlichen Schwarzwaldseen ist allein schon auf Grund ihrer Entstehung, ihrer Umgebung und ihres Alters nicht gegeben.

Bei der Behandlung der Frage, ob ein Fortbestand der augenblicklichen Beschaffenheit des Talsperrenwassers angenommen werden kann, muß insbesondere im Hinblick auf die Übertragung der hier diskutierten Ergebnisse auf Parallelfälle eine Einschränkung hinsichtlich des Bodengrundes gemacht werden. Es wird nicht unwichtig sein, ob der für eine Talsperre in Aussicht genommene Stauraum steinig ist oder welchen Bewuchs er aufweist. Bei Weidegrund müssen gegebenenfalls die möglichen Auswirkungen der Verrottungserscheinungen beachtet werden. Insbesondere wird man auf moorige Zonen im Staugebiet achten müssen. Eine Beurteilung dieser Frage ergibt sich am zweckmäßigsten durch den Vergleich mit ähnlichen bereits bestehenden Talsperren. Bei der Begutachtung der Ergebnisse aus dem Linachstausee wurden die Untergrundverhältnisse und deren eventuelle Auswirkungen nicht berücksichtigt, weil uns die Verhältnisse vor dem Stau nicht bekannt sind.

Die regelmäßig durchgeführte Vergleichsstation am Mäderstalbach läßt auf Grund der erhaltenen Untersuchungsergebnisse, ebenso wie man bei dem sehr ähnlichen Einzugsgebiet und den vergleichbaren geologischen Verhältnissen erwarten konnte, eine gute Übereinstimmung mit der Linach erkennen. Dadurch wäre eine Übertragung der Ergebnisse aus dem Modellversuch am Linachstausee in bezug auf Voraussagen über das Verhalten und die Beschaffenheit eines Stausees im Mäderstal in etwa gerechtfertigt. Eine weitere Übertragung der Ergebnisse als Planungsgrundlage für die Errichtung anderer Stauseen bzw. Trinkwassertalsperren im Schwarzwald wird allerdings nicht ohne weiteres möglich sein. Man wird jeden speziellen Fall unter Berücksichtigung der Beschaffenheit des Einzugs- und Staugebietes sowie der Wasserverhältnisse gutachtlich erörtern müssen.

Anhang

Artenliste der gefundenen Organismen Kurze allgemein-ökologische Charakteristik und Vorkommen in den verschiedenen Gewässern

Neben den quantitativen Schöpf- und Netzfängen zur Erfassung des Phyto- und Zooplanktons wurden in den Bächen und in der Uferzone des Linachstausees und im Mäderstalteich Käscher- und Kratzerfänge durchgeführt. Aus diesen Fängen ließen sich absolute Zahlen über die Besiedelungsdichte nicht ge-

winnen, sie wurden lediglich qualitativ ausgewertet und der relative Anteil der gefundenen Formen an der Besiedelung nach Frequenz und Abundanz in der üblichen Weise geschätzt. Die in den Tabellen hierfür verwendeten Zeichen bedeuten:

x = selten
xx = vereinzelt
xxx = öfters
xxxx = häufig
xxxxx = massenhaft

Die durch die Kürze der zur Verfügung stehenden Zeit bedingte Untersuchungsweise (Probenentnahme in den Bächen und am Seeufer an jeweils nur einer Stelle) brachte es mit sich, daß der Organismenbestand der Flachwasserstellen nur unvollkommen erfaßt werden konnte. Zur genauen Bestandsaufnahme hätten die Bachläufe und das Ufer des Stausees an möglichst zahlreichen, verschieden gearteten Stellen untersucht werden müssen. Da dies nicht möglich war, konnten schätzungsweise nur etwa 25—35 % der gesamten Bachflora und -fauna aufgenommen werden, ebenso fehlen in unseren Listen zweifellos zahlreiche Uferformen des Sees. Bei den Planktonorganismen des Linachstausees liegen die Verhältnisse wesentlich günstiger, hier dürften — von einigen unbedeutenderen Gruppen abgesehen — die wesentlichen Formen ziemlich vollständig erfaßt worden sein. Da weder in den Bächen noch im Stausee selbst quantitative Bodenfänge durchgeführt werden konnten, mußte leider auch auf die sonst recht aufschlußreiche Bearbeitung der eigentlichen Bodenfauna völlig verzichtet werden. Ein weiterer Umstand, der die eingehende biologische Beurteilung erschwerte, ergibt sich schließlich daraus, daß die Bestimmung gewisser Algen- und Tiergruppen nur durch den Spezialisten erfolgen kann. So ist insbesondere die Determination kleiner Flagellaten ohne feste Körperhülle in fixiertem Zustand oft überhaupt nicht möglich. Das gleiche gilt für bei der Fixation sich stark kontrahierende Rädertiere. Auch bei den kleinsten Diatomeen konnten wir gelegentlich die genaue Artzugehörigkeit nicht einwandfrei feststellen. Besonders schwierig gestaltet sich die Bestimmung von Insektenlarven, insbesondere dann, wenn es sich noch um sehr junge Stadien handelt. Daher muß sich der Nichtspezialist häufig damit begnügen, die Gruppenzugehörigkeit von Arten festzustellen. Da größere Formengruppen naturgemäß auch eine weitere ökologische Valenz aufweisen als die einzelne Art, lassen sie sich dann nicht mit der gewünschten Genauigkeit in das Saprobienstadium einreihen. Trotzdem dürfen wir annehmen, daß die wesentlichen biologischen Elemente für den Zweck der vorliegenden Arbeit in ausreichendem Maße erfaßt werden konnten und daß somit eine genügend begründete Beurteilung der in Frage stehenden Gewässer ermöglicht worden ist.

Abkürzungen der Fundorte: LB = Linach, LS = Linachstausee, MB = Mäderstalbach, MT = Mäderstalbachteich.

A. Flora

Cyanophyceae (Blaualgen):

1. *Microcystis aeruginosa* (?)

Planktonform mehr eutropher Gewässer (alkal. Bereich); β -mesosaprob. — LB: im Frühjahr und Sommer vereinzelt, MB: im Sommer vereinzelt; evtl. eingeschwemmt.

2. *Merismopedia punctata*
Tychoplankter. In kühlem Wasser, anscheinend alkali- und calciphil, ziemlich oligosaprob. — L S: im Sommer in Seemitte 0 m vereinzelt bis öfters, M B: im Sommer vereinzelt.
3. *Dactylococcopsis acicularis*
Plankter mit relativ großem pH-Bereich, verträgt auch leichte Verunreinigungen. — L S: im Frühsommer in Seemitte zusammen mit der vorgenannten Art (Oberfläche) häufig; M T: vereinzelt im Sommer.
4. *Dactylococcopsis raphidioides*
Weiteste ökologische Valenz, zur Charakteristik unbrauchbar. — L B: im Winter und Frühjahr vereinzelt bis öfters.

Flagellatae (Geißelalgen):

1. *Mallomonas caudata*
Oligosoprober Euplankter mit weiter pH-Spannweite. — L B: ganz vereinzelt im Frühjahr und Sommer, vermutlich eingeschwemmt; L S: zu allen Jahreszeiten im ganzen See nicht selten; M B: unbedeutend im Frühjahr.
 2. *Dinobryon divergens*
Euplankter mit großer ökologischer Valenz, häufig mit *Fragilaria* und *Asterionella formosa* vergesellschaftet. — L S: im Winter in Seemitte 0 m vereinzelt.
 3. *Dinobryon cylindricum* var. *alpinum*
Euplankter, vorwiegend Montanform des reinen Wassers. — L S: im Winter und Frühjahr im ganzen See vereinzelt bis häufig, fehlt in den Fängen aus den Sommermonaten gänzlich.
 4. *Rhodomonas lacustris*
Ziemlich euryöker Nannoplankter. — L S: während des ganzen Jahres, besonders im Frühjahr und Herbst in allen Teilen des Sees häufig; M B und M T: gelegentlich, bedeutungslos.
 5. *Cryptomonas*-Arten
(vorwiegend *Cr. crosa* und *ovata*, daneben gelegentlich auch *curvata* [?] u. a.) mit großer ökologischer Spannweite. — L B: bedeutungslos; L S: jahreszeitliche und vertikale Verteilung wie bei *Rhodomonas*, im ganzen jedoch nicht so zahlreich; M T: bedeutungslos.
- Kleine Flagellaten bzw. flagellatenähnliche Schwärmerstadien, die nicht näher bestimmbar waren, fanden sich zu allen Jahreszeiten im Plankton des Linachstausees, massenhaft wurden sie in den Wintermonaten bei Eisbedeckung direkt unter der Eisdecke angetroffen.
6. *Gymnodinium* spec.
L S: ohne Bedeutung.
 7. *Peridinium* spec.
Ziemlich weite ökologische Spannweite. — L S: im Winter und Vorfrühling 1955 vereinzelt oder auch häufiger an der Oberfläche.
 8. *Ceratium hirundinella*
Euplankter mit weiter ökologischer Valenz, eher wärmeliebend. — L B: unbedeutend; L S: im Frühjahr vereinzelt, im Sommer (in der Uferzone!) häufig bis massenhaft, fehlt in den Herbst- und Winterproben (!); M B: bedeutungslos; M T: vereinzelt im Sommer.
 9. *Pandorina morum*
Weite ökologische Spannweite, besonders wenn mit voriger Art vergesellschaftet Hinweis auf β -Mesosaprobie. — L S: von April bis Oktober vereinzelt, im Juli häufiger in allen Teilen des Sees; M T: vereinzelt im Sommer.
 10. *Hydrurus foetidus*
Kaltstenotherme Montanform, gilt als katharob, besser vielleicht oligosaprob, da (nach Wehrle) gegen vorübergehende leichte Verschmutzung nicht sehr empfind-

lich, pH-Grenzen 6,4—7,8, obere Temperatur-Grenze (nach Wehrle) 16—17° C. — LB: im Winter und Frühjahr bis Mai massenhaft, im Spätjahr spärlich. Wenn Hydrurus im weitere Verlauf des Baches ebenso massenhaft vorkommt, kann es zur Zeit seines Absterbens in größerem Umfang in den See eingeschwemmt werden und damit eine gewisse Belastung (Filter) darstellen.

Chlorophyceae (Grünalgen):

1. *Pediastrum spec.*
Wenig charakteristisch. — LB: bedeutungslos; LS: vereinzelt im Spätjahr in den Uferzonen.
2. *Scenedesmus quadricauda*
Ziemlich euryök, weist in den β -Mesosaprobe Bereich. — LB: vereinzelt im Frühjahr; LS: sehr selten, bedeutungslos.
3. *Ankistrodesmus falcatus var. duplex*
Weite ökologische Valenz, bei Hochproduktion β -mesosaprob. — LS: ohne Bedeutung.
4. *Ulothrix zonata* (?)
Bestimmung nicht ganz sicher. Die Ort hat relativ hohen O₂-Bedarf, daher nur im bewegten Wasser; liebt niedere Temperaturen, zeigt jedoch weitere ökologische Valenz als Hydrurus foetidus. LB: im Frühjahr öfters.
5. *Stigeoclonium tenue* (?)
Euryök, reicht sogar in den λ -mesosaprobe Bereich herein. — MT: ganz selten im Sommer.
6. *Oedogonium spec.*
(Nur in vegetativer Form vorliegend, daher nicht näher bestimmbar, ökologische Valenz fraglich.) — LS: nur einmal (November) zahlreich im Südufer.

Conjugatae (Jochalgen):

1. *Closterium Ehrenbergii*
Mit großer ökologischer Valenz, gilt als Charakterform der β -mesosaprobe Zone. — LB: vereinzelt im Sommer; MT: ebenso.
2. *Closterium Leibleinii*
Wie vorige, noch typischer für β -mesosaprob. — LB: im Frühjahr einmal beobachtet.
3. *Closterium spec.*
Eine weitere, nicht bestimmte Closterium-Art fand sich selten bis vereinzelt in LB und MB.
4. *Cosmarium bioculatum*
Alkaliphile Planktorform mit weiter Verbreitung. — LS: im Spätjahr und Winter vereinzelt bis öfters an der Oberfläche.
5. *Cosmarium spec.*
Eine weitere Cosmariumspecies, die nicht bestimmt werden konnte, fand sich vereinzelt bis öfters zu allen Jahreszeiten im freien Wasser und in der Uferzone des LS.
6. *Micrasterias rotata*
Oligosaprob und acidophil. — LS: im Frühjahr und Sommer vereinzelt in den Uferzonen.
7. *Staurastrum brevispina*
Acidophil, meist in Kleingewässern (stehenden). — LS: unbedeutend.
8. *Staurastrum dejectum*
Mit weiter ökologischer Valenz, dabei mäßig azidophil. — LS: im Sommer vereinzelt im tiefen Wasser (Oberfläche) und im Litoral.
9. *Staurastrum gracile*
Wie vorige. — LS: ebenso.

10. *Staurastrum* spec.
L S: Von Frühjahr bis Herbst vereinzelt im ganzen See (Maximum im Oktober in der Uferzone).
11. *Desmidiium Swartzii*
Kalkfeindliche, azidophile Moorform. — L S: in der Uferzone von Sommer bis Herbst vereinzelt.
12. *Spondylosium depressum* (?) und *Entwicklungsstadien*
(Bestimmung nicht ganz gesichert.) Mäßig mesotroph. — L S: Häufig bis massenhaft im Sommer und Herbst, letztere besonders im Juli; M T: im Sommer häufig.
13. *Spirogyra* spec.
Sicher mehrere Arten, die nicht genauer identifiziert werden konnten, da nur vegetative Fäden vorlagen; in L S, M B und M T vereinzelt bis öfters.
14. *Mougeotia* spec.
M T: im Sommer vereinzelt.

Diatomeae (Kieselalgen):

1. *Melosira* spec.
M B: unbedeutend.
2. *Cyclotella* spec.
Nicht genau bestimmbar. — L B: gelegentlich in der kälteren Jahreszeit; L S: mit Ausnahme des ausgehenden Sommers (August bis Oktober) zu allen Jahreszeiten und in allen Teilen des Sees nicht selten, mit sehr ausgeprägtem Maximum im Frühjahr; M B: im Winter und Frühjahr vereinzelt, im Sommer sehr selten; M T: Winter und Frühjahr selten.
3. *Stephanodiscus astraea*
Ziemlich weite ökologische Spannweite, Euplankter mit Optimum im eutrophen Bereich. — L B: vereinzelt im Winter und Frühjahr; L S: unbedeutend; M B: ebenso.
4. *Rhizosolenia* spec.
Euplankter. — L S: im Winter nicht selten, im Frühjahr vereinzelt.
5. *Tabellaria fenestrata*
Kosmopolit mit weiter ökologischer Spannweite, oligo- bis mesosaprob, letzteres besonders bei Massenauftritten. — L B: vereinzelt zu allen Jahreszeiten, besonders im Sommer und Herbst recht regelmäßig; L S: ebenso; M B und M T: vereinzelt bis massenhaft (in letzterem in den Sommermonaten).
6. *Tabellaria flocculosa*
Kosmopolitische Moorform, oligosaprob. — L B: Winter und Frühjahr vereinzelt; L S: vereinzelt zu verschiedenen Jahreszeiten, vorwiegend in der Uferzone; M T: im Sommer massenhaft, im Winter und Frühjahr selten.
7. *Diatoma elongatum*
Ziemlich indifferent. L B: unbedeutend; L S: in der kälteren Jahreszeit in der Uferzone; M T: im Juli häufig, sonst nicht beobachtet.
8. *Diatoma hiemale* var. *mesodon*
Vorwiegend Montanform, optimale Bedingungen: niedere Temperatur, kalkarmes, leicht saures Wasser; oligosaprob bis katharob. — L B: öfters zu allen Jahreszeiten; L S: vereinzelt bis öfters in der kälteren Jahreszeit; M B: ebenso während des ganzen Jahres; M T: mehrfach vereinzelt.
9. *Meridion circulare*
Etwas weitere ökologische Spannweite als vorige, bevorzugt jedoch ebenfalls kühles Wasser. — L B: wie vorige; L S: ebenso; M B: vereinzelt bis häufig während des ganzen Jahres; M T: vereinzelt während des ganzen Jahres.

10. *Ceratoneis arcus*
Vorwiegend montan, sauerstoffbedürftig, ziemlich pH-indifferent, oligosaprob bis katharob. — LB: vereinzelt bis häufig während des ganzen Jahres; LS: in der kühlen Jahreszeit vereinzelt bis häufig in allen Seeteilen und Tiefen, im Sommer seltener; MB: gelegentlich selten; MT: bedeutungslos.
11. *Ceratoneis arcus* var. *amphyoaxis*
Anscheinend gelegentlich Kümmerform der vorigen unter Abwassereinfluß, jedenfalls etwas größere Valenz besitzend. — LB: nicht so häufig wie die Art, jedoch neben ihr vereinzelt zu allen Jahreszeiten; MB: nur einmal beobachtet, bedeutungslos.
12. *Fragilaria*-Arten
Ziemlich indifferent, in oligotrophen und eutrophen Gewässern. Die Art *Fr. crotonensis*, die mit enthalten ist, ist Euplankter, weitere Arten sind Bodenbewohner. — LB: meist vereinzelt; einmal häufiger während der ersten Hälfte der Untersuchungszeit, später nicht mehr beobachtet; LS: ziemlich regelmäßig während des ganzen Jahres in allen Teilen des Sees öfters bis häufig; MB: zu allen Jahreszeiten vereinzelt bis öfters; MT: im Sommer und Herbst 1954 öfters, später nicht mehr beobachtet.
13. *Asterionella formosa*
Mit weiter ökologischer Valenz. — LB: vereinzelt; LS: zu allen Jahreszeiten, jedoch beträchtlich seltener als die Angehörigen der vorigen Gattung; MB: vereinzelt.
14. *Synedra ulna*
Tychoplankter — sehr große ökologische Valenz, weit in den β -mesosaprobien Bereich reichend. — LB: selten bis vereinzelt während des ganzen Jahres; LS: von Früh- bis Spätjahr selten bis vereinzelt; MB: ebenso; MT: zu verschiedenen Zeiten selten bis vereinzelt.
15. *Synedra acus* var. *angustissima* und *radians*
Plankter mit ziemlich weiter ökologischer Valenz. — LB: selten bis vereinzelt in der ersten Hälfte der Untersuchungszeit; LS: etwa wie in LB; von Früh- bis Spätjahr selten; MB: bedeutungslos.
16. *Eunotia* spec.
LB: bedeutungslos.
17. *Cocconeis placentula* var. *euglypta*
Große ökologische Spannweite, bevorzugt alkalischen Bereich. — LB: einmal im späten Frühjahr nicht selten beobachtet.
18. *Cocconeis placentula* var. *lineata*
LB: einmal vereinzelt im Spätjahr.
19. *Cocconeis placentula* var. *clinoraphis*
LB: im Frühjahr und Sommer vereinzelt bis öfters.
20. Eine weitere *Cocconeis* spec. trat in LB und MB gelegentlich noch hinzu.
21. *Neidium affine* var. *amphyrbynchus*
LB: bedeutungslos.
22. *Navicula radiosa* (?)
Indifferenter Ubiquist. — LB: bedeutungslos; MB: in einem Winterfang öfters.
23. *Navicula* spec.
Vereinzelt in LB und MB.
24. *Amphora Normani*
Einmal in MB unbedeutend.
25. *Amphora ovalis*
LS: einmal, bedeutungslos.

26. *Amphora* spec.
Eine weitere Amphora-Art trat gelegentlich selten bis vereinzelt in LB und MB auf.
 27. *Cymbella naviculiformis*
MB : bedeutungslos.
 28. *Cymbella ventricosa*
Mit weiter ökologischer Valenz, Litoralform auch im β -mesosaprobien Bereich. — LB : vereinzelt bis öfters; LS : nur einmal vereinzelt; MB : ebenso.
 29. *Cymbella* spec.
Weitere Cymbella-Formen traten vereinzelt in allen untersuchten Gewässern auf.
 30. *Gomphonema acuminatum* var. *coronata*
Ziemlich indifferent. — LS : und MT : vereinzelt.
 31. *Gomphonema constrictum*
Wie vorige, etwas mehr alkaliphil. — LS : unbedeutend.
 32. *Nitzschia* spec.
LB : unbedeutend.
- Eine Anzahl weiterer Diatomeenarten (*Navicula*, *Cymbella*, *Cocconeis*) fanden sich in den quantitativen Proben aller untersuchten Gewässer. Sie waren bei der zur Zählung angewandten Vergrößerung nicht sicher bestimmbar (Nichtplankter).

Rhodophyceae (Rotalgen):

1. *Batrachospermum* spec.
Das Genus *Batrachospermum* umfaßt Arten, die kühles, oligotrophes Wasser lieben, z. T. azidophil und gegen leichte Verschmutzung nicht übermäßig empfindlich sind. — LB : nur einmal im Frühjahr, hier jedoch häufig, Begleiter von *Hydrurus foetidus*.

B. Fauna

Rotatoria (Rädertiere):

1. *Notholca longispina*
Euplankter mit ziemlich weiter ökologischer Spannweite, bevorzugt jedoch oligotrophe Gewässer. — MT : unbedeutend.
2. *Asplanchna priodonta*
Euplankter in oligotrophen und eutrophen Seen. — LS : Im Mai im freien Wasser und in der Uferzone häufig, auch im Winter einmal beobachtet.
3. *Synchaeta grandis*
Weitgehend euryök. — LS : von Frühjahr bis Herbst im Litoral vereinzelt.
4. *Synchaeta* spec.
LS : im Frühjahr in der Uferzone vereinzelt.
5. *Ploesoma* spec.
LS : unbedeutend.
6. *Conochilus* spec.
Indifferent. — LS : im Oktober vereinzelt im Plankton.
7. *Collotheca* spec.
In kontrahiertem Zustand nicht bestimmbar. Gattung mit weiter ökologischer Valenz. LS : im Sommer vereinzelt bis öfters im Litoral; MT : ebenso.

Nematodes (Freilebende Fadenwürmer):

Da uns die Möglichkeit fehlt, Nematoden zu bestimmen, und da diese auch im Saprobiensystem vorläufig keine Rolle spielen, wurde auf diese Tiergruppe nicht weiter geachtet.

Oligochaeta (Borstenwürmer):

1. *Chaetogaster spec.*
Euryöke Gattung, vorzüglich Bewohner des pflanzenbewachsenen Ufers oligotropher und eutropher Seen, gegen Verunreinigungen nicht sehr empfindlich. — LS: einmal unbedeutend in der Uferzone.
2. *Tubifex spec.*
Meso- bis polysaprobe Bewohner des Schlammbodens. — LS: vereinzelt in der Uferzone.
3. *Enchytraeidae*
Vorwiegend Erdbewohner. — LB: Zufallsfund.

Cladocera (Wasserflöhe):

1. *Holopedium gibberum*
Euplankter in oligotrophen Gewässern mit z. T. dystrophem Einschlag, empfindlich gegen höheren Ca⁺⁺-Gehalt. — LS: 1954 im Frühjahr (April und Mai) häufig bis massenhaft, im weiteren Verlauf des Jahres nicht mehr beobachtet; 1955 war die Art bei Abschluß der Untersuchungen (April) nur sehr vereinzelt vertreten.
2. *Daphnia longispina rectifrons*
Oligosaprobe Euplankter, für die südlichen Schwarzwaldseen sehr charakteristisch. — LS: Von Frühjahr bis Herbst im freien Wasser und im Litoral häufig bis massenhaft. Maximum im August, verschwindet im Spätherbst.
3. *Simocephalus vetulus*
Tycholimnetisch, mit weiter ökologischer Spannweite. — LS: nur einmal im Spätjahr im Nordufer öfters.
4. *Acroperus harpae*
Wie vorige Art, gelegentlich ins freie Wasser gehend. — LS: im Früh- und Spätjahr nicht selten, vorwiegend in der Uferzone.
5. *Alona affinis*
Euryöke Form des pflanzenbewachsenen Ufers, selten in der Freiwasserzone. — LS: Im Sommer und Herbst vereinzelt bis öfters, auch im Plankton.
6. *Alona quadrangularis*
Ökologisch wie vorige. — LS: von Frühjahr bis Herbst in der Uferzone vereinzelt.
7. *Alona guttata*
Wie die vorigen. — LS: unbedeutend.
8. *Alonella nana*
Ebenso. Gelegentlich in die Freiwasserzone einwandernd. — LB: eingeschwemmt; LS: von Frühjahr bis Herbst vereinzelt bis häufig.
9. *Chydorus latus*
MB: eingeschwemmt.
10. *Chydorus ovalis*
Mit dystrophem Einschlag. — MB: eingeschwemmt.
11. *Chydorus sphaericus*
Weiteste ökologische Valenz mit stark β -mesosaprobem Charakter. — LS: vereinzelt in der Uferzone; MT: vereinzelt bis häufig von Frühjahr bis Spätherbst.

Ostracoda (Muschelkrebse):

Bestimmung konnte nicht durchgeführt werden, nur bedeutungslose Funde in der Uferzone von LS.

Copepoda (Ruderfußkrebse):

1. *Encyclops serrulatus*
Große ökologische Spannweite, indifferent. — LS: bedeutungslos; MT: von Früh- bis Spätjahr vereinzelt bis häufig.

2. *Tropocyclops prasinus*
Vorzüglich Bewohner von Kleingewässern mit weiter ökologischer Spannweite, β -mesosaprob. — MT: selten bis vereinzelt.
3. *Cyclops* cf. *tatricus*
Typisch für die südlichen Schwarzwaldseen, oligosaprob. — LS: Während des ganzen Jahres in allen Teilen des Sees häufig bis massenhaft.
4. *Diacyclops nanus*
Moorform. — LS: einmal vereinzelt.
5. *Diacyclops languidoides*-Gruppe
Wie vorige Art. — MT: unbedeutend.
6. *Canthocamptus staphylinus*
Euryöker Bodenbewohner, in den β -mesosaprob. Bereich reichend. LS: ganz vereinzelt; MT: im Sommer und Herbst selten bis vereinzelt.

Amphipoda (Flohkrebsse):

1. *Gammarus pulex*

Mit weiter ökologischer Spannweite, daher indifferent. — MB: vereinzelt. Junge, nicht näher bestimmbare Gammariden fanden sich in LB und MB.

Hydracarina (Wassermilben):

Die Determination der gelegentlich in LB, LS und MB vorgefundenen Hydracariniden war nicht möglich.

Insektenlarven:

Plecoptera (Steinfliegen):

1. *Capnia* spec.

MB: selten im Frühjahr.

2. *Leuctra* spec.

Die Gattung umfaßt fast ausschließlich stenoxybionte Gebirgsbachformen. — LB: einmal im Frühjahr; MB: einmal im Winter.

3. *Protonemura* spec.

Diese Gattung hat weitere ökologische Valenz. — LB: einmal im Frühjahr vereinzelt.

— In den Bächen fanden sich gelegentlich noch sehr junge, nicht bestimmbare Plecopterenlarven.

Ephemeroidea (Eintagsfliegen):

1. *Polymitarcis virgo*

LB: ein Fund im Winter.

2. *Baetis* spec.

Mäßig torrenticol, auch im Ufer der Seen vertreten. — LB: In Winter- und Frühjahrsfängen nicht selten; MB: im Herbst und Winter selten.

— Junge, nicht näher bestimmbare Ephemeroidea-Larven fanden sich gelegentlich in weiteren Fängen aus MB, einmal auch in LS.

Trichoptera (Köcherfliegen):

1. *Phryganeidae*

Eine nicht näher bestimmbare Larve aus dieser dystrophe Gewässer bevorzugenden Gruppe fand sich in einem April-Fang aus LB.

2. *Halesus* spec.

Torrenticol, gegen leichte Verunreinigungen unempfindlich. — LB: in vereinzelt Stücken vergesellschaftet mit voriger.

3. *Limnophilinae*

MT: eine Art (juv.), unbedeutend.

Tendipedidae (Zuckmücken):

1. *Pelopia* spec.

MB: bedeutungslos.

2. *Rheorthocladius* spec.
Die Gattung ist vorwiegend torrentivol und oxybiont. — LB: vereinzelt in einem Fang im April.
3. *Psectrocladius* spec.
Hauptsächlich im lotischen Bereich. — LS: bedeutungslos.
— Orthocladinenlarven (meist junge Stadien), die nicht näher identifizierbar waren, fanden sich vereinzelt bis öfters in allen untersuchten Gewässern.
4. *Diamesa* spec.
In rasch fließenden Gewässern, stenooxybiont. — LB: in einem Frühjahrsfang nicht selten.
5. *Corynoneura antennalis*
LS: einmal in einem Sommerfang.
6. *Corynoneura* cf. *lemnac*
LS: im Spätjahr selten bis vereinzelt.
5 und 6 sind typische Bewohner der Pflanzenregion des Forellenbaches.
Sehr junge *Corynoneura*larven fanden sich zu verschiedenen Jahreszeiten in MB und MT.
7. *Eutanytarsus* spec.
O₂-liebende Schlammbewohner in Bächen und im Seeufer. — LB und LS: unbedeutend; MT: im Juli 1954 zahlreiche Larven und im darauffolgenden Monat die Puppenhüllen von Arten dieser Gruppe.
— Weitere junge Tanytarsuslarven fanden sich vereinzelt in LB.

Simuliinae (Kriebelmücken):

1. *Simulium* spec.

Die Larven der Gattung *Simulium* sind torrenticol und stenooxybiont, sie zeigen sich allerdings gegen vorübergehende schwächere Verunreinigungen nicht sehr empfindlich. — LB: in verschiedenen Fängen selten; LS: im Winter einmal vereinzelt; MB: zu allen Jahreszeiten vereinzelt bis öfters; MT: in der kühleren Jahreszeit selten.

Coleoptera (Käfer):

1. *Hydroporus pictus*

Von dieser häufigen, ziemlich euryöken Art fand sich ein Imago in einem Käscherrfang aus der Uferzone von LS (August).

— Eine weitere, junge und daher nicht bestimmbar Käferlarve wurde ebenfalls aus einem Litoralfang in LS (Juli) ausgelesen.

Gastropoda (Schnecken):

1. *Ancylus fluviatilis*

Mit weiter ökologischer Valenz. — Die weit verbreitete Art wurde nur in einem Fang aus dem LB in einigen Stücken gefunden; sie ist jedoch sicher häufiger.

Die gelegentlich erwähnten Gesamttabellen konnten aus technischen Gründen nicht veröffentlicht werden, sie stehen jedoch im Wasserwirtschaftsamt Donaueschingen zur Einsicht zur Verfügung.

S c h r i f t t u m :

- ELSTER, H.-J.: Beiträge zur Limnochemie der Hochschwarzwaldseen I. — Arch. f. Hydrobiol., Suppl. 22, S. 1—64, 1955.
- HAUER-EICHARDT, H.: Das Zooplankton in den Seen des südlichen Schwarzwaldes. — Arch. f. Hydrobiol., Suppl. 20, S. 305—374, 1954.
- KLOTTER, H.-E.: Die Algen in den Seen des südlichen Schwarzwaldes I. u. II. — Arch. f. Hydrobiol., Suppl. 20, S. 442—485, 1954 u. Suppl. 22, S. 106—252, 1955.
- WEHRLE, E.: Algen in Gebirgsbächen am Südostrande des Schwarzwaldes. — Beitr. naturkundl. Forsch. Oberrheingeb., 7, S. 128—286, 1942.

(Bei der Schriftleitung eingegangen am 1. 5. 1956.)

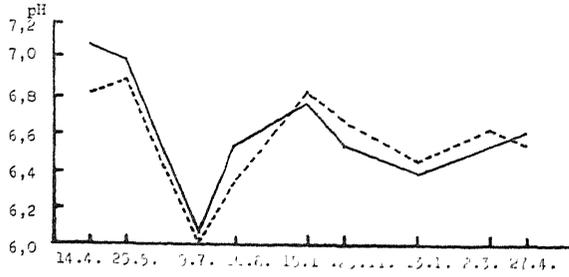


Abb. 6: pH-Werte, — Linach, --- Stausee (Mittelwerte).

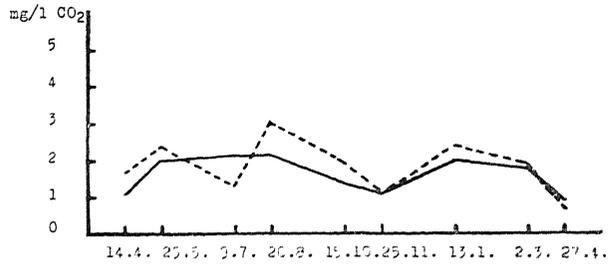


Abb. 7: freie Kohlensäure, — Linach, --- Stausee.

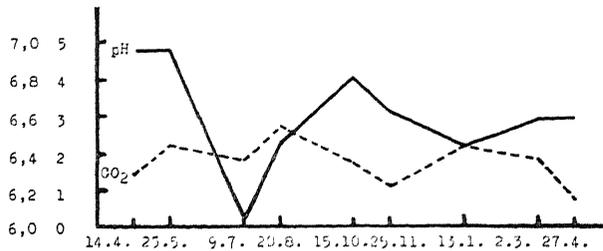


Abb. 8: Verlauf von pH- und CO₂-Kurve (Bach- und Seewerte gemittelt).

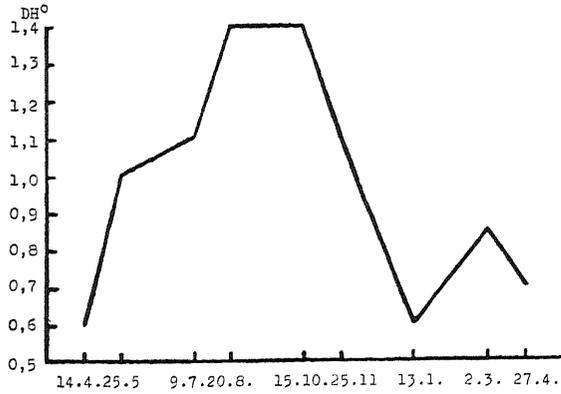


Abb. 9: Jahresverlauf der Karbonathärte der Linach.

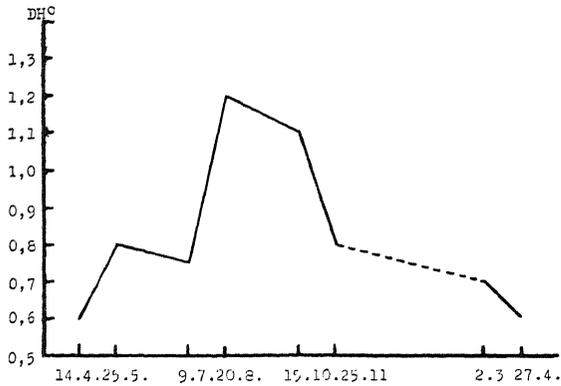


Abb. 10: Jahresverlauf der Karbonathärte des Stausees (gemittelt).

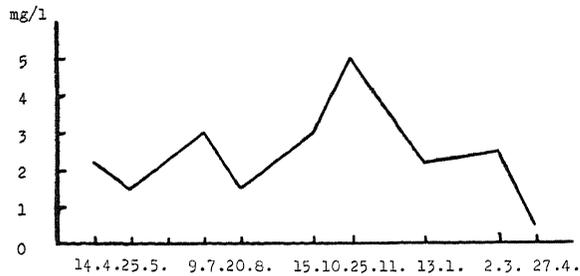


Abb. 11: Jahresverlauf der NO₃-Werte der Linach.

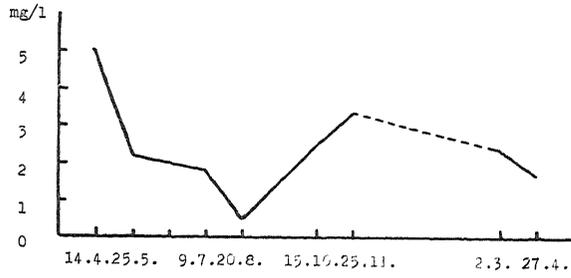


Abb. 12: Jahresverlauf der NO₃⁻-Werte des Stausees (gemittelt).

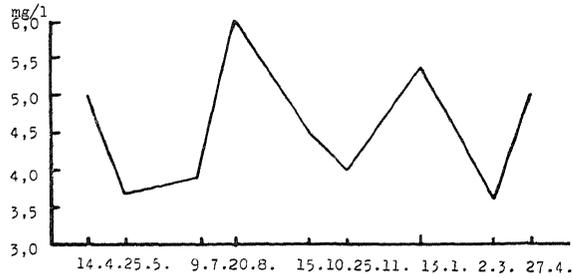


Abb. 13: Jahresverlauf der SiO₂-Werte der Linach.

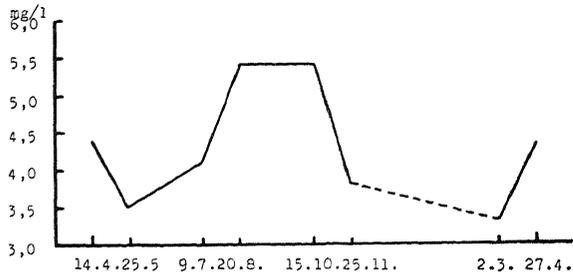


Abb. 14: Jahresverlauf der SiO₂-Werte des Stausees (gemittelt).

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz e.V. Freiburg i. Br.](#)

Jahr/Year: 1953-1956

Band/Volume: [NF_6](#)

Autor(en)/Author(s): diverse

Artikel/Article: [Untersuchungen im Bereich des Linachstausees als Modellversuch zur Frage der Trinkwasser versorgung aus Schwarzwald-Stauseen. \(1956\) 357-391](#)