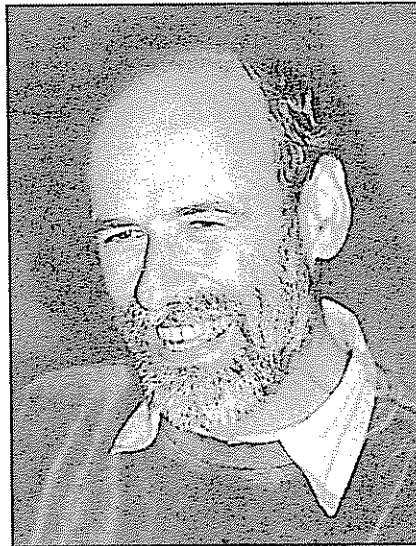


- 2 Durabilité: c'est le mot!**  
Carlo C. Jaeger
- 3 Méthodes d'évaluation et évolution des cours d'eau**  
Michael Hütte et Ueli Bundi
- 8 Biodiversité – schémas globaux et réalités locales**  
Josef H. Reichholf
- 10 Diminution de la teneur en plomb dans les sédiments du lac de Zoug**  
Hans Christoph Moor
- 13 Sous quelle forme se trouve le cuivre dans les lacs et les cours d'eau?**  
Hanbin Xue, Andrea Oestreich, David Kistler et Laura Sigg
- 17 Les problèmes d'assurance appliqués à l'environnement**  
Interview avec Markus Hofmann
- 21 Recherche**
  - Amélioration de l'évacuation traditionnelle des matières fécales en Chine – une alternative au système de canalisation conventionnel?
  - Pesticides dans l'atmosphère
- 26 Education permanente**
  - Analyse des particules à l'EAWAG
- 27 EAWAG-Intern**
  - Retraite de Professeur Jürg Hoigné
  - Nominations
  - Prof. Arnold Hörler †
  - Pavillon des enfants
- 31 Commentaire bibliographique**
  - Diffusion des organostanniques contenus dans les peintures antisalissures
- 31 Publications**
  - Livres 1994
  - Parutions de l'EAWAG



## Durabilité: c'est le mot!

Le terme *durabilité* n'est pas un néologisme. Mais depuis quelques années, cette notion est à l'honneur dans le jargon environnemental, car la gestion durable des ressources naturelles est devenue la préoccupation majeure des environnementalistes. Les collaboratrices et collaborateurs de l'EAWAG le savent désormais, car la plupart ont assisté durant le semestre d'hiver 1994/95 à notre séminaire consacré à la conservation des ressources à long terme, en un mot, à leur durabilité.

Tout a commencé à la journée d'information organisée par l'EAWAG en 1993. Le Professeur A. Zehnder avait alors déclaré *urbi et orbi* que la consommation des ressources importantes devrait être réduite de deux tiers au moins ces 30 prochaines années, et ce, sans pour autant diminuer notre niveau de vie. Certes, nombreux furent ceux qui, à l'EAWAG, se montrèrent de prime abord séduits par cette perspective. Toutefois, elle dissimulait un certain nombre de questions inquiétantes: les possibilités techniques d'aujourd'hui suffiront-elles pour augmenter à ce point l'éco-rendement de notre société? Notre recherche peut-elle contribuer à cette évolution? Ne devrions-nous pas nous limiter à nos domaines traditionnels de recherche au lieu de nous engager à établir de telles hypothèses?

Sur ces entrefaites, l'EAWAG a décidé en 1994 d'organiser un séminaire pour

faire le point sur la situation. Le programme proposé a été suivi avec un intérêt aussi marqué que durable – qui en aurait douté? Au fil des débats, la notion de «durabilité» s'est cristallisée autour d'une vision pragmatique: comme le concept de paix, elle laisse toutefois la porte ouverte aux interprétations les plus variées. L'EAWAG s'est peu à peu découvert la volonté de poursuivre cette vision dans le sens d'une réduction significative de l'utilisation des ressources dans la Suisse de demain. Ni les nouvelles technologies, ni la réorientation des esprits n'y suffiront: il faudra encore combiner de manière harmonieuse les innovations techniques et sociales, pour parvenir peu à peu au but fixé.

En cours de chemin, des questions fascinantes se poseront alors aux scientifiques: En admettant que les instruments économiques permettent d'instaurer la durabilité des ressources naturelles, faut-il dès lors introduire une nouvelle taxe d'incitation pour chaque nouveau problème d'environnement? Ou bien des mesures peu nombreuses, mais plus efficaces permettraient-elles de résoudre ces problèmes? En tout état de cause, il faudrait au préalable bien connaître les interactions entre les différents problèmes environnementaux. Or, tant les écosystèmes naturels qu'humains sont des complexes difficilement prédictibles, car ils s'adaptent en permanence à l'évolution des conditions environnementales. Dès lors, comment caractériser scientifiquement de tels systèmes? L'idée cartésienne s'effrite: la réalité analysable – et contrôlable – jusque dans ses moindres détails n'est plus. Il faut donc développer de nouvelles idées pour mieux cerner la complexité des systèmes réels. A n'en pas douter, beaucoup de surprises attendent encore les spécialistes.

Carlo C. Jaeger, Ecologie humaine

**EAWAG**



Les bulletins EAWAG NEWS constituent l'organe d'information de l'EAWAG

**Editeur**

Distribution et ©:  
EAWAG, CH-8600 Dübendorf

**Rédaction**

Diana Hornung, EAWAG

**Traduction**

Henri Chappuis, Berne

**Révision**

Hubert Joly, Paris

**Copyright**

La reproduction d'articles ou d'extraits est autorisée à condition de mentionner expressément «Extrait des EAWAG NEWS 39 F 1995», et d'en informer la rédaction ainsi que les auteurs concernés.

**Parution**

Deux fois par année en français, anglais et allemand

**Mise en page**

Peter Nadler, 8700 Küssnacht

**Impression**

sur papier recyclé 100%

**Abonnements nouveaux**

Les abonné(e)s sont les bienvenu(e)s! Le bulletin d'inscription se trouve en dernière page.

**Page de couverture**

Dessin de la Töss près de Kollbrunn, datant de 1811. A cette époque, le lit de la Töss pouvait atteindre jusqu'à 150 mètres de largeur. Aujourd'hui, il est artificiellement limité à dix mètres (voir exposé de Hütte et Bundi, p. 3-7).

Michael Hütte et Ueli Bundi

# Méthodes d'évaluation et évolution des cours d'eau



Rolf Schupp

*Biologiste et ingénieur en hydrologie, Michael Hütte a fait ses études à Cologne et à Constance. Il a obtenu son doctorat à l'Université d'Innsbruck pour sa thèse consacrée au rôle écologique des captages d'eau en région alpine. Depuis 1991, il travaille à l'EAWAG, où sa tâche consiste à mettre en oeuvre les résultats des recherches hydroécologiques dans le domaine de la correction des cours d'eau et dans celui des captages d'eau pour la production d'électricité. Il est également chargé de cours en limnologie et en protection des eaux à l'Université d'Innsbruck.*



Andreas Fautsch

*Ueli Bundi est vice-directeur de l'EAWAG et consacre ses recherches au développement des cours d'eau.*

## Les faits

En Suisse, la plupart des cours d'eau ont été corrigés par des ouvrages d'art et souffrent d'une exploitation agricole intense. Un grand nombre d'entre eux sont même canalisés dans des conduites. Différentes lois ont été mises en vigueur dans le but de rendre aux lacs et aux cours d'eau leur état naturel ou tout au moins d'éviter de leur nuire d'avantage. Les exigences globales qu'il faut respecter en matière de correction et d'exploitation des eaux se définissent de la manière suivante: les lacs et cours d'eau, de même que leurs abords terrestres et souterrains doivent:

- offrir les conditions les plus naturelles possibles pour les plantes, les animaux et les microorganismes et
- former un biotope aussi naturel que possible.

Pour les cours d'eau, les conditions naturelles sont celles qui permettent aux plantes, aux animaux et aux microorganismes de coexister et de se reproduire en maintenant par eux-mêmes l'équilibre écologique. La biodiversité et le nombre de spécimens par espèce doivent être caractéristiques des différents genres de cours d'eau et de plans d'eau (pas ou peu pollués) qui sont définis par des facteurs naturels ainsi que par le paysage dans lequel ils s'inscrivent.

## Quelles sont ces méthodes et quel est leur but?

Pour répondre aux exigences évoquées ci-dessus, il faut prendre des mesures efficaces, ce qui exige des connaissances approfondies sur les interactions entre les organismes vivants et les conditions environnementales régnant dans l'hydrosphère. Or, d'une manière générale, ces connaissances sont rares. Toutefois,

on connaît les principaux facteurs écologiques déterminants pour le développement des biocénoses. Il faut donc partir de ces principes pour élaborer les méthodes d'évaluation des cours d'eau.

Pour l'aménagement d'un cours d'eau, la situation régionale et l'utilisation prévue sont des éléments déterminants. L'utilisation et l'atteinte inévitable qui en découle pour les systèmes aquatiques ne doivent pas dépasser certaines limites. Dans la mesure du possible, les cours d'eau doivent être revalorisés du point de vue environnemental. On crée ainsi les conditions nécessaires pour qu'ils puissent remplir leurs multiples fonctions à long terme.

Ces méthodes doivent servir à préparer les bases et les instruments pour planifier un tel aménagement (durable). Il faudra considérer les cours d'eau (réseaux hydrographiques) dans leur ensemble:

Les cours d'eau sont des biotopes linéaires dont toutes les parties s'influencent mutuellement. Les interventions locales ont des effets plus ou moins importants. Les méthodes développées par l'EAWAG se concentrent à la fois sur les aspects physiographiques et biologiques des cours d'eau. Ces méthodes comprennent:

- la qualification et la quantification permanentes des principales caractéristiques écomorphologiques et hydrologiques des cours d'eau (et de leur réseau hydrographique);
- le relevé systématique des données biologiques permettant de démontrer les déficits physiographiques;
- l'identification et l'évaluation des déficits écologiques dans les cours d'eau étudiés;
- la préparation de mesures pour un futur aménagement proche de l'état naturel des cours d'eau (et de leur réseau hydrographique).

## Aspects méthodologiques et principes écologiques

### Définition de l'état de référence

Etant donné l'exploitation intense des sols et des eaux, on ne trouve plus guère de cours d'eau à l'état naturel en Europe centrale – à l'exception de quelques rivières dans le haut des Alpes. Il est donc impossible de se référer à l'état naturel (inconnu!) des cours d'eau pour prendre des mesures d'aménagement. C'est la raison pour laquelle nous avons choisi une approche pragmatique et défini l'état de référence comme «proche de l'état naturel des cours d'eau dans un paysage cultivé». Pour cela, il faut accepter que certaines conditions soient données (ou pratiquement irréversibles), comme par exemple l'assèchement de certaines régions marécageuses. En revanche, la morphologie des cours d'eau et de leurs abords immédiats demeure toujours modifiable.

L'état de référence d'une rivière suppose l'absence de toute régulation et de tout endiguement. Le tracé du cours d'eau ainsi que par la structure des rives et du lit de la rivière sont modelés avant tout par la morphologie du terrain ainsi que l'hydrodynamique et le débit de charriage. La végétation sur les rives et aux alentours est typique du lieu et n'exige aucun entretien. L'eau doit ne pas être polluée (à grande échelle) par des substances chimiques.

A part dans les régions alpines d'altitude, les cours d'eau en Suisse se trouvent très rarement à l'état de référence. Leur tracé et la forme de leur lit ont été en général fortement modifiés. Les cours d'eau traversant d'étroites gorges ont certes conservé un tracé proche de la nature, mais leur écoulement est souvent interrompu par des obstacles artificiels. Pour évaluer un cours d'eau et pour en décrire l'état souhaité, il faut donc reconstruire l'état de référence (rectiligne, ramifié, subdivisé, méandreux) a souvent été conservé sur de vieilles cartes de géographie.

La reconstruction théorique de l'état de référence exige de bonnes connais-

sances géographiques et hydroécologiques, mais il restera toujours une certaine part d'interprétation, un élément subjectif inévitable dont il faut tenir compte.

### Importance de la continuité

Si l'on considère un cours d'eau de la source à son embouchure, on constate que certains facteurs abiotiques et biotiques se modifient souvent selon un schéma bien déterminé: le débit augmente et en principe, la pente diminue, ce qui a pour conséquence une diminution de la granulométrie des gravillons formant le lit du cours d'eau. En ce qui concerne le débit de charriage, on distingue, en gros, 3 zones: le tronçon supérieur marqué par l'érosion du lit, le tronçon du milieu marqué par le charriage des matériaux érodés en amont et le tronçon inférieur où les alluvions sédimentent. Par ailleurs, les grands cours d'eau se distinguent aussi souvent par une succession de sections droites, de ramifications ou de coudes et de méandres. La température de l'eau est un autre facteur biologique important. Plus on s'éloigne de la source, plus la température de l'eau (et ses fluctuations) dépend de la température de l'air.

Le changement de tous ces paramètres abiotiques se répercute aussi sur la composition des organismes vivants présents dans l'eau. Cette corrélation se retrouve dans divers schémas d'analyse («division en régions selon les espèces

### La continuité implique

- des processus dynamiques et abiotiques allant d'amont en aval (débit d'eau et de charriage)
- la communication biologique dirigée vers l'amont et vers l'aval, c'est-à-dire la migration active et passive des organismes le long des cours d'eau.

Assurer la continuité signifie préserver ou rétablir une possibilité de passage dans des conditions naturelles ou proches de la nature, et ce, tant

- le long d'un cours d'eau donné que
- pour des réseaux hydrographiques entiers.

de poisson», «division en différentes biocénoses» [1], «River Continuum Concept» [2]).

Bien que ces présentations soient fortement idéalisées, elles montrent comment un cours d'eau est susceptible de se modifier (de façon plus ou moins continue) entre sa source et son embouchure. Elles montrent aussi que les organismes présents dans les cours d'eau changent en fonction du milieu biologique.

L'accessibilité longitudinale permet aux animaux des cours d'eau de se déplacer sur tout le réseau hydrographique. Ainsi, certaines espèces de poisson migrent le long des cours d'eau.

Selon les espèces, les petits invertébrés qui peuplent le lit des cours d'eau dérivent au fil de l'eau avec une rapidité plus ou moins grande. Pour compenser ces pertes, beaucoup d'animaux ont

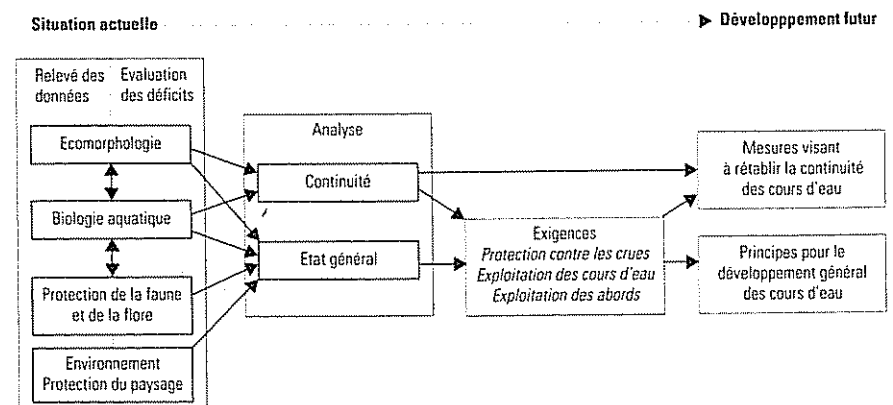


Fig. 1 Schéma d'aménagement des cours d'eau pour le canton de Zurich.

tendance à remonter le courant. Certains insectes, dont les larves vivent une, voire plusieurs années dans l'eau, remontent le cours d'eau une fois parvenus à l'âge adulte et pourvus d'ailes, pour pondre leurs oeufs à la source du cours d'eau. C'est là aussi un moyen de compenser la dépopulation due à la dérive.

En principe, tous les organismes essaient de migrer pour conquérir de nouveaux espaces vitaux. Il existe une multitude d'obstacles anthropiques à la continuité et à l'accessibilité longitudinales. Le débit d'eau et le débit de charriage sont fortement influencés par des éléments tels que barrages, pans d'eau stagnante, digues (et passages d'eaux résiduelles), bétonnage des lits, modification du tracé et de la dénivellation des cours d'eau. Bien entendu, il en résulte un milieu biologique d'une structure totalement différente. De plus, les barrages et les étangs poissonneux interrompent les processus de migration décrits plus haut. Les ouvrages d'art susmentionnés entravent la migration et la reproduction des animaux vivant dans les cours d'eau [5]. Par ailleurs, la canalisation des cours d'eau dans des tuyaux, ou les tronçons présentant une morphologie très artificielle (comme p. ex. les lits bétonnés) ne nuisent pas seulement à la survie de la faune, mais empêchent également toute reproduction.

### Aménagement des cours d'eau pour le canton de Zurich

En collaboration avec divers offices du canton de Zurich (Office de la protection des eaux, Office de l'aménagement du territoire, Office de la pêche et la chasse), l'EAWAG a mis sur pied un programme d'évaluation méthodique pour l'aménagement des cours d'eau cantonaux [5,6]. La démarche est essentiellement fondée sur l'étude écomorphologique des cours d'eau. Elle est complétée par d'autres méthodes de recherche et d'évaluation relatives à la biologie (flore des cours d'eau et des marais, petits invertébrés, poissons), à la chimie aquatique, ainsi qu'à la pro-



Fig. 2

Si on remonte le Sagentobelbach depuis son embouchure dans la Glatt, on atteint après 400 m déjà le premier obstacle artificiel sur le cours de ce ruisseau: haut de 40 cm, l'ouvrage en question suffit à barrer la route à 7 espèces de poissons.

tection de la faune et de la flore, ainsi qu'à l'étude du paysage (fig. 1).

#### Les méthodes

##### Ecomorphologie

Le relevé des données écomorphologiques doit être effectué dans tous les cas avant de concevoir l'aménagement d'un cours d'eau et de ses abords (régulations, constructions, renaturations). La rivière étudiée doit être examinée sur l'ensemble de son parcours. L'idéal consiste à prendre en considération tous ses affluents.

Le cours d'eau est subdivisé en secteurs selon la similitude des conditions écomorphologiques. Ces conditions sont répertoriées sur des formulaires de rapport.

Voici les paramètres importants à examiner:

- largeurs et profondeurs du cours d'eau
- variabilité de la profondeur de l'eau et de la largeur des niveaux d'eau
- chutes et autres particularités du lit (aménagement artificiel/état naturel, situation dans le réseau hydrographique)
- ouvrages d'art et tubage
- cloisonnements (bois mort entrelacé faisant barrage)
- tracé
- composition du fond du cours d'eau, bois mort sur le lit de la rivière
- ombrage du lit par les buissons de la rive

- matériaux et végétation présents sur la rive
- terre agricole ou végétation environnante
- en outre, courte description verbale des déficits constatés par rapport aux paramètres cités, dans les différents tronçons de cours d'eau.

Pour certaines caractéristiques structurales, on évalue aussi les données de l'état de référence. C'est le cas notamment pour le tracé, la largeur et la profondeur du cours d'eau, ainsi que leurs variations.

##### Biologie

Si l'on souhaite des informations supplémentaires et que la modification des cours d'eau doit également être prise en compte, des recherches complémentaires sont prévues sur divers groupes d'organismes biotiques. Ainsi les poissons permettent en général de constater facilement les déficits écomorphologiques. Les recherches sur les poissons sont d'ordre qualitatif ou quantitatif. Dans le premier cas, elles sont relativement simples, tandis que dans le second, elles sont au contraire assez compliquées. Les recherches qualitatives sur les poissons permettent par ex. de constater si les chutes représentent un obstacle à la migration de certaines espèces de poisson vers l'amont, et quels sont les effets d'une morphologie uniforme sur les peuplements de poissons. La décision de passer à une étude quanti-



Fig. 3  
Tronçon du Sagentobelbach à l'état naturel.

tative des populations piscicoles se prend une fois que les résultats de l'étude qualitative ont été obtenus. Lorsqu'on prend des mesures de construction qui modifient fondamentalement la morphologie du cours d'eau, ou qu'on veut contrôler le succès des mesures de revitalisation, l'étude des petits invertébrés est également très révélatrice. A cet effet, une liste de 68 espèces a été établie uniquement pour le canton de Zurich, spécifiant les besoins en espace vital de chaque espèce. Là aussi, l'évaluation se fait en fonction d'une population (supposée) vivant dans un biotope à l'état de référence (supposé). En présence de modifications morphologiques importantes (telles que chutes verticales ou bétonnage du lit), on reconnaît aussi les déficits d'après la fréquence des petits organismes. Pour les rives dépourvues de haies, il sera par exemple utile de cartographier les espèces végétales, ce qui permettrait de définir les secteurs dans lesquels il faudrait protéger la flore.

#### Autres aspects

Des analyses chimiques simples, portant sur des éléments tels qu'ammonium, nitrite, nitrate, phosphate, carbone libre ou chlorure, permettent de localiser les sources de pollution organique et d'excès en substances nutritives. Un spécialiste de la protection de la nature longe le réseau hydrographique à l'étude (à l'exception, peut-être, des secteurs boisés ou urbanisés) et établit un rapport sur les secteurs qu'il serait judicieux de protéger, que ce soit au niveau des cours d'eau, des rives ou des abords immédiats. Un spécialiste de la protection du paysage observe les secteurs en milieu urbain et relève les aspects importants du point de vue de l'aménagement du paysage.

#### Concrétisation des résultats

L'évaluation des résultats dans leur ensemble permet de planifier l'aménagement futur du cours d'eau (fig. 1). Tout d'abord, il convient de définir les déficits majeurs du point de vue

morphologique, biologique et chimique pour les cours d'eau du réseau hydrographique considéré. Ensuite, on détermine également les particularités relatives à la protection de la nature et du paysage. Après cela, une analyse détaillée est effectuée concernant la continuité, sur la base des observations écomorphologiques et biologiques. Les obstacles à la continuité sont catégorisés, puis évalués en fonction de la longueur des secteurs concernés. Cette démarche aboutit à la définition des mesures d'aménagement qui sont ordonnées en fonction de leur priorité (écologique) et de leurs coûts respectifs.

#### Mise à l'épreuve du programme d'évaluation

Ce programme d'évaluation a été testé dans son ensemble, y compris toutes les méthodes décrites plus haut ainsi que l'interprétation des résultats, sur le réseau hydrographique du Sagentobelbach, cours d'eau situé au nord-est de Zurich. Tous les résultats et les conclusions de l'étude ont été consignés [5]. Dans le cadre du programme EAWAG, la Töss a subi un examen écomorphologique sur l'ensemble de son parcours.

Divers travaux de diplôme effectués à l'EPFZ et à l'Université d'Innsbruck ont permis de tester concrètement certaines méthodes figurant au programme, afin de déterminer si elles sont également applicables aux cours d'eau situés en dehors du canton de Zurich.

Une première application pratique de la méthode écomorphologique est actuellement menée à grande échelle sur divers cours d'eau du Tyrol autrichien.

#### Méthodes d'évaluation des cours d'eau suisses

En ce moment, l'EAWAG est en train de développer – en collaboration avec l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEPF) – des méthodes d'évaluation écomorphologique, écohydrologique et ichtyologique applicables aux cours

d'eau suisses. Les méthodes écomorphologiques et ichthyologiques s'inspirent dans une large mesure du programme d'évaluation présenté ci-dessus [5]. Il faut cependant les adapter aux conditions spécifiques aux autres régions du pays (en particulier à la région alpine et au Jura). Pour des raisons de méthodologie, les plus grands fleuves de Suisse ne sont pas pris en considération, à savoir les sources du Rhin, la Limmat, la Reuss à partir du lac des Quatre-Cantons, l'Aar à partir du lac de Thoun et le Rhône à partir de Sierre.

Les méthodes écomorphologiques doivent être adaptées en particulier pour les cours d'eau situés dans les régions alpines d'altitude, de nature très escarpée et rocheuse, présentant de nombreuses chutes. Ces cours d'eau ne sont pas obstrués par des constructions, mais uniquement par des matériaux charriés par le courant. En principe, il n'est plus possible de les longer. Dans de tels cas, il faut simplifier la recherche en estimant approximativement certains paramètres (tels que la profondeur de l'eau, la largeur, les chutes naturelles et les paramètres caractérisant le lit et la rive). Pour les grands cours d'eau qui ont tendance à sortir de leur lit en cas de crue (cours d'eau alluviaux), il est important de calculer

l'extension potentielle des eaux en crue (donc le besoin de place du cours d'eau à l'état de référence).

Les méthodes écohydrologiques aboutissent à une description générale du débit ainsi qu'à une évaluation des modifications de l'écoulement dues à des interventions directes (dérivations ou déversements, déboufrage).

Pour obtenir ces informations, il faut étudier les cartes spécialisées, telles que l'Atlas hydrologique suisse, ainsi que les mesures effectuées par les cantons, la Confédération, les exploitants de l'énergie hydraulique et autres intervenants.

L'étude des modifications directes du débit permet de distinguer plusieurs situations (tab. 1). Les influences citées surgissent en général de manière combinée, par ex. un passage d'eaux résiduelles est souvent perturbé également par l'écoulement de lames d'eau, etc.

Les influences sur le débit sont évaluées en fonction des conditions d'écoulement sans intervention directe, donc sans déviation et sans aménage d'eau. Pour l'évaluation, le degré de modification du débit est un facteur important: plus la différence entre le débit théorique et le débit dû aux influences anthropiques est grande, plus les répercussions écologiques sont graves. Il faut cependant tenir compte

de certaines conditions générales (comme par exemple la morphologie des eaux, l'ombrage, le niveau des eaux souterraines, etc.). Pour les desalluvionnages, le rapport entre le débit maximal de desalluvionnement et le débit avant le rinçage est déterminant. Il faut également tenir compte du nombre de rinçages effectués.

Un guide d'évaluation permet d'apprécier les effets écologiques des changements hydrologiques.

- [1] Illies J. (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 46: 205-213
- [2] Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E. (1980): The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-177
- [3] Ward J.V., Stanford J.A. (1983): The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: Fontaine, T.D. & S.M. Bartell (eds.): *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor: Ann Arbor Science Publ.: 29-42
- [4] Darschnik S., Schumacher H. (1987): Störung des natürlichen Längsgradienten eines Bergbaches durch Forellenteichanlagen. *Arch. Hydrobiol.* 110: 409-439
- [5] Hütte M., Bundi U., Peter A. (1994): Konzept für die Bewertung und Entwicklung von Bächen und Bachsystemen im Kanton Zürich. Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), Dübendorf, und Kanton Zürich, ISBN 3-906484-10-6, 1-133
- [6] Hütte M., Bundi U., Peter A. (1995): Bachentwicklungskonzept für den Kanton Zürich. *Wasserwirtschaft* 85: 16-20

Modification		Description
Captage d'eau	tronçons asséchés eaux résiduelles et eaux de crue eaux résiduelles sans eaux de crue opérations de dessablage nettoyage des bassins de retenue	après les points de captage sans dotation suffisante après les barrages avec déversoir après les barrages retenant la totalité des eaux de crue après les captages munis de chambres de décantation périodiquement rincées après les barrages, le bassin de retenue étant nettoyé selon un rythme annuel ou pluriannuel
Déversements d'eau	variations de débit quotidiennes déplacement des variations saisonnières du débit	après les usines hydrauliques devant satisfaire la consommation d'électricité aux heures de pointe après les usines hydrauliques avec rétention annuelle des eaux; l'eau est retenue en été pour être exploitée en hiver afin de couvrir l'augmentation de la consommation d'électricité
Accumulation		avant les barrages, les usines hydrauliques au fil de l'eau et les barrages pour le captage d'eau (à l'exception du barrage tyrolien)

Tab. 1  
Modification des cours d'eau à la suite d'interventions hydrologiques directes (en région alpine).

## Biodiversité – schémas globaux et réalités locales

### Diversité de la faune et de la flore

La Conférence des Nations Unies qui a eu lieu à Rio de Janeiro au printemps 1992 était essentiellement consacrée au problème de la biodiversité ou, plus exactement, à celui de son maintien. Ce que les biologistes et les protecteurs de la nature avaient depuis longtemps réclamé en vain était ainsi devenu tout à coup un sujet de politique mondiale. Les États signataires de la Déclaration de Rio doivent maintenant passer aux actes. Or, les objectifs fixés ne sont pas aussi faciles à atteindre qu'on l'avait peut-être cru, et pour cause: la biodiversité n'est pas uniforme sur toute la surface du globe. En fait, on ignore au juste combien il y a d'espèces animales et végétales différentes sur la terre. Or, ce sont elles qui font la biodiversité.

Jusque vers la fin de 1980, le nombre d'espèces vivant sur la terre était estimé à quelque 2 à 3 millions, dont la moitié environ était scientifiquement répertoriée. Depuis, des recherches ont été menées à la périphérie des forêts tropicales: les premiers résultats démontrent sans aucun doute possible que le nombre de variétés animales et végétales est beaucoup plus élevé qu'on ne l'avait admis jusqu'ici. A l'heure actuelle, on estime à 5 millions au moins le nombre d'espèces différentes. Les estimations les plus audacieuses vont jusqu'à 50 millions. La plus grande partie de ces espèces vit sous les tropiques [1], étant donné que, dans la plupart des familles animales et végétales, le nombre des espèces s'accroît à mesure qu'on s'approche de l'équateur. A titre d'exemple, considérons l'augmentation du nombre des espèces d'oiseaux entre l'extrême nord de l'Amérique du Nord et l'Amazonie, en passant par l'Amérique centrale (fig. 1). Ce graphique illustre bien l'évolution globale de la biodiversité en fonction de la latitude. De plus, c'est sous les tropiques qu'on trouve de loin le plus grand nombre d'espèces rares, voire très rares, dont le biotope est souvent très restreint – il s'agit des espèces dites «endémiques» justement

celles que visent avant tout les efforts de la collectivité internationale en faveur de la protection de la nature.

### Le pourquoi de la biodiversité

Certes, on connaît depuis longtemps l'accroissement considérable du nombre des espèces en zone tropicale. Mais les causes de ce phénomène ont été dévoilées depuis peu seulement. Selon toute probabilité, la biodiversité très élevée des régions tropicales n'est pas due aux conditions de vie particulièrement favorables dans ces régions. De nombreux indices concordants donnent à penser qu'au contraire, elle résulte du manque de sels minéraux, lesquels jouent un rôle important du point de vue nutritif. La biodiversité est la réponse biologique à la raréfaction des ressources alimentaires. La spécialisation croissante et la répartition géographique des espèces permettent en effet d'exploiter des ressources insuffisantes avec une efficacité maximale. Si la Nature a agi ainsi, ce n'est donc moins par «goût du luxe» que par pure nécessité vitale.

La diversification des espèces est un phénomène qui s'observe indépendamment des conditions de vie tropicales. Elle apparaît par exemple dans les lacs et cours d'eaux intérieurs des régions non tropicales. A l'inverse, il existe des cours d'eau tropicaux dont certains secteurs sont si pauvres en substances nutritives que la biodiversité ne peut se développer. Tel est par exemple le cas du plus grand système fluvial du monde, c'est-à-dire l'Amazonie. De manière générale, les cours d'eau d'Amazonie centrale sont assez pauvrement peuplés. En fait, leur eau est, par endroits, encore plus pauvre en sels minéraux que l'eau de pluie. Des observations analogues à propos des espèces d'arbres sont venues corroborer les constatations faites en matière de biodiversité. Si la teneur en substances nutritives est extrêmement basse, les espèces sont très peu nombreuses. Il

suffit que les conditions de vie s'améliorent un peu pour que la biodiversité s'accroisse considérablement. Celle-ci diminue à nouveau fortement si les substances nutritives deviennent abondantes.

### Le pourquoi de la raréfaction des espèces

Jusqu'à présent, il n'a pas été possible de prédire quelles sont les espèces qui survivront dans une situation de manque extrême, et quelles sont les espèces qui auront la plus forte productivité lorsque les conditions de vie deviennent favorables. Par conséquent, la biodiversité constitue une sorte de double «réassurance», valable à la fois pour les situations d'abondance et celles de pénurie. Cette couverture des risques est particulièrement évidente si on considère les lacs et cours d'eau intérieurs. Que ce soit de manière directe ou indirecte, ces biotopes aquatiques se sont considérablement modifiés sous l'effet des activités humaines – surtout en Europe centrale, où il n'y a guère de cours d'eau qui puisse encore se prévaloir d'être à l'«état naturel». Tant les protecteurs de la nature que les pêcheurs déplorent la raréfaction de nombreuses espèces dans nos lacs et cours d'eau. Ils exigent notamment que les ouvrages de génie hydraulique soient soumis à des procédures d'autorisation beaucoup plus circonspectes qu'auparavant. En fait, les cours d'eau d'Europe centrale sont connus pour leur (ancienne) richesse biologique. Les efforts de la collectivité internationale pour maintenir cette biodiversité rejoignent ceux fournis pour la protection des eaux en Europe. Toutes les analyses consacrées à cette double problématique [2] ont abouti à la conclusion que la biodiversité dépend de la qualité de l'eau. Dans la plupart des cas, la biodiversité est maximale dans les eaux de la catégorie de qualité II. En revanche, elle diminue aussi bien dans les eaux de catégorie de qualité I que dans celles

\* Conférence à ce sujet le 28.4.85 à l'EAWAG. Son adresse: Prof. Dr. Josef H. Reichholf, Zoologische Staatssammlung, Münchhausenstr. 21, D-81247 München, Fax (89) 8107123

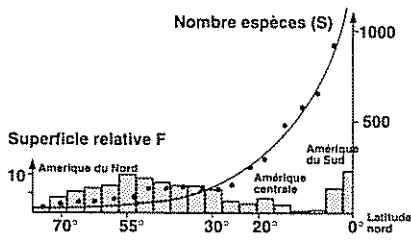


Fig. 1  
Accroissement de la biodiversité entre le pôle nord et l'équateur: le nombre des espèces d'oiseaux augmente de manière exponentielle lorsqu'on se déplace de l'Amérique du Nord vers l'Amazonie, en passant par l'Amérique centrale.  $S$  = nombre d'espèces (points = données d'observation); graphe = courbe idéale. (source: [2])

des catégories de qualité III et IV. Quant à la biomasse des organismes aquatiques, elle évolue en sens inverse: lorsque l'eutrophie s'accroît, seule la population de quelques espèces peu nombreuses devient très dense. Ces rapports ne sont vrais que si la toxicité de l'eau demeure limitée ou inexistante. Compte tenu de cette réserve, on peut dire que la biodiversité dépend à la fois de la morphologie des cours d'eau et de leur trophie. La biodiversité n'apparaît pas dans les petits cours d'eau peu structurés même si les conditions trophiques sont favorables. A l'inverse, la morphologie variée d'un cours d'eau ne sert à rien si les organismes sont confrontés à des carences alimentaires trop grandes.

### Évolution de la biodiversité dans nos cours d'eau

Lorsque les cours d'eau d'Europe se trouvaient encore à l'état naturel, sans régulation, la biodiversité résultait du libre jeu entre les deux facteurs évoqués ci-dessus. De manière générale, ils se caractérisaient par une morphologie variée et par une présence modérée d'éléments nutritifs. L'eutrophisation croissante a favorisé l'augmentation de la biomasse de certaines espèces de poissons et d'insectes aquatiques, mais elle a également entraîné les premières disparitions d'espèces. De plus, l'uniformisation des cours d'eau due aux ouvrages de génie hydraulique a entraîné une forte simplification de la morphologie fluviale. La biodiversité s'est donc considérablement réduite, ce qui a provoqué une diminution des produits de la pêche, et ce, malgré le

fait que l'apport de substances nutritives organiques provenant des débris ait provoqué une eutrophisation élevée de nos cours d'eau. L'implantation de stations d'épuration a surtout permis de réduire considérablement la charge organique jusque-là évacuée dans les cours d'eau collecteurs. Mais aucune mesure visant à diversifier la morphologie de ces collecteurs n'a été prise par ailleurs. En conséquence, on assiste à la disparition de nombreuses espèces qui n'avaient souffert ni de la toxicité des eaux, ni de l'uniformisation morphologique des cours d'eau. L'amélioration de la qualité des eaux ne suffit donc pas à elle seule. La fig. 2 le démontre à l'exemple de *Acrocephalus scirpaceus* (roussette effarvée). De petite taille, cet oiseau joue le rôle de bioindicateur. La population des roussettes évolue en fonction de la productivité des rives des lacs, des cours d'eau, des étangs et des marais, c'est-à-dire de l'émergence des insectes aquatiques dont les larves vivent dans l'eau. Or, ces insectes se multiplient en fonction de la pollution organique des eaux: plus l'eau est propre, plus le phénomène d'émergence diminue, et plus la roussette devient rare. Il suffit que l'eau passe de l'état polytrophe à l'état mésotrophe pour que la population des roussettes diminue d'environ 90%. Il n'est donc pas étonnant que les efforts visant à améliorer la qualité des eaux aient entraîné en bien des endroits la raréfaction de cet oiseau. En 1989, celui-ci a même été déclaré oiseau de l'année: les associations pour la protection des oiseaux ont ainsi voulu attirer l'attention du public allemand sur la régression alarmante des peuplements de roussettes et d'autres oiseaux vivant dans les ruisseaux. Mais comment y remédier? En épurant moins les eaux usées? Une eau de trop bonne qualité est-elle vraiment ce qu'il faut pour l'environnement?

### Durabilité et protection de la nature

Ces considérations devraient nous amener à pondérer nos «standards environnementaux». Les objectifs fixés

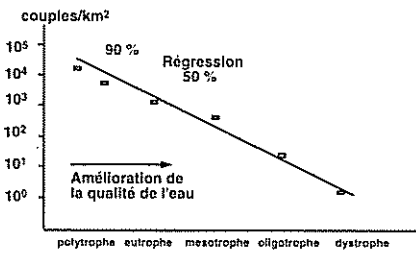


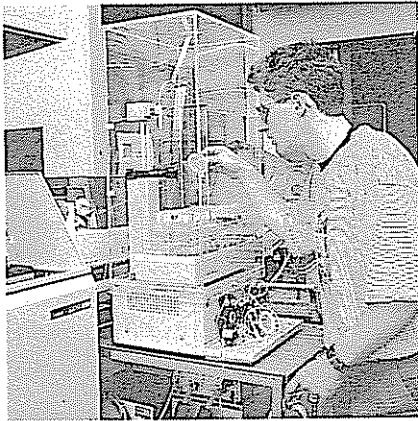
Fig. 2  
Régression des roussettes effarvées en fonction de l'amélioration qualitative des eaux. La densité des couples au km<sup>2</sup> diminue de 90% lorsque les eaux passent de l'état eutrophe à l'état mésotrophe.

sont-ils adéquats partout et en toute circonstance? [3] La qualité prévaut sur la quantité: la biodiversité serait donc préférable à la surcroissance de certaines espèces peu nombreuses. Mais il y a des limites à ne pas franchir. La qualité n'est possible que si les conditions sont favorables: la biodiversité n'existe que si l'apport en éléments nutritifs est suffisant en quantité. Nous ne saurions admettre le point de vue – assez superficiel – selon lequel il suffit que quelques espèces puissent survivre pour assumer l'ensemble des fonctions qui seraient sinon réparties entre de nombreux organismes participant au métabolisme des eaux naturelles. Les systèmes aquatiques ne fonctionnent pas de la sorte, et personne n'est en mesure de préjuger du rôle potentiel d'une espèce donnée.

En l'état, la biodiversité constitue une double «réassurance tous risques». L'encouragement de la diversité des espèces dépasse de loin les impératifs de Rio. Toutefois, il s'agit de développer encore les conceptions globales qui permettraient d'arriver au but. En premier lieu, il faut combiner les données existantes concernant la biodiversité dans les cours d'eau, leur polymorphologie, leur trophicité et leur toxicité. Une fois ces résultats évalués, il sera possible de définir les problèmes avec plus de précision pour aboutir à la question fondamentale, celle de la durabilité!

- [1] Reichholf, J. H. (1993): Biodiversität – warum gibt es so viele Arten? Universitas 9/1993: 830–840.
- [2] Kohmann, F. (1982): Struktur, Dynamik und Diversität der benthischen Invertebratengesellschaften des Unteren Inn. Dissertation Universität München.
- [3] Reichholf, J. H. (1994): Renaturierung von Feuchtgebieten: Zu welchem Zustand? Hohenheimer Umwelttagung 26: 145–153.

# Diminution de la teneur en plomb dans les sédiments du lac de Zoug



Après avoir étudié la chimie à l'EPFZ, Christoph Moor a fait une thèse de doctorat sous la houlette du Professeur Magyar, dans le groupe d'analyse inorganique. D'avril 1993 à mars 1995, il a travaillé comme doctorant post-graduate auprès de Laura Sigg. Durant cette période, il a introduit à l'EAWAG la spectrométrie à plasma. Il a consacré ses recherches essentiellement à l'étude des métaux dans les lacs, les sédiments et les eaux d'infiltration. Depuis avril 1995, il est responsable de cette technique spectrométrique au LFEM.

Les mesures de protection de l'environnement ne trouvent pas toujours un accueil favorable. Par conséquent, il convient d'examiner d'autant plus minutieusement leurs effets. Depuis l'introduction de l'essence sans plomb en 1985, les émissions de plomb ont diminué de manière drastique et considérable. Des mesures effectuées dans le lac de Zoug montrent que, ces dernières années, non seulement les concentrations de plomb ont fortement diminué de manière générale, mais la part d'émission due au trafic routier s'est également réduite.

## Evolution des émissions de plomb

La toxicité du plomb est connue depuis des siècles. Ce métal est parfois introduit en quantités énormes dans la nature. En Suisse, les émissions de plomb proviennent essentiellement de son utilisation comme antidétonant dans l'essence. En second lieu, elles proviennent des centres d'incinération et de l'industrie métallurgique. La fig. 1 donne une vue d'ensemble des sources d'émission de plomb en Suisse depuis 1950 (selon [1]).

Une fois libéré dans l'atmosphère, le plomb est ramené au sol par la pluie et se retrouve dans les eaux de surface. Dans les lacs, le plomb a une forte tendance à s'adsorber dans les particules en train de sédimenter. Il s'accumule donc dans les sédiments. Comme le plomb est présent en quantités infimes dans la roche et le sol, l'érosion libère constamment un peu de plomb qui se dissout dans les eaux du bassin hydrologique considéré. C'est la source naturelle de la charge en plomb présente dans le lac de Zoug.

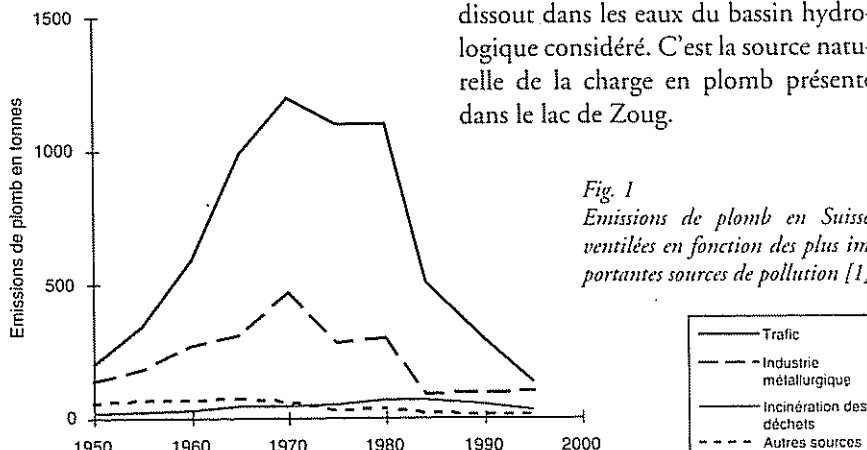


Fig. 1  
Emissions de plomb en Suisse, ventilées en fonction des plus importantes sources de pollution [1].

Au cours de ces vingt dernières années, l'utilisation d'antidétonant dans les carburants a été réduite dans le monde entier. Les Etats-Unis ont limité cette source d'émission à partir de 1970, de sorte que les émissions de plomb, qui atteignaient auparavant 250'000 tonnes se sont réduites à environ 50'000 tonnes en 1985 [2]. La Suisse a introduit l'essence sans plomb en 1985. La teneur en plomb du super encore utilisé aujourd'hui a également été réduite en plusieurs étapes.

Des carottes de neige prélevées au Groenland ont permis de démontrer que la pollution en plomb – causée avant tout par les Etats-Unis – a commencé à diminuer déjà depuis le milieu des années septante [2]. En Suisse, cinq stations de mesure sur six ont enregistré, entre 1988 et 1992, une diminution de moitié de la concentration de plomb dans la poussière atmosphérique recueillie par sédimentation [3].

## Les rapports isotopiques révèlent l'origine du plomb

Trois des quatre isotopes stables de plomb (non radioactifs) sont les produits finaux de la désintégration nucléaire de l'uranium et du thorium. Contrairement à la plupart des autres éléments, le rapport des quatre isotopes n'est par conséquent pas constant, mais dépend de l'âge géologique du minéral plombifère. Un indicateur souvent utilisé est le rapport isotopique  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ . Si le rapport calculé à deux

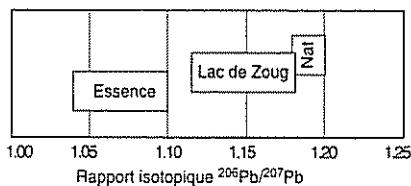


Fig. 2  
Rapports isotopiques  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  selon les sources d'émission (nat = plomb natif d'Europe centrale, «essence» = plomb utilisé en Europe comme antidétonant dans l'essence, lac de Zoug = plomb stocké dans les sédiments du lac de Zoug) [4,6].

sources de plomb différentes diverge suffisamment, la mesure de ce rapport permet de déterminer l'origine d'un échantillon de plomb inconnu.

En Europe, on utilise pour la fabrication des additifs avant tout du plomb provenant du Canada et de l'Australie, présentant des rapports isotopiques  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  entre 1.04 et 1.10, alors que le plomb naturel d'Europe centrale présente des rapports  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  atteignant presque 1.20 [4]. Les émissions provenant de carburants au plomb sont la seule source de pollution au plomb avec un rapport isotopique mesurable plus faible. Suivant l'importance relative des émissions de plomb, les échantillons prélevés dans l'environnement présentent des rapports  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  correspondant aux rapports originaux des diverses sources (fig. 2).

### Techniques analytiques de pointe au service de l'environnement

L'EA Wag dispose d'un spectromètre à plasma depuis 1994. Celui-ci permet d'analyser les traces de métaux de manière plus rapide qu'auparavant et avec des seuils de perception beaucoup plus faibles. Cette méthode est abrégée «ICP-MS» d'après son appellation anglaise «*inductively coupled plasma – mass spectrometry*».

Cette nouvelle technique est dérivée de la spectrométrie atomique. Elle se fonde sur un principe très simple (fig. 3). Les échantillons solides doivent d'abord être dissous, tandis que les échantillons liquides peuvent être

directement analysés. Les solutions sont pulvérisées puis soufflées dans une «flamme électrique» – un plasma d'argon au centre d'une bobine d'inductance. A une température de 6000–8000 °K, les gouttelettes sèchent et les atomes sont en majorité ionisés. Un système d'extraction des ions a pour tâche de séparer les particules neutres (avant tout les atomes d'argon) et de transporter les ions dans le vide poussé du spectromètre de masse. Les ions traversent ensuite deux sténopés en métal, refroidis à l'eau et en forme de quilles, avant d'être dirigés à l'aide de lentilles électrostatiques, sur l'entrée du spectromètre de masse. La tension est réduite en deux étapes à env.  $10^{-8}$  bars. Le spectromètre de masse quadripolaire est constitué de quatre barres parallèles alimentées par un champ électrique alternatif. Seuls les ions d'une certaine masse se déplacent selon une trajectoire stable et peuvent arriver sur le détecteur à la sortie de l'analyseur. En modifiant successivement le champ électrique établi, on peut déterminer différentes masses l'une après l'autre. En une seule seconde, il est possible de mesurer plusieurs fois tous les isotopes, du lithium à l'uranium, de telle sorte que l'analyse

des éléments s'effectue pratiquement en même temps.

Cette méthode permet de déterminer la plupart des éléments avec un seuil de perception de quelques ng/L ( $10^{-9}$  g/L). Jusqu'à aujourd'hui, une telle précision n'était pratiquement possible qu'à l'aide du système d'absorption atomique par tube de graphite. Cette technique assez ancienne ne permettait cependant d'analyser qu'un seul élément à la fois.

Vu que l'ICP-MS utilise un spectromètre de masse comme analyseur, il est possible de mesurer non seulement des concentrations, mais dans une certaine mesure également des rapports isotopiques. Jusqu'ici, cela n'était possible qu'avec des spectromètres de masse spéciaux, une démarche au demeurant beaucoup plus compliquée (mais bien plus précise).

Un autre élément positif de l'ICP-MS, c'est sa haute performance: pour une analyse quantitative de 20 éléments, il faut compter environ quatre minutes par échantillon. Cette analyse s'effectue automatiquement sur programmation, de sorte que les échantillons peuvent être préparés la journée, mesurés la nuit et analysés le lendemain.

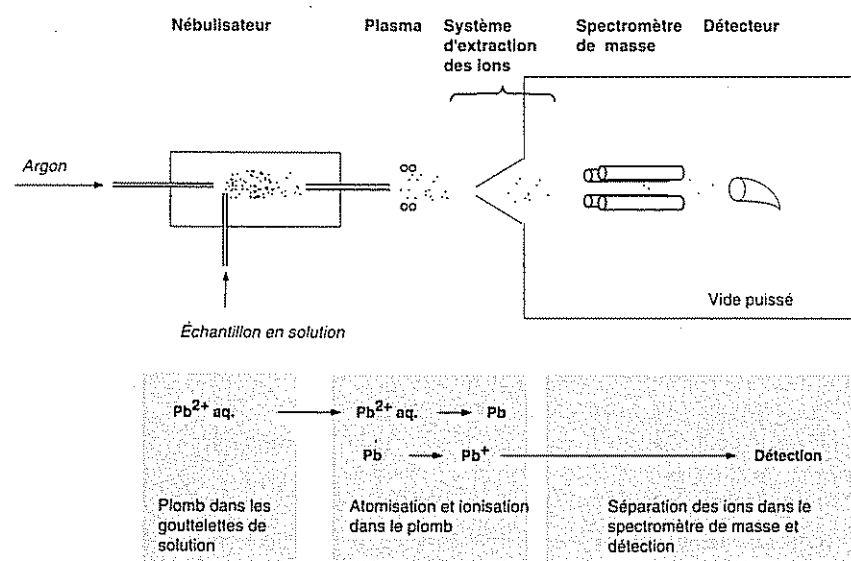


Fig. 3  
Principe de la spectrométrie à plasma (ICP-MS).  
L'échantillon en solution est pulvérisé et transformé en plasma à des températures de l'ordre de 6000 à 8000 °K. Chaque spécimen ionique ainsi produit est analysé séparément par le spectromètre de masse qui permet ainsi d'en définir la nature.

## Plomb dans les sédiments du lac de Zoug

Dans le cadre de deux projets (travail de doctorat T. Schaller [5a]/étude sur l'assainissement du lac de Zoug [5b]), 12 carottes ont été extraites du lac de Zoug en 1993. Les carottes ont été analysées entre autres pour déterminer leur teneur en plomb. L'ICP-MS a permis de mesurer non seulement les concentrations, mais également les rapports isotopiques de  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  en fonction de la profondeur.

Les résultats obtenus [6] sont présentés à l'exemple d'une carotte typique. Les graphes de la concentration de plomb et du rapport isotopique sont imprimés en fig. 4a. Les concentrations atteignent leur maximum à env. 8 cm de profondeur et diminuent nettement dans les deux centimètres supérieurs. Le rapport isotopique  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  atteint un minimum assez stable à une profondeur entre 1.5 et 7 cm et augmente à nouveau en dessus de 1 cm. Ce comportement a pu être observé dans toutes les carottes sédimentaires non perturbées. Il s'explique par comparaison avec les émissions de ces 40 dernières années.

### Comparaison des résultats avec les émissions

La fig. 4b présente les taux d'émission de telle sorte qu'ils soient facilement comparables avec les résultats présentés en fig. 4a. Voici deux réflexions à ce propos: la concentration de plomb dans les sédiments dépend du volume des émissions auquel s'ajoute une part constante de plomb d'origine naturelle. Le rapport  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  dépend de la proportion du trafic routier par rapport aux émissions totales de plomb, car le plomb présent dans l'essence se caractérise par des valeurs isotopiques nettement inférieures à celles du plomb provenant d'autres sources. Si ces émissions ne provenaient que du trafic routier, on obtiendrait des rapports ne dépassant pas 1.10 au maximum. Si le trafic n'engendrait aucune émission de plomb, il faudrait

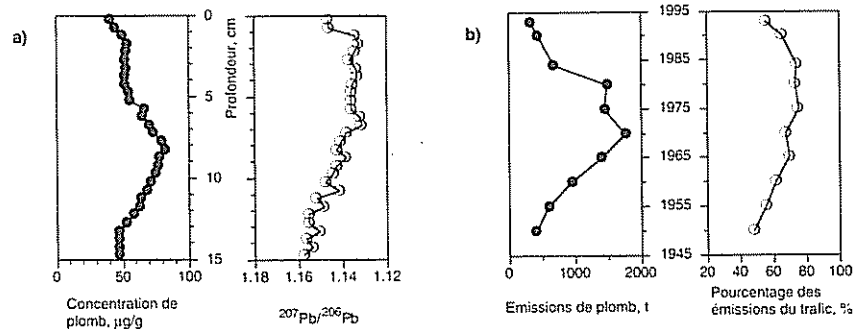


Fig. 4

a) Concentration de plomb dans les 15 cm supérieurs d'une carotte sédimentaire provenant du lac de Zoug.

Afin de faciliter la comparaison avec la figure 4b, l'axe du rapport isotopique a été inversé.

b) Emissions totales de plomb et part du trafic aux émissions totales.

La couche sédimentaire présentée en a) correspond à ces cinquante dernières années. Les concentrations reflètent l'évolution des émissions totales de plomb tandis que le rapport isotopique suit pas à pas l'importance relative du trafic par rapport aux autres sources d'émission.

s'attendre à un rapport isotopique «européen» de 1.20. Le graphe obtenu indique donc la part des émissions provenant du trafic.

La bonne concordance des différentes courbes montre que, dans les sédiments lacustres, on retrouve les données correspondant aux émissions mesurées. Les connaissances concernant la vitesse de sédimentation permettent de calculer que le maximum des émissions (en 1970) doit effectivement se retrouver entre 7 et 9 cm de profondeur. L'augmentation du rapport isotopique  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  dans le centimètre supérieur signifie que, depuis 1990, les sédiments comprennent de nouveau davantage de plomb «européen» – provenant de source naturelle ainsi que de sources anthropiques autres que le trafic.

### Résumé

En combinant l'étude de la concentration de plomb d'une part et celle des rapports isotopiques du plomb d'autre part, nous sommes en mesure d'expliquer en détail l'origine et l'évolution des concentrations de plomb dans les sédiments.

La diminution de la teneur en plomb de l'essence a provoqué, à peu près depuis 1970, un recul des émissions de plomb provenant du trafic routier. La circulation routière est toutefois restée la source principale du plomb trouvé dans le lac de Zoug, puisque les émissions de plomb provenant d'autres sources ont également été réduites

simultanément. Il a fallu attendre la généralisation de l'essence sans plomb à partir de 1985 pour que le trafic perde sa position de principale source d'émission de plomb.

### Remerciements

J'adresse mes sincères remerciements à Tobias Schaller et à Alois Zwysig pour les échantillons et les explications qu'il m'ont fournis, et à Mike Sturm ainsi qu'à Michael Kersten pour leurs précieuses suggestions et discussions.

Je tiens aussi à remercier tout particulièrement Laura Sigg, David Kistler et tous ceux avec qui j'ai eu le plaisir de collaborer à l'EAWAG.

- [1] Vom Menschen verursachte Schadstoff-Emissionen in der Schweiz 1950–2010, Schriftenreihe Umweltschutz, Nr. 76, pp 58–59, Bundesamt für Umweltschutz, Bern, 1987.
- [2] Rosman K.J.R., Chisholm W., Boutron C.F., Candelone J.P., and Hong S. (1994), Isotopic evidence to account for changes in the concentration of lead in Greenland snow between 1960 and 1988, *Geochim. Cosmochim. Acta*, 58, 3265–3269.
- [3] Luftbelastung 1992 (Messresultate des Nationalen Beobachtungsnetzes für Luftschadstoffe NABEL), Schriftenreihe Umwelt, Nr. 207, pp 67–69, BUWAL, Bern, 1993.
- [4] Kersten M., Förstner U., Krause P., Kriewis M., and Dannecker W., Pollution source reconnaissance using stable lead isotope ratios ( $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ ), in: *Impact of heavy metals on the environment*, Edited by J.-P. Vernet, pp 311–325, Elsevier, Amsterdam, 1992.
- [5] a) Dissertation Tobias Schaller, in preparation  
b) Imboden D.M., Wüest A., Wehrli B. (1994), Auftrag Baudirektion des Kantons Zug Nr. 37–4840, EAWAG-Bericht.
- [6] Moor H.C. and Schaller T., Stable lead isotopes in sediment cores of lake Zug, *Environ. Sci. and Technol.*, submitted.

Hanbin Xue, Andrea Oestreich, David Kistler et Laura Sigg

## Sous quelle forme se trouve le cuivre dans les lacs et les cours d'eau?



Hanbin Xue

Pour une concentration totale de cuivre donnée, la concentration d'ions libres de cuivre peut considérablement varier selon les cours d'eau. Or, ces ions libres de cuivre sont particulièrement importants du point de vue écotoxicologique. Seules des méthodes analytiques indirectes élaborées permettent de les détecter.

Les apports de cuivre dans les cours d'eau proviennent de diverses sources, comme par exemple les conduites en cuivre, les eaux industrielles et le dégoisement de terres agricoles. En Suisse, les concentrations de cuivre dépassent, dans la plupart des cours d'eau, les concentrations de provenance naturelle, à un degré plus ou moins élevé [1].

En tant que tel, le cuivre est un élément essentiel pour les organismes aquatiques. Mais c'est d'autre part un élément toxique, notamment pour les algues, si sa concentration est trop élevée. Pour évaluer l'effet du cuivre sur les organismes, il ne suffit toutefois pas de mesurer les concentrations totales de cuivre dans l'eau. Il faut également

déterminer les espèces chimiques sous lesquelles se présente le cuivre dissous. Différentes recherches ont ainsi démontré que la toxicité du cuivre pour les algues dépendait de la concentration d'ions métalliques «libres», c'est-à-dire d'ions métalliques dissous qui ne sont entourés que de molécules d'eau [2]. Le rapport entre les ions métalliques libres et la concentration totale de cuivre dissous (mentionnée sous  $Cu_{\text{dissous}}$  sur les tableaux) dépend fortement de la composition de l'eau. Il dépend avant tout du pH et de la présence d'agents complexants organiques. Comparé à d'autres cations métalliques, le cuivre a en principe une forte tendance à se lier chimiquement

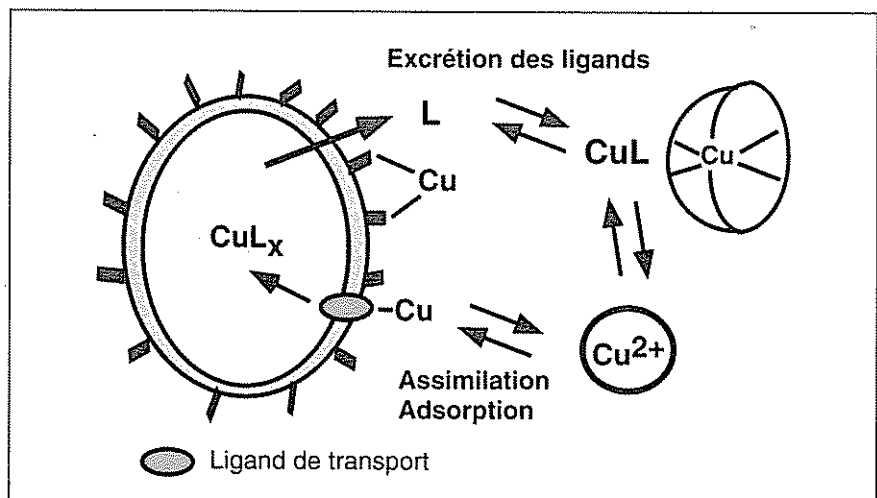


Fig. 1

Représentation schématique des interactions entre les algues et les ions métalliques.

L'effet sur les algues dépend de la concentration des ions de cuivre libres.  $CuL$  désigne un complexe de cuivre avec un ligand inconnu.  $CuL_x$  désigne des complexes se trouvant dans les cellules de algues. L'absorption du Cu dans les cellules est probablement due à des ligands transporteurs. Les ligands excrétés par les cellules ne sont pas forcément identiques aux ligands transportant les ions de cuivre dans les cellules.

à des complexants organiques. En d'autres termes, pour une concentration totale de cuivre donnée, la concentration d'ions de cuivre libres peut considérablement varier, compte tenu de la teneur en complexants organiques et du pH. Ces facteurs déterminent donc l'effet du cuivre sur les organismes.

Dans la nature, nombreux sont les composés organiques qui peuvent agir comme complexants organiques à l'égard du cuivre, mis à part les ligands inorganiques tels que le carbonate et l'hydroxyde. Il s'agit de produits de dégradation des substances organiques, tels que les acides aminés, les acides polymères humiques et fulviques. En outre, des ligands d'origine biologique encore plus spécifiques ne sont pas impossibles. Finalement, des ligands d'origine synthétique tels que le NTA (acide nitrilotriacétique) et l'EDTA (diamine d'éthylène tétraacétique) pourraient également jouer un rôle.

Pour évaluer les différences dans la complexation du cuivre, nous avons procédé à une analyse des ions de cuivre libres dans divers systèmes aquatiques (lacs et cours d'eau), forts différents du point de vue du degré de l'eutrophisation ou de la pollution due aux eaux usées.

Dans la plupart des cas, les méthodes simples ne suffisent pas pour l'étude de la spécification chimique. Il est nécessaire de recourir à des méthodes complexes et très sensibles pour analyser p. ex. la concentration d'ions libres dans des eaux à faible concentration totale de cuivre (entre env.  $5 \times 10^{-9}$ – $1 \times 10^{-7}$  M). Dans notre travail, nous avons appliqué une méthode de substitution de ligands (voir ci-dessous) pour mesurer la concentration des ions de cuivre libres (désignés par la formule  $[Cu^{2+}]$ ). Cette méthode permet de mesurer des  $[Cu^{2+}]$  très faibles grâce au calcul des équilibres chimiques.

### Ions de cuivre et algues

Les interactions possibles entre ions de cuivre et algues sont représentées schématiquement en fig. 1. Les ions de cuivre qui sont en équilibre avec

les différentes espèces complexes sont liés chimiquement à la surface des algues ainsi qu'à des ligands qui servent à l'absorption de métaux. Dans des eaux à concentration de cuivre élevée, davantage de cuivre se liera aux cellules. Les effets toxiques apparaissent lorsque les concentrations de cuivre sont élevées. Comme les ligands spécifiques aux algues sont en concurrence avec les ligands en solution, ces réactions dépendent de la concentration des ions de cuivre libres. Les forts ligands (le plus souvent des chélates) qui, en solution, lient le cuivre, pourraient en partie résulter du métabolisme des algues. La présence de ligands forts diminue l'effet toxique du cuivre.

Des effets toxiques sur les algues marines ont été constatés pour des concentrations de  $[Cu^{2+}] = 10^{-12}$ – $10^{-10}$  [2, 3]. Un exemple est représenté en fig. 2. En présence de ligands forts tels que le Tris et l'EDTA, les  $[Cu^{2+}] > 10^{-11}$  M ont un effet toxique sur les algues marines. Etant donné des concentrations totales différentes, l'effet toxique en présence de ces deux agents complexants puissants dépend de la concentration de cuivre libre ([3]). Les chiffres relatifs à la concentration toxique pour les algues d'eau douce sont encore peu connus.

### Méthode d'analyse des ions de cuivre libres

La méthode utilisée ici se base sur la substitution des ligands, c'est-à-dire que le cuivre échange le ligand naturel inconnu sur lequel il est fixé contre un ligand connu. Pour analyser les ions de cuivre libres, on ajoute à un échantillon d'eau une certaine concentration de ligands connus (pyrocatechine) [4,5]. Ce ligand lie chimiquement une certaine part de cuivre en fonction de la concurrence avec les autres ligands naturels. Les complexes de pyrocatechine de cuivre formés peuvent être détectés par voltamétrie (cathodic stripping voltammetry). L'équilibre obtenu avec la pyrocatechine permet de calculer la concentration de cuivre libre ( $[Cu^{2+}]$ ). Le  $pCu = -\log [Cu^{2+}]$  se définit de

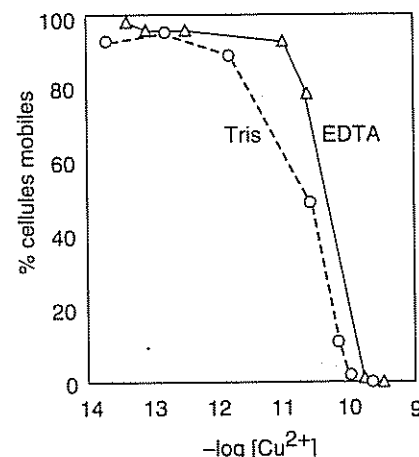


Fig. 2 Effet des concentrations de cuivre libre dans une étude toxicologique (Anderson et Morel [3]). La mobilité de l'algue *Gonyaulax tamarensis* est représentée en (comme?) fonction de la concentration de  $Cu^{2+}$  libre. La diminution de la proportion en cellules mobiles est un indicateur pour l'effet toxique.

manière analogue au pH. Pour une analyse complète des ligands naturels (concentration et stabilité des complexes), on procède au titrage d'un échantillon d'eau avec du cuivre. A chaque étape de titrage, c'est-à-dire à des concentrations totales de cuivre différentes, la concentration de cuivre libre est obtenue en fonction de la réaction avec la pyrocatechine.

### Ions de cuivre libres dans différents lacs

L'analyse porte sur des échantillons prélevés dans des lacs très différents quant à leurs conditions environnantes (lacs du Plateau et lacs de montagne).

Le Greifensee et le Sempachersee sont des exemples typiques de petits lacs très eutrophes du Plateau suisse. Dans le Greifensee, la production primaire s'élève à env. 500 g de carbone par  $m^2$  et par année, et dans le Sempachersee, à env. 300 g C/ $m^2$  par année. Le pH de la zone eutrophe se situe env. entre 7.5–8.5. Dans le Greifensee et le Sempachersee, les échantillons ont été analysés en fonction des saisons [5]. A titre de comparaison, le lac des Quatre-Cantons – un lac oligotrophe – présente une production primaire faible, env. 150 g C/ $m^2$  par année, mais un pH analogue.

Comme l'illustre le tableau 1, partie A, la complexation du cuivre est sem-

Partie		Date	pH spéciation	[Cu] <sub>sol.</sub>	[Cu <sup>2+</sup> ]	pCu	log ([Cu] <sub>tot</sub> /[Cu <sup>2+</sup> ])	COD	
A	<b>Productivité</b>								
	<b>Lac oligotrophe</b>	gC/m <sup>2</sup> -yr		nM	M			mg/L	
	Lac des Quatre-cantons	150	1991/94	8.0	9.1	14.9x10 <sup>-15</sup>	14.0	6.15	1.0
	<b>Lacs eutrophes</b>								
	Greifensee	500	1993	8.0	15.8	1.7x10 <sup>-15</sup>	15.0	7.36	3.6
	Sempachersee	350	1994	8.0	6.4	1.0x10 <sup>-15</sup>	15.2	7.20	4.2
B	<b>pH des lacs</b>								
	<b>Lacs acides</b>								
	Val Sabbia	6.9	Aug. 92	6.0	2.8	1.7x10 <sup>-10</sup> 2.3x10 <sup>-12</sup>	9.8 11.7	1.22 3.06	0.8
	Laghetto Inferiore	6.0	Aug. 92	6.0	5.4	5.9x10 <sup>-10</sup>	9.3	0.93	0.4
	Zotta	5.7	Aug. 92	5.3	5.5	1.5x10 <sup>-10</sup>	9.9	1.55	0.3
	Orta	7.0	Juillet 94	7.0	70.8	1.5x10 <sup>-10</sup>	9.8	2.67	1.1
C	<b>Rivières</b>	<b>Sites</b>							
	Birse	Münchenstein	18.5.1993	8.0	28.2	1.26x10 <sup>-14</sup>	13.9	6.34	2.0
	Birse	Münchenstein	6.7.1993	8.0	47.4	5.01x10 <sup>-14</sup>	13.3	5.93	2.2
	Glatt	Niederglatt (après la STEP)	24.5.1993	8.0	31.3	7.9x10 <sup>-14</sup>	13.1	5.61	3.6
	Glatt	Niederglatt (avant la STEP)	28.6.1993	8.0	20.0	1.6x10 <sup>-14</sup>	13.8	6.11	3.5
	Glatt	Niederglatt (après la STEP)	28.6.1993	8.0	21.4	7.9x10 <sup>-14</sup>	13.1	5.43	3.9
	Rhin	Rekingen	18.5.1993	8.0	10.0	1.0x10 <sup>-15</sup>	15.0	6.95	1.8
	Rhin	Rekingen	6.7.1993	8.0	43.2	3.2x10 <sup>-14</sup>	13.5	6.15	2.7
	Rhin	Village-Neuf	18.5.1993	8.0	10.1	4.0x10 <sup>-16</sup>	15.4	7.40	1.8
Rhin	Village-Neuf	6.7.1993	8.0	15.8	5.0x10 <sup>-14</sup>	13.3	5.52	2.3	

Tab. 1

Complexation du cuivre dans les lacs et les cours d'eau:

A) divers lacs (moyennes mesurées à divers moments dans les couches productives du lac)

B) lacs acides (données sur la base d'échantillons instantanés)

C) divers cours d'eau (échantillons instantanés)

 [Cu]<sub>sol.</sub> désigne la concentration en solution (<0.45 µm), en nM (10<sup>-9</sup> M);

 [Cu<sup>2+</sup>] désigne les concentrations expérimentales des ions libres; pCu = -log [Cu<sup>2+</sup>]

blable pour le Greifensee et pour le Sempachersee. Dans ces deux lacs, on observe des concentrations de Cu<sup>2+</sup> extrêmement faibles (10<sup>-15</sup> M), en même temps que des rapports très élevés entre le cuivre total et le cuivre libre. En revanche, dans le lac des Quatre-Cantons, on trouve, pour une concentration totale de cuivre similaire, des chiffres nettement supérieurs pour le [Cu<sup>2+</sup>], puisque la différence est d'environ un facteur dix. Dans ces lacs, le cuivre se trouve à plus de 99% dans des complexes organiques. La très forte complexation du cuivre doit être due à la présence de complexants très spécifiques, probablement d'origine natu-

relle. Ces résultats, auxquels s'ajoutent les observations de l'évolution saisonnière en fonction de la profondeur, montrent bien que la complexation du cuivre a un rapport avec la productivité des algues dans les lacs eutrophes [5]. Dans les eaux à forte productivité d'algues, le cuivre est plus fortement lié – par la concentration plus élevée de forts ligands. Ces forts ligands pourraient être des métabolites produits par les algues ou libérés lors de leur décomposition. La structure de ces forts ligands est encore inconnue.

A titre de comparaison avec ces lacs neutres et eutrophes, on a également analysé quelques échantillons extraits

de lacs de montagne, situés dans des roches cristallines. Les lacs de montagne examinés, situés dans la partie supérieure du val Maggia, se distinguent par des pH bas (env. 5–7), par des forces ioniques et des concentrations de substances nutritives faibles et, partant, par une faible productivité des algues. Le cuivre provient ici des eaux de pluie ainsi que de la teneur en cuivre naturelle de la roche. Les résultats du tableau 1, partie B, montrent que dans ces lacs, à leur pH naturel, la concentration de cuivre libre se situe env. à 10<sup>-10</sup> M. Des conditions semblables peuvent également être observées dans le Lago Orta, en Italie (pH: environ

7.0), lac qui contenait une forte charge de cuivre par le passé. En comparaison avec les lacs eutrophes, on trouve dans ces lacs légèrement acides des degrés de complexation et des rapport entre le cuivre total et le cuivre libre beaucoup plus faibles. Ces phénomènes s'expliquent par le pH plus faible, ce qui diminue la complexation, ainsi que par la teneur plus faible en carbone organique et la productivité beaucoup plus faible des algues.

La comparaison entre ces différents lacs montre de façon impressionnante que les concentrations plus élevées en ions de Cu libres vont de pair avec des pH faibles, peu de matériel organique et peu d'algues.

### Ions de cuivre libres dans différents cours d'eau

La spéciation du cuivre a été également étudiée dans plusieurs cours d'eau, afin d'identifier les facteurs dont elle dépend dans ces systèmes aquatiques [6]. Nous sommes partis de l'hypothèse que le déversement des eaux traitées par les STEP pouvait être la source de forts ligands. De plus, des processus biologiques de décomposition et d'élimination ont également lieu dans les cours d'eau. Les ligands forts pourraient également provenir d'un lac se trouvant dans le bassin versant du cours d'eau considéré. Quelques résultats typiques sont présentés au tableau 1, partie C. De manière générale, les concentrations totales de cuivre en solution ( $1-7 \times 10^{-8}$  M) sont plus élevées dans les cours d'eau que dans les lacs. Le taux de complexation, exprimé en terme de rapport entre le cuivre total et le cuivre libre, est dans la plupart des cas plus faible dans les cours d'eau que dans les lacs eutrophes. On remarquera que le taux de complexation dans la Glatt, mesuré juste après un déversement de STEP, est pour ainsi dire inférieur au taux mesurable en amont de ce déversement. Il semble que les apports d'EDTA fournis par la station d'épuration ne jouent pas de rôle significatif pour la complexation du cuivre dans la Glatt. Ce faible effet de l'EDTA est

probablement dû à la concurrence des autres ligands naturels du cuivre, à la concurrence avec d'autres cations et à la présence de Fe(III)-EDTA [7] – le FeEDTA ne se substituerait que très lentement avec les autres cations.

Les cours d'eau examinés se distinguent par des teneurs différentes en carbone organique dissous (COD). Mais il n'y a aucun rapport entre le COD et l'ampleur de la complexation. La teneur en COD est par conséquent un critère beaucoup trop grossier pour pouvoir déterminer la présence de ligands spécifiques du cuivre.

### Complexation et évaluation écotoxicologique

Les résultats obtenus par l'étude de la complexation du cuivre dans les lacs et les cours d'eau montrent que le cuivre est lié à des degrés très divers selon les eaux considérées. Pour une concentration de cuivre totale donnée, on constate que les concentrations des ions de cuivre libres varient considérablement en fonction de la nature et de la force

des ligands en présence. Les effets écologiques qu'entraînent ces différences au niveau de la concentration des ions de cuivre ne sont pas encore éclaircis, car on ignore encore beaucoup des concentrations idéales du cuivre et des autres métaux traces pour le métabolisme des algues d'eau douce. Quoi qu'il en soit, les concentrations de cuivre très basses qui ont été enregistrées dans les lacs eutrophes sont très certainement inférieures aux concentrations toxiques, tandis que les concentrations qui ont été mesurées dans les lacs de nature acide se situent probablement dans la zone toxique pour les organismes sensibles. De même, on ignore quelle influence les interactions entre les divers ions métalliques, par exemple les différences de proportion entre le cuivre et le zinc ou le manganèse, ont sur les algues et les autres organismes. Afin de parvenir à une meilleure compréhension de ces effets écotoxicologiques, il est indispensable de procéder à une analyse précise de la complexation, telle qu'elle a été exposée dans le présent article.

- [1] Behra, R., G. P. Genoni, L. Sigg. Wissenschaftliche Grundlagen für die Festlegung der Qualitätsziele für Metalle und Metalloide in Fließgewässern. Gas, Wasser, Abwasser, 73, 942-951 (1993).
- [2] Sunda, W. G.. Trace metal/phytoplankton interactions in the sea. In G. Bidoglio and W. Stumm (eds), Chemistry of Aquatic systems: Local and Global perspectives. Kluwer, Dordrecht (1994).
- [3] Anderson, D.M., Morel, F. M.M. Copper sensitivity of *Gonyaulax tamarens*. Limnol. Oceanogr. 23, 283, (1978)
- [4] Van den Berg, C. M. G. Determination of the complexing capacity and conditional stability constants of complexes of copper(II) with natural organic ligands in seawater by cathodic stripping voltammetry of copper-catechol complex ions. Mar. Chem. 15, 1-18 (1984).
- [5] Xue, H.-B., L. Sigg. Free cupric ion concentration and Cu(II) speciation in a eutrophic lake. Limnol. Oceanogr. 38, 1200-1213 (1993).
- [6] Oestreich, A. Freie Kupferionen in Schweizer Fließgewässern. Diplomarbeit ETH Zürich (1993).
- [7] Kari, F. G. Umweltverhalten von Ethylendiamintetraacetat (EDTA) unter spezieller Berücksichtigung des photochemischen Abbaus. Diss. ETH Nr. 10698 (1994).

## Lauréat du prix ACS 1994

Franz-Günter Kari, EAWAG, a reçu le Graduate Student Award du Département de chimie environnementale de l'ACS (American Chemical Society) pour son travail de doctorat intitulé *Speciation and phototransformation of the organic complexing agent EDTA in sewage treatment and in surface waters.*



Interview avec Markus Hofmann, doctorant

## Les problèmes d'assurance appliqués à l'environnement



Né en 1965, Markus Hofmann a étudié en parallèle la chimie et l'économie à Ulm. Notre vice-directeur, Hannes Wasmer, l'a invité à écrire une thèse interdisciplinaire à l'EAWAG sur le thème de l'assurance des risques environnementaux. Il a achevé sa thèse et a d'ores et déjà présenté ses résultats devant les milieux scientifiques, tant au niveau national qu'international, ainsi qu'aux assurances.

*Assurance et environnement: quels sont les liens entre ces deux domaines?*

Ces dernières décennies, l'acuité croissante des problèmes environnementaux a conduit à une prise de conscience progressive de la part de notre société. Cette évolution s'est traduite par la création de nouvelles normes juridiques en la matière. Nous pensons non seulement à la législation relative à la protection de l'environnement, mais surtout à la responsabilité civile (RC) pour cause d'atteinte à l'environnement. Ces normes ont été sans cesse renforcées dans de nombreux états industrialisés. Ainsi, l'Allemagne a par exemple introduit en date du 1er janvier 1991 une loi très progressiste en matière de responsabilité civile environnementale. Elle prévoit notamment que l'exploitant d'une installation est responsable des dégâts matériels ou corporels dus aux atteintes à l'environnement résultant de son activité. La responsabilité des entreprises s'en trouve ainsi considérablement renforcée. En Suisse, des dispositions analogues sont discutées dans le cadre de la révision de la loi sur la protection de l'environnement. Un tel élargissement des responsabilités va pousser les entreprises à s'assurer contre ces nouveaux risques. Par conséquent, les assureurs se trouvent eux-mêmes confrontés à la problématique des atteintes à l'environnement.

*Pourquoi les risques environnementaux sont-ils devenus un problème pour les assurances?*

Ces dernières décennies également, les coûts des atteintes à l'environnement ont considérablement augmenté, surtout en ce qui concerne la responsabilité civile. L'amélioration des méthodes de mesure, des seuils de détection

toujours plus bas et, par-dessus tout, la découverte incessante de nouveaux effets écotoxicologiques dus à des substances prétendument inoffensives, tels les hydrocarbures chlorés, contribuent à l'explosion des coûts. Ainsi, pallier les dégâts causés par les hydrocarbures chlorés peut facilement coûter plusieurs millions de francs suisses.

Du point de vue assurance, il est absolument nécessaire de pouvoir estimer les coûts inhérents aux risques. Or, dans le cas des risques environnementaux, l'élargissement de la responsabilité civile et la complexité des risques en soi rendent la tâche des actuaires toujours plus difficile.

Au demeurant, il n'est souvent plus possible de déterminer les causes des atteintes à l'environnement, ce qui complique considérablement la gestion des sinistres. Pour toutes ces raisons, la couverture des risques environnementaux est actuellement très problématique.

*Comment les assureurs procèdent-ils avant d'entrer en matière?*

La méthode d'évaluation diffère considérablement selon les conditions d'assurances applicables. Certaines polices n'interviennent que lorsque la cause du sinistre est connue, d'autres lorsque le sinistre se produit, d'autres encore lorsque le sinistre est constaté, d'autres enfin lorsque le droit aux prestations est invoqué. Dans chaque cas, les assureurs doivent examiner l'état des faits d'un point de vue différent. Dans l'assurance RC, la première question qui se pose est de savoir si l'assuré porte réellement une part de responsabilité. Ensuite, il faut déterminer si la police d'assurance couvre le risque réalisé. Conformément à la jurisprudence

Interview

helvétique, la responsabilité civile pour atteinte à l'environnement est évaluée par rapport au principe du «trouble de l'ordre public». On distingue les cas de responsabilité directe et les cas de responsabilité causale. Une fois éclaircie la question de la responsabilité, on examine si l'atteinte en question entre dans le champ d'application défini dans les conditions d'assurance et si elle a eu lieu pendant la durée de validité de la police. Or, dans le cas des atteintes à l'environnement, les critères scientifiques et techniques ne permettent souvent pas de déterminer de manière univoque le moment précis où est apparu le sinistre, le rapport de causalité entre la source de pollution et l'atteinte à l'environnement, ainsi que la définition des prestations en fonction des polices applicables. Le recours aux voies de droit est d'ailleurs très fréquent en la matière. C'est pourquoi les nouvelles conditions d'assurance se basent maintenant sur le principe de la constatation de l'atteinte: le moment de la constatation est facile à établir de manière précise. En outre, les nouvelles législations passent du principe de la responsabilité aquilienne à celui de la responsabilité objective fondée sur le risque. En d'autres termes, l'exploitant d'une installation est automatiquement responsable des dégâts provoqués par son activité, même sans faute de sa part. Ces nouveaux éléments juridiques ont d'ores et déjà été inscrits dans la loi sur la responsabilité environnementale introduite par l'Allemagne. En Suisse et dans le reste de l'Europe, ils sont débattus dans le cadre de la révision des législations correspondantes.

*Les assurances contribuent-elles à la réduction des risques?*

La couverture des risques par les assurances est à la base de notre système économique. A l'heure actuelle, les agents économiques ne

peuvent plus exercer leurs activités avec succès s'ils ne sont pas couverts par une assurance. La question est de savoir si les assurances ont pour effet de réduire les risques. Avant d'offrir leur couverture, les assureurs procèdent à l'évaluation des risques, tant du point de vue qualitatif que quantitatif; le cas échéant, ils imposent des contingences afin de limiter l'ampleur de ces risques. De ce point de vue, les assurances contribuent certainement à une meilleure maîtrise des risques. Mais par ailleurs, les assurés se sentent plus en sécurité, ce qui les pousse à prendre des risques plus grands, notamment sous prétexte qu'ils sont assurés. Il n'est donc guère possible d'apprécier si les assurances contribuent ou non à la diminution des risques.

*Quel est la répartition des rôles entre l'Etat et les assurances?*

Les problèmes environnementaux actuellement rencontrés démontrent que, jusqu'à présent, les dispositions légales instituant des interdictions ou des obligations en matière d'environnement n'ont pas atteint leur but. Le renforcement des dispositions en matière de responsabilité civile vise à pallier cette insuffisance juridique dans le but de résoudre les problèmes environnementaux. L'avenir montrera dans quelle mesure cette solution est adéquate. Mais on peut d'ores et déjà affirmer qu'elle ne suffira pas à elle seule.

Du côté de l'Etat, on réfléchit à l'introduction d'une assurance obligatoire pour les risques environnementaux, dans l'idée que les assureurs ne peuvent couvrir que des risques définissables et calculables. Cette assurance obligatoire couvrirait également les coûts des suites inhérentes aux atteintes à l'environnement. Par exemple, on peut imaginer qu'il faille produire une attestation d'assurance avant de pouvoir obtenir une autorisation d'exploitation pour certaines

installations. On garantirait ainsi que ces installations répondent à des exigences minimales en matière de protection de l'environnement.

Les assurances privées devraient en conséquence jouer un rôle incombant normalement aux autorités, à savoir celui d'évaluer et de déterminer le niveau de risque admissible par la société. Or, à notre connaissance, la plupart des assureurs ne souhaitent pas assumer la fonction de «policier environnemental».

De plus, cette démarche ne portera ses fruits que si toutes les assurances appliquent les mêmes méthodes pour l'évaluation des risques et le calcul des primes. Il faudrait donc qu'elles pratiquent exactement la même politique, tant au niveau actuariel qu'économique. Or, la couverture des risques dépend par principe des primes, de sorte que l'assurance des risques environnementaux revient en fait à une question de prix. Au demeurant, même le versement de primes élevées ne mettra pas les assurés à l'abri des assureurs insolubles en cas de sinistre.

*Quels sont les instruments dont disposent actuellement les assurances?*

Outre la problématique complexe que représente l'évaluation des risques environnementaux, les assureurs doivent également tenir compte de l'évolution de la nature des risques eux-mêmes. Ainsi, ils doivent apprécier *ex ante* les coûts probables d'événements futurs, compte tenu du renforcement de la conscience publique, de la législation ainsi que de la juridiction en matière de protection de l'environnement. Ils doivent également prendre en compte l'élargissement constant des connaissances écotoxicologiques, etc.

Du point de vue actuariel, les assureurs établissent leurs tarifs en calculant leurs primes en fonction des risques statistiques déterminés

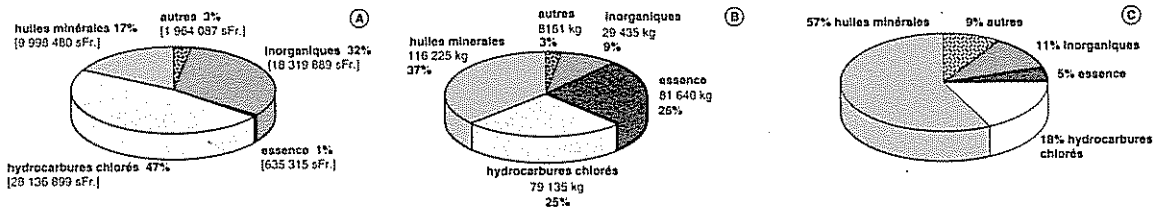


Fig. 1

Répartition des classes de substances selon  
a) les coûts réels répertoriés

b) les quantités de polluants émis

c) le nombre de cas

pour une branche d'assurance donnée. Jusqu'à présent, les risques environnementaux ont été intégrés dans le cadre de l'assurance de responsabilité civile de l'exploitant. Les données qui s'y rapportent sont donc disséminées dans les archives des assureurs RC, mais n'ont jamais été interprétées à part.

Nous avons donc tenté d'établir une étude actuarielle des risques environnementaux sur la base de 100 cas de responsabilité civile pour atteinte à l'environnement ayant eu lieu entre 1985 et 1993. Les données ont été collectées auprès de trois compagnies d'assurance, l'une allemande, les deux autres suisses. Ces données ont été enregistrées dans une banque de données. Quant aux cas sélectionnés, il s'agit exclusivement d'émissions de substances dangereuses dans au moins un des milieux naturels, l'eau, le sol et l'air, ayant occasionné des frais à l'assurance.

Ces données ont permis de mettre en rapport les facteurs technico-scientifiques et les coûts supportés par les assurances.

Le risque est souvent défini comme étant le produit de la probabilité et de l'ampleur de l'atteinte. Nous avons particulièrement mis l'accent sur l'ampleur financière des risques environnementaux en cas d'accident.

*En matière d'atteinte à l'environnement, quel est l'ordre de grandeur des coûts occasionnés?*

Les coûts inhérents aux atteintes à l'environnement se montent facilement à plusieurs millions de francs suisses. Si on considère

l'ensemble des cas étudiés, l'émission d'environ 300 tonnes de substances chimiques dans la nature a occasionné des coûts totalisant près de 59 millions de francs suisses. Le coût moyen par sinistre s'élève à environ 590'000 francs suisses.

La plus grande partie des coûts est due à un très petit nombre de substances (voir fig. 1, répartition des coûts par rapport aux catégories de substances incriminées). Les cas les plus coûteux sont redevables aux hydrocarbures chlorés et aux composés inorganiques. Les dégâts dus aux produits pétroliers sont en revanche en comparaison plutôt «bon marché».

Quant aux prestations d'assurance, les assurés les ont employées pour un tiers environ à la construction d'installation de traitement et pour tout autre mesure constructive nécessaire. Environ un cinquième des coûts est dû à l'élimination pure et simple des polluants. Un dixième des coûts a été consacré aux travaux géotechniques. Il en va de même pour les coûts d'exploitation (eau, électricité, etc.) occasionnés par les mesures de dépollution.

Les analyses chimiques, les expertises, les dommages-intérêts à des tiers ne dépassent pas les 10% des coûts par catégorie de charge. A ce propos, on soulignera le pourcentage étonnamment bas des frais de justice et autres frais administratifs (1%), en comparaison avec les Etats-Unis par exemple, où les frais de justice représentent entre 60 et 80% des coûts globaux d'assurance pour atteinte à l'environ-

nement. Les initiateurs du Superfund n'avaient certainement pas pour but de promouvoir à ce point le travail des avocats.

*Quels sont les facteurs déterminants pour le calcul des coûts?*

Des considérations technico-scientifiques, l'analyse de la gestion des risques et des sinistres, ainsi que l'étude des modèles de corrélation statistiques nous ont amené à faire des hypothèses quant aux facteurs de coûts. Nous avons retenu les classes d'éléments suivantes:

- substances
- quantités
- nature des sols
- contexte environnemental
- temporisation entre le moment où les mesures de dépollution sont prises et le moment où elles produisent leurs effets.

Afin d'évaluer statistiquement ces facteurs, nous avons établi un

#### Répartition des frais par catégorie de charge

%	Catégorie de charge
1	Frais de justice/frais administratifs
2	Dommages-intérêts à des tiers
3	Frais de remise en état
4	Frais d'intervention
6	Frais d'expertise
7	Frais d'analyse et de laboratoire
11	Frais d'exploitation
12	Frais de forage/travaux géotechniques
17	Frais d'élimination
37	Frais de construction/d'installation

Table 1  
Utilisation des fonds versés par les assurances dans les 100 cas de responsabilité civile qui se sont produits entre 1985 et 1993 (100% = 59 millions de francs suisses).

$$\text{Coûts globaux} = f \left( \begin{array}{l} \text{substances} \\ \text{nature des sols} \\ \text{contexte environnemental} \\ \text{quantités} \\ \text{temporisation} \end{array} \right)$$

Coûts globaux	Substances	Sols	Contexte	Quantité	Temporisation
9 ordinales	5 nominales	3 ordinales	3 ordinales	11 ordinales	8 ordinales
<5000 CHF. = a	hydrocarbures chlorés	perméabilité:	risque contextuel:	moins de 20 kg	moins de 6 h
5000-9999 = b	essence	A (petit)	A1 (petit)	jusqu'à	jusqu'à
...	inorganiques	B (moyen)	A2 (moyen)	plus de 20'000 kg	plus de 3 ans
10 <sup>5</sup> -2'999'999 = h	huiles minérales	C (grand)	A3 (grand)		
<3 Mio. CHF. = i	autres				

Fig. 2  
Modèle pour l'appréciation de l'ordre de grandeur des coûts en cas d'atteinte à l'environnement.

modèle de régression qui se présente sous la forme suivante: une variable dépendante (les coûts globaux) est fonction des 5 variables indépendantes mentionnées ci-dessus. On serait tenté de recourir à un modèle de régression linéaire en appliquant la méthode des moindres carrés. Mais la série de données dont nous disposons ne remplit pas les exigences nécessaires, soit une dispersion normale des valeurs résiduelles. En outre, l'évaluation est compliquée par la présence d'un grand nombre de données tant catégorielles qu'ordinales. Nous avons donc préféré recourir à un modèle issu des sciences sociales, se prêtant mieux à l'analyse catégorielle multinomiale et ordinale. Comme les assurances sont intéressées par les ordres de grandeur et non par une prédiction au centime près des coûts, ce modèle permet d'évaluer plusieurs

classes ordinales pour les coûts globaux.

L'estimation des coûts au moyen de ce modèle s'est révélée assez proche de la réalité, puisqu'elle correspond aux coûts réels des cas d'assurance étudiés, avec une marge d'erreur inférieure à 10%. Les variables indépendantes ainsi que le modèle statistique dans son ensemble s'en trouvent ainsi confirmés. Les assurances peuvent donc recourir à ce modèle pour évaluer *ex ante* l'ordre de grandeur des coûts inhérents aux atteintes à l'environnement. Le modèle a été conçu de manière dynamique, ce qui permet de tenir compte des nouveaux cas d'assurance, de nouvelles variables ou d'autres classes ordinales pour chaque variable de régression.

Les résultats de l'étude présentée permettent de structurer les risques environnementaux du point de

vue assurantiel. Ils pourront servir de base au développement de nouvelles polices de responsabilité civile pour atteinte à l'environnement.

Le modèle proposé permet de calculer de manière aussi simple que fiable les coûts probables des dégâts causés à l'environnement que devra supporter l'assurance RC.

Il sert non seulement au calcul mathématique des tarifs, mais aussi à celui de la prime par l'agent d'assurance (voir fig. 4).

*Quelle est l'importance relative des facteurs de coût?*

Les variables de régression ont une importance différente. La catégorie des substances, des quantités et de la temporisation sont des facteurs plus importants que le contexte environnemental et la nature des sols.

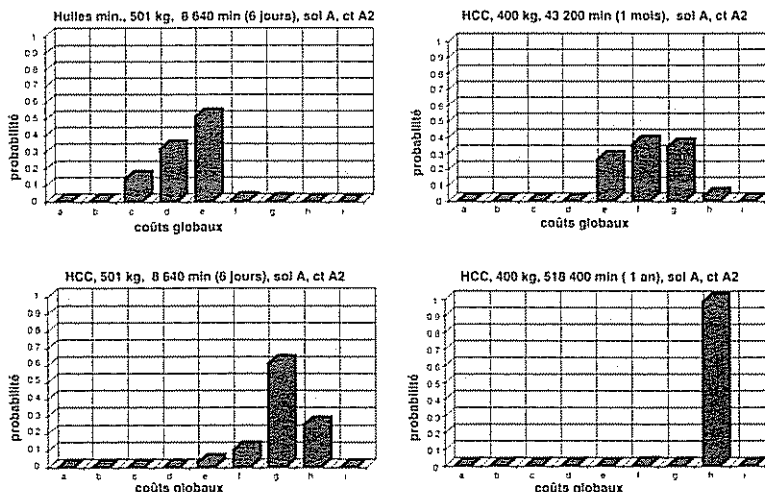


Fig. 3  
Evaluation des coûts globaux d'un risque environnemental en fonction de sa probabilité. On voit l'importance des catégories «quantité» et «substances» sur la répartition de cette probabilité (HCC = hydrocarbures chlorés, ct = contexte).

*Ce nouveau modèle a-t-il déjà été mis en application?*

Le modèle que nous avons développé est déjà utilisé par plusieurs compagnies d'assurance. L'intérêt rencontré dans ce domaine est bien sûr très grand.

*Les hydrocarbures chlorés sont maintenant connus. Quelles seront les prochaines atteintes à l'environnement? Parle-t-on déjà des gènes manipulés?*

Cette question est la préoccupation majeure de nombreux assureurs. Notre étude n'y répond pas. Certes, le potentiel de risque que renferme le génie génétique est au centre des discussions. Mais quant

à savoir quelles seront les futures sources d'atteintes à l'environnement, tout dépendra du développement des connaissances écotoxicologiques ainsi que de leur impact au niveau social et juridique.

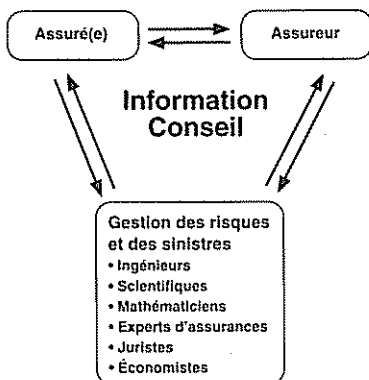
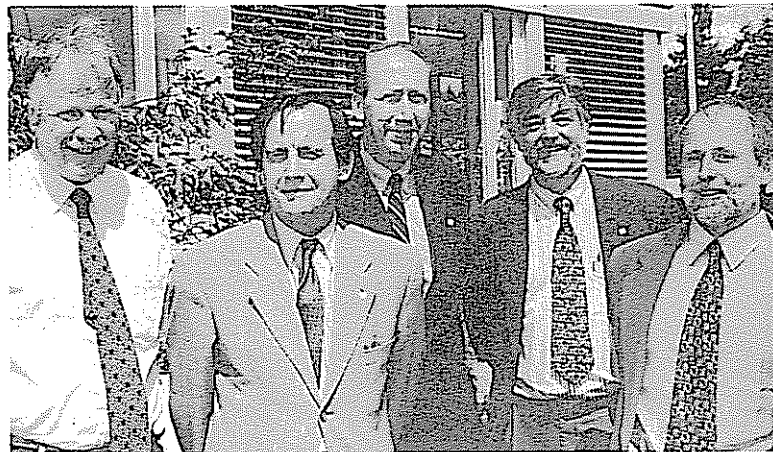


Fig. 4  
L'assurance, partenaire de l'assuré

#### Publications à ce sujet:

- Markus Hofmann (1995), «Umweltrisiken und -schäden in der Haftpflichtversicherung – Hintergründe – Schadenanalysen – Kostenkalkulationsmodell», Schriftenreihe Verbraucherschutz, Produkthaftung, Umweltschutz, Band Nr. 4, 1995, Verlag Versicherungswirtschaft, Karlsruhe, (im Druck)
- Markus Hofmann (1992) «Das Problemfeld Risiko», in: Strukturen im Wandel – Konflikte und Konzepte: Studium und Praxis, Rudi Zagst (Editor), p. 49–54, Universitätsverlag Ulm, ISBN: 3-927402-67-2
- Markus Hofmann und Hans Wasmer (1994): «The Risky Business of Environmental Impairment Liability Insurance – Development of a Calculation Model of Environmental Impairment Costs for Liability Insurance», American Risk and Insurance Association, 1994 Annual Meeting, Toronto, Canada
- Markus Hofmann, Hannes Wasmer (1994): «Umweltschaden, eine neue Herausforderung für Versicherungen», EAWAG Jahresbericht 1993
- M. Berg, G. Erdmann, M. Hofmann, M. Jaggy, M. Scheringer, H. Seiler (Editors), (1994): «Was ist Schaden? Zur normativen Dimension des Schadenbegriffes in der Risikowissenschaft», vdf-Verlag, Zürich
- Markus Hofmann, (1995), Calculating the Costs of Environmental Impairment: A mathematical model for Liability Insurance, The Link Between, Risk-Engineering Newsletter, Zurich Insurance Group, Zurich, No. 20, 1995 (im Druck)



La nouvelle direction du domaine des écoles polytechniques fédérales a rendu visite à l'EAWAG en juin 1995. De gauche à droite: H. Wasmer (Directeur adjoint de l'EAWAG), Stephan Bieri (Vice-président et délégué du Conseil de l'EPF), Francis Waldvogel (président du Conseil des EPF), A.J.B. Zehnder (Directeur de l'EAWAG), U. Bundi (Vice-directeur de l'EAWAG).

En collaboration avec la Banque mondiale

## Amélioration de l'évacuation traditionnelle des matières fécales en Chine – une alternative au système de canalisation conventionnel?

### Évacuation traditionnelle des matières fécales en Chine

En Chine, la plupart des villes ne disposent pas de réseau d'égouts, ou disposent alors d'un système de canalisations très rudimentaire. Ainsi, à Shanghai par exemple, ville comptant près de sept millions d'âmes, seuls 13% des habitants sont raccordés à un réseau conventionnel. Environ 2,5 millions d'habitants continuent d'utiliser les tinettes traditionnelles et plus de quatre millions de citoyens évacuent leurs matières fécales dans les latrines communales ou directement dans le système d'évacuation des eaux superficielles après un traitement rudimentaire dans une fosse septique. Ces matières fécales sont collectées plus ou moins régu-

lièrement par des camions citernes de vidange par aspiration, puis transbordées sur des bateaux qui remontent les cours d'eau pour les amener dans les régions agricoles. Selon les directives nationales, les matières fécales sont alors stockées pendant 30 jours dans des réservoirs de stockage. Après quoi, les paysans chinois les utilisent comme fertilisants selon une tradition plus que centenaire. Le temps de carence de 30 jours est destiné à garantir que les germes pathogènes soient pour la plupart tués avant l'épandage. En réalité, ce délai n'est guère respecté: il arrive souvent que les matières fécales fraîches soient utilisées en agriculture et en pisciculture sans traitement préalable.

Cette méthode d'évacuation des matières fécales est typique pour la

plus grande partie de la population urbaine de Chine, soit environ 360 millions d'habitants. Les experts occidentaux la considèrent souvent comme étant un des problèmes environnementaux cruciaux dans les villes chinoises. Bien qu'aucune étude systématique n'ait été menée du point de vue épidémiologique, on suppose de manière générale que le système actuel d'évacuation et de réutilisation des matières fécales est responsable de la propagation rapide des maladies infectieuses.

En conséquence, divers projets environnementaux urbains, financés par la Banque mondiale ainsi que par d'autres organisations, ont été mis sur pied dans le but de remédier à cette situation.

### Canalisation conventionnelle: la meilleure alternative possible ?

Pratiquement tous ces projets partent du principe qu'il faut équiper les villes chinoises de réseaux d'égouts à l'instar des états occidentaux. Mais la construction de ces systèmes d'évacuation est particulièrement coûteuse; elle dépasse dans la plupart des cas les res-

sources financières des villes, en Chine comme presque partout ailleurs dans le Tiers Monde. En conséquence, lesdits projets n'aboutissent qu'à la construction de systèmes rudimentaires desservant généralement les centres commerciaux et les zones résidentielles où habitent les couches aisées de la population. Cette alternative a un double désavantage. Non seulement elle n'améliore en rien la situation de la plus grande partie de la population, c'est-à-dire des couches les plus démunies, mais elle contribue aussi à épuiser les ressources financières, de sorte que les stations d'épuration ne sont pas construites pendant des années par manque de capitaux, alors qu'elles seraient absolument indispensables à la sortie des canalisations. Ainsi, la construction de canalisations conventionnelles aurait certainement pour effet d'augmenter la pollution des eaux de surface, étant donné que les eaux usées y seraient rejetées pratiquement sans traitement. Au demeurant, l'agriculture chinoise ne bénéficierait plus de ces substances nutritives.

On peut donc douter à juste titre du fait que l'introduction de la canalisation conventionnelle soit la solution idoine pour la population urbaine chinoise, forte, rappelons-le, de près de 360 millions d'âmes. C'est également la question fondamentale d'un programme de recherche en cours à l'EAWAG, dans le département «Eau et assainissement dans les pays en développement». Cette étude est menée en étroite collaboration avec la Banque mondiale, l'Institut tropical suisse à Bâle et plusieurs experts locaux. Du point de vue financier, elle est soutenue par la DDA (Direction suisse de la coopération au développement et de l'aide humanitaire). Ce programme de recherche a pour but de déterminer si le système d'évacuation traditionnel doit réellement être

supprimé pour des raisons hygiéniques, ou si des mesures aussi bien techniques que non techniques suffiraient à l'améliorer de manière à en faire une option sérieuse face à la construction de canalisations conventionnelles. L'étude se déroule dans la Province de Hubei. Elle fait partie intégrante d'un projet global de la Banque mondiale visant à améliorer la situation environnementale des villes chinoises. L'étroite collaboration qui s'est instaurée ainsi avec la Banque mondiale offre la garantie que les résultats du présent programme de recherche trouvent une application concrète aussi rapide et efficace que possible.

### Est-il possible d'améliorer le système traditionnel?

#### Résultats des premières études

En 1994, une première phase d'étude a été menée à chef, comportant plusieurs volets:

- Étude épidémiologique avec pour objectif de déterminer si la santé publique est effectivement mise en danger par la méthode traditionnelle d'évacuation des matières fécales;
- Étude de marché avec pour objectif de déterminer l'évolution des débouchés pour les matières fécales dans le secteur agricole et piscicole;
- Étude socioculturelle avec pour objectif de définir la situation actuelle de l'éducation sanitaire et ses rapports avec les pratiques non hygiéniques appliquées dans la collecte et la réutilisation des matières fécales;
- Étude de faisabilité avec pour objectif de déterminer si la situation actuelle peut être progressivement améliorée par des mesures techniques.

Ces premières recherches ont livré entre autres les résultats suivants:

- Chez les personnes en contact direct avec les matières fécales

#### La Banque mondiale

*La Banque mondiale, constituée notamment de la Banque internationale pour la reconstruction et le développement (BIRD) et de l'Association internationale de développement (IDA), est une organisation multilatérale d'aide au développement. Actuellement, elle a pour but d'encourager le progrès économique et social dans les pays en voie de développement, en leur accordant une aide technique et financière, principalement pour des projets à but spécifique réalisés par le secteur public ou par le secteur privé.*



Utilisation des matières fécales pour la fertilisation des cultures maraîchères en Chine

(paysans et travailleurs, femmes et hommes), le taux de maladies dues aux vers est effectivement plus élevé. A cet égard, l'hygiène personnelle joue un rôle décisif. L'amélioration de l'éducation sanitaire et le respect strict de règles d'hygiène simples suffiraient probablement à réduire considérablement le risque de maladie.

- b) Les agriculteurs sont toujours très intéressés par l'utilisation des matières fécales pour l'enrichissement de leurs cultures et des piscicultures. La demande est le plus souvent bien plus grande que l'offre. En conséquence, les matières fécales sont souvent prises en charge «à la source», si bien que le délai de stockage de 30 jours n'est pas respecté. Dans les régions où les matières fécales sont fortement diluées par l'eau de chasse, les paysans préfèrent recourir à l'apport nutritif des engrais chimiques, car le transport de matières fécales diluées est nettement plus difficile et coûteux et leur application agricole spécifique est moins aisée.
- c) L'éducation sanitaire varie fortement selon les groupes sociaux. Les paysans sont le plus souvent défavorisés en la matière.
- d) Les fosses septiques de même que les réservoirs de stockage

pour l'entreposage des boues sont la plupart du temps sous-dimensionnés et ne sont absolument pas entretenus. En conséquence, les eaux usées et les boues fécales parviennent pratiquement sans traitement dans les eaux de surface ou sur les terres agricoles. Des mesures relativement simples permettraient d'améliorer les installations actuelles ainsi que leur exploitation. L'introduction de nouveaux procédés permettrait également d'améliorer encore le rendement du système (par ex. fosse septique avec filtre anaérobie en aval, compostage mixte des boues fécales et des déchets ménagers, etc.). Il est donc envisageable d'améliorer considérablement l'hygiène publique et, partant, la situation environnementale des villes chinoises, sans pour autant abandonner le système actuellement en usage.

#### Deuxième phase d'étude: essais pilotes

La deuxième phase du programme de recherche consistera à mettre sur pied des essais pilotes dans deux villes sélectionnées, afin de tester l'efficacité et l'adéquation de diverses mesures visant à améliorer progressivement le système d'évacuation traditionnel des matières fécales en Chine. D'une part, il

s'agit de définir la qualité des eaux usées et des boues fécales traitées par des installations traditionnelles, mais dimensionnées en conséquence. D'autre part, la question est de savoir comment on pourrait, de manière simple, modifier ou compléter les installations actuelles pour en augmenter le rendement de manière significative. Deux questions clés se posent:

- a) Des moyens techniques simples et décentralisés permettraient-ils de traiter les eaux usées, de source essentiellement domestique, de manière suffisante pour qu'elles puissent être déversées dans une eau de surface «sans atteinte» à l'environnement?
- b) Des moyens techniques simples et opérationnels permettraient-ils d'améliorer la qualité hygiénique des boues fécales utilisées dans l'agriculture et la pisciculture de manière à ce que le risque de transmission des maladies soit «raisonnablement limité»?

Il faudra d'abord apporter une réponse scientifique valable à ces deux questions avant de pouvoir évaluer si l'amélioration de l'évacuation traditionnelle des matières fécales est une alternative praticable, du moins à court ou à moyen terme, au système de canalisation conventionnel. La double interrogation figurant ci-dessus a été consciemment articulée sur des critères non objectifs, «sans atteinte» et «raisonnablement limité». Cette formulation est justifiée dans la mesure où le point de référence pour l'évaluation des mesures d'amélioration est la situation sanitaire et environnementale que connaît actuellement la Chine. Il ne sert à rien de se fixer des standards de qualité trop élevés: l'expérience a montré qu'une telle ambition était contreproductive, d'autant que de tels objectifs ne peuvent de toute façon pas être atteints à court ou à moyen terme, pour des raisons de nature socioéconomique.

Roland Schertenleib

## Pesticides dans l'atmosphère

### Eaux météoriques

Selon l'ordonnance sur le déversement des eaux usées, les eaux de pluie peu polluées doivent pouvoir s'infiltrer dans le sol, afin d'éviter une trop forte dilution dans le système d'égouts unitaire. Les systèmes d'infiltration artificielle doivent tenir compte des conditions hydrogéologiques et techniques locales. L'objectif consiste à parvenir, d'ici à 15 ans, à ce que le rendement des stations d'épuration ne soit plus perturbé par l'arrivée continue d'eaux usées non polluées.

Il reste à savoir si, du point de vue des substances organiques, l'infiltration des eaux météoriques (eaux s'écoulant de surfaces construites) représente un moyen approprié pour l'évacuation des eaux superficielles en milieu urbain et si cette méthode ne pollue pas trop les sols et les eaux souterraines. Le cas échéant, il faudrait proposer des mesures adéquates pour réduire la pollution par les substances problématiques ayant été identifiées.

Dans le cadre de la thèse de doctorat «composés organiques dans les eaux météoriques», la présence et la diffusion de certains

produits phytosanitaires (abrégiés ici en PPS, synonyme de biocides ou de pesticide) par le biais des systèmes d'infiltration des eaux météoriques seront étudiés. Afin de caractériser les apports en PPS dans les systèmes d'infiltration, le projet s'est concentré jusqu'à présent sur l'analyse de différentes triazines (fig. 1) dans les eaux de pluie et les eaux de ruissellement de toits.

Un récent colloque de spécialistes provenant de divers secteurs de recherche connexes a permis de faire le point sur l'état actuel des connaissances. Le colloque a également permis de clarifier certains points concernant les principaux processus d'apport. A ce propos, la présence de représentants de l'industrie chimique (MM. Steinemann et Stamm, Ciba, Bâle) et de la physique atmosphérique (J. Stähelin, physique atmosphérique EPFZ) s'est révélée très utile. Le tab. 1 présente les exposés tenus lors de ce colloque.

### Les triazines dans l'environnement

Les principaux représentants de cette classe de substances sont la simazine, la terbuthylazine et l'atrazine (ainsi que leurs sous-produits de dégradation, la déséthyl-atrazine et la désisopropyl-atrazine). Aujourd'hui, l'atrazine est soumise – en Suisse – à diverses restrictions d'utilisation: elle ne peut être utilisée plus que dans la lutte contre les mauvaises herbes dans les plantations de maïs, la quantité en étant limitée à 1 kg/ha-a et l'utilisation en étant autorisée chaque année uniquement jusqu'au 30 juin. Ces mesures ont permis de réduire ces dernières années l'utilisation d'atrazine de près de 50%, celle-ci ayant atteint env. 60 t en 1994 [1].

En raison de l'évaporation qui survient lors de l'application de ces

substances, une grande partie des triazines se retrouve dans l'atmosphère. Les triazines revêtent donc une importance particulière, notamment en raison de leur présence dans l'atmosphère et dans la pluie.

### Pluies d'été à fortes concentrations d'atrazine

Alors que la plupart des autres PPS ne se retrouvent que rarement dans la pluie et de façon irrégulière au long de l'année, les triazines sont régulièrement dépistées, et ceci presque exclusivement durant la période d'application (printemps/été). Les concentrations mesurées dans les eaux de pluie (fig. 2) se recourent assez précisément avec les chiffres présentés par les différents orateurs (p. ex. [3,4]). L'atrazine est le principal PPS détecté dans les eaux de pluie; elle atteint des concentrations de près de 150 ng/l et dépasse ainsi nettement la limite de tolérance de 100 ng/l fixée pour l'eau potable.

### Pesticides dans les eaux météoriques

Jusqu'à ce jour, on a rarement étudié les substances organiques présentes dans les eaux ruissellantes des toits. Sur un certain nombre de toits d'observation, Förster [2] a analysé différents paramètres globaux, et a étudié le lessivage des hydrocarbures polycycliques aromatiques (PAH) et des pesticides à base de chlorohydrocarbures et de nitro-phénols. Des concentrations très élevées dans la phase initiale de lessivage du toit constituent un phénomène qui a été très souvent constaté; ce phénomène survient aussi pour les triazines (fig. 3), mais dépend dans une forte mesure de la constitution du toit. Un toit plat (également étudié) et recouvert d'une couche d'humus

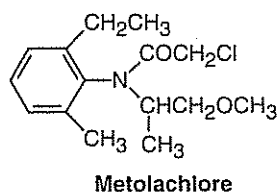
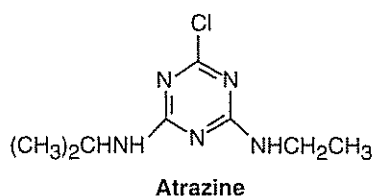


Fig. 1  
Deux représentants importants du groupe des triazines (atrazine) et du groupe acyle (metolachlore).

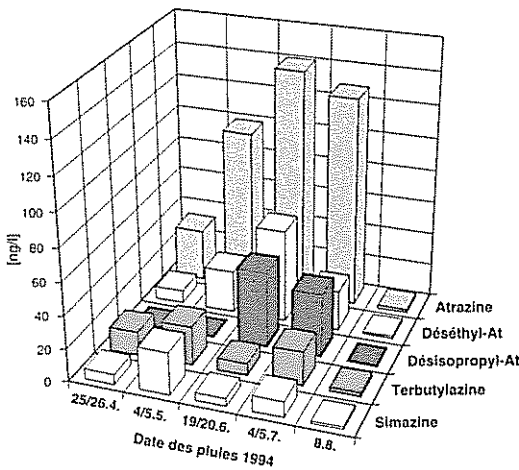


Fig. 2  
Triazines contenues dans les eaux pluviales en 1994, au lieu-dit Tüffenwies. Les concentrations mesurées correspondent clairement à la période d'utilisation de ce PPS. En Suisse, l'application d'atrazine n'est autorisée chaque année que jusqu'à la fin du mois de juin.

ne permet pas de constater par ex. de maximum de concentration au début d'une averse, au contraire de ce que l'on constate sur les toits en pente recouverts de tuiles.

### Recherches nécessaires

Les connaissances actuelles sont lacunaires. Il est donc nécessaire d'effectuer des recherches. Tout le monde s'accorde pour dire que le devenir des PPS dans l'atmosphère reste un mystère complet. Les principales questions qui se posent sont la répartition des PPS, leur transport, leur cinétique de dégradation et l'identification de leurs métabolites. Ces processus ne peuvent pas or être étudiés sur la seule base d'échantillons d'eaux pluviales. Il faut des expériences dans des systèmes contrôlés de laboratoire et des

recherches systématiques dans les différentes phases atmosphériques (gazeuse, liquide et particulaire).

Le colloque a confirmé l'importance du projet consacré à l'étude des PPS dans les eaux pluviales et de ruissellement de toits. Voici quelques mois, plusieurs pays européens ont déposé une demande à l'UE pour contrôler à grande échelle la présence de PPS dans les eaux de pluie. Ce séminaire a permis d'entrer en contact avec des spécialistes participant à ce projet et de se mettre d'accord sur un futur échange d'informations.

Dans le cadre de son travail de diplôme, Franca Gruebler est en train d'analyser certaines substances du groupe acyle, qui sont également présentes parfois dans l'eau de pluie. Ces substances sont

actuellement intégrées dans le programme d'analyse des triazines. En outre, un collecteur séquentiel d'échantillons d'eau de pluie sera bientôt disponible pour évaluer la déposition des substances analysées.

Par ailleurs, la construction d'un dispositif de prélèvement d'échantillons, dans le système d'infiltration de la centrale Migros à Winterthur, permettra, dès l'automne 1995, l'analyse *in situ* d'échantillons d'eaux d'infiltration.

Thomas Bucheli, Stephan Müller,  
René Schwarzenbach

- [1] Bucher, D. (1994). Wie man das Klima entgiftet – Ciba, Produzentin von Atrazin, schränkt den Einsatz ihres Pflanzenschutzmittels selber ein. Zürich, CASH 30/94.
- [2] Förster, J. (1993). Dachflächen als Interface zwischen atmosphärischer Grenzschicht und Kanalsystem: Untersuchungen zum Transportverhalten ausgewählter organischer Umweltchemikalien an einem Experimentaldachsystem. Dissertation, Bayreuth.
- [3] Gath, B., Jaeschke, W., Kubiak, R., Ricker, I., Schmider, F., and Zietz, E. (1993). Depositionsmonitoring von Pflanzenschutzmitteln: Teil 2 Süddeutscher Raum. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 45, 134–143.
- [4] Siebers, J., Gottschild, D., and Nolting, H.-G. (1994). Pesticides in Precipitation in Northern Germany. Chemosphere, 28, 1559–1570.

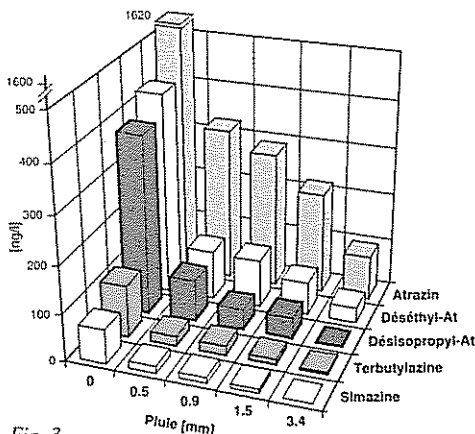
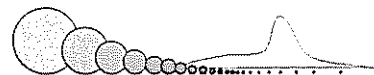


Fig. 3  
Concentrations en triazines dans les eaux de ruissellement s'écoulant du toit en pente de Tüffenwies à la fin juin 1994. Les substances atteignent nettement leur concentration maximale durant le début de l'évènement pluvial.

Nom	Conférence
Stephan Müller, Chimie organique environnementale, EAWAG	FoSP/Infiltration des eaux météoriques
Thomas Bucheli, Chimie organique environnementale, EAWAG	Composés organiques dans les eaux pluviales
Bettina Gath, Zentrum für Umweltforschung, J. W. Goethe-Universität, Frankfurt a.M.	Modélisation de la déposition des produits phytosanitaires
Dietmar Gottschild, Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Autorisation des produits phytosanitaires, Braunschweig	Présence des produits phytosanitaires dans les précipitations
Jürgen Förster, Chaire d'hydrobiologie à l'Université de Bayreuth	Lessivage des toits du point de vue des produits phytosanitaires.

Programme du colloque du 15.3.95

## Analyse des particules à l'EAWAG



Dans l'environnement, les particules jouent un rôle important à plus d'un égard. Nous ne pensons pas seulement aux migrations particulaires comme l'érosion ou la sédimentation dans les lacs et les cours d'eau. Ainsi, les particules servent d'agent transporteur pour de nombreuses substances, et de nombreuses réactions microbiologiques se déroulent à leur surface. L'étude de tous ces phénomènes est dans la plupart des cas impossible si on ne connaît pas la dispersion massique des particules.

Tant que les spécialistes se limitaient au domaine particulaire ( $>1\mu\text{m}$ ), les méthodes de filtration ont suffi pour établir des conclusions quantitatives sur la dispersion massique des particules. Aujourd'hui en revanche, les chercheurs se consacrent de plus en plus à l'étude des colloïdes ( $<1\mu\text{m}$ ), ce domaine étant déterminant pour les réactions de surface. Cette nouvelle orientation des recherches pose de nouvelles exigences à l'analyse des particules.

Dans la technique des procédés industriels, on a cherché longtemps déjà des méthodes appropriées pour déterminer la dispersion massique des particules, un facteur très important dans la production de nombreux produits (tels que peintures, cosmétiques, denrées alimentaires, etc). Suite à l'invention du laser, les méthodes

optiques sont devenues de plus en plus courantes (analyse de la dispersion ou de la diffraction des rayons lumineux). Dans le domaine industriel, la plupart des cas sont assez simples: les matériaux sont connus par leurs indices factoriels, les concentrations de particules sont suffisamment élevées, librement définissables ou extrêmement faibles (comme dans le cas de la surveillance des salles blanches). Quant aux procédés de fabrication, ils sont conçus de manière à produire des particules de taille aussi uniforme que possible.

Il en va tout autrement dans le domaine de la recherche environnementale. La plupart du temps, nous avons à faire à des gammes de particules très étendues. Dans les cours d'eau de surface, la concentration des particules est presque toujours trop faible, et notre connaissance de la composition des particules est vraiment très hypothétique. La définition des colloïdes ne peut donc devenir une question de routine: chaque cas demeure un réel défi à relever pour les scientifiques.

L'EAWAG dispose depuis 1972 d'un laboratoire pour l'analyse des particules. Cette unité de recherche est responsable de la caractérisation physique des colloïdes présents dans l'environnement. A l'origine, ce laboratoire avait été mis sur pied sur l'initiative du département de génie de l'environnement. Actuellement, il résout les problèmes de tous les départements de l'EAWAG en matière d'analyse des particules. Pendant environ 15 ans, ce laboratoire a été dirigé par *Anna Vagenknecht*. C'est elle qui a introduit la méthode de l'étude des surfaces par absorption d'azote (BET), et qui a développé un compteur de particules fonctionnant au laser. Elle a ainsi posé la première pierre du nouveau laboratoire. En novembre 1993, *Daniel Kobler* a repris la direction du laboratoire. Après un déména-

gement et un enrichissement des moyens techniques, les activités du laboratoire dans le domaine de l'analyse des particules ont été renforcées dès le printemps 1994. De plus, le laboratoire peut maintenant compter sur les équipements du LFEM (EMPA) ainsi que de l'EPFZ pour mener à bien ses analyses ainsi. Le laboratoire est en mesure de recourir aux méthodes suivantes:

Quel que soit le département de l'EAWAG, il s'agit de sélectionner une méthode adaptée à la nature du problème posé. Lorsque la méthode est adaptée aux caractéristiques de l'échantillon, notamment pour ce qui est de sa concentration, de la gamme des particules à étudier et du volume de l'échantillon, l'analyse des particules est en général assez simple. Dans les cas douteux, on procède d'abord à des essais afin de déterminer la bonne méthode. Dans plus d'un cas, le succès de l'étude dépend de la coordination entre les diverses étapes d'analyse, de l'échantillonnage à la représentation graphique.

Le champ d'activité du laboratoire d'analyse des particules est très vaste. Il comprend l'entretien du laboratoire et des appareils de mesure, l'assurance de la qualité des mesures revêtant ici une importance particulière. Mais il faut également être au courant des derniers développements méthodologiques et techniques dans l'analyse des particules, entretenir des relations avec d'autres instituts et avec les entreprises qui travaillent dans le même domaine. Le laboratoire participe à divers projets en cours à l'EAWAG, mais poursuit également des projets en régie propre dans le domaine de l'analyse des particules.

*Daniel Kobler\**

### Le laboratoire est en mesure de recourir aux méthodes suivantes:

- compteur de particules à laser, avec dilution automatique des échantillons (PMS; de 0,2 à 150 $\mu\text{m}$ )
- compteur de particules à laser pour petits échantillons (Galai CIS; de 0,5 à 150 $\mu\text{m}$ ; ETH ERDW)
- Analyse de dispersion lumineuse au laser par spectroscopie comparative à photons (Malvern ZetaSizer; de 5 à 5000 nm)
- Analyse de diffraction lumineuse au laser (Malvern MasterSizer X; de 0,1 à 2000 $\mu\text{m}$ ; LFEM)
- Détermination du potentiel zéta par analyse au laser à effet Doppler (Malvern ZetaMaster)
- Détermination des surfaces spécifiques selon le procédé BET (par absorption d'azote; Carlo Erba)
- Analyse sédimentographique (SediGraph; de 0,1 à 300 $\mu\text{m}$ ; KB)

\* Daniel Kobler est ingénieur ETS en électronique, en technique de mesure et de réglage. Après quelques années d'expérience et un diplôme post-grade en technologie biomédicale, il travaille depuis novembre 1993 à l'EAWAG.

## Le Professeur Jürg Hoigné prend sa retraite

Le Professeur Jürg Hoigné a pris sa retraite le 1er juin 1995, au terme d'une carrière aussi longue que brillante.

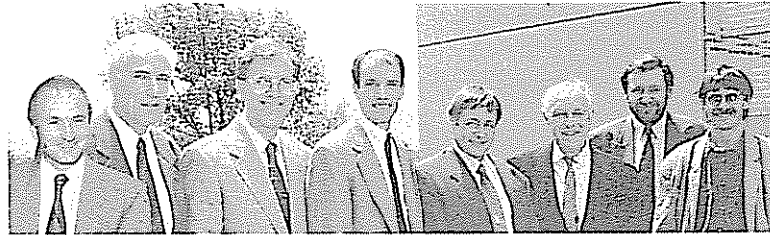
Après avoir obtenu son doctorat à l'Institut de chimie physique à l'EPFZ, Jürg Hoigné a reçu une bourse qui lui a permis de suivre une formation post-grade au Brookhaven National Laboratory (USA). Il s'est alors surtout consacré aux problèmes de radiochimie. Deux ans plus tard, soit en 1960, il est revenu à l'EPFZ, où il a collaboré en tant qu'assistant en radiochimie et en tant que chargé de cours en photochimie et en chimie des radicaux.

En 1965, l'EPFZ a décerné à Jürg Hoigné un *venia legendi* en radiochimie et en chimie des radicaux à l'EPFZ. En 1975, son *venia legendi* a été étendu au domaine de la chimie aquatique environnementale.

Après huit ans à la tête du département de radiochimie appliquée chez INRESCOR SA (International Contract Research Co.) à Schwerzenbach, Jürg Hoigné est entré à l'EAWAG en 1973, où il a dirigé les recherches sur la cinétique des processus d'oxydation. Il a également représenté la Division de chimie de 1973 à 1989. En 1986, il a été nommé à la présidence de l'IGW (Institut pour la protection et la technologie des eaux, EPFZ). Depuis 1989, il a également assumé la direction de la Division de chimie à l'EAWAG.

Dès 1975, le Professeur Hoigné a été privat-docent à l'EPFZ pour la chimie de l'eau potable et l'épuration des eaux usées. Il a participé au cours sur les étages du traitement de l'eau. A partir de 1977, il a également enseigné la chimie environnementale à l'EPFZ, Section de chimie.

Le Professeur Hoigné a influé sur de nombreux domaines de recherche. Il a notamment su comment élucider les processus de réaction dans des domaines aussi



Le départ à la retraite du Professeur Hoigné a été célébré le 16 juin 1995, lors d'un symposium à l'EAWAG, organisé en son honneur par son collaborateur, Urs von Gunten. Les orateurs ont rappelé son extraordinaire travail scientifique, décrit ses qualités humaines de manière personnelle, et souligné la diversité des intérêts scientifiques qui ont animé le Professeur Hoigné dans des domaines tels que photochimie, radiochimie, chimie atmosphérique et traitement de l'eau. Ils ont également rendu honneur à ses innombrables contributions tant dans la recherche que dans l'enseignement. De gauche à droite: René Schwarzenbach, Hans Peter Klein, Richard Zepp, David Sedlak, Johannes Staehelin, Jürg Hoigné, Martin Jekel, Urs von Gunten.

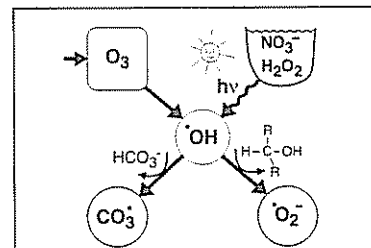
différents que la chimie atmosphérique et le traitement de l'eau en appliquant des raisonnements analogues. Par ailleurs, ses recherches sur l'ozonation ont permis la mise au point de procédés devenus monnaie courante.

Les activités de Jürg Hoigné dépassaient de loin le cadre de l'EAWAG et de l'EPFZ. De 1973 à 1980, il a été membre de la Commission internationale du Rhin, de l'équipe de rédaction du Journal of Ozone Science and Engineering, ainsi que du Comité directeur du groupe EUROTRAC HALIPP. Il a également participé aux travaux sur les processus d'oxydation dans le traitement de l'eau, organisé par le Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches (DVGW).

Jürg Hoigné a reçu de nombreux titres honorifiques pour ses efforts tant dans la recherche que dans l'enseignement. Outre sa charge de professeur titulaire à l'EPFZ (Section de chimie), il a été nommé membre honoraire de l'Association internationale de l'ozone (IOA), qui a ainsi voulu honorer ses efforts visant à promouvoir les objectifs de la Société. Ses travaux de recherche ont donné lieu à de nombreuses publications reconnues des scientifiques. Jürg Hoigné a été un des environnementalistes les plus cités.

Nous adressons au Professeur Hoigné nos vœux les plus sincères

pour son avenir. Nous espérons qu'il aura le temps de mener à bien tous ses projets privés, mais aussi que nous pourrions encore l'accueillir souvent à l'EAWAG en tant qu'ancien collègue très estimé.



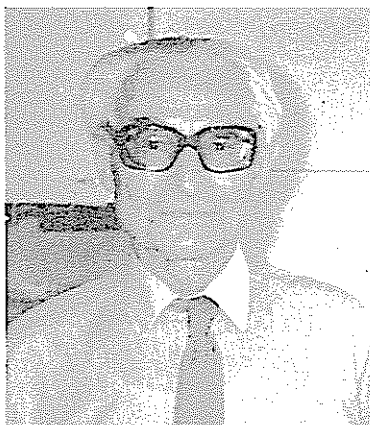
Les derniers travaux du Professeur Jürg Hoigné portaient sur les sujets suivants:

- Chimie de l'ozone en milieu aqueux et des radicaux hydroxyles, cinétique des réactions et applications dans l'épuration des eaux usées, chimie de l'eau potable et chimie atmosphérique.
- Méthodes expérimentales et analytiques pour la chimie de l'ozone dans l'eau.
- Aspects cinétiques des réactions de dioxyde de chlore et photochimie du chlore dissous dans l'eau
- Cinétique des réactions photochimiques dans les eaux de surface et dans l'eau atmosphérique, y compris le rôle de l'oxygène, des ions superoxydes, des radicaux peroxydes, des électrons libérés, des radicaux hydroxyles et des métaux de transition.
- Modélisation des réactions photochimiques et formation des dérivés à effet désinfectant.

## Arnold Hörler

La Suisse a perdu un de ses pionniers de la gestion des eaux domestiques et de la protection des eaux: le Professeur Arnold Hörler, dr. h.c., s'est en effet éteint le 5 décembre 1995, à l'âge de 92 ans, au terme d'une brillante carrière.

Il a commencé par enseigner les techniques de traitement des eaux usées dans les Sections II et VII, d'abord en qualité de chargé de cours de 1948 à 1963, puis en tant que professeur titulaire. Beaucoup d'ingénieurs se rappelleront son caractère à la fois lutteur et avertisseur, mais aussi modeste. Son manuel sur les canalisations a le mérite d'avoir établi les fonde-



Paul Hanry

ments de l'évacuation des eaux usées. Il fait d'ailleurs toujours référence en la matière.

Copropriétaire d'un bureau d'ingénieurs, il fut nommé en 1954 à la tête du Département technique de l'EAWAG. En 1967,

la Haute École de Hanovre lui décerna le titre de docteur *honoris causa*. Arnold Hörler figure également parmi les fondateurs de l'Association suisse des professionnels de la protection des eaux (VSA).

Monsieur Hörler a su réunir sa grande expérience de praticien avec les connaissances les plus récentes de l'époque dans le domaine de la protection des eaux. Il a ainsi établi les fondements de la gestion des eaux domestiques telle que nous la connaissons aujourd'hui. Le «grand maître» de la technologie des eaux usées laissera un souvenir durable tant en Suisse qu'à l'étranger.

Willy Gujer

## Nominations

### Du lac des Quatre-Cantons au lac Supérieur

Noel Urban et Judith Perlinger sont entrés en 1990 au centre de recherche limnologique de l'EAWAG à Kastanienbaum. Noel Urban a travaillé de 1990 à 1993 comme doctorant post-grade en biogéochimie. Durant cette période, il a étudié la réduction des sulfates et le cycle du soufre dans plusieurs lacs suisses. Ses recherches ont montré que la réduction des sulfates est considérablement accélérée par des cycles de réaction rédox à petite échelle à la surface des sédiments. Depuis mars 1994, il a poursuivi ses recherches grâce à une bourse Humboldt à l'Institut géoécologique de l'Université de Bayreuth.

Les recherches de Judith Perlinger ont essentiellement porté sur le comportement des xénobiotiques dans les systèmes aquatiques. En 1994, Judith Perlinger a soutenu à l'EAWAG sa thèse de doctorat intitulée *Reduction of Polyhalogenated Alkanes by Electron Transfer Mediators in Aqueous Solution*. Elle a ensuite travaillé comme doctorante post-grade pour une brève période auprès de René Schwarzenbach.



Voici leur nouvelle adresse: Department of Civil and Environmental Engineering Michigan Technological University, 1400 Townsend Drive Houghton Michigan 49931-2943, USA Fax 001 096 487 2943

Judith Perlinger et Noel Urban ont été nommés professeurs assistants en mai 1995 au Civil and Environmental Engineering Department de la Michigan Technological University. Leur recherche portera essentiellement sur le comportement des xénobiotiques en milieu naturel et les cycles de matières biogéochimiques. Leur enseignement intégrera la chimie aquatique, la chimie organique environnementale et la biogéochimie.

### Chaire ordinaire de sociologie

Depuis l'été 1994, Carlo Jaeger assume une double charge, celle de responsable du département d'écologie humaine à l'EAWAG, et celle d'une chaire ordinaire de sociologie à l'Université de Darmstadt en Allemagne (THD, Technische Hochschule Darmstadt).

Carlo Jaeger a obtenu sa licence en 1972 en sociologie, à l'Université de Berne. En 1979, il a soutenu sa thèse de doctorat en économie à la J.-W. Goethe Universität de Francfort. En 1992, il a été reçu comme privatdocent en écologie humaine à la faculté des sciences environnementales de l'EPFZ.

De manière analogue aux chaires universitaires rattachées à l'EAWAG, les rapports entre l'EAWAG et la THD sont réglés par un contrat de coopération. Cette coopération permet à des licenciées en sciences sociales de faire une thèse de doctorat auprès du département d'écologie humaine à l'EAWAG, ce qui ne serait qu'exceptionnellement possible dans le cadre de l'EPFZ.

L'enseignement de C. Jaeger à la THD porte essentiellement sur les questions relatives à la gestion →

## Pavillon des enfants

Depuis mardi 1<sup>er</sup> novembre 1994, les collaboratrices et collaborateurs de l'EAWAG et du LFEM ont la possibilité de confier leurs enfants en bas âge à la garde de personnes compétentes. Il s'agit de deux éducatrices de la petite enfance, infirmières de profession pour enfants, disposant d'une expérience pratique en crèche, ainsi que d'une stagiaire. Les deux premières travaillent depuis mi-1995 à 60% (avant 50%), tandis que la stagiaire travaille à 100%. A tour de rôle, elles assurent la permanence quotidienne de 7 h 30 à 17 h 30 et s'occupent des enfants âgés de 2 mois à 4 ans qui leur sont confiés. Cette crèche de jour, soutenue par un groupe d'intérêts, dispose de trois locaux et d'une cuisine permettant de préparer de petites collations. Le restaurant du personnel, situé non loin de la crèche, livre à midi des repas pour enfants.

Comment est née cette institution tant appréciée des parents concernés? A la suite d'interrogations émises lors du cours de perfectionnement du 14 juin 1991, collaboratrices et collaborateurs se sont vu remettre en octobre 1991 un questionnaire fondé sur un sondage du même type mené à l'Université de Zurich. L'EAWAG a chargé alors un groupe de travail d'évaluer les résultats enregistrés.

de l'environnement et au développement régional. Il s'adresse d'une part aux étudiants en sciences sociales, mais aussi aux étudiants d'autres facultés, en particulier les ingénieurs/économistes formés à la THD.

On peut joindre Carlo Jaeger à l'adresse du Département d'écologie humaine à l'EAWAG.

*Quant à son adresse à Darmstadt, la voici:*  
 Prof. Dr. C. Jaeger  
 Technische Hochschule Darmstadt  
 Institut für Soziologie  
 Residenzschloss  
 D-64283 Darmstadt  
 Tél. 0049 6151 16 32 66  
 Fax 0049 6151 16 60 35

Sous la conduite de *Ilse-Dore Quednau*, le groupe de travail est parvenu en février 1992 à la conclusion que 10 femmes et 19 hommes souhaitaient une garde d'enfants, au moins sous une des formes suivantes: garde des nourrissons, des petits enfants de 1 à 3 ans, des enfants en âge préscolaire, c'est-à-dire de 3 à 6 ans, voire plus âgés, ainsi qu'un encadrement par heure, par demi-journée ou par journée entière. Quelques optimistes incorrigibles ont cherché des solutions tous azimuts. Une crèche d'entreprise, qui était centenaire et située à proximité, aurait fait l'affaire, mais elle a fermé peu après. La municipalité de Dubendorf avait certes connaissance de nos projets, mais elle n'a pas voulu assurer de soutien financier. Plusieurs voix paternelles se sont élevées pour affirmer avec solennité que les enfants devaient être confiés à la garde de leur mère, mais à la maison. Les personnes intéressées ont dû alors mettre la main à la pâte.

Le 8 juin 1993, le groupe d'intérêts «Pavillon des enfants» a vu le jour. Peut en devenir membre toute personne de l'EAWAG ou du LFEM qui doit ou qui veut soutenir la crèche, ou qui recourt à ses services. Actuellement, le comité du groupe se compose d'une représentation paritaire de 3 collaborateurs de l'EAWAG et de 3 collaborateurs du LFEM, soit 4 femmes et 2 hommes. Ainsi, le LFEM a délégué simultanément 2 représentantes du projet interne pour la promotion des femmes. Certes, la garde professionnelle a bien pour but de décharger les parents, mais le comité s'est trouvé confronté à un travail considérable pour la phase d'introduction. Tant les assurances que la caisse de retraite ont dû être réglemmentées indépendamment de la Confédération. Le service du personnel de l'EAWAG – qu'il en soit ici remercié – prend à sa charge le paiement direct des



Foto: H. Kerschbaum, EAWAG, Linde, L. Caprez, Winterthur

*La phase initiale a été agréable pour les éducatrices, du fait que le nombre des enfants était relativement restreint. Nous espérons que 1995 amènera quelques enfants supplémentaires. Les parents concernés financent en effet la contribution principale, et leur charge financière s'en verrait réduite. Ce serait plutôt appréciable, car cette contribution est considérable, étant de Fr. 63.- par jour et par enfant, un montant qui en dissuade plus d'un.*

salaires et établit chaque mois la facture à l'intention du comité. Une garantie de déficit a été assurée, de sorte que le comité a pu se lancer dans la recherche des personnes compétentes. Les éducatrices ont été sélectionnées en fonction de leur disponibilité à se relayer en cas de maladie et pendant les vacances, aux fins d'éviter aux enfants tout changement inutile de personnel.

Quant aux locaux, une solution a finalement été trouvée *in domo*. Le LFEM a fort heureusement pu libérer les petites salles de réception situées au rez-de-chaussée, dans le bâtiment du restaurant du personnel. Ces locaux ont été transformés, si bien qu'à la fin d'octobre, le groupe «Pavillon des enfants» a pu emménager dans la crèche. L'institution naissante a également bénéficié de nombreux dons en nature. La crèche a été inaugurée avec 7 enfants.

*Diana Hornung  
 membre du groupe*

Communication's Intelligence

## Diffusion des organostanniques contenus dans les peintures antisalissures

Les composés à base de trialkyl-étain ( $R_3SnX$ ) sont parmi les polluants les plus problématiques dans les eaux naturelles. Très toxiques pour les organismes aquatiques, ils sont utilisés comme biocides. Jusqu'à une date récente, ils étaient utilisés comme agent actif principal dans les peintures antisalissures utilisées pour protéger les coques de bateau contre des couches de microorganismes. La fig. 1 illustre de manière schématique les processus caractérisant le comportement des composés à base de trialkyl-étain en milieu aquatique naturel.

Les apports de  $R_3SnX$  dans un lac sont dus à plusieurs causes. D'une part les  $R_3SnX$  diffusent à partir des coques de bateau, traitées avec des peintures antisalissures à base d'organostanniques, d'autre part ils proviennent également des apports directs de trialkyl-étain, des eaux épurées, des eaux d'écoulement venant des terres agricoles et, enfin, d'un apport diffus résultant de la resuspension de sédiments contenant du trialkyl-étain. La bioaccumulation et l'ab-

sorption par les particules en cours de sédimentation sont les principaux processus d'élimination pour les trialkyl-étains en phase liquide.

### Dégradation du trialkyl-étain

Dans la couche d'eau supérieure, la lumière du jour induit une désalkylation photolytique du trialkyl-étain. D'autres réactions de désalkylation, probablement biotiques, ont lieu dans les sédiments ainsi que dans divers organismes, et provoquent une dégradation du trialkyl-étain résultant en étain inorganique (IV). Ce processus peut se composer d'une désalkylation oxydante en présence de cytochrome P-450. Toutefois, à des concentrations de  $R_3SnX$  élevées, les mono-oxygénases concernées sont inhibées. Par ailleurs, en milieu anaérobie, le  $R_3SnX$  subit une méthylation biologique dont résulte un tétraalkyl-étain, composé plus fugitif qui s'échappe sous forme gazeuse dans l'atmosphère pour y subir d'autres transformations.



Depuis le 1<sup>er</sup> février 1995, André Weidenhaupt travaille comme maître-assistant au sein du groupe pour la sécurité et la protection de l'environnement en chimie, au laboratoire de chimie technique, auprès du Professeur Hungerbühler, EPFZ. Il étudie le domaine de la conception intégrée des produits chimiques en milieu industriel.

### Modèles

Afin de mieux comprendre le transport, la dispersion, la bioaccumulation et la biodisponibilité de  $R_3SnX$  dans les eaux naturelles, il est absolument nécessaire de connaître la distribution de  $R_3SnX$  dans le matériel lipophile (dissous ou particulaire) ainsi que son adsorption sur les phases minérales en fonction de sa spéciation en solution aqueuse.

Par conséquent, nous avons étudié [1] la distribution de  $R_3SnX$  au moyen de deux modèles, octanol/eau d'une part, et oxyde minéral/eau d'autre part. Ces deux modèles ont permis de mieux interpréter les données disponibles. Il est donc possible maintenant de mieux prévoir le comportement de  $R_3Sn$  en milieu naturel.

Le fil conducteur de notre travail a été l'hydrolyse du cation  $R_3Sn^+$  et l'étude de son aptitude à former des complexes. Pour une composition aqueuse donnée, on peut calculer le rapport de distribution entre l'octanol et l'eau sur la base de la spéciation de  $R_3Sn$  (voir fig. 2).

La sorption de  $R_3Sn$  sur la surface des minéraux a été interprétée comme interaction entre les cations  $R_3Sn^+$  et les groupes de surface chargés négativement.

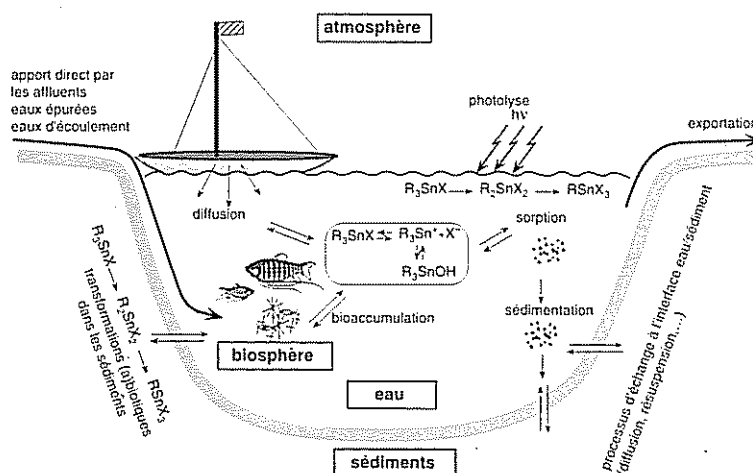


Fig. 1  
Représentation schématique des processus caractérisant le comportement des composés à base de trialkyl-étain en milieu aquatique naturel, à l'exemple d'un lac.

Commentaire bibliographique

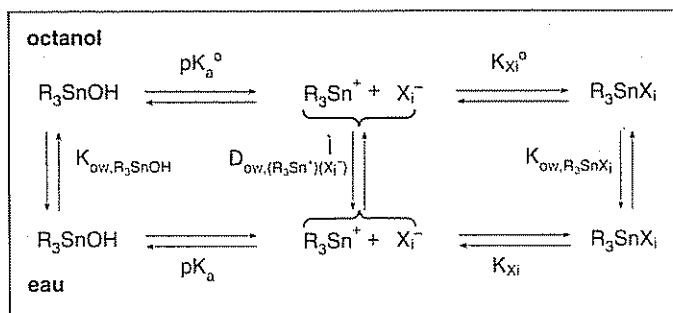


Fig. 2  
Présentation des réactions d'équilibre des espèces de trialkylétain dans le système octanol/eau ( $X_i^- = Cl^-, Br^-, H_2PO_4^-, ClO_4^-, \dots$ ).

### Autres recherches nécessaires

Afin de mieux décrire du point de vue quantitatif la distribution du  $R_3SnX$  en milieu naturel, il faut encore connaître sa distribution dans le matériel organique en solution ou sous forme particulaire. On pourrait imaginer que les interactions entre les cations  $R_3Sn^+$  et les groupes fonctionnels du matériel organique soient spécifiques, ce qui permettrait de décrire cette dispersion autrement que par des effets d'interactions hydrophobes non spécifiques. Les mécanismes des interactions des organostanniques avec le matériel organique feront l'objet d'un travail subséquent.

### Alternatives aux peintures antisalissures

Les composés organostanniques sont des molécules extrêmement problématiques du point de vue écotoxicologique. Ces substances sont volontairement importées dans les eaux naturelles par le biais des peintures antisalissures destinées à être immergées.

Divers pays occidentaux ont d'ores et déjà interdit la vente et l'usage de telles peintures antisalissures. La question des solutions de remplacement se pose donc. L'effet de succédanés tels que le 2-tert-butylamino-4-cyclopropyl-

amino-6-méthylthio-1,3,5-triazine, se base également sur les propriétés biocides des molécules dissoutes. Des effets secondaires indésirables ne sont donc pas exclus. De manière générale, il faudrait privilégier les peintures qui, comme le téflon, offrent une tension superficielle optimale et rendent les coques de bateau plus lisses. L'accent doit porter sur les peintures qui agissent grâce à leurs propriétés physiques.

Il ne nous reste plus qu'à souhaiter qu'on réfléchisse à l'avenir avant d'utiliser des substances xénobiotiques, et avant qu'elles deviennent un problème environnemental. Déjà lors du développement d'une nouvelle substance chimique, il faut penser à son impact sur l'environnement. Seul cet effort permettra de rendre durable la protection de l'environnement. Enfin, la présente étude s'inscrit dans un cadre plus général et contribue à l'amélioration des connaissances dans le domaine de la distribution des composés organiques.

André Weidenhaupt

La thèse de doctorat présentée dans cet article est disponible à la bibliothèque de l'EAWAG (n° de commande: 1953).

[1] Weidenhaupt, A.N.J.: «Trialkylzinnverbindungen: Spezierung im Oktanol/Wasser-System, Sorption an Mineraloberflächen.» Diss. ETHZ Nr. 10940, Zürich 1995.

## Livres 1994

**Baccini, P., Bader, H.-P.:** Regionaler Stoffhaushalt und Abfallwirtschaft. Script zu Vorlesungen WS 1994/95. ETH(Z), Lehrstuhl für Stoffhaushalt und Entsorgungstechnik, Zürich, und EAWAG, Forschungsabteilung Stoffhaushalt und Entsorgungstechnik, Dübendorf WS 1994/95, 163 Seiten.

**Berg, M., Erdmann, G., Hofmann, M., Jaggy, M., Scheringer, M., Seiler, H. (Hg.):** Was ist ein Schaden? Zur normativen Dimension des Schadensbegriffs in der Risikowissenschaft. (Polyprojekt Risiko und Sicherheit, Dokumente Nr. 2). vdf – Verlag der Fachvereine, Zürich; ETH Zürich 1994, 251 Seiten. ISBN 3-7281-2086-3.

**Bidoglio, G., Stumm, W. (Ed.):** Chemistry of Aquatic Systems: Local and Global Perspectives. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht 1994, 534 pp. ISBN 0-7923-2867-1.

**Hütte, M., Bundi, U., Peter, A.:** Konzept für die Bewertung und Entwicklung von Bächen und Bachsystemen im Kanton Zürich. Hg.: EAWAG und Kanton Zürich, Zürich 1994, 132 (+ 9 Anh.) Seiten. ISBN 3-906484-10-6 (Fr. 30.–, bei M. Hütte zu bestellen).

**Müller, R., Lloyd, R.:** Sublethal and Chronic Effects of Pollutants on Fresh Water Fish. FAO Fishing News Book, A Division of Blackwell Science Ltd, Oxford, London etc. 1994, 371 pp. ISBN 0-85238-207-3.

**Müller, D., Oehler, D., Baccini, P.:** Regionale Bewirtschaftung von Biomasse. (Teil des BEW-Projektes «Energiegras und Feldholz»). ETH, Lehrstuhl für Stoffhaushalt und Entsorgungstechnik, Zürich, und EAWAG, Forschungsabteilung Stoffhaushalt und Entsorgungstechnik, Dübendorf. vdf – Verlag der Fachvereine, Zürich; 1995, 64 Seiten + Anhang. ISBN 3-7281-2213-0.

**Sigg, Laura, Stumm, W.:** Aquatische Chemie. Eine Einführung in die Chemie wässriger Lösungen und in die Chemie natürlicher Gewässer. vdf – Verlag der Fachvereine, Zürich und Verlag B.G. Teubner, Stuttgart 1994, 3. vollst. bearb. u. erweit. Aufl., 498 S. ISBN 3-7281-1931-8 [vdf]; 3-519-23651-6 [Teubner].

**Strauss, M., Blumenthal, Ursula J.:** Use of Human Wastes in Agriculture and Aquaculture. Utilization, Practices and Health Perspectives. IRCWD-Report No. 08/90. International Reference Centre for Wastes Disposal, Dübendorf 1990; Reprinted 1994, 327 pp.

# Parutions de l'EAWAG

Parutions

1934 **Glenck, E.:** Contribution des ména-ges urbains dans le métabolisme des biens et des éléments chimiques des filières de désap-provisionnement des biens de consommation solides. Thèse ETHZ No. 10'717, Zürich 1994.

1935 **Dimai, A., Gloor, M., Wüest, A.:** Bestimmung der Intensität von Turbulenz in der Bodengrenzschicht von Seen. *Limnologia* 24 (4), 339-350 (1994).

1936 **Senn, H., Lendenmann, U., Snozzi, M., Hamer, G., Egli, T.:** The Growth of *Escherichia coli* in Glucose-limited Chemostat Cultures: a Re-examination of the Kinetics. *Biochim. Biophys Acta* 1201, 424-436 (1994).

1937 **Baulch, D.L., Cobos, C.J., Cox, R.A., Frank, P., Hayman, G., Just, T., Kerr, J.A., Murrells, T., Pilling, M.J., Troe, J., Walker, R.W., Warnatz, J.:** Summary Table of Evaluated Kinetic Data for Combustion Mod-eling: Supplement 1. *Combustion & Flame* 98, 59-79 (1994).

1938 **Semadeni, M., Stocker, D.W., Kerr, J.A.:** The Temperature Dependence of the OH-Radical Reaction of Some Aromatic Com-pounds under Simulated Tropospheric Con-ditions. Proc. 6th Eur. Sympos., G. Angeletti, G. Restelli (Eds.), Varese (Italy) 18.-22.10.1993, pp. 150-156.

1939 **Eberhard, J., Müller, C., Stocker, D.W., Kerr, J.A.:** Mechanism for the OH-Radical Initiated Photo-Oxidation of Alkanes: Alkoxy Radical Reactions. Proc. 6th Eur. Sym-pos., G. Angeletti, G. Restelli (Eds.), Varese (Italy) 18.-22.10.1993, pp. 169-174.

1940 **Reichlin, F., Kohler, H.-P.E.:** *Pseudomonas* sp. Strain HBP1 Prp Degrades

2-Isopropylphenol (*ortho*-Cumenol) via *meta* Cleavage. *Appl. Environ. Microbiol.* 60, 4587-4591 (1994).

1941 **Hütte, M., Bundi, U., Peter, A.:** Kon-zept für die Bachentwicklung im Kanton Zü-richt. *Wasserwirtschaft* 85, 16-20 (1995).

1942 **Bundi, U.:** Abwasserentsorgung - Grossunternehmen im Spannungsfeld von Ökonomie und Ökologie. *Abfall-Spektrum* H. 6, 4-8 (1994).

1943 **Bundi, U.:** Umweltprobleme mit Phos-phor und Stickstoff. *Die Grüne* H. 4, S. 16-18 (1995).

1944 **Tratnyek, P.G., Hoigné, J.:** Photo-oxidation of 2,4,6-Trimethylphenol in Aqueous Laboratory Solutions and Natural Waters: Ki-netics of Reaction with Singlet Oxygen. *J. Photochem. Photobiol. A. Chem.* 84, 153-160 (1994).

1945 **Holliger, C., Schumacher, W.:** Red-uctive Dehalogenation as a Respiratory Pro-cess. *Antonie van Leeuwenhoek* 66, 239-246 (1994).

1946 **Siegrist, H., Gujer, W.:** Nitrogen Removal in Activated Sludge Systems Includ-ing Denitrification in Secondary Clarifiers. *Water Sci. Tech.* 30, No. 6, 101-111 (1994).

1947 **Wild, D., Von Schulthess, R., Gujer, W.:** Synthesis of Denitrification Enzymes in Activated Sludge: Modelling with Structured Biomass. *Water Sci. Tech.* 30, No. 6, 113-122 (1994).

1948 **Von Schulthess, R., Wild, D., Gujer, W.:** Nitric and Nitrous Oxides from Denitrify-

ing Activated Sludge at Low Oxygen Concen-tration. *Water Sci. Tech.* 30, No. 6, 123-132 (1994).

1949 **Maurer, M., Gujer, W.:** Prediction of the Performance of Enhanced Biological Phos-phorus Removal Plants. *Water Sci. Tech.* 30, No. 6, 333-343 (1994).

1950 **Müller, R.:** Einige fischereibiologi-sche Aspekte von Seesäuerungen. *Fortschr. Fisch.wiss.* 11, 43-56 (1993).

1951 **Akeret, B.:** Amphibiensterben in ein-er Flachmoorgewässer bei Zürich (Schweiz). *Salamandra* 30, 260-264 (1994).

1952 **Voelker-Bartschat, Bettina M.:** Iron Redox Cycling in Surface Waters: Effects of Humic Substances and Light. Diss. ETHZ No. 10'901, Zürich 1994.

1953 **Weidenhaupt, A.N.J.:** Trialkylzinn-verbindungen: Spezierung im Oktanol/Was-ser-System, Sorption an Mineraloberflächen. Diss. ETHZ Nr. 10'940, Zürich 1995.

1954 **Rijnaarts, H.H.M., Norde, W., Bouwer, E.J., Lyklema, J., Zehnder, A.J.B.:** Reversibility and Mechanism of Bacterial Ad-hesion. *Colloids & Surfaces B: Biointerfaces* 4, 5-22 (1995).

1955 **Harms, H., Zehnder, A.J.B.:** Bio-availability of Sorbed 3-Chlorodibenzofuran. *Appl. Environ. Microbiol.* 61, 27-33 (1995).

1956 **Jaeger, C.C., Zehnder, A.J.B.:** In-forming the Public About Environmental Is-sues. In: «The Role of the Media in Science Communication». Ciba Foundation Discussion Meeting, Stockholm, Sweden 1994 (publ. by Ciba Foundation, London), pp. 159-168.

(Les tirés à part peuvent être demandés à la bibliothèque de l'EAWAG)

## BULLETIN DE COMMANDE

39 F

Envoyez-moi s'il vous plaît les

EAWAG NEWS régulièrement en  français  allemand  anglais

Publications suivantes (n°)

\_\_\_\_\_

M./Mme \_\_\_\_\_

Nom/Prénom \_\_\_\_\_

Fonction \_\_\_\_\_

Entreprise/Organisation \_\_\_\_\_

Rue \_\_\_\_\_

Pays, code postale et ville \_\_\_\_\_

Téléphone \_\_\_\_\_

Téléfax \_\_\_\_\_

Remarque

mon adresse a changé (voici l'ancienne)

\_\_\_\_\_

Date \_\_\_\_\_



EAWAG  
Bibliothèque  
CH-8600 Dübendorf  
Suisse