

# Facteurs de risque dans l'eau

Produits chimiques:  
Facteurs de risque **3**



Les boues d'épuration:  
Engrais ou déchets? **9**



De l'arsenic dans l'eau potable –  
le Vietnam nouveau point de mire **12**



Les eaux souterraines sont-elles menacées  
par le MTBE, un additif d'essence? **18**



## Facteurs de risque dans l'eau

### 2 Editorial

### Article thématique

#### 3 Produits chimiques: Facteurs de risque pour l'environnement et la santé

### Recherches actuelles

#### 6 La stratégie de la Commission OSPAR pour lutter contre le rejet en mer des produits dangereux

#### 9 Les boues d'épuration: Engrais ou déchets?

#### 12 De l'arsenic dans l'eau potable – le Vietnam nouveau point de mire

#### 15 De l'arsenic dans l'eau potable – la Suisse également concernée?

#### 18 Les eaux souterraines sont-elles menacées par le méthyl-tert-butyl-éther (MTBE), un additif d'essence?

#### 21 Antibiotiques: Le revers de la médaille

#### 24 Les effets de la pilule sur les poissons

#### 26 Des agents pathogènes dans l'eau (potable)?

### Forum

#### 29 Les défis de l'évaluation des risques écologiques

### Notes

#### 30 Publications (2988–3021)

#### 31 Hannes Wasmer et son œuvre à l'EAWAG

#### 32 Divers

**Editeur** Distribution et ©:  
EAWAG, Case postale 611, CH-8600 Duebendorf  
Tél. +41-1-823 55 11  
Fax +41-1-823 53 75  
<http://www.eawag.ch>

**Rédaction** Martina Bauchrowitz, EAWAG

**Traductions** Laurence Frauenlob-Puech, D-Waldkirch

**Conseillère linguistique** Sylvie Peter, EAWAG

**Figures** Lydia Zweifel, EAWAG

**Copyright** Reproduction possible après accord avec la rédaction.

**Parution** 3x par an en français, allemand et anglais. Production chinoise en coopération avec INFOTERRA China National Focal Point.

**Crédit photographique** Heinz Müller, Nguyen Viet Thanh, M. Frei, EAWAG

**Maquette** inform, 8005 Zurich

**Graphisme** Peter Nadler, 8700 Kuesnacht

**Impression** sur papier recyclé

**Abonnements et changements d'adresse** Les nouveaux abonné(e)s sont les bienvenu(e)s!  
Le bulletin d'inscription se trouve au milieu de ce numéro.



Hans-Peter Kohler dirige le groupe de travail «Biochimie de l'environnement» au sein de la division «Microbiologie de l'environnement et écotoxicologie moléculaire» de l'EAWAG.

En 1962, la biologiste et écrivain américaine Rachel Carson dénonçait la contamination des «eaux de surface et des flux souterrains» par les pesticides comme étant un risque inacceptable pour la société et l'environnement. Son livre «Le printemps silencieux» fut en grande partie à l'origine d'une vague de protestation du grand public qui exigea dès lors de plus en plus fortement une eau propre, un air pur et des sols non contaminés. Cette pression eut entre autres pour effet la création en 1970 de l'Agence Américaine pour la Protection de l'Environnement (EPA). En Suisse une grande majorité se prononça en 1971 pour l'insertion d'un article de protection de l'environnement dans la constitution fédérale. Les bases d'une législation publique globale sur la protection de l'environnement étaient ainsi posées. Depuis cette époque, il a été possible d'améliorer la qualité des eaux grâce à des progrès techniques, des lois plus strictes et une modification du comportement de chacun. Bon nombre des problèmes qui dominaient alors dans le domaine de l'environnement ont été en grande partie résolus. Il n'en reste pas moins que le thème des «facteurs de risque dans l'eau» est encore d'actualité 40 ans plus tard.

A l'heure actuelle, les problèmes qui se posent sont cependant plus difficiles à appréhender, qu'il s'agisse de la féminisation de certains organismes aquatiques mâles, du développement de la résistance contre les antibiotiques ou de l'apparition d'empoisonnements chroniques dus à la consommation d'eau potable contaminée par de l'arsenic. La journée d'information 2001 de l'EAWAG consacrée aux «facteurs de risque dans l'eau» a montré clairement que la situation en matière de pollution des eaux était devenue très complexe et qu'elle présentait aujourd'hui de multiples facettes. Les activités liées à notre civilisation font que beaucoup des produits chimiques que nous employons se retrouvent dans les eaux. Ce sont des composés tels que les médicaments ou les hormones que l'on trouve de plus en plus souvent au centre

des débats. Ils ne sont certes présents qu'à de faibles concentrations mais leurs effets néfastes sont loin d'être négligeables. Nos stations de traitement des eaux usées ne sont pas conçues pour éliminer ce genre de «micropolluants».

Les analyses des risques liés aux produits chimiques sont entre autres basées sur une évaluation de leurs effets délétères sur les organismes aquatiques. Il n'est cependant pas possible de tester tous les effets possibles sur l'ensemble des organismes susceptibles d'être atteints. Il est donc nécessaire d'établir des priorités raisonnables. Un autre problème se pose quand sur 100 organismes testés un seul, p. ex. un gastéropode, ne survit pas. Quelles importance doit-on accorder à ce fait et comment l'interpréter? Dans le cadre d'une analyse statistique, p. ex., le gastéropode n'apparaît pas dans la marge d'erreur étant donné que 99% des organismes n'étaient pas atteints. Mais où doit-on placer le seuil de décision, quelle importance devons-nous accorder au gastéropode? Ces deux exemples montrent qu'il est encore nécessaire de développer l'analyse des risques au niveau scientifique et politique.

Le Fonds national suisse a bien interprété la situation et a lancé deux programmes nationaux de recherche<sup>1</sup>: le PNR 49 – «La résistance aux antibiotiques» et le PNR 50 – «Perturbateurs endocriniens: Importance pour les êtres humains, les animaux et les écosystèmes». Les deux programmes traitent des rapports entre micropolluants dans le milieu et effets indésirables ainsi que des mesures envisageables pour réduire les risques. Plusieurs groupes de recherche de l'EAWAG sont impliqués dans divers projets.



<sup>1</sup> Pour plus d'informations:  
[www.snf.ch/fr/rep/nat/nrp\\_49.asp](http://www.snf.ch/fr/rep/nat/nrp_49.asp)  
[www.snf.ch/fr/rep/nat/nrp\\_50.asp](http://www.snf.ch/fr/rep/nat/nrp_50.asp)

# Produits chimiques: Facteurs de risque pour l'environnement et la santé

**La société moderne s'est rendue fort dépendante de toutes sortes de produits chimiques. C'est seulement à partir de la deuxième moitié du siècle dernier que l'on s'est réellement rendu compte des effets néfastes que beaucoup d'entre eux pouvaient avoir sur l'environnement et la santé. Tout d'abord on entreprit de déterminer le risque pour l'environnement lié à certains produits bien déterminés. En fonction des résultats obtenus, certains états ont introduit des réglementations légales. Il est aujourd'hui unanimement reconnu qu'il convient en fait d'étudier l'ensemble des produits chimiques sur le marché. Mais étant donné le nombre élevé de substances à tester, les efforts se concentrent actuellement sur une sélection de produits chimiques particulièrement dangereux, suivie d'une analyse complète des risques. Depuis quelques années, les efforts s'intensifient pour tenter de résoudre le problème des substances chimiques à un niveau international.**

En l'an 1775, le médecin anglais Sir Percival Pott évoquait dans son livre intitulé «Observations chirurgicales» la multiplication des cas de cancer de la peau chez les ramoneurs londoniens. Il en parle comme d'une maladie professionnelle probablement due au contact répété des ramoneurs avec la suie. Ce n'est qu'un siècle et demi plus tard qu'il a été possible d'identifier le

facteur de risque chimique dans la suie comme étant le benzopyrène qui fait partie de la famille des hydrocarbures aromatiques polycycliques.

Au début des années 70 du siècle dernier, les chimistes Crutzen, Molina et Rowland avaient déjà mis en garde contre les chlorofluorocarbones et déconseillé leur utilisation. Ils attirèrent l'attention sur le fait que ces substances également connues sous le terme de fréons et employées surtout comme propulseurs d'aérosols et comme réfrigérants pouvaient endommager la couche d'ozone stratosphérique. En 1985, le «trou d'ozone» a été mesuré pour la première fois au-dessus de l'Antarctique et à peine deux ans plus tard le Protocole de Montréal interdisait l'emploi des fréons dans le monde entier. Depuis, le Protocole de Montréal a été amendé plusieurs fois pour tenir compte d'autres substances susceptibles de dégrader l'ozone. En 1995, Crutzen, Molina et Rowland ont obtenu le Prix Nobel de chimie pour leur évaluation pertinente des fréons.

Le benzopyrène et les fréons sont des facteurs de risque qui ont été identifiés tôt (Tab. 1). Le but de cet article est de donner un aperçu de la situation politique actuelle en matière de substances chimiques. Il abordera la manière dont on détermine le risque pour l'environnement des produits

chimiques, révélera comment on procède à partir d'une grande quantité de composés chimiques à une sélection de ceux pour lesquels une interdiction ou une limitation s'imposent d'urgence et traitera enfin comment la politique environnementale prend en main le problème des substances chimiques.

## Catégories de facteurs de risque

La civilisation moderne produit env. 100 000 substances chimiques en quantités diverses (voir encadré). Il est inévitable que lors de leur production, de leur utilisation et de leur élimination, une part de ces substances aboutisse dans le milieu naturel. Mais il existe également des facteurs de risque qui sont présents dans l'environnement de manière naturelle, comme c'est le cas de l'arsenic dans l'eau potable et de certains micro-organismes pathogènes. Le tableau 1 essaie de distinguer 15 catégories dans lesquelles se répartissent les facteurs de risque connus à l'heure actuelle, certains facteurs peuvent cependant être attribués à plusieurs catégories. Les voies de contamination de l'environnement et le comportement des substances dans le milieu naturel peuvent varier suivant le lieu d'application des composés, la manière dont ils sont employés, et suivant leurs caractéristiques physico-chimiques. L'effet de substances déversées de façon brutale dans le milieu suite à des catastrophes ou à des accidents est en général particulièrement dévastateur et visible. Par contre les effets nocifs dus à des contaminations chroniques sont plus difficiles à identifier.

## L'impact sur l'environnement et définition des valeurs limites

Pour évaluer le risque pour l'environnement lié à certaines substances, il faut d'une part déterminer de quelle manière elles parviennent dans le milieu naturel et comment elles s'y comportent. Il faut d'autre part évaluer les effets de ces substances sur divers organismes susceptibles d'être exposés.

### Substances chimiques produites industriellement

- 18 millions de substances sont spécifiées et décrites (Chemical Abstracts).
- 400 millions de tonnes de produits chimiques ont été produits dans le monde en l'an 2000. En 1930, cette production s'élevait à 1 million de tonnes.
- 100 000 substances étaient déclarées dans l'UE en 1981. Elles sont désignées sous le terme de substances existantes.
- 2700 substances ont été déclarées depuis 1981 dans l'UE (substances nouvelles).
- 30 000 composés sont présents sur le marché dans une quantité supérieure à 1 tonne.
- 5000 composés sont produits dans une quantité supérieure à 100 tonnes.
- 720 substances nouvelles ont été déclarées entre 1988 et 2000 dans le cadre de l'Ordonnance Suisse sur les Substances Dangereuses pour l'Environnement.
- 8700 différents additifs alimentaires sont connus à ce jour.
- 3300 composés sont utilisés comme médicaments dans le domaine de la santé humaine.

Pour réaliser ces études, on s'appuie sur deux méthodes: l'analyse d'exposition et l'évaluation des effets (Fig. 1). L'analyse de l'exposition vise à déterminer la nature et la quantité des contaminations potentielles ainsi qu'à prévoir le comportement des contaminants dans le milieu naturel sur la base de leurs propriétés chimodynamiques. Parmi les paramètres utilisés pour l'analyse de l'exposition, on compte les PEC («predicted environmental concentrations», concentrations prédites dans l'environnement) et les MEC («measured environmental concentrations», concentrations mesurées dans l'environnement) qui livrent une information sur les concentrations prévisibles ou réelles des diverses substances. Les MEC sont souvent difficiles à déterminer et ne sont disponibles que pour un petit nombre de substances chimiques. L'évaluation des effets a pour but de déterminer la nocivité d'une substance en fonction de sa concentration dans le milieu («dose-response assessment», détermination de la courbe dose-réponse). Cette étude permet de déterminer la PNEC («predicted no effect concentration», concentration prédite sans effets), définie comme la valeur limite c.-à-d. comme la concentration la plus faible à partir de laquelle des effets sont observables. Pour évaluer les risques, on compare enfin les PEC et les MEC avec les PNEC. Si les concentrations dans l'environnement sont supérieures à la PNEC, il faut prendre en considération des mesures de réduction des risques.

## La politique des polluants prioritaires

En principe, il faudrait déterminer le danger potentiel que représente chaque substance chimique utilisée actuellement. Etant donné le nombre extrêmement élevé de polluants potentiels, une telle étude n'est cependant pas réalisable. C'est pourquoi on choisit à moyen terme la stratégie de sélectionner les composés les plus importants pour les

Catégorie	Exemple: substance, apport
I. Substances détectées de manière précoce	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), chlorofluorocarbones (CFC, fréons)
II. Substances déversées de manière ponctuelle et massive	Dioxines (Seveso, 1978), radioactivité (Tchernobyl, 1986), produits phytosanitaires (Schweizerhalle/Rhin, 1986), accidents pétroliers (p. ex. Torrey Canyon, Amoco Cadiz)
III. Substances à effets identifiables lors de contamination chronique	Alkylbenzènes sulfonates à chaîne ramifiée, agents de surface anioniques des lessives (mousses), phosphates des lessives (eutrophisation)
IV. Substances qui s'accumulent dans les systèmes biologiques	DDT, biphényles polychlorés (PCB), polluants organiques persistants (POP), métaux lourds (plomb, cadmium, mercure)
V. Substances à usage spécifique	Détergents, pesticides, herbicides, adjuvants du béton, produits antisalissures (composés organostanniques)
VI. Produits de remplacement	Alkylbenzènes sulfonates à chaîne linéaire (LAS), nitrilotriacétate (NTA), zéolithe A, insecticides organo-phosphorés
VII. Produits intermédiaires de biodégradation (métabolites)	Méthylmercure, nitrosamines, nonylphénol
VIII. Sous-produits d'analyse («pics fantômes»)	PCB, perchloréthylène, acide clofibrique
IX. Impuretés de production	Dibenzodioxines polychlorées et dibenzofuranes (dioxines)
X. Sous-produits de technologie des eaux	Chlorophénols, trihalométhanes, acides haloacétiques, nitrosodiméthylamine (NDMA), bromate
XI. Substances détectées tardivement	Arsenic (cf. articles de M. Berg, p. 12 ainsi que de H.-R. Pfeifer et J. Zobrist, p. 15)
XII. Substances mal jugées	Méthyl-tert-butyl-éther (MTBE, cf. article de T. Schmidt, p. 18), atrazine
XIII. Substances difficiles à évaluer	Substances à effets endocriniens (bisphénol A, $\beta$ -estradiol, cf. article de M. Suter, p. 24), médicaments
XIV. Polluants émergents («emerging contaminants»)	Antibiotiques (cf. article de C. McDardell, p. 21), produits ignifuges bromés, sulfonates fluorés (surfactants)
XV. Facteurs de risque toujours d'actualité	Boues d'épuration (cf. article de P. Stadelmann, p. 9), agents pathogènes dans l'eau potable (cf. article de W. Köster, p. 26)

Tab. 1: Les 15 catégories de facteurs de risque pour l'environnement.

étudier en détail. Par exemple, un procédé de sélection et de définition des produits chimiques devant faire l'objet de mesures prioritaires a été développé dans le cadre de la Convention OSPAR pour la conservation des écosystèmes marins (cf. article de H.-J. Poremski et S. Wiandt, p. 6).

Un autre procédé de détermination des composés prioritaires a été proposé par l'Académie des Sciences des Etats-Unis [1]. Ce procédé se base sur une identification des principaux polluants chimiques et biologiques de l'eau potable. Aux USA, les services officiels de protection de l'environnement sont tenus de publier tous les cinq ans une liste des polluants prioritaires de

l'eau potable (Fig. 2). Dans une première étape, les polluants potentiels sont classés selon quatre catégories de substances (Fig. 3) et les composés qui appartiennent aux intersections des catégories I-IV sont mis sur une liste provisoire de substances candidates. Dans un deuxième temps, on évalue la toxicité des composés et on identifie enfin les polluants qui figureront sur la liste définitive de substances candidates. Pour ce faire, on s'appuie à la fois sur un modèle mathématique et sur l'avis d'experts.

## Actions concertées au niveau international

Par le passé, il était habituel que chaque pays réalise sa propre évaluation des risques et prenne ses propres mesures de contrôle de l'emploi des produits chimiques. A titre d'exemple citons l'Ordonnance Suisse sur les Substances Dangereuses pour l'Environnement et la liste des polluants prioritaires de l'eau potable établie par l'agence américaine de protection de l'environnement.

En vu de l'importance des lacunes qui persistent dans le domaine des facteurs de risque et du fait que les causes et les effets des contaminations chimiques peuvent être très éloignés dans le temps et l'espace, une

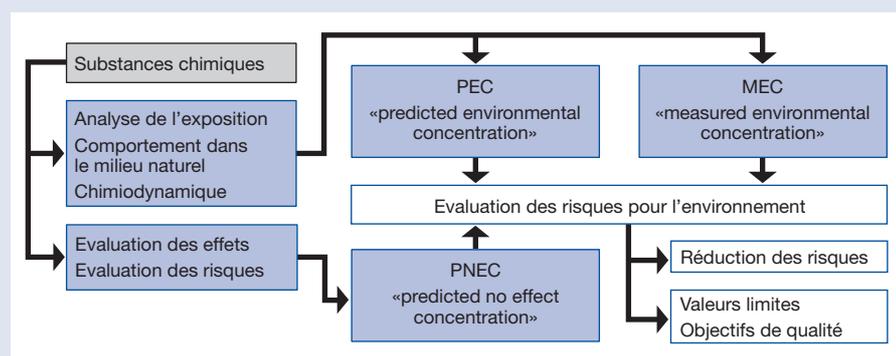


Fig. 1: Evaluation des risques pour l'environnement liés aux substances chimiques.

coopération internationale paraît incontournable. Depuis déjà plus de 40 ans, l'OCDE s'engage dans le domaine de l'évaluation et de la gestion des risques liés aux substances chimiques. Une des préoccupations principales de l'OCDE est la mise au point de tests reconnus au niveau international. Dans le cadre de la Commission OSPAR, les pays limitrophes de l'Atlantique du Nord-Est s'engagent en commun pour la protection des mers. Avec la Convention de Sintra (1997), l'OSPAR s'est donné pour but de supprimer les rejets de polluants dans la mer du Nord et dans la mer Baltique en l'espace d'une génération.

L'Union Européenne a elle aussi été de plus en plus active au cours des années 90. Ainsi, le Bureau Européen des Substances Chimiques (BESC) qui dépend de l'UE et dont le siège est à Ispra en Italie coordonne des banques de données et diverses évaluations des risques. Au début du nouveau millénaire, l'UE a d'autre part émis deux documents-clé: la Directive-cadre sur l'eau [2] et le Livre blanc sur la future politique en matière de produits chimiques [3]. La Directive-cadre sur l'eau porte sur la protection des eaux continentales au-delà des frontières nationales. En complément,

l'UE a présenté en janvier 2001 une liste de 32 composés prioritaires dont 12 substances dangereuses devant être graduellement retirées du marché.

### Politique future de l'UE en matière de produits chimiques

Dans le but de préserver la santé humaine et l'environnement, l'UE a publié en février 2001 le Livre blanc «Stratégie pour la future politique dans le domaine des substances chimiques» [3]. Ce document est conçu dans l'intention de retirer du marché et de remplacer les produits les plus dangereux: substances cancérogènes, substances s'accumulant dans l'organisme et dans l'environnement et substances représentant un danger pour la reproduction. La démarche est basée sur le principe de précaution selon lequel des mesures doivent être prises dès qu'un certain risque est dépassé même si les causes et les effets ne peuvent pas encore être clairement définis. Un élément fondamental de la politique future de l'UE en matière de substances chimiques est l'élaboration d'un système d'évaluation transparent. Le système appelé REACH se compose de trois éléments: l'enregistrement («Registration»), l'évaluation («Evaluation») et l'autorisation («Authorisation») des substances chimiques.

■ Dans le cadre de l'enregistrement, les informations élémentaires concernant près de 30 000 substances chimiques existantes et nouvelles produites en quantités supérieures à 1 tonne sont centralisées dans une banque centrale de données.

■ L'évaluation du potentiel de risque est réalisée pour toutes les substances chimiques produites en quantités supérieures à 100 tonnes ou en quantités moindres si l'on soupçonne une toxicité particulière.

■ Sont soumises à autorisation toutes les substances cancérogènes et mutagènes, celles susceptibles de porter atteinte aux fonctions de reproduction et tous les polluants organiques persistants.

Un élément très important de la nouvelle politique européenne est qu'elle prévoit une inversion de la règle selon laquelle la preuve est à la charge du plaignant. A l'avenir c'est à l'industrie et non aux autorités qu'il revient de rassembler les informations sur les substances à produire ou à importer et sur leur caractère inoffensif. Les autorités seront alors chargées d'évaluer les données fournies par l'industrie et les méthodes de contrôle employées pour les obtenir, ainsi que de décider des démarches à suivre ultérieurement.

La Suisse a décidé fin 2000 de la mise en place d'une nouvelle loi sur les substances

chimiques qui devrait être en accord avec les lois européennes [4] et entrer en vigueur en 2005.

### Un concept global

Saisir et traiter tout le problème des polluants représente un énorme défi pour la science, les autorités et l'industrie chimique, de même que pour les associations de consommateurs et de protection de l'environnement. Il faut tenir compte des aspects scientifiques et techniques, mais aussi des paramètres socio-économiques tels que l'acceptation des produits de substitution par les consommateurs ou bien leur compétitivité sur le marché. D'un point de vue environnemental, l'évaluation doit donner l'absolue priorité aux risques, les aspects socio-économiques ne devant jouer qu'un rôle secondaire.

Le but principal de la politique en matière de substances chimiques est d'assurer un développement durable, les effets nocifs entraînés par l'emploi de substances chimiques devant être maintenus à un niveau acceptable de sorte que les générations futures puissent vivre dans un environnement intact et puissent bénéficier de ressources en eau saines. Les efforts fournis actuellement doivent encore être intensifiés à divers niveaux, notamment dans le domaine de l'identification précoce de substances à problème. Pour assurer une protection optimale, il faut donc recourir au principe de précaution. Dans le cas des fréons évoqués en début d'article, ce principe n'a malheureusement pas été appliqué. L'être humain doit accepter le fait qu'il est impossible d'évaluer le risque de pollution de manière fiable et définitive.



Walter Giger, chimiste et professeur titulaire de chimie de l'environnement à l'EPF Zurich et à l'Université de Karlsruhe, dirige la division «Composés polluants» de l'EAWAG. Domaine de recherche: Apparition et comportement des composés polluants dans les eaux usées, les lacs et cours d'eau et l'eau potable.

[1] National Research Council (2001): Classifying drinking water contaminants. National Academy Press, 113 pp. Voir sous: [www.nap.edu](http://www.nap.edu)

[2] Commission des Communautés Européenne (2000): La Directive-cadre sur l'eau. Pour plus d'information: [www.europa.eu.int/comm/environment/water/water-framework/index\\_en.html](http://www.europa.eu.int/comm/environment/water/water-framework/index_en.html)

[3] Commission des Communautés Européenne (2001): Livre Blanc. Stratégie de la future politique dans le domaine des substances chimiques. Voir sous: [http://europa.eu.int/comm/environment/chemicals/0188\\_fr.pdf](http://europa.eu.int/comm/environment/chemicals/0188_fr.pdf)

[4] Future Loi Suisse sur les Produits Chimiques (2000): Pour plus d'information: <http://www.bag.admin.ch/chemikal/chemg/f/index.htm>

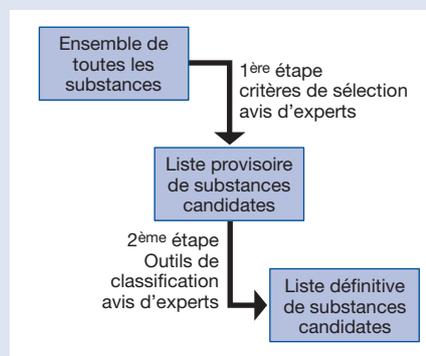


Fig. 2: Procédé de détermination des composés prioritaires susceptibles de polluer l'eau potable aux USA [1].

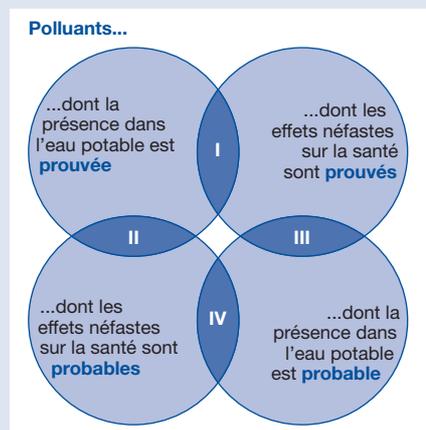


Fig. 3: 1ère étape du procédé de détermination des composés prioritaires susceptibles de polluer l'eau potable aux USA [1].

# La stratégie de la Commission OSPAR pour lutter contre le rejet en mer des produits dangereux

Les différentes parties contractantes à la Convention OSPAR pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est se sont mises d'accord en 1998 sur une stratégie visant la cessation des rejets, émissions et pertes de substances dangereuses dans l'environnement marin. Son but est de réduire progressivement les rejets de substances dangereuses dans le milieu marin pour parvenir à les supprimer en l'espace d'une génération. Pour ce faire, un groupe de travail de la Commission OSPAR, le groupe DYNAMEC, a mis au point une méthode de sélection et de définition des priorités parmi les substances dangereuses. Sur cette base, la Commission OSPAR a décidé de cesser d'ici 2020 le rejet de jusqu'à présent 42 substances dangereuses prioritaires dans les mers.

Les écosystèmes marins représentent des puits pour les substances véhiculées jusqu'à eux par l'atmosphère et les fleuves, malheureusement aussi pour un grand nombre de substances dangereuses. Celles-ci ne sont que très lentement dégradées au cours de leur transport et on en retrouve des quantités parfois considérables dans le milieu marin, surtout dans le cas où ils s'accumulent dans certains organismes ou dans la chaîne alimentaire.

Pour faire face à cette situation, les gouvernements des états riverains de l'Atlantique de Nord-Est ont adopté en 1998 à Sintra (Portugal) une stratégie visant la cessation des rejets, émissions et pertes de substances dangereuses dans l'environnement marin s'intégrant dans le cadre de la

Convention OSPAR [1, 2]. D'ici 2020, c'est à dire en l'espace d'une génération (env. 25 ans), les rejets, les émissions et les pertes de substances dangereuses doivent être réduits de manière de parvenir à des teneurs, dans l'environnement marin, qui soient proches des teneurs ambiantes dans le cas des substances présentes à l'état naturel et proches de zéro dans celui des substances de synthèse. On définit comme substances dangereuses:

- les substances PBT, qui sont à la fois persistantes, susceptibles de bioaccumulation et toxiques; ou
- les substances requérant une approche analogue même s'ils ne répondent pas à tous les critères de PBT, mais qui suscitent cependant un niveau équivalent de pré-

occupation; on retrouve dans cette catégorie les métaux lourds et les perturbateurs endocriniens, ce sont des substances interférant dans le système hormonal des hommes et des animaux.

## La stratégie OSPAR

La stratégie OSPAR comprend les éléments suivants:

- la mise au point d'un mécanisme dynamique de sélection et de classement des substances devant faire l'objet de mesures prioritaires parmi les substances dangereuses,
- l'établissement d'une liste des produits chimiques devant faire l'objet de mesures prioritaires,
- la mise au point de méthodes d'évaluation des substances dangereuses dans le milieu marin,
- la définition de critères et l'élaboration de méthodes servant à l'identification et au développement de substances de substitution moins dangereuses ou de préférence inoffensives,
- l'élaboration de programmes et de mesures visant à prévenir et supprimer la pollution par les substances dangereuses et une étude d'appréciation des avantages et des inconvénients, ainsi que de l'efficacité des mesures préconisées,
- une mise à contribution importante des groupes d'intérêt et des associations concernées,
- mise en oeuvre des mesures et le compte-rendu de leurs effets.

## La méthode de sélection et de définitions de priorités

Le mécanisme de sélection et de détermination des substances devant faire l'objet de mesures prioritaires parmi les substances dangereuses a été mis au point par le groupe de travail DYNAMEC de la Commission OSPAR et comprend trois étapes principales [3, 4]:

- une sélection initiale,
- un classement des substances potentiellement préoccupantes,

Catégorie	Seuils appliqués		
	Persistance	Bioaccumulation	Toxicité
Sélection initiale	Demi-vie >50 jours ou biodégradation mesurée ou estimée	log K <sub>OW</sub> ≥4 ou facteur de bioaccumulation ≥500	<i>Organismes aquatiques</i> : toxicité aiguë CL <sub>50</sub> ou CE <sub>50</sub> = 1 mg/l, NOEC = 0,1 mg/l <i>Mammifères</i> : cancérogènes, mutagène ou toxique pour la reproduction ou toxicité chronique
Sélection finale	Non biodégradable	log K <sub>OW</sub> 5 ou facteur de bioaccumulation ≥5000	<i>Organismes aquatiques</i> : toxicité aiguë CL <sub>50</sub> ou CE <sub>50</sub> = 0,01 mg/l, NOEC = 0,01 mg/l <i>Mammifères</i> : même critères que pour la sélection initiale

Tab. 1: Critères de sélection initiale et de sélection finale.

K<sub>OW</sub>= coefficient de partage entre l'octanol et l'eau; CL = concentration létale, CE = concentration effective, Indice 50 = provoquant 50% de mortalité/effet dans la population d'organismes étudiée; NOEC = «No Observed Effect Concentration» concentration produisant pas d'effet observable, même après exposition prolongée.

- la sélection finale des substances dangereuses prioritaires.

Le schéma de la figure 1 présente en détail les principales étapes de cette méthode.

### Sélection initiale des substances potentiellement préoccupantes

Pour réaliser une première sélection de substances potentiellement préoccupantes, on a tout d'abord rassemblé les bases de données disponibles, notamment la base de données nordique sur les substances qui compte environ 18 000 produits chimiques, la base de données QSAR de l'Agence Danoise d'Environnement qui en compte environ 166 000 et la base de données néerlandais BKH/Haskonig avec ses 180 000 produits recensés. En appliquant des critères de sélection PBT (Tab. 1), une liste provisoire de substances a été établie [4]. Dans le même temps, les substances sont étudiées à l'aide d'un processus inscrit dans le cadre d'un «filet de sécurité» pour déterminer si elles ne possèdent pas des propriétés nocives non identifiables par les critères PBT. Les substances donnant lieu à un degré équivalent de préoccupation sont également inscrites sur la liste provisoire [4]. L'exploitation des données informatiques se poursuit par la consultation d'experts qui assurent la plausibilité de la liste et livrent finalement une liste préliminaire d'environ 400 substances potentiellement préoccupantes (Fig. 1). Pour la détermination consécutive des substances devant faire l'objet de mesures prioritaires, des fiches de caractéristiques ont été établis pour chaque substance.

### Définition des priorités parmi les substances dangereuses

Le but de la détermination des substances devant faire l'objet de mesures prioritaires est de caractériser le risque relatif que comporte chacune des 400 substances sélectionnées et de les classer en fonction du danger potentiel qu'elles représentent. Lors de cette étape, on a fait appel au procédé COMMPS («Combined modeling and monitoring priority setting») mis au point par le Fraunhofer-Institut de Schmallenberg dans le cadre des travaux préliminaires de la Directive-cadre sur l'eau de l'Union Européenne (UE) [5]. La méthode COMMPS est largement utilisé comme standard sur tout le territoire de l'UE. Elle comprend aussi bien une approche de modélisation élaborée à l'origine pour la méthode EURAM («European Union Risk Ranking Method») [6, 7] qu'une approche de surveillance qui prévoit l'exploitation statistique des don-

nées mesurées ainsi que l'attribution d'un indicateur à chaque substance ainsi classée. Pour le calcul de cet indicateur attribué à chaque substance, on fait appel à un algorithme qui prévoit une pondération des propriétés de persistance, de bioaccumulation et d'(éco)toxicité.

Dans le cadre des travaux de la Commission OSPAR, le procédé COMMPS a été modifié de manière à tenir compte des conditions écologiques propres au milieu marin lors de la sélection des données et paramètres de modélisation concernant les substances [8, 9]. Ainsi, par exemple, pour la modélisation permettant le calcul de l'indice d'exposition, les quantités d'une substance donnée rejetée ont été rapportées à l'ensemble du milieu marin (colonne d'eau + sédiment). Lors du calcul de l'indice d'effet, on a tenu compte aussi bien des

effets directs (toxicité) que des effets indirects (bioaccumulation) sur les organismes marins. Par rapport aux systèmes limniques, les effets indirects prennent une plus grande importance étant donné que la durée de séjour et d'exposition des substances dangereuses est beaucoup plus élevée dans les écosystèmes marins. Le classement tient également compte des effets des substances dites CMR (cancérogènes, mutagènes, toxiques pour la reproduction) sur la santé humaine. L'homme peut p. ex. absorber des substances CMR par la consommation de fruits de mer contaminés. En outre, le poids de la persistance dans le calcul du rang total a été augmenté et la différenciation de la biodégradation a été intégrée dans le classement. Les calculs permettent de définir quatre types de classement:

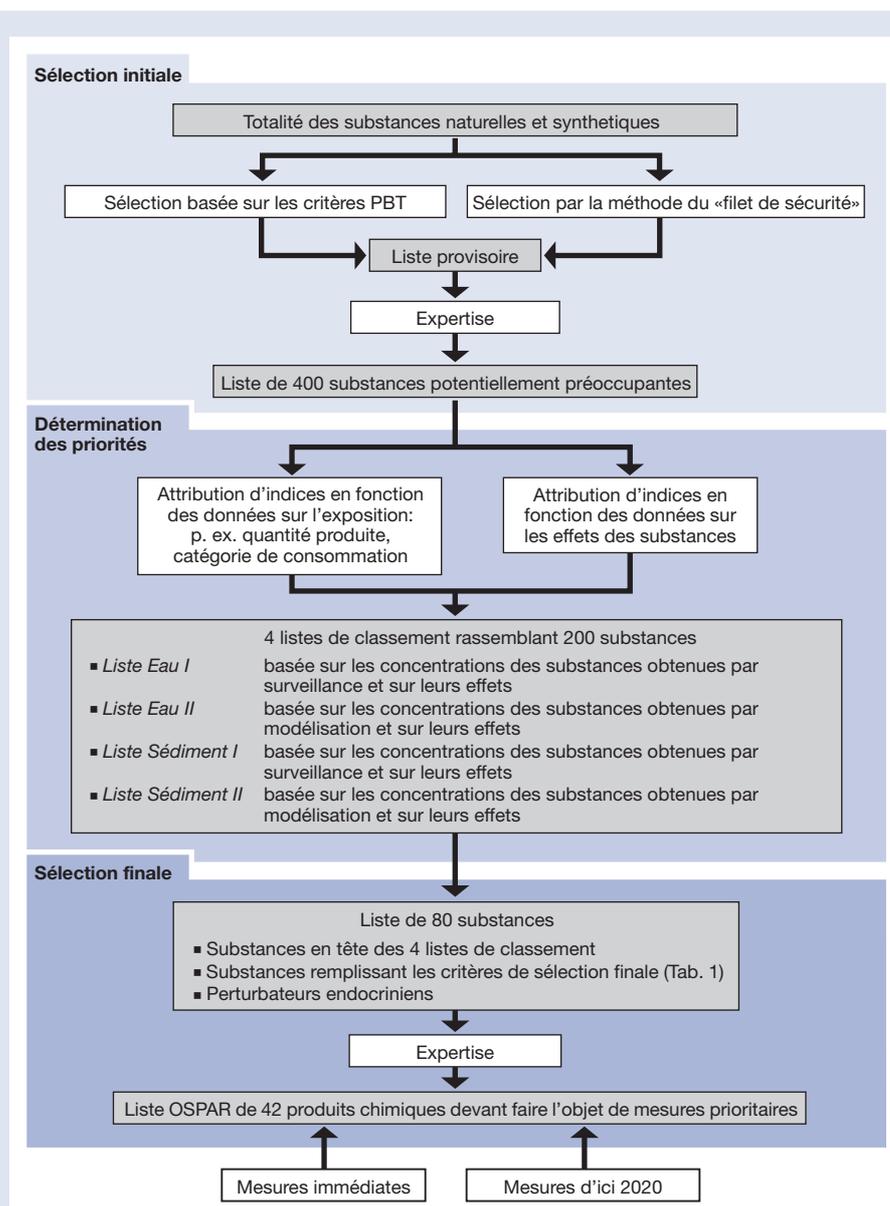


Fig. 1: Vue d'ensemble de la méthode OSPAR développée par le groupe de travail DYNAMEC pour la sélection et la détermination de priorités parmi les substances dangereuses.

- la liste de classement Eau I basée sur les concentrations des substances obtenues par surveillance et sur leurs effets,
- la liste de classement Eau II basée sur les concentrations des substances obtenues par modélisation et sur leurs effets,
- la liste de classement Sédiment I basée sur les concentrations des substances obtenues par surveillance et sur leurs effets,
- la liste de classement Sédiment II basée sur les concentrations des substances obtenues par modélisation et sur leurs effets.

Sur les 400 substances de la liste préliminaire environ 200 ont pu être inscrites sur les quatre listes précédemment citées. Pour les 200 substances restantes, des lacunes importantes sur les effets, les concentrations mesurées et les quantités déversées ont rendu impossible le calcul du risque relatif et du rang attribuable à chaque substance. Dès que des lacunes seront comblées, les substances concernées seront prises en compte dans la mécanique DYNAMEC.

## Sélection finale

Pour des raisons pratiques, une deuxième liste limitée à 80 substances a été établie. Elle est constituée des produits chimiques en tête des quatre listes de classement, de substances remplissant les critères de la sélection finale (Tab. 1) et de perturbateurs endocriniens. La liste a été encore une fois révisée après consultation d'experts, ce qui fait que la Commission OSPAR s'est mise d'accord sur une liste de 42 produits chimiques devant faire l'objet de mesures prioritaires [10]. Pour toutes ces substances, les pays membres de la Commission OSPAR vont se charger de l'élaboration de documents de fond comprenant entre autres une évaluation des risques [11], les caractéristiques des produits et leur application, les sources d'émission ainsi que des propositions de mesures de prévention et de suppression de la pollution et de substitution des produits dangereux.

## Mise en œuvre juridique des mesures de prévention et de suppression des rejets

Pour les pays membres de l'UE et signataires de la Convention OSPAR, l'application des mesures proposées par la Commission OSPAR se réalise dans le cadre de la Directive-cadre sur l'eau entrée en vigueur en décembre 2000 et qui, comme la Convention OSPAR, doit être appliquée d'ici l'année 2020. La Directive-cadre sur l'eau comprend une liste de 32 substances prioritaires. D'après l'article 16 de cette directive, des objectifs de qualité doivent être définis

pour ces substances. Certaines d'entre elles se trouvent également sur la liste OSPAR des produits chimiques devant faire l'objet de mesures prioritaires. Etant donné que les concentrations des substances de la liste OSPAR doivent être proches de zéro ou des teneurs ambiantes d'ici 2020, les objectifs de qualité ne doivent être compris que comme des objectifs temporaires.

La mise en œuvre des mesures peut être effectuée par des limitations des rejets pour les sources ponctuelles et des réglementations de limitations pour les sources diffuses dans le cadre des directives internes des pays concernés, tout en observant la règle selon laquelle les mesures de limitation appliquées pour les deux types de sources doivent tenir compte des meilleures techniques disponibles et de la meilleure pratique environnementale («best available techniques», «best environmental practice»). En résumé, on constate que la Directive-cadre sur l'eau représente un concept global pour les eaux marines côtières et pour les eaux limniques et qu'elle tient donc compte des exigences de protection des mers en ce qui concerne les substances dangereuses véhiculées par l'eau à partir de sources telluriques.

## Perspectives

La stratégie OSPAR visant la cessation des rejets, émissions et pertes de substances dangereuses dans l'environnement marin a le but ambitieux d'éliminer les rejets d'ici 2020 [12]. Cet objectif demande de gros efforts de la part des parties contractantes de la Convention OSPAR mais aussi de celle des groupes sociaux, sociétés et associations impliquées. Il était donc primordial de mettre au point une méthode solide pour la sélection et la détermination des sub-



La stratégie OSPAR: éliminer les rejets de substances dangereuses d'ici 2020.

stances devant faire l'objet de mesures prioritaires. Le groupe DYNAMEC a fait du bon travail qui lui a permis de présenter une procédure transparente s'appuyant sur une bonne base méthodologique. En conséquence de quoi, la liste OSPAR des produits chimiques devant faire l'objet de mesures prioritaires a été unanimement acceptée, ce qui permet d'entreprendre une mise en œuvre concertée sur des mesures permettant d'atteindre les objectifs de la Convention OSPAR.



Heinz-Jochen Poremski, directeur scientifique à l'Office Fédéral de l'Environnement à Berlin, spécialiste de la protection des mers.



Suzanne Wiandt, Deputy Secretary auprès de la Commission OSPAR à Londres.

- [1] OSPAR Convention: Bundesgesetzblatt 1994, Teil II. S. 1355 ff.
- [2] OSPAR Commission (1998): OSPAR strategy with regard to hazardous substances. Sintra (Portugal), 22–23 July, Annex 34.
- [3] DYNAMEC (1998): Development of a dynamic selection and prioritisation mechanism for hazardous substances with regard to the marine compartment. Presented by Germany, DYNAMEC 98/4/1, Berlin, 14–16 September.
- [4] DYNAMEC (1999): Report on the intersessional work on the initial selection presented by the Nordic countries DYNAMEC (2) 99/3/1, Stockholm, 7–10 September.
- [5] Fraunhofer-Institut (1999): Revised proposal for a list of priority substances in the context of the Water Framework Directive (COMMPS Procedure). Draft Final Report, Declaration ref.: 98/788/3040/DEB/E1. Fraunhofer-Institut, Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg.
- [6] EU TGD (1996): Technical guidance documents, ECB, Ispra (Italy), 19 April.
- [7] Hansen B.G., van Haelst A.G., van Leeuwen K., Van der Zandt P. (1999): Priority setting for existing chemicals. The European Union risk ranking method. *Environmental Toxicology & Chemistry* 18, 772–779.
- [8] Lepper P. (2000): Draft version of 5 January 2000: Results of the risk-based ranking of substances on the DYNAMEC «draft initial list of possible concern». DYNAMEC 00/4/1, Oslo, 2–4 February.
- [9] Moltmann J.F., Küppers K., Knacker T., Klöpffer W., Schmidt E., Renner I. (1999): Development of a concept for the evaluation of hazardous substances in the marine environment within the framework of the OSPAR Convention. Research Report no. 297 25 525/01-02 on behalf of the Federal Environmental Agency.
- [10] OSPAR-Commission: Summary record Copenhagen 2000 and summary record Valencia 2001, OSPAR Commission London, website: www.ospar.org
- [11] DYNAMEC (1999): Summary record DYNAMEC (2) 99, Annex 6: Draft framework for a common OSPAR/EC approach on risk assessment methodology for the marine environment. Stockholm, 7–13 September.
- [12] Poremski H.-J., Wiandt, S. (2000): OSPAR programmes on hazardous substances – dynamic selection and prioritisation procedure. GDCh-Monographie, Band 17, p. 55–70.

# Les boues d'épuration: Engrais ou déchets?

**L'utilisation des boues d'épuration comme engrais agricole est contestée. L'avantage principal de la fertilisation avec des boues, c'est qu'elle permet de restituer de précieuses substances nutritives de la consommation à l'agriculture. Elle présente par contre le risque de libérer dans l'environnement les polluants contenus dans les boues. Il est donc important de bien peser le pour et le contre. A court terme, il convient de n'employer que les meilleures boues. A long terme, il faudra mettre au point des systèmes et des méthodes qui concilient durabilité (recyclage des nutriments) et précaution (protection de l'environnement).**

Les boues d'épuration sont produites lors de l'épuration des eaux usées dans les stations de traitement des eaux usées. D'après l'Ordonnance sur les Substances (Osubst) et l'Ordonnance sur le Livre des Engrais (OLen), les boues d'épuration sont considérées comme des engrais à base de déchets (voir encadré). En 1999, les 979 stations de traitement des eaux usées suisses ont produit un total de 209 000 t de matières sèches (MS) de boues, dont env. 40% ont été utilisées à des fins agricoles (Tab. 1). La majeure partie des boues est cependant éliminée par voie thermique soit dans des installations industrielles d'incinération des boues, soit dans des fours de cimenterie, soit dans des usines d'incinération des ordures ménagères. Avant l'entrée en vigueur en l'an 2000 de l'interdiction de la mise en décharge contrôlée des boues, une petite partie de celles-ci étaient aussi stockées de cette manière. La valorisation et l'élimination des boues d'épuration varie considérablement d'un canton à l'autre: En 1999, la quasi-totalité des boues produites dans les cantons du JU, GL, FR, TG et UR ont été utilisées dans l'agriculture, alors que

les cantons de GE, BS et AI ont totalement renoncé à la fertilisation par les boues.

## Les boues d'épuration renferment des nutriments et des polluants

Bien que les boues d'épuration soient au moins en partie employées comme engrais dans tous les pays européens, cette forme d'utilisation reste contestée. Le recyclage des nutriments contenus dans les boues est d'une part en accord avec le principe de durabilité, d'autre part, les boues d'épuration renferment aussi de nombreux produits indésirables, ce qui fait que leur utilisation comme fertilisants comporte également des risques pour l'homme et l'environnement. Ceci est en opposition avec le principe de précaution. Il faut donc peser le pour et le contre.

## Avantages liés à l'utilisation des boues d'épuration

**Fournisseur de nutriments à effet fertilisant:** La masse sèche des boues d'épuration contient en moyenne 45% de matière organique, 5,8% de calcium, 4,4% d'azote,

2,7% de phosphore, 0,5% de magnésium et 0,3% de potassium. Elle renferme également du soufre et des oligoéléments comme le cobalt, le cuivre, le molybdène, le nickel et le zinc. Par rapport aux taux de nutriments des engrais de ferme et des engrais minéraux (voir encadré), celui des boues d'épuration est plutôt faible (Tab. 2) et ne représente que 7,1% du phosphore, 2% de l'azote et 0,1% du potassium par rapport à l'ensemble des fertilisants épanchés [1]. Si par contre on compare les apports en éléments nutritifs dans l'agriculture en provenance de sources externes comme les dépôts atmosphériques, les engrais minéraux et les aliments pour animaux, c.-à-d. si on exclut les engrais de ferme du bilan, on s'aperçoit que les boues d'épuration peuvent couvrir 34% du phosphore et

	Apport de nutriments en millier de t		
	N	P	K
Engrais de ferme	128	20.5	162
Engrais minéraux	53	7.4	27
<b>Boues d'épuration</b>	<b>3,7</b>	<b>2,2</b>	<b>0,25</b>
Compost	2,9	0,74	1,8
Autres déchets	1,5	0,57	1,5
<b>Total</b>	<b>189</b>	<b>31,4</b>	<b>192</b>

Tab. 2: Comparaison des principales charges de substances nutritives de différents types de fertilisants en Suisse pour l'année 1999.

	1974	1980	1984	1989	1994	1999
Nombre des stations communales de traitement des eaux usées	430	710	855	930	977	979
Population raccordée (%)	46	70	81	88	91	95
Production totale de boues d'épuration (1000 t de matière sèche)	90	170	176	213	211	209
Utilisation agricole (%)	80	65	50	50	55	40

Tab. 1: Nombre de stations de traitement des eaux usées, population raccordée au réseau d'assainissement, production de boues d'épuration et pourcentage de boues utilisés dans l'agriculture en Suisse.

**Les fertilisants servent à l'alimentation des plantes cultivées. On distingue trois groupes de fertilisants:**

- Engrais à base de déchets**
  - **Boues d'épuration: résidu du traitement des eaux usées**
  - **Compost: matière végétale et animale décomposée**
  - **Matière végétale non décomposée, p. ex. résidu de cidrerie**
  - **Produits de déchets minéraux ou d'origine animale, p. ex. farine de cornes et d'onglons, farine de cuir**
- Engrais de ferme: p. ex. purin, fumier, eaux de fumier, liquides de fermentation des silos**
- Engrais minéraux: surtout des produits de l'industrie chimique**

9% de l'azote qui sont exportés dans les produits végétales et animaux [2, 3].

**Ménagement des réserves globales de nutriments:** On compte que les réserves de phosphate exploitables avec les techniques actuelles (env. 12 milliards de t de minéral) seront épuisées d'ici env. 80 ans. Des réserves de phosphate env. deux fois plus importantes se trouvent au fond des mers ou sont contaminées par des métaux lourds, ce qui rend leur extraction difficile et extrêmement coûteuse ou même impossible. En ce qui concerne les réserves d'azote, la situation est moins critique et les réserves de potassium exploitable avec les méthodes actuelles suffisent encore pour les 300 prochaines années [1].

**Valorisation des sols:** Grâce aux apports de matières organiques et de calcaire, la fertilisation avec des boues d'épuration contribue à une amélioration de la qualité physique, chimique et biologique des sols. Des essais sur le terrain ont révélé qu'elle entraînait une augmentation de la teneur en humus, du pH, de l'activité biologique du sol (respiration, minéralisation de l'azote, activité enzymatique, etc.) et de la biomasse bactérienne. Cette amélioration est perceptible jusqu'à 1 m de profondeur [4]. Le pH a en outre une influence sur la quantité de métaux lourds liés ou libres dans le sol: Une augmentation du pH résulte en une diminution des teneurs en métaux lourds libres, et de ce fait, des métaux lourds accessibles aux végétaux. Les plantes qui poussent sur des sols amendés par des boues d'épuration peuvent ainsi présenter des teneurs plus faibles en cadmium et en nickel que celles qui croissent sur des sols non fertilisés ou ayant fait l'objet d'un épandage de purin (Stadelmann et al. 1988, cité dans [1]).

**Avantages économiques:** La fertilisation avec des boues d'épuration permet de réduire les coûts des engrais et des nutriments d'env. 7 millions de SFr. (en 1999). De plus, l'utilisation agricole des boues d'épuration coûte actuellement env. 34 millions de SFr. par an de moins que leur incinération.

## Risques liés à l'utilisation des boues d'épuration

**Risques généraux:** Appliquée pendant des années ou de façon inadéquate, la fertilisation avec des boues d'épuration peut conduire à une pollution des eaux de surface (par drainage ou par érosion) ainsi que des eaux souterraines et de source. D'autre part, les polluants s'accumulent dans le sol, ce qui entraîne à long terme une diminution de la fertilité du sol (réduction de la diversité

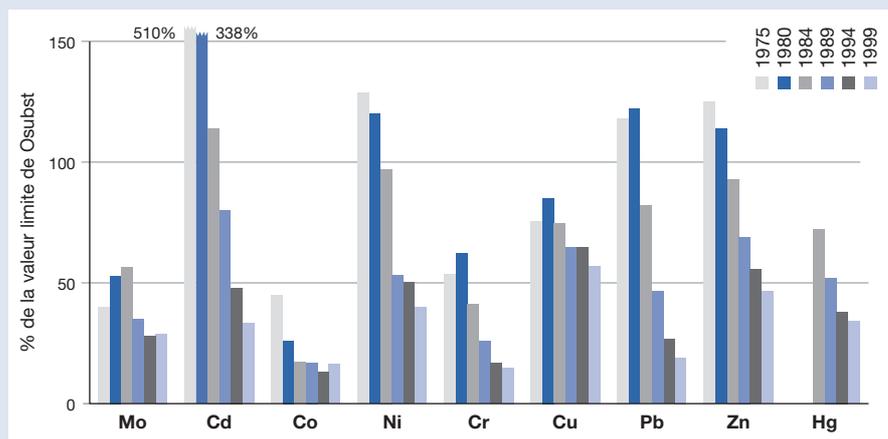


Fig. 1: Pourcentage moyen des concentrations limites en vigueur pour les métaux lourds dans les boues d'épuration stipulées par l'Ordonnance Suisse sur les Substances (1992) (d'après Külling 2001, cité dans [1]).

et de l'activité des organismes du sol), de la qualité des plantes cultivées ainsi que du rendement des cultures. De plus, les polluants peuvent atteindre la chaîne alimentaire et avoir des répercussions négatives sur les êtres humains et les animaux d'élevage [1].

**Métaux lourds:** La fertilisation avec des boues d'épuration entraîne une accumulation de métaux lourds dans le sol. Des teneurs plus élevées en métaux lourds dissous (p. ex. en cadmium, en zinc ou en cuivre) mènent à une réduction de l'activité biologique du sol [5], à une diminution des rendements agricoles et à une accumulation de métaux lourds dans les plantes. A l'heure actuelle, on estime cependant qu'en général les dangers représentés par les métaux lourds pour la santé des êtres humains et des animaux d'élevage sont faibles [1]. Depuis 1975, les teneurs en métaux lourds diminuent régulièrement. La qualité des boues d'épuration utilisées en agriculture n'a jamais été aussi bonne qu'aujourd'hui et les valeurs limites stipulées par l'Osubst sont loin d'être dépassées (Fig. 1). Cette amélioration se reflète dans les valeurs des rapports métaux lourds/nutriments (MLN) et métaux lourds/phosphore (MLP) (Tab. 3). Les valeurs MLN et MLP permettent de comparer la qualité de boues d'épuration de diverses origines [1]. Plus ces valeurs sont faibles, plus la qualité des boues est élevée.

**Polluants organiques:** Les boues d'épuration peuvent renfermer une multitude de polluants et de substances étrangères organiques, dont les concentrations sont en général de l'ordre du  $\mu\text{g}/\text{kg}$  MS [1]. Les substances organiques sont plus ou moins persistantes, lipophiles, toxiques ou cancérigènes. Les substances persistantes comme p. ex. les PCBs peuvent s'accumuler dans les écosystèmes agricoles ou dans la chaîne alimentaire (Fig. 2). La plupart des polluants organiques ne sont pas ou peu toxiques pour les plantes qui ne les assimilent pratiquement pas et qui, si elles le font, les métabolisent partiellement. La contamination superficielle des pâturages, des prairies et de la surface du sol par les boues d'épurations pose cependant un problème pour les êtres humains et les animaux. Si les vaches laitières ingèrent des plantes ou des particules de sol contaminées superficiellement, les polluants peuvent se retrouver dans le lait et donc dans la chaîne alimentaire. C'est pour cette raison que l'utilisation des boues d'épuration pour la production fourragère a déjà été interdite en Allemagne, en Suède et en Norvège.

**Agents pathogènes:** Les boues d'épuration peuvent être porteuses d'une multitude d'agents pathogènes tels que des bactéries (p. ex. des salmonelles), des virus (de l'hépatite B p. ex.), des protozoaires (comme p. ex. les entamibes) et des helminthes (comme p. ex. les Ascaris) [1]. Une désin-

	1975	1980	1984	1989	1994	1999	AG <sup>99</sup>
Somme des métaux lourds	378	653	534	467	375	321	140
MLN	6,39	4,43	1,99	1,44	1,15	0,96	0,85
MLP	21,46	11,78	4,48	4,27	3,26	2,68	2,37

Tab. 3: Charges de métaux lourds dans les boues d'épuration (t/an) et valeurs des rapports métaux lourds/nutriments (MLN) et métaux lourds/phosphore (MLP) en Suisse [1]. AG<sup>99</sup>: charge de métaux lourds apportée par les boues à l'agriculture en 1999.

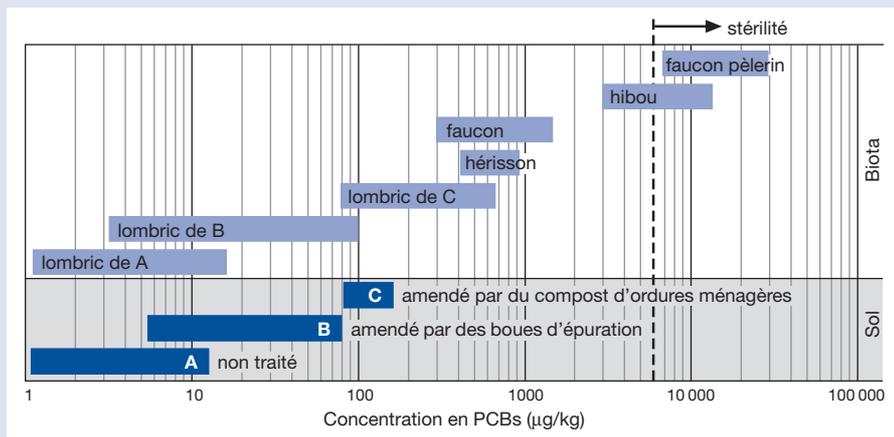


Fig. 2: Accumulation de PCBs dans les écosystèmes agricoles suisses (d'après Tarradellas et al. 1985 et Becker van Slooten 2001, cités dans [1]). Les teneurs en PCBs des échantillons de sol sont rapportées à la matière sèche, dans les échantillons d'animaux, elles sont rapportées au poids humide.

fection des boues d'épuration par traitement thermique permet de réduire considérablement le nombre de pathogènes. L'utilisation agricole de boues hygiénisées ne présente donc que très peu de danger d'infection pour les êtres humains et les animaux.

**ESB et OGM:** De bonnes techniques d'abatage des animaux, une hygiène irréprochable, la collecte systématique du matériel solide à risque et l'emploi de techniques de filtration et de flottation dans les abattoirs permettent de s'assurer que seule une part infime de matériel infecté (par l'agent de l'ESB) n'atteigne les eaux usées, ce qui fait que le risque de contamination par les boues d'épuration est négligeable. Par contre, la propagation d'organismes génétiquement modifiés (OGM) par les boues ne peut être exclue, en particulier si on utilise des boues non hygiénisées [1].

### Les boues d'épuration ne sont qu'une source de risque parmi d'autres

Les boues d'épuration ne sont pas les seules à atteindre l'environnement sous forme de polluants, d'agents pathogènes et d'OGM. En Suisse, seuls 12% des métaux lourds atteignent le sol par la voie des boues d'épuration; 38% sont apportés par les engrais de ferme, 25% par dépôts atmosphériques, 14% par les engrais minéraux, 6% par les fongicides, 4% par le compost et 1% par les cendres de bois [1]. On observe la même situation dans le cas des polluants organiques: près de 1000 kg de PCBs atteignent chaque année les terrains agricoles par dépôt atmosphérique, 70 kg par les engrais de ferme, 8 kg par les boues d'épuration et 3 kg par le compost [1]. Une évaluation globale des risques par analyse à critères multiples [1] a été effectuée en tenant compte des critères «raréfaction des

nutriments», «structure du sol», «métaux lourds», «polluants organiques», «agents pathogènes», «ESB», «OGM», «coûts de traitement des boues» et «marché/image de marque» pour comparer les différentes méthodes de fertilisation. Les boues d'épuration ont obtenu le pire résultat, suivies des cendres de bois, des déchets provenant de la transformation du bois, des engrais de ferme, du compost, des résidus de l'industrie agro-alimentaire et des engrais minéraux. Il reste cependant incontestable que tout emploi de fertilisants entraîne certains risques.

### Quelles mesures sont nécessaires?

D'une manière générale, il ne faut pas considérer séparément avantages et inconvénients d'une fertilisation avec des boues d'épuration. D'un côté, il est nécessaire de limiter les contaminations dues aux boues, de l'autre, il faut élaborer une meilleure stratégie de gestion des risques qui soit facile à mettre en pratique.

A court et à moyen terme, il faut appliquer des mesures ciblées de minimisation des risques et d'optimisation des profits. Parmi ces mesures, citons:

- la séparation des matières solides dans les abattoirs (risques d'ESB), un meilleur contrôle de l'hygiène et la sélection délibérée

de boues d'épuration présentant de faibles valeurs MLN et MLP;

- une prévention/réduction de l'ingestion de boues d'épuration par les animaux d'élevage sur les pâturages et autres surfaces fourragères;
- la définition des valeurs limites supplémentaires dans l'OLen pour les polluants organiques, et la vérification des limites actuelles de l'Osubst pour les métaux lourds ainsi que de la quantité qui peut être épanchée;
- l'abandon progressif de l'utilisation agricole des boues d'épuration en cas d'interdiction (la production fourragère avant les grandes cultures).

Au sens d'une économie basée sur le recyclage et d'un ménagement des ressources, il faut parvenir à long terme à recycler les éléments nutritifs rejetés par l'homme ainsi que les autres nutriments réutilisables. Il faut donc absolument faire avancer la conception de nouveaux systèmes (de canalisation) alternatifs permettant de séparer les eaux usées domestiques, industrielles/commerciales et météoriques et favoriser la mise au point de procédés techniques de récupération de substances nutritives des eaux usées et des boues d'épuration.

La nature ne produit pas de déchets, mais de précieux nutriments qu'il faut savoir exploiter. Il est donc déplacé d'employer des termes tels que déchets, eaux usées ou chaleur perdue. Notre objectif majeur est de concilier les principes de durabilité et de précaution.



Franz X. Stadelmann, chercheur en sciences naturelles, membre du comité directeur de la Station Fédérale de Recherche en Agro-écologie et Agriculture (FAL) de Zurich-Reckenholz. Responsable du produit «Ressources environnementales/protection de l'environnement en agriculture» de la FAL.

#### Coauteurs:

David Külling, biologiste et ingénieur des sciences de l'environnement, a participé jusqu'à fin 2001 aux recherches du groupe déchets du produit partiel «Gestion de substances/protection des eaux» de la FAL à Zurich-Reckenholz.

Ulrich Herter, Agronome, a dirigé jusqu'à fin août 2001 le groupe déchets du produit partiel «Gestion de substances/protection des eaux» de la FAL à Zurich-Reckenholz.

- [1] Herter U., Külling D. (eds.) (2001): Risikoanalyse zur Abfalldüngerverwertung in der Landwirtschaft. Teil 1: Grobbeurteilung. Bericht der Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau FAL, Zurich-Reckenholz, 271 p. Voir sous (en allemand): [www.blw.admin.ch/themen/hstoffe/pbm/d/texte.htm](http://www.blw.admin.ch/themen/hstoffe/pbm/d/texte.htm)
- [2] Spiess E. (1999): Nährstoffbilanz der schweizerischen Landwirtschaft für die Jahre 1975 bis 1995. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zurich-Reckenholz, Schriftenreihe der FAL 28, 46 p.
- [3] Stadelmann F.X. (2000): Landwirtschaftlicher Umweltschutz – eine spannende Aufgabe: Erfahrungen und Überlegungen aus schweizerischer Sicht. Veröff. Bundesamt für Agrarbiologie Linz/Donau 22, 13–52.
- [4] Stadelmann F.X., Furrer O.J. (1985): Long-term effects of sewage sludge and pig slurry applications on microbiological and chemical soil properties in field experiments. In: Williams J.H., Guidi G., L'Hermite P. (eds.) Long-term effects of sewage sludge and farm slurries applications. Elsevier, London, 136–145.
- [5] Stadelmann F.X., Gupta S.K., Rudaz A., Santschi-Fuhrmann E. (1984): Die Schwermetallbelastung des Bodens als Gefahr für die Bodenmikroorganismen. Schweiz. Landwirtschaftliche Forschung 23, 227–239.

# De l'arsenic dans l'eau potable – le Vietnam nouveau point de mire

**Dans certains pays, l'arsenic représente la principale forme de pollution chimique des eaux souterraines et de l'eau potable. Dans le delta du Bengale qui est particulièrement touché, 35 millions de personnes consomment depuis 20 à 30 ans de l'eau contaminée par l'arsenic et un million souffrent aujourd'hui d'empoisonnement chronique. Dans le delta du Fleuve Rouge, autour de la capitale vietnamienne d'Hanoi, l'EAWAG a dernièrement détecté une nouvelle région dont les eaux souterraines révèlent une importante contamination par l'arsenic. Au Vietnam, dans les cas les plus graves, des concentrations en arsenic 300 fois plus élevées que la valeur limite de 10 µg/l recommandée par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) ont été mesurées. Pour tenter de remédier à cette situation, des méthodes peu onéreuses de détection et d'élimination de l'arsenic sont nécessaires de même qu'il convient d'informer les spécialistes et de conseiller les instances politiques.**

Ces derniers temps, les gros titres du monde entier font état de la présence d'arsenic dans l'eau potable. Des concentrations de l'ordre de 50 µg/l suffisent déjà pour provoquer des problèmes de santé en l'espace de 10 à 15 ans. Les études toxicologiques les plus récentes indiquent que des concen-

trations de l'ordre de 10 µg/l présentent déjà un danger certain. Le déroulement des affections est dépendant de la durée d'exposition à l'arsenic et donc de la quantité de ce métal accumulée dans l'organisme. Les premiers symptômes se manifestent sous la forme d'anomalies de pigmentation

de la peau qui peut entraîner un cancer de la peau (Fig. 1, page 13). Au bout d'un certain temps viennent se greffer des perturbations d'ordre cardiaque et neurologique, et après 15 à 30 ans d'exposition le développement d'un cancer des poumons, des reins ou de la vessie est très probable.

L'Union Européenne autorise une concentration maximale d'arsenic de 10 µg/l et l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) recommande de s'orienter par rapport à cette même valeur. Par contre, dans de nombreux pays en voie de développement, mais également en Suisse et aux USA, 50 µg d'arsenic par litre est la valeur limite. On envisage actuellement aux USA de baisser cette valeur limite à 5–10 µg/l dans un proche avenir.

## L'arsenic – un problème global

Il existe dans le monde entier des régions dont l'eau potable est contaminée par l'arsenic: les plus connues se trouvent à Taiwan, au Chili, en Argentine, au Mexique, au Ghana, en Hongrie, en Mongolie, en Inde et au Bangladesh [1]. Mais des régions assez importantes sont également touchées aux USA. Certaines régions du Népal, du Pakistan, de la Thaïlande, du Laos, du Cambodge et de Sumatra sont soupçonnées d'être également contaminées, mais elles n'ont jusqu'à présent que peu ou pas du tout été étudiées.

Pour lutter contre des maladies infectieuses graves, l'UNICEF lança à la fin des années 70 au Bangladesh une campagne pour promouvoir l'utilisation de l'eau souterraine, abondante et pratiquement dépourvue de germes. Dans les ménages ruraux, l'eau est recueillie à l'aide de petites pompes manuelles (voir photo ci-contre) et consommée sans autre traitement. Cette mesure a eu des effets positifs: les maladies infectieuses depuis lors ont perdu du terrain et la mortalité infantile a très fortement diminué. On ignorait cependant que l'eau pouvait renfermer de grandes quantités d'arsenic. C'est seulement à partir de 1989, quand les cas d'empoisonnement chronique à l'arsenic



Nguyen Viet Thanh, EAWAG

Au Bangladesh et au Vietnam, l'eau souterraine contaminée par l'arsenic qui est puisée à l'aide de simples pompes manuelles représente un danger certain pour la santé. Scène de la vie quotidienne dans un ménage rural privé vietnamien.

ont été de plus en plus fréquents, que l'on s'est aperçu que la cause provenait de l'eau souterraine contaminée par de l'arsenic. Les études montrèrent que les conditions géologiques et hydrogéologiques locales étaient propices à une dissolution en milieu réducteur de sédiments contenant de l'arsenic.

Au Bangladesh, plus d'un million de personnes sont déjà atteintes d'empoisonnement chronique à l'arsenic. La tendance est à l'aggravation. La première étude systématique de la qualité des eaux souterraines du Bangladesh a révélé que 25% des habitants consommaient une eau présentant des concentrations d'arsenic supérieures à 50 µg/l [2]. Un rapport publié dans un bulletin de l'OMS en 2000 a affirmé que «la contamination des eaux souterraines par l'arsenic au Bangladesh est le plus grand empoisonnement d'une population de l'histoire, avec des millions de personnes exposés».

### Présence naturelle d'arsenic dans les sédiments fluviaux

L'arsenic se retrouve principalement dans l'eau souterraine et potable suite à des processus naturels (cf. l'article de H.-R. Pfeifer et J. Zobrist, p. 15). Sous l'effet de l'érosion, l'arsenic contenu dans les minéraux est libéré. L'arsenic dissous s'adsorbe ensuite à la surface de particules contenant des

(hydr)oxydes de fer et celles-ci sont transportées par les rivières et se déposent de préférence dans les deltas. L'arsenic reste lié aux sédiments et n'a aucune incidence sur la qualité des eaux souterraines tant que l'eau est bien oxygénée. Par contre, si les sédiments entrent en contact avec de l'eau souterraine pauvre en oxygène, les particules ferrugineuses chargées d'arsenic sont dissoutes sous l'effet de l'activité microbienne et l'arsenic est à nouveau libéré [3]. C'est ce qui se produit dans le delta du Bengale formé par le Gange et le Brahmapoutre et qui explique la contamination par l'arsenic des pays qui s'y logent, le Bangladesh et le Bengale-Occidental (Etat de l'Inde) [4].

### Une nouvelle zone de crise: le delta du Fleuve Rouge au Vietnam

Etant donné que le delta du Fleuve Rouge présente presque les mêmes caractéristiques géologiques et hydrogéologiques que celui du Bengale, l'EAWAG également soupçonnait une contamination par l'arsenic des eaux souterraines de cette région. Dans le cadre d'une coopération scientifique de longue durée, entre l'EAWAG et l'Université Nationale du Vietnam cofinancé par la Direction Suisse du Développement et de la Coopération (DDC), des échantillons d'eau ont été prélevés pour la première fois en



Fig. 1: Le cancer de la peau, symptôme fréquent lors d'un empoisonnement avancé à l'arsenic.

1998 dans le sous-sol de Hanoi et ont été analysés par l'EAWAG. Les résultats étant positifs, l'EAWAG réalisa plusieurs campagnes de mesures systématiques d'avril 1999 à juillet 2000 [5, 6]. Les échantillons ont été prélevés sur

- 68 points de captage d'eau souterraine de ménages privés choisis au hasard dans les districts ruraux A-D autour de Hanoi
- et dans de l'eau potable brute et traitée des 8 plus grandes services des eaux potables de la ville de Hanoi.

La figure 2 présente les résultats de la campagne de mesures réalisées dans les districts A-D en septembre 1999. Dans cette zone, 50% des échantillons présentaient des concentrations en arsenic supérieures à la valeur limite fixée par les autorités vietnamiennes à 50 µg/l, la moyenne étant de 159 µg/l. Des valeurs maximales de 3000 µg d'arsenic par litre ont été mesurée dans le district D au sud de Hanoi. La figure 3 présente les résultats des trois campagnes de mesures réalisées dans les districts A-D et réunies sous forme de fréquences cumulées. La situation est particulièrement préoccupante dans le secteur D: 90% des échantillons y présentent des concentrations comprises entre 51 et 3000 µg/l, la moyenne étant de 432 µg/l.

L'eau des nappes phréatiques qui est captée par la ville de Hanoi pour son alimentation en eau potable contient, elle aussi, de l'arsenic et présente des concentrations pouvant atteindre 430 µg/l. Au cours du traitement de l'eau, l'arsenic est partiellement éliminé, mais dans quatre stations de traitement les concentrations en arsenic mesurées étaient de l'ordre de 90 µg/l, ce qui est

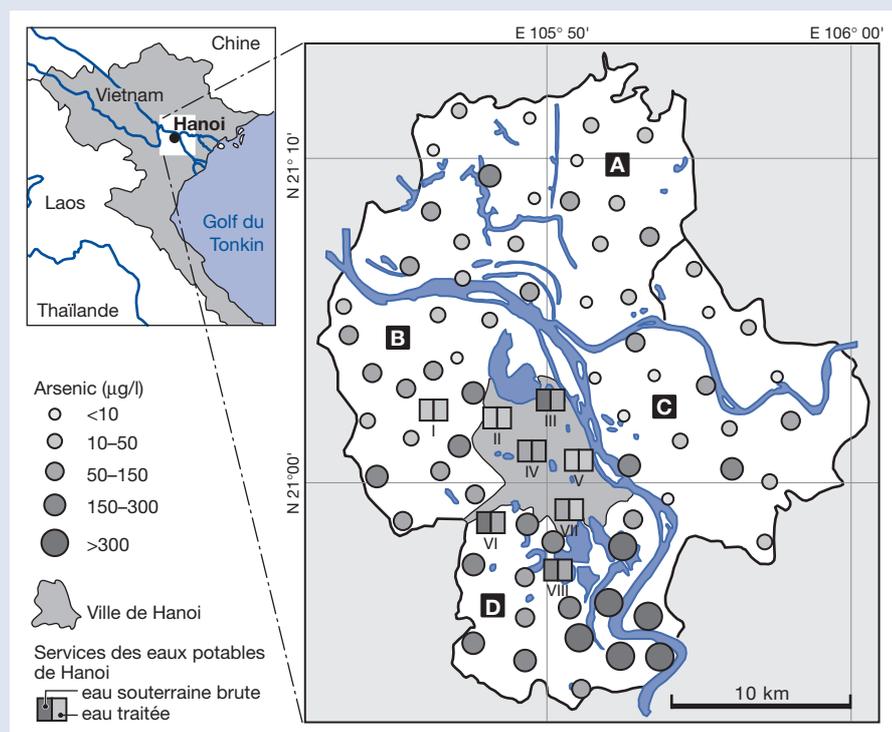


Fig. 2 : Concentrations en arsenic d'échantillons prélevés dans les nappes phréatiques d'Hanoi et de sa région. Dans les districts ruraux A-D, 68 échantillons d'eau potable provenant de ménages sélectionnés au hasard ont été analysés. Dans la ville de Hanoi, l'eau souterraine brute et traitée des 8 plus grandes services des eaux potables ont également été analysées. Campagne de mesures: septembre 1999. D'après [5].

nettement supérieur à la valeur limite fixée pour l'eau potable (Fig. 4).

Les résultats de la présente étude [5–7] confirment notre supposition selon laquelle 11 millions de personnes sont exposées à un risque d'empoisonnement chronique à l'arsenic dans les 11 000 km<sup>2</sup> du delta du Fleuve Rouge. Il faut toutefois signaler que jusqu'à présent aucun symptôme n'a pu être diagnostiqué. L'une des raisons pourrait être qu'au Vietnam l'eau des nappes phréatiques n'est utilisée que depuis 7 à 8 ans pour l'approvisionnement en eau potable. L'expérience a montré que les premiers symptômes d'empoisonnement à l'arsenic pouvaient n'apparaître qu'au bout de 10 ans. Il se peut également que la meilleure nutrition de la population du Vietnam par rapport à celle du Bangladesh ait une influence positive au niveau du déclenchement de la maladie. Il faut néanmoins s'attendre à voir apparaître un nombre non négligeable de cas de maladie dans un proche avenir.

### Solutions envisageables

En vu des résultats présentés, il semble évident qu'il convient de prendre des mesures à différents niveaux pour tenter de remédier à la situation. En effet, le problème de l'arsenic concerne aussi bien des millions de ménages qui captent leur eau potable dans des puits privés que des distributeurs communaux d'eau. Il faut d'une part mettre au point des technologies adéquates pour la mise en évidence et l'élimination de l'arsenic, et d'autre part élaborer une politique d'information ciblée. Pour répondre à ces besoins, l'EAWAG s'est engagé dans un projet global intitulé «Gestion durable de l'eau dans les régions d'Asie contaminées

par l'arsenic» qu'il cofinance avec l'«Alliance for Global Sustainability».

Plusieurs équipes de recherche internationales s'attachent déjà depuis plusieurs années à la mise au point de procédés simples et peu onéreux pour éliminer l'arsenic de l'eau potable. A l'EAWAG, une équipe a développé une technique basée sur l'oxydation et la précipitation de l'arsenic grâce à la radiation solaire (SORAS) et qui pourrait facilement être utilisée au niveau des ménages [1, 8].

Un autre problème est posé par les méthodes de mesure de l'arsenic disponibles actuellement. En raison des importantes fluctuations en concentration d'arsenic au Bangladesh p. ex., 3 millions de puits doivent être analysés, ce qui dépasse largement la capacité des méthodes d'analyse classiques. Les kits d'analyse de terrain servant à mettre en évidence l'arsenic par une méthode chimique humide ne se sont pas avérés efficaces en pratique. Une équipe de l'EAWAG tente donc actuellement de mettre au point un capteur biologique facile à manier pour l'analyse quantitative de l'arsenic [9].

Il est d'autre part impératif d'informer la population ainsi que les instances politiques des pays particulièrement touchés sur le problème de l'arsenic. Au Vietnam, l'EAWAG s'engage donc activement sur place. Il fournit non seulement une assistance scientifique et technique aux services gouvernementaux responsables mais cherche aussi le dialogue avec d'autres organisations de recherche et d'aide au développement.

De plus amples informations sur les activités de l'EAWAG sur les problèmes de contamination par l'arsenic dans le monde sont disponibles sur le site internet de l'EAWAG: [www.eawag.ch/arsenic](http://www.eawag.ch/arsenic).



Michael Berg est chimiste et dirige le groupe «Hydrologie des polluants» dans le domaine de recherche «Ressources aquatiques et eau potable» de l'EAWAG. Il est d'autre part manager et conseiller scientifique du projet de recherche mené en collaboration avec l'Université Nationale du Vietnam. Domaines de recherche: Distribution et comportement des polluants chimiques dans l'environnement aquatique et terrestre.

- [1] Hug S., Wegelin M., Gechter D., Canonica L. (2000): Eaux souterraines arsenicales: une catastrophe pour le Bangladesh. *EAWAG news* 49f, 18–20.
- [2] Kinniburgh D.G., Smedley P.L., Eds. (2000): Arsenic contamination of groundwater in Bangladesh, Final Report Summary. Bangladesh Department for Public Health Engineering. British Geological Survey: Keyworth, UK. <http://www.bgs.ac.uk/arsenic>
- [3] Zobrist J., Dowdle P.R., Davis J.A., Oremland R.S. (2000): Mobilization of arsenite by dissimilatory reduction of adsorbed arsenate. *Environmental Science and Technology* 34, 4747–4753.
- [4] Nickson R., McArthur J., Burgess W., Ahmed K.M., Ravenscroft P., Rahman M. (1998): Arsenic poisoning of Bangladesh groundwater. *Nature* 395, 338.
- [5] Berg M., Tran H.C., Nguyen T.C., Pham H.V., Schertenleib R., Giger W. (2001): Arsenic contamination of groundwater and drinking water in Vietnam: A human health threat. *Environmental Science and Technology* 35, 2621–2626.
- [6] Christen K. (2001): The arsenic threat worsens. *Environmental Science and Technology* 35, 285A–291A.
- [7] Giger W., Berg M. (2001): Arsenhaltiges Grundwasser in Hanoi – Schweizerisch-vietnamesische Forschungspartnerschaft. *Neue Zürcher Zeitung*, 22 Août, p. 56.
- [8] Hug S.J., Canonica L., Wegelin M., Gechter D., von Gunten U. (2001): Solar oxidation and removal of arsenic at circumneutral pH in iron containing waters. *Environmental Science and Technology* 35, 2114–2121.
- [9] Baumann B. (2001): Einfach und schnell: Bakteriensuspension warnt vor Arsen. *Chemische Rundschau*, 22 Juin, p. 16.

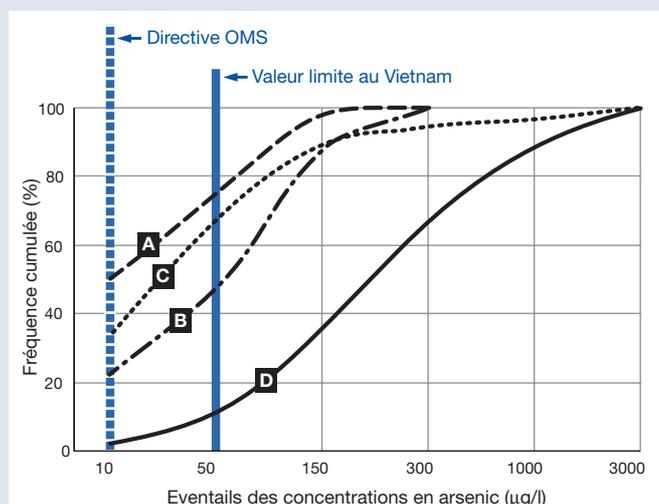


Fig. 3: Fréquences cumulées des taux d'arsenic mesurés dans 196 échantillons d'eau souterraine de ménages privés dans les districts ruraux A–D autour de Hanoi. Campagnes de mesures: septembre et décembre 1999 et mai 2000. D'après [5].

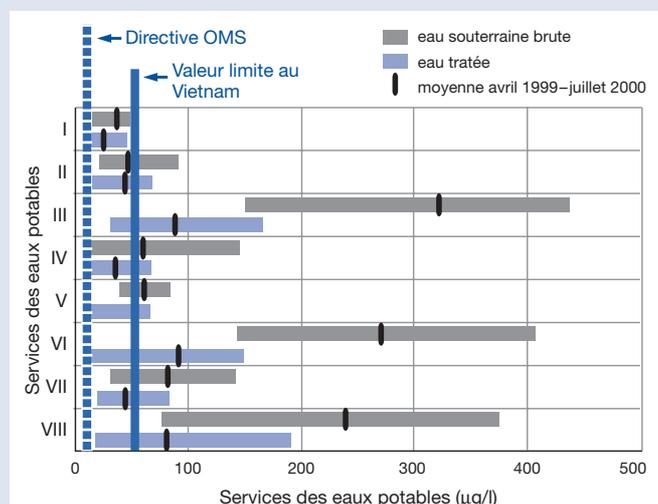


Fig. 4: Concentrations en arsenic dans les eaux souterraines brutes et traitées des 8 stations d'approvisionnement en eau potable de Hanoi. Eventails des concentrations et les moyennes de 7 campagnes de mesures d'avril 1999 à juillet 2000. D'après [5].

# De l'arsenic dans l'eau potable – la Suisse également concernée?

**En Suisse, on trouve des concentrations élevées en arsenic principalement dans le Jura et les Alpes. Les effets conjoints de l'altération et de l'érosion des roches contenant l'arsenic libèrent cet élément dans les sols, les sédiments et les eaux. Les teneurs de l'eau potable ne dépassent certes pas la valeur limite suisse de 50 µg/l, mais dans certaines zones restreintes du Tessin, des Grisons et du Valais, des concentrations supérieures au seuil de 10 µg/l recommandé par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) pour l'eau potable ont été mesurées.**

La croûte terrestre contient en moyenne 2 mg d'arsenic par kg. Par rapport à d'autres éléments comme le cuivre, le zinc ou le plomb, ces teneurs sont faibles. Cependant, l'arsenic est réparti de manière très hétérogène, c.-à-d. qu'une roche en contient soit pas du tout ou très peu (<1 mg/kg) soit de grandes quantités (50 mg à 500 g par kg). Les zones riches en arsenic sont généralement bien délimitées dans l'espace, mais sont de taille variable, leur diamètre variant d'un mètre à plusieurs centaines de mètres (Fig. 1).

Les matériaux renfermant naturellement de l'arsenic comprennent:

- des gisements métallifères contenant une large proportion de minéraux riches en arsenic, comme p. ex. les sulfures et les arséniates, plus rarement les oxydes de fer;
- des roches à teneur en arsenic élevée présentes sur des zones de grande étendue,

dont les teneurs sont généralement dues à la présence de sulfures ou d'oxydes ferrugineux, comme p. ex. la pyrite, la goéthite ou l'hématite.

En dehors des sources naturelles, la présence d'arsenic a été décelée dans des décharges et sur des sites industriels. Cette contamination provient principalement de la production urbaine de gaz, de la fabrication de verre spécial ou de l'utilisation massive de produits phytosanitaires. Depuis 1970, on a cependant très largement renoncé à l'utilisation d'arsenic dans les produits phytosanitaires.

## Transfert de l'arsenic dans l'environnement

Quand les matériaux contenant de l'arsenic entrent en contact avec de l'eau en circulation, des quantités non négligeables d'arsenic sont libérées dans l'environnement. Si le matériau se trouve à grande profondeur, l'arsenic est souvent transporté vers la surface par les eaux thermales. S'il se trouve dans des couches superficielles, c'est sous l'effet de l'altération et de l'érosion que l'arsenic est libéré dans l'environnement. L'arsenic peut alors soit s'accumuler dans les sols et les sédiments soit être dilué dans l'eau. Les glaciers et les fleuves peuvent le transporter sur plusieurs centaines de kilomètres. Dans les sols, les sédiments et les eaux stagnantes riches en particules en suspension, l'arsenic est en général lié par adsorption à des hydroxydes de fer ou d'aluminium ou à des minéraux argileux. Il peut toutefois être remobilisé sous certaines conditions: p. ex. quand le pH dé-

passé 7,5 ou quand le milieu devient propice à la réduction du fer suite à un manque d'oxygène [1] (cf. article de M. Berg, p. 12). L'arsenic peut être également introduit dans l'environnement par voie aérienne: des analyses de mousses ont ainsi montré que de fines poussières naturelles contenant de l'arsenic étaient transportées par le vent [2]. On ignore encore par contre si la production de composés arsénico-méthylés volatils par les micro-organismes joue un rôle en Suisse.

## Présence naturelle d'arsenic en Suisse

Il existe en Suisse trois régions notables qui présentent des teneurs en arsenic plus élevées que la normale (Fig. 2):

- le Nord-Est de la Suisse où on dénombre de nombreuses sources thermales et minérales riches en arsenic,
- le Jura avec certaines formations calcaires et argileuses contenant du fer,
- et les Alpes qui abritent des gisements métallifères et des roches cristallines renfermant des quantités élevées d'arsenic. A cela s'ajoutent quelques sources thermales et minérales éparses.

Les sources thermales et minérales sont alimentées par des eaux de surface qui se sont infiltrées dans la croûte terrestre jusqu'à une profondeur de plusieurs kilomètres. Les sources thermales de Baden, Zurzach, Schinznach et Bad Saeckingen au Nord de la Suisse en sont des exemples typiques et leurs eaux contiennent au captage jusqu'à 130 µg d'arsenic par litre [3]. Cet arsenic provient des granites et des schistes situés en profondeur dans le massif de la Forêt-Noire. Un traitement de l'eau brute permet généralement de ramener la teneur en arsenic de l'eau potable mise à la disposition des curistes à une valeur inférieure à 1 µg/l (Fig. 3). Ce procédé s'applique également aux sources thermales et minérales de Saxon, Leukerbad et St. Moritz dans les Alpes. On a par contre renoncé à exploiter les sources minérales de Val Sinestra en Basse-Engadine dont les eaux

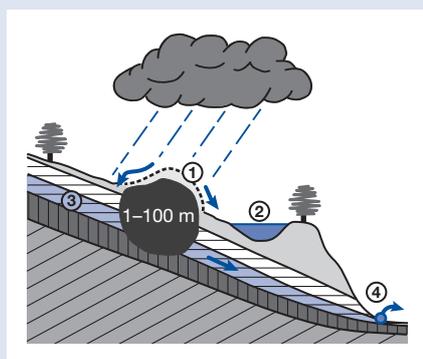


Fig. 1: Sous l'effet de l'érosion de matériaux riches en arsenic (roches silicatées, minerais et décharges, en noir) l'arsenic est libéré dans (1) les sols et les sédiments, (2) les eaux de surface, (3) les nappes phréatiques, et (4) les eaux de source.

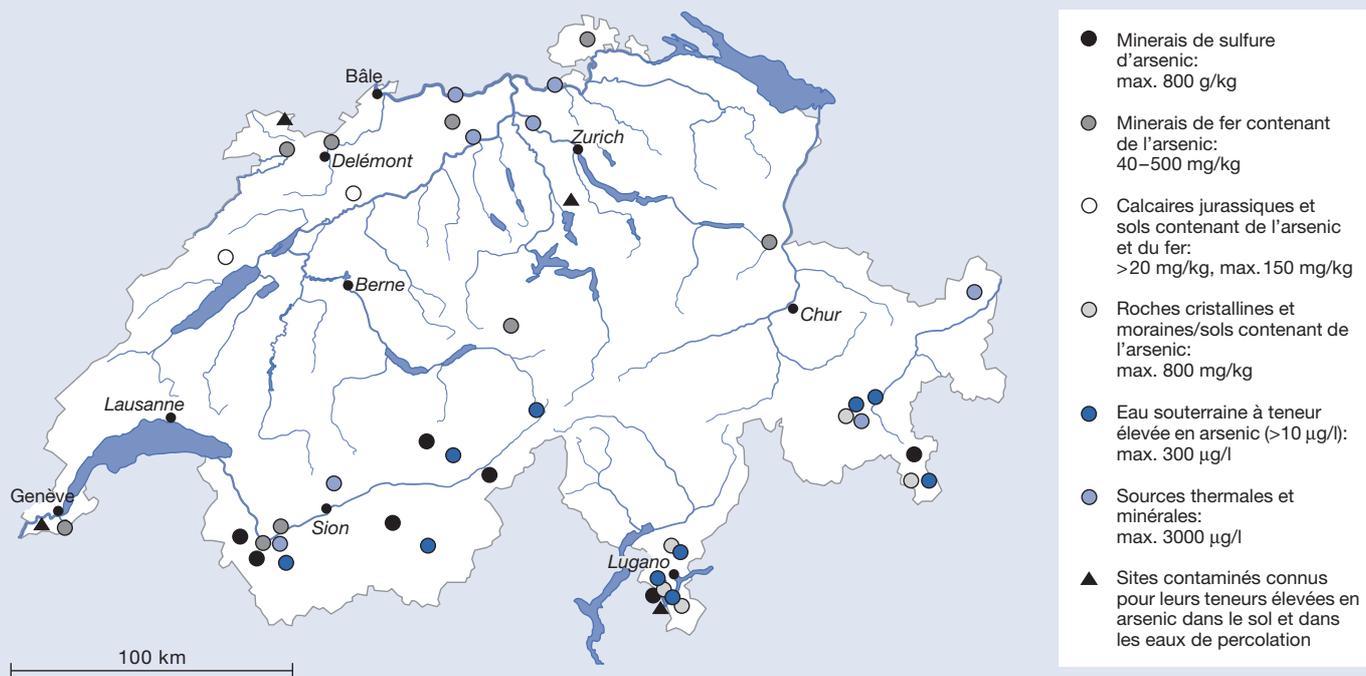


Fig. 2: Localisation des teneurs élevées en arsenic en Suisse. Les eaux souterraines affectées se trouvent principalement en Valais, au Tessin et dans les Grisons.

présentent des teneurs excessives pouvant atteindre 3 mg/l.

Le Jura compte trois formations rocheuses fortement ferrugineuses contenant de l'arsenic: Les calcaires bruns du Dogger (Jurassique moyen) et les calcaires jaunes du Crétacé, qui contiennent entre 10 et 20 mg d'arsenic par kg de roche et dont l'arsenic, sous l'effet de l'altération, s'accumule dans les sols sus-jacents qui peuvent atteindre des teneurs de l'ordre de 150 mg/kg. On trouve ces calcaires ferrugineux principalement dans la chaîne jurassienne des cantons de Solothurn, d'Argovie et de Neuchâtel. La formation du Sidérolithique («Bohnerz») caractérisée par la présence de nodules de fer et d'argiles rouges ne se rencontre que très localement dans la chaîne jurassienne des cantons de Vaud, du Jura (Délémont) et de Schaffhouse. Elle peut contenir jusqu'à 500 mg d'arsenic par kg de roche. Les études font encore défaut pour savoir si un enrichissement des sols avoisinants se produit également dans ces régions. Tous les échantillons de plantes et d'eaux souterraines du Jura analysés jusqu'à présent contiennent très peu d'arsenic: moins de 1 µg d'arsenic par litre d'eau et tout au plus 500 µg d'arsenic par kg de matière végétale sèche. Ces faibles valeurs suggèrent une forte rétention de l'arsenic par les phases ferrugineuses du sol.

C'est dans les Alpes suisses que l'on trouve des zones plus fortement touchées par le problème de l'arsenic. On y rencontre en effet des gisements sulfureux ainsi que

des roches silicatées cristallines (schistes, gneiss et amphibolites) riches en arsenic. Les nombreux petits gisements qui étaient autrefois souvent exploités dans de petites mines, ne représentent qu'un impact localisé sur l'environnement. Les régions dans lesquelles les roches cristallines contenant de l'arsenic occupant des surfaces de plusieurs centaines de km<sup>2</sup> posent un problème beaucoup plus grave. Elles se trouvent surtout dans les cantons du Valais, du Tessin et des Grisons.

### L'eau potable suisse est-elle contaminée par l'arsenic?

A partir de 1992, des études ont été menées au Tessin pour évaluer l'impact sur l'environnement de la présence locale de l'arsenic [4]. De plus, les teneurs en arsenic de l'eau délivrée par tous les systèmes communaux d'approvisionnement en eau potable du Tessin ont été déterminées en 1996 [5]. Les résultats sont surprenants: l'eau des environs de Lugano (Sottoceneri) présente des concentrations en arsenic supérieures à 10 µg/l. La zone concernée englobe le Val Isonne, le Val Colla, le Malcantone et la région de Barbengo-Morcote ainsi que la province italienne avoisinante de Varese. Dans une douzaine de communes environ, les sources d'eau potable exploitées présentent des teneurs en arsenic comprises entre 11 et 50 µg/l. Ces valeurs sont encore inférieures à la valeur limite Suisse de 50 µg/l, mais dépassent la concentration de 10 µg/l recommandée par l'Organisation

Mondiale de la Santé (OMS). Dans deux cas cependant, ceux du Malcantone et de la province italienne voisine, les échantillons prélevés présentaient des teneurs supérieures à la législation suisse, respectivement de l'ordre de 80 et de 300 µg/l. Pourtant, les sources contaminées sont situées à bonne distance des gisements, ce qui suggère que leurs teneurs élevées en arsenic proviennent des moraines, des sédiments fluviaux ou des sols. Ces matériaux non consolidés, formés sous l'effet de l'érosion et de l'altération des gisements situés en amont dans le bassin versant, présentent des teneurs en arsenic comprises entre 100 et 800 mg/kg. Dans la région située au nord de Lugano, des gneiss et des schistes loca-

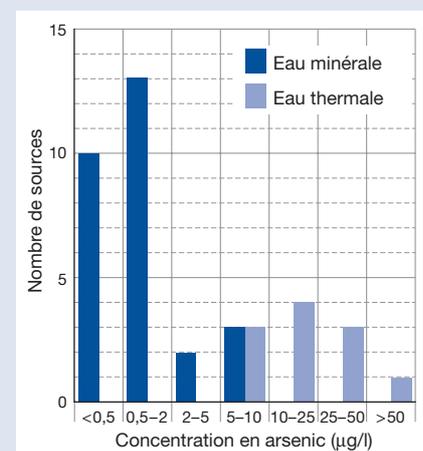


Fig. 3: Teneurs en arsenic des eaux minérales et thermales utilisées en Suisse [d'après 3].

lement riches en pyrite ou en oxyde de fer sont probablement à l'origine de l'arsenic rencontré. Au total, les zones du Sottoceneri concernées par une contamination en arsenic occupent une surface d'env. 500 km<sup>2</sup> et sont habitées par environ 5000 personnes.

Alarmées par la situation au Tessin, les autorités cantonales des Grisons ont également fait contrôler en 1998 toutes leurs eaux distribuées par des systèmes publics d'approvisionnement en eau potable. Dans l'ensemble, 336 échantillons d'eau potable ont été analysés: 312 échantillons présentaient des teneurs en arsenic inférieures à 10 µg/l, 21 renfermaient entre 10 et 50 µg d'arsenic par litre, et 3 échantillons dépassaient la valeur limite Suisse de 50 µg/l, la valeur maximale mesurée étant de 170 µg/l [6]. Les sites concernés sont surtout ceux de la vallée de Poschiavo et deux sources pontuelles situées en Haute-Engadine. Dans la vallée de Poschiavo, la contamination régionale est similaire à celle observée au Tessin. Le nombre de personnes concernées n'est cependant pas encore connu en détail étant donné que de nombreux captages d'eau privés sont certainement contaminés. Pour en savoir plus, l'EPF Zurich mène actuellement des études hydrogéologiques détaillées dans cette région.

En Valais, la présence de minerais et de sédiments riches en arsenic est connue depuis longtemps [7], surtout dans la région de Martigny, dans le Nikolaital, le Loetschental et dans le Goms. On ne dispose cependant d'analyses d'arsenic de l'eau potable que depuis 1999. Celles-ci ont montré que près de 14 000 Valaisans habitent dans des zones d'eau potable renfermant de l'arsenic entre 12 et 50 µg/l [8].

## Risques et mesures envisageables

Même si on ne dispose pas encore d'études détaillées sur toutes les régions suisses, on peut supposer que la consommation d'eau potable à concentration élevée en arsenic représente la source majeure de risques pour la santé liés à l'arsenic. Dans les régions où les teneurs en arsenic dépassent la valeur limite suisse de 50 µg/l, les communes ont pour la plupart promptement réagi soit en abandonnant les captages concernés soit en diluant l'eau contaminée avec de l'eau de source non contaminée. A plus longue échéance, il faudra pourtant trouver des solutions durables pour plusieurs communes afin d'assurer un approvisionnement approprié en eau potable pour les 20 à 30 années à venir.

Photos: H.-R. Pfeifer, Lausanne



Vue sur l'entrée de l'ancienne mine d'arsenic de Salanfè dans le Bas-Valais (en haut) et sur le Lac des Ottans situé en-dessous de la mine (en bas). Entre 1904 et 1928, plus de 700 tonnes d'arsenic ont été extraites. Les sols et les eaux environnantes sont fortement contaminés.



Dans plusieurs endroits, il est prévu de résoudre le problème en raccordant à grands frais de nouvelles sources et captage d'eau souterraine au réseau d'approvisionnement. Dans certains cas, il serait judicieux d'utiliser des procédés de décontamination comme p. ex. des filtres à membranes ou à hydroxydes de fer et d'aluminium. La nature des mesures à prendre et la hauteur des investissements qu'elles nécessitent dépendent considérablement de la décision d'aligner ou non la valeur limite suisse de 50 µg/l sur celle de 10 µg/l recommandée par l'OMS et déjà appliquée dans l'Union Européenne.

La législation suisse ne mentionne pas de valeur limite pour l'arsenic dans les sols, mais en dehors des régions à fortes teneurs déjà mentionnées, les sols agricoles renferment en général moins de 10 mg d'arsenic par kg [9] et mêmes les sites industriels

contaminés par des résidus toxiques qui ont été analysés contiennent souvent moins d'arsenic que les zones naturellement contaminées.



**Hans-Rudolf Pfeifer** est professeur de géochimie et directeur du Centre d'Analyse Minérale de l'Université de Lausanne (BFSH 2, 1015 Lausanne).

Il travaille depuis une dizaine d'années sur les contaminations de l'environnement par les éléments traces, en particulier l'arsenic, dans les eaux, les sols et les plantes.

Il coordonne la filière Sciences de l'Environnement de l'«Ecole Lémanique des Sciences de la Terre et de l'Environnement» avec l'Université de Genève.



**Jürg Zobrist**, spécialiste en chimie inorganique à la division «Ressources aquatiques et eau potable» de l'EAWAG. Il s'occupe des processus responsables de la qualité des eaux souterraines et des cours d'eau et qui jouent un rôle important pour la protection des ressources d'eau.

- [1] Zobrist J. (2000): Les processus biogéochimiques qui font la qualité des eaux souterraines. EAWAG news 49f, 15–17.
- [2] Schmid-Grob I., Thöni L., Hertz J. (1993): Bestimmung der Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz mit Moosanalysen. Schriftenreihe Umwelt 194, Bundesamt Umwelt, Wald und Landschaft, Berne, 173 p.
- [3] Högl O. (1980): Die Mineral- und Heilquellen der Schweiz. Verlag Paul Haupt, Berne, 302 p.
- [4] Pfeifer H.-R., Derron M.-H., Rey D., Schlegel C., Dalla Piazza R., Dubois J.D., Mandia Y. (2000): Natural trace element input to the soil-water-plant system, examples of background and contaminated situations in Switzerland, Eastern France and Northern Italy. In: Markert B., Friese K. (eds.) Trace metals – their distribution and effects in the environment. Elsevier, Amsterdam, p. 33–86.
- [5] Jäggi M. (1997): Rapporto d'esercizio 1997. Laboratorio cantonale del Ticino, p. 45–51.
- [6] D'après O. Florin du Laboratoire Cantonale des Grisons.
- [7] Pfeifer H.-R., Hansen J., Hunziker J., Rey D., Schafer M., Serneels V. (1996): Arsenic in Swiss soils and waters and their relation to rock composition and mining activity. In: Prost R. (ed.) Contaminated soils: 3<sup>rd</sup> Internat. Conf. Biogeochemistry of Trace Elements, Paris, Colloque 85, INRA, Paris.
- [8] Laboratoire Cantonale du Valais (1999): Rapport annuel. Département Transport, Equipement et Environnement, Sion, p. 22–25.
- [9] Knecht K., Keller T., Desaulles A. (1999): Arsen in Böden der Schweiz. Schriftenreihe FAL 32, Zurich-Reckenholz/ Liebefeld Berne, 37 p.

# Les eaux souterraines sont-elles menacées par le méthyl-tert-butyl-éther (MTBE), un additif d'essence?

**Le méthyl-tert-butyl-éther (MTBE) est un des produits chimiques synthétiques les plus importants du monde. Bien que les modèles de distribution simples prévoient une présence majoritaire du MTBE dans l'atmosphère, il s'avère que ce produit représente, au même titre que les solvants chlorés, un danger pour les eaux souterraines. A l'EAWAG, une équipe de chercheurs se penche sur les mécanismes d'introduction de cette substance mobile et difficilement dégradable, dans les eaux souterraines ainsi que sur son comportement à long terme.**

Le méthyl-tert-butyl-éther (MTBE) est presque exclusivement utilisé comme antidétonant dans l'essence (Fig. 1) et a remplacé dans cette fonction les composés alkylés de plomb employés autrefois. La consommation globale en MTBE est de l'ordre de 20 millions de tonnes par an, dont 60 % aux USA, 15 % en Europe et 0,5 % en Suisse [1]. Les énormes besoins des USA s'expliquent

par une réglementation appliquée depuis 1980 qui impose une teneur minimale en composés oxygénés dans l'essence et qui vise à limiter les émissions de la circulation dans les zones à forte pollution atmosphérique. Cependant, la contribution du MTBE à la limitation des émissions est aujourd'hui contestée.

Le MTBE peut modifier l'odeur et le goût de l'eau potable à partir de concentrations assez basses de l'ordre de 2 à 50 µg/l. Cette substance présente une faible toxicité aiguë, cependant les résultats d'expérimentations réalisées sur des animaux révèlent la possibilité d'effets cancérogènes.

## Une évaluation insuffisante des risques – des conséquences dramatiques pour l'environnement

Les modèles de distribution [2] utilisés pour prévoir le comportement dans l'environnement du MTBE montrent que ce composé devrait se trouver presque exclusivement dans l'atmosphère ou il est assez rapidement dégradé. Sous cet angle son emploi a été considéré comme étant assez inoffensif pour l'environnement. Cependant, sa bonne solubilité dans l'eau en font un composé particulièrement problématique. Une fois dans l'eau, il présente en effet une grande mobilité et une très mauvaise dégradabilité par rapport à d'autres constituants d'essence. Des études américaines montrent clairement que de nombreuses sources d'eau potable ont été contaminées par le MTBE. Par la suite la Californie a obligé les stations de service de déclarer le contenu en MTBE de leur essence et a interdit son

emploi dans l'essence à partir de 2003. De plus, une valeur guide pour l'eau potable de 5 µg de MTBE par litre a été fixée par arrêté. La discussion sur l'emploi du MTBE a maintenant atteint l'Europe et les avis y sont partagés. Certains, dont le ministère de l'environnement allemand, plaident pour une utilisation renforcée du MTBE, d'autres, notamment le Danemark, vont jusqu'à l'interdire. Le ministre danois de l'environnement et de l'énergie souhaite de plus une interdiction du MTBE en tant qu'additif d'essence au sein de l'Union Européenne. Il n'existe pas encore de valeurs guides ou limites européennes pour le MTBE dans les eaux souterraines ou dans l'eau potable, mais des premières propositions émanant de Suisse, du Danemark et d'Allemagne font état de valeurs comprises entre 2 et 30 µg/l.

L'incapacité des modèles de distribution à prévoir le comportement du MTBE dans l'environnement n'est pas sans rappeler le cas des hydrocarbures chlorés comme le trichloroéthylène. Ces composés comptent depuis des décennies au nombre des polluants les plus problématiques et les plus répandus des eaux souterraines, alors qu'en conditions d'équilibre ils se trouvent également presque uniquement dans l'atmosphère.

## Sources diffuses et ponctuelles du MTBE

Par le passé, les études d'impact sur l'environnement du MTBE ne tenaient pas compte du fait que la pollution des eaux souterraines qu'il occasionne s'effectuait par des sources aussi bien diffuses que ponctuelles. Les apports diffus de MTBE est surtout le résultat d'un lessivage de l'atmosphère et d'infiltrations d'eaux de ruissellement des routes (égouts) et d'eaux superficielles polluées. Les apports ponctuels de MTBE se produisent généralement suite à une contamination par de l'essence due à des fuites de réservoirs ou à des accidents de transport. En Europe, l'industrie et les autorités pensaient jusqu'ici que ce dernier type

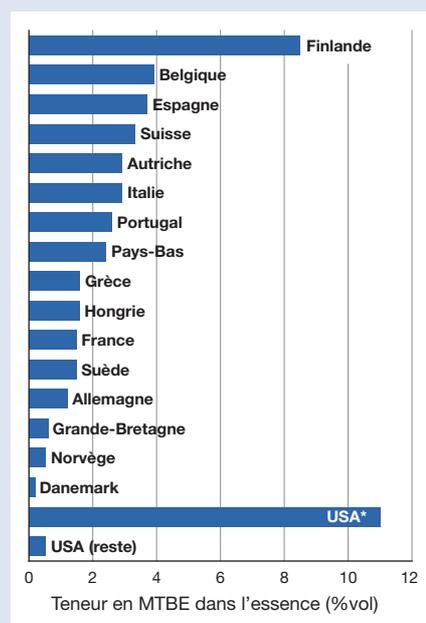
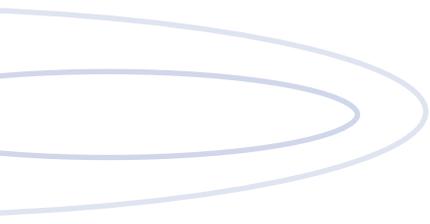


Fig. 1: Le MTBE est un antidétonant rajouté à l'essence. Les concentrations usuelles de MTBE employées varient d'un pays à l'autre. La figure indique les valeurs moyennes des années 1996/1997, qui peuvent également présenter de fortes variations au sein d'un même pays.

\* = Régions aux USA où une teneur minimale en composés oxygénés a été imposée dans l'essence pour combattre la pollution atmosphérique élevée.



de contamination involontaire ne pouvait se produire que très rarement, étant donné la mise en place de réglementations de stockage très sévères. Le nombre croissant de nappes phréatiques contaminées montre cependant que la contamination par le MTBE des eaux souterraines est plus souvent due à des déversements d'essence qu'on ne le pensait jusqu'ici [1]. Pour la Suisse on doit compter, selon nos estimations, chaque année une vingtaine de cas où des quantités importantes de MTBE sont déversées avec l'essence. Sur le territoire de l'Union Européenne, ce nombre s'élève

Police Municipal de Zurich



Fig. 2: Après l'accident du train-citerne survenu en 1994 à Zurich Affoltern, env. 5 tonnes de MTBE ont contaminé le sous-sol par infiltration d'essence.

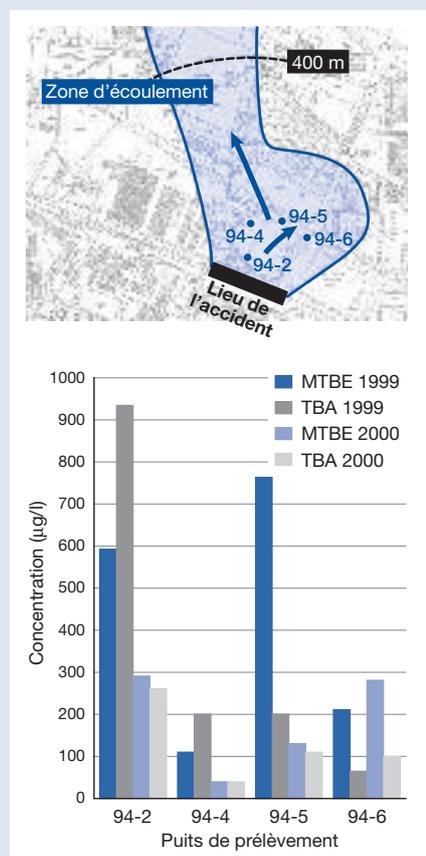


Fig. 3: Concentrations de MTBE et de TBA (en bas) mesurées en 1999 et en 2000 sur 4 sites de prélèvement sélectionnés à proximité du lieu de l'accident de Zurich-Affoltern (en haut). La zone d'écoulement dans l'aquifère est marquée en bleu clair, la direction d'écoulement est indiquée par des flèches.

à un millier de cas [3]. La figure 2 montre l'exemple de l'accident du train-citerne qui s'est produit en 1994 à Zurich Affoltern et qui est un cas type d'apport ponctuel. On trouve encore 6 ans après la catastrophe des concentrations élevées de MTBE dans les eaux souterraines situées à proximité du lieu de l'accident (Fig. 3).

De par leur nature, les apports diffus et ponctuels provoquent des contaminations d'importance différente. La contamination de base des eaux souterraines et potables suisses et européennes par le MTBE se situe actuellement en dessous de 1 µg/l, cette valeur est cependant dépassée dans 20 à 30% des puits étudiés (Fig. 4). Les

concentrations supérieures à 5 µg/l sont plutôt attribuables à des apports ponctuels. A proximité directe des points de pollution, on peut même mesurer des concentrations dépassant largement le mg/l. Il est actuellement encore impossible d'évaluer l'importance des différentes voies de contamination ou de prévoir l'évolution future de la pollution des eaux souterraines par le MTBE. L'EAWAG mène actuellement des recherches sur ces questions en collaboration avec les distributeurs d'eau potable et les autorités cantonales.

### Comportement à long terme dans le sous-sol

De nombreuses études sur le terrain révèlent que le MTBE forme des nuages de pollution plus étendus que ceux provoqués par les autres constituants d'essence. Il faut cependant souligner que les recherches concernant les processus et les vitesses de dégradation du MTBE et de ses métabolites dans les eaux souterraines sous différentes conditions (biogéochimiques) sont encore insuffisantes. Des essais de laboratoire ont révélé que certains micro-organismes peuvent dégrader le MTBE sous conditions contrôlées en milieu plutôt bien oxygéné. Sur le terrain, par contre, les bilans de masse ne permettent pas de mettre en évidence avec certitude une biodégradation de cette substance. Même sur un site où

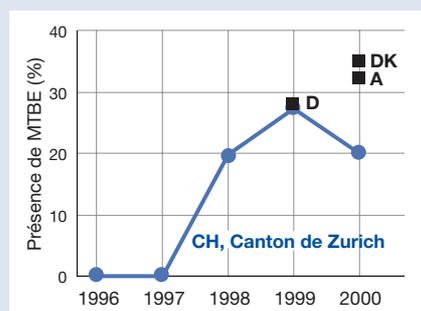


Fig. 4: Contamination des eaux souterraines par le MTBE dans le canton de Zurich de 1996 à 2000 (courbe bleu). Comparaison avec des études ponctuelles menées au Danemark, en Allemagne et en Autriche. Limites de détection: CH et D 50 ng/l, A 100 ng/l, DK non précisée.



les apports de MTBE sont connus, où l'hydrogéologie est bien définie et qui est bien cerné par un réseau dense de points de prélèvement, il n'a pas été possible en 8 années d'étude d'apporter une preuve tangible d'une dégradation du MTBE [4]. Même la mise en évidence du principal produit de dégradation du MTBE, l'alcool tert-butyle (TBA), dans les eaux souterraines ne présente pas une preuve d'une dégradation de MTBE étant donné que le TBA peut déjà être présent en quantités considérables dans l'essence [5]. La difficulté de mettre en évidence une quelconque dégradation de MTBE dans les sols contaminés par de l'essence restreint aussi la palette des procédés d'assainissement envisageables. On distingue parmi les mesures de réhabilitation, des mesures actives impliquant p.ex. le pompage et le traitement des eaux souterraines contaminées, et des mesures passives qui font appel aux processus de dégradation déjà présents dans les sols. Pour mesurer le succès d'un assainissement passif, on étudie l'évolution dans le temps de certains paramètres de dégradation. Étant donné qu'une telle étude n'est pas possible dans le cas du MTBE, on est actuellement contraint de renoncer aux mesures passives de réhabilitation des sols contaminés.

Dans le but de mieux comprendre le comportement à long terme de substances telles que le MTBE dans le sous-sol, l'EAWAG envisage de faire appel à une nouvelle méthode qui repose sur la détermination

de la composition isotopique des polluants organiques le long de leurs nuages de dispersion [6]. Lors de la dégradation microbienne du MTBE, l'alcool TBA est formé par rupture de la liaison d'éther. Cette rupture se déroule à différentes vitesses pour les deux isotopes stables du carbone le  $^{12}\text{C}$  et le  $^{13}\text{C}$  (Fig. 5), ce qui mène à un enrichissement de l'isotope lourd dans le MTBE résiduaire. Des études de laboratoire ont déjà démontré cet effet pour le MTBE [7]. La combinaison de cette méthode avec la datation de l'eau le long du nuage de pollution et l'intégration de ce genre de données dans les modèles appliqués aux eaux souterraines permettra une description quantitative du comportement des polluants persistants dans le sous-sol. Un grand avantage de cette méthode est l'indépendance des bilans de masse entachés d'erreur. Les premières études menées sur le site contaminé de Zurich-Affoltern ne révèlent aucune différence dans la composition isotopique de carbone de MTBE le long du nuage de pollution, ce qui plaide contre la dégradation du MTBE supposée jusque là sur ce site. Étant donné que la méthode n'est pas encore assez sensible pour permettre des études plus poussées sur le terrain, l'EAWAG est actuellement en train d'élaborer une méthode d'enrichissement efficace qui serait employée avant la détermination de la composition isotopique des échantillons.

### Une évaluation plus approfondie des risques est indispensable

Le problème du MTBE illustre bien le fait qu'une évaluation fiable du danger que représentent certaines substances chimiques pour l'environnement doit absolument tenir compte aussi bien de la distribution des polluants entre les divers compartiments de l'environnement et de leur degré de dégradation au sein de ces compartiments que des divers scénarios d'émissions proposés par les modèles. Les modèles d'équilibre et de distribution, qui prévoient une présence de MTBE focalisée sur le compartiment

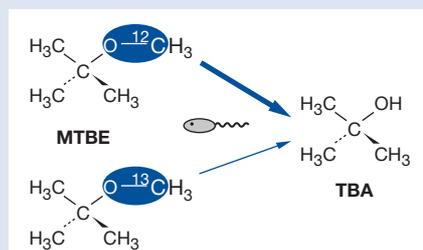
atmosphérique, ne conviennent pas à une telle évaluation. Il conviendra d'évaluer de cette manière d'éventuels produits de remplacement du MTBE avant leur mise sur le marché pour éviter des problèmes futurs liés aux antidétonants.



**Torsten Schmidt, chimiste et employé scientifique à la division «Ressources aquatiques et eau potable» de l'EAWAG. Ses intérêts portent sur le comportement dans l'environnement des additifs d'essence et le développement méthodique de l'analyse isotopique de composés isolés pour la recherche environnementale.**

isotopique de composés isolés pour la recherche environnementale.

Coauteurs: Stefan Haderlein, Luc Zwank



**Fig. 5: Dégradation plus rapide du MTBE avec des isotopes  $^{12}\text{C}$  et donc enrichissement en isotopes  $^{13}\text{C}$  dans la fraction résiduaire.**

- [1] Schmidt T.C., Morgenroth E., Schirmer M., Effenberger M., Haderlein S.B. (2001): Use and occurrence of fuel oxygenates in Europe. In: Diaz Art F., Donna Drogos L. (eds.) Oxygenates in gasoline: Environmental aspects, ACS Symposium Series 799, American Chemical Society, Washington, DC, 58–79.
- [2] Pahlke G., Leonhard H., Tappe M. (2000): Mögliche Umweltbelastungen durch die Nutzung von MTBE als Kraftstoffzusatz in Deutschland und Westeuropa. Erdöl Erdgas Kohle 116, 498–504.
- [3] Schmidt T., Haderlein S. (2000): Does the use of MTBE pose environmental problems in Switzerland? Projektbericht für das BUWAL, 60 S.
- [4] Schirmer M., Barker J.F. (1998): A study of long-term MTBE attenuation in the Borden Aquifer, Ontario, Canada. Ground Water Monitoring & Remediation 18, 113–122.
- [5] Zwank L., Schmidt T.C., Haderlein S.B., Berg M. (2002): Direct aqueous injection gaschromatography mass spectrometry for the simultaneous investigation of fuel oxygenates and BTEX in aqueous samples. Environmental Science & Technology 36, 2054–2059.
- [6] Zwank L., Schmidt T., Kipfer R., Haderlein S. (2001): Détermination de la composition isotopique de polluants chimiques, EAWAG news 52f, 6–7.
- [7] Hunkeler D., Butler B.J., Aravena R., Barker J.F. (2001): Monitoring biodegradation of methyl tert-butyl ether (MTBE) using compound-specific carbon isotope analysis. Environmental Science and Technology 35, 676–681.

# Antibiotiques: Le revers de la médaille

**Des antibiotiques largement utilisés en médecine humaine et vétérinaire sont maintenant détectables dans les eaux usées et les eaux naturelles suisses. Des études menées à l'EAWAG montrent les différentes voies de contamination du milieu aquatique empruntées par les différents antibiotiques: on trouve les antibiotiques à usage humain dans les effluents des stations d'épuration et à des concentrations plus faibles même dans les eaux de surface. On trouve par contre très peu d'antibiotiques à usage vétérinaire dans les effluents de stations mais ils sont présents dans certaines eaux de surface. On ignore encore les effets des antibiotiques sur les écosystèmes aquatiques et sur la santé humaine – en particulier en ce qui concerne la résistance croissante des bactéries pathogènes.**

Les produits pharmaceutiques sont déversés dans le milieu aquatique par les excréments humains et animaux et par leur évacuation inappropriée. Il faut faire la distinction entre les voies de contamination empruntées par les produits pharmaceutiques à usage humain et par ceux à usage vétérinaire (Fig. 1). Les médicaments à usage humain aboutissent dans un premier temps dans les stations de traitement des eaux polluées (STEP) avec les eaux usées des ménages et des hôpitaux. Lors du processus d'épuration, ils ne sont cependant pas totalement éliminés et ils finissent par être rejetés dans les eaux de surface. Les produits pharmaceutiques à usage vétérinaire, quant à eux, sont épandus sur les champs avec les excréments animaux et le purin et soit ils atteignent directement les eaux de surface par drainage, soit ils s'infiltrent dans les sols et les eaux souterraines. En général, les produits pharmaceutiques ne sont présents dans les eaux qu'à de très faibles concentrations. Il est tout de même important de savoir si les traces de médicaments représentent un danger pour les écosystèmes aquatiques. Les antibiotiques méritent une attention particulière étant donné que l'on ignore encore actuellement si leur présence dans les eaux ne contribuerait pas à une progression de la résistance de micro-organismes potentiellement pathogènes vis-à-vis des antibiotiques employés pour les combattre.

## Consommation d'antibiotiques en Suisse

En 1997 près de 90 tonnes d'antibiotiques ont été appliqués en Suisse (y compris les sulfonamides), dont 38% en médecine humaine et 62% en médecine vétérinaire [1–3]. En médecine vétérinaire, les antibiotiques sont employés comme promoteurs de croissance antimicrobiens, comme aliments médicamenteux pour animaux ou bien comme thérapie dans des cas isolés. L'emploi de promoteurs de croissance antimicrobiens en Suisse a cependant pratiquement disparu depuis son interdiction en 1999 [3]. De même, la quantité d'antibiotiques employés dans les aliments médicamenteux pour animaux a baissé de 33% jusqu'en l'an 2000, pour atteindre 17,3 tonnes. Par contre, la quantité d'antibiotiques appliqués à des fins thérapeutiques à des animaux isolés a augmenté de 27%, atteignant 21,6 tonnes. La quantité d'antibiotiques utilisés en Suisse pour la santé humaine est à peu près constante depuis 1992, avec une valeur d'env. 34 tonnes. Les bêta-lactamines, dont font partie les pénicillines et les ampicillines, en constituent la majeure partie, avec env. 18 tonnes en 1997, suivis des sulfonamides avec 5,5 tonnes, des macrolides avec 4,3 tonnes, et des fluoroquinolones avec 3,9 tonnes.

Au vu de ces chiffres, il semble important d'évaluer la quantité d'antibiotiques qui atteint réellement le milieu naturel. Les pre-

mières études menées en Allemagne et aux USA ont permis de mesurer des concentrations de traces d'antibiotiques dans les eaux de surface [4–6]. Quelle est cependant la situation en Suisse? L'EAWAG s'est donné pour but de répondre à cette question. Etant donné que les bêta-lactamines subissent assez rapidement une dégradation chimique, l'EAWAG se concentre sur les sulfonamides, les macrolides et les fluoroquinolones. L'étude présente porte sur l'élaboration d'analyses de flux de matières permettant de caractériser le comportement des antibiotiques au cours du traitement des eaux usées ainsi que leur déversement dans le milieu aquatique. Mais avant toute chose, il a été nécessaire de mettre au point des méthodes analytiques pour détecter chaque antibiotique.

## Les antibiotiques à base de sulfonamides et macrolides

La concentration des antibiotiques de la famille des sulfonamides et de celle des macrolides a été déterminée dans les eaux traitées de quatre stations d'épuration des eaux usées du canton de Zurich (échantillons mixtes journaliers) ainsi que dans des

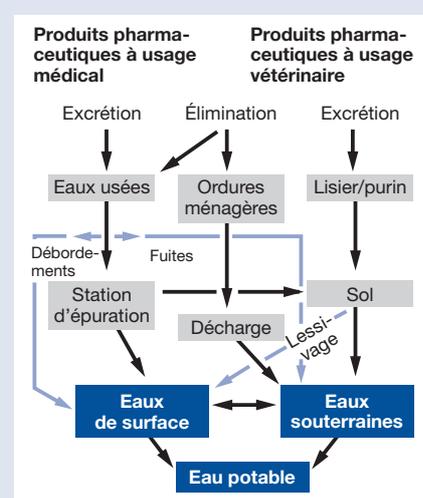


Fig. 1: Les produits pharmaceutiques à usage vétérinaire et médical empruntent différentes voies pour contaminer les eaux.

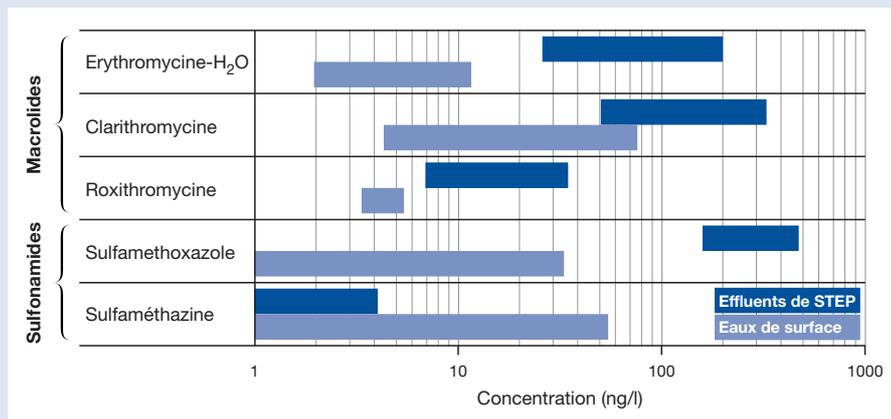


Fig. 2: Concentrations de sulfonamides et macrolides dans les effluents de stations d'épuration et dans les eaux de surface des cantons de Zurich et de Lucerne.

échantillons prélevés au hasard dans différents cours d'eau et lacs des cantons de Zurich et de Lucerne. La détection des antibiotiques a été réalisée grâce à une méthode basée sur une extraction en phase solide et une chromatographie en phase liquide couplée directement à la spectrométrie de masse. La figure 2 indique les étendues de concentration obtenues. Il apparaît clairement que la concentration de l'antibiotique vétérinaire sulfaméthazine est moins élevée dans les effluents de stations d'épuration que dans les eaux de surface, ce qui semble indiquer que les antibiotiques vétérinaires passent directement des champs au milieu aquatique avec les excréments animaux et le purin. Des études récentes menées dans des exploitations agricoles sélectionnées qui utilisent la sulfaméthazine pour le traitement thérapeutique ou l'alimentation médicamenteuse de porcs et de veaux confirment la présence de cet antibiotique dans le purin. La sulfaméthazine et son métabolite la N<sup>4</sup>-acétyl sulfaméthazine ont été détectées dans le purin à des concentra-

tions allant respectivement jusqu'à 8,7 et 2,6 mg/kg de purin liquide, pour une part de matières sèches de 3,3% [7, 8]. Contrairement aux antibiotiques vétérinaires, les antibiotiques utilisés pour la santé humaine présentent des concentrations plus élevées dans les effluents de stations d'épuration que dans les lacs et cours d'eau étudiés (Fig. 2). Les différences de concentration mesurées correspondent à un facteur de dilution de 2 à 20. Ces différences s'expliquent par le fait que les antibiotiques utilisés en médecine humaine transitent d'abord des ménages et hôpitaux jusqu'aux stations d'épuration à partir desquelles ils sont rejetés dans les eaux de surface après leur élimination incomplète des eaux usées.

Les charges d'antibiotiques varient fortement suivant les bassins d'alimentation des stations d'épuration. Les quantités journalières d'érythromycine, de clarithromycine et de roxithromycine, tous des macrolides, sont 5 à 30 fois plus élevées dans les effluents de la STEP de Werdhoelzli à Zurich que dans ceux de la STEP à Duebendorf. A titre d'exemple, la charge journalière en clarithromycine atteint une moyenne de 48 g à la STEP de Werdhoelzli, mais n'est que de 1,6 g à Duebendorf. Cette différence peut s'expliquer par le fait que 8 fois plus d'habitants sont rattachés à la STEP de Werdhoelzli qu'à celle de Duebendorf. A cela s'ajoutent les migrants journaliers qui viennent travailler à Zurich et évidemment la plupart des hôpitaux de cette agglomération.

### Les antibiotiques à base de fluoroquinolones

Pour pouvoir suivre le destin de la ciprofloxacine et de la norfloxacine, les principaux fluoroquinolones employés en médecine humaine, pendant l'épuration des eaux

usées, leurs concentrations ont été mesurées dans des échantillons moyens journaliers prélevés dans l'affluent et dans l'effluent de quatre stations d'épuration du canton de Zurich [9–11]. Les échantillons d'affluent ont été prélevés après le prétraitement mécanique, ceux de l'effluent après l'épuration biologique et la filtration. Une nouvelle méthode a été mise au point pour l'identification des fluoroquinolones. Après extraction de la phase solide, ces substances sont quantifiées à l'aide de la chromatographie en phase liquide suivie d'une détection par fluorescence. La figure 3 montre que les concentrations des deux fluoroquinolones sont nettement plus élevées dans l'affluent que dans l'effluent. Les valeurs que nous avons obtenues indiquent une réduction de la charge en fluoroquinolones de 70 à 80% lors du traitement des eaux usées. Le reste est rejeté dans les eaux de surface avec les effluents des stations d'épuration. Ainsi, des concentrations de ciprofloxacine et de norfloxacine allant jusqu'à 18 ng/l ont encore été mesurées dans la Glatt, une rivière qui recueille les effluents de diverses stations d'épuration. Des études portant sur le destin des fluoroquinolones dans les stations d'épuration laissent penser que ces composés ne sont pas dégradés mais qu'ils se retrouvent pratiquement intacts dans les boues d'épuration.

Jusqu'à présent, ni la présence de fluoroquinolones, ni celle de sulfonamides ou de macrolides n'a été détectée dans les eaux souterraines ou potables suisses.

### Les projets de l'EAWAG sur l'élimination des antibiotiques des eaux usées

Des études sont en cours ou prévues à l'EAWAG pour étudier en détail le comportement des antibiotiques lors de l'épuration des eaux usées et comparer différentes technologies de traitement des eaux. Le projet européen POSEIDON a pour but de tester l'efficacité d'élimination des antibiotiques et autres produits pharmaceutiques de diverses technologies d'épuration et de potabilisation. Ce projet envisage en particulier de comparer les nouvelles technologies de membrane avec les procédés classiques des boues activées et des lits bactériens. Les technologies de membrane permettent de travailler avec des boues plus âgées et plus concentrées. Des bactéries à croissance lente auraient alors le temps de s'installer dans les boues activées permettant éventuellement le développement de spécialistes capables de dégrader certains micropolluants comme p. ex. les

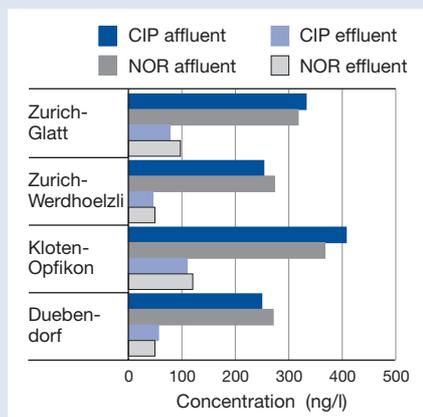


Fig. 3: Concentrations des fluoroquinolones ciprofloxacine (CIP) et norfloxacine (NOR) dans les affluents et les effluents de diverses stations d'épuration du canton de Zurich.



R. Schaffner, EAWAG

Les antibiotiques: des médicaments efficaces s'ils sont correctement utilisés.

antibiotiques. Le projet de recherche interdisciplinaire NOVAQUATIS de l'EAWAG est basé sur l'idée d'un captage à la source des produits pharmaceutiques ou autres substances indésirables qui ne transiteraient ainsi plus vers les stations d'épuration. L'utilisation des toilettes No-Mix permet de recueillir l'urine séparément et si possible non diluée, c'est à dire mélangée à très peu d'eau de chasse, et de la traiter ensuite selon un procédé technique particulier.

## Evaluation des risques

Etant donné leur persistance dans l'eau, il est très important d'évaluer les effets des antibiotiques sur le milieu aquatique, en accordant une attention particulière à l'étude des phénomènes de résistance aux antibiotiques. Dans l'état actuel des connaissances, les diverses formes de résistance sont transmises à l'homme soit dans les hôpitaux, soit par les aliments provenant de la production animale. [12]. Les concentrations d'antibiotiques rencontrées dans l'environnement peuvent-elles également contribuer à une propagation des cas de résistance? Cette question est l'une de celles traitées par le Programme National de Recherche PNR 49 du Fonds National Suisse consacré à l'étude de la résistance aux antibiotiques.

L'augmentation des cas d'allergie observée ces dernières années est un autre effet imputable à l'utilisation continue d'antibiotiques. Une allergie à la pénicilline p. ex. peut ainsi se déclarer suite à un contact répété avec de faibles quantités d'antibiotiques [13].

L'évaluation des effets écotoxicologiques de concentrations de traces est extrêmement difficile actuellement, étant donné que l'on manque de données. La Commission européenne travaille en ce moment à l'élaboration de nouvelles directives prévoyant une évaluation des risques écotoxicologiques provenant des produits pharmaceutiques

destinés à l'homme avant leur mise sur le marché, comme elle est déjà pratiquée depuis 1998 pour les produits vétérinaires.

## Application ciblée et évacuation appropriée des antibiotiques

Les antibiotiques sont indiscutablement d'une grande utilité pour le traitement thérapeutique tant dans le domaine humain qu'animal. Il est cependant possible de limiter les rejets d'antibiotiques dans l'environnement en les appliquant de manière plus ciblée et en respectant certaines règles lors de leur évacuation. Il convient de ne prendre des antibiotiques qu'en cas de nécessité, et ce, à la dose recommandée et sur une durée assez longue. Il est donc très important d'informer les patients et les médecins. Dans le domaine de la médecine vétérinaire, un premier pas a été fait en direction d'une baisse de la consommation d'antibiotiques en interdisant en Suisse les promoteurs de croissance antimicrobiens. Mais ils faudrait sérieusement envisager de ne plus utiliser simultanément des produits identiques ou similaires en médecine vétérinaire et en médecine humaine. On rencontre en effet de plus en plus de cas de résistances croisées. On entend par là l'extension de la résistance développée par un micro-organisme contre un antibiotique particulier à d'autres antibiotiques de structure chimique similaire ou appartenant au même groupe.

Conclusion: De nombreuses recherches sont encore nécessaires avant que l'on

puisse définitivement estimer le danger que représentent les antibiotiques rejetés dans le milieu naturel. Il nous faut donc améliorer nos connaissances sur le comportement des antibiotiques dans l'environnement, sur leur élimination dans les stations d'épuration des eaux usées ou de potabilisation des eaux, sur leur comportement dans les boues d'épuration et le purin, ainsi que sur leurs effets écotoxicologiques.

## Remerciements

Travaux bénéficiant du financement de la société Bayer AG (Wuppertal) et d'une bourse Wilhelm Simon Fellowship attribuée à Norriell S. Nipales par l'ICSC-World Laboratory.

Pour plus d'informations:

- [www.eu-POSEIDON.com](http://www.eu-POSEIDON.com)
- [www.novaquatis.eawag.ch](http://www.novaquatis.eawag.ch)
- [www.snf.ch/fr/rep/nat/nat\\_nrp\\_49.asp](http://www.snf.ch/fr/rep/nat/nat_nrp_49.asp)
- [www.emea.eu.int](http://www.emea.eu.int)



Christa S. McArdell, chimiste, chercheur à la division «Composés polluants» et chargée de cours dans les départements de Sciences de l'Environnement et de Génie Civil, Génie de l'Environnement et Géomatique de l'EPF de Zurich. Elle étudie l'apparition et le comportement de polluants chimiques dans le traitement des eaux usées et dans les eaux naturelles.

Coauteurs: Alfredo C. Alder, Eva M. Golet, Eva Molnar, Norriell S. Nipales, Walter Giger

- [1] Treuhandstelle der Schweizerischen Antibiotika-Importeure (TSA) (1998): Jahresbericht. Bern.
- [2] Schweizerische Marktstatistik (1999).
- [3] Bundesamt für Landwirtschaft (2001): Im Veterinärbereich verwendete Antibiotika. Bern.
- [4] Hirsch R., Ternes T., Haberer K., Kratz K.-L. (1999): Occurrence of antibiotics in the aquatic environment. *The Science of the Total Environment* 225, 109–118.
- [5] Lindsey M.E., Meyer M., Thurman E.M. (2001): Analysis of trace levels of sulfonamide and tetracycline antimicrobials in ground water and surface water using solid-phase extraction and liquid chromatography/mass spectrometry. *Analytical Chemistry* 73, 4640–4646.
- [6] Sacher F., Lange F.T., Brauch H.-J., Blankenhorn I. (2001): Pharmaceuticals in ground waters: analytical methods and results of a monitoring program in Baden-Württemberg, Germany. *Journal of Chromatography A* 938, 199–210.
- [7] Haller M. (2000): Analytik von antimikrobiellen Wirkstoffen in Exkrementen von Nutztieren: Messung von Sulfonamiden, Chloramphenicol und Trimethoprim in Gülle mit HPLC-MS. Masters thesis ETH Zurich, 30 p.
- [8] Haller M.Y., Müller S.R., McArdell C.S., Alder A.C., Suter M.J.-F. (2002): Quantification of veterinary antibiotics (sulfonamides and trimethoprim) in animal manure by liquid chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A* 952, 111–120.
- [9] Alder A.C., McArdell C.S., Golet E.M., Ibrić S., Molnar E., Nipales N.S., Giger W. (2001): Occurrence and fate of fluoroquinolone, macrolide, and sulfonamide antibiotics during wastewater treatment and in ambient waters in Switzerland. In: Daughton C.G., Jones-Lepp T. (eds.) *Pharmaceuticals and personal care products in the environment: scientific and regulatory issues*. American Chemical Society, Symposium Series 791, 56–69.
- [10] Golet E.M., Alder A.C., Giger W. (2002): Exposure and risk assessment of fluoroquinolone antibacterial agents in the Glatt river watershed, Switzerland. in preparation.
- [11] Golet E.M., Alder A.C., Hartmann A., Ternes T.A., Giger W. (2001): Trace determination of fluoroquinolone antibacterial agents in urban wastewater by solid-phase extraction and liquid chromatography with fluorescence detection. *Analytical Chemistry* 73, 3632–3638.
- [12] Perreten V., Schwarz F., Cresta L., Boegli M., Dasen G., Teuber M. (1997): Antibiotic resistance spread in food. *Nature* 389, 801–802.
- [13] Wiedemann B. (2001): Antibiotika im Wasser: Gefahr für Mensch und Umwelt. Wissenschaftspressekonferenz in Bonn vom 26. Juni 2001 zum Thema: Antibiotika im Wasser – Gefahren für Mensch und Umwelt durch Arzneimittelrückstände?

# Les effets de la pilule sur les poissons

**A l'heure actuelle, les substances à effets endocriniens sont entre autres la cause des phénomènes de féminisation observés chez les poissons mâles. Dans le cadre du programme européen COMPREHEND, l'EAWAG s'est chargé d'étudier les effets d'effluents de stations d'épuration sur des truites arc-en-ciel mâles et a effectivement pu constater une féminisation chez les poissons. Parallèlement à ces essais, des échantillons d'effluents de station d'épuration ont été analysés. Une analyse chimique d'ultra-traces a permis de mettre en évidence dans quelques échantillons une augmentation des concentrations d'hormones. De plus, une certaine activité estrogène a été détectée à l'aide de tests effectués sur des cellules de levures transgéniques.**

Les produits chimiques dans l'environnement qui provoquent des perturbations du système hormonal chez l'homme et l'animal sont également appelés «hormones environnementales». Elles figurent en tête de ligne des substances estrogéniques dont l'action est similaire à celle des hormones sexuelles féminines. En font partie:

- l'estrogène naturel qu'est l'estradiol ainsi que ses produits de transformation l'estrone et l'estriol,
- les estrogènes de synthèse tels que l'éthinylestradiol contenu dans la pilule contraceptive et enfin
- certaines substances chimiques produites en grande quantité que l'on retrouve par exemple dans les détergents industriels (les alkylphénolpolyéthoxylates et leurs produits de dégradation comme le nonylphénol) et dans les plastiques (bisphénol A).

Bon nombre de ces substances à effets endocriniens sont présentes dans le milieu aquatique. Ainsi, par exemple, les estrogènes naturels ou synthétiques atteignent les stations d'épuration par les excréments humains. Une part y est retenue, le reste est déversé dans les eaux de surface.

## Effet des «hormones environnementales»

Chez les poissons, l'estradiol endogène induit la production de vitellogénine dans le foie. Cette protéine précurseur des vitellines atteint les ovocytes des ovaires par la circulation sanguine et seules les poissons

femelles adultes en possèdent de grandes quantités dans le sang. La communauté scientifique s'est donc alarmée quand des études britanniques ont fait état au milieu des années 90 de fortes concentrations en vitellogénine dans des poissons mâles. Les animaux étudiés provenaient de tronçons de cours d'eau situés en aval d'effluents de stations d'épuration et l'on attribua la synthèse de vitellogénine à la présence de substances estrogènes dans l'eau. Les études ont de plus révélé que les poissons mâles de cours d'eau pollués pouvaient présenter des gonades mixtes, c.-à-d. des testicules contenant aussi des ovules. Ce phénomène appelé féminisation ou intersexe a également été observé il y a peu de temps chez des corégones du lac de Thoun.

On ne peut qu'émettre des hypothèses sur les effets des substances estrogènes sur l'homme. A l'heure actuelle il n'est pas encore démontré que la diminution de la densité et de la qualité des spermatozoïdes et l'augmentation de la fréquence des cas de cancer des testicules postulée chez les hommes sont bien attribuables aux hormones environnementales.

## Plus de 500 perturbateurs endocriniens potentiels

C'est dans une situation d'urgence que des programmes d'évaluation au niveau international ont vu le jour ces dernières années pour tenter d'identifier parmi les quelque 80 000 produits chimiques en circulation

les substances pouvant présenter une activité endocrine. L'Union Européenne a ainsi dernièrement présenté une liste de 553 substances chimiques plus 9 hormones stéroïdes naturelles et synthétiques susceptibles de perturber le système hormonal de l'homme et des animaux sauvages [1]. D'autres projets de recherche nationaux et internationaux dans lesquels l'EAWAG est aussi impliqué étudient la distribution d'hormones environnementales dans les eaux de surface ainsi que leurs effets sur les organismes aquatiques. Parmi les projets nationaux citons le programme de recherche national «PNR50 – Perturbateurs endocriniens» lancé en été 2001 et le projet «Fischnetz – réseau suisse poissons en diminution», qui cherche entre autres à savoir si des substances à effets endocriniens sont responsables du déclin des populations de poissons observé dans les eaux suisses. Les résultats présentés dans cet article proviennent du projet européen COMPREHEND («COMmunity Programme of Research on Environmental Hormones and ENdocrine Disrupters») qui est arrivé à son terme fin 2001. Le but de COMPREHEND était d'étudier les substances à activité hormonale dans les effluents de stations d'épuration industrielles et communales et de mettre au point de nouvelles méthodes d'analyse des hormones environnementales.

## Une augmentation des taux de vitellogénine également dans les poissons suisses

Des truites arc-en-ciel mâles ont été maintenues pendant deux semaines dans les effluents de la station d'épuration (STEP) de Rontal dans le canton de Lucerne. Des poissons témoins ont séjourné pendant la même durée dans la rivière Ron en amont de l'effluent de la station d'épuration ou au laboratoire. Les poissons n'ont pas été nourris pendant la durée de l'expérience. La figure 1 montre que les taux de vitellogénine

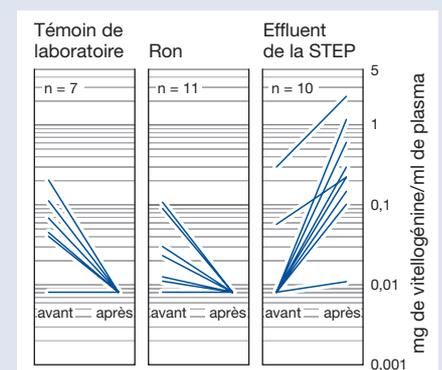


Fig. 1: Induction de vitellogénine dans des truites arc-en-ciel mâles (n = nombre de poissons mâles).

diminuent chez tous les poissons témoins au cours de l'essai. Ce phénomène s'explique probablement par le fait que les poissons avaient été élevés avant les essais avec des aliments pour poissons qui contenaient vraisemblablement des substances à effets endocriniens. A l'inverse, les poissons exposés aux effluents de STEP présentaient après l'expérience des taux de vitellogénine plus élevés qu'avant, ce qui semble indiquer la présence de composés à effets endocriniens dans l'eau.

## Une combinaison de méthodes analytiques chimiques et biologiques

En même temps, des échantillons ont été prélevés dans les effluents de la STEP de Rontal pour en étudier la teneur en substances à effets endocriniens potentiels. Pour ce genre d'études l'EAWAG fait appel à une combinaison de deux types de méthodes. L'analyse chimique ultra-traces permet de déterminer la concentration d'hormones environnementales connues dans l'échantillon d'eau. En parallèle, des tests biologiques, qui permettent de mesurer l'activité estrogène de l'échantillon étudié, utilisent un système de cellules de levures auxquelles ont été intégrés un récepteur à estrogènes humain ainsi qu'un gène rapporteur. Si l'échantillon d'eau contient des hormones environnementales, elles se fixent au récepteur, activent le gène rapporteur et peuvent ensuite être mises en évidence par une réaction biochimique

colorée. L'intensité de la coloration traduit l'activité estrogène de l'échantillon qui est exprimée en équivalents estradiol. Une méthode à elle seule ne suffit pas; ce n'est que la caractérisation de l'échantillon d'eau, c.-à-d. la détermination de sa teneur en hormones environnementales et de son activité estrogène, qui donne un aperçu général et qui présente les avantages suivants:

- forte probabilité d'exclusion des résultats négatifs faux,
- identification des échantillons dont les différents composants à effets endocriniens présentent des concentrations inférieures à la concentration effective minimale, mais dont la combinaison présente une activité estrogène mesurable [2],
- possibilité d'identifier des hormones environnementales inconnues dans les échantillons présentant des effets endocriniens.

## Concentrations attendues et mesurées dans les effluents de la STEP

Si l'on suppose que le rapport entre hommes et femmes est de 1:1, que 60% des femmes ont leurs menstruations et que 0,8% d'entre elles sont enceintes, on peut considérer qu'un individu moyen (y compris les hommes) rejette 3,1 µg d'estradiol par jour [3]. Appliqué sur le nombre d'habitants dans le bassin d'alimentation de la STEP de Rontal et partant du fait que 50% des hormones stéroïdes sont éliminées dans la station, on peut s'attendre à une concentration en estradiol des effluents de 1,6 ng/l. Avec l'analyse chimique ultra-traces on mesure effectivement une concentration moyenne de 2,0 ng d'estradiol par litre d'effluent (Fig. 2A). On a calculé de la même manière une concentration en éthinylestadiol (théorique) des effluents de 3 ng/l qui correspond également à la concentration moyenne de 1,5 ng/l (Fig. 2A). Par contre, l'échantillon B surprend par ses concentrations élevées en estradiol et en estrone.

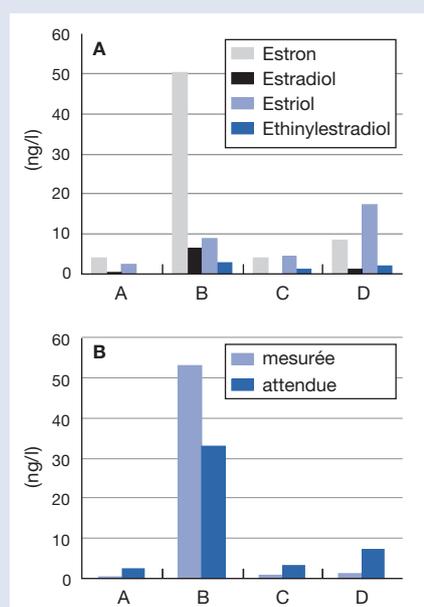


Fig. 2: Étude de 4 échantillons d'eau prélevés dans les effluents de la STEP de Rontal. (A) Concentrations d'estrogènes naturels et synthétiques. (B) Activités estrogènes attendues et mesurées exprimées en équivalents estradiol.

de 0,003 respectivement. Par contre, les activités estrogènes des produits chimiques industriels sont en général plus faibles de plusieurs ordres de grandeur. Mais étant donné qu'ils peuvent être présents dans l'environnement à des concentrations beaucoup plus élevées que les estrogènes naturels et synthétiques, il faut se garder de les négliger. Par exemple, le nonylphénol présente une activité hormonale 40 000 fois plus faible que l'estradiol, mais sa concentration de 1,6 µg/l dans les effluents de la STEP de Rontal est 1000 fois supérieure à celle de l'hormone, ce qui correspond à une activité estrogène de 0,04 ng/l.

Dans notre étude, les activités estrogènes réelles mesurées par les tests de levure s'accordent généralement avec les valeurs calculées. Seul dans l'échantillon B l'activité estrogène calculée est inférieure à la valeur réelle dont elle ne constitue que 60% (Fig. 2B). Ceci indique clairement la présence d'autres substances à effets endocriniens dont certaines sont peut-être inconnues et qu'il convient d'identifier par analyse chimique.

Il est donc indispensable de poursuivre les recherches dans ce domaine afin d'obtenir un aperçu global de la situation. A l'avenir, il faudra d'autre part analyser les effets des hormones environnementales sur les populations, les biocénoses et les écosystèmes aquatiques.



Marc J.-F. Suter, chimiste, dirige la division «Chimie analytique de l'environnement aquatique» de l'EAWAG. Domaines de recherche actuels: Analyse chimique axée sur l'identification des effets sur l'environnement, développement de méthodes analytiques de traces, effets

biologiques de composés anthropogènes sur les organismes aquatiques.

### Coauteurs:

H.-R. Aerni, B. Kobler, B. Rutishauser, F. Wettstein, R. Fischer, A. Hungerbühler, M.D. Marazuela, R. Schöneberger, R.I.L. Eggen, W. Giger et A. Peter

## Activité hormonale attendue et mesurée dans les effluents de la STEP

A partir des concentrations dans les échantillons d'eau déterminées par analyse chimique et des activités estrogènes relatives des différentes hormones environnementales, il est possible de calculer une activité estrogène théorique pour chaque échantillon (exprimée en équivalents d'estradiol attendue) (Fig. 2B). L'estradiol et l'éthinylestradiol servent de référence et présentent une activité hormonale égale à 1, les produits de dégradation que sont l'estrone et l'estriol présentent des activités de 0,474 et

- [1] KOM (2001) 262; voir sous: [http://europa.eu.int/eur-lex/fr/com/cnc/2001/com2001\\_0262fr01.pdf](http://europa.eu.int/eur-lex/fr/com/cnc/2001/com2001_0262fr01.pdf)
- [2] Silva E., Rajapakse N., Kortenkamp A. (2002): Something from «nothing» – eight weak estrogenic chemicals combined at concentrations below NOECs produce significant mixture effects. *Environmental Science & Technology* 36, 1751–1756.
- [3] Johnson A.C., Williams R.J., Ulahannan T. (1999): Comment on «Identification of estrogenic chemicals in STW effluent. 1. Chemical fractionation and in vitro biological screening» *Environmental Science & Technology* 33, 369–370.

# Des agents pathogènes dans l'eau (potable)?

**Malgré la bonne qualité de l'eau potable dans la plupart des pays industrialisés, on a assisté ces dernières années à plusieurs reprises à des «accidents» dus à des contaminations de l'eau par des micro-organismes qui se sont parfois manifestées par des sortes d'épidémies. Pour contrôler la qualité microbiologique de l'eau potable, on détermine par des analyses de routine le nombre d'organismes indicateurs. Parmi eux, on compte p. ex. des entérobactéries inoffensives que l'on trouve dans la flore intestinale de l'homme et de certains mammifères. Pour certains agents pathogènes qui ont proliféré ces dernières années, la méthode basée sur les indicateurs semble cependant inadaptée. On fait alors de plus en plus souvent appel à des techniques moléculaires basées sur des principes biochimiques, génétiques et immunologiques. Elles permettent la détection sélective de pathogènes donnés et sont du reste bien souvent plus sensibles et plus rapides que les méthodes de contrôle conventionnelles.**

On trouve des micro-organismes dans toutes les eaux. Un problème se pose lorsque les virus, bactéries ou protozoaires avec un potentiel pathogène humain sont présents en trop grand nombre [1]. Cette règle n'est pas que valable pour l'eau potable. La transmission de maladies d'origine microbienne se fait le plus souvent par la consommation de fruits, de légumes et de salades crues qui sont entrés en contact avec de l'eau contaminée lors de leur irrigation dans le jardin ou bien au moment de leur rinçage. De même, le bain ou la douche constituent une voie de contamination envisageable. Pour l'élevage de poissons, de crustacés et de mollusques en aquaculture industrielle, il est également indispensable d'utiliser de l'eau exempte de pathogènes.

## Le siècle des épidémies par l'eau potable

Les maladies dues à de l'eau potable contaminée par des pathogènes sont caractérisées par des symptômes aigus provoqués par la prolifération de l'agent pathogène dans le corps de son hôte. Par opposition, on observe généralement une symptomatologie de type chronique lorsque la maladie est causée par une eau potable contaminée par des polluants chimiques. Au XIX<sup>e</sup> siècle, «le siècle des épidémies par l'eau

potable», les contaminations de l'eau potable faisaient partie du lot quotidien des habitants de l'Europe centrale. Surtout les grandes villes européennes ont vu s'abattre sur elles des épidémies de choléra, de ty-

phus et de dysenterie principalement dues à la mauvaise qualité de leur approvisionnement en eau potable et ont vu mourir près de 50% des personnes infectées. Aujourd'hui encore ces épidémies «classiquement» transmises par l'eau potable apparaissent de façon sporadique dans les pays industrialisés, de manière très localisée cependant. Certains cas récents sont présentés dans le tableau 1.

En général, la qualité de l'eau potable suisse est excellente et il n'y a pas lieu de s'inquiéter. Bien que plus de 60% de l'eau potable soit distribuée sans traitement préalable, elle respecte les normes imposées par la loi. Il est par contre probable qu'une grande partie des cas d'infection dues à l'eau potable ne soient jamais signalés. Il serait donc souhaitable d'améliorer en Suisse les enquêtes épidémiologiques en introduisant une obligation de déclaration de ces cas comme c'est d'usage aux USA, en Angleterre, en Australie ou en Suède.

Année	Lieu	Cause	Cas de maladies (et de décès)
2001	Pamplona, SP	Infection de <i>Legionella</i> à l'hôpital	18 (3)
2001	Paris, F	Infection de <i>Legionella</i> à l'hôpital	12 (6)
2001	Murcia, SP	Cas de légionellose dans la commune	315 (2)
2000	Walkerton, CAN	Des pluies torrentielles provoquent la contamination de l'eau potable par des <i>E. coli</i> entérohémorragiques (EHEC), pathogènes provenant du purin des bovins	2 000
1998	La Neuveville, CH	Une avarie au niveau du système de pompage entraîne une rétention des eaux usées et leur débordement dans les eaux souterraines. Agents pathogènes: <i>Shigella sonnei</i> , <i>Campylobacter jejuni</i>	1 600
1998	Toute la Suisse	Légionelloses	78 (8)
1993	Milwaukee, USA	Des filtres défectueux dans le système de traitement de l'eau potable entraînent la propagation d'oocystes de <i>Cryptosporidium parvum</i> très résistants à la chloration	403 000
1979/80	Ismaning, DE	La contamination d'un captage d'eau potable due à des conduits d'évacuation des eaux usées défectueux entraîne la propagation de dysenterie bactérienne (notamment <i>Shigella</i> )	2 450
1963	Zermatt, CH	Le déversement d'eaux usées non traitées dans le Zmuttbach qui sert à l'approvisionnement en eau potable accompagné d'une panne au niveau de la chloration à Zermatt entraîne la propagation de <i>Salmonella typhi</i>	437

Tab. 1: Exemples d'accidents importants par l'eau potable dans les pays industrialisés.

## La progression de la maladie du légionnaire

On assiste dans les pays industrialisés à une multiplication des cas de maladies dues à de «nouveaux» agents pathogènes (Tab. 2). En fait, il s'agit en général de micro-organismes déjà connus mais n'ayant jusqu'à présent que rarement joué un rôle pathogène. On peut p. ex. citer le cas de la maladie du légionnaire qui apparaît de plus en plus souvent ces derniers temps. Cette maladie est provoquée par la bactérie *Legionella pneumophila* qu'on trouve ainsi que ses cousins les plus proches en petit nombre dans toutes les eaux naturelles car ils sont capables de survivre dans les amibes et les biofilms et sont inoffensifs lorsqu'ils atteignent le corps humain par la boisson. Par contre, si cette bactérie pénètre dans les poumons par aspiration d'aérosols, elle peut y provoquer de graves pneumonies (Tab. 2). Les aérosols sont produits p. ex. dans les douches ou dans les locaux climatisés. Cependant, seules les installations d'eau chaude fonctionnant à une température inférieure à 55 °C présentent un danger potentiel. Les légionelles se sentent alors particulièrement à leur aise et se multiplient à loisir. Ces dernières années, c'est surtout dans les hôpitaux que la maladie du légionnaire a entraîné la mort de nombreux patients. D'après l'Office Fédéral de la Santé Publique, la Suisse recense en

Pathogènes	Symptômes de maladie	
Bactéries	<i>Escherichia coli</i> pathogène (EHEC)	Dyspepsie, (graves) diarrhées
	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Dermatoses et otites
	<i>Legionella pneumophila</i>	Pneumonies, «Fièvre de Pontiac»
	<i>Aeromonas hydrophila</i> entre autres	Diarrhées, inflammations tissulaires
	<i>Campylobacter jejuni</i> entre autres	Infections intestinales, diarrhées
	<i>Yersinia enterocolitica</i>	Entérites, entérocolites, ev. arthrite
	<i>Chlamydia</i>	Inflammations des yeux
Virus	Calicivirus	Infections grippales, grippe estivale, maux de gorge
	Rotavirus	graves diarrhées surtout chez les enfants
	Hépatite A	Hépatite infectieuse
	Virus Norwalk (petit virus rond)	Infections intestinales surtout chez les enfants en hiver
Protozoaires et parasites	<i>Cryptosporidium parvum</i>	Diarrhées, dangereux pour les enfants, les personnes âgées et les malades du SIDA
	<i>Pfisteria</i>	Provoque surtout des maladies chez les poissons
	<i>Giardia intestinalis</i>	Diarrhées

Tab. 2: «Nouveaux» micro-organismes et virus pathogènes et maladies qu'ils provoquent. On ne dispose pour bon nombre d'entre eux que de connaissances partielles sur leurs occurrences, leurs voies de propagation, leurs effets et leur dose infectieuse.

moyenne 40 à 80 cas par an, 10% des patients ne survivent pas à la maladie [1, 2]. Les «nouveaux agents pathogènes» qui sont responsables d'un grand nombre de cas de maladies gastro-intestinales dues à l'eau (potable) sont probablement des virus.

## La méthode basée sur les indicateurs: avantages et inconvénients

Le contrôle de qualité microbiologique de routine de l'eau potable (et également des eaux minérales, de baignade et à usage industriel) n'est pas basé sur la recherche d'agents pathogènes. Une telle analyse serait beaucoup trop coûteuse. On part plutôt du principe selon lequel les agents pathogènes sont libérés en même temps que les bactéries intestinales inoffensives avec les excréments d'humains ou d'animaux malades et qu'ils sont répandus. C'est pourquoi on se sert «d'organismes indicateurs» qui permettent de signaler une éventuelle contamination de l'eau par des excréments humains ou animaux. D'après

l'Organisation Mondiale de Santé, l'OMS, un indicateur doit:

- être libéré par l'hôte et être présent en même temps que les agents pathogènes,
- être présent en nombre plus important que les agents pathogènes,
- se trouver de manière spécifique dans les excréments,
- être plus résistant au stress environnemental et à la désinfection que les agents pathogènes,
- être lui-même inoffensif,
- être facilement détectable et quantifiable.

Cette liste montre bien qu'il n'existe pas d'indicateur «idéal» pour les différents agents pathogènes. On utilise à l'heure actuelle une série d'organismes comme indicateurs standards (Tab. 3). La mise en évidence d'*Escherichia coli*, une bactérie intestinale, ou d'entérocoques et la détermination du nombre total de germes de bactéries hétérotrophes (ces dernières n'étant pas indicatrices d'agents pathogènes mais du degré d'eutrophisation de l'eau) sont des méthodes standards appliquées dans le monde entier. D'autres bactéries ou virus peuvent être également utilisés comme indicateurs en fonction des besoins et des particularités régionales. En Suisse, les valeurs standards d'*Escherichia coli* et d'entérocoques dans des échantillons d'eau sont de 1 germe pour 100 ml d'eau potable non traitée et de 5 germes pour 100 ml d'eau de source. On a bien vu dans le cas du Milwaukee (Tab. 1) que *E. coli* ne se prêtait pas toujours comme organisme indicateur. Bien que l'eau potable y ait été suffisamment chlorée et que le nombre de germes d'*E. coli* ait été inférieur aux directives légales, une épidémie de cryptosporidiums s'est déclarée. Ce phénomène s'explique

Organisme indicateur	% dans les excréments de mammifères	Nombre par g d'excréments	Avantages	Inconvénients
<i>Escherichia coli</i>	100	10 <sup>7</sup> -10 <sup>9</sup>	Facile à compter	Moins résistant que certains pathogènes
Enterococci	100	10 <sup>5</sup> -10 <sup>6</sup>	Ubiquité dans l'eau	Réservoirs dans la nature
<i>Clostridium perfringens</i>	13-35	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	Résistant dans la nature et à la désinfection	Difficile à cultiver car demande des techniques anaérobies
Coliphages (spécifiques des excréments)	6	10 <sup>1</sup> -10 <sup>2</sup>	Ev. comme modèle pour les entérovirus	Non résistant dans la nature

Tab. 3: Organismes indicateurs actuellement utilisés pour la détection de contaminations de l'eau (potable) par des matières fécales et éventuellement des agents pathogènes microbiens.



P. Nadler, Kuesnacht

faisant appel à des fibres de verre pourvus d'anticorps et qui émettent des signaux lumineux au contact de pathogènes, ces signaux étant détectables au moyen de fibres optiques.

## Approche holistique pour une eau potable saine et de qualité irréprochable

On assiste actuellement dans le monde entier à un développement et à une validation des techniques moléculaires d'analyse de l'eau potable dont l'efficacité est mise en comparaison avec celle des méthodes classiques. Par ailleurs, un groupe de travail commun à l'OCDE et à l'OMS, et dans lequel des représentants de l'EAWAG jouent un rôle décisif, s'attache à l'élaboration d'une directive qui devrait paraître encore cette année. Ce document présente un récapitulatif des concepts et méthodes actuels d'analyse microbiologique de l'eau potable ainsi que quelques pensées sur l'avenir. Les experts ont convenus qu'il n'est pas nécessaire de développer des concepts complètement nouveaux. Ils recommandent surtout d'adopter une approche holistique. Cela signifie qu'il faut intégrer dans le concept de barrière actuel (stations d'épuration, périmètres de protection, désinfection lors du traitement de l'eau potable, etc.) des informations supplémentaires sur les ressources en eau, le climat, l'hydrogéologie, le contrôle du traitement des eaux (destinées à la consommation), le recensement épidémiologique des maladies dues à l'eau et l'évaluation des risques.



**Wolfgang Köster, microbiologiste et chef du groupe «Biologie de l'eau potable» dans la division «Microbiologie de l'environnement et écotoxicologie moléculaire» de l'EAWAG. Domaines de recherche: Stratégies de survie des micro-organismes dans les systèmes aquatiques, méthodes de détection moléculaires, processus de transport dans les micro-organismes.**

**Coauteurs: Thomas Egli et Annette Rust**

[1] BAG, Abteilung Epidemiologie und Infektionskrankheiten (1999): Legionellose in der Schweiz von 1995 bis 1998. Bulletin Bundesamt für Gesundheit 36/99, 690-693.

[2] McFeters G.A. (ed.) (1990): Drinking water microbiology. Springer Verlag, New York, 502 p.

[3] Rose J.B., Grimes D.J. (2001): Reevaluation of microbial water quality. American Academy of Microbiology, 18 p. Voir sous: <http://www.asmsusa.org/acasrc/pdfs/water2.pdf>

Pour plus d'informations:

[http://www.eawag.ch/publications\\_e/proceedings/oecd.html](http://www.eawag.ch/publications_e/proceedings/oecd.html)

<http://www.bag.admin.ch/infekt/krank/legio/f>

<http://www.asmsusa.org/pasrc/sdwa.htm>

<http://www.asmsusa.org/pasrc/coliform.htm>

### Une eau saine – cela s'entend?

par la présence d'oocytes (formes de latence) de ces organismes qui sont très résistants à la chloration.

### Méthodes de détection traditionnelles et moléculaires

Le problème spécifique et délicat de l'analyse de l'eau potable réside dans la nécessité de détecter un petit nombre d'organismes dans un grand volume d'eau. On commence donc en général une analyse par une étape de concentration. Dans les méthodes classiques en plaques qui sont faciles à réaliser et peu onéreuses, des cellules isolées d'*E. coli* et d'entérocoques sont appliquées sur une plaque d'agar avec des milieux de culture sélectifs pour se multiplier et donner des cultures visibles et quantifiables. Cette méthode est cependant très longue: il faut compter jusqu'à 3 jours avant d'obtenir des résultats. Elle présente d'autre part l'inconvénient d'une sélectivité assez faible.

Si on ne souhaite pas se fier au décèlement d'organismes indicateurs et qu'on veuille détecter directement les agents pathogènes, la situation se complique. En effet, pour de nombreux pathogènes il n'existe souvent pas des méthodes de culture convenables ou bien les techniques disponibles sont très complexes et onéreuses. C'est pourquoi on envisage depuis quelques années de recourir à des méthodes moléculaires pour l'analyse microbiologique de l'eau potable [3]. Bon nombre de ces méthodes ont été développées pour le diagnostic médical de maladies d'origine microbienne et sont employées avec succès dans ce domaine. Elles ne peuvent malheureusement pas être appliquées telles

quelles à l'analyse de l'eau potable et doivent être adaptées à ce domaine particulier. Les méthodes moléculaires permettent p. ex. de déceler des fragments d'acide nucléique qui présentent une séquence spécifique, typique de certains agents pathogènes. Même si un seul germe et donc un seul fragment présentant la séquence visée se trouve dans un échantillon d'eau, il est théoriquement possible de le multiplier à l'aide de l'amplification en chaîne par polymérase (PCR = polymerase chain reaction) jusqu'à ce qu'il soit présent dans une quantité détectable. D'autres méthodes se basent sur la détermination immunologique de composants cellulaires spécifiques des pathogènes à l'aide d'anticorps (récapitulation dans le rapport de l'OCDE en préparation). Une liaison des anticorps ou fragments d'acide nucléique à un colorant facilite encore la détection. Les méthodes moléculaires sont donc nettement plus efficaces que les techniques classiques quant à la sélectivité et le temps qu'elles nécessitent. Pour certaines méthodes moléculaires, un traitement automatisé des échantillons est même envisageable. Dans les années à venir, les méthodes moléculaires joueront surtout un rôle dans les études fondamentales ayant pour objet la caractérisation du comportement de micro-organismes pathogènes et de virus lors des épidémies. Par contre, elles ne pourront être appliquées qu'exceptionnellement dans le cadre des analyses de routine. On place cependant beaucoup d'espoir dans ces nouvelles méthodes d'identification des virus. Les visions actuelles en ce qui concerne la détection des germes pathogènes vont des bâtonnets de test aux mesures directes

## Les défis de l'évaluation des risques écologiques

**Dans son livre blanc «Stratégie pour la future politique dans le domaine des substances chimiques», l'Union européenne recommande de déterminer le danger potentiel que représentent les quelque 100 000 substances existantes pour la santé humaine et l'environnement. Pour ce faire, il est indispensable de développer des tests adaptés ainsi que des méthodes de modélisation et de criblage ou bien d'optimiser certaines techniques existantes. Il est d'autre part urgent d'étudier les effets des produits chimiques sur les écosystèmes.**

Mondialement, 400 millions de tonnes de substances chimiques étaient produites en 1995. L'Europe est la plus grande région productrice du monde avec env. 40% du montant total. Comme le montre bien le livre blanc «Stratégie pour la future politique dans le domaine des substances chimiques»\* paru début 2001, on assiste en Europe à une prise de conscience croissante de la société sur les dangers potentiels que représentent les substances chimiques. Depuis 1981, toutes les nouvelles substances chimiques doivent être soumises à des tests avant leur mise sur le marché pour détecter le risque potentiel qu'elles représentent pour la santé humaine et l'environnement. Par contre, les quelque 100 000 substances chimiques déjà utilisées avant 1981, «les substances existantes», n'ont jamais été systématiquement testées. Malgré l'immense effort de recherche que cela représente, le livre blanc de l'Union européenne recommande de combler les lacunes concernant ces substances chimiques existantes. Pour ce faire, il est nécessaire:

- d'optimiser et de simplifier les méthodes d'évaluation des risques,
- d'optimiser et de développer des méthodes de toxicologie et d'écotoxicologie,
- de développer des tests *in vivo* et *in vitro* ainsi que des méthodes de modélisation et de criblage et d'en tester leur aptitude.

### Effets sur différents organismes

Les méthodes classiques utilisées pour l'évaluation des risques s'appuient actuelle-

ment sur une série limitée de données de toxicité obtenues sur quelques organismes représentatifs et les extrapolent sur un plus grand nombre d'organismes. Il se trouve cependant que les divers organismes sont plus ou moins sensibles à une substance donnée. Les différences de sensibilité dépendent principalement de la concentration de la substance à l'endroit cible et de son mécanisme d'action. Ces deux facteurs découlent eux-mêmes des propriétés physico-chimiques et structurales du produit concerné. La méthode QSAR («Quantitative Structure-Activity Relationship», relation quantitative structures/activités) met en relation les propriétés structurales d'une substance avec des paramètres décrivant ses effets. Cette méthode permet de prédire aussi bien le destin que les effets de cette substance. Trois éléments principaux sont nécessaires pour appliquer la méthode QSAR:

- des descripteurs des propriétés structurales et physico-chimiques,
- des mesures de l'activité chimique,
- des techniques statistiques permettant de quantifier les rapports structure-activité.

### Effets des cocktails de substances chimiques

L'étude d'échantillons prélevés dans l'environnement est souvent rendue difficile par le fait qu'il s'agit généralement de mélanges de substances chimiques. Des recherches de grande envergure pour déterminer les effets combinés des mélanges de substances chimiques ont été lancées afin d'en déduire des principes généraux pouvant

être utilisés pour l'évaluation des risques. On a d'autre part fréquemment recours à des paramètres de groupe ou somme pour déterminer la concentration totale d'une certaine classe de substances chimiques. La pertinence toxicologique de ces paramètres est cependant très discutable. Il est bien plus nécessaire de disposer d'informations sur les mécanismes d'action pour déterminer des paramètres de toxicité pour les mélanges et pour développer des tests *in vitro* pour l'analyse de mélanges complexes.

### Effets sur les écosystèmes

Un autre domaine dans lequel il est urgent d'effectuer des recherches est celui des effets des polluants sur les écosystèmes. Pour répondre à ces besoins, l'organisation des Pays Bas pour la recherche scientifique «Netherlands Organisation for Scientific Research, NWO» a lancé en 1999 un programme de recherche intitulé: «System-oriented Ecotoxicological Research». Les objectifs de ce programme sont:

- d'étudier les effets de pollutions aiguës ou chroniques, y compris des mélanges de polluants, au niveau des écosystèmes et
- de formuler des principes de base pouvant servir dans le domaine politique à la formulation et à l'introduction de réglementations légales.

De plus amples informations sur le programme NWO sont disponibles en anglais sous forme de Newsletters: <http://www.nwo.nl/sseo> (mot-clé «nieuws»).



Joop Hermens est chercheur à l'Institut d'Évaluation des Risques de l'Université d'Utrecht aux Pays-Bas. Il se charge du développement de méthodes et techniques permettant de mesurer et de prédire la persistance et les effets de polluants et mélanges de polluants dans l'environnement. Pendant son séjour à l'EAWAG, lui et Beate Escher de la division «Microbiologie de l'Environnement et Ecotoxicologie Moléculaire» ont écrit un article de revue sur les «Mécanismes en écotoxicologie» qui paraîtra à la fin de l'année 2002.

\* [http://europa.eu.int/comm/environment/chemicals/0188\\_fr.pdf](http://europa.eu.int/comm/environment/chemicals/0188_fr.pdf)

Pour vos commandes, veuillez utiliser le bulletin encarté au milieu du présent numéro.

- 2988 **Brun R., Reichert P., Künsch H. R.** (2001): Practical identifiability analysis of large environmental simulation models. *Water Resources Res.* 37 (4), 1015–1030.
- 2989 **Burkhardt-Holm P.** (2001): Der Fisch – wie lässt er sich als Indikator für die Qualität seiner Umwelt einsetzen? *Gaia* 10 (1), 6–15.
- 2990 **Müller R., Mbwenemo B.M.** (2001): Fische auf Diät: Die Kleinfelchen im Vierwaldstättersee. Auswirkungen der Re-Oligotrophierung auf die Population der Kleinfelchen und Konsequenzen für die Bewirtschaftung. Mitteilungen zur Fischerei, BUWAL, Bern, Nr. 68, S. 39–50.
- 2991 **Binz T., Largiader C., Müller R., Wedekind C.** (2001): Sequence diversity of *Mhc* genes in lake whitefish. *J. Fish Biol.* 58, 359–373.
- 2992 **Holm P.** (2000): Fishnet – a transdisciplinary project on the decline of fish populations in Swiss river systems. In: *Workshop I: «Dialogue Sessions and Idea Marke»* (Eds. R. Häberli et al.) Proc. Internat. Transdisciplinarity 2000 Conf. Haffmans Sachbuch Verlag AG, Zürich.
- 2993 **Vanrolleghem P., Borchardt D., Henze M., Rauch W., Reichert P., Shanahan P., Somlyódy L.** (2001): River water quality model No. 1 (RWQM1): III. Biochemical submodel selection. *Water Sci. Technol.* 43 (5), 31–40.
- 2994 **Güttinger H., Jienan Y.** (2001): «Ping pong learning» for professionals. Insights from a Chinese Swiss pilot project with a new concept for continuing education. Proc. 6<sup>th</sup> Internat. *auDes* Conference, Venice (Italy), 5–7 April.
- 2995 **Hunziker R.W.** (2001): Quantification of the membrane toxicity of hydrophobic ionogenic organic compounds (HIOCs): role of uptake and speciation for single compounds and binary mixtures. Diss. ETHZ No. 14 066, Zürich.
- 2996 **Elovitz M.S., von Gunten U., Kaiser H.-P.** (2000): The influence of dissolved organic matter character on ozone decomposition rates and Rct. In: «Natural Organic Matter and Disinfection By-Products» (Eds. S.E. Barrett et al.) *Amer. Chem. Soc. Symposium Series* 761, 248–269.
- 2997 **Reichert P., Vanrolleghem P.** (2001): Identifiability and uncertainty analysis of the river water quality model No. 1 (RWQM1). *Water Sci. Technol.* 43 (7), 329–338.
- 2998 **Burgherr P., Ward J.V.** (2000): Zoobenthos of kryal and lake outlet biotopes in a glacial flood plain. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27, 1587–1590.
- 2999 **Berg M., Tran H.C., Nguyen T.C., Pham H.V., Schertenleib R., Giger W.** (2001): Arsenic contamination of groundwater and drinking water in Vietnam: a human health threat. *Environ. Sci. Technol.* 35 (13), 2621–2626.
- 3000 **Bernet D., Schmidt-Posthaus H., Wahli T., Burkhardt-Holm P.** (2000): Effects of wastewater on fish health: an integrated approach to biomarker responses in brown trout (*Salmo trutta* L.). *J. Aquatic Ecosystem Stress & Recovery* 8, 143–151.
- 3001 **Köster W.** (2001): ABC Transporter-mediated uptake of iron, siderophores, heme and vitamin B<sub>12</sub>. *Res. Microbiol.* 152, 291–301.
- 3002 **Ward J.V., Tockner K.** (2001): Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biol.* 46, 807–819.
- 3003 **Leisinger U., Rüfenacht K., Fischer B., Pesaro M., Spengler A., Zehnder A.J.B., Eggen R.I.L.** (2001): The glutathione peroxidase homologous gene from *Chlamydomonas reinhardtii* is transcriptionally up-regulated by singlet oxygen. *Plant Molecular Biol.* 46, 395–408.
- 3004 **Marchal O., Stocker T.F., Muscheler R.** (2001): Atmospheric radiocarbon during the younger dryas: production, ventilation, or both? *Earth & Planetary Sci. Lett.* 185, 383–395.
- 3005 **Pinkernell U., von Gunten U.** (2001): Bromate minimization during ozonation: mechanistic considerations. *Environ. Sci. Technol.* 35 (12), 2525–2531.
- 3006 **Bernet D., Schmidt H., Wahli T., Burkhardt-Holm P.** (2001): Auswirkung von geklärtem Abwasser auf infektiöse Krankheiten bei der Bachforelle (*Salmo trutta* L.). *Fischökologie* 12, 1–16.
- 3007 **Volkland H.-P., Harms H., Kaufmann K., Wanner O., Zehnder A.J.B.** (2001): Repair of damaged vivianite coatings on mild steel using bacteria. *Corrosion Sci.* 43, 2135–2146.
- 3008 **Simoni S.F., Schäfer A., Harms H., Zehnder A.J.B.** (2001): Factors affecting mass transfer limited biodegradation in saturated porous media. *J. Contam. Hydrol.* 50, 99–120.
- 3009 **Ingallinella A.M., Fernández R., Sanguinetti G., Hergert L., Quevedo H., Strauss M., Montanero A.** (2001): Lagunas de estabilización para descarga de líquidos de camiones atmosféricos. Parte 111° Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente, Enero/Febrero, No. 54.
- 3010 **Ludwig C., Johnson C.A., Käppeli M., Ulrich A., Riediker S.** (2000): Hydrological and geochemical factors controlling the leaching of cemented MSWI air pollution control residues: a lysimeter field study. *J. Contaminant Hydrol.* 42, 235–272.
- 3011 **Enz C.A., Bürgi H.R., Stössel F., Müller R.** (2001): Food preference of adult whitefish in eutrophic Lake Hallwil (Switzerland), and the question of cannibalism. *Arch. Hydrobiol.* 152 (1), 81–98.
- 3012 **Reichert P.** (2001): River water quality model no. 1 (RWQM1): case study II. oxygen and nitrogen conversion processes in the River Glatt (Switzerland). *Water Sci. Technol.* 53 (5), 51–60.
- 3013 **Driediger A., Staub E., Pinkernell U., Marinas B., Köster W., von Gunten U.** (2001): Inactivation of *Bacillus subtilis* spores and formation of bromate during ozonation. *Water Res.* 35 (12), 2950–2960.
- 3014 **Zah R., Burgherr P., Bernasconi S.M., Uehlinger U.** (2001): Stable isotope analysis of macroinvertebrates and their food sources in a glacier stream. *Freshwater Biol.* 46, 871–882.
- 3015 **Berg M., Arnold C.G., Müller S.R., Mühlemann J., Schwarzenbach R.P.** (2001): Sorption and desorption behavior of organotin compounds in sediment-pore water systems. *Environ. Sci. Technol.* 35 (15), 3151–3157.
- 3016 **Abbaspour K.C., Schulin R., van Genuchten M.T.** (2001): Estimating unsaturated soil hydraulic parameters using ant colony optimization. *Adv. in Water Res.* 24, 827–841.
- 3017 **Golet E.M., Alder A.C., Hartmann A., Ternes T.A., Giger W.** (2001): Trace determination of fluoroquinolone antibacterial agents in urban wastewater by solid-phase extraction and liquid chromatography with fluorescence detection. *Anal. Chem.* 73 (15), 3632–3638.
- 3018 **Frutiger A.** (2001): Neue Instrumente zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern. *Bull. Schweiz. Verband von Umweltsachverständigen* 7 (4), 1, 5–8.
- 3019 **Borchardt D., Reichert P.** (2001): River water quality model no. 1 (RWQM1): case study I. compartmentalization approach applied to oxygen balances in the River Lahn (Germany). *Water Sci. Technol.* 43 (5), 41–49.
- 3020 **Baur I., Ludwig C., Johnson C.A.** (2001): The leaching behavior of cement stabilized air pollution control residues: a comparison of field and laboratory investigations. *Environ. Sci. Technol.* 35 (13), 2817–2822.
- 3021 **Ziegler F., Scheidegger A.M., Johnson C.A., Dähn R., Wieland E.** (2001): Sorption mechanisms of zinc to calcium silicate hydrate: X-ray absorption fine structure (XAFS) investigation. *Environ. Sci. Technol.* 35 (7), 1550–1555.

# NOTES

## Hannes Wasmer et son œuvre à l'EAWAG

**Hannes Wasmer est décédé le 13 octobre 2001 à l'âge de 62 ans. Pendant les plus de 30 ans qu'il passa à l'EAWAG, il fit beaucoup pour cet institut et son œuvre rayonna bien au-delà, notamment dans le domaine de la protection de l'environnement.**

Hannes Wasmer a été recruté en 1969 par le directeur de l'époque Otto Jaag et débuta à l'EAWAG à la division de recherche sur les ordures ménagères. La même année, il se vit confier la direction du «Centre international de référence pour la gestion des déchets» de l'OMS établi à l'EAWAG, et duquel émergea l'actuelle division SANDEC «Eau et assainissement dans les pays en développement». Le nouveau directeur Werner Stumm le nomma en 1970 au poste de sous-directeur. Les raisons qui motivèrent le choix de Hannes Wasmer furent sa formation d'ingénieur mécanicien à l'EPF Zurich et d'ingénieur sanitaire à l'Université de Berkley, son expérience professionnelle en Suisse et aux Etats-Unis, mais aussi ses capacités de manager qui étaient déjà perceptibles.

Jusqu'au printemps 2001, Hannes Wasmer est resté fidèle à l'EAWAG, marquant fortement son évolution. Depuis 1969, l'EAWAG a environ quadruplé son volume financier et son personnel et a régulièrement acquis un degré de compétence au niveau de la recherche internationale, de la formation et de la prestation de services scientifiques. L'institut a également dû surmonter des phases difficiles ou même critiques au cours desquelles les qualités de Hannes Wasmer en tant que personnalité dirigeante furent fort utiles.

Au cours des décennies, Hannes Wasmer s'est engagé dans divers domaines avec l'esprit d'avant-garde qui le caractérisait dans sa pensée et son action. En tant que chef de la logistique, il était responsable de l'approvisionnement de l'EAWAG en moyens financiers, en personnel, en instruments de travail et en infrastructures. Très tôt, il plaida avec succès pour une libéralisation de la gestion financière et pour une administration flexible sachant s'adapter aux besoins des clients de l'EAWAG. Il fut

entouré de collaborateurs et collaboratrices compétents avec lesquels il édifia une organisation efficace chargée de toutes les questions de logistique allant de la gestion du personnel à la gestion des bâtiments et constructions. A ces activités vient s'ajouter dans les dernières années de sa carrière, la création d'un centre de génie civil indépendant pour les quatre instituts de recherche du domaine de l'EPF.

En tant que directeur du service de conseil, Hannes Wasmer plaida toujours pour que cette activité de conseil scientifique ne soit pas une voie à sens unique allant de la recherche à la pratique, mais qu'elle soit basée sur une coopération entre partenaires égaux. Dans ce domaine, il s'est toujours assuré de maintenir la qualité des services de l'EAWAG. Il était reconnu pour l'acuité et la pertinence légendaires de ses contrôles. Hannes Wasmer a lui-même dirigé d'ambitieux projets de conseil, comme p. ex. lors de l'incendie de Schweizerhalle en 1986. Il créa immédiatement une force opérationnelle d'intervention qui se chargea de l'assistance scientifique sur place.

Mais c'est aussi en tant que spécialiste des questions juridiques que Hannes Wasmer acquit au cours du temps une grande compétence. Il eut une influence décisive sur l'évolution juridique du domaine de l'EPF. Il s'engagea d'autre part pour la mise en place d'une réglementation moderne dans le domaine de la protection de l'environnement, en particulier en ce qui concerne la gestion des déchets et la maîtrise des incidents. Hannes Wasmer actualisait constamment ses connaissances. Il disposait ainsi d'un large degré de compétences allant de la gestion des déchets à celle des risques en passant par les questions de recyclage et de gestion des matières premières. C'est dans ces domaines que ses capacités analytiques étaient le mieux mises à profit et



qu'il apporta une importante contribution conceptuelle. Ses activités rayonnaient aussi à l'extérieur de l'EAWAG et il a transmis son savoir dans de nombreux cours et conférences. Il bénéficiait d'une grande considération auprès des partenaires de l'EAWAG au niveau de l'enseignement supérieur, de l'administration fédérale, des cantons et du secteur économique.

Nombreux sont ceux qui ont profité de la présence de Hannes Wasmer. Nous l'avons connu comme un visionnaire ayant des idées d'avant-garde et peu conventionnelles, comme un analyste capable de comprendre les systèmes les plus complexes, comme un patron qui avait le sens de la justice et qui s'engageait pour les employés de l'EAWAG, et enfin comme un collègue qui accordait plus d'importance aux problèmes à traiter qu'à sa propre carrière. Hannes Wasmer était une personnalité originale qu'on n'oubliait pas facilement. Avec ses qualités humaines et son engagement pour l'EAWAG et tous ceux qui y travaillaient, il s'était attiré de nombreuses sympathies. Il faisait confiance aux autres et était lui-même digne de confiance. Nous garderons de Hannes Wasmer le souvenir d'une personnalité marquante et d'un ami fidèle.

*Ueli Bundi*

## De l'éco-électricité pour l'Expo

L'Expo.02 est la première grande consommatrice suisse à miser sur une source d'électricité durable. Répondant aux directives de la Confédération, l'Expo.02 a élaboré un concept énergétique global qui prévoit l'usage exclusif d'éco-électricité «naturemade star» issu de l'énergie hydraulique. Le label «naturemade star» est basé sur le procédé de certification «greenhydro» mis au point par l'EAWAG et garantissant une production d'énergie hydroélectrique respectueuse de l'environnement. Pour l'Expo.02, le fournisseur d'électricité a créé un produit d'électricité certifié «naturemade star», c'est l'«expo.star»; ce produit ne sera offert que pendant l'Expo.02. De nombreux exposants et partenaires de l'Expo.02 ont choisi d'utiliser «expo.star».



## Un nouveau atelier expérimental à Duebendorf remplace Tueffenwies

Pour la construction du nouveau atelier expérimental de l'EAWAG à Duebendorf, les critères écologiques furent à l'honneur. Tous les matériaux de construction furent déclarés et évalués à l'avance; de même, l'éventuelle démolition du bâtiment et l'élimination des matériaux ainsi produits furent étudiés de manière anticipée. Malgré ces considérations, le bâtiment a pu être construit sans coûts supplémentaires et autres inconvénients opérationnels. L'atelier expérimental conçu par le bureau d'architecture Bob Gysin + Partner SA est un bâtiment utilitaire prévu pour durer une vingtaine d'années. Bob Gysin voit son bâtiment comme «une boîte légère et flottante». Des panneaux en polycarbonate transparents forment la façade qui recouvre la construction de bois et assurent à l'intérieur une agréable clarté. Bureaux et laboratoires sont installés dans des baraques de chantier rouges faisant l'effet de «maisons dans la maison» et pouvant être disposées selon les besoins. Le

centre de l'atelier est occupé par la station d'épuration expérimentale dans laquelle de nouveaux procédés d'épuration peuvent être testés. Elle remplace l'installation obsolète de l'EAWAG qui était située dans la Tueffenwies à Zurich.

BarFA, Duebendorf



## Pas de danger à Goma

Début 2002, 1 million de m<sup>3</sup> de lave s'étaient déversés dans le lac Kivu près de Goma (Rwanda). On craignait alors que le CO<sub>2</sub> et le méthane dissous en grandes quantités dans les eaux profondes ne dégagent et que les riverains ne soient asphyxiés par le nuage de gaz qui se formerait. Une équipe de chercheurs à laquelle participait l'EAWAG a effectué des mesures de coupe-profondeur et constaté qu'il n'y avait pas de danger pour la population locale.

A. Lorke, EAWAG



## Programme PEAK

Sous de nom de PEAK (Praxisorientierte EAWAG-Kurse, cours de l'EAWAG pour la pratique) l'EAWAG propose des cours de formation continue en sciences de l'environnement pour des spécialistes professionnels. Les cours s'appuient sur les derniers résultats et expériences de la recherche. Dans le cadre des cours PEAK, la journée d'information de l'EAWAG sera consacrée cette année au **lacs et cours d'eau alpins** (en allemand). Elle aura lieu le 29 octobre. Pour plus d'informations sur PEAK et la journée d'information veuillez consulter <http://www.peak.eawag.ch> <http://www.eawag.ch/events/infotag>

## Visite de Ruth Dreifuss

Au mois d'octobre dernier, l'EAWAG reçut la visite de la conseillère fédérale Ruth Dreifuss et de différents représentants du conseil de l'EPF. Sur l'ensemble des projets de l'EAWAG, ceux du «Fischnetz» et de la «désinfection de l'eau par irradiation solaire» ont été présentés. L'apéritif qui suivit dans le hall d'entrée fut l'occasion de nombreuses discussions avec les membres de l'EAWAG présents. En guise de conclusion, Ruth Dreifuss dégusta deux échantillons d'eau potable: l'un provenant d'une eau de surface jeune, l'autre d'une eau souterraine âgée de 30 000 ans et prélevée à 200 m de profondeur.

S. Wey, Zürich

