

Chemische und biologische Gewässergüte der Oberen Schiltach

von

Nicole Hess und Joachim W. Härtling, Ettenheim

Kurzfassung

Der Oberlauf der Schiltach wurde an mehreren Probestellen auf seine chemische und biologische Gewässergüte untersucht. Die Schiltach wird sowohl durch den biologischen als auch durch den chemischen Index als unbelasteter bis mäßig belasteter Mittelgebirgsbach beschrieben (Klasse I bis II). Dies entspricht den erwarteten Verhältnissen in kleinen Mittelgebirgsbächen in Streusiedlungsgebieten. Deutliche Abweichungen von diesem Bewertungsergebnis zeigen nur die Parameter Nitrit, Ammonium und Phosphat, die an der Quelle der Holops-Schiltach als kritisch belastet bis stark verschmutzt (Klasse II-III und III) eingestuft werden. Dies ist wahrscheinlich auf den Eintrag von Gülle und Dünger in der Quellmulde zurückzuführen. Der hohe Phosphatwert am Wehr unterhalb von Langenschiltach resultiert möglicherweise aus einer Einleitung häuslicher Abwässer. Die chemische Wasserqualität nimmt von der Quelle zu Mündung leicht zu, während die biologische Gewässergüte an der Quelle den besten Wert aufweist.

Abstract

The headwaters of the Schiltach were analysed for their chemical and biological water quality. According to the biological and chemical indices the Schiltach is a clean to slightly contaminated creek of the low mountain country. This water quality class of I to II is an expected result for small creeks in low mountain country and low housing density. Nitrite, ammonium and phosphate show significant deviations from the general results. At

Anschrift der Autoren:

Dipl. Ing. Agr. Nicole Hess und PD Dr. Joachim W. Härtling, Hess-Härtling, Büro für Landschaftsplanung und Umweltschutz, Kolpingstr. 48, D-77955 Ettenheim

the well, these nutrients show increased concentrations (water quality class II-III to III), probably the result of manure and fertilizer input to the valley head. The increased phosphate concentrations at the weir at Langenschiltach are probably due to domestic sewage. The chemical water quality increases from the well to the mouth. In contrast, the well has the best biological water quality.

1. Allgemeine Bewertung des Gütezustandes von Fließgewässern

Fließgewässer bzw. Fließgewässerlandschaften sind durch eine Vielzahl von Aspekten gekennzeichnet, die mit unterschiedlichen Methoden erfasst, charakterisiert und bewertet werden (Abb. 1). Der ökologische Zustand von Fließgewässern, der sich vor allem in den biologischen, chemischen und geomorphologischen Aspekten widerspiegelt, wird durch folgende drei Verfahren erfasst und bewertet:

- Chemische Untersuchungen zur Bestimmung der chemischen Gewässergüte
- Biologische Untersuchungen zur Bestimmung der biologischen Gewässergüte
- Gewässermorphologische, -hydrologische und -ökologische Untersuchungen zur Bestimmung der Gewässerstrukturgüte

Die bei den chemischen und biologischen Verfahren anzuwendenden Methoden sind als DIN-, Iso- oder EN-Normen in den DEV (Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung) (GESELLSCHAFT DEUTSCHER CHEMIKER o.J.) festgelegt. Gewässerstrukturgüteuntersuchungen zur Erfassung und Bewertung von Gewässer, Ufer und Umfeld erfolgen meist nach Verfahrensvorschriften der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (HÄRTLING & HESS in diesem Band). Spezielle faunistische und floristische Aufnahmen können diese Verfahren ergänzen. Daneben gibt es seit Mitte der 80er Jahre Verfahren zur gesamtökologischen Erfassung und Bewertung von Fließgewässern, die allerdings sehr aufwendig sind. Als Einführung in den Stand der ökologischen Bewertung von Fließgewässern sei dem Leser BÖHMER et al. (1997), BRAUKMANN & PINTER (1997), FRIEDRICH & LACOMBE (1992), LÖLF (1985), LOSKE & VOLLMER (1990) und NIEHOFF (1996) empfohlen.

2. Einführung in die chemische und biologische Gewässergütebestimmung

Die klassische Bestimmung der Güte von Fließgewässern erfolgt über genormte chemische und biologische Verfahren (GESELLSCHAFT DEUTSCHER CHEMIKER o.J.). Durch ihren jahrzehntelangen Einsatz haben sich diese Verfahren in ihrer Handhabung und Aussagefähigkeit bewährt und liefern allgemein anerkannte und zuverlässige Ergebnisse. Es hat sich als vorteilhaft erwiesen, chemische und biologische Untersuchungsverfahren zur Bestimmung der Gewässergüte miteinander einzusetzen um die jeweiligen Schwächen auszugleichen. Die Stärke der chemischen Verfahren liegt in der genauen qualitativen und quantitativen Erfassung der Gewässerinhaltsstoffe und der Konzentrationen. Die Messwerte sind jedoch nur Momentaufnahmen der Beschaffenheit zum Zeitpunkt der Probenahme und können erheblichen Schwankungen unterliegen. Langzeitaussagen sind daher meist aus chemi-

Chemische und biologische Gewässergüte der Oberen Schiltach

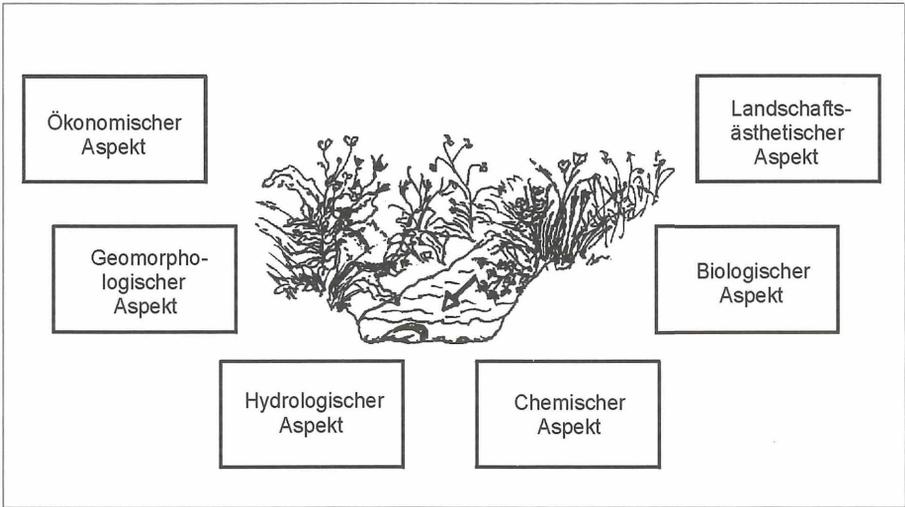


Abb.1: Aspekte zur Fließgewässerbewertung

schen Untersuchungen nicht abzuleiten (Abb. 2). Das biologische Verfahren zur Bestimmung der Gewässergüte vermag gerade diese Schwäche der chemischen Verfahren zu kompensieren. Durch die Erfassung und Auswertung der makroskopisch sichtbaren wirbellosen Gewässerbiozönose kann eine Langzeitaussage bezüglich der Gewässerqualität getroffen werden (Abb. 2). Angaben zu den Gewässereinhaltsstoffen und -konzentrationen sind jedoch nicht möglich. Hier bedarf die biologische Methode der Ergänzung durch chemische Untersuchungen.

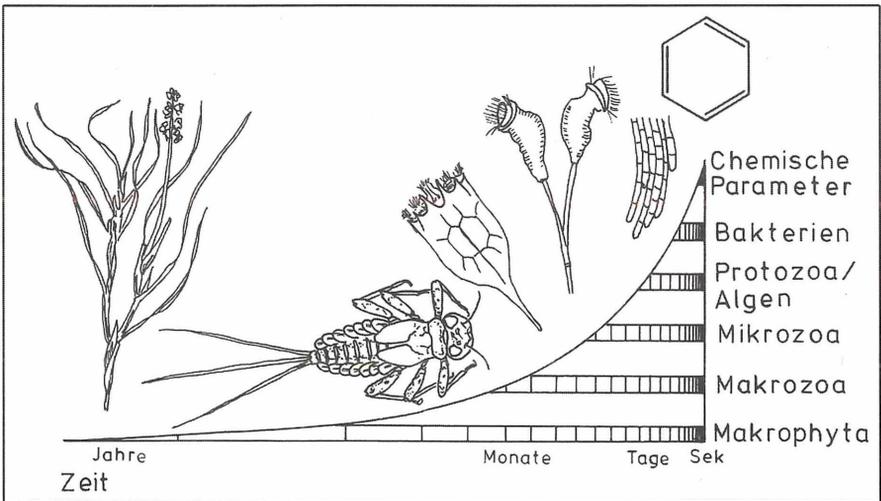


Abb.2: Reaktionszeiten chemischer bzw. verschiedener biologischer Meßsysteme auf Umweltveränderungen (SCHMEDTJE & KOHMANN 1988:610)

3. Ziele und Aufbau der Arbeit

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, den biologischen und chemischen Zustand des Oberlaufes der Schiltach zu erfassen und zu bewerten. Nach einer kurzen Einführung in den Untersuchungsraum werden die einzelnen Messstandorte vorgestellt, da die Standorteigenschaften einen entscheidenden Einfluss auf die biologischen und chemischen Ergebnisse haben. Dann werden die einzelnen Verfahren vorgestellt und ihre Vor- und Nachteile diskutiert. Schließlich werden die Ergebnisse der in den letzten Jahren am Oberlauf der Schiltach durchgeführten gewässerchemischen und -biologischen Untersuchungen dargestellt und interpretiert.

4. Einführung in den Untersuchungsraum

Der Oberlauf der Schiltach durchfließt den nordwestlichen Gemarkungsbereich der Stadt St. Georgen i. Schwarzwald im Übergangsbereich zwischen dem Südöstlichen Schwarzwald und dem Mittleren Talschwarzwald (Abb. 2 und 3 im Vorwort). Das Einzugsgebiet der oberen Schiltach gehört nach der naturräumlichen Gliederung Deutschlands zum Oberen Schiltach- und Lauterbachwald (Einheit 153.121) und entwässert in den Rhein (FISCHER & KLINK 1967; MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1962). Die beiden Quellen der Schiltach befinden sich an den Deisenhöfen (oberhalb der Vogte) bzw. am Wanderheim Lindenbüble des Schwarzwaldvereins (im Holops) in einer Höhe von 895 m bzw. 857 m über NN. Die beiden Quellbäche Schiltach und Holops-Schiltach vereinigen sich an der Schmelze zu einem Wiesenbach, der an Langenschiltach vorbei fließt und bei einem Wehr unterhalb der Ortschaft den Untersuchungsraum verlässt.

5. Probestellen

Die Probestellen (Abb. 3 im Vorwort) wurden nach folgenden Gesichtspunkten ausgewählt:

Alle typischen morphologischen Gewässerabschnitte sollten durch einen Standort vertreten sein.

Bei wichtigen Zusammenflüssen (z.B. Holops-Schiltach und Schiltach) bzw. potentiellen Einleitern sollte eine Probestelle sein.

Es sollten bereits allgemeine Daten (z.B. Abflussdaten, Begleitparameter) aus früheren Jahren vorliegen, um einen gewissen zeitlichen Vergleich zu haben.

Probestelle 1 (Quelle der Holops-Schiltach) liegt direkt unterhalb des Wanderheims Lindenbüble des Schwarzwaldvereins auf einer Höhe von 857 m NN (Abb. 3). An dieser Probestelle wurden sowohl chemische als auch biologische Erhebungen durchgeführt. Der Bach entspringt aus der Quellmulde, die sich oberhalb der Messstelle befindet. Das Wasser wird in mehreren Drainagerohrleitungen sowie in zwei Rinnen gesammelt, die bei der Quelle zusammengeführt sind. Die Quellmulde wird als Jungviehweide und als Wiese genutzt, sodass es zum Eintrag von organischem Dünger, Gülle und Exkrementen kommt.

Die Quelle selbst ist aufgrund fehlender Gehölze und geringer Ufervegetation wenig beschattet. Der Quellablauf wird jedoch durch einen dichten Saum von Hochstauden abgescirmt. Der Bachlauf ist hier bei einer Wassertiefe von weniger als 10 cm ca. 40 cm breit (Abb. 3). Die Gewässersohle besteht aus grusig-sandigem Material, das auch kleinere bis mittlere Steinansammlungen aufweist. Die Probestelle wird von einer gleichmäßigen, rasch fließenden Strömung durchflossen. Aufgrund der floristischen Artenzusammensetzung kann der Standort dem Verband der Sumpfdotterblumenwiesen sowie der Feucht- und Nasswiesen zugeordnet werden. Die Gesellschaften dieses Verbandes entstehen unter anthropogenem Einfluss auf gemähten, gleichmäßig nassen oder wechsellassen, humosen, nährstoffreichen und tonigen Böden. Eine weitere Zuordnung zur Assoziation der Eisenhutblättrigen Hahnenfuß-Kälberkropf-Gesellschaft ist stellenweise möglich. Diese krautreiche Gebirgsgesellschaft ist weitverbreitet in Quellmulden und Quellbecken der offenen Wiesenlandschaft des Schwarzwaldes. Aus der Artenzusammensetzung ist auf den Eintrag von Nährstoffen aus den angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen zu schließen.

Probestelle 2 (Neubauernhof) befindet sich ca. 50 m oberhalb eines kleinen Fischteichs, der an der zum Neubauernhof führenden Straße liegt (827 m NN). Hier wurden nur chemische Untersuchungen durchgeführt. Auf der linken Seite des hier ca. 80 cm breiten Baches dominiert die Grünlandnutzung, rechts befindet sich eine lockere Streuobstwiese. Aus vegetationskundlicher Sicht gehört der Uferbewuchs an dieser Stelle ebenfalls zum Verband der Sumpfdotterblumenwiesen (vgl. Probestelle 1).

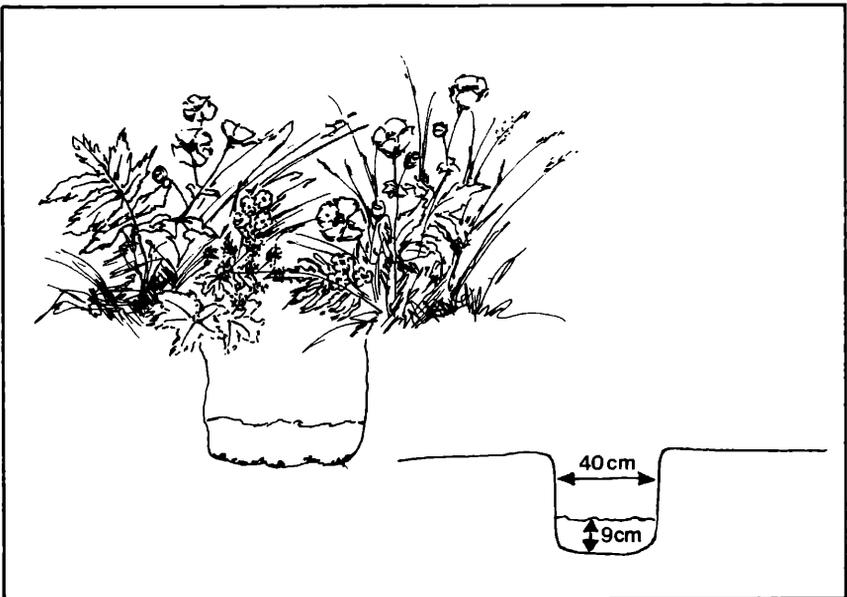


Abb.3: Probestelle 1

Probestelle 3 (Schmelze) befindet sich ca. 50 m nach dem Zusammenfluss des Hauptquellbaches der Schiltach mit der Holops-Schiltach und liegt auf einer Höhe von 815 m (Abb. 4). Die Probestelle, an der sowohl chemische als auch biologische Untersuchungen durchgeführt wurden, befindet sich nach einem Übergang über die Schiltach, der zu einer kleinen Getreidemühle führt. An dieser Stelle fließt die Schiltach in einem Muldental, das streckenweise Übergänge zu einem Kerbsohlental zeigt. Der Bach selbst verläuft leicht geschwungen durch die schmale Aue und ist teilweise durch Steinwurf befestigt. Der steile Hang am linken Umland wird als Viehweide genutzt. Auf der rechten Seite, wo sich auch die Siedlung Schmelze befindet, dominiert die Grünlandnutzung. Der Bachabschnitt, an dem auch die zweite makrozoobenthische Untersuchung durchgeführt wurde, ist nur teilweise durch Hochstauden beschattet. Der Bach ist knapp 100 cm breit und weist eine mittlere Wassertiefe von 20 cm auf (Abb. 4). Die Gewässersohle besteht aus unterschiedlich großen Steinen, die sowohl in rasch durchströmten als auch in ruhigen Bereichen abgelagert sind. Der Anteil grusig-sandigen Materials ist deutlich geringer als bei Probestelle 1. Die Pflanzensammensetzung an dieser Stelle unterscheidet sich deutlich von der an den ersten beiden Standorten. Arten der Eisenhutblättrigen Hahnenfuß-Kälberkropf-Gesellschaft sind hier nicht anzutreffen, sondern Nähr- und Stickstoffzeiger dominieren.

Probestelle 4 (Am Brückenwald) befindet sich bei der Brücke, die von der Fahrstraße über die Schiltach zum Weiler Brückenwald führt, auf einer Höhe von 785 m NN. Hier wurden nur chemische Untersuchungen durchgeführt. An dieser Stelle ist das Tal als typisches Muldental mit einer breiten Aue und flachen Hängen ausgebildet und wird von der schwingenden bis leicht mäandrierenden Schiltach durchflossen. Die dominante Nutzung ist intensive Grünlandwirtschaft. Am Bach selbst sind hier regelmäßig gepflanzte Erlen- und Weidenbestände anzutreffen. Der Uferbewuchs gleicht in der Artenzusammensetzung dem der ersten zwei Standorte und ist als Eisenhutblättrige Hahnenfuß-Kälberkropf Gesellschaft anzusprechen.

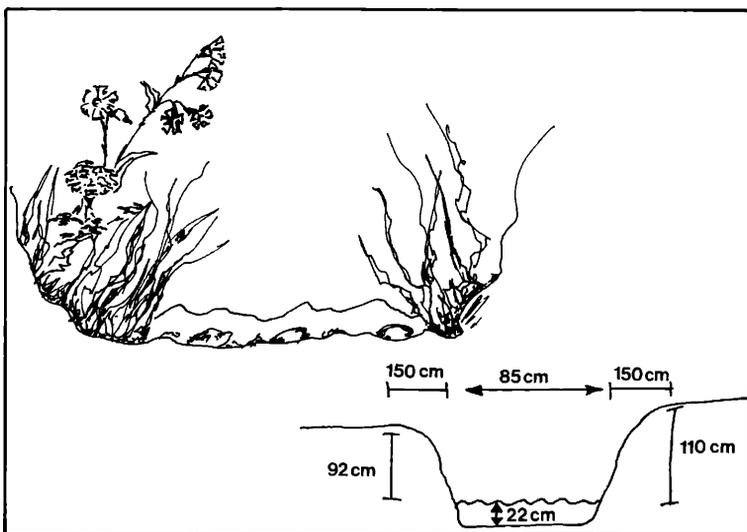


Abb.4: Probestelle 3

Probestelle 5 (Brücke) befindet sich an der Brücke, die kurz vor der Ortschaft Langenschiltach über den Bach führt und liegt auf einer Höhe von 780 m NN. Hier ist erneut ein Wechsel der Talform vom Mulden- zu einem Kerbsohlental vorhanden. Oberhalb der Messstelle, an der auch nur chemische Untersuchungen durchgeführt wurden, herrscht Grünlandwirtschaft vor und der Bach wird von einheimischen Gehölzen begleitet. Unterhalb des Standorts folgen mehrere Gebäude mit Gartennutzung und nicht einheimischen Gehölzen.

Probestelle 6 (Wehr Lehenwies) befindet sich ca. 500 m unterhalb der Ortschaft Langenschiltach auf einer Höhe von 757 m (Abb. 5). Hier sind die Talhänge steil und die Talform ist die eines Kerbtals. Auf der rechten Seite verläuft ein schmaler Weg, der als Zufahrt zu einer Wiese dient und den Bach über eine kleine Brücke quert. Danach folgt das Wehr mit einem Überlauf. Beiderseits des Baches sind hier Schwarzerlen und Weiden zu finden, die den Standort beschatten. An Probestelle 6 wurden chemische Analysen und die dritte makrozoobenthische Untersuchung durchgeführt. Die Probestelle liegt oberhalb der kleinen Brücke, da hier der Bachverlauf morphologisch als naturmah bezeichnet werden kann und daher eine arten- und individuenreiche Bachbiozönose erwarten lässt. Die Probestelle wird durch die Laubholzbestände beschattet, das Umland als Grünland genutzt. Die Gewässer-
sohle ist reich strukturiert und die Strömung zeichnet sich durch eine große Diversität aus. Bis ungefähr drei Meter oberhalb der Brücke ist der Bach als naturmah zu bezeichnen. Ab dort beginnt dann eine starke Verbauung des Bachlaufs. Zwischen Brücke und Wehr sind die Ufer sowie das Bachbett betoniert. Das Wasser fließt hier sehr schnell über die geglättete Sohle. Unterhalb des Wehrs setzt sich die Befestigung der rechten Uferseite des Baches fort. In der folgenden Bachbiegung ist das Uferbord mit großen Granitblöcken verbaut. Nach der Biegung endet die Verbauung und die Bachmorphologie ist wieder naturmah.

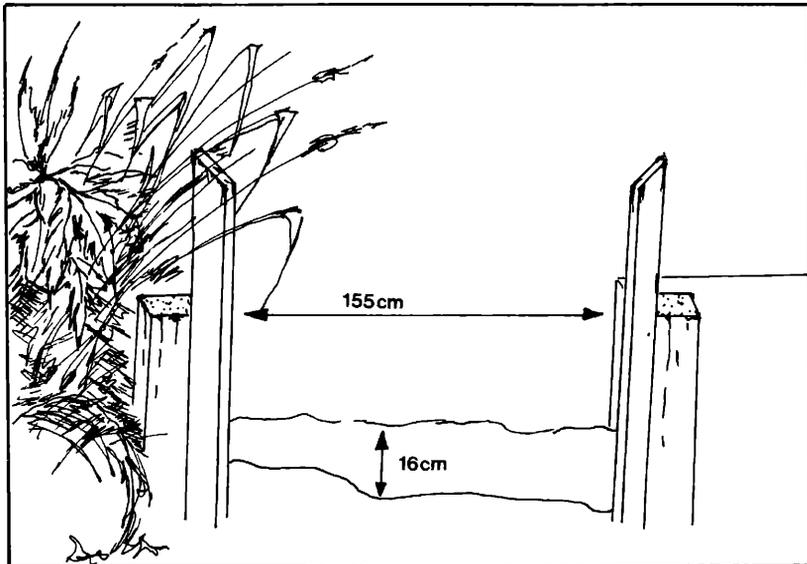


Abb.5: Probestelle 6

6. Chemische Gewässergütebestimmung

6.1 Ziele der chemischen Gewässergütebestimmung

Übergeordnetes Ziel der chemischen Wasseruntersuchung ist der Schutz der menschlichen Gesundheit, hier vor allem die Reinhaltung und Verbesserung des Trinkwassers. Als Richtskala ("Leitbild") zur Bewertung der Inhaltsstoffe und deren Konzentration dient vor allem die deutsche Trinkwasserverordnung. Ein anderer, wesentlicher Aspekt betrifft den Biotop- und Artenschutz (ökologischer Aspekt). Hier ist ein oligo- bis mesotropher Gewässerzustand das Leitbild.

6.2 Einführung

Bei der chemischen Gewässergütebestimmung werden meist die physiko-chemischen Begleitparameter (pH, Temperatur, Leitfähigkeit), verschiedene Sauerstoffwerte (O_2 , O_2 -Sättigung, BSB_5 , CSB_5) sowie einige wichtige Pflanzennährstoffe (NO_2 , NO_3 , NH_4 , PO_4) ermittelt. Für spezielle Untersuchungen, z.B. bei Verdacht der Einleitung schädlicher Substanzen, müssen auch weitere Stoffe bzw. Stoffgruppen (z.B. Schwermetalle oder organische Schadstoffe) untersucht werden.

Physiko-chemische Begleitparameter: Die Temperatur des Wassers bestimmt vor allem die Reaktionsgeschwindigkeiten (bio-)chemischer Prozesse sowie die Löslichkeit bzw. Flüchtigkeit wichtiger Elemente. So ist z.B. der die Lebensbedingungen der Bachbiozönose maßgeblich bestimmende Sauerstoffgehalt eines Gewässers stark von der Wassertemperatur abhängig.

Ob ein Wasser neutral, basisch oder sauer ist, wird durch den pH-Wert, d.h. die Wasserstoffionenkonzentration als $pH = -\lg c(H^+)$, erfasst. Je höher die Konzentration der H^+ -Ionen, desto stärker ist eine Säure. Dies ist vor allem für Elemente von Bedeutung, die bei niedrigem pH stärker in Lösung gehen (z.B. die meisten Schwermetalle).

Die Leitfähigkeit ist ein Maß für die Gesamtkonzentration der im Wasser gelösten Ionen. Sie ist daher ein allgemeiner Summenparameter für den geogenen, biogenen bzw. anthropogenen Eintrag von ionar gelösten Stoffen in ein Gewässer.

Sauerstoff: Die Biozönose eines Fließgewässers ist sowohl hinsichtlich ihrer Existenz als auch in ihrer Artenzusammensetzung auf eine ausreichende Sauerstoffversorgung angewiesen. Sinkende Sauerstoffgehalte können zur Schädigung bzw. zum Absterben der jeweiligen Gewässerbewohner führen. Darüber hinaus gibt der Sauerstoffgehalt einen Hinweis auf den Grad der durch biochemische (BSB , BSB_5) bzw. chemische (CSB , CSB_5) Abbautätigkeit bewirkten Sauerstoffzehrung im Wasser.

Pflanzennährstoffe: Ammonium (NH_4^+) und Ammoniak (NH_3) sind Abbauprodukte von Eiweiß und gelangen insbesondere durch kommunales bzw. gewerbliches Abwasser in die Gewässer. Gülle und andere Fäkalien stellen eine weitere Quelle für diese Stickstoffverbindungen dar. Beide Nährstoffe wirken bei Konzentrationen von mehr als 1 mg/l toxisch auf zahlreiche höhere Tiere. Bakterien der Gattung *Nitrosomonas* oxidieren mit Hilfe des im Wasser enthaltenen Sauerstoffs NH_3 und NH_4^+ zu Nitrit (NO_2^-). NO_2^- stellt ein gefährliches Gift dar, das bei Säuglingen zur sog. Blausucht (O_2 -Transport der roten Blutkörperchen wird blockiert) führen kann. Die Oxidation von NO_2^- zu NO_3^- wird durch die Bakteriengattung *Nitrobacter* gesteuert. Das prinzipiell ungiftige Nitrat (NO_3^-) ist das Endpro-

dukt des Eiweißabbaus. Pflanzen nehmen bevorzugt Ammonium und Nitrat als Stickstoffquelle auf. Erhöhte Konzentrationen dieser Stickstoffverbindungen begünstigen eine Gewässereutrophierung erheblich. Ebenso kritisch für die Gewässergüte ist die Belastung mit Phosphaten, die die Gewässer vor allem aus Waschmitteln mit Phosphatzusätzen und Düngemitteln erreichen. Phosphor ist ein sog. Minimum-Nährstoff, d.h. er steuert das Algenwachstum und trägt damit entscheidend zur Eutrophierung der Gewässer bei.

6.3 Methodik

Am Oberlauf der Schiltach wurden seit 1993 Messungen von Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und -sättigung durchgeführt. Dabei wurden folgende Geräte verwendet: Conductiometer WTW LF 91, 95, Oximeter WTW Oxi 96 und pH-Meter WTW pH 91, 95, 96. 1997 bis 1999 wurden darüber hinaus NO_2 , NO_3 , NH_4 und das gelöste o- PO_4 mit einem Spektrophotometer der Firma HACH (DR 2000) vor Ort analysiert. Zuverlässigkeit und Genauigkeit wurden durch Mehrfachmessungen und Eichstandards überprüft. Fehler durch Probenverunreinigungen wurden durch Feld- und Laborblindproben minimiert.

Da eine Bewertung der chemischen Wasserbeschaffenheit über eine Darstellung von Einzelparametern kein zusammenfassendes Gesamtergebnis darstellt und auch keinen Vergleich mit anderen Ergebnissen bzw. dem biologischen Index (BI) erlaubt, wurde mit zwei Verfahren ein Chemischer Index (CI) für den Oberlauf der Schiltach ermittelt. Dieser CI fasst mehrere physiko-chemische und chemische Einzelparameter zu einer dimensionslosen Zahl (=Index) zusammen, die dann den chemischen Wasserqualitätsindex darstellt. Da bei der Erstellung des CI verschiedene methodische Probleme auftreten (SCHMEDTJE & KOHMANN 1988), wurden zwei unterschiedliche Verfahren zur Berechnung angewandt und miteinander verglichen. In beiden Verfahren wurden die Parameter pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffsättigung und einige Nährstoffe benutzt (Tab. 1).

Tab.1 Klassifikation der physiko-chemischen Parameter zur Ermittlung des chemischen Index (eigene Zusammenstellung)

Güteklasse	$\text{NO}_2\text{-N}$ [mg/l]	$\text{NO}_3\text{-N}$ [mg/l]	$\text{NH}_4\text{-N}$ [mg/l]	$\text{PO}_4\text{-P}$ [mg/l]	Sauerstoff- sättigung	pH- Wert	Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]*
I	< 0,01	< 1	< 0,1	< 0,05	90 - 110%	6,5 - 7,5	< 100
I-II	0,01-0,02	1 - 2	0,1 - 0,2	0,05 - 0,1	80 - 90%	6,5 - 7,5	100 - 200
II	0,02-0,03	2 - 4	0,2 - 0,4	0,1 - 0,2	70 - 80%	6,0 - 6,5 7,5 - 8,0	200 - 300
II-III	0,03-0,05	4 - 6	0,4 - 1,0	0,2 - 0,5	60 - 70%	6,0 - 6,5 7,5 - 8,0	300 - 400
III	0,05-0,1	6 - 10	1,0 - 4,0	0,5 - 1,0	40 - 60%	5 - 6 8 - 9	400 - 500
III-IV	0,1-0,5	> 10	4,0 - 10	1,0 - 5,0	20 - 40%	5 - 6 8 - 9	500 - 2000
IV	> 0,5	>> 10	> 10	> 5,0	< 20%	< 5 > 9	> 2000

* Bei der Klassifikation der Leitfähigkeit wird zwischen Silikat- und Carbonatgewässern unterschieden. Die dargestellte Aufteilung gilt nur für Silikatgewässer.

Additive Methode (CI_a)

Im ersten Verfahren wurde aus den vorliegenden wissenschaftlichen Ergebnissen eine Klassifikation erstellt, die in ihrer Klassenzuordnung der des biologischen Index entspricht (siehe auch BAUER 1998, LIERSCH 1989, LEHMANN et al. 1992, SCHMEDTJE & KOHMANN 1988). So bezeichnet die Güteklasse I die beste, die Güteklasse IV die schlechteste Wasser-
güte. Als Richtwerte für die Klasse II wurden für die toxischen Verbindungen NO₂ und NH₄ die Grenzwerte der deutschen Trinkwasserverordnung herangezogen (Tab. 2). Für die anderen Parameter wurden die Zuordnungen nach verschiedenen ökologischen Bewertungsmaßstäben erstellt, wobei hier vor allem der Trophiezustand als Bezugsgröße dient.

Tab.2 Richt bzw. Grenzwerte nach der deutschen Trinkwasserverordnung (TrinkwV)

Parameter	Richt- bzw. Grenzwert	Berechnet als	Richt- bzw. Grenzwert*	Berechnet als
[Sauerstoffgehalt]	[5 mg/l]			
pH-Wert	6,5 - 9,5			
Leitfähigkeit	2000 µS/cm			
Ammonium	0,5 mg/l	NH ₄	0,4 mg/l	NH ₄ -N
Nitrit	0,1 mg/l	NO ₂	0,03 mg/l	NO ₂ -N
Nitrat	50 mg/l	NO ₃	11,3 mg/l	NO ₃ -N
Phosphat	6,7 mg/l	PO ₄	2,2 mg/l	PO ₄ -P

* Werte gerundet

In beiden Verfahren wurde dieselbe Gewichtung der Einzelparameter vorgenommen (Tab. 3). Im Vergleich zum Verfahren von BACH (1980, 1986) wurde die Bedeutung des Parameters Sauerstoff von 40% auf 30% reduziert. Anstelle des Sauerstoffsättigungsindex kann auch der BSB₅ bzw. das Minimum des Sauerstoffgehalts in mg/l genommen werden. Die Wassertemperatur wurde nicht berücksichtigt, dafür aber Nitrit als starkes Gift für höhere Organismen dazu genommen. Die Gewichtungen von Leitfähigkeit und pH-Wert wurden erhöht, wobei die Leitfähigkeit in zwei Klassen unterteilt wurde (Silikat- bzw. Carbonatbäche).

Zur Berechnung des CI_a werden die einzelnen Messwerte in die jeweilige Klasse eingetragen und mit der Gewichtung multipliziert. Diese gewichteten Klassenwerte werden dann addiert (=additives Verfahren) und ein Mittelwert gebildet, der wiederum in die Gewässergüteklassen I bis VII überführt wird (Tab. 4). Da hier mit Klassen gerechnet wird und das Ergebnis als eine der 7 Gewässergüteklassen erscheint, wird eine übertriebene rechnerische Genauigkeit vermieden.

Tab.3 Gewichtung der physiko-chemischen Parameter für die Berechnung des chemischen Index (CI) - (beide Verfahren)

Parameter	Einheit	Eigene Gewichtung	Gewichtung nach BACH (1980, 1986)
O ₂ -Sättigung	%	30%	20%
BSB ₅	mg/l	0%	20%
pH-Wert		15%	10%
Leitfähigkeit	µS/cm	15%	7%
Temperatur	°C	0%	8%
NO ₂ -N	mg/l	10%	0%
NO ₃ -N	mg/l	10%	10%
NH ₄ -N	mg/l	10%	15%
PO ₄ -P	mg/l	10%	10%

Tab.4 Zuordnung der CI-Werte zu den Klassenwerten der chemischen Gewässergütebeurteilung nach der additiven Methode

CI-Wert	1,0 - 1,3	1,3 - 1,8	1,8 - 2,3	2,3 - 2,8	2,8 - 3,3	3,3 - 3,8	3,8 - 4,0
Klassenwert	I	I - II	II	II - III	III	III - IV	IV

Multiplikative Methode nach BACH (1980, 1986) (CI_m)

Beim zweiten Verfahren handelt es sich um die multiplikative Berechnung des Index. Dabei gehen die gleichen Parameter mit derselben Gewichtung ein wie beim additiven Verfahren. Berechnungsgrundlage sind hierbei nicht vorgewählte Klassen, sondern Bewertungsfunktionen der ausgewählten Parameter auf der Grundlage von regionalen Erfahrungswerten (BACH 1980, 1986; MÜLLER 1990; STADT FREIBURG 1989). Da für den Untersuchungsraum nicht genügend Werte zur Verfügung stehen, werden die Kurven anhand der idealtypischen Bewertungsfunktionen von BACH (1980) korrigiert. Der Chemische Index wird dann nach folgender Formel berechnet:

$$CI = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} = q_1^{w_1} \times q_2^{w_2} \times \dots \times q_n^{w_n}$$

wobei n = Anzahl der Parameter

q_i = Subindex für den i-ten Parameter

w_i = Gewichtung für den i-ten Parameter

Tabelle 5 zeigt ein Beispiel für die Berechnung des CI_m. Wie bei der additiven Methode können nun die Werten des CI den Wassergüteklassen zugeordnet werden (Tab. 6). Dabei wurden die Spannweiten gegenüber BACH (1980) teilweise verändert und vereinfacht. Bei dem angegebenen Beispiel entspricht ein CI von 61,14 also der chemischen Gewässergütekategorie II.

Tab.5 Zahlenbeispiel für die Berechnung des CI_m

Gewässer: Schiltach		Probestelle: Quelle		Datum: 21.5.1998	
Parameter	Einheit	Messwert	q_i	w_i	$q_i^{w_i}$
O ₂ -Sättigung	%	86	85	0,30	3,79
pH-Wert		7,4	100	0,15	2,00
Leitfähigkeit	µS/cm	140	100	0,15	2,00
NO ₂ -N	mg/l	0,08	30	0,10	1,41
NO ₃ -N	mg/l	2,30	75	0,10	1,54
NH ₄ -N	mg/l	0,70	60	0,10	1,51
PO ₄ -P	mg/l	0,73	5	0,10	1,23
					CI_m: 61,14

Tab.6 Zuordnung der CI-Werte zu den Klassen der chemischen Wassergüte (eigene Klassenaufteilung)

CI-Wert	85-100	70-85	55-70	40-55	25-40	10-25	< 10
Klassenwert	I	I - II	II	II - III	III	III - IV	IV

6.4 Ergebnisse der chemischen Gewässergütebestimmung

An der Quelle lagen die Wassertemperaturen durchgängig 1 bis 3° C niedriger als im weiteren Bachverlauf, der pH war neutral und die Leitfähigkeit betrug meist zwischen 140 200 µS/cm (Tab. 7). Die Sauerstoffsättigung lag meist um 80%. Da die Leitfähigkeit an einem Messzeitpunkt wesentlich niedriger war, wurde 1999 eine zusätzliche Messung des oberirdischen Zustroms aus einem Wiesenentwässerungsgraben durchgeführt. Dabei lagen die Leitfähigkeit, der pH-Wert und die Sauerstoffsättigung im Zustrom wesentlich höher als an der Quelle. Dies ist ein Hinweis darauf, dass aus der oberirdischen Wiesenentwässerung bzw. von den Zuleitungen der oberhalb gelegenen Bauernhäuser ein Stoffeintrag erfolgt. Das bedeutet aber auch, dass wahrscheinlich frühere Messungen mit hohen Leitfähigkeitswerten nicht das Quellwasser, sondern das Zustromwasser erfassten.

Tab.7 Physiko-chemische Parameter an der Quelle der Holops-Schiltach

Datum	Zufluss	T [° C]	Leitf. [µS/cm]	pH	O ₂ [mg/l]	O ₂ -Sättigung [%]
22.5.93	Quelle / Zustrom	12,1	152	n.b.*	7,5	78
23.5.93	Quelle / Zustrom	9,4	158	n.b.	7,8	77
05.6.94	Quelle	9,6	85,5	7,2	9,7	92
09.5.96	Quelle / Zustrom	9,1	200	7,5	8,0	82
21.5.98	Quelle / Zustrom	11,5	142	n.b.	n.b.	n.b.
22.5.98	Quelle / Zustrom	10,0	150	n.b.	n.b.	n.b.
15.5.99	Quelle	8,7	100	7,1	8,5	84
15.5.99	Zustrom	10,7	170	7,4	9,6	102

* Nicht bestimmt

Generell ist im Längsverlauf der oberen Schiltach eine Zunahme der Temperatur und der Sauerstoffsättigung sowie eine Abnahme der Leitfähigkeit festzustellen. Die pH-Werte bleiben in etwa gleich. Von 1997 bis 1999 wurden Nährstoffuntersuchungen am Oberlauf der Schiltach durchgeführt (Tab. 8). Dabei ist auch bei den Nährstoffen eine generelle Abnahme von der Quelle abwärts festzustellen. An der Quelle übertrafen die meisten Nitrit- und alle Ammoniumwerte den Grenzwert der TrinkwV deutlich, während im weiteren Verlauf alle Konzentrationen unter dem Trinkwassergrenzwert lagen. Die Nitratwerte lagen alle deutlich unter dem Grenzwert, und beim Orthophosphat gab es an der Quelle und am Wehr je einen Ausreißer.

Im Mittel weisen beide Verfahren zur Berechnung des chemischen Index dem Quellbereich der Holops-Schiltach die Güteklasse II zu (Tab. 9), wobei der CI_m eine Spanne zwischen I-II und II-III aufweist. Im weiteren Verlauf verbessert sich die Einstufung auf I - II bzw. I. Entscheidend für die Einstufung als mäßig belastetes Gewässer sind die guten pH-, Leitfähigkeits- und Sauerstoffwerte, die durchgehend zwischen I und II liegen. Bei beiden Methoden zeigt sich damit, dass die hohe Gewichtung der physiko-chemischen Begleitparameter zu einer Nivellierung des Gesamtergebnisses führt. Die erhöhten Nitrit-, Ammonium- und Phosphatwerte schlagen demgegenüber kaum ins Gewicht. Die hohen Konzentrationen der Nährstoffe NO_2 , NH_4 und PO_4 im Quellbereich deuten auf den Eintrag von Gülle und Dünger im Quelleinzugsgebiet hin. Im weiteren Verlauf der Schiltach verbessert sich die chemische Gewässergüte auf unbelastet bis mäßig belastet (I-II). Die physiko-chemischen Begleitparameter liegen immer in der Güteklasse I und die Nährstoffe variieren zwischen I und II. Die einzige Ausnahme bildet Phosphat, das an einem Messzeitpunkt sogar den Trinkwassergrenzwert überschreitet. Die hohen PO_4 -Werte am Wehr sind wahrscheinlich auf den Eintrag häuslicher Abwässer der Siedlung Langenschiltach zurückzuführen.

Tab.8 Nährstoffanalysen im Längsverlauf der oberen Schiltach

Ort	Probe-stelle	Datum	NO_2 -N [mg/l]	NO_3 -N [mg/l]	NH_4 -N [mg/l]	PO_4 -P [mg/l]
Quelle	PS 1	09.5.97	< 0,03	1,65	0,50	0,40
		10.5.97	< 0,03	1,10	0,55	0,45
		21.5.98	0,08	2,30	0,70	0,73
		22.5.98	0,06	1,80	2,10	1,23
		23.5.98	0,09	2,10	2,30	1,25
		24.5.98	0,06	2,40	7,00	2,16
Neubauernhof	PS 2	09.5.97	< 0,03	1,00	0,12	0,13
		10.5.97	< 0,03	0,80	0,09	0,17
Schmelze	PS 3	09.5.97	< 0,03	0,90	0,05	0,08
		10.5.97	< 0,03	0,70	0,09	0,12
		23.5.98	< 0,03	1,70	0,21	0,38
		15.5.99	< 0,03	0,44	0,13	0,12
Wehr	PS 6	09.5.97	< 0,03	0,90	< 0,05	0,55
		10.5.97	< 0,03	0,70	< 0,05	2,75

Tab.9 Berechnung der Wassergüteklassen für einzelne Parameter nach der additiven Methode sowie die Gesamtbewertung nach der additiven (CI_a) und der multiplikativen Methode (CI_m)

Standort	Datum	NO ₂ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	PO ₄ -P [mg/l]	Leitf.	PH	O ₂	CI _a	CI _m
Quelle (PS 1)	09.5.97	I - II	I - II	II - III	II - III	I - II	I	II	II	I-II
	10.5.97	I - II	I - II	II - III	II - III	I - II	I	II	II	I-II
	21.5.98	III	II	II - III	III	I - II	I	II	II	II
	22.5.98	III	I - II	III	III - IV	I - II	I	II	II	II-III
	23.5.98	III	II	III	III - IV	I - II	I	II	II	II-III
	24.5.98	III	II	III - IV	III - IV	I - II	I	II	II	II-III
Neubauern- hof (PS 2)	09.5.97	I - II	I - II	I - II	II	I	I	I	I	I
	10.5.97	I - II	I	I	II	I	I	I	I	I
Schmelze (PS 3)	09.5.97	I - II	I	I	I - II	I	I	I	I	I
	10.5.97	I - II	I	I	II	I	I	I	I	I
	23.5.98	I - II	I - II	II	II - III	I	I	I	I-II	I-II
	15.5.99	I - II	I	I - II	II	I	I	I	I	I
Wehr (PS 6)	09.5.97	I - II	I	I	III	I	I	I	I	I-II
	10.5.97	I - II	I	I	III - IV	I	I	I	I-II	II

Der Vergleich beider Verfahren zur chemischen Gewässergütebeurteilung zeigt eine gute Übereinstimmung. In 50% aller Fälle stimmen die Einstufungen exakt überein, die restlichen 50% weisen maximal Abweichungen von einer halben Güteklasse auf. Problematisch war beim additiven Verfahren die Einstufung des pH-Wertes, da sich dieser meist an der Klassengrenze befand und keine Differenzierung der Klassen I und I - II erfolgte. Für die Einstufung des CI_a ergab sich dadurch aber keine Veränderung. Der CI_m weist eine größere Spanne der Werte auf, was aufgrund des multiplikativen Ansatzes auch zu erwarten war. Der Vorteil der additiven Methode ist dagegen, dass man die Einzelparameter bereits den Gewässergüteklassen zuordnen kann, während man bei der multiplikativen Methode nur abstrakte Zahlen erhält.

7. Biologische Gewässergütebestimmung

7.1 Ziel der biologischen Gewässergütebestimmung

Ziel der biologischen Gewässeruntersuchung ist es, mit Hilfe der makroskopisch sichtbaren wirbellosen Tiergemeinschaften (Makrozoobenthos) des gesamten Gewässerbetts sowie des Uferbereichs Rückschlüsse auf die Gewässergüte der jeweiligen Bachabschnitte zu ziehen. Damit können langfristige Veränderungen der biologischen Gewässergüte im Verlauf der oberen Schiltach aufgezeigt werden. Die Bestimmung der Gewässergüte wird nach dem sog. Saprobiensystem vorgenommen.

7.2 Einführung

Das Saprobien-system ermöglicht über die Kenntnis der Beziehungen zwischen Organismen und ihrem Habitat eine zuverlässige und weitreichende Beurteilung des Gewässers. Saprobie bezeichnet den Abbau von organischer Substanz unter Sauerstoffzehrung, wobei der Index ein Maß für das Sauerstoffdefizit ist, das durch den Abbau von organischem Material hervorgerufen wird (WEGL 1983). Je höher der Saprobienindex ist, desto größer ist das Sauerstoffdefizit und um so schlechter wird die Gewässergüte bewertet. Die Biozönose bildet sich entsprechend ihrer Widerstandsfähigkeit gegenüber dem Sauerstoffdefizit bzw. dem Grad der organischer Verunreinigung aus. Das Saprobien-system macht sich dies zu Nutzen, indem es Organismen zur Bestimmung der Gewässergüte heranzieht, deren ökologischer Verbreitungsschwerpunkt (Vorkommen und Häufigkeit) an bestimmte Sauerstoffgehalte seines Habitats geknüpft ist und die für Belastungszustände mit sauerstoffzehrender organischer Substanz daher eine Indikatorfunktion haben (SCHWOERBEL 1987).

7.3 Methodik

7.3.1 Feldmethodik der biologischen Gewässeruntersuchung

Die Probenahmen für die drei biologischen Gewässergüteuntersuchungen wurden am 4. Oktober 1997 durchgeführt. Die Probestellen verteilen sich so auf den Bachlängsverlauf, dass nicht nur der Standort selbst bezüglich seiner Wasserqualität beurteilt wird, sondern auch eine Veränderung der Gewässergüte im Längsverlauf aufgezeigt werden kann (Abb. 3 im Vorwort). Die erste Probestelle zur Erfassung der Ausgangssituation der Schiltach lag deshalb unmittelbar unterhalb des Quellaustritts (PS1). Die zweite Probestelle lag auf Höhe der Schmelzmühle nach dem Zusammenfluss der Holops-Schiltach mit dem Hauptquellbach der Schiltach (PS3). Die dritte Probenahme fand am Wehr Lehenwies ca. 500 m unterhalb der Siedlung von Langenschiltach statt (PS6). Um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten, wurden die drei Probestellen bezüglich ihrer Morphologie (Sohl- und Uferstruktur), ihrer Fließdynamik (Fließgeschwindigkeit und Turbulenz), der Beschattung sowie ihrer Habitatausstattung jeweils so homogen wie möglich festgelegt.

An jeder Probestelle wurde die benthische Makrofauna nach der Zeitsammel-methode mit Hilfe eines Keschers (Netzes) abgesammelt. Die untersuchte Bachlänge beträgt jeweils 5 m. Während der 15-minütigen Sammelzeit wurde versucht, möglichst alle vorhandenen Habitate und seine Bewohner zu erfassen. Zunächst wurden jeweils 5 mittelgroße, in der (turbulenten) Strömung liegende Steine aufgehoben und vor dem in Strömungsrichtung gehaltenen Netz mit einem Tuschepinsel abgebürstet. Dabei wurde darauf geachtet, dass das Netz bereits vor Entnahme der Steine fest auf dem Untergrund aufsaß, um auch die Organismen, die sich bei Störungen sofort treiben lassen, zu erfassen. Eine anschließend durchgeführte visuelle Kontrolle stellte sicher, dass auch alle auf und unter den Steinen befindlichen Organismen gefangen wurden.

Weiterhin wurde zweimal der ins Wasser ragende Pflanzenbestand abgekeschert. Zum Abschluss wurde der sandig-grusige Untergrund mit der Hand aufgewirbelt und die Abdrift mit dem Netz gefangen (kick-sampling-Methode). Der Netzinhalt wurde jeweils auf einer weißen Fotoschale einer ersten optischen Kontrolle unterzogen und anschließend in Plastikbehältern zur Bestimmung in das Labor gebracht. Zusätzlich zur biologischen Untersu-

chung wurde an jeder Probestelle die Leitfähigkeit, der pH-Wert sowie die Temperatur gemessen (Kap. 6.3).

7.3.2 Taxonomische Bestimmung des Makrozoobenthos

Die an den Probestellen gefangenen und in Plastikgefäßen aufbewahrten Organismen wurden im Labor der Firma Hess-Härtling qualitativ und semiquantitativ erfasst. Dazu wurden die Individuen nach Familien geordnet in getrennte Gefäße überführt, wobei jeweils die Anzahl der gefangenen Tiere ermittelt wurde. Bei zahlenmäßig sehr stark vertretenen Tiergruppen (z.B. Planarien) wurden nur einige Tiere zur Bestimmung aufgehoben, der Rest wurde mengenmäßig geschätzt. Im nächsten Schritt wurden die Arten, die sich nur im lebenden Zustand bestimmen lassen taxonomisch erfasst. Alle anderen Tiere wurden aufgrund der besseren Bestimmbarkeit in Ethanol konserviert und soweit möglich identifiziert. Die konservierten Proben wurden als Belegexemplare aufbewahrt.

Die gezählten bzw. geschätzten Individuenzahlen wurden 7 Abundanzklassen (Häufigkeitsklassen) zugeordnet. Es wurden dabei nur Larven und erwachsene Tiere berücksichtigt. Die Tabelle 10 gibt die gewählte Einteilung der Individuenanzahl pro Klasse wieder. Anschließend wurden die Tiere mit einem Binokular (10-fache Vergrößerung) taxonomisch untersucht. Soweit es möglich war, wurde die benthische Makrofauna bis zur Art bestimmt, in vielen Fällen gelang es jedoch nicht, die Organismen eindeutig weiter als bis zur Gattung anzusprechen. Einige Arten sind nur durch aufwendige Spezialuntersuchungen (z.B. Genitalpräparationen) sicher zu bestimmen, wobei der Informationsgewinn in keinem Verhältnis zum deutlich erhöhten Zeitaufwand stehen (WEGEL 1983). Als Bestimmungsliteratur dienten die Veröffentlichungen von STEINBACH & BELLMANN (1988), ENGLEHARDT (1989) sowie die Bestimmungsschlüssel von NAGEL (1989) und des BLW (1992).

Tab.10 Häufigkeitsklassen bezogen auf 15 Minuten Absammelzeit (LFU 1992)

Häufigkeitsklassen bzw. Abundanzziffer	Schätzung	Individuenzahl (Makrobenthos)
1	Einzelfund	1
2	wenig	2-20
3	wenig bis mittel	21-40
4	mittel	41-80
5	mittel bis viel	81-160
6	viel	161-320
7	Massenvorkommen	> 320

7.3.3 Saprobienindex

Nachfolgend wurden zur Bestimmung der Gewässergüte zwei Verfahren parallel angewandt und miteinander verglichen.

Verfahren nach DIN-Norm 38410

Die Bestimmung des Saprobienindex nach der DIN-Norm 38410 Teil 2 (1989) ist das Standardverfahren zur Berechnung der biologisch-ökologischen Gewässergüte. Das Verfahren beschränkt sich auf Arten, deren Bestimmung zweifelsfrei möglich ist und die eine hin-

reichend enge ökologische Valenz besitzen. Es werden 7 Saprobiebereiche unterschieden, denen entsprechende Saprobienindizes bzw. Güteklassen zugeordnet werden (Tab. 11).

Für die Berechnung des Saprobienindex bekommt jede verwendete Art einen Saprobienwert entsprechend ihrer Indikatoreigenschaft (Gattungen haben i.d.R. keinen Zeigerwert). Die jeweiligen Saprobienwerte der einzelnen Arten wurden der Liste des BLW (1992) entnommen und für die Berechnung des Saprobienindex verwendet. Da Indikatorarten in mehreren Saprobiebereichen vorkommen können, gehen sie abhängig von ihrem Verbreitungsoptimum gewichtet in die Berechnung ein. Die absoluten Häufigkeiten der Indikatorarten werden in die Abundanzklassen übertragen. Anschließend wird der Saprobienindex nach der folgenden Formel für die jeweiligen Probestellen berechnet.

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n s_i \cdot A_i \cdot G_i}{\sum_{i=1}^n A_i \cdot G_i}$$

wobei	S	Saprobienindex
	i	laufende Nummer des Taxons
	s_i	Saprobienwert des i-ten Taxons
	A_i	Abundanzziffer des i-ten Taxons
	G_i	Indikationsgewicht des i-ten Taxons
	n	Anzahl der Taxa

Aus den berechneten Indizes ergibt sich für jede Probestelle eine Gewässergüte (Tab. 11). Zur statistischen Absicherung des Saprobienindex wird das Streuungsmaß berechnet. Die ermittelten Ergebnisse (Saprobienindex und Streuungsmaß) werden auf zwei Dezimalzahlen nach dem Komma angegeben. Außerdem wird die Summe der Abundanzziffern, die mindestens 15 betragen muss, aufgeführt. Ergebnisse, die ein Streuungsmaß größer 0,2 und eine Abundanzziffer kleiner 15 aufweisen, gelten als statistisch nicht gesichert und werden nicht berücksichtigt (FRIEDRICH 1990).

Tab.11 Zuordnung der Saprobienindizes zu den Saprobiebereichen und Güteklassen (geändert nach BARNDT & BOHN 1988/89)

Saprobiebereich	Grad der organischen Belastung	Saprobienindex	Güteklassen
oligosaprob	unbelastet-sehr gering belastet	1,0 - <1,5	I
oligosaprob bis β -mesosaprob	gering belastet	1,5 - <1,8	I - II
β -mesosaprob	mäßig belastet	1,8 - <2,3	II
β -mesosaprob bis α -mesosaprob	kritisch belastet	2,3 - <2,7	II - II
α -mesosaprob	stark verschmutzt	2,7 - <3,2	III
α -mesosaprob bis polysaprob	sehr stark verschmutzt	3,2 - <3,5	III - IV
polysaprob	übermäßig stark verschmutzt	3,5 - 4,0	IV

Verfahren nach PANTLE & BUCK (1955)

Da bei der Berechnung des Saprobienindex nach DIN-Norm 38410 oftmals Organismen aufgrund unzureichend sicherer Bestimmung bis auf das Artenniveau nicht als Indikatoren in die Bewertung einbezogen werden können, wurde zur Absicherung der Ergebnisse der Saprobienindex parallel nach dem Verfahren von PANTLE & BUCK (1955) berechnet. Bei diesem bislang gebräuchlichen Verfahren steht eine größere Anzahl von Indikatororganismen zur Beschreibung des Lebensraumes zur Verfügung, da auch Gattungen als Gütezeiger verwendet werden. Die Saprobienwerte der als Indikatoren verwendeten Taxa wurden dem Indexverzeichnis von WEGL (1983) entnommen. Die Indikatorarten gehen ungewichtet in die Berechnung ein und die absolute Häufigkeit der Taxa wurde auch hier in die 7-stufige, relative Häufigkeit transformiert, die auch bei dem Verfahren nach der DIN-Norm verwendet wurde (Tab. 10). Der Saprobienindex nach PANTLE & BUCK (1955) berechnet sich wie folgt:

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n (s_i \cdot h_i)}{\sum_{i=1}^n h_i}$$

wobei	S	Saprobienindex
	s_i	Saprobienwert des i-ten Taxon
	h_i	Häufigkeit des i-ten Taxon

Die errechneten Saprobienindizes werden auf eine Dezimalzahl nach dem Komma angegeben. Eine statistische Absicherung erfolgt nicht.

7.4 Ergebnisse der biologischen Gewässeruntersuchung

Bei der Untersuchung der Makrozoobenthosbesiedlung der Schiltach wurden insgesamt 31 Taxa aus 12 verschiedenen Tiergruppen angetroffen. Jede dieser Tiergruppen ist durch eine bis maximal sechs Gattungen vertreten. Soweit es möglich war, wurden die Organismen jeder Gattung bis zur Art bestimmt. Gattungen, deren Arten nur unter sehr hohem Bestimmungsaufwand identifiziert werden können bzw. deren sichere Bestimmung nur durch Spezialisten möglich ist, wurden als Subspezies mit "sp." gekennzeichnet. In Tabelle 12 sind die bestimmten Taxa der drei Probestellen mit Häufigkeitsangaben aufgelistet.

Die Gewässergüte der Schiltach wurde durch die Verwendung von zwei unterschiedlichen Bestimmungsverfahren ermittelt, die sich sowohl im rechnerischen Ansatz als auch in der Verwendung der Indikatororganismen und deren Indexwerten unterscheiden (Tab. 12). Von den 31 bestimmten Taxa können bei der DIN-Norm lediglich 12 Taxa als Indikatoren mit einem Saprobienwert versehen werden, während beim Verfahren nach PANTLE & BUCK (1955) bei der Berechnung des Index auf 28 Taxa zurückgegriffen werden kann. An der Probestelle 1 wurden insgesamt 20 Taxa gefunden, von denen bei der DIN-Norm 8, beim Verfahren von PANTLE & BUCK 17 als Indikatoren zur Verfügung stehen. Bei Probestellen 2 und 3 ist das Verhältnis mit 10 zu 21 bzw. 9 zu 21 Indikatoren ähnlich. Damit steht zur Berechnung des Saprobienindex nach der DIN-Norm eine deutlich kleinere Datenbasis zur Verfügung als bei PANTLE & BUCK.

Chemische und biologische Gewässergüte der Oberen Schiltach

Tab.12 Saprobienwerte der Taxa nach PANTLE & BUCK (1955) und DIN-Norm 38410

Taxa	Häufigkeit in den Abundanzen			Saprobienwert PANTLE & BUCK	Saprobienwert DIN-Norm	Indikationsgewicht
	A1	A2	A3			
Diptera						
Chironomus sp.	2	2	2	3,3	*	*
Simulium sp.	2	2	2	2	*	*
Dicranota sp.	2	1	2	1,9	*	*
Dixidae	1	2		*	*	*
Trichoptera						
Sericostoma sp.	2	2	2	1,5	1,5	8
Limnephilus sp.	2	2	3	1,8	*	*
Rhyacophila Rhyac.Gr.	1	2	2	1,7	2,0	4
Plectrocnemia sp.	2	2	2	1,5	1,5	4
Hydropsyche sp.		3	3	2,5	*	*
Silo sp.		2	2	1,2	*	*
Ephemeroptera						
Baetis sp.	2	5	5	1,7	*	*
Epeorus sylvicola		2	2	1,1	1,4	8
Ecdyonurus sp.		2	2	1,6	*	*
Rhithrogena semicolorata		2	2	1,2	1,6	8
Habroleptoides confusa	-	2	2	1,4	1,6	4
Plecoptera						
Nemoura sp.	3	2	2	1,4	*	*
Leuctra sp.		3	3	1,3	*	*
Cloroperla		2	3	1,3	*	*
Crustacea						
Gammarus fossarum	2	2	2	1,8	1,6	8
Gastropoda						
Ancylus fluviatilis	2	2	-	1,7	2,0	4
Bivalvia						
Pisidium sp.	2			2,4	*	*
Acarina						
Hydracarina sp.	1	2	2	*	*	*
Turbellaria						
Polycelis felina	5			1,0	1,1	16
Oligochaeta						
Lumbriculus variegatus	1	1		3,1	3,0	4
Coleoptera						
Elmis maugetii	2	2	2	1,5	1,5	8
Helodes sp.	1			1,6	*	*
Hydraena sp.		2	2	1,4	*	*
Esolus sp.		2		1,2	*	*
Platambus maculatus			1	1,8	2,3	8
Heteroptera						
Velia caprai	2			1,0	*	*
Microvelia	2			*	*	*

* Kein Saprobienwert

Trotz der Unterschiede der beiden Verfahren sind die Ergebnisse nahezu identisch. Nach beiden Verfahren wird die Holops-Schiltach mit der Güteklasse I-II als gering belastetes Fließgewässer eingestuft (Tab. 13). Nur an Probestelle 1 fällt die Bewertung der Holops-Schiltach nach der DIN-Norm eine halbe Klasse besser aus (Güteklasse I) als nach PANTLE & BUCK (1955). Die zahlenmäßige Abweichung zwischen den beiden Verfahren ist mit einer Differenz von 0,12 Indexpunkten sehr gering und führt nur aufgrund der Lage an der Klassengrenze zu einer unterschiedlichen Einordnung in verschiedene Güteklassen.

Tab.13 Saprobienindizes nach DIN-Norm 38410 und PANTLE & BUCK (1955)

	Saprobienindex nach PANTLE und BUCK	Güteklasse nach PANTLE und BUCK	Saprobienindex nach DIN-Norm	Güteklasse nach DIN-Norm	Summe der Abundanzen	Standardabweichung
Probestelle PS1	1,5	I - II	1,38	I	17	0,15
Probestelle PS3	1,6	I - II	1,57	I - II	19	0,11
Probestelle PS6	1,6	I - II	1,61	I - II	17	0,08

7.5 Ergebnisse der biologischen Gewässergütebestimmung

Die gefundenen Gattungen und Arten lassen sich aufgrund ihrer Habitatansprüche in drei Kategorien unterteilen. Neben einer geringen Anzahl von Ubiquisten, also Arten mit weniger spezifischen Lebensraumansprüchen, wie der Eintagsfliegenart *Baetis sp.*, den Zuckmückenlarven *Chironomus sp.* oder der zu den Spinnentieren zählenden Gattung *Hydracarina* gehört die Mehrzahl der identifizierten Taxa zu den Vertretern der Berg- und Gebirgsbäche (z.B. *Epeorus*, *Rhyacophila*, *Plectrocnemia*, *Hydropsyche* etc.). Sie bevorzugen schnellfließende, sauerstoffreiche und unverschmutzte Gewässer in Mittelgebirgslage bzw. alpinen Regionen (z.B. *Chloroperla sp.*). Als dritte Gruppe treten Arten bzw. Gattungen auf, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in Quellnähe besitzen.

An Probestelle 1 konnten mehrere Arten gefangen und identifiziert werden, die als typische Vertreter von Biozönosen der Quellbereiche gelten. So wurde ein zur Gruppe der Strudelwürmer gehörender Vertreter (*Polycelis felina*) bestimmt, der aufgrund seiner Habitatansprüche und seiner kalt-stenothermen Vorlieben (bevorzugt gleichbleibend niedrige Wassertemperaturen) auf den Quellbereich beschränkt ist und auch nur an Probestelle 1 angetroffen wurde. Diese Art verlangt und zeigt Wasser der Güteklasse I (Index 1,0/1,1). Ebenfalls nur an Probestelle 1 befand sich die Käferart *Helodes sp.*, die kleine, schattige und vor allem kühle Bäche, mit Vorliebe Quellrinnsale, bevorzugt, sowie die zu den Wasserwanzen gehörende Art *Velia caprai*, die ebenfalls Wasser der Güteklasse I anzeigt (Index 1,0).

Die Quellnähe von Probestelle 1 kann ebenfalls durch das Auftreten von Arten dokumentiert werden, die einen Verbreitungsschwerpunkt in Quellbächen und solchen Gewässerabschnitten mit ähnlichen Lebensbedingungen haben. So zählt z.B. der Bachflohkrebs *Gammarus fossarum* zu den typischer Vertretern der Gebirgs- und Bergbäche, kommt dort jedoch aufgrund seiner Toleranz gegenüber hohen Fließgeschwindigkeiten und niedrigen Temperaturen in oberen Bachabschnitten und Quellbereichen vermehrt vor (BRAUKMANN 1987). Mit dem Hakenkäfer *Elmis maugetii* tritt eine Art auf, die sich in

sauerstoffreichen, schnellfließenden Bächen der Mittelgebirge in Quellnähe aufhalten (LUDWIG 1989). Larven der Köcherfliege *Plectrocnemia* benötigen überwiegend sauerstoffreiches, kaltes Wasser und besiedeln die Quellbereiche und die oberen Bachabschnitte der montanen Region (BURMEISTER 1992). Diese Arten sind jedoch nicht auf den direkten Quellbereich spezialisiert, sondern finden an allen drei Probestellen ausreichende Lebensbedingungen. Sie indizieren Gewässergüte I bis II für gering belastete Fließgewässer. Daneben wurden an der Probestelle 1 Arten gefangen, die ebenfalls schnellströmendes, sauberes, sauerstoffreiches Wasser benötigen und einen Verbreitungsschwerpunkt in Berglandbächen mit einer geringen Belastung (Index 1,5-1,7) haben. Hierzu zählen die Vorkommen der Köcherfliegenlarven von *Rhyacophila sp.*, *Sericostoma sp.* und der Flußnapfschnecke *Ancylus fluviatilis*. Schließlich sind hier die Lebewesen von Probestelle 1 zu nennen, die eine sehr große ökologische Amplitude besitzen. Sie sind in Bergbächen ebenso wie in stehenden oder fließenden Gewässern der Ebene anzutreffen (z.B. *Baetis sp.*) (MEYER 1987; ENGELHARDT 1989). Sie zeichnen sich durch eine hohe Anpassungsfähigkeit aus und besiedeln alle überhaupt z.B. für Steinfliegen (*Nemoura sp.*) geeignete Gewässer (ENGELHARDT 1989). Bezüglich der Gewässergüte indizieren sie aber trotzdem eine geringe Belastung (Saprobienindex von 1,4-1,7). Anders verhalten sich dagegen die folgenden Ubiquisten, die eine Beeinträchtigung der biologischen Wasserqualität anzeigen. Hierzu zählen Arten wie die Zuckmückenlarven (*Chironomus sp.*), die zu den Spinnen zählende Gattung *Hydracarina* oder Vertreter der Wenigborster wie z.B. *Lumbriculus variegatus*, die in praktisch allen Gewässertypen, auch in der Uferzone von Seen vorkommen (BELLMANN 1988). Die ihnen zugeordneten Indices von 3,1-3,3 spiegeln ihre Toleranz gegenüber Sauerstoffdefiziten auf Grund organischer Belastung der Gewässer wider.

Aus der Artenverteilung an Probestelle 2 kann der abnehmende Einfluss der Quellregion auf die Bachbiozönose abgelesen werden. Die auf den Quellbereich spezialisierten Arten wie vor allem *Polycelis felina* und *Helodes sp.* fehlen hier bereits. Dafür kommen neue Arten hinzu, die die Lebensbedingungen der schnellfließenden und sauerstoffreichen Bachoberläufe der Mittelgebirge bevorzugen (*Epeorus sylvicola*, *Ecdyonurus sp.* und *Rhythrogena semicolorata*, *Leuctra sp.*, *Chloroperla sp.* und *Hydraena sp.*) (BRAUKMANN 1987; MEYER 1987; SCHMEDTJE & KOHMANN 1992; HOLM 1989). Mit der Eintagsfliegenart *Habroleptoides confusa* konnte eine Art gefunden werden, die als schwarzwaldtypische Charakterart der Steinfauna der Bergoberläufe gilt (MEYER & SCHRÖDER 1985). Dass die Käfergattung *Esolus sp.* nur an Probestelle 2 auftritt, erscheint eher zufällig, da auch sie Besiedler der Berg- und Quellbäche sind (HOLM 1989).

Probestelle 3 ist von der Besiedlungsstruktur mit Probestelle 2 vergleichbar. Die reinen Quellarten kommen nicht vor, sondern Arten der schnellfließenden und sauerstoffreichen Berglandbäche dominieren den benthischen Lebensraum. Einzig die an Probestellen 1 und 2 angetroffenen Arten *Ancylus fluviatilis*, *Lumbriculus variegatus* sowie ein zur Familie der Tastermücken gehörender Vertreter (*Dixidae*) fallen an Probestelle 3 aus. Dem ist jedoch hinsichtlich der Interpretation der Gewässergüte keine besondere Bedeutung beizumessen.

Bei einer Betrachtung der Besiedlungsstruktur der einzelnen Probestandorte entsprechen die Ergebnisse der erwarteten Gewässergüte von **wenig bis gering belasteten Bachoberläufen im ländlichen Raum**. Im Gewässerlängsverlauf unterscheidet sich der direkte Quellbereich (Probestelle 1) weniger zahlenmäßig, sondern vielmehr durch die Zusammensetzung der Biozönose (Auftreten von reinen Quellindikatoren) von den anderen zwei

Standorten. An der Quelle tendiert die Gewässergüte zur Güteklasse I (unbelastet bis gering belastet), während sie im weiteren Verlauf auf Güteklasse I bis II abfällt. Hinsichtlich der Besiedlungsstruktur der Gewässersohle (Arten- und Individuenzahl) bietet die Schiltach ein reich strukturiertes Mosaik an Lebensräumen und Lebensgemeinschaften und entspricht den Erwartungen, die an Bachoberläufe im Mittelgebirge gestellt werden.

Die Ermittlung der biologischen Gewässergüte mit zwei unterschiedlichen Verfahren kommt zu nahezu identischen Ergebnissen. Trotz der zahlenmäßigen und statistischen Abweichungen sowie der Verwendung verschiedener Indikatorlisten mit unterschiedlichen ökologischen Valenzen und Gewichtungen werden gleiche Lebensbedingungen ermittelt. Die Schwachstellen der DIN-Norm (taxonische Bestimmung der Individuen bis auf Artenniveau und damit drastische Verringerung der Datenbasis) werden offenbar durch die Fehlerquellen beim Verfahren von PANTLE & BUCK (1955) (gemittelte Indizes für Gattungen, keine Gewichtung entsprechend der ökologischen Valenz) ausgeglichen.

8. Diskussion

Die Schiltach wird sowohl durch den biologischen als auch durch den chemischen Index als **unbelasteter bis mäßig belasteter Mittelgebirgsbach** beschrieben (Klasse I bis II). Betrachtet man nur die Ergebnisse der chemischen Parameter Nitrit und Nitrat sowie die Ergebnisse der biologischen Untersuchung, so wird die Schiltach an allen drei Probestellen durchgehend mit Güteklasse I–II, Tendenz zur Klasse I (gering belastet–unbelastet) bewertet. Dies entspricht den erwarteten Verhältnissen in kleinen Mittelgebirgsbächen in Streusiedlungsgebieten. Deutliche Abweichungen von diesem Bewertungsergebnis zeigen die Parameter Ammonium und Phosphat. Die Probestelle PS 1 unterhalb der Quelle der Holops-Schiltach wird hier an beiden Probestimmen als kritisch belastet bis stark verschmutzt eingestuft (Klasse II-III und III).

Der Vergleich dieser Ergebnisse mit den Ergebnissen langjähriger Messungen im Rahmen des studentischen Praktikums bestätigt auch stets die schlechtesten chemischen Ergebnisse unterhalb der Quelle. In diesem Zusammenhang ist nicht nur verwunderlich, dass der Quellbereich stärker belastet ist als die nachfolgenden Probestellen, sondern auch, dass gerade hier biologische Indikatorarten der Güteklasse I auftreten, die als absolute Reinwasserarten gelten.

Hierfür können drei Gründe genannt werden. Es ist möglich, dass der Ammonium- und Phosphateintrag die Toleranzgrenze der Zeigerarten der Güteklasse I noch nicht überschritten hat und somit nicht zu einer dauerhaften Schädigung der Lebensgemeinschaften geführt hat. Zudem könnten die erhöhten Werte ein temporäres Phänomen darstellen und eine Folge der organischen Düngung im Frühjahr sein, während im Jahresverlauf geringere Belastungen auftreten. Die Mehrzahl der Messungen beschränken sich auf die Monate Mai und Juni, für die übrigen Monate des Jahres liegen fast keine Werte vor. Schließlich liegt die Vermutung nahe, dass die Ausprägung der hier vorgefundenen Quellbiozönose nicht nur von extrem sauberem, schadstofffreiem Wasser abhängt, sondern in hohem Maße durch die mit dem Quellaustritt verbundenen, ganzjährig gleichbleibend niedrigen Temperaturen bestimmt wird. Die Probestelle bietet alle typischen Quellverhältnisse, wobei die Belastung durch organischen Eintrag die Toleranzgrenze der Quell-Lebensgemeinschaften nicht überschreitet.

9. Danksagung

Wir möchten uns sehr herzlich bei der Familie Meder vom Schwarzwaldverein St. Georgen bedanken, die uns in ehrenamtlicher Arbeit im Wanderheim Lindenbüble unterstützte. Frühere Fassungen des Manuskripts wurden von Prof. R. Mäckel gelesen. Das Manuskript wurde durch Prof. H. Müller wesentlich verbessert.

10. Angeführte Schriften

- BACH, E. (1980): Ein chemischer Index zur Überwachung der Wasserqualität von Fließgewässern. - Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen **24**:102-106.
- BACH, E. (1986): Der Chemische Index (CI). Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie **40**:202-223.
- BARNDT, G. & BOHN, B. (1989): Biologische und chemische Gütebestimmung von Fließgewässern. - Schriftenreihe der Vereinigung deutscher Gewässerschutz **53**.
- BAUR, W.H. (1998): Gewässergüte bestimmen und beurteilen. - Berlin: Parey. 209 S.
- BLW (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft) (1992): Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen). Informationsbericht des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft **2/88**. 274 S.
- BELLMANN, H. (1988): Leben in Bach und Teich. Pflanzen und Wirbellose der Kleingewässer. Steinbachs Naturführer. - Mosaik Verlag, München. 285 S.
- BÖHMER, J., KAPPUS, B., RAWE-JOST, C. & BRATRICH, T. (1997): Ökologische Bewertung von Fließgewässern in der Europäischen Union und anderen Ländern Literaturstudie. - Handbuch Wasser, Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- BRAUKMANN, U. (1987): Zoozoologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. - Arch. Hydrobiol., Beiheft **26** (Ergebnisse der Limnologie 26). Stuttgart. 1-355.
- BRAUKMANN, U. & PINTER, I. (1997): Concept for an integrated ecological evaluation of running waters. - Acta Hydrochim. Hydrobiol. **25**:113-127.
- BURMEISTER, E.-G. (1992): Trichoptera. - In: BLW: Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen). Informationsbericht d. Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft **2/88**, überarb. Auflage. München. 185-227.
- ENGELHARDT, W. (1989): Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher. - Kosmos Gesellschaft der Naturfreunde. Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart.

- FISCHER, H. & KLINK, H.-J. (1967): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 177 Offenburg. Naturräumliche Gliederung Deutschlands. Geographische Landesaufnahme 1:200 000. Bad Godesberg. 48 S.
- FRIEDRICH, G. (1990): Eine Revision des Saprobien-systems. - Z. Wasser - Abwasser - Forschung **23**:141-152.
- FRIEDRICH, G. & LACOMBE, J. (Hrsg.) (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern. - Limnologie Aktuell. Bd. 3. Gustav Fischer Verlag: Stuttgart.
- GESELLSCHAFT DEUTSCHER CHEMIKER (o.J.): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (DEV). Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M). Bestimmung des Saprobienindex (M2), DIN 38410, Teil 2. Herausgegeben von der Fachgruppe Wasserchemie. Wiley-VCH, Weinheim, Beuth, Berlin.
- HOLM, A. (1989): Ökologischer Bewertungsrahmen Fließgewässer (Bäche) für die Naturräume der Geest und des Östlichen Hügellandes in Schleswig-Holstein. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.). Kiel. 46 S. u. Anhang.
- LEHMANN, R., KIFINGER, R., BOHL, E. & BAUER, J. (1992): Ökologischer Bewertungsindex für Bäche zur Entwicklung von Zielvorstellungen des Gewässerschutzes. Bericht der Bayerischen Landesanstalt für Wasserwirtschaft **20**. München.
- LFU 1992. Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung. Veröffentlichung des Zentralen Fachdienstes Wasser-Boden-Abfall-Altlasten bei der LfU Baden-Württemberg. Handbuch Wasser **2(7)**:1-50.
- LIERSCH, K.-M. 1989. Gewässergütekarten ein wirksames Instrument des Gewässerschutzes. Geographische Rundschau **41(6)**:332-339.
- LÖLF (Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung) (1985): Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern. Teil I und II. Recklinghausen/Essen.
- LOSKE, K.-H. & VOLLMER, A. 1990. Die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern. - Wasser und Boden **2**:76-80.
- LUDWIG, H.W. (1989): Tiere unserer Gewässer: Merkmale, Biologie, Lebensraum und Gefährdung. - BLV- Verlag, München, Wien, Zürich. 255 S.
- MEYER, D. (1987): Makroskopisch-biologische Feldmethoden zur Wassergütebeurteilung von Fließgewässern. Arbeitsgemeinschaft Limnologie und Gewässerschutz. Hannover.

- MEYER, E. & SCHRÖDER, P. (1985): Die Eintagsfliegen (Ephemeroptera) in den Fließgewässern um Freiburg i. Br. Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F. **13** (3/4). Freiburg i. Br. S. 385-407.
- MEYNEN, E & SCHMITHÜSEN, J. (Hrsg.) (1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands 1953-62. - Bad Godesberg.
- MÜLLER, H. (1990): Wasserchemischer Index für Fließgewässer. Programm, Grundlagen, Anweisungen. – Software und Handbuch, Freiburg.
- NAGEL, P. (1989): Bildbestimmungsschlüssel der Saprobien, Makrozoobenthon. - Gustav Fischer Verlag: Stuttgart, New York.
- NIEHOFF, N. (1996): Ökologische Bewertung von Fließgewässern. - Berlin: Springer. 300 S.
- PANTLE, R. & BUCK, H. (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. - GWF **96**: 604.
- SCHMEDITJE, U. & KOHMANN, F. (1988): Bewertung von Fließgewässern. Aussagekraft und Grenzen biologischer und chemischer Indizes. Wasser und Boden **11**: 610-615.
- SCHWOERBEL, J. (1987): Einführung in die Limnologie. - G. Fischer Verlag: Stuttgart. 269 S.
- STADT FREIBURG (HRSG.) (1989): Ökologische Bestandsaufnahme Fließgewässer. – Stadt Freiburg, Presse- und Informationsamt.
- STEINBACH, G. & BELLMANN, H. (1988): Leben in Bach und Teich. Die farbigen Naturführer. Mosaik Verlag GmbH: München.
- WEGEL, R. (1983): Index für die Limnologie. - Wasser und Abwasser **26**: 1-175.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der naturforschenden Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau](#)

Jahr/Year: 2000

Band/Volume: [90](#)

Autor(en)/Author(s): Hess Nicole

Artikel/Article: [Chemische und biologische Gewässergüte der Oberen Schiltach 85-110](#)