

- 2 Comprendre les flux de matières – canaliser les flux de matières**
Thomas Lichtensteiger
- 3 Modèles et programmes de simulation pour la gestion environnementale**
Hans-Peter Bader et Ruth Scheidegger
- 6 Conception des produits et traitement thermique des déchets**
Christoph Zeltner et Thomas Lichtensteiger
- 9 Impact du cuivre dans les eaux**
Laura Sigg et confrères
- 12 Lessives et détergents: impact chimique sur les cours d'eau suisses**
Walter Giger et confrères
- 15 Analyse des cycles de l'eau grâce aux traceurs**
Werner Aeschbach-Hertig, Markus Hofer et Rolf Kipfer
- 18 Utilisation de l'eau et production alimentaire – vers un partage international du travail?**
Alexander J.B. Zehnder
- 21 Cycles des nutriments dans la gestion des eaux urbaines**
Tove A. Larsen
- 24 Grands distributeurs: comment contribuer à l'utilisation efficace des ressources?**
Mireille Faist and Susanne Kytzia
- 27 Communications internes**
20 Inauguration des nouveaux ateliers
27 Ecohydroélectricité
28 Influence des champs électromagnétiques sur la cristallisation
29 Habilitations
29 Le Secrétaire d'état Charles Kleiber en visite
30 In Memoriam Professor Werner Stumm
31 Nominations
- 31 Publications (2376–2520), Livres**

Comprendre les flux de matières – canaliser les flux de matières



concrets, dans quelle mesure les projets de l'EAWAG contribuent à l'évaluation des mesures d'incitation et comment il est possible de vérifier l'effet de scénarios futurs ou de mesures déjà concrétisées. Ces exemples ont mis en évidence la diversité des niveaux d'étude et des formes de collaboration. Divers projets ont été réalisés conjointement avec les milieux économiques et les services publics. De tels *partenariats* avec des acteurs extérieurs aux milieux scientifiques sont très importants pour les chercheurs de l'EAWAG. La recherche se voit ainsi *confirmée dans son rôle pratique* et dans sa participation aux processus sociaux innovateurs.

Le présent numéro des EAWAG news a pour objectif de rendre accessible à un large public les exposés présentés lors de la dernière Journée annuelle d'information.

Quelles sont les possibilités d'intervention dans une imprimerie? Comment le traitement thermique des déchets peut-il contribuer à rendre plus efficace l'utilisation des ressources? Quelle influence les toitures ont-elles sur la qualité des eaux? Comment peut-on déterminer l'impact des nouveaux détergents? Dans quelle mesure la nutrition et la production alimentaire dépendent-elles de la disponibilité et de la gestion de l'énergie, des nutriments et de l'eau? Comment un grand distributeur de produits alimentaires peut-il influencer sur ces processus? Comment peut-on soi-même influencer sur ces processus? A vous de découvrir comment les chercheurs de l'EAWAG abordent de telles questions.

Thomas Lichtensteiger
Chef du groupe de recherche «Pétrologie», Gestion des déchets et des ressources, EAWAG



EAWAG news
Organe d'information de l'EAWAG

Editeur
Distribution et ©:
EAWAG, CH-8600 Dübendorf
Tel.: +41-1-823 50 63
Fax: +41-1-823 53 75
<http://www.eawag.ch>

Rédaction:
Diana Hornung, EAWAG

Traduction
Henri Chappuis, Neuchâtel

Révision
Hubert Joly, Paris

Copyright
La reproduction d'articles ou d'extraits est autorisée à condition de mentionner expressément la source: «EAWAG news 46F 1999».

Parution
Deux fois par année en français, anglais et allemand

Crédits photographiques
Sauf indication contraire: Diana Hornung ou inconnu

Graphisme
Peter Nadler, 8700 Küssnacht

Impression
sur papier recyclé 100%

Abonnements et changements d'adresse
Un nouvel abonnement? Vous êtes les bienvenus! Le bulletin d'inscription se trouve en dernière page.

ISSN 1420-3928

Page de couverture
Pour pouvoir canaliser les flux de matières à volonté, il faut d'abord les comprendre. Même une petite goutte d'eau crée des vagues dont nous n'appréhendons pas encore les effets variés.
Cliché de R. Bramaz (goutte d'eau en chute libre, instantané déclenché par infrarouge juste après le flash stroboscopique).

Le développement durable présuppose une gestion plus consciente des flux de matières et d'énergie. Dès lors, la question de la *marge de manoeuvre* des générations futures se pose: comment l'être humain pourra-t-il désormais s'organiser pour que ses activités telles que «nettoyer», «se nourrir», «transporter», «habiter» et «travailler» engendrent des flux des matières et d'énergie «économiques» et, partant, plus respectueux de l'environnement? Où sont les *processus clés*? Pour répondre à ces questions, il faut connaître les *systèmes* en jeu, ce qui représente un immense défi pour la recherche. L'EAWAG est en train de développer des instruments permettant de saisir les corrélations systémiques et de *comprendre les flux de matières ainsi que leurs impacts*. Selon la problématique en cause, les limites systémiques vont de la réflexion locale à la réflexion globale en passant par la réflexion régionale.

Si nous comprenons suffisamment les corrélations systémiques et les processus en jeu, nous pouvons évaluer et pondérer les mesures appropriées pour la gestion et la *maîtrise* des matières. Comme cette maîtrise relève dans tous les cas de l'anthroposphère, nous devons aussi connaître le «métabolisme urbain»: la recherche écosystémique classique se combine par conséquent avec une analyse systémique de l'anthroposphère.

Dans le cadre de la dernière Journée annuelle d'information, les conférenciers ont montré, sur la base d'exemples

Hans-Peter Bader* et Ruth Scheidegger*

Modèles et programmes de simulation pour la gestion environnementale



Hans-Peter Bader*



Ruth Scheidegger*

* En collaboration avec Reto Burler¹, Willy Frey¹, Ruedi Lisibach¹, Markus Rea², Patrick Plüss, Susanne Kytzia et Peter Baccini.

¹ NZZ Zurich

² Alpha Real AG, Zurich

Markus Rea est propriétaire de l'entreprise Alpha Real AG et expert confirmé en installations photovoltaïques.

Les modèles et programmes de simulation pour la gestion de l'environnement se multiplient à vive allure. Après les modèles numériques pour décrire et évaluer des produits ou des entreprises, puis la modélisation d'écosystèmes, on se dirige maintenant vers des modèles pour la gestion régionale de l'environnement. Les possibilités d'une telle approche, c'est-à-dire l'analyse des flux de matières, sont prometteuses, comme le démontrent deux exemples: l'imprimerie de la NZZ et le développement des installations photovoltaïques en Suisse.

La gestion de l'environnement englobe les stratégies, les mesures et le controlling pour une unité organisationnelle (entreprise ou collectivité, de la commune à la nation). L'objectif consiste à concevoir les activités nécessaires à l'accomplissement des tâches d'une telle unité de manière à minimiser autant que possible l'impact sur l'environnement. Le «respect de l'environnement» va de l'observation des dispositions légales en matière de protection de l'environnement à l'objectif plus ambitieux du «développement durable», lequel comporte également des restrictions dans l'utilisation des ressources.

En quelques années, la notion de gestion de l'environnement s'est largement répandue. Pour pouvoir pratiquer une telle gestion, il faut avant tout comprendre le système environnemental (au sens écologique, économique et politique) dans lequel se trouve l'unité organisationnelle. La compréhension de tels systèmes peut être développée à l'aide de modèles

mathématiques capables de simuler le comportement desdits systèmes.

Partant d'une typologie des modèles de simulation environnementale, le présent article analyse brièvement les caractéristiques des différentes approches pour s'arrêter sur une approche en particulier, celle du bilan des matières, illustrée par les exemples suivants:

- Gestion de l'environnement à l'imprimerie de la NZZ
- Développement des installations photovoltaïques en Suisse.

La simulation au service de la gestion environnementale

La fig. 1 présente une classification générale des modèles environnementaux par domaines d'application [1]. Cette classification n'a pas la prétention d'être exhaustive, mais elle est justifiée historiquement.

Du point de vue historique en effet, les modèles se sont développés indépendamment les uns des autres dans deux domaines d'application, à savoir:

Systèmes naturels (écosystèmes)

Basés sur des relations scientifiques, ces modèles vont du simple modèle démographique aux modèles écosystémiques compliqués, pour l'évolution d'une forêt par exemple. Leur objectif est d'identifier et de comprendre un système donné.

Systèmes anthropiques de nature économique

Des exemples bien connus sont les modèles d'écobilan et les modèles d'entrée-sortie conçus pour décrire des produits,



Commentaire de René Burler, NZZ, lors de la Journée annuelle d'information du 11 septembre 98

«L'introduction de la comptabilité des flux de matières a mis en évidence que l'énergie grise contenue dans le papier de journal a de loin le plus grand impact sur l'environnement. Bien que l'utilisation de papier de journal recyclé soit considérée comme techniquement impossible sur notre installation, nous avons pu, après d'intenses recherches en commun avec les producteurs de papier, augmenter progressivement à plus de 50% la part de vieux papier et réduire en conséquence la part de l'énergie grise.»

Modèles de simulation pour la gestion de l'environnement

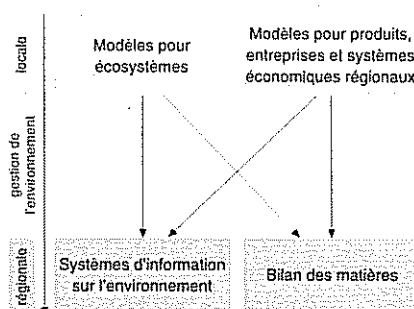


Fig. 1 Classification générale des modèles de gestion environnementale.

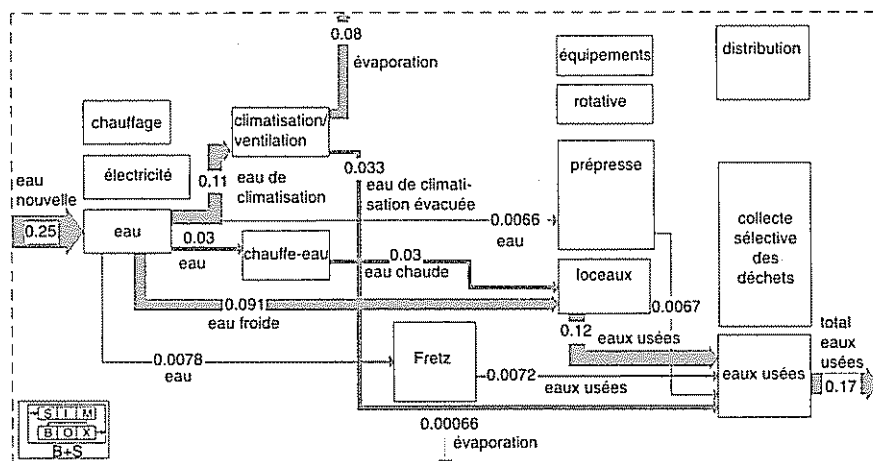


Fig. 2
Flux d'eau à l'imprimerie NZZ à Schlieren, en litres par journal pour 1996.

des entreprises et des systèmes économiques régionaux. Basés sur un grand nombre de données, ces modèles permettent le plus souvent de procéder à des évaluations, voire d'analyser les tendances évolutives.

Dans ces deux classes de modèles, la gestion de l'environnement est *locale* (voir fig. 1). Or, l'évolution de ces dernières années va de plus en plus vers une gestion *régionale* de l'environnement. Ces modèles doivent être en mesure de décrire tous les sous-systèmes d'une région (par ex. entreprises, ménages, écosystèmes) ainsi que leurs interactions.

Les exemples les plus connus allant dans cette direction sont les systèmes d'information sur l'environnement (SIE). Ces systèmes intègrent toutes les données possibles pour une région (air, eau, sol, bruit, habitat, etc.), ce qui leur permet d'analyser avec beaucoup de précision aussi bien l'état existant que les tendances évolutives. Les calculs de simulation ne sont possibles que dans des domaines partiels (par ex. propagation des polluants). Ces dernières années, une autre approche a également fait son apparition, celle du bilan des matières [2]. Par rapport au SIE, cette approche tente de définir les principales propriétés d'un système sur la base d'une description nettement plus générale. Le plus souvent, on se limite là au *bilan des matières* et au *bilan énergétique*. La possibilité de prendre en compte des aspects *économiques* est également à l'étude [3]. Etant donné ces limitations, l'établissement d'un bilan des matières prend moins de temps et est moins onéreux que l'établissement d'un SIE [1].

L'approche du bilan des matières

Cette méthode est décrite de manière détaillée en [2]. Elle se compose des étapes suivantes:

- *Analyse systémique*: définition des processus et des flux déterminants pour l'étude.
- *Évaluation des données*: gestion, visualisation et évaluation des données mesurées ou estimées.
- *Calculs par modélisation*: les calculs par modélisation reposent sur les *équations de modélisation*, qui mathématisent les propriétés du système. Les modélisations servent à établir des scénarios ou des calculs prévisionnels permettant de prévoir le comportement d'un système dans des conditions données.

Tant l'évaluation des données que les calculs par modélisation peuvent également servir à prévoir l'impact de différentes options pour la gestion des flux de matières. Dans les deux cas, on peut utiliser le programme SIMBOX mis au point à l'EAWAG.

L'imprimerie de la NZZ

Les entreprises représentent des maillons importants dans la chaîne des activités humaines. C'est là qu'une gestion des flux de matières, tant en aval (utilisation des ressources) qu'en amont (atteintes à l'environnement), peut s'avérer très efficace.

Dans le cadre d'un projet associant la NZZ et l'EAWAG, les flux de matières ont été comptabilisés en 1996 pour l'imprimerie de la NZZ [4]. Cette comptabilité a servi à mettre en évidence les prestations écologiques dans le cadre de la

certification ISO 14001 (elle n'est toutefois pas requise pour la certification ISO 14001). Au demeurant, une telle comptabilité constitue le point de départ de toute *gestion environnementale interne* visant à optimiser l'utilisation des ressources tout en améliorant les prestations écologiques.

Mettre en évidence les flux de matières: la fig. 2 montre la première étape de la comptabilité des flux de matières: il s'agit du système simplifié de l'imprimerie implantée à Schlieren. De gauche à droite, les 5 colonnes d'éléments correspondent aux paramètres suivants:

- agents énergétiques et eau,
- chauffe-eau et climatisation,
- filiale Fretz AG,
- imprimerie & élimination des déchets et
- livraison des journaux.

La 2e étape consiste à enregistrer les données relatives aux *flux de matières* et aux *flux énergétiques* correspondants, pour permettre une visualisation à l'aide de SIMBOX. La fig. 2 illustre également le flux d'eau en litres par journal pour 1996.

Les apports en eau sanitaire (cantine et toilettes) ainsi que l'eau utilisée pour la climatisation sont du même ordre de grandeur, alors que l'eau utilisée pour la production des journaux est inférieure d'environ un ordre de grandeur. A titre de comparaison, il faut 2.5 dl pour imprimer un journal, ce qui est de l'ordre du pour-mille par rapport à la consommation d'eau quotidienne d'une personne en Suisse.

Canaliser les flux de matières: la comparaison des flux d'eau mesurés (cf. fig. 2), des données comparatives et des indices de référence ont incité la NZZ à prendre des mesures techniques. Ces mesures ont permis de réduire d'environ 17% la consommation en 1997 par rapport à l'année précédente.

La modélisation offre aussi la possibilité d'influer sur les flux de matières. Par calcul, on peut simuler différents scénarios dans l'optique de mettre en évidence les changements au niveau de l'exploitation (par exemple: quel est l'impact de nouvelles rotatives sur les flux de matières et d'énergie?).

Enfin, le système permet également d'intégrer les fournisseurs et les preneurs [5]. Ce faisant, la gestion environnementale passe du niveau interne au niveau régional. A titre d'exemple, le système permet de prendre en considération l'ensemble de la production de papier.

Evolution des installations photovoltaïques

Cette étude a été réalisée dans le cadre de la thèse de Markus Real [6]. La problématique a été définie à partir des interrogations suivantes:

- Les installations photovoltaïques pourraient-elles devenir une source essentielle d'énergie renouvelable?
- Les flux de matières et d'énergie nécessaires à la production industrielle d'installations photovoltaïques sont-ils déterminants?

Son analyse systémique tient compte de la production des vitres de protection et des cellules photovoltaïques, de l'assemblage ainsi que de la distribution de l'énergie électrique.

Equations de modélisation

Elles se fondent sur des hypothèses quant à certains paramètres importants tels que

- évolution de la surface disponible pour les capteurs solaires: le calcul se base sur des études détaillées concernant les surfaces disponibles, leur orientation, etc. La fig. 3A montre l'évolution diachronique hypothétique de la surface disponible par habitant.

- propriétés technologiques: utilisation des matériaux, consommation d'énergie, durée de vie, rendement, taux de recyclage.

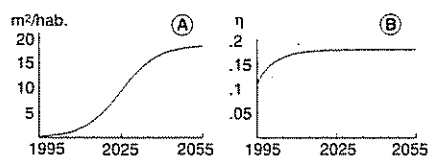


Fig. 3
Hypothèses concernant l'évolution diachronique de la surface des capteurs solaires (A) et de leur rendement (B). A titre de comparaison, la surface nécessaire par habitant en Suisse se monte à 18 m² pour les barrages de même que pour les fenêtres.

Toutes les hypothèses reposent sur des extrapolations à partir des connaissances techniques actuelles. Elles sont bien étayées. La fig. 3B exemplifie le rendement des cellules photovoltaïques cristallines. Ce rendement représente la moyenne des différentes technologies disponibles.

La modélisation dynamique de Real [6] débouche sur un système comprenant environ 70 équations intégrales et différentielles intercorrélées. Les calculs ont été effectués à l'aide de SIMBOX pour les scénarios les plus divers. A titre d'exemple, la fig. 4 illustre l'évolution des différents apports d'énergie électrique en Suisse. Ce calcul repose sur les hypothèses suivantes:

- énergie hydraulique: faible augmentation
- énergie éolienne + biomasse: hypothèses réalistes
- énergie solaire: voir ci-dessus
- énergie fossile: production d'énergie par piles à combustible
- énergie nucléaire: conformément aux concessions d'exploitation

Interprétation

Si les installations photovoltaïques étaient développées comme nous venons de le présenter ci-dessus, le passage à la production d'énergie électrique renouvelable prendrait en Suisse une soixantaine d'années environ, toutes conditions par ailleurs égales. Un développement plus rapide des installations solaires entraînerait une surcapacité de production utile à court terme seulement [6].

Conclusion

Dans le domaine de la gestion de l'environnement, il faut d'abord comprendre le système, c'est-à-dire ses composantes essentielles. Les modèles et les programmes de simulation facilitent cette compréhension. Nous l'avons vu à l'exemple du bilan des matières. Comme beaucoup d'autres ([7]-[9]), ces études montrent que:

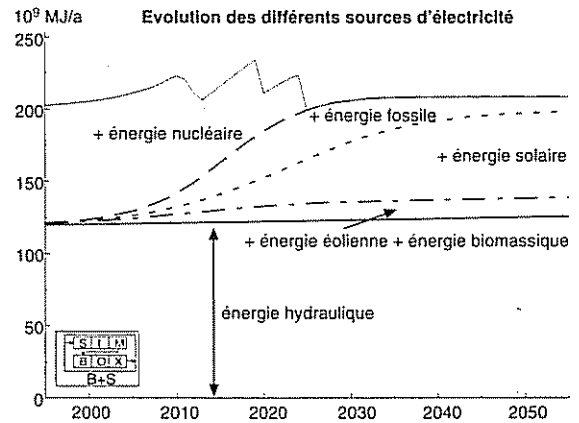


Fig. 4
Apports des différentes sources énergétiques à la production suisse d'électricité en 10⁹MJ/année.

- Le bilan des matières est une approche qui permet d'analyser les flux de matières et de simuler les options permettant d'orienter l'évolution.

- Les modèles *statiques* suffisent souvent pour la gestion environnementale interne. En revanche, la gestion environnementale régionale requiert un modèle *dynamique*.

En résumé, on peut dire que les modèles utilisés à bon escient sont des outils appropriés pour la gestion de l'environnement.

- [1] Bader H.-P., Baccini P. (1997): System-Modelle und Simulations-Programme im Umweltmanagement – Eine kritische Analyse zum Stande der Technik. GALA 5, No. 6, 263–275.
- [2] Baccini P., Bader H.-P. (1996): Regionaler Stoffhaushalt, Erfassung, Bewertung und Steuerung. Heidelberg (Spektrum, Akademischer Verlag).
- [3] Kytzia S. (1998): Wie kann man Stoffhaushaltssysteme mit ökonomischen Daten verknüpfen? In: Ressourcen im Bau, 69–79, Zürich (vdf).
- [4] Kytzia S. (1996): Umweltmanagement in Unternehmen. Der Einsatz der betrieblichen Stoffbuchhaltung am Beispiel der Neuen Zürcher Zeitung AG. EAWAG Jahresbericht.
- [5] Faist M. (1996): Stoffhaushaltsmodell für die regionale Papierbewirtschaftung. Diplomarbeit.
- [6] Real M.: A methodology for evaluation the metabolism in the large scale introduction of renewable energy systems. Dissertation ETHZ 12 937, 1998.
- [7] Müller D.B.: Physiologische Modelle der Holzbewirtschaftung in der Entwicklung von Strategien für eine nachhaltige Regionalentwicklung urbaner Systeme. Dissertation ETHZ 12 990, 1998.
- [8] Binder C., Bader H.-P., Baccini P.: Metabolic Concepts and Dynamic Models for Monitoring Materials in developing Countries. In Vorbereitung.
- [9] Zeltner C., Bader H.-P., Scheidegger R., Baccini P.: Methode zur nachhaltigen Bewirtschaftung von Metallen, am Beispiel des Kupfers in den USA. Eingereicht in Geowissenschaften.

Christoph Zeltner et Thomas Lichtensteiger

Conception des produits et traitement thermique des déchets



Thomas Lichtensteiger



Christoph Zeltner

La technique de combustion actuellement utilisée dans les usines d'incinération des déchets urbains permet une gestion ciblée des polluants. En revanche, ses possibilités quant à la gestion des ressources sont limitées. De nouveaux procédés en cours de développement doivent permettre de mieux gérer les matières secondaires. Dans quelle mesure la connaissance des systèmes en jeu permet-elle de concevoir des produits tels que les réactions potentielles puissent être utilisées efficacement?

Motivation

«Pas de déchets – de la ferraille», tel est le slogan de l'industrie suisse de l'acier (fig. 1). La ferraille est une ressource secondaire qui couvre 100% des besoins en fer de la branche. Les produits de haute valeur ne peuvent être obtenus à partir de n'importe quel sous-produit de qualité aléatoire. Au contraire, ces sous-produits doivent avoir une qualité constante et des propriétés spécifiques. Pour beaucoup de ressources secondaires, le problème réside dans la conception des produits [1]. C'est un nouveau défi pour la gestion des déchets.

Dans les chaînes de traitement permettant d'extraire le métal brut du minerai, les processus de fusion jouent un rôle capital. En revanche, les processus de fusion sont encore rarement utilisés pour l'élimination des déchets. En Suisse, le traitement thermique des déchets urbains est actuellement assuré par les usines d'incinération des ordures ménagères (UOM), qui utilisent à cet effet des fours à grille. Cette méthode a pour effet essentiel de permettre le stockage final des résidus d'incinération dans des décharges de nature relativement homogène, dont le comportement à long terme est très nettement supérieur à celui des décharges hétérogènes de déchets urbains non incinérés [2, 3]. La technique actuelle d'incinération sur grille permet une gestion ciblée des substances polluantes. En outre, elle utilise le pouvoir énergétique des substances organiques. En revanche, la plupart des matières inorganiques ne peuvent être récupérées pour une production de haute valeur. C'est par exem-

ple le cas du cuivre. Du point de vue de la gestion des ressources, cette situation est regrettable: en effet, les déchets urbains contiennent d'importantes quantités de cuivre et d'autres métaux. La fig. 2 illustre la situation en 1990, sur la base d'une modélisation dynamique SIMBOX [5]. Prenant comme exemple les Etats-Unis, elle démontre que les quantités de cuivre stockées dans les décharges, les constructions et les biens mobiliers sont déjà supérieures aux réserves primaires exploitables. Les réserves naturelles de cuivre sont de l'ordre de 350 kg par habitant.



Fig. 1
Campagne d'information de l'industrie suisse de l'acier.

Le message de cette affiche («Pas de déchets, de la ferraille!») est simple: pour obtenir des produits de haute valeur, il faut des matériaux de qualité bien définie et non pas n'importe quel produit aléatoire.

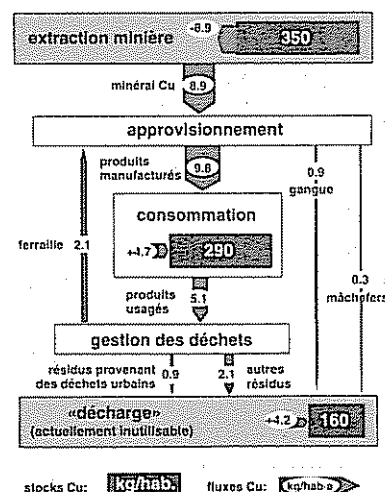


Fig. 2
Stocks et flux de cuivre, de l'extraction à l'élimination (données pour les Etats-Unis). Situation en 1990, sur la base d'une modélisation dynamique avec SIMBOX [5]. Près de 1 kg par habitant (h) et par an (a) parvient dans les décharges via les déchets urbains. Il s'agit là d'une donnée pertinente pour la gestion des ressources.

Procédé HSR (fusion oxydoréductrice à haute température)

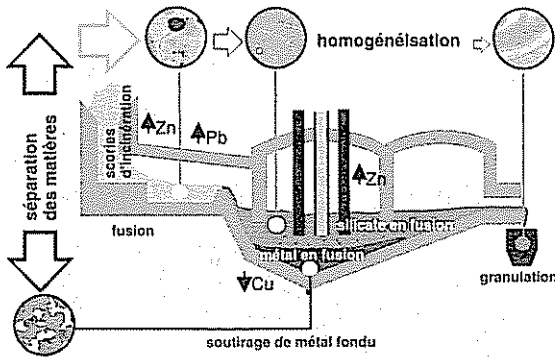


Fig. 3

Coupe à travers un procédé de fusion pour le traitement des déchets urbains selon des principes métallurgiques (procédé d'oxydoréduction par fusion à haute température, procédé HSR = Holderbank-Schmelz-Redox).

Cette installation est conçue pour le traitement des scories provenant de l'incinération des déchets urbains dans les fours à grille. Le flux de matériau ainsi généré subit une homogénéisation croissante au cours de laquelle se forment deux phases, l'une étant une fonte à haute teneur en cuivre, l'autre étant une masse de silicate épurée en fusion. Les matières volatiles telles que zinc et plomb sont séparées en phase gazeuse. Durant la fusion, des gouttes de métal se forment et tombent dans une cuve dont le niveau augmente. La masse de silicate en fusion s'écoule en continu dans un bain d'eau où elle se transforme en granules. Comme dans les procédés métallurgiques, le métal en fusion est régulièrement soutiré.

Les produits de consommation et les décharges contiennent en tout quelque 450 kg de cuivre par habitant. L'accumulation du cuivre dans les décharges suite à l'incinération des déchets est de l'ordre de 3 kg par habitant et par an.

Une nouvelle génération de procédés thermiques pour le traitement des déchets doit permettre de mieux récupérer ces ressources potentielles. La séparation des matières en phase gazeuse, déjà testée dans des installations conventionnelles, est associée à des processus de fusion comme on les connaît en métallurgie. La masse en fusion se sépare en deux phases, l'une siliceuse et l'autre métallique. 80% des résidus ainsi traités se transforment en sous-produits siliceux. Le but consiste à obtenir des sous-produits siliceux semblables à de la roche, dont les propriétés spécifiques permettraient une utilisation de haute valeur dans la construction [4]. Le cuivre, peu volatil, est séparé à partir du bain de fusion métallique et peut ainsi être délivré à l'industrie du cuivre pour un traitement successif.

Solution

Trois installations pilotes équipées chacune d'un nouveau procédé différent sont comparées entre elles, à la lumière des processus de fusion de nature tant géogène que métallurgique. La genèse des sous-produits de fusion est déterminée par analyse pétrologique. L'accent est mis sur les processus d'homogénéisation et de séparation des matières. L'analyse pétrologique recourt à l'appareil méthodologique de la géologie, de la science des matériaux et de la chimie, en association à l'analyse des flux de matières. Les données obtenues par expérimentation sont mises en corrélation avec les résultats des analyses microscopiques ainsi qu'avec des réflexions relevant de la thermodynamique et de la cinétique. On obtient ainsi une image des processus physicochimiques qui s'opèrent.

La genèse des sous-produits de fusion comprend quatre étapes: le traitement initial des déchets, la fusion, le traitement de la masse en fusion et, enfin, l'extraction des sous-produits de fusion. La fig. 3

illustre le procédé HSR (procédé d'oxydoréduction par fusion à haute température) développé par les entreprises Von Roll Inova SA et Holderbank Management und Beratung AG. L'illustration se rapporte à l'état actuel de l'installation pilote. Celle-ci a été conçue pour le traitement des scories et des filtres provenant de l'incinération des déchets. En l'occurrence, le traitement initial des déchets est donc essentiellement assuré par l'UIOM. La fusion s'effectue en conditions d'oxydation dans la première partie du réacteur. Quant à la masse en fusion, elle est traitée en conditions de réduction dans les deuxième et troisième parties du réacteur.

Le problème consiste à déterminer la répartition idéale des réactions entre les diverses phases, la manière dont elles peuvent être mesurées et régulées. A cet égard, on distingue trois types de réactions: les réactions *positives*, c'est-à-dire fondamentales, les réactions *négligées*, c'est-à-dire perturbantes, et les réactions *neutres*, c'est-à-dire sans influence (fig. 4).

Résultats

La genèse des sous-produits de fusion se caractérise par une séparation et une homogénéisation croissantes (fig. 3).

Comme les résultats le démontrent, une admission d'oxygène suffisante, une durée de traitement assez longue et des températures suffisamment élevées suffisent pour déclencher l'homogénéisation. Les sous-produits siliceux de fusion sont plus homogènes que les mâchefers issus de la production métallurgique. Ils sont souvent plus homogènes que les laves géogènes.

Un traitement différencié est nécessaire si on veut obtenir une *séparation*

Partenariat

Les recherches relatives à la conception des produits sont menées par l'EAWAG, en collaboration avec les fabricants d'équipements de traitement thermique et les cimentiers. L'intérêt des cimentiers porte sur l'utilisation du granulat siliceux comme additif ou comme ajout pour le ciment ou le béton. L'EAWAG a retenu les critères suivants pour la sélection des partenaires de recherche: objectifs, niveau de développement, accès à l'installation et complémentarité réciproque des systèmes (par ex. avec ou sans procédés de séparation mécanique).

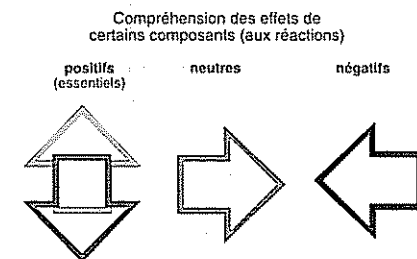


Fig. 4

Les processus de fusion générant le flux de matériau et déterminant l'homogénéisation et la séparation des matières se subdivisent en trois catégories: les réactions positives, les réactions négatives et les réactions neutres. Cette analyse fournit la base indispensable à toute nouvelle mesure d'incitation.

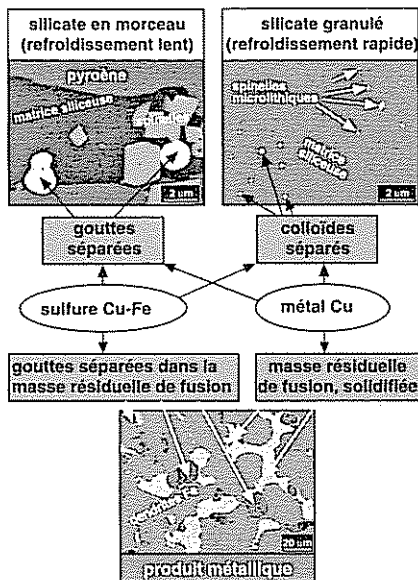


Fig. 5
Phases cuivreuses dans le produit métallique (en bas) et dans les produits siliceux refroidis selon diverses manières (vues obtenues au microscope électronique à balayage).
Les colloïdes très petits et les microlithes sont mis en évidence graphiquement. L'analyse microscopique des produits siliceux refroidis lentement permet de déterminer si le cuivre contenu dans la masse de silicate est de forme oxydée ou sulfurée. Cette observation permet ensuite de déterminer des mesures d'optimisation spécifiques.

optimale des matières. Il s'agit de mettre à profit les réactions potentielles des déchets urbains. A cet égard, la systématique des réactions positives, négatives et neutres s'avère très utile. L'observation au microscope met en évidence le comportement du cuivre (voir fig. 5). Dans les sous-produits métalliques comme dans les sous-produits siliceux, on observe deux phases cuivreuses distinctes, l'une correspondant au cuivre pur et l'autre au sulfure de cuivre. Le type de formation des phases cuivreuses dans les sous-produits siliceux dépend du processus de séparation. Si le silicate en fusion est rapidement refroidi (granulation par immersion dans un bain d'eau), le temps à disposition pour le processus de séparation est très court, de sorte que celui-ci ne s'effectue que partiellement. Dans les granulats siliceux, les colloïdes se forment par zones, ce qui conduit à des colorations semblables à des pailles. Ces colloïdes sont de taille inférieure à $1\ \mu\text{m}$, et peuvent difficilement être analysés individuellement. Si, en lieu et place de la granulation par immersion, le silicate en fusion est versé dans un moule, le refroidissement dure plus longtemps.

Dans ce cas, les gouttes qui se forment sont dix fois plus grandes que les colloïdes. Leur composition peut dès lors être analysée à l'aide du microscope électronique à balayage. L'équilibre du cuivre entre le sous-produit métallique et le sous-produit siliceux peut être modélisé du point de vue thermodynamique, pour autant qu'on connaisse la teneur des éléments dans les phases cuivreuses du sous-produit métallique, la température et la pression partielle de l'oxygène. Ce dernier facteur se calcule sur la base du rapport Fe(II):Fe(III) dans le sous-produit siliceux. Dès lors, il est possible d'évaluer les facteurs qui limitent la séparation des sous-produits de fusion. Dans la plupart des échantillons analysés, le cuivre se trouve sous forme sulfurée. Le soufre a un effet négatif sur la séparation du cuivre. Plus la teneur en soufre est grande, plus les sulfates de cuivre sont à prendre en compte dans l'équilibre du cuivre, qui comprend déjà le cuivre sous forme métallique et les oxydes de cuivre. Une température très élevée dans le réacteur de réduction une pression partielle particulièrement basse de l'oxygène accroît la volatilité des sulfures de cuivre contenus dans la masse de silicate en fusion. Mais comme ces conditions sont extrêmement favorables à la réduction des oxydes de cuivre ainsi qu'à la volatilisation du zinc, on est en présence d'un conflit d'objectifs.

En dépit des limitations mentionnées ci-dessus, la séparation du cuivre va plus loin que dans les mâchefers provenant de la métallurgie du cuivre. Une meilleure élimination préalable du soufre permettrait d'obtenir une meilleure concentration du cuivre dans le bain de métal en fusion.

Autant la séparation que l'homogénéisation des matières doivent être ajustées l'une par rapport à l'autre. Les processus d'homogénéisation favorisent la séparation des matières, mais peuvent aussi avoir quelques effets négatifs à certains égards. Plus l'homogénéité est grande, plus les procédés peuvent être régulés avec précision, mais une homogénéisation trop rapide réduit fortement le nombre de processus positifs tandis

qu'elle donne lieu à de nombreux processus neutres ou négatifs (par ex. la formation indésirable de silicates de zinc ou de sulfures métalliques). Une présentation plus détaillée de ces problèmes se trouve dans [6], qui traite non seulement du procédé HSR, mais aussi du procédé de Thermoselect SA et du procédé «Schwelbrenn» (combinaison de pyrolyse et fusion) développé par Siemens.

Conséquences

Les processus de fusion modifient totalement les systèmes d'évacuation des déchets. La question est de savoir quel rôle ils sont appelés à jouer. Les processus de fusion avec séparation des matières conviennent avant tout dans les cas où il faut traiter des flux de matériaux comportant une teneur pertinente en matières de haute valeur. Les processus mécaniques de séparation n'en deviennent pas pour autant superflus. Comme dans la métallurgie, les processus mécaniques de séparation et de broyage ont une place garantie.

La reconfiguration de nos systèmes d'élimination requiert une optique à long terme, autant du côté des fabricants d'équipements que des autres acteurs en jeu. Les procédés de fusion sont des processus complexes posant des exigences élevées en termes de régulation, de matériaux résistant au feu et présentant un bonne sécurité. La solution esquissée ici peut contribuer à mettre en évidence les potentiels d'amélioration et à prendre les mesures concrètes pour les mettre en valeur. La recherche sur les installations industrielles doit être poursuivie. Les fabricants mentionnés sont en train de construire ou de mettre en service des installations industrielles de grande taille.

Nous ne pourrions parler d'une meilleure gestion des ressources que si les matières potentiellement contenues dans les diverses fractions provenant du traitement des déchets peuvent être mieux utilisées. Techniquement, il s'agit de favoriser les processus positifs et de supprimer autant que possible les processus négatifs. Il est parfaitement imaginable qu'une usine conçue à l'origine pour

Suite à la page 9

Laura Sigg, Renata Behra, Markus Boller, Rik Eggen,
Werner Meier, Barbara Sulzberger et Hanbin Xue

Impact du cuivre dans les eaux



Laura Sigg

Le cuivre utilisé pour les gouttières et les toitures, a-t-il un impact négatif sur la qualité des eaux et des sols? Les émissions de cuivre provenant de ces sources sont-elles importantes? Ces questions concernant la signification et les effets des apports de cuivre dans les eaux donnent présentement lieu à des controverses entre les professionnels du bâtiment et les experts de l'environnement.

Dans cet article, nous donnons un aperçu de différents aspects des flux de cuivre dans l'environnement, du devenir du cuivre dans les eaux, ainsi que de ses effets écotoxicologiques.

Flux de cuivre

Les principales sources d'émissions de cuivre dans l'environnement, surtout dans les sols et les eaux sont:

- les éléments en cuivre employés à l'extérieur des bâtiments et dans des équipements sanitaires domestiques,
- les composés du cuivre contenus dans les engrais et pesticides (par ex. fongicides) utilisés en agriculture,
- le cuivre dans les boues d'épuration,
- le cuivre rejeté par le trafic routier et ferroviaire [1-3].

Les flux de cuivre dans le bassin de la Töss sont présentés dans la figure 1; ils ont été calculés sur la base de données

déterminées dans d'autres régions. Les importations et exportations dans la région, l'accumulation du cuivre dans les ménages et les entreprises, ainsi que le cuivre déposé dans les décharges représentent les plus grandes quantités de cuivre. Il faut tenir compte de ces flux importants pour une bonne gestion du cuivre qui est une ressource limitée. En ce qui concerne les eaux et les sols, ce sont par contre les apports diffus dans l'environnement qui sont les plus significatifs, bien que ces quantités soient relativement faibles par rapport au bilan total. Mais ces apports diffus peuvent conduire à l'accumulation du cuivre dans les sols et les sédiments, ainsi qu'à des teneurs élevées dans les eaux. Nous ne pourrions pas traiter ici en détail de l'accumulation du cuivre dans les sols agricoles, malgré l'importance de ce problème [1]. Les apports de cuivre dans la Töss sont constitués par le lessivage des sols agri-

Suite de la page 9

le traitement des déchets urbains soit adaptée par la suite au traitement simultané de fractions dont la charge en métaux lourds serait beaucoup plus élevée. Les potentiels de séparation des métaux contenus dans les déchets urbains pourraient ainsi être encore mieux mis à profit.

- [1] Lichtensteiger T., Hrsg. (1998): Ressourcen im Bau – Aspekte einer nachhaltigen Ressourcenbewirtschaftung. Vdf, Hochschulverlag AG ETH Zürich
- [2] Belevi H., Baccini P. (1991): Long-term Assessment of Leachates from Municipal Solid Waste Landfills and Bottom Ash Monofills. Journal of Resource Management and Technology, Vol. 19, No. 2, 68-73.
- [3] Baccini P., Gamper B., Hrsg. (1994): Deposition fester Rückstände aus der Abfallwirtschaft – Endlager-Qualität am Beispiel Müllschlacke. Vdf, Hochschulverlag AG ETH Zürich.
- [4] Lichtensteiger T. (1997): Produkte der thermischen Abfallbehandlung als mineralische Zusatzstoffe in Zement und Beton – Ein Beispiel für Produktdesign in der Abfallwirtschaft. Müll und Abfall, 29. Jahrgang, Heft 2, 80-84.
- [5] Zeltner Ch., Bader H.-P., Scheidegger R., Baccini P. (accepted): Sustainable Metal Management Exemplified by Copper in the USA. Regional Environmental Change, Springer Verlag.
- [6] Zeltner Ch. (1998): Petrologische Evaluation der thermischen Behandlung von Siedlungsabfällen über Schmelzprozesse. Diss. EAWAG/ETH, ETH Nr. 12 688.

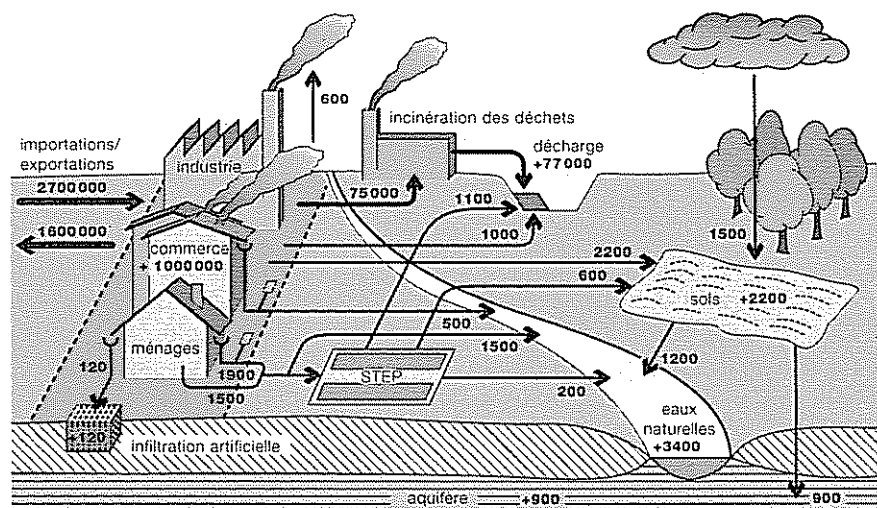


Fig. 1

Flux du cuivre dans le bassin de la Töss en g/kg an (surface 430 km², population: 180 000 habitants [3]).

Eau	Cu dissous	Cu total
Greifensee	0.5-1.0	
Rhin-Rekingen	0.1-0.7	0.4-1.6
Rhin-Village-Neuf	0.5-1.6	0.9-2
Kleine Aa	2-4	
Birse	2-6	4-11
Thur-Andelfingen	1.5-2.0	2.0-2.5
Glatt		3-6

Tab. 1

Concentrations dissoutes et totales (en µg/l). (Echantillons instantanés; moyenne annuelle pour la Glatt).

coles, les rejets des stations d'épuration et les apports directs d'eaux pluviales. Les eaux pluviales provenant des routes et des toitures apportent des quantités importantes de cuivre dans les eaux usées canalisées (environ 56%) et dans les eaux usées non contrôlées. De plus, une grande partie du cuivre dans les eaux usées domestiques provient des installations sanitaires [2].

Concentrations et spéciation dans les eaux

Les teneurs typiques en cuivre total et dissous (<0.45 µm) dans différents cours d'eau et lacs suisses sont présentées dans le tableau 1. Ces teneurs sont à comparer avec les concentrations naturelles typiques en l'absence de pollution (environ 0.2-1 µg/l), ainsi qu'avec le nouvel objectif de qualité de 2 µg Cu/l (dissous) qui a été fixé sur des bases écotoxicologiques [4]. De faibles concentrations en cuivre sont observées dans les lacs, tandis que des concentrations plus élevées ont été constatées dans plusieurs cours d'eau. Différentes sources peuvent être mises en cause pour ces teneurs élevées, selon les régions, ainsi les rejets agricoles dans la Kleine Aa, les industries métallurgiques dans la Birse, et les apports diffus par les eaux usées et l'agriculture dans la Thur et la Glatt.

Dans la Thur, l'augmentation des teneurs en cuivre à trois sites de prélèvement le long de la rivière est évidente, en comparaison avec un premier site sur un affluent non pollué (Necker, fig. 2). Les moyennes annuelles des concentrations en cuivre dans la Glatt ne montrent pas de tendance claire entre 1975 et 1997 [5]. Dans ce cas, le cuivre provient principalement des eaux usées domestiques;

le développement des installations sanitaires en cuivre a probablement été compensé par l'amélioration des stations d'épuration. Par contre, les moyennes annuelles du cuivre ont diminué dans le Rhin en aval de Bâle pendant la même période, avec des teneurs actuelles de 1.5 µg/l (Cu total), ce qui s'explique par l'assainissement de sources industrielles de rejets.

Afin d'évaluer et de prédire les effets écotoxicologiques, il ne suffit pas de connaître les concentrations dissoutes ou totales du cuivre. La forme chimique du cuivre (spéciation) influence fortement ses effets. Il est généralement admis que les effets sur les organismes aquatiques dépendent de la teneur en ions aqueux libres, c'est-à-dire les ions de cuivre liés seulement à des molécules d'eau. Le cuivre en solution forme généralement des complexes très stables avec les complexants organiques. Les complexants organiques dans les eaux naturelles sont surtout d'origine naturelle (acides humiques et fulviques, et autres complexants d'origine biologique), mais comprennent aussi des complexants synthétiques tels que l'EDTA. On distingue par analyse entre le cuivre présent dans différentes tailles de particules (dissous, colloïdal et particulaire, fig. 2). La fraction du cuivre sous forme dissoute dépend fortement des matières en suspension dans un cours d'eau; elle est d'autant plus importante que la teneur en matières en suspension est faible. Il a été démontré que dans les eaux naturelles le cuivre en solution est typiquement fortement complexé par des complexants organiques, et que les ions aqueux libres ne se trouvent qu'à des niveaux de concentration très faibles [6]. Dans les exemples de la figure 2, le rapport de $[Cu^{2+}]/[Cu]_d$ est ainsi environ 10^{-6} - 10^{-7} , où $[Cu^{2+}]$ représente la concentration des ions aqueux libres, et $[Cu]_d$ la concentration dissoute. La lumière peut agir sur les complexes organiques du cuivre et conduire à la réduction du Cu(II) en Cu(I) et à la formation de radicaux libres, qui sont des espèces chimiques très réactives et qui peuvent par exemple attaquer les molécules contenant l'information génétique des cellules (cf. ci-dessous). Le

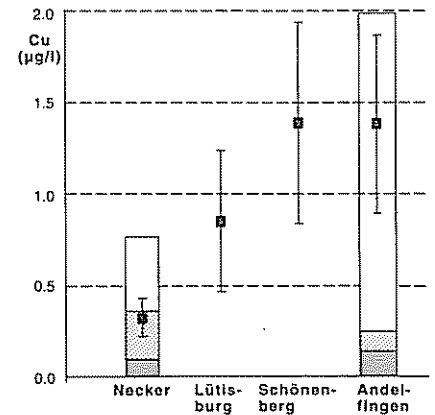


Fig. 2

Concentration et distribution du cuivre à 4 sites le long de la Thur. Les points représentent les concentrations en cuivre dissous (moyenne de 4 prélèvements). Les barres indiquent, pour les sites Necker et Andelfingen, la distribution du cuivre sur les fractions dissoute (masse moléculaire < 10 000, blanc), colloïdale (masse moléculaire > 10 000 et taille < 0.45 µm, hachuré) et particulaire (> 0.45 µm, foncé).

cuivre sous forme particulaire peut se trouver adsorbé sur différents types de particules, ou bien précipité (par exemple comme sulfure).

Effets écotoxicologiques du cuivre

Le cuivre est essentiel pour les organismes, mais a des effets toxiques en quantités trop élevées. Une juste évaluation des effets des concentrations relativement faibles dans l'environnement est toutefois délicate.

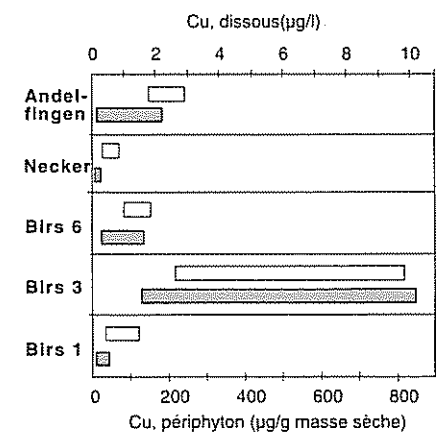


Fig. 3

Teneurs en cuivre dans le périphyton (µg/g de masse sèche, échelle inférieure, barres hachurées) en comparaison avec les concentrations dissoutes dans l'eau (µg/l, échelle supérieure, barres blanches), à différents sites sur la Birse et la Thur.

De grandes différences de sensibilité au cuivre existent entre différentes espèces d'algues. En étudiant la croissance des algues en fonction de la concentration en ions aqueux de cuivre, il a été démontré que des teneurs relativement faibles (par ex. 10^{-10} M Cu^{2+}) inhibent la croissance d'espèces sensibles [7].

L'accumulation du cuivre par le périphyton (communauté d'algues fixées sur des substrats naturels dans un cours d'eau) a été observée à des sites contaminés (fig. 3). Une gamme restreinte de faibles teneurs en cuivre a en revanche été mesurée dans le périphyton collecté à des sites non pollués sur la Birse et le Necker (région de la Thur). L'augmentation des concentrations en cuivre dans l'eau est reflétée par l'accumulation dans le périphyton, et par des teneurs en cuivre plus variables.

Afin d'étudier les effets du cuivre sur des communautés naturelles d'algues, une eau de rivière (Glatt en amont des rejets d'eaux usées) a subi des ajouts de cuivre dans des aquariums. La composition des espèces d'algues dans ces aquariums a été quantifiée (fig. 4, [8]). La composition de la communauté d'algues a fortement changé après ajout de concentrations élevées de cuivre. Des espèces tolérantes, comme *Oocystis nephrocytioides*, deviennent alors prédominantes. On remarque qu'une augmentation modeste des concentrations en cuivre, dans le domaine des teneurs effectivement mesurées (cf. tableau 1), suffit à faire disparaître les espèces sensibles, en particulier les cyanobactéries.

Les effets toxiques du cuivre peuvent être provoqués par différents mécanismes moléculaires. Les mécanismes par lesquels le cuivre agit en combinaison avec des substances organiques réactives sont encore peu connus. Un exemple qui a été

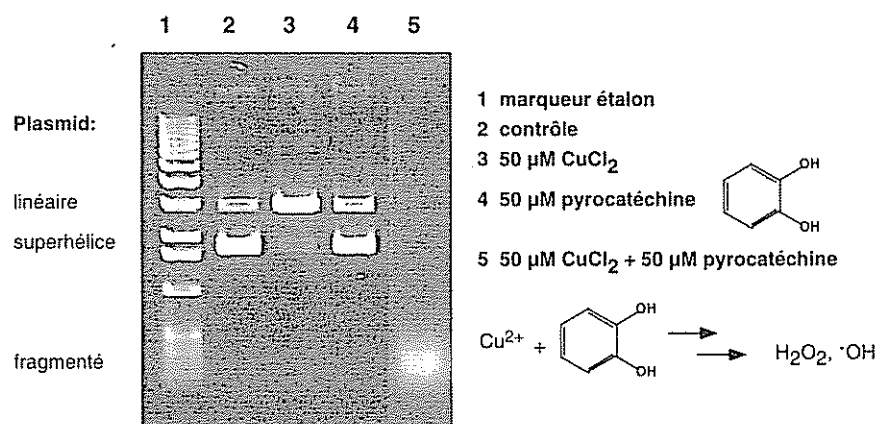


Fig. 5

Dégradation de l'ADN après réaction avec le cuivre et la pyrocatechine.

Sur le gel, le contrôle (2) montre l'ADN dans les formes observées après isolation. Après réaction avec du cuivre seul (3) ou de la pyrocatechine seule (4), aucun dommage n'est visible. Après réaction avec une combinaison de Cu et pyrocatechine (5), l'ADN est fragmenté [9].

étudié récemment concerne l'effet du cuivre en combinaison avec la pyrocatechine sur la dégradation de l'ADN (acide désoxyribonucléique, portant l'information génétique des cellules). La réaction du cuivre avec la pyrocatechine conduit à la formation d'espèces réactives d'oxygène, en particulier du peroxyde d'hydrogène et des radicaux $\cdot\text{OH}$. Ces espèces très réactives provoquent *in vitro* la dégradation de l'ADN d'un plasmide bactérien; l'ADN est fragmenté à la suite de ces réactions (fig. 5), tandis que le cuivre seul ou la pyrocatechine seule ne donnent pas lieu à des dommages reconnaissables.

Conclusions

Les exemples mentionnés ci-dessus démontrent que les apports anthropiques de cuivre provoquent des concentrations notables dans les eaux, et que des concentrations de cuivre plus élevées ont des conséquences néfastes sur les communautés naturelles d'organismes.

Les apports diffus de cuivre dans les eaux (ainsi que sur les sols) devraient donc être réduits. Le cuivre est fréquem-

ment utilisé dans des produits avec une longue durée de vie, qui rejettent donc du cuivre pendant de nombreuses années. Les apports en cuivre ne devraient tout au moins pas augmenter. Il faudrait donc considérer de manière critique les utilisations du cuivre à l'extérieur de bâtiments, ainsi que dans les produits employés en agriculture.

- [1] Von Arx, U. (1998): Kupfer in der Schweiz (Standortbestimmung). Bericht BUWAL, Bern.
- [2] Bolliger, M. (1998): Diffuse Kupferbelastungen der Umwelt.
- [3] Meier, W.K., Bader, H.P., Henseler, G., Krebs, P., Reichert, P., Scheidegger, R. (1998): Regionale Stoffbewirtschaftung im Spannungsfeld von Nachhaltigkeit und Gesellschaft, GALA, in Vorbereitung.
- [4] Behra, R., Genoni, G.P., Sigg, L. (1993): Wissenschaftliche Grundlagen für die Festlegung der Qualitätsziele für Metalle und Metalloide in Fließgewässern. Gas, Wasser, Abwasser, 73, 942-951.
- [5] LHG, Landeshydrologie und -geologie 1975-1977: Hydrologisches Jahrbuch der Schweiz.
- [6] Xue, H., Oestreich, A., Kistler, D., Sigg, L. (1996): Free cupric ion concentrations and Cu complexation in selected Swiss lakes and rivers. Aquatic Sciences, 58, 69-87.
- [7] Knauer, K., Behra, R., Sigg, L. (1997): Effects of free Cu^{2+} and Zn^{2+} on growth and metal accumulation in freshwater algae. Env. Toxicol. Chem., 16, 220-229.
- [8] Soldo, D., Behra, R. (1998): Long-term effects of copper on the structure and the tolerance of freshwater periphyton communities to copper, zinc, nickel and silver. Aquatic Toxicology, submitted.
- [9] Schweigert, N.A., Belkin, S., Morgenthaler, P., Zehnder, A.J.B., Eggen, R.I.L. (1999): Combinations of chlorocatechols and heavy metals cause DNA degradation *in vitro* but must not result in increased mutation rates *in vivo*. Environmental and Molecular Mutagenesis, 33.

Cu dans l'aquarium, μM +	0	0.05	0.1	0.5	1	5
$\mu\text{g/l}$ +	0	3	6.3	32	63	315
<i>Oocystis nephrocytioides</i>	○	○	○	○	○	○
<i>Scenedesmus</i> spp.	○	○	○	○	-	-
<i>Oscillatoria</i> sp.	○	○	-	-	-	-

Fig. 4

Changements dans une communauté naturelle d'algues après ajouts de cuivre.

Les cercles indiquent l'abondance relative de trois espèces d'algues par rapport aux concentrations de cuivre indiquées [8].

Walter Giger, Eva Molnar, Slavica Ibric, Claudia Ruprecht,
Marijan Ahel, Christian Schaffner et Jean-Marc Stoll

Lessives et détergents: impact chimique sur les cours d'eau suisses

Il reste toujours des traces



Walter Giger

Les substances chimiques entrant dans la composition des lessives et autres produits de nettoyage parviennent en partie dans les cours d'eau, via les eaux usées communales et industrielles. Les concentrations d'azurants optiques dans les cours d'eau suisses sont autant d'indices quant aux différents apports et permettent d'évaluer les flux de matières en Suisse. En ce qui concerne les agents nettoyants non ioniques du type nonylphénolpolyéthoxylate et leurs produits de dégradation, la question est de savoir dans quelle mesure les dispositions de l'ordonnance fédérale de 1986 sur les substances ont atteint leur but.

Les lessives et autres produits de nettoyage (en un mot: les détergents) sont utilisés en grande quantité tant dans les ménages que dans l'industrie et l'artisanat. La consommation annuelle suisse a atteint en 1996 environ 145 000 tonnes, soit 20 kg par habitant [1]. Ces agents nettoyants sont évacués presque totalement via les eaux usées domestiques et industrielles. Les détergents actuels ont une composition chimique relativement complexe, faisant intervenir jusqu'à 20 composants qui se distinguent par leur comportement spécifique autant durant l'épuration des eaux usées que dans les cours d'eau [2]. Les méthodes de la chimie analytique moderne ont atteint un niveau de sélectivité et de sensibilité telles que la plupart des substances chimiques présentes dans les détergents peuvent être détectées et quantifiées [3]. Nous traiterons ici de deux familles de substances, à savoir: (a) les azurants optiques et (b) les agents nettoyants non ioniques (tensides) du type nonylphénolpolyéthoxylate. Ces deux groupes de substances ont déjà fait l'objet de recherches très complètes dans le cadre de plusieurs thèses de doctorat à l'EAWAG [4, 5, 6, 7]. Les projets de recherche et de développement ont porté sur l'élaboration de méthodes analytiques, d'études en laboratoire et d'études in situ ainsi que de modèles mathématiques de simulation.

Les azurants optiques dans les lessives

Plus blanc que blanc – aussi dans les cours d'eau

De nombreuses lessives contiennent des azurants optiques en faible quantité (soit env. 0.1%). Ces azurants ont un rayonnement lumineux qui confère aux textiles une couleur plus blanche. Les deux azurants optiques les plus importants sont le DAS (un diaminostilbène) et le DSBP (un distyrylbiphényle). Des recherches [5, 6] ont permis de développer des méthodes analytiques pour les eaux usées et les boues d'épuration et de mieux connaître le comportement de ces substances dans les stations d'épuration des eaux ainsi que l'évolution de la dégradation photochimique.

Pour pouvoir étudier les cours d'eau, il a d'abord fallu mettre au point une méthode permettant de mesurer les microconcentrations des azurants optiques [7]. A cet effet, les azurants provenant des échantillons aqueux et des échantillons solides ont été enrichis, puis mesurés par chromatographie liquide à haute performance en phase inversée (CLHP-PI).

Pendant une année, la présence des azurants dans les sédiments a été étudiée au Greifensee. Durant la même période, le comportement dynamique des azurants a été étudié sur la base d'échan-

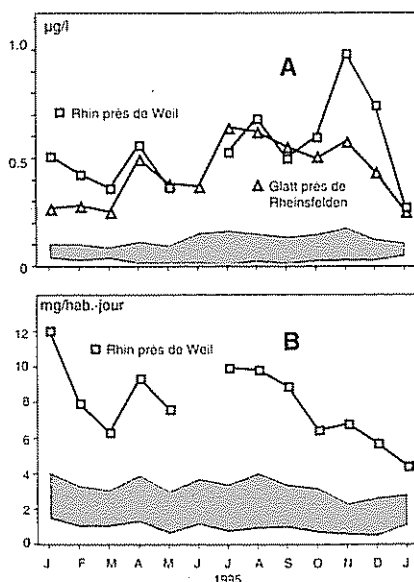


Fig. 1
Concentrations (A) et charges (B) mesurées en 1995 par les stations NADUF pour l'azurant optique DAS. Les valeurs mesurées par les stations non représentées se situent dans la zone grise. Ces stations se trouvent, pour le Rhin, à Diepoldsau et à Rekingen; pour la Thur, à Andelfingen; pour l'Aar, à Berne et à Hagneck; pour la Sarine, à Gümmenen; et pour le Rhône, à Chancy.

tillons d'eau prélevés à dix endroits différents sur six cours d'eau suisses. Les concentrations mises en évidence se situaient généralement entre 10 et 120 ng/l, avec des pointes jusqu'à 1000 ng/l. Le prélèvement proportionnel au débit de séries d'échantillonnage durant deux semaines a été effectué aux stations de mesure du Programme national pour l'étude analytique en continu des cours d'eaux (NADUF). La fig. 1 montre les résultats obtenus pour le DAS, en fonction de la concentration (en ng/l) et de la charge (en mg/hab/jour). Les concentrations les plus élevées ont été enregistrées à la station de Rheinsfelden (Glatt, ZH) et à celle de Weil am Rhein (en aval de Bâle). Après la conversion en charges, c'est-à-dire en flux de matières, seule la station de Weil présente encore une situation particulière due à l'apport d'eaux usées industrielles provenant d'une entreprise chimique sise à Grenzach, sur le Rhin. C'est précisément là qu'est produit l'azurant optique DAS, dont de faibles quantités passent dans le Rhin via les eaux usées industrielles. A la station Porte du Scex sur le Rhône, une situation analogue s'est produite pour l'autre azurant optique DSBP, lequel est produit à Monthey, dans le canton du Valais. Cette étude de monitoring permet donc de situer l'emplacement des sites de production concernés. Les azurants optiques sont en principe des *indicateurs moléculaires* des eaux usées provenant de ces exploitations industrielles.

Analyse des flux de matières pour la Suisse

Grâce aux mesures de concentrations et de débit livrées par les stations de mesures au fil de l'eau, il est possible d'analyser les flux de matières pour un système correspondant aux frontières nationales. Les résultats de cette analyse sont représentés de manière simplifiée à la fig. 2. Sur la masse totale d'azurants optiques utilisés dans les ménages, 13% parviennent dans les cours d'eau, soit 8 t/an si on prend comme base de calcul une consommation annuelle de 60 t (chiffres 1995). La production des azurants optiques contribue également pour une part à la présence d'azurants dans les cours d'eau,

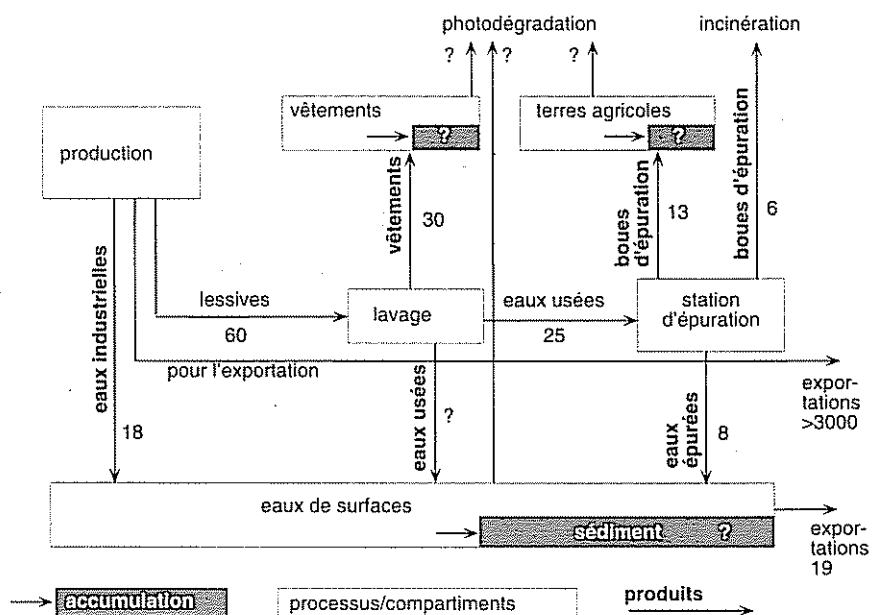


Fig. 2
Analyse des flux de matières pour les azurants optiques en Suisse. Les flux estimés pour 1995 sont indiqués en tonnes par an.

bien que les procédés de synthèses aient déjà été optimisés pour éviter toute pollution des eaux usées. Cette part s'élève à 17 t/an, soit 0.5% de la production d'azurants. L'analyse systémique permet de mettre en relation les différents volumes d'importation et d'exportation par rapport à un système donné. Etant donné que les deux azurants considérés sont produits dans le bassin versant des cours d'eau suisses, le rapport entre la pollution due à la production d'azurants et la pollution due à l'utilisation des azurants se présente de manière toute à fait particulière.

Composés à base de nonylphénol: effets de l'ordonnance fédérale de 1986 sur les substances

Tensides non ioniques dans les eaux usées communales

De 1980 à 1984, l'EAWAG a mené plusieurs études sur les tensides non ioniques du type nonylphénolpolyéthoxylate (NPnEO) ainsi que sur leurs métabolites nonylphénol (NP), nonylphénolmonoéthoxylate (NP1EO) et nonylphénoldiéthoxylate (NP2EO) [4, 9, 10]. Suite à ces recherches, l'utilisation des tensides du type NPnEO dans les produits de lessive a été interdite par l'ordonnance fédérale sur les substances dangereuses pour l'environnement, mise en vigueur en 1986. Les fabricants ont en outre

renoncé aux tensides NPnEO pour les produits de nettoyage destinés aux lieux publics. Les travaux menés en 1997/98 avaient pour but de déterminer les effets des mesures prises par les autorités et les fabricants au niveau des concentrations résiduelles de composés NPnEO dans l'hydrosphère suisse.

Du point de vue méthodologique, l'analyse des échantillons prélevés dans les eaux usées et les cours d'eau comprend une extraction en phase solide, suivie d'une chromatographie liquide à haute performance en phase normale (CLHP) et d'une détection par fluorescence. En 1998, les concentrations de tensides NPnEO dans les eaux usées se situent entre 0.1 et 0.2 mg/l (fig. 3A), ce qui est 5 à 10 fois moins que la charge polluante mesurée en 1983. Le profil hebdomadaire de la charge en tensides dans les eaux épurées de la STEP Zurich-Glatt se distingue par un net recul le dimanche (19 octobre). On peut donc en déduire que les apports d'origine artisanale et industrielle sont substantiels.

Pour l'heure, on ne sait pas exactement d'où viennent les tensides NPnEO mis en évidence. Selon ses propres indications, l'industrie a utilisé en 1997 seulement 23 tonnes de NPnEO pour des produits commerciaux, contre 3450 t de tensides LAS (tensides anioniques les plus importants). L'Union européenne annonce quant à elle une consommation annuelle de 65 000 tonnes, dont la ma-

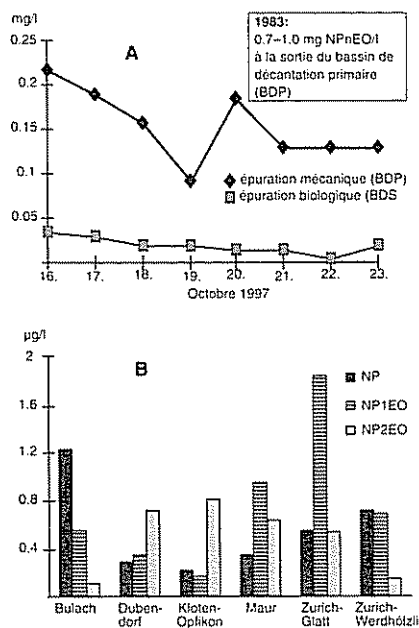


Fig. 3
(A) Concentrations des tensides du type nonylphénolpolyéthoxylate (NPnEO) dans les eaux usées de la ville de Zurich, après épuration mécanique.
(B) Concentrations de nonylphénol (NP), nonylphénolmonoéthoxylate (NP1EO) et nonylphénoldiéthoxylate (NP2EO) dans les effluents des STEP du canton de Zurich.

jeure partie est destinée à des applications sans rapport avec les eaux usées. Les résultats présentés ici doivent permettre de mieux connaître les concentrations de tensides NPnEO dans les eaux usées communales et, le cas échéant, de proposer des mesures supplémentaires pour réduire encore l'impact environnemental de ces substances. Il convient également de mettre en évidence les cours d'eau qui se distinguent par des concentrations hors de la moyenne. A titre d'exemple, on citera ici le cas des eaux usées d'une commune de Suisse orientale dont la teneur est de 0.4 mg NPnEO/l. Cette pollution est largement imputable à l'industrie textile régionale.

Métabolites nocifs dans les eaux épurées et les cours d'eau

Les analyses effectuées au début des années quatre-vingts avaient déjà permis de constater l'impact majeur des métabolites résultant de la biodégradation des tensides NPnEO dans les effluents des STEP et dans les cours d'eau [4, 9, 10]. Parmi ces métabolites, on trouve les NP lipophiles qui sont peu solubles dans l'eau, c'est-à-dire le NP1EO et le NP2EO. Il est capital de souligner que les métabolites lipophiles sont beaucoup

plus nocifs que les agents tensioactifs du type NPnEO. Récemment, on a même observé que les métabolites lipophiles, avant tout le nonylphénol non éthoxylé, ont un effet oestrogénique, c'est-à-dire semblable à l'effet des hormones sexuelles de la femme.

La fig. 3B présente les concentrations mesurées dans les effluents des STEP du canton de Zurich pour le NP, le NP1EO et le NP2EO. Des valeurs encore plus élevées ont été mesurées (concentration maximale pour le nonylphénol: 2.4 µg/l) dans les STEP de Suisse orientale qui doivent traiter les eaux usées provenant de l'industrie textile. On a également observé que les concentrations sont généralement plus élevées durant l'hiver, lorsque les températures sont basses. Ce phénomène s'explique par le fait que la biodégradation s'effectue plus lentement lorsque les températures sont basses.

La fig. 4 présente les concentrations mesurées pour le NP, le NP1EO et le NP2EO dans des échantillons hebdomadaires prélevés dans la Glatt, près de Rheinsfelden. Comme on peut le voir, les concentrations de NP sont nettement plus élevées durant l'hiver (valeur maximale: 0.45 µg/l). Les mesures enregistrées par la station de mesure d'Andelfingen, sur la Thur, donnent une image un peu différente, la concentration maximale de NP2EO intervenant en février 1998. Des trois stations NADUF au fil du Rhin, seules deux ont affiché des maxima hivernaux caractéristiques pour le nonylphénol (Diepoldsau et Rekingen), tandis que la troisième (Weil am Rhein, en aval de Bâle) n'a enregistré aucune variation saisonnière.

A titre de comparaison, les concentrations mises en évidence dans la Glatt en 1983/84 sont rappelées en marge de la fig. 4. On peut en déduire que la pollution de la Glatt par les NP, NP1EO et NP2EO s'est considérablement réduite. Cette évolution positive est également due à la construction de deux nouvelles STEP importantes durant ces dix dernières années, ce qui a permis d'améliorer l'élimination des polluants organiques se trouvant dans les eaux usées.

Actuellement, on utilise l'indice PNEC (predicted no effect concentra-

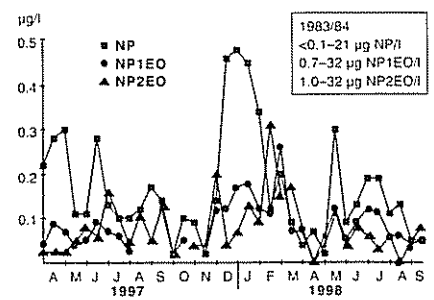


Fig. 4
Concentrations de NP, NP1EO et NP2EO dans les séries hebdomadaires d'échantillons prélevés à la station NADUF de Rheinsfelden, sur la Glatt (canton de Zurich).

tion: seuil de concentration en-dessous duquel aucun effet n'est à craindre) pour évaluer les risques inhérents à une substance chimique donnée. Dans le cas du nonylphénol, l'indice PNEC est de 0.7 µg/l. Par conséquent, les concentrations de NP mesurées dans la Glatt en 1997/98 se situent entre 20% et 60% de l'indice PNEC. La question d'une limitation encore plus grande de l'emploi des tensides NPnEO fait actuellement l'objet d'un débat, tant en Suisse qu'à l'étranger.

- [1] Verband der Schweizerischen Seifen- und Waschmittelindustrie (SWI), Jahresbericht 1997.
- [2] Alder A.C., Siegrist H., Fent K., Egli T., Molnar E., Poiger T., Schaffner C., Giger W. (1997): The Fate of Organic Pollutants in Wastewater and Sludge Treatment. *Chimia* 51, 922-928.
- [3] Suter M. J.-F., Alder A.C., Berg M., McArdell C.S., Riediker S., Giger W. (1997): Determination of Hydrophilic and Amphiphilic Organic Pollutants in the Aquatic Environment. *Chimia* 51, 871-877.
- [4] Ahel M. (1987): Biogeochemical Behaviour of Alkylphenol Polyethoxylate Surfactants in the Aquatic Environment, Ph. D. Thesis, University of Zagreb.
- [5] Poiger T. (1994). Behavior and Fate of Detergent-derived Fluorescent Whitening Agents in Sewage Treatment. *ETH-Diss.* Nr. 10 832.
- [6] Kramer J.B. (1996). Photodegradation of Fluorescent Whitening Agents in Sunlit Natural Waters. *ETH-Diss.* Nr. 11 934.
- [7] Stoll J.-M. (1997). Fluorescent Whitening Agents in Natural Waters. *ETH-Diss.* Nr. 12 355.
- [8] Stoll J.-M. A., Giger W. (1998): Mass Balance for Detergent-Derived Fluorescent Whitening Agents in Surface Waters of Switzerland. *Water Research* 32, 2041-2050.
- [9] Ahel M., Giger W., Koch M. (1994): Behaviour of Alkylphenol Polyethoxylate Surfactants in the Aquatic Environment - I. Occurrence and Transformation in Sewage Treatment. *Water Research* 28, 1131-1142.
- [10] Ahel M., Giger W., Schaffner C. (1994): Behaviour of Alkylphenol Polyethoxylate Surfactants in the Aquatic Environment - II. Occurrence and Transformation in Rivers. *Water Research* 28, 1143-1152.

Werner Aeschbach-Hertig, Markus Hofer et Rolf Kipfer

Analyse des cycles de l'eau grâce aux traceurs



Werner Aeschbach-Hertig

A quelle vitesse l'eau polluée parvient-elle dans les captages d'eau potable? Quelle est la vitesse de renouvellement des eaux souterraines? A l'aide de substances dites «traceurs environnementaux», on peut répondre à ce genre de questions et développer ainsi les bases d'une gestion rationnelle et durable des ressources d'eau.

La dimension temporelle dans les systèmes aquatiques

A quelle vitesse l'hypolimnion, à la fois pauvre en oxygène et riche en nutriments, se renouvelle-t-il dans un lac donné? Combien de temps les eaux souterraines séjournent-elles dans le sol avant d'être captées (du point de vue hygiénique, la durée de séjour est de 10 jours au minimum)? A quel moment un polluant donné a-t-il été introduit dans les eaux? A quelle vitesse est-il dégradé? Combien de temps faut-il pour qu'il atteigne le prochain captage? Toutes ces questions ont un point commun: il s'agit à chaque fois de déterminer la dimension temporelle des processus qui se développent dans un système aquatique naturel. Certaines phases du cycle de l'eau, comme la genèse de l'eau profonde des mers et des océans ou des eaux souterraines, échappent à toute observation directe de sorte qu'on ignore souvent la vitesse de renouvellement et la durée de séjour de l'eau au fond des mers et des océans ou dans les aquifères.

Datation de l'eau grâce aux traceurs

Le problème consiste donc à dater l'évolution des systèmes aquatiques. Les méthodes permettant de résoudre ce problème reposent sur le principe des «traceurs environnementaux». Il s'agit de substances traces qui ne sont pas volontairement ajoutées à l'eau, mais qui se trouvent déjà dans l'environnement. Leur comportement diachronique, par exemple leurs variations d'apport ou leur désintégration radioactive, permet de mesurer le temps. Les traceurs environnementaux présents dans l'hydrosphère

viennent dans la plupart des cas de l'atmosphère. Le contact de l'eau avec l'air constitue donc le point zéro de la datation analytique. Le résultat correspond à «l'âge de l'eau», lequel n'est autre que la durée de séjour de l'eau au-dessous de la surface, c'est-à-dire dans les systèmes qui ne sont pas en contact avec l'atmosphère. En hydrologie, le traceur de datation le plus utilisé est le tritium (^3H). La pollution globale due au tritium date des années soixante, époque durant laquelle de nombreux essais nucléaires ont eu lieu à l'air libre (fig. 1). Suite aux précipitations météorologiques, les retombées de tritium sont ensuite parvenues en masse dans les eaux de surface. Depuis, le tritium est le traceur environnemental qui permet de suivre le cheminement des eaux de pluie. Actuellement, la courbe d'apport est tellement asymptotique que le tritium ne suffit plus pour bon nombre d'applications. Mais il est possible de mesurer la teneur en ^3He , produit de la désintégration du tritium. Cette nouvelle méthode donne aujourd'hui encore des résultats pertinents. La méthode combinée $^3\text{H}/^3\text{He}$ permet une datation sur des périodes allant de quelques semaines à plusieurs décennies.

Une large gamme de méthodes de datation

Outre la méthode $^3\text{H}/^3\text{He}$ [1, 2], l'EAWAG [3] et les instituts universitaires associés [4] disposent d'une large gamme de méthodes de datation. Certains isotopes de gaz nobles permettent d'établir des datations allant de quelques jours [5] à des millions d'années. Pour les eaux d'âge récent, on peut également utiliser les gaz micropolluants d'origine anthropique, tels que les CFC [6] ou le

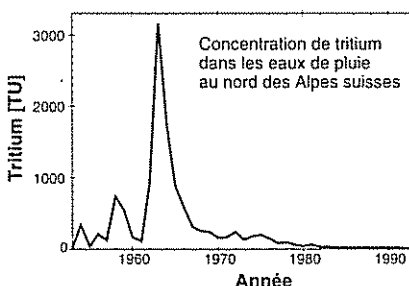


Fig. 1 Evolution diachronique des concentrations de tritium dans les eaux de pluie. Le pic des années soixante, dû aux essais nucléaires de l'époque, a longtemps servi de point de repère chronologique pour les scientifiques. Actuellement, il faut également mesurer le produit de désintégration ^3He pour parvenir à une datation pertinente de l'eau.

1 TU (tritium unit) correspond à un rapport $^3\text{H}/\text{H}$ de 10^{18} (soit seulement 6.7×10^7 atomes ^3H par litre pour 1 TU; à titre de comparaison, le lac Baïkal ne contient qu'une millimole par litre).

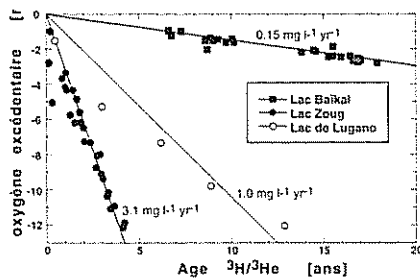


Fig. 2
Comparaison de la consommation d'oxygène dans trois lacs. Le graphique représente l'oxygène consommé en fonction de l'âge $^3\text{H}/^3\text{He}$ de l'eau.

SF_6 . Pour les échelles de datation plus longues, on utilisera les radioisotopes ^{14}C et ^{36}Cl . D'autres substances traces ne fournissent aucune information de datation, mais permettent de distinguer les eaux selon leur origine, ce qui permet de déterminer la composition des eaux mixtes. L'exemple le plus simple est la conductivité électrique. Par ailleurs, les isotopes de bore servent de marqueurs pour les activités anthropiques [3]. Les isotopes stables deuterium et ^{18}O ainsi que les gaz nobles peuvent fournir des informations quant aux conditions d'infiltration [7].

Exemple de la consommation d'oxygène

L'eutrophisation des lacs a provoqué une accélération de la consommation d'oxygène dans l'hypolimnion. Le réapprovisionnement en oxygène ne s'opère que par mixtion avec l'épilimnion. Plus l'hypolimnion reste isolé, plus l'âge de l'eau est grand et plus le taux d'oxygène diminue. En Sibérie, l'hypolimnion du lac Baïkal, peu pollué, conserve encore une teneur suffisante en oxygène, malgré sa profondeur extrême (1600 m) et l'âge de l'eau (18 ans). Seuls 3 mg/l sont consommés (fig. 2). Dans le lac de Zoug

en revanche, l'oxygène présent dans l'eau (12 mg/l) est entièrement consommé après quatre ans déjà. Le taux de consommation est donc 20 fois plus élevé que dans le lac Baïkal. Dans le lac de Lugano, il n'y a plus d'oxygène au-dessous de 100 m, mais à cette profondeur, l'âge de l'eau atteint 12 ans, ce qui est étonnamment élevé. Le problème principal du lac de Lugano est moins le taux élevé de consommation de l'oxygène que le taux insuffisant de mixtion [1].

Dans les eaux souterraines, le taux d'oxygène diminue également en fonction de la durée de séjour de l'eau. Dans le Linsental, qui constitue un tronçon du Tössstal, près de Winterthour, l'eau de rivière qui s'infiltré est saturée en oxygène. L'eau souterraine immédiatement située au-dessous du lit de la rivière est encore très jeune (moins de 100 jours), mais elle a déjà perdu 2 à 3 mg O_2/l [8]. Ensuite, la teneur en oxygène diminue lentement en fonction de l'âge de l'eau. On peut donc en déduire que la consommation d'oxygène la plus forte se situe au niveau du lit de la rivière, là où se déroule la plus grande activité biologique.

Stratification verticale des aquifères

Dans le Linsental, une partie des eaux souterraines est prélevée pour l'approvisionnement en eau potable de la ville de Winterthour. Cette utilisation est-elle menacée par les plans de revitalisation? Les stations de pompage captent l'eau à une profondeur d'environ 10 m (fig. 3). De plus, il existe plusieurs puits d'observation plus profonds ainsi qu'un groupe de puits horizontaux près de la rivière

servant à l'étude des infiltrations d'eau de rivière. Dans les échantillons prélevés en novembre 1996 et novembre 1997, l'âge moyen $^3\text{H}/^3\text{He}$ dans les puits horizontaux était respectivement de 80 et de 30 jours. Dans les puits plus profonds et dans les puits de captage, l'âge était plus élevé, variant entre 270 et 940 jours [8]. On peut donc en déduire qu'il y a vraisemblablement un vaste courant d'eau souterraine et que les infiltrations locales provenant du lit de la rivière n'influencent que la couche supérieure de l'aquifère. En conséquence, les modifications du cours de la rivière n'entraînent pas de grands risques pour les captages d'eau, pour autant qu'ils se trouvent à une profondeur suffisante.

Grâce à l'étude de la conductivité et de l'âge de l'eau, nous avons également pu mettre en évidence une stratification verticale des eaux souterraines dans le val Blenio. Elle était particulièrement évidente dans un puits d'observation creusé sur 10 m de profondeur, à proximité d'un affluent latéral du Brenno. Dans la partie supérieure du puits, l'eau est fraîche et jeune et se caractérise par une conductivité moindre. Dans sa partie inférieure, l'eau est plus âgée et possède une conductivité élevée. La comparaison des conductivités avec les valeurs qu'on trouve dans les cours d'eau donne à penser que la couche supérieure de l'aquifère provient des infiltrations locales dues à l'affluent latéral. La couche inférieure de l'aquifère est probablement alimentée par le Brenno, mais à un endroit situé bien plus en amont dans le val Brenno, de sorte que l'eau séjourne déjà depuis longtemps lorsqu'elle arrive à la hauteur du puits d'observation.

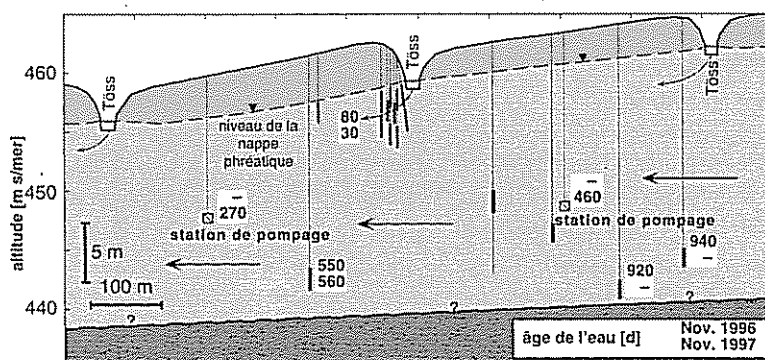


Fig. 3
Coupe transversale à travers deux méandres dans le Linsental. Les lignes verticales correspondent aux puits d'observation avec leur partie filtrante (en gras). Les stations de pompage captent l'eau à environ 10 m de profondeur. L'âge $^3\text{H}/^3\text{He}$ mesuré en novembre 1996 et en novembre 1997 permet de conclure à une stratification plutôt verticale de l'aquifère. L'eau d'infiltration récente ne se trouve que dans les puits d'observation horizontaux du terrain d'observation (les âges indiqués ici sont des moyennes déterminées d'après plusieurs puits d'observation).

Protection des nappes phréatiques et traceurs environnementaux

Les résultats présentés ci-dessus démontrent la pertinence des traceurs environnementaux pour la protection des eaux souterraines. L'âge moyen de l'eau pompée dans les puits de captage permet de déterminer le bassin hydrologique effectivement déterminant. Du coup, il permet également de définir les risques de pollution caractéristiques par rapport au point de captage. Si l'âge moyen de l'eau captée est de l'ordre de quelques semaines ou de quelques mois, on peut supposer que la plus grande partie de l'eau provient des environs immédiats. En conséquence, les mesures de protection ne toucheront qu'une zone restreinte autour du captage. En revanche, si l'âge de l'eau est de l'ordre de plusieurs années – ce qui, d'après nos expériences, est plus souvent le cas qu'on ne le croit –, une certaine protection est nécessaire pour une zone plus grande, voire pour l'ensemble du bassin hydrologique. Plus l'âge de l'eau est grand, plus le temps d'intervention est grand au niveau du captage, ce qui permet de modérer les mesures de protection. Une meilleure connaissance des durées de séjour de l'eau dans les aquifères permettrait d'instaurer une gestion efficace de la qualité de cette ressource vitale. La datation analytique des eaux de captage pourrait nous réserver quelques surprises, comme dans le Glattal où, pendant quelque temps, on a pompé sans le savoir des eaux souterraines dont l'infiltration remonte à la dernière glaciation. Il existe là un aquifère situé à quelque 100 m de profondeur, recouvert d'une épaisse couche d'argile (fig. 4). Les données relatives aux traceurs, dans ce cas surtout l'activité du ^{14}C , indiquent clairement que l'eau qui se trouve dans cet aquifère atteint presque 30 000 ans avant d'être captée à Dubendorf [7].

Le pompage a modifié la rhéologie des lieux à tel point qu'aujourd'hui, de l'eau plus jeune parvient à nouveau dans cet aquifère profond. Cette eau récente provient probablement d'un aquifère moins profond, car la couche d'argile est moins

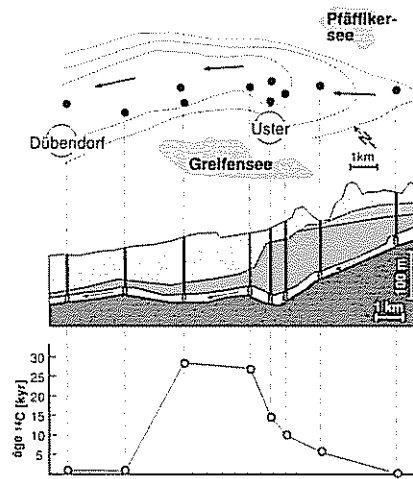


Fig. 4
Carte et coupe longitudinale à travers le Glattal supérieur, et évolution de l'âge ^{14}C de l'eau. L'âge de l'aquifère qui se trouve sous une épaisse couche d'argile remonte jusqu'à près de 30 000 ans. Un captage d'eau potable près de Dubendorf a perturbé la partie inférieure du système, de sorte que l'eau pompée à cet endroit est beaucoup plus récente.

épaisse à l'endroit du captage. Au début, l'eau pompée ne contenait ni tritium, ni oxygène, ce qui n'est plus le cas aujourd'hui. Par conséquent, on peut dire que l'ancien aquifère n'est pas simplement vidé, mais qu'il est réalimenté par de l'eau plus jeune. Ce nouvel équilibre rhéologique est susceptible d'être maintenu à long terme.

Utilisation durable des ressources d'eau souterraine

L'utilisation durable des eaux souterraines est un problème particulièrement aigu dans les régions arides, là où la réalimentation des aquifères est pratiquement nulle et où les eaux souterraines d'origine ancienne sont souvent les seules ressources fiables. Pour résoudre ce genre de situation, il faut recourir davantage aux méthodes de datation évoquées ci-dessus ainsi qu'aux modèles rhéodynamiques. Grâce à ces instruments analytiques, on peut déterminer le taux de renouvellement des aquifères et, par conséquent, la quantité d'eau à disposition pour une gestion durable des ressources. Par exemple, la ville de Gaborone, capitale du Botswana, est approvisionnée en eau potable via un aqueduc qui la relie à un réservoir lointain. Une nappe phréatique située le long de l'aqueduc servira de réserve de secours. En effet, il est prévu d'infiltrer les eaux excé-

dentaires dans l'aquifère de sorte qu'on puisse, en cas de manque d'eau, pomper de l'eau souterraine pour alimenter l'aqueduc. La question est de savoir à quelle vitesse la réserve d'eau souterraine se renouvelle. Une datation analytique sur la base des CFC indique que l'eau souterraine de cet aquifère a au moins 35 ans. Le renouvellement s'effectue donc très lentement et l'aquifère ne peut être utilisé que de manière très limitée comme réservoir de secours.

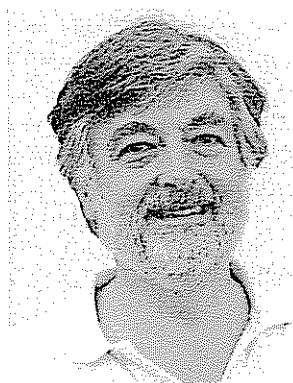
Conclusion

Les traceurs environnementaux permettent de déterminer l'âge des eaux souterraines, c'est-à-dire la durée de séjour de l'eau en-dessous de la surface terrestre. Ils permettent également de quantifier les flux de matières et les flux d'eau dans les systèmes aquatiques. Les méthodes de datation analytique constituent donc un instrument efficace pour la gestion rationnelle et durable des ressources d'eau.

- [1] Aeschbach-Hertig, W., (1994): Helium und Tritium als Tracer für physikalische Prozesse in Seen. Diss. ETH Nr. 10714, ETH Zürich.
- [2] Aeschbach-Hertig, W., Schlosser, P., Stute, M., Simpson, H.J., Ludin, A. und Clark, J.F., (1998): A $^3\text{H}/^3\text{He}$ study of ground water flow in a fractured bedrock aquifer. *Ground Water*, 36: 661–670.
- [3] Hofer, M., Aeschbach-Hertig, W., Beyerle, U., Haderlein, S.B., Hoehn, E., Hofstetter, T.B., Johnson, A., Kipfer, R., Ulrich, A. und Imboden D.M., (1997): Tracers as essential tools for the investigation of physical and chemical processes in groundwater systems. *Chimia*, 51: 941–946.
- [4] Loosli, H.H. und Oeschger H., (1978): Argon-39, carbon-14 and krypton-85 measurements in groundwater samples. In: *Isotope Hydrology*. Neuberberg, IAEA, pp. 931–947.
- [5] Hoehn, E. und von Gunten, H.R. (1989): Radon in groundwater: A tool to assess infiltration from surface waters to aquifers. *Water Resour. Res.*, 25: 1795–1803.
- [6] Hofer, M. und Imboden, D.M. (1998): Simultaneous determination of CFC-11, CFC-12, N_2 and Ar in water. *Anal. Chem.*, 70: 724–729.
- [7] Beyerle, U., Purtschert, R., Aeschbach-Hertig, W., Imboden, D.M., Loosli, H.H., Wieler, R. und Kipfer, R. (1998): Climate and groundwater recharge during the last glaciation in an ice-covered region. *Science*, 282:731–734
- [8] Beyerle, U., Aeschbach-Hertig, W., Hofer, M., Imboden, D.M., Baur, H. und Kipfer, R. (1998): Infiltration of river water to a shallow aquifer investigated with $^3\text{H}/^3\text{He}$, noble gases and CFCs. *J. Hydrol.*, in press.

Alexander J.B. Zehnder

Utilisation de l'eau et production alimentaire – vers un partage international du travail?



Alexander J.B. Zehnder

La production alimentaire absorbe la plus grande partie de l'eau douce utilisée. Les pays compensent leur manque d'eau par des importations de denrées alimentaires. La croissance démographique effrénée, présumée des prochaines décennies, avant tout dans les pays disposant de ressources d'eau limitées, augmentera de manière substantielle la demande en denrées alimentaires de base. Etant donné le lien direct entre l'eau et la production alimentaire, l'eau deviendra, ces prochaines années, l'un des moteurs économiques les plus importants.

Besoins en eau

Pour la couverture des besoins humains vitaux, à savoir *boire, se laver, habiter et manger* (2500–3000 kcal par jour) ainsi que pour les *activités artisanales et industrielles*, une personne consomme actuellement, dans un pays industrialisé, entre 1400 et 1800 mètres cubes (m³) d'eau douce par an. Des mesures de rationalisation, avant tout dans l'agriculture, permettraient de limiter la consommation à 1000 m³; trois quarts de ce volume étant utilisés pour la production alimentaire [1].

Bilan de l'eau

En Suisse, chaque personne dispose d'environ 1800 m³ d'eau par an. Ce volume est égal aux eaux de pluie (environ 6400 m³), plus le débit des affluents des pays voisins (environ 1100 m³), moins le débit des émissaires tels que le Rhin, le Rhône, le Ticino et l'Inn (environ 5700 m³). En Allemagne et aux Pays-Bas, chaque personne dispose également d'environ 1800 m³ d'eau par an. Ce volume se calcule de la manière suivante: pour l'Allemagne: pluie -1200 m³, affluents -1300 m³, émissaires -700 m³; Pays-Bas: pluies -700 m³, affluents -5300 m³, émissaires -4200 m³. Aussi bien l'Allemagne que les Pays-Bas dépendent des émissaires d'autres pays pour un approvisionnement suffisant en eau douce [2, 3].

Israël, qui dispose seulement de 566 m³ par personne et par an, compense le manque d'eau par des importations de

produits alimentaires. Ces importations correspondent virtuellement à 828 m³ d'eau par habitant (tab. 1). La situation est analogue dans d'autres pays situés au sud de la Méditerranée (tab. 2).

Production alimentaire

A l'échelle mondiale, six pays sont à eux seuls les principaux exportateurs nets de denrées alimentaires (tab. 3). Un pays exportateur net n'importe pas une denrée alimentaire donnée en grande quantité, mais exporte une autre denrée alimentaire. Les exportateurs «non nets», comme par exemple les pays du Bénélux, importent des quantités substantielles de céréales et de soja pour l'élevage et exportent de la viande. L'eau virtuelle qui est exportée annuellement pour les cinq denrées alimentaires énumérées au tab. 3 correspond à un volume de 380.3 km³ à l'échelle mondiale.

Les denrées alimentaires contiennent également des substances nutritives telles que l'azote (N) et le phosphore (P). Pour le soja, ce sont en moyenne 64.5 g N et 6.5 g P par kg poids sec, pour les céréales, 23.2 g N et 4.7 g P, pour les légumineuses presque autant que pour le soja, pour la viande, 123.4 g N et 6.6 g P par kg poids sec, et pour le lait, 42 g N et 8 g P par kg de lait entier [4]. En conséquence, les denrées alimentaires exportées selon tab. 3 contiennent 10.7 millions de tonnes d'azote et 1.6 million de tonnes de phosphore. Compte tenu des pratiques d'engraisement telles qu'elles sont appliquées en Suisse, les denrées alimentaires

	m ³ eau/hab/a
Eau douce	
Renouvelable (pluies)	392
Eaux souterraines fossiles	25
Affluents venant de l'étranger	89
Dessalement et recyclage	60
Total eau douce	566
Eau virtuelle	
3.8 10 ⁵ t blé	661
0.6 10 ⁵ t soja	107
0.05 10 ⁵ t viande	45
0.08 10 ⁵ t produits laitiers	15
Total eau virtuelle	828
Quantité totale d'eau	1394

Les volumes d'eau virtuelle ont été calculés sur la base des hypothèses selon [1]. Pour la production de 1 kg de blé, de soja, de légumineuses ou de produits laitiers, il faut au minimum 1 m³ d'eau, tandis qu'il faut 5 m³ pour 1 kg de viande.

Tab. 1

Ressources d'eau en Israël en m³ d'eau par personne (hab) et par an (a). Les chiffres indiqués sont les moyennes des années 1992–96, calculées en partie d'après [6] et pour une population d'env. 5.7 millions pour 1995.

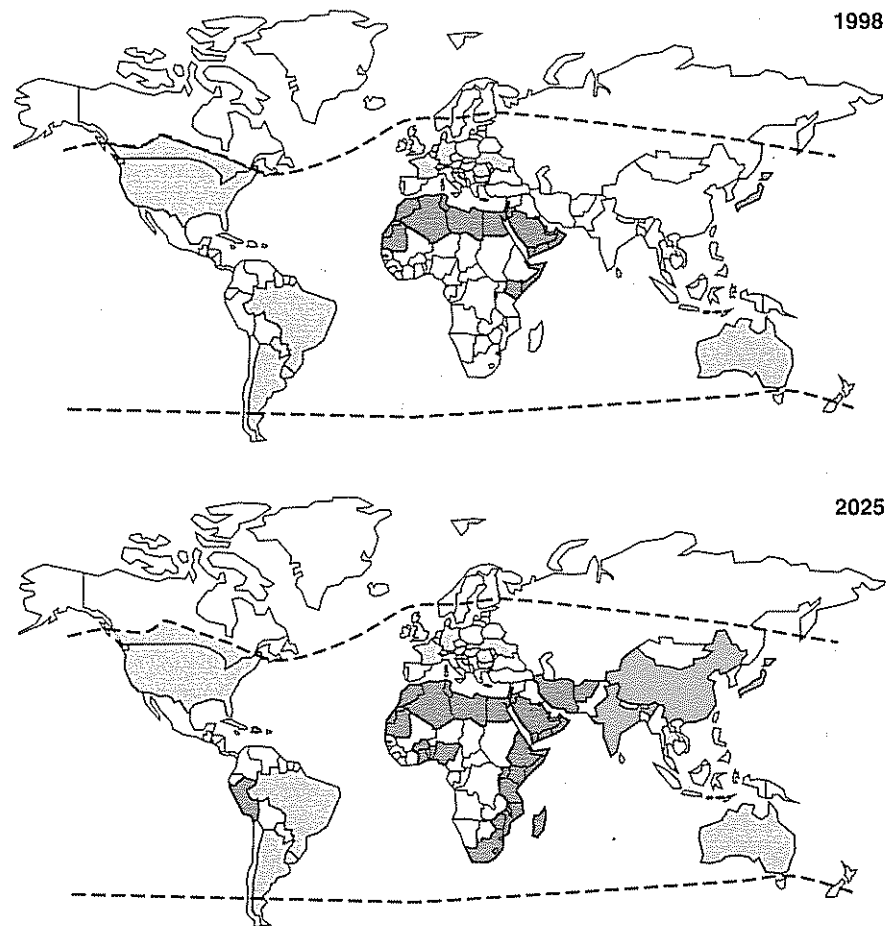
contiennent seulement un quart de l'azote utilisé dans l'agriculture (y compris la déposition et la fixation naturelle de l'azote) et près de 30% du phosphore [5], c'est-à-dire que mondialement, la production des denrées alimentaires exportées nécessite environ 47 millions de tonnes d'azotes et 5.5 millions de tonnes de phosphore sous formes d'engrais (de toute sorte). Pour la production des engrais artificiels, quelque 120 millions de tonnes d'azote sont fixées industriellement. Un peu plus d'un tiers de cette quantité est donc utilisé pour les exportations de denrées alimentaires. La dénitrification (29%), la volatilisation de l'ammoniac (26%) et le lessivage des nitrates (22%) sont responsables des pertes d'azote; le surplus de phosphore s'accumule dans le sol [5].

Perspectives

Suite à la croissance démographique de ces prochaines années, le nombre de pays ayant moins de 1000 m³ d'eau douce par personne et par an augmentera. Outre les pays africains, ce sera notamment le cas des pays suivants: Afghanistan, Iran, Pérou et Haïti. Compte tenu du débit actuel des grands fleuves comme le Gange ou le Yang-Tsé, etc., la pénurie d'eau se fera également sentir dans de grandes parties de l'Inde et de la Chine (fig. 1). La construction de barrages peut apporter certaines améliorations. Mais pratiquement aucun de ces fleuves ne peut être utilisé à 100%, ce qui serait nécessaire pour un bilan hydrologique équilibré.

Le nombre de pays et de régions qui disposent de suffisamment d'eau, de sols fertiles et d'un climat favorable, n'augmentera pratiquement pas ces 25 prochaines années (fig. 1). Ces pays devront repenser leur rôle. Durant ce prochain siècle, l'une de leurs tâches sera de produire des biens agricoles pour l'exportation. En conséquence, les pays d'Europe occidentale doivent encourager l'agriculture, tandis qu'en Europe de l'Est, il faudra avant tout intensifier l'exploitation des terres agricoles.

Pour que l'économie des régions manquant d'eau demeure saine, il faut



- Limites géographiques (nord/sud) de la production alimentaire.
- L'eau, le sol et le climat permettent une production alimentaire substantielle pour l'exportation.
- L'eau manque pour une production alimentaire nationale suffisante.
- Ressources d'eau suffisantes seulement si tous les cours d'eau sont entièrement retenus et qu'aucune eau ne parvient dans l'océan.
- Ressources d'eau suffisantes pour la production alimentaire nationale.

Fig. 1

L'eau est un facteur limitatif pour la production alimentaire. Représentation géographique des exportateurs alimentaires actuels et potentiels, aujourd'hui (en haut) et en l'an 2025 (en bas).

que l'importation et l'exportation de biens soient financièrement équilibrées. L'exemple d'Israël illustre très bien comment, en important des denrées alimen-

taires, on peut réduire la pénurie d'eau tout en maintenant une économie de marché relativement saine. Le tourisme est bien développé, et Israël produit des

	Maroc	Algérie	Tunisie	Libye	Égypte	Israël
Sources d'eau renouvelables	1100	515	463	110	28	392
Eaux souterraines fossiles	n	16	40	770	22	25
Affluents étrangers	n	15	102	n	880	89
Dessalement et recyclage	<1	2	3	28	4	60
Total eau douce	1100	548	605	908	934	566
Eau virtuelle dans les denrées alimentaires	163	305	257	619	175	828
Volume total d'eau	1273	853	862	1527	1109	1394

Tab. 2

Eau disponible et eau virtuellement importée dans les pays situés au sud de la Méditerranée. Les chiffres sont exprimés en m³ d'eau par personne et par an. Ce sont les moyennes des années 1992-96, pour la population de 1995. Calculs selon [2, 3, 6].

Producteurs Denrées alimentaires	Argentine	Australie	Danemark	France	Canada	USA	Total 6 producteurs principaux	Reste du monde	Total global
Soja	2.6	*	*	*	0.5	21.3	24.4	7.1	31.5
Céréales	12.4	14.4	2.0	29.9	24.4	90.8	173.9	67.5	241.4
Légumineuses	0.2	0.5	0.1	1.0	1.0	0.5	3.3	3.8	7.1
Viande	0.4	1.3	1.3	1.7	0.6	2.6	7.9	10	17.9
Produits laitiers	0.1	0.4	0.2	1.7	0.1	0.3	2.8	8.0	10.8

* L'Australie, le Danemark et la France importent respectivement 0.07, 0.1 et 0.6 millions de tonnes de soja par an.

Tab. 3
Exportations annuelles de denrées alimentaires (en mio. t). Moyennes des années 1992–1996 [6].

biens industriels et des produits agricoles de moindre volume, mais dont le niveau de prix est élevé (ce qu'on appelle des *cash crops*). Dans les cas où les pays souffrant de pénurie d'eau peuvent fabriquer des biens d'exportation de haute valeur, l'impact macro-économique du manque d'eau est une menace moins grande que ne le laisserait supposer une simple analyse des ressources d'eau.

Conséquences pour l'avenir

La relation stricte entre production alimentaire et ressources d'eau à disposition fera de l'eau un moteur économique déterminant. Etant donné la croissance démographique fulgurante des pays dont les ressources d'eau sont limitées, les exportations globales de denrées alimentaires quadrupleront au moins en l'an 2025. Compte tenu des prix actuels pour les céréales, le volume de marché global des céréales atteindrait près de 300 mil-

liards de dollars É.U., ce qui correspond au volume actuel du marché du pétrole.

Les exportations de denrées alimentaires et, partant, les exportations de substances nutritives ouvriront et accéléreront les cycles des substances nutritives, avec les conséquences environnementales que cela comporte (surtout l'eutrophisation) aussi bien chez les producteurs que chez les consommateurs. Il convient donc de renforcer les mesures d'encadrement au niveau de la protection et de la gestion environnementales.

Le manque de denrées alimentaires renforce la dépendance économique et politique. Les exportateurs de denrées alimentaires (c'est-à-dire pratiquement tous les pays industrialisés) sont appelés à soutenir davantage les pays souffrant du manque d'eau dans leur développement économique des années à venir. Sinon, la pression des migrations vers les pays ayant suffisamment d'eau et de nourriture augmentera. Face aux pays qui sont

moins bien pourvus en ce qui concerne les ressources d'eau, la constitution du sol, les ressources naturelles, les conditions climatiques et le niveau d'industrialisation, la communauté internationale devra se montrer solidaire.

- [1] Zehnder, A.J.B. (1997). Vers un manque d'eau? EAWAG news 43F, 3–4.
- [2] The World Resources Institute (1998): World Resources 1998–1999. Oxford University Press.
- [3] Gleick, P.H., Editor (1993): Water in crisis. A guide to the world's fresh water resources. Oxford University Press.
- [4] Kobler, R. (1998): Persönliche Mitteilung.
- [5] Braun, M. Hurni, P. und Spiess, E. (1994): Phosphor und Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft und Para-Landwirtschaft. Schriftenreihe der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Agrilkulturchemie und Umwelthygiene, CH-3097 Liebefeld-Bern, Nummer 18.
- [6] Food and Agricultural Organization of the United Nations (FAO) (1998): FAOSTAT Statistics Database, online information service, September 1998.

Inauguration des nouveaux ateliers

Les ateliers de l'EAWAG à la Tuffenwies (Zurich-Altstetten), à quelque 12 km du bâtiment principal, appartiennent au passé. Ces ateliers se trouvent désormais dans les locaux fraîchement rénovés du bâtiment nord-ouest du terrain EMPA-EAWAG, à 5 minutes à peine de l'EAWAG. Le 18 juin 1998, tous les collaboratrices et collaborateurs de l'EAWAG ont été conviés à un apéritif, ce qui leur permis de visiter les nouveaux ateliers.

En 1937 déjà, l'EAWAG, qui s'appelait alors «Service-conseil de l'EPFZ pour l'épuration des eaux usées et la distribution d'eau potable», a créé un premier terrain d'essai sur le terrain de la station d'épuration Werdhölzli. En 1953, l'EAWAG s'est vu attribuer un terrain bordant la Tuffenwies pour ses ateliers, comprenant bureaux, laboratoires et halle d'essai (de 180 m²), ainsi que diverses installations extérieures: une STEP expérimentale, un système de chenaux

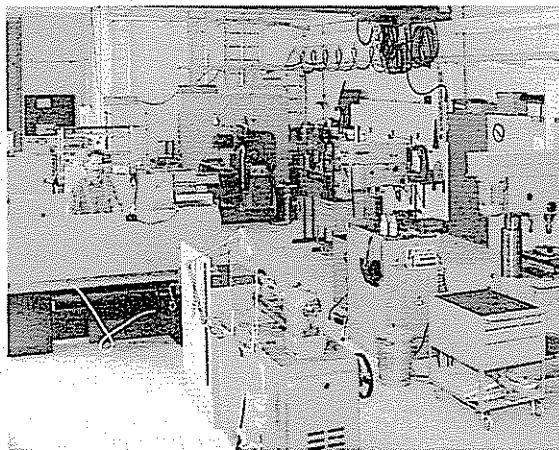
pour les essais de collecteur et, enfin, diverses installations non permanentes.

La grande distance entre le siège principal et la station d'essai a toujours été ressentie comme un désavantage, et la décision d'implanter la station d'essai à Dubendorf remonte à plusieurs années déjà.

L'inauguration des nouveaux ateliers marque la fin d'une longue histoire parsemée de détours et d'impasses. Selon toute prévision, l'aménagement de la halle d'essai et de ses installations annexes durera jusqu'à la fin de 1999. L'emplacement prévu se trouve sur le terrain de l'ancien réservoir de l'EMPA, près du Chriesbach.

Les collaborateurs des ateliers se réjouissent à la perspective des contacts soutenus qu'ils pourront maintenant entretenir avec leur clientèle, dont ils souhaitent satisfaire tous les désirs.

Hans Burkhalter



Durant la journée des portes ouvertes, les collaborateurs ont présenté leur parc de machines partiellement renouvelé et un magasin très bien organisé.

Tove A. Larsen

Cycles des nutriments dans la gestion des eaux urbaines

Procédés d'élimination et de recyclage: nouvelles possibilités techniques



Tove A. Larsen

Si le 19e siècle a inventé l'hygiène urbaine, le 20e siècle a instauré la protection des eaux. Quelles seront donc les exigences du 21e siècle par rapport à la gestion des eaux urbaines? Postulée lors du sommet de Rio en 1992, la gestion durable des ressources est une réponse possible. Il faut dès lors prendre en compte les nutriments qui constituent l'une de ces ressources.

Emissions environnementales de nutriments en Suisse

Par «nutriments», l'environnementaliste entend l'azote (N) et le phosphore (P). Ces éléments engendrent une croissance surproportionnelle dans les écosystèmes. La fig. 1 illustre les principales sources d'émissions environnementales en Suisse (sans tenir compte de la forme gazeuse N_2). Les émissions atmosphériques ont été mises au pilori plutôt à cause de leur impact sur l'atmosphère. Mais en fait, elle participent également à l'eutrophication des écosystèmes terrestres.

Quant aux émissions N et P dues à la gestion des eaux urbaines, elles touchent exclusivement les cours d'eau. Il n'y a pas d'émission atmosphérique: l'ammoniac (NH_3) provenant des eaux usées

diluées n'est pas libéré, et on a pu démontrer que les émissions de gaz hilarant (N_2O) ne jouent aucun rôle [3].

Les émissions d'azote dans les cours d'eau sont dues aux nitrates (NO_3^-) provenant à parts égales de l'agriculture et de la gestion des eaux urbaines. Dans le premier cas, les émissions de nitrates parviennent plutôt dans les eaux souterraines, tandis que dans le second, elles parviennent plutôt dans les eaux de surface. Au niveau des mesures de protection, l'effort majeur porte sur l'agriculture. C'est en effet dans ce domaine qu'on peut intervenir au meilleur prix et avec le plus d'efficacité pour les cours d'eau, les eaux souterraines et l'atmosphère [1].

Flux de nutriments dans la STEP

La fig. 2 illustre la distribution de N et de P au fil des différents paliers d'épuration. On distingue trois flux massiques: les eaux usées, l'air évacué et les boues d'épuration.

Durant la phase d'épuration biologique, la dégradation des matières organiques a pour conséquence que 25% du N et 40% du P sont fixés dans la biomasse. Selon le mode de traitement des boues d'épuration, on arrive à libérer jusqu'à plus de la moitié du N fixé. Le N ainsi libéré se trouve dans l'eau de traitement des digesteurs, qui est ensuite réintroduite dans le processus d'épuration. En revanche, le phosphore libéré durant la phase d'épuration biologique est précipité par floculation et se concentre dans les boues digérées [4].

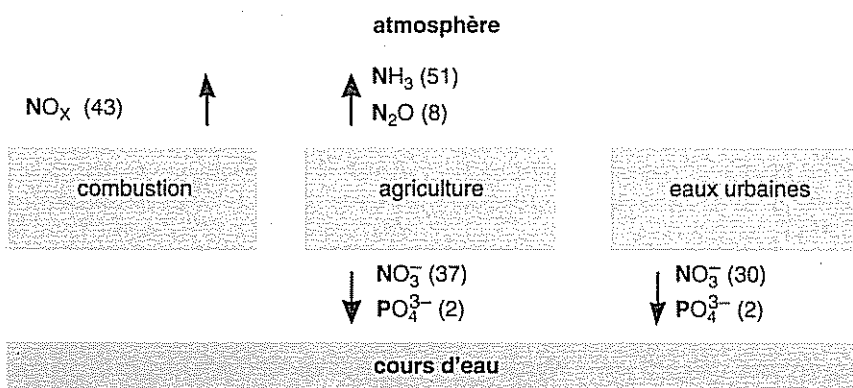


Fig. 1
Emissions environnementales de N et de P en Suisse, en 1994. Données en kt N/P, par an [1, 2].

Flux de nutriments dans un STEP standard

	Elimination COD	Elimination de P	Nitrification	Dénitrification
N	75-90%	75-90%	75-90%	25-65%
	10-25%			25-65%
P	60%	5-20%	5-20%	5-20%
	40%	40-55%		

Fig. 2
Flux de nutriments dans un STEP standard. Les flèches indiquent la distribution des nutriments dans les boues (↓), dans l'air évacué (↑) et dans les eaux usées (vers la droite).

L'épuration chimique du P consiste à ajouter des sels de fer et d'aluminium, ce qui permet de fixer 80 à 95% du P dans les boues d'épuration. En cas d'exigences sévères quant aux rejets d'épuration, il faut encore filtrer une fois les effluents, ce qui entraîne des coûts supplémentaires. En ce qui concerne l'élimination biologique du N (dénitrification), il est possible d'atteindre un taux de 30 à 40% sans grand investissement (par ex. dans une zone de dénitrification primaire). Pour obtenir une dénitrification plus poussée, il faut augmenter considérablement le volume du bassin. Dans ce cas également, les coûts engendrés augmentent de manière surproportionnelle par rapport au taux d'élimination.

Tendances dans l'élimination des nutriments

En Suisse, le débat porte en premier lieu sur la dénitrification et l'élimination biologique du phosphore. Il est prévu de réduire les émissions d'azote (niveau 1995) de 2 kt/an jusqu'en 2005. Actuellement, l'EAWAG est en train d'étudier un nouveau procédé très prometteur qui permettrait d'éliminer l'azote présent dans l'eau de traitement des digesteurs [5]. Le procédé fonctionne à base d'eau usée riche en ammoniacale, mais pauvre en substances organiques, probablement selon le principe suivant: la moitié de NH_4^+ est réduit par oxydation en NO_2^- , après quoi le NH_4^+ résiduel est oxydé par NO_2^- en conditions anaérobies. Le produit de cette oxydation est du N_2 pur. On améliore ainsi le taux de dénitrification de 15% par rapport au débit d'adduction. Ce processus présente deux avantages majeurs: premièrement, la dénitrification se déroule sans apport de substance organique; deuxièmement, les surcharges éventuelles de la phase de

nitrification suite à l'adjonction d'eau de digestion concentrée sont évitées.

L'élimination biologique du P nécessite une gestion d'exploitation très perfectionnée et ne se justifie que pour les STEP d'une certaine taille. S'il y a un palier de nitrification, il doit aussi y avoir un palier de dénitrification et – partant, un volume de bassin supplémentaire. L'EAWAG est en train d'effectuer des essais pour l'élimination biologique du phosphore en vue d'optimiser les installations de nitrification et de dénitrification.

Recyclage des nutriments: une nouvelle tâche pour la gestion des eaux urbaines?

Au lieu d'éliminer les nutriments, on pourrait les recycler dans l'agriculture. Les arguments en faveur de cette solution sont les suivants:

- ⊙ Les réserves de phosphore sont limitées (elles suffiront encore pour quelques siècles seulement).
- ⊙ La qualité des réserves de phosphore décroît (les concentrations en métaux lourds et les coûts d'extraction augmentent).
- ⊙ On devra tôt ou tard commencer à recycler le phosphore. Or, il pourrait s'avérer économiquement rentable de recycler en même temps d'autres nutriments (il est avant tout question de l'azote et du potassium; rappelons que, dans le système de la gestion des eaux urbaines, les «réserves» latentes de potassium équivalent à peu près à celles du phosphore).
- ⊙ La réduction des flux de matières correspond au besoin général de réduire l'impact des activités anthropiques sur l'environnement – et simultanément au modèle d'une agriculture plus respectueuse de l'environnement.

Les nutriments qu'on pourrait recycler grâce à la gestion des eaux urbaines pourraient-ils vraiment jouer un rôle du point de vue agricole? Le tab. 1 présente le bilan de N et de P pour l'agriculture suisse (seules les importations et les exportations sont indiquées – le cycle interne des engrais de ferme ne sont pas pris en compte).

Les nutriments exportés avec les «denrées alimentaires» réapparaissent en grande partie dans les eaux usées. On voit que ces nutriments pourraient tout à fait remplacer une partie considérable des engrais minéraux. Les pertes élevées de N et l'enrichissement considérable de P compliquent toutefois l'interprétation de ces chiffres. Actuellement, la politique agricole a pour objectif de réduire les pertes de nutriments. C'est pourquoi elle tend de manière générale vers une réduction des importations [1]. En ce qui concerne le phosphore, il est clair que les importations doivent être au moins équivalentes aux exportations; globalement, cela signifie qu'on aura toujours besoin d'engrais phosphorés (les processus de météorisation ne sont pas pris en compte dans cette réflexion).

Les exportations d'azote (via les denrées alimentaires) pourraient théoriquement être remplacées par une fixation biologique de N. La question de savoir si un tel procédé serait souhaitable du point de vue agricole ne sera pas traitée ici.

Le recyclage des nutriments: nouvelles possibilités techniques

Actuellement, le recyclage des nutriments produits par la gestion des eaux urbaines se limite presque exclusivement au phosphore. Dans les procédés standard (par ex. précipitation avec des sels de fer), le phosphore est concentré dans les boues d'épuration. De nouveaux procédés permettent de précipiter le phosphore sous forme cristalline [6]. Les produits de précipitation sont des phosphates de calcium ou MgNH_4PO_4 . Ces procédés nécessitent toutefois de grandes quantités de produits chimiques, et il n'est pas certain qu'ils puissent un jour devenir concurrentiels (cette remarque

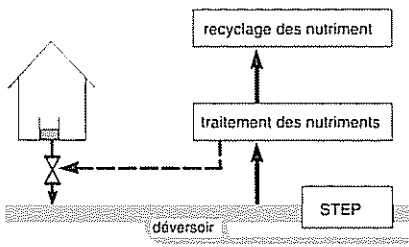


Fig. 3
Rétention de l'urine dans les habitations et transport via les égouts durant la nuit. D'après [9].

ne s'applique pas aux procédés analogues utilisés pour le traitement des eaux de digestion, lesquels sont aujourd'hui déjà considérés comme concurrentiels).

Séparation des nutriments à la source

Si nous voulons recycler non seulement le phosphore, mais aussi les autres nutriments transportés par les eaux urbaines, seuls les procédés à la source sont réalistes. Deux solutions allant dans ce sens sont actuellement en discussion: un système séparatif pour l'évacuation sous vacuum des toilettes et un système séparatif pour l'évacuation de l'urine. L'urine contient la plus grande partie des nutriments rejetés par le métabolisme humain (90% de l'azote, 50 à 60% du phosphore et presque 100% du potassium).

Le système séparatif pour l'évacuation sous vide des toilettes est en cours d'essai à Lübeck [7]. Dans des installations semi-décentralisées, les eaux usées provenant des toilettes sont évacuées par un système sous vide et sont soumises à un traitement de digestion en conditions anaérobies. Ce procédé utilise peu d'eau et le processus de digestion produit non

seulement de l'engrais, mais aussi du biogaz. L'avantage réside dans l'efficacité du recyclage, qui permet de récupérer une grande partie des nutriments. Le désavantage majeur est que ce système nécessite de nouvelles infrastructures.

L'évacuation de l'urine ne nécessite en principe qu'un modèle de toilette séparatif, tel que qu'on peut l'admirer et l'utiliser à l'EAWAG, ainsi qu'un réservoir pour collecter l'urine. Il faut ensuite vider le réservoir, traiter ou raffiner l'urine. Le traitement des eaux usées résiduelles ne requiert plus qu'une simple élimination des matières organiques. Ce principe fait actuellement l'objet de recherches intensives en Scandinavie, avant tout en Suède [8], et l'urine est directement utilisée dans l'agriculture. Une solution pour le transport de l'urine a été développée à l'EAWAG [9] et est représenté à la fig. 3. Il s'agit de différer l'évacuation de l'urine par rapport au reste des eaux usées. La vidange des réservoirs d'urine s'effectue durant la nuit. Certaines incertitudes demeurent encore, notamment en ce qui concerne les éventuelles substances toxiques présentes dans l'urine (antibiotiques, hormones, etc.) et la volatilisation de l'ammoniac, par ailleurs connue dans l'agriculture (fig. 1). Du point de vue technique, l'évacuation séparative de l'urine offre de nombreuses perspectives. Par exemple, si la transformation de l'urine en engrais n'est pas économique en hiver dans les petites communes, son élimination en solution concentrée est vraisemblablement meilleur marché que l'élimination des nutriments dilués dans les eaux usées. Durant la période transitoire, c'est-à-dire lorsque le taux de conversion des appartements est encore faible, ce système aurait déjà des effets bénéfiques majeurs sur le fonctionnement des STEP, à savoir la neutralisation des pics de concentration d'azote et la réduction de l'impact des eaux usées directement évacuées via les déversoirs.

Conclusion

Le développement technique de l'élimination des nutriments dans la gestion des eaux urbaines n'est de loin pas achevé. Le recyclage des nutriments constitue

Journée d'information, question d'un participant

«Notre urine n'est plus du tout un produit naturel – nous absorbons toutes sortes de médicaments et d'autres substances biocides en quantités industrielles. Peut-on transformer tout cela en engrais sans faire attention?»
(Werner Kanz, canton d'Argovie)



Tove Larsen: «Non, pas sans faire attention! Mais aujourd'hui, on laisse couler l'urine «sans faire attention» par la station d'épuration, voire même par le déversoir lorsqu'il pleut beaucoup, et dans ce cas, elle n'est même pas traitée. En convertissant l'urine en engrais, nous espérons réduire à l'avenir les problèmes que posent les substances. Il reste maintenant à le démontrer!»

une nouvelle voie, d'ores et déjà bien développée du point de vue technique. Les mesures à la source ouvrent de nouvelles perspectives et augmentent la marge de manoeuvre, mais nécessitent encore quelques recherches avant d'être «commercialisables».

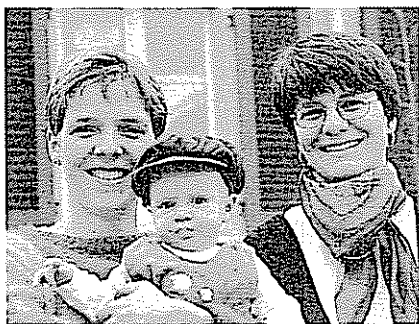
		Phosphore [kt./qn]	Azote [kt./an]
Importations	Fourrages	6	25
	Engrais minéraux	17	70
	Engrais de déchets	2	5
	Dépôts	1	36
	Fixation de N		45
Exportations	Aliments	7	41
	Pertes	2	141
Stockage		17	

Tab. 1
Bilan de N et de P pour l'agriculture suisse [5].

- [1] Buwal (1996): Strategie zur Reduktion von Stickstoffemissionen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 273.
- [2] Siegrist, H. und Boller, M. (1996): Auswirkungen des Phosphatverbots auf die Abwasserreinigung, EAWAG news 42D.
- [3] Mengis, M. und von Schultess, R. (1995): Lachgasemissionen von Kläranlagen und Seen, EAWAG news 40D.
- [4] Wild, D. (1997): Nährstoffflüsse in Kläranlagen mit biologischer Phosphorelimination. Dissertation ETH-Nr. 12 197.
- [5] Koch, G. und Siegrist, H. (1998): Separate biologische Faulwasserbehandlung – Nitrifikation und Denitrifikation. Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute, Verbandsbericht Nr. 522.
- [6] Braun, M., Hurni, P. und Spiess, E. (1994): Phosphor- und Stickstoffüberflüsse in der Landwirtschaft und Paralandwirtschaft. Schriftenreihe der FAC, Liebefeld.
- [7] Brett, S., Guy, J., Morse, G.K. and Lester, J.N. (1997): Phosphorus removal and recovery technologies. Centre Européen D'Études des Polyphosphates E.V.
- [8] Otterpohl, R., Grottker, M. and Lange, J. (1996): Sustainable water and waste management in urban areas. Wat. Sci. Tech., Vol. 34, No. 3–4, pp. 121–133.
- [9] Hanaeus, J., Hellström, D., Johansson, E. (1997): A Study of a Urine Separation System in an Ecological Village in Northern Sweden. Wat.Sci.Tech. 35 (9), 153–160.
- [9] Larsen, T.A. und Gujer, W. (1996): Separate management of anthropogenic nutrient solutions (human urine). Wat. Sci. Tech., Vol. 34, No. 3–4, pp. 87–94.

Mireille Faist et Susanne Kytzia

Grands distributeurs: comment contribuer à l'utilisation efficace des ressources?



Susanne Kytzia, sa fille Julia et Mireille Faist.

Ces dernières années, les grands distributeurs suisses ont pris de nombreuses initiatives pour améliorer la qualité écologique de leurs produits. Grâce à des programmes comme COOP Natura-Plan, M-Sano ou M-Bio, les distributeurs sont en mesure d'influencer la production agricole tout en se profilant avantageusement sur le marché. Aujourd'hui, les stratégies d'entreprise sont confrontés à une double problématique: il faut évaluer les résultats déjà atteints en faveur de l'environnement et déterminer les priorités futures.

Le rôle des grands distributeurs

Au siècle dernier, l'alimentation de la population dépendait principalement de la production agricole locale. En allant au marché, les consommateurs entraient en contact direct avec les producteurs. Aujourd'hui, grâce au commerce, l'offre est devenue suprarégionale et ne dépend plus des saisons. Le commerce joue un rôle clé dans la mesure où son influence peut s'exercer aussi bien du côté de l'offre que de la demande (cf. fig. 1). D'une part, il peut orienter la production agricole et l'industrie alimentaire par le biais de sa politique d'achat; en écogestion d'entreprise, on parle à ce propos de stratégie PULL [1]. D'autre part, l'accès au réseau de distribution et l'aire de marchandisage déterminent le succès d'un produit. Le commerce est donc capable d'influencer le comportement des consommateurs par le biais des produits; en écogestion d'entreprise, on parle par analogie de stratégie PUSH.

Le présent article a paru dans les Actes du «Kolloquium zur Entwicklung umweltgerechter Produkte». Ce colloque s'est déroulé à Darmstadt les 3 et 4 novembre 1998 dans le cadre du Sonderforschungsbereich 392 «Entwicklung umweltgerechter Produkte – Methoden, Arbeitsmittel und Instrumente».

En Suisse, le rôle clé du commerce est encore renforcé par la structure de la branche agroalimentaire [2]. Les deux grands distributeurs Migros et COOP se partagent plus de 40% du marché. Ils sont constitués en coopératives, de sorte que chacun d'eux peut informer directement jusqu'à quelque 1.5 million de ménages en Suisse. Ces deux groupes possèdent de nombreuses entreprises agroalimentaires (par ex. la Boulangerie JOWA ou la Fabrique de conserves Bischofszell). Le niveau élevé de la concentration verticale est particulièrement évident si on observe la place considérable qu'occupent les marques de Migros sur les rayons alimentaires du groupe (90%).

Initiatives en faveur du développement durable

Depuis quelques années, les grands distributeurs ont pris conscience qu'ils pouvaient s'engager en faveur de l'environnement au travers de leur rôle d'intermédiaire entre producteurs et consommateurs. Dans le domaine agroalimentaire, des programmes tels que M-Sano ou COOP Natura-Plan ont permis d'imposer des normes de production agricole. Le programme COOP Natura-Plan a notamment rencontré un accueil très positif auprès des consommateurs. Dans les zones urbaines, les produits Natura-Plan représentent 10% des ventes de fruits et de légumes. De même, les consommateurs ont réagi positivement

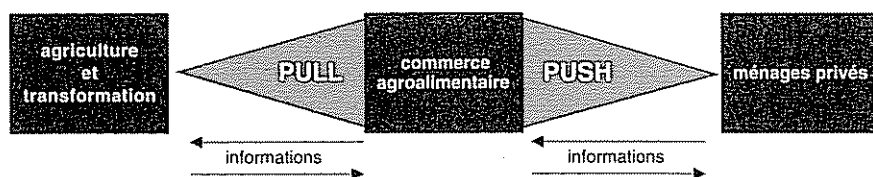


Fig. 1

Le commerce agroalimentaire joue le rôle d'intermédiaire entre les producteurs (agriculture et transformation) et les consommateurs (ménages privés). A ce titre, il peut exercer son influence des deux côtés (modélisation selon Hansen, 1988).

aux efforts de Migros pour réduire l'impact environnemental des emballages. Ainsi, au début des années nonante, le sachet de lait s'est imposé face à la solution Tetra Pak, qui nécessite plus de matières premières. Il s'agit là de la partie visible d'une évolution qui touche également les entreprises agroalimentaires et les distributeurs dans la mesure où elle est accompagnée de toute une série de mesures en faveur de l'environnement, tant au niveau technique qu'organisationnel.

Toutefois, il manque encore aux grands distributeurs comme Migros ou COOP un instrument pour évaluer le bénéfice écologique ou, inversement, l'impact écologique de ce genre d'initiative. Sans connaître l'ensemble du système, on ne peut pas dire par exemple si les programmes agroalimentaires sont plus efficaces que l'amélioration des emballages. Les grands distributeurs ne sont pas non plus en mesure d'évaluer si les bénéfices écologiques des programmes agroalimentaires sont annulés par de nouveaux produits moins écologiques pour d'autres groupes cibles.

C'est précisément le problème que tente d'éclaircir un projet de recherche lancé par l'EAWAG. Il s'agit de présenter ici les résultats obtenus à ce jour dans le cadre de ce projet. En collaboration avec la Migros, nous avons cherché à déterminer dans quelle mesure un grand distributeur peut contribuer à l'utilisation efficace des ressources en considérant le système *alimentaire*.

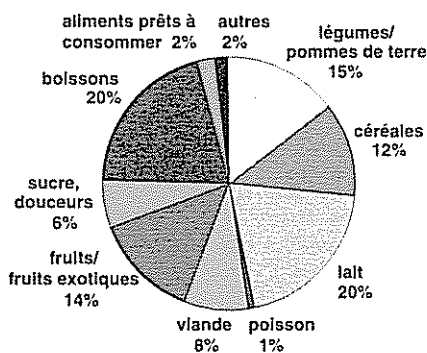


Fig. 2
Analyse qualitative de l'assortiment de la coopérative considérée dans notre exemple. 150 000 tonnes de denrées alimentaires sont vendues par an (source: statistique d'étude).

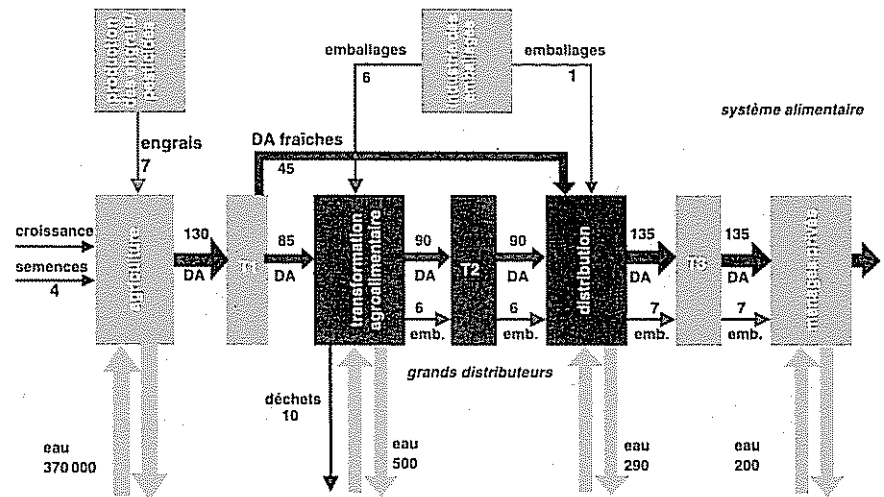


Fig. 3
Représentation simplifiée du bilan des matières pour le système alimentaire spécifique à l'exemple traité, en milliers de tonnes par an. Compte tenu du volume annuel des ventes de la coopérative régionale considérée, nous avons déterminé les flux de biens pour chaque processus situé le long du chemin que parcourent les denrées alimentaires de la production à la consommation. Les données manquantes ont été tirées de la littérature existante ou établies par évaluation sur la base de statistiques d'étude complémentaires. Abréviations: T1, T2 et T3 pour les processus de transport; DA pour les flux de denrées alimentaires; Emb pour emballages.

Exemple

Une coopérative de la Migros a mis ses données à disposition et a également participé en tant qu'entreprise partenaire du projet. Implantée sur le Plateau, elle approvisionne un territoire comptant quelque 760 000 habitants et réalise environ 10% du chiffre d'affaires de Migros.

Les ventes de produits alimentaires en 1996 constituent le point de départ de l'analyse des flux de biens et d'énergie selon [3] (fig. 2). Cette analyse englobe la production, la transformation, le transport, la distribution et la consommation de ces produits alimentaires. Les valeurs relatives à l'énergie, l'eau et le sol servent d'indicateurs pour les améliorations écologiques réalisées.

La fig. 3 illustre le «système alimentaire» codéterminé par l'activité de la coopérative Migros. Celle-ci est décrite dans le processus «distribution». Ce processus comprend le centre de distribution et les succursales. L'activité globale de la coopérative Migros inclut également la majeure partie de la transformation agroalimentaire et les transports entre l'échelon de transformation et l'échelon de la distribution. Sur l'ensemble des produits agricoles, près de deux tiers sont transformés en produits agroalimentaires. Les produits frais parvenant directement des

producteurs à la distribution représentent donc un tiers seulement de la production agricole. La provenance suisse ou étrangère des produits agricoles se répercute avant tout sur le processus de transport jusqu'à l'échelon de transformation ou jusqu'à l'échelon de distribution. Le chemin suivi par les divers produits agroalimentaires finit par le transport jusqu'aux ménages privés, le stockage, la préparation et, enfin, la consommation.

Sur la base d'un premier relevé de l'état actuel de ce système, nous pouvons formuler quatre thèses.

1ère thèse: La composition du panier de la ménagère est déterminante (stratégies PUSH et PULL).

L'utilisation du sol et de l'eau est essentiellement le fait de l'agriculture, tandis que les autres processus consomment ensemble seulement un dixième du sol et un centième de la quantité totale d'eau utilisée. Cela est principalement dû à la production de viande et de lait, qui absorbe également la plus grande part d'énergie (40%, cf. fig. 4). Une diminution de la consommation de viande et de produits laitiers a pour corollaire une réduction importante de l'utilisation des ressources.

Même au sein d'une même catégorie agroalimentaire, les besoins énergétiques peuvent fortement varier d'un produit à

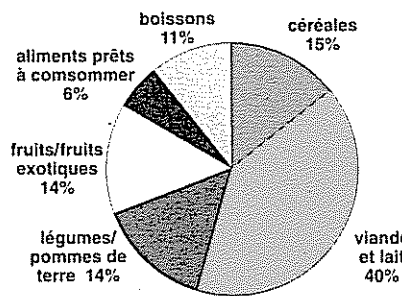


Fig. 4
Ventilation de la consommation d'énergie en fonction des catégories de denrées alimentaires. Le volume des ventes de la coopérative considérée correspond à une consommation annuelle d'énergie de 1200 térajoules (source: calculs d'étude).

l'autre. Les produits très gourmands en énergie sont les suivants:

- ⊙ produits surgelés (par ex. fruits et légumes),
- ⊙ produits hautement élaborés (par ex. pommes chips),
- ⊙ produits transportés sur de longues distances (par ex. fruits exotiques).

En modifiant de manière ciblée le panier de la ménagère, on génère des économies d'énergie considérables, ce qui se répercute sur l'ensemble du système.

2e thèse: C'est dans le domaine de l'énergie que les possibilités de ménager les ressources sont les plus grandes, moyennant l'influence des grands distributeurs sur leurs fournisseurs (stratégie PULL).

Même sans modifier le panier actuel de la ménagère, il serait déjà possible de réduire l'utilisation de l'eau et du sol, avant tout en intensifiant l'agriculture. Mais une telle solution ne contribuerait guère à un développement durable, étant donné qu'elle renforcerait les problèmes environnementaux de l'agriculture traditionnelle tels que pollution des eaux, érosion et compactage du sol.

En ce qui concerne l'énergie en revanche, des économies sont possibles à divers niveaux (cf. fig. 5). Par exemple, l'agriculture absorbe 33% de la consommation d'énergie totale, dont 23% pour la production des engrais et des pesticides et seulement 10% pour les cultures. En pratiquant une agriculture extensive, on pourrait réduire la consommation d'énergie.

La transformation agroalimentaire et l'industrie de l'emballage consomment autant d'énergie l'un que l'autre et ab-

sorbent en tout un quart des besoins énergétiques du système. Le développement de nouveaux produits et de nouveaux procédés permettrait de réduire les besoins énergétiques de ces deux processus. Les innovations intervenant au niveau de la transformation et de l'emballage ne modifient pas seulement le processus de transformation en tant que tel, mais peuvent également réduire la consommation d'énergie au niveau de la distribution et des ménages privés (par ex. remplacement de la surgélation par d'autres formes de conservation).

3e thèse: Les ménages privés doivent modifier leur comportement (stratégie PUSH).

Par rapport à la consommation totale d'énergie, la réfrigération des vivres et leur cuisson représentent 17% des besoins énergétiques, à quoi s'ajoutent encore 4% pour le transport individuel des aliments, en général à la charge des ménages privés. En modifiant les habitudes d'achat et de stockage des denrées alimentaires ainsi qu'en améliorant la technologie des appareils ménagers, on pourrait réduire de manière significative la consommation d'énergie due à la consommation privée.

4e thèse: Les grands distributeurs sont aussi concernés (écogestion d'entreprise).

La coopérative, sa centrale de distribution et ses succursales absorbent environ 15% de la consommation d'énergie totale. Etant donné le haut degré d'intégration verticale, de nombreux processus de transformation sont directement influençables par le grand distributeur. Celui-ci peut en fait directement influencer jusqu'à 30% de la consommation totale d'énergie.

Conclusion

A l'avenir, les grands distributeurs devront tenir compte des aspects stratégiques suivants:

- ⊙ Les habitudes alimentaires ont un impact plus grand que l'optimisation des divers processus au niveau technique et organisationnel. L'action des grands

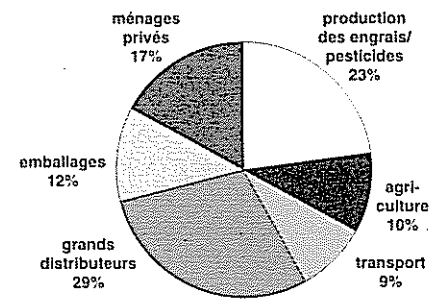


Fig. 5
Ventilation de la consommation d'énergie selon les processus situés le long du chemin que parcourent les denrées alimentaires. Le processus «grand distributeur» comprend tous les processus de transformation et de distribution ainsi que les transports intermédiaires. Les transports entre la production agricole et le lieu de transformation ainsi qu'entre le lieu de distribution et les ménages privés sont également regroupés (source: calculs d'étude).

distributeurs est étroitement liée au comportement de la population. Ils peuvent exercer leur influence par le biais d'innovations techniques, de la politique de vente et de l'information à la clientèle.

⊙ Les grands distributeurs peuvent avant tout intervenir au niveau de la consommation d'énergie. En ce qui concerne l'utilisation du sol et de l'eau, l'agriculture est confrontée à un paradoxe entre ménagement des ressources et maintien de la qualité.

⊙ Du point de vue énergétique, les grands distributeurs peuvent influencer le système dans son ensemble. Il peut directement influencer 30% de la consommation d'énergie parce que la transformation et la distribution des produits agroalimentaires sont les principaux consommateurs d'énergie dans le système. Lorsque les deux processus sont concentrés entre les mains d'un même groupe d'entreprise – comme c'est le cas dans l'exemple traité ici –, celui-ci peut contribuer de manière déterminante au ménagement des ressources.

- [1] Vgl. Hansen, U. (1988). Ökologisches Marketing im Handel. In: Brandt, A. et al. (Hrsg.), Ökologisches Marketing. Frankfurt/Main.
- [2] Vgl. Belz, F. (1994). Ökologischer Strukturwandel in der Schweizer Lebensmittelbranche. In: Dyllick, T. et al. (Hrsg.), Ökologischer Strukturwandel in Schweizer Branchen. Bern/Stuttgart.
- [3] Baccini, P. und Brunner, P. (1996). Metabolism of the Anthroposphere. Berlin/Heidelberg/New York; und Baccini, P. und Bader, H.-P., Regionaler Stoffhaushalt, Heidelberg/Berlin.

Christine Bratrach, Bernhard Truffer et Bernhard Wehri*

Ecohydroélectricité

Le projet «*Ecocourant*» a pour but de développer un écolabel distinguant l'électricité produite dans le respect de l'environnement, pour laquelle les consommateurs écosensibilisés paieraient volontairement un léger supplément. Mais dans le domaine de la production d'énergie, il n'est pas toujours évident de distinguer ce qui pourrait être considéré comme écocompatible.

L'hydroélectricité illustre fort bien le dilemme entre une production d'énergie écocompatibles. Cette procédure devrait garantir le respect des exigences écologiques fondamentales (voir ci-dessous) et la prise en compte des bassins hydrologiques localement touchés. Les mesures à but écologique devraient être financées via un supplément tarifaire pour l'écocourant.

L'hydroélectricité peut-elle être écologique?

En Suisse, le développement de l'énergie hydraulique a atteint un niveau très élevé. Il n'est guère envisageable d'augmenter encore la part de l'énergie hydraulique par le biais d'écotarif pour l'électricité. L'EAWAG se concentre par conséquent sur l'évaluation écoqualitative des infrastructures existantes. Des spécialistes d'horizons divers ont lancé une vingtaine d'études afin de déterminer les éléments à retenir

pour la certification des aménagements hydroélectriques écocompatibles. Cette procédure devrait garantir le respect des exigences écologiques fondamentales (voir ci-dessous) et la prise en compte des bassins hydrologiques localement touchés. Les mesures à but écologique devraient être financées via un supplément tarifaire pour l'écocourant.

Recherche transdisciplinaire

Pour qu'elle soit bénéfique pour l'environnement et, partant, crédible, l'idée de «l'écocourant d'origine hydraulique» doit d'abord être réellement concrétisée. Son succès dépend par conséquent du soutien que lui apportent les acteurs principaux des milieux économiques, administratifs et écoscientifiques. Il s'agit donc non seulement de répondre aux questions purement scientifiques, mais aussi aux questions sociales et économiques, en étroite collaboration avec les représentants des milieux

concernés. Le projet Ecocourant est par ailleurs engagé dans la mise sur pied d'une association de droit privé devant servir d'organe indépendant pour l'administration et l'attribution du label pour l'écocourant.

Etat des travaux de recherche

Le projet Ecocourant a été officiellement lancé le 1er avril 1998. Quatre groupes concentrent leur réflexion sur les thèmes suivants:

- Le groupe *Evaluation* élabore le concept et la procédure de certification des aménagements hydroélectriques écocompatibles.

- Le groupe *Débit résiduel* concentre sa réflexion sur l'établissement écologiquement justifié des dispositions relatives au débit résiduel des cours d'eau.

- Le groupe *Zone alluviale* cherche à déterminer l'apport d'eau nécessaire aux zones alluviales pour que leur rôle écologique soit maintenu à un niveau suffisant.

- Le groupe *Economie et Politique* élabore les éléments de gestion d'entreprise et de politique énergétique permettant d'introduire avec succès l'écocourant sur le marché.

Les recherches englobent une large palette d'activités, de l'élaboration conceptuelle aux analyses de

Certification de l'écohydroélectricité

Le label pour l'écocourant est attribué aux aménagements hydroélectriques qui, d'une part, remplissent les exigences fondamentales en matière d'écohydroélectricité et qui, d'autre part, investissent un montant fixe par kWh d'écocourant vendu dans l'amélioration des bassins hydrologiques touchés («investissements en faveur de l'écocourant»).

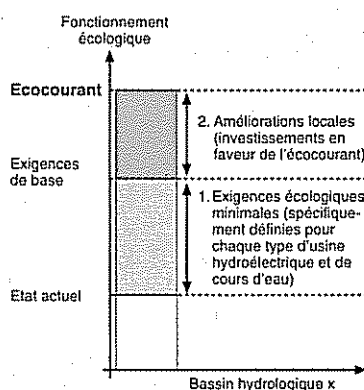
1. Les exigences fondamentales en matière d'écohydroélectricité

- décrivent les conditions de base scientifiquement fondées auxquelles doivent répondre les usines hydroélectriques écocompatibles;
- sont formulées de manière spécifique selon les divers types d'aménagements hydroélectriques et de cours d'eau;
- garantissent les fonctions écologiques de base des cours d'eau et des écosystèmes environnants touchés;

- constituent une base de référence garantissant dans tout le pays la certification uniforme des usines hydroélectriques écocompatibles.

2. Les investissements en faveur de l'écocourant garantissent

- une mise en valeur écologique spécifique aux problèmes essentiels d'un bassin hydrologique donné.
- une transparence maximale envers les consommateurs écosensibilisés quant à



l'affectation directe du supplément de prix à la mise en valeur écologique du bassin hydrologique touché.

Projet «*Ecocourant*»

marchés, en passant par les travaux d'ichtyologie et de biologie benthique, les analyses chimioanalytiques, sédimentologiques et rhéomorphologiques, la simulation des cours d'eau, des aquifères et des biocénoses et, enfin, des recherches sur la végétation des zones alluviales alpines.

Les travaux empiriques s'inscrivent dans le cadre d'une étude de cas concernant le bassin hydrologique du Brenno, dans le canton du Tessin.

Malgré leur diversité, ces recherches – et c'est bien là que réside la nouveauté de ce projet transdisciplinaire – contribuent non seulement à faire progresser les recherches menées à l'EAWAG, mais aussi à la constitution de la procédure de certification. Celle-ci s'articule en quatre volets:

1. Définition des exigences écologiques fondamentales auxquelles doivent satisfaire les aménagements hydroélectriques éocompatibles et bilan systémique récapitulatif des potentiels d'amélioration majeure dans les bassins hydrologiques touchés.
2. Etude exhaustive des effets et des coûts des mesures à but écologique.
3. Elaboration consensuelle des mesures d'amélioration en collabora-

tion avec les principaux représentants des intérêts locaux.

4. Certification par un organe indépendant.

Les groupes de travail sont déjà parvenus aux résultats suivants:

- prototype de la procédure de certification;
- modèle morphologique et ichthyologique mettant en évidence les potentiels d'amélioration écologique dans le bassin hydrologique du Brenno.
- Données benthologiques et ichthyologiques nécessaires à la constitution des modèles de simulation permettant de définir de manière scientifiquement fondée les conditions relatives aux débits résiduels.
- Données relatives aux eaux souterraines, démontrant qu'une partie des zones alluviales du Brenno sont davantage alimentées par les eaux de ruissellement provenant des pentes et les affluents latéraux que par le cours d'eau principal influencé par les aménagements hydroélectriques.
- Analyses de marché mettant en évidence que la crédibilité du label joue un rôle central surtout du point de vue des clients. Un potentiel de marché de 15 à 20% semble réaliste, pour autant que le marketing pour

l'écoCourant soit mené professionnellement.

Suite des travaux

En 1999, l'étude conceptuelle de la procédure de certification sera développée et soumise à vérification. Outre la mise au point de la procédure d'évaluation pour les ouvrages d'accumulation alpins, l'élargissement de la procédure à d'autres types d'aménagements hydroélectriques et à d'autres types de cours d'eau est en préparation.

La certification des premiers ouvrages d'accumulation en zone alpine est prévue pour le début de l'an 2000.

Le projet EcoCourant de l'EAWAG réunit par ailleurs les participants suivants (par ordre alphabétique):

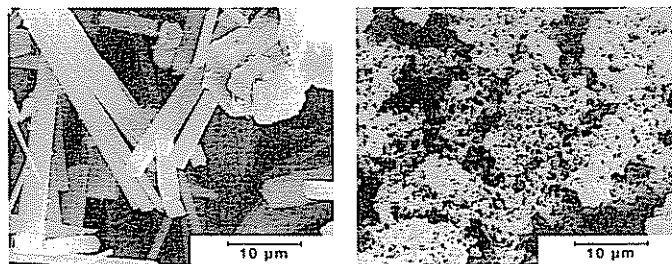
Gianluca Ambrosini, Lisbeth Bieri, Jürg Bloesch, Matthias Brunke, Ueli Bundi, Gabriele Carraro, Moreno Celio, Christian Dinkel, Gregor Dürrenberger, Barbara Fassnacht, Andreas Frutiger, René Gächter, Mark Gessner, Tom Gonser, Erwin Grieder, Estelle Grüter, Eduard Hoehn, Markus Hofer, Doris Hohmann, Klaus Jorde, Bernd Kiefer, Rolf Kipfer, Susanne Kytzia, Fabio Losa, Antonin Mares, Vijay Matta, Werner Meier, Beat Müller, Armin Peter, Tom Ravens, Peter Reichert, Roman Rudel, Mathias Schneider, Michael Schurter, Lorenzo Sonognini, Sarah Strauss, Michael Sturm, Francisco Vazquez, Walter Wagner, Rolf Wuestenhagen, Kornelia Zepp, Alois Zwyssig.

Influence des champs électromagnétiques sur la cristallisation

Sur mandat de l'OFEFP, un travail de doctorat a été consacré à la question de savoir dans quelle mesure les champs électromagnétiques pourraient empêcher les dépôts minéraux (par ex. calcaire) dans les réseaux de conduites (voir publication n° 2377 et thèse EPFZ n° 12 644). Trois exemples de systèmes fortement sursaturés ont

été mis à l'étude (réseau de distribution d'eau potable de dureté élevée et

traitement des boues d'épuration dans deux STEP différentes). Les résultats obtenus à la STEP Worblental ainsi que l'étude sur l'eau potable ont mis en évidence que des champs électromagnétiques spécialement développés pour ces applications permettent de prévenir la formation de concrétions minérales dans les conduites.



Photographies obtenues par microscope électronique à balayage avec agrandissement 200x; dans le circuit de refroidissement des compresseurs, on reconnaît à gauche (cliché de référence) de belles aiguilles d'aragonite, tandis que l'illustration de droite ne présente aucune structure cristalline clairement définissable (suite à l'influence de champs électromagnétiques).

Habilitations

Par décision du 8 juillet 1998, **Hasan Belevi**, collaborateur à l'EAWAG dans le domaine «Bilan des matières et techniques d'élimination», a reçu la *Venia Legendi* au 1er octobre 1998. Il est privat-docent au département Génie rural et mensuration à l'EPFZ, où il enseigne l'ingénierie des systèmes d'élimination des déchets. Sa thèse d'habilitation est intitulée «Environmental Engineering of Municipal Solid Waste Incineration».



Durant le semestre d'été passé, **Barbara Sulzberger**, de l'Université de Berne, a reçu la *Venia Docendi*, sur proposition de la Faculté des sciences de l'Université de Berne.

Sa thèse d'habilitation est intitulée- «*Environmental Photochemistry, with Special Emphasis on Iron and on Surface Reactions*». Dès le prochain semestre d'hiver, elle donnera un cours d'environ 2 heures hebdomadaires à l'Université de Berne. Barbara Sulzberger a effectué sa thèse d'habilitation à Berne, et on à l'EPFZ, comme on s'y attendrait, car elle a constaté qu'il y avait à Berne un manque d'enseignement dans le domaine de la chimie environnementale, et en particulier de la photochimie environnementale. La direction de l'EAWAG l'a fortement soutenue dans son désir d'obtenir l'habilitation à Berne.



Depuis son engagement à l'EAWAG (1986), Barbara Sulzberger se consacre avec ses collaboratrices et collaborateurs à l'étude de la photochimie environnementale. Après s'être intéressée aux cycles du fer et du carbone, elle porte son attention en particulier à l'influence de la lumière solaire sur les cycles de nutriments.

Son intérêt pour la photochimie aquatique est né durant un congé sabbatique passé auprès de la Woods Hole Oceanographic Institution (USA) durant les hivers 94 et 94/95. Elle s'est dès lors intéressée entre autres au rôle du fer comme nutriment limitatif dans certains cours d'eau de surface, par ex. dans les mers dites «high nutrient, low chlorophyll». En ce qui concerne les écosystèmes, elle se consacre de plus en plus à l'étude des corrélations entre les cours d'eau, les mers et les océans, ainsi qu'à l'étude des eaux côtières. Elle a notamment participé au programme européen EROS (European River Ocean Systems).

Barbara Sulzberger est convaincue que, pour pouvoir faire des recherches en photochimie environnementale, il faut d'abord disposer de solides

connaissances d'une part en photochimie environnementale, et d'autre part, en écosystèmes. Elle s'engage en particulier pour que la photochimie environnementale soit acceptée par les photochimistes «classiques». En 1992 et 1993, elle a été présidente de la «Société suisse de photochimie et de photophysique». C'est à ce titre qu'elle a organisé, en octobre 1993, un «International Workshop on Environmental Photochemistry» à Adelboden.

Barbara Sulzberger a étudié la chimie à l'Université de Berne. Durant son travail de doctorat, elle a effectué des études expérimentales sur la transformation photochimique et le stockage de l'énergie solaire. Dans le cadre d'un doctorat post-graduate, elle a effectué des analyses par spectroscopie à résolution temporelle (photolyse par flash laser) auprès de la «Royal Institution of Great Britain», sous la direction du prix Nobel Lord George Porter.

Peter Huggenberger, ancien collaborateur de l'EAWAG, devenu géologue cantonal du demi-canton de Bâle-Ville, a consacré sa thèse d'habilitation au domaine de la «géologie environnementale appliquée». Il a soutenu sa thèse à l'Université de Bâle, le 11 décembre 1998. Son exposé portait sur les «graviers fluviaux – archives des remaniements du paysage».

Le Secrétaire d'état Charles Kleiber en visite

En poste depuis le 1er octobre 1997, Charles Kleiber, Secrétaire d'état et Directeur du Groupement pour la Science et la recherche, a rendu visite à l'EAWAG le 30 juin 1998. En compagnie du président du Conseil des EPF, Francis Waldvogel, il s'est rendu à Kastanienbaum, au centre de recherche limnologique ainsi qu'au siège principal à Dubendorf. Il a profité de cette visite pour s'informer au sujet des objectifs, des tâches et de la manière de travail de l'EAWAG. Dans le cadre d'un apéritif servi dans le hall d'entrée du bâtiment, les



collaboratrices et collaborateurs ont ensuite eu l'occasion de saluer les visiteurs en compagnie d'un verre de vin ou de jus.

Lors de sa visite, Monsieur Kleiber a assisté à la présentation en français de travaux représentatifs dans le domaine des sciences naturelles, des sciences de l'ingénierie et des sciences sociales. A Kastanienbaum, les travaux sur les poissons, les lacs et les cours d'eau ainsi que le projet transdisciplinaire Ecocourant ont été présentés.

In memoriam Werner Stumm

Le professeur Werner Stumm, Directeur de l'EAWAG de 1970 à 1992, est décédé le 14 avril 1999, à l'âge de 74 ans. C'est sous sa direction que l'EAWAG est devenu un institut scientifique d'audience internationale. Werner Stumm est le père de la chimie des milieux aquatiques, une science qu'il a instaurée et développée tout au long de sa carrière. Durant son enseignement à l'École polytechnique fédérale, il a su communiquer avec enthousiasme à des générations d'élèves le plaisir d'étudier la chimie aquatique et les problèmes que pose le contrôle de la pollution des eaux.

Après un doctorat en chimie inorganique à l'Université de Zurich, Werner Stumm a brièvement travaillé à l'EAWAG, où il est confronté pour la première fois aux problèmes de la qualité de l'eau. Il se rend ensuite à l'Université de Harvard comme jeune postdoctorant, où il devient bientôt professeur. C'est alors qu'il développe ses recherches en chimie aquatique, s'appuyant sur les bases théoriques de la chimie des solutions et de la chimie de coordination. Il met ainsi en évidence la complexité des processus chimiques qui ont lieu dans les eaux naturelles et dans les procédés de traitement des eaux. Son ouvrage intitulé «Aquatic chemistry», rédigé en collaboration avec James J. Morgan, a été publié pour la première fois en 1970 et a eu un impact immense sur les domaines de la chimie aquatique et de la chimie de l'environnement. Réédité pour la troisième fois en 1996, il a déjà été traduit en plusieurs langues.

Werner Stumm avait pour principe qu'il fallait comprendre les pro-



cessus chimiques au niveau moléculaire afin de pouvoir analyser les cycles géochimiques globaux, leurs perturbations dues à l'influence anthropique ainsi que le devenir des polluants dans l'environnement. Ses recherches se sont concentrées sur les processus aux interfaces entre phase solide et phase liquide, ainsi que sur le rôle de ces réactions (adsorption, dissolution, réactions rédox) dans les eaux naturelles (altération, dissolution et nucléation des minéraux) et dans le traitement des eaux. Ces processus jouent un rôle majeur dans les cycles locaux et dans les cycles globaux de nombreuses substances. Le modèle de complexation de surface, développé par Werner Stumm en collaboration avec Paul Schindler (Université de Berne), permet de comprendre aussi bien la dissolution des oxydes que la catalyse des réactions rédox à la surface des minéraux. Ce modèle a fait date dans la chimie aquatique. Nombreux sont les anciens doctorants, collaborateurs et collaboratrices de Werner Stumm qui, tant en Suisse qu'aux Etats-Unis, travaillent maintenant dans le domaine de la chimie aquatique, de la chimie environnementale ou du contrôle de la pollution, tant au sein des universités, des organisations pour la protection de l'environnement que des entreprises de consultance environnementale.

Werner Stumm accordait beaucoup d'importance à la constitution des connaissances scientifiques fondamentales et à la collaboration interdisciplinaire, deux atouts indispensables pour traiter des problèmes environnementaux. Par-delà l'étude

des problèmes environnementaux à l'échelle locale, il ne perdait jamais de vue les problèmes à l'échelle globale. Sous sa direction, diverses disciplines représentées à l'EAWAG se sont développées pour atteindre un haut niveau scientifique. Chimiste dans l'âme, Werner Stumm a tout spécialement encouragé le développement de la chimie aquatique et de la chimie des surfaces, sans oublier les applications modernes de la chimie analytique et de la chimie organique dans les sciences de l'environnement. Il a stimulé la collaboration interdisciplinaire au sein de l'EAWAG ainsi que dans le cadre de programmes de recherche nationaux. Il a grandement encouragé les études sur les interactions entre l'hydrosphère, la pédosphère et l'atmosphère. Sous sa houlette, l'EAWAG s'est largement investi pour asseoir le contrôle de la pollution des eaux et la protection de l'environnement en Suisse sur des bases scientifiquement fondées.

Werner Stumm a reçu de nombreuses distinctions de la part de sociétés scientifiques et de sociétés académiques pour ses recherches et son enseignement. La Geochemical Society (Société internationale de géochimie) lui a notamment décerné en 1998 la médaille Goldschmidt pour l'ensemble de sa carrière. En outre, un numéro spécial de la revue scientifique *Environmental Science and Technology* a été publié en son honneur en octobre 1998. Quelques semaines à peine avant son décès, il a été élu co-lauréat du Stockholm Water Prize 1999, l'autre lauréat étant son collègue de longue date, James J. Morgan.

D'esprit généreux, Werner Stumm avait une forte personnalité. L'énergie et la passion hors du commun qui l'animaient dans son travail, ainsi que l'immensité de son savoir ont marqué des générations de spécialistes de l'environnement, qui garderont un souvenir durable de son éminente influence.

Laura Sigg

Doctorat honoris causa pour le professeur Zehnder

Alexander Zehnder, professeur à l'EPFZ en biotechnologie environnementale et directeur de l'EAWAG, a reçu le titre de docteur honoris causa de l'Université de Nancy

(Université Henri Poincaré, France), en reconnaissance de son apport en faveur des sciences environnementales et de leur mise en valeur pour la société.



Nouveau président de la CIRD

En avril 1998, Jürg Bloesch a été nommé président de la Communauté internationale de recherche sur le Danube (CIRD), section indépendante de l'Association internationale de limnologie théorique et appliquée (AIL). Il a été jusqu'à

présent représentant de la Suisse au sein de la CIRD. Pius Stadelmann, de l'Office pour la protection de l'environnement du canton de Lucerne a été tacitement élu par les membres suisses de l'AIL comme représentant de la Suisse auprès de la CIRD.



Prix Otto Jaag 1998

Le prix Otto Jaag 1998 a été attribué à Thomas Bucheli pour sa thèse intitulée *Occurrence and behavior of pesticides during storm water infiltration*.

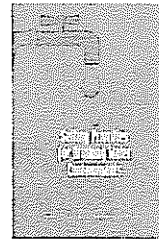
Semblable à un détective, il a suivi à la trace les pesticides présents dans

l'atmosphère, qui se déposent ensuite sur les toits pour parvenir dans les eaux souterraines ou les eaux usées. Ses résultats permettent de mieux connaître le transport des pesticides et constituent une contribution importante à l'évaluation qualitative de l'infiltration des



Nouvelle brochure «Setting Priorities for Drinking Water Contaminants»

Rédigée par la Commission pour la pollution de l'eau potable (Committee on Drinking Water Contaminants) de l'Académie américaine des sciences, Walter Giger (EAWAG) est membre de cette commission.



Cette brochure est le fruit d'un mandat attribué par le Ministère américain de la protection de l'environnement (USEPA) et s'inscrit dans le droit fil de la nouvelle loi américaine sur l'eau potable (Drinking Water Act). Au cours de cette année devrait également paraître une autre brochure intitulée «Emerging Drinking Water Contaminants».

eaux de pluie. Il a par exemple découvert un herbicide utilisé dans les bitumes, auquel on doit environ 50% de la pollution des eaux du Greifensee.

Ses travaux ont été publiés dans sa thèse ainsi que dans diverses publications spécialisées dans le domaine de la chimie analytique et de la chimie environnementale.

Les tirés à part peuvent être commandés au moyen du bulletin figurant à la dernière page

Publications

2376 Zehnder, A.J.B. (1997): Is water the first resource to control demographic development? In: «Food & water: a question of survival». Forum Engelberg, 8th Conf. 18.-21.3.1997, vdf, Zürich, pp. 85-98.

2377 Müller Dick, R., Wehrli, B., Siegrist, H. (1997): Elektromagnetische Wasserbehandlung. EAWAG, Kastanienbaum, August 1997, 3 S.

2378 Borner, S., Büsser, T., Eggen, R., Frutiger, A., Müller, R., Müller, S., Peter, A., Wasmer, H.R. (1998): Die Bekämpfung des Roten Sumpfkrebse (*Procambarus clarkii*) im Schübelweiher und Rumensee (Kanton Zürich). Auswertung der Massnahmen 1997. EAWAG, Dübendorf, März 1998, 22 S.

2379 Jaeger, C.C., Barker, T., Edenhofer, O., Faucheux, S., Hourcade, J.-C.,

Kasimir, B., O'Conner, M., Parry, M., Peters, I., Ravetz, J., Rotmnas, J. (1997): Procedural leadership in climate policy: a European task. Global. Environ. Change 7, No. 3, 195-203.

2380 Hartmann, A., Alder, A.C., Koller, T., Widmer, R.M. (1987): Identification of fluoroquinolone antibiotics as the main source of *umuC* genotoxicity in native hospital wastewater. Environ. Toxicol. & Chem. 17, No. 3, 377-382.

2381 Ward, J.V., Voelz, N.J. (1998): Altitudinal distribution patterns of surfacewater and groundwater faunas. In: «Adv. in river bottom ecology», G. Bretschko, J. Helesic (Eds.). Backhuys Publ., Leiden, pp. 135-142.

2382 Wehrli, B., Lotter, A.F., Schaller, T., Sturm, M. (1997): High-resolution varve

studies in Baldeggersee (Switzerland): project overview and limnological background data. Aquatic Sci. 59, 285-294.

2383 Lotter, A.F., Renberg, I., Hansson, H., Stöckli, R., Sturm, M. (1997): A remote controlled freeze corer sampling unconsolidated surface sediments. Aquatic Sci. 59, 295-303.

2384 Lotter, A.F., Sturm, M., Teranes, J.L., Wehrli, B. (1997): Varve formation since 1885 and high-resolution varve analyses in hypertrophic Baldeggersee (Switzerland). Aquatic Sci. 59, 304-325.

2385 Schaller, T., Moor, H.C., Wehrli, B. (1997): Reconstructing the iron cycle from the horizontal distribution of metals in sediment of Baldeggersee. Aquatic Sci. 59, 326-344.

Communication internes
Publications

- 2386 **Schaller, T., Moor, H.C., Wehrli, B.** (1997): Sedimentary profiles of Fe, Mn, V, Cr, As, and Mo as indicators of benthic redox conditions in Baldeggersee. *Aquatic Sci.* 59, 345–361.
- 2387 **Lotter, A.F., Birks, H.J.B.** (1997): The separation of the influence of nutrients and climate on the varve time-series of Baldeggersee, Switzerland. *Aquatic Sci.* 59, 362–375.
- 2388 **Hofer, M., Imboden, D.M.** (1998): Simultaneous determination of CFC-11, CFC-12, N₂, and Ar in Water. *Anal. Chem.* 70, No. 4, 724–729.
- 2389 **Hohmann, R., Kipfer, R., Peeters, F., Piepke, G., Imboden, D.M., Shima-raev, M.N.** (1997): Processes of deep-water renewal in Lake Baikal. *Limnol. Oceanogr.* 42, No. 5, 841–855.
- 2390 **Hunkeler, D., Hoehn, E., Höhener, P., Zeyer, J.** (1997): ²²²Rn as a partitioning tracer to detect diesel fuel contamination in aquifers: laboratory study and field observations. *Environ. Sci. & Technol.* 31, 3180–3187.
- 2391 **Fankhauser, R.** (1997): Measurement properties of tipping bucket rain gauges and their influence on urban runoff simulation. *Water Sci. Tech.* 36, No. 8/9, 7–12.
- 2392 **Jancarkova, I., Larsen, T.A., Gujer, W.** (1997): Distribution of nitrifying bacteria in a shallow stream. *Water Sci. Tech.* 36, No. 8/9, 161–166.
- 2393 **Mikkelsen, P.S., Häffiger, M., Ochs, M., Jacobsen, P., Tjell, J.C., Boller, M.** (1997): Pollution of soil and groundwater from infiltration of highly contaminated stormwater – a case study. *Water Sci. Tech.* 36, No. 8/9, 325–330.
- 2394 **Baumann, B., van der Meer, J.R., Snozzi, M., Zehnder, A.J.B.** (1997): Inhibition of denitrification activity but not of mRNA induction in *Paracoccus denitrificans* by nitrite at a suboptimal pH. *Antonie van Leeuwenhoek* 72, 193–189.
- 2395 **Naegeli, M.W., Uehlinger, U.** (1997): Contribution of the hyporheic zone to ecosystem metabolism in a prealpine gravel-bed river. *J. North. Amer. Benthol. Soc.* 16, No. 4, 794–804.
- 2396 **Livingstone, D.M.** (1997): An example of the simultaneous occurrence of climate-driven «sawtooth» deep-water warming/cooling episodes in several Swiss lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26, 822–828.
- 2397 **Livingstone, D.M.** (1997): Break-up dates of alpine lakes as proxy data for local and regional mean surface temperatures. *Climatic Change* 37, 407–439.
- 2398 **Robinson, C.T., Minshall, G.W.** (1998): Regional assessment of wadable streams in Idaho, USA. *Great Basin Naturalist* 58, No. 1, 54–65.
- 2399 **Minshall, G.W., Robinson, C.T.** (1998): Macroinvertebrate community structure in relation of lotic habitat heterogeneity. *Arch. Hydrobiol.* 141, No. 2, 129–151.
- 2400 **Stumm, W.** (1997): Discussion on «a mechanistic description of Ni and Zn sorption on Na-montmorillonite» (Part 1 and Part 2). *J. Contam. Hydrol.* 28, 3–4.
- 2401 **Harms, H.** (1998): Bioavailability of dioxin-like compounds for microbial degradation. In: «Biodegradation of dioxins and furans», R.-M. Wittich (Ed.). Springer Verlag, Berlin and R.G. Landes Bioscience, Austin, pp. 135–163.
- 2402 **Eisenmann, H., Traunspurger, W., Meyer, E.I.** (1998): Community structure of selected micro- and meiobenthic organisms in sediment chambers from a prealpine river (Necker, Switzerland). In: «Adv. in river bottom ecology», G. Bretschko, J. Helesic (Eds.). Backhuys Publ., Leiden, pp. 155–162.
- 2403 **Bucheli, T.D.** (1997): Occurrence and behavior of pesticides during storm water infiltration. *Diss. ETHZ No. 12 414*, Zürich.
- 2404 **Purtschert, I.** (1997): Populationsdynamik bei Methanoleinsatz in denitrifizierenden Kläranlagen. *Diss. ETHZ Nr. 12 492*, Zürich.
- 2405 **Arnold, C.G.** (1998): Triorganotin compounds in natural waters and sediments: aqueous speciation and sorption mechanisms. *Diss. ETHZ No. 12 542*, Zürich.
- 2406 **Zipper, C.** (1998): Microbial degradation and environmental fate of chiral phenoxyalkanoic acid herbicides. *Diss. ETHZ No. 12 543*, Zürich.
- 2407 **Büssenschütt, M.** (1998): Pattern and performance. On the self-organized behavior in ecosystems. *Diss. ETHZ No. 12 393*, Zürich.
- 2408 **Jucker, B.A.** (1998): Polymer interactions and bacterial adhesion. *Diss. ETHZ No. 12 447*, Zürich.
- 2409 **Leveau, J.H.J.** (1998): Bacterial genetics of catabolic adaptation to chloro-aromatic compounds. *Diss. ETHZ No. 12 536*, Zürich.
- 2410 **Durner, R.A.** (1998): Feast and starvation accumulation of bioplastic in *Pseudomonas oleovorans*. *Diss. ETHZ No. 12 691*, Zürich.
- 2411 **Frutiger, A., Gammeter, S.** (1998): Faunistics and altitudinal distribution of net-winged midges (Diptera Blephariceridae) in Switzerland and Liechtenstein. *Mitt. Schweiz. Entomol. Ges.* 71, 115–124.
- 2412 **Hoigné, J.** (1998): Chemistry of aqueous ozone and transformation of pollutants by ozonation and advanced oxidation processes. In: «The Handbook of Environmental Chemistry», Vol. 3 «Quality and treatment of drinking water II», J. Hrubec (Ed.). Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, pp. 83–141.
- 2413 **Mookerji, N., Heller, C., Meng, H.J., Bürgi, H.R., Müller, R.** (1998): Diel and seasonal patterns of food intake and prey selection by *Coregonus* sp. in re-oligotrophicated Lake Lucerne, Switzerland. *J. Fish Biol.* 52, 443–457.
- 2414 **Eicher, C., Krejci, V.** (1998): A new rainfall data system for urban hydrology in Switzerland. *Atmospher. Res.* 42, 177–198.
- 2415 **Frutiger, A.** (1998): Walking on suckers – new insights into the locomotory behavior of larval net-winged midges (Diptera Blephariceridae). *J. North. Amer. Benthol. Soc.* 17, No. 1, 104–120.
- 2416 **Bloesch, J., Peter, A., Frauenlob, G.** (1998): Effects of technical impacts on alpine stream benthos and fish, and restoration proposals. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26, 1193–1200.
- 2417 **Xue, H., Sigg, L.** (1998): Cadmium speciation and complexation by natural organic ligands in fresh water. *Anal. Chim. Acta* 363, 249–259.
- 2418 **Fäh, D., Rüttener, E., Noack, T., Kruspan, P.** (1997): Microzonation of the city of Basel. *J. Seismol.* 1, 87–102.
- 2419 **Noack, P., Kruspan, P., Fäh, D., Rüttener, E.** (1997): A detailed rating scheme for seismic microzonation based on geo-

- logical and geotechnical data and numerical modelling applied to the city of Basel. *Ecl. Geol. Helv.* **90**, 433–448.
- 2420 **Siegrist, H., Reithaar, S., Lais, P.** (1998): Nitrogen loss in a nitrifying rotating contactor treating ammonium rich leachate without organic carbon. *Water Sci. Tech.* **17**, No. 4/5, 589–591.
- 2421 **Tockner, K., Schiemer, F., Ward, J.V.** (1998): Conservation by restoration the management concept for a river-floodplain system on the Danube River in Austria. *Aquatic Conserv. Marine & Freshwater Ecosyst.* **8**, 71–86.
- 2422 **Spaak, P.** (1997): Hybridization in the *Daphnia galeata* complex. Are hybrids locally produced? *Hydrobiologia* **360**, 127–133.
- 2423 **Spaak, P., Ringelberg, J.** (1997): Differential behaviour and shifts in genotype composition during the beginning of a seasonal period for diel vertical migration. *Hydrobiologia* **360**, 177–185.
- 2424 **Livingstone, D.M., Lotter, A.F.** (1998): The relationship between air and water temperatures in lakes of the Swiss Plateau. A case study with palaeolimnological implications. *J. Palaeolimnol.* **19**, 191–198.
- 2425 **Goudsmit, G.-H., Peeters, F., Gloor, M., Wüest, A.** (1997): Boundary versus internal diapycnal mixing in stratified natural waters. *J. Geophys. Res.* **102**, No. C13, 27 903–27 914.
- 2426 **Kanz, C., Nölke, M., Fleischmann, T., Kohler, H.-P.E., Giger, W.** (1998): Separation of chiral biodegradation intermediates of linear alkylbenzenesulfonates by capillary electrophoresis. *Anal. Chem.* **70**, No. 5, 913–917.
- 2427 **Holliger, C., Hahn, D., Harmsen, H., Ludwig, W., Schumacher, W., Tindall, B., Vazquez, V., Weiss, N., Zehnder, A.J.B.** (1998): *Dehalobacter restrictus* gen. nov. and sp. nov., a strictly anaerobic bacterium that reductively dechlorinates tetra- and trichloroethene in an anaerobic respiration. *Arch. Microbiol.* **169**, 313–321.
- 2428 **Lendenmann, U., Egli, T.** (1998): Kinetic models for the growth of *Escherichia coli* with mixtures of sugars under carbon-limited conditions. *Biotechnol. & Bioengng.* **59**, No. 1, 99–107.
- 2429 **Leveau, J.H.J., Zehnder, A.J.B., van der Meer, J.R.** (1998): The *tdfK* gene product facilitates uptake of 2,4-dichlorophenoxyacetate by *Ralstonia eutropha* JMP134 (pJP4). *J. Bacteriol.* **180**, No. 8, 2237–2243.
- 2430 **Ravatn, R., Zehnder, A.J.B., van der Meer, J.R.** (1998): Low-frequency horizontal transfer of an element containing the chlorocatechol degradation genes from *Pseudomonas* sp. Strain B13 to *Pseudomonas putida* F1 and to indigenous bacteria in laboratory-scale activated-sludge microcosms. *Appl. Environ. Microbiol.* **64**, No. 6, 2126–2132.
- 2431 **Mengis, M., Gächter, R., Wehrli, B., Bernasconi, S.** (1997): Nitrogen elimination in two deep eutrophic lakes. *Limnol. Oceanogr.* **42**, No. 7, 1530–1543.
- 2432 **Minshall, G.W., Robinson, C.T., Lawrence, D.E.** (1997): Postfire responses of lotic ecosystems in Yellowstone National Park, U.S.A. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **54**, 2509–2525.
- 2433 **Eggleston, C.M., Hug, S., Stumm, W., Sulzberger, B., dos Santos Afonso, M.** (1998): Surface complexation of sulfate by hematite surfaces FTIR and STM observations. *Geochim. Cosmochim. Acta* **62**, No. 4, 585–593.
- 2434 **Suske, W.A., Kohler, H.-P.E., Held, M., Wubolts, G., Schmid, A.** (1997): 2-hydroxybiphenyl 3-monooxygenase, a novel member of the group of FAD-containing aromatic hydroxylases. In *Flavins and Flavoproteins 1996*, K.J. Stevenson et al. (Eds.), Univ. of Calgary Press, Calgary, pp. 383–386.
- 2435 **Nozhevnikova, A.N., Holliger, C., Ammann, A., Zehnder, A.J.B.** (1997): Methanogenesis in sediments from deep lakes at different temperatures (2–70 °C). *Water Sci. Tech.* **36**, No. 6/7, 57–64.
- 2436 **Bürgi, H.R., Jolidon, C.** (1998): 10 Jahre Seesänierung Hallwilersee. Die Reaktion des Planktons. *Wasser, Energie, Luft* **90**, H. 5/6, 109–116.
- 2437 **Siegrist, H.** (1998): Optimierungsmaßnahmen bei stark belasteten Belebungsanlagen. Einführung in die Tagung. 208. VSA Mitgl.Vers., 14.5.1998 in Zürich, S. 2–3.
- 2438 **Maurer, M.** (1998): Nitrifikation und Denitrifikation im Wirbelbettverfahren. 208. VSA Mitgl.Vers., 14.5.1998 in Zürich, S. 6–17.
- 2439 **Koch, G., Siegrist, H.** (1998): Separate biologische Faulwasserbehandlung – Nitrifikation und Denitrifikation. 208. VSA Mitgl.Vers., 14.5.1998 in Zürich, S. 34–48.
- 2440 **Spaak, P., Hoekstra, J.R.** (1997): Fish predation on a *Daphnia* hybrid complex a factor explaining species coexistence? *Limnol. Oceanogr.* **42**, No. 4, 753–762.
- 2441 **Spaak, P., Boersma, M.** (1997): Tail spine length in the *Daphnia galeata* complex costs and benefits of induction by fish. *Aquatic Ecology* **31**, 89–98.
- 2442 **Arnold, C.G., Berg, M., Müller, S.R., Dommann, U., Schwarzenbach, R.P.** (1998): Determination of organotin compounds in water, sediments, and sewage sludge using perdeuterated internal standards, accelerated solvent extraction, and large-volume-injection GS/MS. *Anal. Chem.* **70**, No. 14, 3094–3101.
- 2443 **Rügge, K., Hofstetter, T.B., Haderlein, S.B., Bjerg, P.L., Knudsen, S., Zraunig, C., Mosbæk, H., Christensen, T.H.** (1998): Characterization of predominant reductants in anaerobic leachate-contaminated aquifer by nitroaromatic probe compounds. *Environ. Sci. & Technol.* **32**, No. 1, 23–31.
- 2444 **Kirsten M., Schulz-Dobrick, B., Lichtensteiger, T., Johnson, C.A.** (1998): Speciation of Cr in leachates of a MWSI bottom landfill. *Environ. Sci. & Technol.* **32**, No. 10, 1398–1403.
- 2445 **Gächter, R., Ngatiah, J.M., Stamm, C.** (1998): Transport of phosphate from soil to surface waters by preferential flow. *Environ. Sci. & Technol.* **32**, No. 13, 1865–1869.
- 2446 **Stoll, J.-M.A., Ulrich, M.M., Giger, W.** (1998): Dynamic behavior of fluorescent whitening agents in Greifensee field measurements combined with mathematical modeling of sedimentation and photolysis. *Environ. Sci. & Technol.* **32**, No. 13, 1875–1881.
- 2447 **Albrecht, A., Reiser, R., Lück, A., Stoll, J.-M.A., Giger, W.** (1998): Radiocesium dating of sediments from lakes and reservoirs of different hydrological regimes. *Environ. Sci. & Technol.* **32**, No. 13, 1882–1887.
- 2448 **Goss, K.-U., Schwarzenbach, R.P.** (1998): Gas/solid and gas/liquid partitioning of organic compounds critical evaluation of

- the interpretation of equilibrium constants. *Environ. Sci. & Technol.* 32, No. 14, 2025–2032.
- 2449 **Zipper, C., Suter, M.J.-F., Haderlein, S.B., Gruhl, M., Kohler, H.-P.E.** (1998): Changes in the enantiomeric ratio of (*R*)- to (*S*)-mecoprop indicate *in situ* biodegradation of this chiral herbicide in a polluted aquifer. *Environ. Sci. & Technol.* 32, No. 14, 2070–2076.
- 2450 **Simoni, S.F., Harms, H., Bosma, T.N.P., Zehnder, A.J.B.** (1998): Population heterogeneity affects transport of bacteria through sand columns at low flow rates. *Environ. Sci. & Technol.* 32, No. 14, 2100–2105.
- 2451 **Jans, U., Hoigné, J.** (1998): Activated carbon and carbon black catalyzed transformation of aqueous ozone into OH-radicals. *Ozone Sci. & Engng.* 20, 67–90.
- 2452 **Müller, B., Wehrli, B.** (1998): Anwendung von chemischen Sensoren in Sediment-Porenwasser. In «Mikrobiologische Charakterisierung aquatischer Sedimente – Methodensammlung», A. Remde, P. Tippmann (Bearb.), Verein. Allg. & Angew. Mikrobiol. (Hg.). R. Oldenbourg Verlag München, Wien, S. 232–244.
- 2453 **Schwenk, K., Spaak, P.** (1997): Ecology and genetics of interspecific hybridization in *Daphnia*. In «Evolutionary ecology of freshwater animals». Birkhäuser Verlag, Basel, S. 199–229.
- 2454 **Uehlinger, U., Zah, R., Bürgi, H.R.** (1998): The Val Roseg project. Temporal and spatial patterns of benthic algae in an Alpine stream ecosystem influenced by glacier runoff. In «Hydrology, water resources and ecology in headwaters», K. Kovar, U. Tappeiner, N.E. Peters, R.G. Craig (Eds.). IAHS Press, Wallingford, UK, pp. 419–424.
- 2455 **Ward, J.V., Burgherr, P., Gessner, M.O., Malard, F., Robinson, C.T., Tockner, K., Uehlinger, U., Zah, R.** (1998): The Val Roseg project. Habitat heterogeneity and connectivity gradients in a glacial flood-plain system. In «Hydrology, water resources and ecology in headwaters», K. Kovar, U. Tappeiner, N.E. Peters, R.G. Craig (Eds.). IAHS Press, Wallingford, UK, pp. 425–432.
- 2456 **Känel, B., Matthäi, C.D., Uehlinger, U.** (1998): Disturbance by aquatic plant management in streams effects by benthic invertebrates. *Regulated Rivers Res. & Management* 14, 341–356.
- 2457 **Uehlinger, U., Nägeli, W.** (1998): Ecosystem metabolism, disturbance, and stability in a prealpine gravel bed river. *J. North. Amer. Benthol. Soc.* 17, No. 2, 165–178.
- 2458 **Weissmahr, K.W., Haderlein, S.B., Schwarzenbach, R.P.** (1998): Complex formation of soil minerals with nitroaromatic explosives and other p-acceptors. *Soil Sci. Soc. of Amer. J.* 62, No. 2, 369–378.
- 2459 **Hohmann, R., Hofer, M., Kipfer, R., Peeters, F., Imboden, D.M., Baur, H., Shimaraev, M.N.** (1998): Distribution of helium and tritium in Lake Baikal. *J. Geophys. Res.* 103, No. C6, 12 823–12 838.
- 2460 **Méndez-Alvarez, S., Eggen, R.I.L.** (1998): A rapid microwave method to extract plasmid DNA from *Saccharomyces cerevisiae* suitable for the transformation of *Escherichia coli*. *Biotechnol. Techniques* 12, No. 8, 605–606.
- 2461 **Zipper, C., Bunk, M., Zehnder, A.J.B., Kohler, H.-P.E.** (1998): Enantioselective uptake and degradation of the chiral herbicide dichlorprop [(*RS*)-2-(2,4-Dichlorophenoxy)propanoic acid] by *Sphingomonas herbicidovorans* MH. *J. Bacteriol.* 180, No. 13, 3368–3374.
- 2462 **Fesch, C., Simon, W., Haderlein, S.B., Reichert, P., Schwarzenbach, R.P.** (1998): Nonlinear sorption and nonequilibrium solute transport in aggregated porous media experiments, process identification and modeling. *J. Contaminant Hydrology* 31, No. 3/4, 373–407.
- 2463 **Qian, J., Xue, H.B., Sigg, L., Albrecht, A.** (1998): Complexation of cobalt by natural ligands in freshwater. *Environ. Sci. & Technol.* 32, No. 14, 2043–2060.
- 2464 **Boller, M.** (1998): Membranverfahren bereit für den grosstechnischen Einsatz. *Kommunalmagazin* 15, Nr. 7/8, 23–28.
- 2465 **Boller, M.** (1998): Wasserversorgung im Spannungsfeld von Erhaltung und Erneuerung. *Gas, Wasser, Abwasser* 78, Nr. 6, 441–446.
- 2466 **Tschui, M., Boller, M.** (1997): Abwasserreinigung mit submersen Festbettreaktoren. *Gas, Wasser, Abwasser* 77, Nr. 11, 769–781.
- 2467 **Bundi, U.** (1997): Qualité des eaux en Suisse développement historique et nouveaux besoins du fait des conditions marginales modifiées. Journée scientifique du Groupe Générale des Eaux «La qualité pourquoi, comment, jusqu'ou?», Paris, 27 Novembre 1997, p. 27–30.
- 2468 **Bundi, U.** (1996): Boden mit Schäden leben – neue Schäden vermeiden. *VGL-Information* Nr. 4, 3.
- 2469 **Bundi, U.** (1997): Umfassende Strategien für den Gewässerschutz. *VGL-Information* Nr. 4, 6–8.
- 2470 **Bundi, U.** (1997): Verursacherprinzip für einen besseren Umweltschutz. *VGL-Information* Nr. 2, 2–3.
- 2471 **Bundi, U.** (1998): Modulares Konzept zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. *VSA Verbandsbericht* Nr. 519, 296. Mitgl.versamml. vom 6.3.1998 in Bern, S. 4–16.
- 2472 **Casey, W.H., Ludwig, C., Holmén, B.** (1998): Toward understanding the rates of reactions at mineral surfaces. *Proc. of the Rome Seminar on environmental geochemistry*, L. Marini, G. Ottonello (Eds.), Pacini Editore, Pisa, pp. 103–119.
- 2473 **Poiger, T., Field, J.A., Field, T.M., Siegrist, H., Giger, W.** (1998): Behavior of fluorescent whitening agents during swage treatment. *Water Res.* 32, No. 6, 1939–1947.
- 2474 **Stoll, J.-M.A., Giger, W.** (1998): Mass balance for detergent-derived fluorescent whitening agents in surface waters of Switzerland. *Water Res.* 32, No. 7, 2041–2050.
- 2475 **Jucker, B.A., Harms, H., Zehnder, A.J.B.** (1998): Polymer interactions between five gram-negative bacteria and glass investigated using LPS micelles and vesicles as model systems. *Colloids & Surfaces Bio-interfaces* 11, No. 1/2, 33–45.
- 2476 **Power, M., van der Meer, J.R., Tchelet, R., Egli, T., Eggen, R.** (1998): Molecular-based methods can contribute to assessments of toxicological risks and bioremediation strategies. *J. Microbiol. Methods* 32, No. 2, 107–119.
- 2477 **Pahl-Wostl, C.** (1997): Dynamic structure of a food web model comparison with a food chain model. *Ecolog. Modelling* 100, No. 1/3, 103–123.
- 2478 **Müller, R., Bia, M.M.** (1998): Adaptive management of whitefish stocks in lakes undergoing re-oligotrophication the

- Lake Lucerne example. In «Biology and Management of Coregonid Fishes – 1996», R. Eckmann, A. Appenzeller, R. Roesch (Eds.). Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 50, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, pp. 391–399.
- 2479 **Tros, E.M., Schraa, G., Zehnder, A.J.B., Bosma, T.N.P.** (1998): Anomalies in the transformation of 3-chlorobenzoate in percolation columns with *Pseudomonas* sp. strain B13. Water Sci. Tech. 37, No. 8, 89–96.
- 2480 **Boller, M., Blaser, S.** (1998): Particles under stress. Water Sci. Tech. 37, No. 10, 9–29.
- 2481 **Simon, W.** (1998): Identification of physical and chemical processes in saturated soil columns. Diss. ETHZ No. 12 537, Zürich.
- 2482 **Schosseler, P.M.** (1998): Electron paramagnetic resonance study of the copper(II) complexation with carbonate ligands in aqueous solution and at calcium carbonate surfaces. Diss. ETHZ No. 12 669, Zürich.
- 2483 **Zeltner, C.** (1998): Petrologische Evaluation der thermischen Behandlung von Siedlungsabfällen über Schmelzprozesse. Diss. ETHZ Nr. 12 688, Zürich und Dübendorf.
- 2484 **Buschmann, J.** (1998): Reduction of polyhalogenated alkanes and iron porphyrin as electron transfer mediator system and product analysis. Diss. ETHZ No. 12 700, Zürich.
- 2485 **Ravatn, R.** (1998): Horizontal transfer of a 105-kb integrative element harbouring the chlorocatechol degradation genes from *Pseudomonas* sp. strain B13. Diss. ETHZ No. 12 714.
- 2486 **Eisenmann, H.R.** (1998): Ecology of protozoa in the hyporheic zone of a prealpine gravel-bed-river – abundance patterns and predatory importance. Diss. ETHZ No. 12 637, Zürich.
- 2487 **Ulmann, P.** (1998): The importance of habitat diversity and connectivity for fishes in the Toess river with special emphasis on temporarily isolated pools. Diss. ETHZ No. 12 697, Kastanienbaum.
- 2488 **Schäfer, A., Ustohal, P., Harms, H., Stauffer, F., Dracos, T., Zehnder, A.J.B.** (1998): Transport of bacteria in unsaturated porous media. J. Contam. Hydrol. 33, 149–169.
- 2489 **Sinke, A.J.C., Dury, O., Zobrist, J.** (1998): Effects of fluctuating water table: column study on redox dynamics and fate of some organic pollutants. J. Contam. Hydrol. 33, 231–246.
- 2490 **Johnson, C.A., Richner, G.A., Vitvar, T., Schnittli, N., Eberhard, M.** (1998): Hydrological and geochemical factors affecting leachate composition in municipal solid waste incinerator bottom ash. Part I: The hydrology of landfill Lostorf, Switzerland. J. Contam. Hydrol. 33, 361–376.
- 2491 **Hoehn, E., Eikenberg, J., Fierz, T., Drost, W., Reichlmayr, E.** (1998): The Grimsel migration experiment: field injection – withdrawal experiments in fractured rock with sorbing tracers. J. Contam. Hydrol. 34, 85–106.
- 2492 **Fesch, C., Lehmann, P., Haderlein, S.B., Hinz, C., Schwarzenbach, R.P., Flüeler, H.** (1998): Effect of water content on solute transport in a porous medium containing reactive micro-aggregates. J. Contam. Hydrol. 33, 211–230.
- 2493 **Robinson, C.T., Minshall, W.** (1998): Macroinvertebrate communities, secondary production, and life history patterns in two adjacent streams in Idaho, USA. Arch. Hydrobiol. 142, No. 3, 257–281.
- 2494 **Rinne, B., Künzli, R., Livingstone, D.M.** (1998): A new high-resolution method of measuring PAR profiles in aquatic environments. Verh. Internat. Verein. Limnol. 26, 2385–2390.
- 2495 **Ackermann, G.E., Fent, K.** (1998): The adaptation of the permanent fish cell lines PLHC-1 and RTG-2 to FCS-free media results in similar growth rates compared to FCS-containing conditions. Marine Environ. Res. 46, No. 1–5, 363–367.
- 2496 **Kocsis, O., Mathis, B., Gloor, M., Schurter, M., Wüest, A.** (1998): Enhanced mixing in narrows: a case study at the Mainau sill (Lake Constance). Aquatic Sci. 60, 236–252.
- 2497 **Burckhardt-Gammeter, B., Fankhauser, R.** (1998): Analysis of rainfall time series with regard to temporal disaggregation for the use in urban hydrology. Water Sci. Tech. 37, No. 11, 65–72.
- 2498 **Fent, K.** (1998): Effects of organotin compounds in fish: from the molecular to the population level. In: «Fish Ecotoxicology», T. Braunbeck, D.E. Hinton, B. Streit (eds.). Birkhäuser Verlag, Basel 1998, pp. 259–302.
- 2499 **Känel, B., Uehlinger, U.** (1998): Effects of plant cutting and dredging on habitat conditions in streams. Arch. Hydrobiol. 143, No. 3, 257–273.
- 2500 **Witschel, M., Egli, T.** (1998): Purification and characterization of a lyase from the EDTA-degrading bacterial strain DSM 9103 that catalyzes the splitting of [s,S]-ethylenediaminedisuccinate, a structural isomer of EDTA. Biodegradation 8, 419–428.
- 2501 **Looser, P.W., Bertschi, S., Fent, K.** (1998): Bioconcentration and bioavailability of organotin compounds: influence of pH and humic substances. Appl. Organomet. chem. 12, 601–611.
- 2502 **Jucker, B.A., Zehnder, A.J.B., Harms, H.** (1998): Quantification of polymer interactions in bacterial adhesion. Environ. Sci. & Technol. 32, No. 19, 2909–2915.
- 2503 **Amirbahman, A., Schönenberger, R., Johnson, C.A., Sigg, L.** (1998): Aqueous- and solid-phase biogeochemistry of a calcareous aquifer system downgradient from a municipal solid waste landfill (Winterthur, Switzerland). Environ. Sci. & Technol. 32, No. 13, 1933–1940.
- 2504 **Bürge, I.J., Hug, S.J.** (1998): Influence of organic ligands on chromium(VI) reduction by iron(II). Environ. Sci. & Technol. 32, No. 14, 2092–2099.
- 2505 **Arnold, C.G., Ciani, A., Müller, S.R., Amirbahman, A., Schwarzenbach, R.P.** (1998): Association of triorganotin compounds with dissolved humic acids. Environ. Sci. & Technol. 32, No. 19, 2976–2983.
- 2506 **Emmenegger, L., King, D.W., Sigg, L., Sulzberger, B.** (1998): Oxidation kinetics of Fe(II) in a eutrophic Swiss lake. Environ. Sci. & Technol. 32, No. 19, 2990–2996.
- 2507 **Müller, B., Wehrli, B., Power, M., van der Meer, J.R.** (1997): Structure and activity of microbial communities in sediments. Chimia 51, No. 12, 878–883.
- 2508 **Pacini, N., Zobrist, J., Ammann, A., Gächter, R.** (1997): Water-quality surveillance of Swiss rivers. Chimia 51, No. 12, 929–934.
- 2509 **Matthäi, C.D., Werthmüller, D., Frutiger, A.** (1998): An update on the quanti-

fication of stream drift. Arch. Hydrobiol. 143, No. 1, 1-19.

2510 Casey, W.H., Ludwig, C., Holmén, B. (1998): Toward understanding the rates of reactions at mineral surfaces. Proc. of the Rome Seminar on Environ. Geochemistry, Castelnuovo di Porto, May 22-26, 1996. Pacini Editore, Ospedaletto, pp. 103-119.

2511 Stamm, C., Flühler, H., Gächter, R., Leuenberger, J., Wunderli, H. (1998): Preferential transport of phosphorus in drained grassland soils. J. Environ. Quality 27, No. 3, 515-522.

2512 Boller, M. (1998) Kupfer: langfristig drohen irreversible Schäden. VGL-Information Nr. 3, 19-21.

2513 Ravatn, R., Studer, S., Springael, D., Zehnder, A.J.B., van der Meer, J.R. (1998): Chromosomal integration, tandem amplification, and deamplification in *Pseudomonas putida* F1 of a 105-kilobase genetic element containing the chlorocatechol degradative genes from *Pseudomonas* sp. strain B13. J. Bacteriol. 180, No. 17, 4360-4369.

2514 Gaspard, S., Vazquez, F., Holliger, C. (1998): Localization and solubilization of the iron(III) reductase of *Geobacter sulfurreducens*. Appl. Environ. Microbiol. 64, No. 9, 3188-3194.

2515 Eisenmann, H., Harms, H., Meckenstock, R., Meyer, E.I., Zehner, A.J.B. (1998): Grazing of a *Tetrahymena* sp. on adhered bacteria in percolated columns monitored by *in situ* hybridization with fluo-

rescent oligonucleotide probes. Appl. Environ. Microbiol. 64, 1264-1269.

2516 van Niel, E.W.J., Appeldoorn, K.J., Zehnder, A.J.B., Kortstee, G.J.J. (1998): Inhibition of anaerobic phosphate release by nitric oxide in activated sludge. Appl. Environ. Microbiol. 64, No. 8, 2925-2930.

2517 Piñar, G., Kovárová, K., Egli, T., Ramos, J.L. (1998): Influence of carbon source on nitrate removal by nitrate-tolerant *Klebsiella oxytoca* CECT 4460 in batch and chemostat cultures. Appl. Environ. Microbiol. 64, No. 8, 2970-2976.

2518 Kovárová, K., Egli, T. (1998): Growth kinetics of suspended microbial cells: from single-substrate-controlled growth to mixed-substrate-kinetics. Microbiol. & molecular Biol. Rev. 62, No. 3, 646-666.

2519 Fesch, C., Haderlein, S. Fesch, C., Haderlein, S.B. (1998): Competitive sorption and multiple-species subsurface transport of nitroaromatic explosives: implications for their mobility at contaminated sites. In: «Groundwater Quality: Remediation and Protection», M. Herbert, K. Kovar (eds.), (IAHS publication; No. 250, Wallingford, pp. 27-34.

2520 Schwarzenbach, R.P., Haderlein, S.B., Müller, S.R., Ulrich, M.M. (1998): Assessing the dynamic behavior of organic contaminants in natural waters. In: «Perspectives in Environmental Chemistry», D.L. Macalady (Ed.), Oxford Univ. Press., Oxford, pp. 138-166.

Publications de l'EAWAG

Stumm, W. (1998): Corrosion of metals in aquatic systems: an introduction. Schriftenreihe der EAWAG Nr. 12, Dübendorf- Zürich, 39 pp., ISBN 3-906484-18-1.

Albrecht, A. (1998): The behavior of nuclear reactor derived metallic radionuclides in the aquatic system of Switzerland. Schriftenreihe der EAWAG Nr. 13, Dübendorf, XVIII + 105 pp., ISBN 3-906484-19-X.

Burckhardt-Gammeter, S., Fankhauser, R., Gujer, W. (1998): Regendaten für die Siedlungshydrologie. Entwicklung eines Regensimulators für die Extrapolation von 1-Minuten Daten für die Anwendung in der Siedlungshydrologie. Schriftenreihe der EAWAG Nr. 14, Dübendorf, III + 52 S. ISBN 3-906484-20-3.

Livres

Publications non distribuées par l'EAWAG (prix en CHF, port en sus)

Lichtensteiger, T. (Hrsg) (1998): Ressourcen im Bau. Aspekte einer nachhaltigen Ressourcenbewirtschaftung im Bauwesen. vdf Hochschulverlag an der ETH Zürich, 138 S., ISBN 3-7281-2638-1, (Fr. 49.-).

Baccini, P. und Oswald, F. (Hrsg.) (1998): Netzstadt; Transdisziplinäre Methoden zum Umbau urbaner Systeme, vdf Hochschulverlag an der ETH Zürich, 300 S., ISBN 3-7281-2627-6, broschiert, (Fr. 58.-).

BULLETIN DE COMMANDE

46 F

Envoyez-moi svp. les

EAWAG NEWS régulièrement en français allemand anglais

Publications suivantes (n°)

M./Mme _____

Nom/Prénom _____

Fonction _____

Entreprise/Organisation _____

Rue _____

Pays, NPA et ville _____

Téléphone _____

Téléfax _____

Remarque

mon adresse a changé (voici l'ancienne)

Date _____



EAWAG
Bibliothèque
CH-8600 Dübendorf
Suisse