

Die vorliegende Nummer befasst sich mit drei Beispielen der (physikalischen oder chemischen) Belastung, die über das Förderband der Atmosphäre in chronischer oder akuter Weise unsere Lebensgrundlage bedroht.

In knapper Form stellt PD Dr. Peter Santschi die zahlreichen, aufgrund der radioaktiven Verseuchung nach dem Unfall in Tschernobyl an der EAWAG getätigten Messungen und Berechnungen vor (S. 2-9).

Im zweiten Artikel fassen Dr. Walter Giger und seine Mitarbeiter die Ergebnisse von Analysen über die Belastung der Luft (zusätzlich zu den anderen Schadstoffen, wie Schwermetallen, Säuren und Oxidantien) durch organische Verunreinigungen zusammen. Der Text erscheint aus Platzgründen nur in französischer Sprache.

Unter den allgemeinen Mitteilungen (ab Seite 17) finden sich Hinweise auf die EAWAG-Projekte, die sich aufgrund der Brandkatastrophe am Rhein, der ohnehin bereits unter einer Dauerbelastung steht, aufdrängten.

Erlauben Sie mir einen Vergleich: Sichtet ein Kapitän die Spitze eines Eisberges, so ordnet er Umfahrung in genügendem Abstand an. Die Ereignisse von 1986 zeigen, dass Gesetze und Schutzmassnahmen bezüglich unkontrollierter Schadstoffe nötiger denn je geworden sind. Nur

Le présent numéro s'intéresse à trois exemples de pollution (physiques ou chimiques) menaçant nos bases d'existence de façon chronique ou aiguë par l'intermédiaire de l'atmosphère.

Sous une forme succincte, M. Peter Santschi présente les multiples mesures et calculs effectués par l'EAWAG à la suite de la contamination radioactive provoqué par l'accident de Tchernobyl (pages 2-9).

Dans le deuxième article, M. Walter Giger et ses collaborateurs ont résumé les résultats d'analyses portant sur la pollution de l'air par des impuretés organiques (en plus des autres polluants tels que métaux lourds, acides et oxydants).

Parmi les informations générales, vous trouverez une présentation des projets de l'EAWAG liés à l'incendie catastrophique survenu sur les bords du Rhin.



wenn jede und jeder ökologisch bewusster handelt, d. h., u. a. auf den Gebrauch von schadstoffärmeren Produkten (Herstellung bis Entsorgung miteingerechnet) achtet, können noch strengere Vorschriften vermieden werden. Der dritte Beitrag (S. 13ff) beleuchtet einen – den mikrobiologischen – Aspekt der Entsorgung: den des «festen» Endprodukts bei der Abwasserreinigung. Die Klärschlammproblematik wird an der EAWAG in den folgenden Abteilungen bearbeitet: an der Abt. Technische Biologie stehen Prozesse im Vordergrund, die Abt. Ingenieurwissenschaften bearbeitet die Schlammbehandlungsverfahren und die Abt. AWS (Abfallwirtschaft und Stoffhaushalt) befasst sich mit den Transportwegen im Stoffkreislauf, auf Arbeiten der Abt. Chemie aufbauend.

Diana Hornung

Permettez-moi une comparaison: lorsqu'un capitaine aperçoit la pointe d'un iceberg, il ordonne de le contourner à une distance suffisante. Les événements de 1986 montrent que les lois et les mesures de sécurité sont devenues plus urgentes que jamais en ce qui concerne les polluants non contrôlés. Ce n'est que si chacune et chacun agit avec une conscience plus écologique, c'est-à-dire veille à utiliser des produits plus inoffensifs (de la production à la dépollution), que l'on pourra éviter de réglementations plus rigoureuses.

Le troisième article éclaire l'aspect microbiologique de la dépollution: celui de la biodégradation des solides des boues d'épuration.

Diana Hornung

# Tschernobyl Radionuklide in der Umwelt: Tracer für die enge Kopplung zwischen atmosphärischen, terrestrischen und aquatischen Systemen

Peter H. Santschi

## 1. Einleitung

Pulsmässige Abgaben von Radionukliden an die Umwelt können als Anlass genommen werden, diese als Tracer für das Studium von physikalischen, chemischen oder biologischen Prozessen in der Umwelt zu verwenden. So konnte 1983 aus einer kurzzeitigen, irrtümlichen Tritiumabgabe in die Glatt mit anschliessender Infiltration ins Grund- und Trinkwasser des unteren Glattals [1-5] und wiederum kürzlich aus dem Tschernobyl-Fallout [6-12] wissenschaftlicher Nutzen gezogen werden.

Ein Ziel des vorliegenden Beitrages besteht darin, die enge Kupplung zwischen den Luft-, Boden- und Gewässer-Reservoirs aufzuzeigen. Weiter soll untersucht werden, welche Prozesse die Migrations- und Transferraten der verschiedenen Nuklide zum Menschen beeinflussen (Fig. 1).

Mit Hilfe von Gamma-Messungen auf einem Germanium-Lithium- und z. T. auf einem Reinst-Germanium-Detektor wurden die Aktivitätskonzentrationen der Tschernobyl-Nuklide in den folgenden Proben bestimmt: Oberflächen-, Trink-, Zisternen-, Kläranlagen- und Grundwasser, Luftfilter, Gesamtniederschlag, Trockendeposition, absinkende Partikel im Zürichsee, Fische, Gras, Milch, Salat und Gemüse. In ausgewählten Proben wurde auch der  $^{90}\text{Sr}$ -Gehalt ermittelt [12].

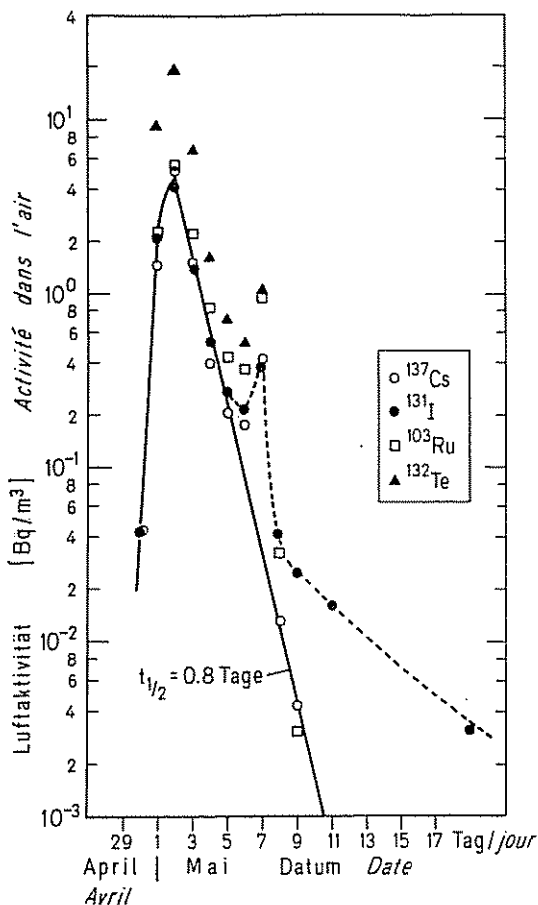


Fig. 2  
Resultate der Nuklidzusammensetzung der Luft, gemessen an Staubfilter aus «High Volume Sampler» mit 960 m<sup>3</sup>/Tag Durchsatz (NABEL-Station Dübendorf).

Composition de l'air en nuclides, mesurée sur les filtres à poussière de collecteurs de grande capacité (960 m<sup>3</sup>/jour).

## 2. Nuklide als Tracer zur Bestimmung der Zeitkonstanten für den Kernbrennstoff des Tschernobyl-Reaktors [10]

Die Brennzeit des Kernbrennstoffes von 1-2 Jahren konnte durch exakte Bestimmung des  $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ - und des  $^{103}\text{Ru}/^{106}\text{Ru}$ -Verhältnisses abgeschätzt werden [13, 14]. Die exakte Messung des  $^{133}\text{I}/^{131}\text{I}$ -Verhältnisses erlaubte es, den mutmasslichen Zeitpunkt des Reaktor-«Shut-downs» auf den 25. 4. 1986, 18.30 Uhr MEZ [13], festzulegen. Diese Angabe wurde durch unsere Messungen bestätigt [10].

Da der Reaktor an diesem Tag nur mit 5% Leistung betrieben wurde, ist der berechnete Zeitpunkt aber nicht identisch mit demjenigen der Explosion im Reaktor, die erst einige Stunden später, um Mitternacht Ortszeit, stattfand.

## 3. Chemische Form der Nuklide in der Umwelt [7]

Die in der Schweiz vorgefundenen Nuklide aus dem brennenden Tschernobyl-Reaktor waren bedingt durch (siehe Fig. 1):

- die asymmetrische Spaltausbeute des  $^{235}\text{U}$ , durch die vor allem Nuklide mit Neutronenzahlen in der Nähe der «magischen» Zahlen 52 und 80 produziert werden und
- die relative Flüchtigkeit der Elemente und Verbindungen mit tieferen Siedepunkten als die Brenntemperatur des Graphites von ca. 1500° C [15].

Aufgrund thermodynamischer Überlegungen konnten für einige der Tschernobyl-Radionuklide folgende chemische Spezies in der Umwelt postuliert werden [7]:  $\text{Cs}^+$ ,  $\text{Ba}^{2+}$ ,  $\text{Sr}^{2+}$ ,  $\text{La(III)}$ ,  $\text{Ce(IV)}$ ,  $\text{Nb(V)}$ ,  $\text{MoO}_4^{2-}$ ,  $\text{TcO}_4^-$ ,  $\text{HTeO}_3^-$ . Für  $^{131}\text{I}$  und  $^{103}\text{Ru}$  mit den z. T. metastabilen Spezies  $\text{RuO}_4^{2-}$ ,  $\text{Ru(III)}$ ,  $\text{I}_2$ ,  $\text{CH}_3\text{I}$  und  $\text{IO}_3^-$  wurde die Speziation noch z. T. durch das chemische und physikalische Milieu des Reaktors geprägt, das auch elementares Jod und flüchtiges Rutheniumoxid ( $\text{RuO}_4$ ) produziert haben musste. Diese Spezies stehen im Einklang mit dem im Labor (Ionenaustausch, Aktivkohleextraktion, Fällungsreaktionen) und in der Umwelt (Auswasch-Verhalten von Tschernobyl-Radionukliden aus Böden und Pflanzen, Eindringen ins Grundwasser der anionischen und molekularen Spezies) beobachteten Verhalten. Die Spezierung in biologischen Systemen kann mit einer Sorption unter gleichzeitiger Reduktion der Spezies erklärt werden, was sich z. B. für das kationische dreiwertige  $^{103}\text{Ru}$  in einer wesentlich stärkeren Bindung an Oberflächen aller Art und für Jod und Tellur z. T. in einer Bindung an Proteine äussert.

Wegen der geringeren Anionenaustausch-Kapazität von Böden, Plankton und Sedimenten erwiesen sich die anionischen und neutralen Spezies der Tschernobyl-Nuklide als besonders mobil in der aquatischen und terrestrischen Umwelt. Es ist wahrscheinlich, dass anionische Spezies (wie  $^{131}\text{I}^-$ ,  $^{131}\text{IO}_3^-$ ,  $^{103}\text{RuO}_4^{2-}$ ) auch direkt durch Blattoberflächen in Pflanzen eindringen konnten [16]. Wegen ihrer geringen absoluten Konzentration in der Umwelt ( $\leq 10^{-15}\text{M}$ ) wird ihr Verhalten auch durch die Konzentrationsverhältnisse von Trägerelementen mit ähnlichen chemischen Eigenschaften (wie z. B.  $\text{K}^+$  für  $^{137}\text{Cs}^+$  und  $\text{Ca}^{2+}$  für  $^{90}\text{Sr}^{2+}$ ) bestimmt.

## 4. Auswaschung der Atmosphäre durch Regen, Nebel oder Tau als bestimmender Faktor der Nuklidendeposition [8]

Die Luftkonzentrationen der Tschernobyl-Radionuklide in Dübendorf (siehe Fig. 2) war ähnlich wie in der restlichen

Fig. 1  
Dégagement, transport, dépôt et pénétration des radionuclides de Tchernobyl.

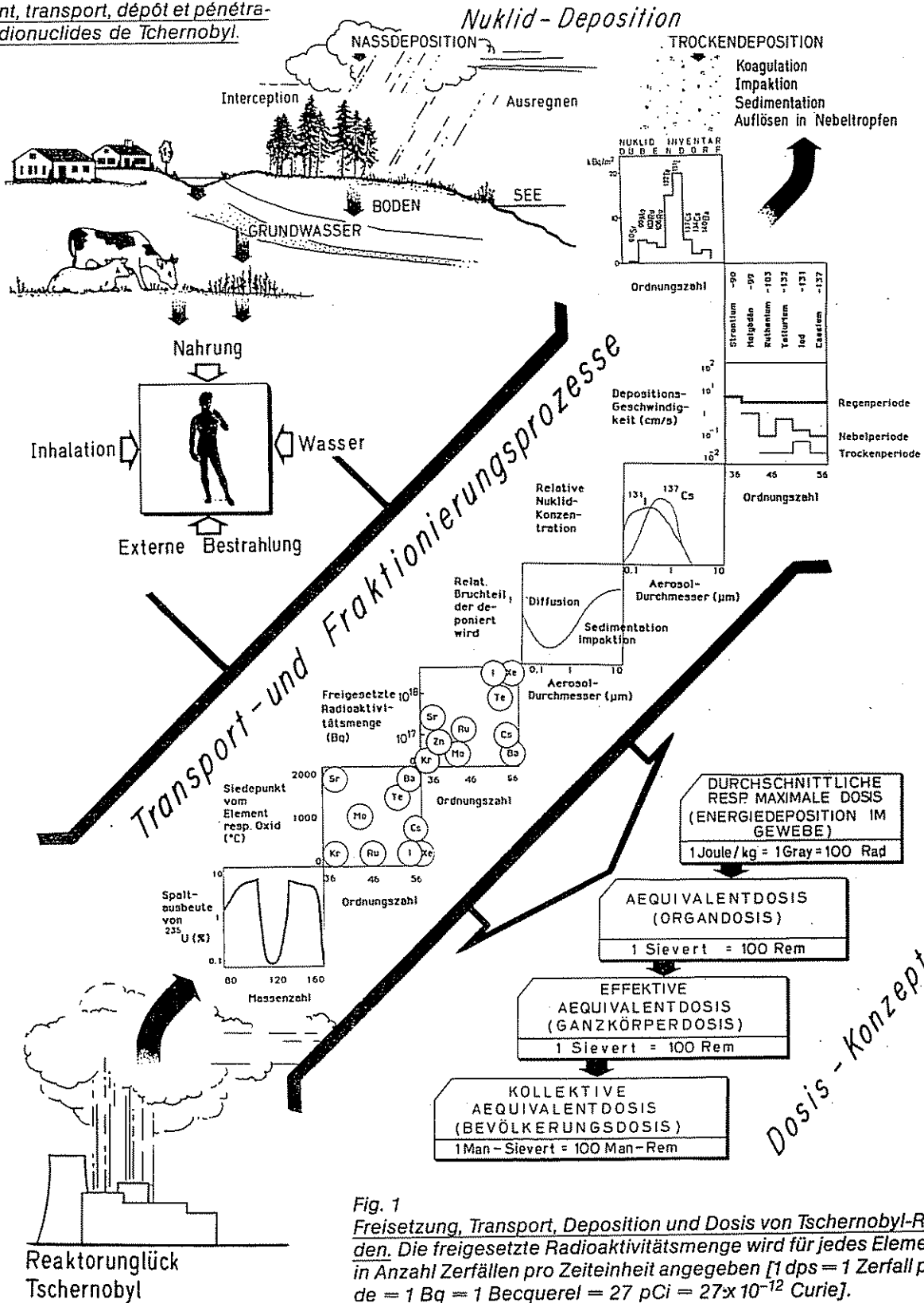


Fig. 1  
Freisetzung, Transport, Deposition und Dosis von Tschernobyl-Radionukli-  
den. Die freigesetzte Radioaktivitätsmenge wird für jedes Element einzeln  
 in Anzahl Zerfällen pro Zeiteinheit angegeben [1 dps = 1 Zerfall pro Sekunde  
 = 1 Bq = 1 Becquerel = 27 pCi = 27 x 10<sup>-12</sup> Curie].  
 Durch Energiedepositionen in Luft [Einheit: 1 Röntgen = 1,6 x 10<sup>12</sup> Ionen-  
 paare pro g Luft] oder Gewebe [1 Joule/kg = 1 Gray = 100 Rad] entstehen  
 Ionenpaare resp. Radikale, die durch ihre Effekte im elektrischen Feld resp.  
 am Zellkern nachgewiesen werden können.

Dosiskonzept: Äquivalentdosen können berechnet werden für Einzelorgane, Ganzkörper sowie Gesamtbevölkerung, sowohl für kurze Zeiten als auch als «Verpflichtung» für zukünftige Generationen im Falle von langlebigen Nukliden. Bei der Berechnung der Äquivalentdosis wird mit einem Qualitätsfaktor (QF), der den unterschiedlichen linearen Energietransfer der verschiedenen Strahlenarten berücksichtigt, multipliziert (QF = 1 für Beta- resp. Gammastrahlung, 10-20 für Alpha- resp. Neutronenstrahlung). Um die effektiven Äquivalentdosen zu berechnen, werden die Organdosen je nach ihrer unterschiedlichen Strahlenempfindlichkeit gewichtet. In der Schweiz beträgt die effektive Äquivalentdosis, bewirkt durch alle natürlichen und künstlichen Quellen, ca. 400 mRem/Jahr. Gemäss internationalen Richtlinien werden erst ab 500 mRem/Jahr zusätzliche Massnahmen in Betracht gezogen.

Tab. 1

## Depositionsraten und Depositionsgeschwindigkeiten der Tschernobyl-Radionuklide im Raume Dübendorf

## Taux et vitesse de dépôt des radionuclides de Tchernobyl dans la région de Dübendorf

Nuklid <i>Nuclide</i>	Halbwertszeit <i>Demi-vie</i>	Depositionsrate $r_D^*$ <i>Taux de dépôt</i>	Depositionsgeschwindigkeiten (cm/sec) $v_D^*$ <i>Vitesse de dépôt (cm/s) <math>v_D^*</math></i>			
			Gesamtdeposition <i>Dépôt total</i>		Trockendeposition <i>Dépôt sec</i>	
			(Tage) <i>(jours)</i>	(kBq/m <sup>2</sup> ) 29.4.–22.5.86	30.4.86 (12 h)	30.4.–8.5.86 (9 Tage) (9 jours)
<sup>137</sup> Cs	10 <sup>4</sup>	4	3.4	0.5	0.13	0.024
<sup>103</sup> Ru	40	3	2.8	0.4	0.10	0.024
<sup>131</sup> I	8	20	3.0	0.4	0.21	0.080
<sup>132</sup> Te ( <sup>132</sup> I)	3	18	–	–	–	–
<sup>99</sup> Mo ( <sup>99m</sup> Tc)	3	5.6	–	–	–	–
<sup>90</sup> Sr	10 <sup>4</sup>	0.027	(~6.5)**	(0.7)**	–	–

\* Die Depositionsrate wurde sowohl intervallmässig wie integral in Gesamtniederschlags- und Trockendepositions-Sammelgeräten gemessen.

$$v_D = \frac{r_D \text{ (Bq} \cdot \text{m}^{-2}\text{)}}{\int \text{Luftkonz. dt (Bq} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{Tag)}}$$

\*\* Diese Werte wurden mit Hilfe des <sup>90</sup>Sr/<sup>137</sup>Cs-Isotopenverhältnisses in ausgewählten Luftfilter- und Niederschlagsproben berechnet.

\* Les taux de dépôt ont été mesurés par intervalles et intégralement dans des collecteurs de précipitations et de dépôts secs.

$$v_D = \frac{r_D \text{ (Bq} \cdot \text{m}^{-2}\text{)}}{\int \text{concentration atmosphérique dt (Bq} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{jour)}}$$

\*\* Ces valeurs ont été calculées sur la base du rapport d'isotopes <sup>90</sup>Sr/<sup>137</sup>Cs dans des échantillons sélectionnés de filtres à air et de précipitations.

Schweiz [17, 18], in Frankreich oder in Deutschland, und nur wenig niedriger als in Schweden [13]. Der Vergleich der Gesamt-Depositionsraten dieser Nuklide, berechnet aus der Deposition (Tab. 1) in zwei grundverschiedenen Sammelgeräten und der maximalen auf die Fläche bezogenen Aktivität in Gras, ergab eine gute Übereinstimmung der Methoden.

Es zeigte sich, dass für <sup>137</sup>Cs, <sup>103</sup>Ru, <sup>131</sup>I und <sup>132</sup>Te die Trockendeposition ungefähr 20–25% der totalen Deposition im Gras ausmachte. Durch Vergleich der Aktivitäten in Luft und Niederschlagsproben liessen sich auch die zur Abschätzung von anthropogenen Belastungen aus Luftkonzentrationen wichtigen Depositionsgeschwindigkeiten berechnen (Tab. 1). Diese Rechnungen zeigten, dass das Regenereignis vom 30. April (von ca. 12 Stunden Dauer) die Luft mit ca. 3 cm/sec ausgewaschen hatte. Betrachtet man jedoch die gesamte Zeit, in der mehr als 90% der Deposition stattfand, d. h. zwischen dem 30. April und 8. Mai 1986, war die Depositionsgeschwindigkeit nur noch ca. 4 mm/sec und damit eine Grössenordnung kleiner wegen der geringeren Depositionsgeschwindigkeiten während Trockenperioden. Allerdings war die Trockendepositionsrate der verschiedenen Nuklide bei Nebellagen um einen Faktor 4–5 grösser als während Trockenperioden ohne Nebel. Die Trockendepositionsgeschwindigkeiten waren besonders erhöht für die molekularen oder anionischen Nuklide (<sup>131</sup>I, <sup>132</sup>Te und <sup>99m</sup>Tc).

Bei Regenereignissen waren die Depositionsraten etwa 100mal grösser als während reiner Trockenperioden (Tab. 1). Diese grossen, von den jeweiligen Witterungsverhältnissen abhängigen Unterschiede im Depositionsverhalten der an Aerosolen haftenden Radionuklide erklären auch die grossen örtlichen Unterschiede in den Depositionsraten der verschiedenen Nuklide in der Schweiz und anderswo, trotz sehr ähnlicher Luftkonzentrationen in ganz Westeuropa. Die berechneten Depositionsgeschwindigkeiten unter Trockenbedingungen stimmen gut mit denjenigen überein, die in den 50er Jahren für die Spaltprodukte des Atombombenfallouts berechnet wurden, und mit denjenigen des Reaktorunfalls von Wind-scale in England im Jahre 1957.

Das mittlere Auswasch-Verhältnis  $S$ ,  $S = Q \cdot C_{\text{Regen}} / C_{\text{Luft}}$  von etwa 400 (mit  $Q = 1,2 \text{ kg/m}^3$ ), für das Regenereignis

vom 30. 4. 86 in Dübendorf war praktisch für alle Nuklide gültig und entspricht dem Erwartungswert für kontinentale Aerosole [8] mit einem mittleren Durchmesser von 0,5–1  $\mu\text{m}$  [19, 20]. Dies dürfte es erlauben, dass die so berechneten Depositionsgeschwindigkeiten höchstwahrscheinlich auch zur Berechnung von Depositionsraten von über weite Distanzen transportierten anthropogenen Schadstoffen verwendet werden können.

## 5. Radionuklide im Trink- und Grundwasser [6]

Die höchsten <sup>137</sup>Cs-Aktivitätskonzentrationen in Zisternenwasser lagen zwar in derselben Grössenordnung wie diejenigen in Regenwasser, die mittleren Konzentrationen waren meist jedoch tiefer als diejenigen in Regenwasser, die maximal 10<sup>4</sup>Bq/l <sup>131</sup>I und 500 Bq/l <sup>137</sup>Cs betragen. Die Tschernobyl-Radionuklide konnten nur in Ausnahmefällen in Leitungs- und Grundwasser als Spuren nachgewiesen werden. Allerdings konnten die gut migrierenden anionischen Nuklide <sup>131</sup>I und <sup>103</sup>Ru in frisch infiltriertem Grundwasser des untern Glattales, in wenigen Metern Entfernung von der Glatt, in kleinsten Mengen bestimmt werden [21].

## 6. Auswaschung der Böden als zusätzlicher Eintrag in die Gewässer [6]

Die anfängliche Abschwemmung aller Radionuklide aus den Böden war am 1. Tag des Fallouts am grössten. Besonders hohe Auswaschraten zeigten am 1. Mai 1986 die anfänglich als neutrale Moleküle oder Anionen vorhandenen Nuklide <sup>131</sup>I und <sup>103</sup>Ru im Chriesbach, der neben der EAWAG fliesst (Fig. 3a). Obwohl die jeweiligen Isotopenverhältnisse zum <sup>137</sup>Cs am 1. Mai um das 4–5fache höher waren als diejenigen in den Niederschlägen, nahmen sie schnell ab. Vier Tage später waren deren Aktivitätsverhältnisse zum <sup>137</sup>Cs schon deutlich kleiner als im Regenwasser und in den Böden (d. h. unter 10%, Fig. 3b). Da <sup>137</sup>Cs relativ konstante Konzentrationen von ca. 1,5 Bq/l in der 1. Maiwoche zeigte, konnte es als Leitnuklid dienen. Die obengenannten Nuklide wurden somit in Böden oder Sedimenten nach dieser kurzen Zeit stärker fixiert als <sup>137</sup>Cs, obwohl sie anfänglich vermehrt ausgewaschen wurden.

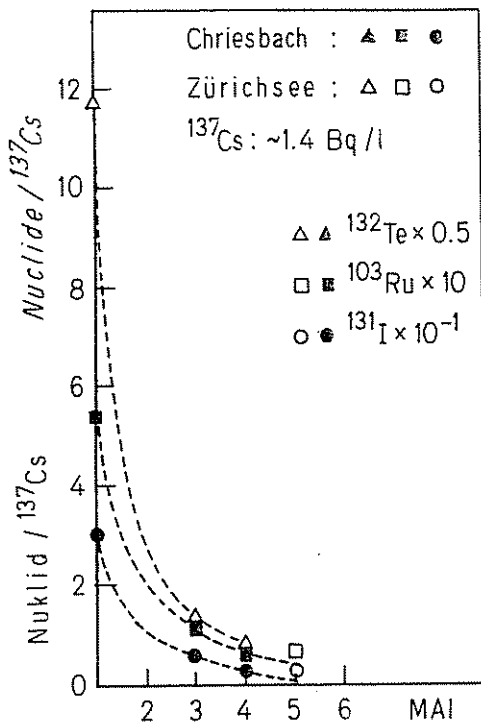
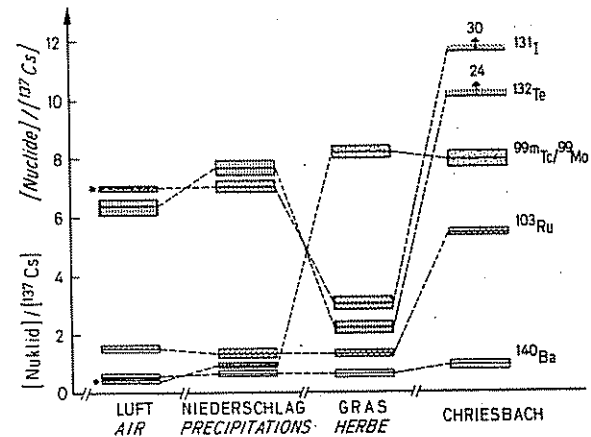


Fig. 3  
Nuklid zu  $^{137}\text{Cs}$ -Verhältnisse  
a) im Chriesbach neben der EAWAG und Zürichsee  
b) in Luft, Niederschlag, Gras, und Chriesbach am 1. Mai 1986 in Dübendorf

Rapport nuclide  $^{137}\text{Cs}$  dans  
a) le Chriesbach, à Dubendorf, et dans le lac de Zurich  
b) l'air, les précipitations, l'herbe et le Chriesbach, le 1<sup>er</sup> mai 1986 à Dubendorf.



### 7. Direkter Eintrag der Nuklide in die Oberflächengewässer [6]

Wegen langer Verweilzeiten des Wassers in Seen (im allgemeinen über ein Jahr) und relativ langsamen Eliminationsraten für das langlebige Isotop  $^{137}\text{Cs}$  (Halbwertszeit von 30 Jahren) kann davon ausgegangen werden, dass Seen gewissermassen als Sammelbecken für die kurzzeitige atmosphärische Belastung wirken. Konzentrationsprofile in Seen von  $^{137}\text{Cs}$  geben demnach auch Aufschluss über Eliminierungs- und Mischungsprozesse in Seen. Wegen der schon ein Monat nach dem Fallout extrem niedrigen  $^{137}\text{Cs}$ -Konzentration in Seen wurde deshalb ein Verfahren entwickelt, um  $^{137}\text{Cs}$  aus 1–30 l Wasser zu extrahieren. Das  $^{137}\text{Cs}$ -Inventar des Zürichsees ist vor allem im Epilimnion konzentriert (bis zum 11. Juni: 4,5 kBq/m<sup>2</sup>). Das analoge  $^{137}\text{Cs}$ -Profil vom Luganersee (Fig. 4) ergab am 9. 9. 86 ein Inventar von 20 kBq/m<sup>2</sup>. Die stimmt mit den aus Niederschlagsmessungen im Mai abgeschätzten Inventaren etwa überein [8, 11]. Intensive Mischungsprozesse mussten Anfang Mai dazu beigetragen haben, dass geringere  $^{137}\text{Cs}$ -Mengen weit unterhalb der Thermokline eingemischt wurden.

### 8. Anreicherungs- und Eliminierungsprozesse in Seen [6]

Radionuklide in Seen werden von eingeschwemmten und frisch produzierten Partikeln (Plankton) aufgenommen resp. adsorbiert und über einen Zeitraum von Monaten bis Jahren mit diesem Partikel-Förderband in die Sedimente verfrachtet. Ein wichtiger Eliminationsweg für zur Hauptsache gelöste Radionuklide wie  $^{137}\text{Cs}$  ist auch die direkte Adsorption an den Oberflächensedimenten des Epilimnions von Seen [22]. Längerlebige Nuklide werden von Fischen via Plankton und Bodenaufwuchs aufgenommen. Der berechnete Biokonzentrationsfaktor von  $^{137}\text{Cs}$  in ausgewählten Fischen von ca.  $2 \times 10^3 \text{cm}^3$  pro g Nassgewicht wird zum Hauptteil denn auch durch die am Anfang der Nahrungskette zu beobachtende Anreicherung von  $^{137}\text{Cs}$  im Plankton verursacht [23]. Der Biokonzentrationsfaktor von  $^{137}\text{Cs}$  in absinkenden Planktondebris des Zürichsees betrug anfänglich  $4 \times 10^4 \text{cm}^3 \text{g}^{-1}$  Trockengewicht, und sank später auf einen konstanten Wert von  $5 \times 10^3 \text{cm}^3 \text{g}^{-1}$ . Diese Tatsache und der pulsartige Verlauf der  $^{137}\text{Cs}$ - und  $^{103}\text{Ru}$ -Elimination im Zürichsee (Fig. 5) deutet darauf

hin, dass ein Teil des  $^{137}\text{Cs}$  (aber auch  $^{103}\text{Ru}$  und andere Nuklide) via unlösliche Partikel in die Gewässer gelangte. Der Anteil an  $^{137}\text{Cs}$ , der im Zürichsee innert 1–2 Monaten in die tiefergelegenen Sedimente eingetragen wurde, entspricht 10–15% des gesamten Inventars (Fig. 5). In den folgenden 2 Monaten wurden allerdings trotz erhöhter Partikelflüsse nur noch ca. 5% zusätzlich in das Sediment verfrachtet.  $^{106}\text{Ru}$  hingegen wurde innert 2 Monaten zu 70% aus dem Zürichsee eliminiert (Fig. 5).

$^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentrationen in Fischen aus Seen sind den atmosphärischen Depositionsraten ungefähr proportional. Unterschiede zwischen Herbivoren und Karnivoren oder zwischen Fischen mit pelagischem oder littoralem Habitat waren nicht zu erkennen. Die Gründe liegen wahrscheinlich in der während dieser Zeit gleichmässigen Markierung der Nahrungsquellen aus epilimnetischen Sedimenten und suspendierten Partikeln.

### 9. Transfer zum Menschen durch den kritischen Pfad Gras → Kuhmilch [9] und die dadurch verursachte Äquivalentdosis

Um den Aufnahmepfad Gras → Kuhmilch und die damit einhergehende Belastung des Menschen zu studieren, wurden mit Hilfe von Gamma-Messungen die Aktivitätskonzentrationen der Tschernobyl-Radionuklide in ausgewählten Gras- und Kuhmilchproben aus dem Raume Dübendorf bestimmt (Fig. 6). Die Konzentrationen in Grasproben waren ähnlich wie diejenigen in Freilandgemüse. Die Verweilzeiten und Transferfaktoren\* Gras-Milch von ca. 0.4 für  $^{137}\text{Cs}$  und 0.2–0.1 für  $^{131}\text{I}$  nach 14 Tagen können für die verbesserte modellmässige Beschreibung eines allfälligen zukünftigen Transfers von Nukliden zum Menschen verwendet werden.

Aus dem Vergleich des  $^{132}\text{I}/^{131}\text{I}$ -Verhältnisses in Milch und Grasproben lässt sich eine Zeitspanne der Abtrennung von  $^{132}\text{I}$  und  $^{132}\text{Te}$  im Körper der Kuh von ca. 1 Stunde berechnen, was bedeutet, dass diese Abtrennung vermutlich nach dem Labmagen im Euter der Kuh kurz vor der Ausscheidung der Milch erfolgt.

\* Als Transferfaktor bezeichnet man das Verhältnis der gemessenen Konzentration des jeweiligen Isotops in der Kuhmilch zu derjenigen im Gras.

Von der durch den Tschernobyl-Unfall verursachten zusätzlichen Belastung entfällt ca. 20% auf kontaminierte Milch und ca. 80% auf Fleisch, Gemüse und externe Bestrahlung [17, 18]. Die effektive Äquivalentdosis der Bevölkerung in der Schweiz für 1986 betrug ca. 15 mrem pro Person, d. h. nur etwa 3% der mittleren natürlichen Dosis. Da dies gleichzeitig weit unterhalb der naturgegebenen Dosischwankungen in unserem Land ist, sollten die ge-

sundheitlichen Spätfolgen (Krebs, genetische Schäden), die aus diesem Ereignis erfolgen könnten, für die Schweizer Bevölkerung minimal sein [17, 18]. Hingegen zeigte dieses Ereignis wieder einmal mehr die globalen Verknüpfungen der atmosphärischen und aquatischen Förderbänder auf, die radioaktive und nichtradioaktive Schadstoffe in Zeiträumen von wenigen Tagen von einem Land ins andere verfrachten können.

## Radionuclides de Tchernobyl dans l'environnement: Traceurs de la liaison étroite entre systèmes atmosphériques terrestres et aquatiques

Peter H. Santschi

### 1. Introduction

Des dégagements par impulsions de radionuclides dans l'environnement peuvent permettre leur exploitation en tant que traceurs dans l'étude de processus physiques, chimiques et biologiques observés dans l'environnement. En 1984, par exemple, on a pu exploiter sur le plan scientifique un dégagement bref et involontaire de tritium dans le Glatt, suivi d'infiltration dans les eaux souterraines et potables de la vallée du Glatt inférieur [1-5]; il en a été de même récemment à l'occasion des retombées radioactives de Tchernobyl [6-12].

Le présent article se propose notamment de mettre en évidence le lien étroit qui existe entre les réservoirs atmosphériques, terrestres et aquatiques. Il s'intéressera aussi à l'influence de certains processus sur la migration et le transfert des différents nuclides vers l'homme (fig. 1).

Sur la base de mesures gamma effectuées au moyen d'un détecteur au germanium et au lithium et, en partie, d'un détecteur au germanium pure, on a déterminé les concentrations d'activité des nuclides de Tchernobyl dans les échantillons suivants: eau de surface, eau potable, eau de citerne, eau de station d'épuration, eau souterraine, filtres à air, précipitations, dépôts secs, particules de sédimentation du lac de Zurich, poissons, herbe, lait, salade et légume. Dans certains cas, on a également déterminé la teneur en  $^{90}\text{Sr}$  [12].

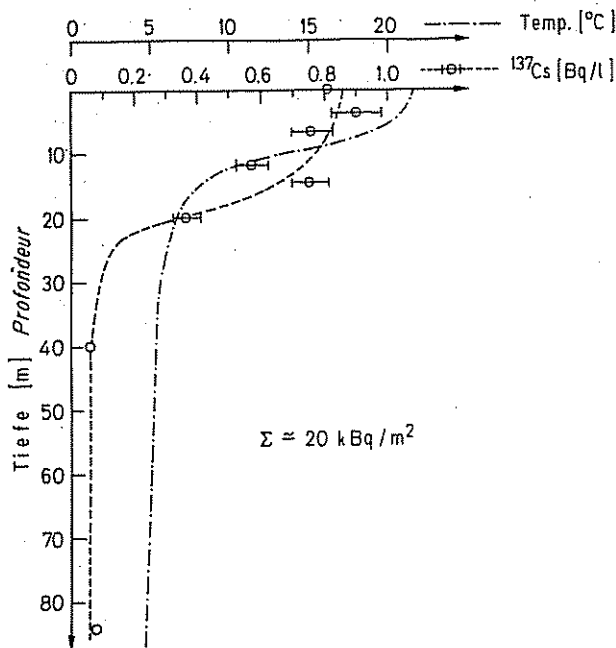


Fig. 4  
Tiefenprofil des  $^{137}\text{Cs}$  im Luganersee am 9. September 1986.

Profil en profondeur de  $^{137}\text{Cs}$  dans le lac de Lugano le 9 septembre 1986.

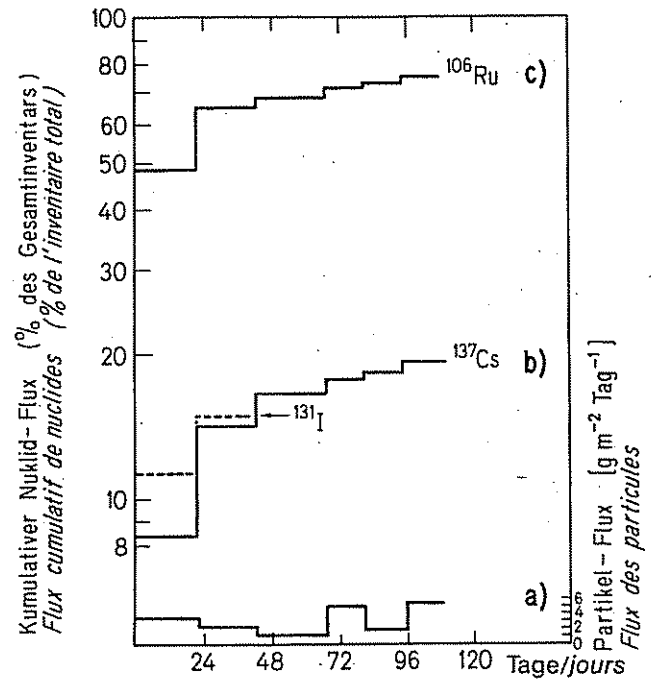


Fig. 5  
Kumulativer Nuklid- (b, c) und Partikelflux (a) im Zürichsee.

Flux cumulatif de nuclides (b, c) et de particules (a) dans le lac de Zurich.

### 2. Les nuclides, traceurs permettant d'évaluer les constantes de temps du combustible du réacteur de Tchernobyl [10]

La durée de combustion du combustible nucléaire de 1-2 ans a pu être estimée grâce à l'évaluation exacte des rapports  $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$  et  $^{103}\text{Ru}/^{106}\text{Ru}$  [13, 14]. La mesure précise du rapport  $^{133}\text{I}/^{131}\text{I}$  a permis de fixer le moment probable de la panne du réacteur au 25. 4. 1986, à 18.30 h. Cette indication a été confirmée par nos mesures [10].

Comme le réacteur ne fonctionnait ce jour-là qu'à 5% de sa puissance, le moment calculé ne correspond toutefois pas à celui de l'explosion dans le réacteur, survenue seulement quelques heures plus tard, à minuit heure local.

### 3. Forme chimique des nuclides dans l'environnement [7]

Les nuclides provenant du réacteur de Tchernobyl décelés en Suisse étaient caractérisés par (cf. fig. 1):

- le rendement de fission asymétrique du  $^{235}\text{U}$ , entraînant surtout la production de nuclides dont le nombre de neutrons approche les chiffres «magiques» 52 et 80,
- la relative volatilité des éléments et des composés dont le point d'ébullition est inférieur à la température de combustion du graphite (environ 1500 °C) [15].

Sur la base de considérations thermodynamiques, on a pu déterminer, pour certains radionuclides de Tchernobyl, les espèces chimiques suivantes [7]:  $\text{Cs}^+$ ,  $\text{Ba}^{2+}$ ,  $\text{Sr}^{2+}$ ,  $\text{La(III)}$ ,  $\text{Ce(IV)}$ ,  $\text{Nb(V)}$ ,  $\text{MoO}_4^{2-}$ ,  $\text{TcO}_4^-$ ,  $\text{HTeO}_3^-$ . Pour  $^{131}\text{I}$  et  $^{103}\text{Ru}$ , aux espèces (en partie métastables)  $\text{RuO}_4^{2-}$ ,  $\text{Ru(III)}$ ,  $\text{I}_2$ ,  $\text{CH}_3\text{I}$ ,  $\text{I}^-$  et  $\text{IO}_3^-$ , la spéciation a encore été en partie influencée par le milieu physique et chimique du réacteur, qui a dû aussi produire de l'iode élémentaire et de l'oxyde de ruthénium ( $\text{RuO}_4$ ) volatil. Ces espèces concordent avec le comportement observé en laboratoire (échange d'ions, extraction de charbon actif, réactions de précipitation) et dans l'environnement (pénétration d'espèces anioniques et moléculaires dans les eaux souterraines, extraction des radionuclides de Tchernobyl par lavage des sols et plantes).

La spéciation dans des systèmes biologiques peut être expliquée par une sorption accompagnée d'une réduction des espèces; cela s'exprime par une liaison beaucoup plus forte avec toutes surfaces pour le  $^{103}\text{Ru}$  cationique trivalent et en partie par une liaison avec des protéines pour l'iode et le tellure.

Etant donné la faible capacité d'échange ionique des sols, du plancton et des sédiments, les espèces anioniques et neutres des nuclides de Tchernobyl se sont révélées particulièrement mobiles dans l'environnement aquatique et terrestre. Il est vraisemblable que des espèces anioniques (comme  $^{131}\text{I}^-$ ,  $^{131}\text{IO}_3^-$ ,  $^{103}\text{RuO}_4^{2-}$ ) aient pu aussi pénétrer directement dans des plantes par la surface des feuilles [16]. En raison de leur concentration absolue réduite dans l'environnement ( $\leq 10^{-15}\text{M}$ ), leur comportement est également déterminé par les rapports de concentration d'éléments porteurs aux propriétés chimiques analogues (comme, par exemple,  $\text{K}^+$  pour  $^{137}\text{Cs}^+$  et  $\text{Ca}^{2+}$  pour  $^{90}\text{Sr}^{2+}$ ).

#### 4. Le «nettoyage» de l'atmosphère par la pluie, le brouillard et la rosée, facteur déterminant dépôt de nuclides [8]

La concentration dans l'atmosphère des radionuclides de Tchernobyl enregistré à Dubendorf (cf. fig. 2) équivalait à celle constatée dans le reste de la Suisse [17, 18], en France et en Allemagne, et n'était que de peu inférieure à la concentration observée en Suède [13]. Calculée à partir du dépôt enregistré dans deux collecteurs fondamentalement différents et de l'activité dans l'herbe, la comparaison des taux de dépôt de ces nuclides a révélé la bonne concordance des méthodes (tableau 1).

Pour  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{131}\text{I}$  et  $^{132}\text{Te}$ , le dépôt sec représente environ 20 à 25% du dépôt total dans l'herbe. Pour  $^{99}\text{Mo}/^{99\text{m}}\text{Tc}$ , la valeur calculée est d'à peu près 20 à 50%. La comparaison des activités dans l'atmosphère et des échantillons de précipitations a permis d'évaluer les vitesses de dépôt, qui déterminent l'estimation des pollutions anthropogènes (tableau 1). Ces calculs ont révélé que la pluie du 30 avril (d'une durée approximative de 12 heures) avait nettoyé l'atmosphère à une vitesse d'environ 3 cm/s. Si l'on considère cependant le temps total pendant lequel plus de 90% du dépôt a eu lieu, c'est-à-dire entre le 30 avril et le 8 mai 1986, la vitesse de dépôt n'était que de 4 mm/s (différence due à la vitesse de dépôt plus réduite pendant les périodes sèches). Toutefois, le taux de dépôt des différents nuclides par brouillard était d'un facteur de 4 ou 5 fois plus grand. Les vitesses de dépôts secs étaient particulièrement accrues pour les nuclides moléculaires ou anioniques ( $^{131}\text{I}$ ,  $^{132}\text{Te}$  et  $^{99\text{m}}\text{Tc}$ ).

Les taux de dépôt étaient donc environ 100 fois supérieurs en temps de pluie que pendant les périodes sèches (tableau 1). Cela explique aussi les différences sensibles de taux de dépôt des divers nuclides enregistrées d'un endroit à un autre en Suisse et ailleurs, en dépit de concen-

trations analogues dans l'atmosphère. Les vitesses calculées en périodes sèches concordent tout à fait avec les valeurs enregistrées dans les années 50 pour les produits de fission des retombées de la bombe atomique ainsi que dans le cas de l'accident de réacteur de Windscale, en Angleterre, dans l'année 1957.

Le rapport moyen de scavenging  $S$ ,  $S = \frac{C_{\text{pluie}} \cdot Q}{C_{\text{air}}}$  d'environ 400 (avec  $Q = 1,2 \text{ kg/m}^3$ ), pour la pluie du 30. 4. 1986 à Dubendorf, s'appliquait à tous les nuclides et correspond aux valeurs escomptées pour aérosols continentaux [8] au diamètre moyen de 0,5–1  $\mu\text{m}$  [19, 20]. Cela signifie que les vitesses ainsi calculées peuvent sans doute être utilisées directement pour l'évaluation des taux de dépôt de polluants anthropogènes transportés sur de longues distances.

#### 5. Radionuclides dans les eaux potables et souterraines [6]

Les activités volumiques maximales de  $^{137}\text{Cs}$  dans l'eau de citerne équivalaient certes à celles enregistrées dans l'eau de pluie, mais les valeurs moyennes étaient en général inférieures à celles de l'eau de pluie, qui s'élevaient au maximum à 10<sup>4</sup> Bq/l  $^{131}\text{I}$  et à 500 Bq/l  $^{137}\text{Cs}$ . Les radionuclides de Tchernobyl n'ont été décelés qu'exceptionnellement dans les eaux potables et souterraines. Toutefois, les nuclides anioniques  $^{131}\text{I}$  et  $^{103}\text{Ru}$ , aux bonnes qualités de migration, ont pu être constatés dans les eaux souterraines fraîchement infiltrées de la vallée du Glatt inférieur [21].

#### 6. Le «nettoyage» des sols, apport supplémentaire dans les eaux [6]

L'élimination initiale de tous les radionuclides du sol a été la plus importante le premier jour des retombées.  $^{131}\text{I}$  et  $^{103}\text{Ru}$  ont présenté des taux particulièrement élevés, que l'on peut déduire des rapports d'isotopes élevés  $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$  et  $^{103}\text{Ru}/^{137}\text{Cs}$  observés dans le Chriesbach, qui coule à proximité de l'EAWAG (fig. 3a). Bien que ces proportions d'isotopes aient été le 1<sup>er</sup> mai 4 à 5 fois supérieures à celles observées dans les précipitations, elles ont rapidement diminué et étaient déjà 4 jours plus tard sensiblement plus basses que dans les eaux de pluie et dans les sols (c'est-à-dire à moins de 10%, fig. 3b). Comme  $^{137}\text{Cs}$  a présenté des concentrations relativement constantes d'environ 1,5 Bq/l au cours de la première semaine de mai, il a pu ici servir de nuclide traceur. Les nuclides mentionnés plus haut ont ainsi été plus fortement fixés que  $^{137}\text{Cs}$  dans les sols ou les sédiments à l'issue de cette courte période, alors qu'au début, leur élimination avait été plus grande.

#### 7. Apport direct de nuclides dans les eaux superficielles [6]

Compte tenu du temps de séjour de l'eau dans les lacs, supérieur à un an en général, et de la lenteur relative d'élimination de l'isotope  $^{137}\text{Cs}$  (dont la durée de vie est de 30 ans), on peut estimer que les lacs constituent, dans une certaine mesure, des collecteurs de la pollution atmosphérique de courte durée. Les profils de concentration de  $^{137}\text{Cs}$  sont donc aussi révélateurs des processus d'élimination et de mélange dans les lacs. En raison de la concentration extrêmement basse de  $^{137}\text{Cs}$  enregistrée déjà un mois après les retombées, nous avons mis au point un procédé destiné à extraire le  $^{137}\text{Cs}$  de quantités de 1–30 l d'eau. L'inventaire de  $^{137}\text{Cs}$  dans le lac de Zurich se concentre surtout dans l'épilimnion (jusqu'au 11 juin: 4,5 kBq/m<sup>2</sup>). Un dépistage analogue de  $^{137}\text{Cs}$  dans le lac de Lugano (fig. 4) a révélé le 9. 9. 1986 un taux de concentration de

Aktivität  
Activité

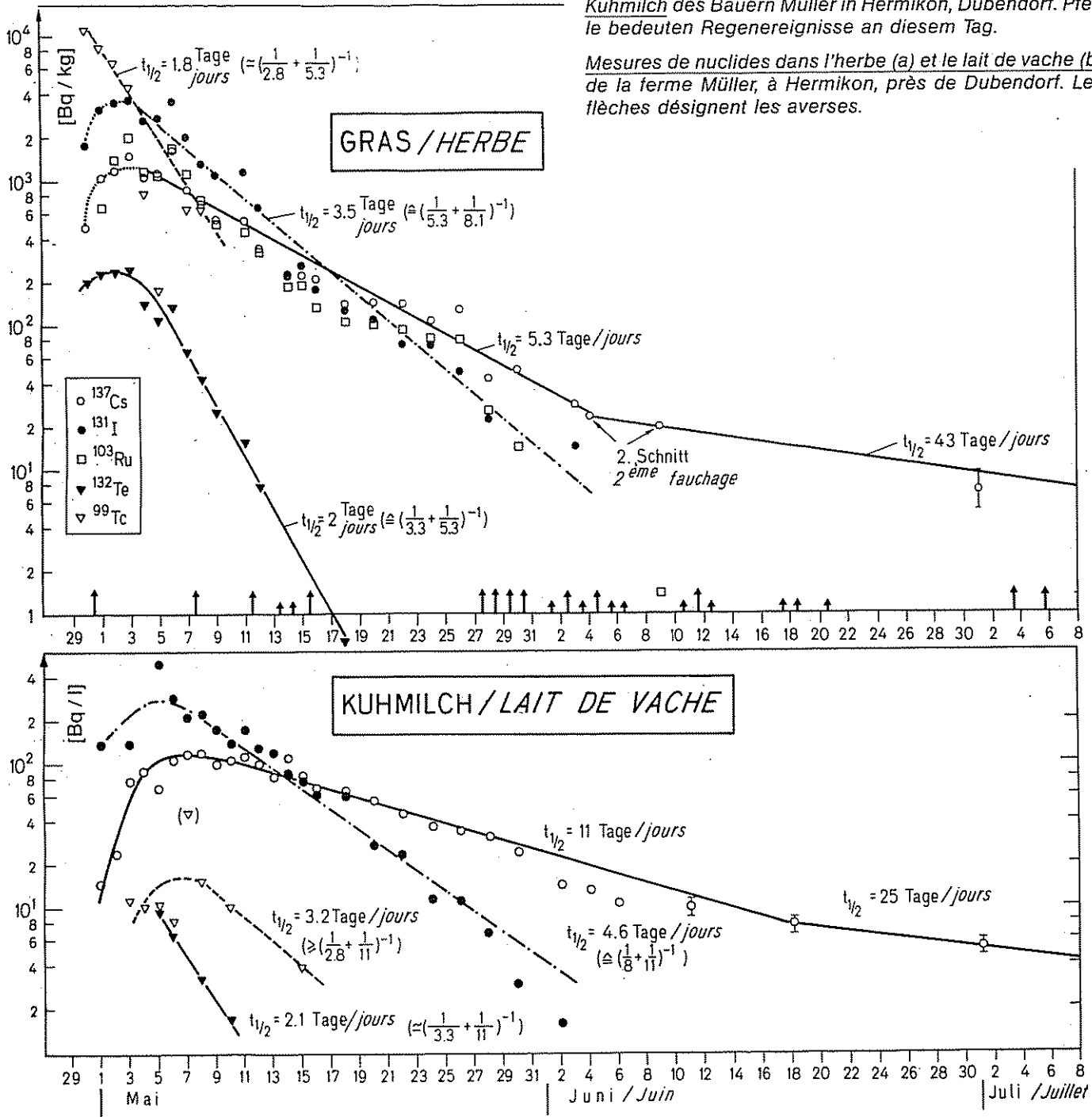


Fig. 6

Resultate der Nuklidmessungen des (a) Grases und (b) der Kuhmilch des Bauern Müller in Hermikon, Dübendorf. Pfeile bedeuten Regenereignisse an diesem Tag.

Mesures de nuclides dans l'herbe (a) et le lait de vache (b) de la ferme Müller, à Hermikon, près de Dubendorf. Les flèches désignent les averses.

20 kBq/m<sup>2</sup>. Cela concorde à peu près avec les évaluations effectuées en mai à partir des mesures pluviométriques [8, 11]. Au début du mois de mai, des processus de mélange intensifs ont dû contribuer à ce que de faibles concentrations de <sup>137</sup>Cs aient aussi été enregistrées plus tard bien au dessous de la thermocline.

## 8. Processus d'enrichissement et d'élimination dans les lacs [6]

Les radionuclides présents dans les lacs sont absorbés ou adsorbés par les particules (plancton) charriées ou récemment produites et sont transportés par ces particules dans les sédiments sur des périodes de plusieurs mois ou années. L'adsorption directe par les sédiments superficiels de l'épilimnion des lacs constitue un mode d'élimination important pour un radionuclide essentiellement dissous comme le <sup>137</sup>Cs [22]. Les nuclides de plus grande

longévité peuvent être absorbés par les poissons via le plancton et la flore benthique. Le facteur de bioconcentration de <sup>137</sup>Cs enregistré chez certains poissons (environ  $2 \times 10^3 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$  poids brut) est toutefois dû en grande partie à l'enrichissement de <sup>137</sup>Cs dans le plancton, observé au début de la chaîne alimentaire, et non à un enrichissement ultérieur dans la chaîne alimentaire ou à une absorption directe à partir de l'eau [23].

Le facteur de bioconcentration de <sup>137</sup>Cs dans les débris de plancton sédimentaires du lac de Zurich s'élevait au début à  $4 \cdot 10^4 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$  et diminua ensuite pour atteindre une valeur constante de  $5 \cdot 10^3 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$  de poids net. Ce fait et le développement de l'élimination du <sup>137</sup>Cs et du <sup>103</sup>Ru en forme d'impulsion indiquent qu'une partie du <sup>137</sup>Cs (mais aussi du <sup>103</sup>Ru et d'autres nuclides) est parvenue dans l'eau par l'intermédiaire de particules insolubles.

La part de <sup>137</sup>Cs apportée dans les sédiments plus profonds du lac de Zurich en l'espace de 1 à 2 mois corres-

pond à 10–15% de l'inventaire total (fig. 5). Au cours des deux mois suivants, le sédiment n'a cependant reçu qu'un apport supplémentaire de 5% environ, en dépit de flux de particules accrus. Par contre, le  $^{103}\text{Ru}$  a été éliminé à 70% du lac de Zurich en l'espace de deux mois (fig. 5). Les concentrations d'activité de  $^{137}\text{Cs}$  dans les poissons de lacs sont à peu près proportionnelles aux taux de dépôts atmosphériques. Aucune différence n'a été constatée entre herbivores et carnivores, ni entre la faune des zones pélagiques et celle des zones littorales; cela s'explique probablement par l'uniformité de concentration dans les sources alimentaires provenant des sédiments épilimniques et des particules en suspensions.

### 9. Transmission à l'homme par la voie critique herbe → lait de vache [9]; Equivalent de dose

Pour étudier la voie de transmission herbe → lait de vache et la contamination de l'homme qui en résulte, on a déterminé, à l'aide de mesure gamma, les concentrations d'activité des radionuclides de Tchernobyl dans des échantillons d'herbe et de lait de vache de la région de Dübendorf (fig. 6). Les concentrations dans l'herbe étaient identiques à celles observées dans les légumes de cultures naturelles.

Les facteurs de transfert herbe-lait (cela correspond au quotient de la concentration des isotopes du lait de vache par celle mesurée dans l'herbe) s'élevaient, au bout de 2 semaines, à environ 0,4 pour le  $^{137}\text{Cs}$  et à 0,2–0,1 pour le  $^{131}\text{I}$ . Ces facteurs peuvent être utilisés pour la description d'un éventuel transfert de nuclides vers l'homme.

D'après la comparaison du rapport  $^{132}\text{I}/^{131}\text{I}$  dans le lait et l'herbe, on peut estimer à environ 1 heure le temps nécessaire à la séparation de  $^{132}\text{I}$  et de  $^{131}\text{I}$ ; autrement dit, cette séparation se produit vraisemblablement après la cailllette, dans le pis de la vache, peu avant la lactation.

De la charge supplémentaire due à l'accident de Tchernobyl, à peu près 20% revient au lait contaminé et 80% à la viande, au légume et à l'irradiation externe [17, 18]. Pour la population suisse, l'équivalent de dose réel s'élevait à 15 mrem par personne, soit 10% seulement de la dose naturelle moyenne. Comme cela se situe bien au-dessous des variations de dose naturelles observées dans notre pays, les conséquences que cet événement pourrait avoir pour la santé de la population suisse (cancer, dommages génétiques) devraient être minimes [17, 18]. En revanche, cet accident a révélé une nouvelle fois les liens existant entre les «convoyeurs» atmosphériques et aquatiques susceptibles de transporter les polluants d'un pays à l'autre en l'espace de quelques jours.

[1] Höhn, E., and Santschi, P. H. 1987. Interpretation of tritium displacement during infiltration of river water to ground water, *Water Resour. Res.* in Druck.

[2] Höhn, E., and Santschi, P. H. 1987. Traced river water as a basis for protection schemes of ground water recharged by the river, *Proc. 19th Congr. Int. Assoc. of Hydrogeol.*, Karlovy Vary, CSSR, Sept. 8–15, in Druck.

[3] Santschi, P. H., Farrenkothen, K., Lueck, A., Hueppi, H. J., Werth, E., and Höhn, E. 1984. The movement of a tritium pulse through surface and groundwaters in the Glatt Valley, Switzerland. *EAWAG News* 16/17, 7–11.

[4] Santschi, P. H., Lueck, A., Farrenkothen, K., Hueppi, H. J., and Werth, E. 1987. Tritium as a tracer for the movement of surface and ground waters in the Glatt Valley, Switzerland, *Environ. Sci. Technol.*, eingereicht zur Publikation.

[5] Santschi, P. H., and Höhn, E. 1986. Tritium im Grundwasser. Die Auswirkung von unbeabsichtigt freigesetztem Tritium auf das Grundwasser im unteren Glattal (Kanton Zürich). *EIR Bulletin* 59, 13–15.

[6] Santschi, P. H., Bollhalder, S., Camani, M., Farrenkothen, K., Goerlich, W., Haesler, S., Heiz, H., Lueck, A., Schuler, Ch., Sturm, M., Völkle, H., Weber, C., Zingg, S. 1987. Radionuklide des Tschernobyl-Fallouts in natürlichen Gewässern: Auswasch-, Verdünnungs-, Eliminierungs- und Anreicherungsprozesse. *Proc. Symp. «Radioaktivitätsmessungen in der Schweiz nach Tschernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation»*, Bern, Schweiz, Bundesamt für Gesundheitswesen, 323–338.

[7] Santschi, P. H., Bollhalder, S., Farrenkothen, K., Hermann, A., Lueck, A., Schüpbach, M. R., Weber, C. 1987. Chemische Spezierung und Mobilität der Nuklide des Tschernobyl-Fallouts in der Umwelt. *Proc. Symp. «Radioaktivitätsmessungen in der Schweiz nach Tschernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation»*, Bern, Schweiz, Bundesamt für Gesundheitswesen, 132–141.

[8] Santschi, P. H., Bollhalder, S., Farrenkothen, K., Lueck, A., Weber, C., Zingg, S. 1987. Messung der atmosphärischen Deposition von Tschernobyl-Radionukliden (Gesamt- und Trockendeposition) im Raume Dübendorf ZH. *Proc. Symp. «Radioaktivitätsmessungen in der Schweiz nach Tschernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation»*, Bern, Schweiz, Bundesamt für Gesundheitswesen, 176–187.

[9] Santschi, P. H., Bollhalder, S., Farrenkothen, K., Lueck, A., Weber, C., Zingg, S. 1987. Transportraten von Tschernobyl-Radionukliden in Gras und Kuhmilch im Raume Dübendorf. *Proc. Symp. «Radioaktivitätsmessungen in der Schweiz nach Tschernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation»*, Bern, Schweiz, Bundesamt für Gesundheitswesen, 467–476.

[10] Santschi, P. H., Bollhalder, S., Farrenkothen, K., Lueck, A., Weber, C. 1987. Exakte Bestimmung des  $^{133}\text{I}/^{131}\text{I}$ -Verhältnisses in Niederschlagsproben zur Berechnung des Zeitpunktes des «Shutdowns» des Reaktors von Tschernobyl. *Proc. Symp. «Radioaktivitätsmessungen in der Schweiz nach Tschernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation»*, Bern, Schweiz, Bundesamt für Gesundheitswesen, 188–190.

[11] Völkle, H., Murith, C., Surbeck, H., Nowak, St., Baeriswyl, L., Ferreri, C., Gobet, M., Gurtner, A., Ribordy, L., Wicht, F., Santschi, P. H., Farrenkothen, K., Lueck, A., Bollhalder, S., Weber, C. 1987. Radioaktivitätsmessungen in Luftfiltern und Niederschlagsproben und Ablagerungen auf Gras und Erdboden. *Proc. Symp. «Radioaktivitätsmessungen in der Schweiz nach Tschernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation»*, Bern, Schweiz, Bundesamt für Gesundheitswesen, 72–83.

[12] Geering, J.-J., Bollhalder, S., Farrenkothen, K., Friedli, C., Hermann, A., Lerch, P., Lueck, A., Santschi, P. H., Schüpbach, M. R., Weber, C. 1987. Mesure de Sr-89 et de Sr-90 dans l'environnement en Suisse après l'accident de Tschernobyl. 1986. *Proc. Symp. «Radioaktivitätsmessungen in der Schweiz nach Tschernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation»*, Bern, Schweiz, Bundesamt für Gesundheitswesen, 458–466.

[13] Tvedal, L., Tovedal, H., Bergström, U., Appelgren, A., Chrysler, J., and Anderson, L. 1986. Initial observations of fallout from the reactor accident at Chernobyl. *Nature* 321, 192–193.

[14] Hohenemser, C., Deicher, M., Hofsäss, H., Linder, G., Recknagel, E., and Budnick, J. I. 1986. Agricultural impact of Chernobyl: a warning. *Nature* 321, 817.

[15] Seifritz, W. 1986. Der offizielle Tschernobyl-Bericht. Unfallablauf und erste Bewertung. «Neue Zürcher Zeitung» 193/5, Aug. 22, 1986.

[16] Wyttenbach, A., Tobler, L., and Bajo, S. 1987.  $^{134}\text{I}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{109}\text{Ru}$ : Deposition auf und Inkorporation in Fichtennadeln (P. Abies). *Proc. Symp. «Radioaktivitätsmessungen in der Schweiz nach Tschernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation»*, Bern, Schweiz, Bundesamt für Gesundheitswesen, 495–504.

[17] BAG, Bundesamt für Gesundheitswesen. 1986. Verstrahlungslage in der Schweiz nach dem Unfall in Tschernobyl. 3000 Bern.

[18] HSK, Hauptabteilung für Sicherheit von Kernanlagen. 1986. Der Unfall Tschernobyl. Ein Überblick über Ursache und Auswirkungen. HSK-AN-1916. 5303 Würenlingen

[19] Gäggefer, H., Ballensperger, U., Jost, D., Tobler, L. 1986. Messungen zum Fallout des Reaktorunglücks von Tschernobyl. *EIR Bulletin* 59, 34–35.

[20] Nyffeler, U. P., Gälli, B., Bürki, P., und Krähenbühl, U. 1987. Messungen des radioaktiven Ausfalls vom Reaktorunglück in Tschernobyl an korngrossenfraktioniertem Luftstaub und in der Deposition südlich von Bern. *Proc. Symp. «Radioaktivitätsmessungen in der Schweiz nach Tschernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation»*, Bern, Schweiz, Bundesamt für Gesundheitswesen, 121–131.

[21] Weber, U., Krähenbühl, U., und von Gunten, H. R. 1987. Radionuklide in Fluss- und Grundwasser, Schwebstoffen und Algen im untern Glattal. *Proc. Symp. «Radioaktivitätsmessungen in der Schweiz nach Tschernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation»*, Bern, Schweiz, Bundesamt für Gesundheitswesen, 271–283.

[22] Santschi, P. H., Nyffeler, U. P., Anderson, R. F., Schiff, S. L., O'Hara, P. 1986. Response of radioactive trace metals to acid-base titration in controlled experimental ecosystems: Evaluation of transport parameters for application to whole lake radiotracer experiments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43(1), 60–77.

[23] Thomann, R. V. 1981. Equilibrium Model for fate of micro-contaminants in diverse aquatic food chains. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38, 280.

### Seminare

Im Semester finden jeweils am Freitag von 15.15 bis etwa 16.30 Uhr im Hörsaal der EAWAG Seminare statt. Gäste sind stets willkommen. Gerne schicken wir Ihnen das Programm und die Ankündigungen für die künftigen Seminare.

### Séminaires

Au cours du semestre, des séminaires ont lieu le vendredi de 15 h 15 à env. 16 h 30, à l'amphithéâtre de l'EAWAG. Des auditeurs intéressés sont les bienvenus. Nous serions heureux de vous faire parvenir le programme et les annonces pour les séminaires à venir.

# Impuretés organiques en traces dans l'atmosphère: analyse, origine et comportement dans la pluie, la neige et le brouillard\*

Walter Giger, Christian Leuenberger, Jean Czuzwa et Josef Tremp

## 1. Constituants organiques en traces dans l'atmosphère terrestre

Outre ses constituants principaux, l'azote et l'oxygène, l'atmosphère terrestre contient toute une série de composés organiques et inorganiques en traces tels qu'eau, dioxyde de carbone, gaz rares, ozone, méthane et autres substances organiques. Ces éléments atmosphériques influent de façon déterminante sur de nombreux phénomènes terrestres comme le temps, le bilan de chaleur, la photosynthèse et la radioprotection, pour ne citer que les principaux. Les composés organiques parviennent dans l'atmosphère à partir de différentes émissions; à ce sujet, en dehors de quelques substances biogènes (méthane, terpènes), ce sont surtout les polluants et les substances nocives anthropogènes, c'est-à-dire dus à l'activité de l'homme, qui présentent de l'intérêt (fig. 1). Les émissions provenant de la circulation automobile, du chauffage individuel, de l'industrie, de l'incinération des déchets et de l'agriculture contribuent à la pollution atmosphérique par l'intermédiaire de substances organiques.

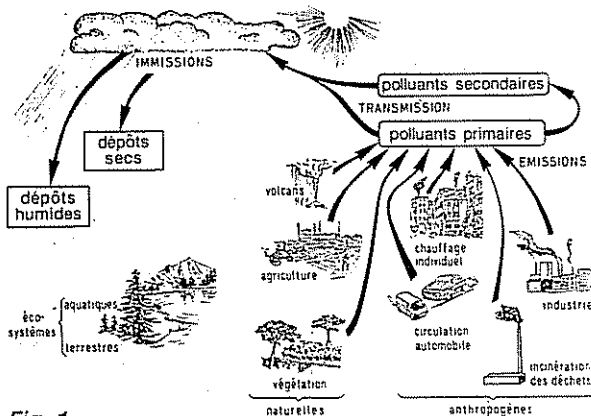


Fig. 1 Impuretés organiques dans l'atmosphère: de l'émission à l'immission.

Dans l'atmosphère, les polluants primaires font l'objet de processus complexes de dilution, de transport, de dispersion et de transformation (transmission), et certaines réactions photochimiques peuvent entraîner la formation de substances toxiques secondaires. Les concentrations atmosphériques finalement observées et les répercussions sur les plantes et les êtres vivants, y compris les hommes (immissions), sont en grande partie influencées par le comportement chimiodynamique des polluants. L'état physique dans lequel apparaissent ces impuretés joue un rôle prépondérant. La transmission s'effectue de façon très différente pour un composé gazeux ou pour une substance dite particulaire liée à des particules de poussières atmosphériques. Les polluants peuvent être absorbés dans l'eau atmosphérique aussi bien à partir de la phase gazeuse qu'avec les particules (scavenging gazeux et particulaire). Les processus de répartition entre les phases gazeuses, dissoutes et particulaires exercent une influence fondamentale sur le comportement des substances nocives dans l'atmosphère. Ils déterminent en particulier l'apport d'impuretés atmosphériques dans les écosystèmes terrestres et aquatiques au moyen de dépôts secs et humides.

\* Die deutsche Fassung dieses Artikels wurde in der Technischen Rundschau vom 26. September 1986 publiziert (Seite 78-81). Kopien sind beim ersten Autor erhältlich.

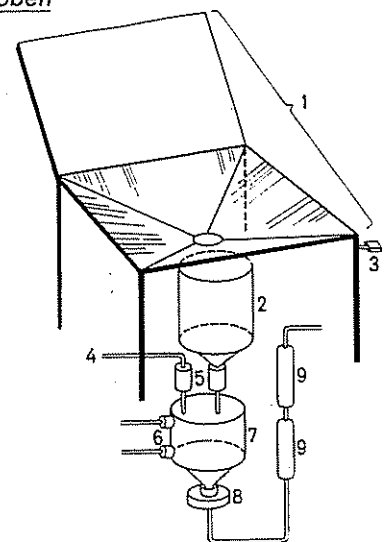
## 2. Substances organiques nocives dans les précipitations

Cet article porte sur un projet de recherche de l'EAWAG, réalisé dans le cadre du programme national de recherche 14 «Cycle et pollution de l'air en Suisse». Ce projet avait pour objectif premier l'élaboration de méthodes fiables d'échantillonnage et de quantification de certaines catégories de substances organiques. Ces méthodes ont permis la mesure de concentrations de substances organiques dans des précipitations humides (pluie, neige) et dans le brouillard. Une attention particulière a été portée à l'analyse distincte des éléments dissous (c'est-à-dire filtrables) et des éléments associés à des particules. Les prélèvements d'eau de pluie s'appuyaient sur l'emploi d'un appareil spécialement conçu (le collecteur Pankow, fig. 2). Il permettait simultanément la séparation des particules et l'enrichissement de substances dissoutes dans l'eau de pluie sur une colonne d'adsorption, et ce par filtration sous pression automatique et par percolation à l'aide d'une colonne d'enrichissement. La composition des substances organiques était déterminée au moyen de diverses méthodes chromatographiques et spectroscopiques. Les figures 3 à 7 présentent une sélection des principaux résultats de ces recherches. Certains aspects des corrélations obtenues à partir de ces résultats seront maintenant expliqués.

La pollution des précipitations par des alcanes, des hydrocarbures volatiles, des phénols ainsi que des hydrocarbures polycycliques varie sensiblement selon le type de précipitation et la saison (fig. 3). Les différences constatées entre les types de composés révèlent l'existence de diverses sortes d'apport et la variété des comportements dans l'atmosphère. Les concentrations relativement élevées des phénols dans les échantillons de pluie traduisent une «élimination» efficace des phénols facilement solubles dans l'eau. La pollution extrêmement forte du brouillard par des hydrocarbures aromatiques polycycliques particuliers convient d'être soulignée. Toutefois, comme seuls deux échantillons de brouillard ont été analysés, ces résultats ne peuvent pas encore être considérés comme généralisables.

Fig. 2 Appareil d'échantillonnage pour collection, filtration sous pression et extraction d'échantillon de pluie / Probenahmegerät zur Sammlung, Druckfiltration und Extraktion von Regenproben

- 1 surface d'échantillonnage / Sammelfläche (1 m<sup>2</sup>)
- 2 vase de prise / Einfanggefäß
- 3 senseur de pluie / Regensensor
- 4 pression de nitrogène / Stickstoffdruck
- 5 soupapes / Ventile
- 6 senseurs électriques / elektrische Sensoren
- 7 vase de pression / Druckgefäß
- 8 filtre / Filter
- 9 colonnes d'enrichissement / Anreicherungspatronen



Les analyses par chromatographie en phase gazeuse des hydrocarbures saturés (alcane) ont fourni des indications précises quant à l'origine de ces substances. Tous les résidus de filtrage (diamètre des particules > 0,2 µm) contenaient des séries homologues d'hydrocarbures saturés en chaîne linéaire (n-alcane), la longueur de chaîne se situant entre 15 et 35 atomes de carbones (n-C<sub>15</sub>H<sub>32</sub> à n-C<sub>35</sub>H<sub>72</sub>). Parmi les alcanes observés dans les prélèvements d'été prédominaient les n-alcane d'origine bio-

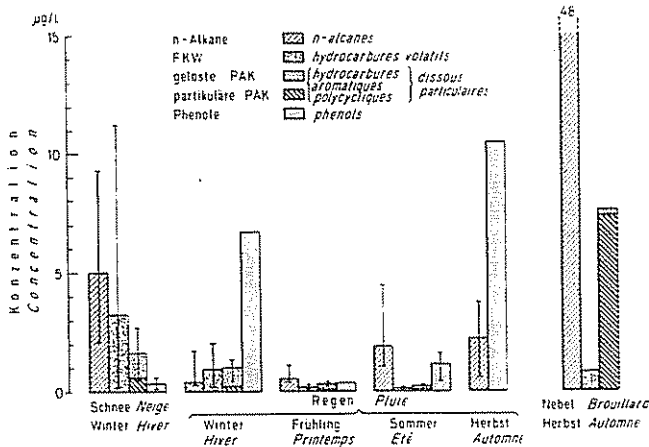


Fig. 3 Valeurs moyennes et domaines de variabilité des concentrations de composés organiques dans la pluie, la neige et le brouillard. Les concentrations se rapportent au volume d'eau; les domaines de variabilité ne sont indiqués que pour 3 valeurs mesurées au moins.

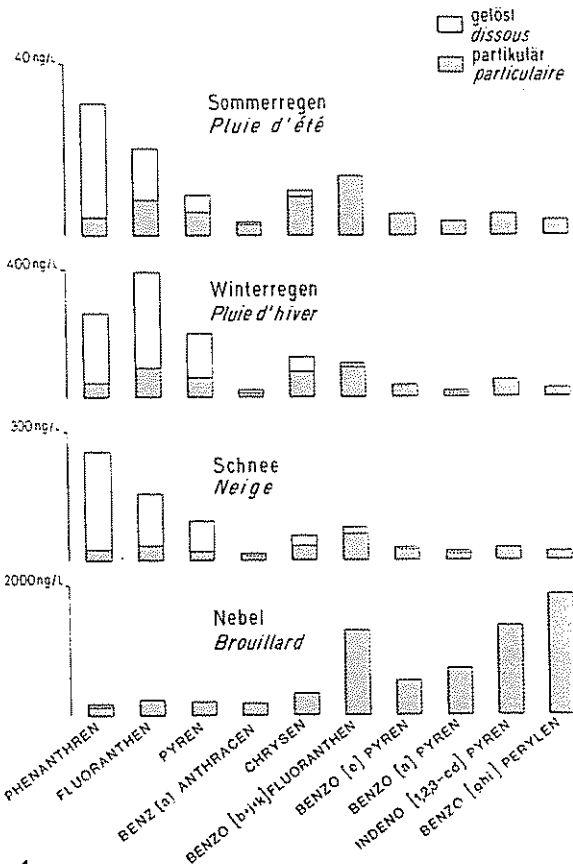


Fig. 4 Concentrations d'hydrocarbures polycycliques aromatiques dans la pluie d'été, la pluie d'hiver, la neige et le brouillard. Les concentrations (de gauche à droite: phénanthrène, fluoranthène, pyrène, benz[a]anthracène, chrysène, benzo[b+j+k]fluoranthène, benzo[a]pyrène, indeno[1,2,3-cd]pyrène, benzo[ghi]perylène) se rapportent au volume d'eau.

gène. L'eau de pluie hivernale et le brouillard, en revanche, ont révélé la prédominance d'alcane provenant du pétrole et de produits de combustion. Il est intéressant de noter que des hydrocarbures saturés ont aussi été observés dans des fractions filtrables, alors que, compte tenu de leur médiocre solubilité dans l'eau, ils ne devraient être liés qu'à des particules précipitées. La formation de dérivés colloïdaux pourrait expliquer cette solubilité accrue dans l'eau.

Dans les filtrats d'eaux de précipitation, on a décelé la présence de concentrations en traces de alkylbenzènes (toluène, éthylbenzène, xylène) et d'hydrocarbures chlorées volatiles (tétra- et trichloréthène, 1,4-dichlorobenzène). Pour ce qui est des alkylbenzènes, il s'agit d'éléments d'essence et de mazout solubles dans l'eau. Les trichloréthènes et tétrachloréthènes, utilisés surtout comme solvants de nettoyage (nettoyage à sec, dégraissage des métaux), sont dégagés pour une grande part dans l'atmosphère lors de leur emploi.

Environ 30 hydrocarbures aromatiques polycycliques ont fait l'objet d'analyses quantitatives et qualitatives. Leurs concentrations augmentaient dans l'ordre suivant: pluie d'été < pluie d'hiver ≈ neige << brouillard (fig. 4). Dans les prélèvements de pluie et de neige prédominaient les hydrocarbures à trois ou quatre noyaux; par contre, dans le brouillard, les hydrocarbures à cinq ou six cycles aromatiques constituaient les composants principaux.

La part des hydrocarbures aromatiques augmentait avec la taille des molécules d'hydrocarbures aromatiques polycycliques. Pour le coefficient de répartition D entre la forme dissoute et la forme particulaire dans les échantillons d'eau de pluie, il est apparu une corrélation avec le coefficient de répartition octanol/eau et avec la solubilité dans l'eau des différents hydrocarbures polycycliques aromatiques (fig. 5). Cette corrélation naît de la combinaison de divers processus de répartition physiques et chimiques. Le rôle joué surtout par les processus de capture des gaz et des particules varie selon les hydrocarbures. Parfois aussi, des répartitions dues à l'hydrophilie ou à la lipophilie des polluants exercent une certaine influence. Les eaux de pluie contenaient du phénol et des méthylphénols (crésols) dans la zone de concentration de 0,022 à 3,8 µg/L (fig. 6). On a constaté en outre des teneurs à peu près aussi élevées en nitro- et dinitrophénols (fig. 6, 7). Tous les phénols ont été trouvés dans la partie filtrable des précipitations. Les phénols et les crésols sont dus aux émissions de moteurs à combustion, leur apport s'expliquant peut-être par la formation secondaire observée pendant la transmission atmosphérique.

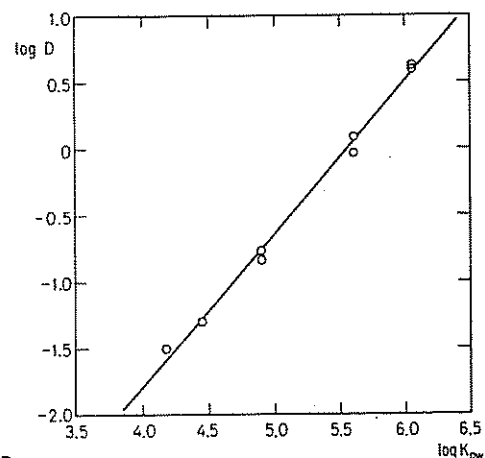


Fig. 5 Corrélation du coefficient de répartition (D) d'hydrocarbures aromatiques polycycliques dans la pluie et leur coefficient de répartition octanol/eau (K<sub>ow</sub>)

$$D = \frac{c(\text{particulaire})}{c(\text{dissous})} \quad K_{ow} = \frac{c(\text{octanol})}{c(\text{eau})}$$

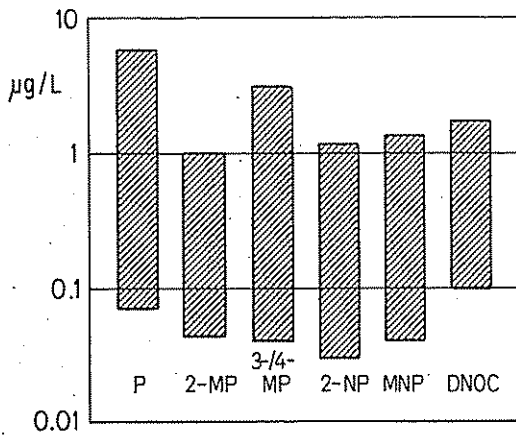


Fig. 6  
Domaine de variabilité des concentrations de phénols dans la pluie et la neige.

P: phénol, 2-MP: 2-méthylphénol, 3/4-MP: 3- et 4-méthylphénol, 2-NP: 2-nitrophénol, MNP: 3-méthyl-2-nitrophénol, 4-méthyl-2-nitrophénol et 5-méthyl-2-nitrophénol, DNOC: 4,6-Dinitro-o-crésol (4,6-Dinitro-2-méthylphénol).

L'origine des nitro- et dinitrophénols n'est pas encore élucidée. Certains dinitrophénols (DNOC; dinoseb) pourraient provenir de l'agriculture, puisqu'ils sont employés comme pesticides. Le dinoseb apparaît en concentrations élevées dans l'eau de pluie d'été; le DNOC, par contre, ne connaît aucune variation saisonnière qui indiquerait son origine agricole (fig. 7).

Selon diverses observations, il apparaît toutefois que les nitro- et dinitrophénols proviennent essentiellement d'émissions de véhicules à moteur, encore que leur formation soit possible dans l'air par l'apport de radicaux d'hydroxyle et d'oxydes d'azote.

Jusqu'il y a peu, les impuretés atmosphériques organiques étaient surtout jugées en fonction de leurs effets nocifs sur l'homme. Ainsi, par exemple, on soulignait l'activité cancérigène de certains hydrocarbures polycycliques aromatiques (comme le benzopyrène). On s'intéressait aussi par ailleurs au problème d'une pollution éventuelle de la couche stratosphérique d'ozone par les chlorofluorométhanes (fréons), très difficilement dégradables. En raison des diverses causes du dépérissement des forêts en Europe centrale, on discute maintenant de plus en plus des effets écotoxicologiques possibles de polluants atmosphériques organiques (p. ex. peroxyacétylnitrate, PAN, et autres photooxydants). Dans ce contexte, il faudrait aussi mentionner les résultats présentés plus haut à propos des concentrations en traces de phénols nitrés dans les précipitations. Les phénols nitrés, et surtout les dinitrophénols, sont, sur le plan biologique, des molécules

très actives qui, en faibles concentrations (1 µmole/litre), découplent la phosphorylation oxydative et détruisent le métabolisme cellulaire. Ces substances organiques toxiques dans les précipitations atmosphériques ne sont pas encore reconnues comme facteurs de stress pour les écosystèmes terrestres et aquatiques.

### 3. Importance pour la protection de l'environnement

Les résultats de recherche obtenus revêtent de l'importance notamment au niveau des mesures pratiques de protection de l'environnement.

Les répercussions sur le plan de la toxicologie humaine et de l'écotoxicologie des impuretés en traces présentes dans les précipitations atmosphériques ne peuvent que difficilement être évaluées, mais sont prévisibles en raison de l'activité biologique de certaines substances. Il faut donc exiger des mesures de protection de l'environnement qui favorisent la diminution des concentrations dans les précipitations.

En Suisse, les polluants atmosphériques organiques font l'objet de l'ordonnance sur la protection de l'air et de l'ordonnance sur les gaz d'échappement. La récente entrée en vigueur de la première et la révision imminente de la seconde auront, selon toute vraisemblance, des répercussions sur les polluants organiques présents dans les précipitations atmosphériques.

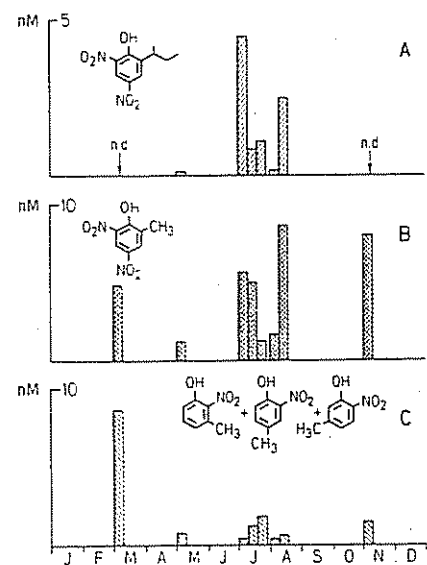


Fig. 7  
Variations saisonnières des concentrations des nitro- et dinitrophénols dans l'eau de pluie. A: dinoseb, B: DNOC, C: méthyl-2-nitrophénol.

## Aerobe thermophile Vorbehandlung zur Hygienisierung von Klärschlamm

Tony Mason und Geoffrey Hamer

### 1. Hintergrund

Die Durchsetzung einer zunehmend strengerer Umweltgesetzgebung in der Schweiz und den meisten anderen westeuropäischen Ländern hat zu einer erhöhten Kapazität für die Behandlung von häuslichen und industriellen Abwässern durch eine Kombination von mechanischen, biologischen und physikalisch-chemischen Verfahren geführt.

Das bedeutendste Nebenprodukt sowohl der mechanischen als auch der aeroben biologischen Behandlungsverfahren ist Klärschlamm, eine faulige wässrige Suspen-

sion von Feststoffen und gelösten und adsorbierten Stoffen, die

- biologisch abbaubar,
- teilweise biologisch abbaubar oder
- im wesentlichen nicht biologisch abbaubar sein können.

Klärschlamm stellt ein ernstes Entsorgungsproblem dar, vor allem in Binnenländern. In der Schweiz wird der Schlamm zum Teil auf landwirtschaftlich genutzte Flächen ausgebracht. An den konventionellen Verfahren zur Klärschlammbehandlung ist ein anaerober mesophiler Faulungsprozess (15–35 °C) beteiligt, der aber nicht zu einem

Schlamm führt, der die Anforderungen des Schweizerischen Gesetzes in bezug auf die Konzentration pathogener und Indikator-Organismen oder einiger toxischer Chemikalien erfüllt.

Ausserdem führen die Eigenschaften vieler konventionell behandelte Schlämme dazu, dass hohe Kosten für Entwässerungsverfahren entstehen.

Als kostengünstige Alternativen sind anaerobe *thermophile* (50–70 °C) Schlammfäulungsprozesse vorgeschlagen worden. Jedoch können Anlagen aus Spannbeton-Bioreaktoren, die für die mesophile Technik gebaut worden sind, nicht leicht für das thermophile Betriebsverfahren umgebaut werden.

Obwohl die anaerobe thermophile Schlammfäulung sowohl in bezug auf die Aufenthaltszeit im Reaktor als auch in bezug auf den Hygienisierungseffekt attraktiv erscheint, unterscheidet sich das Spektrum der verbleibenden Schadstoffe aus dem thermophil behandelten Schlamm kaum von dem des mesophil behandelten.

Die meisten unter aeroben Bedingungen biologisch abbaubaren Verbindungen sind auch anaerob abbaubar, i. a. mit deutlich verschiedenen Geschwindigkeiten.

Jedoch widerstehen einige wichtige, gewöhnlich in Klärschlämmen gefundene Schadstoffe, darunter Kohlenwasserstoffe und Rückstände synthetischer Detergentien [1] dem anaeroben biologischen Abbau, sind aber aerob abbaubar. Darum erhöht die Einführung aerober Vorbehandlungsverfahren in Verbindung mit der bereits betriebenen anaeroben mesophilen Klärschlammfäulung die Effizienz der Behandlung.

Für Klärschlamm, der auf landwirtschaftlich genutzte Flächen ausgebracht werden soll, verlangt die schweizerische Klärschlammverordnung als Qualitätskriterien

1) eine Zahl von Enterobakterien (als Indikator für gefährlichere Pathogene, wie z. B. *Salmonella spp.*) von weniger als 100 pro Gramm nassen behandelten Schlamm und 2) das vollständige Fehlen virulenter Wurmeier. Zur Erreichung dieser Ziele hat sich das Interesse auf das Hygienisierungspotential aerober, thermophiler Vorbehandlungsverfahren konzentriert. Die Fähigkeit zur Selbst-erhitzung und -hygienisierung aerober Kompostierungs-

verfahren, wie sie für feste Abfälle angewandt werden, hat man weitgehend anerkannt, aber die Tatsache, dass suspendierte kohlenstoffhaltige Feststoffe unter aeroben Bedingungen in der flüssigen Phase effektiv vernichtet und/oder löslich gemacht werden können, blieb unerkannt.

Die Behandlung von Klärschlamm durch aerobe Verfahren wurde zuerst 1959 vorgeschlagen. Erst in den letzten 15 Jahren haben solche Prozesse Aufnahme in der Praxis gefunden. Es existieren im wesentlichen drei verschiedene aerobe Verfahrensweisen: Behandlung bei

- mesophilen Temperaturen (15–35 °C)
- Temperaturen im Übergangsbereich zwischen mesophil und thermophil (40–50 °C) sowie
- im thermophilen Bereich (50–70 °C).

Aerobe Verfahren können zwar für sich zur kompletten Schlammbehandlung betrieben werden, doch liegt das Hauptinteresse in der Schweiz in der Durchführung der aeroben thermophilen Behandlung als Verfahren zur Hygienisierung/Vorbehandlung mit folgenden Zielsetzungen:

- 1) Schlammhygienisierung zur Entfernung, Abtötung oder irreversiblen Inaktivierung aller pathogenen und potentiell pathogenen Bakterien, Viren, Wurmeier und Indikatororganismen,
- 2) Biooxidation von Schadstoffen, die dem biologischen Abbau widerstehen,
- 3) Erleichterung und Beschleunigung der nachfolgenden anaeroben Stabilisierung durch partielle Hydrolyse von biologisch abbaubaren partikulären Stoffen.
- 4) Veränderung der physikalischen Struktur des Schlammes.

Obwohl bereits eine kleine Zahl von Anlagen aerob thermophil arbeitet, besteht ein deutlicher Mangel an grundlegenden Prozessdaten für einen effizienten Einsatz. Diese sollten durch Forschungsarbeiten an der EAWAG (insbesondere auf die Zielsetzungen 1 und 3 ausgerichtet) erarbeitet werden.

## 2. Biologischer Abbau von Feststoffen

Die mikrobielle Verwertung sowohl von gelösten als auch von flüssigen, aber nicht gelösten, Kohlenstoff und Energie liefernden Substraten war während vieler Jahre der Schwerpunkt mikrobiologischer Forschung. Aus diesem Grund weiss man wenig über die Mechanismen der Verwertung partikulärer Substrate (im folgenden als Feststoffe bezeichnet) oder über Faktoren, die sie beeinflussen. Ein grosser Teil des Klärschlammes besteht aus biologisch abbaubaren Feststoffen (bis zu 75% [2]). Drei verschiedene Gruppen abbaubarer Feststoffe sind vorhanden:

- 1) Wachse, Fette und ihre Derivate
- 2) komplexe natürliche Biopolymere, insbesondere zellulosehaltige Stoffe
- 3) mikrobielle Zellen, die entweder aus dem ursprünglichen Abwasser stammen oder während der sekundären aeroben biologischen Behandlung entstanden sind.

Die Mechanismen, die zum biologischen Abbau der ersten Gruppe beitragen, entsprechen sehr wahrscheinlich denjenigen, die am mikrobiellen Abbau von flüssigen, nicht gelösten Substraten durch Mikroben beteiligt sind, d. h. Bildung von oberflächenaktiven Substanzen und anschliessende Emulgierung des Substrates. Demgegenüber ergeben sich die Abbaumechanismen bei der zweiten Gruppe aus einem komplexen enzymatischen Angriff der als Shrinking-site-Modell beschrieben werden kann (das im wesentlichen dem Kubikwurzelgesetz für die Auflösung von Feststoffen entspricht [3]). Man kann jedoch erwarten, dass sich die Mechanismen, die zum Abbau mikrobieller Zellen beitragen, deutlich von denen unterscheiden, die andere Feststoffkategorien betreffen.

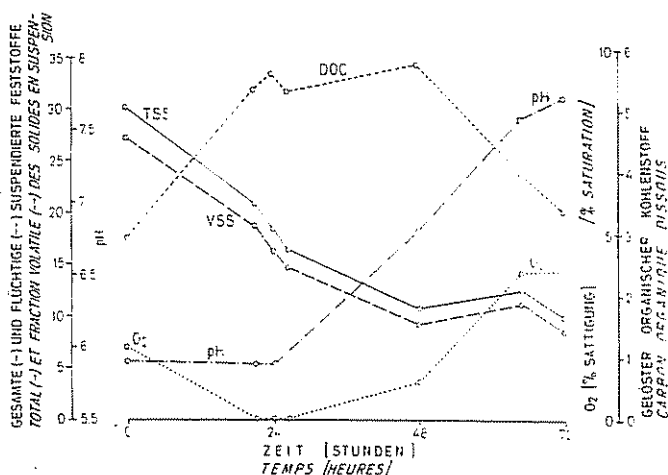


Fig. 1 Verlauf des aeroben thermophilen biologischen Abbaus von mikrobiellen Zellen. Zur Zeit 0 Std. wurden 650 ml Hefezellen (= Substratmikroben, 40 g/l) zu 650 ml einer thermophilen aeroben Kultur von Mikroorganismen gegeben, die aus einer kommunalen Schlammbehandlungsanlage stammen (weitere Erklärung im Text).

Déroulement de la biodégradation aérobie thermophile de cellules microbiennes. A l'heure 0, 650 ml de cellules de levure (= microbes de substrat, 40 g/l) ont été ajoutés à 650 ml d'une culture aérobie thermophile de microorganismes provenant d'une installation communale de traitement des boues (voir explications complémentaires dans le texte).

Laborexperimente, die an der EAWAG zum biologischen Abbau mikrobieller Feststoffe durchgeführt wurden, haben gezeigt, dass es dann zur weitestgehenden Beseitigung von Feststoffen führt, wenn die Restkonzentration an gelöstem Sauerstoff sehr niedrig ist, obwohl es sich (im Prinzip) um einen aeroben Prozess handelt.

Ebenso zeigte sich beim Betrieb im Technikummasstab, dass die Konzentration an gelöstem Sauerstoff Bedingungen entsprach, in denen Sauerstoff limitiert ist (< 10% Sättigung). In heterogenen Systemen, wie sie der Schlamm darstellt, ist das Erreichen von Bedingungen mit Sauerstoffüberschüssen unwahrscheinlich, wenn zum Umwälzen des Bioreaktors Luft eingeblasen wird. (Reiner Sauerstoff ist vermutlich ökonomisch unattraktiv und führt nicht zu Vorteilen in bezug auf die gesamte Verfahrensleistung.)

Da der biologische Abbau mikrobieller Feststoffe durch mikrobiell gebildete Exoenzyme erfolgt, müssen die Bedingungen im Bioreaktor so gewählt werden, dass sowohl eine optimale Enzymproduktion durch die Prozessmikroben gewährleistet wird, als auch die Enzymaktivitäten maximiert werden, um eine rasche und auch effiziente Auflösung zu erreichen. Im Labor zeigte sich, dass Werte von 60–65 °C und pH 6,5–7,5 die grösste Leistungsfähigkeit bieten [4].

Die Abnahme der gesamten suspendierten Feststoffe (Fig. 1, TSS als Funktion der Zeit) steht in direkter Beziehung zur Abnahme der Zahl der mikrobiellen Zellen (--- in Fig. 2), die als Substrat für die thermophile Behandlung verwendet werden. Die Aktivität der thermophilen Prozessorganismen (— in Fig. 2) nahm im Verlauf des biologischen Abbaus zu. Wahrscheinlich wurde sie durch die Freisetzung einfacher abbaubarer Substrate (die aus der Lyse\* der Substratzellen stammen) stimuliert. Die gleichzeitig beobachtete Zunahme an gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC in Fig. 1) ist auf die Bildung grosser Mengen von Carboxylsäuren (Fig. 3) zurückzuführen, die als Folge eines Gärungsstoffwechsels (von den unter Bedingungen eingeschränkter Sauerstoffs wachsenden Prozessorganismen) gebildet wurden. Diese Säuren werden in der Folge entsprechend ihrem Molekulargewicht und ihrer Struktur abgebaut. Jedoch haben die Carboxylsäuren mit höherem Molekulargewicht (z. B. Butyrat oder Isovalerat) einen üblen Geruch. Ihre Anreicherung und ihr Verbleiben im Schlamm ist besonders beim Ausbringen auf die Felder unvorteilhaft. Da solche Verbindungen aber gute Substrate für anaerobe Faulung sind, wird bei einem zweistufigen Faulungsverföhren (aerob thermophil gefolgt von anaerob mesophil) die zweite Prozessstufe beschleunigt ablaufen.

### 3. Schlammhygienisierung

Die meisten pathogenen Mikroorganismen haben optimale Wachstumstemperaturen unter 45 °C und werden bei Temperaturen über 50 °C entweder inaktiviert oder getötet. Die Fähigkeit von Bakterien, die Hitzebehandlung zu überleben, ist eine Funktion der Einwirkungszeit, der eingesetzten Temperatur und des physiologischen Zustandes der Mikroorganismen (dieser ist abhängig von den Bedingungen, die für das Wachstum oder Überleben während der Zeit unmittelbar vor dem Hitzeschock bestimmend waren). Die Realisierung einer effizienten Schlammhygienisierung schliesst zwei Hauptaspekte ein:

- Tod/irreversible Inaktivierung von Pathogenen und
- Verhütung einer nachfolgenden Reinfektion.

Um diese Aspekte zu untersuchen, wurde eine Kultur des Bakteriums *Klebsiella pneumoniae*, ein potentiell patho-

\* Lyse = Prozess der Zellerstörung, enzymatisch oder mechanisch bedingtes Aufbrechen einer Zelle.

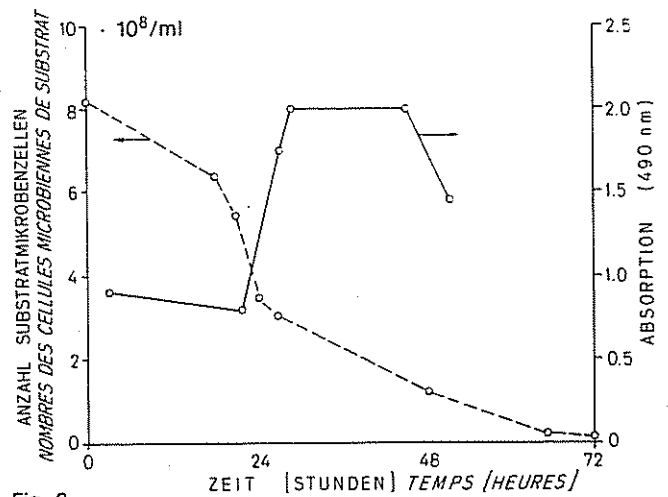


Fig. 2 Änderungen in der Zellzahl der Substratmikroben (---), bestimmt durch direkte mikroskopische Zählung, und in der Aktivität der thermophilen aeroben Prozessmikroben (—), bestimmt durch den INT-Reduktionstest, während des aeroben thermophilen biologischen Abbaus von mikrobiellen Zellen. Nach 72 Stunden waren nur noch 2% der ursprünglichen Zellen der Substratmikroben vorhanden.

Variation du nombre de cellules des microbes servant de substrat (---), déterminée par numération microscopique directe, et de l'activité des microbes thermophiles aérobies (—), déterminée par le test de réduction de INT, au cours de la biodégradation aérobie thermophile de cellules microbiennes. Au bout de 72 heures, il ne restait plus que 2% des cellules d'origine.

gener Organismus, mit einer optimalen Wachstumstemperatur von 35 °C, der häufig im Klärschlamm gefunden wird, kontinuierlich einem Bioreaktor zugeführt, der auf 49 °C bzw. auf 60 °C gehalten wurde [5]. Um die Fähigkeit zum Überleben und zu erneuter Vermehrung abzuschätzen, wurde die kontinuierliche Zufuhr von Bakterien in den Reaktor gestoppt und die Temperatur jeweils für eine Zeitspanne von 4 Stunden auf dem erhöhten Wert belassen. Nach dieser Zeit wurde die Temperatur auf 35 °C herabgesetzt und dem Bioreaktor steriles Wachstumsmedium zugeführt. Fig. 4 zeigt die daraus resultierende Wiedervermehrung dieses Bakteriums. Wahrscheinlich stellt der Reaktorraum über dem Flüssigkeitsspiegel durch Wandwachstum von in Aerosolen dorthin verfrachteten Mikroorganismen eine potentielle Reinfektionsquelle dar. Dort ist die Temperatur deutlich niedriger als in der Flüssigkeit und erlaubt daher das Überleben von Mikroorganismen. Derartiges Wandwachstum findet man häufig in kontinuierlich betriebenen Bioreaktoren [6].

### 4. Schlussfolgerungen

Das aerobe thermophile Vorbehandlungsverfahren stellt eine realistische Technologie dar, um eine wirksame Hygienisierung von Klärschlamm zu erreichen. Jedoch müssen sowohl die Prozessdimensionierung als auch die Verfahrenstechnik auf einem ausreichenden Verständnis der Prozessmikrobiologie solcher Systeme beruhen. Ausserdem müssen aerobe thermophile Hygienisierungsverfahren mit vollständig wirksamen Stabilisierungsprozessen gekoppelt werden, wenn aufbereiteter Schlamm vor der endgültigen Ausbringung auf Ackerland den strengen Normen gerecht werden soll.

Die Anwendung aerober thermophiler Verfahren zur vollständigen Klärschlammstabilisierung als einstufiger Prozess ist gegenüber dem konventionellen anaeroben mesophilen Verfahren nicht konkurrenzfähig, sei es auf ökonomischer oder auf technologischer Ebene. Hingegen könnten sie sowohl eine Beschleunigung der Prozessgeschwindigkeit während der nachfolgenden Stabilisierung bewirken, als auch eine effizientere Hygienisierung.

# Pré-traitement aérobique thermophile pour l'hygiénisation des boues d'épuration

Tony Mason et Geoffrey Hamer

## 1. Contexte

La mise en application d'une législation de plus en plus stricte en faveur de l'environnement en Suisse et dans la plupart des pays d'Europe occidentale a provoqué l'accroissement de la capacité de traitement des eaux usées, d'origine ménagère ou industrielle, par la combinaison de procédés mécaniques, biologiques et physio-chimiques. Parmi les sous-produits des méthodes de traitement tant mécaniques que biologiques aérobies, le plus important est la boue d'épuration, une suspension aqueuse et putride de *solides* et de *substances dissoutes et adsorbées* biodégradables, partiellement biodégradables ou non biodégradables.

Les boues d'épuration représentent un grave problème de dépollution, surtout dans les pays continentaux. En Suisse, la boue est en partie répandue sur les surfaces à usage agricole. Parmi les procédés conventionnels de traitement des boues d'épuration figure une technique de digestion anaérobie mésophile (15–35 °C), produisant toutefois une boue qui ne satisfait pas aux exigences de la législation suisse relative à la concentration d'organismes pathogènes, d'organismes indicateurs et de produits chimiques toxiques.

Par ailleurs, les propriétés de nombreuses boues soumises à des traitements conventionnels occasionnent des coûts élevés au niveau des techniques de déshydratation.

Comme solutions peu coûteuses, des procédés de digestion anaérobies *thermophiles* (50–70 °C) ont été suggérés. Toutefois, les installations constituées de bioréacteurs en béton précontraint, construites pour un traitement mésophile, ne peuvent pas être facilement adaptées au mode d'exploitation thermophile.

Bien que la digestion thermophile anaérobie paraisse attrayante, tant du point de vue de la durée de séjour dans le réacteur que de l'effet hygiénisant, l'éventail des polluants restant de la boue soumise au traitement thermophile n'est guère différent de celui résultant du traitement mésophile.

Les composés généralement biodégradables dans des conditions *aérobies* le sont aussi dans le cas d'un traitement anaérobie, si ce n'est toutefois à des vitesses sensiblement différentes. Toutefois, certaines substances toxiques importantes, présentes habituellement dans les boues d'épuration, comme les hydrocarbures et les résidus de détergents synthétiques [1], résistent à la décomposition biologique anaérobie, tout en étant dégradables dans des conditions aérobies. C'est pourquoi l'introduction de méthodes de prétraitement aérobies, combinées aux techniques de digestion mésophiles anaérobies déjà utilisées, accroît l'efficacité du traitement.

En ce qui concerne les boues d'épuration destinées à être répandues sur des terres agricoles, l'ordonnance sur les boues d'épuration stipule les critères de qualité suivants: 1) un nombre d'entérobactéries (indicatrices de pathogènes plus dangereux, comme la *salmonelle*) inférieur à 100 par gramme de boue humide traitée et 2) l'absence totale d'œufs de ver virulents. Dans le but d'atteindre ces objectifs, on s'est surtout intéressé au potentiel d'hygiénisation des méthodes de prétraitement aérobies thermophiles. La capacité d'auto-échauffement et d'auto-hygiénisation des procédés de compostage aérobies utilisés pour les déchets solides est certes reconnue, mais le fait que des solides carbonés en suspension puissent effectivement

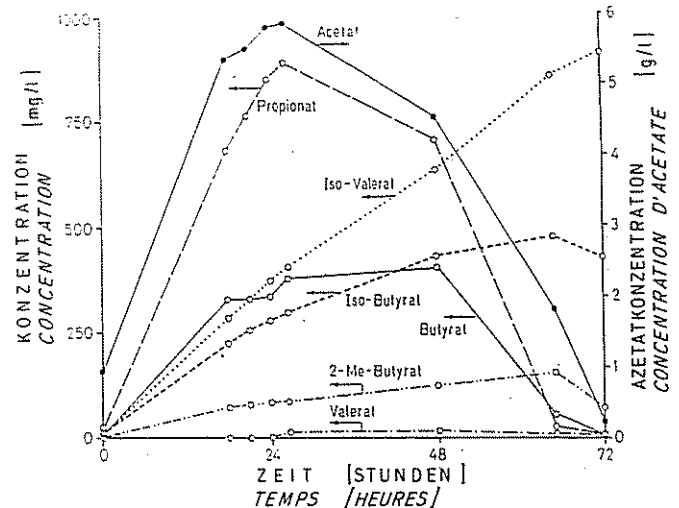


Fig. 3  
*Bildung und Verbrauch von Carboxylsäuren während des aeroben thermophilen biologischen Abbaus mikrobieller Zellen.*

*Formation et consommation d'acides carboxyliques pendant la biodégradation aérobique thermophile de cellules microbiennes.*

être détruits et/ou dissous en phase fluide dans des conditions aérobies n'a pas été confirmé.

Le traitement de boues d'épuration par des méthodes aérobies a été proposé pour la première fois en 1959. Ce n'est toutefois qu'au cours des 15 dernières années que ces méthodes ont été adoptées dans la pratique. Il existe essentiellement trois techniques aérobies différentes:

- à des températures mésophiles (15–35 °C),
- à des températures de transition entre mésophiles et thermophiles (40–50 °C) et
- à des températures thermophiles (50–70 °C).

Les méthodes aérobies peuvent certes être employées pour des traitements complets de boue, mais leur utilisation se limite en Suisse au traitement thermophile aérobique en tant que prétraitement de l'hygiénisation, avec les objectifs suivants:

- 1) Hygiénisation de boues visant à l'élimination, la destruction ou l'inactivation irréversible de tous virus, bactéries, œufs de ver et organismes indicateurs pathogènes et potentiellement pathogènes.
  - 2) Biooxydation de polluants résistants à la décomposition biologique.
  - 3) Facilitation et accélération de la stabilisation anaérobie subséquente par hydrolyse partielle de substances particulières biodégradables.
  - 4) Modification de la structure physique de la boue.
- Bien qu'un petit nombre d'installations soient déjà opérationnelles, il existe un réel manque de données de base pour un emploi efficace des méthodes thermophiles aérobies. Des travaux de recherche entrepris par l'EAWAG (axés en particulier sur les objectifs 1 et 3) devaient fournir ces données fondamentales.

## 2. Biodégradation des solides

L'exploitation microbienne de substrats fournisseurs de carbone et d'énergie, soit dissous soit liquides mais non dissous, a constitué, pendant de nombreuses années, le centre d'intérêt de la recherche microbiologique. C'est pourquoi les connaissances sont limitées au sujet des mécanismes d'exploitation de substrats particuliers (appelés ci-dessous «solides») ou au sujet des facteurs affectant leur utilisation. Une bonne partie des boues d'épura-

Fig. 4  
Wiedervermehrung des Bakteriums *Klebsiella pneumoniae* nach einer Hitzebehandlung und kurzfristigem Aushungern. Die Wiedervermehrung wurde untersucht, indem die Kultur bis zur Zeit 0 Std. auf der erhöhten Temperatur (A: 49 °C, B: 60 °C) gehalten wurde. Zu dieser Zeit wurde die Temperatur auf einen Wert abgesenkt, bei dem Wachstum möglich war, und dem Bioreaktor wurde frischer Kohlenstoff und Energiesubstrat zugeführt. Die gepunkteten Linien zeigen die Auswaschkurven für den Bioreaktor, die zu erwarten wären, wenn keine Wiedervermehrung stattgefunden hätte.

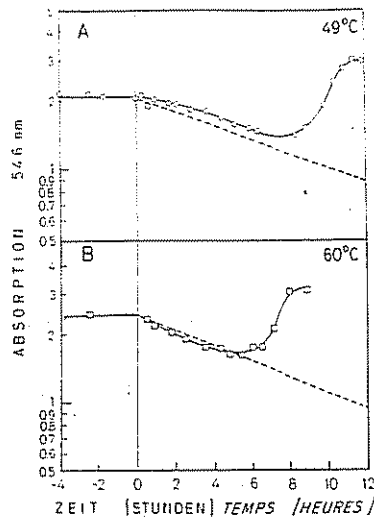


Fig. 4  
Re-multiplication de la bactérie *Klebsiella pneumoniae* après un traitement à la chaleur et une brève privation d'aliments. On a analysé la nouvelle propagation en maintenant la température au niveau supérieur (A: 49 °C, B: 60 °C) l'heure 0. A ce moment, la température a été ramenée à une valeur permettant la croissance et le réacteur a été alimenté en substrat d'énergie et carbone frais. Les pointillés indiquent les courbes de lavage escomptées pour le réacteur si la propagation n'avait pas repris.

tion se compose de solides biodégradables (jusqu'à 75%, [2]). On observe trois groupes de solides dégradables:

- 1) Cires, graisses et leurs dérivés
- 2) Biopolymères naturels complexes, notamment des substances cellulosesques
- 3) Cellules microbiennes provenant des eaux usées ou apparues au cours du traitement biologique aérobie secondaires.

Les mécanismes qui contribuent à la biodégradation des solides du premier groupe correspondent très vraisemblablement à ceux qui participent à la décomposition par des microbes de substrats liquides non dissous, à savoir la formation de substances superficielles actives, accompagnée d'une émulsification du substrat. Par contre, les mécanismes de biodégradation des solides du deuxième groupe résultent d'une attaque enzymatique complexe, que l'on peut décrire comme *shrinking-site model* (équivalent en substance à la loi de la racine cubique pour la dissolution des solides [3]). On peut cependant supposer que les mécanismes de dégradation des cellules microbiennes se distinguent sensiblement de ceux concernant les autres catégories de solides.

Les expériences en laboratoire réalisées à l'EAWAG sur la biodégradation de solides microbiens ont montré que l'élimination de solides est la plus radicale quand la concentration restante d'oxygène dissous est très faible, bien qu'il s'agisse (en principe) d'un processus aérobie [4]. De la même manière, une exploitation à l'échelle technique a révélé que la concentration en oxygène dissous correspondait à des conditions où l'oxygène est limitée (< 10% de saturation). Dans des systèmes hétérogènes, tels que les milieux de boues, il est peu vraisemblable d'atteindre des conditions d'excédent d'oxygène, si de l'air est insufflé pour la circulation du bioréacteur. (L'oxygène pur est sans doute inintéressant du point de vue économique et n'entraîne aucun avantage en ce qui concerne l'efficacité globale du procédé.)

Comme la biodégradation de solides microbiens s'effectue par l'intermédiaire d'exoenzymes produits par voie microbienne, les conditions à l'intérieur du bioréacteur doivent être choisies de telle sorte qu'une production d'enzymes optimale soit garantie par les microbes et que les activités des enzymes soient maximisées pour permettre une dissolution aussi rapide qu'efficace. En laboratoire, les valeurs de 60 à 65 °C et de pH 6,5–7,5 se sont révélées optimales [4].

La diminution du total des solides en suspension (fig. 1, TSS comme fonction du temps) se trouve en relation directe avec la diminution du nombre des cellules microbiennes (— dans la fig. 2) utilisées comme substrat pour le traitement thermophile. L'activité des organismes thermophiles (— dans la fig. 2) s'est accrue au cours du pro-

cessus de biodégradation. Elle fut sans doute stimulée par la libération de substrats plus faciles à décomposer (provenant de la lyse\* des cellules du substrat). L'accroissement observé simultanément de carbone organique dissous (DOC dans la fig. 1) est dû à la formation de grandes quantités d'acides carboxyliques (fig. 3) apparus par suite d'un métabolisme fermentatif (des organismes thermophiles croissant dans des conditions de restriction d'oxygène). Par la suite, ces acides sont décomposés en fonction de leur poids moléculaire et de leur structure. Toutefois, les acides carboxyliques à haut poids moléculaire (par exemple, le butyrate ou l'isovalérate) dégagent une odeur nocive. Leur persistance dans la boue sont particulièrement préjudiciables en cas d'utilisation sur des terres agricoles. Comme ces composés représentent pourtant de bons substrats pour la digestion anaérobie, le traitement secondaire d'une méthode de digestion à deux phases (aérobie thermophile, puis anaérobie mésophiles) s'en trouvera accéléré.

### 3. Hygiénisation des boues

La plupart des microorganismes pathogènes croissent de façon optimale à des températures inférieures à 45 °C et sont inactivés ou «tués» à des températures supérieures à 50 °C. L'aptitude des bactéries à survivre au traitement à la chaleur est fonction du temps d'exposition, de la température choisie et de l'état physiologique des microorganismes (celui-ci dépend des conditions qui ont déterminé la croissance ou la survie pendant la période précédant le choc de la chaleur). La réalisation d'une hygiénisation de boues efficace implique deux aspects importants:

- a) Mort ou inactivation irréversible des pathogènes
- b) Prévention de toute réinfection ultérieure

Pour analyser ces aspects, on a alimenté en permanence un bioréacteur maintenu à des températures de 49 °C et 60 °C avec une culture de la bactérie *Klebsiella pneumoniae*, un organisme potentiellement pathogène souvent présent dans les boues d'épuration dont la température idéale de croissance est de 35 °C [5]. Afin d'évaluer sa capacité de survie et de propagation, on a interrompu l'acheminement de bactéries vers le réacteur et maintenu la température à la valeur supérieure pendant 4 heures. A l'issue de ce laps de temps, la température a été ramenée à 35 °C et le bioréacteur alimenté de milieu de croissance stérile. La figure 4 montre la re-multiplication qui en résulte pour cette bactérie. Sans doute l'espace situé au dessus du niveau du liquide, à l'intérieur du bioréacteur,

\* Lyse = Processus de destruction cellulaire, rupture d'origine enzymatique ou mécanique d'une cellule.

constitue-t-il une source de réinfection potentielle par croissance sur les parois de microorganismes transportés dans des aérosols. La température y est sensiblement inférieure à celle qui règne dans le liquide et permet donc la survie de microorganismes. On observe ce phénomène de croissance sur les parois dans des réacteurs fonctionnant en continu [6].

#### 4. Conclusions

La méthode de *pré*-traitement aérobie thermophile constitue une technologie réaliste pour obtenir une hygiénisation efficace des boues d'épuration. Néanmoins, le dimensionnement de l'installation et la technique utilisée reposent sur une connaissance suffisante de la microbiologie propre à ces systèmes. En outre, les méthodes d'hygiénisation aérobies thermophiles doivent être couplées avec des processus de stabilisation tout à fait efficaces, si la boue traitée doit satisfaire aux normes avant d'être répandue définitivement sur les terres cultivées.

L'emploi de méthodes aérobies thermophiles comme procédé à *une* phase visant la stabilisation complète de boues d'épuration n'est pas concurrentiel vis-à-vis des techniques anaérobies mésophiles conventionnelles, tant du point de vue économique que technologique. En revanche, elles peuvent permettre aussi bien une accélération de la vitesse du processus pendant la stabilisation qu'une hygiénisation efficace.

- [1] McEvoy, J., Giger, W.: Determination of Linear Alkylbenzenesulfonates in Sewage Sludge by High-Resolution Gas Chromatography/Mass Spectrometry. *Environ. Sci. Technol.* 20 (1986), 376-383.
- [2] Mitt./Nouv. EAWAG, 14 (1982), 4.
- [3] Hixson, A. W., and Crowell, J. H.: *Ind. Engng. Chem.*, 23 (1931), 923-931 und 1002-1009.
- [4] Mason, C. A., Hamer, G., Fleischmann, T., und Lang, C.: *Applied Microbiol. Biotechnol.*, in Druck (1987).
- [5] Mason, C. A., und Hamer, G.: *Bioprocess Engineering*, in Druck (1987).
- [6] Hamer, G.: *Biotechnol. Bioeng.*, 14 (1972), 1-12.

### Neues über die EAWAG und ihre Mitarbeiter

### Nouvelles concernant l'EAWAG et ses collaborateurs

#### Zum Abschied von Wolfgang Geiger



Ende Juli 1986 trat *Dr. Wolfgang Geiger*, Leiter des Fachbereichs Fischereiwissenschaften in den Ruhestand. Wolfgang Geiger hat während über dreissig Jahren der Fischereiforschung und der fischereilichen Bewirtschaftung unserer Gewässer den Weg gewiesen. Sein Name ist ausserdem – dank seiner fachlichen

Kompetenz und seiner Unparteilichkeit – zu einem stehenden Begriff, sozusagen einer «Trade Mark», für schwierige fischereiliche Expertisen geworden.

Seine Ausbildung holte sich Wolfgang Geiger an verschiedenen Orten. Einen nicht zu unterschätzenden Einfluss auf seine berufliche Laufbahn dürfte die Jugendzeit in Ligerz am Bielersee gehabt haben, doch so richtig mit Fischen in Berührung kam er erst durch seine Mitarbeit an den Felchenstudien P. Steinmanns (Aarau) und E. Ammanns (Zürich) während der Kriegsjahre. Er studierte Zoologie an der Universität Basel, wo er unter der Leitung von Prof. Portmann mit einer Doktorarbeit über das relative Gehirnwachstum bei Knochenfischen promovierte. 1952/53 weilte er als Gastwissenschaftler am Institut des pêches maritimes du Maroc in Casablanca. Von 1954 bis 1956 arbeitete er am Zoologischen Institut der Universität Bern und trat 1956 in die Eidg. Fischereiinspektion in Bern ein. Aus dieser Zeit stammen einige seiner wichtigsten Arbeiten, beispielsweise über Besatz und Fang in Forellengewässern und über die natürliche Fortpflanzung der Bachforelle, die er zum Teil zusammen mit Hermann Roth durchführte. Hier sammelte er auch die Erfahrung für seine spätere Expertentätigkeit. Besondere Verdienste hat sich Wolfgang Geiger während dieser Zeit mit der Organi-

sation und Gestaltung der eidg. Fortbildungskurse für Fischereiaufseher erworben, die sicher vielen der damaligen Teilnehmer noch in guter Erinnerung sind. 1962 wechselte er an die Universität Genf, wo er als Chef de travaux an der Ausbildung der Studenten mitbeteiligt war und sich u. a. mit der Erforschung des Salmonidenspermas befasste. Im Herbst 1969 folgte er dem Ruf Prof. Jaags an die EAWAG, um hier die neu geschaffene Abteilung Fischereiwissenschaften aufzubauen und zu leiten. Zuerst in einem Provisorium am Haldeliweg in Zürich, dann in einem weiteren Provisorium in Dübendorf, und schliesslich im neu erstellten Seenforschungslaboratorium der EAWAG/ETH in Kastanienbaum angesiedelt, konnte Wolfgang Geiger die vielfältigen und stets wechselnden Aufgaben, die sich vom Auftrag der EAWAG her, aber auch von seiten des Bundes, der Kantone sowie weiterhin an der Fischerei Interessierter stellten, anpacken. Allerdings zeigte es sich bald, dass wegen der begrenzten personellen Mittel Prioritäten gesetzt werden mussten.

Ein besonderes Anliegen war für Wolfgang Geiger die Ausbildung von Diplomanden und Doktoranden. Mit Geduld und Einfühlungsvermögen gelang es ihm, ausser der ihm eigenen Faszination an den Fischen auch wissenschaftliche Gründlichkeit und Objektivität zu vermitteln. Gründlichkeit und Realitätsbezogenheit charakterisieren denn auch seine eigenen Arbeiten, welche das gesamte Gebiet der Ichthyologie im weiteren Sinne umfassen: Fischbiologie, Physiologie, biochemische Taxonomie, Populationsbiologie, fischereiliche Bewirtschaftung der Gewässer, Auswirkungen von Schadstoffen und technischen Eingriffen auf das Ökosystem Gewässer.

Eine Pensionierung ist kein Ende, sie ist ein Neubeginn. Zu diesem Neubeginn, der bezeichnenderweise am Ort der Jugendjahre stattfindet und damit die Theorie des «homing» erneut bestätigt, wünschen ihm Freunde, Schüler und Mitarbeiter alles Gute.

Rudolf Müller

#### A propos du départ de Wolfgang Geiger

*Monsieur Wolfgang Geiger*, chef de la section pêche, a pris sa retraite en juillet 1986. Pendant plus de trente ans, il a montré la voie de la recherche et d'une gestion des eaux adaptée aux exigences de la pêche. En outre, grâce à sa compétence professionnelle et à son impartialité, son nom est devenu pour ainsi dire une «Trade Mark» pour des expertises délicates en matière de pêche.

La formation de Wolfgang Geiger se déroula en différents endroits. Sa jeunesse, passée à Ligerz sur les bords du lac de Bienne, exerça sans doute une influence non négligeable sur sa carrière, encore qu'il n'entrât vraiment en contact avec les poissons que par sa collaboration aux études effectuées sur les féras par P. Steinmann (Aarau) et E. Ammann (Zurich) pendant les années de guerre. Il

étudia la zoologie à l'Université de Bâle, où il soutint en 1953 sa thèse de doctorat sur la croissance relative du cerveau chez les poissons ostéichtyens préparée sous la direction du Professeur Portmann. En 1952/53, il séjourna à l'Institut des pêches maritimes du Maroc à Casablanca. De 1954 à 1956, il travailla à l'Institut de zoologie de l'Université de Berne et entra en 1956 à l'Inspection fédérale des pêches à Berne. C'est de cette époque que datent quelques-uns de ses principaux travaux, notamment sur les cours d'eau à truites et sur la reproduction naturelle des truites de rivière, réalisés en collaboration avec M. Hermann Roth. Il y glana aussi l'expérience nécessaire à son activité ultérieure d'expert. Pendant cette période, Wolfgang Geiger se montra particulièrement méritant de par l'organisation des cours de perfectionnement pour gardes-pêche, dont de nombreux participants gardent certainement un excellent souvenir. Il changea d'emploi en 1962, pour participer en tant que chef de travaux à la formation des étudiants de l'Université de Genève; il s'intéressa aussi entre autres à l'étude du sperme des Salmonidés. En automne 1969, il répondit à l'appel du Professeur Jaag afin d'organiser et de diriger la nouvelle section pêche de l'EAWAG. D'abord dans des installations provisoires au Haldeliweg à Zurich, puis à Dubendorf, et enfin

dans le nouveau laboratoire de recherches lacustres de l'EAWAG à Kastanienbaum, Wolfgang Geiger a pu faire face aux multiples tâches sans cesse changeantes émanant de l'EAWAG, de la Confédération, des cantons et de tous ceux qui s'intéressaient à la pêche. Toutefois, il s'avéra bien vite que des priorités devaient être accordées en raison des moyens limités dont il disposait.

Wolfgang Geiger s'intéressait tout particulièrement à la formation des candidats aux diplômes et aux doctorats. Grâce à sa patience et à sa faculté de se mettre au diapason des autres, il parvint à communiquer, outre sa fascination pour les poissons, l'objectivité et la rigueur scientifiques. Rigueur et réalisme caractérisent aussi ses travaux, qui englobent la quasi-totalité de l'ichtyologie au sens large du terme: ichtyobiologie, physiologie, taxonomie biochimique, biologie des populations, gestion piscicole des cours d'eau, action des polluants et des interventions techniques sur l'écosystème aquatique.

La retraite n'est pas une fin, mais un nouveau début. Les vœux de tous ses amis, élèves et collaborateurs l'accompagnent à l'occasion de ce nouveau départ, dont le lieu n'est autre que le théâtre de sa jeunesse, ce qui confirme à nouveau la théorie du retour «homing».

Rudolf Müller

## Perspektiven des Fachbereichs Fischereiwissenschaften

In einer Zeit, in der immer zahlreichere und immer rascher ablaufende Veränderungen unserer Umwelt stattfinden, tut es not, als Umweltwissenschaftler ab und zu eine Standortbestimmung vorzunehmen und sich zu fragen, wohin der Weg der zukünftigen Tätigkeit gehen soll. Die Schwierigkeit bei einer Neuorientierung besteht allgemein darin, unter der kaum zu überblickenden Zahl der anstehenden Probleme diejenigen auszuwählen, die von aktueller Bedeutung sind oder es noch werden. Aus der Fülle der fischereibiologisch und gewässerökologisch relevanten Probleme bedürfen folgende dringend einer Bearbeitung:

- Ökotoxizität gereinigten Abwassers
- Verbauung von Fließgewässern/Restwasser
- Seeneutrophierung/-oligotrophierung

Die Erkenntnis, dass wir die Rolle der Fische im ökologischen Gefüge unserer Gewässer ganz generell noch zu wenig verstehen, führte zur Formulierung von vier Arbeitsrichtungen. Gemeinsames Ziel dieser Forschungsanstrengungen ist es, einen Beitrag an die Erhaltung natürlicher Artengemeinschaften in einer vom Menschen belasteten Umwelt zu leisten.

### 1. Ökotoxikologie an Fischen

Die Wirkungsweise ausgewählter chemosynthetischer Stoffe (bzw. Stoffgruppen) auf Fische wird in physiologischer, embryologischer und verhaltensbiologischer Hinsicht vorerst im Rahmen einer Dissertation (T. Walter) untersucht werden. Solche Stoffe stehen stellvertretend für die grosse Anzahl nicht oder nur teilweise abgebauter Verbindungen im gereinigten Abwasser, wie es in die Gewässer eingeleitet wird. Im weiteren wird erwartet, den Fisch als Bioindikator für chemische Belastung in den höheren trophischen Stufen von Nahrungsketten heranziehen zu können. Die Arbeit ist Teil des Forschungsschwerpunkts «Ökotoxikologie aquatischer Systeme» und wird im Sommer 1987 anlaufen.

### 2. Nahrungsketten und Nährstoffumsatz

Die zentrale Frage hier lautet: Wie beeinflussen sich Fische und Futterorganismen? Während bei den Seen (Hallwilersee, Sarnersee) die Frage nach dem Zusammen-

hang zwischen Zooplankton und Fischen bei unterschiedlichem Trophiegrad im Zentrum steht, soll im Rahmen des Forschungsschwerpunkts «Fließgewässer» am Beispiel der oberen Glatt als Seeausfluss unter anderem versucht werden, die Bedeutung der eingeschwemmten (allochthonen) gegenüber der an Ort und Stelle produzierten (autochthonen) Nahrung herauszuarbeiten. In den Seen wird ab März 1987 die Nahrungsökologie von Felchenbrütlingen in Zusammenarbeit mit D. Ponton, einem Gastwissenschaftler des Institut de limnologie/INRA, Thonon, untersucht werden.

### 3. Populationsökologie in Fließgewässern

Anlässlich unserer Rhone-Untersuchung in Genf 1985/86 hat es sich gezeigt, dass man über die Fischbestände und deren natürlichen Schwankungen in grossen Flüssen allgemein sehr wenig weiss. Da in naher Zukunft durch die Erneuerung bestehender Kraftwerksanlagen und Uferverbauungen schwerwiegende zusätzliche Eingriffe in unsere Flüsse zu erwarten sind, ist die Erweiterung der heutigen Grundkenntnisse über die Fischfauna dringend notwendig. So sollen in erster Linie Zusammenhänge zwischen hydraulischen und gewässermorphologischen Faktoren einerseits und Bestandsvariationen durch Wanderung, Mortalität und natürliche Fortpflanzung andererseits aufgezeigt werden. Besonderes Gewicht soll auf Fragen der Auswirkungen technischer Eingriffe in Fließgewässern auf Fische gelegt werden.

Die Frage nach der ökologisch noch tragbaren minimalen Wasserführung (Restwassermenge) ist heute angesichts des zunehmenden Drucks der Energiewirtschaft auch auf kleinere Fließgewässer brennender denn je und bedarf dringend einer durch experimentelle Untersuchungen untermauerten Antwort.

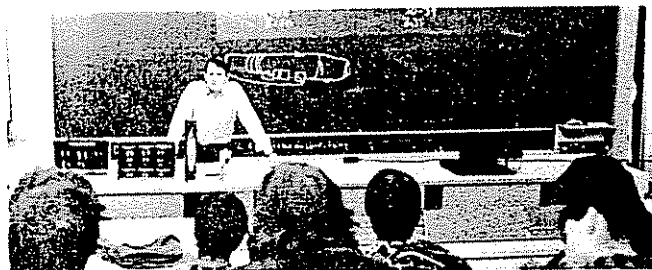
### 4. Populationsökologie in Seen

Dank einem der modernsten Hydroakustiksysteme sind wir heute in der Lage, Fischbiomassen quantitativ zu bestimmen und Längenverteilungen von Fischen aufzunehmen. Diese Arbeiten finden am Hallwilersee (eutroph) und Sarnersee (oligotroph) statt. Auf diesem Gebiet erwarten wir wesentliche neue Erkenntnisse über die Reaktion des

Ökosystems «See» auf einen sich ändernden Stress, welche die Eutrophierung/Oligotrophierung insbesondere für die Fischfauna darstellt. Die Aktualität dieser Thematik spiegelt sich in einer wachsenden Zahl wissenschaftlicher Veranstaltungen zu diesen Fragen wider

## 5. Lehr- und Beratungstätigkeit

Während die Lehre im Fachbereich Fischereiwissenschaften in Zukunft eine gewisse Aufwertung erfahren dürfte, ist vorgesehen, bei der Beratung nur mehr jene Arbeiten anzunehmen, die zur Erweiterung grundlegender Erkenntnisse in der Biologie und Ökologie der Fischgewässer beitragen. Immerhin darf man nicht übersehen, dass uns gerade die Beratungstätigkeit in der letzten Zeit den Zugang zu sonst kaum realisierbaren Versuchsanordnungen (z. B. Stauespülung), Daten (interessante Fischgewässer) und Technologien (Hydroakustik) erst ermöglicht hat. Ein intensiver Gedankenaustausch mit der



Praxis ist ja Teil des Auftrags der EAWAG und kann sich für die Identifikation kommender Probleme als sehr fruchtbar erweisen. In diesem Sinne lässt sich die Arbeit des Fachbereichs Fischereiwissenschaften für die kommenden Jahre summarisch charakterisieren mit: Schwergewicht auf konzeptionell aufgebauter Forschung, ergänzt durch selektive Beratung und Umsetzung der gewonnenen Erkenntnisse in Lehre und Ausbildung.

*Rudolf Müller*

## Perspectives de la section sciences de la pêche

A une époque où les modifications de notre environnement se multiplient et s'accroissent, il importe à l'environnementaliste de faire le point de temps en temps et de se demander dans quelle direction il doit orienter son activité. D'une manière générale, la difficulté d'une réorientation réside dans le choix, parmi d'innombrables problèmes, de ceux qui sont ou seront d'une réelle importance. Dans le domaine de la biologie appliquée aux pêches et de l'écologie des eaux, les problèmes les plus urgents sont les suivants:

- Ecotoxicité des eaux usées épurées
- Aménagement des cours d'eau/Eaux résiduelles
- Eutrophisation et oligotrophisation des lacs

Nous avons constaté que nous ne comprenons qu'imparfaitement le rôle des poissons dans la structure écologique de nos eaux ce qui a conduit à la définition de quatre axes de travail. Ces efforts de recherche ont pour objectif commun de contribuer à la compréhension de ce rôle et au maintien de communautés d'espèces naturelles dans un environnement altéré par l'homme.

### 1. Ecotoxicologie et poissons

L'action de certaines substances chimiques (ou de groupes de substances) sur les poissons sera d'abord analysée dans le cadre d'une thèse (T. Walter) du point de vue de la physiologie, de l'embryologie et de l'éthologie. De telles substances sont représentatives du grand nombre de polluants plus ou moins décomposés dans les eaux usées épurées. On espère pouvoir recourir au poisson comme bioindicateur de la pollution chimique dans les niveaux trophiques supérieures des chaînes alimentaires. Ce travail fait partie du projet de recherche «Ecotoxicologie des systèmes aquatiques» et commencera en été 1987.

### 2. Chaînes alimentaires et recyclage des substances nutritives

Dans ce domaine, la question centrale est: comment les poissons et les substances nutritives s'influencent-ils? Tandis que, dans les lacs (de Hallwil, de Sarnen, par exemple), il importe de connaître le lien entre le plancton et les poissons à différents degrés de trophie, le programme de recherche «Eaux courantes» a notamment pour objectif, à l'exemple de la Glatt supérieure comme effluent d'un lac, de déterminer l'importance des substances nutritives charriées (allochtones) par rapport à celles produites sur place (autochtones). A partir de mars 1987, on analysera

l'écologie alimentaire de petites feras dans les lacs, en collaboration avec M. D. Ponton, de l'Institut de limnologie/INRA de Thonon.

### 3. Ecologie des populations piscicoles des eaux courantes

Notre analyse écologique du Rhône à Genève en 1985/86 a révélé que l'on sait en général peu de choses sur la population piscicole et ses variations naturelles dans les grands fleuves. Comme la rénovation de nombreuses usines hydroélectriques et de constructions riveraines entraînera dans un proche avenir de graves interventions supplémentaires dans les cours d'eau, l'élargissement des connaissances de base actuelles sur la faune piscicole se révèle urgent. Il s'agit en premier lieu de mettre en évidence les liens entre, d'une part, les facteurs hydrauliques et hydromorphologiques et, d'autre part, les variations de population dues à la migration, à la mortalité et à la reproduction naturelle. Un accent tout particulier doit être mis sur les questions relatives aux répercussions subies par les poissons par suites des interventions techniques dans les eaux courantes.

Etant donné la pression croissante exercée par les sociétés d'électricité même sur de petits cours d'eau, la question du débit minimum encore tolérable (quantité d'eau résiduelle) est plus actuelle que jamais et exige d'urgence une réponse appuyée sur des analyses expérimentales.

### 4. Ecologie des populations piscicoles des lacs

Grâce à l'un des systèmes hydroacoustiques les plus modernes, nous sommes aujourd'hui en mesure de quantifier les biomasses de poissons et d'enregistrer la répartition de leurs longueurs. Ces travaux sont également effectués dans le lac de Hallwil (eutrophe) et le lac de Sarnen (oligotrophe). Dans ce domaine, nous espérons faire d'importantes découvertes sur la réaction de l'écosystème «lac» à un stress variable, que représente pour les poissons surtout l'eutrophisation ou l'oligotrophisation. L'actualité de ce problème se traduit par le nombre croissant de manifestations scientifiques dans ce domaine.

### 5. Enseignement et service-conseil

Tandis que l'enseignement devrait plutôt connaître un certain élargissement dans le domaine de l'ichtyologie, il est prévu, qu'en tant que conseiller, de n'accepter que les travaux qui contribuent à l'enrichissement des connais-

sances en matière de biologie et d'écologie des eaux piscicoles. Il ne faut toutefois pas oublier que l'activité de conseiller nous a justement facilité, ces derniers temps, l'accès à des méthodes expérimentales (p. ex. vidange de lacs de retenue), à des données (eaux piscicoles intéressantes) et à des technologies (hydroacoustique) sinon pratiquement inaccessibles. L'échange intensif d'idées avec les praticiens fait partie intégrante de la mission de

l'EAWAG et peut se révéler très utile à l'identification des problèmes à venir. Dans ce sens, la tâche de la section pêche pour les prochaines années peut se résumer ainsi: priorité à une recherche basée sur des concepts clairs, complétée par un service-conseil sélectif et une transposition des connaissances acquises dans l'enseignement.

Rudolf Müller

#### Otto-Jaag-Preis 1986

Anlässlich des ETH-Tages wurde der Otto-Jaag-Gewässerschutz-Preis 1986 Herrn Dr. Gerhard Furrer verliehen, in Würdigung seiner hervorragenden Dissertation «Die oberflächenkontrollierte Auflösung von Metalloxiden: Ein koordinationschemischer Ansatz zur Verwitterungskinetik».

#### Prix Otto Jaag 1986

A l'occasion de la journée de l'EPFZ, le Prix Otto Jaag 1986 pour la protection des eaux a été remis à M. Gerhard Furrer, en hommage à son excellente dissertation (N° 1090 des publications, voir page 28 des Nouv. EAWAG 21, 1986).

Herr Dr. Willi Gujer wurde Privatdozent an der ETH Zürich (Abteilung für Bauingenieurwesen) auf dem Gebiete der Wassertechnologie und des Gewässerschutzes. Der Titel der Habilitationsschrift lautet: «Ein dynamisches Modell für die Simulation von komplexen Belebtschlammverfahren.» Willi Gujer trat 1974 in die EAWAG ein und wurde 1977 Leiter der Abteilung für Ingenieurwissenschaften.



Monsieur Willi Gujer a été nommé privat-docent à l'EPF de Zurich (département Génie civil) dans le domaine de l'hydrotechnologie et de la protection des eaux. Sa thèse s'intitule: «Un modèle dynamique pour la simulation de procédés complexes de boues activées.» Willi Gujer est entré à l'EAWAG en 1974 et y est devenu responsable du département de génie civil en 1977.

Ganz unerwartet verstarb am 2. März unser ehemalige Kollege Kurt Grob, Titularprofessor der ETH Zürich, Dr. sc. nat., Dr. h.c. h.c. Der Verstorbene war bis zu seiner Pensionierung im Jahre 1985 ein erfolgreicher und geschätzter Mitarbeiter der EAWAG. Wir bewahren unserem liebenswerten Kollegen ein ehrendes Andenken.

Le 2 mars notre ancien collègue Kurt Grob est décédé subitement. Professeur titulaire, dr sc. nat., dr h.c. h.c., le défunt était jusqu'à sa retraite en 1985 un brillant chercheur et un collaborateur estimé de l'EAWAG, dont nous gardons un précieux souvenir.

### Rückblick auf den Jubiläumsanlass 50 Jahre EAWAG vom 22. August 1986

Die in den Jubiläumsanlass integrierte Informationsveranstaltung «Von der Forschung zur Praxis» fand ein grosses Interesse. Über 250 Gäste, Vertreter der Gewässerschutz- und Umweltschutzfachstellen, privater Ingenieurbüros und von Behörden folgten den Vorträgen der EAWAG-Mitarbeiter Dr. Markus Boller, Dr. Walter Giger und Dr. Josef Zeyer [1].

Am eigentlichen Festakt konnte die Halle knapp alle Zuhörer aufnehmen. Während der schlichten Zeremonie richteten der Bundespräsident, Dr. Alphons Egli, der Präsident des Schweizerischen Schulrates, Prof. Maurice Cosandey, der Tessiner Staatsrat, Dr. Fulvio Caccia, der Direktor der EAWAG, Prof. Dr. Werner Stumm, und als Vertreter der Mitarbeiter PD Dr. Dieter Imboden kurze Ansprachen [1, 2] an Gäste, Mitarbeiter und Angehörige der EAWAG.

Der Präsident der beratenden Kommission der EAWAG, dipl. Ing. ETH Paul Baumann, konnte dem Direktor eine Geldspende zur Finanzierung des Aufenthaltes eines wis-

senschaftlichen Gastes überreichen. Symbolische Geschenke und besondere Grussadressen überbrachten der Dübendorfer Stadtpräsident, Herr Heinz Jauch, und der Direktor des Schweizerischen Vereins des Gas- und Wasserfaches, Herr A. Scharpf [2].

Mit einem einfachen Imbiss schloss der Anlass, welcher allen Teilnehmern noch lange in Erinnerung bleiben wird. Die Ansprachen und Grussadressen des Festaktes liegen in schriftlicher Fassung vor und können von der Bibliothek der EAWAG bezogen werden. (Bitte bis Ende April 1987 bestellen.)

[1] Einige Vorträge mit farbigen Abbildungen, erschienen in der Technischen Rundschau vom 26. 9. 86: Dieter Imboden: «Umweltwissenschaften – eine interdisziplinäre Aufgabe», 8–9; Werner Stumm: «Gefährdete Ökosysteme», 42–46; Josef Zeyer: «Ökotoxikologische Beurteilung von Chemikalien», 70–71; Walter Giger: «Organische Spurenverunreinigungen in der Atmosphäre: Analytik, Herkunft und Verhalten in Regen, Schnee und Nebel», 78–81.

[2] Vorträge und Grussadressen: Gas, Wasser, Abwasser, 9, (1986) 583–595.



V. l. n. r. in der vordersten Reihe/d. g. à d.: Prof. Maurice Cosandey, Präsident des Schweizerischen Schulrates; Staatsrat Dr. Fulvio Caccia; Bundespräsident Dr. Alphons Egli, Vorsteher des Eidg. Dep. des Innern; Prof. Dr. Werner Stumm, Direktor der EAWAG; Prof. Dr. Heinrich Ursprung, Präsident der ETH Zürich; Regierungsrat Dr. Walter Gut, Schulrat; PD Dr. Dieter Imboden, Mitarbeiter der EAWAG; Frau Dr. Elisabeth Stumm-Zollinger.

## A propos du 50<sup>e</sup> anniversaire de l'EAWAG et des manifestations du 22 août 1986

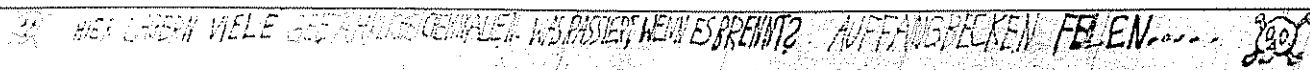
La manifestation d'information «De la recherche à la pratique», organisée dans le cadre des fêtes du cinquantenaire, a rencontré un vif intérêt. Plus de 250 participants, représentant les services de protection des eaux et de l'environnement, les bureaux d'études privés et les autorités, ont suivi les exposés des collaborateurs de l'EAWAG, MM. Markus Boller, Walter Giger et Josef Zeyer [1].

A l'occasion de la cérémonie anniversaire proprement dite, la salle pouvait à peine accueillir l'ensemble du public. Les invités et les membres de l'EAWAG ont pu entendre de brefs discours prononcés par M. Alphons Egli, président de la Confédération, le professeur Maurice Cosandey, président du Conseil des Ecoles polytechniques fédérales, M. Fulvio Caccia, conseiller d'Etat du Tessin, le professeur

Werner Stumm, directeur de l'EAWAG, et M. Dieter Imboden, représentant des collaborateurs [1,2].

M. Paul Baumann, président de la Commission consultative de l'EAWAG, a remis au directeur un don en argent destiné au financement du séjour d'un scientifique étranger. Des cadeaux symboliques et des messages de salutations ont aussi été apportés par M. Heinz Jauch, maire de Dubendorf, et M. A. Scharpf, directeur de la Société suisse de l'industrie du gaz et des eaux [2].

Une petite collation a clôturé cette cérémonie, qui demeurera longtemps dans la mémoire de tous les participants. Les discours et messages de salutations peuvent être obtenus auprès de la bibliothèque de l'EAWAG (prière de commander jusqu'à fin avril 1987).



### Aufgaben der EAWAG in der Folge des Sandoz-Brandes in Schweizerhalle

Die EAWAG wurde von der Regierung des Kantons Basel-Landschaft beauftragt, eine Bestandesaufnahme des Gewässerzustandes und eine ökologische Beurteilung im betroffenen Abschnitt des Rheins vorzunehmen. Bereits vier Wochen nach der Auftragserteilung konnte ein erster Zwischenbericht dem Auftraggeber abgegeben werden. Darin wird festgestellt, dass die erreichten Konzentrationen der Quecksilber- und Thiophosphoresterverbindungen auch nach ihrer Durchmischung für Wassertiere tödlich waren. Die Makroinvertebraten (wirbellose) wurden beinahe vollständig, die Fische vollständig vernichtet. Nur an den Wasserpflanzen zeigten sich keine grossen Schädigungen. Die mikrobiologische Populationsstruktur war drei Wochen nach der Katastrophe intakt, d. h., zu jenem Zeitpunkt war die Selbstreinigungskapazität des Rheins nicht beeinträchtigt. Für viele der eingeschwemmten Stoffe kann trotzdem während der Fliesszeit nicht mit einem signifikanten biologischen Abbau gerechnet werden. Die Gefahr von Abschwemmungen von Schadstoffen durch Hochwasser ist nach dem Absaugen des Giftschlammes kleiner geworden. Dagegen ist in den Stauhaltungen eine Resuspension feinkörniger Sedimente bei

Hochwasser und eine langsame Desorption von Schadstoffen aus den Sedimenten nicht auszuschliessen.

Das Hauptaugenmerk liegt bei der Wiederbesiedlung des Rheins durch Wassertiere. Voraussetzung für die Wiederansiedlung von Makroinvertebraten ist ein schadstofffreier Flussboden. In den fliessenden Abschnitten des Rheins ist dies der Fall. Die Wiederansiedlung benötigt jedoch eine gewisse Zeit, da die Tiere aus den Zuflüssen oder aus den oberliegenden Rheinabschnitten in die verödete Zone einwandern müssen.

Eine weitere Untersuchung im Frühling soll Aufschluss geben, ob Insekten Eier zum Ausschlüpfen kommen, welche möglicherweise noch vor der Katastrophe abgelegt worden waren. Im Anschluss an diese Untersuchungen wird die EAWAG prüfen, wieweit die Wiederansiedlung der Invertebraten durch technische Massnahmen unterstützt werden soll. Eine Wiederbesiedlung mit Invertebraten ist für eine erfolversprechende Aussetzung von Fischen unerlässlich.

Zusätzlich ist dafür zu sorgen, dass zum geeigneten Zeitpunkt genügend Fische in einer natürlichen Alterszusammensetzung zur Verfügung stehen. Dr. P. Perret

### Le rôle de l'EAWAG après l'incendie de Sandoz à Schweizerhalle

L'EAWAG a été chargée par le gouvernement du canton de Bâle-Campagne de faire le point sur l'état des eaux du Rhin et de procéder à une évaluation écologique du fleuve. Au bout de quatre semaines, un premier rapport provisoire a déjà pu être remis aux autorités bâloises. Il en ressort que les concentrations de composés de mercure et de thiophosphorester étaient mortelles, même après leur mélange, pour les animaux aquatiques. Les macroinvertebrés ont été détruits dans leur quasi-totalité, les poissons dans leur totalité. Seules les plantes aquatiques n'ont subi aucune détérioration importante. La structure de population microbiologique était intacte, trois semaines après la catastrophe; à ce moment-là donc, la capacité d'auto-épuration du Rhin n'était pas compromise. Toutefois, on ne peut espérer une dégradation biologique significative pendant le temps d'écoulement pour beaucoup des substances dans le Rhin.

Le risque de charriage de polluants par les crues s'est réduit après l'aspiration des boues toxiques. En revanche, il ne faut pas exclure la resuspension de sédiments à grains

fins en cas de crue dans les bassins de retenue ni une lente désorption de polluants à partir des sédiments.

Le souci principal réside dans le repeuplement du Rhin. Les macroinvertebrés exigent un fond exempt de substances toxiques. C'est le cas dans les secteurs à eaux vives du Rhin. Le repeuplement requiert cependant un certain temps, car les animaux provenant des affluents ou des secteurs du Rhin situés en amont doivent immigrer dans la zone dépeuplée.

Au printemps, une prochaine analyse devrait permettre de savoir si les œufs d'insectes éventuellement pondus avant la catastrophe arrivent à éclosion. A l'issue de ces analyses, l'EAWAG contrôlera dans quelle mesure le repeuplement des invertébrés doit être soutenu par des mesures techniques. Ce repeuplement est en effet indispensable avant la réempoissonnement d'un cours d'eau. Il faut en outre veiller à la présence, au moment opportun, d'un nombre suffisant de poissons répartis selon une échelle d'âges naturelle.

Dr. P. Perret

## Internationale Konferenz über Seensanierung

Am 3. und 4. November 1986 fand unter der Leitung von *Professor Stumm* eine wissenschaftliche Konferenz über Seensanierung in Dübendorf und Zürich statt. Ihre Durchführung wurde durch eine Unterstützung der Latsis-Stiftung ermöglicht.

Limnologen, Physiker, Chemiker, Biologen und Ingenieure aus verschiedenen Ländern berieten die mit Sanierungsmassnahmen in und an Seen zusammenhängenden Sachfragen. Die Konferenz hatte zum Ziel, eine Standortbestimmung vorzunehmen und Lücken aufzuzeigen. Hauptsächlich bei der Festlegung der ökologischen Zielsetzungen zeigten sich die Lücken.

Nach einer Einführung zur Strategie (*Prof. Bernhardt*, Wahnachtalsperrenverband) berichtete *Dr. Gächter* (EAWAG) über seine Beobachtungen und Interpretationen bezüglich der Phosphoraufnahmekapazität von Seesedimenten. Er kam zum Schluss, dass auch aerobe Sedimentoberflächen nur ein begrenztes Phosphatbindungsvermögen aufweisen und folgerte daraus, dass eine Belüftung des Hypolimnions oder eine Begasung mit Sauerstoff dieses Rückhaltevermögen nicht anhaltend zu erhöhen vermag. Das bedeutet letztlich, dass derartige seeinterne Massnahmen keine echten Alternativen zu seeexternen Massnahmen (Reduktion der Phosphorbelastung) darstellen.

*Professor Forsberg*, Schweden, berichtete, dass bereits ein Sechstel der 18 000 schwedischen Seen zur Erhöhung des pH auf 6 mit Kalk behandelt worden sind (Ziel für

die Alkalinität: über 0,1 meq/Liter). Aber die biologischen Ziele sind noch nicht klar definiert. Daher warnte er vor weiteren solchen Aktionen.

Im weiteren wurden Fallbeispiele und Konzepte zur Seensanierung aus der BRD (*Dr. Clasen*), der DDR (*Prof. Benndorf*), Österreich (*Dr. Pechlaner*), Schweiz (*Prof. Stumm*, *Dr. Imboden* und *Prof. Ambühl*) sowie durch *Prof. Vollenweider* (Kanada), *Dr. Reynolds* und *Dr. Davison* (England) und *Prof. Lerman* (USA) präsentiert und im Plenum diskutiert.

Die Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie wird die überarbeiteten Vorträge im Verlaufe dieses Jahres in einer Spezialnummer veröffentlichen.

In die Konferenz eingebettet war die Verleihung des «ETH-Zürich-Latsis-Preises 1986» an Herrn *Dr. Tsutomu Ishimasa*. Er erhielt diese Ehrung für seine Entdeckung einer Kristallstruktur mit 12facher Symmetrie an Metallpartikeln.



A l'occasion de cette conférence, le Prix EPF-Zürich/Latsis a été décerné à M. *Tsutomu Ishimasa*, en récompense de sa découverte d'une structure cristalline à symétrie dodécagonale sur des particules métalliques.

## Conférence internationale sur l'assainissement des lacs

Les 3 et 4 novembre 1986, une conférence scientifique sur l'assainissement des lacs a eu lieu à Dübendorf et à Zurich, sous la direction du *Professeur Stumm*. Son déroulement a été possible grâce au concours apporté par la fondation Latsis.

Limnologues, physiciens, chimistes, biologistes et ingénieurs de divers pays ont abordé les questions relatives aux mesures d'assainissement nécessaires dans les lacs et sur leurs rives. La conférence se proposait de faire le point et de mettre en évidence certaines carences. Celles-ci se sont surtout manifestées lors de la définition d'objectifs écologiques.

Après une introduction portant sur la stratégie (*Prof. Bernhardt*, Association pour l'aménagement d'eau potable de la région autour du Wahnbach), *M. Gächter* (EAWAG) a fait part de ses observations et de ses recherches sur la capacité d'absorption du phosphore par les sédiments lacustres. Il en ressort que même les surfaces aérobies des sédiments ne présentent qu'une aptitude limitée à se lier au phosphate et donc qu'une aération de l'hypolimnion ou un apport d'oxygène ne peuvent accroître en perma-

nence ce pouvoir de rétention. Cela signifie en fin de compte que ces mesures prises dans le lac ne constituent pas une alternative véritable aux mesures appliquées à l'extérieur du lac (réduction de la pollution par le phosphore).

Le *Prof. Forsberg*, de Suède, a précisé dans son exposé qu'un sixième déjà des 18 000 lacs suédois avaient été traités à la chaux pour l'accroissement du pH à 6 (objectif d'alcalinité: plus de 0,1 meq/litre). Les objectifs biologiques n'étant toutefois pas encore clairement définis, il a mis en garde contre d'autres opérations analogues.

Par la suite ont été présentés et discutés des exemples et des projets d'assainissement de lacs émanant de R.F.A. (*M. Clasen*), R.D.A. (*Prof. Benndorf*), Autriche (*M. Pechlaner*), Suisse (*Prof. Stumm*, *M. Imboden* et *Prof. Ambühl*), Canada (*Prof. Vollenweider*), Angleterre (*MM. Reynolds* et *Davison*) et des Etats-Unis (*Prof. Lerman*).

La Revue Suisse d'Hydrologie publiera les différents exposés dans un numéro spécial qui paraîtra dans le courant de cette année.



Referenten und Diskussionsleiter der Konferenz, v. l. n. r./Conférenciers et animateurs de la conférence, d. g. à d.: *Prof. Bernhardt*, *Dr. Imboden*, *Prof. Vollenweider*, *Dr. Davis*, *Dr. Gächter*, *Prof. Lerman*, *Prof. Forsberg*, *Dr. Davison*, *Prof. Bachofen*, *Dr. Perret*, *Dr. Sigg*, *Dr. Clasen*, *Prof. Stumm*, *Dr. Reynolds*, *Dr. Pechlaner*.

## Nachdiplomstudium in Siedlungswasserbau und Gewässerschutz

Im Oktober 1987 wird der 8. Kurs des Nachdiplomstudiums in Siedlungswasserbau und Gewässerschutz am Institut für Hydromechanik und Wasserwirtschaft und Institut für Gewässerschutz und Wassertechnologie beginnen.

Das Nachdiplomstudium richtet sich an Biologen, Chemiker, Physiker und Ingenieure mit einem von der ETH anerkannten Hochschulabschluss oder gleichwertigem Bildungsstand und vermittelt eine Weiterausbildung für das Verständnis multidisziplinärer Probleme.

Praktische Erfahrung im Fachgebiet ist erwünscht. Gute Grundkenntnisse in angewandter Mathematik sowie Verständnis für ökologische Zusammenhänge werden vor-

ausgesetzt. Der Kurs umfasst 32 Wochen in 3 Teilen; die ersten 9 Wochen (von Ende Oktober bis Ende Dezember) sind für eine Einführung in die Ingenieurfächer reserviert (die den Bau- und Kulturingenieuren erlassen werden). Von Januar bis Mitte Juli folgen die beiden anderen Abschnitte von 10 und 13 Wochen, mit einer dazwischen liegenden dreiwöchigen Pause. Der ganze Kurs kann auch über 2 Jahre verteilt absolviert werden. Die Teilnehmerzahl pro Kurs ist auf maximal 15 beschränkt.

Interessenten wenden sich für weitere Auskünfte an Dr. Peter Perret, EAWAG, Sekretär des Nachdiplomstudiums.

## Cours de 3<sup>e</sup> cycle en génie sanitaire et protection des eaux

En octobre 1987 débutera le 8<sup>e</sup> cours de 3<sup>e</sup> cycle en génie sanitaire et protection des eaux; il aura lieu à l'institut d'hydro-mécanique et d'aménagement des eaux et à l'institut pour la protection et la technologie des eaux.

Destiné aux biologistes, chimistes, physiciens et ingénieurs titulaires d'un diplôme universitaire reconnu par l'EPF ou d'un diplôme équivalent, ce cours permet d'approfondir la compréhension de problèmes multidisciplinaires.

Une expérience pratique dans ce domaine est souhaitable. De bonnes connaissances de base en mathématique appliquée et une bonne compréhension du contexte écologique sont supposées acquises.

Le cours s'étend sur 32 semaines, divisées en 3 étapes: les 9 premières semaines (de fin octobre à fin décembre) sont consacrées à une introduction dans les domaines techniques (ce dont sont dispensés les ingénieurs civils et du génie rural). Les deux autres étapes de 10 et 13 semaines, séparées par une pause de 3 semaines, se déroulent de janvier à mi-juillet. Le cours peut aussi être suivi sur une période de 2 ans. Le nombre des participants par session est limité à 15.

Les personnes intéressées peuvent obtenir de plus amples informations en s'adressant à M. Peter Perret, EAWAG, secrétaire du cours.

## EAWAG-Publikationen / Publications de l'EAWAG

*Solange Vorrat sind Separata auf Anfrage bei der EAWAG-Bibliothek erhältlich.*

*Les publications peuvent être obtenues sur demande jusqu'à épuisement du stock de la bibliothèque de l'EAWAG.*

- 1145  
Brunner, P. H., Ernst, W. R.: Alternative Methods for the Analysis of Municipal Solid Waste. *Waste Managem. & Res.* 4, 147-160 (1986).
- 1146  
Mason, C. A., Bryers, J. D., Hamer, G.: Activity, Death and Lysis During Microbial Growth in a Chemostat. *Chem. Eng. Commun.* 45, 163-176 (1986).
- 1147  
Kohler, H.-P. E.: Acetat-katabolismus in *Methanotrix soehngenii*. Diss. ETHZ Nr. 8033, Zürich 1986.
- 1148  
Gujer, W.: The Significance of Segregation of Biomass in Biofilms. *Water Sci. Technol.* 19, 495-503 (1987).
- 1149  
Meng, H. J., Müller, R., Geiger, W.: Growth, Mortality and Yield of Stocked Coregonid Fingerlings Identified by Microtags. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 22, 319-325 (1986).
- 1150  
Egli, T., Quayle, J. R.: Influence of the Carbon: Nitrogen Ratio of the Growth Medium on the Cellular Composition and the Ability of the Methylotrophic Yeast *Hansenula polymorpha* to Utilize Mixed Carbon Sources. *J. Gen. Microbiol.* 132, 1779-1788 (1986).
- 1151  
Ulrich, H.-J.: The Adsorption of Aliphatic Fatty Acids at Aquatic Interfaces: a Comparison Between Polar and Nonpolar Surfaces. Diss. ETHZ Nr. 7967, Zürich 1986.

- 1152  
Kistler, R., Widmer, F., Brunner, P.: Pyrolyse von Klärschlamm - Verteilung der Schwermetalle. *Swiss Chem* 8, 2a, 45-49 (1986).
- 1153  
Uehlinger, U.: Bacteria and Phosphorus Regeneration in Lakes. An Experimental Study. *Hydrobiologia* 135, 197-206 (1986).
- 1154  
Lee, C., McKenzie, J. A., Sturm, M.: Carbon-Isotope Fractionation and Changes in the Flux and Composition of Particulate Matter Resulting from Biological Activity During a Sediment-Trap Experiment in Lake Greifen, Switzerland. *Limnol. & Oceanogr.* 31, 83-96 (1987).
- 1155  
Nyffeler, U. P., Santschi, P. H., Li, Y.-H.: The Relevance of Scavenging Kinetics to Modeling of Sediment-Water Interactions in Natural Waters. *Limnol. & Oceanogr.* 31, 2, 277-292 (1986).
- 1156  
Stumm, W.: Water, an Endangered Ecosystem. *Ambio*, 15, 4, 201-207 (1986).
- 1157  
Munz, C., Roberts, P. V.: Effects of Solute Concentration and Cosolvents on the Aqueous Activity Coefficient of Halogenated Hydrocarbons. *Environ. Sci. & Technol.* 20, 8, 830-836 (1986).
- 1158  
Weilenmann, U.: The Role of Coagulation for the Removal of Particles by Sedimentation in Lakes. Diss. ETHZ Nr. 8018, Zürich 1986.

### Impressum:

Die Mitteilungen der EAWAG sind das Informationsbulletin der EAWAG. Sie erscheinen zweimal jährlich in Deutsch und Französisch und einmal jährlich in Englisch.

**Copyright:** Abdruck, auch auszugsweise, ist unter Benachrichtigung der Herausgeberin und der Autoren und mit Quellenangabe «Abdruck aus den Mitt. EAWAG 23 (1987)» gestattet.

**Druck:** auf Original-Umweltschutzpapier (aus 100% Altpapier, wasserrost-, energiesparend, im geschlossenen Wasserkreislauf, unter Vermeidung von Entfärbung, Bleichung und Wiedereinfärbung) der Firma Widmer-Walty AG, CH-4665 Oltringen.

**Herausgeberin/Editeur:** EAWAG, Überlandstrasse 133, CH-8600 Dübendorf (Tel.: 01/823 50 10)

### Impressum:

*Les Nouvelles de l'EAWAG sont le bulletin d'information de l'EAWAG. Elles paraissent deux fois par an en allemand et en français, et une fois en anglais.*

**Copyright:** La reproduction des articles est autorisée à condition de mentionner expressément «tiré des Nouv. EAWAG 23 (1987)» et d'informer les auteurs ainsi que la rédaction.

**Imprimé:** sur du papier recyclé original (100% vieux papier, fabriqué en épargnant les eaux, les ressources, l'énergie, en circuit d'eau fermé, sans décoloration, sans blanchissement et sans colorisation) par la fabrique de papier et de carton Widmer-Walty S.A., CH-4665 Oltringen

**Redaktion/Rédaction:** Diana Hornung

- 1159  
Zobrist, J., Sigg, Laura, Schnoor, J. L., Stumm, W.: Buffering Mechanisms in Acidified Alpine Lakes. COST 611 Workshop «On the Reversibility of Acidification», Grimstad, Norway, 9–11 June 1986, 9 pp.
- 1160  
Leu, D., Biedermann, R., Dettwiler, J., Hoigné, J., Stadelmann, F. X.: Bericht über Nitrate im Trinkwasser; Standortbestimmung 1985. Mitt. Gebiete Lebensmittel Hyg. 77, 227–315 (1986).
- 1161  
Mason, C. A., Hamer, G., Fleischmann, T.: Aerobic Thermophilic Biodegradation of Microbial Cells. Proc. 5th Yugoslavian-Austrian-Italian Chem. Engng. Conf., Portoroz, Yugoslavia, Sept. 16–18, 1986. Ed. A. Bizal and A. Pavko, pp. 549–556.
- 1162  
Hamer, G., Mason, C. A.: Some Fundamental Aspects of two Stage Waste Sewage Sludge Treatment with Aerobic Thermophilic Pretreatment and Anaerobic Stabilization. PRO AQUA – PRO VITA, 10. Int. Fachmesse und -tagungen f. Umweltschutz u. Ökologie, Basel, 7.–10. Okt. 1986. Vol. 10 B, S. 7.1–7.28.
- 1163  
Mason, C. A., Hamer, G., Bryers, J. D.: The Death and Lysis of Microorganisms in Environmental Processes. FEMS Microbiology Rev. 39, 373–401 (1986).
- 1164  
Stumm, W.: Coordinate Interactions Between Soil Solids and Water – an Aquatic Chemists Point of View. Geoderma 38, 19–30 (1986).
- 1165  
Giger, W., Ahel, M., Koch, M., Laubscher, H. U., Schaffner, C., Schneider, J.: Behaviour of Alkylphenol Polyethoxylate Surfactants and of Nitrotriacetate in Sewage Treatment. Water, Sci. Tech. 19, 449–460 (1987).
- 1166  
Egli, T., Weilenmann, H.-U.: Biodegradation of Nitrotriacetic Acid (NTA) in the Absence of Oxygen. Experientia 42, 1061–1062 (1986).
- Gujer, W.: Anwendung der mathematischen Simulation von Reinigungsprozessen beim Ausbau von Kläranlagen. «Pro Aqua – Pro Vita '86», 7.–10. Okt. 1986, Basel, S. 5.1.–5.19.
- 1168  
Grady Jr., C. P. L., Gujer, W., Henze, M., Marais, G. v. R., Matsuo, T.: A Model for Single-Sludge Wastewater Treatment Systems. Water Sci. Tech. 18, 47–61 (1986).
- 1169  
Schädler, B., Stadler, K., Zürcher, F.: Repräsentativität und Fehler einer Messstelle zur analytischen Daueruntersuchung von Fließgewässern. Untersuchung am Beispiel der Station Rheinschmitter. Gas-Wasser-Abwasser 66, 9, 597–606 (1986).
- 1170  
Boller, M.: Konzepte für die Ergänzung bestehender Kläranlagen mit Nitrifikation. «Pro Aqua – Pro Vita '86», 7.–10. Okt. 1986, S. 10.1–10.22.
- 1171  
Furrer, G., Stumm, W.: The Coordination Chemistry of Weathering: I. Dissolution Kinetics of  $\delta$ - $Al_2O_3$  and BeO. Geochim. et Cosmochim. Acta 50, 1847–1860 (1986).
- 1172  
Zinder, Bettina, Furrer, G., Stumm, W.: The Coordination Chemistry of Weathering: II. Dissolution of Fe(III) oxides. Geochim. et Cosmochim. Acta 50, 1861–1869 (1986).
- 1173  
Santschi, P. H.: Die Auswirkung von unbeabsichtigt freigesetztem Tritium auf das Grundwasser im unteren Glattal (Kanton Zürich). EIR-Bull. Nr. 59, 13–15, Sept. 1986.
- 1174  
Santschi, P. H., Li, Y.-H., O'Hara, P., Amdurer, M.: Removal and Backdiffusion Processes of Radiotracers in Shallow Coastal Marine Ecosystems (MERL) of Narragansett Bay, R.I., USA. Reports et Procès-Verbaux des Réunions du Conseil Internat. pour l'Exploration de la Mer 186, 212–218 (1986).
- 1175  
Mason C. A.: Microbial Death, Lysis and «Cryptic» Growth: Fundamental and Applied Aspects. Diss. ETHZ No. 8150, Zürich 1986.
- 1176  
Giger, W.: Spurenverunreinigungen in der Atmosphäre. Tech. Rdsch. 78, 39, 78–81 (1986).
- 1177  
Giger, W., Ahel, M., Koch, M.: Das Verhalten von Alkylphenolpolyethoxylat-Tensiden in der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung. Vom Wasser 67, 69–81 (1986).
- 1178  
Comet, P. A., McEvoy, J., Giger, W., Douglas, A. G.: Hydrous and Anhydrous Pyrolysis of DSDP Leg 75 Kerogens – A Comparative Study Using a Biological Marker Approach. Org. Geochem. 9, 4, 171–182 (1986).
- 1179  
McEvoy, J., Giger, W.: Origin of Hydrocarbons in Triassic Serpiano Oil Shales: Hopanoids. Org. Geochem. 10, 943–949 (1986).
- 1180  
Gujer, W., Boller, M.: Design of a Nitrifying Tertiary Trickling Filter Based on Theoretical Concepts. Water Res. 20, 11, 1353–1362 (1986).
- 1181  
Boller, M., Gujer, W.: Nitrification in Tertiary Trickling Filters Followed by Deep-Bed Filters. Water Res. 20, 11, 1363–1373 (1986).
- 1182  
Santschi, P. H., Nyffeler, U. P., Li, Y.-H., O'Hara, P.: Radionuclide Cycling in Natural Waters: Relevance of Scavenging Kinetics. In: "Sediments and Water Interactions" (P. G. Sly, Ed.), Chapter 17. Springer-Verlag, New York 1986, pp. 183–191.
- 1183  
Santschi, P.: Radionuclides as Tracers for Sedimentation and Remobilization Processes in the Ocean and in Lakes. In: "Sediments and Water Interactions" (P. G. Sly, Ed.), Chapter 38. Springer-Verlag, New York 1986, pp. 437–449.
- 1184  
Bloesch, J., Sturm, M.: Settling Flux and Sinking Velocities of Particulate Phosphorus (PP) and Particulate Organic Carbon (POC) in Lake Zug, Switzerland. In: "Sediments and Water Interactions" (P. G. Sly, Ed.), Chapter 42. Springer-Verlag, New York 1986, pp. 481–490.
- 1185  
Stiller, Mariana, Imboden, D. M.:  $^{210}Pb$  in Lake Kinneret Waters and Sediments: Residence Times and Fluxes. In: "Sediments and Water Interactions" (P. G. Sly, Ed.), Chapter 44. Springer-Verlag, New York 1986, pp. 501–511.

## Andere Publikationen / Bücher

Geoscience Switzerland 1986: nach Kantonen geordnete Liste der geologischen Wissenschaftler, Büros und Ämter, Eds. D. Elber und K. Kelts.

Aquatic Surface Chemistry: Chemical Processes at the Particle/Water Interface, Ed. Werner Stumm, Wiley-Interscience, New York, ISBN 0 471 82995-1, etwa ab Mai 1987 erhältlich.

### Talon pour un abonnement:

Les nouveaux abonnés sont les bienvenus! Les Nouvelles de l'EAWAG paraissent deux fois par année en français et en allemand, et une fois par année en anglais.



### An die Bibliothek, EAWAG, CH-8600 Dübendorf:

Adressänderung/Changement d'adresse: Name/Nom: \_\_\_\_\_

Firma, Institut/Entreprise, Institut: \_\_\_\_\_

Bitte senden Sie mir die Mitteilungen der EAWAG

regelmässig an folgende Adresse:

Veuillez m'envoyer régulièrement les Nouvelles de l'EAWAG

à l'adresse suivante: \_\_\_\_\_

Bevorzugte Ausgabe/Édition préférée:  deutsch/français  english