

Bericht Nr. 16

Zustand und neuere Entwicklung des Bodensees

Stand 1974

Inhaltsübersicht

1.	Einleitung	1
2.	Geographie, physikalische Verhältnisse, Besiedlung	2
2.1.	Schichtungen und Zirkulationen	2
2.2.	Besiedlung	2
3.	Belastung des Bodensee-Obersees	3
3.1.	Mit den Zuflüssen in den See gelangende eutrophierende Stoffe	3
3.1.1.	Zuflußuntersuchungen 1961	3
3.1.2.	Untersuchung des Alpenrheins und seiner Nebenflüsse 1964/65	4
3.1.3.	Untersuchungen 1967/68 und 1971	5
3.1.4.	Die zeitliche Entwicklung der Stofffrachten (Trend)	6
3.2.	Belastung des Bodensee-Obersees mit wassergefährdenden Stoffen	7
3.2.1.	Mineralöl	7
3.2.2.	Radioaktive Stoffe	8
3.2.3.	Schwermetalle	9
3.2.4.	Sonstige Stoffe	9
4.	Zustand des Obersees, erkennbare Veränderungen und Entwicklungen	9
4.1.	Freiwasserzone	9
4.1.1.	Nährstoffverhältnisse im Freiwasser	10
4.1.2.	Planktonwachstum im Freiwasser	12
4.1.2.1.	Phytoplankton	12
4.1.2.2.	Zooplankton	13
4.1.3.	Sauerstoffverhältnisse im Freiwasser	17
4.2.	Fischerei	21
4.3.	Bakteriologie	22
4.4.	Uferzonenvegetation	22
4.5.	Seebodenfauna und Seebodenzustand	23
5.	Der Bodensee-Untersee	27
6.	Abschließende Bemerkungen	31
7.	Literatur	32

Abbildungen

1	Gesamtposphor im Wasser des Bodensee-Obersees	10
2	Nitratstickstoff im Wasser des Bodensee-Obersees	11
3	Phytoplankton-Rechenvolumen im Bodensee-Obersee	14
4	Crustaceen-Zooplankton im Bodensee-Obersee	15
5	Rotatorien-Zooplankton im Bodensee-Obersee	16
6	Bodensee-Obersee, Vertikalprofil in Seemitte zwischen Fischbach-Uttwil	18
7	Höchster und niedrigster jährlicher Sauerstoffinhalt des Bodensee-Obersees	19
8	Sauerstoffgehalt im Bodensee-Obersee in 250 m Tiefe	20
9	Flächenentwicklung der Uferzonenvegetation im Bodensee-Obersee	24
10	Artenzusammensetzung der Uferzonenvegetation im Bodensee-Obersee	25
11	Untersee („Rheinsee“), Ortho-Phosphat in monatlichen Abständen seit 1962	29

Tabellen

1	Abwasserwerte im Einzugsgebiet des Bodensee-Obersees und des Untersees	3
2	Stickstoff- und Phosphorbilanz des Bodensee-Obersees 1971/72 in t/Jahr	6
3	Stofffrachten der Argen in t/Jahr	7
4	Stofffrachten des Alpenrheins in t/Jahr	7
5	Nährstoffkonzentration in verschiedenen Teilen des Untersees	28

1. Einleitung

Die Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee hat alsbald nach ihrer Gründung ein umfangreiches und vielseitiges Untersuchungsprogramm in die Wege geleitet, um Ursachen, Ausmaß und Auswirkungen der in den 50er Jahren erstmals sichtbar gewordenen Verschmutzung des Sees näher zu erforschen. Diese Untersuchungen wurden seither unter Beteiligung von Fachwissenschaftlern aus den Anliegerstaaten und insbesondere der am See tätigen verschiedenen wissenschaftlichen Institute fortgeführt. Die Ergebnisse sind in den Berichten der Kommission veröffentlicht worden.

Ausgangspunkt für die Untersuchungen war eine Bestandsaufnahme der wissenschaftlichen Kenntnisse über den Bodensee, die 1961 im Bericht Nr. 1 der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee „Zustand und neuere Entwicklung des Bodensees“ niedergelegt wurde.

Seit dieser zusammenfassenden Darstellung sind nunmehr nahezu eineinhalb Jahrzehnte vergangen. In dieser Zeit hat die Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee gleichlaufend zu den vorgenannten Untersuchungen und fußend auf ihren Ergebnissen ein gemeinsames abwassertechnisches Konzept für das Bodensee-Einzugsgebiet entwickelt, das die Anliegerstaaten zu einem großen Teil bereits verwirklicht haben. Nachdem jetzt eine Reihe von größeren Kläranlagen in Betrieb ist, tritt nunmehr eine merkliche Herabsetzung der Belastung des Bodensees ein. Damit kann in den nächsten Jahren eine Wende in der bislang ungünstigen Entwicklung erwartet werden.

Dies gibt Anlaß, anknüpfend an den Bericht Nr. 1 der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee erneut eine Gesamtübersicht über den Zustand des Bodensees und die gegenwärtig absehbaren Entwicklungen zu geben. Auf die Darlegung vieler bei den Untersuchungen gewonnenen Einzelerkenntnisse wird dabei bewußt verzichtet. Die seit dem Erscheinen des Berichtes Nr. 1 vergangene Zeitspanne von 15 Jahren läßt Tendenzen in der Entwicklung klarer übersehen als nach kürzerfristigen Intervallen, bei denen sie durch unregelmäßige Schwankungen des Zustandsbildes überdeckt sein können.

Soweit nicht durch Literaturangaben besonders ausgewiesen, stützt sich dieser Bericht auf die Ergebnisse der Arbeitsgruppen „Freiwasser“, „Seeboden“, „Uferzonenvegetation“, „Zuflußuntersuchungen“, „Ölverschmutzung“ und „Radioaktivität“ der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee sowie auf die Untersuchungsergebnisse des staatlichen Instituts für Seenforschung und Seenbewirtschaftung Langenargen, der Eidgenössischen Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, der Landesstelle für Gewässerkunde und wasserwirtschaftliche Planung Baden-Württemberg, der Thurgauischen Bodensee-Untersuchungsstelle, des St. Gallischen Kantonalen Amtes für Gewässerschutz und der Chemischen Versuchsanstalt des Landes Vorarlberg.

Infolge des Schwierigkeitsgrades und des Umfangs der Untersuchungen mußten Kompromisse hinsichtlich der Untersuchungstechnik und -intensität geschlossen werden; dabei wurde wie folgt verfahren: Im freien Wasser wurden in wenigstens monatlichen Abständen Untersuchungen des Chemismus und des Planktongehaltes zumindest in der Seemitte über der größten Tiefe im gesamten Vertikalprofil durchgeführt. Sie wurden zeitweise durch Untersuchungen an weiteren Meßstationen ergänzt. Erhebungen in anderen Bereichen, z. B. an den Zuflüssen, konnten wegen des damit verbundenen Arbeitsaufwandes nicht kontinuierlich, sondern nur in synoptischen Einzelaktionen in längeren Abständen voneinander durchgeführt werden. In jedem Falle wurde jedoch durch Gestaltung des Programmes und durch Wahl der Methode eine langzeitliche Kontinuität und Vergleichbarkeit der Untersuchungsergebnisse angestrebt.

2. Geographie, physikalische Verhältnisse, Besiedlung

Die wichtigen geographischen und hydrographischen Daten des Bodenseeraumes und die morphometrischen physikalischen Verhältnisse des Sees wurden bereits im Bericht Nr. 1 der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee [1] dargelegt. Außerdem wurde auf einschlägige Literatur hingewiesen, so daß sich ein näheres Eingehen auf diese Sachverhalte erübrigt. Lediglich hinsichtlich des Schichtungs- und Zirkulationsverhaltens und der im Einzugsgebiet anfallenden Abwässer ist Neues bekannt.

2.1. Schichtungen und Zirkulationen

Nach der klassischen Auffassung gilt der Bodensee-Obersee als holomiktischer See (mit regelmäßiger jährlicher Vollumwälzung der gesamten Wassermasse) mit einer einzigen, im Spätherbst einsetzenden und bis zum Frühjahr dauernden Vollzirkulationsperiode sowie mit stabiler thermischer Schichtung von etwa Mai bis September (monomiktischer Typ). Diese Auffassung ergab sich aus den Untersuchungen von AUERBACH et al. [2] über die Thermik und den Sauerstoffgehalt des Bodensee-Obersees in den Jahren 1920-1924. Die damals beobachteten Sauerstoffgehalte waren von der Oberfläche bis zur größten Tiefe weitgehend gleich.

Bedingt durch sauerstoffzehrende Vorgänge sinkt in jüngster Zeit der Sauerstoffgehalt im Tiefenwasser mit zunehmender Stagnationsdauer gegenüber dem Sauerstoffgehalt in höher gelegenen Wasserschichten erheblich ab. Aus den Jahresreihen von 1961 bis 1973 ergibt sich, daß dieses Sauerstoffkonzentrationsgefälle in verschiedenen Jahren (z. B. 1967, vgl. Abb. 6) während des gesamten Winters bis zum Eintreten der nächsten temperaturbedingten Schichtung in Frühjahr nicht ausgeglichen wird, was nur so gedeutet werden kann, daß der See zuweilen nicht voll zirkuliert. Demnach ist der Bodensee-Obersee als oligomiktischer See (mit nicht regelmäßig alljährlich eintretender Vollumwälzung) einzustufen. Innerhalb des Beobachtungszeitraumes trat im Winter 1962/63 auch eine totale Eisbedeckung des Obersees ein, die nach den vorliegenden Berichten am Bodensee etwa nur einmal in jedem Jahrhundert vorkommt. Sie verhinderte eine Umwälzung des Seekörpers durch den Wind, so daß sich eine inverse Schichtung einstellte.

Im Winter, wenn mit Annäherung an den homothermen Zustand die Schichtungsstabilität des Sees nur noch gering ist, spielt der Einfluß des Windes auf die Umwälzung und die damit verbundene Wiederbelüftung eine bedeutende Rolle. Anzeichen dafür, daß Dichteunterschiede, die auf unterschiedlichen Konzentrationen gelöster chemischer Stoffe beruhen, im Freiwasser des Bodensees die Schichtungsstabilität zwischen Tiefenwasser und Oberflächenwasser verstärken, sind nicht vorhanden.

Inzwischen ergaben verschiedene gleichzeitige Temperatur- und Strömungsmessungen in zahlreichen Vertikalprofilen, daß im Zustand der temperaturbedingten Schichtung im See ganz erhebliche Bewegungen der Wasserschichten auftreten, die durch Windeinwirkung hervorgerufen werden [3]. Oberflächige Windeffekte pflanzen sich sogar bis in eine Tiefe von 250 m fort [4]. Eine merkliche Sauerstoffanreicherung des Tiefenwassers tritt durch derartige Wasserbewegungen jedoch nicht ein.

2.2. Besiedlung

Zur Beurteilung der Belastung des Sees, namentlich im Hinblick auf die Anforderungen, die an die Abwasserreinigung zu stellen sind, ist es unerlässlich, die derzeitige und künftige Besiedlung des Einzugsgebietes einschließlich Fremdenverkehr, Gewerbe und Industrie zu kennen. Tabelle I gibt einen Überblick über die Abwasserwerte im Einzugsgebiet des Bodensees [5].

Tabelle I.

Abwasserwerte im Einzugsgebiet des Bodensee-Obersees und des Untersees

	Ende 1971	Ende 1972	Ende 1975	Ende 1980
Land Baden-Württemberg (E+EGW)	1 110 164	1 238 010	1 314 230	1 472 200
Freistaat Bayern (E+EGW)	134 570	134 570	140 070	164 500
Republik Österreich (E+EGW)	618 800	630 000	699 050	786 100
Schweiz. Eidgenossenschaft (E+EGW)	683 212	698 818	730 835	783 995
Fürstentum Liechtenstein (E+EGW)	36 990	39 760	45 970	53 600
Insgesamt (E+EGW)	2 583 736	2 741 158	2 930 155	3 260 395

(E+EGW) = Einwohner und Einwohnergleichwerte.

3. Belastung des Bodensee-Obersees

3.1. Mit den Zuflüssen in den See gelangende eutrophierende Stoffe

Zur Planung der Maßnahmen für den Schutz und die Sanierung des Bodensees bedarf es der möglichst genauen Kenntnis der Art und Menge der zufließenden Schmutz- und Nährstoffe sowie ihrer Herkunft im einzelnen. Die Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee hat daher die Sachverständigen der Kommission im Jahre 1960 beauftragt, eingehende Untersuchungen und Erhebungen über Art, Menge und Herkunft der für die Veränderung des Sees maßgeblichen Stoffe anzustellen. Es sollten dabei vor allem die erforderlichen Ausgangswerte für eine Stoffbilanz und für die spätere Beurteilung der Wirksamkeit von Reinhaltmaßnahmen festgestellt werden.

3.1.1. Zuflußuntersuchungen 1961

Als erste Erhebung zur Feststellung von Herkunft und Menge der den See mittelbar und unmittelbar belastenden Stoffe wurden im Jahre 1961 in einer koordinierten Großaktion mit Beteiligung aller Anliegerstaaten chemische Untersuchungen der wichtigsten Bodensee-Zuflüsse durchgeführt. Diese Erhebungen dauerten jeweils eine Woche; sie wurden dreimal durchgeführt. Die Belastung des Sees durch die nicht analytisch erfassbaren Einleiter wurde auf statistischem Wege festgestellt.

Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind im Bericht Nr. 6 der Gewässerschutz-Kommission [6] niedergelegt. Sie liefern Aufschlüsse über den Charakter der einzelnen Zuflüsse und ihren größenordnungsmäßigen Anteil an der gesamten Stofffracht in den See. Es zeigte sich auch, daß der größte Teil der Schmutz- und Nährstoffe durch Zuflüsse in den Bodensee gelangt (75% beim BSB und Gesamtposphor, 90% beim Gesamtstickstoff) und nur ein kleinerer Teil aus direkten Abwasserleitungen. Die Untersuchungsergebnisse erlauben jedoch die Feststellung der genauen Jahresfracht an Schmutz- und Nährstoffen nicht. Wie sich später herausstellte, war es nicht möglich, aus den drei Untersuchungsreihen auf die Jahresfracht zu schließen, da diese sehr stark von den Hochwasserereignissen abhängig ist. Solche Ereignisse sind in der Untersuchungsserie nicht mit der notwendigen Repräsentanz erfaßt worden.

3.1.2. Untersuchung des Alpenrheins und seiner Nebenflüsse 1964/65

Zur Präzisierung und Verbesserung der Ergebnisse der Untersuchung 1961 sowie zur Feststellung der natürlichen Basisfrachten insbesondere von düngenden Stoffen wurden in den Jahren 1964/65 der Alpenrhein sowie seine wichtigsten Zubringer in mehreren Probenahmeaktionen mit folgenden Ergebnissen untersucht [7]:

Die ohne Zutun des Menschen im Alpenrhein vorhandenen Stoffkonzentrationen betragen für

BSB ₅ :	1-1,5 mg O ₂ /l
Gesamtstickstoff:	0,1 mg N/l
Orthophosphat:	0,005 mg P/l

Die Gesamtgehalte betragen in der gleichen Probenahme-Periode:

BSB ₅ :	2,5 mg O ₂ /l
Gesamtstickstoff:	0,98 mg N/l
Orthophosphat:	0,017 mg P/l

Daraus errechnen sich für den Probenahmetag (9./10. Nov. 1965) folgende Tagesfrachten der auf Siedlungsabwässer, Industrie und Landwirtschaft zurückzuführenden Abgänge:

BSB ₅ :	10,70 t O ₂ /d
Gesamtstickstoff:	9,43 t N/d
Orthophosphat:	0,133 t P/d

Diese Frachten stammen aus einem Einzugsgebiet mit rund 240 000 Einwohnern. Unter Annahme der damals gültigen Einwohnerbasiswerte (tägliche Ausscheidung bzw. Verbrauch pro Einwohner: 50 g BSB₅; 12 g N; 3 g P) würden die gemessenen Stofffrachten einer Abwasserbelastung durch folgende Einwohnerzahlen bzw. Gleichwerte entsprechen:

BSB ₅	214 000 Gleichwerte
Gesamtstickstoff	786 000 Gleichwerte
Orthophosphat	44 000 Gleichwerte
Gesamt-Phosphor (inkl. Schwebstoffe)	133 000 Gleichwerte

Die Differenz zwischen diesen Zahlen und der effektiven Bevölkerungszahl zeigt, daß der Nährstoffexport aus dem Einzugsgebiet wesentliche Veränderungen erfährt, nämlich

- einen bedeutenden Verlust an Phosphor durch adsorptive Fixierung im Boden,
- eine verzögerte Einschwemmung von Phosphor durch Adsorption an vorübergehend im Fluß abgelagerte Schwebstoffe und
- eine bedeutende Erhöhung der Stickstofffracht durch industrielle Einflüsse und durch Eluation aus dem gedüngten Boden.

3.1.3. Untersuchungen 1967/68 und 1971

Überlegungen, insbesondere von WAGNER [8], wie zweckmäßigerweise die jährlichen Stofffrachten von Fließgewässern ermittelt werden können, hatten ergeben, daß bereits verhältnismäßig wenig Stichproben für eine Bilanzierung genügen, wenn sich daraus eine genügend sichere Beziehung zwischen der jeweiligen Wasserführung und den Stoffkonzentrationen herleiten läßt. Zusammen mit täglich abgelesenen oder dauernd registrierten Abflußwerten dient diese Funktion sodann zur Berechnung sämtlicher Tagesfrachten, auch an den Tagen, an denen keine Proben genommen wurden.

Nach diesem Verfahren ermittelte WAGNER [8] im Zeitraum von 1967/68 die Jahresfracht von $\text{PO}_4\text{-P}$ in den Bodensee zu 390 t P/a und von Stickstoffverbindungen zu 9330 t N/a. Aus der Verteilung der Phosphor- und Stickstofffrachten auf einzelne Zuflüsse läßt sich schließen, daß der Stickstoff vermutlich größtenteils gebietsflächig aus dem Boden, insbesondere im Zusammenhang mit landwirtschaftlicher Düngung, in den Bodensee eingeschwemmt wird, während für die Phosphorverbindungen in überwiegendermaßen die Zufuhr aus Abwässern eine Rolle spielt. Zu einem solchen Ergebnis war man bei einem früheren Versuch der Bilanzierung der Herkunftsarten von Nährstoffen im Schussengebiet bereits gelangt. Hierbei wurde durch Untersuchung des Gehaltes an (damals noch schwer abbaubaren) Tensiden im Schussenwasser eine Berechnung der vermutlich aus Abwasser stammenden Phosphormenge im Schussenwasser vorgenommen, wobei man von einem bestimmten Mengenverhältnis zwischen Detergentiengehalt und Phosphor im Hausabwasser ausging. Auf der Grundlage dieser Untersuchungen und Berechnungen ist anzunehmen, daß seinerzeit 80% des Phosphorgehaltes des Schussenwassers aus Abwasserleitungen stammte [9].

Es wurden in diesem Bericht ferner alle bis dahin veröffentlichten Angaben über Stickstoff- und Phosphorzufuhr aus Zuflüssen in den Bodensee synoptisch zusammengestellt. Die Zusammenstellung läßt offen, ob die zum Teil sehr beträchtlichen Unterschiede in den ermittelten Daten in der durch Ungenauigkeiten in der Methodik bedingten Streuung der Untersuchungsergebnisse oder in Änderungen der Zuflußfrachten zu suchen sind. Überdies wurde bei den früheren Untersuchungen nicht in allen Fällen zwischen den verschiedenen Formen, in denen der Phosphor auftreten kann, hinreichend differenziert.

Die Erhebungen über die zufließenden Nährstofffrachten wurden unter Einbeziehung all dieser Erfahrungen 1971/72 wiederholt. Diese umfangreiche Untersuchung (4000 Einzelanalysen) wurde von verschiedenen, in einer Arbeitsgruppe Zuflußuntersuchungen zusammengefaßten Instituten gemeinsam durchgeführt, um noch vor Beginn des Wirksamwerdens der technischen Maßnahmen der Phosphorrückhaltung in Kläranlagen in größerem Umfang verlässliche Zahlen über die Nährstoffzufuhr zu erhalten.

Die Stofffrachten der Zuflüsse und der unmittelbar am See gelegenen Kläranlagen, einschließlich einer Berichtigung statistischer Fehler, sind bereits vollständig berechnet. Die für eine Stoffbilanz wichtigen Frachtdaten für See- und Hochrhein werden gegenwärtig erstellt.

Erste Ergebnisse sind in Tabelle 2 zusammengestellt:

Tabelle 2

*Stickstoff- und Phosphorbilanz des Bodensee-Obersees 1971/72 in t/Jahr
(in vorläufigen, gerundeten Zahlen, ohne Berücksichtigung diffuser Einläufe und nur statistisch
erfaßbarer Direkteinleiter)*

Parameter, Quelle	NO ₃ -N	N-tot	PO ₄ -P	P-tot
Zufuhr aus Atmosphäre	400	1200	70	100
Alter Rhein	380	650	40	90
Argen	700	1000	50	170
Bregenzer Ach	660	1080	30	190
Dornbirner Ach	140	520	30	100
Neuer Rhein	2280	4120	110	560
Schussen	360	740	80	220
restliche Flüsse exkl. Steinach	180	340	30	60
ARAs inkl. Steinach	180	660	210	320
Summe	5280	10310	650	1810
Abfluß Obersee	3450	5700	150	280

Auf eine Darstellung der über die Zuflüsse in das Gewässer gelangenden Sauerstoffzehrung wurde hier im Hinblick auf ihre im Gegensatz zur sekundären Sauerstoffzehrung durch abgestorbenes Plankton geringe Bedeutung für die Sauerstoffbilanz des Sees verzichtet (vgl. Bericht Nr. 1 der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee [1]).

Nach den Zahlen in Tabelle 2 herrscht der Alpenrhein (Neuer Rhein) in allen aufgeführten Stoffkomponenten vor; insbesondere beherrscht er, als Folge des großen Einzugsgebietes, die Stickstoffzufuhr. Bei der Zufuhr von Phosphaten überwiegt zwar ebenfalls der Rhein, doch ist hier eine unerwartet große Fracht aus der Atmosphäre bemerkenswert sowie eine Fracht aus den in den See direkt entwässernden Kläranlagen bzw. Siedlungsentwässerungen, welche 32% der vorliegenden Orthophosphat-Zufuhr ausmacht. Dieser Anteil wäre noch höher, wenn auch die Kläranlagen des weiteren Einzugsgebietes eingerechnet würden.

3.1.4. Die zeitliche Entwicklung der Stofffrachten (Trend)

Ein Vergleich der heutigen mit länger zurückliegenden Angaben über Stofffrachten von Nitrat und Phosphat ist nur für einige Bodenseezuflüsse möglich, wobei die früheren Zahlen eher den Charakter von Schätzungen besitzen. Eine Zusammenstellung ergibt für Nitrat ein unklares, für Phosphat hingegen ein klareres Bild (Tabellen 3 und 4). Die Werte zeigen ausgeprägte Trends. Der aus den Zufluß-Untersuchungen ermittelte Seerückhalt an Phosphat stimmt ungefähr mit der Phosphat-Zunahme im Seewasserkörper (berechnet aus den Daten der Freiwasser-Untersuchung) überein.

Zur Abklärung sind weitere analytische Kontrollen des Sees und seiner Zuflüsse erforderlich.

Tabelle 3

Stofffrachten der Argen in t/Jahr

Jahr	NO ₃ -N	PO ₄ -P	Autor
1962	210	13	NÜMANN [10] (1967)
1963	95*)	13	NÜMANN [10] (1967)
1967/68	900	31	UNGER [12] (1971)
1967/68	729	34	WAGNER [8] (1972)
1971/72	700	50	Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee

*) Die starke Abnahme von 1962 auf 1963 ist die Folge der Stilllegung eines Sulfid-Zellstoffwerkes.

Tabelle 4

Stofffrachten des Alpenrheins in t/Jahr

Jahr	NO ₃ -N	PO ₄ -P	Autor
1958/59	2500	45	KLIFFMÜLLER [11] (1960)
1965	2200	68	MÄRKI [7] (1968)
1965/66	-	49	WIESER/LINK [13] (1971)
1967/68	3747	99	WAGNER [8] (1972)
1971/72	2279	107	Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee

Extra- und Interpolation sind nur unter Berücksichtigung der verschiedenen Niederschlagsmengen möglich.

3.2. Belastung des Bodensee-Obersees mit wassergefährdenden Stoffen

3.2.1. Mineralöl

Nach derzeit vorliegenden Ergebnissen sind am Gesamteintrag von Ölen und Restölanteilen in den Bodensee im wesentlichen beteiligt:

- Die über die Atmosphäre - auch von außerhalb des Einzugsgebietes des Bodensees - transportierten und mit den Niederschlägen in die Zuflüsse und direkt in den See geführten Kohlenwasserstoffverbindungen aus Industrie, Haushalten und Kraftfahrzeugen
- Abschwemmungen von Restölanteilen von Straßen, Parkplätzen, Industriegelände und Siedlungen
- Öleintrag über Ölabscheider und Kläranlagenabläufe
- Eintrag von Kohlenwasserstoffen durch den Bootsverkehr
- Ölunfälle

Am Gesamteintrag ist die Schifffahrt nach einer vom Land Baden-Württemberg in Auftrag gegebenen Studie von Dornier-System [14] mit jährlich mindestens 25 t Öl beteiligt, wovon mehr als 85% auf die Sportschifffahrt entfallen.

Durch inzwischen durchgeführte umfangreiche Vorsorgemaßnahmen im Ufer und im Hinterland sind die Ölunfälle am Bodensee sehr stark zurückgegangen. Die dadurch in den Bodensee gelangten Ölmengen bewegten sich in den letzten Jahren in der Größenordnung von weniger als 3 t pro Jahr. Dabei ist nicht berücksichtigt, daß das in den See geratene Öl durch das rasche und wirksame Eingreifen der Ölwehren in der Regel zu einem erheblichen Teil wieder aus dem See entfernt werden konnte.

Nach gängiger Auffassung können in die Zuflüsse oder in das freie Seewasser eingebrachte Mineralöle an Schwebstoffe weitgehend gebunden und im See sedimentiert werden. Nach Feststellungen des Institutes für Seenforschung und Seenbewirtschaftung, Langenargen, sind die obersten Sedimentschichten des Bodensees an vielen Stellen erheblich mit Paraffin-Kohlenwasserstoffen belastet (maximale Werte 150 mg/kg Sedimentnaßgewicht). Merkliche Anreicherungen konnten besonders vor Flußmündungen in etwa 50 bis 150 m Tiefe in einem Uferabstand von 300 bis 700 m beobachtet werden. Aber auch uferfern treten Paraffin-Kohlenwasserstoffe offensichtlich als Folge des Öleintrages im Sediment auf.

Es wurde nun verschiedentlich angezweifelt, ob es sich bei den am Grunde des Bodensees abgelagerten Kohlenwasserstoffen wirklich um Mineralöle oder Mineralölprodukte handelt [15]. Dies läßt sich jedoch durch Messung des C¹⁴-Isotopenanteils der aus dem Sediment isolierten Kohlenwasserstoffe entscheiden. Zu derartigen Untersuchungen an Bodensee-Sedimenten wurde das Institut für Radiochemie des Kernforschungszentrums Karlsruhe veranlaßt. Danach stammen die analysierten Kohlenwasserstoffe bis zu 3 cm Sedimenttiefe im Uferbereich zu mehr als 60% (örtlich 30 bis 80 mg/kg Naßgewicht) und in Seemitte zu mehr als 85% (örtlich 20 bis 40 mg/kg Naßgewicht) aus Erdöl oder Erdölprodukten [16]. Nach den bisherigen Befunden dürfte die Zufuhr an Öl und Ölrestprodukten in den Bodensee derzeit größer sein als deren Abbaurate, so daß sich diese am Seeboden anreichern.

3.2.2. Radioaktive Stoffe

Die im Einzugsgebiet des Bodensees anfallenden Radionuklide entstammen dem fallout früherer Kernwaffenversuche und der natürlichen Radioaktivität der Erde. Daneben gelangen, wie eine Übersichtserhebung der Anliegerstaaten zeigte, unbedeutende Mengen radioaktiver Stoffe aus Abwässern von Forschung, Medizin und Technik in die Gewässer. Unter der - nicht zutreffenden - ungünstigen Annahme, daß ein Zehntel der Gesamtmenge der für die Benutzung genehmigten radioaktiven Stoffe über die Abwässer in den Bodensee gelangt, würde sich beim Genuß von Trinkwasser aus dem Bodensee nach den Berechnungen der Sachverständigen der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee [17] eine zusätzliche Strahlenbelastung der Bevölkerung in der Größenordnung von 0,01 mrm/Jahr ergeben, die gegenüber der mittleren natürlichen Strahleneinwirkung auf die Bevölkerung von 120 mrm/Jahr vernachlässigbar klein ist. Im Gegensatz zu verschiedenen anderen Abwasserinhaltsstoffen hat man radioaktive Bestandteile schon über die erforderlichen Genehmigungen für den Umgang mit radioaktiven Stoffen vollständig unter Kontrolle. Alle Anliegerstaaten verfügen über weitgehend gleich strenge, insbesondere auch für die Abwassereinleitung geltende Strahlenschutzvorschriften. Zur Zeit besteht keine Gefährdung durch radioaktive Stoffe für den Bodensee.

3.2.3. Schwermetalle

Seit Januar 1974 werden in Ergänzung des bisherigen Freiwasser-Analysenprogramms die Schwermetalle Eisen, Mangan, Cadmium, Kupfer, Zink, Blei und Chrom bestimmt. Diese Untersuchungen haben ergeben, daß Eisen mit einer größeren, limnologisch bedingten Gehaltsschwankung im Mittel mit rund 7 µg/l vorliegt und Mangan, das ebenfalls Schwankungen zeigt, welche durch die Eigenheiten des Sees gegeben sind, mit rund 2,6 µg/l. Cadmium, Kupfer und Blei sind nur in vereinzelt Proben nachweisbar, und auch dann kaum höher als 1 µg/l, während Zink im Mittel (mit größeren Schwankungen) mit rund 6 µg/l vorliegt. Chrom weist mittlere Gehalte von rund 0,25 µg/l auf mit seltenen und geringen Schwankungen.

Obschon über die Schwermetallgehalte der Zuflüsse nichts bekannt ist und deshalb keine Aussage über die unmittelbare Schwermetallbelastung des Obersees möglich ist, kann doch festgestellt werden, daß im Seewasser die ökologisch kritischen, weil giftigen Schwermetalle Cadmium, Kupfer, Blei und Chrom nur in vereinzelt Fällen die Nachweisbarkeitsgrenze überhaupt übersteigen und irgendwelche Befürchtungen somit nicht gegeben sind.

Aus Untersuchungen an Sedimentbohrkernen ergab sich, daß Schwermetalle in den jüngeren Schichten stärker angereichert auftreten. Daraus muß man folgern, daß die durch die Zuflüsse eingebrachten Schwebstoffe neuerdings höheren Schwermetallgehalt aufweisen.

Diese Interpretation der Wasseruntersuchungen wird durch Untersuchungen an Fischen bestätigt. Über den Transport in der Nahrungskette werden in den Organismen Schwermetalle angereichert. In Fischen als letztem Glied dieser Kette sind maximale Gehalte zu erwarten. Die Bodenseefische weisen jedoch außerordentlich niedere Schwermetallgehalte auf.

3.2.4. Sonstige Stoffe

An Insektiziden sind geringe, aber gut meßbare Konzentrationen von Hexachlorcyclohexan, Dichlordiphenyldichloräthan (DDD, TDE) und Dichlordiphenyltrichloräthan (DDT) im Seesediment festgestellt worden. Die Konzentrationen der genannten Stoffe im Wasser liegen an der Grenze der Nachweisbarkeit.

4. Zustand des Obersees, erkennbare Veränderungen und Entwicklungen

4.1. Freiwasserzone

Im Bereich der Freiwasserzone wurden an der Stelle mit der größten Tiefe (252 m) – zeitweise auch an mehreren Stellen – in monatlichen, zum Teil auch engeren Zeitabständen Untersuchungen der Temperatur, der chemischen Verhältnisse – vor allem der Nährstoffe – und des Planktongehaltes über die gesamte Seetiefe durchgeführt. Diese, nach einem einheitlichen Programm vorgenommenen Untersuchungen, erstreckten sich über den Zeitraum 1961 bis 1973 und werden seither nach einem neu überarbeiteten Untersuchungs-Programm fortgesetzt.

4.1.1. Nährstoffverhältnisse im Freiwasser

Zwischen den Jahren 1935 und 1961 war der Gehalt an Phosphat-Phosphor im Wasser von weniger als 1 mg/m^3 auf rd. 10 mg/m^3 angestiegen. Dieser Anstieg hatte bereits eine erhebliche Zunahme des Wachstumsgeschehens im See bewirkt. In den Folgejahren war ein weiterer Anstieg an Phosphorverbindungen im Wasser des Bodensee-Obersees bis auf rd. 80 mg/m^3 festzustellen (Abb. 1).

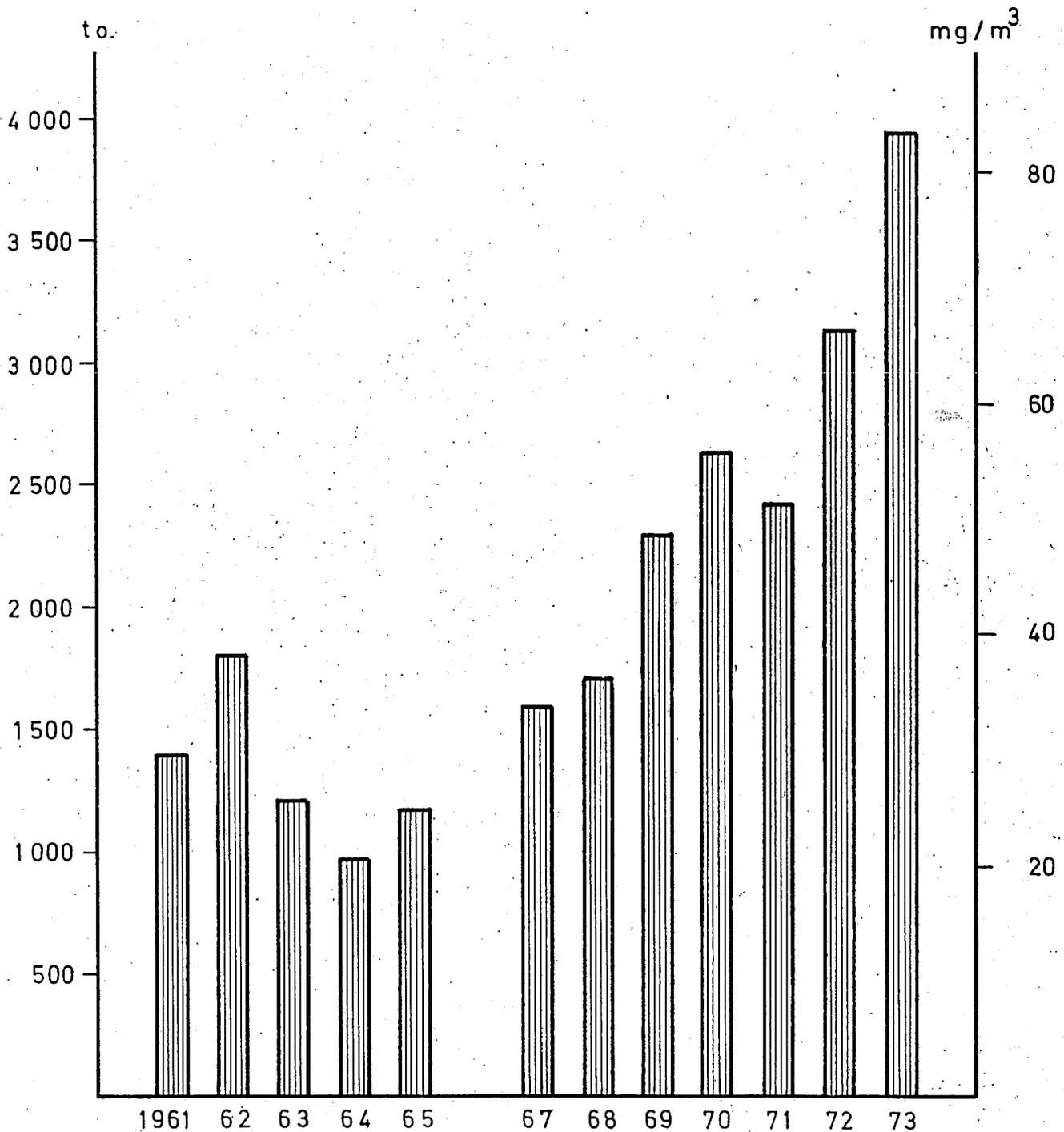


Abb. 1. Gesamt-Phosphor im Wasser des Bodensee-Obersees. Gehalt und mittlere Konzentration während der Frühjahrszirkulation 1961-1973.

Vermutlich wird ohne weitgehende Einschränkung der Zufuhr von Nährstoffen von den Einzugsflächen und aus dem Abwasser der Gehalt an Phosphorverbindungen noch weiter ansteigen. Hingegen haben die ebenfalls zunächst ansteigenden Nitratkonzentrationen im Seewasser im Laufe der Zeit eine Höhe erreicht, über die hinaus kein weiterer Zuwachs erkennbar ist (Abb. 2).

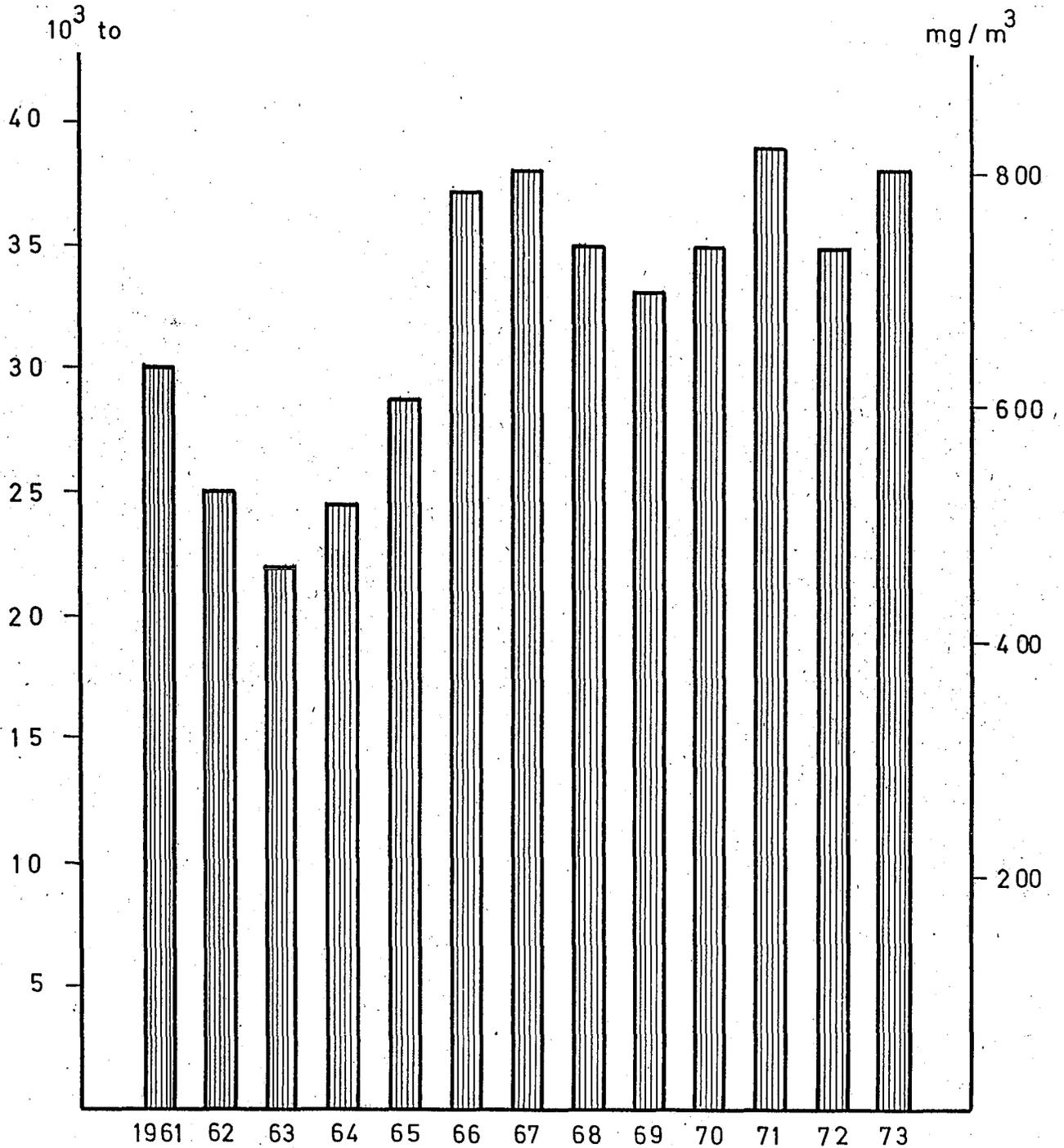


Abb. 2. Nitrat-Stickstoff im Wasser des Bodensee-Obersees. Gehalt und mittlere Konzentration während der Frühjahrszirkulation 1961-1973.

In den Abbildungen 1 und 2 sind die Nährstoffkonzentrationen zum Zeitpunkt der mehr oder weniger vollständigen Zirkulation im Frühjahr angegeben, da zu diesem Zeitpunkt am wenigsten Nährstoffe in Form von Planktonbiomasse vorliegen und eine weitestgehend gleichmäßige Verteilung der Nährstoffe gegeben ist. Wie man sieht, sind die Konzentrationsänderungen von Jahr zu Jahr nicht stetig, was auf Unterschiede der Wasserführung der Zuflüsse oder im limnologischen Regime des Sees zurückzuführen ist. Die langjährigen Beobachtungen lassen gewisse Entwicklungen jedoch deutlich erkennen.

Trotz dieser beobachteten hohen Nährstoffgehalte können im Verlaufe des Frühjahrs und Sommers die Nährstoffe in den oberen Wasserschichten durch Aufnahme in Planktonbiomasse weitgehend verschwinden und erhebliche Konzentrationsunterschiede im vertikalen Profil des Wassers sowie auch in der Horizontalverteilung entstehen. Örtlich wird daher Phosphor vorübergehend immer noch zum Mangelfaktor werden und eine weitere Pflanzenentwicklung hemmen, obwohl in darunter liegenden Wasserschichten noch hohe Nährstoffreserven lagern, die aber wegen des Schichtungsverhaltens im See während der Stagnationszeit für das Planktonwachstum nicht verfügbar werden können.

Eine weitere große Nährstoffreserve, insbesondere von eutrophierenden Phosphorverbindungen, ist im Bodenschlamm festgelegt. Diese bei aeroben Verhältnissen chemisch gebundenen Nährstoffe können bei anaeroben Verhältnissen in den oberen Schlammschichten wieder in großer Menge freigesetzt werden. Dies geschieht bereits bei noch schwach sauerstoffhaltigem Tiefenwasser (vgl. Abschnitt 4.1.3. und 4.5.). Dieser Zustand in der Entwicklung eines Sees ist im Bodensee noch nicht erreicht. Die weitere Zunahme der Nährstoffgehalte im Wasserkörper ließe allerdings eine derartige Entwicklung alsbald für möglich erscheinen, wäre durch die eingeleiteten abwassertechnischen Maßnahmen nicht eine entscheidende Entlastung zu erwarten.

4.1.2. Planktonwachstum im Freiwasser

Die Organismen-Gesellschaft, die in Form meist mikroskopisch kleiner Algen, Rädertiere und Kleinkrebse die Freiwasserzone des Sees bevölkert, baut sich direkt oder indirekt aus den Nährstoffen auf, welche dem See in steigendem Maße zugeführt werden.

Aufgrund der derzeitigen Kenntnisse ist, wie bereits erwähnt, der für Pflanzen verwertbare Phosphor im Bodensee nach wie vor der begrenzende Faktor für das Planktonwachstum. Andere Nährstoffe sind, soweit gegenwärtig absehbar, nicht von solch entscheidender Bedeutung. Es ist möglich, daß sie eine gewisse Rolle für die Wachstumsgeschwindigkeit einzelner Arten spielen. Die maximal erreichbare Phytoplanktondichte hängt jedoch vom jeweiligen Phosphorgehalt des Seewassers ab.

4.1.2.1. Phytoplankton

Dank der konsequenten, allerdings sehr arbeitsaufwendigen quantitativen Planktonuntersuchungen ist ein ziemlich lückenloses Bild der Entwicklung der Planktonverhältnisse im Bodensee seit dem Jahr 1961 verfügbar. Das Bodensee-Phytoplankton setzt sich aus rund 50 mengenanteilmäßig wichtigen Arten zusammen. Im Verlaufe der Beobachtungsperiode hat sich die Artenzusammensetzung erheblich geändert. Insbesondere haben Flagellaten, Grünalgen und Blaualgen großen Anteil an der pflanzlichen Biomasse erlangt (in einigen Monaten bis über 90%).

Durch die Nährstoffanreicherung wird auch die Gesamtbiomasse des Phytoplanktons nachhaltig beeinflußt. Trotz aller Bemühungen, diese durch chemische Methoden pauschal zu bestimmen, gibt es dafür zur Zeit noch kein hinreichend exaktes Verfahren. Jedoch lassen sich aus Ermittlungen der Zahl und der Größe einzelner Planktonarten rechnerisch Gesamtbiomassewerte für das

Phytoplankton ermitteln. Ein Vergleich der Werte der Jahresreihen 1961 bis 1974 (1964 liegen keine Untersuchungen vor) zeigt, daß in dieser Zeitspanne das durchschnittliche Biomasseniveau des Phytoplanktons auf das Doppelte angestiegen ist (Abb. 3). Die Phytoplanktonbiomassewerte unterliegen regelmäßigen beträchtlichen Schwankungen im Jahreszyklus. Den niedrigsten Stand erreichen sie im Winter infolge der ungünstigen Licht- und Temperaturverhältnisse. Danach wird eine erste Hochproduktion im Frühjahr erreicht. Nach einem deutlichen Rückgang im Frühsommer bildet sich ein Sommermaximum aus, dem im Herbst neuerdings ein drittes schwächeres Maximum folgt. Dieser Verlauf ist an verschiedenen Oberseestellen, die bis zu 20 km und mehr auseinanderliegen, nahezu gleich. Die Höhe der jährlichen Maxima weist eine steigende Tendenz auf und läßt damit die zunehmende Eutrophierung des Bodensees erkennen.

Aus den derzeitigen Biomassewerten des Phytoplanktons errechnet sich unter Annahme einer wirklichkeitsnahen Erneuerungszeit des Planktons von 14 Tagen eine Jahresproduktion von derzeit etwa 250000 t Algen-Frischgewicht. Dieser Ertrag benötigt für sein Wachstum ca. 500 t Phosphor. Eine Zunahme des Phosphorvorrates dürfte vor allem ein weiteres Ansteigen der Produktivität und der Planktondichten in der Weise zur Folge haben, daß Arten mit noch höherem Phosphorbedürfnis, dabei aber mit der Fähigkeit sich schneller fortzupflanzen, anteilmäßig zunehmen, wodurch es zu einer noch höheren Produktion von organischer Substanz im See kommen würde.

4.1.2.2. Zooplankton

Mit der Zunahme des Phytoplanktons vergrößert sich auch das Nahrungsangebot für die planktonpflanzenfressenden Tiere, insbesondere also das Zooplankton. Infolgedessen war es zu erwarten, daß im Verlauf der 60er Jahre auch beim Zooplankton im Bodensee die Individuendichte laufend zunahm. Wie die Abb. 4 unschwer erkennen läßt, ist das durchschnittliche Niveau der Dichte des Crustaceenplanktons in der zweiten Hälfte der 60er Jahre durchweg höher gegenüber den Jahren 1961 bis 1962. Besonders steigen die regelmäßig im späten Frühjahr bis Sommer auftretenden maximalen Dichten des Crustaceenplanktons im Verlaufe der Jahre auf immer höhere Werte an. Die Zooplanktonmasse erreichte 1971 in Seemitte 3 Millionen Individuen unter 1 m² Oberfläche.

Ähnliche Tendenzen konnten auch bei den Planktonrotatorien beobachtet werden, die allerdings nur von 1965 bis 1970 untersucht wurden. Die Entwicklung dieser Zooplankter zeigt ebenfalls einen typischen Jahresverlauf mit sehr niedrigen Planktonkonzentrationen in der Winterzeit und Konzentrationsspitzen im Sommer (Abb. 5). Diese zeigen ebenfalls eine zunehmende Tendenz. Bei der Betrachtung der Entwicklung der Individuendichte der Zooplankter muß allerdings berücksichtigt werden, daß sie nicht in jedem Falle mit den Biomassewerten korrelieren müssen, da dies sehr von der Zellgröße der gezählten Organismen abhängig ist. Eine rechnerische Einbeziehung der Körpergröße, ähnlich wie bei der Berechnung der Biomasse des Phytoplanktons, stößt hier wegen der Unterschiede innerhalb einer Art jedoch auf Schwierigkeiten.

Während des Beobachtungszeitraumes sind, wie auch beim Phytoplankton, beim Zooplankton eine deutliche Zunahme der Planktondichte und eine Verschiebung der Artenzusammensetzung eingetreten, die offensichtlich auf das erhöhte Angebot an Nährstoffen zurückzuführen sind.

Der biozönotische Aspekt des Krebsplanktons wurde im letzten Jahrzehnt durch die Einwanderung von *Cyclops vicinus* (um 1954) und *Daphnia galeata* grundlegend verändert. *Cyclops vicinus* vernichtete innerhalb weniger Jahre die Population der größten Art unter den Ruderfußkrebsen des Bodensees (*Heterocope borealis*) völlig. Jahreszyklen der Daphnien veränderten sich tiefgreifend. In den letzten Jahren traten Arten, die früher nur gelegentlich eingeschwemmt worden waren

(*Daphnia cucullata*) oder nur im Uferbereich zu finden waren, gehäuft im Pelagial auf. Besonders die Copepoden *Acanthocyclops robustus* und *Diacyclops dicubistatus* stellen derzeit im Ostteil des Sees zahlenmäßig starke Populationen.

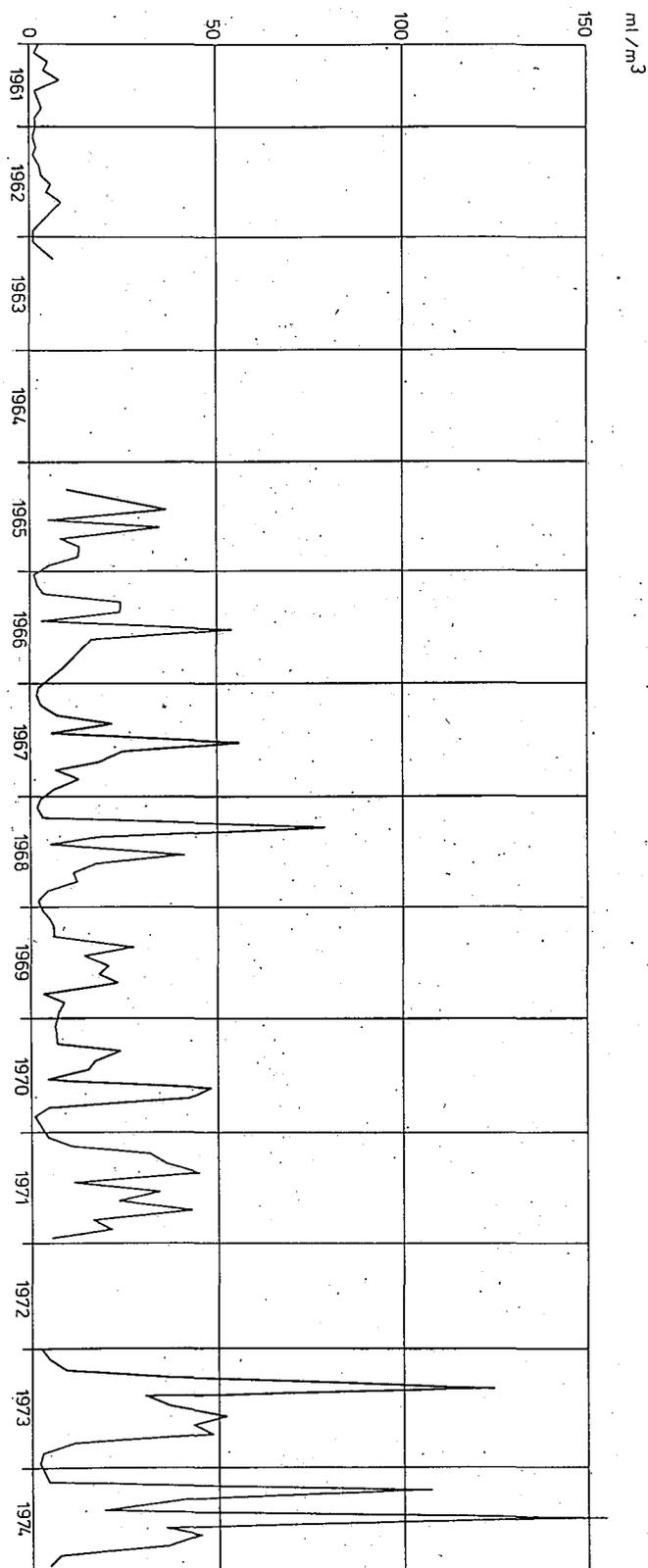


Abb. 3. Phytoplankton – Rechenvolumen im Bodensee-Obersee 1961–1974.

Der Aspekt dieser Neu-Biozönose ähnelt weitgehend jenem eutropher Seen oder Kleingewässer: bemerkenswert ist dabei das Auftreten dieser Arten in einem Gewässer von der Größe des Obersees.

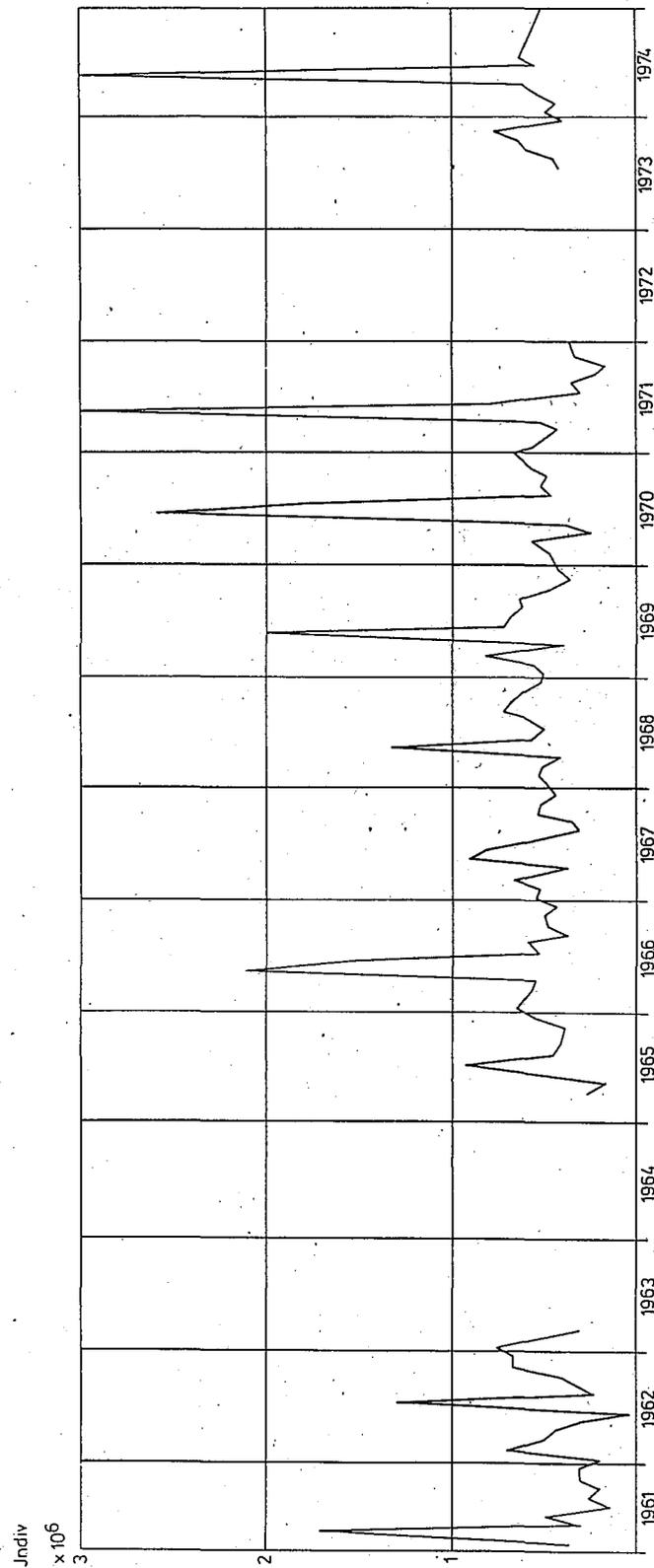


Abb. 4. Crustaceen-Zooplankton im Bodensee-Obersee 1961-1974. Individuen unter 1 m³ 0-60 m (1961-1963) und 0-25 m (1965-1974).

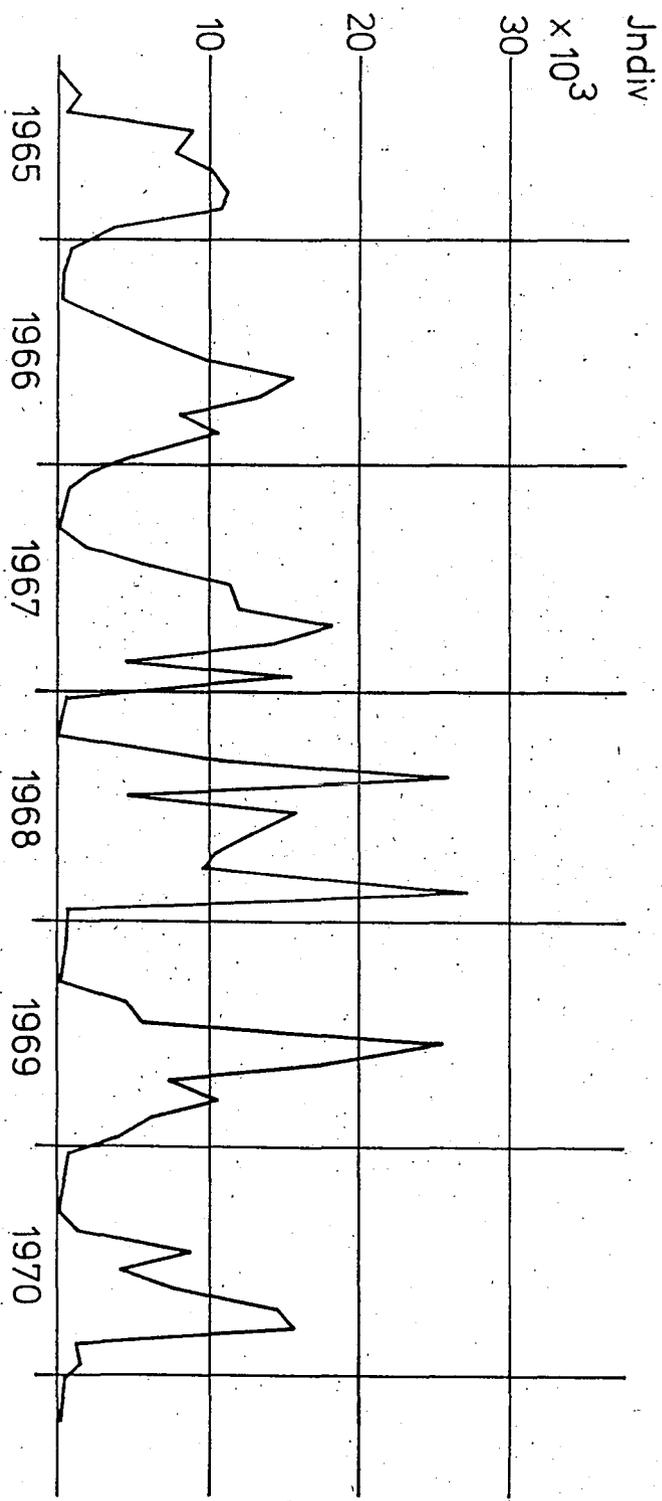


Abb. 5. Rotstörchen-Zooplankton im Rödensee-Oberssee 1965-1970 (Individuen unter 1 m² (4-50 m)).

4.1.3. Sauerstoffverhältnisse im Freiwasser

Die Zunahme der Biomasse im Wasser des Bodensees muß sich zwangsläufig in einer Belastung des Sauerstoffhaushaltes bemerkbar machen. Da die im See vorhandene Sauerstoffmenge jedoch von der Dauer der temperaturbedingten Schichtung und der je nach Witterung und Heftigkeit der Umwälzung unterschiedlichen Sauerstoffaufnahme abhängt (vgl. Abschnitt 2.1.), ist mit einem sich unregelmäßig ändernden Verlauf der Sauerstoffverhältnisse im Tiefenwasser des Sees zu rechnen (Abb. 6) [18] [19] [20].

Nach den Ausführungen in Abschnitt 2.1. über das Umwälzverhalten besteht beim Bodensee die Gefahr, daß das Tiefenwasser über eine Jahresperiode hinaus von durchgreifender Wiederbelüftung an der Oberfläche abgeschlossen bleibt und bei entsprechender Belastung mit sauerstoffzehrenden organischen Stoffen im Verlaufe eines solchen langen Zeitabschnittes seinen Sauerstoffgehalt vollständig einbüßt. Bislang haben jedoch Vollumwälzungen immer wieder rechtzeitig eingesetzt und eine derartige Erscheinung verhindert.

In Abb. 7 sind die innerhalb der Jahre 1961 bis 1973 jeweils festgestellten höchsten und niedrigsten Sauerstoffinhalte des Sees zusammen- und den ursprünglichen Verhältnissen der Jahre 1920/25 [2] gegenübergestellt. Es zeigt sich dabei, daß der höchste jeweilige Sauerstoffinhalt des Bodensees letztmalig im Jahre 1962 etwa die Größe der Werte von 1920/25 erreichte und in der Folgezeit in wechselndem Ausmaß niedriger lag. Dies ist ein Anzeichen dafür, daß die jährliche Wiederbelüftung nicht in gleicher Weise mit der verstärkten Sauerstoffzehrung Schritt hält. Die allgemeine Tendenz des jährlichen maximalen Sauerstoffinhalts ist dabei deutlich fallend.

Die jährlichen Minima des Sauerstoffgehaltes des Bodensee-Obersees im Jahresverlauf liegen von den 60er Jahren an bis heute durchweg niedriger als früher. Die Abweichungen betragen bis zu 20%.

Bei der Beurteilung der Sauerstoffinhalte des Bodensees muß auch berücksichtigt werden, daß diese nicht nur durch die Bilanz der Sauerstoffzehrung und Wiederbelüftung im Zuge des Umwälzens bestimmt werden, sondern daß zeitweise ein nicht unerheblicher Teil des im Wasser enthaltenen Sauerstoffs auf die Freisetzung von Sauerstoff bei der Photosynthese des Phytoplanktons zurückzuführen ist.

Die räumliche Verteilung des Sauerstoffs im Wasser des Bodensees während des Jahresablaufes verläuft nach einem etwa gleichbleibenden Schema (Abb. 6). Zu Beginn des Seejahres, etwa um die Monatswende März/April liegt unter günstigen Umständen von der Oberfläche zur Tiefe ein hoher weitgehend ausgeglichener Sauerstoffgehalt von etwa 10 mg/l vor. Diesem folgt alsbald eine Abnahme des Sauerstoffgehaltes in der Seetiefe, wobei sich der Sauerstoffschwund in Richtung gegen den Seeboden hin verstärkt. Eine merkliche Wiederbelüftung der tieferen Wasserschichten tritt in der Regel erst in der zweiten Winterhälfte ein, wobei sie in manchen Jahren nicht gänzlich bis zum Seeboden durchgreift. Während der Frühjahrszeit tritt in den oberen Wasserschichten von der Oberfläche bis etwa 20 m, mitunter jedoch aber auch bis in Tiefen von ca. 50 m. eine Sauerstoffanreicherung auf Werte über den Sättigungsgehalt des Wassers auf, die auf photosynthetischen Sauerstoffeintrag durch die starke Entwicklung des Frühjahrsphytoplanktons zurückzuführen ist. Umgekehrt tritt in der späteren Sommerzeit bis zum Herbst eine Abnahme des Sauerstoffgehaltes etwa im Bereich der thermischen Sprungschicht ein, die in der Limnologie als sogen. metalimnisches Sauerstoffminimum bekannt ist. Sie wird hervorgerufen durch den bakteriellen Abbau von Planktonbiomasse, die in den Oberflächenschichten produziert wurde und nach ihrem Absterben noch längere Zeit im Bereich der thermischen Sprungschicht in Schwebe gehalten wird und schon in dieser Wassertiefe dem Abbau unterliegt.

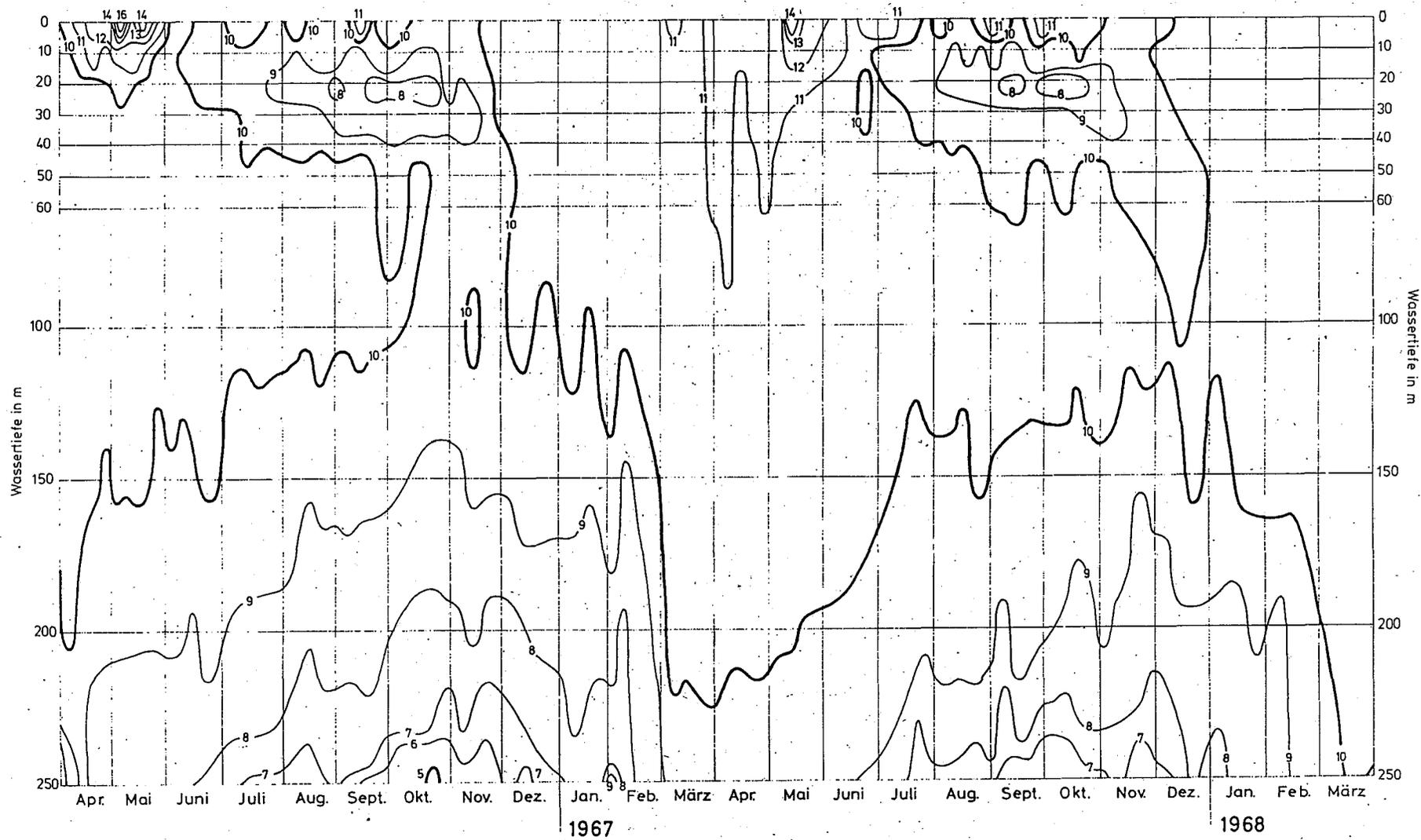


Abb. 6. Bodensee-Obersee. Vertikalprofil in Seemitte zwischen Fischbach-Uttwil.
Sauerstoffgehalt mg O₂/l (isoplethendarstellung).

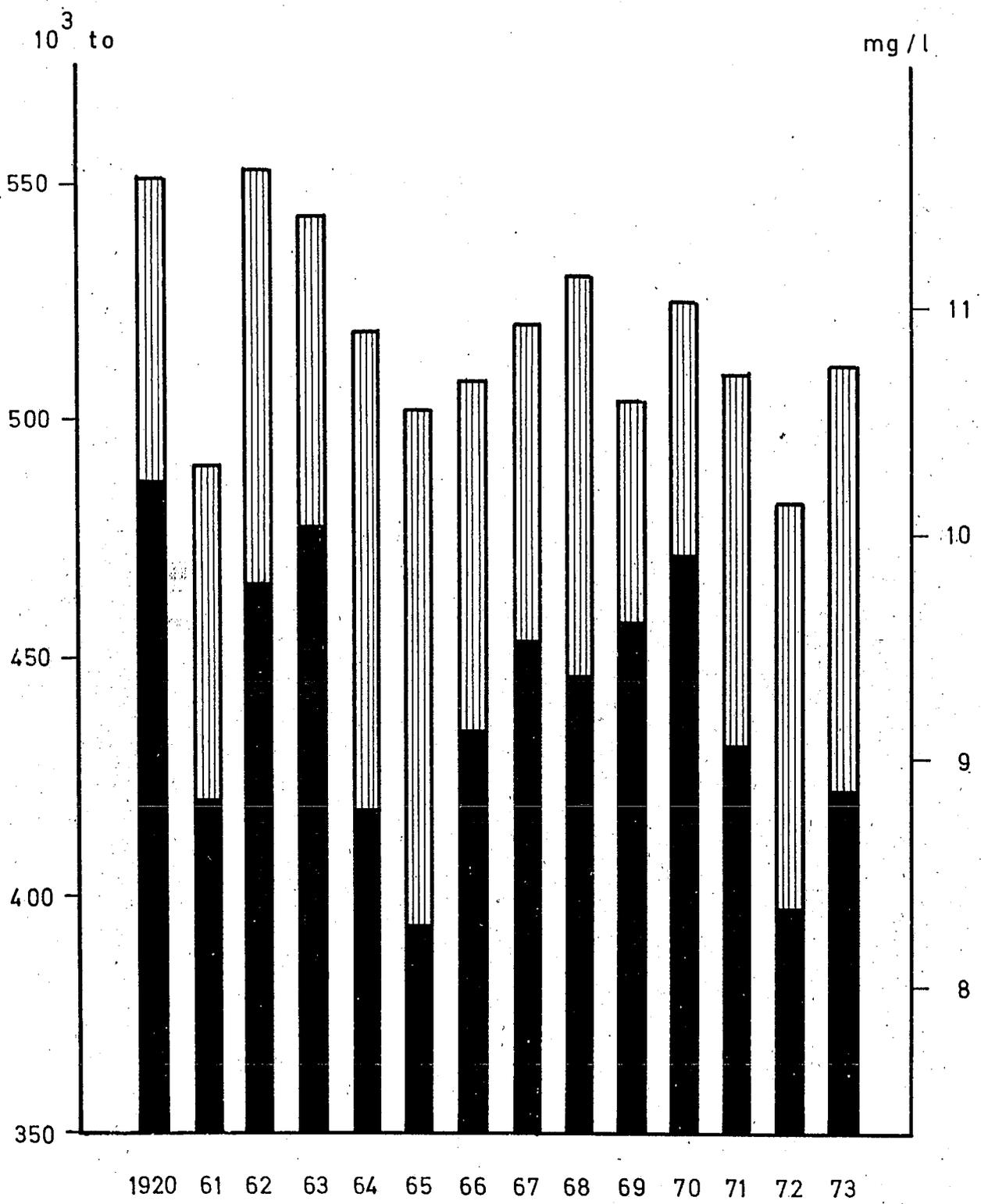


Abb. 7. Höchster und niedrigster jährlicher Sauerstoffinhalt des Bodensee-Obersees.

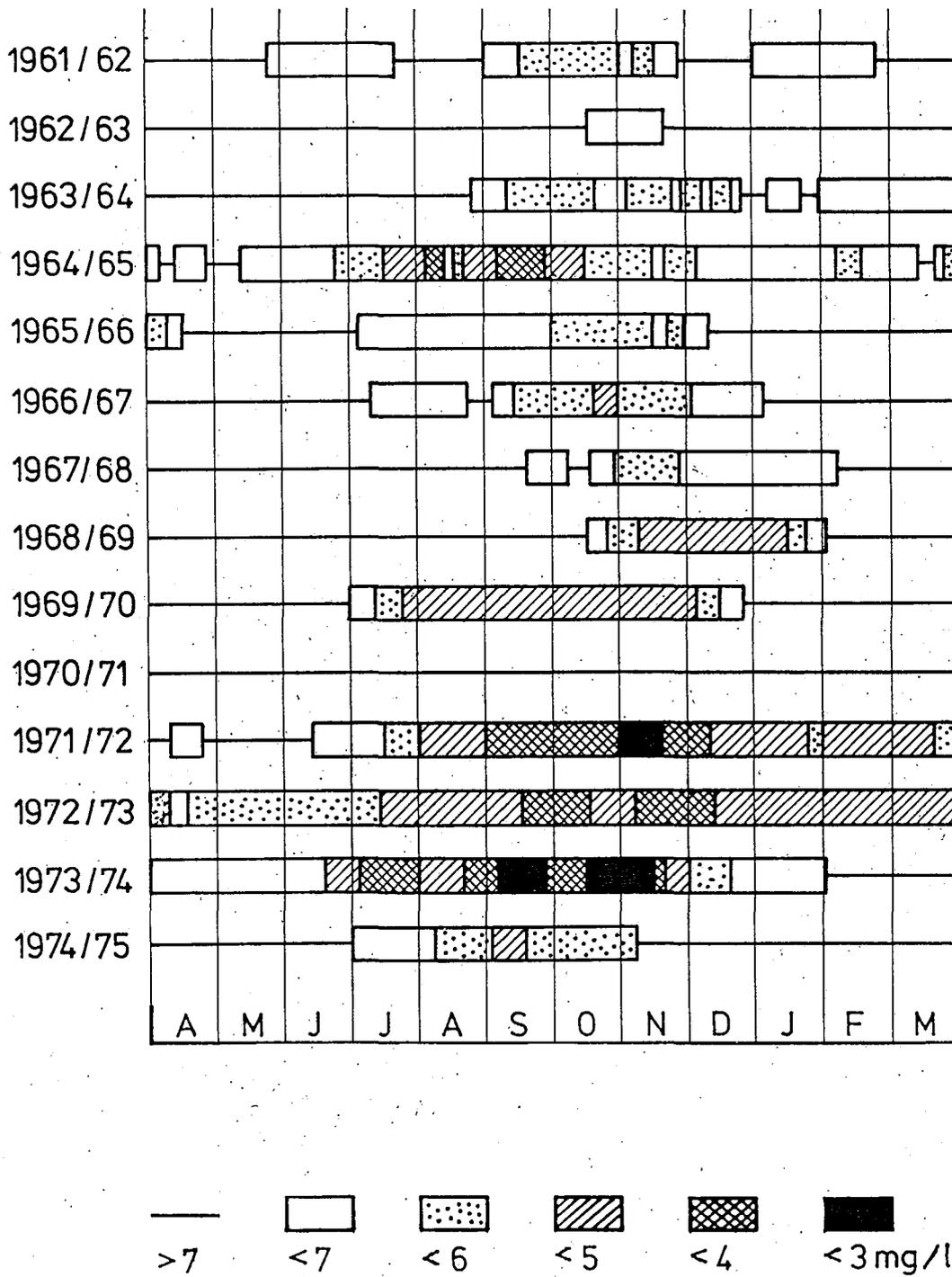


Abb. 8. Sauerstoffgehalt im Bodensee-Obersee in 250 m Tiefe.

Von Bedeutung ist die kritische Entwicklung des Sauerstoffgehaltes über dem Seegrund. In diesem Bereich werden die niedrigsten Sauerstoffgehalte im Verlaufe des Jahres erreicht, da sich die abgestorbene und abgesunkene organische Biomasse am Seegrund ablagert und hier dem sauerstoffzehrenden bakteriellen Abbau ausgesetzt ist.

Die Sauerstoffverhältnisse in 250 m Tiefe des Bodensees über die Jahre 1962 bis 1975 (Abb. 8) zeigen insgesamt sehr wechselhafte Situationen. In manchen Jahren waren die Sauerstoffverhältnisse in dieser Tiefe durchweg hoch (z. B. 1969/70), zu anderen Zeiten jedoch wieder gefährlich niedrig mit Minimumwerten von weniger als 3 mg Sauerstoff/l (1970/71, 1972/73), oder es traten ununterbrochen über mehrere Jahresverläufe hinweg erhebliche Sauerstoffdefizite auf (1970 bis 1973). Kritische Phasen im Sauerstoffzustandsbild wechseln mit günstigeren Situationen ab. Besonders bedenklich erscheint, daß in jüngster Zeit (1971 bis 1974) die Sauerstoffverhältnisse im tiefen Hypolimnion sich wesentlich schlechter gestalten als in der früheren kritischen Periode 1963 bis 1965. Das Ausmaß des Sauerstoffschwundes kommt nunmehr dem Zustand nahe, der befürchten läßt, daß erhebliche Mengen von Nährstoffen aus dem Sediment in das Freiwasser entlassen werden und dadurch eine weitere Beschleunigung der Eutrophierungsvorgänge zustandekommt.

4.2. Fischerei

Der Anstieg in der Produktion von Biomasse, wie er sowohl für das Phyto- wie auch das Zooplankton festgestellt ist, macht sich auch bei den Endgliedern der Nahrungskette, den Fischen, bemerkbar. Es sei daran erinnert, daß für den Zeitraum 1915-1917 am Obersee noch eine Fischproduktion von 5,3 kg/ha nachgewiesen worden ist [21]. Sie stieg in den Jahren 1950-1960 auf ca. 15 kg/ha [22]. Seither ist der nachgewiesene Ertrag weiterhin angestiegen und betrug im Durchschnitt der Jahre 1971-1973 rund 1590 t, was rund 33,5 kg/ha entspricht. Darin ist das absolute bisher bekannt gewordene Maximum des Jahres 1973 mit eingeschlossen. Es betrug rund 1730 t, was einen Hektarertrag von rund 36,5 kg entspricht.

Die Produktionssteigerung dürfte sich grundsätzlich, allerdings mit Intensitätsunterschieden, wohl bei allen Fischarten bemerkbar machen. Eine gewisse Bevorzugung erfahren diejenigen Arten, deren Lebensräume in der Litoralzone liegen. Daraus können Populationsdichten entstehen, welche dazu führen, daß wenigstens zeitweise nach dem Pelagial ausgewichen wird. Dies erklärt, daß heute z. B. Barsche öfters weitab von ihren ursprünglich bekannten Standorten gefangen werden.

Es ist schwierig, Art und Umfang der eingetretenen Populationsveränderungen bei den Cypriniden (Weißfischen) genauer zu erfassen. Dies ist vor allem dadurch begründet, daß die Weißfische, die einen großen Anteil an der Fischpopulation haben, nur mit geringer Intensität befischt werden. Es ist deshalb nur möglich, aus den dabei erzielten Teilergebnissen zu schließen, daß die Bestände absolut und im prozentualen Verhältnis zu denjenigen der Nutzfische stetig anwachsen. Für den Barsch hingegen ist diese Entwicklung eindeutig nachgewiesen, allerdings bestehen auch hier Schwankungen, deren Ursachen zur Zeit noch nicht eindeutig geklärt sind.

Bei den Blaufelchen ist zu beobachten, das die Fangergebnisse ausgeprägte Unregelmäßigkeiten aufweisen. Langfristig betrachtet ist eine rückläufige Tendenz der absoluten und der prozentualen Fanganteile unverkennbar. Im Hinblick auf die generelle Zunahme der Produktion im Obersee, sie macht sich sogar in einer Steigerung des individuellen Wachstums der Blaufelchen selbst bemerkbar [23], erscheint dieser Trend zunächst nicht ohne weiteres erklärbar. Als Ursache

dieses Widerspruchs wurde schon recht bald erkannt, daß bestimmte fischereitechnische Dispositionen, so Maschenweiten, Mindestmaße, den neuen biologischen Voraussetzungen Rechnung zu tragen hatten. Entsprechende Maßnahmen führten zunächst zu Teilerfolgen. Es zeigt sich, daß bei der bestehenden Befischungsintensität die nachteiligen Auswirkungen auf die Felchenbestände noch weiterhin anhalten [24]. In verhältnismäßig großer Zahl werden Tiere gefangen, bevor sie entwicklungsmäßig in der Lage sind, sich fortzupflanzen und ihren Beitrag an die Regeneration der Population zu erbringen. Die Analyse der Fänge nach ihrem altersklassenmäßigen Aufbau gibt dafür eindeutige Nachweise.

4.3. Bakteriologie

Die Zunahme der Abwasserbelastung des Sees spiegelt sich auch in den Zahlen der aus Abwässern in den See eingeschwemmten Bakterien wider. Als kennzeichnend für den hygienischen Zustand können die coliformen Bakterien (Därmbewohner) angesehen werden. Bei den Untersuchungen im Jahre 1961 bis 1963 betrug die durchschnittliche Zahl der coliformen Bakterien an der Wasseroberfläche in der Mitte des Obersees 7/100 ml und die durchschnittliche maximale Zahl dieser Keime innerhalb einer gesamten Vertikalserie in Seemitte 20/100 ml. Im Rheinsee (Station Berlingen-Mammern) waren die entsprechenden Zahlen 107/100 ml und 545/100 ml. Untersuchungen über das Jahr 1974 ergaben für den Obersee in Seemitte im Oberflächenwasser im Mittel 114 coliforme Keime/100 ml und das durchschnittliche Maximum aus Vertikalserien an dieser Stelle betrug 330 Keime/100 ml. Damit hat der zentrale Obersee im Verlaufe der Zeitspanne 1961-1974 sich in seinem hygienischen Zustand auf den Stand entwickelt, wie er im Untersee Anfang der 60er Jahre verzeichnet wurde.

Im Bereich der Uferzone finden sich besonders hohe Keimzahlen dort, wo größere Makrophytenbestände den Uferbereich zum freien Wasser hin abriegeln. Nach Untersuchungen von DEUFEL [25] betrug die Zahl der coliformen Bakterien 10- bis 3000-mal mehr als im freien Wasser seewärts der Makrophytenbestände.

4.4. Uferzonenvegetation

Nach Erfahrungen von JAAG [26] bei früheren Vegetationsstudien im Bodensee erschien es möglich, durch Untersuchung der Artenzusammensetzung der Wasserpflanzen im Uferbereich und aus ihrer Flächenausdehnung Rückschlüsse auf den Gütezustand der Uferzone zu ziehen, insbesondere auch im Hinblick auf deren Abwasserbelastung, weshalb auf Veranlassung der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee seit 1960 Vegetationsuntersuchungen im Uferbereich des Bodensees durchgeführt werden. Auf der Basis von Erfahrungen mit Vegetationskartierungen im baden-württembergischen Uferbereich wurde die Untersuchungsmethodik zur Feststellung der Lage und Ausdehnung der zu kartierenden Vegetationsflächen durch Verwendung der Luftbildtechnik außerordentlich vervollkommen. Im Sommer 1967 konnte erstmalig eine synchrone Gesamtkartierung der Bodensee-Ufervegetation erfolgen. Die Ergebnisse dieser Kartierung, die in erster Linie als Zustandsdokumentation gedacht war, wurden veröffentlicht [27]. Darüberhinaus wurde umfangreiches Luftbild- und Kartierungsmaterial für künftige Vergleichsuntersuchungen archiviert.

Die Untersuchungsergebnisse von 1967 konnten in gewissem Umfange mit früheren, wenn auch nicht so vollständigen Untersuchungen über die Ufervegetation am Bodensee verglichen werden. Dabei zeigte sich, daß einige Pflanzenarten stetig im Rückgang begriffen sind, beispielsweise die Characeenvegetation, andere sich dagegen weiter ausbreiten, wie etwa Teichfadengewächse und Fadenalgen. Bei den Laichkrautgewächsen war ein Zurückgeben von *Potamogeton lucens* und

Potamogeton perfoliatus zugunsten Potamogeton pectinatus zu verzeichnen. Laichkrautbestände mit vorherrschend fadenblättrigen Arten kamen früher im Obersee nicht oder jedenfalls nicht in nennenswerter Ausdehnung vor, wohl aber im Untersee.

Bei den Characeen handelt es sich um Pflanzen, die auf oligotroph-mesotrophen Standorten gedeihen, bei den genannten Laichkräutern hingegen um Pflanzen eutropher Standorte. Ihre zunehmende Ausbreitung und der Rückgang der Characeenvegetation müssen zweifellos als Folge der in den letzten Jahrzehnten zunehmenden Eutrophierung in weiten Teilen der Uferzone gedeutet werden.

Die Fadenalgen bilden im Sommer häufig, streckenweise in Verbindung mit den Beständen höherer Wasserpflanzen, dichte Geflechte von teilweise erheblicher Flächenausdehnung, die sich im Bereich von Badestränden als außerordentlich lästig erweisen. Zur Freihaltung dieser Uferpartien muß daher regelmäßig die Ufervegetation mit Spezialbooten stellenweise abgemäht und an Land beseitigt werden.

Es ist vorgesehen, die Entwicklung der Ufervegetation durch eine neue Gesamtkartierung gegen Ende der 70er Jahre weiter zu verfolgen, jedoch wurden seit 1967 regelmäßige jährliche Kartierungen in ausgesuchten Arealen vorgenommen, um an einigen Stellen ein lückenloses Entwicklungsbild zu gewinnen. Nur auf diese Weise läßt sich entscheiden, ob die bei den Gesamtkartierungen sichtbaren Unterschiede eindeutig gerichtete Veränderungen darstellen und nicht lediglich im durch jährliche Witterungsunterschiede und Wasserstandsverhältnisse bedingten Schwankungsbereich liegen. Eine vorläufige Auswertung dieser seit 1968 alljährlich durchgeführten Untersuchungen hat folgendes ergeben:

- a) Parallel zu hydrologischen und klimatischen Faktoren variiert die Vegetation in ihrer Flächenbedeckung und artspezifischen Zusammensetzung. Die Stärke der Fluktuationen scheint standortabhängig zu sein.
- b) Die von höheren Wasserpflanzen bedeckten Flächen haben sich im Obersee etwas vergrößert, im Untersee haben sie abgenommen (Abb. 9).
- c) Die artspezifische Zusammensetzung der Vegetation hat sich zugunsten der eutrophe Verhältnisse anzeigenden Art verschoben. Im Obersee sind diese Veränderungen schwächer, im Untersee stärker aufgetreten (Abb. 10).
- d) Die Veralgung hat gegenüber 1967 im ganzen See stark zugenommen.

Damit ist die Eutrophierungstendenz auch im Uferbereich in der gesamten Beobachtungsperiode erkennbar.

4.5. Seebodenfauna und Seebodenzustand

Chemische und biologische Untersuchungen über die Auswirkung der Sinkstoffzufuhr auf den Seeboden wurden bereits im Zeitraum 1961 bis 1963 durchgeführt und ihre Ergebnisse im Bericht Nr. 2 der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee [28] veröffentlicht. Hierbei wurden die in den Seesedimenten fast überall anzutreffenden Tubificiden (Schlammröhrenwürmer) als Indikatororganismen verwendet.

Überall, wo fäulnisfähige Sinkstoffe den Seeboden erreichen, stellen sich sehr bald Tubificiden ein. Da die Individuendichte der Tubificiden mit zunehmendem Nährstoffangebot stark ansteigt, zeigen diese Tiergesellschaften das Maß und die Ausdehnung der Belastung des Seebodens mit organischen Sinkstoffen an.

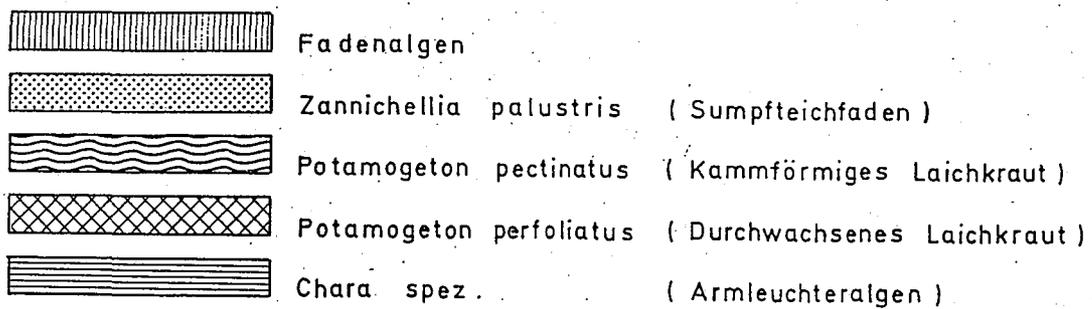
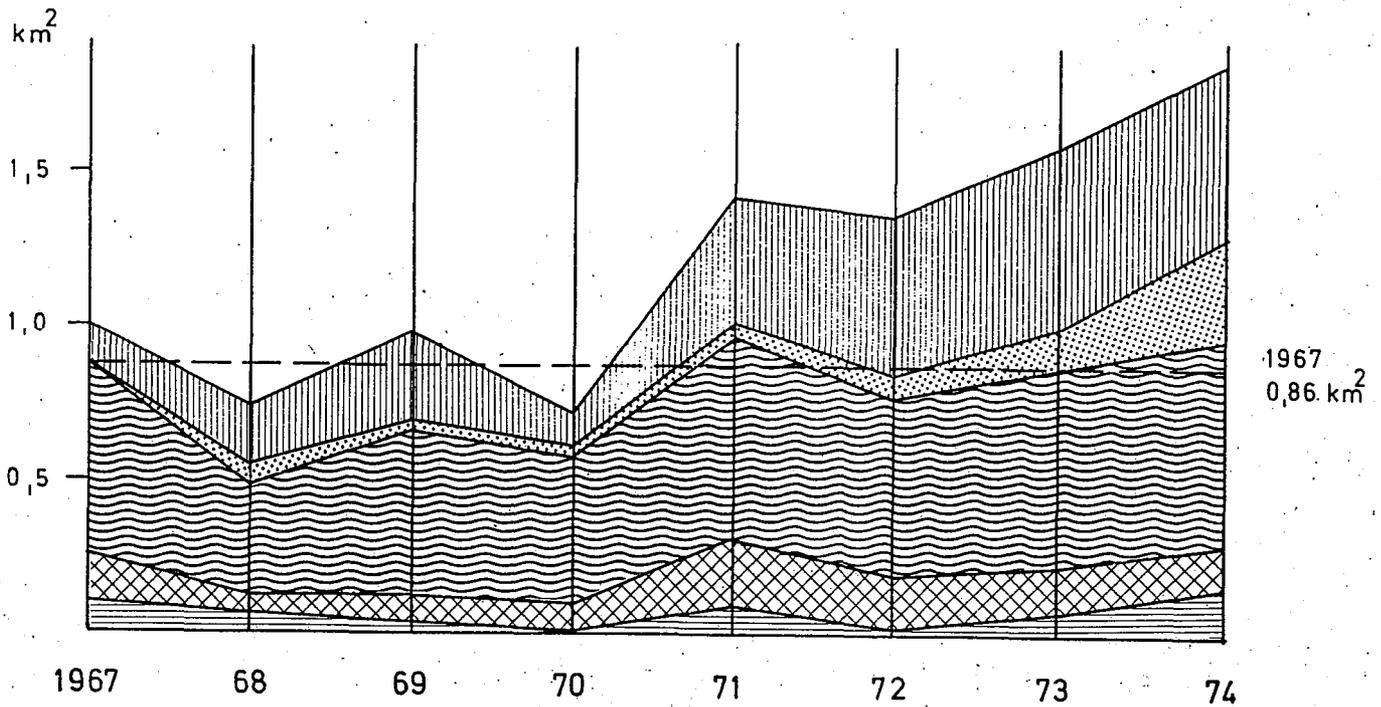
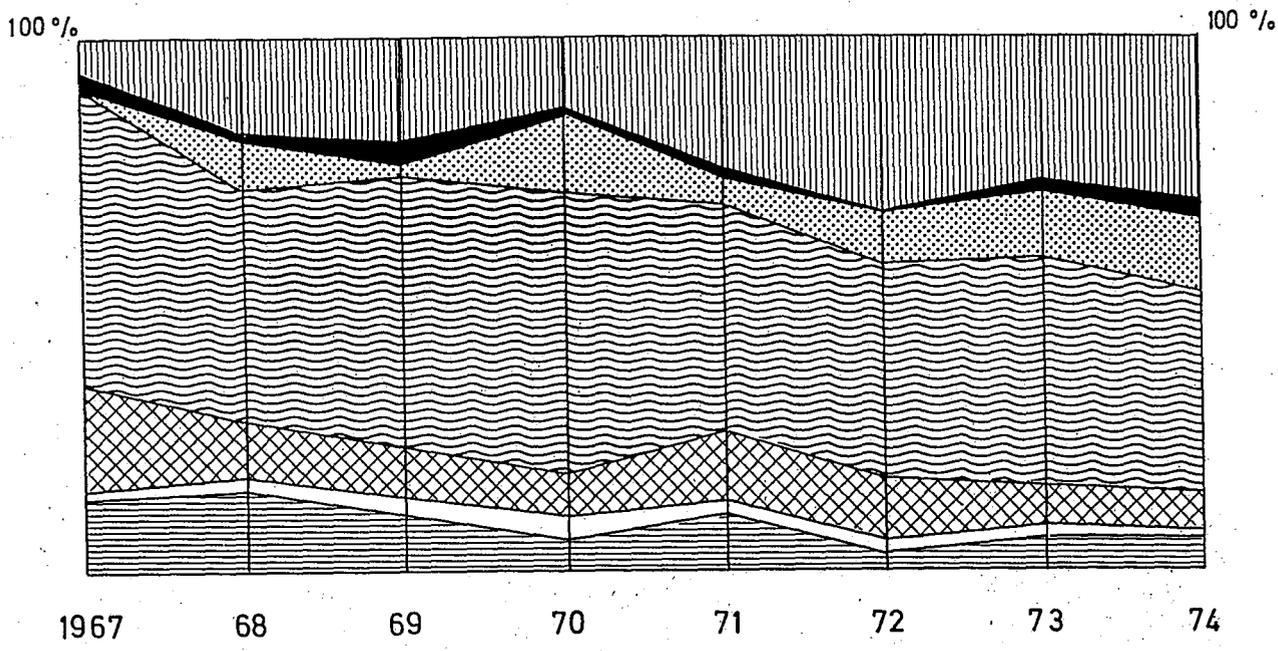


Abb. 9. Flächenentwicklung der Uferzonenvegetation im Bodensee-Obersee. (Bayern, Vorarlberg, Thurgau).



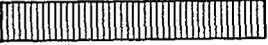
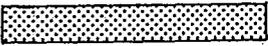
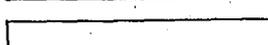
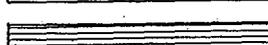
- | | |
|---|---|
|  | Fadenalgen |
|  | Zannichellia palustris (Sumpfteichfaden) |
|  | Diverse Arten |
|  | Potamogeton pectinatus (Kammförmiges Laichkraut) |
|  | Potamogeton perfoliatus (Durchwachsenes Laichkraut) |
|  | Potamogeton lucens (Glänzendes Laichkraut) |
|  | Chara spec. (Armeuchteralgen) |

Abb. 10. Artenzusammensetzung der Uferzonenvegetation im Bodensee-Obersee, (Bayern, Vorarlberg, Thurgau)

Wie die genauere Analyse zeigt, gehören die im Bodensee vorkommenden Tubificidenarten zwei ökologisch unterschiedlichen Gruppen an, die sich sehr durch ihre Standortansprüche und Resistenz gegenüber toxischen Stoffen, hier besonders von Abbauprodukten organischer Stoffe im Porenwasser, unterscheiden.

Seit 1972 wurden derartige Untersuchungen des Seebodens, diesmal unter Berücksichtigung des gesamten Seebodenareals, in erweiterter und verbesserter Form wieder aufgenommen. Die Untersuchungen sind zur Zeit noch nicht abgeschlossen, so daß ein umfassender Vergleich der Verhältnisse am Seeboden gegenüber dem damaligen Zustandsbild insgesamt noch nicht vorgenommen werden kann. Soweit Untersuchungsergebnisse vorliegen, zeichnen sich an verschiedenen Stellen deutliche Zunahmen der Tubificiden-Dichte ab (vor Wasserburg, vor der Leiblachmündung, vor Bregenz, im Mündungsgebiet des Alpenrheins und der Dornbirner Ach, im Mündungsbereich des Alten Rheins, in der Rorschacher Bucht, vor der Goldachmündung, vor Arbon): Nach den vorliegenden Befunden erscheint es so, daß am Bodensee-Obersee noch über weite Seeboden-Areale die Populationsdichte der Tubificiden in den letzten 10 Jahren zugenommen hat. Lediglich in Flachwasserbereichen, die seit einigen Jahren nicht mehr von Abwasserzuleitungen erfaßt werden und auch im Mündungsgebiet der Argen, war eine Entwicklung in Richtung einer Verminderung der Populationsdichten der Tubificiden zu verzeichnen. Diese und andere Befunde lassen erwarten, daß die gegenwärtig in zunehmendem Umfang wirksam werdenden Reinigungsmaßnahmen in Kürze zumindestens im biozönotischen Aspekt des Seebodens eine rückläufige Tendenz verursachen werden.

Die Seebodenfauna hat auch durch die Einwanderung neuer Arten eine Veränderung erfahren.

Besonders auffallend war das von der Eutrophierung unabhängige Auftreten der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* im Bodensee in den Jahren 1966/67. Die Muschel entwickelte sich in den folgenden Jahren explosionsartig. Dies ist vor allem auf die hohe Vermehrungsquote von 1 bis 4 Millionen freischwimmenden Larven je Individuum und Jahr zurückzuführen. Die freischwimmenden Larven heften sich nach kurzer Dauer an festen Unterlagen an und entwickeln sich dort zur Muschel. Die Tiere besiedeln vor allem das Litoral und Sublitoral, doch dringen sie im Bodensee in geringer Individuenzahl sogar bis zu 80 m Seetiefe vor. Nach einem deutlichen Rückgang der Wandermuschel in den Jahren 1972 und 1973 haben sich die Ausbreitungsfluktuationen beruhigt.

Wenig beachtet wurde das Eindringen der Schnecke *Potamopyrgus jenkinsi* in den Bodensee. Am 26. August 1972 fanden Fischer aus Meersburg ihre Aalreusen und Stellnetze mit Hunderten kleiner Schnecken dieser Art besetzt. Die Schnecke hat sich inzwischen weiter ausgebreitet.

Zu weiteren neuen Arten im Bodensee zählen ferner die seit mehr als 10 Jahren im See heimisch gewordenen Schnecken *Planorbarius corneus* und *Viviparus ater*.

Über die mineralogischen und chemischen Verhältnisse der Bodenseesedimente weiß man aufgrund der Untersuchungen des Laboratoriums für Sedimentforschung am Mineralogisch-Petrographischen Institut der Universität Heidelberg [29] inzwischen gut Bescheid.

Im Bodensee-Obersee lagern sich in den See eingebrachte Schwebstoffe, weitgehend nach Korngröße sortiert, auf dem Seeboden ab. Im Bereich des zentralen Seebeckens sind dies besonders Silt-Tonablagerungen, die in der Lage sind, Phosphorverbindungen adsorptiv zu binden. Der weitgehend adsorptiv gebundene Phosphorgehalt der Sedimente im größten Teil des zentralen Oberseebeckens entspricht dem der Alpenrheintrübe. Offenbar wird bei der Ablagerung dieser Schwebstoffe im See kein Phosphat freigesetzt, da ein Gleichgewichtszustand zwischen adsorbiertem und

freiem Phosphat im Alpenrheinwasser vorliegt. In ufernäheren Sand- und Siltedimenten stellt hingegen Apatit den Hauptanteil des Gesamtphosphors. Die Phosphorgehalte in den Sedimenten in der Nähe der Mündungsgebiete abwasserbeeinflusster Zuflüsse sind sehr hoch, so wie dies auch bei den Trübstoffen der Zuflüsse der Fall ist. Phosphorverbindungen reichern sich ebenso wie andere Nährstoffe im Interstitialwasser derartig abwasserbeeinflusster Sedimentationsräume an. Starke Winde tragen zu ihrer Freisetzung und damit zur Eutrophierung des Bodensees, zumindest im Litoralbereich, merklich bei.

Untersuchungen über die Freisetzung von Phosphat aus Bodensee-Sedimenten [30] haben ergeben, daß ein Austausch zwischen Phosphat aus den im Bodensee abgelagerten Sedimenten und im Freiwasser nur in untergeordnetem Maße stattfinden kann, sofern nicht Wasserbewegungen günstigere Austauschmöglichkeiten schaffen, wie dies in Uferbereichen insbesondere in der Brandungszone der Fall sein kann. Diese Aussage bezieht sich aber nur auf aerobe Verhältnisse. Bei vollständigem Sauerstoffschwund, wie er z. Z. regelmäßig in Teilen des Bodensee-Untersees (Gnadensee) eintritt, werden beträchtliche Mengen von Phosphorverbindungen zugleich mit Eisen freigesetzt und reichern unter bestimmten Bedingungen auch die Produktionszone des Epilimnions zusätzlich mit Nährstoffen an. Die Nährstoffrücklösung unter anaeroben Bedingungen wird allerdings bilanzmäßig dadurch wieder begrenzt, daß die Phosphorverbindungen bei der regelmäßig eintretenden Wiederbelüftung dieses Seeteils im Herbst wieder ausgefällt werden und in das Sediment gelangen. Experimentelle Untersuchungen haben ergeben, daß bei den Sedimenten des Bodensee-Obersees ebenfalls Phosphorverbindungen freigesetzt werden, wenn das darüberstehende Wasser sauerstofffrei ist. Verschiedene Untersuchungen deuten darauf hin, daß eine solche Freisetzung nicht erst bei absolutem Verschwinden des Sauerstoffs im Freiwasser über Grund zustandekommt, sondern bereits bei etwas darüberliegenden Sauerstoffgehalten, da auch unter diesen Umständen bereits vollständiger Sauerstoffschwund in der obersten Sedimentschicht im Bereich der Phasengrenze Sediment/Wasser eintreten kann (vgl. Abschnitt 4.1.3.).

5. Der Bodensee-Untersee

Der Bodensee-Untersee stellt ein durch den Seerhein vom Obersee getrenntes und in sich überdies sehr vielfältig gegliedertes eigenes Seebecken dar, das in den meisten Aspekten mit dem Obersee nicht direkt vergleichbar ist. Der größte Teil des Untersees ist sehr flach und nur im Rheinsee werden Tiefen von ca. 45 m erreicht. Nach früheren Untersuchungen von AUERBACH und ROTTENGATTER [31] sowie nach den seit 1961 von der Internationalen Gewässerschutzkommission veranlaßten Untersuchungen [32] treten jährlich regelmäßige vollständige Vertikalzirkulationen auf, die je nachdem, welche winterlichen Wetterverhältnisse herrschen, den ganzen Winter über anhalten oder durch eine Zeitspanne inverser Schichtungen unterbrochen sind. Die Temperaturschichtungen sind während des Sommers in den einzelnen Seeteilen sehr unterschiedlich ausgebildet. Während die Entwicklung der Wassertemperaturen in den obersten 5 m im gesamten Untersee ziemlich homogen ist, gibt es im tieferen Wasser Unterschiede. Im Rheinsee und im Zeller See weist das Wasser auch in größeren Tiefen noch für Seen dieser Flächengröße außerordentlich hohe Temperaturen auf, was auf die durch den Rheinstromverlauf im See bedingte turbulente Durchmischung zurückzuführen ist. Gnadensee und Markelfinger Winkel, die von dieser Strömung weitgehend abgeschnitten sind, weisen in entsprechenden Tiefen ein wesentlich kühleres Wasser auf. Entsprechend besitzen sie auch eine größere Schichtungsstabilität und weisen eine stärkere sommerliche Abriegelung des Tiefenwassers gegen die Oberfläche auf.

Große Teile des flachen Untersees sind schon seit langem im eutrophen Zustand. Wie die Untersuchungen 1961 bis 1963 ergaben, kommt es in vielen Bereichen zum totalen Sauerstoffschwund

im Tiefenwasser über mehrere Monate im Sommer hinweg bis zum Herbst. Regelmäßig werden derartige Verhältnisse im Gnadensee und vielfach auch im Zeller See erreicht, während im Bereich des Rheinsees im Tiefenwasser zumeist eine kleine Menge an Restsauerstoff erhalten bleibt.

Die in den 70er Jahren wieder aufgenommenen chemischen Untersuchungen im gesamten Untersee lassen erkennen, daß sich die Verhältnisse des Sauerstoffhaushaltes nicht wesentlich geändert haben.

Hingegen sind die Nährstoffkonzentrationen gestiegen (Tabelle 5).

Tabelle 5

Nährstoffkonzentration in verschiedenen Teilen des Untersees

	Rheinsee			Zeller See			Gnadensee		
	Ortho-Phosphat µgP/l	Nitrat µgN/l	Ammonium µgN/l	Ortho-Phosphat	Nitrat	Ammonium	Ortho-Phosphat	Nitrat	Ammonium
1962	8	540	25	15	760	10	16	580	20
1974	66	870	70	63	1140	20	76	870	90

Bezüglich des Phosphates stellen diese Zirkulations-Werte Jahres-Minima dar; während der Stagnationsphase steigt der mittlere Phosphatgehalt infolge Anreicherung von Phosphor durch die Zuflüsse und durch Rücklösung aus dem Sediment auf das Mehrfache an. In Abb. 11 sind die Phosphat-Summen unter 1 m² Seefläche im Rheinsee von 1961 bis 1973 aufgetragen. Somit hat nicht nur der Phosphorgehalt, sondern auch die Phosphor-Jahresdynamik, Folge und Abbild des biologischen Geschehens, stark zugenommen.

Betrachtet man die Entwicklung des Phytoplanktons im Untersee seit 1961, so ist festzustellen, daß sich die Art der Zusammensetzung des Planktons stark verändert hat. Die Wachstumsspitzen, die früher durchweg auf der Vermehrung der Kieselalgen beruhten, gehen nun teilweise auf die Massenentwicklung von Blaualgen und Flagellaten zurück. Es kommt häufig zu Wasserblüten an der Seeoberfläche, wie insbesondere im Dezember 1971, wo sich fast explosionsartig die Blaualge Aphanizomenon einstellte.

Seit dieser Massenentfaltung gehört Aphanizomenon zum Bodenseeplankton und sorgt sporadisch für blau-grüne Vegetationsfärbungen und zuweilen für Wasserblüten. Die Entstehung derart hoher Algenmaxima selbst unter saisonbedingten ungünstigen Licht- und Temperaturverhältnissen im Winter und die Invasion neuer Algen weisen darauf hin, daß der Untersee den Zustand eines stark überdüngten Gewässers erreicht hat. Der Zeitpunkt der Aphanizomenon-Invasion ist nicht zufällig; die im Jahre 1971 überdurchschnittlich langandauernde Schönwetterperiode im Herbst begünstigte eine entsprechend große Freisetzung der Nährstoffe im Sediment und schaffte mit dem Einsetzen der Zirkulation die Grundlage für die Höchstproduktion.

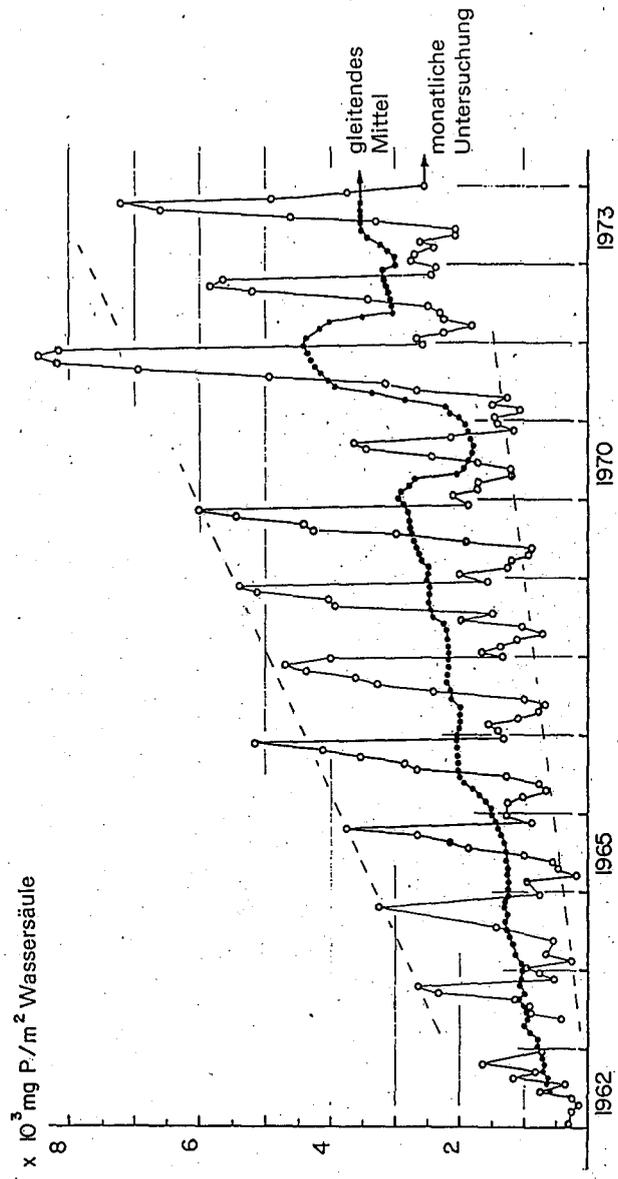


Abb. 11. Unteres („Rheinsee“): Ortho-Phosphat in monatlichen Abständen seit 1962.

Wenn man die vorliegenden Planktondaten der Untersuchungsstelle Berlingen auf den ganzen Untersee extrapoliert, so ergibt sich für das Jahr 1973 eine Phytoplankton-Jahresproduktion von 35000 t. Gegenüber der Untersuchungsperiode 1961/1963 entspricht dies einer Zunahme von 30%. Im Gegensatz zum Obersee erscheinen die Massenentfaltungen unregelmäßig. Obwohl durch den Seerhein eine fortwährende Impfung mit Oberseeplankton eintritt, verläuft die Phytoplanktonentwicklung im Untersee eigenständig.

Die bessere Nährstoffversorgung im Untersee gestattet vielen Algenarten, zeitiger als im Obersee und in höheren Zelldichten zu erscheinen. Während in früheren Untersuchungsperioden das abfließende Wasser des Obersees in bezug auf die Pflanzen-Nährstoffe weitgehend ausgezehrt war und dadurch das Algenwachstum im Untersee dämpfte, nimmt das Wachstum infolge Nährstoffanreicherung im Obersee mehr und mehr zu. Die Biomasse-Steigerung im Untersee, die jährlich nur wenige Prozent beträgt, scheint unverändert anzuhalten.

Diese Entwicklung spiegelt sich auch in der Fischerei wider. Bereits bis anfangs der 60er Jahre war im Untersee ein Anstieg des Fischertrages auf rd. 24 kg/ha zu verzeichnen. Unterdessen folgte eine erneute sehr bemerkenswerte Steigerung bis auf 74,5 kg/ha. Dabei ist festzustellen, daß während dieser Zeit die prozentualen Anteile an Felchenarten und Barschen recht konstant geblieben sind. Ein merklicher Rückgang ist für die Hechte zu verzeichnen. Demgegenüber ist auch hier, wie im Obersee, eine Zunahme der Weißfischbestände nachgewiesen.

Auf die höhere Vegetation der Uferzone des Untersees wurde oben bereits eingegangen (Abschnitt 4.4.). Sie umfaßt etwa die dreifache Zahl regelmäßig auftretender Arten gegenüber jener des Obersees. Der Rückgang der Bestände hat in den letzten Jahren nicht nur Characeen und Najas, sondern auch den Schilfgürtel erfaßt. Untersuchungen über die Ursachen dieser Erscheinung sind im Gange.

6. Abschließende Bemerkungen

Schon im Bericht Nr. 1 der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee wurde dargelegt, daß sich der Bodensee-Obersee in einer Phase der Umstellung vom nährstoffarmen, oligotrophen zum nährstoffreichen, eutrophen Zustand befindet. Seither ist eine weitere Entwicklung der trophischen Verhältnisse in dieser Richtung nicht zu übersehen: Innerhalb der letzten fünfzehn Jahre hat die Anreicherung des Sees mit Nährstoffen erheblich zugenommen. Diese Nährstoffanreicherung bewirkte neben einer Zunahme der Makrophytenvegetation in den Flachwasserbereichen vor allem eine beträchtliche Steigerung der Phyto- und Zooplanktonproduktion im Freiwasser. Gleichzeitig trat eine weitere Verschiebung in der Artenzusammensetzung der Organismengesellschaften ein. Die vermehrte biologische Produktion hat den Sauerstoffhaushalt des Sees zunehmend ungünstig beeinflußt.

Die Nährstoffzufuhr in den See muß unter allen Umständen verringert werden. Nur so läßt sich vermeiden, daß die Produktion organischer Substanz weiter ansteigt und die Sauerstoffzehrung in den Tiefenschichten des Sees noch verstärkt wird. Eine weitere Sauerstoffzehrung könnte eine Rücklösung zuvor gebundener Nährstoffe aus dem Sediment auslösen und den Eutrophierungsvorgang mit all seinen Folgewirkungen sprunghaft ansteigen lassen.

Die in verschiedenen Ufer- und Flachwasserbereichen bereits festgestellten Verbesserungen sind auf die getroffenen Abwasserreinigungsmaßnahmen zurückzuführen. Die Beeinflussung des Gütezustandes eines so riesigen Wasserkörpers wie des Bodensees zum Besseren ist allerdings ein langwieriger Vorgang. Die vollbiologische und vor allem chemische Abwasserreinigung (Phosphatfällung) in den Sammelkläranlagen, die mittlerweile in Betrieb oder zumindest im Bau oder Planungszustand sind, lassen eine entscheidende Entlastung des Bodensees von Nährstoffen, damit ein Zurückdrängen der organischen Produktion im See und der damit verbundenen Auswirkungen der Eutrophierung erwarten. Hierfür ist jedoch ausschlaggebend, daß die Anliegerstaaten ihre intensiven Bemühungen zur Reinhaltung des Bodensees wie bisher fortsetzen.

7. Literatur

- [1] Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Zustand und neuere Entwicklung des Bodensees. Bericht Nr. 1, 1961.
- [2] AUERBACH, M., MAERKER, W. und SCHMALZ, J.: Hydrographisch-biologische Bodensee-Untersuchungen I. Ergebnisse der Jahre 1920-22. Archiv für Hydrobiologie. Suppl. III und II, Ergebnisse der Jahre 1923 und 1924 und Zusammenfassung 1920-1924. Verh. naturw. Ver. Karlsruhe 30.
- [3] LEHN, H.: Isothermschwankungen im Bodensee. Umschau 65, 644-648, 1965.
- [4] HOLLAN, E.: Wenn der Bodensee aufgewühlt wird. Umschau 74, 152-154, 1974.
- [5] Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Bau- und Investitionsprogramm, - Stand der Abwasserbeseitigung - Bericht Nr. 13, 1973.
- [6] Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Untersuchungen zur Feststellung der Ursachen für die Verschmutzung des Bodensees. Ergebnisse der Reihenuntersuchungen und Erhebungen im Jahre 1961. Bericht Nr. 6, 1967.
- [7] MÄRKI, E. (1968): Die Verunreinigung des Rheins von seinen Quellflüssen bis zum Bodensee. Bericht im Auftrag des Schwz. Rheinverbandes, 43 S.
- [8] WAGNER, G.: Die Berechnung von Frachten gelöster Phosphor- und Stickstoffverbindungen aus Konzentrationsmessungen in Bodenseezuflüssen. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Bericht Nr. 11, 1972.
- [9] VOSS, W.: Der Beitrag des Waschmittel-Phosphors zur Eutrophierung des Bodensees. Eine Analyse, durchgeführt im Schussengebiet. Gas- und Wasserfach 104, 397-399, 1963.
- [10] NÜMANN, W. (1967): Der Chemismus eines Flusses vor und nach der Beseitigung von Zelluloseabwässern durch eine Verbrennungsanlage sowie nach vollständiger Stilllegung des Werkes, dargestellt am Bodenseezufluß Argen. Vom Wasser 34, 235-260.
- [11] KLIFFMÜLLER, R. (1960): Beiträge zum Stoffhaushalt des Bodensees (Obersee). I. Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 45, 356-380.
- [12] UNGER, U. (1971): Berechnung von Stofffrachten in Flüssen durch wenige Einzelanalysen im Vergleich zu kontinuierlichen einjährigen chemischen Untersuchungen, gezeigt am Beispiel des Bodenseezuflusses Argen (1967/68). Schweiz. Zeitschr. f. Hydrol. 32, 453-474.
- [13] WIESER, E. und LINK, P. (1971): Ein Beitrag zur Eutrophierung des Bodensees durch den Alpenrhein. Schweiz. Zeitschr. f. Hydrol. 32, 439-452.
- [14] GIESELER, G., STURM, M.: Untersuchungen über die Ölverschmutzung des Bodensees durch Sport- und Gewerbeschifffahrt. Dornier System, Ber.-Nr. NTM-265/73, 1973.
- [15] HELLMANN, H.: Auftreten und Herkunft von Paraffinen in Gewässern sowie Rückschlüsse für die Beurteilung von Mineralölkontaminationen. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Forsch. Vorh. Nr. 23/67. Bericht für das Jahr 1972.
- [16] KÖLLE, W.: Petrochemische und biogene Kohlenwasserstoffe in den Sedimenten des Bodensees. Jahrbuch vom Wasser 1975.
- [17] Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Umfang und Auswirkungen der in den Bodensee abgeleiteten radioaktiven Abwässer (vorgelegt von den Sachverständigen im Mai 1975). Vervielf. Manusk., 1975.
- [18] Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch: Abflußjahre 1964-1970, Bodensee, limnologischer Zustand.
- [19] SCHMITZ, W.: Die Sauerstoffbilanz des Bodensee-Obersees. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Bericht Nr. 8, 1967.
- [20] MUCKLE, R.: Die Sauerstoffschichtung im tiefen Hypolimnion des Bodensee-Obersees 1963/64 mit Berücksichtigung einiger Untersuchungsergebnisse aus früheren Jahren. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Bericht Nr. 3, 1964.
- [21] KRIEGSMANN, F.: Wechsel in der Vergesellschaftung der Fischarten des Ober- und Untersees und die Veränderungen des See-Reagierens. Arch. f. Hydrobiologie/Suppl. Bd. XXII, 3/4, 1955.
- [22] NÜMANN, W.: Versuch einer Begründung für den Wandel in der qualitativen und quantitativen Zusammensetzung des Fischbestandes im Bodensee während der letzten 60 Jahre und eine Bewertung der Besatzmaßnahmen. Schweiz. Zeitschrift für Hydrologie Vol. 35, Fasc. 2, 1973.
- [23] NÜMANN, W.: Schnelleres Wachstum, größere Fangerträge, jüngere Jahrgänge und Frühreife bei den Bodenseeblaufelchen als Folge der Düngung des Sees durch Abwässer. Allgemeine Fischerei-Zeitung Jahrg. 87, Heft 4, 1962.
- [24] FLORIN, J.: Beziehungen zwischen Fangintensität, Bestand und Fangertrag am Beispiel des Blaufelchen des Bodensees. Veröffentlichungen des Eidg. Amtes für Umweltschutz und der Eidg. Fischereinspektion Nr. 29, 1972.
- [25] DEUFEL: Über die Verbreitung von Colikeimen im Bodensee und ihre Zunahme während der letzten 10 Jahre. Schweiz. Z. f. Hydrol. 27, 250-256, 1965.
- [26] JAAG, O.: Untersuchungen zur Abklärung hydrobiologischer Fragen der Bodenseeregulierung. Gutachten f. d. Eidgenöss. Amt für Wasserwirtschaft, 1-256 (vervielf. Manusk.), 1946.

