



BELASTUNG VON FLIESSGEWÄSSERN DURCH DIE ZELLSTOFF- UND PAPIERINDUSTRIE IN ÖSTERREICH

Teil B – Ökologie und Immissionen

Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie



BELASTUNG VON FLIESSGEWÄSSERN DURCH DIE ZELLSTOFF- UND PAPIERINDUSTRIE IN ÖSTERREICH

**MONOGRAPHIEN
Band 17b**

MONOGRAPHIEN

Band 1:

TSCHERNOBYL UND DIE FOLGEN FÜR ÖSTERREICH. Vorläufiger Bericht.
F. Schönhofer, W. Ecker, H. Hojesky, W. Junger, K. Kienzl, H. Nowak, A. Riss, P. Vychytil, J. Zechner.
November 1986.

Band 2:

FLURBEREINIGUNG UND LANDSCHAFTSPFLEGE. Neue Wege in der Flurbereinigung – aufgezeigt am Beispiel der Gemeinde Schrick, Niederösterreich.
G. Liebel, K. Farasin, P. Mayrhofer, P. Schawerda.
Dezember 1986.

Band 3:

BIOTOPKARTIERUNG. Stand und Empfehlungen.
G. Liebel, K. Farasin, G. Schramayr, F. Schanda, B. Stöhr.
April 1987.

Band 4:

STUDIE ZUR ABWASSERREINIGUNG DER HALLEIN PAPIER AG.
I. Kossina, D. Streichfuß, H. Fleckseder, R. Dworsky, B. Velimirov, M. Peter, W. Struwe.
August 1987.

Band 5:

BACKGROUNDSTATION EXELBERG. Endbericht. Untersuchungszeitraum 1983–1986.
H. Puxbaum u. E. Ober.
September 1987.

Band 6:

LUFTBILDGESTÜTZTE ERFASSUNG VON ALTABLAGERUNGEN. Ein Verfahren zur Dokumentation und Überwachung von Abbau- und Ablagerungsflächen am Beispiel des westlichen Marchfeldes.
M. Schamann, K. Zirm et al.
Dezember 1987.

Band 7:

BIOTOPFLÄCHENENTWICKLUNG SCHRICK.
K. Farasin u. G. Schramayr.
Februar 1988.

Band 8:

NATURWISSENSCHAFTLICHER PROBLEM- UND ZIELKATALOG ZUR ERSTELLUNG EINES ÖSTERREICHISCHEN BODENSCHUTZKONZEPTES.
R. Dworsky, J. Hackl, M. Häupl, E. Kasperowski, K. Kienzl, G. Liebel, H. Nowak, E. Seltenhammer-Malina.
Dezember 1988.

Band 9:

DIE IMMISSIONSSITUATION UM DAS ALUMINIUMWERK DER AMAG RANSHOFEN.
H. Hojesky, K. Radunsky, R. Baumann
November 1988.

Band 10:

BIOTOPERHEBUNG TRUPPENÜBUNGSPLATZ GROSSMITTEL. Dokumentation des Zustandes und Diskussion über Entwicklungsmöglichkeiten der naturräumlichen Ausstattung eines militärischen Sperrgebietes.
K. Farasin, G. Schramayr, F.M. Grünweis, M. Hauser, A. Kaltenbach, F. Tiedemann, P. Prokop.
Februar 1989.

Band 11:

KARTIERUNG AUSGEWÄHLTER KULTURLANDSCHAFTSTYPEN IN ÖSTERREICH.
M.H. Fink, F.M. Grünweis, T. Wrbka, J. Kräftner, A. Drexel, D. Hütner.
September 1989.

Band 12:

VORLÄUFIGER BIOTOPTYPEN-KATALOG ÖSTERREICHS.
W. Holzner.
Dezember 1989.

Band 13:

GRUNDWASSERUNTERSUCHUNGEN IM UNTEREN KAMPTAL.
J. Grath, H. Herlicska, S. Geist.
Juni 1989.

Band 14:

WALDZUSTANDSERHEBUNG BAD HOFGASTEIN.
J. Hackl, K. Zirm, M. Schamann, H. Mauser, M. Holzwieser, U. Bilek.
Juni 1989.

Band 15:

BODEN- UND VEGETATIONSUNTERSUCHUNGEN IM BEREICH DER SCHEITELSTRECKE DER TAUERN-AUTOBAHN.
E. Kasperowski, E. Frank, et. al.
Juni 1989.

Band 16:

RECYCLINGTECHNOLOGIEN FÜR ALTBATTERIEN UND MASSNAHMEN ZUR ETABLIERUNG EINES ALTBATTERIEVERWERTUNGSVERFAHRENS IN ÖSTERREICH.
M. Müllechner, G. Goldschmid, J. Mayr, G. Vogel.
November 1989

Band 17:

BELASTUNG VON FLIESSGEWÄSSERN DURCH DIE ZELLSTOFF- UND PAPIER-INDUSTRIE IN ÖSTERREICH. Zusammenfassende Darstellung.
M. Danzer, W. Vogel, A. Chovanec.
Dezember 1989

Band 17a:

BELASTUNG VON FLIESSGEWÄSSERN DURCH DIE ZELLSTOFF- UND PAPIER-INDUSTRIE IN ÖSTERREICH. Teil A: Technologie und Emissionen.
M. Danzer, A. Hruschka, H. Fleckseder.
Dezember 1989

Band 17b:

BELASTUNG VON FLIESSGEWÄSSERN DURCH DIE ZELLSTOFF- UND PAPIER-INDUSTRIE IN ÖSTERREICH. Teil B: Ökologie und Immissionen.
W. Vogel, A. Chovanec.
Dezember 1989



Teil B

ÖKOLOGIE UND IMMISSIONEN

Wilhelm Vogel
Andreas Chovanec

Wien, Dezember 1989

Teil A: Technologie und Emissionen

Autoren: M. Danzer (Umweltbundesamt; Kap. 1 / Koordination)
 A. Hruschka (Österr. Holzforschungsinstitut; Kap. 2)
 H. Fleckseder (TU Wien; Kap. 3-5)

Teil B: Ökologie und Immissionen

Autoren: W. Vogel, A. Chovanec (Umweltbundesamt)

Analytik (Umweltbundesamt):

- | | |
|---|---|
| - AOX, EOX, DOC, CSB | E. Frank, K. Heilingbrunner,
S. Hotowec, R. Oppolzer, R. Ulreich |
| - Chlorbenzole, PCB | M. Heinrich, R. Kohlert, G. Lorbeer |
| - GC-MS-Screening | W. Moche |
| - Chlorid, Nitrat, Sulfit, Sulfat,
Absorptionskoeffizient, absetzbare Stoffe | R. Eckhart, G. Hobiger, C. Schütz |
| - Summe der Kohlenwasserstoffe, DCA,
TCA, Benzol, Toluol, Xylol | S. Geist, C. Lesemann, S. Oppolzer,
C. Schütz |
| - Polycyclische aromatische Kohlen-
wasserstoffe, Chlorphenole | G. Kühmayer, S. Schuch, P. Seif |
| - Schwermetalle | E. Auer, R. Bürkl, E. Fürst, S. Spellitz |
| - CLS, Phenolindex, O ₂ -gelöst, CKW .. | G. Citroni, W. Hartl, H. Holztrattner,
G. Menneweger, W. Pichler, M. Unger |

Externe Analytik:

Chlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane: H. Hagenmaier, Universität Tübingen (BRD)

Grafik: S. Jandl (Umweltbundesamt)

Redaktion: M. Häupl, J. Mayer (Umweltbundesamt)

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt, 1010 Wien, Biberstraße 11
 Druck: Fa. Riegelnik, 1080 Wien

Titelbild: Probenahme im Juli 1989 zur Abschätzung der biologischen Gewässergüte
 (Ager, Oberösterreich). Photo: W. Wlcek / Umweltbundesamt

© Umweltbundesamt, Wien, Dezember 1989
 Alle Rechte vorbehalten
 ISBN 3-85457-046-5

CONTAMINATION OF RIVERS BY PULP AND PAPER MILL EFFLUENTS IN AUSTRIA (Summary)

In december 1988, the Austrian Parliament requested a study by the Federal Environmental Agency – to be carried out within a year – on the influence of the Austrian pulp and paper industry on aquatic ecosystems. This study is presented in two parts and a separate summary volume.

Part A ("Technology and Emissions") contains a detailed description of the international state of the art of pollution abatement in the pulp and paper industry. This review is mainly concerned with bleaching in both sulphite and kraft processes, as well as with biological purification technologies.

The waste water discharges of each factory – in terms of quantity and quality – as well as its specific abatement strategies were investigated by an inquiry among all 38 Austrian pulp and paper plants. These data refer to the year 1988; industry representatives were also asked to estimate the discharges until the year 1993 in relation to specific measures to be taken by the company. According to this forecast emissions will be reduced (e.g. due to the introduction of oxygen delignification and additional biological waste water treatment), but still not according to today's state of the art.

Part B ("Ecology and Immissions") emphasized a quantitative and qualitative assessment of hazardous substances and their biological effects in rivers influenced by pulp and paper mill effluents, especially those from bleaching processes. Chemical analyses focused on the determination of chlorinated organic compounds.

The effects of 13 factories on the rivers Pöls, Mur, Ager, Traun, Drau, Vellach, Lavant, and Salzach were subject of detailed investigations.

COD (chemical oxygen demand), DOC (dissolved organic carbon), AOX (adsorbable organic halogen), specific organochlorine substances (e.g. chloroform, chlorphenols, chlorbenzenes) and physical parameters (e.g. temperature, pH, conductivity) were determined in the emissions and the receiving bodies of water.

Further measurements were made on sediments from the rivers Ager, Pöls, and Piesting (e.g. EOX – extractable organic halogen, PCB – polychlorinated biphenyls, polychlorinated dioxins and furans). Biological investigations on abundances and diversity of invertebrates were carried out to evaluate the water quality of Pöls and Ager.

Generally the impact of hazardous substances emitted by pulp mill effluents on aquatic ecosystems exceeds those from paper mills by far. Particularly in small rivers high levels of these compounds and serious ecological influences could be detected.

Considerable quantities of organochlorine substances could be found in the effluents of all pulp mills using chlorine or chlorine derivatives for bleaching. Top concentrations of AOX (up to 5.000 µg/l) were noted in the small river Pöls (Styria), influencing also the river Mur, where the highest absolute amounts of AOX were emitted by the Leykam AG at Gratkorn. However, as a result of the considerable water discharge of the Mur, resulting AOX

ii Federal Environmental Agency (Vienna): Pulp and paper industries in Austria

concentrations were lower than in the Pöls. Chloroform concentrations highly correlated with those of AOX. Thus, chloroform can be used as an additional tracer for bleached pulp mill effluents.

To minimize the influences on populations

and communities of all trophic levels in the rivers receiving the pulp and paper mill effluents the emission of organic compounds has to be drastically reduced. Considering their ecotoxicology any discharge of chlorinated organic substances must be avoided.

INHALTSVERZEICHNIS

VORBEMERKUNG	i
1 EINLEITUNG	1
2 SCHADSTOFFE IN ABWÄSSERN DER ZELLSTOFF- UND PAPIER-INDUSTRIE (Beschreibung und ökotoxikologische Bewertung ausgewählter, vom Umweltbundesamt untersuchter Parameter)	3
2.1 Allgemeines	3
2.2 Schadstoffe in Abwässern der Zellstoffindustrie	4
2.3 Schadstoffe in Abwässern der Papierindustrie	6
2.4 AOX/EOX (Adsorbable / Extractable Organic Halogen)	7
2.5 Trichlormethan (Chloroform)	9
2.6 Tetrachlormethan – 1,1,1-Trichlorethan – Trichlorethen – Tetrachlorethen	10
2.7 Chlorphenole	11
2.8 Chlorbenzole	13
2.9 Chloressigsäuren	14
2.10 Chlorierte Dioxine und Furane	15
2.11 PCBs (Polychlorierte Biphenyle)	16
2.12 Kohlenwasserstoffe	17
2.13 Ligninsulfonsäuren	17
2.14 Benzol – Toluol – Xylole	17
2.15 PAHs (Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe)	19
2.16 Schwermetalle	20
3 AUSGEWÄHLTE GEWÄSSERPARAMETER: BIOLOGISCHE BEDEUTUNG UND BEEINFLUSSUNG DURCH ABWÄSSER DER ZELLSTOFF- UND PAPIERINDUSTRIE	21
3.1 Licht und Gewässertrübung	21
3.2 Leitfähigkeit	21
3.3 Temperatur	22
3.4 Sauerstoff	22
3.5 pH-Wert	23
3.6 BSB (Biochemischer Sauerstoffbedarf) und CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf)	24
4 EINFLUSS DER ZELLSTOFF- UND PAPIERINDUSTRIE AUF LIMNISCHE ÖKOSYSTEME (Literaturübersicht)	27
4.1 Wirbellose	27
4.2 Fische	28

II	Umweltbundesamt: Zellstoff- und Papierindustrie / Teil B – Ökologie	
4. 2.1	Auswirkungen auf Fischpopulationen	28
4. 2.2	Morphologische Auswirkungen: Skelett	28
4. 2.3	Morphologische Auswirkungen: Gonaden	29
4. 2.4	Biochemische Auswirkungen	29
4. 2.5	Bioakkumulation	30
5	BIOLOGISCHE METHODEN DER SCHADSTOFFÜBERWACHUNG ...	33
5. 1	Allgemeines	33
5. 2	Fischtest	34
5. 3	Daphnientest	34
5. 4	Algentest	34
5. 5	Kressetest	35
5. 6	Bakterientest	35
5. 7	Überwachungssysteme zur Schadstoff Erfassung	35
6	DIE ÖSTERREICHISCHE ZELLSTOFF- UND PAPIERINDUSTRIE: PRODUKTIONSDATEN UND ANGABEN ZUR EMISSION (für 1988, nach Werksangaben)	37
7	ASPEKTE EINER ABWASSERABGABE UNTER BESONDERER BERÜCKSICHTIGUNG DER ZELLSTOFF- UND PAPIERINDUSTRIE ..	51
7. 1	Allgemeines	51
7. 2	Voraussetzungen und Effekte	51
7. 3	Abwasserabgaben im Ausland	52
7. 4	Situation in Österreich	53
7. 5	Aufkommensabschätzung für die Zellstoff- und Papierindustrie ..	54
8	ZUSTAND AUSGEWÄHLTER ÖSTERREICHISCHER FLIESSGEWÄSSER IM EINFLUSSBEREICH DER ZELLSTOFF- UND PAPIERINDUSTRIE ..	57
8. 1	Pöls und Mur	57
8. 2	Ybbs	58
8. 3	Traun und Ager	58
8. 3.1	Gewässergüte der Traun	58
8. 3.2	Gewässergüte der Ager	58
8. 3.2.1	Chemische Parameter	58
8. 3.2.2	Biologische Parameter	60
8. 3.3	Fischereiliche Situation in Traun und Ager	60
8. 3.3.1	Bestandserhebung in der Ager	60
8. 3.3.2	Fischpathologische Aspekte (Traun und Ager)	61
8. 4	Drau, Vellach und Lavant	62
8. 5	Salzach	62

9	UNTERSUCHUNGEN DES UMWELTBUNDESAMTES ZUR IMMISSIONSSITUATION AN AUSGEWÄHLTEN STANDORTEN (Pöls – Niklasdorf – Frohnleiten – Gratkorn – Kematen – Lenzing – Steyrermühl – Laakirchen – St. Magdalen/Villach – Frantschach – Rechberg – Hallein)	63
9. 1	Pöls und Mur	63
9. 2	Ybbs	69
9. 3	Ager und Traun	73
9. 4	Drau, Vellach und Lavant	78
9. 5	Salzach	83
10	LÄNGSPROFILE UND SEDIMENTUNTERSUCHUNGEN DES UMWELTBUNDESAMTES IN AGER, PÖLS UND PIESTING	85
10. 1	Ager	85
10. 1.1	Metalle im Sediment	85
10. 1.1.1	Übersichtsanalyse	85
10. 1.1.2	Längsprofil für Zink und Cadmium im Sediment	85
10. 1.2	Längsprofil für AOX in Wasser und Sediment	86
10. 1.3	Untersuchung zur Gewässergüte der Ager	87
10. 2	Pöls	91
10. 2.1	Längsprofil für AOX, Trichlormethan (Chloroform) und Chloressigsäuren im Wasser	91
10. 2.2	EOX im Sediment	91
10. 2.3	Untersuchung zur Gewässergüte der Pöls	95
10. 3	Orientierende Untersuchung auf chlorierte Dioxine und Furane in Sedimenten von Ager und Pöls ..	95
10. 4	Polychlorierte Biphenyle in Sedimenten der Piesting	97
11	ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK	99
12	LITERATUR	101
13	ANALYTIK UND EINZELERGEBNISSE	109
13. 1	Analysemethoden I (bekannte Verfahren)	109
13. 2	Analysemethoden II (vom Umweltbundesamt neu entwickelte oder wesentlich modifizierte Verfahren)	110
13. 3	Übersicht der vom Umweltbundesamt im Rahmen dieser Studie analysierten Parameter	112
13. 4	Tabellen der Einzelergebnisse	115

VORBEMERKUNG

Der Nationalrat hat mit Entschliebung vom 2. Dezember 1988 die Bundesministerin für Umwelt, Jugend und Familie ersucht, das Umweltbundesamt mit der Erstellung einer Studie über die von der österreichischen Papier- und Zellstoffindustrie verursachten Gewässerbelastungen zu beauftragen. Als Zeitrahmen für die Arbeit stand ein Jahr zur Verfügung.

In einer bei allen 38 österreichischen Werken dieser Branche durchgeführten Erhebung wurden grundlegende produktions- und umweltbezogene Daten für das Stichjahr 1988 sowie eine Vorausschau für das Jahr 1993 erfaßt.

An 13 nach Größe und Technologie ausgewählten Werksstandorten führte das Umweltbundesamt umfangreiche analytische Untersuchungen zur Immissions-situation der betroffenen Flüsse durch.

Der fertiggestellte Endbericht wird in drei Teilen vorgelegt:

- **Teil A** der Studie ("Technologie und Emissionen") stellt zunächst die innerbetrieblichen Maßnahmen nach dem Stand der Technik zur Reduktion der Abwasserbelastung, vor allem in Hinblick auf die Zellstoffbleiche, sowie die externe Abwasserreinigung dar. Lösungswege für eine Verbesserung der Immissionssituation werden mit

einer ausführlichen Diskussion der erhobenen Werksangaben für 1988 und 1993 verbunden. Die bereitwillige Beantwortung des Fragebogens durch die einzelnen Betriebe ermöglichte eine umfassende Darstellung.

- **Teil B** ("Ökologie und Immissionen") enthält einen Bericht über die immis-sionsökologischen Untersuchungen des Umweltbundesamtes. An den ausgewählten Werksstandorten wurden umfangreiche Serien von Wasserproben entnommen und in den Labors des Umweltbundesamtes auf Schadstoffe analysiert. Fallweise wurden auch Emissions- und Sedimentproben untersucht sowie eine biologische Bewertung der Gewässer vorgenommen. Im Bericht werden neben einer Diskussion der Ergebnisse auch Überlegungen zur Abwasserabgabe angestellt.
- Die separate **Kurzfassung** beider Teile bietet einen Gesamtüberblick über die durchgeführten Arbeiten und deren Ergebnisse.

Der vorliegende Teil B wurde von Dr. W. Vogel und Dr. A. Chovanec verfaßt. Mit der Gesamtkoordination dieses Teils der Studie war Frau HR Dr. R. Pescheck betraut.

1 EINLEITUNG

Die Emissionen der Zellstoff- und Papierindustrie zählen auch heute noch zu den gravierendsten Belastungen unserer Fließgewässer. Während hohe Konzentrationen leicht abbaubarer Verbindungen sehr schnell zu Veränderungen der Biozönosen in Gewässern führen können, stellen die persistenten chlororganischen Substanzen über längere Zeiträume ein Gefahrenpotential für das gesamte Ökosystem dar. Darüberhinaus besteht trotz des Wissens um die eingesetzte Technologie zumeist kaum Kenntnis über Zahl und Auswirkung der emittierten Einzelsubstanzen.

Gesteigertes Umweltbewußtsein sowie behördliche Auflagen führten seit den 70er Jahren zu einem beachtlichen Strukturwandel der österreichischen Zellstoff- und Papierindustrie, welcher den investitionsfreudigen Betrieben auch wirtschaftlich zugute kam. Trotz wichtiger Maßnahmen – wie z.B. im Bereich von Abwassertechnik, Reststoffverwertung und innerbetrieblichen Kreislaufsystemen sowie durch Verfahrensumstellungen – sind die Auswirkungen auf die Fließgewässer jedoch immer noch gravierend. Insbesondere kleinere Flüsse werden durch die Abwässer der Zellstoff- und Papierindustrie häufig über die Grenzen ihrer Belastbarkeit hinaus beeinträchtigt, was sich in der Vernichtung der Lebensgemeinschaften einiger Gewässer deutlich zeigt. Besonders drastisch stellt sich diese Situation am Beispiel der Vellach, dem

Vorfluter des – inzwischen stillgelegten – Zellstoffwerkes Obir in Rechberg dar.

Vor diesem Hintergrund wurde das Umweltbundesamt im Dezember 1988 beauftragt, eine Studie über die Immissionsbelastung der österreichischen Fließgewässer durch die Abwässer der Zellstoff- und Papierindustrie zu erstellen. Besonderes Augenmerk sollte dabei auf die chlorierten organischen Verbindungen gelegt werden.

Von den insgesamt 38 in Österreich vorhandenen Betrieben wurden 13 beprobt, die aufgrund ihrer Größe und Technologie ausgewählt wurden, darunter fast alle Zellstoffwerke. Die Wahl der Probenahmestellen erfolgte in Absprache mit den zuständigen Dienststellen der Ämter der Landesregierungen unter deren Mithilfe und Unterstützung; teilweise wurden auch Probenahmestellen der Gewässeraufsicht der Ämter der Landesregierungen übernommen.

Neben umfangreichen, von den Labors des Umweltbundesamtes durchgeführten chemischen Analysen, wurden an ausgewählten Standorten detailliertere Untersuchungen begonnen, in die auch Schadstoffdeterminationen in Sedimenten und biozönotische Auswirkungen mit einbezogen werden. Die Ergebnisse der Analysen wurden mit Angaben seitens der Werke verglichen, die durch Aussendung von Fragebögen erhoben werden konnten.

2 **SCHADSTOFFE IN ABWÄSSERN DER ZELLSTOFF- UND PAPIERINDUSTRIE** (Beschreibung und ökotoxikologische Bewertung ausgewählter, vom Umweltbundesamt untersuchter Parameter)

2.1 ALLGEMEINES

Die Bestimmung einer so großen Vielfalt von Substanzen, wie sie vor allem in den Abwässern von Zellstoffwerken anfallen, bringt naturgemäß einen großen analytischen Aufwand mit sich, zumal viele der emittierten Substanzen im Wasser nur in relativ geringen Konzentrationen vorliegen.

Ökotoxikologisch können jedoch auch als gering angesehene Konzentrationen von großer Bedeutung sein. So kann es durch Anreicherungsmechanismen – auch bei niedriger Ausgangskonzentration im Wasser – zu um Zehnerpotenzen höheren Konzentrationen in den Organismen kommen.

Auch die große Zahl der Verbindungen in Abwässern erschwert Aussagen über deren ökotoxikologische Bedeutung. Bei der schier unbegrenzten Zahl möglicher antagonistischer und synergistischer Wechselwirkungen und deren Auswirkungen auf zellulärem, organismischem und biozönotischem Niveau wären derartige Vorhersagen auch dann kaum möglich, wenn Konzentration und Art aller Einzelkomponenten bekannt wären.

Selbst die Abschätzung der Giftigkeit einzelner, bekannter Substanzen kann oft nur ungenügend erfolgen. Häufig wird der LC_{50} -Test herangezogen. Bei diesem Test wird diejenige Konzentration bestimmt, bei welcher die Hälfte der Organismen (innerhalb von meist 24, 48 oder 96 Stunden)

abstirbt. Da dieser Test nur mit Einzelsubstanzen durchgeführt wird, können synergistische und antagonistische Wirkungen nicht erfaßt werden. Mit diesem Test wird daher nur die akute Toxizität einer Substanz auf einen definierten Organismus unter Laborbedingungen bestimmt. Naturgemäß können damit keine Aussagen über Langzeitwirkungen (insbesondere Mutagenität – Schädigungen des Erbguts, Karzinogenität – Verursachung von Krebs oder Teratogenität – Mißbildung von Embryonen) oder ökologische Auswirkungen gemacht werden. Die dafür relevanten Konzentrationen liegen meist um mehrere Zehnerpotenzen niedriger. Zum Vergleich toxischer Substanzen untereinander ist die LC_{50} jedoch ein brauchbares Hilfsmittel.

Abschätzung der Toxizität aufgrund chemisch/physikalischer Eigenschaften:

Da für viele Substanzen keine oder nur wenige Unterlagen zur Abschätzung der Ökotoxizität vorliegen, wurde versucht, aus anderen Daten Rückschlüsse zu ziehen. So können gewisse Vorhersagen über die Tendenz zur Giftigkeit und das Verhalten im Ökosystem aus einfachen chemisch/physikalischen Parametern abgeleitet werden (z.B. SUNITIO et al., 1988).

Unter den chlororganischen Verbindungen sind die stärker lipophilen (fettlöslichen) Substanzen meist auch die giftigeren (nicht-selektive Giftigkeit), wobei die Fettlöslichkeit im allgemeinen mit steigendem Cl-Substitutionsgrad zunimmt. In einigen

Fällen wird die Toxizität auch von der sterischen (räumlichen) Position der Substituenten wesentlich beeinflusst. Als Maßzahl für die Lipophilie einer Substanz wird meist der Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient (= Pow, auch als log Pow angegeben), herangezogen. Mit steigendem Pow sinkt die Wasserlöslichkeit häufig stark ab, es steigt im allgemeinen jedoch die Tendenz zur Bioakkumulation über die Nahrungskette (z.B. Wasser – Phytoplankton – Zooplankton – kleine Fische – große Fische).

Biokonzentration:

Das Ausmaß der Schadstoffanreicherung in biologischem Material läßt sich artspezifisch mit dem Biokonzentrationsfaktor (= BCF, oft als log BCF angegeben) ausdrücken. Der BCF ist der Quotient aus der Stoffkonzentration im Organismus und der diesen umgebenden Umwelt (im Gleichgewicht).

$$\text{Beispiel: } BCF = \frac{c(\text{Fisch})}{c(\text{Wasser})}$$

Eine grobe größenordnungsmäßige Abschätzung des BCF kann nach MACKAY (1982) aus dem Pow nach der Formel: $\log BCF = 0,048 \text{ Pow}$ erfolgen.

Summenparameter:

Da die Einzelstoffanalytik in vielen Fällen zu aufwendig und auch nicht zielführend ist, wurde versucht, analytisch leichter zugängliche Summenparameter zu finden, um Aussagen über den Belastungsgrad von Abwasser oder Vorfluter treffen zu können. Klassische derartige Parameter sind der für den Abbau der Substanzen notwendige biochemische (BSB) und chemische (CSB) Sauerstoffverbrauch. In neuerer Zeit wurden diese Summenparameter um eine ganze Reihe neuer

Verfahren, wie z.B. die Bestimmung adsorbierbarer organischer Halogenverbindungen (AOX), erweitert.

Da bei allen Summenparametern keine Einzelsubstanzen analysiert werden, können kaum Angaben über Toxizität, Karzinogenität, Mutagenität und Teratogenität der Wasserinhaltsstoffe gemacht werden. So kann beispielsweise der gleiche AOX bei relativ giftigen wie auch bei vergleichsweise harmloseren Abwässern auftreten (z.B. KALBFUS, 1988). Auch ökotoxikologisch wesentliche Parameter wie die Fähigkeit zur Bioakkumulation und die Persistenz der Schadstoffe können damit nicht abgeschätzt werden. Dafür ist eine Analyse auf Einzelsubstanzen mittels anderer Verfahren notwendig.

Für einige der von zellstoff- oder papiererzeugenden Betrieben emittierten Schadstoffe bzw. Schadstoffgruppen sollen in dieser Studie, unter Berücksichtigung der oben genannten Einschränkungen, Angaben zur Toxizität gemacht werden.

2.2 SCHADSTOFFE IN ABWÄSSERN DER ZELLSTOFFINDUSTRIE

Die chemische Zusammensetzung der bei der Zellstoffproduktion anfallenden Abwässer, insbesondere jener der Chlorbleiche, zeigt in den meisten Fällen eine sehr breite Variabilität, sodaß keine verfahrensspezifischen Standardzusammensetzungen angegeben werden können.

Allein in einer Übersichtsarbeit der Universität Toronto (SUNTIO et al., 1988) wurden ca. 250 organische Verbindungen aus den Emissionen von Zellstoffwerken angege-

ben, ohne jedoch auch nur annähernd Anspruch auf Vollständigkeit erheben zu können.

Bei Zellstoffwerken, die mit Chlor oder Chlorverbindungen gebleichten Zellstoff herstellen, bilden die dabei entstehenden organischen Chlorverbindungen einen wesentlichen Teil der Abwasserbelastung. Neben den klassischen Parametern CSB und BSB werden daher in zunehmendem Ausmaß auch chlororganische Verbindungen bestimmt. Einige der in Emissionen von Zellstoffwerken wiederholt gefundenen Einzelsubstanzen und Substanz-

gruppen wurden auch in dieser Studie analysiert.

Eine Liste von in Zellstoffabwässern gefundenen chlororganischen Verbindungen wird im folgenden angegeben. Eine kurze ökotoxikologische Beschreibung ausgewählter Parameter folgt in den Kap. 2.4 bis 2.16. Auf die produktions- und abwassertechnischen Verfahren zur Minderung der Emission chlororganischer Verbindungen wird in Teil A dieser Studie eingegangen. Verfahrensspezifische AOX-Emissionen der Zellstoffbleiche werden dort ebenfalls diskutiert.

Eine Auswahl chlororganischer Verbindungen, die bisher weltweit in den Abwässern von Zellstoffwerken gefunden wurden, ist im folgenden wiedergegeben (nach SUNTIO et al., 1988 und anderen):

<i>Mono-, Di- und Trichloressigsäure</i>	<i>6-Chlorvanillin</i>
<i>Di- und Trichlorpropensäure</i>	<i>5,6-Dichlorvanillin</i>
<i>Tri- und Tetrachlorbutensäure</i>	<i>Trichlorvanillin</i>
<i>Chlorfumarsäure</i>	<i>3,5-Dichlor-4-hydroxybenzaldehyd</i>
<i>Mono- und Dichlormaleinsäure</i>	<i>Chlorprotocatechualdehyd</i>
<i>Dichlorstearinsäure</i>	<i>Dichlorprotocatechualdehyd</i>
<i>3-Chlormuconsäure</i>	<i>Chlorsyringaldehyd</i>
<i>Chlor-3,4-dihydroxybenzoesäure</i>	<i>Dichlorsyringaldehyd</i>
<i>Dichlor-3,4-dihydroxybenzoesäure (3 Isomere)</i>	<i>Chlor-1,2,3-trihydroxybenzol</i>
<i>Trichlor-3,4-dihydroxybenzoesäure</i>	<i>Dichlor-1,2,3-trihydroxybenzol</i>
<i>Dichlor-4-hydroxybenzoesäure</i>	<i>Trichlor-1,2,3-trihydroxybenzol</i>
<i>Mono-, Di- und Trichlorvanillinsäure</i>	<i>3,4,5-Trichlorsyringol</i>
<i>Chlormethoxyprotocatechusäure</i>	<i>Dichloracetosyringone</i>
<i>Mono- und Dichlor-2-thiophenol</i>	<i>Dichlor-1,2-dihydroxy-3-methoxybenzol</i>
<i>12- und 14-Chlordehydroabietinsäure</i>	<i>Chlor-3,4-dihydroxypropiophenone</i>
<i>12,14-Dichlordehydroabietinsäure</i>	<i>Dichlor-3,4-dihydroxypropiophenone (2 Isomere)</i>
<i>Trichlor-2-oxo-3-pentensäure (mehrere Isomere)</i>	<i>Chlorpropioguaiacol</i>
<i>Tetrachlor-2-oxo-3-pentensäure (mehrere Isomere)</i>	<i>Dichlorconiferylalkohol</i>
<i>3,4,5,5-Pentachlor-2-oxo-pentensäure</i>	<i>Trichlordehydroconiferylalkohol</i>
<i>Chlorthiohendicarbonsäure</i>	<i>3,4,5-Trichlor-2,6-dimethoxyphenol</i>
<i>Monochlorphenol (3 Isomere)</i>	<i>3,5-Dichlor-2,6-dimethoxyphenol</i>
<i>Dichlorphenol (4 Isomere)</i>	<i>Chloro-1-(2-hydroxy)-isopropanyl-</i>
<i>Tetrachlorphenol (3 Isomere)</i>	<i>-4-methylbenzol</i>
<i>Pentachlorphenol</i>	<i>Dichloro-1-(2-hydroxy)-isopropanyl-</i>
<i>Dichlorcatechol (2 Isomere)</i>	<i>-4-methylbenzol (5 Isomere)</i>
<i>Trichlorcatechol (3 Isomere)</i>	<i>1,3-Dichlor-2-propanol</i>
<i>Tetrachlorcatechol</i>	<i>1,1,3-Trichlor-2-propanol</i>
<i>Chlorguaiacol</i>	<i>Chloracetaldehyd</i>
<i>Dichlorguaiacol</i>	<i>Dichloracetaldehyd</i>
<i>Trichlorguaiacol (3 Isomere)</i>	<i>Trichloracetaldehyd</i>
<i>Tetrachlorguaiacol</i>	<i>2-Chlorpropenal</i>

<i>Chlorbutenal</i>	<i>Tetrachlorethen</i>
<i>Dichlorbutenal</i>	<i>Tetrachlorpropen (3 Isomere)</i>
<i>Chlorbenzaldehyd</i>	<i>Pentachlorpropen</i>
<i>Dichlorbenzaldehyd</i>	<i>Dichlorpropadien</i>
<i>Chloraceton</i>	<i>Trichlorpropadien</i>
<i>Dichloraceton</i>	<i>Tetrachlorpropadien</i>
<i>1,1-Dichloraceton</i>	<i>Trichlorbutatrien (2 Isomere)</i>
<i>1,3-Dichloraceton</i>	<i>Tetrachlorbutatrien</i>
<i>Trichloraceton</i>	<i>Pentachlorbutatrien (2 Isomere)</i>
<i>1,1,1-Trichloraceton</i>	<i>Methylchlorbuten (5 Isomere)</i>
<i>1,1,3-Trichloraceton</i>	<i>Tetrachlorcyclopentadien</i>
<i>Tetrachloraceton</i>	<i>Hexachlorhexatrien (5 Isomere)</i>
<i>1,1,1,3-Tetrachloraceton</i>	<i>Heptachlorhexatrien (2 Isomere)</i>
<i>1,1,3,3-Tetrachloraceton</i>	<i>Chlorbenzol</i>
<i>Pentachloraceton</i>	<i>Dichlorbenzol (2 Isomere)</i>
<i>Hexachloraceton</i>	<i>Trichlorbenzol (3 Isomere)</i>
<i>Trichlorcyclopropanon</i>	<i>Tetrachlorbenzol (3 Isomere)</i>
<i>Trichlorcyclobutanon</i>	<i>Pentachlorbenzol</i>
<i>Dichlorcyclopenten-1,2-dion</i>	<i>Hexachlorbenzol</i>
<i>Trichlorcyclopenten-1,2-dion (2 Isomere)</i>	<i>Chlor-p-cymol</i>
<i>Tetrachlorcyclopenten-1,2-dion</i>	<i>Dichlor-p-cymol</i>
<i>Dichlor-1,2-benzoquinon</i>	<i>Trichlor-p-cymol</i>
<i>Tetrachlor-1,2-benzoquinon</i>	<i>Chlorcalamenen</i>
<i>3-Chlor-4-dichlormethyl-5-hydroxy- -2(5H)-furanon</i>	<i>Chlordimethylpropyldihydronaphtalen</i>
<i>Dichloressigsäuremethylester</i>	<i>Dichlordimethylpropyldihydronaphtalen</i>
<i>Chloressigsäure-ethylester</i>	<i>Dichlordimethylpropylnaphtalen</i>
<i>Dichloressigsäure-ethylester</i>	<i>Chlortrimethoxybenzol</i>
<i>Trichloressigsäure-ethylester</i>	<i>Trichlortrimethoxybenzol</i>
<i>Dichlormethan</i>	<i>1,1-Dichlordimethylsulfon</i>
<i>Trichlormethan</i>	<i>1,1,3-Dichlortrimethylsulfon</i>
<i>Tetrachlormethan</i>	<i>Trichlorthiophen</i>
<i>Bromdichlormethan</i>	<i>Tetrachlorthiophen</i>
<i>Dibrommonochlormethan</i>	<i>Dichlor-2-formylthiophen</i>
<i>1,2-Dichlorethan</i>	<i>Trichlor-2-formylthiophen</i>
<i>1,1,1-Trichlorethan</i>	<i>2-Acetyldichlorthiophen (2 Isomere)</i>
<i>1,1,2,2-Tetrachlorethan</i>	<i>2-Acetyltrichlorthiophen</i>
<i>Trichlorethen</i>	<i>Dichlor-2-propionylthiophen (2 Isomere)</i>
	<i>chlorierte Dioxine und Furane (auch alkylierte)</i>

2.3 SCHADSTOFFE IN ABWÄSSERN DER PAPIERINDUSTRIE

In den Abwässern der Papier und Pappe erzeugenden Betriebe werden im allgemeinen wesentlich geringere Schadstoffmengen gefunden als in jenen der Zellstoffwerke. Neben anderen organischen

und anorganischen Schadstoffen ist jedoch auch hier mit halogenorganischen Verbindungen zu rechnen. Wie bei der Zellstoffindustrie werden diese Belastungen in den meisten Fällen mit dem Summenparameter AOX erfaßt (s. Kap. 2.4).

Nach MÖBIUS & CORDES-TOLLE (1988) sind für die halogenorganischen Emis-

sionen der Papierindustrie folgende Quellen ausschlaggebend:

- Vorbelastung des als Brauchwasser ("Frischwasser") verwendeten Oberflächen- und Grundwassers;
- Brauchwasseraufbereitungen, sofern dabei Chlor, Chlorverbindungen oder andere Halogene bzw. deren Verbindungen eingesetzt werden;
- bei der Papier- und Pappeerzeugung eingesetzte Roh- bzw. Halbstoffe, wobei hauptsächlich die Faserstoffe Zellstoff, Holzstoff und Altpapier zu beachten sind;
- chemische Hilfsstoffe, die für die Erzeugung von Papier und Pappe benötigt werden (insbesondere Epichlorhydrinharze).

Soweit es sich um aus dem Zellstoff bzw. aus dem Altpapier gelöste Schadstoffreste aus der Chlorbleiche handelt, ist mit der gleichen Schadstoffpalette wie bei der Zellstoffproduktion zu rechnen. Die emittierten Mengen liegen dabei jedoch um Größenordnungen niedriger. Bei Einsatz von Altpapier als Faserstoff kann unter Umständen eine gewisse Belastung durch polychlorierte Biphenyle (PCBs) auftreten (s. Kap. 2.11).

2.4 AOX / EOX (Adsorbable / Extractable Organic Halogen)

Organische Halogenverbindungen werden in vielen Bereichen der Industrie, der Landwirtschaft und des Gewerbes sowie im Haushalt für vielfältige Zwecke verwendet. Die ökologische Bedenklichkeit dieser nahezu ausschließlich anthropogen gebildeten Stoffgruppe ist seit lan-

gem bekannt. Die zum überwiegenden Teil sehr persistenten Organohalogenverbindungen werden in biotischen Systemen akkumuliert und können dort große Schäden anrichten. Auch muß damit gerechnet werden, daß Abbauprodukte größerer und vorerst inaktiver Moleküle eine höhere Toxizität aufweisen können als die ursprünglich emittierten Substanzen. Die Abschätzung der Folgewirkung wird dadurch weiter erschwert.

Zur Analytik einzelner Organohalogenverbindungen steht eine Reihe von Verfahren zur Verfügung (Gaschromatographie / Massenspektroskopiekombinationen u.s.w.). In vielen Fällen ist die ausschließliche Untersuchung auf Einzelkomponenten zu aufwendig bzw. – wie im Falle der Abwässer der Zellstoffindustrie (Chlorbleiche), die hunderte verschiedene chlorierte Einzelsubstanzen enthalten – aufgrund der Vielfalt der gebildeten Stoffe auch nicht immer zielführend.

Es wurden daher Methoden zur Bestimmung von Summenparametern entwickelt. International hat sich die "AOX"-Bestimmung (Bestimmung der adsorbierbaren organischen Halogene) bewährt. Ausgehend von der grundlegenden Arbeit von KÜHN (1974) beruht dieses Verfahren im wesentlichen auf Untersuchungen des Engler-Bunte-Institutes der Universität Karlsruhe. Geringe Änderungen erfolgten aufgrund von Ringversuchen, mit denen dieses Verfahren im größeren Maßstab getestet wurde. Die Normungen wurden Anfang 1985 mit dem Erscheinen des Weißdruckes abgeschlossen. Eine genaue Arbeitsvorschrift liegt als DIN-Norm (38 409 Teil 14)-bzw. ÖNORM (M 6275) vor.

Bei der angeführten Methode werden organische Halogenverbindungen an Aktivkohle adsorbiert, das gebundene Chlor

coulometrisch bestimmt und das Ergebnis als mg oder μg Chlor/l angegeben.

Die Vorteile dieses Verfahrens sind:

- Es ist relativ einfach und rasch durchzuführen.
- Die erhaltenen Werte sind gut reproduzierbar.
- Halogenorganische Verbindungen werden im allgemeinen zu mehr als 95% erfaßt. Wiederfindungsraten für eine Reihe von Organohalogenverbindungen sind in Arbeiten von CHRISTMANN & ERZMANN (1983) und HOFFMANN (1986) zusammengestellt.

Die AOX-Bestimmung erscheint als ein geeignetes Verfahren, um eine erste Abschätzung der Gewässerbelastung (screening) durch organische Chlorverbindungen zu ermöglichen. Gegenüber der ebenfalls für Wasserproben anwendbaren EOX-Bestimmung (Extractable Organic Halogenid, es erfolgt eine Extraktion mit einem apolaren Lösungsmittel), wird dem AOX von den meisten Autoren der Vorzug gegeben (z.B. RÄTZOLD et al., 1986). Insbesondere bei Abwässern der Zellstoffindustrie liegt der mit der EOX-Methode erfaßbare Anteil an halogenorganischen Verbindungen um einen Faktor von bis zu 40 niedriger (CHRISTMANN & ERZMANN, 1983, CHRISTMANN et al., 1985). Leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe werden mit dem EOX nicht erfaßt. Die sonstigen Vor- und Nachteile der EOX-Bestimmung entsprechen jener des AOX.

Analytische Verfahren, die sich auf Einzelsubstanzen beziehen, schließen notwendigerweise die Erfassung anderer Substanzen oder Substanzgruppen aus; daher sind sie für orientierende Untersuchungen speziell bei Zellstoffabwässern oft weniger geeignet als die Bestimmung von Summenparametern.

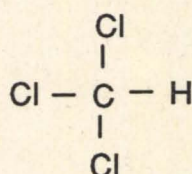
Zur Abschätzung der Toxizität des emittierten Abwassers sollte der AOX durch biologische Toxizitätstests (Fischtoxizität, Daphnientoxizität, Bakterientoxizität, Kresstest usw.) ergänzt werden.

Die AOX-Methode wird als die derzeit wohl praktikabelste weltweit angewendet (MÖBIUS & CORDES-TOLLE, 1988). Der AOX dient dabei sowohl als Parameter für den abwasserrechtlichen Vollzug als auch, wenngleich nicht widerspruchsfrei (z.B. PETERMANN, 1986), als Parameter zur Errechnung der Abwasserabgabe (z.B. in der BRD; s.auch Kap. 7).

Zur Orientierung werden die auf der Grundlage von mehr als 1.000 Bestimmungen in Sicker-, Grund- und Abwässern sowie in Oberflächenwässern von HOFFMANN (1986) angegebenen Klassifizierungskriterien für Gewässer nach ihren AOX-Gehalten zitiert:

<i>Belastungsgrad</i>	<i>mittlerer AOX-Gehalt in $\mu\text{g/l}$</i>
<i>geringe Belastung</i>	<i>< 1 bis 5</i>
<i>mäßige Belastung</i>	<i>5 bis 20</i>
<i>starke Belastung</i>	<i>20 bis 40</i>
<i>sehr starke Belastung</i>	<i>> 40</i>

2.5 TRICHLORMETHAN (Chloroform)



Trichlormethan wird weltweit in großem Maß produziert (1978 – 1980: 250.000 t pro Jahr). Nach Schätzungen gelangen davon 5 – 10 % in die Umwelt (RIPPEN, 1988; auch die anderen Angaben zu Chloroform sind, wenn nicht anders angegeben, diesem Handbuch entnommen). Ungewollt entsteht Trichlormethan auch bei der Chlorbleiche von Zellstoff. Diese Substanz kann geradezu als Indikator für die Ausbreitung von Zellstoffabwässern, vor allem im marinen Bereich, verwendet werden (z.B. SÖDERGREN, 1989). Für die BRD werden die Trichlormethan-Emissionen durch Zellstoffabwässer auf größenordnungsmäßig 70 t pro Jahr geschätzt (QUENTIN, 1987).

Toxizität: Für Trichlormethan werden LC_{50} -Konzentrationen (24 – 96 h) für Fische und Krebse von ca. 20 – 30 mg/l (SUNTIO et al., 1988) angegeben. Für Austern (*Crassostrea virginica*, 48 h) liegt die LC_{50} bei 1 mg/l. Wasserpflanzen sind Chloroform gegenüber unempfindlicher.

Mutagenität/Karzinogenität/Teratogenität: Chloroform gilt als nicht mutagen (Ames-Test), steht im Verdacht krebserzeugend zu sein (nachgewiesen bei Ratten und Mäusen) und ist fötotoxisch.

Biokonzentrationspotential: Chloroform ist mit einem log Pow von 1,97 bereits relativ lipophil. Als Biokonzentrationsfaktor wird ein Wert von ca. 6 angegeben (SUNTIO et

al., 1988). Die Wasserlöslichkeit beträgt ca. 8,4 g/l (bei 15 – 25 °C).

Geruch/Geschmack: Der Geruchsschwellenwert in Wasser liegt bei 0,1 – 20 mg/l.

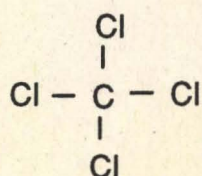
Persistenz: Für Oberflächenwässer wird ein nur sehr langsamer Abbau durch Mikroorganismen angenommen. Eine photolytische Zersetzung gilt als unwahrscheinlich. Als Halbwertszeiten für die Hydrolyse werden (bei 25 °C) Zeiträume von 15 Monaten bis vielen Jahren geschätzt. Der Dampfdruck ist relativ hoch (20.000 Pa bei 20 °C; K_p : 61,2 °C), sodaß es zu einem Ausgasen aus dem Vorfluter kommt.

Richt- und Grenzwerte: In den Richtlinien für die Begrenzung der Abwasseremissionen (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND UND FORSTWIRTSCHAFT, 1981) wird kein Richtwert für einzelne Organochlorverbindungen angegeben. Für chlorierte Lösungsmittel gilt (als Summenwert) bei Einleitung in ein Gewässer ein Richtwert von 0,1 mg/l (als Cl). In den "Vorläufigen Richtlinien für die Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern" (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND UND FORSTWIRTSCHAFT, 1987) werden keine Richtwerte für Organochlorverbindungen genannt; entsprechende Verordnungen sind derzeit in Ausarbeitung. Die U.S. EPA (1983; zit. nach RIPPEN 1988) schlägt als Chloroform-Abwassergrenzwert für Direkteinleiter ein tägliches Maximum von 75 µg/l vor (4-Tages-Mittelwert 50 µg/l).

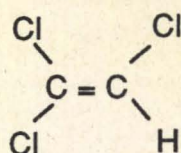
Für Trinkwasser gelten in Österreich 30 µg/l als Summengrenzwert für flüchtige halogenierte aliphatische Kohlenwasserstoffe (Regelungen für Trinkwasser des BUNDESMINISTERIUMS FÜR GESUNDHEIT UND UMWELTSCHUTZ, 1984). Für die BRD wird ein Richtwert für

Trinkwasser von 25 µg/l (als Summe aller Trihalogenmethane) angegeben.

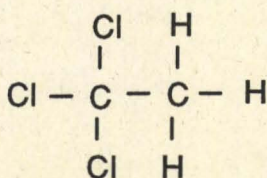
2.6 TETRACHLORMETHAN – 1,1,1-TRICHLORETHAN – TRICHLORETHEN – TETRACHLORETHEN



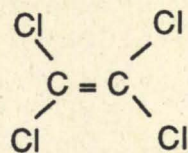
Tetrachlormethan



Trichlorethen



1,1,1-Trichlorethan



Tetrachlorethen

Die vier genannten flüchtigen Chlorkohlenwasserstoffe gelten wie Trichlormethan als Umweltproblemstoffe (jedoch in sehr unterschiedlichem Ausmaß) und wurden ebenfalls in Abwässern von Zellstoffwerken nachgewiesen (SUNTIO et al., 1988). Angaben für Trichlorethan nach KOCH (1989), sonst nach RIPPEN (1988).

Tetrachlormethan (Tetrachlorkohlenstoff) ist relativ flüchtig (Dampfdruck: 11.600 Pa bei 20 °C; Kp: 76,5 °C). Die Substanz wird im Oberflächenwasser nur sehr langsam abgebaut (1 mg/ml in 7.000 Jahren), ist lipophil (log Pow: 2,74), akkumuliert in biologischen Systemen (BCF: 30; bei Algen 300, bezogen auf Frischgewicht) und ist sehr persistent (atmosphärische Lebensdauer 60 – 100 Jahre). Tetrachlormethan steht im Verdacht karzinogen zu sein und ist embryotoxisch. Der LC₅₀-Wert für Daphnien beträgt ca. 23 mg/l (48 h).

1,1,1-Trichlorethan ist relativ flüchtig (Kp: 74,1 °C), biologisch nicht leicht abbaubar und möglicherweise karzinogen. Teratogene oder embryotoxische Wirkungen wurden nicht beobachtet. Die toxische Schwellenkonzentration für Algen liegt bei etwa 5 mg/l.

Trichlorethen ist relativ flüchtig (Dampfdruck: 7.800 Pa bei 20 °C; Kp: 87 °C), sehr persistent (Halbwertszeit im Süßwasser: 2,5 – 6 Jahre) und lipophil (log Pow: 3,07). Der Biokonzentrationsfaktor liegt beim Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*) bei 39 (bezogen auf Fett), hingegen wurde bei Karpfen keine Bioakkumulation festgestellt. Trichlorethen ist vermutlich mutagen, karzinogen und teratogen. Für Daphnien wurden LC₅₀-Werte zwischen 18 und 97 mg/l gefunden.

Tetrachlorethen (Perchlorethen) ist weniger flüchtig als die anderen hier genannten Verbindungen (Dampfdruck: 1.860 Pa bei 20 °C; Kp: 121 °C), ebenfalls persistent (in Oberflächenwasser wurde nach 6 Wochen keine meßbare Transformation festgestellt, geschätzte Halbwertszeit in der Atmosphäre: ca. 5 Monate) und lipophil (log Pow 2,76). Biokonzentrationsfaktoren zwischen 10 bis über 100 wurden festgestellt. Tetrachlorethen ist möglicherweise mutagen (Ames-Test widersprüchlich) und karzinogen. Für Hühner wurde eine teratogene Wirkung nachgewiesen. Der LC₅₀-Wert bei Daphnien wird mit 9,1–18 mg/l (48 h) angegeben.

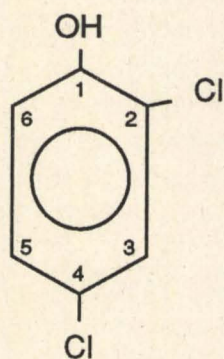
Richt- und Grenzwerte: Für die Einzelsubstanzen werden in Österreich keine Emissions- und Immissionsrichtwerte angegeben. Die entsprechenden Summengrenzwerte sind in Kap. 2.5 angeführt. Für Trinkwasser gelten in Österreich folgende Grenzwerte (BUNDESMINISTERIUM FÜR GESUNDHEIT UND UMWELTSCHUTZ, 1984): Summe leichtflüchtiger halogener Kohlenwasserstoffe: 30 µg/l.

Sonderregelung für Einzelsubstanzen:
1,1-Dichlorethen 0,3 µg/l, Tetrachlor-
methan 3,0 µg/l, 1,2-Dichlorethan 10 µg/l,
Tetrachlorethen (vorläufiger Grenzwert)
20 µg/l.

2.7 CHLORPHENOLE

Die Gruppe der chlorierten Phenole (Chlorphenole) umfaßt 19 Verbindungen. Die in der folgenden Aufstellung angeführten Chlorphenole wurden in Zellstoffabwässern nachgewiesen (SUNTIO et al., 1988), die mit " * " gekennzeichneten Verbindungen auch in der vorliegenden Studie analytisch erfaßt. Pentachlorphenol wurde bis 1978 (BRD) auch als Schleimbekämpfungsmittel bei der Papierherstellung eingesetzt (UMWELTBUNDESAMT Berlin, 1987).

2-Chlorphenol *
3-Chlorphenol *
4-Chlorphenol *
2,3-Dichlorphenol
2,4-Dichlorphenol *
2,5-Dichlorphenol
2,6-Dichlorphenol
2,3,6-Trichlorphenol
2,4,5-Trichlorphenol
2,4,6-Trichlorphenol *
2,3,4,5-Tetrachlorphenol
2,3,4,6-Tetrachlorphenol
2,3,5,6-Tetrachlorphenol
Pentachlorphenol *



2,4-Dichlorphenol

Chlorphenole werden, wie auch Chlorguaiacole (PCG) und Chlorcatechole (PCC), durch mikrobielle Biomethylierung zu polychlorierten Anisolen (PCA) und Veratrolen (PCV) umgebaut. Die PCAs und PCVs werden in Organismen, unter anderem auch in Fischen, akkumuliert. Der

Geruchsschwellenwert dieser Stoffgruppen liegt noch weit unter jenem der korrespondierenden Chlorphenole. Die Substanzen gelten als "übelriechend" und werden auch für den "schlechten Geschmack" vieler Lebensmittel verantwortlich gemacht (PAASIVIRTA et al., 1987).

Toxizität: Für Fische wurden LC_{50} -Werte (als $\log LC_{50}$ in mol/m^3) von 0,95 bis -3,44 gefunden, wobei die Toxizität mit zunehmender Cl-Substitution zunimmt (LANDNER et al., 1977; PAASIVIRTA et al., 1980; CHAPMAN et al., 1982; zusammenfassende Darstellung bei SUNTIO et al., 1988). In einer Untersuchung, die von KÖNEMANN & MUSCH (1981) an Guppies (Fischen) durchgeführt wurde, zeigte sich, daß die Toxizität von Chlorphenolen auch vom pH-Wert beeinflusst wird. Die Toxizität der 11 untersuchten Chlorphenole steigt demnach mit sinkendem pH-Wert. Für Pentachlorphenol beispielsweise sinkt die LC_{50} beim Absinken des pH von 7,8 auf 6,1 ca. um den Faktor 10.

Beispiele für LC_{50} (24–96 h) bei Fischen und anderen Wassertieren in mg/l (die mit " * " versehenen Angaben nach LEBLANC, 1980, sonst nach: RIPPEN, 1988):

– 2-Chlorphenol:

Goldfisch (*Carassius auratus*) 12–16 mg/l;
Guppy 11–23 mg/l;
Wasserfloh (*Daphnia magna*, 48 h) 2,6 mg/l

– 3-Chlorphenol:

Guppy (*Poecilia reticulata*, 24 h) 6,4 mg/l;
Guppy (*Lebiscus reticulatus*, 24 h) 27 mg/l

– 4-Chlorphenol:

Wasserfloh (*Daphnia magna*, 24 h) 8,8 mg/l*;
Wasserfloh (*Daphnia magna*, 48 h) 4,4 mg/l*

– 2,4-Dichlorphenol:

Goldfisch (*Carassius auratus*, 24 h) 7,8 mg/l;
Goldorfe (*Nerfling*; *Leuciscus idus*) 5 mg/l;
Guppy (*Poecilia reticulata*) 4,2–5,5 mg/l;

Wasserfloh (*Daphnia magna*) 2,6 – 11 mg/l;
Wasserfloh (*Daphnia magna*, 24 h) > 10 mg/l

– 2,4,5-Trichlorphenol:

Wasserfloh (*Daphnia magna*, 48 h) 2,7 mg/l*

– 2,3,4,6-Tetrachlorphenol:

Wasserfloh (*Daphnia magna*, 48 h) 0,29 mg/l*

– Pentachlorphenol:

Fische (mehrere Arten, 48 h – 8 Wo) 0,04– 1,7 mg/l;

Zebrabärbling, Goldfisch, Salm (96 h) 0,2 mg/l;

Wasserfloh (*Daphnia magna*, 24 h – 7 d) 1,4 mg/l;

Wasserfloh (*Daphnia magna*, 48 h) 0,68 mg/l*;

Rädertierchen (*Rotatorien*,

Brachionus rubens, 24 h) 0,16 mg/l

Mutagenität/Karzinogenität/Teratogenität:

Bei Pentachlorphenol wurden neben negativen Befunden auch Hinweise auf eine mutagene oder co-mutagene Wirkung gefunden. 2,3-Dichlorphenol soll auch als Tumor-Promotor wirken. Die monosubstituierten Chlorphenole gelten als nicht karzinogen, aber – wie auch Pentachlorphenol – als embryotoxisch (RIPPEN, 1988).

Biokonzentrationspotential: Alle Chlorphenole haben einen mäßig bis stark lipophilen Charakter und damit ein hohes Biokonzentrationspotential. Der Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient (als log Pow) liegt zwischen ca. 2,15 (2-Cl-Phenol) und 5,05 (Pentachlorphenol). Die gefundenen Biokonzentrationsfaktoren liegen für die meisten untersuchten Organismen zwischen 10 und 1.000 (SUNTIO et al., 1988).

Geruch/Geschmack: Der Geruchsschwellenwert in Wasser wird für 2-Chlorphenol mit 0,2 bis 10 µg/l, für Pentachlorphenol mit 300 µg/l angegeben. Die Angaben über den Geschmacksschwellenwert in Fischen variieren stark. 2-Chlorphenol: 15 – 2.000 µg/l; 3-Chlor-

phenol: 60 µg/l; 2,4-Chlorphenol: bis 5 µg/l (RIPPEN, 1988).

Persistenz: Während keine nennenswerte hydrolytische Zersetzung stattfindet, wurde ein gewisser photolytischer Abbau festgestellt. Sowohl 2-Chlorphenol als auch Pentachlorphenol werden in Sedimenten abgebaut. Der anaerobe Abbau erfolgt jeweils schneller. Nach anderen Angaben ist 2-Chlorphenol in Kläranlagen jedoch aerob überhaupt nicht abbaubar. Der Dampfdruck (20 °C) sinkt von 2-Chlorphenol mit 230 Pa (Kp. 175 °C) auf 0,005 Pa (Kp. 310 °C) bei Pentachlorphenol. Nennenswerte Verluste durch Verdampfung (aus Fließgewässern) sind also, vor allem bei den höher substituierten Chlorphenolen, nicht zu erwarten (RIPPEN, 1988).

Richt- und Grenzwerte: Nach den Richtlinien zur Begrenzung von Abwasseremissionen (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND UND FORSTWIRTSCHAFT, 1981) soll die Einleitung lipophiler schwerflüchtiger organischer Chlorverbindungen generell unterbleiben. Vom Bundesamt für Umweltschutz (Schweiz) wurde 1982 für Pentachlorphenol ein "Qualitätsziel für Flüsse" von 100 ng/l bzw. 0,1 µg/l vorgeschlagen (LEUENBERGER et al., 1983).

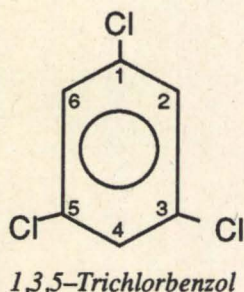
Basierend auf den Geruchsschwellenwerten in Wasser werden von der WHO Werte für Trinkwasser von 0,1 µg/l für 2-Chlorphenol, von 50 µg/l für 3-Chlorphenol und von 0,5 µg/l für 2,4-Dichlorphenol angegeben (RIPPEN, 1988). In Österreich sind entsprechend den Richtlinien der WHO max. 10 µg Pentachlorphenol/l Trinkwasser zugelassen (BUNDESMINISTERIUM FÜR GESUNDHEIT UND UMWELTSCHUTZ, 1984).

2.8 CHLORBENZOLE

Chlorbenzole haben sowohl als Zwischenprodukte der chemischen und pharmazeutischen Industrie als auch als Lösungsmittel, Biozide und Additive eine Vielzahl von Einsatzbereichen. Als ungewollte Produkte entstehen sie auch bei der Chlorbleiche von Zellstoff und werden mit dem Abwasser in die Vorfluter eingebracht. Folgende Chlorbenzole konnten in den Abwässern von Zellstoffwerken nachgewiesen werden (SUNTIO et al., 1988; die mit "*" gekennzeichneten Verbindungen wurden auch in der vorliegenden Studie analytisch erfaßt):

Chlorbenzol

1,2-Dichlorbenzol *
1,3-Dichlorbenzol *
1,4-Dichlorbenzol *
1,2,3-Trichlorbenzol
1,2,4-Trichlorbenzol *
1,3,5-Trichlorbenzol *
1,2,3,4-Tetrachlorbenzol *
1,2,3,5-Tetrachlorbenzol *
1,2,4,5-Tetrachlorbenzol *
Pentachlorbenzol *
Hexachlorbenzol (HCB) *



Toxizität: Die Toxizität der Chlorbenzole für Wassertiere liegt deutlich über jener des unsubstituierten Benzols. Sie steigt weiter mit zunehmendem Chlorierungsgrad. Im folgenden sind einige mittlere LC₅₀-Werte (24 – 96 h) angegeben:

– Chlorbenzol:

Fische: ca. 17 mg/l (Mittelwert für 3 Arten);
Daphnia sp.: 0,5–90 mg/l (SUNTIO et al., 1988).

– 1,2-Dichlorbenzol:

Fische: ca. 10 mg/l (Mittelwert für 4 Arten, darunter Regenbogenforellen, 96 h: 1,6 mg/l);
Daphnia magna: 2,4 – < 6,5 mg/l (RIPPEN, 1988)

– Pentachlorbenzol:

Fische: ca. 0,2 mg/l (Mittelwert aus 2 Arten);
Daphnia sp.: 0,28 – 5,28 mg/l (SUNTIO et al., 1988)

Mutagenität/Karzinogenität/Teratogenität: 1,2-DCB und 1,4-DCB sind im Ames-Test (Salmonella typhimurium) nicht mutagen, jedoch für Aspergillus nidulans mutagen. Bei Ratten und Mäusen wurde keine karzinogene Wirkung festgestellt. Eine Mutagenität von HCB ist nicht nachgewiesen. Diese Substanz kann jedoch als Tumor-Promotor wirken und ist in die "List of Hazardous Substances under the Clean Water Act" (USA) wegen karzinogener Wirkung am Menschen aufgenommen worden.

Biokonzentrationspotential: Die Wasserlöslichkeit der Chlorbenzole nimmt mit steigender Cl-Substitution von ca. 450 mg/l (Chlorbenzol, 25 °C) auf ca. 0,005 mg/l (Hexachlorbenzol, 25 °C) ab. Dementsprechend steigt der Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient (log Pow) von ca. 2,5 (Chlorbenzol) auf ca. 6 (HCB) und der Biokonzentrationsfaktor von ca. 60 (Chlorbenzol) auf ca. 10.000 (Hexachlorbenzol). Der Biokonzentrationsfaktor ist für die untersuchten Organismen (Fische und Algen) relativ ähnlich, die sterische Position der Chloratome ohne großen Einfluß (SUNTIO et al., 1988).

Geruch/Geschmack: Der Geruchsschwellenwert in Wasser liegt für 1,3-Dichlorbenzol bei 10 µg/l, für 1,2,4-Trichlorbenzol bei 5 – 30 µg/l und für Hexachlorbenzol bei 60 – 3.000 µg/l. Als Geschmacksschwellenwert bei Fisch werden für 1,2-DCB 50 – 250 µg/l angegeben (RIPPEN, 1988).

Persistenz: Chlorbenzole gelten als sehr persistent. Für Hexachlorbenzol wird auch für Kläranlagen "kein Abbau" angegeben.

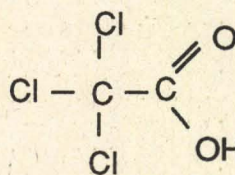
Im Sediment und Boden eines Modell-ökosystems waren nach 3 Jahren 7 % der aufgetragenen Hexachlorbenzolmenge abgebaut (RIPPEN, 1988). Dem Dampfdruck entsprechend sind für Monochlorbenzol gewisse Verluste durch Ausgasen zu erwarten – MCB: 1.200 Pa (20 °C); 1,2-DCB: 133,3 Pa (20 °C); 1,3-DCB: 666 Pa (39 °C); 1,4-DCB: 53,3 Pa (25 °C); 1,2,4-TCB: 31 Pa (20 °C); HCB: 0,0015 Pa (20 °C) (KOCH, 1989 und RIPPEN, 1988).

Richt- und Grenzwerte: Nach den Richtlinien zur Begrenzung der Abwasseremissionen (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1981) soll die Einleitung lipophiler schwerflüchtiger organischer Chlorverbindungen in Gewässer unterbleiben. In den USA gelten als Qualitätskriterium für Oberflächenwasser zum Schutz der menschlichen Gesundheit 13 µg/l 1,2,4-Trichlorbenzol. Zum Schutz von Süßwasserorganismen gelten 210 µg/l (24 h-Mittel), zum Schutz von Salzwasserorganismen jedoch nur 3,4 µg/l (RIPPEN, 1988).

Im Trinkwasser dürfen in Österreich keine sensorisch nachweisbaren Chlorbenzole vorhanden sein, für Hexachlorbenzol gilt ein Grenzwert von 0,01 µg/l (BUNDESMINISTERIUM FÜR GESUNDHEIT UND UMWELTSCHUTZ, 1984). Die WHO empfiehlt, 0,3 µg/l 1,2-Dichlorbenzol im Trinkwasser wegen dessen organoleptischer Eigenschaften nicht zu überschreiten, für 1,4-Dichlorbenzol werden aus dem gleichen Grund 0,1 µg/l als Grenzwert empfohlen. Der EG-Richtwert für Trinkwasser als Summe aller chlorierten Kohlenwasserstoffe außer Pestiziden wird mit 1 µg/l angegeben.

2.9 CHLORESSIGSÄUREN

Unter den zahlreichen bei der Chlorbleiche von Zellstoff entstehenden Substanzen wurden auch Mono-, Di- und Trichloressigsäure gefunden (SUNTIO et al., 1988); Dichlor- und Trichloressigsäure wurden auch in der vorliegenden Studie analytisch erfaßt.

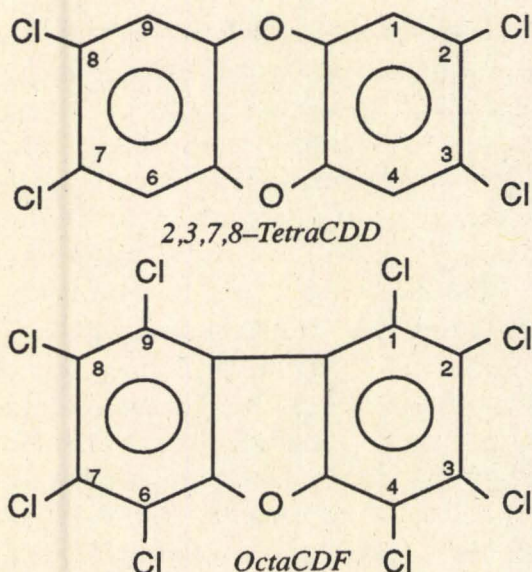


Trichloressigsäure

Trichloressigsäure wirkt auf Pflanzen giftig (verursacht Blattchlorosen). Die Substanz findet auch als Herbizid Verwendung. Gegenüber Tieren ist die Toxizität relativ gering: Der Schwellenwert der Giftwirkung auf Fische liegt bei etwa 10 g/l; Trichloressigsäure wird daher als "nicht fischgiftig" eingestuft.

Aliphatische Carbonsäuren (neben Essigsäuren auch Ameisen-, Propion- und Oxalsäure) fallen in der Zellstoffproduktion hauptsächlich beim Holzaufschluß in der Kocherei an. Sie werden mit dem Zellstoff in die Bleicherei verschleppt sowie durch weitere oxidative und hydrolytische Abbaureaktionen dort zusätzlich gebildet und tragen im weiteren Verlauf zur organischen Gesamtbelastung des Abwassers bei. Im Ablauf der C-Stufe (= Vorbleiche mit Elementarchlor) lassen sich auch Chloressigsäuren nachweisen (KALBFUS, 1987).

2.10 CHLORIERTE DIOXINE UND FURANE



In einer Reihe von Arbeiten wurde die Anwesenheit von polychlorierten Dibenzop-Dioxinen (PCDD) und polychlorierten Dibenzofuranen in den Abwässern von Zellstoffwerken nachgewiesen. Auch 2,3,7,8-TCDD ("Seveso-Dioxin") und noch höhere Konzentrationen des 2,3,7,8-TCDF konnten in Schlämmen von Zellstoffwerken gefunden werden. Die Konzentrationen des 2,3,7,8-TCDD überstiegen dabei in einigen Fällen 100 ppt (parts per trillion) (CLEMENT et al., 1988; BERGQUIST et al., 1988; KIPTUEN & SALKINOJA-SALONEN, 1988). Diese Komponenten konnten auch noch in verschiedenen Papierarten (BECK et al., 1988) sowie in darin aufbewahrten Lebensmitteln nachgewiesen werden (RYAN et al., 1988, RAPPE et al., 1989).

BUSER und Mitarbeiter (1988) fanden in marinen und limnischen Sedimenten Methyl-, Polymethyl- und Alkylderivate von Polychlordibenzofuranen aus Bleichereiabwässern der Zellstoffindustrie. Nach Angaben der Autoren sind diese

Derivate für Bleichereiabwässer typisch, sodaß sie als Marker für die Herkunft von Belastungen dienen können. Das Auftreten derartiger Verbindungen vergrößert die analytischen Probleme bei der Dioxinbestimmung zusätzlich. Toxikologisch wirken, nach Zitaten der Autoren, die gefundenen Verbindungen den TCDDs gegenüber antagonistisch. Die Toxizität der Abbauprodukte kann dabei jedoch wesentlich über jener der Ausgangsprodukte liegen.

SWANSON und Mitarbeiter (1988a & 1988b) berichteten, daß nach einer Reduktion des Chloreinsatzes (und teilweisem Ersatz durch ClO_2) eine drastische Reduktion der gebildeten PCDD/PCDFs in den Abwässern eintrat. SALKINOJA-SALONEN & KITUNEN (1989) fanden in ungebleichtem Zellstoff ebenfalls geringe Mengen von PCDD/PCDFs (vorwiegend hexachloriert), die besonders giftigen 2,3,7,8-(tetra und penta)-substituierten Verbindungen konnten jedoch nur in gebleichten Zellstoffen gefunden werden.

Der Beitrag der Zellstoffproduktion zur Gesamtemission an PCDD/PCDFs ist beispielsweise in Schweden keineswegs unbedeutend. Schätzungen zufolge entfallen bei einer Gesamtemission von 82 – 168 (bzw. 70 – 140) g TCDD Äquivalent pro Jahr auf den Bereich der Zellstoff- und Papierindustrie 19 – 36 (6) g (Schätzungen für 1987; Angaben in Klammer beziehen sich auf 1989). Ca. 80 % davon werden über das Abwasser emittiert. Die deutliche Emissionsreduktion zwischen 1987 und 1989 wird auf eine Reihe von gezielten technologischen Maßnahmen zurückgeführt (AHLBORG, 1989).

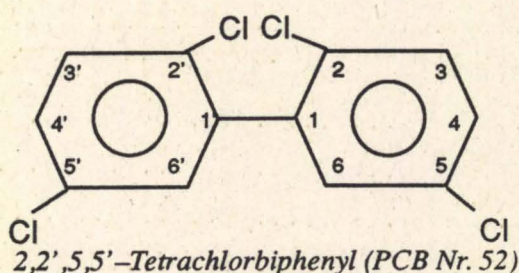
Wenngleich derartige Angaben mit großen Unsicherheiten belastet sind, stimmen sie im gegenständlichen Fall untereinander größenordnungsmäßig gut überein (vergl.

auch: NATIONAL SWEDISH ENVIRONMENTAL PROTECTION BORD, 1988).

In der vorliegenden Studie wurden zwei Sedimentproben auf tetra- bis octachlorierte Dioxine und Furane untersucht (s. Kap. 10.3).

Auch wenn die Dioxinmissionen sicher nicht das primäre Umweltproblem der Zellstoffproduktion darstellen, müssen aufgrund der Toxizität und vor allem auch der Persistenz chlorierter Dioxine und Furane geeignete Vermeidungsstrategien auch in Österreich weiterentwickelt und entsprechend berücksichtigt werden, zumal jede Strategie zur Verringerung der Dioxinmission auch zwangsläufig den Gesamtausstoß an chlororganischen Verbindungen verringert.

2.11 PCBs (Polychlorierte Biphenyle)



Von PCB-Emissionen im Zusammenhang mit der Zellstoff- und Papierproduktion wurde, vor allem in älteren Arbeiten, wiederholt berichtet (KLEINERT, 1976; HUNTER et al., 1980). Als eine wesentliche Quelle werden in Recycling-Anlagen aufgearbeitete, PCB-haltige (kohlefreie) Durchschreibepapiere genannt. Da seit Mitte der 70er-Jahre PCBs zumindest in Westeuropa nur mehr in geschlossenen

Systemen eingesetzt werden, ist mit einem starken Rückgang aus diesen Quellen zu rechnen.

Die Polychlorierten Biphenyle umfassen eine Gruppe von theoretisch 209 Stoffisomeren (Congeneren). Sie zeichnen sich durch außergewöhnliche Stabilität gegenüber physikalisch-chemischen und biologischen Transformationen sowie durch eine ausgeprägte Bio- und Geoakkumulationstendenz aus. Mit zunehmendem Chlorierungsgrad nehmen Wasserlöslichkeit und Flüchtigkeit ab, die Lipidlöslichkeit, die Bio- und Geoakkumulationstendenz sowie die Persistenz nehmen jedoch zu. Dementsprechend ist den höher chlorierten Isomeren ein größeres Gefährdungspotential zuzuordnen. Die PCBs zeigen eine im Vergleich zu anderen Substanzen relativ geringe akute Toxizität. Ihre Gefährlichkeit liegt im chronisch-toxischen Bereich einschließlich ihrer genotoxischen Wirkung. Im Tierexperiment wurde ihre Karzinogenität bestätigt. Die biologische Halbwertszeit beträgt, in Abhängigkeit von der molekularen Struktur, 90 Tage und mehr (KOCH, 1989).

Aufgrund der Bio- und Geoakkumulierbarkeit kann es auch dann zu einer nennenswerten Anreicherung von PCBs in Sedimenten und Organismen kommen, wenn im Wasser nur sehr niedrige (und damit analytisch nicht zugängliche) Konzentrationen vorliegen (HUNTER et al., 1980).

Toxizität: Bei chronischer PCB-Exposition von 10 µg/l Wasser (ohne Isomeren-differenzierung) über 100 Tage wurden Schädigungen einschließlich letaler Effekte an Fischen beobachtet (KOCH, 1989).

Mutagenität/Karzinogenität/Teratogenität: In epidemiologischen Studien wurden Zu-

sammenhänge zwischen PCB-Exposition und Krebshäufigkeit nachgewiesen. 2-Chlorbiphenyl ist im Ames-Test mutagen. Chromosomen-Aberrationen und Schädigungen des reproduktiven Systems wurden im Tierversuch nachgewiesen. PCBs gelangen auch beim Menschen über die Placenta in den Fötus.

Biokonzentrationspotential: Als log Pow werden 4,6 ($C_{12}H_9Cl$) bis 8,4 ($C_{12}Cl_{10}$) angegeben (BALLSCHMITER et al., 1989), der entsprechende Bioakkumulationsfaktor (als log BCF) reicht von 2,4 bis 6,8 (KOCH, 1989).

Persistenz: Insbesondere die höher substituierten Isomere sind sehr stabil. Im Gegensatz zur Stabilität der PCBs gegenüber Hydrolyse und Oxidation findet eine gewisse Photolyse statt. Der Dampfdruck (20 °C) sinkt mit zunehmender Chlor-Substitution von 2.200 Pa ($C_{12}H_9Cl$) auf 0,0056 ($C_{12}Cl_{10}$) (BALLSCHMITER et al., 1989).

Richt- und Grenzwerte: Nach den Richtlinien zur Begrenzung der Abwasseremissionen (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1981) soll die Einleitung lipophiler schwerflüchtiger organischer Chlorverbindungen in Gewässer unterbleiben.

Für Trinkwasser gilt in Österreich ein Summengrenzwert von 0,1 µg/l (BUNDESMINISTERIUM FÜR GESUNDHEIT UND UMWELTSCHUTZ, 1984). In der BRD gelten ab 1.10.1989 folgende Grenzkonzentrationen für Trinkwasser: 0,1 µg/l für einzelne Isomere und 0,5 µg/l für die Summe der Isomere.

2.12 KOHLENWASSERSTOFFE

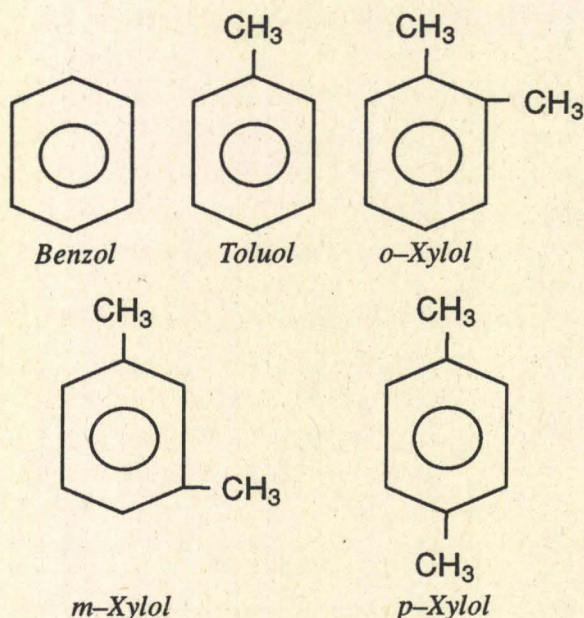
Die Erfassung der in Wässern vorwiegend emulgierten, kolloidalen, suspendierten oder auch gelösten Kohlenwasserstoffe gibt Aufschluß über Verunreinigungen durch Mineralölprodukte wie Kraftstoffe und Schmieröle, sowie durch rezente biogene Kohlenwasserstoffe (so vorhanden). Eine toxikologische Interpretation der erhaltenen Werte ist, da keine Einzelsubstanzen identifiziert werden, wie auch bei anderen Summenparametern, nur sehr eingeschränkt möglich. Nach den Richtlinien für die Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1987) soll die Gewässerbelastung mit Kohlenwasserstoffen 0,1 mg/l nicht überschreiten.

2.13 LIGNINSULFONSÄUREN

Lignin ist ein Hauptbestandteil des Holzes. Beim Aufschluß durch Sulfat- oder Sulfitlaugen entstehen Ligninsulfonsäuren, die in Summe als Calciumligninsulfonsäuren erfaßt werden. Sie sind in Gewässern schwer abbaubar und für die typische braune Färbung der von Zellstoffabwässern beeinträchtigten Flußabschnitte verantwortlich.

2.14 BENZOL – TOLUOL – XYLOLE

Die nichtchlorierten aromatischen Verbindungen Benzol und Toluol konnten im Abwasser von Zellstoffwerken nachgewiesen werden (SUNTIO et al., 1988). Neben Benzol und Toluol wurden auch die Xylole in die Untersuchungen des Umweltbundesamtes mit einbezogen.



Toxizität: Die für Benzol und Toluol angegebenen LC₅₀-Werte (24 – 96 h) unterliegen einer großen Streuung. Für Benzol werden für Fische LC₅₀-Konzentrationen von 22 bis 46 mg/l und für Daphnien solche von 15 – 200 mg/l angegeben (RIPPEN, 1988). Nach Angaben in SUNTIO et al (1988) liegt die LC₅₀ für Daphnien bei 31 mg/l, nach Angaben anderer Autoren sogar bei 1.130 mg/l (zit. nach KOCH, 1989). Die LC₅₀ für Toluol liegt bei Fischen zwischen 13 und 240 mg/l (geometrisches Mittel bei n = 12: 41 mg/l; RIPPEN, 1988). Für die Xylole wird eine akute Toxizität von 10 – 90 mg/l für Fische angegeben (KOCH, 1989).

Mutagenität/Karzinogenität/Teratogenität: In den Blutzellen benzolexponierter Arbeiter sowie im Tierversuch wurden chromosomale Veränderungen beobachtet. Benzol wirkt beim Menschen karzinogen und wurde im Tierversuch mit negativem Ergebnis auf Teratogenität überprüft. Bei Toluol wurden in vivo widersprüchliche Ergebnisse über chromosomale Schäden bekannt. Zumindest in Verbindung mit anderen Substanzen dürfte Toluol das Risiko

einer Krebserkrankung erhöhen. Toluol wirkt embryotoxisch (RIPPEN, 1988).

Biokonzentrationspotential: Alle Substanzen dieser Gruppe sind relativ lipophil. Der Oktanol/Wasser Verteilungskoeffizient (als log Pow) für Benzol ist 2,1, für Toluol 2,62 und für die Xylole 2,9. Folgende Biokonzentrationsfaktoren wurden festgestellt:

– Benzol:

Fisch 10; Algen 30 (RIPPEN, 1988)

– Toluol:

Fisch 4,2; Algen 380 (RIPPEN, 1988),

Fisch 93 (SUNTIO et al., 1988)

– Xylole: ca. 2,4 (ohne Artangabe; KOCH, 1989)

Geruch/Geschmack: Der Geruchsschwellenwert in Wasser liegt für Benzol bei 8,6 mg/l, für Toluol bei 0,5 bis 1 mg/l (RIPPEN, 1988), für o-Xylol bei 0,073 – 20 mg/l und für p-Xylol bei 2,04 mg/l (KOCH, 1989). Der Geschmack von Fischen ist ab einer Toluolkonzentration von < 0,25 mg/l beeinträchtigt (RIPPEN, 1988).

Persistenz: Die Substanzen sind relativ flüchtig, sodaß mit einem Abdampfen aus dem Vorfluter zu rechnen ist (Benzol: Kp. 80,1 °C, Dampfdruck 10.200 Pa (bei 20 °C); Toluol: Kp. 110,6 °C, Dampfdruck 2.910 Pa (20 °C), Xylole: Kp. 114 – 139 °C).

Die Abbauleistung in (aeroben) Kläranlagen ist bei beiden Substanzen im Vergleich zur Verflüchtigung gering. Bei Oberflächenwässern schwanken die Angaben für Toluol zwischen einer Abbaurate von 47 % in 12 Stunden und 32 % in 20 Tagen (RIPPEN, 1988). Die Halbwertszeit von Benzol in der Atmosphäre von weniger als 1 bis zu 2 Tagen weist auf eine geringe Persistenz hin. Auch bei den Xylolen dürfte die Elimination aus

dem Vorfluter eher auf deren Flüchtigkeit als auf Abbauprozesse zurückzuführen sein (KOCH, 1989).

Richt- und Grenzwerte: In den Richtlinien des BUNDESMINISTERIUMS FÜR LAND UND FORSTWIRTSCHAFT zur Begrenzung von Abwasseremissionen (1981) und zur Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern (1987) werden Benzol, Toluol und die Xylole nicht angeführt. Der Richtwert für Oberflächenwasser (zum Schutz der menschlichen Gesundheit) in den USA beträgt 12,4 mg Toluol/l (RIPPEN, 1988).

Für Trinkwasser gelten in Österreich folgende Grenzwerte: Benzol 10 µg/l; Toluol 20 µg/l (BUNDESMINISTERIUM FÜR GESUNDHEIT UND UMWELTSCHUTZ, 1984). Die WHO gibt eine Grenzwertempfehlung für Trinkwasser von 10 µg/l Benzol (für ein statistisches Leukämierisiko von 1:100.000). Für die UdSSR werden 50 µg/l Xylole als Grenzwert für Trinkwasser angegeben (KOCH, 1989).

2.15 PAHs (Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe)

Zur Charakterisierung der PAH-Belastung wurden vom Umweltbundesamt gemäß nationalen und internationalen Richtlinien (BUNDESMINISTERIUM FÜR GESUNDHEIT UND UMWELTSCHUTZ, 1984; DIN 38 409 – H-13; EG-Richtlinien) folgende Substanzen quantifiziert:

Fluoranthen	Benzo(a)pyren
Benzo(b)fluoranthen	Benzo(ghi)perylene
Benzo(k)fluoranthen	Indeno(1,2,3-cd)pyren

Die meisten PAHs sind in Wasser praktisch unlöslich. Die Siedepunkte von 40 aus öko- und humantoxikologischen Gründen ausgewählten Verbindungen liegen zwischen 150 °C und 585 °C. 11 dieser Substanzen gelten als stark, 10 als schwach karzinogen. Über die akute Toxizität und zur genotoxischen Wirkung sind jedoch nur relativ wenig Daten verfügbar (KOCH, 1989). Für einige PAHs ist auch eine biologische Synthese nachgewiesen. Für die sechs oben angegebenen, vom Umweltbundesamt im Rahmen dieser Studie untersuchten Verbindungen werden im folgenden einige Basisinformationen gegeben (nach KOCH, 1989).

Toxizität:

- Fluoranthen: Maus LD₅₀ (= letale Dosis für 50% der Versuchstiere) 200 mg/kg; keine Angaben über Wassertiere
- Benzo(b)fluoranthen: keine Angaben
- Benzo(k)fluoranthen: keine Angaben
- Benzo(a)pyren: Maus, LD₅₀ oral: 50 mg/kg; keine Angaben über Wassertiere
- Benzo(ghi)perylene: keine Angaben
- Indeno(1,2,3-cd)pyren: keine Angaben

Mutagenität/Karzinogenität/Teratogenität:

- Fluoranthen: mutagen (Ames-Test), möglicherweise co-karzinogen
- Benzo(b)fluoranthen: keine eindeutigen Angaben zur Mutagenität
- Benzo(k)fluoranthen: Hinweise auf mutagene Wirkung, im Tierversuch karzinogen
- Benzo(a)pyren: karzinogen, teratogen, Tumorbildung bei Fischen
- Benzo(ghi)perylene: keine Angaben
- Indeno(1,2,3-cd)pyren: mutagen (Ames-Test), karzinogen

Biokonzentrationspotential:

- Fluoranthen: log Pow 5,33; log BCF 4,8
- Benzo(b)fluoranthen: log Pow 6,57; log BCF 5,95
- Benzo(k)fluoranthen: log Pow 6,84; log BCF 5,3
- Benzo(a)pyren: log Pow 6,04; log BCF 5,7 (nach anderen Angaben: 3)
- Indeno(1,2,3-cd)pyren: log Pow 7,66; log BCF 6,5

Persistenz:

- *Fluoranthen: photolysestabil*
- *Benzo(a)pyren: Halbwertszeit im Flußwasser in Jahren: Photolyse 3, Oxidation 340, alle anderen Reaktionen 2,9; Flüchtigkeit 140.*

Richt- und Grenzwerte: Keine Grenzwerte für Oberflächengewässer. Im Trinkwasser darf die Summe der oben angeführten PAHs 0,2 µg/l (berechnet als Kohlenstoff) nicht überschreiten (BUNDESMINISTERIUM FÜR GESUNDHEIT UND UMWELTSCHUTZ, 1984).

2.16 SCHWERMETALLE

Schwermetallemissionen stellen im allgemeinen bei der Zellstoff- und Papierproduktion kein vorrangiges Problem dar. Eine gewisse Belastung der Zellstoff-

abwässer mit Cadmium und vor allem mit Quecksilber wird auf Verunreinigungen der eingesetzten Chemikalien zurückgeführt (UMWELTBUNDESAMT Wien, 1987). Das Quecksilber aus Zellstoffabwässern akkumuliert in Sedimenten und Organismen (NAKAZONO & SAOTOME, 1979; PAASIVIRTA et al., 1983; RADA et al., 1986). Auch in Fließgewässern lassen sich Quecksilberverbindungen aus Zellstoffwerken in Sediment und Fischen oft noch viele Jahre nach Emissionsstop nachweisen (NORDHEIM et al., 1986). Die in Abwässern der Zellstoffindustrie in großen Mengen auftretenden Ligninsulfonsäuren vermögen darüber hinaus Schwermetalle aus dem Sediment zu mobilisieren (GÖTZ, 1979) und so deren Bioverfügbarkeit zu steigern. Auf die Zinkbelastung der Ager durch die Viskoseproduktion in Lenzing wird in den Kap. 8.3 u. 10.1 eingegangen.

3 AUSGEWÄHLTE GEWÄSSERPARAMETER: BIOLOGISCHE BEDEUTUNG UND BEEINFLUSSUNG DURCH ABWÄSSER DER ZELLSTOFF- UND PAPIERINDUSTRIE

Nicht nur die toxischen sowie schwer abbaubaren Substanzen der Zellstoff- und Papierabwässer, die erst in den letzten Jahren in die Standardprogramme limnischer Analytik aufgenommen wurden, sind für aquatische Ökosysteme schädlich. Auch der hohe Anteil an leicht abbaubaren Substanzen, die zu starken Sauerstoffzehrungen führen, sowie der Schwebstoffgehalt, der auch Gewässertrübungen hervorruft und die Lückenräume der Flußsedimente verklebt, können Gewässer schwer beeinträchtigen. Die hohen Temperaturen bzw. Leitfähigkeitswerte der Abwässer sowie Veränderungen des pH-Wertes stellen ebenfalls ein Gefahrenpotential für die Stabilität limnischer Lebensräume dar. Aus diesem Grund soll im Rahmen dieses Kapitels speziell auf die Bedeutung derartiger physikalisch-chemischer Parameter, die lange Tradition in der Limnologie haben, eingegangen werden.

3.1 LICHT UND GEWÄSSERTRÜBUNG

Die Abwässer von Zellstoff- und Papierwerken sind häufig durch gelöste Substanzen gefärbt oder durch hohe Partikelfrachten getrübt. Die in das Wasser eindringende Lichtmenge wird dadurch oft wesentlich verringert.

Die Lichteinstrahlung und ihre spektrale Verteilung spielen in der Energetik aquatischer Ökosysteme die primäre Rolle. Das

bei der Photosynthese wirksame Licht erstreckt sich etwa über den Wellenlängenbereich 390 – 710 nm und macht nicht einmal ein halbes Prozent der gesamten Strahlungsenergie aus. Allgemein steigt die Photosyntheserate mit zunehmender Lichtintensität annähernd linear an, erreicht ein Plateau und nimmt bei weiterer Steigerung wieder ab.

Eine geringere Photosyntheserate führt zu reduziertem Pflanzenwachstum und zu einer Einschränkung der Sauerstoffproduktion. Vor allem führt jedoch der mit dem Abbau der Schwebstoffe aus Abwässern verbundene Sauerstoffverbrauch zu einem Absinken der Sauerstoffkonzentration im Gewässer (s. Kap. 3.4).

Derartige Faktoren sind daher auch bei Messungen von Summenparametern wie dem TOC (*Total Organic Carbon*, siehe Kap. 3.6) zu berücksichtigen.

3.2 LEITFÄHIGKEIT

In welchem Ausmaß ein Gewässer mineralisiert ist, d.h. welche Stoffmenge an gelösten Salzen es enthält, läßt sich durch die Messung der elektrischen Leitfähigkeit ermitteln. Urgesteinsgewässer haben ein Leitvermögen von ca. 20 – 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Gewässer aus Kalkgesteinsregionen zeigen Werte von 200 – 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Falls eine hohe Leitfähigkeit nicht geologisch bedingt ist, kann auf – als Ionen vorliegende – Verunreinigungen geschlossen werden.

3.3 TEMPERATUR

Die meisten Arten bzw. physiologischen Aktivitäten sind auf einen engen Temperaturbereich begrenzt. Einige Organismen, besonders ihre Ruhestadien, können wenigstens für kurze Zeit bei sehr geringen Temperaturen existieren. Andererseits können einige Mikroorganismen, vor allem Bakterien und Algen, in heißen Quellen mit Temperaturen nahe dem Siedepunkt leben und sich fortpflanzen. In Extremfällen ist also Leben in einem Temperaturbereich von minus 200 °C bis plus 100 °C möglich.

Generell kann festgestellt werden, daß die oberen Grenzen schneller kritisch werden können als die unteren Bereiche; trotzdem leben zahlreiche Organismen gerade im oberen Bereich ihrer Toleranzbreite mit dem größeren Nutzeffekt.

Die Temperaturschwankungen sind im Wasser geringer als auf dem Land. Dementsprechend findet man bei aquatischen Organismen im allgemeinen eine engere ökologische Toleranz als bei terrestrischen.

Die Temperatur bestimmt die Geschwindigkeit und Intensität biochemischer Prozesse, bei Tieren vor allem jene der Atmung und der Entwicklungsgeschwindigkeit; häufig wird auch die Bewegungsgeschwindigkeit von Organismen beeinflusst. Auch bei Algen und höheren Wasserpflanzen ist das Vorkommen stets an bestimmte Temperaturbereiche gebunden. Erhöhte Lebensaktivität bringt jedoch nicht nur gesteigerte Substanzproduktion, sondern auch vermehrten Bedarf an Nährstoffen. Spezielle Funktion kann die Temperatur – oft in Verbindung mit anderen physikalischen Parametern (z.B. Photoperiode) – als Auslösefaktor für bestimmte physiologische Reaktionen (z.B. Ruhezustände) haben.

Schwankungen der Temperatur sind ökologisch meist von größter Bedeutung. Temperaturfluktuationen zwischen 10 °C und 20 °C mit einem Mittel von 15 °C haben auf Organismen nicht die gleiche Wirkung wie eine konstante Temperatur von 15 °C. Gleichbleibende Temperaturen können Verzögerungen oder massive Behinderungen wesentlicher Funktionen bewirken (z.B. Entwicklungsgeschwindigkeit von Eiern, Larven oder Puppen), während Schwankungen unter normalen Umständen durchaus stimulierende Wirkung haben (ODUM, 1983).

3.4 SAUERSTOFF

Der Anteil an gelöstem Sauerstoff im Wasser wird u.a. durch den Abbau organischer Substanzen, die Respiration (z.B. von Zooplankton), durch Oxidation von Schwefelverbindungen, Nitrifikation und die Sauerstoffzehrung des Bodenschlammes vermindert sowie durch die biogene Sauerstoffproduktion und physikalische Vorgänge (z.B. Wasserturbulenzen) vergrößert. Grundsätzlich ist also die Sauerstoffbilanz eines Gewässers umso schlechter, je geringer der Eintrag an Sauerstoff durch die Oberfläche und die Photosyntheseaktivität ist und je intensiver die Stoffwechselleistungen der heterotrophen Organismen – Tiere, Pilze und viele Bakterien – sind (SCHWOERBEL, 1984). Daraus lassen sich zwei wesentliche Folgerungen ziehen: Fließgewässer mit rascher Wasserbewegung und geringer Wassertiefe haben eine günstigere Sauerstoffbilanz. Die Zufuhr von organischem Material wirkt sich daher in stehenden Gewässern und Stauhaltungen nachhaltiger aus als in frei fließenden Gewässern.

Die ökologische Wirkung des Sauerstoffgehaltes ist schwer isoliert zu betrachten,

da sich in natürlichen Gewässern die Sauerstoffverhältnisse gewöhnlich parallel zu anderen Parametern ändern. Es besteht z.B. ein starker Zusammenhang zwischen Temperatur und Sauerstoffgehalt: So sind beispielsweise im Fall einer 100-prozentigen Sauerstoffsättigung bei 20 °C knapp 9 mg O₂/l gelöst, bei 0 °C über 14mg/l.

Die spezifischen Lösungsbedingungen der Gase im Wasser sind für die Respiration der Wassertiere von eminenter Bedeutung. Mit höherer Temperatur sinkt der Sauerstoffgehalt des Wassers, während der Bedarf der Tiere steigt. Physiologische Sauerstoffarmut des wärmeren Wassers kann durch Wasserbewegungen zum Teil kompensiert werden; aus diesem Grund können geringfügige Maßnahmen die Sauerstoffsituation in einem hart verbauten Fließgewässer oft wesentlich verbessern (z.B. Einbringen von Störsteinen, Buhnen u.ä.). In stagnierendem Wasser werden vielfach solche lebenswichtigen Bewegungen durch Ventilationsvorgänge der Tiere selbst in Gang gehalten (z.B. rhythmisches Schlagen der Kiemen bei Eintagsfliegenlarven – Ephemeroptera).

Verschiedene Organismengruppen sind an unterschiedliche Sauerstoffverhältnisse angepaßt: Die Larven einzelner Familien der Eintagsfliegen und Steinfliegen (Plecoptera) benötigen mehr als 7 mg/l, bei einem Sauerstoffgehalt von 1–2 mg/l kann es zu einem Massenauftreten der Wasserassel (*Asellus aquaticus*) und Larven von schlambewohnenden Zuckmücken (Chironomiden) kommen, wobei andere Gruppen weitgehend ausfallen. Auch Fischarten stellen natürlich unterschiedlich hohe Anforderungen an den Sauerstoffgehalt: Lachsartige (Salmoniden) brauchen beispielsweise weitaus höhere Konzentrationen

(> 10 mg/l) als die meisten Karpfenartigen (Cypriniden; > 5 mg/l; BAUR, 1987).

3.5 pH-WERT

Der Säuregehalt von Oberflächengewässern wird meist in Form des pH-Wertes angegeben; dieser ist ein Maß für den Gehalt einer wässrigen Lösung an Wasserstoffionen. Der Säuregrad aquatischer Systeme ist das Ergebnis von komplexen Wechselwirkungen zwischen Niederschlag, Schmelzwasser und dem Bodensystem des Wassereinzugsgebietes. Als Hauptursache für Versauerungsprozesse wird der Eintrag von Säuren mit dem Niederschlag ("Saurer Regen") angesehen (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 1984).

Das Ausmaß, in dem Säureeintrag aquatische Systeme verändern kann, ist von Geochemie, Geomorphologie und Hydrodynamik des Wassereinzugsgebietes abhängig. Am empfindlichsten gegenüber Säureeintrag sind schwach gepufferte, elektrolytarmer, oligotrophe (nährstoffarme) Gewässer mit quarzhaltigem Untergrund (Granit, Gneis); ein geringerer Einfluß ist in Gegenden mit ausreichend kalkhaltigem Gestein zu erwarten. Typisch für schwach gepufferte Gewässer ist, daß sie bezüglich ihrer pH-Werte im Jahresverlauf sehr starken Schwankungen unterworfen sind. Das ist einerseits auf unterschiedliche zeitliche Verteilungen der Niederschlagsmengen und andererseits auf die wichtige Rolle der Schneeschmelze in Versauerungsprozessen zurückzuführen. Ausschlaggebend für die oft drastische Wirkung der Schneeschmelze ist, daß die ersten 30 % des Schmelzwassers 50 – 80 % des Gesamtgehaltes an Säuren, Metallen und anderen Substanzen enthalten (BAYERISCHES

LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 1984).

Durch Absenkung des pH-Wertes wird die Löslichkeit vieler Metalle wesentlich erhöht. So ist beispielsweise Aluminium bei einem pH von 6–7 unlöslich, unterhalb dieses Bereichs steigt die Löslichkeit rapid an.

Wie Untersuchungen zeigten, zieht die Versauerung stehender und fließender Gewässer massive Veränderungen in der Struktur und Dynamik aquatischer Biozönosen nach sich (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 1984; BRENNER, 1989; BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1986; GEBHARDT et al., 1987; THIERY & ZIPP, 1989).

Im Bereich des *tierischen Planktons* konnte generell eine Reduzierung der Artenvielfalt als Folge der Gewässerversauerung bei den Hauptgruppen (Rädertiere – Rotatoria, Blattfußkrebse – Phyllopoda und Ruderfußkrebse – Copepoda) festgestellt werden. Auch die Lebensgemeinschaften *benthischer Invertebraten* (bodenlebender Wirbelloser) verarmen als Folge der Versauerung.

Die Toxizität niedriger pH-Werte und die damit einhergehenden chemischen Veränderungen im Gewässer wurden aufgrund ihrer Rolle als Wirtschaftsfaktor besonders an *Fischen* nachgewiesen. Gewässerversauerungen wirken sich in mehrfacher Hinsicht negativ auf Fischbestände aus: Absenkungen des pH-Werts verursachen u.a. massive Schäden der Kiemenepithelien, hemmen Wachstum und Atmung und haben bei empfindlicheren Arten bereits früh letale Auswirkungen. Versauerungsvorgänge manifestieren sich auch in Skelettdeformationen und Reproduktionsstörungen. Herabgesetzte pH-Werte und in Lösung gehende Metalle tragen zu Schadstoffakkumu-

lationen bei und stören die Entwicklung von Fischbrut bzw. -embryonen. Zu besonders empfindlichen Arten zählen u.a. die Regenbogenforelle (*Salmo gairdneri*), die Aalrutte (*Lota lota*), und das Rotaugen (*Rutilus rutilus*), bei denen bereits pH-Werte von 6 dramatische Auswirkungen auf die Populationen haben.

Auswirkungen auf einzelne Tiergruppen bzw. trophische Ebenen bewirken selbstverständlich gravierende Effekte auf das Ökosystem als Ganzes. Versauerte Gewässer werden durch den Ausfall einzelner Gruppen und die damit zusammenhängenden biozönotischen Veränderungen instabil und gegenüber weiteren Störungen verletzlicher. Komplexe Nahrungsnetze werden reduziert und vereinfacht.

Abwässer der Zellstoff- und Papierindustrie verursachen meist keine bedenklichen Veränderungen des pH-Wertes.

3.6 BSB (Biochemischer Sauerstoffbedarf) und CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf)

Grundlage der biologischen Reinigung verschmutzter Gewässer ist die Stoffwechseltätigkeit von Mikroorganismen, wodurch die Inhaltsstoffe zum Teil mineralisiert, zum Teil für den Aufbau neuer Zellsubstanz verfügbar werden. Den Zusammenhang zwischen der Verschmutzung eines Gewässers und der Abbautätigkeit der Mikroorganismen nutzt man aus, um durch relativ einfache Verfahren zuverlässige Werte über den Verschmutzungsgrad eines aquatischen Ökosystems zu erhalten. Der Wirkungsgrad des Abbaues hängt wesentlich davon ab, in welchem Maß die Schmutzstoffe dem biochemischen Stoffwechsel zugänglich sind (NIEHOFF, 1984).

Die Bestimmung des *biochemischen Sauerstoffbedarfs (BSB)* verwendet die Stoffwechseltätigkeit aerober Mikroorganismen, die beim Abbau organischer Wasserinhaltsstoffe Sauerstoff verbrauchen. Die biochemischen Prozesse benötigen mehr Zeit als chemische Oxidationsreaktionen. Gebräuchlich ist die Bestimmung des BSB über einen Zeitraum von fünf Tagen (BSB_5). Er wird in mg Sauerstoff/l angegeben. Folgende Bedingungen müssen bei der Analyse realisiert sein: Temperatur bei 20 °C; das Substrat (organische Inhaltsstoffe) muß als Minimumfaktor vorliegen; ausreichende Versorgung mit Sauerstoff, Nährstoffen und Spurenelementen; pH-Wert im neutralen Bereich; Inkubation im Dunkeln, um die mit Algentätigkeit verbundene Sauerstoffproduktion zu verhindern, die das Ergebnis verzerren würde. Die "klassische" Sauerstoffbestimmung erfolgt durch Titration nach Winkler, in den letzten Jahren werden verstärkt auch automatische Verfahren (z.B. mittels Elektrode oder Manometer) eingesetzt (HÖLL, 1986).

In der Praxis sind folgende Richtwerte für die Einstufung eines Gewässers in eine der 4 Gewässergüteklassen auf der Basis des BSB_5 gebräuchlich (BAUR, 1987):

BSB_5 (mg/l)	Güteklasse
0 – 2	I (oligosaprob)
2 – 4	II (β -mesosaprob)
4 – 10	III (α -mesosaprob)
> 10	IV (polysaprob)

Der BSB_5 aus speziellen Abwässern kann besonders hoch sein: 1 g Phenol verursacht z.B. einen BSB_5 von ca. 1.700 mg O_2 /l. Beim Abbau von 1 g Stärke verbrauchen Mikroorganismen in fünf Tagen etwa 700 mg Sauerstoff.

Gelegentlich liefert die Analyse BSB -Werte, die der tatsächlichen Belastung mit organischen Substanzen nicht annähernd gerecht werden. In derartigen Fällen ist das Wasser zusätzlich mit toxischen Substanzen belastet, die zu einer Vernichtung der den Abbau leistenden Mikroorganismen führen können oder den Abbau zumindest massiv behindern.

Die Menge des Sauerstoffs, die auf chemischem Weg zur möglichst vollständigen Oxidation organischer Verbindungen zu CO_2 und H_2O benötigt wird, bezeichnet man als *Chemischen Sauerstoffbedarf (CSB)*. Im Gegensatz zum BSB ist der CSB stets eine Sofortmethode. Die auch heute noch verbreitete Methode mittels des Kaliumpermanganat-Verbrauchs hat den Nachteil, daß mit $KMnO_4$ nur eine Teiloxidation von ca. 30–40% der vorhandenen organischen Verbindungen stattfindet. Bei der Oxidation mit Kaliumdichromat können über 90% der organischen Substanz erfaßt werden. Die Werte für den Kaliumdichromat-CSB liegen bei kommunalen Abwässern um 600 mg/l. Die Werte für die chemische Oxidation mittels Kaliumpermanganat liegen – entsprechend der geringeren Oxidationskraft – bei kommunalen Abwässern zwischen 300 und 400 mg/l. Wegen der wechselnden Abwasserzusammensetzungen kann keine feste Relation zwischen den Ergebnissen aus den beiden Methoden angegeben werden (HARTMANN, 1983). Auch der CSB wird in mg Sauerstoff/l angegeben. Im deutschen Abwasserabgabengesetz stellt der CSB einen der wichtigsten Faktoren zur Berechnung von Schadeinheiten dar.

Die organischen Stoffe werden in fünf Tagen auf biochemischem Weg nicht vollständig oxidiert; daher ist der BSB für organische Inhaltsstoffe zumeist kleiner als der CSB.

Das CSB–BSB–Verhältnis ist ein abwasserspezifischer Kennwert, durch den die biologische Abbaubarkeit charakterisiert werden kann. Ein gut abbaubares Abwasser ist durch einen Quotienten gekennzeichnet, der nahe dem Wert 1,5 liegt. Nimmt der Anteil der persistenten Wasserinhaltsstoffe zu, wird das Verhältnis höher und es muß mit einer zunehmenden Erschwernis des biologischen Abbaues gerechnet werden.

Ein anderer Summenparameter zur Bestimmung von Gewässerbelastungen mit organischem Material ist der gesamte organische Kohlenstoff (*Total Organic Carbon, TOC*). Auch seine Bestimmung beruht auf der chemischen Oxidation der organischen Stoffe zu CO_2 und H_2O , wobei

über die Konzentration des gebildeten CO_2 auf den Gesamtkohlenstoff geschlossen werden kann. Der TOC ist eine exakt definierbare, absolute Größe und direkt meßbar. Die Probleme der Oxidationsverfahren BSB und CSB zeigt der TOC nicht; daher ist gerade bei sehr schwer abbaubaren Stoffen der TOC der aussagekräftigste Parameter. Der TOC setzt sich aus gelöstem (dissolved organic carbon / DOC) und partikulärem Kohlenstoff (particulate organic carbon) zusammen (HÜTTER, 1984).

Bei Messungen des organischen Kohlenstoffs mittels TOC ist eine Unterscheidung zwischen abbaubaren und nicht abbaubaren Substanzen unmöglich.

4 EINFLUSS DER ZELLSTOFF- UND PAPIERINDUSTRIE AUF LIMNISCHE ÖKOSYSTEME (Literaturübersicht)

Über die Auswirkungen von nicht oder nur teilweise gereinigten Abwässern aus der Zellstoff- und Papierindustrie auf die Lebensgemeinschaften limnischer Systeme und ihre daraus resultierenden Nahrungsnetze existiert eine beträchtliche Anzahl von Publikationen. Der Großteil dieser Arbeiten beschäftigt sich mit direkten und indirekten Einflüssen auf Physiologie und Morphologie von Fischen. Bevor auf diese Aspekte eingegangen wird, sollen auch die Auswirkungen jener Abwässer auf andere limnische Tiergruppen beleuchtet werden; die Reihenfolge der Tiergruppen richtet sich nach zoologisch-systematischen Kriterien.

4.1 WIRBELLOSE

CHAPMAN et al. (1982) fanden heraus, daß die letale Konzentration für limnische Ringelwürmer (*Oligochaeta*; LC_{50} -Wert nach 96 Stunden) zwischen 0,35 und 5 Vol% der Abwässer (Schwarzlauge: Abfallflüssigkeit aus Sulfatzellstoffproduktion) liegt.

Untersuchungen in Finnland (ELORANTA, 1980) ergaben, daß Biomasse und Artenvielfalt von Zooplankton-Gemeinschaften durch Abwässer einer Sulfitzellstofffabrik erheblich reduziert werden.

BAGGE (1983) verglich Artenspektren von Libellen (*Odonata*), Wasserwanzen (*Heteroptera*) und Wasserkäfern (*Coleoptera*) meso- und eutropher Abschnitte eines kleinen Flusses mit jenen, die durch Abwässer einer Papierfabrik stark belastet sind. Vor dem Einlaß der industriellen Abwässer konnten 7 Libellenarten (Lar-

ven), 9 Wanzenarten (Adulte und Larven) sowie 15 Käferarten (Adulte und Larven) nachgewiesen werden. Infolge der Abwässer der Papierfabrik, die sich vor allem durch niedrige pH-Werte auszeichneten (3,2 – 6,6), reduzierte sich das Artenspektrum auf 2 Wanzenarten.

Auswirkungen von Abwässern einer Papierfabrik auf die Insektenfauna (Eintagsfliegen – *Ephemeroptera*, Köcherfliegen – *Trichoptera*, Steinfliegen – *Plecoptera* und Zweiflügler – *Diptera*) eines Fließgewässers stellte auch HILTON (1980) fest: Bei allen vier Gruppen zeigten sich zum Teil signifikante Reduktionen auf dem Arten-, Gattungs- und Familien-niveau. Neben chemischen und physikalischen Einflüssen wurden für die Verarmung der Fauna auch die großen Mengen der Zellstoffasern verantwortlich gemacht, die zu einer Verklebung der Lückenräume im Sediment führen und damit die wesentlichsten Lebensräume der dort lebenden Tiergruppen (Benthofauna) zerstören.

COUILLARD & TRUDEL (1981) verzeichneten eine starke Abnahme ökologisch sensibler Insektengruppen (Köcherfliegen, Libellen, Steinfliegen, Wasserkäfer, Eintagsfliegen) im Einflußbereich der Abwässer von Papierfabriken. Die Wasseranalysen ergaben unter anderem erhöhte BSB_5 -Konzentrationen (6,5 – 7,5 mg/l) und CSB-Werte (55 – 65 mg/l).

Die Einflüsse der Papierindustrie auf die einzelnen Ernährungstypen beschrieben MAYACK & WATERHOUSE (1983). Am stärksten werden filtrierende "Collectors" (z.B. manche Köcherfliegenlarven) und "Scrapers" (Aufwuchsfresser, zahlreiche Eintagsfliegen- und Steinfliegenlarven) in ihrem Arten- und Individuenreichtum

betroffen. Auch in diesen Ergebnissen spiegelt sich der negative Einfluß wider, den partikuläres Material auf die Struktur der Mikrohabitate des Sedimentes und seiner Biozönosen hat.

4.2 FISCHE

Bei den folgenden Beschreibungen der Ergebnisse verschiedener – vorwiegend skandinavischer – Publikationen (zusammenfassend siehe SÖDERGREN, 1989) werden besonders die Auswirkungen auf jene Arten herausgestrichen, die auch in der heimischen Fischfauna vertreten sind. Zu beachten ist, daß die beschriebenen Beeinträchtigungen von den verwendeten Produktions- und Reinigungstechnologien abhängig sind und daher nicht generell bei Zellstoff- und Papierproduktionen auftreten müssen.

4.2.1 Auswirkungen auf Fischpopulationen

Die Zusammensetzung der Fischfauna entlang eines Entfernungsgradienten von einer Zellstofffabrik (Sulfatverfahren, Chlorbleiche: 6.774 t Cl/Jahr, 1985) wurde in Schweden von NEUMANN & KARAS (1988) in der von Flüssen beeinflussten Uferregion des Bottnischen Meerbusens untersucht. Im unmittelbaren Einflußbereich des Abwassereinlaufes waren geringe Fischdichten, eingeschränkte Artenspektren und überaltete Bestände nachweisbar. In etwa 3 km Entfernung von dem Einrinn sorgten große Bestände von Rotaugen (*Rutilus rutilus*) und Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*) für sehr hohe Biomassewerte, andere charakteristische Arten traten allerdings in subnormalen

Dichten auf. Erst in ca. 10 km Entfernung von dem Werk konnten auch andere für diese Region typische Arten in höheren Dichten gefunden werden (z.B. Elritze – *Phoxinus phoxinus*, Stichling – *Gasterosteus aculeatus*, Flußbarsch – *Perca fluviatilis*).

Neben dem Einfluß toxischer Substanzen machen NEUMANN & KARAS auch durch die Abwässer verstärkte Eutrophierungsprozesse für die Änderungen auf dem Populationsniveau verantwortlich. Sauerstoffzehrungen am Gewässergrund und qualitative Änderungen des Laichsubstrates verhindern die erfolgreiche Reproduktion jener Arten, die in diesen Zonen ablaichen.

Die gravierenden Einflüsse der Abwässer von Sulfatzellstofffabriken dokumentieren die Untersuchungen von VUORINEN & VUORINEN (1987). Sie exponierten Eier und Larven der Bachforelle (*Salmo trutta*) in 0,5 – 2,0%igen Abwässern. Es zeigten sich verminderte Schlüpfraten (37% in 2%igem Abwasser gegenüber 80 – 90% in 0, 0,5 und 1,0%igen Abwässern) sowie herabgesetzte Wachstumsraten und hohe Mortalitätsraten der Larven (in 2%igem Abwasser 100% in den ersten drei Wochen nach dem Schlüpfen).

4.2.2 Morphologische Auswirkungen: Skelett

BENGTSSON (1988) bzw. BENGTSSON et al. (1988) wiesen beim Vierhörnigen Seeskorpion (*Myoxocephalus quadricornis*, bei uns nicht verbreitet), Flußbarsch und Laube (*Alburnus alburnus*) Schädigungen des Skelettes (Wirbel) nach, die auf den Einfluß der Abwässer von Zellstoff- und Papierwerken zurückgeführt wurden. Es wurden dabei insbesondere Veränderungen mechanischer

Parameter (z.B. Bruchfestigkeit, Spannung, Elastizität, Widerstandsfähigkeit) und Störungen des chemischen Aufbaues der Wirbel (z.B. Kollagen, Prolin, Calcium, Phosphor) festgestellt.

Gemessen an der Anzahl der beeinflussten Faktoren und der Signifikanz der Änderungen hatten Abwässer eines Werkes mit folgender Bleichungstechnologie die gravierendsten morphologischen Einflüsse: 48% ClO_2 und 52% Cl_2 ($\text{O}(\text{C}_{52}/\text{D}_{48})\text{EDED}$). Auch die Abwässer eines Werkes ohne Bleichungstechnologie wiesen stark toxische Einflüsse auf.

THULIN et al. (1988; s. Abb. 4.1) beschrieben schwere Schädeldeformationen beim Hecht (*Esox lucius*) als Folge von Abwässern aus Zellstoff- und Papierfabriken. Diese Schäden waren bei 63% der gefangenen Individuen zwischen 34 und 63 cm Körperlänge in 3 km Entfernung vom Abwassereinrinn feststellbar. In 6 km Entfernung waren noch immer an die 50 % betroffen.

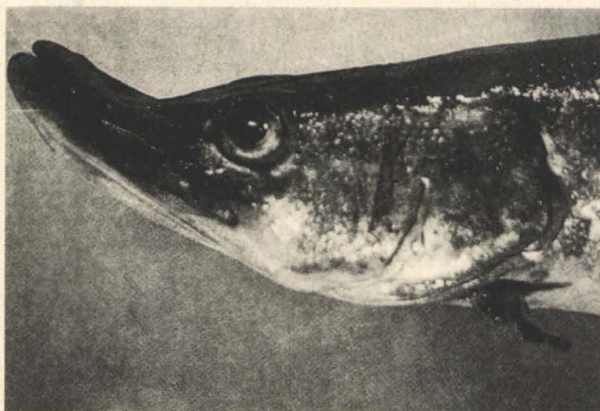


Abb. 4.1: Deformierter Kiefer beim Hecht (*Esox lucius*; THULIN et al., 1988)

Als weitere äußerlich sichtbare Schädigungen bei Fischen wurden Hautgeschwüre, Verpilzungen, deformierte Kiemenfilamente, Verkürzungen der Kiemendeckel und Flossenschäden angeführt.

NILSSON (1988) berichtete von offenen Wunden, Augenverletzungen und Deformationen bei 80 bis 90 % der in unmittelbarer Näheholzverarbeitender Industrieanlagen gefangenen Aale (*Anguilla anguilla*).

4.2.3 Morphologische Auswirkungen: Gonaden

Auch Veränderungen männlicher und weiblicher Geschlechtszellen konnten nachgewiesen werden. LARSSON et al. (1988) stellten unter dem Einfluß von Abwässern eines Zellstoffwerkes mit Chlorbleiche ein reduziertes Gonadenwachstum bei Männchen und Weibchen des Flußbarsches fest. Diese Reduktionen waren bei Fängen in 10 km Entfernung vom Einrinn noch nachweisbar, bei den Fängen aus 8, 4,5 und 2 km Entfernung signifikant.

4.2.4 Biochemische Auswirkungen

Schwerwiegende Beeinträchtigungen auf biochemischem Niveau wurden u.a. von ANDERSSON et al. (1988), LARSSON et al. (1988) und MIETTINEN & RUOPPA (1988) beschrieben. Die meisten dieser Untersuchungen wurden mit dem Flußbarsch durchgeführt. Diese Störungen konnten z.T. schon bei sehr niedrigen Abwasserkonzentrationen (ab 0,06 %) nachgewiesen werden. Die negativen Einflüsse der Abwässer von Zellstofffabriken umfaßten u.a. Auswirkungen auf den Kohlenhydratstoffwechsel (Leber- und Muskelglykogengehalt, Blutzuckerspiegel); darüberhinaus wurde eine Induktion von Entgiftungsmechanismen (z.B. erhöhter Gehalt an Vitamin C in der

Leber) festgestellt. Auch verschiedene Blutparameter zeigten teilweise sehr starke Veränderungen: prozentuelle Zusammensetzung der Blutzellen (besonders Reduktion der Lymphocytenzahl und damit verbundene herabgesetzte immunologische Abwehr), Ionenhaushalt, Hämoglobin – Methämoglobingehalt. Der Großteil dieser Veränderungen konnte auch noch in 10 km Entfernung vom Einlaß der Abwässer festgestellt werden.

4.2.5 Bioakkumulation

Die Anreicherung von extrahierbarem organischem Chlor (EOCI) im Flußbarsch wurde in Schweden untersucht; die Abwässer stammen aus einer Papierfabrik mit folgendem Bleichungsablauf: Sauerstoffdelignifikation, (CD) (OE) D (EP) D. Die Anreicherungen in den Fischen, die im Einflußgebiet der Abwässer gefangen wurden, erwiesen sich als signifikant höher als die Werte aus den Referenzproben (Fische aus dem Umkreis eines Werkes ohne Bleichung). Die EOCl-Konzentrationen schwankten zwischen 180 und 423 ppm (Fettgewicht) in etwa 3 km Entfernung vom Einrinn. Weniger als 10 % des EOCl aus den extrahierbaren Lipiden des Flußbarsches konnten identifiziert werden. Innerhalb dieser Mengen dominierten Polychlorierte Biphenyle und 3,4,5-Trichlorguaiacol (SÖDERGREN, 1989).

Sedimentuntersuchungen aus demselben Bereich zeigten ebenfalls hohe EOCl-Anreicherungen (580 ppm Trocken-gewicht). Außerdem war das Substrat in hohem Maß von Zellstoffasern bedeckt.

Flußbarsch, Rotaugen, Aalrutte (*Lota lota*) und Blaufelchen (*Coregonus lavaretus*) wurden auf ihren Gehalt an EOCl

untersucht. Die Abwässer stammten aus einem Werk, das chlorgebleichten Sulfitzellstoff produzierte und 1981 geschlossen wurde. Fettanalysen aus dem Jahr 1979 ergaben im Vergleich zu den Referenzfängen stark erhöhte EOCl-Werte bei allen vier Arten (220 – 1.990 ppm). Die hohen interspezifischen Unterschiede dürften auf Unterschiede in Fettgehalt, Alter, Geschlecht und Mobilität zurückzuführen sein. Bei der Analyse von Einzelsubstanzen konnte u.a. Tri- und Tetrachlorphenol bei allen vier Arten nachgewiesen werden. Messungen aus dem Jahr 1982 (16 Monate nach der Schließung des Unternehmens) ergaben, daß die EOCl-Konzentrationen im Fischfett in der gleichen Größenordnung wie jene aus dem Jahr 1979 waren. Sedi-mentierte chlorierte Bestandteile dürften als solche oder nach bakteriellen Trans-formationen frei werden und in den Fischen angereichert werden. Proben aus den Fängen des Jahres 1984 wiesen mit den Referenzfängen vergleichbare Kon-zen-trationen von EOCl auf, obwohl Sedimentanalysen stark erhöhte EOCl-Werte ergaben. Durch die Sedimentation neuen Materials dürften die chlorierten Bestandteile des Gewässerbodens abge-schirmt sein und somit nicht mehr akku-muliert werden.

Ein Modell der Anreicherung lipophiler Biozide in der Nahrungskette (polychlorierte Biphenyle, Hexachlorbenzol, organische Quecksilberverbindungen bei Rotaugen bzw. Hecht) zeigte zum Großteil signifikant höhere Schadstoffgehalte im Fett bei Hecht als bei Rotaugen. Innerhalb der Chlorphenole wurden bei Hecht Pentachlorphenol und 2,3,4,6-Tetrachlorphenol nachgewiesen (PAASIVIRTA et al., 1983).

LANDNER et al. (1977) untersuchten die Akkumulation von Chlorphenolen (2,4,6-Trichlorphenol, Trichlorguaiacol, Tetra-

chlorguaiacol) aus einem Sulfatzellstoffwerk in Leber und Muskel der Regenbogenforelle (*Salmo gairdneri*). Die Tiere wurden in 40-fach verdünntem Abwasser 2 bis 5 Wochen gehalten. Es zeigte sich, daß sich die Substanzen besonders im Lebergewebe anreichern. Die höchsten Konzentrationen wurden bereits nach zwei Wochen Exponierungszeit der Fische in den Abwässern (aus dem Extraktionsschritt nach vollständiger Chlorierung) im Leberfettgewebe nachgewiesen (Trichlorguaiacol: 130 ppm).

OIKARI & HOLMBOM (1986) konnten Chlorphenole (2,4,6-Trichlorphenol, 2,3,4,6-Tetrachlorphenol, 4,5,6-Trichlorguaiacol, Tetrachlorguaiacol und Pentachlorphenol) in der Galle verschiedener Fischarten nachweisen: Regenbogenforelle, Rotaugen, Flußbarsch, Hecht, *Abramis brama* (Brachse) und *Scardinius erythrophthalmus* (Rotfeder). Die Ergebnisse wurden aus Laborversuchen,

kontrollierten Freilandexperimenten und Freilandfängen gewonnen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß Abwässer aus der Zellstoff- und Papierindustrie selbst in geringen Konzentrationen z.T. schwerwiegende Beeinträchtigungen von Fischen sowohl auf morphologischem als auch auf biochemisch-physiologischem Niveau bewirken. Außerdem werden Struktur, Dynamik und Zusammensetzung von Fischpopulationen in hohem Maße beeinträchtigt.

Es ist auch zu betonen, daß es zu deutlichen Verminderungen der Abwehrkräfte des Fisches kommen kann, sodaß auch natürlich entstandene zusätzliche Belastungen, die innerhalb der normalen ökologischen Toleranz einer Art liegen würden – z.B. Temperaturerhöhungen, Parasitenbefall – letal enden können (HOFER, 1989).

5 BIOLOGISCHE METHODEN DER SCHADSTOFFÜBERWACHUNG

5.1 ALLGEMEINES

Vor einigen Jahrzehnten konnte die Verunreinigung der Fließgewässer durch Bestandsaufnahmen von Organismen bzw. Messungen des Sauerstoffhaushaltes weitgehend beschrieben werden. Die qualitativ und quantitativ veränderte Belastungssituation hat einerseits verfeinerte Methoden der Wasseranalytik und andererseits die Frage nach toxischen Einflüssen auf Individuen und Lebensgemeinschaften (Ökotoxikologie) als Schwerpunkte der Gewässergütebeurteilung in den Mittelpunkt gestellt (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1989). Toxizität kann als Resultat von Wechselwirkungen zwischen Stoff und biologischem System beschrieben werden. Ökotoxizität kann demnach nicht als stoffspezifische Eigenschaft eingestuft werden (NUSCH, 1986).

Neben summarischen Kenngrößen, die sich auf den Gehalt von Abwässern an bestimmten Stoffen beziehen, gibt es also auch Parameter, die sich auf Wirkungen beziehen, die Abwässer ausüben können. Innerhalb dieser Toxizitätsprüfungen (Biotests mit aquatischen Testorganismen) wird der Umstand ausgenutzt, daß bei zahlreichen Organismengruppen Störungen der Umwelt sichtbar oder meßbar sind. An derartige Tests sind folgende Anforderungen zu stellen: Ein biologisches System für Testzwecke sollte leicht verfügbar sein; das setzt die Möglichkeit von Zucht und Kultur voraus. Die Rahmenbedingungen für Zucht und Kultur (Halterung) biologischer Systeme sollten weitgehend standardisiert sein, um Vergleichbarkeit und Reproduzierbarkeit gewährleisten zu können. Die Empfindlichkeit derartiger Systeme sollte sich auf ein

möglichst breites Spektrum von Schadstoffen erstrecken. Mit sehr hoher Sensibilität ist freilich auch die Gefahr verbunden, daß harmlose Parameter oder abiotische Randerscheinungen Schadstoffwirkungen vortäuschen können. Die Testverfahren sollten möglichst praktikabel sein (KNIE, 1989).

Der Vorteil der Anwendung derartiger Testverfahren liegt darin, daß die große Menge an Einzelsubstanzen in speziellen Abwässern chemische Analysen zum Teil unmöglich macht und daher die Untersuchung der Wirkung des Abwassers im Vordergrund steht. Außerdem können die vielfältigen – auch von abiotischen Faktoren abhängigen – Interaktionen zwischen den Einzelsubstanzen bzw. Stoffgruppen in den wenigsten Fällen chemisch erfaßt werden.

Da im Abwasser von Zellstoff- und Papierwerken stets große Mengen verschiedenartiger Substanzen vorkommen, deren vollständige analytische Erfassung weder realisierbar noch zielführend ist, bieten sich zur Überwachung dieser Abwässer biologische Testverfahren in besonderem Maße an. Das Umweltbundesamt hält daher die Einführung biologischer Überwachungssysteme für dringend erforderlich; die Untersuchung der Fischgiftigkeit ist in den zur Zeit in Diskussion befindlichen Verordnungen zur Emissionsbegrenzung vorgesehen.

Natürlich sind besonders mit routinemäßigen biologischen Testverfahren auch Schwierigkeiten verbunden. Toxizitätstests sind in den wenigsten Fällen auf das Problem der chronischen Giftwirkung ausgerichtet. Diese ist aus ökologischer Sicht allerdings oft als bedeutsamer zu beurteilen als die akute Toxizität. Mehrere Kurz- und Langzeittests müßten durch-

geführt werden, um Verfälschungen der Ergebnisse durch breite Reaktionsnormen bzw. schwankende Kondition der Testorganismen möglichst auszuschließen. Daneben können Probleme bei der Übertragbarkeit der Ergebnisse von einem Individuum auf ein anderes bzw. von einer taxonomischen Einheit auf eine andere auftreten. Selbst Artengruppen innerhalb einer Familie oder Populationen innerhalb derselben Art können unterschiedlich auf den gleichen Einfluß reagieren (STUMM et al., 1983). Ökologisch wesentliche Aussagen über subletale Auswirkungen bestimmter Abwassertypen oder Konzentrationen (z.B. Gonadenwachstum, Auswirkungen auf das Nervensystem, Nahrungsketteneffekte, Streß) können mit den gängigen Testverfahren nur bedingt getroffen werden.

Nachfolgend sollen kurz einige Tests zur Prüfung der biologischen Wirkung von Abwässern beschrieben werden (soweit nicht anders angegeben aus KANNE, 1989). Die im folgenden beschriebenen Testverfahren erfassen im allgemeinen nur akute toxische Wirkungen, während das in Kap. 5.7 angeführte Verfahren z.T. auch Langzeitwirkungen einbezieht.

5.2 FISCHTEST

Der Fischtest hat nicht zuletzt als Parameter zur Bildung der Bemessungsgrundlage der Abwasserabgabe in der BRD große Bedeutung. Fische haben als Endglieder der Nahrungsnetze unserer Oberflächengewässer wichtige Indikatorfunktionen. Dieser Test beruht auf der letalen Wirkung von toxischen Stoffen auf *Leuciscus idus* (Nerfling, Goldorfe) innerhalb von 48 Stunden. Daneben werden auch verschiedene Symptome im subletalen Bereich (z.B. motorische und

Orientierungsschwächen) zur Bewertung herangezogen. Die Giftwirkung eines Abwassers wird mit Verdünnungsfaktoren umschrieben. Durch das häufige Vorkommen des Nerflings in großen Fließgewässern ("Barbenregion") und in stehenden Gewässern in Mittel-, Nord- und zum Teil Osteuropa ist die Verfügbarkeit der Fische für diesen Test als gut zu bewerten.

5.3 DAPHNIENTEST

So wie beim Fischtest ist die ökologische Aussage des Daphnientests breit akzeptiert. Daphnien sind Vertreter einer im Plankton weitverbreiteten Kleinkrebsgruppe (Cladocera) und praktisch in allen größeren Stillgewässern sowie in Stillbereichen großer Tieflandflüsse mit Kontakt zu produktiven Altarmen anzutreffen. Der Testorganismus, *Daphnia magna*, hat einerseits als effektiver Algenfiltrierer und andererseits als Nährtier zahlreicher Fischarten große Bedeutung als Indikatororganismus. Die Schadwirkung des Abwassers wird durch stufenweises Verdünnen der Probe festgelegt, der Test dauert 24 Stunden. Problematisch gestaltet sich allerdings nicht selten die Zucht der Krebse.

5.4 ALGENTEST

Algen benötigen als autotrophe Organismen für das Wachstum außer Licht und CO₂ in besonderem Maß Stickstoff und Phosphor. Übermäßiges Algenwachstum gibt daher in der Regel gute Hinweise auf ein Überangebot an diesen Nährstoffen. Durch diese Belastungen kommt es im allgemeinen zu Eutrophierungsprozessen. Die ökologische Aussagekraft ist aus

diesen Gründen nicht unumstritten, Zusammenhänge zwischen Nährstoffangebot und aus toxischen Einflüssen resultierenden Wachstumshemmungen sind oft schwer herzustellen. Die Testalgen (die Grünalge *Scenedesmus subspicatus*) werden in definierten Nährmedien in verschiedenen Konzentrationen der Testsubstanz über mehrere Generationen hinweg kultiviert. Dabei können toxische Stoffe in Abhängigkeit von ihrer Konzentration die Vermehrungsfähigkeit der Algen beeinträchtigen. Als Bewertungsmaße gelten Konzentrationen, bei denen nach 72 Stunden die Zellvermehrung um 10% und 50% gehemmt wurde.

5.5 KRESSETEST

Ein aussagekräftiges und wegen der leichten Handhabung für Umweltkontrolle geeignetes Testverfahren ist der Kresse-test (mit der Gartenkresse *Lepidium sativum*). Dieses Verfahren untersucht die Einflüsse von Schadstoffen auf das Wachstum von Keimwurzeln. Der Test dauert 4 bis 8 Tage. Das hierzu verwendete Samenmaterial darf nicht verpilzt oder überaltert sein, da die Keimfähigkeit in diesen Fällen abnehmen würde.

5.6 BAKTERIENTEST

Von der Handhabung und der Testdurchführung her stellen Bakterien ideale Testorganismen für eine biologische Überwachungsanalytik dar. Bakterien werden seit Jahrzehnten im Labor unter definierten Bedingungen gezüchtet, wodurch auch die Verfügbarkeit des Testmaterials gewährleistet ist. Durch die

kurzen Generationszeiten und die hohe Stoffwechselaktivität sind äußerst kurze Ansprechzeiten für biologische Tests möglich; das bedeutet, daß bereits eine halbe Stunde nach Testbeginn akut toxische Wirkungen gemessen werden können. Gebräuchlich ist die Verwendung von Leuchtbakterien (z.B. *Photobacterium phosphoreum*). Als Maß für die Hemmwirkung des Testgutes auf Leuchtbakterien dient die verminderte Leuchtintensität, die mit Hilfe eines Biolumineszenz-Photometers gemessen wird (BUNDESANSTALT FÜR WASSERGÜTE, 1988).

5.7 ÜBERWACHUNGSSYSTEME ZUR SCHADSTOFFERFASSUNG

Als Beispiel für auf Biotests aufgebaute Überwachungssysteme soll hier kurz das "WaBoLu-Aquatox" vorgestellt werden. Dieses System dient dazu, subletale Effekte von Abwassereinleitungen auf aquatische Lebensgemeinschaften qualitativ zu erkennen und auch quantitativ zu erfassen (HANSEN, 1986). Über längere Zeiträume werden verschiedene Tiergruppen (Zooplankton, Fische, Muscheln) in gewässerrelevanten Verdünnungsverhältnissen von Abwasser exponiert. Die Einstellung der Verdünnungsverhältnisse sowie des Durchflusses richtet sich nach der jeweiligen Wasserführung des Gewässers.

Gerade dieses System wurde u.a. zur Feststellung sublethaler Effekte hinsichtlich Anomalien in der Embryonal- und Larvalentwicklung sowie im Wachstum, der Schädigung des Kiemengewebes und "Entgiftungsmechanismen" durch die Abwässer einer Karton- und Zellstoffabrik bei Forellen eingesetzt (HANSEN, 1986).

6 **DIE ÖSTERREICHISCHE ZELLSTOFF- UND PAPIERINDUSTRIE: PRODUKTIONSDATEN UND ANGABEN ZUR EMISSION (für 1988, nach Werksangaben)**

Die ökologische Belastung durch Abwässer der Zellstoff- und Papierindustrie hängt einerseits von Art und Menge der emittierten Schadstoffe und andererseits von den Gegebenheiten des Vorfluters ab. Die Emissionen sinken mit der Effizienz inner- und außerbetrieblicher Vermeidungsstrategien, steigen jedoch zumeist mit zunehmender Produktion; hohe Abflußmengen im Vorfluter bewirken bei gleicher Emission durch Verdünnung geringere ökologische Auswirkungen. Die natürliche Wasserführung eines Flusses zeigt typische jahreszeitliche Schwankungen, wobei für den ökologischen Gesamtzustand die Belastung bei geringer Wasserführung (meist im Winter) entscheidend ist. Stauhaltungen im Vorfluter verstärken aufgrund der durch die Verminderung der Fließgeschwindigkeit herabgesetzten Selbstreinigungskapazität im allgemeinen die negativen Auswirkungen der Emissionen.

Das Umweltbundesamt versandte an sämtliche Zellstoff- und Papierwerke Österreichs Fragebögen zur Erhebung produktions- und umweltrelevanter Daten. Zur Abschätzung der Immissionssituation werden den folgenden Abbildungen die diesen Fragebögen entnommenen Angaben über Produktion, Abwassermenge und Schadstoffemissionen (CSB, BSB₅, AOX) zugrundegelegt (genauere Angaben siehe Teil A dieser Studie). Den Emissionsdaten liegen z.T. verschiedene Aufbereitungs- und Bestimmungsverfahren zugrunde, sodaß diese Werte nur bedingt vergleichbar sind (genauere Informationen s. Teil A). In den folgenden Abbildungen wurden nur jene Werke angeführt,

von denen Daten übermittelt worden waren.

Die Viskoseproduktion in Lenzing wurde ebenso in die graphischen Darstellungen miteinbezogen wie die Herstellung von Carboxymethylzellulose in Nettingsdorf. Obwohl diese Produktionszweige nicht direkt Gegenstand dieser Studie sind, ist eine Beurteilung der Immissionssituation an diesen Standorten ohne deren Berücksichtigung nicht möglich.

Produktion:

In den Abb. 6.1a und 6.1b werden die Produktmengen der einzelnen Werke dargestellt. Die Produktionsangaben wurden auf Jahrestonnen lutro (lufttrocken) bezogen. Die Carboxymethylzelluloseproduktion bei Brigl & Bergmeister in Niklasdorf (ca. 2.200 t lutro/a) blieb aufgrund der geringen Jahresproduktion in der Graphik unberücksichtigt. Bei einzelnen kleineren Werken erfolgt die Produktion nur an wenigen Tagen im Jahr. Demzufolge ist mit dem Auftreten stoßweiser Belastungen zu rechnen.

Rohstoffeinsatz:

Die zur Papierproduktion eingesetzte Rohstoffmenge, aufgeschlüsselt nach Altpapier, Schliiff und Zellstoff, ist der Abb. 6.2 zu entnehmen.

Abwasser:

Die bei den Produktionsprozessen anfallenden Abwassermengen gehen aus Abb. 6.3 hervor. Um die ökologischen Auswirkungen abschätzen zu können, ist eine gesonderte Betrachtung der Vorfluter bei verschiedenen Wasserständen notwendig.

Vorfluter:

Abb. 6.4 zeigt die dem Hydrographischen Jahrbuch von Österreich 1983 entnommenen Wasserführungen an den vom Umweltbundesamt untersuchten Vorflutern (HYDROGRAPHISCHER DIENST IN ÖSTERREICH, 1988). Die mittlere Wasserführung MQ (Mittelwasser) bezeichnet die arithmetischen Mittel aller Tagesmittel (bzw. Terminwerte) während eines Beobachtungszeitraumes von mehreren Jahren; NQ (Niederwasser) beschreibt die niedrigste, in einem gewissen Beobachtungszeitraum aufgetretene Abflußmenge.

Die Immissionsrichtlinien des BUNDESMINISTERIUMS FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1987) beziehen sich auf Q_{95} , die entsprechenden Werte sind derzeit jedoch im Hydrographischen Jahrbuch nicht verfügbar. Als Beobachtungszeitraum wurde für diese Studie jeweils der längste im Hydrographischen Jahrbuch 1983 angegebene Zeitraum herangezogen. Für die ökologischen Auswirkungen von Abwässern auf Fließgewässer sind stets die höchsten Schadstoffkonzentrationen (bei konstanter Emission also jene bei Niederwasser) entscheidend.

Abwasseranteil am Vorfluter:

Die prozentuellen Anteile der Abwassermenge am Vorfluter sind den Abb. 6.5a und 6.5b zu entnehmen. Die Angaben zu den Niederwasserständen sind unter der Annahme der unverminderten Produktion

und damit anfallenden unveränderten Abwassermengen errechnet.

Abfiltrierbare Stoffe:

Die Mengen der abfiltrierbaren Stoffe, die aus Abb. 6.6 ersichtlich sind, wurden anhand von Werksangaben für das Jahr 1988 zusammengestellt. Die Werte für die abfiltrierbaren Stoffe bei den Standorten Frantschach und St. Magdalen beruhen (ebenso wie jene für BSB₅ und CSB) auf Schätzungen (nähere Angaben siehe Teil A der Studie).

BSB₅:

Abb. 6.7 zeigt die absolute, auf die einzelnen Werke zurückführbare BSB₅-Fracht. Für die vom Umweltbundesamt bearbeiteten Standorte wird die BSB₅-Konzentration in den Vorflutern bei verschiedenen Wasserständen veranschaulicht (Abb. 6.8a u. 6.8b).

CSB:

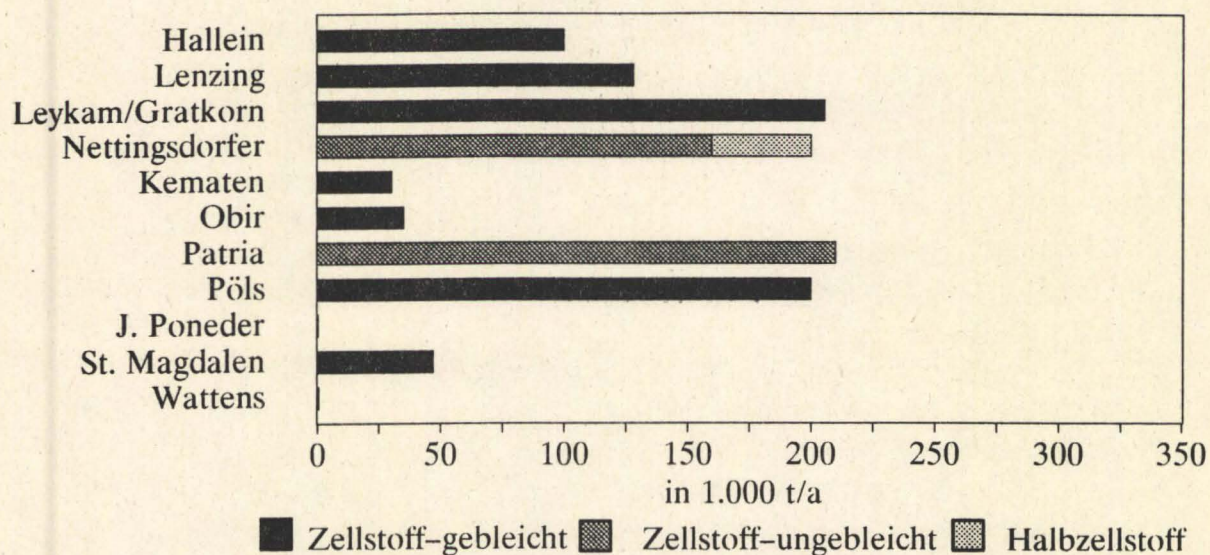
Die beim BSB₅ gewählte Darstellungsform wurde auch für den CSB übernommen (Abb. 6.9, 6.10a u. 6.10b).

AOX:

Für die vom Umweltbundesamt untersuchten Zellstoffwerke wurden, soweit mit Chlorverbindungen gebleicht wird, ebenfalls absolute Frachten sowie die wasserstandsabhängigen Konzentrationen im Vorfluter errechnet (Abb. 6.11, 6.12a u. 6.12b). Die anhand der Werksangaben errechneten Belastungen des Vorfluters wurden den Ergebnissen der vom Umweltbundesamt durchgeführten Wasseranalysen gegenübergestellt (s. Kap. 9).

PRODUKTION 1988

Zellstoff



Papier

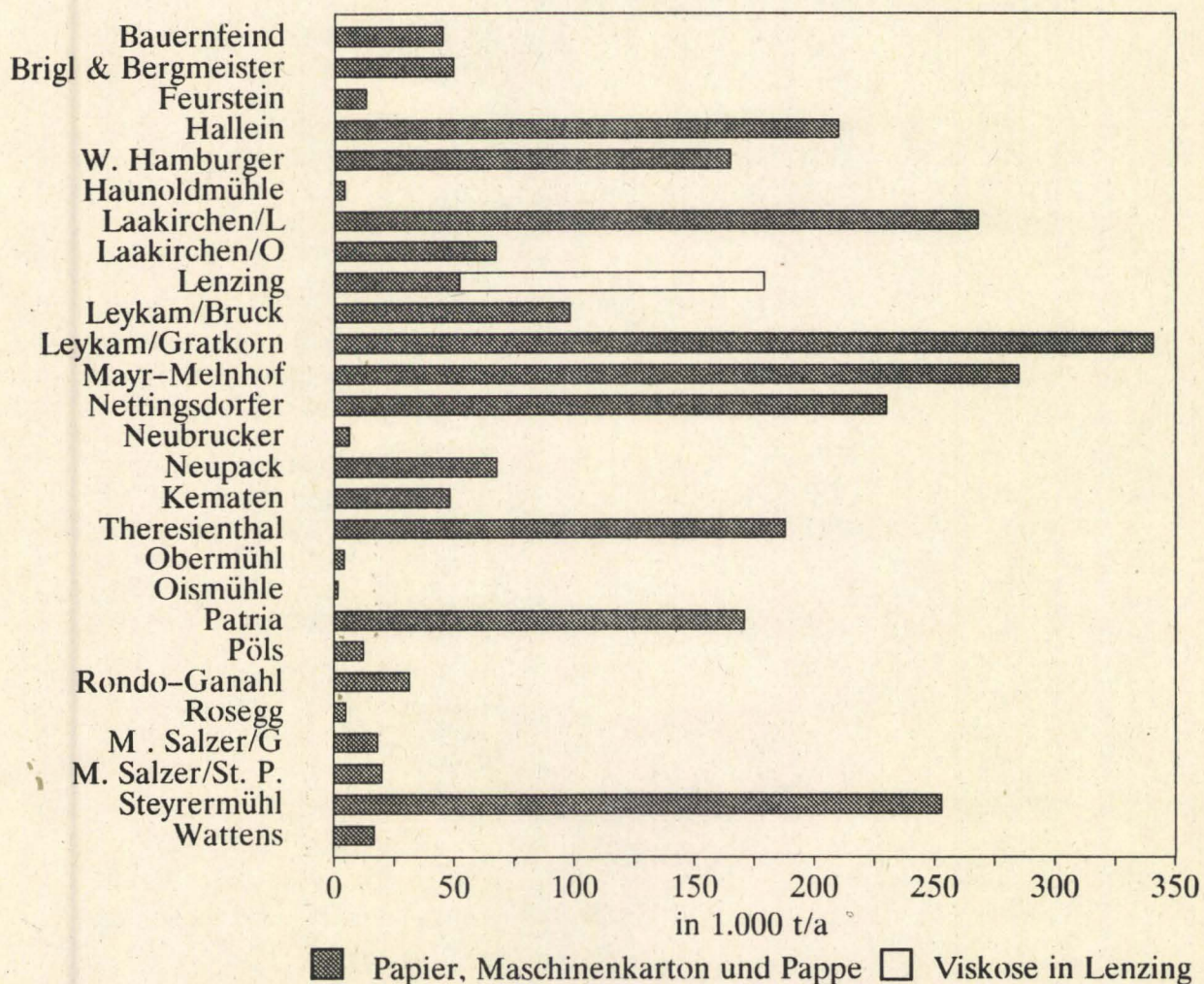


Abb. 6.1 a, b: Produktion österreichischer Zellstoff- und Papierwerke in 1000 t/a (lutro) nach Werksangaben für das Jahr 1988

PAPIERPRODUKTION 1988

Einsatz der Faserrohstoffe

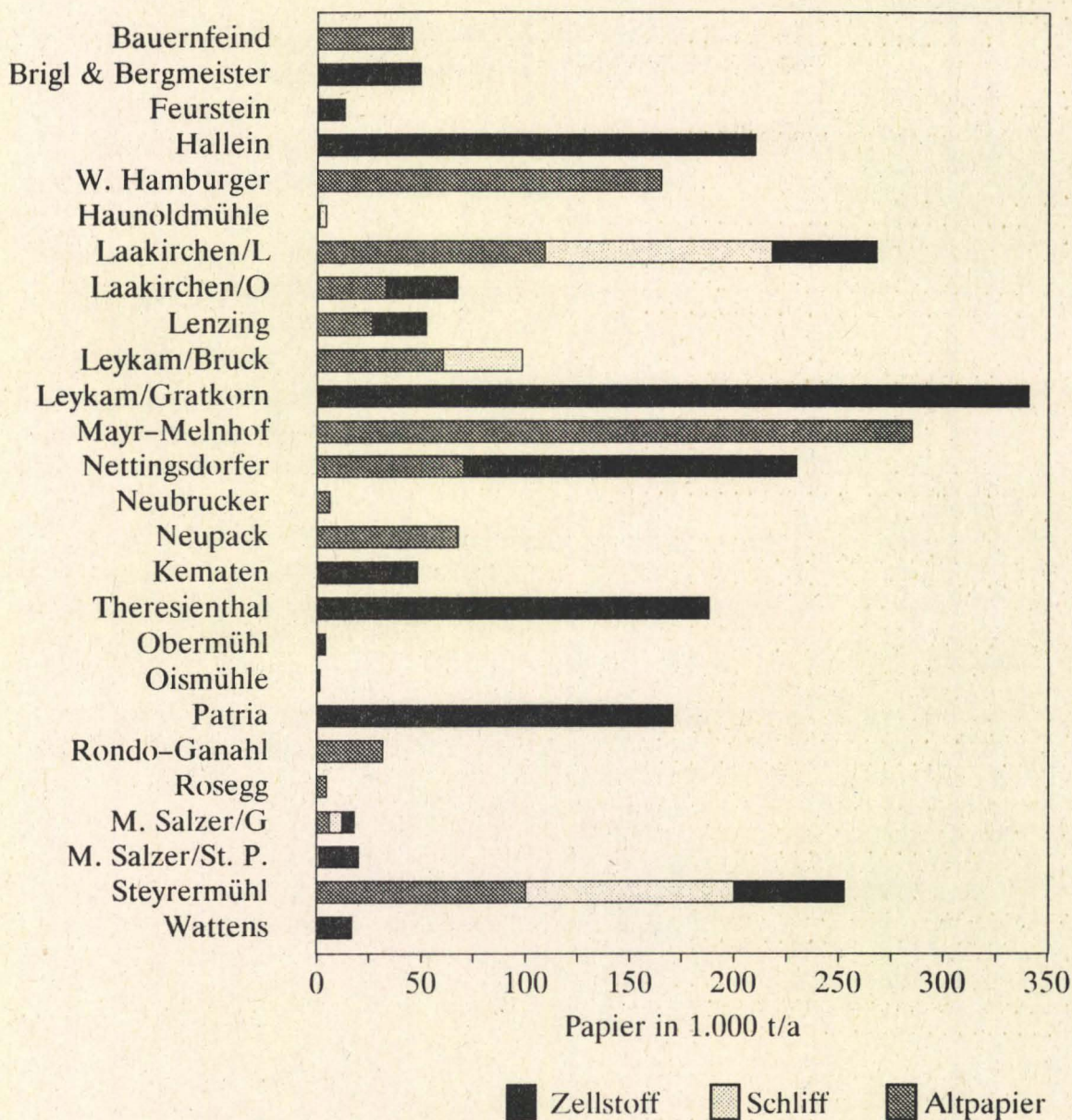


Abb. 6.2: Anteile der Faserrohstoffe österreichischer Zellstoff- und Papierwerke in 1000 t/a nach Werksangaben für das Jahr 1988

ABWASSER

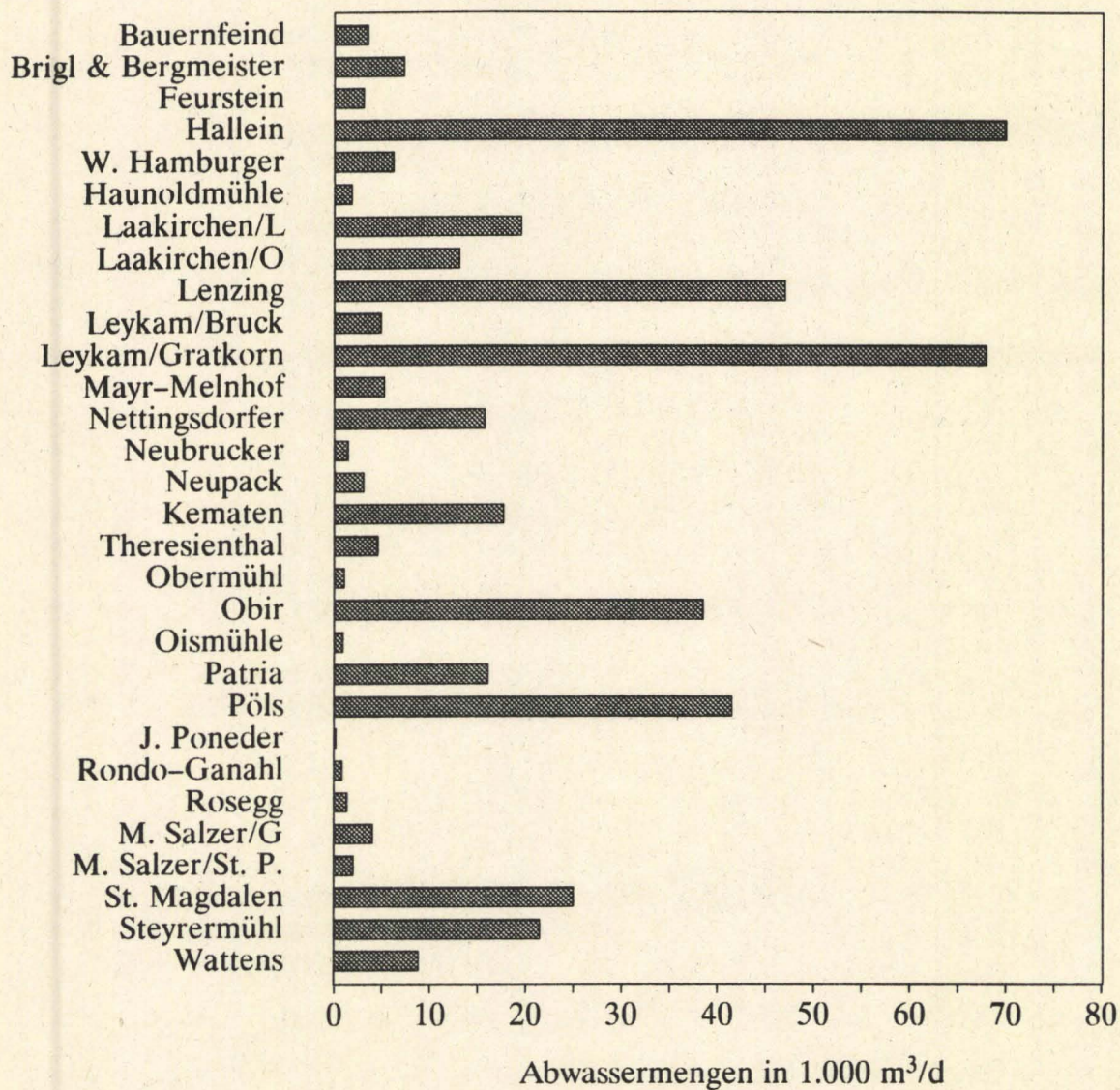


Abb. 6.3: Abwassermenge österreichischer Zellstoff- und Papierwerke in 1.000 m³/d nach Werksangaben für das Jahr 1988

WASSERFÜHRUNG des Vorfluters

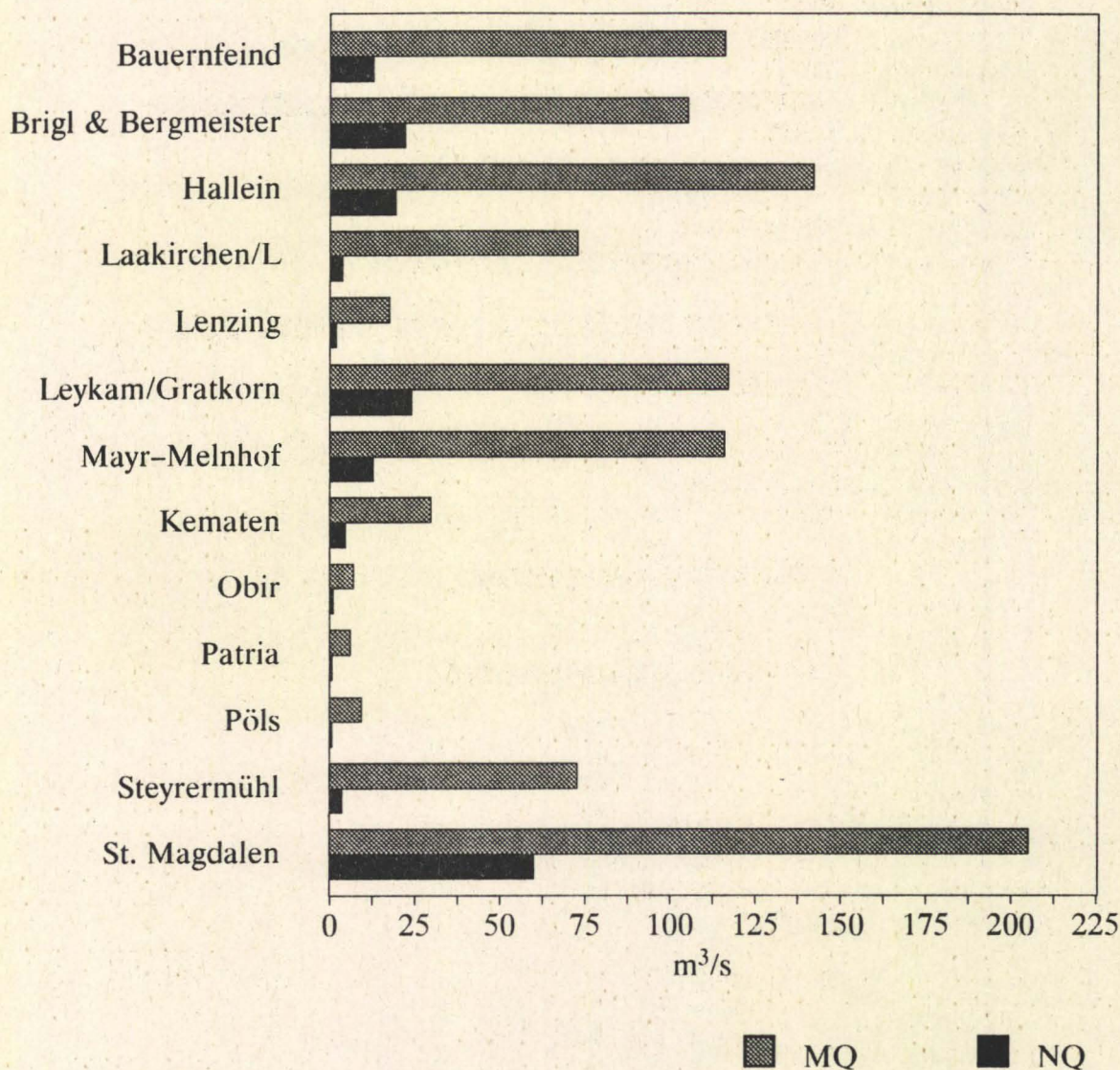
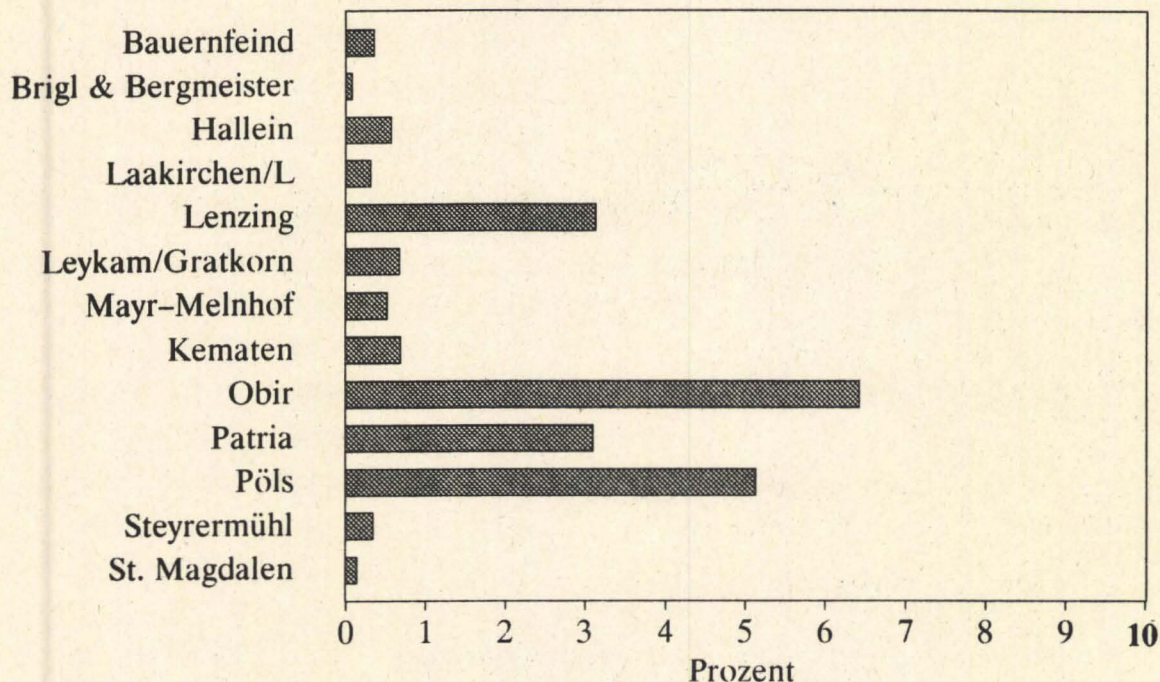


Abb. 6.4: Wasserführung des Vorfluters bei Mittelwasser (MQ) und bei ausgeprägtem Niederwasser (NQ) in m³/s.

ABWASSERANTEIL am Vorfluter (bei Mittelwasser/MQ)



ABWASSERANTEIL am Vorfluter (bei ausgeprägtem Niederwasser/NQ)

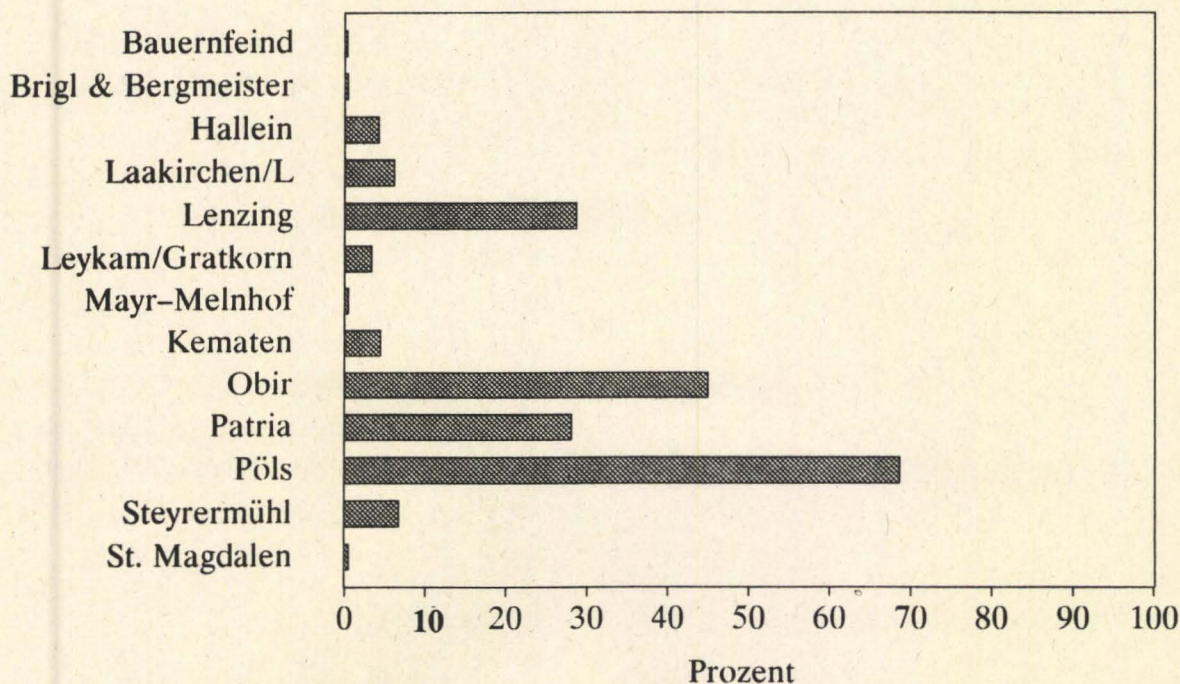


Abb. 6.5 a, b: Prozentueller Anteil des Abwassers am Vorfluter bei MQ und NQ errechnet aus Werksangaben für das Jahr 1988

Abfiltrierbare Stoffe

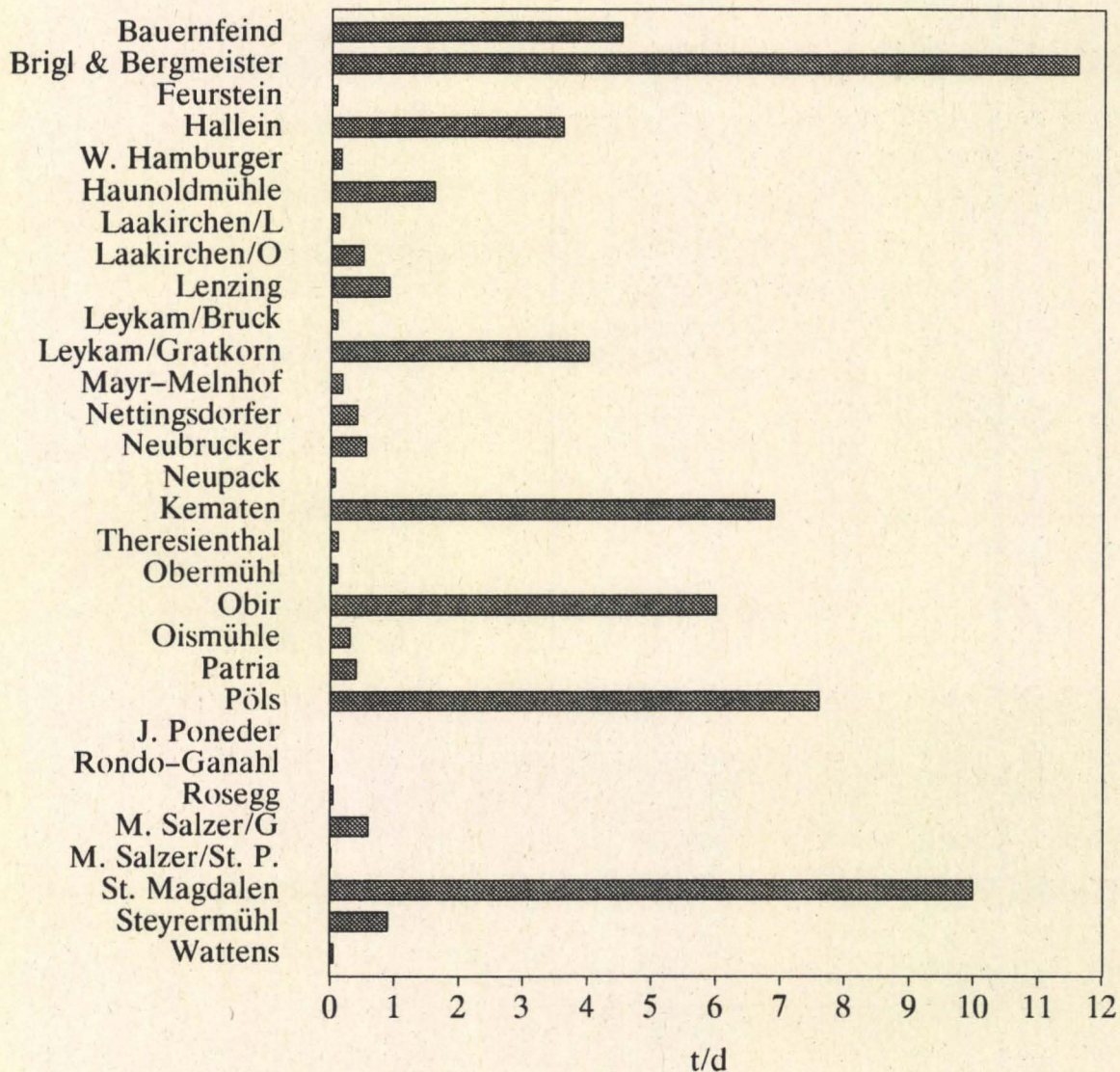


Abb. 6.6: Abfiltrierbare Stoffe österreichischer Zellstoff- und Papierwerke in t/d nach Werksangaben für das Jahr 1988

BSB₅ absolut

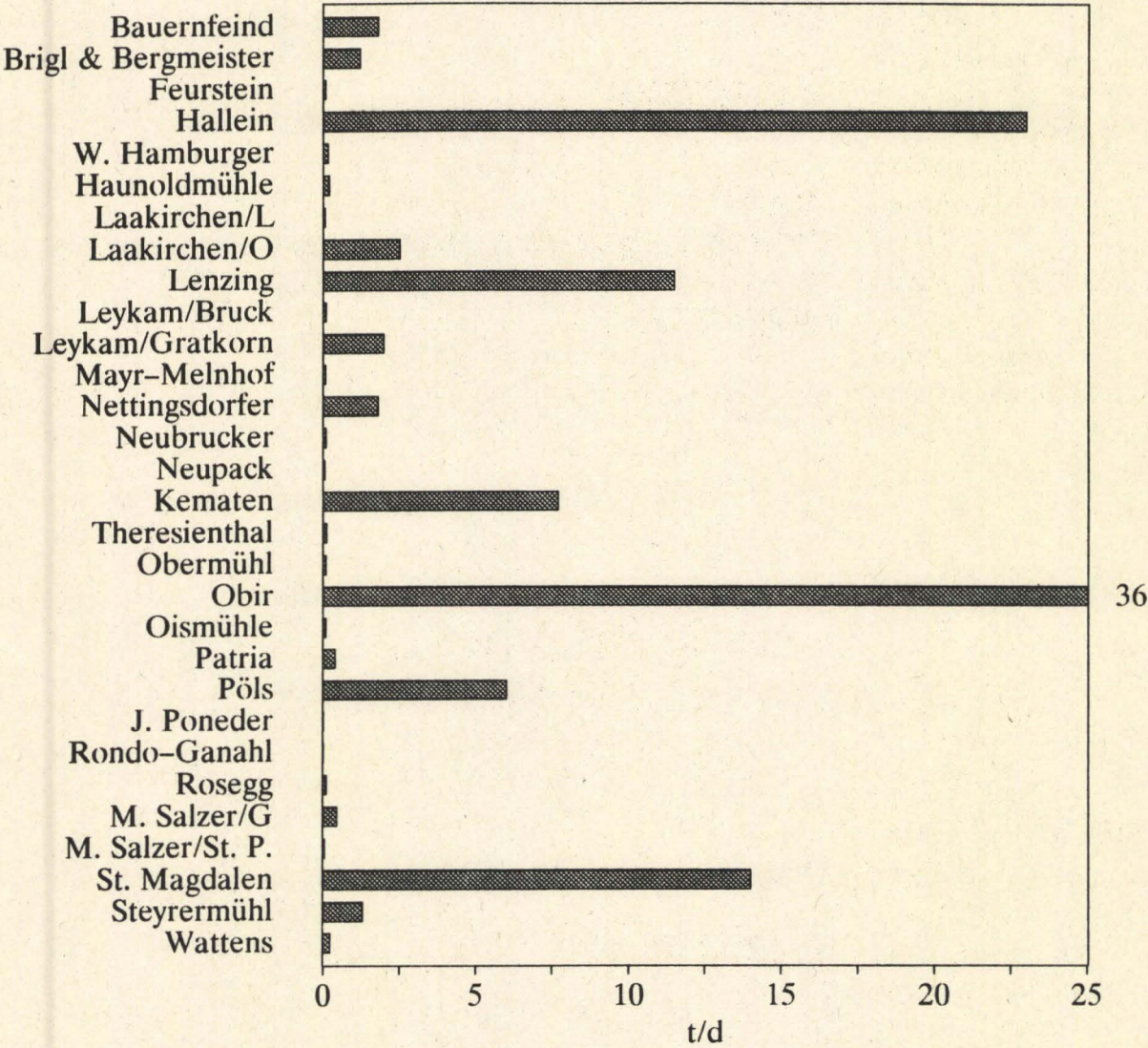
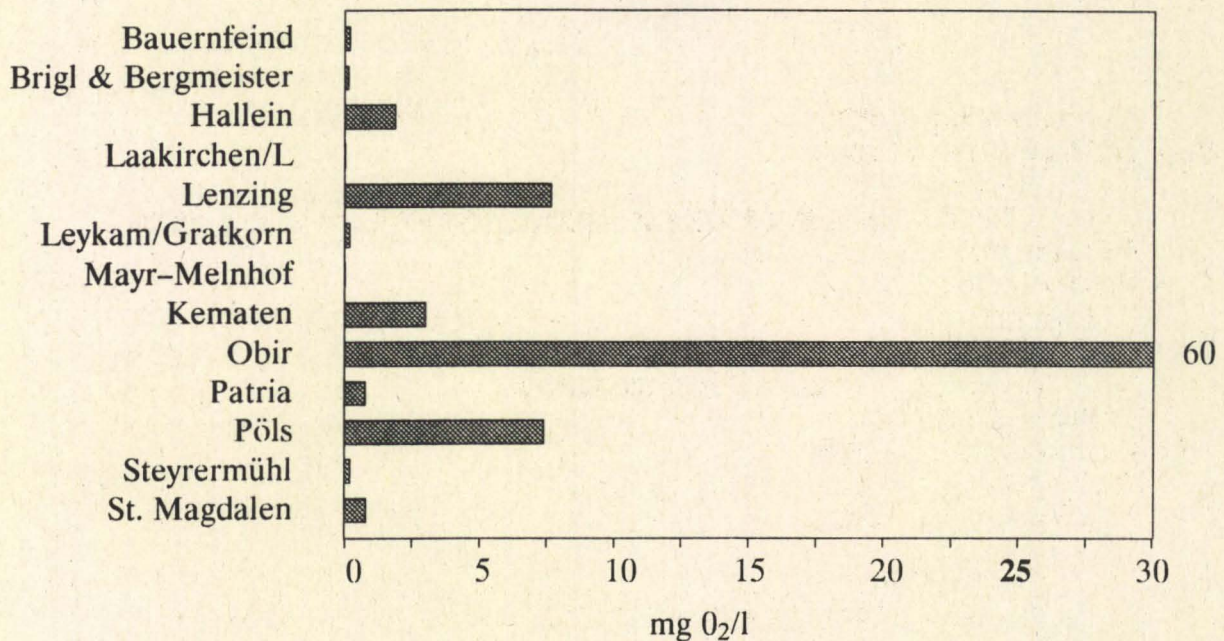


Abb. 6.7: Gesamtfracht österreichischer Zellstoff- und Papierwerke an BSB₅ in t/d nach Werksangaben für das Jahr 1988

BSB₅ im Vorfluter (bei Mittelwasser/MQ)



BSB₅ im Vorfluter (bei ausgeprägtem Niederwasser/NQ)

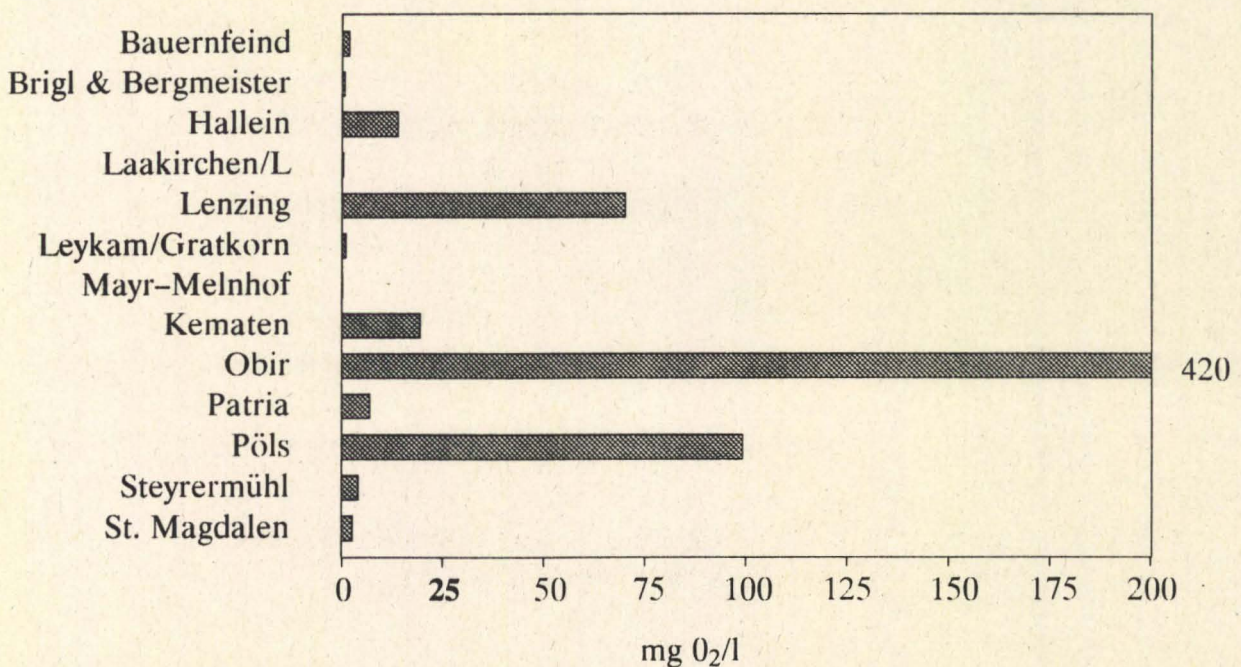


Abb. 6.8 a, b: BSB₅-Belastung des Vorfluters bei MQ und NQ in mg O₂/l errechnet aus Werksangaben für das Jahr 1988

CSB absolut

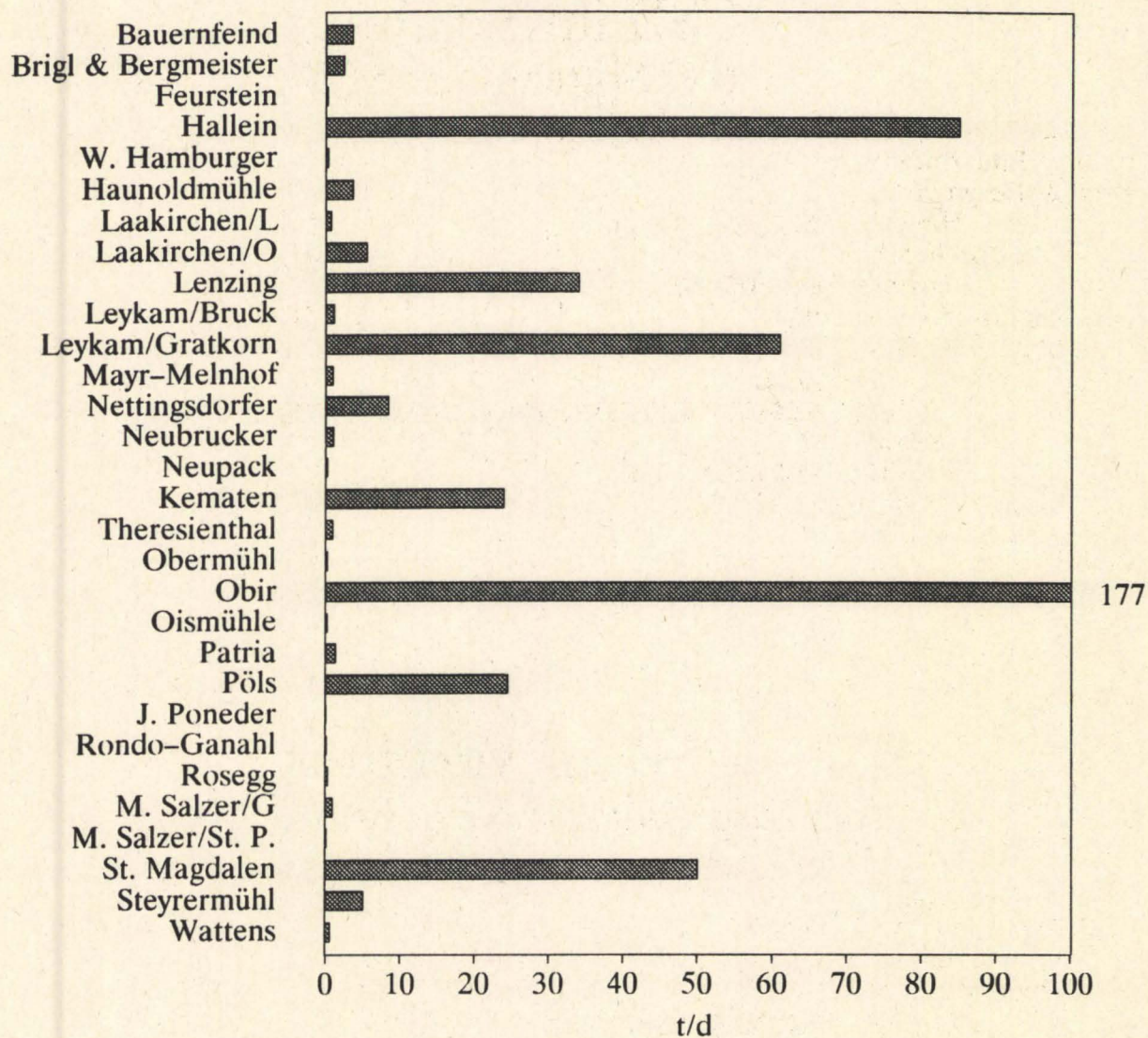
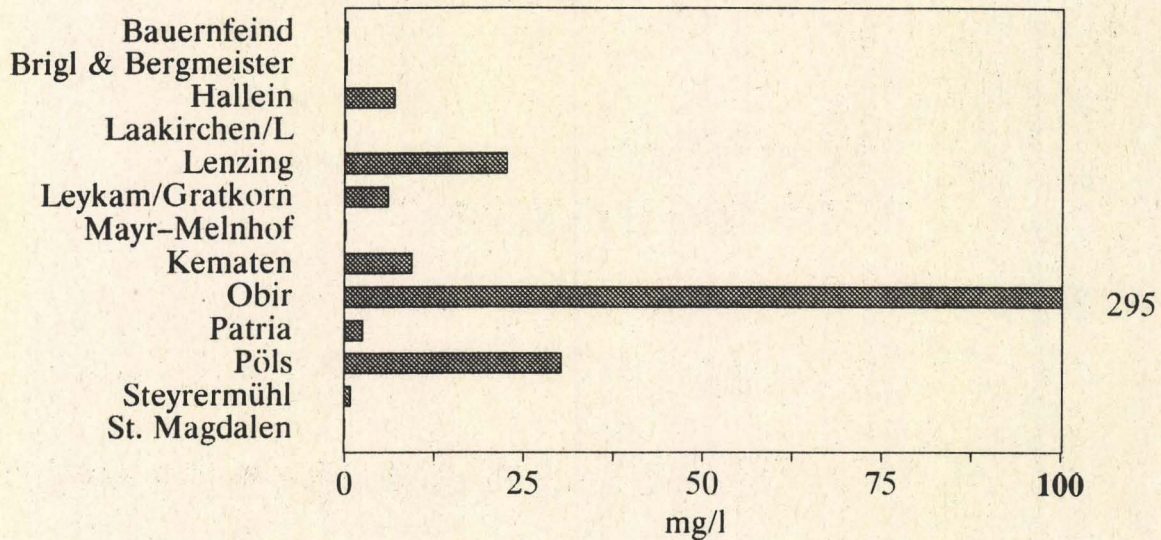


Abb. 6.9: Gesamtfracht österreichischer Zellstoff- und Papierwerke an CSB in t/d nach Werksangaben für das Jahr 1988

CSB im Vorfluter (bei Mittelwasser/MQ)



CSB im Vorfluter (bei ausgeprägtem Niederwasser/NQ)

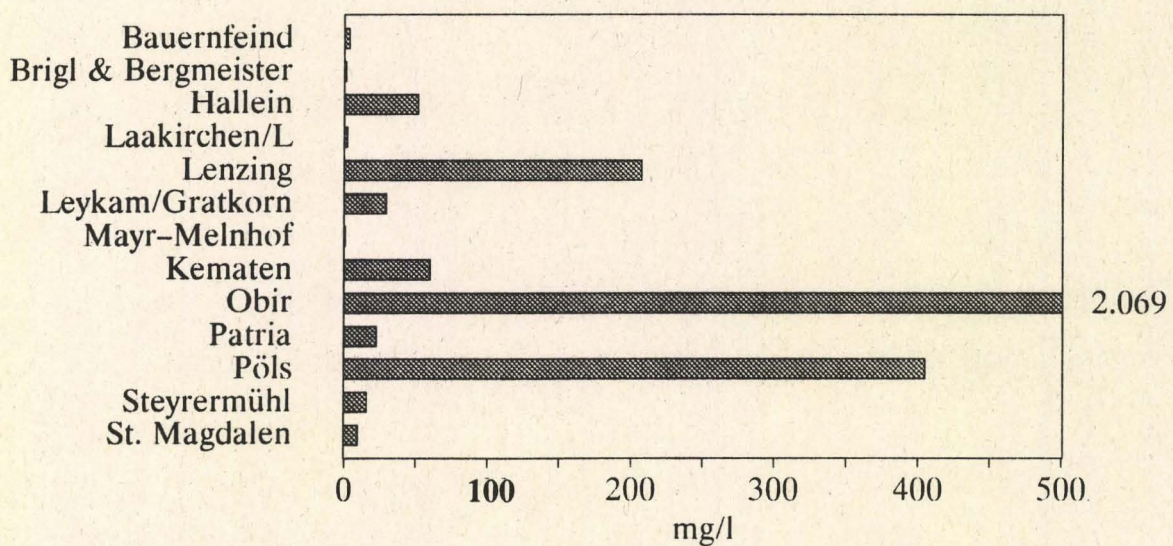


Abb. 6.10 a,b: CSB-Belastung des Vorfluters bei MQ und NQ in mg/l errechnet aus Werksangaben für das Jahr 1988

AOX absolut

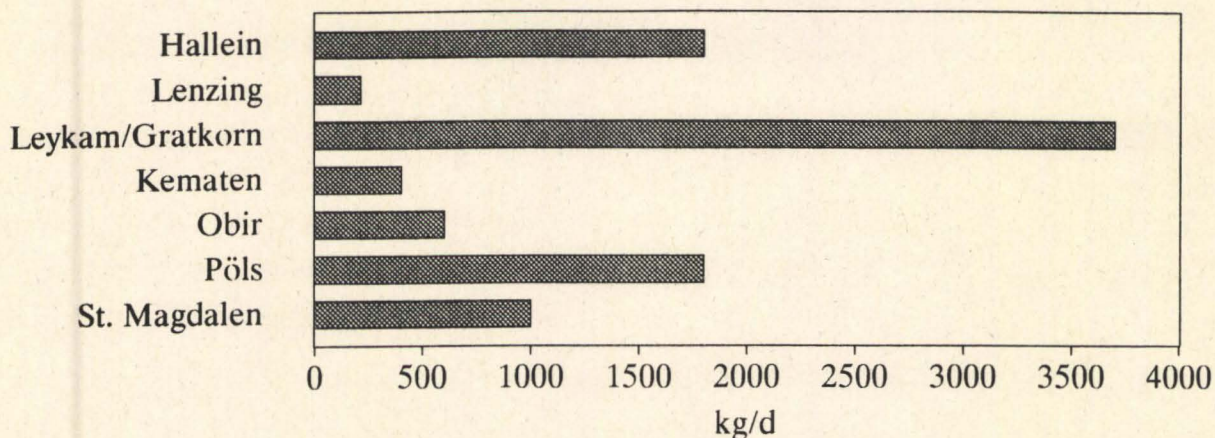
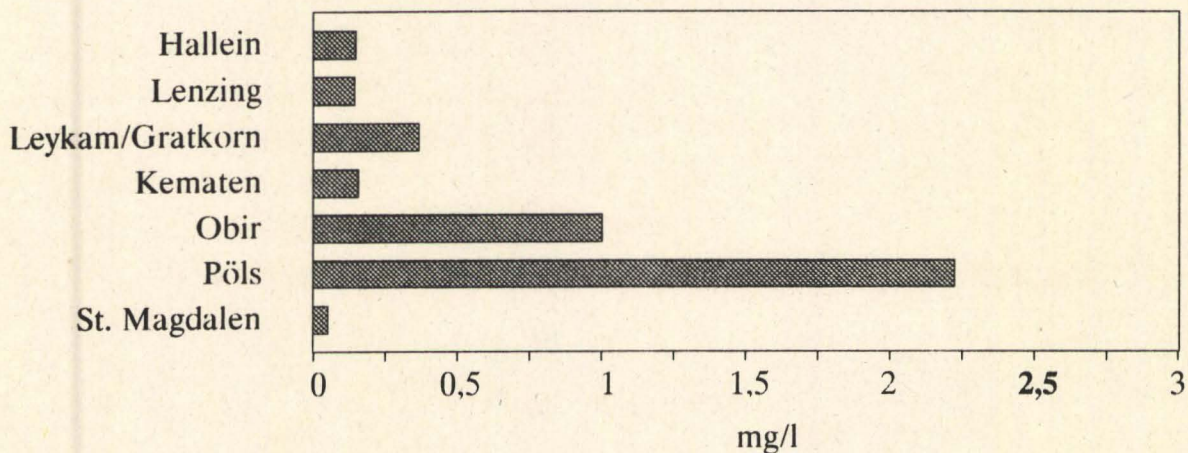


Abb. 6.11: Gesamtfracht österreichischer Zellstoffwerke an AOX in kg/d nach Werksangaben für das Jahr 1988

AOX im Vorfluter (bei Mittelwasser/MQ)



AOX im Vorfluter (bei ausgeprägtem Niederwasser/NQ)

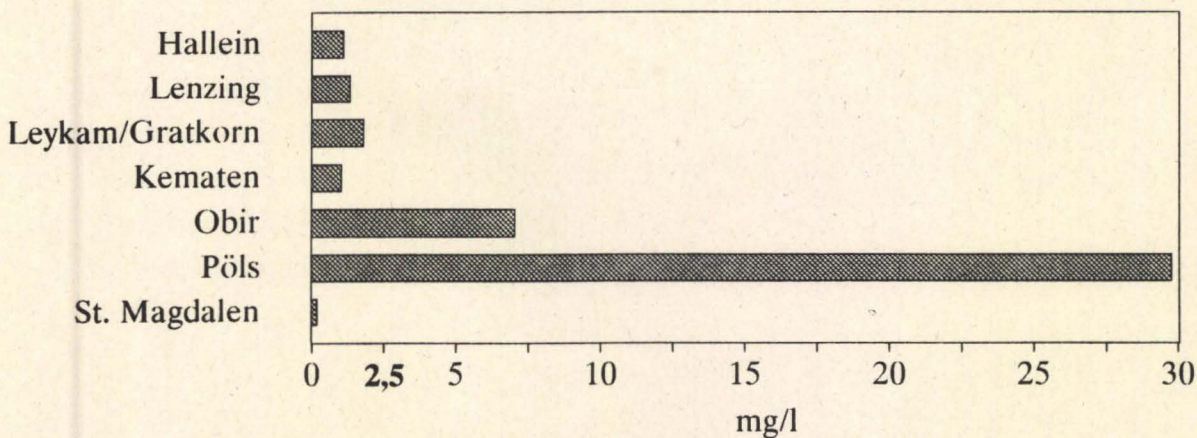


Abb. 6.12 a, b: AOX-Belastung des Vorfluters bei MQ und NQ in mg/l, errechnet aus den Werksangaben für das Jahr 1988 (Die Werte für Lenzing gelten für den Fall der Produktion von Kunstfaser- und Papierzellstoff)

7 ASPEKTE EINER ABWASSERABGABE UNTER BESONDERER BERÜCKSICHTIGUNG DER ZELLSTOFF- UND PAPIER-INDUSTRIE

7.1 ALLGEMEINES

Umweltabgaben werden grundsätzlich zwei Funktionen zugeschrieben (BUNDESMINISTERIUM FÜR FINANZEN, 1987): die Lenkungs- und die Finanzierungsfunktion. Als "ökologischer" Kern von Umweltabgaben kann ihre Rolle als Lenkungsinstrument verstanden werden, in der ein wesentlicher Anreizfaktor enthalten ist: Umweltgerechtes Verhalten und umwelttechnischer Fortschritt werden angeregt. Mit Investitionen in abwasser-vermeidende Produktionstechniken oder abwassersäubernde Aufbereitungsanlagen haben Unternehmer die Möglichkeit, sich Teile der Abgabe zu ersparen (OBERLEITNER, 1989). Die finanzierende Bedeutung dieser Besteuerungsformen liegt vor allem darin, Mittel für umweltbezogene Maßnahmen aufzubringen.

Die Abwasserabgabe ist international eine sehr häufig verwendete Form von Umweltabgabe; man kann sie am besten mit dem Überbegriff Emissionssteuer umschreiben. Hier werden für bestimmte Schadstoffe, die in die Umwelt abgegeben werden, Abgaben erhoben. Bemessungsgrundlagen sind in erster Linie Frachten oder Konzentrationen. In diese Steuerkategorie fallen auch beispielsweise Abfallabgaben, Steuern auf Emissionen in die Luft und Lärmabgaben.

Neben Abgaben vom Typus der Emissionssteuer lassen sich noch Produktsteuern (z.B. auf Energieträger, Düngemittel in der Landwirtschaft), Benützungsgebühren, Steuerdifferenzierungen (umweltbelastende Produkte werden höher

besteuert) und Pfandsysteme unterscheiden (CERVENY & MEYER, 1989).

7.2 VORAUSSETZUNGEN UND EFFEKTE

Die von der Einführung einer Emissionsabgabe im Abwasserbereich eingeleiteten Effekte hängen von verschiedenen Faktoren ab: Alle ökologisch relevanten Substanzen in den Emissionen müssen durch die Bemessungsgrundlage erfaßt werden. Steuervermeidungsreaktionen sollen dadurch bei allen wichtigen Schadstoffen induziert werden. Trotzdem muß die Bemessungsgrundlage so gestaltet sein, daß die Administration der Steuereinhebung praktikabel ist.

Die Festlegung der Bemessungsgrundlage kann grundsätzlich auf zwei Arten erfolgen: als Summenparameter oder in der Form, daß jeder Schadstoff für sich als Bemessungsgrundlage herangezogen wird (HIRCZI, 1986). Summenparameter scheinen praktikabler, sie müssen allerdings aussagekräftig und von ökologischer Bedeutung sein. Der im Rahmen dieser Studie verwendete Parameter AOX dürfte beiden Ansprüchen relativ gut gerecht werden. Eine wesentliche Anforderung an die Erstellung der Bemessungsgrundlage sollte die Berücksichtigung von Schadstofffrachten und nicht von Konzentrationen sein. Scheinbare Reduzierungen der Frachten durch Verdünnung (bei höheren Wasserständen) können dadurch vermieden werden.

Für die Berechnung der Bemessungsgrundlage, aber auch für eine erfolgreiche

Kontrolle sind detaillierte Informationen über Emittenten sowie branchen- und werksspezifische Schadstoffqualitäten und -quantitäten erforderlich. Gerade in diesem Bereich dürften in Österreich noch Informationslücken bestehen.

Um effektiven Anreiz für die Entwicklung umweltgerechter Produktionstechnologien zu bieten, muß sich die Abwasserabgabe an den Vermeidungskosten orientieren. Die bisherige internationale Erfahrung zeigt allerdings, daß Steuersätze, die in ihrer Höhe den Vermeidungskosten entsprechen, kaum durchgesetzt werden können. Selbst bei verhältnismäßig niedrigen Abgaben könnten allerdings Lenkungseffekte beispielsweise dadurch forciert werden, daß Verursacher mit niedrigeren Vermeidungskosten beim Einsatz neuer Reinigungstechnologien subventioniert werden (NITSCHKE & MOSER, 1987).

Für den Vollzug des Abwasserabgabengesetzes sind nicht zuletzt klare Regelungen über Probenahme und Analysemethoden notwendig. Die regelmäßige Überwachung der Ablaufwerte bietet Anreiz zum optimalen Betrieb der Reinigungsanlagen.

7.3 ABWASSERABGABEN IM AUSLAND

In folgenden westeuropäischen Ländern werden Abwasserabgaben erhoben: in Frankreich (seit 1969; gleichsam die erste Umweltabgabe in Europa), den Niederlanden (seit 1972), Italien (seit 1976; hat eher Gebührencharakter) und in der BRD (seit 1981).

Im folgenden soll besonders auf das deutsche Abgabensystem eingegangen werden, da die Rahmenbedingungen in

der BRD am ehesten mit den österreichischen vergleichbar erscheinen. Außerdem kommt die dort praktizierte Konzeption einer Abgabe mit Lenkungs-funktion am nächsten (HIRCZI, 1987; UMWELTBUNDESAMT BERLIN, 1985).

Abgabepflichtig sind industrielle und kommunale Direkteinleiter von Abwasser. Die Grundsatzgesetzgebung (z.B. Bemessungsgrundlage, Auswahl der Schadstoffparameter, Höhe der Abgabe) obliegt dem Bund, die Vollziehung den Ländern. Die Schädlichkeit des Abwassers wird auf Grundlage der Jahresschmutzfrachten (Schadstoffkonzentration multipliziert mit Jahresschmutzwassermenge) in Schadeinheiten ausgedrückt. Folgende Schadstoffe bzw. Parameter werden herangezogen: CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf), AOX (Organische Halogenverbindungen), Quecksilber, Cadmium, Chrom, Nickel, Blei, Kupfer und Giftigkeit gegenüber Fischen. Ergänzend sei darauf hingewiesen, daß die Abgabe für Chrom, Nickel, Blei, Kupfer und AOX erst ab 1990 eingehoben wird. Der Abgabesatz wurde ab 1981 kontinuierlich von 12 DM / Schadeinheit auf 40 DM / Schadeinheit (ab 1986) angehoben und wird in den nächsten Jahren weiter steigen. Etwas problematisch ist der Umstand, daß der Abgabesatz keiner Indexierung unterliegt. Das Aufkommen aus der Abgabe ist zweckgebunden (für Maßnahmen der Gewässerreinigung). Durch Möglichkeiten der Abgabenreduzierung bzw. -befreiung soll die Abwasserbehandlung nach dem Stand der Technik stimuliert werden (CERVENY & MEYER, 1989; HIRCZI, 1987).

Da nur Direkteinleiter von der Abwasserabgabe belastet werden, sind etwa 90% aller bundesdeutschen Unternehmen nicht erfaßt. Hier ist es vor allem Sache der Gemeinden, in welcher Form sie die Indirekteinleiter bei der Erfüllung ihrer

gewässerpolitischen Vorgabe behandeln. Die Auflagenpolitik der Gemeinden beschränkt sich in vielen Fällen auf allgemeine Normen, die sich auf Einleitungsverbote bestimmter Stoffe bzw. einzelne Grenzwerte (z.B. Temperatur, pH-Wert) beziehen. Was die Indirekteinleiter betrifft, dürfte die gewässergütepoltische Effizienz des Abgabensystems eher gering sein (HIRCZI, 1987).

Trotzdem zeigte die deutsche Abwasserabgabe positive umweltrelevante Konsequenzen, die allerdings eher auf Signalwirkungen in der langen Ankündigungsphase (1976 – 1981) als auf den – relativ niedrigen – Steuersatz zurückzuführen sind (BURCHARD, 1989; UMWELTBUNDESAMT BERLIN, 1980). Die auf Schätzungen der durchschnittlichen Grenzkosten errechnete Höhe des Abgabesatzes pro Schadeinheit hätte 80 DM betragen, die wegen erheblicher Widerstände der Wirtschaft nicht durchgesetzt werden konnten.

7.4 SITUATION IN ÖSTERREICH

Die Einführung einer Abwasserabgabe würde in Österreich eine genauere und vollständigere Datenerfassung über Emittenten und Schmutzfrachten (Menge und Art der emittierten Substanzen) voraussetzen. Im Zuge der Vollziehung des novellierten Wasserrechtsgesetzes dürfte es auf diesem Gebiet allerdings erhebliche Verbesserungen geben. Das neue Wasserrecht wird Probenahmen und Analysen notwendig machen, um die Einhaltung der wasserrechtlichen Auflagen überprüfen zu können. Diese Daten könnten als steuerliche Bemessungsgrundlage der Abwasserabgabe herangezogen werden. Andererseits könnten Teile des Steuerertrages der Abgabe für die

Vollziehung (Probenahmen, Analysen etc.) des Wasserrechts verwendet werden. Das Wasserrecht und die Abwasserabgabe könnten somit einander unterstützende Instrumente einer Wasserreinigungspolitik sein. Weiters stehen im Rahmen der Novellierung des Wasserrechtsgesetzes derzeit Verordnungen zur Emissionsbegrenzung in Vorbereitung.

Eine Orientierung an Emissionswerten hätte den Vorteil, daß die Anforderungen an Einleitungen unabhängig von der Charakteristik des Vorfluters (Wasserführung, Abflußregime bzw. Hochwasserdynamik) vereinheitlicht werden könnten. Ein reines Immissionsprinzip würde verstärkt auf Aspekte der Gewässergüte abzielen. Beide Prinzipien sollten realisiert sein. "Sowohl für stehende Gewässer als auch für Fließgewässer müßten absolute Obergrenzen für Schadstoffkonzentrationen festgelegt werden, die keinesfalls überschritten werden dürften. So ist zu verhindern, daß es durch mehrere Einleiter, deren Emissionen im einzelnen zwar nach dem Stand der Technik minimiert werden, infolge der Summierung aber zu unerlaubten Schadstoffkonzentrationen kommt." (ÖBIG, 1985 in HIRCZI, 1987).

Wesentlich wäre ein praktikables Konzept zur Besteuerung von Indirekteinleitern. Es hängt vor allem von der Gebührenpolitik der Gemeinden ab, ob die Indirekteinleiter einer vergleichbaren finanziellen Belastung unterliegen wie die Direkteinleiter. Die Gemeinden hätten durch eine Änderung der Kalkulation ihrer Gebühren eine verursachergerechte Anrechnung der ihr erwachsenden Kosten auf ihre Einleiter vorzunehmen. Voraussetzung für eine derartige Kostenverteilung sind auch im Fall der Indirekteinleiter genaue Informationen um Ausmaß und Herkunft der eingeleiteten Stoffe. Fraglich ist in diesem Zusammenhang, ob es den Gemeinden

gelingt, dem Lenkungseffekt der Abgabe entsprechende Kostenverteilungen durchzusetzen. Diskussionswürdig wäre etwa jene Variante, die Gemeinden mit einem Antragsrecht auszustatten, einzelne Indirekteinleiter als direkt abgabepflichtig einzustufen. Doppelbesteuerungen durch Abgabe bzw. kommunale Gebühren wären zu vermeiden (HIRCZI, 1987).

Die sogenannte Restschmutzhalbierung wäre aus der Sicht einer Orientierung der Abgabenhöhe an den Vermeidungskosten (die Grenzkosten steigen bei zunehmenden Reinigungsaktivitäten) eher kritisch zu beurteilen. Ein negativer Aspekt der Halbierung ist der damit verbundene sinkende Anreiz, über den festgesetzten Standard hinaus zu reinigen.

Die in der BRD für die Bemessung gewählten Parameter stellen auch für die heimischen Gewässerprobleme und die in diesem Zusammenhang geplante Abwasserabgabe eine geeignete Diskussionsgrundlage dar.

Die am stärksten betroffene Branche im Falle des Einsetzens der Abwasserabgabe ist in Österreich die Zellstoff- und Papierindustrie. HIRCZI (1987) schätzt die jährliche Abgabeschuld auf etwa 2,6 Mrd. öS, was 10% des Umsatzes entsprechen würde. Dieser Berechnung lagen die Emissionsmengen aus dem Jahre 1984 zugrunde; Bemessungsgrundlage war der CSB bei einem Tarif von 40 DM pro Schadeinheit. Die Nahrungsmittelindustrie müßte 0,5% des Umsatzes einsetzen, das wären 437 Mio. öS, die chemische Industrie würde mit 310 Mio. öS belastet (0,4%). Unter oben beschriebenen Prämissen kann mit einem jährlichen Aufkommen von 4 bis 5 Mrd. öS aus einer Abwasserabgabe gerechnet werden. Gerade in bezug auf die Zellstoff- und Pa-

pierindustrie müssen diese Daten relativiert werden, da bei einer Orientierung der Abwasserabgabekonzeption an der deutschen Gesetzgebung und nicht zuletzt wegen der branchenspezifischen Relevanz auch der AOX als Bemessungsgrundlage zur Anwendung kommt.

7.5 AUFKOMMENSABSCHÄTZUNG FÜR DIE ZELLSTOFF- UND PAPIERINDUSTRIE

Als Grundlage für die werksspezifische Belastung durch eine Abwasserabgabe wurden die von den Unternehmen für das Jahr 1988 angegebenen Emissionsdaten (in t/Tag) herangezogen. Die bewerteten Parameter waren der CSB sowie der AOX. Einer Schadeinheit entsprechen beim CSB 50 kg Sauerstoff, beim AOX 2 kg Halogen. Als Abgabesatz wurde der im Jahr 1989 in Deutschland gültige Betrag von 40 DM/Schadeinheit (ca. 280 öS) übernommen. Das hier errechnete Aufkommen hätte durch den Parameter Giftigkeit gegenüber Fischen eine gewisse Erhöhung zur Folge, doch wurden im Rahmen dieser Untersuchung keine entsprechenden Daten aus Fischtests erhoben.

Der Abb. 7.1 sind die Belastungen (aufgeschlüsselt nach CSB und AOX) für die einzelnen Unternehmen zu entnehmen. Bei einem Gesamtausstoß von etwa 180.000 t CSB/Jahr bzw. etwa 3.400 t AOX/Jahr ist ein Abgabenaufkommen von etwa 1,5 Mrd. öS zu erwarten (Anteil des CSB: etwa 1 Mrd. öS; Anteil des AOX: etwa 0,5 Mrd. öS; weitere Parameter sind in dieser Abschätzung noch nicht enthalten). Die in Abb. 7.1 behandelten Zellstoffwerke hätten den überwiegenden Teil der Abgabelast zu tragen (ca. 1,4 Mrd. öS).

Abwasserabgabe in 1.000.000 öS

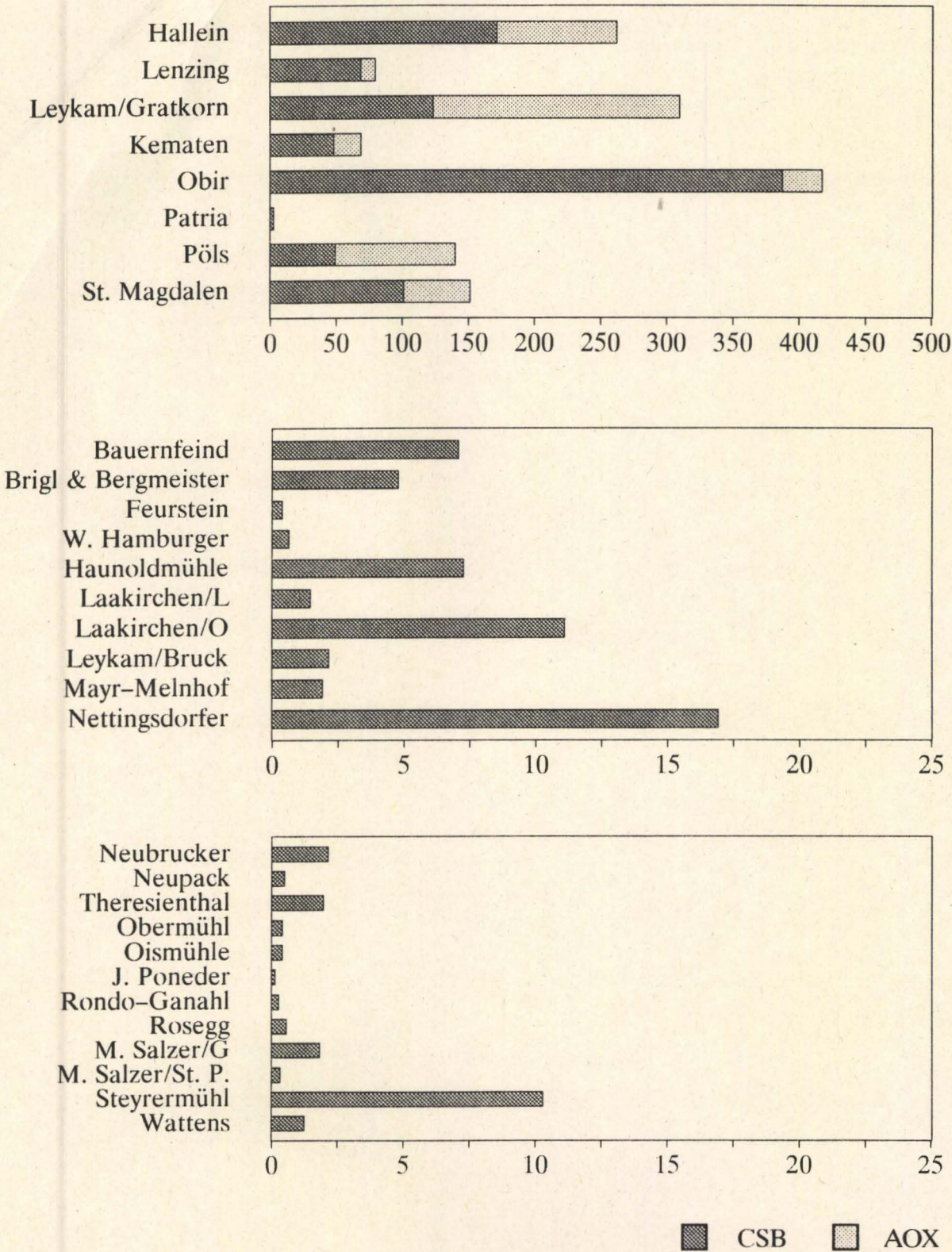


Abb. 7.1: Theoretische Belastung durch eine Abwasserabgabe nach BRD-Muster berechnet für CSB- und AOX-Emissionen (errechnet aus Werksangaben für das Jahr 1988)

8 ZUSTAND AUSGEWÄHLTER ÖSTERREICHISCHER FLIESSGEWÄSSER IM EINFLUSSBEREICH DER ZELLSTOFF- UND PAPIERINDUSTRIE

Die Zellstoff- und Papierindustrie hat wesentlichen Einfluß auf die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften in den einzelnen Fließgewässersystemen. Im folgenden soll die biologische Situation der Vorfluter jener Werke beleuchtet werden, die im Rahmen dieser Studie untersucht wurden.

8.1 PÖLS UND MUR

Die folgende Beurteilung der Gewässergüte von Mur und Pöls beruht auf dem Steirischen Gewässergüteatlas (AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, 1988) sowie auf den Beschreibungen des Wasserwirtschaftskatasters der Donau-Nebengewässer (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1988). Auf steirischem Gebiet zeigt die Mur bis Judenburg die ökologischen Charakteristika eines nicht bzw. wenig belasteten Gebirgsflusses. Die Bodenfauna wird von reinwasserabhängigen Organismen (bes. Insektenlarven) mit hohem Sauerstoffbedarf geprägt (Gewässergüte I–II bzw. II).

Die Pöls weist bis zur Einleitung der Betriebsabwässer der *Zellstoff Pöls AG* die Güteklasse II auf; nach dem Einlaß verschlechtert sich der Index um zwei Stufen auf Güteklasse IV. Trotz langer Fließstrecke und starker Turbulenzen erfolgt keine Verbesserung der Wasserqualität, wodurch es auch zu einem beträchtlichen Einfluß auf die Gewässergüte der Mur kommt (II–III).

Nach der Einmischung des Pölswassers in die Mur sind Aufwüchse von Fadenbakterien und Ciliatenkolonien (Einzeller) erkennbar. Im weiteren Verlauf der Mur nimmt der Bakterienaufwuchs ab, während die Häufigkeit abwassertoleranter Makroorganismen stark zunimmt. Vor Niklasdorf kommt es zu starken Ausprägungen fädiger Algen.

Die *Brigl & Bergmeister Papierfabrik GmbH* in Niklasdorf und die *Kartonfabrik Mayr-Melnhof & Co.* in Frohnleiten haben keinen massiven direkten Einfluß auf den Gewässergüteindex, dürften allerdings Selbstreinigungsvorgänge und Abbauleistungen im Fluß beeinträchtigen und eine Tendenz zur Güteklasse III (besonders ab Frohnleiten) hervorrufen. Außerdem treten wieder vermehrt schmutzwassertypische Mikroorganismen in den Vordergrund.

Die Inbetriebnahme der Betriebskläranlage der *Leykam Mürztaler Papier- und Zellstoff AG (Gratkorn)* bewirkte im ersten Halbjahr 1988 noch keine wesentliche Verbesserung der Gewässergüte der Mur unterhalb von Gratkorn, wodurch diese Zone in den Gütebereich III–IV einzustufen war. Flächendeckender Aufwuchs von Fadenbakterien war vorhanden, schwarze Eisensulfidflecken deuteten auf sauerstoffreiches Milieu am Gewässergrund. Im Rahmen von Untersuchungen im Frühjahr 1989 konnte eine gewisse Besserung der Güteverhältnisse festgestellt werden. Die Mur kann abwärts von Gratkorn nunmehr der Güteklasse III zugeordnet werden (AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, 1989).

8.2 YBBS

Im Verlauf der Ybbs treten gravierende Beeinträchtigungen der Wasserqualität im Bereich oberhalb von Waidhofen auf. Dazu kommen noch die Abwässer aus Waidhofen; diese Belastungen nehmen aufgrund von Selbstreinigungsvorgängen allerdings relativ schnell wieder ab. Eine massive und nachhaltige Verschlechterung der Wasserqualität bewirken die Einleitungen der Abwässer der *Neusiedler AG, Papier- und Zellstofffabrik* in Kematen. Die Folge sind starke Aufwuchsentwicklungen im Flußbett (besonders Abwasserbakterien und -pilze) bzw. starke Ablagerungen von Faulschlamm. Diese nachhaltigen Veränderungen des Gütebildes der Ybbs reichen im wesentlichen bis zur Mündung des Flusses in die Donau. Wassermoose bzw. strömungsliebendes Makrozoobenthos fehlen größtenteils. Die Gewässergüte schwankt in der Industrie-wasser-Abbaustrecke zwischen IV oberhalb und III-IV unterhalb von Amstetten, bis schließlich Güteklasse III im Unterlauf überwiegt (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- U. FORSTWIRTSCHAFT, 1988).

Mit der äußerst hohen Belastung durch organische Inhaltsstoffe aus der Sulfatlauge sind starke Reduktionsvorgänge und Sauerstoffzehrungen verbunden, die aus dem Abbau der absterbenden Biomasse resultieren. Anaerobe Denitrifikationsprozesse – vor allem im Sediment – können etwa bis zur Einmündung der Url beobachtet werden.

8.3 TRAUN UND AGER

Die Lage einiger industrieller Großbetriebe an diesem Flußsystem macht dieses zu einem der am meisten belasteten in Österreich. Besonders die Ager – der

Ausrinn des nährstoffarmen Attersees – wird bis zu ihrer Mündung in die Traun nachhaltig von der *Lenzing AG* beeinflusst.

8.3.1 Gewässergüte der Traun

Im Rahmen von Gutachten von MOOG (1988, 1989a) wurde der Einfluß der *Steyrermühl Papierfabriks- und Verlags-AG* (STAG) auf die Gewässergüte der Traun untersucht. Es wurden Gütebewertungen nach Phytobenthos, Mikrozoobenthos und Makrozoobenthos durchgeführt; die Auswertung aufgrund der Ciliatenfauna (Mikrozoobenthos) ergibt zum Teil schlechtere Befunde als jene aufgrund der beiden anderen Indikatorgruppen (um 1/4 bis 1/2 Gütestufe).

Sowohl im Herbst 1988 als auch im Frühjahr 1989 kann man die Gewässergüte der Traun zwischen Steyrermühl und Stadl-Paura (oberhalb der Agermündung) als beta-mesosaprob mit Tendenz zu alpha-mesosaprob, also Güteklasse II-III, beschreiben. Bei niedrigen Wasserständen ist mit leichten Verschlechterungen (-III) zu rechnen. Das bedeutet, daß die Abwässer der STAG zu keiner wesentlichen Beeinträchtigung des Gütebildes der Traun führen.

8.3.2 Gewässergüte der Ager

8.3.2.1 Chemische Parameter

Die Beschreibung der Gewässergüte der Ager erfolgt vornehmlich aufgrund von Daten der OÖ. Landesregierung bzw. der *Lenzing AG* (TAUTERMANN, 1989a). Dabei wurden die Konzentrationen bestimmter chemischer Parameter einzelnen Güteklassen (I-IV) zugeordnet. Aus einer Liste mit Daten für 11 Parameter bei 8

Standorten – gemessen während 5 Jahren – wurden 8 Parameter an drei Standorten für das Jahr 1988 ausgewählt: *Nitrit* NO_2^- , *Nitrat* NO_3^- , *Ammonium* NH_4^+ , *Chlorid* Cl^- , *Sauerstoff* O_2 , *gelöster organischer Kohlenstoff* DOC, *Biochemischer Sauerstoffbedarf* BSB₅, *Chemischer Sauerstoffbedarf* CSB.

– Standort 1: bezeichnet die Probenahme-stelle unterhalb der Abwasserreinigungs-anlage (ARA) des Reinhaltungsverbandes (RHV) – Attersee;

– Standort 2: bezeichnet den Standort nach Einmündung der Abwässer der *Lenzing AG* (Sägewerk Höfer);

– Standort 3: bezeichnet den Standort Dürnau.

– Standort 4: bezeichnet den Standort Fischerau.

	NO_2^-*	NO_3^-*	NH_4^{+**}	Cl^-*
Standort 1	I–II	I	II–III	I
Standort 2	I–II	I	I–II	II–III
Standort 3	I	I	I	I–II
Standort 4	I–II	I	I	I–II

	O_2^*	DOC**	BSB ₅ **	CSB*
Standort 1	I	II	I–II	I–II
Standort 2	II	IV	–	IV
Standort 3	II	IV	II–III	IV
Standort 4	I	IV	II–	III

* Einschätzung der Güte aufgrund von Daten der OÖ. Landesregierung

** Einschätzung der Güte aufgrund von Daten der Lenzing AG

Die folgenden Daten über die *Phosphor*-bilanz der Ager wurden einer Studie von MOOG & TAUTERMANN (1989) entnommen, die im Auftrag der *Lenzing AG* durchgeführt wurde.

Phosphorbelastung der Ager unterhalb der *Lenzing AG* (alle Daten – mit Ausnahme

des Werkes – beziehen sich auf das Jahr 1988; Angaben in kg P/d):

P-Quellen	1987	1988	1989
Ager vor ARA–RHV	(15)	15	(15)
ARA–RHV	(87)	87	(87)
Lenzing AG	164	90	21
Summe (kg P/d)	266	192	123
mg P/m ³ (Mittelwasser)	173	125	80
mg P/m ³ (Niederwasser)	513	371	237

Phosphorbelastung der Ager bei Fischerau (Angaben wie oben):

P-Quellen	1987	1988	1989
Ager vor ARA–RHV	(15)	15	(15)
Flächenaustrag	(80)	80	(80)
nicht entsorgte Haushalte	(93)	93	(93)
ARAs	(221)	221	(221)
Lenzing AG	164	90	21
Summe (kg P/d)	573	499	430
mg P/m ³ (Mittelwasser)	157	137	118
mg P/m ³ (Niederwasser)	381	332	286

Weist man die Phosphorkonzentrationen Gewässergüteklassen zu, so erhält man folgende, wasserstandsabhängige Gewässergüteeinschätzungen:

	unterhalb der Lenzing AG		Fischerau	
	1988	1989	1988	1989
Mittelwasser	II–III	II	II–III	
Niederwasser	IV	III–IV	III–IV	

Die hohe Phosphor-Fracht bei Fischerau läßt sich z.T. auch mit den Hochwasserfrachten begründen, die wegen des raschen Abtransportes in der Ager wenig Auswirkungen zeigen, im Hinblick auf die Sedimentation in den Stauen der Traun allerdings von größerer Bedeutung sind.

Schwermetalle: Die Viskosefaserproduktion der *Lenzing AG* bewirkt unterhalb des Werkes eine Schwermetallbelastung durch Zink von 1,2 mg/l im Wasser und von 1,5 – 33 g/kg im Sediment (TAUTERMANN, 1989b).

Die hohen Werte für das Sediment erklären sich durch die hohe Bindungskapazität des Ager-Substrates für Zink. Die quantitativ wichtigste Bindungsform von Zink in den Sedimenten dürfte die organische Komplexbildung mit Huminstoffen aus der Zellstoffproduktion sein. Über die biologische Verfügbarkeit von Zink können noch keine Aussagen getroffen werden.

Die starke Chloridbelastung der Traun durch industrielle Einleitungen in den Traunsee läßt höhere Freisetzungsraten von Zink erwarten.

8.3.2.2 Biologische Parameter

Die Gewässergüte der Ager wurde von MOOG (1989b) im Auftrag der *Lenzing AG* untersucht. Beispielhaft sollen die Ergebnisse vom Oktober 1988 herausgegriffen werden. Der Vergleich mit Gutachten vom Februar bzw. Mai desselben Jahres ergab keine gravierenden Unterschiede zwischen den einzelnen Gütelängsschnitten der Ager.

Name der Probestelle	Gewässergüte
oh. ARA-RHV	I-II
LAG Rinnen (oh.LAG-Einmdg.)	III
Sägewerk Höfer (uh.LAG)	-IV
Regau Spitz	-III
oh. Glatzing	-III
Stau Deutenham	III-IV
oh. Buchleitenwehr	(II)-III
Fischerau	(II)-III

Die Ager unterhalb des Werksbereiches vor der Einmündung der Abwässer der *Lenzing AG* (LAG Rinnen) weist zwar eine

beta-mesosaprobe (II) Verteilung der Organismen auf, ist allerdings aufgrund des dichten Bewuchses mit Schwefelbakterien und der reduzierten Bett-sedimente mit Güteklasse III zu bestimmen. Nach dem Einlaß der Abwässer der *Lenzing AG* ist besonders der Fadenbakterienaufwuchs (Deckungsgrad 90%) auffällig. Das Sediment ist reduziert. Die oben angeführten DOC- und CSB-Werte unterstreichen diesen Befund. Erwähnenswert ist die für Fließgewässer ungewöhnlich hohe Biomasse von etwa 270 g/m² in diesem Bereich. Flußabwärts zeigen sich starker Algen- und Bakterienaufwuchs, in den Stau-bereichen sind z.T. dicke Schlamm-auflagen bemerkbar. Die aus der biologischen Bestimmung resultierende Einschätzung der Gewässergüte im Bereich Fischerau entspricht gut den an dieser Stelle gemessenen CSB- und BSB₅-Werten, der DOC-Gehalt deutet auf eine stärkere Belastung hin (siehe oben).

8.3.3 Fischereiliche Situation in Traun und Ager

8.3.3.1 Bestandserhebung in der Ager

Die folgenden Ergebnisse wurden dem Bericht einer Fischbestandserhebung der BUNDESANSTALT FÜR FISCHEREI-WIRTSCHAFT / Scharfling vom 2.2.1989 entnommen. Es wurden vier Strecken unterhalb der *Lenzing AG* befischt. Folgende Arten konnten nachgewiesen werden: Bachforelle, Regenbogenforelle, Äsche, Aitel, Gründling, Elritze, Schmerle, Koppe.

Grundsätzlich ist die Fischfauna als artenreich anzusehen, wobei allerdings insbesondere im obersten Bereich Jungfische (mit Ausnahme von Aiteln und Kleinfischarten) fehlten. Die gute fischereiliche

Situation in der obersten befischten Strecken wurde wahrscheinlich auch durch hohe Wasserführungen im vergangenen Herbst und Winter positiv beeinflusst.

Obwohl sich die fischereiliche Lage der Ager in den letzten beiden Jahren verbessert hat, deutet das häufige Auftreten von Bakterien-(*Sphaerotilus*-)Aufwuchs auf kritische Bedingungen hin, die besonders bei Niederwasser und/oder hohen Temperaturen zu Sauerstoffzehrungen führen können, die das Überleben empfindlicher Formen (besonders Forellenartige) bedrohen. Eine ordnungsgemäße fischereiliche Bewirtschaftung ist in der Ager nicht möglich.

8.3.3.2 Fischpathologische Aspekte (Traun und Ager)

Die folgenden Ergebnisse stammen aus einem Gutachten von HOFER et al. (1989), in dessen Rahmen histologische Untersuchungen von Kiemen, Leber und Niere, hämatologische Analysen und Schwermetalluntersuchungen (auf Zink, Cadmium, Kupfer, Blei) an über 160 Fischen (Forellen, Aiteln, Barben, Schleien, Barsche, Hechte) durchgeführt wurden.

Im Bereich der beiden Papierfabriken in *Laakirchen* und *Steyrermühl* kann der Gesundheitszustand der dort gefangenen Fische als bedenklich eingestuft werden. Die Maßnahmen zur Abwasserreinigung der *Steyrermühl Papierfabrik- und Verlags AG* fielen zeitlich mit den Analysen der Studie zusammen, weshalb noch keine exakten Schlüsse auf die Effektivität der Sanierung gezogen werden können; in diesem Zusammenhang wären Untersuchungen zu einem späteren Zeitpunkt notwendig. In der Traun nach Gmunden zeigen die Fische (Barben und Regenbogenforellen) schwere pathologische Schäden in Haut, Leber und Niere.

Auffallend sind hier beispielsweise die extrem hohen Cadmium-Konzentrationen in den Barbennieren. Zu diskutieren bleibt, ob diese Belastungen auch noch im Bereich der Papierfabriken wirksam sind und für das Zustandsbild der dort lebenden Fischpopulationen mitverantwortlich sind.

Im Rahmen der Studie wird die enorm hohe Zinkbelastung der Ager hervorgehoben (2 Tonnen Zink pro Tag durch die *Lenzing AG*), die theoretisch zu gravierenden Schäden bis hin zur Mortalität führen müßte. Erhöhte Konzentrationen wurden allerdings nur in Forellennieren und Aitelkiemen gefunden. Die verstärkte Anreicherung des Zinks im Darm spricht für die Aufnahme des Schwermetalls vorwiegend über die Nahrung und weniger über die Kiemen. Generell kann festgestellt werden, daß der Gesundheitszustand der Ager-Fische im Vergleich zu anderen, nicht mit Zink belasteten Standorten in der Traun relativ gut ist, was vor allem auf zwei Faktoren zurückzuführen sein dürfte. Einerseits liegt das in der Ager anfallende Zink teilweise in einer für Fische kaum verfügbaren und wenig toxischen Form vor; andererseits wird die Ager aufgrund ihres starken Verschmutzungsgrades als Lebensraum wahrscheinlich gemieden, sodaß kurze Aufenthaltszeiten der Fische in diesem Bereich nur relativ geringe Schäden bedingen. Gerade dieser Punkt würde die Umweltsituation der Ager als sehr bedenklich erscheinen lassen. Wahrscheinlich spielen beide Faktoren eine Rolle. Nachdrücklich muß vor einer einseitigen Reduzierung der Nährstoffbelastung der Ager ohne gleichzeitiger Eliminierung der Zinkbelastung gewarnt werden, weil dadurch die Toxizität von Zink akut werden könnte.

Angesichts der Gebundenheit von Zink in der Ager muß trotzdem betont werden, daß dieses Schwermetall selbst in

geringen Konzentrationen als allgemein wirkender Streßfaktor die Abwehrkraft von Fischen herabsetzt und dadurch die Anfälligkeit gegenüber Krankheiten bzw. Parasitenbefall erhöht wird.

8.4 DRAU, VELLACH UND LAVANT

Die Gewässergütesituation der Drau unterhalb von Villach ist vorwiegend durch die Abwässer des *Zellstoffwerkes in St. Magdalen* mit der Klasse III zu bewerten. Bis zur Einmündung der Vellach erholt sich die Wasserqualität der Drau (II), wurde allerdings zum Zeitpunkt der Untersuchungen durch das massiv belastete Wasser der Vellach wiederum stark beeinträchtigt (II–III).

Die erwähnte Verschlechterung der Wasserqualität der Vellach erfolgte durch die *Zellstofffabrik Obir GmbH* in Rechberg, durch deren Einfluß die Gewässergüte schlagartig von Klasse I zu IV absank, was mit einer weitgehenden Vernichtung komplexer aquatischer Biozönoson gleichzusetzen ist. In diesem Fall hatte insbesondere die enorm hohe Fracht an gelöster organischer Substanz verheerende Auswirkungen. Durch die Stilllegung des Werkes im Herbst 1989 ist längerfristig mit

einer wesentlichen Verbesserung zu rechnen.

Die Situation der Lavant hat sich in den letzten Jahren durch Maßnahmen der *Patria AG* in Frantschach im Bereich der Abwasserentsorgung stark gebessert. Im gesamten Verlauf der Lavant konnte keine schlechtere Gewässergüte als II festgestellt werden, wodurch sich auch die Qualität der Drau nicht verschlechtert (AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG, 1988).

8.5 SALZACH

Nach Angaben der Gewässergütekarte 1988 verursachte die *PWA Hallein AG* eine Verschlechterung der Gewässergüte der Salzach von II (mäßig verunreinigt) oberhalb des Werks auf III–IV (stark bis außergewöhnlich stark verunreinigt).

Durch Verfahrensumstellungen der PWA (von Calcium- auf Magnesiumhydrogensulfit) haben sich die Belastungen an BSB₅ und CSB verringert. Inwieweit sich diese Reduktionen auch in einer Verbesserung der biologischen Situation des Flusses niederschlägt, bleibt abzuwarten. Untersuchungen zur Gewässergüte der Salzach werden zur Zeit von der Bundesanstalt für Wassergüte vorgenommen.

9 **UNTERSUCHUNGEN DES UMWELTBUNDESAMTES ZUR IMMISSIONSSITUATION AN AUSGEWÄHLTEN STANDORTEN (Pöls – Niklasdorf – Frohnleiten – Gratkorn – Kematen – Lenzing – Steyrermühl – Laakirchen – St. Magdalen/Villach – Frantschach – Rechberg – Hallein)**

9.1 **PÖLS UND MUR**

An Pöls und Mur wurden fünf der dort vorhandenen Werke näher untersucht: zwei Zellstoffwerke mit Chlorbleiche (Zellstoff Pöls AG und Leykam Mürtzaler Papier und Zellstoff AG in Gratkorn) sowie drei Papierfabriken (Brigl & Bergmeister Papierfabrik GmbH, Roman Bauernfeind Papierfabrik GmbH, Kartonfabrik Mayr-Melnhof & Co).

Aus den Abbildungen 9.1, 9.2 und 9.3 ist die Immissionssituation für die Parameter *DOC*, *AOX* sowie *Trichlormethan* (*Chloroform*) ersichtlich. Bedingt durch den großen Schadstoffausstoß in einen sehr kleinen Vorfluter wirken sich die Emissionen der Pöls AG verheerend auf die Pöls aus (s. auch die Angaben zur Gewässergüte in Kap. 6 und 10.2). Die Schadstoffbelastung durch die Pöls AG ist auch in der Mur, trotz ca. 10-facher Verdünnung, noch massiv feststellbar.

Orientiert man sich an dem in den Immissionsrichtlinien des BUNDESMINISTERIUMS FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1987) angeführten Wert von 2 mg C/l, zeigen sich beim *DOC* (wie auch beim *CSB*) unterhalb des Werkes in Pöls Überschreitungen um ein Vielfaches. Im Verlauf der Mur unterhalb der Einmündung der Pöls zeigen sich leicht erhöhte *DOC*-Werte. Diese steigen nur am Standort Gratkorn geringfügig an.

Von sämtlichen im Rahmen dieser Studie untersuchten Gewässern sind in der Pöls

die weitaus höchsten *AOX*-Konzentrationen nachweisbar. Nach den von HOFFMANN (1986) angegebenen Klassifizierungskriterien für Gewässer nach ihren *AOX*-Gehalten sind Gewässer mit einer *AOX*-Konzentration von über 0,04 mg/l als sehr stark belastet einzustufen. Die Pöls ist nach der Einleitung der Abwässer der Pöls AG, je nach Wasserführung, 10 bis über 100 mal höher belastet (!!!). Diese Belastungssituation wirkt sich, über die Pöls hinaus, auch in der Mur noch deutlichst aus. Bis zur Einmündung der Abwässer der Leykam AG (Gratkorn) oberhalb von Graz zeigt die Mur weiterhin eine – offensichtlich hauptsächlich auf die Pöls AG zurückzuführende – sehr starke *AOX*-Belastung. Nach der Einleitung der Zellstoffabwässer bei Gratkorn steigen die *AOX*-Konzentrationen wiederum deutlich an. Die absolute Menge an emittiertem *AOX* liegt an diesem Standort noch über jener der Pöls AG (s. Kap. 6).

Die Emissionen von *Trichlormethan* verhalten sich ähnlich jenen von *AOX*. Stark erhöhte Konzentrationen wurden im Jänner in der Pöls bei niedrigem Wasserstand festgestellt. Auch die *Trichlormethan*-emissionen der Leykam AG (Gratkorn) lassen sich im Vorfluter als deutliche Konzentrationssteigerungen nachweisen.

Trichloressigsäure (*TCA*) wurde in der Pöls sowie in der Mur unterhalb von Niklasdorf und, in Spuren, unterhalb von Gratkorn gefunden. Während in den Emissionsproben vorwiegend *DCA* (*Dichloressigsäure*) vorlag, ließ sich im Vorfluter nahezu

ausschließlich TCA nachweisen. Dieser Umstand läßt auf eine Umwandlung von DCA in TCA nach Einbringung in den Vorfluter schließen.

Durch Abwässer der Pöls AG treten in der Pöls deutliche Erhöhungen der Konzentrationen weiterer Parameter auf: *Chlorid, Nitrat, Sulfat, Calcium-Ligninsulfonsäure*. Darüber hinaus zeigt sich eine signifikante Erhöhung der *Leitfähigkeit*, der Gehalt an *gelöstem Sauerstoff* sinkt (s. Kap. 13.3).

Im Rahmen dieser Studie wurden an der Pöls weitere Untersuchungen durchgeführt, deren Ergebnisse in den Kap. 10.2 u. 10.3 dargestellt sind (Längsprofil der Schadstoffverteilungen und biologische Güteabschätzung).

Aus den gemessenen Immissionswerten und der jeweiligen Wasserführung wurden aus der Differenz der Belastungen oberhalb und unterhalb des Werkes folgende werksspezifische Schadstofffrachten errechnet:

Pöls (Pöls AG)	16.1.89	21.5.89	28.9.89
Q (m ³ /s):	4	19,4	13,3
DOC (t/d):	4,7	9,9	—
CSB (t/d):	25,2	39,4	—
AOX (kg/d):	1.700	838	1.976
Trichlormethan (Chloroform; kg/d):	53,4	—	40,2

Die für den 28.9.1989 angegebenen Daten wurden der Längsprofiluntersuchung entnommen (Kap. 10.2). Es wurde der mit den vorherigen Untersuchungen zusammenfallende Standort (Farrach) ausgewählt.

Mur (Leykam AG, Gratkorn):	6.3.89	7.3.89	21.5.89
Q (m ³ /s)	70,2	69,2	220,0
DOC (t/d)	7,0	5,0	10,5
AOX (kg/d)	1.516	1.395	1.806

Frachtaberschätzung aus Emissionsdaten, die im Abwasserkanal der Leykam AG am 6.3.1989 ermittelt wurden (Abwassermenge nach Werksangaben 810 l/s): CSB 30,0 t/d; DOC 15,4 t/d; AOX 1.512 kg/d.

Die Abschätzung der Schadstoffemissionen (Frachten) aus Immissionsdaten ist mit gewissen Ungenauigkeiten verbunden. Ursache dafür sind z.B. Abbau im Vorfluter, Adsorptions- und Rücklösungsvorgänge, Inhomogenitäten im Wasserkörper, Ausgasen flüchtiger Substanzen aus dem Vorfluter, unberücksichtigte oder unbekannte (nicht dem Werk zuzuordnende) Einleitungen, niedrige und daher analytisch oft schwerer zugängliche Konzentrationen usw. Unter Berücksichtigung der genannten Einschränkungen sind derartige Erhebungen zur groben Emissionsabschätzung jedoch durchaus geeignet und weisen gegenüber reinen Emissionsmessungen auch eine Reihe von Vorteilen auf. Eine (für Kontrollzwecke sicher nicht unwesentliche) unangemeldete Probenahme ist zu jeder Tages- und Nachtzeit möglich, die Vorbelastung des Vorfluters und die sich mit der Werks-einleitung ergebende – ökologisch wirksame – Summenbelastung wird erfaßt und letztlich werden etwaige weitere Einleitungen im Werksbereich stets mitberücksichtigt.

Betrachtet man die Meßwerte in Verbindung mit den jeweiligen Abflaumengen (Q in m³/sec, s. Legende der Abbildungen), so wird die je nach Wasserstand sehr unterschiedliche Verdünnung der Abwässer deutlich.

Legende zu den Abbildungen 9.1, 9.2 und 9.3 (Pöls und Mur)

Alle Datumsangaben beziehen sich auf das Jahr 1989; die Entfernungen zu den Abwasser-

einleitungen sowie alle Einzeldaten der Analytik sind den Tabellen in Kap. 13.4 zu entnehmen.

**A: Pöls, Probe aus der Pöls auf dem Fabriks-
gelände der Pöls AG (vor der Einmündung des
Abwasserkanals).**

1: Mo 16.1. 16:45 $Q = 4,4 \text{ m}^3/\text{sec}$ Pegel Pöls
2: Mo 16.1. 14:15 $Q = 4,4$
3: So 21.5. 01:00 $Q = 19,4$
4: So 21.5. 16:05 $Q = 19,4$

B: Pöls, von der Brücke in Farrach aus.

1: Mo 16.1. 14:45 $Q = 4,4 \text{ m}^3/\text{sec}$ Pegel Pöls
2: Di 17.1. 09:30 $Q = 4,4$
3: Di 17.1. 12:30 $Q = 4,4$
4: Di 17.1. 15:30 $Q = 4,4$
5: Di 17.1. 18:30 $Q = 4,4$
6: Di 17.1. 21:30 $Q = 4,4$
7: Mi 18.1. 00:30 $Q = 4,2$
8: Mi 18.1. 03:30 $Q = 4,2$
9: Mi 18.1. 06:30 $Q = 4,2$
10: Mi 18.1. 09:30 $Q = 4,2$
11: Sa 20.5. 22:45 $Q = 18,9$
12: So 21.5. 15:40 $Q = 19,4$

**C: Mur, von der Brücke Weyernau aus (nahe
Großlobming).**

1: Mo 16.1. 12:30
2: Di 17.1. 16:00

D: Mur, kurz nach Abzweigung des Werkskanals.

1: Mo 20.2. 12:10
2: Mo 20.2. 18:00
3: Mo 20.2. 24:00
4: Di 21.2. 06:00
5: Di 21.2. 12:00
6: So 21.5. 02:00
7: So 21.5. 12:45

**E: Mur, unterhalb vom Werk im Oberwasserkanal
von der Brücke bei Picheldorf aus.**

1: Mo 20.2. 11:30
2: Mo 20.2. 11:45
3: Mo 20.2. 18:30
4: Di 21.2. 00:20
5: Di 21.2. 06:10
6: Di 21.2. 12:20
7: So 21.5. 02:45
8: So 21.5. 13:20

**F: Mur, im Staubereich einer Wehranlage 0,5 km
oberhalb der Bauernfeind GmbH aus der Flußmitte
(von einer Brücke aus).**

1: Mo 27.2. 16:15 $Q = 90 \text{ m}^3/\text{sec}$ Pegel
2: Di 28.2. 09:00 $Q = 80$ Bruck/Mur

G: Mur, vom linken Ufer aus.

1: Mo 27.2. 14:00 $Q = 90 \text{ m}^3/\text{sec}$ Pegel
2: Mo 27.2. 18:30 $Q = 90$ Bruck/Mur
3: Mo 27.2. 24:00 $Q = 90$
4: Di 28.2. 07:30 $Q = 80$
5: Di 28.2. 12:30 $Q = 80$
6: So 21.5. 03:30 $Q = 187$
7: So 21.5. 12:00 $Q = 187$

**H: Mur, im Staubereich des E-Werkes Peggau/
Deutschfeistritz; etwa 1 km oberhalb werden die
Abwässer von Mayr-Melnhof in die Mur eingeleitet.**

1: Mo 27.2. 13:00 $Q = 90 \text{ m}^3/\text{sec}$ Pegel
2: Mo 27.2. 18:00 $Q = 90$ Bruck/Mur
3: Mo 27.2. 23:45 $Q = 90$
4: Di 28.2. 07:00 $Q = 80$
5: Di 28.2. 12:00 $Q = 80$
6: So 21.5. 04:15 $Q = 187$
7: So 21.5. 11:15 $Q = 187$

**I: Mur, am Rande des Siedlungsgebietes Klein-
stübing, von der Murbrücke Friesach-Kleinstübing
aus; um Beeinträchtigungen durch die etwa 300 m
oberhalb der Probenahmestelle auf der rechten
Flußseite gelegene kommunale Kläranlage aus-
zuschließen, wurden sämtliche Proben aus dem
linken Flußbereich gezogen.**

1: Mo 6.3. 10:45 $Q = 70 \text{ m}^3/\text{sec}$ Pegel Graz
2: Mo 6.3. 16:15 $Q = 70$
3: Mo 6.3. 23:00 $Q = 70$
4: Di 7.3. 05:00 $Q = 69$
5: Di 7.3. 11:00 $Q = 69$
6: So 21.5. 04:50 $Q = 220$
7: So 21.5. 10:00 $Q = 220$

**J: Mur, von Murbrücke im Bereich des Stadtteiles
Graz-Andritz aus.**

1: Mo 6.3. 13:30 $Q = 70 \text{ m}^3/\text{sec}$ Pegel Graz
2: Mo 6.3. 19:45 $Q = 70$
3: Di 7.3. 02:00 $Q = 69$
4: Di 7.3. 07:45 $Q = 69$
5: Di 7.3. 12:00 $Q = 69$
6: So 21.5. 10:45 $Q = 220$

PÖLS – MUR

DOC

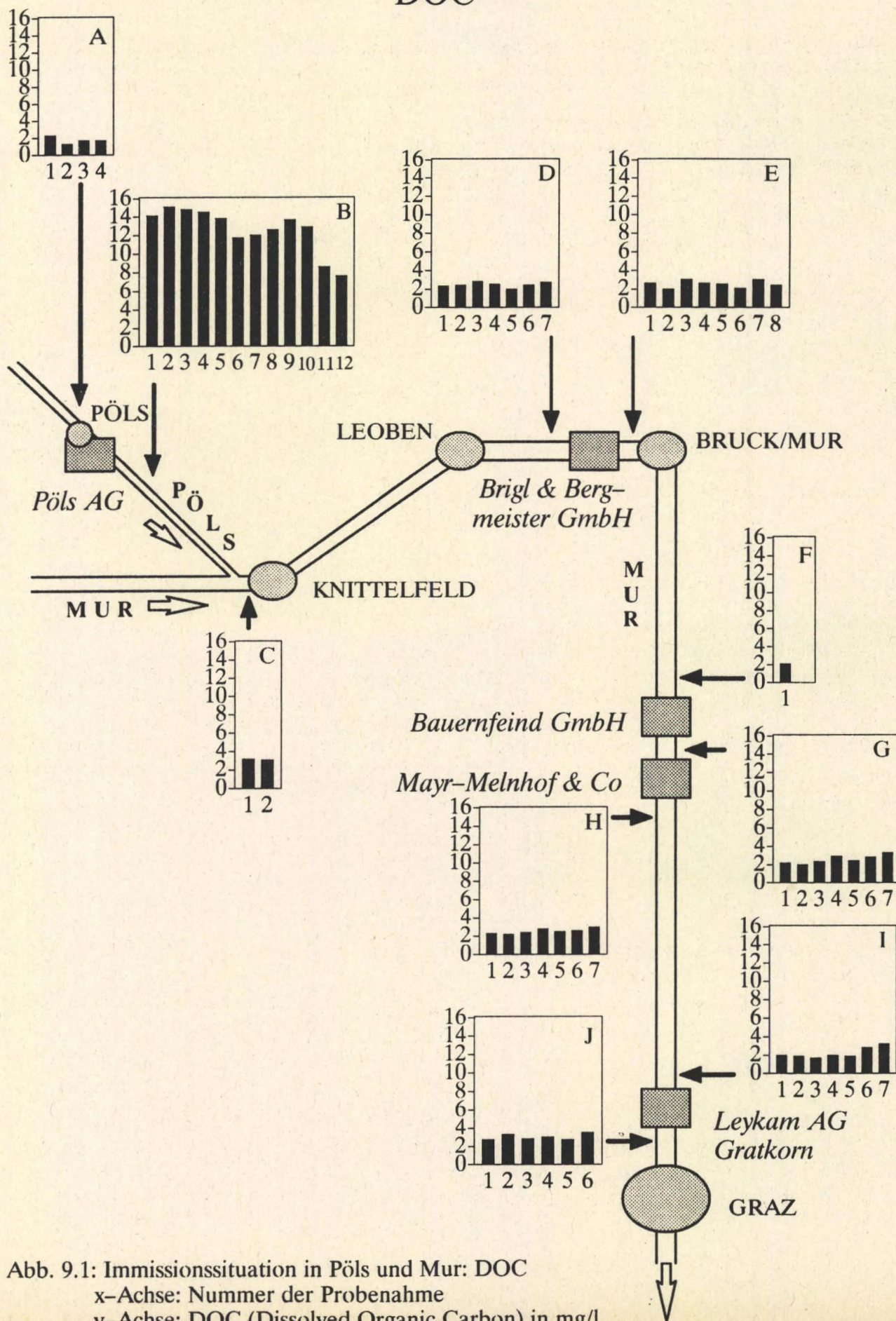


Abb. 9.1: Immissionssituation in Pöls und Mur: DOC

x-Achse: Nummer der Probenahme

y-Achse: DOC (Dissolved Organic Carbon) in mg/l

PÖLS – MUR

AOX

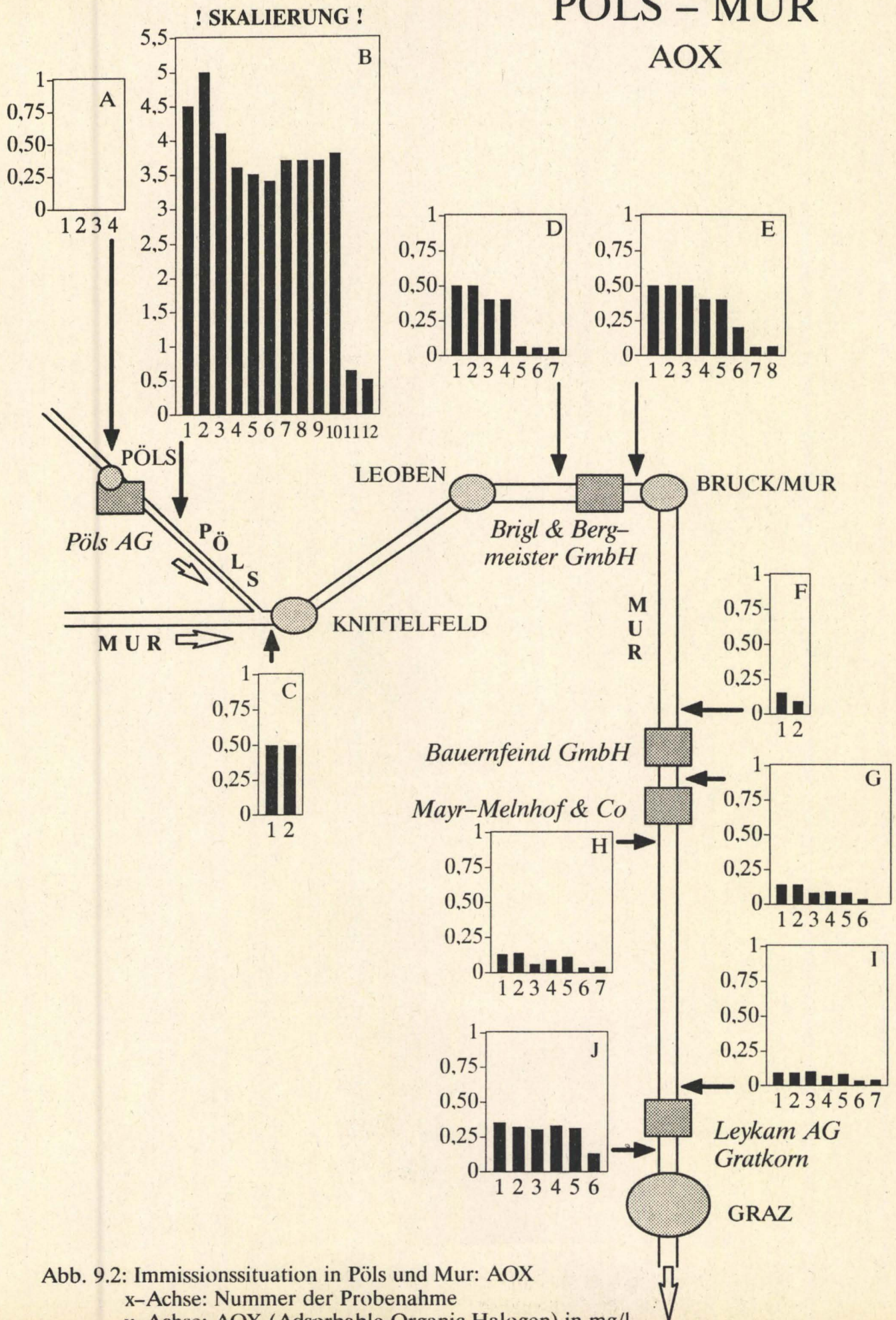


Abb. 9.2: Immissionssituation in Pöls und Mur: AOX

x-Achse: Nummer der Probenahme

y-Achse: AOX (Adsorbable Organic Halogen) in mg/l

PÖLS – MUR

TRICHLORMETHAN (CHLOROFORM)

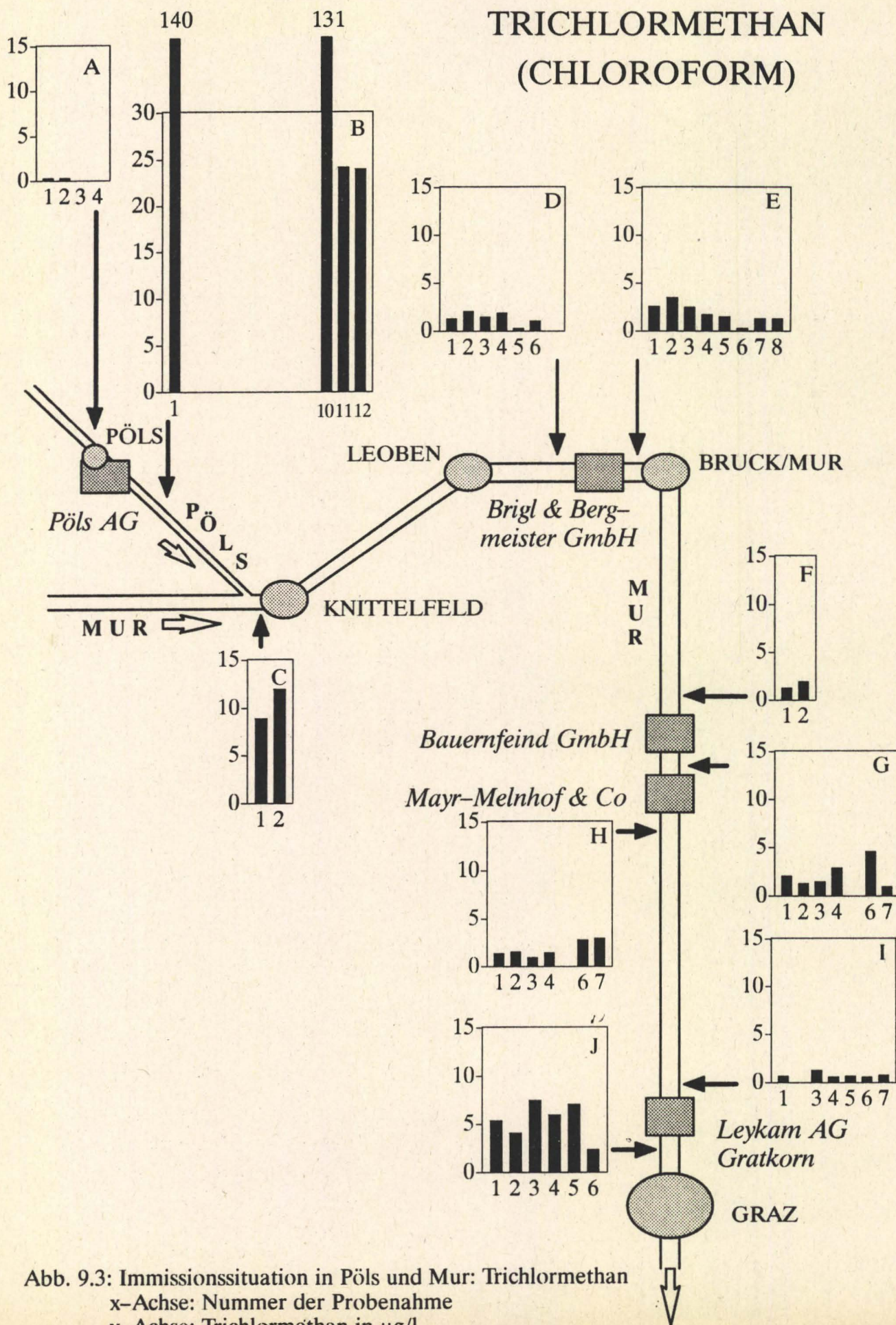


Abb. 9.3: Immissionssituation in Pöls und Mur: Trichlormethan
 x-Achse: Nummer der Probenahme
 y-Achse: Trichlormethan in µg/l

9.2 YBBS

Der Einfluß der Neusiedler AG in Kematen läßt sich vor allem bei AOX und *Tri-chlormethan* deutlich feststellen. Nach den oben beschriebenen Kriterien für die AOX-Belastung kann die Ybbs als sehr stark belastet eingestuft werden. Die Abschätzung der AOX-Fracht für den 3.4.1989 ($Q=59 \text{ m}^3/\text{s}$) sowie für den 4.4.1989 ($Q=43 \text{ m}^3/\text{s}$) ergab jeweils etwa 320 kg/d und entspricht somit weitgehend den vom Werk angegebenen Daten.

Legende zu den Abbildungen 9.4, 9.5 und 9.6 (Ybbs)

Alle Datumsangaben beziehen sich auf das Jahr 1989; die Entfernungen zu den Abwasser-einleitungen sowie alle Einzeldaten der Analytik sind den Tabellen in Kap. 13.4 zu entnehmen.

A: Ybbs, Siedlung Gleiß, vom linken Flußufer aus.

1:	Mo	3.4.	13:50	$Q=59 \text{ m}^3/\text{sec}$	Pegel
2:	Mo	3.4.	19:50	$Q=59$	Greimpersdorf
3:	Di	4.4.	01:50	$Q=43$	
4:	Di	4.4.	07:50	$Q=43$	
5:	Di	4.4.	13:50	$Q=43$	

B: Ybbs, vom linken Flußufer aus, noch oberhalb der Einleitung durch die Ortskläranlage Kematen.

1:	Mo	3.4.	17:00	$Q=59 \text{ m}^3/\text{sec}$	Pegel
2:	Mo	3.4.	20:10	$Q=59$	Greimpersdorf
3:	Di	4.4.	02:10	$Q=43$	
4:	Di	4.4.	08:10	$Q=43$	
5:	Di	4.4.	14:20	$Q=43$	

C: Ybbs, aus dem Bereich Amstetten, noch oberhalb der Ortskläranlage Amstetten.

1:	Mo	3.4.	15:30	$Q=59 \text{ m}^3/\text{sec}$	Pegel Greimpersdorf
----	----	------	-------	-------------------------------	------------------------

YBBS DOC

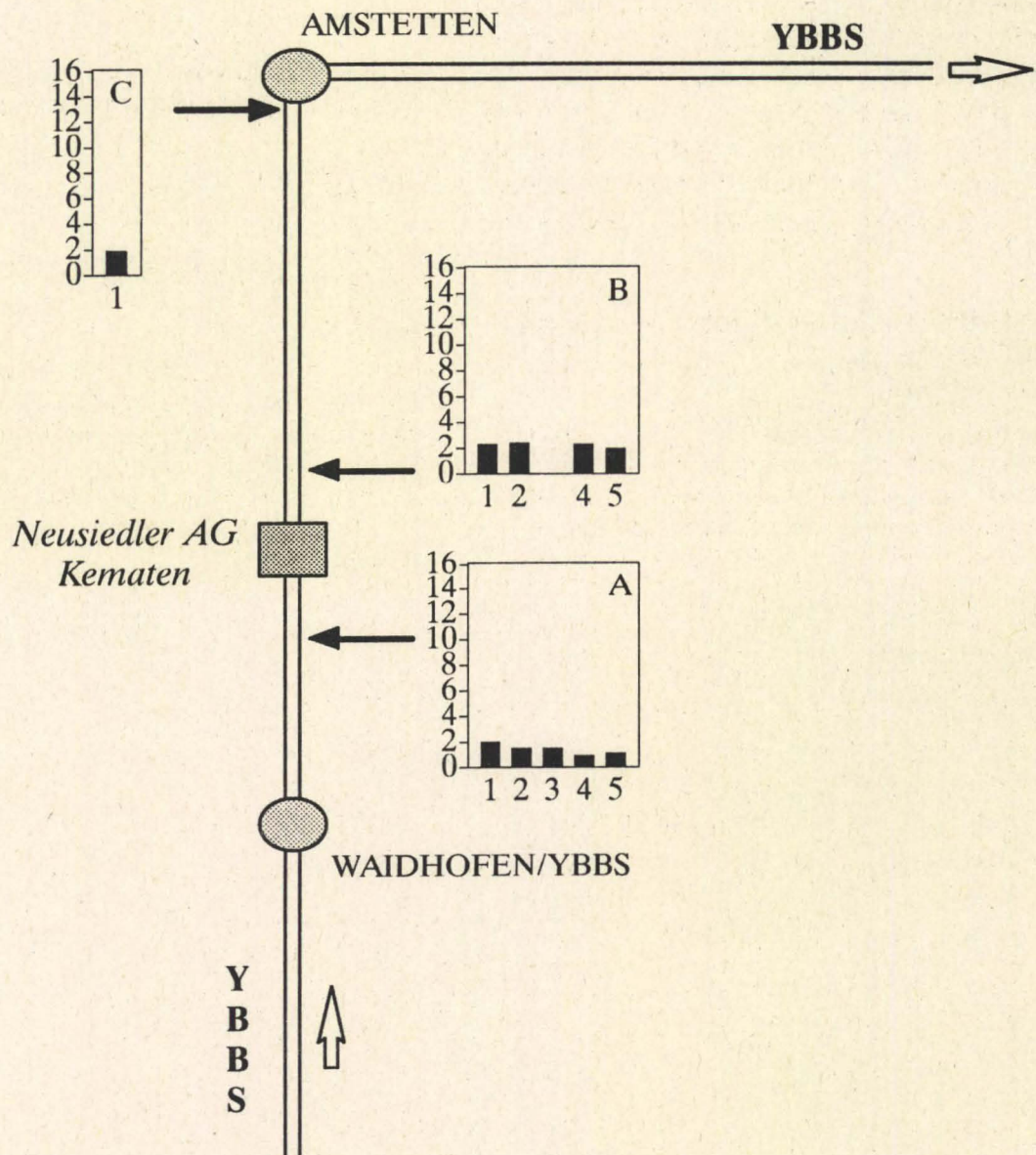


Abb. 9.4: Immissionssituation in der Ybbs: DOC
 x-Achse: Nummer der Probenahme
 y-Achse: DOC (Dissolved Organic Carbon) in mg/l

YBBS AOX

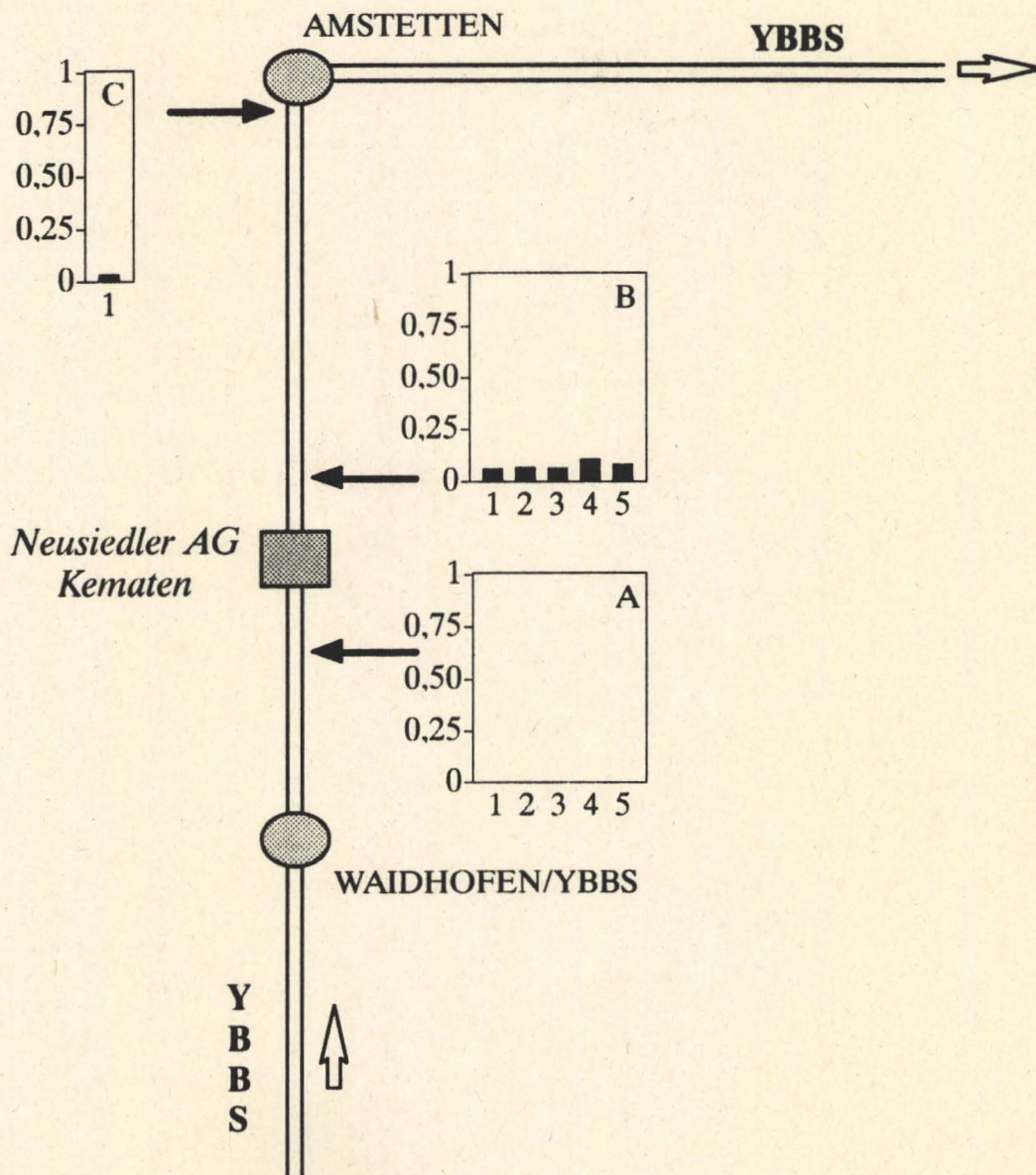


Abb. 9.5: Immissionssituation in der Ybbs: AOX
 x-Achse: Nummer der Probenahme
 y-Achse: AOX (Adsorbable Organic Halogen) in mg/l

YBBS

TRICHLORMETHAN (CHLOROFORM)

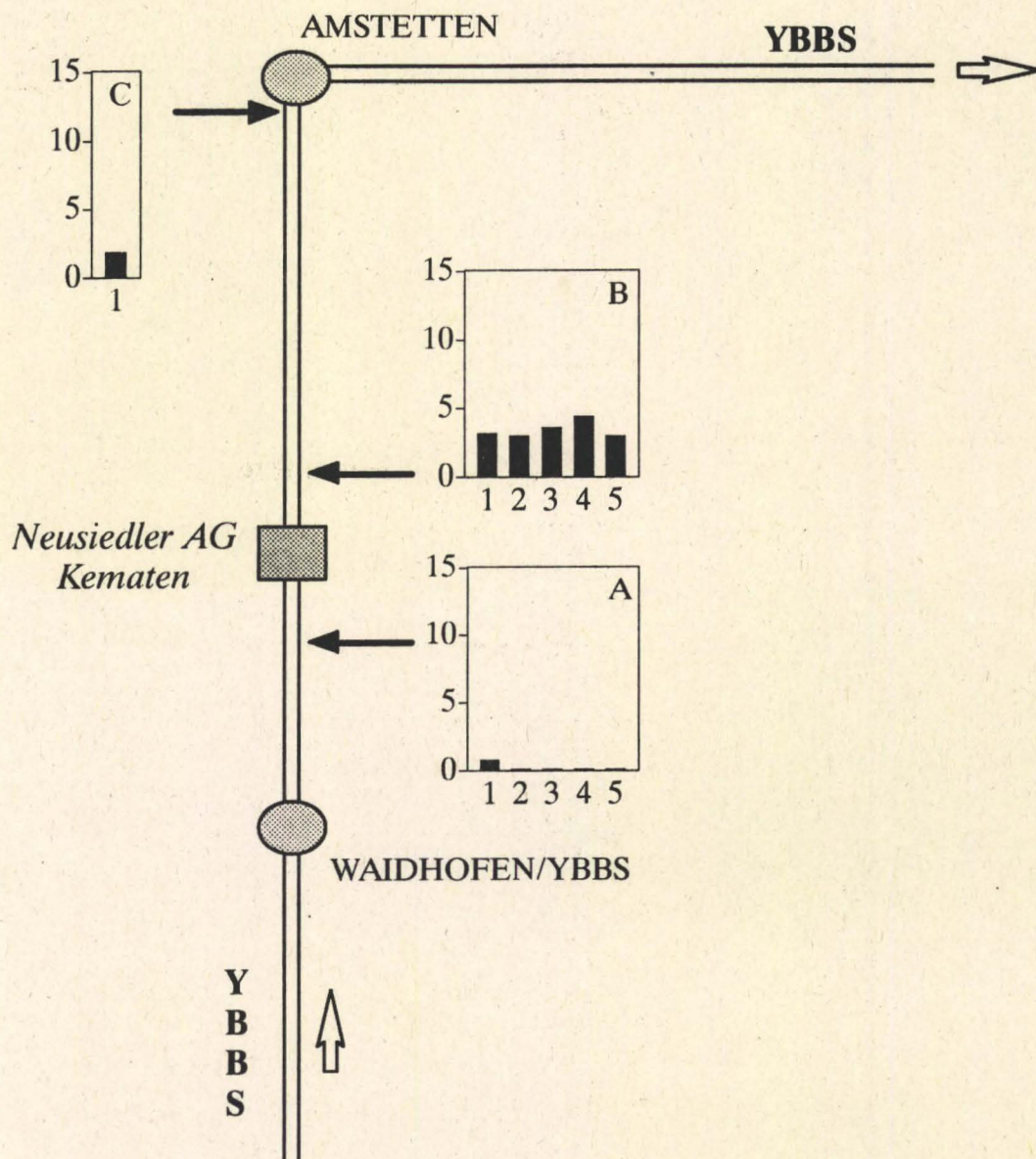


Abb. 9.6: Immissionssituation in der Ybbs: Trichlormethan
 x-Achse: Nummer der Probenahme
 y-Achse: Trichlormethan in µg/l

9.3 AGER UND TRAUN

Die Ager zeigt als Folge der Einleitung von Abwässern der Lenzing AG eine äußerst hohe *DOC*-Belastung, welche den oben genannten allgemeinen Immissionsrichtwert von 2 mg C/l um ein Vielfaches übersteigt. Diese hohe organische Belastung findet auch in der massiven Beeinträchtigung der biologischen Gewässergüte (s. Kap. 8.3.2) ihren Niederschlag. Die *DOC*-Belastung der Traun durch die Werke Laakirchen AG und Steyrermühl AG ist hingegen als gering einzustufen (s. Abb. 9.7).

Die *AOX*-Konzentrationen in der Ager wurden an vier Tagen jeweils mehrfach untersucht. Dabei wurden an zwei Tagen im März mäßig starke, an einem Tag im Juni starke und an einem Tag im Juli sehr starke Belastungen unterhalb der Einleitungen der Lenzing AG gefunden (Einteilung nach HOFFMANN, 1986). Im nationalen und internationalen Vergleich sind die *AOX*-Emissionen der Lenzing AG jedoch eher als gering zu werten. Die Messungen im Juli wurden im Rahmen der Erstellung eines Längsprofils der Ager durchgeführt und sind im Kap. 10 (Abb. 10.3) dargestellt. In der Traun konnten im Bereich der Werke Laakirchen AG und Steyrermühl AG keine Organochlorverbindungen als *AOX* nachgewiesen werden (s. Abb. 9.8).

Trichlormethan konnte sowohl in der Ager als auch in der Traun festgestellt werden. Während der *Trichlormethan*gehalt der Traun auf oberhalb der beiden untersuchten Werke liegende Emittenten zurückzuführen sein dürfte, wird *Trichlormethan* auch von der Lenzing AG emittiert. Die gefundenen Konzentrationen liegen jedoch in allen Fällen noch weit unter den Trinkwassergrenzwerten und sind damit als sehr gering anzusehen (s. Abb. 9.9)

Eine *Temperaturerhöhung* durch warme Abwässer, eine Verringerung des *Sauerstoffgehaltes* und des *pH-Wertes* sowie ein deutlicher Anstieg der *Sulfatkonzentration* und der *Leitfähigkeit* konnte nur im Bereich der Lenzing AG nachgewiesen werden (s. Kap. 13.4).

Eine Abschätzung der Frachten für die Lenzing AG brachte bezüglich des *CSB* im März (Emissionsprobe) gute Übereinstimmung mit den Angaben des Werkes (UBA: 32,3 t/d – Lenzing AG: 33 t/d). Auch die aus den Immissionsmessungen im Juni geschätzten Frachten stimmen mit den Werksdaten überein. Eine Frachtberechnung für den bei der Probenahme im Juli analysierten *AOX* (231 kg/d) entspricht ebenfalls der vom Werk im Fragebogen angegebenen (213 kg/d). Aus der Probenahme im März (Immissionsprobe) abgeleitete *DOC*-Frachten belaufen sich etwa auf 15 t/d.

Legende zu den Abbildungen 9.7, 9.8 und 9.9 (Ager, Traun)

Alle Datumsangaben beziehen sich auf das Jahr 1989; die Entfernungen zu den Abwasser-einleitungen sowie alle Einzeldaten der Analytik sind den Tabellen in Kap. 13.4 zu entnehmen.

A: Ager, knapp unterhalb der Kläranlage des Reinhaltungsverbandes Attersee, eine Durchmischung der Ager mit dem Kläranlagenablauf ist gegeben; vom rechten Ufer aus.

1:	Mo	13.3.	13:00	$Q = 11 \text{ m}^3/\text{sec}$	Pegel Dürnau
2:	Mo	13.3.	18:00	$Q = 11$	
3:	Di	14.3.	00:00	$Q = 29$	
4:	Di	14.3.	07:00	$Q = 29$	
5:	Di	14.3.	12:00	$Q = 29$	
6:	So	11.6.	00:00	$Q = 8$	
7:	So	11.6.	09:00	$Q = 8$	

B: Ager, von der Straßenbrücke in Pichlwang aus (Flußmitte).

1:	Mo	13.3.	14:00	$Q = 11 \text{ m}^3/\text{sec}$	Pegel Dürnau
2:	Mo	13.3.	18:30	$Q = 11$	
3:	Di	14.3.	00:30	$Q = 29$	
4:	Di	14.3.	08:00	$Q = 29$	
5:	Di	14.3.	12:30	$Q = 29$	
6:	So	11.6.	01:00	$Q = 8$	
7:	So	11.6.	10:00	$Q = 8$	

C: Traun, vom rechten Ufer aus.

1:	Mo	10.4.	11:05	$Q = 71 \text{ m}^3/\text{sec}$
2:	So	11.6.	03:00	$Q = 54$
3:	So	11.6.	12:00	$Q = 54$

D: Traun, von der Brücke der Landesstraße Steyrmühl–Aurachkirchen aus (Flußmitte); eine Durchmischung der Abwasserfahne der Laakirchen AG ist gegeben.

1:	Mo	10.4.	12:10	$Q = 71 \text{ m}^3/\text{sec}$
2:	Mo	10.4.	18:00	$Q = 71$
3:	Mo	10.4.	23:30	$Q = 71$
4:	Di	11.4.	06:00	$Q = 71$
5:	Di	11.4.	11:30	$Q = 71$
6:	So	11.6.	04:00	$Q = 54$
7:	So	11.6.	13:00	$Q = 54$

E: Traun, eine vollständige Durchmischung mit den Abwässern der Steyrmühl AG ist gegeben.

1:	Mo	10.4.	12:55	$Q = 71 \text{ m}^3/\text{sec}$
2:	Mo	10.4.	18:30	$Q = 71$
3:	Mo	10.4.	24:00	$Q = 71$
4:	Di	11.4.	06:30	$Q = 71$
5:	Di	11.4.	12:00	$Q = 71$
6:	So	11.6.	05:00	$Q = 54$
7:	So	11.6.	14:00	$Q = 54$

AGER – TRAUN DOC

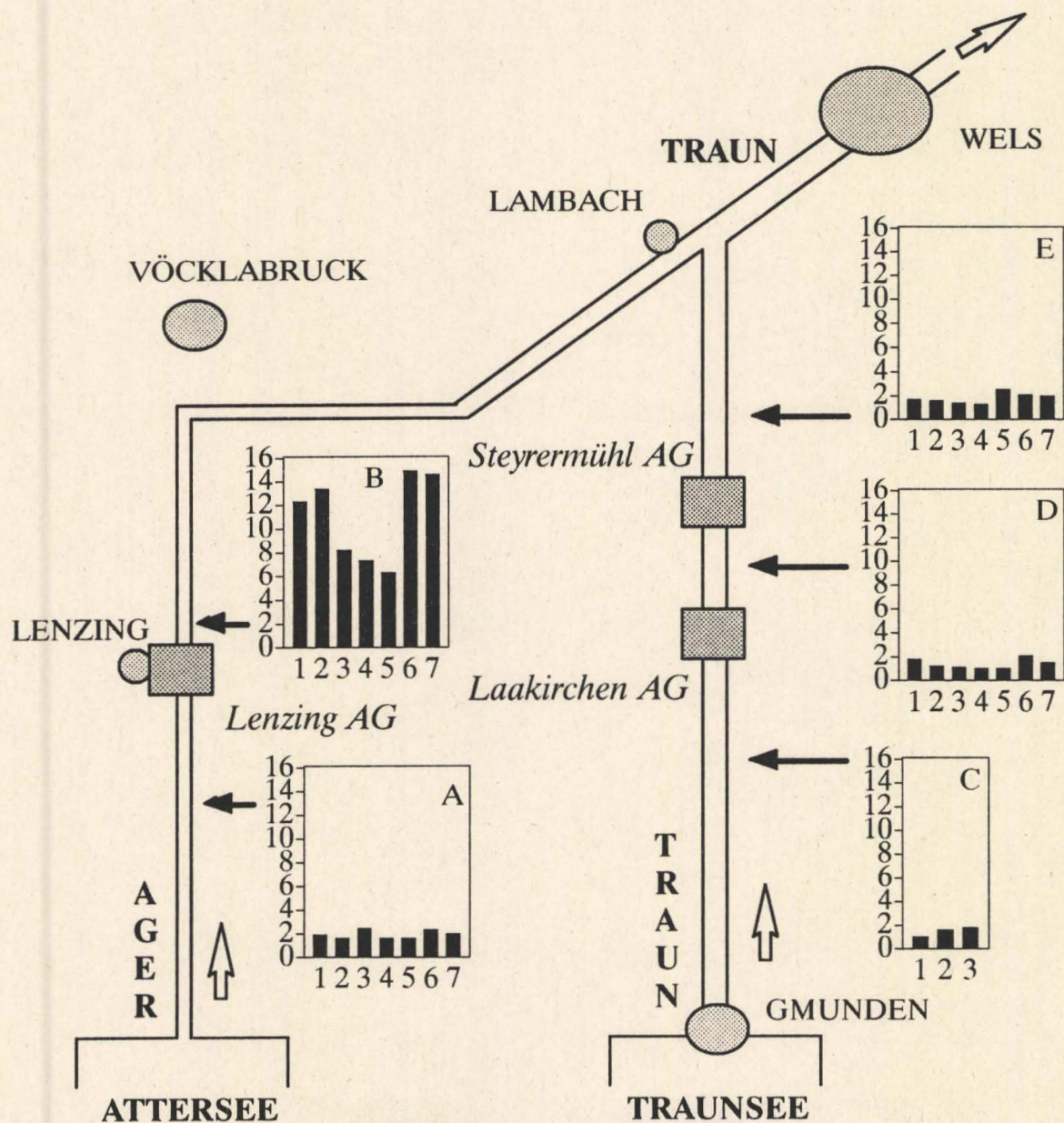


Abb. 9.7: Immissionssituation in Ager und Traun: DOC
 x-Achse: Nummer der Probenahme
 y-Achse: DOC (Dissolved Organic Carbon) in mg/l

AGER – TRAUN

AOX

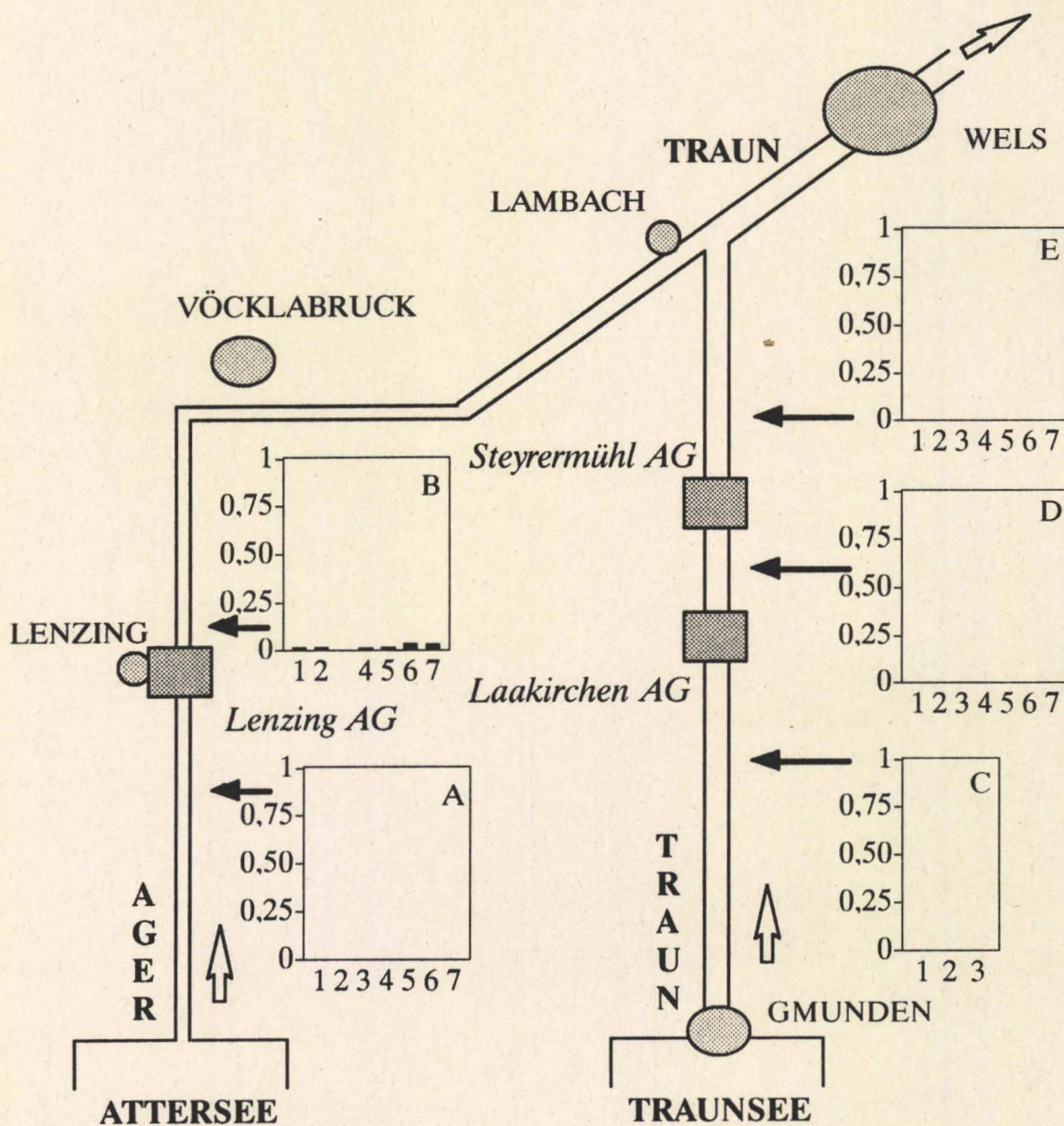


Abb. 9.8: Immissionssituation in Ager und Traun: AOX
 x-Achse: Nummer der Probenahme
 y-Achse: AOX (Adsorbable Organic Halogen) in mg/l

AGER – TRAUN

TRICHLORMETHAN

(CHLOROFORM)

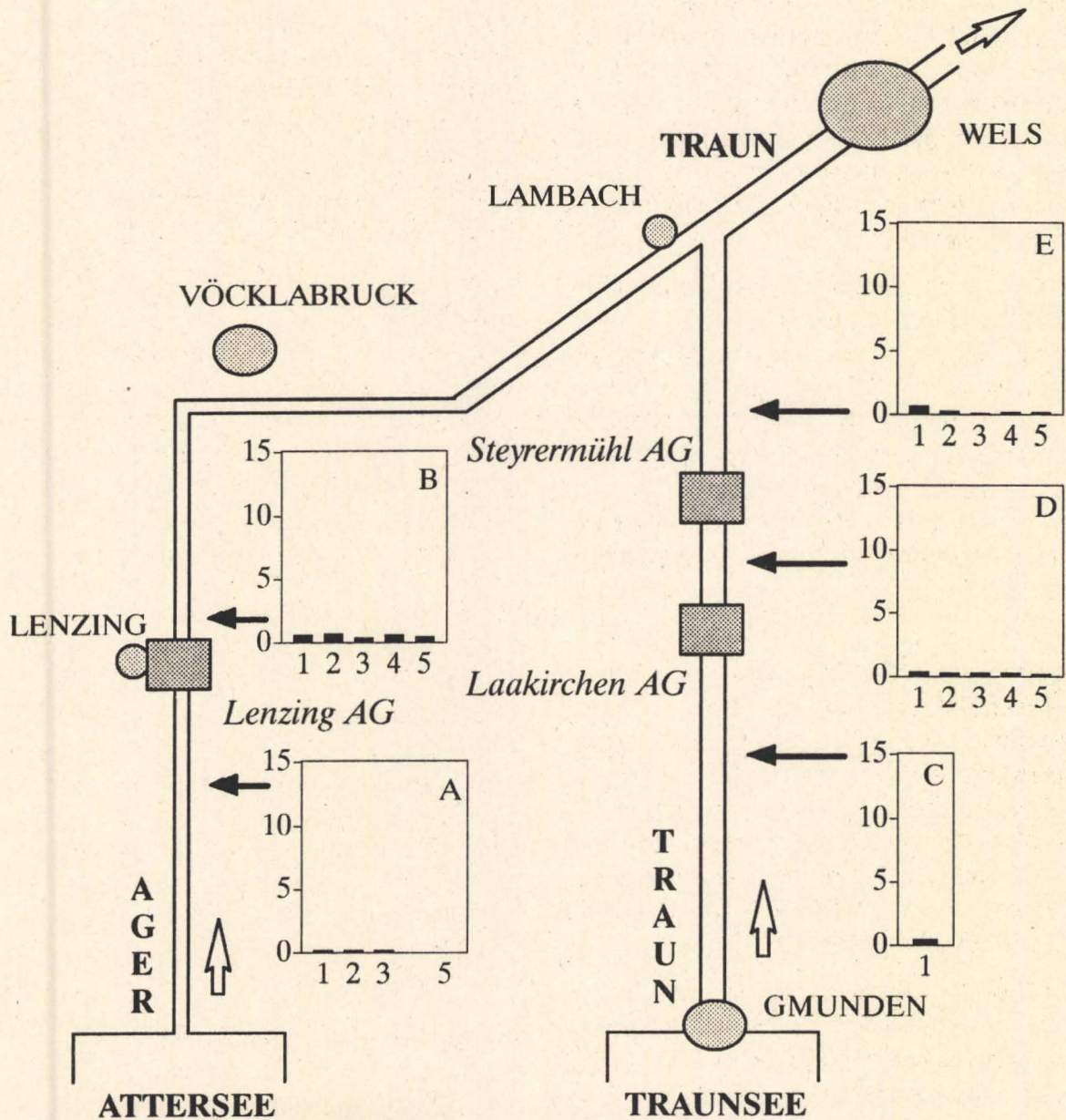


Abb. 9.9: Immissionssituation in Ager und Traun: Trichlormethan
 x-Achse: Nummer der Probenahme
 y-Achse: Trichlormethan in µg/l

9.4 DRAU, VELLACH UND LAVANT

Die das Werk St. Magdalen Zellulose GmbH in Villach betreffenden, sehr niedrigen *DOC-Emissionen* in die Drau sind nicht als repräsentativ zu betrachten, da der Betrieb erst kurz vor den für diese Studie durchgeführten Untersuchungen wieder aufgenommen wurde und daher vermutlich nicht unter Normalbedingungen produziert wurde.

Die durch das Zellstoffwerk der Obir GmbH in Rechberg verursachte Belastung der Vellach mit organischen Schadstoffen (gemessen als DOC) lag weit über jener anderer Werke (s. Abb. 9.10) und führte zur völligen Vernichtung komplexerer Lebensgemeinschaften des Flusses. Da an diesem Standort mittlerweile der Betrieb eingestellt werden mußte, ist längerfristig mit einer Erholung des Gewässers zu rechnen.

Die geringen DOC-Emissionen der Patria AG (Frantschach) in die Lavant sind offensichtlich auf die Effizienz der Kläranlage Mittleres Lavanttal zurückzuführen. Die Einbindung der Werksabwässer in diese Abwasserreinigung hatte auch eine gewisse Verbesserung der Gewässergüte der Drau zur Folge (AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG, 1988).

Die *AOX-Konzentrationen* in der Drau wiesen nach dem Werk St. Magdalen sehr starke Schwankungen auf und lassen sich aus den oben genannten Gründen kaum interpretieren.

Die Belastung mit organischen Chlorverbindungen (gemessen als AOX) war in

der Vellach durch die Emissionen des mittlerweile stillgelegten Werkes in Rechberg extrem hoch.

Von fünf, unterhalb der Kläranlage Mittleres Lavanttal aus der Lavant gezogenen Proben wurde nur bei einer eine sehr hohe AOX-Konzentration festgestellt (s. Abb. 9.11). Die Ursache für diese – offensichtlich nur kurzfristige – Belastung ist unbekannt.

Die in der Drau erhobene, allerdings sehr niedrige Belastung durch *Trichlormethan* (s. Abb. 9.12) ist vermutlich auf Emissionen des Zellstoffwerkes St. Magdalen zurückzuführen. In der Vellach wurden erwartungsgemäß höhere Konzentrationen gefunden. In der Lavant konnten keine nennenswerten Konzentrationen von Trichlormethan nachgewiesen werden.

Was die Auswirkungen der einzelnen Emissionen auf die anderen Parameter betrifft, bewirkt vor allem das Werk in Rechberg eine leichte *pH*-Absenkung in der Vellach, einen merkbaren Anstieg der *Leitfähigkeit* sowie der *Chlorid-* und *Sulfat-konzentrationen* und einen der DOC-Zunahme entsprechenden dramatischen Anstieg des *CSB*. Darüber hinaus konnten flussabwärts der Einleitung gewaltige Mengen an *Ligninsulfonsäuren* nachgewiesen werden.

Bis auf markante *Temperaturerhöhungen* in der Lavant im Bereich der Patria AG konnten weder bei diesem Werk noch bei der Zellulose St. Magdalen nennenswerte Veränderungen bei den übrigen Parametern festgestellt werden (s. Kap. 13.4).

Legende zu den Abbildungen 9.10, 9.11 und 9.12 (Drau, Vellach, Lavant)

Alle Datumsangaben beziehen sich auf das Jahr 1989; die Entfernungen zu den Abwasser-einleitungen sowie alle Einzeldaten der Analytik sind den Tabellen in Kap. 13.4 zu entnehmen.

A: Drau, knapp unterhalb der Staumauer des Kraftwerkes Villach vom linken Ufer aus.

1: Mo 13.2. 15:00 $Q = 60 \text{ m}^3/\text{sec}$ Pegel Rosegg
 2: Mo 13.2. 21:30 $Q = 60$
 3: Di 14.2. 04:30 $Q = 65$
 4: Di 14.2. 12:00 $Q = 65$

B: Gall, linkes Ufer, etwa 100 m vor dem Zusammenfluß mit der Drau.

1: Mo 13.2. 15:00
 2: Di 14.2. 07:00

C: Drau, unmittelbar unter der Staumauer Rosegg/St. Jakob.

1: Mo 13.2. 11:30 $Q = 60 \text{ m}^3/\text{sec}$ Pegel Rosegg
 2: Mo 13.2. 20:30 $Q = 60$
 3: Di 14.2. 04:00 $Q = 65$
 4: Di 14.2. 14:00 $Q = 65$

D: Vellach, kurz nach dem Ortsende von Eisenkappel in Richtung Obir GmbH.

1: Mo 23.1. 17:30 $Q = 0,43 \text{ m}^3/\text{sec}$ Pegel
 2: Di 24.1. 11:00 $Q = 0,43$ Miklautzhof

E: Vellach, ca. 1,5 km vor der Einmündung in die Drau.

1: Mo 23.1. 14:00 $Q = 0,43 \text{ m}^3/\text{sec}$ Pegel
 2: Mo 23.1. 15:00 $Q = 0,43$ Miklautzhof
 3: Mo 23.1. 16:00 $Q = 0,43$
 (weitere Proben zu jeder vollen Stunde)
 25: Di 24.1. 14:00 $Q = 0,43$
 26: Di 24.1. 15:00 $Q = 0,43$

F: Lavant, knapp 2 km nach dem Ortsende von St. Gertraud–Frantschach, in unmittelbarer Nähe einer Pegelmeßstation von der Brücke aus.

1: Mo 6.2. 14:05 $Q = 2,5 \text{ m}^3/\text{sec}$ Pegel
 2: Di 7.2. 08:00 $Q = 2,5$ St. Gertraud

G: Lavant, auf Höhe der Fa. Gartenbau Ruthofer.

1: Mo 6.2. 13:40 $Q = 2,5 \text{ m}^3/\text{sec}$ Pegel
 2: Mo 6.2. 19:00 $Q = 2,5$ St. Gertraud
 3: Di 7.2. 01:00 $Q = 2,2$
 4: Di 7.2. 07:00 $Q = 2,2$
 5: Di 7.2. 11:30 $Q = 2,2$

H: Lavant, auf Höhe der Ortschaft Krottendorf, neben der Pegelmeßstation, von der Brücke aus.

1: Mo 6.2. 10:00 $Q = 6,9 \text{ m}^3/\text{sec}$ Pegel
 2: Mo 6.2. 16:15 $Q = 6,9$ Krottendorf
 3: Mo 6.2. 22:00 $Q = 6,9$
 4: Di 7.2. 04:00 $Q = 7,1$
 5: Di 7.2. 10:00 $Q = 7,1$

DRAU – VELLACH – LAVANT DOC

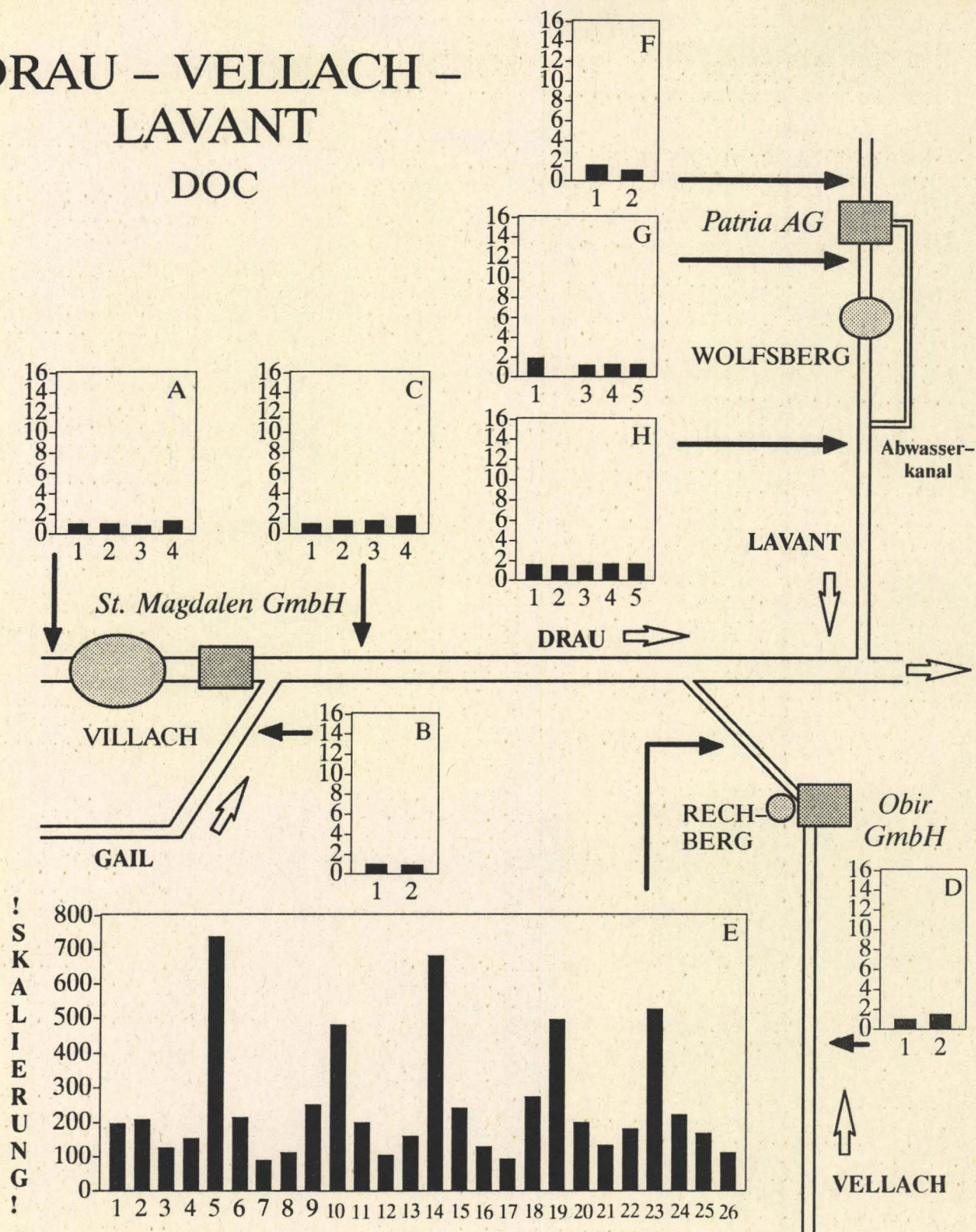


Abb. 9.10: Immissionssituation in Drau, Vellach und Lavant: DOC
 x-Achse: Nummer der Probenahme
 y-Achse: DOC (Dissolved Organic Carbon) in mg/l

DRAU – VELLACH – LAVANT AOX

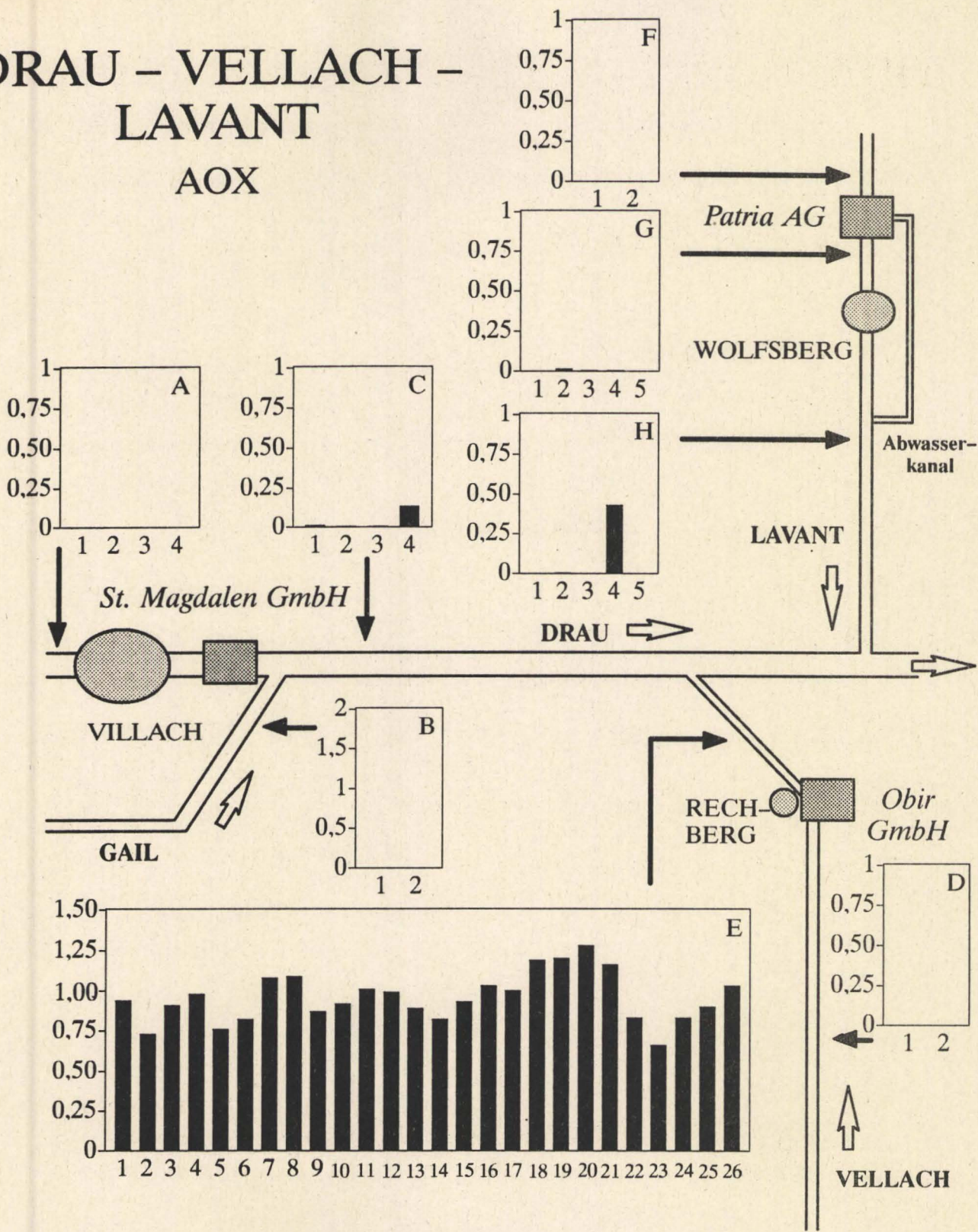


Abb. 9.11: Immissionssituation in Drau, Vellach und Lavant: AOX
x-Achse: Nummer der Probenahme
y-Achse: AOX (Adsorbable Organic Halogen) in mg/l

DRAU – VELLACH – LAVANT

TRICHLORMETHAN (CHLOROFORM)

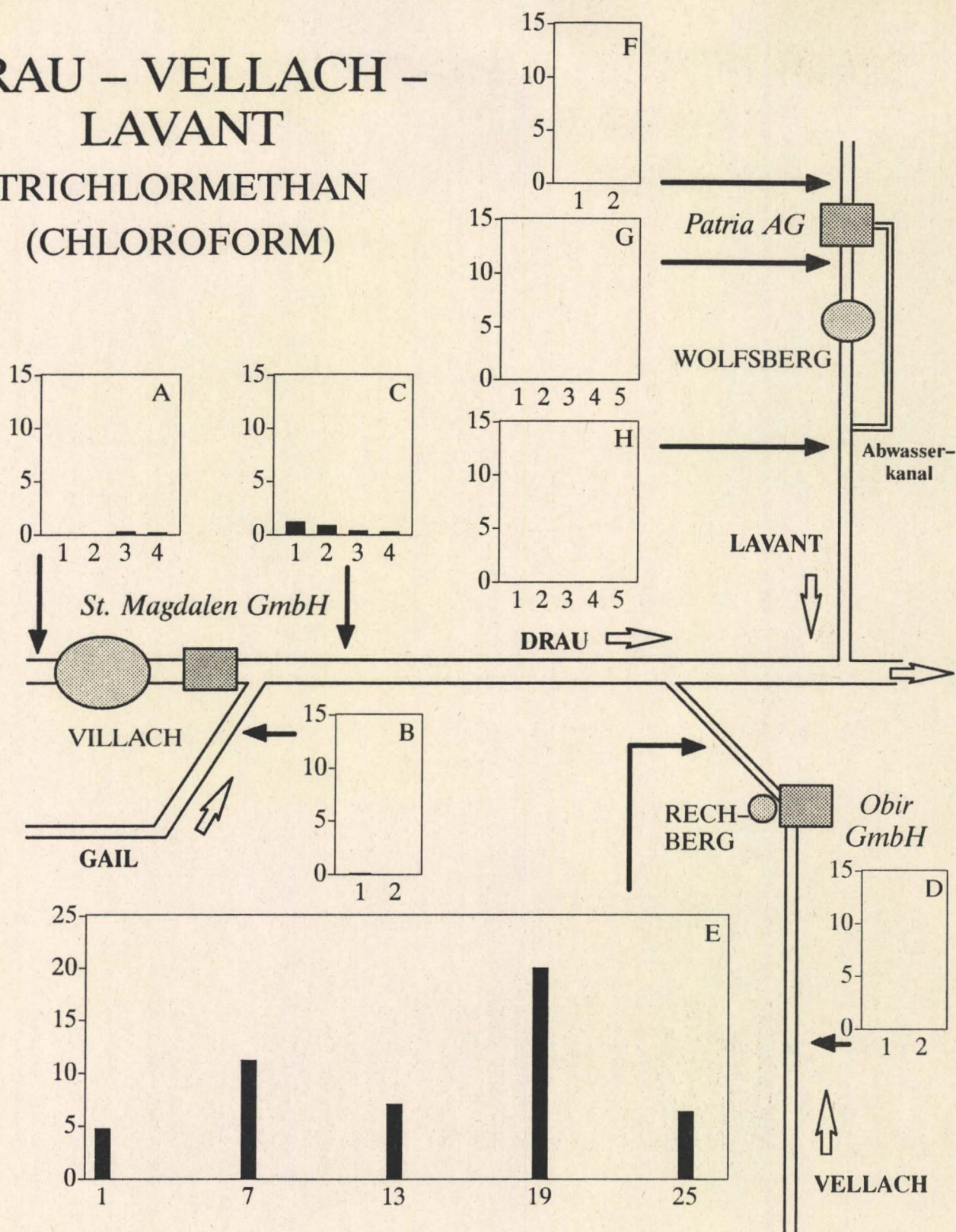


Abb. 9.12: Immissionssituation in Drau, Vellach und Lavant: Trichlormethan
 x-Achse: Nummer der Probenahme
 y-Achse: Trichlormethan in µg/l

9.5 Salzach

Die Abwasserreinigung der Hallein Papier AG war bereits im Jahr 1987 Gegenstand einer Studie (UMWELTBUNDESAMT Wien, 1987). Im Herbst und Winter 1988, noch vor der Erteilung des parlamentarischen Auftrages zu der vorliegenden Studie an das Umweltbundesamt, wurden an diesem Standort Untersuchungen durchgeführt. Eine ausführliche Interpretation der erhobenen Daten ist für einen späteren Zeitpunkt geplant.

Ein Großteil der Einzelergebnisse ist den Tabellen in Kap. 13.4 zu entnehmen. Es

soll hier lediglich eine kurze Gesamtdarstellung der Immissionssituation erfolgen.

Aufgrund der großen Wasserführung der Salzach bewirken die Emissionen der Hallein AG trotz der großen Menge an eingebrachten organischen Stoffen nur geringfügige Änderungen der *DOC*- und *CSB*-Konzentrationen.

Die *AOX*-Konzentration ist oberhalb des Werkes kaum meßbar, unterhalb des Werkes ist die Salzach als "sehr stark belastet" einzustufen (Belastungskriterien nach HOFFMANN, 1986; s. Kap. 2.4).

Die Konzentrationen von *Chloroform* in der Salzach sind unterhalb des Werkes leicht erhöht.

10 LÄNGSPROFILE UND SEDIMENTUNTERSUCHUNGEN DES UMWELTBUNDESAMTES IN AGER, PÖLS UND PIESTING

Ergänzend zu den Analysen von Wasserproben wurden vom Umweltbundesamt auch Sedimentuntersuchungen begonnen. Im Gegensatz zu Wasserproben, die eine Momentaufnahme der Belastungssituation ermöglichen, integrieren Sedimente Belastungen über einen längeren Zeitraum und geben damit ein gutes Bild der langfristigen durchschnittlichen Belastung eines Gewässers. Aufgrund der vergleichsweise wesentlich aufwendigeren Analysen konnten Sedimentanalysen bisher nur an wenigen Stellen durchgeführt werden; eine Fortsetzung und Ausweitung der Untersuchungen ist geplant.

10.1 AGER

10.1.1 Metalle im Sediment

10.1.1.1 Übersichtsanalyse

Zur Abschätzung der Metallbelastung der Ager wurde an einer im Unterlauf der Ager gezogenen Sedimentprobe mittels Röntgenfluoreszenz ein qualitatives Screening durchgeführt (mit Mengenabschätzung) und anschließend die Konzentration von 16 Elementen mittels ICP–AES bestimmt.

Die Probenahmestelle entspricht der Position D des Längsprofils (Stauhaltung unterhalb von Schwanenstadt).

Der Aufschluß erfolgte nach drei Verfahren aus der (bei 30 °C bis zur Gewichtskonstanz getrockneten) Fraktion < 40 µm:

1. Königswasseraufschluß (ÖNORM 1085);
2. Königswasseraufschluß im Mikrowellengerät CEM MDS – 81D;

3. Aufschluß mit konzentrierter Salpetersäure (sonst wie bei Punkt 1).

Die Ergebnisse der drei Aufschlußverfahren wichen nur geringfügig voneinander ab. Die Genauigkeit der Angaben liegt bei ± 20 rel. %.

<i>Ca</i>	55 mg/g	<i>Na</i>	450 µg/g
<i>Fe</i>	23 mg/g	<i>Mn</i>	350 µg/g
<i>Al</i>	22 mg/g	<i>Ba</i>	130 µg/g
<i>Mg</i>	10 mg/g	<i>Cr</i>	70 µg/g
<i>Zn</i>	8 mg/g	<i>Pb</i>	60 µg/g
<i>K</i>	4 mg/g	<i>Cu</i>	35 µg/g
		<i>Ni</i>	30 µg/g
		<i>Co</i>	7 µg/g
		<i>Cd</i>	< 1 µg/g
		<i>Hg</i>	< 1 µg/g

Vergleicht man die erhaltenen Konzentrationsdaten mit Durchschnittswerten von Bachsedimenten (GEOCHEMISCHER ATLAS DER REPUBLIK ÖSTERREICH, 1989), so zeigt sich, daß nur das Element Zink in (allerdings sehr stark) erhöhten Konzentrationen vorkommt. Für die Elemente Cadmium und Quecksilber liegen die Durchschnittswerte jedoch unter der Nachweisgrenze des hier angewandten Übersichtsverfahrens.

10.1.1.2 Längsprofil für Zink und Cadmium im Sediment

Um den Einfluß der Lenzing AG auf die Metallkonzentrationen im Ager sediment abschätzen zu können, wurde für die Metalle Zink und Cadmium ein Längsprofil (vier Positionen) erstellt. Die Zinkbelastung der Ager durch die Viskoseproduktion der Lenzing AG ist seit längerem bekannt. Da Zink meist mit geringen Mengen des wesentlich giftigeren

Cadmium verunreinigt ist, wurde dieses Element in die Profiluntersuchung mit einbezogen.

Die Proben wurden gemäß Punkt 10.1.1.1 aufgeschlossen, und mittels AAS (Flamme, HGA) und ICP–AES analysiert.

Die anthropogene Belastung von Sedimenten steigt im allgemeinen mit sinkender Korngröße. Zum Vergleich verschiedener Sedimente wird daher die Belastung des Feinanteils herangezogen.

Die Cadmiumkonzentration steigt nach dem Werk (Pos. B) geringfügig an, erreicht jedoch bei der nächsten Position (Pos. C) bereits wieder das Ausgangsniveau (s. Abb. 10.1).

Die Zinkbelastung steigt nach der Einleitung der Abwässer aus der Viskoseproduktion drastisch an (auf 20.000 mg/kg) und beträgt selbst bei der Probenahmestelle nach Schwanenstadt noch über 8.000 ppm (Abb. 10.2). Die Konzentrationszunahme läßt sich über die Traun hinaus bis in die Donau deutlich nachweisen (AMTL. OÖ. WASSER–GÜTEATLAS, 1987). Der natürliche Zinkgehalt in Bachsedimenten liegt meist unter 100 ppm (Durchschnittswerte: BRD: 53 ppm; Böhmische Masse (Ö) 94 ppm; Zentralzone (Ö) 77 ppm; Alaska: 157 ppm; aus: GEOCHEMISCHER ATLAS DER REPUBLIK ÖSTERREICH, 1989).

Die Mobilisierbarkeit von Zink in den Sedimenten der Ager wird zur Zeit vom Umweltbundesamt untersucht. Die ökologische Problematik der hohen Zinkkonzentrationen in der Ager wird in Kap. 8.3 behandelt.

10.1.2 Längsprofil für AOX in Wasser und Sediment

Um die Veränderung der AOX–Konzentration mit zunehmender Entfernung vom Werk abschätzen zu können, wurden an 4 Positionen längs der Ager auch AOX–Analysen durchgeführt (die Positionen entsprechen jenen der Schwermetallanalyse). Analysiert wurde sowohl Flußwasser als auch, um den (mit reinem Wasser) mobilisierbaren Anteil des AOX abschätzen zu können, mit Sedimentproben geschütteltes Aqua bidest. (nach DEV S4, einmalige Elution). Der Massenanteil des aus der wasserhaltigen Schlammprobe eluierbaren AOX (in µg/kg Sediment) ergab für Position A–D folgende Werte:

Position	µg AOX / kg Sediment
Pos. A:	40
Pos. B:	760
Pos. C:	300
Pos. D:	330

Wie das Ergebnis zeigt, ist der mit (destilliertem) Wasser eluierbare Anteil – verglichen mit dem im Flußwasser gelösten Anteil – relativ gering, sodaß eine nennenswerte Belastung der Ager durch Rücklösungsvorgänge nicht zu erwarten ist.

Die Ergebnisse der Flußwasseranalysen sind in Abb. 10.3 dargestellt.

Legende zu den Abbildungen 10.1, 10.2 und 10.3 (Ager)

Alle Datumsangaben beziehen sich auf das Jahr 1989; die Entfernungen zu den Abwasser-einleitungen sowie die einzelnen Meßdaten sind den Tabellen in Kap. 13.4 zu entnehmen.

A: Ager, oberhalb der Lenzing AG, nach der Kläranlage des Reinhaltungsverbandes Attersee.

1: Mi 26.7. 16:00 $Q = 7,3 \text{ m}^3/\text{s}$ Pegel
Raudaschlsäge

B: Ager, nach dem Werk, vor Pichlwang.

1: Mi 26.7. 11:00 $Q = 10,0 \text{ m}^3/\text{s}$ Pegel Dürnau

C: Ager, unterhalb des Staus in Deutenham.

1: Mi 26.7. 13:00 $Q = 12,7 \text{ m}^3/\text{s}$ Pegel
Schalchham

D: Ager, knapp unterhalb des Wehres bei Schwanenstadt.

1: Mi 26.7. 9:00 $Q = 23,0 \text{ m}^3/\text{s}$ Pegel
Fischerau

10.1.3 Untersuchung zur Gewässer-güte der Ager

Bei einer semi-quantitativen Benthos-beprobung des Umweltbundesamtes an vier Probenpunkten in der Ager am 26.7.1989 konnten die in Kapitel 8.3 beschriebenen Verhältnisse weitgehend bestätigt werden.

- Probenahmestelle 1: vor der Lenzing AG, nach der Einleitung der ARA-Attersee.
- Probenahmestelle 2: etwa 1.200 m nach Einleitung der Abwässer der Lenzing AG.
- Probenahmestelle 3: im Unterwasserbereich des Staus Deutenham.
- Probenahmestelle 4: Schwanenstadt.

Der Saprobienindex wurde nach BAUR (1987) bestimmt.

Stelle	1	2	3	4
Temperatur (°C)	20,1	22,7	18,5	18,5
pH	8,3	7,1	7,6	7,9
Leitfähigkeit (µS/cm)	260	588	493	505
Sauerstoff (mg/l)	8,6	4,5	7,3	8,5
Anzahl der Taxa	23	2	6	13
Saprobienindex	I–II	–IV	II	II

Bei alleiniger Betrachtung des Saprobien-index fällt eine rasche Erholung der Wasserqualität auf, die allerdings unter dem Gesichtspunkt der geringen Artenzahl vor allem bei Standort 3 relativiert werden muß. Probepunkt 1 zeigt eine charakteristische Faunenzusammensetzung, innerhalb derer ein hoher Anteil von Reinwasserformen (z.B. Plecoptera – Steinfliegen) existiert, die an der Stelle 3 gänzlich fehlen.

Der Artenfehlbetrag bezieht sich auf die Anzahl der Spezies von Makroorganismen, die unter dem Einfluß von Gewässerbelastungen abnimmt. Gegenüber der Referenzstelle 1 beträgt die Abnahme der Anzahl der Spezies an Punkt 3 74%, an Punkt 4 noch immer 44%. Die Probenahmestelle knapp unterhalb des Werkes zeichnete sich durch massive Faulschlammablagerungen im Uferbereich aus; das Wasser zeigte einen hohen Gehalt an partikulärem, flockigem Material (Zellstoff), was wesentlich zu einer Versiltung des Substrates beiträgt. Damit sind Sauerstoffzehrungen in der obersten Sedimentzone verbunden. Das Substrat und der damit als Lebensraum verbundene Lückenraum sind als Lebensraum und Laichplatz für kieslaichende Fische unbenütztbar. Der genaue Einfluß dieser partikulären Fracht ist aufgrund der Stauhaltungen nicht exakt bestimmbar.

AGER

Cadmium im Sediment

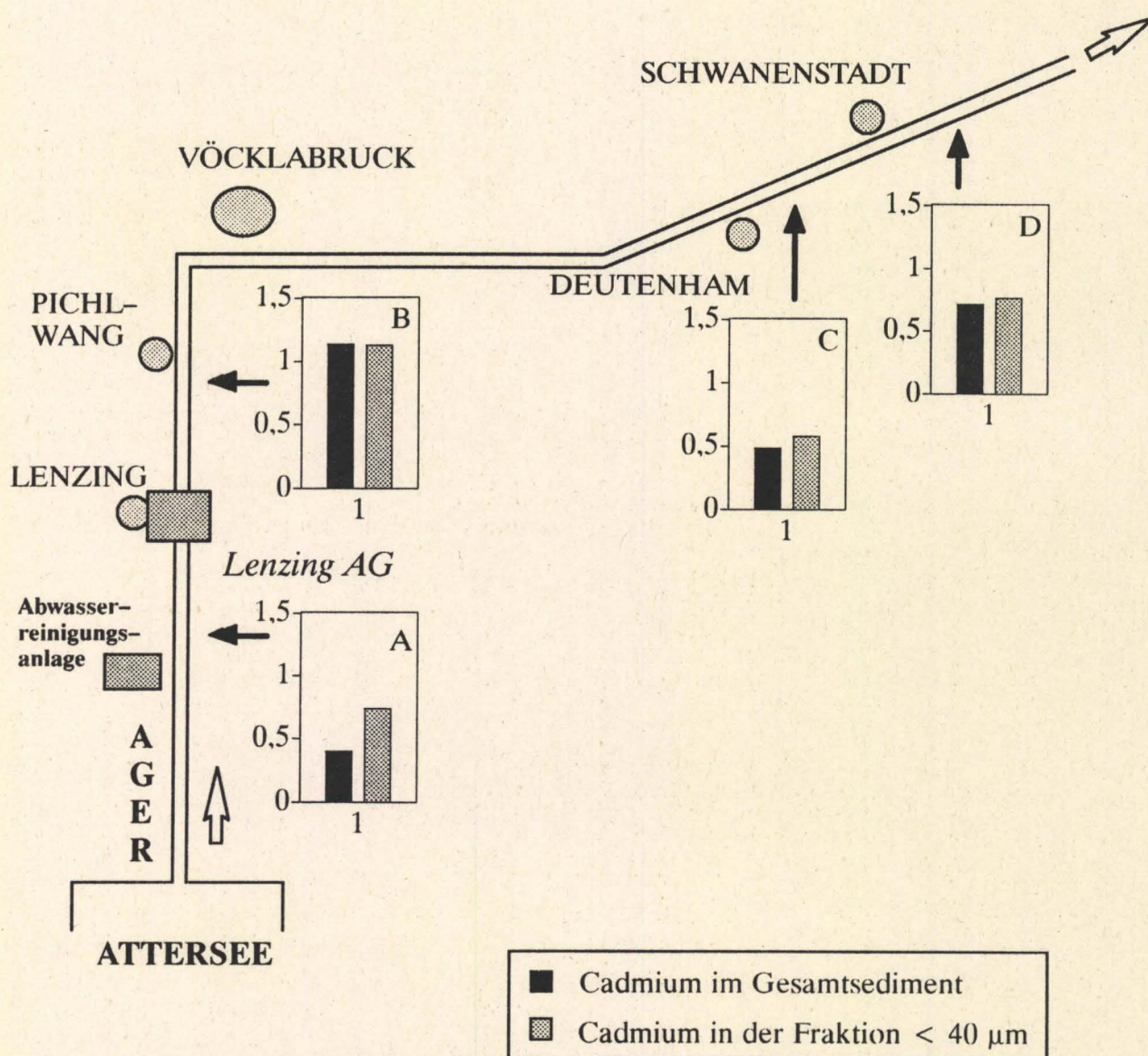


Abb. 10.1: Schwermetalle im Sediment der Ager: Cadmium
 x-Achse: Nummer der Probenahme
 y-Achse: Cadmium in mg/kg (Trockengewicht)

AGER

Zink im Sediment

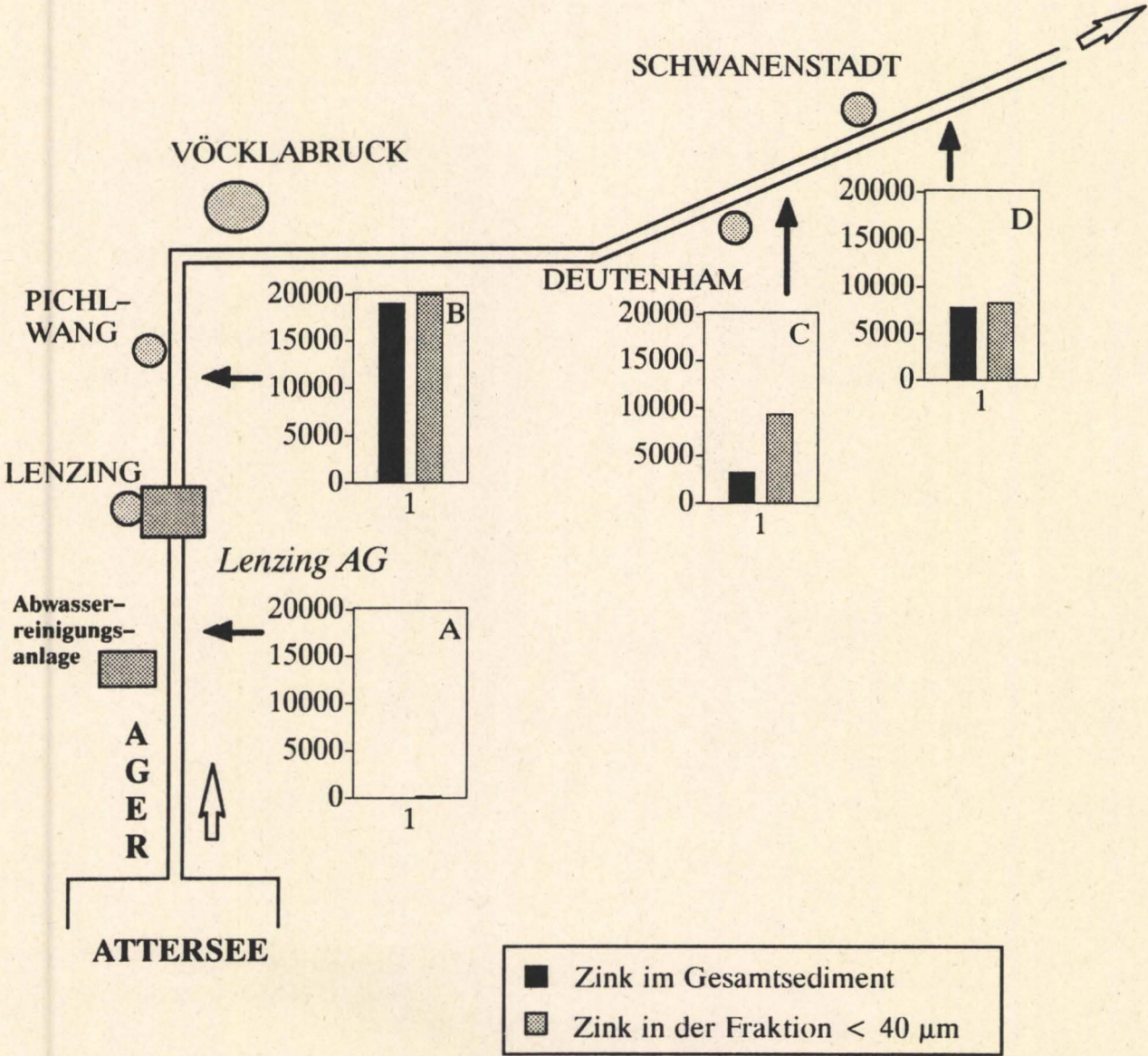


Abb. 10.2: Schwermetalle im Sediment der Ager: Zink
x-Achse: Nummer der Probenahme
y-Achse: Zink in mg/kg (Trockengewicht)

AGER AOX

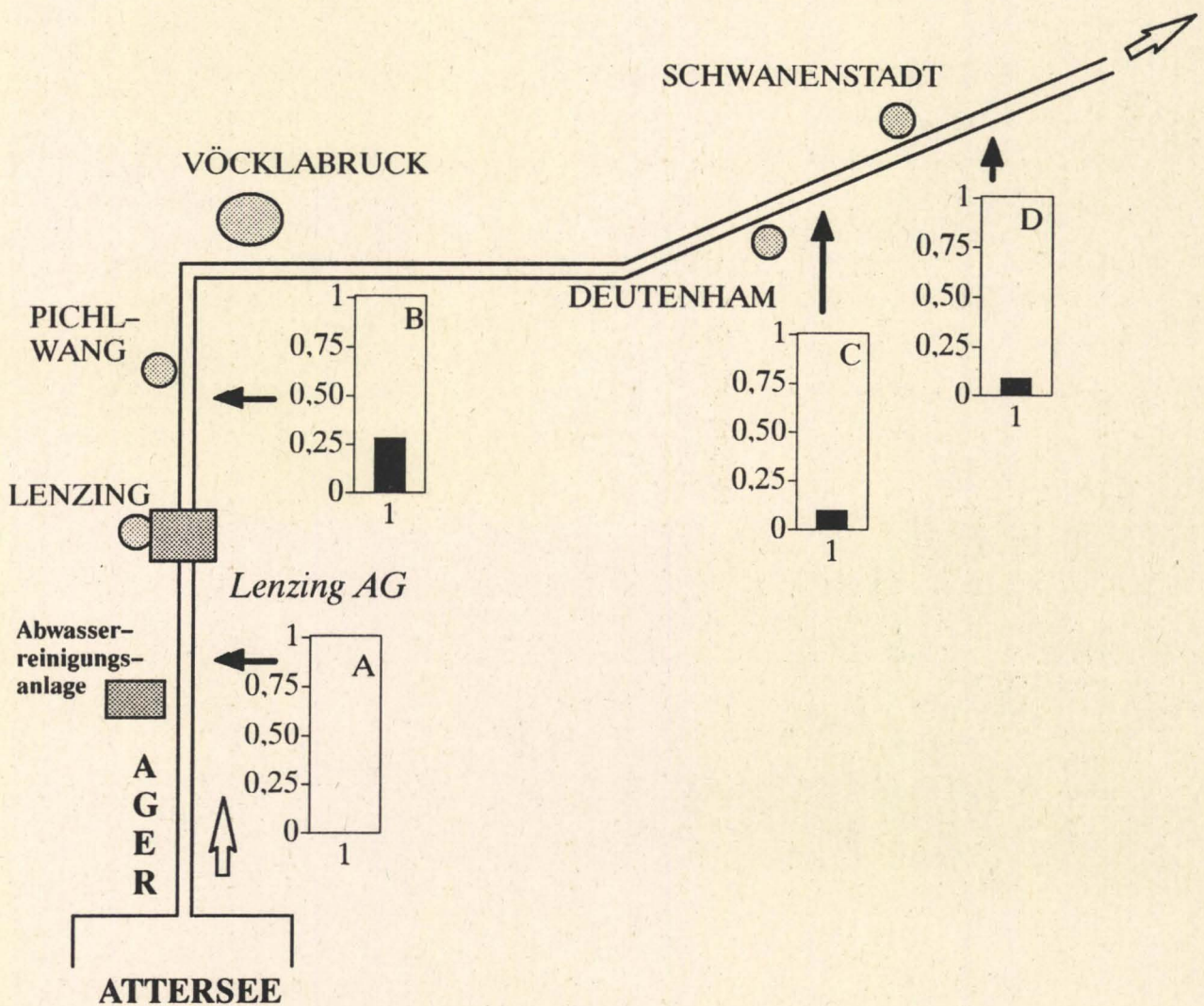


Abb. 10.3: Immissionssituation in der Ager: AOX
 x-Achse: Nummer der Probenahme
 y-Achse: AOX (Adsorbable Organic Halogen) in mg/l

10.2 PÖLS

10.2.1 Längsprofil für AOX, Trichlormethan (Chloroform) und Chloressigsäuren im Wasser

Am 28.9.1989 wurden 8 Wasserproben aus der Pöls entnommen und auf AOX und Chloroform analysiert. Die Probenahme erfolgte entlang eines Längsprofils, wobei eine Probe oberhalb der Pöls AG, eine unterhalb des Werkes vor Einleitung der Abwässer und 6 Proben entlang der Strecke zwischen Abwassereinleitung und Mündung der Pöls in die Mur gezogen wurden.

Die AOX-Konzentrationen im Wasser der Pöls weisen auch bei diesen Proben erwartungsgemäß auf eine äußerst hohe Belastung des Flusses hin (siehe auch Kapitel 9.1 u. HOFFMANN, 1986). Auffällig ist auch der mehr oder weniger unveränderte Verlauf der Konzentrationshöhe im Verlauf der Pöls (Abbildung 10.4).

Ein ähnliches Verhalten im Längsprofil zeigt auch Trichlormethan, dessen Konzentrationen (zumindest im Frühjahr) als sehr hoch eingestuft werden müssen (Abbildung 10.5).

Längsprofil für Trichloressigsäure (TCA):
In der Pöls treten nach der Einleitung der Abwässer der Pöls AG bis zur Mündung in die Mur hohe Konzentrationen an Trichloressigsäure auf. Diese normalerweise als Herbizid eingesetzte Substanz weist zwar geringe Toxizitätswerte gegenüber Wassertieren auf, ihre Wirkung auf Wasserpflanzen ist allerdings nicht genau abzuschätzen (Abb. 10.6).

10.2.2 EOX im Sediment

In einer der Pöls am 28.9.1989 an Position E des Längsprofils entnommenen Sedimentprobe konnte bei einer Bestimmungsgrenze von 100 µg/kg kein Gehalt an extrahierbaren organischen Halogenen (EOX) festgestellt werden. Als Ursache dafür kann die relativ große Korngröße und die damit verbundene geringe Bindungskapazität angenommen werden.

Legende zu den Abbildungen 10.4, 10.5 und 10.6 (Pöls)

Alle Datumsangaben beziehen sich auf das Jahr 1989; die Entfernungen zu den Abwassereinleitungen sowie die einzelnen Meßdaten sind den Tabellen in Kap. 13.4 zu entnehmen.

A: Pöls, oberhalb der Pöls AG.

1: Do 28.9. 18:50 $Q = 13,3 \text{ m}^3/\text{s}$ Pegel Pöls

B: Pöls, unterhalb des Werkes, noch vor Einmündung der Abwässer.

1: Do 28.9. 18:30

C: Pöls, von der Brücke in Paßhammer aus.

1: Do 28.9. 17:55

D: Pöls, von der Brücke in Wasendorf aus.

1: Do 28.9. 17:30

E: Pöls, von der Brücke in Hetzendorf aus.

1: Do 28.9. 17:00

F: Pöls, in Aichdorf (zwischen Hetzendorf und Farrach).

1: Do 28.9. 16:30

G: Pöls, von der Brücke in Farrach aus.

1: Do 28.9. 16:00

H: Pöls, von der Brücke in Zeltweg aus.

1: Do 28.9. 15:30

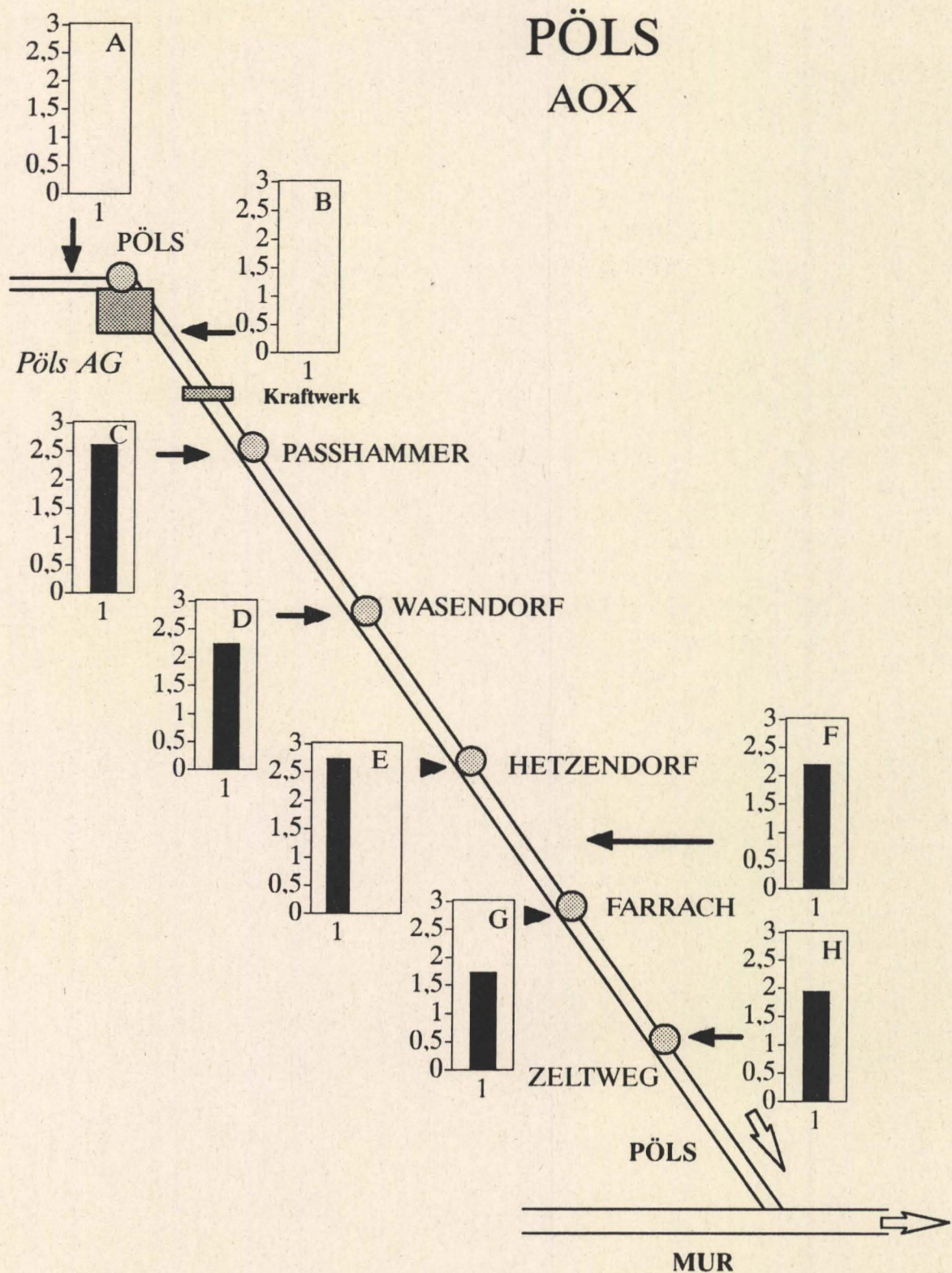


Abb. 10.4: Immissionssituation in der Pöls: AOX

x-Achse: Nummer der Probenahme

y-Achse: AOX (Adsorbable Organic Halogen) in mg/l

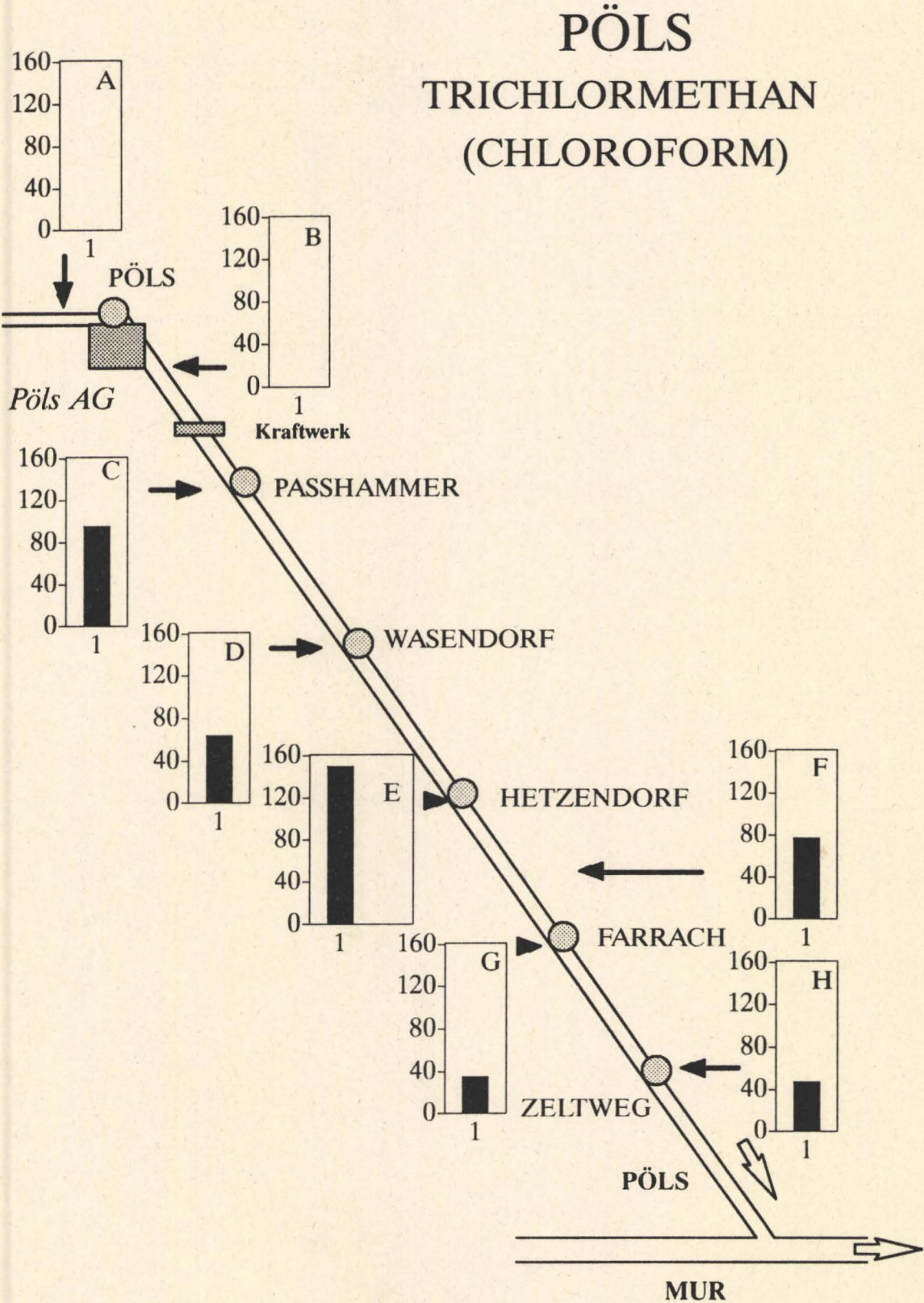


Abb. 10.5: Immissionssituation in der Pöls: Trichlormethan
x-Achse: Nummer der Probenahme
y-Achse: Trichlormethan in µg/l

PÖLS

TRICHLORESSIGSÄURE (TCA)

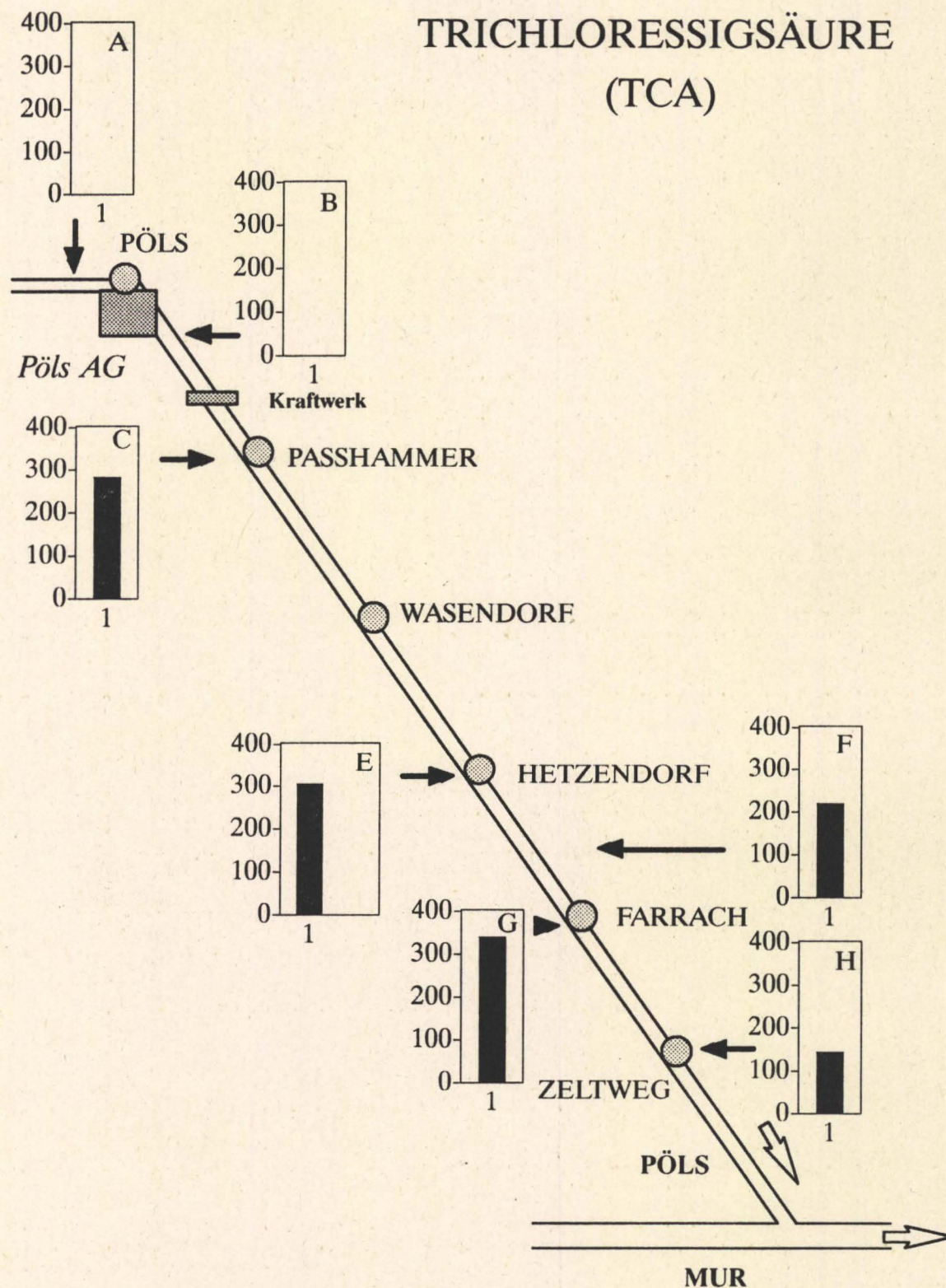


Abb. 10.6: Immissionssituation in der Pöls: Trichloressigsäure
 x-Achse: Nummer der Probenahme
 y-Achse: Trichloressigsäure in µg/l

10.2.3 Untersuchung zur Gewässergüte der Pöls

Die folgenden Gewässergüteberechnungen basieren auf Makrozoobenthos-Untersuchungen. Die Probenahmen erfolgten quantitativ mittels eines Surber-Samplers (1 ft² Sammelfläche) am 29.9.1989. An jeder Stelle wurden drei Proben gezogen.

- Probenahmestelle 1: im Ortsgebiet von Pöls, oberhalb der Zellstoff Pöls AG;
- Probenahmestelle 2: ca. 2 km unterhalb des Werkes, aber vor dem Einlaß der Abwässer;
- Probenahmestelle 3: ca. 8,5 km unterhalb des Werkes, nach dem Einlaß der Abwässer.

Die erste Referenzprobe (Stelle 1) weist eine sehr hohe Arten- und Individuenzahl innerhalb der Makrozoobenthospopulationen auf (37 Taxa, 912 Individuen), besonders starke Besiedelung war in den z.T. ausgedehnten Pflanzenpolstern zu finden; jeweils eine Probe wurde in einem Fontinalis antipyretica-Bestand (Gemeines Brunnenmoos), in einem Ranunculus fluitans-Bestand (Flutender Hahnenfuß) bzw. auf schottrigem Substrat genommen. Der Anteil der Arten mit Präferenz für oligotrophe (nährstoffarme) Verhältnisse beträgt 64%. Generell läßt sich die Gewässergüte für diesen Standort mit I – II angeben. Auch das Vorhandensein der beiden Makrophytenarten deutet auf eine ausgesprochen gute Wasserqualität hin.

Die zweite Referenzprobe (Stelle 2) ist durch ein sehr inhomogenes Substrat (Geröll, Grob- und Feinschotter sowie Feinsediment) gekennzeichnet; Makrophyten sind keine vorhanden. Das dürfte auch der Hauptgrund für die herabgesetzte Arten- und Individuenzahl sein (19 Taxa, 140 Individuen). Auch in diesem Bereich dominieren Arten, die oligosaprobies Milieu bevorzugen (61%). Obwohl die Gewässergüte geringfügig schlechter einzustufen ist als an der Stelle 1, kann

diese Zone ebenfalls in Güteklasse I – II eingestuft werden.

Das Absinken der Gewässergüte an der Stelle unterhalb des Abwassereinlasses ist rapid. Sowohl Arten- als auch Individuenzahl nimmt ab (5 Taxa, 55 Individuen). Die saprobielle Einstufung ergibt Gewässergüteklasse III. Auffallend hoch dürfte die Mortalitätsrate unter den emergierenden Insekten sein, die den Schlüpfvorgang (von Puppe zu Imago) wegen des dicken Zellstoffbelages auf den Steinen, in dem sie sich verfangen, nicht beenden können. In den Zellstoffwatten der Proben waren auffallend viele Tiere (besonders Chironomiden) mit abgebrochener Emergenz nachweisbar. Dadurch wird das Sediment natürlich auch für die allermeisten anderen Tiergruppen als Lebensraum und Nahrungsgrundlage unbrauchbar und kann beispielsweise von Fischen nicht mehr als Laichsubstrat verwendet werden. Mit dem Abbau dieses partikulären Materials sind überdies auch starke Sauerstoffzehrungsvorgänge verbunden.

10.3 Orientierende Untersuchung auf chlorierte Dioxine und Furane in Sedimenten von Ager und Pöls

In Ager und Pöls wurde an den Positionen B bzw. E der erhobenen Längsprofile je eine Sedimentprobe auf die Belastung mit polychlorierten Dioxinen und Furanen überprüft. Die Messungen wurden am Institut für Organische Chemie der Universität Tübingen unter der Leitung von Prof. H. Hagenmaier durchgeführt.

In der folgenden Tabelle wird neben der festgestellten Menge einzelner Substanzen bzw. Substanzgruppen auch die Belastung mit TCDD-Äquivalenten bezogen

auf Gesamtsediment und bezogen auf dessen Gehalt auf organischen Kohlenstoff angegeben.

Der organische Anteil der Sedimente beeinflusst die Bindungskapazität entscheidend, sodaß zu Vergleichszwecken und zur Emissionsabschätzung eher die auf den organischen Kohlenstoff bezogenen Konzentrationen herangezogen werden sollten. Der bei geringer Adsorptionskapazität des Sedimentes nicht festgehaltene Anteil der Schadstoffe wird vom Wasser weitertransportiert und flußabwärts deponiert.

Die Summe der nachgewiesenen polychlorierten Dioxine und Furane entspricht etwa den Mengen, die auch in Sedimenten von Donau, Rhein und Neckar gefunden wurden (HAGENMAIER, 1987). In den Sedimenten der Pöls wurden auch die toxikologisch als besonders gefährlich einzustufenden tetra- und pentachlorierten Verbindungen nachgewiesen. In den Sedimenten der Ager ließen sich hingegen keine tetra- oder pentachlorierten PCDD/PCDFs, sondern die toxikologisch etwas weniger gefährlichen höher chlorierten Verbindungen nachweisen. Dabei überwiegen die octachlorierten Congenere. Das Verteilungsmuster entspricht damit weitgehend dem auch sonst in belasteten Flußsedimenten gefundenen.

Zur toxikologischen Bewertung von Gemischen verschiedener PCDD/PCDFs werden üblicherweise die Analyseergebnisse mit Äquivalenzfaktoren gewichtet und so als TCDD-Äquivalente mit dem 2,3,7,8-TCDD ("Seveso-Dioxin") vergleichbar gemacht. In dieser Studie wurde dies nach einem bisher im deutschen Sprachraum gängigen Verfahren (BGA) und nach dem neueren, toxikologisch mittlerweile besser abgesicherten Verfahren (NATO-CCMS, 1988) Verfahren durchgeführt.

Konzentrationen in ng/kg TS (Nachweisgrenzen für Einzelkomponenten: ca. 1 ng/kg); n.n. = nicht nachweisbar

	PÖLS	AGER
<i>Tetrachlordibenzodioxine</i>	10	n.n.
<i>Pentachlordibenzodioxine</i>	17	n.n.
<i>Hexachlordibenzodioxine</i>	32	37
<i>Heptachlordibenzodioxine</i>	22	96
<i>Octachlordibenzodioxin</i>	33	308

<i>Summe Tetra- bis Octachlor-dibenzodioxine</i>	114	441
--	-----	-----

<i>Tetrachlordibenzofurane</i>	364	n.n.
<i>Pentachlordibenzofurane</i>	241	n.n.
<i>Hexachlordibenzofurane</i>	66	35
<i>Heptachlordibenzofurane</i>	18	61
<i>Octachlordibenzofuran</i>	12	383

<i>Summe Tetra- bis Octachlor-dibenzofurane</i>	701	479
---	-----	-----

<i>2,3,7,8-Tetrachlordibenzodioxin</i>	n.n.	n.n.
<i>1,2,3,7,8-Pentachlordibenzodioxin</i>	n.n.	n.n.
<i>1,2,3,4,7,8-Hexachlordibenzodioxin</i>	2	3
<i>1,2,3,6,7,8-Hexachlordibenzodioxin</i>	3	4
<i>1,2,3,7,8,9-Hexachlordibenzodioxin</i>	n.n.	3
<i>1,2,3,4,6,7,8-Heptachlordioxin</i>	12	58

<i>2,3,7,8-Tetrachlordibenzofuran</i>	31	n.n.
<i>1,2,3,7,8-Pentachlordibenzofuran</i>	17	n.n.
<i>2,3,4,7,8-Pentachlordibenzofuran</i>	20	n.n.
<i>1,2,3,4,7,8-Hexachlordibenzofuran</i>	11	4
<i>1,2,3,6,7,8-Hexachlordibenzofuran</i>	10	4
<i>1,2,3,7,8,9-Hexachlordibenzofuran</i>	n.n.	n.n.
<i>1,2,4,6,7,8-Hexachlordibenzofuran</i>	9	3
<i>1,2,3,4,6,7,8-Heptachlordibenzofuran</i>	18	33
<i>1,2,3,4,7,8,9-Heptachlordibenzofuran</i>	n.n.	n.n.

<i>TCDD-Äquivalente nach BGA (*)</i>	16,9	4,3
<i>TCDD-Äquivalente nach NATO-CCMS (I-TEF) (**)</i>	17,1	3,7

<i>Konzentrationsangaben in ng/kg organischer Kohlenstoff:</i>		
<i>TCDD-Äquivalente nach BGA (*)</i>	5633	130
<i>TCDD-Äquivalente nach NATO-CCMS (I-TEF) (**)</i>	5700	112

(*) Äquivalente nach BGA: UMWELTBUNDESAMT Berlin, 1985.

(**) Äquivalente nach NATO-CCMS: NATO-CCMS, 1988.

Vergleicht man die auf den organischen Kohlenstoff bezogenen Äquivalente, so werden in der Pöls ca. 50fach höhere Konzentrationen gefunden, was mit der insgesamt wesentlich höheren Belastung des Vorfluters mit organischen Chlorverbindungen übereinstimmt. Weitere Untersuchungen zur Abschätzung der emittierten Mengen erscheinen notwendig.

Die gefundenen Äquivalentkonzentrationen liegen in einem Bereich, wie er auch in Böden im Nahbereich industrieller Ballungszentren in Österreich gefunden wurde (UMWELTBUNDESAMT Wien, in Vorbereitung).

10.4 Polychlorierte Biphenyle in Sedimenten der Piesting

Im Rahmen dieser Studie wurden am 17.11.1989 auch aus der Piesting im Bereich der *Bunzl & Biach AG* Sedimentproben gezogen und sowohl auf organische Chlorverbindungen (als EOX) als auch auf PCBs analysiert. An diesem Standort werden größere Mengen von Altpapier zur Papierherstellung eingesetzt. Der Einsatz von Altpapier wurde in der Vergangenheit mit PCB-Emissionen in Zusammenhang gebracht (s. Kap. 2.11).

Oberhalb des Werkes wurde in gefriergetrocknetem Sediment eine EOX-Konzentration von < 0,1 mg Cl/kg festgestellt; unterhalb der Einleitung der Werksabwässer stieg der EOX-Wert auf 2,2 mg Cl/kg.

PCBs konnten nur unterhalb der Einleitung der Werksabwässer in geringen, aufgrund der großen Zahl störender Begleitstoffe nicht quantifizierbaren Mengen gefunden werden.

Im folgenden wird eine (qualitative) Auflistung der in dieser Probe bisher massenspektroskopisch identifizierten Substanzen gegeben:

-
- *Acenaphthene*
 - *2,6-Bis-(1,1-dimethylethyl)-4-methyl-phenol*
 - *Dibenzofuran*
 - *9H-Fluoren*
 - *(1-Butylheptyl)-benzol*
 - *(1-Propyloctyl)-benzol*
 - *(1-Ethylnonyl)-benzol*
 - *4,4a,9,10-Tetrahydro-4a-methyl-2(3H)-phenanthrenon*
 - *(1-Methyldecyl)-benzol*
 - *Harmin (7-Methoxy-1-methyl-9H-pyrido [3,4-b] indol)*
 - *(1-Ethyldecyl)-benzol*
 - **Phenanthren (eine Hauptmenge)**
 - *Anthracen*
 - *1-Methylphenantren*
 - *2-Methylphenantren*
 - *3-Methylphenantren*
 - *Schwefel (S 8)*
 - *2-Phenylnaphtalen*
 - **4H-Cyclopenta [DEF] Phenantren (eine Hauptmenge)**
 - **Pyren (eine Hauptmenge)**
 - **Fluoranthren (eine Hauptmenge)**
 - *1,1'-Cyclohexyldienbisbenzol*
 - *Benzo [B] naphtho [2,3-D] furan*
 - *11H-Benzo [A] fluoren*
 - *3,4,5,6-Tetramethyl-phenantren*
 - *1-Methylpyren*
 - *2-Methylpyren*
 - *4-Methylpyren*
 - *Benzo [B] naphthothiophen*
 - *Benzo [C] phenantren*
 - *Methyl-benz [A] anthracen*
 - *langkettige Kohlenwasserstoffe > C-20*
-

11 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Im Rahmen dieser Studie wurden die Auswirkungen von Emissionen der Zellstoff- und Papierindustrie auf österreichische Oberflächengewässer untersucht. Internationale Erfahrungen mit der Gewässerbeeinträchtigung durch zellstoff- und papiererzeugende Industriebetriebe wurden dabei ebenso dargestellt wie in Österreich durchgeführte Untersuchungen.

Aus den im Rahmen einer Fragebogenaktion für nahezu alle österreichischen Standorte erhobenen Emissionsdaten wurden für eine Reihe von Werken die im Vorfluter auftretenden Belastungen abgeschätzt.

Die Belastung der Vorfluter wurde vom Umweltbundesamt an fast allen Zellstoffproduktionsstätten sowie bei ausgewählten Papierfabriken direkt gemessen. Bei diesen Untersuchungen wurde neben den häufiger untersuchten und teilweise auch bescheidmäßig erfaßten Parametern auch eine große Zahl von weiteren Substanzen analysiert, wobei das Augenmerk vor allem auf chlororganische Verbindungen gelegt wurde. Um eine objektive Abschätzung auftretender Belastungen sicherzustellen, erfolgte die Probenahme auch in den Nachtstunden sowie an Wochenenden. Die Erhebungen konnten wegen des geringen Zeitrahmens der Studie nur stichprobenartig durchgeführt werden. An ausgewählten Stellen wurden auch Sedimentuntersuchungen begonnen sowie biologische Zustandserhebungen in das Programm miteinbezogen.

Erwartungsgemäß zeigte sich, daß durch die Zellstoffherstellung eine wesentlich stärkere Beeinträchtigung der Flüsse auftritt als bei der Papierproduktion.

Die Belastungssituation der untersuchten Fließgewässer (Ager-Traun, Ybbs, Pöls-Mur, Drau-Vellach-Lavant, Salzach) durch die dort angesiedelte Zellstoff- bzw. Papierindustrie läßt sich – trotz verstärkter Umweltschutzmaßnahmen – überwiegend als kritisch bezeichnen.

In der *Pöls* (Pöls AG) und der *Vellach* (Obir GmbH) erwiesen sich die Konzentrationen der organischen Chlorverbindungen sowie die Belastungen mit leicht abbaubaren organischen Substanzen – nicht zuletzt bedingt durch die geringe Größe der Vorfluter – aus ökologischer Sicht als nicht vertretbar.

Durch die Stilllegung des Werkes der Obir GmbH in Rechberg ist jedoch längerfristig mit einer Erholung der biologischen Situation in der Vellach zu rechnen.

Hohe AOX-Frachten wurden auch in der *Mur* gefunden. Diese sind vor allem auf Einleitungen der Pöls AG (über die Pöls) und der Leykam AG in Gratkorn zurückzuführen. Die Belastungen der Mur mit abbaubaren organischen Schadstoffen durch die Leykam AG wirken sich demgegenüber – bedingt durch die Vorreinigung durch eine biologische Kläranlage sowie vor allem durch die Größe des Vorfluters – nur relativ gering aus.

Der Ausstoß der Lenzing AG an leicht abbaubaren organischen Verbindungen führt, aufgrund der geringen Größe der *Ager*, zu schweren ökologischen Beeinträchtigungen des Flusses. Die Emissionen an Organochlorverbindungen sind im Vergleich zu anderen Zellstoffwerken mit Chlorbleiche relativ gering. Dennoch stellen diese Belastungen, bedingt durch die Persistenz und Akkumulationsfähigkeit chlororganischer Verbindungen in biolo-

gischen Systemen, ein schwer abzuschätzendes ökologisches Risiko dar.

Als Problemstandorte in Bezug auf organische Chlorverbindungen sind auch Kematen (Ybbs) und Hallein (Salzach) anzusehen.

Die Belastung der *Lavant* mit Emissionen des Werkes der Patria AG in Frantschach hat noch 1984/85 zu einer "außergewöhnlich starken Verunreinigung" (AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG, 1988) des Flusses geführt. Seit Einbindung der Werksabwässer in eine Verbandskläranlage hat sich die Situation wesentlich gebessert. Belastungen mit chlororganischen Verbindungen stellen an diesem Standort im allgemeinen kein Problem dar (keine Chlorbleiche).

Die Sedimente von Ager und Pöls wurden auf chlorierte Dioxine und Furane untersucht; Spuren dieser Substanzen wurden in der Ager, etwas höhere Konzentrationen auch in der Pöls festgestellt.

Die AOX-Bestimmung erwies sich als geeignetes Verfahren zur Abschätzung der Belastung mit organischen Chlorverbindungen. Da dieser Summenparameter jedoch keine unmittelbare Aussage über die Toxizität von Abwässern zuläßt, und eine Erfassung von Einzelsubstanzen nur in Einzelfällen zielführend ist, wäre für eine zukünftige Schadstoffkontrolle die zusätzliche Anwendung biologischer Testverfahren zu empfehlen.

Die Belastung mit chlororganischen Verbindungen steht in direktem Zusammenhang mit der Anwendung der Chlorbleiche. Da eine Emissionsreduktion durch

Abwasserbehandlungsmaßnahmen nur einen relativ geringen Wirkungsgrad aufweist bzw. das Problem nur verlagert wird (Klärschlamm), ist eine wesentliche Erholung der Belastungssituation der im Einflußbereich der Zellstoffindustrie stehenden österreichischen Flüsse nur durch den Einsatz chlorfreier Bleichungstechnologien zu erwarten.

Zur Verbesserung der immissionsökologischen Situation österreichischer Fließgewässer sind österreichweit gültige und einheitliche gesetzliche Regelungen der Emissionen unbedingt erforderlich. Dabei wären, um eine ökologisch orientierte, die Größe des Vorfluters einbeziehende Regelung zu gewährleisten, immissionsorientierte Grenzwerte zu schaffen. Weitere Maßnahmen, wie z.B. eine Abwasserabgabe, könnten einen zusätzlichen Anreiz schaffen, die vorgeschriebenen Grenzwerte schneller zu erreichen bzw. zu unterschreiten. Derartige Regelungen würden die Bemühungen zur Emissionskontrolle – wie sie bereits von einigen Werken mit teilweise großem finanziellen Aufwand betrieben werden – weiter unterstützen. Zusammen mit der Novelle des Wasserrechtsgesetzes könnte ein Abwasserabgabengesetz ein positiv zu bewertendes Instrument von Umweltpolitik zur Sanierung von Oberflächengewässern sein.

Die Auswirkungen der bisher eingeleiteten bzw. angekündigten Maßnahmen zur Emissionsminderung wären in einigen Jahren durch eine ähnlich angelegte Vergleichsstudie zu bewerten.

12 LITERATUR

Kapitel 2:

- AHLBORG U.G., 1989: Dioxin research and regulatory issues in the nordic countries. DIOXIN'89, Ninth international symposium on chlorinated dioxins and related compounds. September 17–22, 1989; Toronto, Canada.
- BALLSCHMITER K., RAPPE C. & BUSER H.R., 1989: Chemical properties, analytical methods and environmental levels of PCBs, PCTs, PCNs and PBBs in: KIMBROUGH R.D., JENSEN A.A. (eds), Halogenated Biphenyls, Terphenyls, Naphthalenes, Dibenzodioxins and related products, 2nd ed.; Amsterdam, New York, Oxford.
- BECK H., ECKART K., MATHAR W. & WITTKOWSKI R., 1988: PCDDs, PCDFs and related compounds in paper products. Dioxin'88, the 8th international symposium on chlorinated dioxines and related compounds. August 21–26, 1988; Umea, Schweden.
- BERGQUIST P.-A., KJELLER L.-O., RAPPE C. & HALLBÄCK H., 1988: Levels of PCDDs and PCDFs in environmental samples taken close to bleaching pulp mills. Dioxin'88, the 8th international symposium on chlorinated dioxines and related compounds. August 21–26, 1988; Umea, Schweden.
- BOLZER W., 1984: Belastung österreichischer Trinkwässer mit gelösten organischen Verbindungen unter besonderer Berücksichtigung der Organohalogenverbindungen. Inst. f. Wasserwirtschaft der Universität für Bodenkultur (Eigenverlag) Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR GESUNDHEIT UND UMWELTSCHUTZ, 1984: Regelungen für Trinkwasser, laut Erlaß vom 10. Aug. 1984.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1981. Richtlinien für die Begrenzung der Abwasseremissionen. Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1987. Vorläufige Richtlinie für die Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern (ImRI). Wien.
- BUSER H.-R., KJELLER L.-O., SWANSON S. & RAPPE C., 1988: Methyl, polymethyl and alkyl polychlorodibenzofurans identified in pulp mill sludge and sediment. Dioxin'88, the 8th international symposium on chlorinated dioxines and related compounds. August 21–26, 1988; Umea, Schweden.
- CHAPMAN P.M., FARRELL M.E. & BRINKHURST R.O., 1982: Relative tolerances of selected aquatic oligochaetes to individual pollutants and environmental factors. Aquatic Toxicology 2: 47–67.
- CHRISTMANN W. & ERZMANN M., 1983: Erfahrungen mit dem Summenparameter AOX und EOX. In: K. AURAND und H. IRMER: Zellstoffabwasser und Umwelt. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York.
- CHRISTMANN W., ERZMANN M. & IRMER H., 1985: Abwassersituation der Zellstoffindustrie. WaBoLu-Heft 2.

- CLEMENT R.E., SUTER S.A., McCURVIN D.M.A. & HOLLINGER D., 1988: Concentrations of chlorinated dibenzo-p-dioxines and dibenzofurans in effluents and centrifuged particulates from Ontario pulp & paper mills. Dioxin'88, the 8th international symposium on chlorinated dioxines and related compounds. August 21–26, 1988; Umea, Schweden.
- GÖTZ R., 1979: Die Mobilisierung von den Schwermetallen Blei, Zink, Nickel und Kupfer aus schwerlöslichen Bodenkörpern im Wasser durch Ligninsulfonsäuren. Vom Wasser 52: 145–151.
- HOFFMANN H.-J., 1986: Untersuchungen der AOX-Gehalte von Bayrischen Flüssen. In: Bewertung der Gewässerqualität und Gewässergüteanforderungen. Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie 40: 445–459.
- HUNTER R.G., RANDOLPH J.C. & CARROL J.H., 1980: Polychlorinated biphenyls in the sediments and fish of an Oklahoma stream. Environ. Pollut. (B) 1: 233–240.
- KALBFUS W., 1987: in: Tätigkeitsbericht 1987. Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung. München.
- KALBFUS W., 1988: Der AOX, die Bemessungsgrundlage für gefährliche Stoffe. Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie 42: 64–72.
- KIPTUEN V. H. & SALKINOJA-SALONEN M. S., 1988: Occurrence of PCDDs and PCDFs in paper mill products. Dioxin'88, the 8th international symposium on chlorinated dioxines and related compounds. August 21 – 26, 1988; Umea, Schweden.
- KLEINERT S.J., 1976: Sources of polychlorinated biphenyls in Wisconsin. Wis. Natural Resources Bull. 41: 12–13.
- KOCH R., 1989: Umweltchemikalien. Verlag Chemie, Weinheim.
- KÖNEMANN H. & MUSCH A., 1981: Quantitative structure-active relationships in fish toxicity studies. Part 2. The influence of pH on the QSAR of Chlorphenols. Toxicology 19: 223–228.
- KÜHN W., 1974: Untersuchungen zur Bestimmung von organischen Chlorverbindungen auf Aktivkohle. Diss. Univ. Karlsruhe.
- LANDNER L., LINDSTRÖM K., KARLSON M., NORDIN J. & SÖRENSEN L., 1977: Bioaccumulation in fish of chlorinated phenols from kraft pulp mill bleachery effluents. Bull. Environ. Cont. Toxicol. 18: 663–673.
- LEBLANC G.E., 1980: Acute toxicity of priority pollutants to water flea (*Daphnia magna*) Bull. Environm. Contam. Toxicol. 24: 684–691.
- LEHTINEN K.-J., NOTINI M., MATTSSON J. & LANDNER L., 1988: Disappearance of bladder-wrack (*Fucus vesiculosus* L.) in the Baltic Sea: relation to pulp-mill chlorate. Ambio 17: 387–393.
- LEUENBERGER CH., CONEY R., GRAYDON J.W., MOLNAR-KUBICA E. & GIGER W., 1983: Schwer abbaubare organische Stoffe in Abwässern der Zellstoffherstellung: Auftreten und Verhalten in einer biologischen Kläranlage. Chimia 37: 345–354.
- MACKAY D., 1982: Correlation of bioconcentration factors. Environ. Sci. Technol 16: 274.
- MÖBIUS C. H. & CORDES-TOLLE M., 1988: Organische Halogenverbindungen (AOX) in Abwässern der Papiererzeugung. Wochenblatt für Papierfabrikation 23/24: 1021–1031.
- NAKAZONO Y. & SAOTOME Y., 1979: Toxic material and nutrients from contaminated sediments, EPA-600/3-79-102.
- NATIONAL SWEDISH ENVIRONMENTAL PROTECTION BORD, 1988: Dioxins, a program for research and action (Juni 1988).

- NORDHEIM G., HAESTEIN T. & WASSJOE E., 1986: Mercury levels in fish in a river habitat after cessation of mercury contamination. Nord. Veterinaarmed. 38: 298–302.
- PAASIVIRTA J., SÄRKKA J., LESKIJÄRVI T. & ROOS A., 1980: Chemosphere 9:441.
- PAASIVIRTA J., SÄRKKA J., SURMA-AHO K., HUMPPI T., KUOKKANEN T. & MARTTINEN M., 1983: Food chain enrichment of organochlorine compounds and mercury in clean and polluted lakes of Finland. Chemosphere 12: 239–252.
- PAASIVIRTA J., KLEIN P., KNUUTILA M., KNUUTINEN J., LAHTIPERÄ M., PAUKKU R., VEIJANEN A., WELLINGS L., VUORINEN M. & VUORINEN P.J., 1987: Chlorinated anisoles and veratroles in fish. Model compounds. Instrumental and sensory determination. Chemosphere 16:1231 – 1241.
- PETERMANN E.P., 1986: Problematische Stoffparameter aus der Sicht von Umweltrelevanz und Analysenaufwand – adsorbierbare organische Halogene (AOX). Berichte über IWI Kolloquien. 23 (1):11–28.
- QUENTIN K.-E (Projektleitung), 1987: Halogenorganische Verbindungen in Wässern. Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern (BRD), Forschungsbericht F + Ü 102 04 323.
- RADA R.G., FINDLEY J.E. & WIENER J.G., 1986: Environmental fate of mercury discharged into the Upper Wisconsin River. Water Air Soil Pollut. 29: 57–76.
- RAPPE C., LINDSTRÖM G. & LINDSTRÖM K., 1989: Levels of PCDDs and PCDFs in milk cartons and in commercial milk. DIOXIN'89, Ninth international symposium on chlorinated dioxins and related compounds. September 17–22, 1989; Toronto, Canada.
- RÄTZOLD R., BÖTTGER J. & KRAUSE TH., 1986: Erfahrungen bei der AOX-Bestimmung von Wasserproben aus der Zellstoffbleiche. Das Papier 40 (5): 185–187.
- REDDY P.M. & VENKATESWARLU V., 1985: Ecological studies in the paper mill effluents and their impact on the River Tungabhadra: Heavy metals and algae. Proc. Indian Acad. Sci. Plant Sci. 95: 139–146.
- RIPPEN G., 1988: Handbuch der Umweltchemikalien (inkl. Ergänzung 1989). Verlag ecomed, Landsberg – München – Zürich.
- RYAN J.J., PANOPIO L.G. & LEWIS D.A., 1988: Bleaching of pulp and papers as a source of PCDDs and PCDFs in foods. Dioxin'88, the 8th international symposium on chlorinated dioxins and related compounds. August 21–26, 1988; Umea Schweden
- SALKINOJA-SALONEN, M. S. & KITUNEN V. H., 1989: Occurrence of chlorinated dioxins/furans in unbleached pulp. DIOXIN'89, Ninth international symposium on chlorinated dioxins and related compounds. September 17–22, 1989; Toronto, Canada.
- SÖDERGREN A., 1989: Biological effects of bleached pulp mill effluents. Bratts Trykerei AB, Jönköping.
- SUNTIO L.R., SHIU W. Y. & MACKAY D., 1988: A review of the nature and properties of chemicals present in pulp mill effluents. Chemosphere 17: 1249–1290.
- SWANSON S.E., RAPPE CH., GLAS B., DE SOUSA F. & JOHANSSON L., 1988a: Influence of oxygen treatment and chlorine ratio on the formation of PCDDs and PCDFs in pulp mill bleaching. Part I. A laboratory study. Dioxin'88, the 8th international symposium on chlorinated dioxins and related compounds. August 21–26, 1988; Umea, Schweden.

- SWANSON S. E., RAPPE CH., KRINGSTAD K. P. & DE SOUSA F., 1988b: Influence of oxygen pretreatment and chlorine ratio on the formation of PCDDs and PCDFs in pulp bleaching. Part II. A full mill study. Dioxin'88, the 8th international symposium on chlorinated dioxines and related compounds. August 21–26, 1988; Umea, Schweden.
- SWANSON S.E., RAPPE CH., MALSTRÖM J. & KRINGSTAD K.P., 1988c: Emissions of PCDFs and PCDFs from the Pulp Industry. *Chemosphere* 17: 681–691.
- UMWELTBUNDESAMT Berlin, 1987: Umweltchemikalie Pentachlorphenol. Berichte 3/87 des Umweltbundesamtes Berlin.
- UMWELTBUNDESAMT Wien, 1987: Studie zur Abwasserreinigung der Hallein Papier AG. Monographien, Bd. 4.
- Kapitel 3:**
- BAUR W.H., 1987: Gewässergüte bestimmen und beurteilen. Hamburg, Berlin.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 1984: Limnochemische und limnobiologische Auswirkungen der Versauerung von kalkarmen Oberflächengewässern. München.
- BRENNER T., 1989: Die Auswirkungen der Gewässerversauerung auf Fischbestände. *AFZ* 35–36: 965–966.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1986: Untersuchung zur Versauerung österreichischer Fließgewässer. Wien.
- GEBHARDT H.; KREIMES K. & LINNENBACH M., 1987: Untersuchungen zur Beeinträchtigung der Ei- und Larvalstadien von Amphibien in sauren Gewässern. *Natur und Landschaft* 62(1): 20–23.
- HARTMANN L., 1983: Biologische Abwasserreinigung. Berlin, Heidelberg, New York.
- HÖLL K., 1986: Wasser: Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Virologie, Biologie. Berlin, New York.
- HÜTTER L.A., 1984: Wasser und Wasseruntersuchung. Laborbücher Chemie. Frankfurt/Main, Berlin, München, Aarau, Salzburg.
- NIEHOFF H.-H., 1984: BSB₅–CSB–Verhältnis als Kriterium für die biologische Abbaubarkeit von Abwasser. In: KÜHN R. & LESCHBER R. (1984): *Gewässerschutz*. Stuttgart, New York; 81–91.
- ODUM E.P., 1983: Grundlagen der Ökologie (in 2 Bänden). Stuttgart, New York.
- SCHWOERBEL J., 1984: Einführung in die Limnologie. Stuttgart, New York.
- THIERY M. & ZIPP G., 1989: Saure Waldteiche als Lebensraum. *AFZ* 35–36: 963–964.
- Kapitel 4:**
- ANDERSSON T., FÖRLIN L. HÄRDIG J. & LARSSON A., 1988: Biochemical and physiological disturbances in fish inhabiting coastal waters polluted with bleached kraft mill effluents. *Marine Environmental Research* 24: 233–236.
- BAGGE P., 1983: The macrobenthos of the River Tourojoki and its tributaries (Central Finland). 2. Odonata, Heteroptera and Coleoptera. *Acta Entomologica Fennica* 42: 15–22.
- BENGTTSSON B.-E., 1988: Effects of pulp mill effluents on skeletal parameters in fish – a progress report. *Water Science and Technology* 20 (2): 87–94.

- BENGTTSSON B.-E., BENGTTSSON A. & TJÄRN-LUND U., 1988: Effects of pulp mill effluents on vertebrae of fourhorn sculpin, *Myoxocephalus quadricornis*, bleak, *Alburnus alburnus*, and perch, *Perca fluviatilis*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 17: 789–797.
- CHAPMAN P.M., FARRELL M.A. & BRINKHURST R.O., 1982: Relative tolerances of selected aquatic oligochaetes to individual pollutants and environmental factors. *Aquatic Toxicology* 2: 47–67.
- COUILLARD D. & TRUDEL R., 1981: Influences des rejets d'usines de pâtes et papiers sur les macroinvertébrés, les bactéries et l'eutrophisation d'une rivière. *Water Research* 15: 1331–1342.
- ELORANTA P., 1980: Zooplankton in a water-course polluted by a sulphite pulp mill. *Annales zoologici Fennici* 17 (4): 261–267.
- HILTON D.F.J., 1980: The effect of kraft paper mill effluents on insects inhabiting the St. Francis River near East Angus, Quebec. *Annales de la Société Entomologique du Québec* 25: 179–189.
- HOFER R., 1989: Der Fisch als Indikator für Belastungen durch Papier- und Zellstoffindustrie. ÖGNU-Text 5/89: Schlagwort Wasser – Reizwort Zellstoff; Dokumentation des ÖGNU-Seminars (20.–22.4.1989).
- LANDNER L., LINSTRÖM K., KARLSSON M., NORDIN J. & SÖRENSEN L., 1977: Bioaccumulation in fish of chlorinated phenols from kraft pulp mill bleachery effluents. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology* 18: 663–673.
- LARSSON A., ANDERSSON T., FÖRLIN L. & HÄRDIG J., 1988: Physiological disturbances in fish exposed to bleached kraft mill effluents. *Water Science and Technology* 20 (2): 67–76.
- MAYACK D.T. & WATERHOUSE J.S., 1983: The effects of low concentrations of particulates from paper mill effluent on the macro invertebrate community of a fast flowing stream. *Hydrobiologia* 107 (3): 271–282.
- MIETTINEN V. & RUOPPA M., 1988: Effects of internal process changes in a pulp and paper mill on fish in the recipient. *Water Science and Technology* 20 (2): 203.
- NEUMANN E. & KARAS P., 1988: Effects of pulp mill effluent on a baltic coastal fish community. *Water Science and Technology* 20 (2): 95–106.
- NILSSON M.-C., 1988: Lesions and diseases in fish close to forest industries. *Water Science and Technology* 220 (2): 173.
- OIKARI A. & HOLMBOM B., 1986: Assessment of water contamination by chlorophenolics and resin acids with the aid of fish bile metabolites. *Aquatic Toxicology and Environmental Fate* 9: 252–267.
- PAASIVIRTA J., SÄRKKÄ J., SURMA-AHO K., HUMPPI T., KUOKKANEN T. & MARTTINEN M., 1983: Food chain enrichment of organochlorine compounds and mercury in clean and polluted lakes of Finland. *Chemosphere* 12 (2): 239–252.
- SÖDERGREN A., 1986: Biological effects of effluents from pulp industries – preliminary results from the Swedish project Environment/Cellulose. Proceedings. EUCEPA symposium "Environmental Protection in the 90's", 19–22 May 1986. Helsinki, Finland.
- SÖDERGREN A., 1989: Biological effects of bleached pulp mill effluents. Final report from the Environment/Cellulose I Project. Jönköping.
- THULIN J., HÖGLUND J. & LINDESJÖÖ E., 1988: Diseases and parasites of fish in a bleached kraft mill effluent. *Water Science and Technology* 20 (2): 179–180.

VUORINEN M. & VUORINEN P.J., 1987: Effects of bleached kraft mill effluent on early life stages of brown trout (*Salmo trutta* L.). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 14: 117–128.

Kapitel 5:

BUNDESANSTALT FÜR WASSERGÜTE, 1988: Jahresbericht der Bundesanstalt für Wassergüte (1987). Wien.

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1989: Vergleichende Toxizitätsbestimmungen ausgewählter Schadstoffe mittels Algen als Indikatororganismen. Wien.

HANSEN P.-D., 1986: Das "WaBoLu-Aquatox" zur integralen Erfassung von Schadstoffen im Wasser. *Vom Wasser*, Band 67: 221–235.

KANNE R., 1989: Biologische Toxizitätstests – Teil 2: Gegenwärtig zur Verfügung stehende Testverfahren. *Z. Umweltchem. Ökotox.* (1989) 3: 23–26.

KNIE J., 1989: Biologische Toxizitätstests – Teil 1: Anwendung in der Umweltanalytik. *Z. Umweltchem. Ökotox.* (1989) 3: 20–22.

NUSCH E.A., 1986: Möglichkeiten und Grenzen der Aussagekraft ökotoxikologischer Tests. *Vom Wasser*, Band 67: 213–220.

STUMM W., SCHWARZENBACH R. & SIGG L., 1983: Von der Umweltanalytik zur Ökotoxikologie – ein Plädoyer für mehr Konzepte und weniger Routinemessungen. *Angew. Chem.* 95 (5): 345–355.

Kapitel 6:

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1987. Vorläufige Richtlinie für die Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern (ImRL). Wien.

HYDROGRAPHISCHER DIENST IN ÖSTERREICH, 1988: Hydrographisches Jahrbuch von Österreich 1983, hg. v. Hydrographischen Zentralbüro im Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wien

Kapitel 7:

BUNDESMINISTERIUM FÜR FINANZEN, 1987: Steuern als Hebel der Umweltpolitik? Bericht des Symposiums vom 24. September 1987. Wien.

BURCHARD C.-H., 1989: Einige Erfahrungen mit dem Abwasserabgabengesetz in der Bundesrepublik Deutschland. *Österreichische Wasserwirtschaft* 41 (9/10): 280–286.

CERVENY M. & MEYER M., 1989: Umweltabgaben als Instrument der Umweltpolitik. Theoretische Basis und Anwendungsbeispiele aus der internationalen Praxis. Herausgegeben vom Kuratorium "Rettet den Wald". Wien.

HIRCZI G., 1986: Emissionsabgaben für die Bereiche Luft und Wasser – Theoretische Grundlagen. Informationen zur Umweltpolitik Nr. 32. Wien.

HIRCZI G., 1987: Die Abwasserabgabe – Internationale Erfahrungen – Anwendbarkeit für Österreich. Informationen zur Umweltpolitik Nr. 44. Wien.

NITSCHKE W. & MOSER E., 1987: Lenkungsabgaben als umweltpolitisches Instrument – Theoretische Grundlagen, internationale Erfahrungen, Übertragbarkeit auf Österreich. Bundesministerium für Finanzen, Wien.

OBERLEITNER F., 1989: Möglichkeiten und Probleme einer Abwasserabgabe in Österreich. *Österreichische Wasserwirtschaft* 41 (9/10): 276–280.

UMWELTBUNDESAMT BERLIN, 1980: Die Abwasserabgabe als Investitionsanreiz. Berichte 8/80. Berlin.

UMWELTBUNDESAMT BERLIN, 1985: Instrumente zur Handhabung des Abwasserabgabengesetzes. Berichte 6/85. Berlin.

Kapitel 8:

AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG, 1988: Kärntner Umweltschutzbericht 1988. Klagenfurt.

AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, 1988: Steirischer Gewässergüteatlas – Stand 1986/88. Graz.

AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, 1989: Bericht der 9. Sitzung der Ständigen Fachkommission für die Mur vom 3. Mai 1989. Graz.

BAUR W.H., 1987: Gewässergüte bestimmen und beurteilen. Hamburg, Berlin.

BUNDESANSTALT FÜR FISCHEREIWIRTSCHAFT, 1989: Ergebnis einer Fischbestandserhebung vom 2.2.1989 in der Ager flußabwärts der Lenzing AG. (Routineuntersuchung)

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1988: Wasserwirtschaftskataster. Limnologie der österreichischen Donau-Nebengewässer, Teil II. Wien.

HOFER R., BUCHER F., KÖCK G. & WEYRER S., 1989: Fischpathologische Untersuchungen in Traun und Ager. Inst. f. Zoologie d. Univ. Innsbruck.

MOOG O., 1988: Hydrobiologische Untersuchung der Traun zwischen Steyrermühl und Stadl-Paura – Herbst 1988. Studie im Auftrag der Steyrermühl Papier- und Verlags AG.

MOOG O., 1989a: Hydrobiologische Untersuchung der Traun zwischen Steyrermühl und Stadl-Paura – Frühjahr 1989. Studie im Auftrag der Steyrermühl Papier- und Verlags AG.

MOOG O., 1989b: Gütelängsschnitt der Ager im Oktober 1988. Gutachten, erstellt im Auftrag der Lenzing AG.

MOOG O. & TAUTERMANN G., 1989: Phosphorbilanz des Ager Einzugsgebietes. Studie im Auftrag der Lenzing AG.

TAUTERMANN G., 1989a: Wassergüteentwicklung der Ager im Laufe der Jahre 1984–1988 und Prognose nach ARA II der Lenzing AG aufgrund verschiedener chemischer Parameter. Informationsblatt der Lenzing AG.

TAUTERMANN G., 1989b: Schwermetalle in Fließgewässern mit Diskussion der Verhältnisse in der Ager. Informationsblatt der Lenzing AG.

Kapitel 9:

AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG, 1988: Kärntner Umweltschutzbericht 1988. Klagenfurt.

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1987. Vorläufige Richtlinie für die Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern (ImRI). Wien.

HOFFMANN H.-J., 1986. Untersuchung der AOX-Gehalte von bayerischen Flüssen. In: Bewertung der Gewässerqualität und Gewässergüteanforderungen; Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie 40: 445 – 459.

UMWELTBUNDESAMT Wien, 1987: Studie zur Abwasserreinigung der Hallein Papier AG. Monographien, Bd. 4.

Kapitel 10:

AMT DER OÖ. LANDESREGIERUNG, 1987: Amtlicher Oberösterreichischer Wassergüte-atlas. Linz.

BAUR W.H., 1987: Gewässergüte bestimmen und beurteilen. Hamburg, Berlin.

GEOLOGISCHE BUNDESANSTALT, 1989: Geochemischer Atlas der Republik Österreich. Wien.

HAGENMAIER H., 1987: Belastung der Umwelt mit polychlorierten Dioxinen und Furanen. Abschlußbericht zum Forschungs- und Untersuchungsvorhaben. Tübingen.

HOFFMANN H.-J., 1986. Untersuchung der AOX-

Gehalte von bayerischen Flüssen. In: Bewertung der Gewässerqualität und Gewässergüteanforderungen; Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie 40: 445 – 459.

NATO-CCMS, 1988. Pilot study on international information exchange on dioxins and related compounds. North Atlantic Treaty Organization – Committee on the Challenges of Modern Society. Report Number 176 (August 1988).

UMWELTBUNDESAMT Berlin, 1985. Berichte 5/85. Sachstand Dioxine

Kapitel 11:

AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG, 1988: Kärntner Umweltschutzbericht 1988. Klagenfurt.

13 ANALYTIK UND EINZELERGEBNISSE

Für die Bestimmungsgrenzen der einzelnen Parameter wurden die angeführten Analysemethoden so adaptiert, daß die Richtwerte aus der Vorläufigen Richtlinie für die Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern (ImRL) des BUNDES MINISTERIUMS FÜR LAND- UND FORST-

WIRTSCHAFT (1987) nachgewiesen werden konnten. Bei Parametern, für die in der ImRL keine Richtwerte vorhanden sind, wurden die Richt- bzw. Grenzwerte der ÖNORM M 6250 (1986) herangezogen.

13.1 ANALYSEMETHODEN I: BEKANNTE VERFAHREN

Adsorbierbares organisch gebundenes Halogen (AOX): ÖNORM M 6275; Gerät: Abimed TOX 10 Analyzer. Bestimmungsgrenze: 2 µg Cl/l.

Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (CKW): Lit.: Hubert Hellmann, Zeitschrift für Wasser-Abwasser Forschung 18, 92-98 (1985); J.J.Rooh, A.P.Meijers, et.al.: Vom Wasser, 44, 23-30 (1975); Prinzip: Headspace-Gaschromatographie; GC: Carlo Erba HRGC 5300; Trennsäule: JXR 25m; Trägergas: He 2ml/min; Split-Verhältnis: 15:1; Autosampler Temp.: 40 °C; Temperaturprogramm: 40 °C (5 min isotherm) – (5 °C/min) – 120 °C (2 min isotherm); Probemenge: 0,5 ml Dampf; Detektor: ECD. Die Probe wird direkt in Headspace-Probegefäßchen abgefüllt und ohne weitere Manipulation in den Autosampler gegeben. Nach Gleichgewichtseinstellung werden 0,5 ml Dampf injiziert. Bestimmungsgrenze je Einzelsubstanz: 0,1 µg/l.

Chlorbenzole: Probenvorbereitung nach DEV F2. GC: Säule 1: DB1701 60m; Filmdicke 1µm; Temperaturprogramm: 90 °C – (12 °C/min) – 270 °C (10 min isotherm); Säule 2: DB140m; Filmdicke: 1 µm; Temperaturprogramm: 70 °C – (8 °C/min) – 270 °C – (10 °C/min) – 300 °C; Trägergas (beide Säulen): Helium, 2ml/min; Injektortemperatur: 250 °C; Injektion: 20 sec

splitlos (Säule 1) bzw. 10 sec splitlos (Säule 2); Injektionsvolumen: 1 µl; Detector: ECD; Detektortemperatur: 280 °C (Säule 1) bzw. 300 °C (Säule 2). Bestimmungsgrenze: Dichlorbenzole 0,2 µg/l; Trichlorbenzole: 0,01 µg/l; Tetrachlorbenzole: 0,01 µg/l; Pentachlorbenzol: 0,002 µg/l; Hexachlorbenzol: 0,002 µg/l.

Polychlorierte Biphenyle (PCB): Probenvorbereitung nach DEV F2. GC: siehe Chlorbenzole. Bestimmungsgrenze je Einzelsubstanz (PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180): 0,04 µg/l.

Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB): Stabilisierung nach ÖNORM M 6259, Analyse nach ÖNORM M 6265. Gerät: Ströhlein Eltimeter 40. Bestimmungsgrenze: 2 mg O₂/l (Werte bis 15 mg O₂/l sind größeren Schwankungen unterworfen).

Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC): Stabilisierung nach ÖNORM M 6259, Analyse nach ÖNORM M 6284. Gerät: Astro, Modell 2001. Bestimmungsgrenze: 0,5 mg C/l.

Summe der Kohlenwasserstoffe: DIN 38409, Teil 18. Bestimmungsgrenze: 0,1 mg/l.

Phenolindex: Lit.: DIN 38409. Bestimmungsgrenze: 20 µg/l.

Calciumligninsulfonsäuren: Lit.: Fortschritte der Wasserchemie und ihrer Grenzgebiete, Heft 1, 102; Akademie Verlag Berlin; Prinzip: Nitrosierung aktivierter Aromaten, Photometrie. Bestimmungsgrenze: 2 mg/l.

Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH): DIN 38409, Teil 13, modifiziert in bezug auf die Extraktion und Anreicherung an C 18 – Festphasenextraktionssäulen (Lit.: Baker AN114). Bestimmungsgrenze: 2 µg/l (Summe der PAHs).

pH-Wert: DIN 38404, Teil 5.

elektrische Leitfähigkeit: DIN 38404, Teil 8.

Chlorid, Nitrat, Sulfat, Sulfit: Lit.: Dionex Chromatography Training Course; HPIC (High Performance Ion Chromatography); Leitfähigkeitsdetektion mit Membran-Suppressionstechnik; Vorsäule: Dionex AG4A; Säule: Dionex AS4A; Eluens: 1,7 mM NaHCO₃/1,8 mM Na₂CO₃; Flow: 2 ml/min; Regenerant: 25 mM H₂SO₄. Bestimmungsgrenze je Parameter: 1 mg/l.

Sauerstoff gelöst: ÖNORM M 6267.

Absorptionskoeffizient: Die Untersuchung und Bestimmung der Färbung erfolgte nach ÖNORM M 6240.

Bestimmung des Volumenanteils der absetzbaren Stoffe in Wasser und Abwasser: nach ÖNORM M 6271.

13.2 ANALYSEMETHODEN II: VOM UMWELTBUNDESAMT NEU ENTWICKELTE ODER WESENTLICH MODIFIZIERTE VERFAHREN

Chlorphenole:

Lit.: B. Rössner / G. Schwedt, Fresenius Z. Anal. Chem (1983) 315:610–611 (Extraktion und Anreicherung); M. Lanouette et al., J. Assoc. Off. Anal. Chem, Vol.67, No.3, 1984 (HPLC–Analytik, modifiziert).

Prinzip: HPLC.

HPLC–System (Waters): 2 Model 510 HPLC Pumps; WISP Model 712; 490 Programmable Multiwavelength Detector; System Interface Module; Maxima 820 Chromatography Workstation; Guard–PAK Pre-column Module; Radial Compression Module RCM 8x10; Vorsäule: Waters Guard–PAK Precolumn Inserts Resolve C18 (85824); Trennsäule: Waters Resolve C18 Packing, 5 µm/Spherical, 8 mm x 10 cm

Radial–PAK cartridge (84624); Säulentemperatur: Umgebungstemperatur; Injektionsvolumen : 50 µl; Eluent A: Methanol, Eluent B: 0.02M KH₂PO₄ in Reinstwasser (siehe Tabelle).

Zeit (min.)	% Eluent A	% Eluent B
0	50	50
25	60	40
35	60	40
45	70	30
60	70	30
65	50	50
75	50	50

Flußrate : 1,4 ml/min.

Detektion : UV bei 280 nm für die Mono-, Di- und Trichlorphenole; UV bei 300 nm für Pentachlorphenol.

Chloressigsäuren:

Lit.: Rückstandsanalytik 107–A–1 (modifiziert)

Prinzip: (A) GC der Chloressigsäureester;
(B) HPIC der Chloressigsäuren.

Extraktion und Anreicherung: 500 ml Wasser werden mit 150g NaCl und 5 ml H_2SO_4 und mit 100 ml dest. Ether 1 Std. am Überkopfschüttler extrahiert.

Probenvorbereitung für die GC (Veresterung): 2 ml der Etherphase werden mit 2 ml etherischer Diazomethanolösung versetzt. Nach 20 min wird im Stickstoffstrom auf ca. 1 ml eingeeengt, mit Ether auf 2 ml aufgefüllt und die Probe über Na_2SO_4 sicc. aufbewahrt.

Probenvorbereitung für die IC: Die verbleibende Etherphase wird mit 5 ml 0,1M NaOH versetzt und der Ether abrotiert. Der alkalische Extrakt wird mit Reinstwasser auf 10 ml aufgefüllt.

GC–Analytik: Perkin–Elmer 8500; Trennsäulen: STABILWAX–DA 30m, 0,53 mm ID, 0,25 μm Filmdicke; OV 351 30m, 0,53 mm ID, 0,25 μm Filmdicke; Trägergas: 22 ml/min Stickstoff; Temperaturprogramm: 45 °C (8 min isotherm) – (30 °C/min) – 220 °C (3 min isotherm); Injektionsvolumen: 2 μl ; Injektortemperatur: 270 °C; Detektortemperatur: 350 °C; Detektor: ECD.

HPIC–Analytik: Dionex 2010i; Vorsäule: MPIC–NG1; Trennsäule: MPIC–NS1; Eluent: 23% Acetonitril + 2mM TBAOH in Reinstwasser; Flußrate: 1 ml/min; Regenerant: 12,5mM H_2SO_4 ; Detektion: Leitfähigkeitsdetektion mit Membran–Suppressionstechnik (Suppressor: MPIC–AMMS).

Extrahierbares organisch gebundenes Halogen (EOX):

Probenvorbereitung: Extraktion von 40 g lyophilisiertem Sediment mit 200 ml n–Hexan in einer Soxhlett–Apparatur (12 Std.); danach Einengung der organischen Phase auf 2 ml.

Analyse: Ein aliquoter Anteil (30 μl der n–Hexan–Phase) wird analog zum AOX analysiert (Quarzwolle statt Aktivkohle als Adsorbens).

Gerät: Abimed TOX 10 Analyser.

Bestimmungsgrenze: 100 μg Cl/kg Trockensubstanz.

Benzol, Toluol, o–,m–,p–Xylol:

Prinzip: Headspace–Gaschromatographie.

GC: Perkin Elmer 8500 mit HS–6; Trennsäulen: DBWAX 30m, 0.53mm ID, 1.0 μm Filmdicke; Rtx–5 30m, 0.53mm ID, 1.5 μm Filmdicke; Trägergas: 22ml/min Stickstoff; Temperaturprogramm: 40 °C (10min isotherm) – (5 °C/min) – 70 °C – (25 °C/min) – 240 °C; Injektortemperatur: 220 °C; Detektortemperatur: 220 °C; Ofentemperatur Headspace: 80 °C; Dosierzeit: 0,5 min; Detektor: FID; Brenngase: 35ml/min Wasserstoff; 280ml/min synthetische Luft.

Die Proben werden direkt in Headspace–Flaschen abgefüllt und nach der Gleichgewichtseinstellung analysiert.

13.3 ÜBERSICHT DER VOM UMWELTBUNDESAMT IM RAHMEN DIESER STUDIE ANALYSIERTEN PARAMETER

Wasser

Die nachfolgenden Tabellen geben eine Übersicht über die vom Umweltbundesamt im Rahmen dieser Studie in Wasserproben untersuchten

- halogenorganischen
- organischen
- physikalisch-chemischen und anorganischen Parameter.

Sediment

Im Rahmen der begonnenen Sedimentuntersuchungen wurden bisher folgende Parameter analysiert:

*Metalle: Ca, Na, Fe, Mn, Al, Ba, Mg, Cr,
Zn, Pb, Cu, Ni, Co, Cd, Hg, K*
AOX im Eluat (nach DEV S4)
EOX aus der lyophilisierten Probe
PCBs

Über die genannten Stoffe hinaus wurden in einer Sedimentprobe (Piesting, 17.11.1989) 32 Stoffe und Stoffgruppen qualitativ bestimmt (s. Kap. 10.4).

Am Institut für Organische Chemie der Universität Tübingen (BRD) wurden im Auftrag des Umweltbundesamtes polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane analysiert (s.Kap.10.3).

Vom Umweltbundesamt
in Fließgewässern
untersuchte halogen-
organische Verbindungen
(Teil 1)

	Pöls AG Pöls / Smk, Pöls	Brigl & Bergmeister AG Niklasdorf / Smk, Mur	R. Bauernfeind GmbH Frohnleiten / Smk, Mur	Mayr-Melnhof & Co. Frohnleiten / Smk, Mur	Leykam AG Gratkorn / Smk, Mur	Neusiedler AG Kematen / NO, Ybbs	Lenzing AG Lenzing / OÖ, Ager	Laakirchen AG Laakirchen, / OÖ Traun	Steyermühl AG Steyermühl, / OÖ Traun	St. Magdalen GmbH Villach / Ktn, Drau	Obir GmbH Reichberg / Ktn, Vellach	Patria AG Frantschach / Ktn, Lavant	Hallein Papier AG Hallein, Salzburg / Sbg
Adsorbierbares organisch gebundenes Halogen (AOX)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Leichtflüchtige, halogenierte Kohlenwasserstoffe (*):													
Tetrachlormethan (CCl ₄)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Tetrachlorethen (C ₂ Cl ₄)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Trichlormethan (Chloroform, CHCl ₃)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
1,1,1-Trichlorethan (C ₂ H ₃ Cl ₃)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Chlorphenole:													
2-Chlorphenol	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
3-Chlorphenol	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
4-Chlorphenol	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
2,4-Dichlorphenol	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
2,4,6-Trichlorphenol	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Pentachlorphenol	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

(*) Die chlorierten Kohlenwasserstoffe 1,1-Dichlorethen, 1,2-Dichlorethan, 1,2-Dichlorpropan, 1,4-Dichlorbutan, 1,2,3-Trichlorethan, Trichlorethen, 1,2,3-Trichlorpropan, 1,2,3,4-Tetrachlorbutan und Bromdichlormethan wurden nur in der Salzach untersucht.

Vom Umweltbundesamt
in Fließgewässern
untersuchte halogen-
organische Verbindungen
(Teil 2)

	Pöls AG Pöls / Smk, Pöls	Brigl & Bergmeister AG Niklasdorf / Smk, Mur	R. Bauernfeind GmbH Frohnleiten / Smk, Mur	Mayr-Melnhof & Co. Frohnleiten / Smk, Mur	Leykam AG Gratkorn / Smk, Mur	Neusiedler AG Kematen / NO, Ybbs	Lenzing AG Lenzing / OÖ, Ager	Laakirchen AG Laakirchen, / OÖ Traun	Steyermühl AG Steyermühl, / OÖ Traun	St. Magdalen GmbH Villach / Ktn, Drau	Obir GmbH Reichberg / Ktn, Vellach	Patria AG Frantschach / Ktn, Lavant	Hallein Papier AG Hallein, Salzburg / Sbg
Chlorbenzole:													
1,2-Dichlorbenzol							+	+	+		+		+
1,3-Dichlorbenzol							+	+	+		+		
1,4-Dichlorbenzol							+	+	+		+		
1,2,3-Trichlorbenzol							+	+	+		+		
1,2,4-Trichlorbenzol							+	+	+		+		
1,3,5-Trichlorbenzol							+	+	+		+		
1,2,3,4-Tetrachlorbenzol							+	+	+		+		
1,2,3,5-Tetrachlorbenzol							+	+	+		+		
1,2,4,5-Tetrachlorbenzol							+	+	+		+		
Pentachlorbenzol							+	+	+		+		
Hexachlorbenzol							+	+	+		+		
Dichloressigsäure (DCA)	+	+		+	+		+		°	+		+	
Trichloressigsäure (TCA)	+	+		+	+		+			+		+	
Polychlorierte Biphenyle (PCBs)							+	+	+		+		

Vom Umweltbundesamt
in Fließgewässern
untersuchte organische
Verbindungen

	Pöls AG Pöls / Smk, Pöls	Brigl & Bergmeister AG Niklasdorf / Smk, Mur	R. Bauernfeind GmbH Frohnleiten / Smk, Mur	Mayr-Melnhof & Co. Frohnleiten / Smk, Mur	Leykam AG Gratkorn / Smk, Mur	Neusiedler AG Kematen / NÖ, Ybbs	Lenzing AG Lenzing / OÖ, Ager	Laakirchen AG Laakirchen, / OÖ Traun	Steyermühl AG Steyermühl, / OÖ Traun	St. Magdalen GmbH Villach / Ktn, Drau	Obir GmbH Reichberg / Ktn, Vellach	Patris AG Frantschach / Ktn, Lavant	Hallein Papier AG Hallein, Salzburg / Sbg
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Gelöster organischer Kohlenstoff- gehalt (DOC)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Summe der Kohlenwasserstoffe (KW)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Phenol-Index (Ph-Index)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Calciumligninsulfonsäuren (Ca LS)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Benzol	+									+	+	+	+
Toluol	+									+	+	+	+
o-, m-, p-Xylole	+									+	+	+	+
Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH):													
Benzo(a)pyren	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Fluoranthren	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Benzo(b)fluoranthren	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Benzo(k)fluoranthren	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Benzo(g,h,i)perylene	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

Vom Umweltbundesamt
in Fließgewässern
untersuchte physikalisch-
chemische und
anorganische Parameter

	Pöls AG Pöls / Smk, Pöls	Brigl & Bergmeister AG Niklasdorf / Smk, Mur	R. Bauernfeind GmbH Frohnleiten / Smk, Mur	Mayr-Melnhof & Co. Frohnleiten / Smk, Mur	Leykam AG Gratkorn / Smk, Mur	Neusiedler AG Kematen / NÖ, Ybbs	Lenzing AG Lenzing / OÖ, Ager	Laakirchen AG Laakirchen, / OÖ Traun	Steyermühl AG Steyermühl, / OÖ Traun	St. Magdalen GmbH Villach / Ktn, Drau	Obir GmbH Reichberg / Ktn, Vellach	Patris AG Frantschach / Ktn, Lavant	Hallein Papier AG Hallein, Salzburg / Sbg
Temperatur (Temp)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
ph-Wert (pH)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Leitfähigkeit (Leitf.)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Chlorid (Cl)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Nitrat (NO ₃)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Sulfid (SO ₃)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Sulfat (SO ₄)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Sauerstoff gelöst (O ₂ -gel)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Absorptionskoeffizient (Abs.K.)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Absetzbare Stoffe (Abs.St.)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

13.4 TABELLEN DER EINZELERGEBNISSE

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden folgende Standorte der österreichischen Zellstoff- und Papierindustrie beprobt:

<i>Werk</i>	<i>Ort</i>	<i>Bundesland</i>	<i>Vorfluter</i>
<i>Zellstoff Pöls AG</i>	<i>Pöls</i>	<i>Stmk</i>	<i>Pöls</i>
<i>Brigl & Bergmeister Papierfabrik GmbH</i>	<i>Niklasdorf</i>	<i>Stmk</i>	<i>Mur</i>
<i>Roman Bauernfeind Papierfabrik GmbH</i>	<i>Frohnleiten</i>	<i>Stmk</i>	<i>Mur</i>
<i>Kartonfabrik Franz Mayr-Melnhof & Co.</i>	<i>Frohnleiten</i>	<i>Stmk</i>	<i>Mur</i>
<i>Leykam Mürztaler Papier und Zellstoff AG</i>	<i>Gratkorn</i>	<i>Stmk</i>	<i>Mur</i>
<i>Neusiedler AG, Papier- und Zellstofffabrik</i>	<i>Kematen</i>	<i>NÖ</i>	<i>Ybbs</i>
<i>Lenzing AG</i>	<i>Lenzing</i>	<i>OÖ</i>	<i>Ager</i>
<i>Papierfabrik Laakirchen AG</i>	<i>Laakirchen</i>	<i>OÖ</i>	<i>Traun</i>
<i>Steyrermühl Papierfabriks- und Verlags AG</i>	<i>Steyrermühl</i>	<i>OÖ</i>	<i>Traun</i>
<i>Zellulose St. Magdalen GmbH</i>	<i>Villach</i>	<i>Ktn</i>	<i>Drau</i>
<i>Zellstoff Obir GmbH</i>	<i>Rechberg</i>	<i>Ktn</i>	<i>Vellach</i>
<i>Patria Papier und Zellstoff AG</i>	<i>Frantschach</i>	<i>Ktn</i>	<i>Lavant</i>
<i>Hallein Papier AG</i>	<i>Hallein</i>	<i>Sbg</i>	<i>Salzach</i>

Die nachfolgenden Tabellen enthalten eine nach diesen Werksstandorten gegliederte Aufstellung der analytischen Einzelergebnisse.

ZELLSTOFF PÖLS AG / Pöls (Pöls)

TEIL 1

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	TEMP. °C	pH	LEITE µS/cm	Cl mg/l	NO ₃ mg/l	SO ₃ mg/l	SO ₄ mg/l	O ₂ -gel. mg/l	Abs.K. m ⁻¹	Abs.St. ml/l	CSB mg O ₂ /l	DOC mg/l	KW mg/l	Ph-Index µg/l	CaLS mg/l
16.1.	16:45	o 0.1	4.4	3.4	7.4	199	—	—	—	—	12.6	—	—	—	2.3	< 0.1	< 20	n.n.
16.1.	14:15	o 0.1	4.4	3.2	8.0	197	2.6	4.2	n.n.	14.9	13.0	—	—	8	1.3	< 0.1	< 20	n.n.
16.1.	14:45	u 10	4.4	6.1	7.1	592	—	—	—	—	8.6	—	—	74	14.1	—	< 20	18.5
17.1.	09:30	u 10	4.4	4.0	7.2	635	81.9	9.7	n.n.	82.5	8.1	—	—	78	15.1	0.1	—	—
17.1.	12:30	u 10	4.4	7.1	7.4	639	80.6	10.1	< 1.0	82.0	8.2	—	—	69	14.8	—	—	—
17.1.	15:30	u 10	4.4	5.6	7.4	632	75.9	9.8	< 1.0	84.2	9.0	—	—	65	14.5	—	—	—
17.1.	18:30	u 10	4.4	4.0	7.8	656	74.2	9.4	1.1	99.8	9.0	—	—	67	13.8	—	—	—
17.1.	21:30	u 10	4.4	3.6	7.6	576	68.5	9.2	< 1.0	67.9	6.3	—	—	65	11.7	—	—	—
18.1.	00:30	u 10	4.2	3.1	7.6	597	68.2	9.0	< 1.0	74.5	9.5	—	—	80	12.0	—	—	—
18.1.	03:30	u 10	4.2	3.2	7.6	575	67.7	8.5	n.n.	71.5	8.9	—	—	67	12.6	—	—	—
18.1.	06:30	u 10	4.2	2.4	7.6	582	69.0	8.6	1.1	72.9	9.3	—	—	78	13.7	—	—	—
18.1.	09:30	u 10	4.2	4.5	7.5	581	69.5	8.7	3.2	72.1	9.2	—	—	68	12.9	—	< 20	26.0
16.1.	12:30	u 22 (Mur)	—	2.2	7.2	335	—	—	—	—	13.9	—	—	—	3.2	< 0.1	< 20	3.5
17.1.	16:00	u 22 (Mur)	—	2.2	7.6	347	16.1	5.7	n.n.	34.2	12.9	—	—	48	3.1	< 0.1	< 20	< 2.0
21.5.	01:00	o 0.1	19.4	7.8	8.0	125	—	—	—	—	—	0.7	< 0.1	5	1.7	—	< 20	—
21.5.	16:05	o 0.1	19.4	9.2	7.3	130	—	—	—	—	—	0.6	—	2	1.7	—	< 20	—
20.5.	22:45	u 10	18.9	9.5	8.0	269	—	—	—	—	—	1.9	—	23	8.6	—	—	4.6
21.5.	15:40	u 10	19.4	9.9	7.8	244	—	—	—	—	—	2.0	0.1	27	7.6	—	< 20	—
28.9.	18:50	o 1.0	13.3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
28.9.	18:30	o/u	13.3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
28.9.	17:55	u 3.5	13.3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
28.9.	17:30	u 7.0	13.3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
28.9.	17:00	u 8.5	13.3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
28.9.	16:30	u 12.0	13.3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
28.9.	16:00	u 14.0	13.3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
28.9.	15:30	u 16.0	13.3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—

ENT.: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb, o/u: zwischen Werk und Abwassereinleitung

Cl: Chlorid

Abs.St.: absetzbare Stoffe

NO₃: Nitrat

CSB: Chemischer Sauerstoffbedarf

SO₃: Sulfit

DOC: gelöster organischer Kohlenstoffgehalt

SO₄: Sulfat

KW: Summe der Kohlenwasserstoffe

O₂-gel.: Sauerstoff gelöst

Ph-Index: Phenolindex

Abs.K.: Absorptionskoeffizient

CaLS: Calciumligninsulfonsäuren

ZELLSTOFF PÖLS AG / Pöls (Pöls)
TEIL 2

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m ³ /sec	BENZOL µg/l	TOLUOL µg/l	XYLOLE µg/l	PAH µg/l	AOX µg/l	CCl ₄ µg/l	C ₂ Cl ₄ µg/l	CHCl ₃ µg/l	C ₂ HCl ₃ µg/l	C ₂ H ₃ Cl ₃ µg/l	DCA µg/l	TCA µg/l
16.1.	16:45	o 0,1	4,4	< 10	< 20	< 20	n.n.	< 2	< 0,1	0,1	0,3	< 0,1	0,2	—	—
16.1.	14:15	o 0,1	4,4	< 10	< 20	< 20	n.n.	< 2	< 0,1	< 0,1	0,3	< 0,1	0,1	—	—
16.1.	14:45	u 10	4,4	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	4.500	< 0,1	0,1	140	< 0,1	0,1	—	—
17.1.	09:30	u 10	4,4	n.n.	n.n.	< 20	n.n.	5.000	—	—	—	—	—	—	—
17.1.	12:30	u 10	4,4	—	—	—	—	4.100	—	—	—	—	—	—	—
17.1.	15:30	u 10	4,4	—	—	—	—	3.600	—	—	—	—	—	—	—
17.1.	18:30	u 10	4,4	—	—	—	—	3.500	—	—	—	—	—	—	—
17.1.	21:30	u 10	4,4	—	—	—	—	3.400	—	—	—	—	—	—	—
18.1.	00:30	u 10	4,2	—	—	—	—	3.700	—	—	—	—	—	—	—
18.1.	03:30	u 10	4,2	—	—	—	—	3.700	—	—	—	—	—	—	—
18.1.	06:30	u 10	4,2	—	—	—	—	3.700	—	—	—	—	—	—	—
18.1.	09:30	u 10	4,2	—	—	—	—	3.800	< 0,1	0,1	131	< 0,1	0,1	—	—
16.1.	12:30	u 22 (Mur)	—	< 10	< 20	< 20	n.n.	510	< 0,1	0,1	8,9	< 0,1	0,2	—	—
17.1.	16:00	u 22 (Mur)	—	< 10	< 20	< 20	n.n.	510	< 0,1	0,1	12,0	< 0,1	0,1	—	—
21.5.	01:00	o 0,1	19,4	—	—	—	—	< 2	0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	—	—
21.5.	16:05	o 0,1	19,4	—	—	—	—	< 2	0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	—	—
20.5.	22:45	u 10	18,9	—	—	—	—	630	n.n.	< 0,1	24,2	n.n.	n.n.	—	—
21.5.	15:40	u 10	19,4	—	—	—	—	500	0,1	n.n.	24,0	0,1	n.n.	—	—
28.9.	18:50	o 1,0	13,3	—	—	—	—	4	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.	< 5	< 5
28.9.	18:30	o/u	13,3	—	—	—	—	3	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 5	< 5
28.9.	17:55	u 3,5	13,3	—	—	—	—	2.600	n.n.	n.n.	95	n.n.	n.n.	< 5	274
28.9.	17:30	u 7,0	13,3	—	—	—	—	2.200	n.n.	< 0,1	64	n.n.	n.n.	—	—
28.9.	17:00	u 8,5	13,3	—	—	—	—	2.700	n.n.	< 0,1	150	n.n.	n.n.	< 5	316
28.9.	16:30	u 12,0	13,3	—	—	—	—	2.200	n.n.	< 0,1	77	n.n.	n.n.	< 5	221
28.9.	16:00	u 14,0	13,3	—	—	—	—	1.700	n.n.	< 0,1	35	n.n.	n.n.	< 5	337
28.9.	15:30	u 16,0	13,3	—	—	—	—	1.900	n.n.	n.n.	47	n.n.	n.n.	< 5	148

ENT: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb, o/u: zwischen Werk und Abwassereinleitung

PAH: polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe

AOX: adsorbierbares organisch gebundenes Halogen

CCl₄: Tetrachlormethan (Tetrachlorkohlenstoff)

C₂Cl₄: Tetrachlorethen

CHCl₃: Trichlormethan (Chloroform)

C₂HCl₃: Trichlorethen

C₂H₃Cl₃: 1,1,1-Trichlorethan

DCA: Dichloressigsäure

TCA: Trichloressigsäure

ZELLSTOFF PÖLS AG / Pöls (Pöls)

TEIL 3

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	2-Chlorphenol µg/l	3-Chlorphenol µg/l	4-Chlorphenol µg/l	2,4-Dichlorphenol µg/l	2,4,6-Trichlorphenol µg/l	Pentachlorphenol µg/l
16.1.	16:45	o 0,1	4,4	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
16.1.	14:15	o 0,1	4,4	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
16.1.	14:45	u 10	4,4	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
17.1.	09:30	u 10	4,4	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
17.1.	12:30	u 10	4,4	—	—	—	—	—	—
17.1.	21:30	u 10	4,4	—	—	—	—	—	—
18.1.	00:30	u 10	4,2	—	—	—	—	—	—
18.1.	03:30	u 10	4,2	—	—	—	—	—	—
18.1.	06:30	u 10	4,2	—	—	—	—	—	—
18.1.	09:30	u 10	4,2	—	—	—	—	—	—
16.1.	12:30	u 22 (Mur)	—	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
17.1.	16:00	u 22 (Mur)	—	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
21.5.	01:00	o 0,1	19,4	—	—	—	—	—	—
21.5.	16:05	o 0,1	19,4	—	—	—	—	—	—
20.5.	22:45	u 10	18,9	—	—	—	—	—	—
21.5.	15:40	u 10	19,4	—	—	—	—	—	—
28.9.	18:50	o 0,1	13,3	—	—	—	—	—	—
28.9.	18:30	o/u	13,3	—	—	—	—	—	—
28.9.	17:55	u 3,5	13,3	—	—	—	—	—	—
28.9.	17:30	u 7,0	13,3	—	—	—	—	—	—
28.9.	17:00	u 8,5	13,3	—	—	—	—	—	—
28.9.	16:30	u 12,0	13,3	—	—	—	—	—	—
28.9.	16:00	u 14,0	13,3	—	—	—	—	—	—
28.9.	15:30	u 16,0	13,3	—	—	—	—	—	—

ENT.: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb, o/u: zwischen Werk und Abwassereinleitung

BRIGL & BERGMEISTER PAPIERFABRIK GmbH / Niklasdorf (Mur)
TEIL 1

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	TEMP. °C	pH	LEITF. µS/cm	Cl mg/l	NO ₃ mg/l	SO ₃ mg/l	SO ₄ mg/l	O ₂ -gel. mg/l	Abs.K. m ⁻¹	Abs.St. ml/l	CSB mg O ₂ /l	DOC mg/l	KW mg/l	Ph-Index µg/l	CaLS mg/l
20.2.	12:10	o 0,1	—	7,7	8,1	326	12,9	6,3	n.n.	24,2	13,0	1,4	—	6	2,3	0,13	< 20	< 2,0
20.2.	18:00	o 0,1	—	5,8	8,1	328	14,3	6,3	n.n.	24,9	11,6	1,4	—	< 2	2,4	< 0,1	< 20	< 2,0
20.2.	24:00	o 0,1	—	5,6	7,8	306	12,4	6,1	n.n.	22,5	11,5	1,3	—	16	2,8	0,15	—	< 2,0
21.2.	06:00	o 0,1	—	5,9	8,1	300	12,8	6,1	n.n.	22,3	11,6	1,4	—	< 2	2,5	< 0,1	—	< 2,0
21.2.	12:00	o 0,1	—	5,3	8,0	297	7,2	5,8	n.n.	23,6	11,7	0,9	—	< 2	2,0	< 0,1	< 20	< 2,0
20.2.	11:30	u 7	—	5,3	8,0	305	13,3	6,3	n.n.	22,8	11,9	1,0	—	< 2	2,6	< 0,1	< 20	< 2,0
20.2.	11:45	u 7	—	6,0	8,0	310	13,2	6,4	n.n.	22,8	11,9	1,5	—	< 2	2,0	< 0,1	< 20	2,0
20.2.	18:30	u 7	—	5,4	8,2	312	14,3	6,2	n.n.	23,1	12,3	1,8	—	18	3,0	< 0,1	—	—
21.2.	00:20	u 7	—	5,7	8,0	300	12,3	6,1	n.n.	22,0	11,8	1,9	—	20	2,6	—	—	5,3
21.2.	06:10	u 7	—	5,5	8,0	296	12,1	6,1	< 1,0	22,9	8,4	1,2	—	5	2,5	< 0,1	—	< 2,0
21.2.	12:20	u 7	—	5,1	7,9	276	7,2	5,7	< 1,0	21,7	11,6	0,9	—	10	2,1	< 0,1	< 20	n.n.
21.2.	09:25	E	—	27,0	7,8	1.100	180,5	9,4	< 1,0	65,8	5,0	1,5	—	269	115	1,6	< 20	13,8
21.5.	02:00	o 0,1	—	9,7	8,2	167	—	—	—	—	—	0,4	—	14	2,4	—	—	—
21.5.	12:45	o 0,1	—	10,1	7,9	152	—	—	—	—	—	0,9	< 0,1	6	2,7	—	< 20	—
21.5.	02:45	u 7	—	10,3	8,6	150	—	—	—	—	—	0,9	< 0,1	4	3,0	—	< 20	—
21.5.	13:20	u 7	—	9,7	7,9	150	—	—	—	—	—	0,9	< 0,1	6	2,4	—	< 20	—

ENT.: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb

E: Emissionsprobe

Cl: Chlorid
NO₃: Nitrat
SO₃: Sulfit
SO₄: Sulfat
O₂-gel.: Sauerstoff gelöst
Abs.K.: Absorptionskoeffizient
Abs.St.: absetzbare Stoffe
CSB: Chemischer Sauerstoffbedarf
DOC: gelöster organischer Kohlenstoffgehalt
KW: Summe der Kohlenwasserstoffe
Ph-Index: Phenolindex
CaLS: Calciumligninsulfonsäuren

BRIGL & BERGMEISTER PAPIERFABRIK GmbH / Niklasdorf (Mur)
TEIL 2

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m ³ /sec	PAH µg/l	AOX µg/l	CCl ₄ µg/l	C ₂ Cl ₄ µg/l	CHCl ₃ µg/l	C ₂ HCl ₃ µg/l	C ₂ H ₃ Cl ₃ µg/l	DCA µg/l	TCA µg/l
20.2	12:10	o 0,1	—	n.n.	470	< 0,1	< 0,1	1,3	n.n.	< 0,1	—	—
20.2	18:00	o 0,1	—	—	480	n.n.	0,2	2,1	n.n.	< 0,1	—	—
20.2	24:00	o 0,1	—	—	360	< 0,1	< 0,1	1,5	n.n.	< 0,1	—	—
21.2	06:00	o 0,1	—	—	400	n.n.	< 0,1	1,9	n.n.	< 0,1	—	—
21.2	12:00	o 0,1	—	n.n.	64	n.n.	< 0,1	0,3	n.n.	n.n.	< 5	< 5
20.2	11:30	u 7	—	—	510	n.n.	< 0,1	2,6	n.n.	< 0,1	< 5	107
20.2	11:45	u 7	—	n.n.	520	< 0,1	0,2	3,5	0,3	< 0,1	—	—
20.2	18:30	u 7	—	n.n.	520	n.n.	< 0,1	2,5	n.n.	< 0,1	—	—
21.2	00:20	u 7	—	n.n.	410	< 0,1	0,1	1,7	0,2	< 0,1	—	—
21.2	06:10	u 7	—	—	370	< 0,1	< 0,1	1,5	n.n.	< 0,1	< 5	104
21.2	12:20	u 7	—	n.n.	170	0,4	< 0,1	0,5	n.n.	< 0,1	—	—
21.2	09:25	E	—	n.n.	13.700	< 0,1	0,2	43,9	1,1	< 0,1	1.051	196
21.5.	02:00	o 0,1	—	—	52	0,1	n.n.	1,1	0,6	n.n.	—	—
21.5.	12:45	o 0,1	—	—	57	—	—	—	—	—	—	—
21.5.	02:45	u 7	—	—	59	0,1	0,1	1,3	n.n.	n.n.	—	—
21.5.	13:20	u 7	—	—	66	0,1	0,1	1,3	n.n.	n.n.	—	—

ENT.: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb

E: Emissionsprobe

PAH: polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
AOX: adsorbierbares organisch gebundenes Halogen
CCl₄: Tetrachlormethan (Tetrachlorkohlenstoff)
C₂Cl₄: Tetrachlorethen

CHCl₃: Trichlormethan (Chloroform)
C₂HCl₃: Trichlorethen
C₂H₃Cl₃: 1,1,1-Trichlorethan

DCA: Dichloressigsäure
TCA: Trichloressigsäure

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	2-Chlorphenol µg/l	3-Chlorphenol µg/l	4-Chlorphenol µg/l	2,4-Dichlorphenol µg/l	2,4,6-Trichlorphenol µg/l	Pentachlorphenol µg/l
20.2.	12:10	o 0,1	—	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
20.2.	18:00	o 0,1	—	—	—	—	—	—	—
20.2.	24:00	o 0,1	—	—	—	—	—	—	—
21.2.	06:00	o 0,1	—	—	—	—	—	—	—
21.2.	12:00	o 0,1	—	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
20.2.	11:30	u 7	—	—	—	—	—	—	—
20.2.	11:45	u 7	—	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
20.2.	18:30	u 7	—	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
21.2.	00:20	u 7	—	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
21.2.	06:10	u 7	—	—	—	—	—	—	—
21.2.	12:20	u 7	—	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
21.2.	09:25	E	—	< 10	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
21.5.	02:00	o 0,1	—	—	—	—	—	—	—
21.5.	12:45	o 0,1	—	—	—	—	—	—	—
21.5.	02:45	u 7	—	—	—	—	—	—	—
21.5.	13:20	u 7	—	—	—	—	—	—	—

ENT: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb

E: Emissionsprobe

ROMAN BAUERNFEIND PAPIERFABRIK GmbH / Frohnleiten (Mur)
KARTONFABRIK FRANZ MAYR-MELNHOF & CO. / Frohnleiten (Mur)
TEIL 1

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	TEMP. °C	pH	LEITE µS/cm	Cl mg/l	NO ₃ mg/l	SO ₃ mg/l	SO ₄ mg/l	O ₂ -gel. mg/l	Abs.K. m ⁻¹	Abs.St. ml/l	CSB mg O ₂ /l	DOC mg/l	KW mg/l	Ph-Index µg/l	CaLS mg/l
27.2	16:15	o 0,5	90	6,1	8,2	284	6,6	6,8	n.n.	22,4	12,0	1,3	—	10	2,1	< 0,1	< 20	9,5
28.2	09:00	o 0,5	80	4,2	8,2	300	7,9	6,9	n.n.	22,6	11,5	0,1	—	< 2	—	< 0,1	—	2,3
27.2	14:00	u B 0,5	90	5,4	8,5	276	6,6	6,8	n.n.	21,4	11,8	1,2	—	8	2,2	< 0,1	—	< 2,0
27.2	18:30	u B 0,5	90	4,4	7,6	281	6,4	6,8	n.n.	22,0	12,0	1,4	—	9	2,0	—	—	4,2
27.2	24:00	u B 0,5	90	4,3	8,1	291	7,2	6,8	n.n.	22,0	12,0	1,2	—	10	2,3	< 0,1	> 20	3,6
28.2	07:30	u B 0,5	80	4,1	8,1	295	7,9	6,9	n.n.	22,8	12,0	1,1	—	9	2,9	—	—	n.n.
28.2	12:30	u B 0,5	80	4,9	8,5	295	7,6	6,8	n.n.	22,6	11,9	1,0	—	6	2,4	< 0,1	< 20	3,6
27.2	13:00	u MM 13	90	5,4	8,3	277	7,2	6,8	n.n.	20,8	12,2	1,9	—	22	2,3	< 0,1	—	—
27.2	18:00	u MM 13	90	4,7	8,0	279	7,0	6,8	n.n.	21,2	11,7	1,3	—	21	2,2	—	—	7,4
27.2	23:45	u MM 13	90	3,0	8,1	285	6,7	6,8	n.n.	21,9	11,9	1,3	—	7	2,4	—	—	4,8
28.2	07:00	u MM 13	80	4,1	8,0	296	7,3	6,9	n.n.	23,2	12,0	1,2	—	9	2,8	—	—	< 2,0
28.2	12:00	u MM 13	80	5,0	8,5	295	7,4	6,9	n.n.	23,2	11,8	1,1	—	< 2	2,5	< 0,1	< 20	3,6
27.2	10:30	E MM	90	34,8	7,5	> 2.000	59,5	—	—	—	4,3	7,9	—	91	20,0	< 0,1	< 20	37,5
21.5.	03:30	u B 0,5	187	9,9	8,0	195	—	—	—	—	—	1,2	< 0,1	9	2,8	—	< 20	—
21.5.	12:00	u B 0,5	187	10,4	7,9	215	—	—	—	—	—	0,8	< 0,1	13	3,3	—	< 20	—
21.5.	04:15	u MM 13	187	10,1	8,0	200	—	—	—	—	—	1,1	< 0,1	8	2,6	—	—	—
21.5.	11:15	u MM 13	187	10,8	7,9	212	—	—	—	—	—	1,0	—	6	3,0	—	< 20	—

ENT.: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb, MM: Mayr-Melnhof, B: Bauernfeind

E: Emissionsprobe

Cl: Chlorid

NO₃: Nitrat

SO₃: Sulfit

SO₄: Sulfat

O₂-gel.: Sauerstoff gelöst

Abs.K.: Absorptionskoeffizient

Abs.St.: absetzbare Stoffe

CSB: Chemischer Sauerstoffbedarf

DOC: gelöster organischer Kohlenstoffgehalt

KW: Summe der Kohlenwasserstoffe

Ph-Index: Phenolindex

CaLS: Calciumligninsulfonsäuren

ROMAN BAUERNFEIND PAPIERFABRIK GmbH / Frohnleiten (Mur)
KARTONFABRIK FRANZ MAYR-MELNHOF & CO. / Frohnleiten (Mur)
TEIL 2

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	PAH µg/l	AOX µg/l	CCl₄ µg/l	C₂Cl₄ µg/l	CHCl₃ µg/l	C₂HCl₃ µg/l	C₂H₃Cl₃ µg/l	DCA µg/l	TCA µg/l
27.2. 28.2.	16:15 09:00	o 0,5 o 0,5	90 80	n.n. n.n.	150 86	< 0,1 n.n.	0,1 0,5	1,3 2,0	< 0,1 n.n.	< 0,1 < 0,1	< 5 —	< 5 —
27.2. 27.2. 27.2. 28.2. 28.2.	14:00 18:30 24:00 07:30 12:30	u B 0,5 u B 0,5 u B 0,5 u B 0,5 u B 0,5	90 90 90 80 80	n.n. — n.n. — n.n.	140 140 84 92 80	< 0,1 < 0,1 n.n. n.n. —	< 0,1 0,1 0,1 0,2 —	2,1 1,3 1,5 2,9 —	n.n. n.n. n.n. n.n. —	< 0,1 < 0,1 < 0,1 < 0,1 —	< 5 — — — —	< 5 — — — —
27.2. 27.2. 27.2. 28.2. 28.2.	13:00 18:00 23:45 07:00 12:00	u MM 13 u MM 13 u MM 13 u MM 13 u MM 13	90 90 90 80 80	n.n. — n.n. — n.n.	130 140 62 94 110	< 0,1 < 0,1 < 0,1 < 0,1 —	0,1 0,2 0,1 < 0,1 —	1,4 1,6 1,0 1,5 —	0,1 0,1 1,3 < 0,1 —	0,1 < 0,1 < 0,1 < 0,1 —	— — — — < 5	— — — — < 5
27.2.	10:30	E MM	90	n.n.	180	< 0,1	< 0,1	0,3	< 0,1	< 0,1	< 5	< 5
21.5. 21.5.	03:30 12:00	u B 0,5 u B 0,5	187 187	— —	36 —	0,1 0,6	0,1 0,1	4,6 1,0	n.n. n.n.	n.n. n.n.	— —	— —
21.5. 21.5.	04:15 11:15	u MM 13 u MM 13	187 187	— —	35 42	0,1 0,1	0,1 0,1	2,8 3,0	n.n. n.n.	n.n. n.n.	— —	— —

ENT: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb, MM: Mayr-Melnhof, B: Bauernfeind

E: Emissionsprobe

PAH: polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
AOX: adsorbierbares organisches gebundenes Halogen
CCl₄: Tetrachlormethan (Tetrachlorkohlenstoff)
C₂Cl₄: Tetrachlorethen

CHCl₃: Trichlormethan (Chloroform)
C₂HCl₃: Trichlorethen
C₂H₃Cl₃: 1,1,1-Trichlorethan

DCA: Dichloressigsäure
TCA: Trichloressigsäure

ROMAN BAUERNFEIND PAPIERFABRIK GmbH / Frohnleiten (Mur)
KARTONFABRIK FRANZ MAYR-MELNHOF & CO. / Frohnleiten (Mur)
TEIL 3

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m ³ /sec	2-Chlorphenol µg/l	3-Chlorphenol µg/l	4-Chlorphenol µg/l	2,4-Dichlorphenol µg/l	2,4,6-Trichlorphenol µg/l	Pentachlorphenol µg/l
27.2	16:15	o 0,5	90	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
28.2	09:00	o 0,5	80	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
27.2	14:00	u B 0,5	90	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
27.2	18:30	u B 0,5	90	—	—	—	—	—	—
27.2	24:00	u B 0,5	90	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
28.2	07:30	u B 0,5	80	—	—	—	—	—	—
28.2	12:30	u B 0,5	80	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
27.2	13:00	u MM 13	90	< 10	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
27.2	18:00	u MM 13	90	—	—	—	—	—	—
27.2	23:45	u MM 13	90	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
28.2	07:00	u MM 13	80	—	—	—	—	—	—
28.2	12:00	u MM 13	80	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
27.2	10:30	E MM	90	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
21.5	03:30	u B 0,5	187	—	—	—	—	—	—
21.5	12:00	u B 0,5	187	—	—	—	—	—	—
21.5	04:15	u MM 13	187	—	—	—	—	—	—
21.5	11:15	u MM 13	187	—	—	—	—	—	—

ENT: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb, MM: Mayr-Melnhof, B: Bauernfeind

E: Emissionsprobe

LEYKAM MÜRZTALER, PAPIER UND ZELLSTOFF AG / Gratkorn (Mur)
TEIL 1

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	TEMP. °C	pH	LEITE µS/cm	Cl mg/l	NO ₃ mg/l	SO ₃ mg/l	SO ₄ mg/l	O ₂ -gel. mg/l	Abs.K. m ⁻¹	Abs.St. ml/l	CSB mg O ₂ /l	DOC mg/l	KW mg/l	Ph-Index µg/l	CaLS mg/l
6.3.	10:45	o 4,9	70,2	7,1	8,2	312	11,5	6,6	n.n.	24,6	12,1	0,9	—	—	2,0	< 0,1	< 20	n.n.
6.3.	16:15	o 4,9	70,2	8,2	8,3	318	11,1	6,7	n.n.	25,2	—	—	—	< 2	1,9	—	—	—
6.3.	23:00	o 4,9	70,2	5,8	8,3	317	11,2	6,7	n.n.	25,9	11,9	1,0	—	< 2	1,7	< 0,1	—	n.n.
7.3.	05:00	o 4,9	69,2	4,4	8,2	317	10,9	6,8	n.n.	25,8	—	—	—	< 2	2,0	—	—	—
7.3.	11:00	o 4,9	69,2	8,1	8,2	322	11,3	6,7	n.n.	26,1	12,1	1,0	—	< 2	1,9	< 0,1	—	—
6.3.	13:30	u 5,5	70,2	6,9	8,0	346	16,5	6,7	n.n.	27,7	12,1	2,0	—	< 2	2,7	< 0,1	< 20	n.n.
6.3.	19:45	u 5,5	70,2	5,8	8,1	354	17,1	6,8	n.n.	28,8	—	—	—	< 2	3,3	—	—	—
7.3.	02:00	u 5,5	69,2	4,9	8,0	351	16,9	6,7	n.n.	28,0	11,5	1,9	—	3	2,8	< 0,1	< 20	6,0
7.3.	07:45	u 5,5	69,2	4,3	8,0	350	17,5	6,8	n.n.	28,3	—	—	—	< 2	3,0	—	—	—
7.3.	12:00	u 5,5	69,2	8,9	8,0	359	17,5	6,7	n.n.	29,0	11,8	1,9	—	6	2,7	< 0,1	—	n.n.
6.3.	15:30	E	—	32,2	6,8	3.030	569,5	29,4	—	279,5	0,5	104,3	—	430	220	0,81	< 20	136
21.5.	04:50	o 4,9	220	10,1	8,1	201	—	—	—	—	—	0,4	< 0,1	14	2,8	—	—	—
21.5.	10:00	o 4,9	220	10,6	7,9	202	—	—	—	—	—	0,6	< 0,1	19	3,2	—	—	—
21.5.	10:45	u 5,5	220	10,7	8,0	203	—	—	—	—	—	1,1	< 0,1	19	3,5	—	< 20	—

ENT.: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb

E: Emissionsprobe

Cl: Chlorid
NO₃: Nitrat
SO₃: Sulfit
SO₄: Sulfat
O₂-gel.: Sauerstoff gelöst
Abs.K.: Absorptionskoeffizient

Abs.St.: absetzbare Stoffe
CSB: Chemischer Sauerstoffbedarf
DOC: gelöster organischer Kohlenstoffgehalt
KW: Summe der Kohlenwasserstoffe
Ph-Index: Phenolindex
CaLS: Calciumligninsulfonsäuren

LEYKAM MÜRZTALER, PAPIER UND ZELLSTOFF AG / Gratkorn (Mur)

TEIL 2

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	PAH µg/l	AOX µg/l	CCl ₄ µg/l	C ₂ Cl ₄ µg/l	CHCl ₃ µg/l	C ₂ HCl ₃ µg/l	C ₂ H ₃ Cl ₃ µg/l	DCA µg/l	TCA µg/l
6.3.	10:45	o 4,9	70,2	n.n.	93	n.n.	0,1	0,7	n.n.	< 0,1	--	--
6.3.	16:15	o 4,9	70,2	--	92	--	--	--	--	--	--	--
6.3.	23:00	o 4,9	70,2	--	100	n.n.	0,1	1,3	n.n.	< 0,1	--	--
7.3.	05:00	o 4,9	69,2	--	71	n.n.	0,1	0,6	n.n.	< 0,1	--	--
7.3.	11:00	o 4,9	69,2	n.n.	75	n.n.	0,1	0,7	< 0,1	< 0,1	--	--
6.3.	13:30	u 5,5	70,2	n.n.	350	n.n.	0,1	5,4	n.n.	< 0,1	< 5	94
6.3.	19:45	u 5,5	70,2	--	320	n.n.	0,1	4,1	n.n.	< 0,1	--	--
7.3.	02:00	u 5,5	69,2	--	300	< 0,1	0,2	7,5	< 0,1	< 0,1	31	20
7.3.	07:45	u 5,5	69,2	--	330	0,1	0,2	6,0	n.n.	< 0,1	--	--
7.3.	12:00	u 5,5	69,2	n.n.	310	n.n.	0,3	7,1	n.n.	< 0,1	--	--
6.3.	15:30	E	70,2	n.n.	21.600	< 0,1	0,2	304	0,4	n.n.	168	< 5
21.5.	04:50	o 4,9	220	--	32	0,1	< 0,1	0,6	n.n.	n.n.	--	--
21.5.	10:00	o 4,9	220	--	38	0,1	n.n.	0,8	n.n.	n.n.	--	--
21.5.	10:45	u 5,5	220	--	130	0,1	0,1	2,4	n.n.	n.n.	--	--

ENT.: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb

E: Emissionsprobe

PAH: polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
 AOX: adsorbierbares organisch gebundenes Halogen
 CCl₄: Tetrachlormethan (Tetrachlorkohlenstoff)
 C₂Cl₄: Tetrachlorethen

CHCl₃: Trichlormethan (Chloroform)
 C₂HCl₃: Trichlorethen
 C₂H₃Cl₃: 1.1.1-Trichlorethan

DCA: Dichloressigsäure
 TCA: Trichloressigsäure

LEYKAM MÜRZTALER, PAPIER UND ZELLSTOFF AG / Gratkorn (Mur)

TEIL 3

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	2-Chlorphenol µg/l	3-Chlorphenol µg/l	4-Chlorphenol µg/l	2,4-Dichlorphenol µg/l	2,4,6-Trichlorphenol µg/l	Pentachlorphenol µg/l
6.3.	10:45	o 4,9	70,2	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
6.3.	16:15	o 4,9	70,2	—	—	—	—	—	—
6.3.	23:00	o 4,9	70,2	—	—	—	—	—	—
7.3.	05:00	o 4,9	69,2	—	—	—	—	—	—
7.3.	11:00	o 4,9	69,2	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
6.3.	13:30	u 5,5	70,2	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
6.3.	19:45	u 5,5	70,2	—	—	—	—	—	—
7.3.	02:00	u 5,5	69,2	—	—	—	—	—	—
7.3.	7:45	u 5,5	69,2	—	—	—	—	—	—
7.3.	12:00	u 5,5	69,2	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
6.3.	15:30	E	—	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
21.5.	04:50	o 4,9	220	—	—	—	—	—	—
21.5.	10:00	o 4,9	220	—	—	—	—	—	—
21.5.	10:45	u 5,5	220	—	—	—	—	—	—

ENT: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb

E: Emissionsprobe

NEUSIEDLER AG, PAPIER- UND ZELLSTOFFFABRIK KEMATEN / Kematen (Ybbs)

TEIL 1

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	TEMP. °C	pH	LEITE µS/cm	Cl mg/l	NO ₃ mg/l	SO ₃ mg/l	SO ₄ mg/l	O ₂ -gel. mg/l	Abs.K. m ⁻¹	CSB mg O ₂ /l	DOC mg/l	KW mg/l	Ph-Index µg/l	CaLS mg/l
3.4.	13:50	o 1,2	59	6,2	8,5	321	2,2	5,4	n.n.	20,2	12,4	< 0,1	< 2	2,0	< 0,1	—	< 2,0
3.4.	19:50	o 1,2	59	6,2	8,4	326	1,9	5,3	n.n.	21,1	12,1	0,1	< 2	1,5	—	< 20	n.n.
4.4.	01:50	o 1,2	43	6,6	8,4	329	0,9	5,1	n.n.	22,4	11,8	0,1	< 2	1,5	—	—	n.n.
4.4.	07:50	o 1,2	43	6,7	8,4	333	1,1	5,1	n.n.	23,5	11,8	< 0,1	< 2	0,9	—	—	< 2,0
4.4.	13:50	o 1,2	43	8,3	8,6	328	1,0	5,1	n.n.	23,3	11,6	< 0,1	< 2	1,1	—	—	n.n.
3.4.	17:00	u 0,5	59	6,5	8,3	329	1,9	5,4	n.n.	21,2	11,9	0,2	< 2	2,3	< 0,1	< 20	< 2,0
3.4.	20:10	u 0,5	59	6,0	8,2	332	2,4	5,4	n.n.	21,6	11,9	0,2	< 2	2,4	—	< 20	< 2,0
4.4.	02:10	u 0,5	43	6,6	8,4	338	2,0	5,2	n.n.	23,0	11,8	0,1	< 2	—	—	< 20	< 2,0
4.4.	08:10	u 0,5	43	6,9	8,4	350	2,5	5,2	n.n.	24,8	11,5	0,2	< 2	2,3	—	—	2,3
4.4.	14:20	u 0,5	43	8,7	8,5	340	1,9	5,3	n.n.	24,3	11,5	0,1	< 2	2,0	—	< 20	2,5
3.4.	16:15	u 2,8	59	6,4	8,3	334	4,3	5,3	n.n.	20,9	12,1	0,2	< 2	1,9	< 0,1	< 20	< 2,0
4.4.	14:10	u 2,8	43	9,3	8,4	340	1,8	5,2	n.n.	24,4	11,4	—	< 2	2,1	—	—	—
3.4.	15:30	u 15	59	7,2	8,3	333	2,0	6,0	n.n.	22,4	11,7	0,3	< 2	1,9	< 0,1	< 20	< 2,0
3.4.	11:15	E	59	16,6	4,3	933	—	5,0	—	—	< 0,05	6,3	463	186	0,71	< 20	200

ENT.: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb

E: Emissionsprobe

Cl: Chlorid

NO₃: Nitrat

SO₃: Sulfit

SO₄: Sulfat

O₂-gel.: Sauerstoff gelöst

Abs.K.: Absorptionskoeffizient

CSB: Chemischer Sauerstoffbedarf

DOC: gelöster organischer Kohlenstoffgehalt

KW: Summe der Kohlenwasserstoffe

Ph-Index: Phenolindex

CaLS: Calciumligninsulfonsäuren

NEUSIEDLER AG, PAPIER- UND ZELLSTOFFFABRIK KEMATEN / Kematen (Ybbs)

TEIL 2

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	PAH µg/l	AOX µg/l	CCl ₄ µg/l	C ₂ Cl ₄ µg/l	CHCl ₃ µg/l	C ₂ HCl ₃ µg/l	C ₂ H ₃ Cl ₃ µg/l
3.4.	13:50	o 1.2	59	n.n.	< 2	< 0.1	< 0.1	—	n.n.	< 0.1
3.4.	19:50	o 1.2	59	—	< 2	n.n.	< 0.1	< 0.1	n.n.	< 0.1
4.4.	01:50	o 1.2	43	—	< 2	< 0.1	< 0.1	< 0.1	n.n.	< 0.1
4.4.	07:50	o 1.2	43	n.n.	< 2	< 0.1	< 0.1	< 0.1	n.n.	< 0.1
4.4.	13:50	o 1.2	43	—	< 2	< 0.1	< 0.1	< 0.1	n.n.	< 0.1
3.4.	17:00	u 0.5	59	n.n.	64	< 0.1	0.1	3.2	n.n.	< 0.1
3.4.	20:10	u 0.5	59	—	68	< 0.1	< 0.1	3.0	n.n.	< 0.1
4.4.	02:10	u 0.5	43	—	66	< 0.1	< 0.1	3.6	n.n.	< 0.1
4.4.	08:10	u 0.5	43	n.n.	110	< 0.1	0.1	4.4	n.n.	< 0.1
4.4.	14:20	u 0.5	43	—	85	< 0.1	0.1	3.0	n.n.	< 0.1
3.4.	16:15	u 2.8	59	n.n.	67	< 0.1	< 0.1	2.2	n.n.	< 0.1
4.4.	14:10	u 2.8	43	n.n.	61	n.n.	< 0.1	2.2	n.n.	< 0.1
3.4.	15:30	u 15	59	n.n.	36	n.n.	< 0.1	1.9	n.n.	< 0.1
3.4.	11:15	E	59	n.n.	11.000	< 0.1	0.2	220	n.n.	< 0.1

ENT.: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb

E: Emissionsprobe

PAH: polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe

AOX: adsorbierbares organisch gebundenes Halogen

CCl₄: Tetrachlormethan (Tetrachlorkohlenstoff)

C₂Cl₄: Tetrachlorethen

CHCl₃: Trichlormethan (Chloroform)

C₂HCl₃: Trichlorethen

C₂H₃Cl₃: 1.1.1-Trichlorethan

NEUSIEDLER AG, PAPIER- UND ZELLSTOFFFABRIK KEMATEN / Kematen (Ybbs)

TEIL 3

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	2-Chlorphenol µg/l	3-Chlorphenol µg/l	4-Chlorphenol µg/l	2,4-Dichlorphenol µg/l	2,4,6-Trichlorphenol µg/l	Pentachlorphenol µg/l
3.4.	13:50	o 1.2	59	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
3.4.	19:50	o 1.2	59	—	—	—	—	—	—
4.4.	01:50	o 1.2	43	—	—	—	—	—	—
4.4.	07:50	o 1.2	43	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4.4.	13:50	o 1.2	43	—	—	—	—	—	—
3.4.	17:00	u 0,5	59	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
3.4.	20:10	u 0,5	59	—	—	—	—	—	—
4.4.	02:10	u 0,5	43	—	—	—	—	—	—
4.4.	08:10	u 0,5	43	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4.4.	14:20	u 0,5	43	—	—	—	—	—	—
3.4.	16:15	u 2,8	59	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4.4.	14:10	u 2,8	43	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
3.4.	15:30	u 15	59	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
3.4.	11:15	E	59	n.n.	n.n.	n.n.	< 10	n.n.	n.n.

ENT.: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb

E: Emissionsprobe

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	TEMP. °C	pH	LEITE µS/cm	Cl mg/l	NO ₃ mg/l	SO ₃ mg/l	SO ₄ mg/l	O ₂ -gel. mg/l	Abs.K. m ⁻¹	Abs.St. ml/l	CSB mg O ₂ /l	DOC mg/l	KW mg/l	Ph-Index µg/l	CaLS mg/l
13.3.	13:00	o 1	—	6,1	8,2	270	4,0	4,8	n.n.	9,2	12,8	0,1	—	—	1,9	< 0,1	< 20	< 2,0
13.3.	18:00	o 1	—	6,0	8,1	269	5,0	4,9	n.n.	9,6	11,9	0,3	—	3	1,6	—	< 20	n.n.
14.3.	00:00	o 1	28,9	5,5	8,6	259	4,0	5,3	n.n.	9,5	11,9	0,6	—	6	2,4	< 0,1	< 20	< 2,0
14.3.	07:00	o 1	28,9	5,5	8,3	265	4,2	5,2	n.n.	9,2	12,1	0,1	—	< 2	1,6	—	< 20	3,3
14.3.	12:00	o 1	28,9	5,0	8,1	264	3,7	5,0	n.n.	9,3	12,4	< 0,1	—	< 2	1,6	< 0,1	—	n.n.
13.3.	14:00	u 2	—	10,1	7,9	468	7,3	4,9	n.n.	86,4	10,7	0,6	—	12	12,3	< 0,1	< 20	5,9
13.3.	18:30	u 2	—	9,5	7,7	500	7,4	5,1	n.n.	95,0	10,1	1,0	—	23	13,4	—	< 20	4,6
14.3.	00:30	u 2	28,9	6,8	7,7	427	14,3	5,2	n.n.	53,4	10,9	1,4	—	25	8,2	< 0,1	—	3,9
14.3.	08:00	u 2	28,9	6,2	7,9	398	5,2	5,1	n.n.	52,4	11,3	0,8	—	13	7,3	—	< 20	3,0
14.3.	12:30	u 2	28,9	6,3	7,7	393	6,6	5,0	n.n.	49,3	11,6	0,7	—	22	6,3	< 0,1	—	3,0
13.3.	15:00	u 6	—	9,6	7,7	487	6,9	4,9	n.n.	89,1	8,8	0,7	—	18	10,1	< 0,1	—	6,0
14.3.	13:00	u 6	28,9	6,5	7,7	390	5,4	5,0	n.n.	49,6	11,0	0,8	—	15	5,1	—	—	3,3
13.3.	13:00	E 1	—	32,6	7,8	3.400	133,0	< 1	n.n.	1.036	3,2	37,1	—	402	110	0,19	< 20	400
13.3.	13:20	E 2	—	27,5	2,8	6.300	43,9	31,6	n.n.	2.888	< 0,1	1,8	—	921	323	0,30	< 20	3,8
11.6.	00:00	o 1	7,8	—	8,3	320	—	—	—	—	9,9	1,1	< 0,1	3	2,3	—	< 20	n.n.
11.6.	09:00	o 1	7,8	14,5	8,5	290	—	—	—	—	10,5	1,3	< 0,1	3	2,0	—	< 20	n.n.
11.6.	01:00	u 2	7,8	18,0	7,3	635	—	—	—	—	7,3	—	—	42	14,9	—	< 20	6,1
11.6.	10:00	u 2	7,8	18,5	7,4	635	—	—	—	—	7,6	—	< 0,1	44	14,6	—	< 20	6,1
26.7.	16:00	o 1,5	9,6	20,1	8,3	260	—	—	—	—	8,6	—	—	—	—	—	—	—
26.7.	11:00	u 1,5	9,6	22,7	7,1	588	—	—	—	—	4,5	—	—	—	—	—	—	—
26.7.	13:00	u 12	9,6	18,5	7,6	493	—	—	—	—	7,3	—	—	—	—	—	—	—
26.7.	09:00	u 18	9,6	18,5	7,9	505	—	—	—	—	8,5	—	—	—	—	—	—	—

ENT.: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb

E: Emissionsprobe

Cl: Chlorid

NO₃: NitratSO₃: SulfidSO₄: SulfatO₂-gel.: Sauerstoff gelöst

Abs.K.: Absorptionskoeffizient

Abs.St.: absetzbare Stoffe

CSB: Chemischer Sauerstoffbedarf

DOC: gelöster organischer Kohlenstoffgehalt

KW: Summe der Kohlenwasserstoffe

Ph-Index: Phenolindex

CaLS: Calciumligninsulfonsäuren

LENZING AG / Lenzing (Ager)
TEIL 2

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	PAH µg/l	AOX µg/l	CCl₄ µg/l	C₂Cl₄ µg/l	CHCl₃ µg/l	C₂HCl₃ µg/l	C₂H₃Cl₃ µg/l	DCA µg/l	TCA µg/l
13.3.	13:00	o 1	—	n.n.	< 2	< 0.1	0.1	0.2	n.n.	< 0.1	—	—
13.3.	18:00	o 1	—	—	< 2	< 0.1	0.1	0.2	n.n.	n.n.	—	—
14.3.	00:00	o 1	28,9	—	< 2	< 0.1	0.1	0.2	n.n.	n.n.	—	—
14.3.	07:00	o 1	28,9	—	< 2	—	—	—	—	—	—	—
14.3.	12:00	o 1	28,9	n.n.	< 2	< 0.1	< 0.1	n.n.	n.n.	n.n.	—	—
13.3.	14:00	u 2	—	n.n.	16	< 0.1	0.2	0.6	n.n.	< 0.1	n.n.	n.n.
13.3.	18:30	u 2	—	—	17	0.2	0.1	0.7	n.n.	n.n.	—	—
14.3.	00:30	u 2	28,9	n.n.	—	< 0.1	0.1	0.4	0.1	n.n.	—	—
14.3.	08:00	u 2	28,9	—	15	n.n.	0.1	0.6	n.n.	n.n.	—	—
14.3.	12:30	u 2	28,9	—	17	< 0.1	< 0.1	0.5	n.n.	n.n.	—	—
13.3.	15:00	u 6	—	n.n.	14	< 0.1	n.n.	0.6	0.1	< 0.1	—	—
14.3.	13:00	u 6	28,9	n.n.	16	< 0.1	< 0.1	0.5	< 0.1	n.n.	—	—
13.3.	13:00	E 1	—	n.n.	500	< 0.1	0.1	14,5	n.n.	n.n.	—	—
13.3.	13:20	E 2	—	n.n.	180	< 0.1	< 0.1	6,2	n.n.	n.n.	—	—
11.6.	00:00	o 1	7,8	—	< 2	—	—	—	—	—	—	—
11.6.	09:00	o 1	7,8	—	< 2	—	—	—	—	—	—	—
11.6.	01:00	u 2	7,8	—	37	—	—	—	—	—	—	—
11.6.	10:00	u 2	7,8	—	35	—	—	—	—	—	—	—
26.7.	16:00	o 1,5	9,6	—	< 2	—	—	—	—	—	—	—
26.7.	11:00	u 1,5	9,6	—	280	—	—	—	—	—	—	—
26.7.	13:00	u 12	9,6	—	100	—	—	—	—	—	—	—
26.7.	09:00	u 18	9,6	—	90	—	—	—	—	—	—	—

ENT.: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb

E: Emissionsprobe

PAH: polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
AOX: adsorbierbares organisch gebundenes Halogen
CCl₄: Tetrachlormethan (Tetrachlorkohlenstoff)
C₂Cl₄: Tetrachlorethen

CHCl₃: Trichlormethan (Chloroform)
C₂HCl₃: Trichlorethen
C₂H₃Cl₃: 1,1,1-Trichlorethan

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	2-Chlorphenol µg/l	3-Chlorphenol µg/l	4-Chlorphenol µg/l	2,4-Dichlorphenol µg/l	2,4,6-Trichlorphenol µg/l	Pentachlorphenol µg/l
13.3.	13:00	o 1	—	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
13.3.	18:00	o 1	—	—	—	—	—	—	—
14.3.	00:00	o 1	28,9	—	—	—	—	—	—
14.3.	07:00	o 1	28,9	—	—	—	—	—	—
14.3.	12:00	o 1	28,9	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
13.3.	14:00	u 2	—	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
13.3.	18:30	u 2	—	—	—	—	—	—	—
14.3.	00:30	u 2	28,9	—	—	—	—	—	—
14.3.	08:00	u 2	28,9	—	—	—	—	—	—
14.3.	12:30	u 2	28,9	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
13.3.	15:00	u 6	—	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
14.3.	13:00	u 6	28,9	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
13.3.	13:00	E 1	—	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
13.3.	13:20	E 2	—	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
11.6.	00:00	o 1	7,8	—	—	—	—	—	—
11.6.	09:00	o 1	7,8	—	—	—	—	—	—
11.6.	01:00	u 2	7,8	—	—	—	—	—	—
11.6.	10:00	u 2	7,8	—	—	—	—	—	—
26.7.	16:00	o 1,5	9,6	—	—	—	—	—	—
26.7.	11:00	u 1,5	9,6	—	—	—	—	—	—
26.7.	13:00	u 12	9,6	—	—	—	—	—	—
26.7.	09:00	u 18	9,6	—	—	—	—	—	—

ENT: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb

E 1: Emissionsprobe am Ablauf der biolog. Kläranlage (Papier- und Zellstofferzeugung)

E 2: Abfluß des Klärteiches (Viskoseerzeugung)

LENZING AG / Lenzing (Ager)
TEIL 4

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m ³ /sec	1,2-Dichlor- benzol µg/l	1,3-Dichlor- benzol µg/l	1,4-Dichlor- benzol µg/l	1,2,3-Trichlor- benzol µg/l	1,2,4-Trichlor- benzol µg/l	1,3,5-Trichlor- benzol µg/l	1,2,3,5- und 1,2,4,5- Tetrachlorbenzol (*) µg/l
26.7.	16:00	o 1,5	9,6	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
26.7.	13:00	u 1,5	9,6	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
26.7.	11:00	u 12	9,6	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
26.7.	09:00	u 18	9,6	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m ³ /sec	1,2,3,4-Tetra- chlorbenzol µg/l	Pentachlor- benzol µg/l	Hexachlor- benzol µg/l	PCB 28 µg/l	PCB 52 µg/l	PCB 101 µg/l	PCB 138 µg/l	PCB 153 µg/l	PCB 180 µg/l
26.7.	16:00	o 1,5	9,6	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
26.7.	13:00	u 1,5	9,6	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
26.7.	11:00	u 12	9,6	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
26.7.	09:00	u 18	9,6	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

(*) 1,2,3,5-Tetrachlorbenzol und 1,2,4,5-Tetrachlorbenzol wurden in Summe ermittelt.

ENT.: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb;

PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180: Polychlorierte Biphenyle (6 Ballschmitter-Standards)

PAPIERFABRIK LAAKIRCHEN AG / Laakirchen (Traun)
 STEYERMÜHL PAPIERFABRIKS- UND VERLAGS AG / Steyrermühl (Traun)
 TEIL 1

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	TEMP. °C	pH	LEITF. µS/cm	Cl mg/l	NO ₃ mg/l	SO ₃ mg/l	SO ₄ mg/l	O ₂ -gel. mg/l	Abs.K. m ⁻¹	Abs.St. ml/l	CSB mg O ₂ /l	DOC mg/l	KW mg/l	Ph-Index µg/l	CaLS mg/l
10.4.	11:05	o La 1,2	71	7,5	8,5	402	58,8	4,6	n.n.	13,5	13,1	—	—	7	1,0	< 0,1	< 20	< 2,0
10.4.	12:10	u La 1,5	71	7,5	8,4	525	59,5	4,6	n.n.	13,3	12,5	0,3	—	< 2	1,8	< 0,1	< 20	< 2,0
10.4.	18:00	u La 1,5	71	9,0	8,5	498	60,0	4,6	n.n.	13,5	12,3	0,5	—	11	1,2	< 0,1	< 20	< 2,0
10.4.	23:30	u La 1,5	71	7,8	8,4	495	60,8	4,6	n.n.	13,6	12,8	—	—	12	1,1	< 0,1	< 20	< 2,0
11.4.	06:00	u La 1,5	71	8,0	8,3	491	60,0	4,6	n.n.	13,9	12,1	—	—	17	1,0	< 0,1	< 20	< 2,0
11.4.	11:30	u La 1,5	71	8,0	8,6	503	—	—	—	—	12,3	—	—	23	1,0	—	—	< 2,0
10.4.	13:45	u St AWF	71	9,6	8,5	507	61,1	4,6	n.n.	15,8	12,6	—	—	17	2,5	< 0,1	< 20	2,0
10.4.	12:55	u St 2,5	71	8,0	8,6	503	60,5	4,6	n.n.	14,5	12,8	0,4	—	14	1,7	< 0,1	< 20	< 2,0
10.4.	18:30	u St 2,5	71	8,9	8,5	492	60,8	4,7	n.n.	14,8	12,4	0,3	—	16	1,6	< 0,1	< 20	2,4
10.4.	24:00	u St 2,5	71	7,7	8,3	504	60,9	4,7	n.n.	14,5	12,6	—	—	9	1,4	< 0,1	< 20	3,3
11.4.	06:30	u St 2,5	71	7,5	8,2	504	61,2	4,6	n.n.	14,5	11,9	0,2	—	11	1,3	< 0,1	< 20	< 2,0
11.4.	12:00	u St 2,5	71	8,4	8,4	502	—	—	—	—	12,5	—	—	14	2,5	—	< 20	2,2
11.6.	03:00	o La 1,2	54	11,4	8,4	413	—	—	—	—	10,3	0,3	—	< 2	1,6	—	< 20	< 2,0
11.6.	12:00	o La 1,2	54	12,4	8,3	398	—	—	—	—	11,1	0,3	< 0,1	9	1,8	—	< 20	< 2,0
11.6.	04:00	u La 1,5	54	11,3	8,3	414	—	—	—	—	10,4	0,9	< 0,1	4	2,1	—	< 20	< 2,0
11.6.	13:00	u La 1,5	54	13,1	8,5	414	—	—	—	—	10,8	0,3	< 0,1	3	1,5	—	< 20	< 2,0
11.6.	05:00	u St 2,5	54	11,6	8,3	423	—	—	—	—	10,3	1,3	< 0,1	< 2	2,1	—	< 20	6,2
11.6.	14:00	u St 2,5	54	13,0	8,5	421	—	—	—	—	11,0	—	—	< 2	2,0	—	< 20	< 2,0

ENT.: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb

La: Laakirchen AG

St: Steyrermühl AG

AWF: Abwasserfahne

Cl: Chlorid

NO₃: Nitrat

SO₃: Sulfat

SO₄: Sulfat

O₂-gel.: Sauerstoff gelöst

Abs.K.: Absorptionskoeffizient

Abs.St.: absetzbare Stoffe

CSB: Chemischer Sauerstoffbedarf

DOC: gelöster organischer Kohlenstoffgehalt

KW: Summe der Kohlenwasserstoffe

Ph-Index: Phenolindex

CaLS: Calciumligninsulfonsäuren

PAPIERFABRIK LAAKIRCHEN AG / Laakirchen (Traun)
 STEYRERMÜHL PAPIERFABRIKS- UND VERLAGS AG / Steyrermühl (Traun)
 TEIL 2

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m ³ /sec	PAH µg/l	AOX µg/l	CCl ₄ µg/l	C ₂ Cl ₄ µg/l	CHCl ₃ µg/l	C ₂ HCl ₃ µg/l	C ₂ H ₃ Cl ₃ µg/l
10.4.	11:05	o La 1,2	71	n.n.	< 2	0.5	< 0,1	0.5	n.n.	< 0,1
10.4.	12:10	u La 1,5	71	—	3	1.3	< 0,1	0.4	0.1	< 0,1
10.4.	18:00	u La 1,5	71	n.n.	< 2	0.6	0,1	0.3	n.n.	< 0,1
10.4.	23:30	u La 1,5	71	—	< 2	0.8	0,1	0.3	n.n.	< 0,1
11.4.	06:00	u La 1,5	71	n.n.	< 2	0.7	0,3	0.3	< 0,1	< 0,1
11.4.	11:30	u La 1,5	71	—	< 2	1.8	0.2	0.2	0.2	< 0,1
10.4.	13:45	u St AWF	71	n.n.	< 2	0.6	< 0,1	0.3	n.n.	< 0,1
10.4.	12:55	u St 2,5	71	—	< 2	0.7	< 0,1	0.7	0.3	0,1
10.4.	18:30	u St 2,5	71	n.n.	< 2	0.4	< 0,1	0.3	0.2	< 0,1
10.4.	24:00	u St 2,5	71	—	< 2	0.9	0,1	0.1	> 0,1	< 0,1
11.4.	06:30	u St 2,5	71	n.n.	< 2	1.0	0,1	0.2	> 0,1	< 0,1
11.4.	12:00	u St 2,5	71	—	2	0.8	0,1	0.2	0.1	< 0,1
11.6.	03:00	o La 1,2	54	—	< 2	—	—	—	—	—
11.6.	12:00	o La 1,2	54	—	< 2	—	—	—	—	—
11.6.	04:00	u La 1,5	54	—	< 2	—	—	—	—	—
11.6.	13:00	u La 1,5	54	—	< 2	—	—	—	—	—
11.6.	05:00	u St 2,5	54	—	< 2	—	—	—	—	—
11.6.	14:00	u St 2,5	54	—	< 2	—	—	—	—	—

ENT: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb

La: Laakirchen AG

St: Steyrermühl AG

AWF: Abwasserfahne

PAH: polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe

AOX: adsorbierbares organisch gebundenes Halogen

CCl₄: Tetrachlormethan (Tetrachlorkohlenstoff)

C₂Cl₄: Tetrachlorethen

CHCl₃: Trichlormethan (Chloroform)

C₂HCl₃: Trichlorethen

C₂H₃Cl₃: 1.1.1-Trichlorethan

PAPIERFABRIK LAAKIRCHEN AG / Laakirchen (Traun)
 STEYRERMÜHL PAPIERFABRIKS- UND VERLAGS AG / Steyrermühl (Traun)
 TEIL 3

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	2-Chlorphenol µg/l	3-Chlorphenol µg/l	4-Chlorphenol µg/l	2,4-Dichlorphenol µg/l	2,4,6-Trichlorphenol µg/l	Pentachlorphenol µg/l
10.4.	11:05	o La 1,2	71	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
10.4.	12:10	u La 1,5	71	—	—	—	—	—	—
10.4.	18:00	u La 1,5	71	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
10.4.	23:30	u La 1,5	71	—	—	—	—	—	—
11.4.	06:00	u La 1,5	71	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
11.4.	11:30	u La 1,5	71	—	—	—	—	—	—
10.4.	13:45	u St AWF	71	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
10.4.	12:55	u St 2,5	71	—	—	—	—	—	—
10.4.	18:30	u St 2,5	71	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
10.4.	24:00	u St 2,5	71	—	—	—	—	—	—
11.4.	06:30	u St 2,5	71	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
11.4.	12:00	u St 2,5	71	—	—	—	—	—	—
11.6.	03:00	o La 1,2	54	—	—	—	—	—	—
11.6.	12:00	o La 1,2	54	—	—	—	—	—	—
11.6.	04:00	u La 1,5	54	—	—	—	—	—	—
11.6.	13:00	u La 1,5	54	—	—	—	—	—	—
11.6.	05:00	u St 2,5	54	—	—	—	—	—	—
11.6.	14:00	u St 2,5	54	—	—	—	—	—	—

ENT: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb
 La: Laakirchen AG
 St: Steyrermühl AG
 AWF: Abwasserfahne

PAPIERFABRIK LAAKIRCHEN AG / Laakirchen (Traun)
STEYRERMÜHL PAPIERFABRIKS- UND VERLAGS AG / Steyrermühl (Traun)
TEIL 4

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	1,2-Dichlor- benzol µg/l	1,3-Dichlor- benzol µg/l	1,4-Dichlor- benzol µg/l	1,2,3-Trichlor- benzol µg/l	1,2,4-Trichlor- benzol µg/l	1,3,5-Trichlor- benzol µg/l	1,2,3,5- und 1,2,4,5- Tetrachlorbenzol (*) µg/l
11.6. 11.6.	03:00 12:00	o La 1,2 o La 1,2	54 54	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	0,018 < 0,010	n.n. n.n.
11.6. 11.6.	04:00 13:00	u La 1,5 u La 1,5	54 54	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	0,017 < 0,010	n.n. n.n.
11.6. 11.6.	05:00 14:00	u St 2,5 u St 2,5	54 54	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	1,2,3,4-Tetra- chlorbenzol µg/l	Pentachlor- benzol µg/l	Hexachlor- benzol µg/l	PCB 28 µg/l	PCB 52 µg/l	PCB 101 µg/l	PCB 138 µg/l	PCB 153 µg/l	PCB 180 µg/l
11.6. 11.6.	03:00 12:00	o La 1,2 o La 1,2	54 54	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.
11.6. 11.6.	04:00 13:00	u La 1,5 u La 1,5	54 54	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.
11.6. 11.6.	05:00 14:00	u St 2,5 u St 2,5	54 54	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.	n.n. n.n.

(*) 1,2,3,5-Tetrachlorbenzol und 1,2,4,5-Tetrachlorbenzol wurden in Summe ermittelt.

ENT: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb;
 La: Laakirchen AG
 St: Steyrermühl AG

PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180: Polychlorierte Biphenyle (6 Ballschmitter-Standards)

ZELLULOSE ST. MAGDALEN GmbH / Villach (Drau)
TEIL 1

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	TEMP. °C	pH	LEITF. µS/cm	Cl mg/l	NO ₃ mg/l	SO ₃ mg/l	SO ₄ mg/l	O ₂ -gel. mg/l	Abs.K. m ⁻¹	CSB mg O ₂ /l	DOC mg/l	KW mg/l	Ph-Index µg/l	CaLS mg/l
13.2.	15:00	o 4	60	4,1	8,2	190	1,8	3,1	n.n.	22,3	13,3	< 0,1	< 2	1,0	0,11	< 20	2,7
13.2.	21:30	o 4	60	2,6	8,2	486	2,1	3,3	n.n.	26,3	12,6	< 0,1	4	1,0	< 0,1	< 20	< 2,0
14.2.	04:30	o 4	65	2,4	7,1	216	4,9	3,2	< 1,0	26,4	13,8	< 0,1	10	0,8	< 0,1	< 20	n.n.
14.2.	12:00	o 4	65	3,3	8,1	225	4,8	3,3	n.n.	27,0	13,5	< 0,1	5	1,3	< 0,1	< 20	n.n.
13.2.	17:30	AK o 0,1	60	6,0	7,0	700	43,1	3,7	n.n.	56,1	—	15,8	290	53,6	1,35	< 20	32,5
14.2.	05:30	AK o 0,1	65	2,7	7,8	460	34,9	4,5	n.n.	37,3	—	6,5	23	10,5	0,17	< 20	2,1
13.2.	16:30	AWF 1	60	3,8	5,0	310	27,1	3,9	n.n.	31,7	—	2,7	100	29,5	0,17	< 20	35,5
14.2.	06:00	AWF 1	65	3,0	7,3	314	24,8	3,8	n.n.	35,0	—	1,6	35	16,5	0,20	27	35,5
14.2.	07:30	AWF 2	65	4,8	7,4	239	7,9	3,7	n.n.	26,0	12,4	< 0,1	10	1,6	< 0,1	< 20	n.n.
13.2.	15:00	GAIL	—	5,1	8,2	382	2,9	3,7	n.n.	49,5	12,5	0,4	—	1,0	< 0,1	< 20	2,3
14.2.	07:00	GAIL	—	1,7	7,7	376	3,1	3,7	n.n.	43,7	13,2	< 0,1	16	0,9	< 0,1	< 20	n.n.
13.2.	11:30	u 16	60	4,3	8,2	280	2,9	3,6	n.n.	35,7	12,4	0,8	—	1,0	—	< 20	n.n.
13.2.	20:30	u 16	60	3,5	8,0	286	3,0	3,6	n.n.	37,1	12,5	< 0,1	8	1,3	< 0,1	< 20	4,1
14.2.	04:00	u 16	65	4,1	7,0	286	2,9	3,6	n.n.	36,7	13,0	< 0,1	11	1,3	< 0,1	< 20	2,5
14.2.	14:00	u 16	65	4,5	7,6	285	2,6	3,5	n.n.	37,0	12,3	0,7	9	1,8	—	< 20	2,6

ENT: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb
AK o: Abwasserfahne einer kommunalen Kläranlage
AWF 1: Abwasserfahne des Werkes (Einleitung am Flußgrund)
AWF 2: Abwasserfahne des Werkes (Oberflächeneinleitung)

Cl: Chlorid
NO₃: Nitrat
SO₃: Sulfit
SO₄: Sulfat
O₂-gel.: Sauerstoff gelöst
Abs.K.: Absorptionskoeffizient
CSB: Chemischer Sauerstoffbedarf
DOC: gelöster organischer Kohlenstoffgehalt
KW: Summe der Kohlenwasserstoffe
Ph-Index: Phenolindex
CaLS: Calciumligninsulfonsäuren

ZELLULOSE ST. MAGDALEN GmbH / Villach (Drau)

TEIL 2

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	BENZOL µg/l	TOLUOL µg/l	XYLOLE µg/l	PAH µg/l	AOX µg/l	CCl ₄ µg/l	C ₂ Cl ₄ µg/l	CHCl ₃ µg/l	C ₂ HCl ₃ µg/l	C ₂ H ₃ Cl ₃ µg/l	DCA µg/l	TCA µg/l
13.2.	15:00	o 4	60	< 10	< 20	n.n.	n.n.	3	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	< 0,1	--	--
13.2.	21:30	o 4	60	--	--	--	--	< 2	< 0,1	< 0,1	n.n.	n.n.	< 0,1	--	--
14.2.	04:30	o 4	65	--	--	--	--	2	< 0,1	< 0,1	0,3	0,2	0,1	--	--
14.2.	12:00	o 4	65	--	--	--	n.n.	2	< 0,1	--	0,2	0,3	0,3	--	--
13.2.	17:30	AK o 0,1	60	--	--	--	n.n.	25	< 0,1	1,0	n.n.	0,3	0,8	--	--
14.2.	05:30	AK o 0,1	65	--	--	--	n.n.	9	< 0,1	< 0,1	107,9	0,6	< 0,1	--	--
13.2.	16:30	AWF 1	60	< 10	< 20	n.n.	n.n.	6.700	< 0,1	< 0,1	15,2	n.n.	< 0,1	--	--
14.2.	06:00	AWF 1	65	--	--	--	n.n.	3.500	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	--	--
14.2.	07:30	AWF 2	65	--	--	--	--	17	< 0,1	< 0,1	0,7	< 0,1	< 0,1	--	--
13.2.	15:00	GAIL	--	< 10	< 20	n.n.	n.n.	3	< 0,1	< 0,1	0,1	n.n.	n.n.	--	--
14.2.	07:00	GAIL	--	--	--	--	n.n.	< 2	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	< 0,1	--	--
13.2.	11:30	u 16	60	< 10	< 20	n.n.	n.n.	11	< 0,1	< 0,1	1,2	n.n.	< 0,1	< 5	< 5
13.2.	20:30	u 16	60	--	--	--	--	6	< 0,1	< 0,1	0,9	< 0,1	0,1	--	--
14.2.	04:00	u 16	65	--	--	--	--	5	< 0,1	< 0,1	0,4	n.n.	< 0,1	--	--
14.2.	14:00	u 16	65	--	--	--	n.n.	130	n.n.	< 0,1	0,3	n.n.	0,2	< 5	11

ENT: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb
 AK o: Abwasserfahne einer kommunalen Kläranlage
 AWF 1: Abwasserfahne des Werkes (Einleitung am Flußgrund)
 AWF 2: Abwasserfahne des Werkes (Oberflächeneinleitung)

PAH: polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
 AOX: adsorbierbares organisch gebundenes Halogen
 CCl₄: Tetrachlormethan (Tetrachlorkohlenstoff)
 C₂Cl₄: Tetrachlorethen

CHCl₃: Trichlormethan (Chloroform)
 C₂HCl₃: Trichlorethen
 C₂H₃Cl₃: 1,1,1-Trichlorethan

DCA: Dichloressigsäure
 TCA: Trichloressigsäure

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	2-Chlorphenol µg/l	3-Chlorphenol µg/l	4-Chlorphenol µg/l	2,4-Dichlorphenol µg/l	2,4,6-Trichlorphenol µg/l	Pentachlorphenol µg/l
13.2	15:00	o 4	60	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
13.2	21:30	o 4	60	—	—	—	—	—	—
14.2	04:30	o 4	65	—	—	—	—	—	—
14.2	12:00	o 4	65	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
13.2	17:30	AK o 0,1	60	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
14.2	05:30	AK o 0,1	65	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 10
13.2	16:30	AWF 1	60	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 10
14.2	06:00	AWF 1	65	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
14.2	07:30	AWF 2	65	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
13.2	15:00	GAIL	—	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
14.2	07:00	GAIL	—	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
13.2	11:30	u 16	60	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
13.2	20:30	u 16	60	—	—	—	—	—	—
14.2	04:00	u 16	65	—	—	—	—	—	—
14.2	14:00	u 16	65	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

ENT.: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb

AK o: Abwasserfahne einer kommunalen Kläranlage

AWF 1: Abwasserfahne des Werkes (Einleitung am Flußgrund)

AWF 2: Abwasserfahne des Werkes (Oberflächeneinleitung)

ZELLSTOFF OBIR GmbH / Rechberg (Vellach)

TEIL 1

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	TEMP. °C	pH	LEITE. µS/cm	Cl mg/l	NO ₃ mg/l	SO ₃ mg/l	SO ₄ mg/l	O ₂ -gel. mg/l	Abs.K. m ⁻¹	CSB mg O ₂ /l	DOC mg/l	KW mg/l	Ph-Index µg/l	CaLS mg/l
23.1.	17:30	o 4	0.4	4.0	8.1	322	2.2	2.8	n.n.	26	13.3	0.3	n.n.	1.0	< 0.1	< 20	—
24.1.	11:00	o 4	0.4	4.7	8.4	325	2.3	2.9	n.n.	27	13.8	0.6	8	1.5	< 0.1	< 20	< 2.0
23.1.	14:00	u 13	0.4	4.6	7.3	562	13.3	2.4	n.n.	55	< 0.1	8.8	273	197	< 0.1	20	515
23.1.	15:00	u 13	0.4	4.9	7.4	525	13.1	2.1	—	44	—	6.5	560	208	0.14	—	—
23.1.	16:00	u 13	0.4	4.2	6.3	651	12.9	< 1	n.n.	136	—	7.4	454	126	—	—	—
23.1.	17:00	u 13	0.4	3.9	6.4	626	15.0	< 1	n.n.	96	—	6.3	465	153	0.12	—	—
23.1.	18:00	u 13	0.4	4.0	7.3	615	19.0	< 1	n.n.	73	—	13.4	2.240	737	0.2	—	—
23.1.	19:00	u 13	0.4	4.0	7.7	521	14.3	2.5	n.n.	41	—	7.4	473	213	< 0.1	—	—
23.1.	20:00	u 13	0.4	4.5	7.8	498	13.5	2.1	n.n.	42	6.9	7.0	297	88	0.17	< 20	140
23.1.	21:00	u 13	0.4	3.8	7.9	494	22.3	2.3	8.0	55	—	7.5	314	111	0.15	—	—
23.1.	22:00	u 13	0.4	4.0	8.0	517	14.3	2.3	n.n.	49	—	8.1	472	250	0.24	—	—
23.1.	23:00	u 13	0.4	4.3	7.9	563	20.9	1.9	1.5	44	—	9.5	472	480	—	—	—
23.1.	24:00	u 13	0.4	4.3	8.0	522	16.7	< 1	3.5	43	—	6.6	469	200	0.12	—	—
24.1.	01:00	u 13	0.4	4.3	8.0	484	14.9	2.0	n.n.	42	—	6.3	306	104	0.22	—	—
24.1.	02:00	u 13	0.4	4.6	7.9	493	17.6	< 1	n.n.	44	4.2	5.6	440	160	—	< 20	185
24.1.	03:00	u 13	0.4	4.4	7.4	595	16.2	< 1	n.n.	42	—	10.1	472	680	0.1	—	—
24.1.	04:00	u 13	0.4	4.5	7.7	525	15.9	2.3	n.n.	50	—	8.2	465	241	—	—	—
24.1.	05:00	u 13	0.4	4.5	7.8	494	17.7	1.9	n.n.	43	—	6.1	349	129	0.15	—	—
24.1.	06:00	u 13	0.4	4.2	7.9	475	17.6	< 1	4.3	36	—	5.6	254	93	< 0.1	—	—
24.1.	07:00	u 13	0.4	4.3	7.6	529	21.1	2.2	n.n.	48	—	7.9	472	273	0.1	—	—
24.1.	08:00	u 13	0.4	4.7	7.5	574	21.2	2.1	n.n.	61	0.3	9.9	473	496	—	< 20	495
24.1.	09:00	u 13	0.4	4.7	7.7	531	21.2	2.0	—	47	—	8.1	473	200	0.13	—	—
24.1.	10:00	u 13	0.4	5.2	7.8	519	21.6	1.9	n.n.	40	—	6.2	359	132	—	—	—
24.1.	11:00	u 13	0.4	5.2	7.8	525	22.8	< 1	4.4	49	—	6.4	467	181	0.13	—	—
24.1.	12:00	u 13	0.4	6.0	7.2	610	21.9	< 1	n.n.	70	—	10.3	471	526	—	—	—
24.1.	13:00	u 13	0.4	6.3	7.6	546	20.3	1.9	—	56	—	7.4	472	222	—	—	—
24.1.	14:00	u 13	0.4	6.6	7.4	519	18.4	< 1	n.n.	45	4.5	6.7	465	168	—	< 20	200
24.1.	15:00	u 13	0.4	6.2	7.4	492	17.0	1.9	—	42	—	6.1	324	112	0.15	—	—
23.1.	16:00	E	—	5.4	6.6	464	28.1	< 1	n.n.	41	3.4	5.8	329	126	0.25	< 20	—
4.6.	00:15	o 4	—	10.0	—	277	—	—	—	—	11.2	< 0.1	< 2	1.5	—	< 20	< 2.0
4.6.	13:00	o 4	—	14.3	8.5	278	—	—	—	—	—	< 0.1	< 2	1.7	—	< 20	< 2.0
4.6.	01:45	u 13	—	10.9	7.4	402	—	—	—	—	4.1	3.4	292	112	—	< 20	143
4.6.	11:30	u 13	—	14.2	7.7	386	—	—	—	—	—	4.0	157	61.5	—	< 20	77

ENT.: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb; E: Emissionsprobe

Cl: Chlorid; NO₃: Nitrat; SO₃: Sulfid; SO₄: Sulfat; O₂-gel.: Sauerstoff gelöst; Abs.K.: Absorptionskoeffizient; CSB: Chemischer Sauerstoffbedarf;

DOC: gelöster organischer Kohlenstoffgehalt; KW: Summe der Kohlenwasserstoffe; Ph-Index: Phenolindex; CaLS: Calciumligninsulfonsäuren;

Umweltbundesamt: Belastung von Fließgewässern durch die Zellstoff- und Papierindustrie / Einzelergebnisse der Analytik

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m ³ /sec	BENZOL µg/l	TOLUOL µg/l	XYLOLE µg/l	PAH µg/l	AOX µg/l	CCl ₄ µg/l	C ₂ Cl ₄ µg/l	CHCl ₃ µg/l	C ₂ HCl ₃ µg/l	C ₂ H ₃ Cl ₃ µg/l
23.1.	17:30	o 4	0,4	< 10	< 20	< 20	n.n.	< 2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1
24.1.	11:00	o 4	0,4	< 10	< 20	n.n.	n.n.	< 2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
23.1.	14:00	u 13	0,4	< 10	< 20	< 20	< 0,2	940	< 0,1	< 0,1	4,8	< 0,1	0,1
23.1.	15:00	u 13	0,4	—	—	—	—	730	—	—	—	—	—
23.1.	16:00	u 13	0,4	—	—	—	—	910	—	—	—	—	—
23.1.	17:00	u 13	0,4	—	—	—	—	980	—	—	—	—	—
23.1.	18:00	u 13	0,4	—	—	—	—	760	—	—	—	—	—
23.1.	19:00	u 13	0,4	—	—	—	—	820	—	—	—	—	—
23.1.	20:00	u 13	0,4	—	—	—	< 0,2	1.100	< 0,1	< 0,1	11,2	< 0,1	0,1
23.1.	21:00	u 13	0,4	—	—	—	—	1.100	—	—	—	—	—
23.1.	22:00	u 13	0,4	—	—	—	—	870	—	—	—	—	—
23.1.	23:00	u 13	0,4	—	—	—	—	920	—	—	—	—	—
23.1.	24:00	u 13	0,4	—	—	—	—	1.000	—	—	—	—	—
24.1.	01:00	u 13	0,4	—	—	—	—	990	—	—	—	—	—
24.1.	02:00	u 13	0,4	< 10	< 20	< 20	n.n.	890	< 0,1	< 0,1	7,1	< 0,1	0,1
24.1.	03:00	u 13	0,4	—	—	—	—	820	—	—	—	—	—
24.1.	04:00	u 13	0,4	—	—	—	—	930	—	—	—	—	—
24.1.	05:00	u 13	0,4	—	—	—	—	1.000	—	—	—	—	—
24.1.	06:00	u 13	0,4	—	—	—	—	1.000	—	—	—	—	—
24.1.	07:00	u 13	0,4	—	—	—	—	1.200	—	—	—	—	—
24.1.	08:00	u 13	0,4	> 10	< 20	< 20	< 0,2	1.200	< 0,1	< 0,1	20,0	< 0,1	> 0,1
24.1.	09:00	u 13	0,4	—	—	—	—	1.300	—	—	—	—	—
24.1.	10:00	u 13	0,4	—	—	—	—	1.200	—	—	—	—	—
24.1.	11:00	u 13	0,4	—	—	—	—	830	—	—	—	—	—
24.1.	12:00	u 13	0,4	—	—	—	—	660	—	—	—	—	—
24.1.	13:00	u 13	0,4	—	—	—	—	830	—	—	—	—	—
24.1.	14:00	u 13	0,4	> 10	< 20	< 20	< 0,2	900	< 0,1	< 0,1	6,4	< 0,1	< 0,1
24.1.	15:00	u 13	0,4	—	—	—	—	1.000	—	—	—	—	—
23.1.	16:00	E	—	< 10	< 20	< 20	n.n.	2.300	< 0,1	< 0,1	43,6	< 0,1	0,1
4.6.	00:15	o 4	—	—	—	—	—	< 2	n.n.	0,1	n.n.	n.n.	n.n.
4.6.	13:15	o 4	—	—	—	—	—	< 2	< 0,1	0,3	5,3	0,1	1,1
4.6.	01:45	u 13	—	—	—	—	—	230	n.n.	0,1	4,8	n.n.	< 0,1
4.6.	11:30	u 13	—	—	—	—	—	320	n.n.	n.n.	4,4	n.n.	n.n.

ENT: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb; E: Emissionsprobe

PAH: polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe; AOX: adsorbierbares organisch gebundenes Halogen; CCl₄: Tetrachlormethan (Tetrachlorkohlenstoff);C₂Cl₄: Tetrachlorethen; CHCl₃: Trichlormethan (Chloroform); C₂HCl₃: Trichlorethen; C₂H₃Cl₃: 1.1.1-Trichlorethan

Umweltbundesamt: Belastung von Fließgewässern durch die Zellstoff- und Papierindustrie / Einzelergebnisse der Analytik

ZELLSTOFF OBIR GmbH / Rechberg (Vellach)
TEIL 3

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	2-Chlorphenol µg/l	3-Chlorphenol µg/l	4-Chlorphenol µg/l	2,4-Dichlorphenol µg/l	2,4,6-Trichlorphenol µg/l	Pentachlorphenol µg/l
23.1.	17:30	o 4	0,4	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
24.1.	11:00	o 4	0,4	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
23.1.	14:00	u 13	0,4	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
23.1.	15:00	u 13	0,4	—	—	—	—	—	—
23.1.	16:00	u 13	0,4	—	—	—	—	—	—
23.1.	17:00	u 13	0,4	—	—	—	—	—	—
23.1.	18:00	u 13	0,4	—	—	—	—	—	—
23.1.	19:00	u 13	0,4	—	—	—	—	—	—
23.1.	20:00	u 13	0,4	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
23.1.	21:00	u 13	0,4	—	—	—	—	—	—
23.1.	22:00	u 13	0,4	—	—	—	—	—	—
23.1.	23:00	u 13	0,4	—	—	—	—	—	—
23.1.	24:00	u 13	0,4	—	—	—	—	—	—
24.1.	01:00	u 13	0,4	—	—	—	—	—	—
24.1.	02:00	u 13	0,4	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
24.1.	03:00	u 13	0,4	—	—	—	—	—	—
24.1.	04:00	u 13	0,4	—	—	—	—	—	—
24.1.	05:00	u 13	0,4	—	—	—	—	—	—
24.1.	06:00	u 13	0,4	—	—	—	—	—	—
24.1.	07:00	u 13	0,4	—	—	—	—	—	—
24.1.	08:00	u 13	0,4	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
24.1.	09:00	u 13	0,4	—	—	—	—	—	—
24.1.	10:00	u 13	0,4	—	—	—	—	—	—
24.1.	11:00	u 13	0,4	—	—	—	—	—	—
24.1.	12:00	u 13	0,4	—	—	—	—	—	—
24.1.	13:00	u 13	0,4	—	—	—	—	—	—
24.1.	14:00	u 13	0,4	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
24.1.	15:00	u 13	0,4	—	—	—	—	—	—
23.1.	16:00	E	—	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

ENT.: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb; E: Emissionsprobe

ZELLSTOFF OBIR GmbH / Rechberg (Vellach)
TEIL 4

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	1,2-Dichlor- benzol µg/l	1,3-Dichlor- benzol µg/l	1,4-Dichlor- benzol µg/l	1,2,3-Trichlor- benzol µg/l	1,2,4-Trichlor- benzol µg/l	1,3,5-Trichlor- benzol µg/l	1,2,3,5- und 1,2,4,5- Tetrachlorbenzol (*) µg/l
4.6.	00:15	o 4	—	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4.6.	13:00	o 4	—	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4.6.	01:45	u 13	—	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,022
4.6.	11:30	u 13	—	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,010

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	1,2,3,4-Tetra- chlorbenzol µg/l	Pentachlor- benzol µg/l	Hexachlor- benzol µg/l	PCB 28 µg/l	PCB 52 µg/l	PCB 101 µg/l	PCB 138 µg/l	PCB 153 µg/l	PCB 180 µg/l
4.6.	00:15	o 4	—	n.n.	n.n.	< 0,002	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4.6.	13:00	o 4	—	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4.6.	01:45	u 13	—	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4.6.	11:30	u 13	—	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

(*) 1,2,3,5-Tetrachlorbenzol und 1,2,4,5-Tetrachlorbenzol wurden in Summe ermittelt.

ENT.: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb;

PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180: Polychlorierte Biphenyle (6 Ballschmitter-Standards)

PATRIA PAPIER UND ZELLSTOFF AG / Frantschach (Lavant)
TEIL 1

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	TEMP. °C	pH	LEITF. µS/cm	Cl mg/l	NO ₃ mg/l	SO ₃ mg/l	SO ₄ mg/l	O ₂ -gel. mg/l	Abs.K. m ⁻¹	CSB mg O ₂ /l	DOC mg/l	KW mg/l	Ph-Index µg/l	CaLS mg/l
6.2	14:05	o 1.8	2.4	1.8	7.9	146	3.0	3.9	n.n.	9.2	14.2	2.6	5	1.6	< 0.1	20	< 2.0
7.2	08:00	o 1.8	2.2	1.0	7.9	150	3.2	4.2	n.n.	9.4	—	0.8	3	1.1	< 0.1	—	—
6.2	13:40	u 1.1	2.4	5.4	8.3	152	2.8	4.2	n.n.	9.8	13.2	1.2	7	1.9	—	20	n.n.
6.2	19:00	u 1.1	2.4	4.4	8.0	149	2.8	4.0	n.n.	9.7	—	1.3	4	—	< 0.1	—	—
7.2	01:00	u 1.1	2.2	4.2	7.9	151	3.3	4.1	n.n.	9.8	—	3.7	5	1.2	< 0.1	—	—
7.2	07:00	u 1.1	2.2	3.6	7.8	151	2.9	4.3	n.n.	9.8	—	1.4	2	1.3	< 0.1	—	—
7.2	11:30	u 1.1	2.2	6.2	8.2	152	2.7	4.3	n.n.	10.0	12.7	1.1	—	1.3	< 0.1	—	n.n.
6.2	10:00	K u 30	6.9	5.9	7.7	236	4.6	5.5	n.n.	22.9	13.0	0.4	8	1.6	0.1	20	< 2.0
6.2	16:15	K u 30	6.9	5.2	8.7	244	5.3	5.4	n.n.	25.5	—	1.5	5	1.5	< 0.1	—	—
6.2	22:00	K u 30	6.9	4.8	7.9	240	5.6	5.4	n.n.	22.4	—	1.2	8	1.5	< 0.1	—	—
7.2	04:10	K u 30	7.1	3.8	7.8	239	5.6	5.3	n.n.	22.4	—	1.6	3	1.7	< 0.1	—	—
7.2	10:00	K u 30	7.1	3.3	7.9	233	5.2	5.4	n.n.	22.1	13.1	2.5	10	1.7	< 0.1	—	< 2.0
6.2	11:30	E	—	31.2	8.6	1.052	134.2	3.9	n.n.	667.1	—	11.3	348	69.0	0.5	130	195

ENT.: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb; K: Immissionsprobe nach Einleitung der Abwasserreinigungsanlage Mittleres Lavanttal (mit Werksabwässern)

E: Emissionsprobe

Cl: Chlorid
NO₃: Nitrat
SO₃: Sulfid
SO₄: Sulfat
O₂-gel.: Sauerstoff gelöst
Abs.K.: Absorptionskoeffizient

CSB: Chemischer Sauerstoffbedarf
DOC: gelöster organischer Kohlenstoffgehalt
KW: Summe der Kohlenwasserstoffe
Ph-Index: Phenolindex
CaLS: Calciumligninsulfonsäuren

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m³/sec	BENZOL µg/l	TOLUOL µg/l	XYLOL µg/l	PAH µg/l	AOX µg/l	CCl ₄ µg/l	C ₂ Cl ₄ µg/l	CHCl ₃ µg/l	C ₂ HCl ₃ µg/l	C ₂ H ₃ Cl ₃ µg/l	DCA µg/l	TCA µg/l
6.2	14:05	o 1.8	2,4	n.n.	< 20	< 20	n.n.	2	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	< 0,1	—	—
7.2	08:00	o 1.8	2,2	—	—	—	—	2	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,1	—	—
6.2	13:40	u 1.1	2,4	< 10	< 20	< 20	< 0,2	< 2	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	—	—
6.2	19:00	u 1.1	2,4	—	—	—	—	13	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.	—	—
7.2	01:00	u 1.1	2,2	—	—	—	—	6	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,1	—	—
7.2	07:00	u 1.1	2,2	—	—	—	—	5	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,1	—	—
7.2	11:30	u 1.1	2,2	—	—	—	n.n.	2	n.n.	< 0,1	n.n.	0,2	n.n.	—	—
6.2	10:00	K u 30	6,9	n.n.	< 20	n.n.	n.n.	< 2	n.n.	< 0,1	n.n.	< 0,1	< 0,1	—	—
6.2	16:15	K u 30	6,9	—	—	—	—	5	n.n.	< 0,1	n.n.	< 0,1	< 0,1	—	—
6.2	22:00	K u 30	6,9	—	—	—	—	3	n.n.	< 0,1	n.n.	< 0,1	0,1	—	—
7.2	04:10	K u 30	7,1	—	—	—	—	430	< 0,1	< 0,1	n.n.	n.n.	< 0,1	—	—
7.2	10:00	K u 30	7,1	< 10	< 20	< 20	n.n.	3	< 0,1	< 0,1	n.n.	n.n.	< 0,1	—	—
6.2	11:30	E	—	< 10	< 20	< 20	n.n.	—	< 0,1	< 0,1	n.n.	< 0,1	< 0,1	< 5	< 5

ENT: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb; K: Immissionsprobe nach Einleitung der Abwasserreinigungsanlage Mittleres Lavanttal (mit Werksabwässern)

E: Emissionsprobe

PAH: polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
 AOX: adsorbierbares organisch gebundenes Halogen
 CCl₄: Tetrachlormethan (Tetrachlorkohlenstoff)
 C₂Cl₄: Tetrachlorethen

CHCl₃: Trichlormethan (Chloroform)
 C₂HCl₃: Trichlorethen
 C₂H₃Cl₃: 1,1,1-Trichlorethan

DCA: Dichloressigsäure
 TCA: Trichloressigsäure

PATRIA PAPIER UND ZELLSTOFF AG / Frantschach (Lavant)
TEIL 3

DATUM (1989)	UHRZEIT	ENT. km o/u	ABFLUSS (Q) m ³ /sec	2-Chlorphenol µg/l	3-Chlorphenol µg/l	4-Chlorphenol µg/l	2,4-Dichlorphenol µg/l	2,4,6-Trichlorphenol µg/l	Pentachlorphenol µg/l
6.2	14:05	o 1,8	2,4	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
7.2	08:00	o 1,8	2,2	—	—	—	—	—	—
6.2	13:40	u 1,1	2,4	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
6.2	19:00	u 1,1	2,4	—	—	—	—	—	—
7.2	01:00	u 1,1	2,2	—	—	—	—	—	—
7.2	07:00	u 1,1	2,2	—	—	—	—	—	—
7.2	11:30	u 1,1	2,2	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
6.2	10:00	K u 30	6,9	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
6.2	16:15	K u 30	6,9	—	—	—	—	—	—
6.2	22:00	K u 30	6,9	—	—	—	—	—	—
7.2	04:10	K u 30	7,1	—	—	—	—	—	—
7.2	10:00	K u 30	7,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
6.2	11:30	E	—	< 10	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

ENT.: Entfernung der Probenahmestelle vom Werk o: oberhalb, u: unterhalb; K: Immissionsprobe nach Einleitung der Abwasserreinigungsanlage Mittleres Lavanttal (mit Werksabwässern)

DATUM (1988)	UHRZEIT	POS.	pH	LEITF. μS/cm	CSB mgO ₂ /l	AOX μg/l	DOC mg/l	PAH μg/l	Phenol- index μg/l	CaLS μg/l	C ₂ H ₂ Cl ₂ μg/l	CHCl ₃ μg/l	C ₂ H ₃ Cl ₃ μg/l	C ₂ H ₄ Cl ₂ μg/l	CCl ₄ μg/l	C ₃ H ₆ Cl ₂ μg/l	C ₂ HCl ₃ μg/l
8.11.	12:00	A	8,3	200	4	< 2	2,4	n.n.	< 20	n.n.	n.n.	< 0,1	< 0,1	n.n.	< 0,1	n.n.	< 0,1
8.11.	13:00	B	8,2	214	17	< 2	2,6	n.n.	< 20	n.n.	n.n.	< 0,1	< 0,1	n.n.	< 0,1	n.n.	< 0,1
8.11.	17:35	C	8,2	215	4	< 2	1,5	n.n.	< 20	n.n.	n.n.	0,5	< 0,1	n.n.	< 0,1	n.n.	< 0,1
8.11.	15:00	AWF D	7,8	246	9	12	2,0	n.n.	< 20	4	n.n.	1,0	< 0,1	n.n.	< 0,1	n.n.	< 0,1
8.11.	15:45	E	8,0	233	6	130	1,5	< 0,2	< 20	< 2	n.n.	6,9	< 0,1	n.n.	< 0,1	n.n.	< 0,1
8.11.	16:25	F	7,9	245	16	70	1,9	n.n.	< 20	< 2	n.n.	5,2	< 0,1	n.n.	< 0,1	n.n.	< 0,1
8.11.	14:30	G	8,2	232	< 2	3	2,0	n.n.	< 20	n.n.	n.n.	< 0,1	< 0,1	n.n.	< 0,1	n.n.	< 0,1
14.11.	11:05	A	8,1	245	4	< 2	1,9	n.n.	< 20	n.n.	n.n.	< 0,1	< 0,1	n.n.	< 0,1	n.n.	< 0,1
14.11.	11:55	B	8,0	242	9	5	1,3	n.n.	< 20	n.n.	n.n.	< 0,1	0,2	n.n.	< 0,1	n.n.	< 0,1
14.11.	12:30	C	8,1	244	20	4	1,6	n.n.	< 20	< 2	n.n.	< 0,1	0,2	< 0,1	< 0,1	n.n.	< 0,1
14.11.	13:45	AWF D	7,3	421	195	3.800	57,0	< 0,2	< 20	92	n.n.	12,8	< 0,1	n.n.	< 0,1	n.n.	< 0,1
14.11.	14:10	E	8,1	256	10	87	2,5	n.n.	< 20	4	n.n.	2,7	< 0,1	n.n.	< 0,1	n.n.	< 0,1
14.11.	15:45	F	8,0	260	9	89	2,3	n.n.	< 20	< 2	n.n.	3,1	0,2	n.n.	< 0,1	n.n.	< 0,1
14.11.	13:15	G	8,1	244	20	3	1,9	n.n.	< 20	n.n.	n.n.	< 0,1	0,2	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,1
21.11.	10:30	A	8,2	241	3	< 2	1,2	n.n.	< 20	n.n.	n.n.	< 0,1	0,3	n.n.	< 0,1	n.n.	< 0,1
21.11.	11:15	B	8,1	263	< 2	< 2	1,4	< 0,2	< 20	n.n.	n.n.	n.n.	0,3	n.n.	< 0,1	n.n.	< 0,1
21.11.	12:00	AWF D	8,1	273	4	43	2,4	< 0,2	< 20	< 2	n.n.	0,7	0,3	n.n.	< 0,1	n.n.	< 0,1
21.11.	13:00	E	7,9	280	4	160	2,9	< 0,2	< 20	2	n.n.	3,0	0,3	n.n.	< 0,1	n.n.	< 0,1
21.11.	14:45	F	8,0	295	4	130	2,7	< 0,2	< 20	< 2	n.n.	8,8	0,3	n.n.	< 0,1	n.n.	< 0,1
28.11.	11:45	A	8,2	240	2	< 2	—	—	< 20	< 22	n.n.	< 0,1	< 0,1	n.n.	< 0,1	n.n.	< 0,1
28.11.	12:45	B	8,2	242	2	3	1,0	< 0,2	< 20	< 2	n.n.	< 0,1	< 0,1	n.n.	< 0,1	n.n.	< 0,1
28.11.	10:45	AWF D	8,1	243	3	24	1,0	< 0,2	< 20	< 2	n.n.	1,7	< 0,1	n.n.	< 0,1	n.n.	< 0,1
28.11.	13:45	E	8,0	250	< 2	190	1,9	< 0,2	< 20	< 2	n.n.	4,7	< 0,1	n.n.	< 0,1	n.n.	< 0,1
28.11.	14:30	F	7,9	280	7	190	2,5	< 0,2	< 20	< 2	n.n.	11,9	< 0,1	n.n.	< 0,1	n.n.	< 0,1

Position (POS.):

A: bei Flußkilometer 90,1 – vom linken Ufer aus, ca. 10 km oberhalb des Werkes

B: bei Flußkilometer 82,2 – Werkskanal, oberhalb des Werkes

C: bei Flußkilometer 81,1 – ca. 2 km oberhalb des Werkes

AWF D: bei Flußkilometer 79,3 – Abwasserfahne des Werkes (nur teilweise erfaßt)

E: bei Flußkilometer 78,3 – ca. 1 km unterhalb des Werkes (Flußmitte)

F: bei Flußkilometer 74,7 – ca. 4,5 unterhalb des Werkes

G: bei Flußkilometer 79,4 – ca. 0,5 km oberhalb des Werkes

pH: pH-Wert

LEITF: Leitfähigkeit

CSB: Chemischer Sauerstoffbedarf

AOX: adsorbierbares organisch gebundenes Halogen

DOC: gelöster organischer Kohlenstoffgehalt

PAH: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe

CaLS: Calciumligninsulfonsäuren

C₂H₂Cl₂: 1,1-DichlorethenCHCl₃: Trichlormethan (Chloroform)C₂H₃Cl₃: 1,1,1-TrichlorethanC₂H₄Cl₂: 1,2-DichlorethanCCl₄: Tetrachlormethan (Tetrachlorkohlenstoff)C₃H₆Cl₂: 1,2-DichlorpropanC₂HCl₃: Trichlorethen

HALLEIN PAPIER AG / Hallein (Salzach)
TEIL 2

DATUM (1988)	UHRZEIT	POS.	CHCl ₂ Br µg/l	C ₂ H ₃ Cl ₃ µg/l	C ₂ Cl ₄ µg/l	C ₄ H ₈ Cl ₂ µg/l	C ₃ H ₅ Cl ₃ µg/l	C ₄ H ₆ Cl ₄ µg/l	1,4-Dichlor- benzol µg/l	1,2-Dichlor- benzol µg/l	KW mg/l	Benzol µg/l	Toluol µg/l	Xylole µg/l
8.11.	12:00	A	n.n.	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,1	< 10	< 20	< 20
8.11.	13:00	B	n.n.	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,1	< 10	< 20	< 20
8.11.	17:35	C	n.n.	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,1	< 10	< 20	< 20
8.11.	15:00	AWF D	n.n.	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,1	< 10	< 20	< 20
8.11.	15:45	E	n.n.	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,1	< 10	< 20	< 20
8.11.	16:25	F	n.n.	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,1	< 10	< 20	< 20
8.11.	14:30	G	n.n.	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,1	< 10	< 20	< 20
14.11.	11:05	A	n.n.	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,1	< 10	< 20	< 20
14.11.	11:55	B	n.n.	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,1	< 10	< 20	< 20
14.11.	12:30	C	n.n.	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,1	< 10	< 20	< 20
14.11.	13:45	AWF D	0,2	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,4	< 10	< 20	< 20
14.11.	14:10	E	n.n.	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,1	< 10	< 20	< 20
14.11.	15:45	F	n.n.	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,1	< 10	< 20	< 20
14.11.	13:15	G	n.n.	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,1	< 10	< 20	< 20
21.11.	10:30	A	n.n.	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,1	< 10	< 20	< 20
21.11.	11:15	B	n.n.	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,1	< 10	< 20	< 20
21.11.	12:00	AWF D	n.n.	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,1	< 10	< 20	< 20
21.11.	13:00	E	n.n.	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,1	< 10	< 20	< 20
21.11.	14:45	F	n.n.	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,1	< 10	< 20	< 20
28.11.	11:45	A	n.n.	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,1	< 10	< 20	< 20
28.11.	12:45	B	n.n.	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,1	< 10	< 20	< 20
28.11.	10:45	AWF D	n.n.	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,1	< 10	< 20	< 20
28.11.	13:45	E	n.n.	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,1	< 10	< 20	< 20
28.11.	14:30	F	n.n.	n.n.	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,1	< 10	< 20	< 20

Position (POS.):

A: bei Flußkilometer 90,1 – vom linken Ufer aus, ca. 10 km oberhalb des Werkes
 B: bei Flußkilometer 82,2 – Werkskanal, oberhalb des Werkes
 C: bei Flußkilometer 81,1 – ca. 2 km oberhalb des Werkes
 AWF D: bei Flußkilometer 79,3 – Abwasserfahne des Werkes (nur teilweise erfaßt)
 E: bei Flußkilometer 78,3 – ca. 1 km unterhalb des Werkes (Flußmitte)
 F: bei Flußkilometer 74,7 – ca. 4,5 unterhalb des Werkes
 G: bei Flußkilometer 79,4 – ca. 0,5 km oberhalb des Werkes

CHCl₂Br: Bromdichlormethan
 C₂H₃Cl₃: 1,1,2-Trichlorethan
 C₂Cl₄: Tetrachlorethen (Perchlorethen)
 C₄H₈Cl₂: 1,4-Dichlorbutan
 C₃H₅Cl₃: 1,2,3-Trichlorpropan
 C₄H₆Cl₄: 1,2,3,4-Tetrachlorbutan
 KW: Summe der Kohlenwasserstoffe

DATUM (1988)	UHRZEIT	POS.	2-Chlor- phenol µg/l	3-Chlor- phenol µg/l	4-Chlor- phenol µg/l	2,4-Dichlor- phenol µg/l	2,4,6-Trichlor- phenol µg/l	Pentachlor- phenol µg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	SO ₃ mg/l	NO ₃ mg/l	O ₂ -gel. mg/l
8.11.	12:00	A	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	3,4	21,0	n.n.	2,2	13,0
8.11.	13:00	B	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	3,2	20,0	n.n.	2,1	13,0
8.11.	17:35	C	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	4,0	23,0	n.n.	2,1	13,0
8.11.	15:00	AWF D	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	7,6	22,0	5,3	1,8	13,0
8.11.	15:45	E	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	5,1	21,0	2,0	2,3	12,0
8.11.	16:25	F	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	6,7	25,0	2,0	2,3	13,0
8.11.	14:30	G	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	4,0	21,0	n.n.	2,3	13,0
14.11.	11:05	A	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	3,9	23,0	n.n.	2,8	12,0
14.11.	11:55	B	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	3,8	23,0	0,4	2,8	12,0
14.11.	12:30	C	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	3,9	23,0	n.n.	2,8	12,0
14.11.	13:45	AWF D	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	16,6	41,1	63,5	2,7	4,5
14.11.	14:10	E	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	5,7	25,0	1,2	2,8	12,0
14.11.	15:45	F	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	6,4	21,0	1,2	3,0	12,0
14.11.	13:15	G	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	5,1	22,0	n.n.	2,8	12,0
21.11.	10:30	A	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	3,9	24,7	n.n.	2,2	12,3
21.11.	11:15	B	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	3,8	25,4	n.n.	2,4	12,2
21.11.	12:00	AWF D	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	6,7	24,5	2,2	2,6	11,9
21.11.	13:00	E	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	4,4	22,1	n.n.	2,7	11,9
21.11.	14:45	F	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	4,5	22,5	n.n.	2,7	11,9
28.11.	11:45	A	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	4,3	26,2	n.n.	2,3	13,2
28.11.	12:45	B	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	4	25,8	n.n.	2,3	13,0
28.11.	10:45	AWF D	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	6,1	25,3	1,9	2,3	12,9
28.11.	13:45	E	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	6,9	25,9	10,4	2,3	12,8
28.11.	14:30	F	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	10,7	28,4	19,2	2,4	12,2

Position (POS.):

A: bei Flußkilometer 90,1 – vom linken Ufer aus, ca. 10 km oberhalb des Werkes

B: bei Flußkilometer 82,2 – Werkskanal, oberhalb des Werkes

C: bei Flußkilometer 81,1 – ca. 2 km oberhalb des Werkes

AWF D: bei Flußkilometer 79,3 – Abwasserfahne des Werkes (nur teilweise erfaßt)

E: bei Flußkilometer 78,3 – ca. 1 km unterhalb des Werkes (Flußmitte)

F: bei Flußkilometer 74,7 – ca. 4,5 unterhalb des Werkes

G: bei Flußkilometer 79,4 – ca. 0,5 km oberhalb des Werkes

Cl: Chlorid

SO₄: SulfatSO₃: SulfitNO₃: NitratO₂-gel.: Sauerstoff gelöst



ISBN 3-85457-046-5