

METHODEN ZUR ERFASSUNG DER GEWÄSSERGÜTE MIT EMPIRISCHEN
ARBEITEN IM OTTERBACHTAL ⁺⁾

von

ROBERT GLASSL ⁺⁺⁾
INGRID LEHNER ⁺⁺⁾
WOLFGANG PULINA ⁺⁺⁾

<u>INHALTSVERZEICHNIS</u>	<u>Seite</u>
Vorbemerkung	121
Anmerkung	121
Verzeichnis der Abbildungen, Tabellen und Karten	150
1 Wasser und Wasserqualität	122
1.1 Wasserhaushalt und Wassernutzung	123
1.2 Schadstoffe und ihre Auswirkungen	124
1.3 Alternativen in der Abwasserbeseitigung	130
2 Die Erfassung der Gewässergüte	132
2.1 Methoden	133
2.1.1 Physikalisch-Chemische Verfahren	133
2.1.2 Biologische Verfahren	137
2.2 Vergleich von chemischer und biologischer Wasseranalyse	140
2.3 Gewässergüteklassifizierung	140

⁺⁾ Eine Untersuchung im Rahmen des Seminars "Geoökologie und Umweltprobleme" unter der Leitung von Dr. Michael Schieber am Geographischen Institut der Universität Regensburg

⁺⁺⁾ Anschrift der Autoren: Geogr. Institut der Universität Regensburg, Postfach 397, 8400 Regensburg

	Seite
3	Anwendungsbeispiel "Otterbach" 142
3.1	Vorstellung des Untersuchungsgebietes 142
3.2	Die Untersuchung von Wasserproben 143
3.3	Untersuchungsergebnisse 145
	Literaturverzeichnis 151

ZUSAMMENFASSUNG

Nicht mangelndes Wasserangebot, sondern ungenügende Wasserqualität führt in unseren Breiten zu Problemen in der Wassernutzung.

Diese Problematik wird anhand einer Auflistung verschiedenster Formen der Wassernutzung, die an die Wasserqualität unterschiedliche Ansprüche stellen sowie durch die Vorstellung bestimmter Schadstoffe und deren Auswirkungen verdeutlicht. Der zweite Teil der Arbeit zeigt, wie man über einfache physikalisch-chemische Methoden und biologische Verfahren zu einer Gewässergüteklassifizierung gelangen kann. Schließlich wird an dem konkreten Fallbeispiel "Otterbach" über die Untersuchung von Wasserproben eine Gewässergüteklassifikation durchgeführt.

Sieben Abbildungen, sechs Tabellen und drei Karten veranschaulichen die Thematik.

ABSTRACT

In our climatic regions it is not the shortage of water but the insufficient quality of water which leads to problems in the usage of it.

This problem is illustrated by listing up the most different types of using water which make various demands on the quality of water as well as by introducing certain toxicants and their effects. The second part shows how to attain a classification of the quality of waters with simple physical and chemical proceedings and biological methods. Finally the authors demonstrate the classification of the quality of waters in regard to the example "Otterbach" by analysing samples of the water.

Seven pictures, six tables and three maps illustrate the topic.

VORBEMERKUNG

Die Einschätzung des Faches Geographie als interdisziplinäre Wissenschaft ist leider sowohl unter Studenten als auch in der Öffentlichkeit noch nicht sehr verbreitet. Häufig werden Probleme nur eindimensional oder vermeintlich mehrdimensional gesehen, wobei eine oft beabsichtigte Verknüpfung zugunsten einer Landschaftsinventur in den Hintergrund gedrängt wird.

Vorliegende Arbeit will versuchen, durch die Darstellung bzw. Anwendung verschiedener Methoden zur Gewässergütebestimmung das Interesse sowohl an fachübergreifender Forschung als auch an neuen Arbeitsbereichen für Geographen zu stärken.

Im Rahmen des Seminars "Geoökologie und Umweltprobleme" im Wintersemester 1982/83 unter der Leitung von Herrn Dr. Michael Schieber bearbeiteten wir das vorstehende Thema. Für die Benutzung des Geomorphologischen Labors möchten wir uns bei Herrn Schieber, für die geleistete Hilfestellung während unserer Untersuchung bei Frau Angelika Berle bedanken.

Besonderer Dank gilt dem Naturwissenschaftlichen Verein Regensburg für die Übernahme dieser Arbeit in die ACTA ALBERTINA.

Die Autoren

ANMERKUNG

Gleichzeitig mit der Fertigstellung unserer Arbeit erschien in der Mittelbayerischen Zeitung vom 18.05.1983 (MZ Nr. 117) ein Bericht über eine Umweltverschmutzung im Otterbach. Durch Einleitung hochgiftiger Jauche wurde ab der Ortschaft Forstmühle der Gewässerzustand schlagartig verschlechtert. Der durch die Jauche plötzlich auftretende Sauerstoffentzug führte zu einem Massensterben der Wasserlebewesen, insbesondere der Fische. Vorliegende Untersuchung konnte dieses jüngste Ereignis nicht mehr berücksichtigen.

Während sich der Zustand der Wasserqualität relativ rasch wieder in seinen normalen Bereich einpendeln dürfte, benötigt die Lebewelt längere Zeiträume um sich wieder voll zu entwickeln und auszubreiten.

Diese Umweltkatastrophe im Otterbach zeigt einmal mehr, wie schnell der Mensch, ob nun unabsichtlich oder nicht, auf seine Umwelt einwirken kann, und welche, oft irreparable Schäden dadurch entstehen können.

Die Autoren verurteilen das Geschehene und appellieren an alle, sich doch ein wenig mehr Gedanken zu machen über unsere Handlungsweisen und auch über die Auswirkungen, die sie zeitigen können.

1 WASSER UND WASSERQUALITÄT

"Alle deutschen Ströme sind heute verschmutzt ...Zahlreiche Flüsse Mittel-frankens sind heute stinkende Kloaken, so dass in einer Denkschrift vom 31.7.1950 die Regierung von Mittelfranken Hilfe zur Bekämpfung dieser Wassernot fordert ...In Niedersachsen gibt es bereits zahlreiche verödete Wasserläufe ohne jegliches Leben."

Diese Sätze verfaßte weder der Bund Naturschutz noch ein Abgeordneter der Grünen oder Alternativen. Diese Worte stammen von E. Hornsmann, der 1954 in der Zeitschrift "Landschaftspflege und Gewässerschutz" einen Artikel über die Reinhaltung der Gewässer schrieb (11,1954:20). E. Hornsmann hatte Grund genug für seine pessimistische Einschätzung der Gewässersituation:

- Umweltschutz war damals noch ein Fremdwort,
- effektive Umweltgesetze fehlten und
- 75 % des gesamten Abwassers wurden ungeklärt in die Gewässer entlassen.

Kann der Zustand unserer Gewässer aus heutiger Perspektive als zufriedenstellend beurteilt werden, zumal gerade im Umweltrecht in den letzten zehn Jahren bedeutende Fortschritte zu verzeichnen waren?

Heute werden zwar nur noch 25 % aller anfallenden Abwässer ungeklärt in die Gewässer entlassen, berücksichtigt man allerdings sowohl die höhere Anzahl der Emitenten (mehr Haushalte, Werksneugründungen) als auch den durch höhere Ansprüche gestiegenen Wasserbedarf, so steht man prinzipiell den gleichen Problemen wie vor 30 Jahren gegenüber.

Einige Berichte aus Fachpublikationen und Presse sollen dies verdeutlichen:

- Nach F. Braun werden in Bayern jährlich 250 Fischsterben offiziell registriert, wobei die Dunkelziffer allerdings noch wesentlich höher liegen dürfte (2,1978:295).
- Die Gebirgsbäche und Seen des Bayrischen Waldes weisen extrem niedrige pH-Werte (Tiefstwert: 4,5) auf, was sich bereits mancherorts durch gänzlichem Fehlen empfindlicher Fischarten wie Forellen und Bachsaiblinge bemerkbar macht (SZ vom 9.9.1982).
- Eine Überprüfung von 4000 Wasserversorgungsanlagen in Bayern ergab bei elf Einrichtungen einen erhöhten Nitratgehalt im Trinkwasser (MZ vom 15.10.1982).

Probleme und Engpässe in der Wassernutzung resultieren in unseren Breiten also nicht aus einem mangelnden Wasserdargebot sondern aus ungenügender Wasserqualität. Ein sparsamer und möglichst effizienter Umgang mit Wasser ist daher sowohl aus ökologischen als auch ökonomischen Gründen sinnvoll.

1.1 Wasserhaushalt und Wassernutzung

Der Wasserbedarf der Bundesrepublik Deutschland betrug 1979 ca. 16 Mrd. m³ (HÜTTER, 1979:9). Bis zum Jahr 2000 ist mit einem jährlichen Zuwachs von 1,5 bis 2 % zu rechnen. Allein in der Zeit von 1951 bis 1963 hat sich das Wasseraufkommen (Eingeförderung und Bezug) der Industrie mehr als verdoppelt (WIEDEMANN, 1971:65). Der pro Kopf-Verbrauch an Trink- und Brauchwasser beläuft sich gegenwärtig auf 240l täglich.

Folgende Zusammenstellung soll einen Überblick über die vielfältigen Möglichkeiten der Gewässernutzung geben (Umweltgutachten, 1974:46):

1. Entnahme für
 - menschlichen und tierischen Gebrauch
 - landwirtschaftliche Bewässerung
 - Produktionszwecke
 - Kühlwasser
2. Wiederaufnahme gebrauchten oder anderweitig, z.B. durch Abschwemmungen verunreinigten Wassers
3. Fischerei
4. Erholung
 - Baden
 - Wassersport
 - Landschaftsästhetik
5. Attraktivität für menschliche Ansiedlungen
6. Ökologische Funktionen

Für die jeweilige Wassernutzung ist die Wasserqualität bzw. die Wassergüte von entscheidender Bedeutung (HÜTTER, 1979:26):

- Wasser, das für den direkten menschlichen Genuß vorgesehen ist (Trink-, Tafelwasser), muß in einwandfreiem hygienischen Zustand sein.
- Wasser, das für Schwimmbäder und in der Lebensmittelproduktion verwendet wird, muß ebenfalls Trinkwasserqualität besitzen:
 - . Wasser für Hallen- und Freischwimmbäder
 - . Wasser für Bäckereien, Brauereien, Brennereien und Likörfabriken
 - . Wasser für Speiseeisbereitung, Konservenfabriken, Molkereien, fleischverarbeitende Betriebe, Zucker- und Stärkefabriken, Margarine- und Speisefettfabriken, landwirtschaftliche Betriebe u.a.
- Wasser ohne Trinkwasserqualität
 - . Betriebswasser (Brauchwasser) für Wäschereibetriebe, Textilindustrie, Gerbereien, Beton- und Zementverarbeitung Papier- und Zellstoffindustrie, photographisches Gewerbe, Glas- und Tonwarenindustrie, Gummi- und Kautschukindustrie, Metallveredelungsbetriebe u.a.

- . Destilliertes bzw. vollentsalztes Wasser (Deinat) für biologische, chemische und medizinische Laboratorien.

Für die Bereitstellung qualitativ hochwertigen Wassers - insbesondere für die Lebensmittelindustrie, da diese am stärksten an rechtlich fixierte Qualitätsnormen gebunden ist - sind oft kostenintensive Aufbereitungsverfahren unerlässlich. Verschiedene Wasserinhaltsstoffe können oft zu Geschmacksbeeinträchtigungen, Verfärbungen oder sogar zu Oxidationsprozessen und damit zur Zerstörung von Produkten führen (vgl. HÜTTER, 1979:74, 75).

Daß die Reinhaltung von Wasser oder allgemein von Gewässern von existenzieller Bedeutung nicht nur für den Menschen sondern auch für das gesamte ökologische System ist, soll im folgenden an Hand einiger ausgewählter Schadstoffe erläutert werden. In Hinblick auf unsere empirischen Untersuchungen sollen künftig Schadstoffbelastungen von Fließgewässern im Mittelpunkt der Betrachtung stehen.

1.2 Schadstoffe und ihre Auswirkungen

Eine Definition des Begriffs "Schadstoff" bereitet gewisse Schwierigkeiten, da zum einen die Art, zum anderen die Konzentration einer Chemischen Substanz für die unterschiedlichsten pathologischen Erscheinungen an Organismen verantwortlich sein kann. Schon Paracelsus (1493 - 1541) bemerkte sehr treffend: *"Was ist, das nit gift ist? alle ding sind gift, und nichts ohn gift/ allein die dosis macht das ein ding kein gift"* (HÜTTER, 1979:63).

Bei der Beurteilung schädigender Wirkungen muß also in erster Linie die Abhängigkeit von der Stoffkonzentration berücksichtigt werden; daneben spielen aber auch Anreicherungsprozesse im Organismus selbst eine wichtige Rolle (z.B. Quecksilberanreicherungen in Fischen).

Als Schadstoffe werden Substanzen verstanden, die das Potential haben, auf den Menschen, auf andere Lebewesen, auf Ökosysteme oder auch auf Sachgüter schädlich zu wirken (vgl. 24, 1974:15).

Gewässerverschmutzungen bzw. überdurchschnittlich hohe Substanz-Konzentrationen können sowohl auf natürliche als auch auf anthropogene Ursachen zurückzuführen sein. Eine Übersicht über die Verschmutzungsmöglichkeiten von Gewässern sowie ihrer Selbst- bzw. Fremdreinigung zeigt Abbildung 1. Hierin ist zu erkennen, daß ein unzureichender Abbau anorganischer Stoffe in Verbindung mit einer verminderten Selbstreinigungskraft auf Grund anaerober Verhältnisse zu dem Zustand führt, der allgemein als "Umkippen" des Gewässers bezeichnet wird.

Das es allerdings bereits vor diesem Endzustand zu erheblichen Beeinträchtigungen der Gewässergüte kommen kann, soll im folgenden an einigen Schadstoffimmissionen veranschaulicht

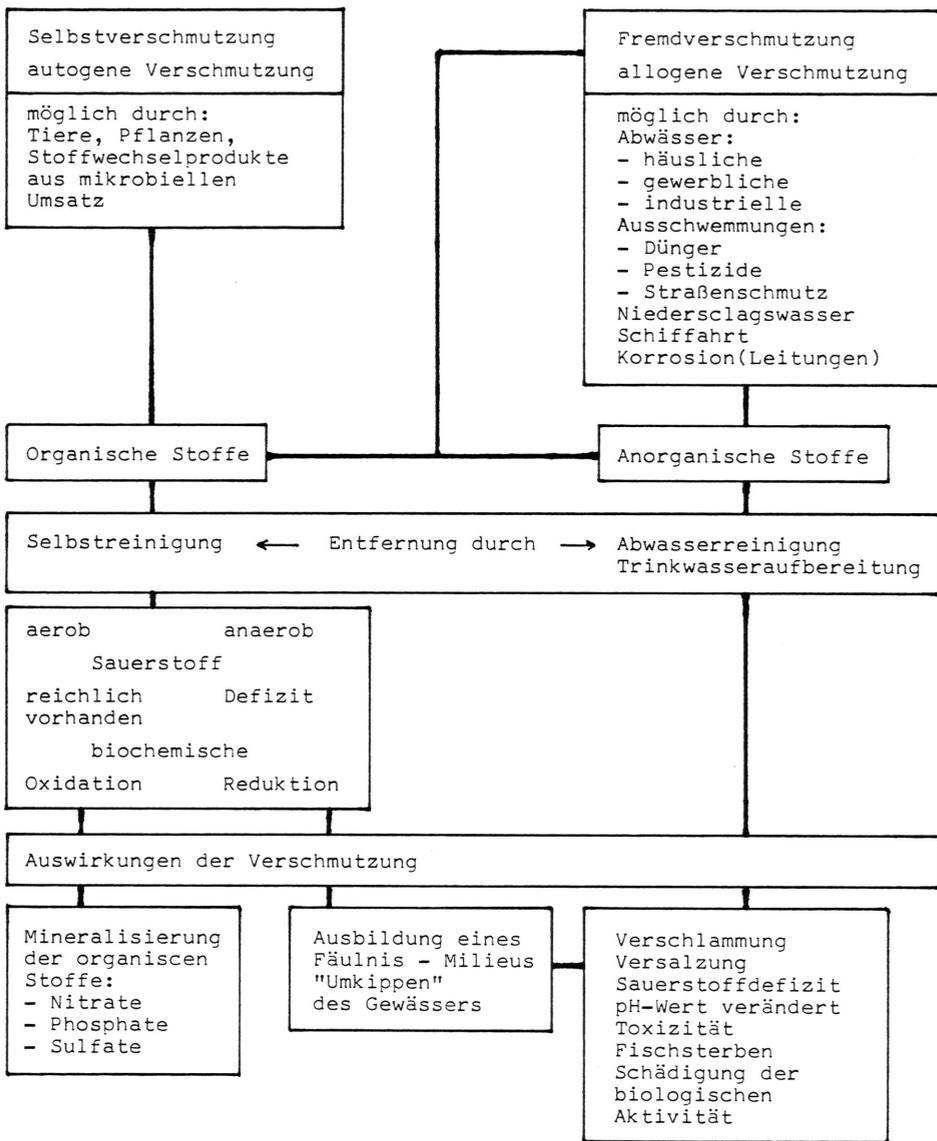


Abb.1: Verschmutzungsmöglichkeiten von Gewässern und deren Folgen (nach Hütter, 1979: 56)

werden. Welche Einflüsse dabei auf die im Wasser vorhandene Biozönose zu erwarten sind, wird in Abbildung 2 in einem Gewässerlängsschnitt, welcher die Entwicklung pflanzlicher und tierischer Formen in Abhängigkeit von bestimmten Stoffkonzentrationen zeigt, ersichtlich.

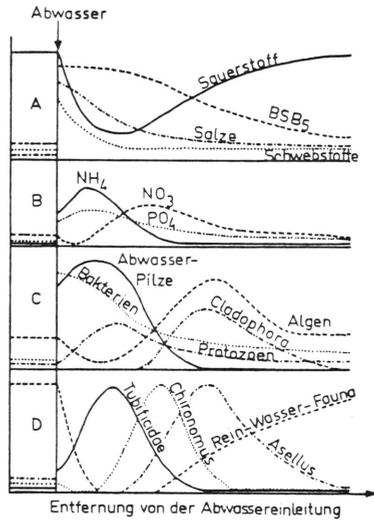


Abb. 2: Auswirkungen von Abwassereinleitungen (nach SCHWOERBEL, 1966:157)

Die Einleitung des Abwassers und darin enthaltener Keime führt infolge eines erhöhten Nährstoffangebots zur Massentwicklung von Bakterien, Abwasserpilzen, Protozoen und Schlammwürmern (Tubificiden). Hohe Individuenzahlen bedingen durch einen erhöhten Biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB) ein Sauerstoffdefizit, welches sich vielfach in einer starken Reduzierung der Reinwasser-Fauna bemerkbar macht (Abb. 2). Erst in einiger Entfernung von der Einleitestelle kann das Fließgewässer, falls keine zusätzliche Belastung erfolgt, in seinen früheren hygienisch-biologischen Gleichgewichtszustand zurückkehren.

Chemische Substanzen können sowohl isoliert als auch in Kombination in das ökologische Wirkungsgefüge eingreifen. Jeder Stoff, ob in dissoziierter oder undissoziierter Form, ist potentieller Bestandteil chemisch-physikalischer Reaktionsketten. Bei der Erörterung nachfolgender Schädwirkungen wird allerdings auf die Darstellung detaillierter chemischer Prozesse verzichtet, da sie für das Verständnis unserer Untersuchungsmethodik nicht notwendig sind.

Ammonium-Ionen (NH_4^+) entstehen gewöhnlich bei der Zersetzung menschlicher und tierischer Exkreme, gelangen aber auch von gedüngten Feldern in die Gewässer. Vom hygienischen Standpunkt geben weniger die Ammonium-Ionen selbst als vielmehr deren Verbindungen zu Bedenken Anlaß. So sollte der, bei der Zersetzung von Harn entstehende Proteidammoniak im Trinkwasser gänzlich fehlen.

Arsen-Gehalte von ca. 0,01 mg/l können geologischer Herkunft sein (z.B. aus Tonen, Mergeln, Buntsandsteinen, Flußsanden); erhöhte Konzentrationen sind dagegen auf Verunreinigungen aus gewerblichen Abwässern (Gerbereien, Hüttenbetriebe) oder auf Ausschwemmungen aus Mülldeponien zurückzuführen (HÜTTER, 1979: 66).

Eine langzeitige Aufnahme von Arsen durch das Trinkwasser erhöht die Krebsgefahr, wobei von einer täglichen Dosis von 0,78 mg As ausgegangen wird. Schädigende Wirkungen äußern sich beim Menschen durch Nerven- und Hauterkrankungen mit schweren Gewebeschäden infolge einer Zerstörung des Kapillarsystems (HÜTTER, 1979:66).

Als Borat-Emitenten fungieren in erster Linie Betriebe der Glas-, Porzellan- und Photoindustrie, daneben aber auch leder- und textilverarbeitende Betriebe sowie die gesamte pharmazeutische Industrie. In Waschmitteln ist zum Teil bis zu 30 % Natriumperborat zum Bleichen der Wäsche enthalten, so daß die privaten Haushalte einen nicht unerheblichen Beitrag zur gesamten Borat-Emission leisten. Bor stellt für die Pflanze ein essentielles Spurenelement dar, da es für die Förderung der Assimilation verantwortlich ist. Eutrophierende Wirkungen sind daher sehr wahrscheinlich, ihre Folgen und Einflüsse auf die Bioproduktion jedoch noch weitgehend unbekannt (NOBEL, 1980:7).

Chlorid-Gehalte können schon auf Grund natürlicher Gegebenheiten sehr stark variieren. In den weichen Wässern des Oberpfälzer Waldes finden sich Mengen von 10 - 50 mg/l, während im Niederrhein 170 - 380 mg/l und im Meer sogar 19000 mg/l enthalten sind. Als wichtigste Chlorid-Quellen kommen streusalzhaltige Straßenabwässer im Winter, Abwässer beim Kohlebergbau, bei der Erdölförderung, in der Sodafabrikation und Kaliindustrie und schließlich häusliche Abwässer in Betracht. Auswirkungen auf den menschlichen Organismus (z.B. Beeinträchtigung der Nierenfunktion) lassen sich erst bei einer längeren Aufnahme höherer Dosen erwarten, allerdings können ab einer Konzentration von 100 mg/l unangenehme Geschmacksveränderungen (z.B. beim Kaffee) auftreten. In der Pflanze hat das Chlorid-Ion Einfluß auf den Wasserhaushalt und damit auf die Plasmaquellung, wodurch indirekt, weitgehend unspezifisch, bestimmte enzymatische Vorgänge aktiviert bzw. gehemmt werden (NOBEL, 1980:5).

Vorkommen von Nitrit weisen - da sonst nur in Spuren bis 0,001 mg/l vorhanden - auf fäkale Verunreinigungen hin. Nitrit-Ionen

können mit in verunreinigten Gewässern immer enthaltenen Aminen und Amiden krebserregende Nitroverbindungen (Nitrosamine) bilden.

Nitrat ist das Endprodukt der Oxidation von Stickstoffverbindungen, die bei der Zersetzung organischer Stoffe anfallen, aber auch von nitrifizierenden Bodenbakterien gebildet werden. Hohe Nitrat-Werte sind oft bodenbedingt und können bis zu einer Konzentration von 100 mg/l in reinen Wässern vorhanden sein. Neben der Erhöhung der Krebsanfälligkeit durch Entstehung von Nitrosaminen (s.o.) können insbesondere bei Säuglingen durch die Reduktion von Nitrat zu Nitrit im oberen Dünndarmabschnitt schwere Cyanose und Methämoglobinämie auftreten (HÖLL, 1979:96). Vom Weltgesundheitsrat wird daher für Trinkwasser ein Grenzwert von 50 mg/l gefordert, in der Bundesrepublik Deutschland sind dagegen noch Werte bis 90 mg/l erlaubt.

In natürlichen Wässern sind Phosphate nur bis ca. 0,1 mg/l vorhanden. Da Phosphor in der Pflanzenproduktion als limitierender Faktor anzusehen ist, können künstlich erhöhte Phosphat-Gehalte die Produktion pflanzlicher Biomasse enorm steigern. Die Folgen, die daraus entstehen, sind allgemein als Eutrophierung bekannt. Der Großteil des Phosphats, nämlich 2/3, stammt aus häuslichen Abwässern während die Landwirtschaft (z.B. durch Massentierhaltung, Düngung) nur zu 1/3 an der Phosphat-Emission beteiligt ist (26,1973:14). Phosphor ist als Pentatriumtriphosphat in Vollwaschmitteln bis zu 40 %, in Reinigern für maschinelles Geschirrspülen sogar bis zu 90 % enthalten (NOBEL, 1980:7). Es besitzt in erster Linie die Funktion, Ablagerungen von Kalk und Kalkseifen auf der Wäsche und in der Waschmaschine zu verhindern. Der Phosphatgehalt häuslicher Abwässer liegt bei 10 mg/l und wird auch in mechanisch-biologischen Kläranlagen nicht vollständig abgebaut. Restkonzentrationen von 0,5 bis 1 mg/l werden als noch zumutbar angesehen, können allerdings bei Vorhandensein ausreichender Stickstoffverbindungen zur Überernährung von Algen und Wasserpflanzen und somit zu beschleunigter Eutrophierung führen (HÜTTER, 1979: 51). In diesem Zusammenhang muß betont werden, daß die Gefahr einer Schädigung durch Phosphatzufuhr für Fließgewässer, aufgrund einer besseren Verteilung der Schadstoffe und stärkerer Durchmischung mit Sauerstoff, grundsätzlich geringer ist als für stehende Gewässer.

Da die Gefahren von Metallen, insbesondere von Schwermetallen, derzeit in der Öffentlichkeit intensiv diskutiert werden und daher weitgehend bekannt sind, soll hier nur exemplarisch auf die beiden Schwermetalle Quecksilber und Cadmium eingegangen werden.

Quecksilber gelangt aus Betrieben der Papier-, Farben-, Elektroindustrie sowie der chemisch-pharmazeutischen Industrie in unsere Gewässer. Seine große Gefährlichkeit liegt darin, daß es in den Nahrungsketten akkumuliert wird (kleine Wasserorga-

nismen - Fisch - Raubfisch - Mensch). Bereits eine tägliche Dosis von 0,02 mg führt bei empfindlichen Personen zu Störungen des Allgemeinbefindens wie Unlust, Gedächtnisschwäche, Konzentrationsunfähigkeit und Ohrensausen. Stärkere Konzentrationen können Ernährungsstörungen, Störungen des Zentralnervensystems, Nierenschädigung und Geschwürbildungen in der Mundhöhle verursachen. Ein größerer Verzehr von Süß- bzw. Salzwasserfischen ist daher nicht unproblematisch, da mancherorts, bei entsprechender Gewässerbelastung, erhebliche Quecksilberanreicherungen in Fischen festgestellt werden; so enthielten Hechte bereits bis zu 8 ppm Quecksilber (HÜTTER, 1979:64).

Noch kritischer sieht die Situation beim Umweltgift Cadmium aus. B. Wachs schreibt in seinem Artikel "Kontamination der Oberflächengewässer durch Cadmium": "*Es gibt heutzutage praktisch keine Cd-freien Nahrungsmittel, gleich ob sie tierischer oder pflanzlicher Herkunft sind*" (2,1978:90). Cadmium gelangt zu 90 % über Nahrungsmittel und nur zu 10 % unmittelbar über Wasser und Luft in den menschlichen Organismus. Das Verschwinden von Regenbogen- bzw. Bachforelle kann von Konzentrationen von 10 µg/l Cadmium verursacht werden. Bis vor kurzem wurden in zwei oberpfälzer Gewässern Cd-Gehalte von 13,3 µg/l bzw. 40 µg/l gemessen (2,1978:96). Eine Anreicherung, bedingt durch extrem geringe Ausscheidungsmengen, erfolgt im tierischen und menschlichen Körper bevorzugt in Leber und Niere. Aus den Folgeerscheinungen, die sich aus einer Kontamination durch Cadmium ergeben können, sollen hier nur einige genannt werden (2,1978:111):

- Rheumaähnliche Gliederschmerzen
- Zerstörung des Knochenmarks
- Lungenschäden
- Entzündungen der Schleimhaut des Magen-Darm-Traktes
- Kurzatmigkeit
- Müdigkeit, Kopfschmerzen, Erbrechen, Durchfall

Mit Blick auf dieses Gefahrenpotential sollte daher eine Verringerung der Schwermetallemissionen als eine der dringlichsten Aufgaben künftiger Umweltpolitik betrachtet werden.

Zu den cancerogenen Stoffen - also Substanzen, die die Eigenschaft besitzen, Krebsbildungen zu initiieren und zu fördern - werden viele polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe gezählt. Stoffe, deren cancerogene Eigenschaften bereits bekannt sind, sind z.B.:

- 3,4 - Benzypren
- 10,11 - Benzfluoranthen
- 1,2 - Benzanthrazen

Sie sind in Industrieabwässern, im Feuerungs- und Diesel-Ruß und in Bitumenanstrichen vorhanden, werden aber auch beim Abrieb von Autoreifen freigesetzt (100 g Reifenmaterial enthalten 1,2 mg 3,4-Benzypren) (HÖLL, 1979:106). Beim Menschen können sich Mengen ab 1 mg pro Jahr schädlich auswirken. Die Wirkungen vieler, insbesondere neuerer hochmolekularer organischer Verbindungen sind häufig noch unbekannt.

Um sich eine Vorstellung machen zu können, welchen qualitativen Ansprüchen gutes Trinkwasser zu genügen hat, wird in Tabelle 1 eine Übersicht über die Normalwerte von Trinkwasser gegeben. Ein Vergleich mit den Substanzkonzentrationen vieler Gewässer würde zum Teil erhebliche Differenzen zeigen, so daß z.B. für eine Trinkwassernutzung Aufbereitungsverfahren unumgänglich wären.

Ammonium-Ion	0,0	
Nitrit-Ion	0,0	
Nitrat-Ion	5,0 - 30	
Phosphat-Ion	0,03	
Chlorid-Ion	10,0 - 30	
Sulfat-Ion	10,0 - 60	
Kaliumpermanganat-Verbrauch	3,0 - 8,0	
Gesamthärte	5,0 - 15 ^o	dH
Eisen	0,05	
Mangan	0,1	
Urochrom	0,0	
Polycycl. Aromate	0,0000	

Tab. 1: Normalwerte für Trinkwasser in mg/l
(HÖLL, 1979:107, 108)

Auf die biologischen "Verunreinigungen" durch Bakterien und Viren soll hier nicht näher eingegangen werden. Es sei aber erwähnt, daß die Kontamination von Wasser durch Typhus- und Paratyphuserreger auch in neuerer Zeit zu Epidemien geführt hat wie z.B. 1948 in Neu-ötting mit 600 Erkrankungen und 96 Sterbefällen (HÖLL, 1979:406).

1.3 Alternativen in der Abwasserbeseitigung

Von W. MÜLLER wurden bereits im Jahre 1973 Möglichkeiten zur Wiedernutzung von Abwässern aufgezeigt. Sie sollen hier kurz skizziert werden:

1. Wiedergewinnung des Wassers für die Wasserversorgung, entweder durch Mischung des Abwassers mit großen Teilen reinen Wassers oder über den Weg der künstlichen Grundwassererzeugung durch Versickerungsbecken. Im Ruhrgebiet wird z.B. 60 % des Wasserbedarfs mit künstlichem Grundwasser gedeckt.
2. Wiederverwendung von Abwässern durch die Industrie, beispielsweise als Brauchwasser. Ein Wasserkreislauf Brauchwasser - Abwasser - Brauchwasser ist allerdings nur dann sinnvoll, wenn das Wasser für Kühlzwecke, als Transportmittel

oder für Waschzwecke benötigt wird. Die Wassermengen, die im Betrieb nochmals genutzt werden können, sind oft sehr beträchtlich:

	zurückgeführtes Wasser im Betrieb
Kohlebergbau	87 %
Eisenschaff. Ind.	62 %
Chemische Industrie	34 %
Mineralölverarbeitung	74 %
Zellstoff- u. Papierind.	46 %

3. Wiedergewinnung von Rohstoffen oder speziellen Substanzen aus Abwässern. Um welche Substanzen es sich im einzelnen handelt zeigt folgende Übersicht:

Abwasserart	Verwertbare Substanzen
Beizereiabwasser	Nickel, Kupfer
Kunstseidefabrikation	Kupfer
Galvanische Bäder, Gerbereiabwässer	Chrom
Waschwässer der Seiden- beschwerung	Zinn
Zinkchloridhaltige Tauch- bäder der Vulkanfiber- herstellung	Zink
Nahrungsmittelbetriebe	Fett
Kondensatoröle	Öl
Papier- und Textil- fabrikabwässer	Faserstoffe
Wollwaschwässer	Wollfett
Kokereiabwässer	Phenol
Zellstoffabwässer	Sulfitablauge, Alkohol, Zucker, Furfufol, Hefe
Molke	Eiweiß, Milchzucker
Kohlenwaschwasser	Kohlenschlamm
Textilindustrie	Ätznatron, Pottasche

Tab. 2: Wiedergewinnbare Substanzen aus
Industrieabwässern (nach MÜLLER, 1973:46)

4. Eine Nutzung von Abwasser in der Landwirtschaft setzt voraus, daß im Wasser keine toxischen Stoffe vorhanden sind. Natürliche Böden haben die Fähigkeit, Schmutzstoffe aus den ihnen zugeleiteten Abwässern zu adsorbieren und analog der Selbstreinigung der Gewässer abzubauen, wobei die Schmutzstoffe

durch die biologische Tätigkeit der im Boden lebenden Organismen zersetzt werden (MÜLLER, 1973:48).

In der Bundesrepublik Deutschland werden allerdings nur 3 % der gesamten anfallenden Abwässer für die Landbewässerung herangezogen.

Im folgenden werden die methodischen Grundlagen für Gewässer- bzw. Gewässergüteuntersuchungen behandelt. Die Auswahl der dargestellten Methoden richtete sich in erster Linie nach der zu Verfügung stehenden apparativen Ausstattung, des Untersuchungszeitraums und der Vergleichbarkeit mit anderen Untersuchungsergebnissen (z.B. Gewässergüteplänen). Ferner wurde darauf geachtet, die Nachvollziehbarkeit sämtlicher Methoden gerade seitens der Studenten zu gewährleisten.

2 DIE ERFASSUNG DER GEWÄSSERGÜTE

Die Literatur weist eine Vielzahl von Methoden zur Untersuchung und Beurteilung von Fließgewässern auf.

Die in Abbildung 3 gezeigte "Schematische Übersicht: Methoden des Analytisch-Chemischen Umweltpraktikums" soll hier als ein Beispiel unter vielen dienen und den Einstieg in die Problematik ermöglichen.

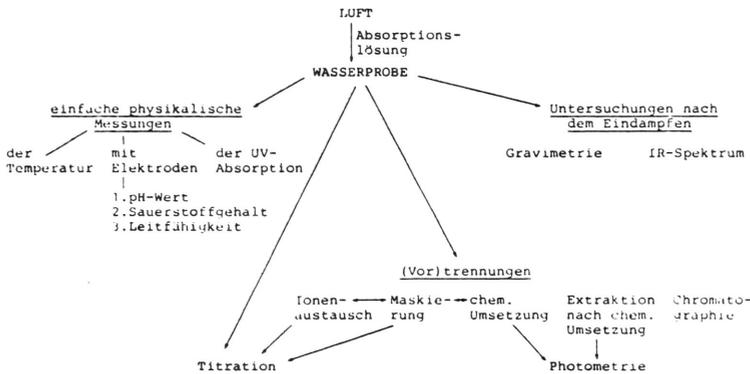


Abb. 3: Schematische Übersicht: Methoden des Analytisch-Chemischen Umweltpraktikums (SCHWEDT, 1981:3)

Aufgrund unserer Zielsetzung, eine Gewässergüteanalyse mit relativ einfachen Messungen zu erreichen, legten wir das Hauptaugenmerk auf jene Methoden, die in Abbildung 3 mit "einfache physikalische Messungen" bezeichnet sind. Die Messung der UV-Absorption wurde allerdings nicht durchgeführt.

Als Ergänzung dieser Erfassungsmethoden wurde eine biologische Gewässergütebestimmung in die Untersuchung miteinbezogen.

Die Klassifizierung der Gewässergüte erfolgte nach der "Münchener Methode", auf die in Punkt 2.3 näher eingegangen wird.

2.1 Methoden

2.1.1 Physikalisch-Chemische Verfahren

1. Temperatur-Messung:

Die Temperatur bestimmt die Geschwindigkeit und die Intensität der biochemischen Prozesse im Wasser.

Für die spätere Feststellung der Gewässergüte ist es erforderlich, an jedem Messpunkt die Luft- und Wassertemperatur zu ermitteln. Beide Temperaturen wurden mit einem Quecksilber-Thermometer gemessen, wobei die Lufttemperatur im Schatten und in einer Höhe von 1,5 - 2 m erfaßt wurde.

2. Messung des pH-Wertes:

Die Wirkung des Wassers auf Flora und Fauna sowie seine Aggressivität gegenüber Baustoffen (Wasserleitungen, -behälter) läßt sich an seinem pH-Wert erkennen. "Er kann als erster und grundsätzlicher Hinweis auf die Wassergüte überhaupt gewertet werden" (SCHWEDT, 1981:30).

Tabelle 3 gibt einen Überblick über die Standard-pH-Werte einiger Wasserarten.

Art des Wassers	pH-Wert
Reines Wasser bei 25°C	7,0 (Neutralpunkt)
Regenwasser	4,9 - 6,8 ¹⁾
Weiche, CO ₂ -reiche Wässer	5,0 - 6,0
Kohlensäurereiche Mineralwässer	4,5 - 4,0
Gut gepufferte Grundwässer	6,5 - 7,5
Leitungswasser	7,0 - 7,5 (Sollwert)
Carbonatreiche Wässer	9,0

Tab. 3: pH-Werte unterschiedlicher Wasserarten
(nach HÜTTER, 1979:36)

¹⁾niedrigere Werte aufgrund "Sauren Regens" bereits gemessen

Sinkt nun der pH-Wert unter 5,5 oder steigt er über 9, so ist Leben auf die Dauer nicht möglich (HÜTTER, 1979:36). Im Hinblick auf Kläranlagen lassen sich folgende Aussagen treffen (SCHWEDT, 1981:30); pH-Werte kleiner als 5,0 wirken stark betonschädigend, jene kleiner als 5,5 haben ein Erliegen der biologischen Reinigung zur Folge, während dieselbe bei pH-Werten kleiner als 6 und größer als 8 zurückgeht.

Die Messung der pH-Werte kann relativ einfach mittels Indikatorstäbchen und -papier erfolgen. Wir bestimmten die Werte auf elektrometrischem Wege mit einer Glaselektrode.

Abbildung 4 zeigt schematisch den Aufbau einer pH-Meßkette, die aus einer MeBelektrode (1), einer Bezugslektrode (2), einem Spannungsmeßgerät (3) und der zu messenden Flüssigkeit besteht.

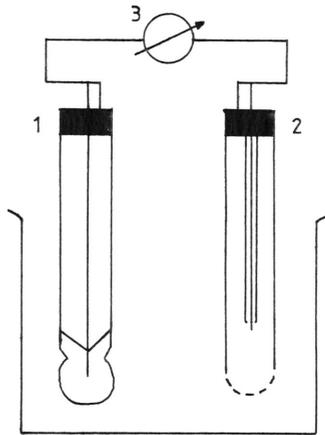


Abb. 4: Schematischer Aufbau einer pH-Meßkette
(nach HÜTTER, 1979:128; vereinfacht dargestellt)

Es ist zu beachten, daß die MeBelektrode vor der Messung geeicht werden muß, was meist mit einer Pufferlösung auf pH 7 durchgeführt wird. Die Bezugslektrode ist porös und steht so mit der zu messenden Flüssigkeit in Verbindung. Die Spannungsunterschiede beider Elektroden lassen am Voltmeter den pH-Wert erkennen.

3. Messungen der Elektrischen Leitfähigkeit:

Die Elektrische Leitfähigkeit erlaubt Rückschlüsse auf den Gesamt-Mineralstoffgehalt (Elektrolytgehalt) der untersuchten Flüssigkeit. Je höher der Gehalt an Mineralstoffen, desto höher ist die Leitfähigkeit.

"Der Meßwert der Elektrischen Leitfähigkeit (Leitwert) ist ein sogenannter Summenparameter für gelöste, dissoziierte chemische Substanzen (Elektrolyte)" (SCHWEDT, 1981:51). Sie beruht auf der Anwesenheit von Ionen und hängt ab von:

- Konzentration und Dissoziationsgrad der organischen und anorganischen Elektrolyte
- deren elektrochemischen Wertigkeiten
- der Wanderungsgeschwindigkeit der Ionen im elektrischen Feld
- der Lösungstemperatur
(SCHWEDT, 1981:51; HÜTTER, 1979:121).

Leitfähigkeitsmessungen werden durchgeführt bei der Kontrolle von Grundwasser, Kläranlagen, Vorflutern und Flußläufen die Abwasser aufnehmen.

Die Bestimmung der Elektrischen Leitfähigkeit erfolgt mit einem "Kontuktometer", auf dessen Funktionsweise hier nicht näher eingegangen werden soll. Sie wird in

Siemens	S	/ μ S
-----	= -	bzw. --
Meter	m	cm

angegeben.

Chemisch reines Wasser weist nach Angaben von SCHWEDT (1981:51) einen Wert von 0,04 μ S/cm bei 18°C, destilliertes Wasser einen Wert von 0,3 μ S/cm auf.

4. Messung des Sauerstoffgehalts:

Auch im Wasser sind pflanzliche und tierische Organismen auf Sauerstoff angewiesen; nur mit seiner Wirkung ist ein Abbau organischer Stoffe durch Makroorganismen (biologische Selbstreinigung) möglich. Sauerstoff gelangt einmal aus der Luft, zum anderen aus chlorophyllhaltigen Lebewesen ins Wasser; verbraucht wird er durch die Atmung der Wasserorganismen.

Beeinflusst wird der Sauerstoffgehalt durch:

- Wassertemperatur
- Wasserturbulenz
- Wassertiefe
- und biologische Abbau- und Assimilationsprozesse.

Nach einem Ausschreiben der Weltgesundheitsorganisation sollten in Oberflächenwässern mindestens 5 mg/l O₂, im Leitungswasser zwischen 5 - 6 mg/l O₂ vorhanden sein (HÜTTER, 1979:53).

Es gibt verschiedene Meßmethoden, wie die naßanalytische nach Winkler oder die chemische nach Ohle. Beide sind allerdings mit einem hohen Aufwand an Material und Zeit verbunden und auch weniger genau als die elektrometrische mittels Sauerstoffelektrode, für die wir uns entschieden haben. Der apparative Aufbau erfolgt analog zur Messung des pH-Werts.

5. Messung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs (BSB):

Unter dem Biochemischen Sauerstoffbedarf versteht man "diejenige Menge an Sauerstoff, die von Mikroorganismen verbraucht wird, um im Wasser vorhandene organische Stoffe bei 20°C oxidativ abzubauen" (HÜTTER, 1979:60). Es handelt sich demnach um Abbauprozesse, bei denen Sauerstoff verbraucht wird.

So benötigen z.B. gut abbaubare häusliche Abwasser ca. 20 Tage um vollständig abgebaut zu werden. Man spricht dann vom BSB₂₀. Da in den meisten Fällen allerdings innerhalb von fünf Tagen ein etwa 70 %iger Abbau erreicht wird, bestimmt man im allgemeinen den BSB₅-Wert. Dabei ist jedoch zu beachten, daß schwer abbaubare Stoffe, wie jene aus der Papier- und Lederindustrie einen längeren Zeitraum benötigen. Auch können sich toxische Stoffe im Wasser befinden, die ihrerseits schädigend auf die Bakterien einwirken und so den BSB₅-Wert erniedrigen können, so daß er den tatsächlichen Verhältnissen widerspricht. Der BSB ist abhängig von:

- Art und Konzentration organischer Stoffe
- Art und Zahl der Mikroorganismen
- Sauerstoff- und Nährstoffangebot
- Temperatur- und Lichteinwirkung.

Wird nun die Sauerstoffabnahme in einer Wasserprobe ohne jegliche Vorbehandlung (Zusatz von Bakterien oder Sauerstoff) innerhalb von zwei Tagen gemessen, so spricht man von Sauerstoffzehrung. Diese Messung der Sauerstoffzehrung wurde von uns ebenfalls durchgeführt.

Die Bestimmung des BSB-Werts erfolgt ebenso wie jene der Sauerstoffzehrung durch die Messung des Sauerstoffgehalts mittels Sauerstoffelektrode zu verschiedenen Zeitpunkten und durch Umrechnung der Differenzwerte.

Im allgemeinen wird der BSB-Wert auf eine Zehrdauer von fünf Tagen umgerechnet. Die Formel dazu lautet:

$$BSB_5 = fd \times BSB_d,$$

wobei fd den Umrechnungsfaktor und d die Anzahl der Tage angibt. Aus Tabelle 4 sind einige Umrechnungsfaktoren zu entnehmen.

d	2	3	4	5	6	7	8	Tage
fd	1,852	1,37	1,136	1,0	0,909	0,854	0,813	Umrechnungsfaktoren

Tab. 4: Umrechnungsfaktoren für BSB₅ (SCHWEDT, 1981:64)

Da wir aus technischen Gründen den BSB-Wert nach vier Tagen ermittelten, ergab sich bei der Umrechnung auf den BSB₅ ein Umrechnungsfaktor von 1,136. Es gilt bei den BSB-Messungen zu beachten, daß der Sauerstoffgehalt der Probe mindestens 2 mg/l be-

tragen soll. Ist dies aufgrund starker Verunreinigungen nicht zu erwarten, kann entweder eine kürzere Zehrungsdauer gewählt oder die Probe mit Luft oder reinem Sauerstoff angereichert werden.

Den Zusammenhang zwischen dem BSB₅-Wert und den Gewässergüteklassen zeigt Tabelle 5:

Gewässergüteklasse	I	II	III	IV
BSB ₅ in mg/l	2-3	3-5,5	5,5-14	14

Tab. 5: Zusammenhang Gewässergüteklasse - BSB₅
(nach SCHWEDT, 1981:62)

2.1.2 Biologische Verfahren

Aus der Vielzahl der biologischen Verfahren wurde von uns aus Gründen der relativ schnellen Durchführbarkeit die mikroskopische Untersuchung gewählt. Die biologische Methode dient als Ergänzung zu den physikalisch-chemischen Verfahren.

Bei Gewässerverunreinigungen, insbesondere bei jenen mit fäulnisfähigen Substanzen, bilden sich ganz charakteristische Lebensgemeinschaften mit charakteristischen Leitorganismen. Diese Leitorganismen können nun zur Beurteilung des Gewässerzustandes herangezogen werden.

Biologische Untersuchungsmethoden dienen:

1. der Feststellung von Krankheitserregern und Schädlingen (z.B. Wurmeier, pathogene Wasserblüten)
2. dem Nachweis über belebte und unbelebte Verschmutzungsanzeiger
3. der Auffindung von Tieren, die durch ihre Ausscheidungen die Keimzahlen erhöhen und pathogene Keime übertragen können.

Die einzelnen Arbeitsschritte der biologischen Untersuchung stellen sich wie folgt dar:

1. Einschränkung der Möglichkeit, welche Bestandteile in einem bestimmten Fall zu erwarten sind:
Aussagen über
 - Art und Lage des Gewässers
 - Nutzung der angrenzenden Flächen
2. Bei der Bestimmung der unbelebten Bestandteile handelt es sich in erster Linie um Schwebeteilchen im Wasser wie z.B.
 - abgestorbene Pflanzenzellen
 - Pollen
 - Fleischmuskelfasern, Chitinreste
 - Sandkörnchen, Ruß usw.

Diese Funde sind oft standortbedingt und weisen kennzeichnende Eigenstrukturen auf.

3. Die Anwendung des biologischen Indikatorsystems nach Beger (BEGER, 1966) basiert auf der Überlegung, daß jeder Organismus von bestimmten ökologischen Bedingungen wie
- Menge und Beschaffenheit der Nährstoffe
 - dem zur Verfügung stehenden Sauerstoff
 - Temperatur und Licht
- abhängig ist.

Es werden zehn Indikatorgruppen unterschieden (BEGER, 1966:48,49):

1. Gesundheitsschädliche Organismen und ihre Überträger
2. Rein- und Schmutzwasseranzeiger
3. Schwefelwasserstoffanzeiger
4. Eisen- und Mangananzeiger
5. Kalkanzeiger
6. Salzanzeiger
7. Grund- und Oberflächenwasseranzeiger
8. Kalt- und Warmwasseranzeiger
9. Farbanzeiger
10. Geruchs- und Geschmacksanzeiger

Ausgehend von den entsprechenden Lebensbedingungen und den dafür charakteristischen Lebensgemeinschaften kann durch die Ermittlung von Arten sowie ihrer Anzahl auf die Gewässergüte geschlossen werden. Besonderen Wert haben hierbei Bioindikatoren, also Zeigerorganismen, die für bestimmte Verschmutzungsintensitäten typisch sind. Nahrungsangebot, Sauerstoffgehalt, Fäulnisstoffe und Gifte beeinflussen die Zusammensetzung von Biozöosen erheblich. In biologischen Gewässeruntersuchungen werden in der Regel vier Klassen mit entsprechenden Übergangsbereichen gebildet, die die vier Saprobienstufen bzw. Gewässergüteklassen repräsentieren.

Diese Gewässergüteklassen werden im folgenden kurz vorgestellt:

Wassergüteklasse I (oligosaprobe Zone)

In dieser Kategorie werden sauerstoffreiche aber nährstoffarme Gewässer erfaßt, die nahezu frei von totem organischen Material sind. Die Sauerstoffverhältnisse sind für spezielle Grün-, Kiesel- und Rotalgen optimal.

Einige charakteristische Vertreter dieser vergleichsweise artenarmen Fauna und Flora (vgl. SAUER, 1979:21):

- Armleuchteralge (Chara)
- Ohrchenplanarie (Planaria gonocephola) an der Unterseite von Steinen
- Quellmoos (Fontinalis antipyretica)
- Froschlaichalge (Batrachospermum vagum)

Dieser Gewässerzustand ist im allgemeinen nur unmittelbar nach einem Quellaustritt und in GebirgsGewässern anzutreffen, da ansonsten immer eine Eutrophierung natürlicher oder anthropogener Art auftreten kann (Düngung).

Wassergüteklasse II (β -mesoaprobe Zone)

Hier kommt es infolge besserer Nährstoffverhältnisse und ausreichendem Sauerstoff zur artenreichen Entwicklung tierischer und pflanzlicher Formen. Die typischen Leitorganismen der oligosaprobe Zone können hier wegen oft starken Sauerstoffschwankungen allerdings nicht mehr existieren. Einige Leitorganismen, die oft sehr empfindlich auf Fäulnisstoffe und Schwankungen des pH-Wertes reagieren sind:

- vielwurzlige Wasserlinse
- Wasserpest
- Spirogyra
- Köcherfliegenlarve (*Hydropsyche lepida*)
- Tonnentierchen (*Coleps hirtus*)
- Scenedesmus
- Amöben der Gattung *Arcella* auf den Wurzeln der Wasserlinsen.

Diese Stufe bildet räumlich und zeitlich einen gewissen Dauerzustand mit einem Gleichgewicht, das sich nur langsam ändert. Die Wassergüteklasse II zeichnet sich durch einen ausgeglichenen Stoffhaushalt aus, was sich deutlich in der qualitativen und quantitativen Zusammensetzung der Biozöosen widerspiegelt.

Wassergüteklasse III (α -mesoaprobe Zone)

Organisch verschmutztes Wasser und eine hohe Sauerstoffzehrung sind für diesen Bereich charakteristisch. Zahlreiche Bakterien sorgen für einen relativ starken Sauerstoffabbau, wodurch einigen empfindlichen Organismen die Lebensgrundlage entzogen wird. Angepaßte Organismen können in hohen Individuendichten auftreten, Fische leben hier jedoch nahe am Grenzbereich ihrer Existenzmöglichkeit, wobei eine geringfügige Verschlechterung der Lebensbedingungen bereits zu allgemeinem Fischsterben führen kann (SAUER, 1979:24).

Im folgenden einige Leitformen dieser Zone:

- Larven der Waffenfliegen
- Wasserassel
- Glockentierchen (*Carchesium polypinum*)
- blaues Trompetentierchen (*Stentor coeruleus*)
- niedere Pilze

Die Charakterarten und ihre Begleiter der α -mesosaprobe Zone sind dadurch gekennzeichnet, daß sie ein breites pH-Spektrum akzeptieren, häufiger relativ hohe Konzentrationen toxischer Substanzen vertragen können und geringe Mengen von Schwefelwasserstoff tolerieren.

Wassergüteklasse IV (polysaprobe Zone)

Sehr stark verschmutzte, äußerst sauerstoffarme Gewässer, deren Verschmutzungsgrad sich meist schon durch ihren Geruch andeutet, werden dieser Saprobienstufe zugeordnet. Extrem

anaerobe Verhältnisse haben ihre Ursache in der Massenentwicklung von Bakterien und einigen anderen Schmutzwasserorganismen sowie in einer außerordentlich geringen Selbstreinigungskraft (geringe Turbulenzen).

Aus dem Spektrum der für diesen Bereich spezifischen Wasserlebewesen seien einige aufgezählt:

- Rattenschwanzlarven der Schlammfliegen
- Bachröhrenwurm (Tubifex)
- Zuckmückenlarve (Chironomus thummi)
- Euglena viridis
- Rädertier (Rotaria neptunia)
- Bakterien

Dagegen fehlen weitgehend Kieselalgen, Sonnentierchen, Süßwasserpolypen, Muscheln und Fische. Polysaprobe Verhältnisse finden sich insbesondere in jenen Wasserbereichen, in die ungeklärte Abwässer entlassen werden.

2.2 Vergleich von chemischer und biologischer Wasseranalyse

Die biologische Wasseranalyse ist stets anwendbar. Die analysierte Lebensgemeinschaft gibt einen Durchschnittswert über die Beschaffenheit des fließenden Wassers an, während der Chemiker die Abwasserwelle direkt erfassen muß.

Der Biologe kann meistens schon mit einer Untersuchung zu Durchschnittswerten gelangen; die biologische Gewässergütebeurteilung erfolgt somit schneller. Die biologische Wasseranalyse kann jedoch nicht nachweisen von welcher Art die Schadstoffe sind; es gibt nur wenige sichere biologische Indikatoren.

Im Gegensatz zur chemischen vermag die biologische Wasseruntersuchung keine genauen Zahlenwerte für die Menge der fraglichen Stoffe zu liefern.

2.3 Gewässergüteklassifizierung

Bei der Gewässergüteklassifizierung folgten wir der "Münchener Methode", einem vom Arbeitskreis der Bayerischen Biologischen Versuchsanstalt ausgearbeiteten Verfahren. Untersucht werden hierbei Parameter wie Sauerstoffgehalt, Sauerstoffzehrung und BSB₅. Die einzelnen Werte werden in einem Nomogramm miteinander kombiniert, woraus sich schließlich die entsprechende Gewässergüteklasse ergibt (Abb. 5: Nomogramm). Die einzelnen Sektoren des Nomogramms haben folgende Bedeutung:

Sektor I : Sauerstoffgehalt und Gewässertemperatur; auf der rechten Abszisse kann die Sauerstoffsättigung abgelesen werden.

Sektor II : Sauerstoffzehrung nach 48 Stunden bei 20°C in ‰ vom Anfangssauerstoffgehalt.

Sektor III: Sauerstoffzehrung nach 48 Stunden bei 20°C und BSB₅ bei 20°C in mg/l.

Sektor IV : Bewertung der vorliegenden toxischen Hemmung des Selbstreinigungsvermögens. Werden über 70 % Hemmung festgestellt, so wird der betreffende Gewässerabschnitt als Vernichtungszone gekennzeichnet (schwarze Färbung), bei 30 - 70 % und bei 10 - 30 %-Hemmung als Verödungszone.

Da im untersuchten Gewässer keine toxischen Substanzen erwartet und gemessen wurden, entfiel die Untersuchung der toxischen Hemmung der Selbstreinigung, die auch unsere Untersuchungsmöglichkeiten überschritten hätte.

Aus den Sektoren I - III ergibt sich auf der linken Abszisse schließlich der Gewässergüteindex nach dem Sauerstoffgehalt. "Die endgültige Gewässergüteklasse ermittelt sich in allen Fällen, außer bei der Vernichtungszone, aus der Kombination des Gewässergüteindex nach dem Sauerstoffgehalt und dem biologischen Gewässergüteindex im gleichen Verhältnis" (LIEB-MANN, 12,1969:48).

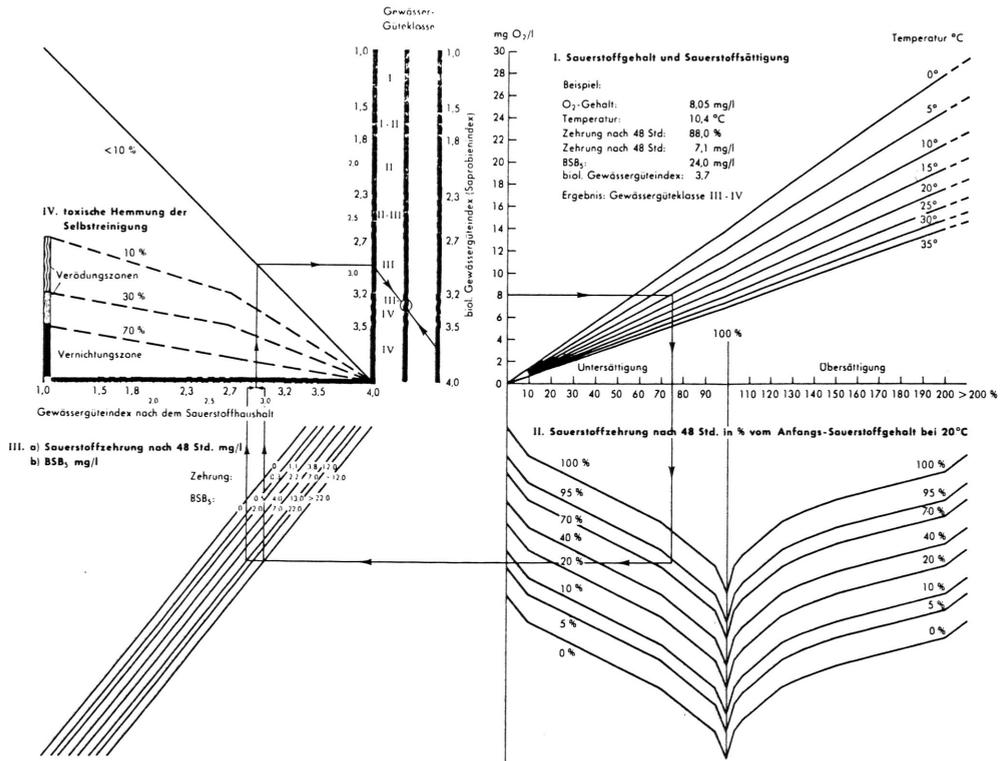


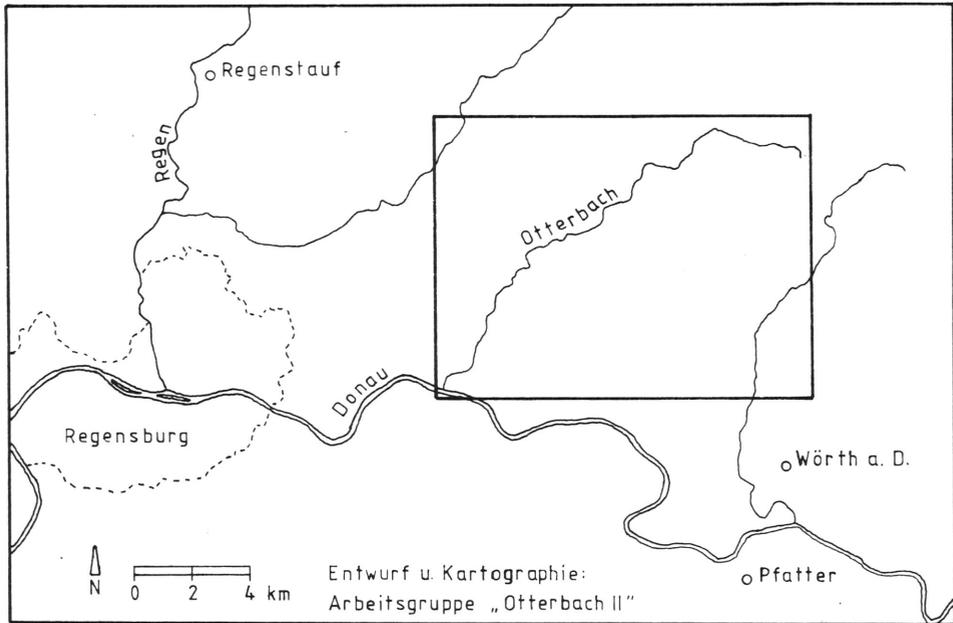
Abb. 5: Nomogramm zur Ermittlung der Gewässergüte (nach HAMM, 1969:48 in: LIEBMAN: Der Wassergüteatlas)

Es sei nochmals darauf hingewiesen, daß diese Methode sich nur für Fließgewässer eignet, da bei stehenden Gewässern noch andere Kriterien wie Nährstoffverhältnisse, Sichttiefen, planktische Lebensgemeinschaften zu beachten sind.

3 ANWENDUNGSBEISPIEL "OTTERBACH"

3.1 Vorstellung des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet liegt östlich von Regensburg im kristallinen Vorwaldbereich. Die Unterlage bildet mittel- bis grobkörniger Granit.



Karte 1: Lage des Untersuchungsgebietes

Der für die Untersuchung ausgewählte Otterbach entwässert in südwestlicher Richtung zur Donau, während der nur wenige Kilometer weiter nördlich fließende Wenzelbach in den Regen mündet (Karte 1).

Entscheidend beeinflußt wurde die Wahl des Untersuchungsgebietes durch die räumliche Nähe zur Universität, die leichte Erreichbarkeit, das relativ begrenzte Einzugsgebiet, vor allem aber durch die Möglichkeit, unsere Ergebnisse mit bereits bestehenden Gewässergütekartierungen vergleichen zu können.

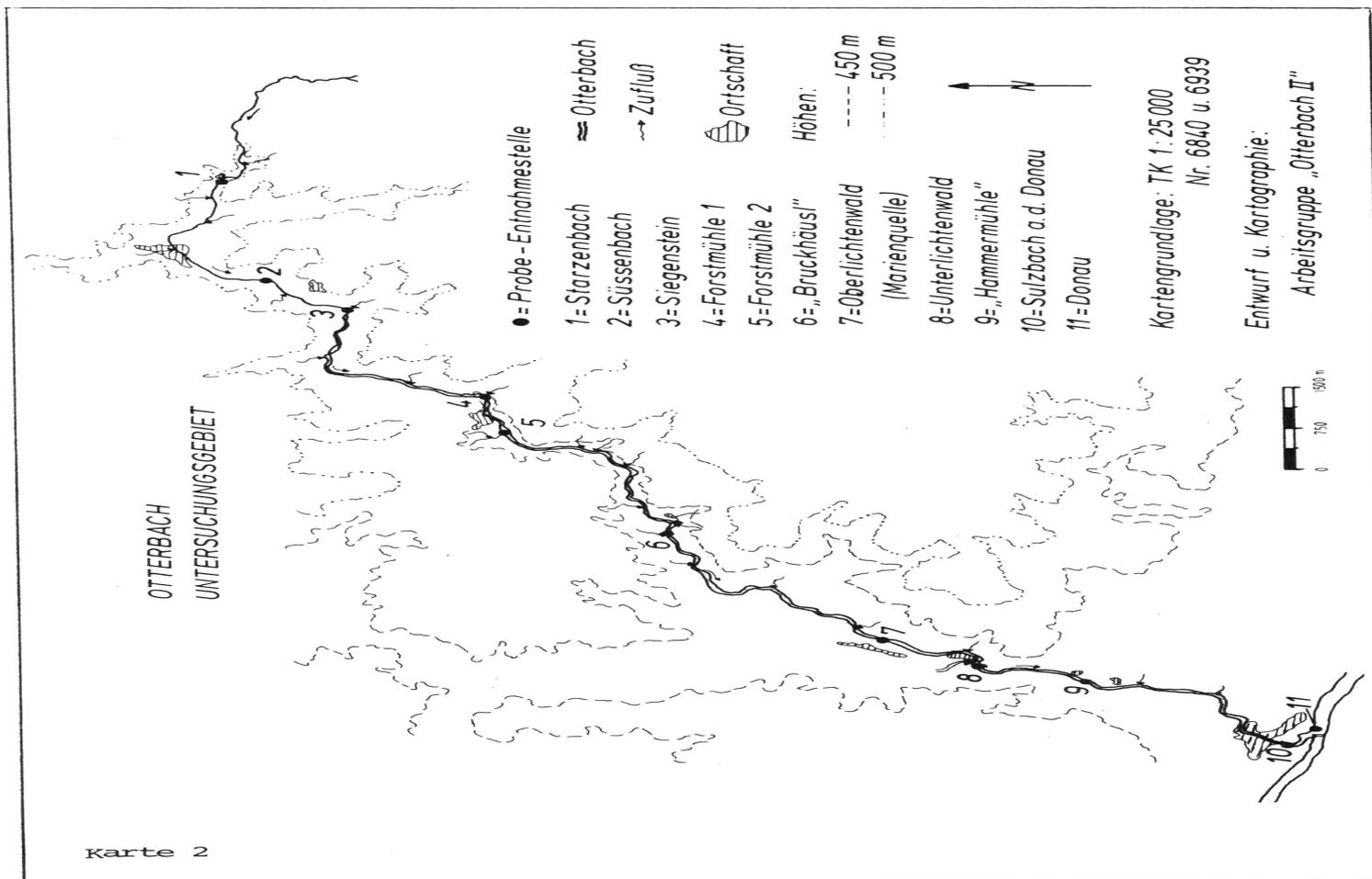
Während seines 20,6 km langen Verlaufs überwindet der Otterbach einen Höhenunterschied von ca. 250 m und wird von mehr oder minder großen Nebenbächen gespeist, deren bedeutendster der "Adlmannsteiner Bach" ist, der bei Unterlichtenwald einmündet. Von seiner Quelle bis zur Mündung in die Donau bei Sulzbach trägt der Wasserlauf verschiedene Namen:

Starzenbach, Süssenbach, Otterbach.

In Karte 2 ist das Untersuchungsgebiet dargestellt mit dem Untersuchungsbach als zentralen Bestandteil. Die topographischen Verhältnisse werden durch die aufgetragenen Höhenlinien wiedergegeben, die Einmündungen der Nebenbäche sind angedeutet. Der Otterbach wurde von uns auf seiner Gesamtlänge mit zehn Probeentnahmestellen erfaßt, die in der Karte lagegetreu dargestellt sind. Sie wurden gewässerabwärts von 1 - 10 durchnummeriert, ihre Benennung bezieht sich stets auf den Namen der am nächsten gelegenen Ortschaft. Die Auswahl dieser Stellen erfolgte aufgrund guter Erreichbarkeit, ihren Lagen vor und nach Ortschaften oder an Einmündungen von Nebenbächen. Auch aus der Donau entnahmen wir in Ufernähe eine Probe (Nr. 11), um zumindest eine - mit Einschränkungen - Möglichkeit zu haben, das untersuchte Gewässer mit seiner relativ stark belasteten Vorflut zu vergleichen.

3.2 Die Untersuchung von Wasserproben

- Wasserproben müssen möglichst bald nach der Entnahme, spätestens 10 - 12 Stunden danach, untersucht werden; dies trifft besonders für die Sauerstoffbestimmung zu. Deshalb wurden der Sauerstoffgehalt, pH-Wert und die Elektrische Leitfähigkeit von uns sofort gemessen. Nach zwei Tagen wurde die Sauerstoffzehrungs-Messung durchgeführt, nach vier Tagen die BSB-Messung, deren Ergebnis auf den BSB₅ umgerechnet wurde. Die Proben wurden im Dunkeln aufbewahrt.
- Ist es nicht möglich die Wasserproben sofort zu untersuchen, so soll man sie bei -18°C bis -20°C einfrieren und zur Untersuchung so rechtzeitig bei Zimmertemperatur wieder auftauen, daß die Analyse bei Zimmertemperatur durchgeführt werden kann.
- Trübungen und Niederschläge dürfen nicht ohne weiteres entfernt werden.
- Die Probeflaschen müssen vor jeder Entnahme ausgespült und vor jeder Untersuchung geschüttelt werden.



- Die Probenahme erfolgt, soweit möglich, im Stromstrich mittels Plastikflaschen, die bis zum Rand gefüllt werden, um Luftblasen, die die Untersuchungsergebnisse beeinflussen, zu vermeiden.
- An den Entnahmestellen werden Luft- und Wassertemperaturen mit einem Quecksilberthermometer gemessen sowie Besonderheiten wie Trübungen des Wassers oder Geruchsbeeinträchtigungen vermerkt.
- An jeder Entnahmestelle werden Parallelproben genommen, die unabhängig voneinander untersucht werden (nachdem der Inhalt der Plastikflaschen in verschiedene Erlmeierkolben umgefüllt worden war, die ebenfalls luftdicht verschlossen wurden). Aus den Ergebnissen wird dann der Mittelwert gebildet.
- Bei den Untersuchungen ist auf geringe Wirbelbildung und gleichmäßige Anströmgeschwindigkeit zu achten, was mit Magnetrührern zu erreichen ist.
- Der Tag der Probenahme war der 20. September 1982, der Zeitraum erstreckte sich von 9 Uhr bis 11 Uhr.

3.3 Untersuchungsergebnisse

Bei der Interpretation unserer Untersuchungsergebnisse wurde versucht sowohl physisch-geographische als auch anthropogeographische Sachverhalte miteinander in Beziehung zu setzen. In Tabelle 6 sind sämtliche Meßergebnisse zusammengefaßt.

Die Lufttemperatur schwankt zwischen $18,0^{\circ}$ und $22,0^{\circ}\text{C}$, was zum größten Teil auf die unterschiedlichen Standorte (im Schatten von Bäumen, unter Brücken), aber auch auf die fortschreitende Tageszeit zurückzuführen ist.

Die Wassertemperatur des Otterbachs liegt ziemlich konstant zwischen $13,0^{\circ}$ und $14,0^{\circ}\text{C}$, während die Donau mit $18,0^{\circ}\text{C}$ um $4,65^{\circ}\text{C}$ den Otterbach-Durchschnitt von $13,35^{\circ}\text{C}$ übertrifft.

Der pH-Wert bewegt sich beim Untersuchungsbach zwischen 7,10 und 7,27 (Durchschnitt 7,17) nahe am Neutralpunkt (vgl. Leitungswasser-Sollwert: 7 - 7,5), während sich der pH-Wert des Donauwassers mit 8,00 bereits im alkalischen Bereich befindet.

Die Leitfähigkeitswerte zeigen zwischen den einzelnen Messpunkten nur geringfügige Unterschiede (s. Tab. 6). Diese Konstanz läßt sich in gewisser Weise dadurch erklären, daß in diesem Raum vorwiegend organische Substanzen und weniger anorganische Stoffe in das Fließgewässer gelangen (landwirtschaftlich genutztes Gebiet); die Menge dissoziierter Wasserinhaltsstoffe dürfte sich demnach in Grenzen halten. Ein abrupter Anstieg der Leitfähigkeit im Donauwasser deutet höchstwahrscheinlich auf stärkere anorganische Verunreinigungen hin.

Probe Nr.	Temperatur		aktueller pH-Wert	O ₂ -Gehalt mg/l	O ₂ -Zehrung(48 Std)		BSB ₅ mg/l	Leit- fähigkeit µS	GWGK
	Luft	Wasser			mg/l	%			
1	18,5	13,5	7,150	10,150	0,320	3,2	0,6600	199,7	I - II
2	19,5	13,0	7,200	10,025	0,350	3,5	0,3690	187,6	I - II
3	20,0	14,0	7,150	9,775	0,141*	+4,6	0,261	197,3	I - II
4	18,0	13,0	7,125	9,600	0,350	3,6	1,1936	205,0	I - II
5	20,0	13,0	7,150	9,215	0,053*	+1,2	0,9800	198,4	I - II
6	19,0	13,5	7,125	9,650	0,230	2,4	0,9596	187,9	I - II
7	19,0	13,0	7,200	10,175	0,130	1,3	0,7750	187,5	I - II
8	20,0	13,5	7,100	10,300	0,604*	+0,8	1,1200	207,0	I
9	20,0	13,0	7,275	10,125	0,300	3,0	0,9234	208,0	I - II
10	22,0	14,0	7,250	9,625	0,350	3,6	1,9570	225,0	I - II
11 (Donau)	21,0	18,0	8,000	10,750	1,600	14,9	3,9340	464,0	II

* aus BSB₅ errechnete Werte

Tab. 6: Ergebnisse der Wasseruntersuchung
(Quelle: eigene Erhebung)

Den Kernbereich unserer Untersuchung nehmen die Sauerstoffmessungen ein. Mit ihnen wurde im wesentlichen die Klassifikation der Gewässergüte vollzogen.

Der Sauerstoffgehalt nimmt kontinuierlich von 10,15 mg/l an Messpunkt 1 auf 9,215 mg/l an Messpunkt 5 ab (Abb. 6). Ursachen für diese Abnahme sind zum einen in der Einleitung ungeklärter häuslicher Abwässer zum anderen in der Einschwemmung von Keimen aus der Landwirtschaft (Viehhaltung, organische Düngung) zu suchen. Diese Vermutung wurde an Messpunkt 4 erhärtet, als bei der Probenahme relativ starker Fäkalgeruch festgestellt wurde.

Zwischen den Messpunkten 5 und 8 ist eine stärkere Zunahme des im Wasser gelösten Sauerstoffs zu verzeichnen. Gründe hierfür sind in erster Linie in der Frischwasserzufuhr durch die "Marienquelle" und den "Adlmannsteiner Bach" aber auch in einer stärkeren Durchmischung des Wassers zu sehen (s. Karte 2).

Bis zur Mündung in die Donau reduziert sich der Sauerstoffgehalt wieder auf einen Wert von 9,6 mg/l (Messpunkt 10). Ver-

gleiche mit Untersuchungen des Wasserwirtschaftsamtes Regensburg ergaben bei diesen Werten recht gute Übereinstimmungen.

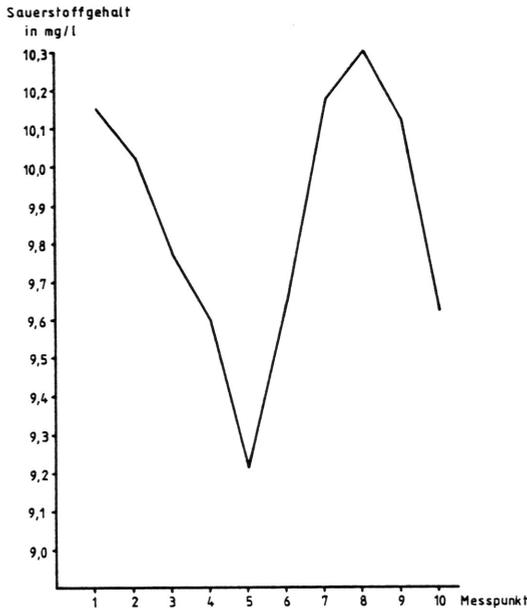


Abb. 6: Anfangssauerstoffgehalt (Quelle: eigene Erhebung)

Die Werte der Sauerstoffzehrung und des biochemischen Sauerstoffbedarfs zeigen ein mehr oder weniger unruhiges Bild (Abb. 7).

Hohe Zehrungsraten und BSB_5 -Werte lassen sich unmittelbar vor Gewässerstellen mit einem niedrigen Sauerstoffgehalt erkennen (vgl. Abb. 6 u. Abb. 7). Der Sauerstoffabbau durch organische Verunreinigungen wird zwar unmittelbar an der Einleitestelle wirksam, das danach sauerstoffärmere Wasser wird aber noch eine gewisse Strecke weitertransportiert.

Eine Übersicht über die zu den verschiedenen Zeitpunkten gemessenen Sauerstoffwerte und deren räumliche Verteilung gibt Karte 3. Wie hieraus zu sehen ist, verzeichnet die Donau sowohl den höchsten Sauerstoffanfangswert als auch die höchsten Sauerstoffdifferenzen.

Aus der mikroskopisch-biologischen Untersuchung ergeben sich nur grobe Anhaltspunkte für eine Gewässergüteklassifizierung. Hohe Artenzahlen und Individuendichten wurden in keinem Gewäs-

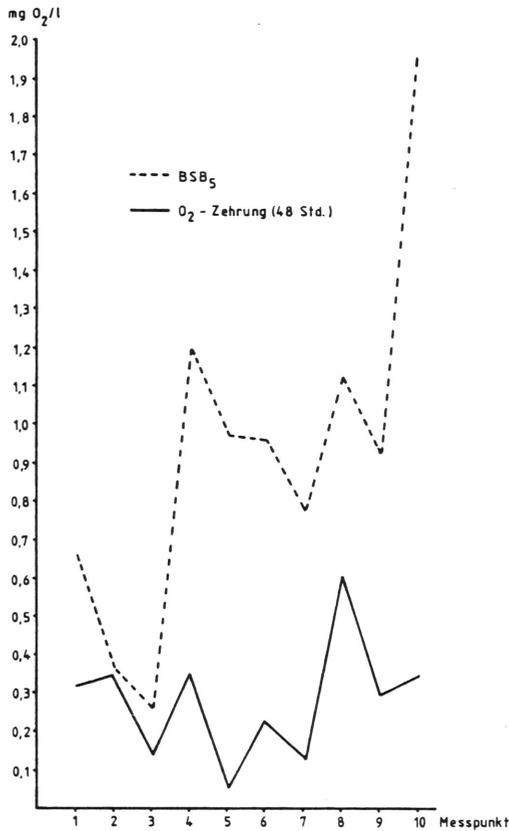
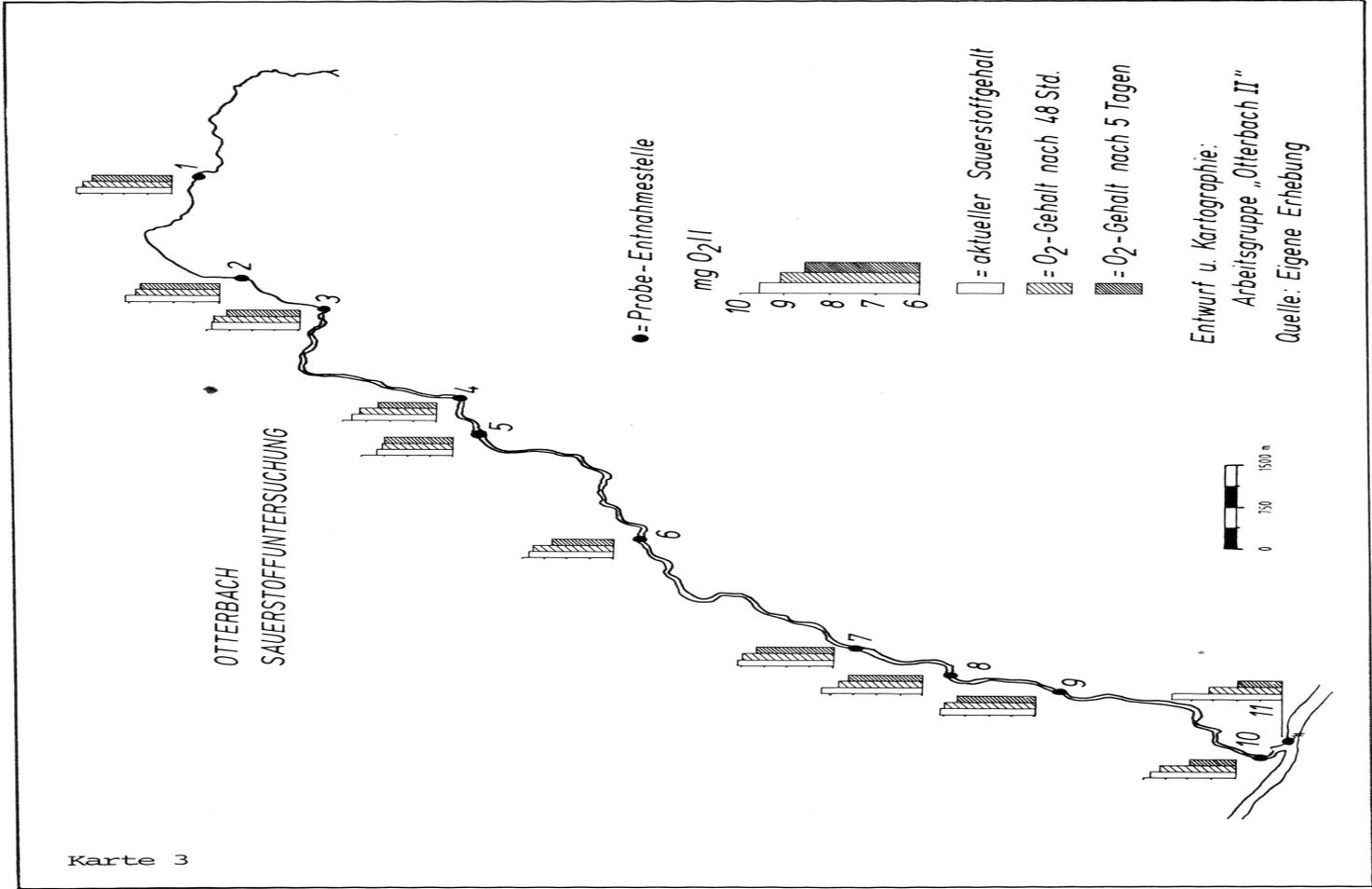


Abb. 7: Sauerstoffzehrung und BSB₅
(Quelle: eigene Erhebung)

serabschnitt festgestellt. Die Existenz weniger Arten läßt aber Rückschlüsse auf das vorhandene Nährstoffangebot zu, das in diesem Fall nicht sehr groß sein dürfte. Eine Erklärung hierfür ist sicherlich in der eingeschränkten agrarischen Nutzung dieses Tales zu sehen, und zwar unter dem Aspekt einer geringen oder fehlenden mineralischen Düngung, wodurch keine ausreichenden eutrophierenden Substanzen (z.B. Phosphate) bereitgestellt werden. Einige Organismen wie Wasserlinsen, Kieselalgen (*Navicula pupula*, *Melosira varians*, *Fragilaria crotonensis*), Joch- und Grünalgen (*Scenedesmus tenuispina*) geben unter dem Gesichtspunkt eines geringen Nährstoffangebots Anlaß dazu, das Gewässer als relativ sauber zu bezeichnen.



Eine entsprechende Gewässergüteklassifikation ergibt sich durch Anwendung der oben erklärten "Münchner Methode" auf unsere Meßergebnisse.

Die Untersuchung kommt zu dem Schluß, daß der Otterbach in den Übergangsbereich der Wassergüteklasse I - II einzustufen ist. Dieses Ergebnis findet seine Bestätigung in offiziellen Gewässergüteplänen.

Gewässer stellen einen wesentlichen Bestandteil unserer Ökosysteme dar und müssen heute mehr denn je allen möglichen Nutzungsansprüchen gerecht werden. Wir hoffen daher, mit unserer Arbeit einen Einblick in den Problembereich Gewässernutzung und Gewässerpflege gegeben zu haben.

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

	<u>Seite</u>
Abb. 1 Verschmutzungsmöglichkeiten von Gewässern und deren Folgen	125
Abb. 2 Auswirkungen von Abwassereinleitungen	126
Abb. 3 Schematische Übersicht: Methoden des Analytisch-Chemischen Umweltpraktikums	132
Abb. 4 Schematischer Aufbau einer pH-Meßkette	134
Abb. 5 Nomogramm zur Ermittlung der Gewässergüte	141
Abb. 6 Anfangssauerstoffgehalt	147
Abb. 7 Sauerstoffzehrung und BSB ₅	148

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 1 Normalwerte für Trinkwasser in mg/l	130
Tab. 2 Wiedergewinnbare Substanzen aus Industrieabwässern	131
Tab. 3 pH-Werte unterschiedlicher Wasserarten	133
Tab. 4 Umrechnungsfaktoren für BSB ₅	136
Tab. 5 Zusammenhang Gewässergüteklasse - BSB ₅	137
Tab. 6 Ergebnisse der Wasseruntersuchung	146

KARTENVERZEICHNIS

Seite

Karte 1 Lage des Untersuchungsgebietes	142
Karte 2 Untersuchungsgebiet	144
Karte 3 Sauerstoffuntersuchung	149

LITERATURVERZEICHNIS

- BAUMANN, H., SCHENDEL, U., MANN, G. (1974);
Wasserwirtschaft in Stichworten, Kiel - (1) -
- BAYERISCHE LANDESANSTALT für WASSERFORSCHUNG (Hrsg.) (1978);
Schadstoffe im Oberflächenwasser und im Abwasser
(Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Fluß-
biologie Bd. 30), München, Wien - (2) -
- BEGER, Herbert (1966);
Leitfaden der Trink- und Brauchwasserbiologie, Stutt-
gart - (3) -
- BURSCHE, Eva-Maria (1973);
Wasserpflanzen, o.O. - (4) -
- FACHGRUPPE WASSERCHEMIE i.d. Ges. Deutscher Chemiker (Hrsg.)
(1975); Deutsche Einheitsverfahren zur Wasseruntersuchung
o.O. - (5) -
- FREIER, Rolf. K (1974);
Wasseranalyse, o.O. - (6) -
- HÖLL, Karl (1979);
Wasser, Berlin, New York - (7) -
- HÜTTER, Leonhard A. (1979);
Wasser und Wasseruntersuchung, o.O. - (8) -
- INSTITUT für WASSERWIRTSCHAFT Berlin(Hrsg.) (1973);
Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung, Jena
- (9) -
- KÜBLER, Marie-Luise (Hrsg.) (1981);
Ohne Wasser läuft es nicht, Heidelberg - (10) -
- LANDSCHAFTSPFLEGE und GEWÄSSERSCHUTZ (1954), o.O. - (11) -
- LIEBMANN, Hans (Hrsg.) (1969);
Der Wassergüteatlas, (Münchner Beiträge zur Abwasser-,
Fischerei- und Flußbiologie Bd. 15), München, Wien
- (12) -

- MELZER, Arnulf (1976);
Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayrischer Seen, o.O. - (13) -
- MÜLLER, Wilhelm J. (1973);
Bericht über Probleme der Reinhaltung von Gewässern, o.O. - (14) -
- NOBEL, Willfried (1980);
Der Einfluß der Belastungsstoffe Chlorid, Borat und Phosphat auf die Photosyntheseleistung submerser Weichwasser-Makrophyten, (Diss. 1980) - (15) -
- RHEINHEIMER, Gerhard (1975);
Mikrobiologie der Gewässer, o.O. - (16) -
- RUF, Joachim (1977);
Gewässergütesimulation unter Berücksichtigung meteorologischer Einflüsse, (Diss. 1977) - (17) -
- SAUER, Frieder (1979);
Tiere in Bach und Weiher, Bern - (18) -
- SCHUA, Leopold (1970);
Lebensraum Wasser, Stuttgart - (19) -
- SCHWEDT, Georg; SCHNEPEL, F.-M. (1981);
Analytisch-chemisches Umweltpraktikum, o.O. - (20) -
- SCHWOERBEL, J. (1966);
Methoden der Hydrobiologie, Stuttgart - (21) -
- STAATSMINISTERIUM des INNEREN;
Gewässerschutz in Bayern - (22) -
- SÜSSMANN, Wilhelm (1980);
Der Einfluß der Bodennutzung auf die Wasserqualität von Oberflächengewässern im ländlichen Raum. (Diss. 1980) - (23) -
- UMWELTGUTACHTEN (1974), o.O. - (24) -
- WALTHER, Wolfgang (1979);
Beitrag zur Gewässerbelastung durch rein ackerbaulich genutzte Gebiete mit Lössböden, (Diss. 1979) - (25) -
- WASCHMITTEL - GEWÄSSERSCHUTZ (1973), o.O. - (26) -
- WIEDEMANN, Werner (1971);
Erfordernis einheitlicher Regelung bei Vorschriften über die Benutzung der Gewässer sowie über den Schutz gegen Verunreinigung, Berlin - (27) -