

BIBLIOTHEQUE
Eidg. Anstalt für Wasserversorgung,
Abwasserreinigung u. Gewässerschutz
Ueberlandstr. 133 8600 Dübendorf

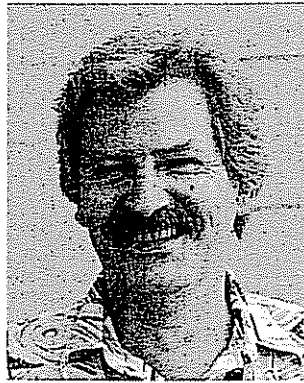
- 2 Les deux faces du phosphore**
Markus Boller
- 3 Interdiction des phosphates dans les lessives**
Edwin Müller
- 6 Remplacement des phosphates dans les produits détergents**
Alfredo C. Alder, Walter Giger et Christian Schaffner
- 9 Interdiction des phosphates: conséquences pour l'épuration des eaux**
Hansruedi Siegrist et Markus Boller
- 12 Eutrophisation des lacs suisses: réjouissante tendance à la baisse**
Bernhard Wehrli, Alfred Wüest, Heinrich Bühner, René Gächter et Jürg Zobrist
- 14 Diminution des phosphates: conséquences pour les écosystèmes aquatiques**
Urs Uehlinger, Hans-Rudolf Bürgi et Rudolf Müller
- 18 Interdiction des phosphates: thèses et antithèses**
Peter Bossard et René Gächter
- 20 Politique environnementale innovatrice et interdiction des phosphates**
Carlo C. Jaeger, Almut Beck et Gregor Dürrenberger
- 23 Coup d'oeil par delà les frontières**
Alexander J.B. Zehnder
- 26 Bilan: Les révélations du phosphore**
Ueli Bundi
- 27 Dix ans d'aération lacustre – Expériences et options**
Alfred Wüest et Bernhard Wehrli
- 29 Communications internes**
Journées portes ouvertes 1997 à l'EAWAG
Formation continue PEAK
- 31 Publications**

ETHICS EAWAG

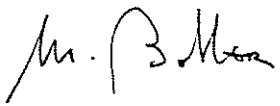


01700003372865

Les deux faces du phosphore



dérables les systèmes d'épuration pour empêcher que les nutriments indésirables ne parviennent dans les eaux. Il s'agit de renforcer les mesures visant non seulement l'élimination du phosphore mais aussi celle de l'azote. Les exigences en la matière montrent bien que les flux de nutriments ne s'arrêtent pas aux frontières nationales mais qu'ils passent par de grands bassins hydrologiques pour aller jusque dans les océans. Du point de vue de la gestion des matières, la problématique des nutriments doit toutefois être considérée dans un cadre nettement plus large. Relativement faibles, les flux de nutriments présents dans les écosystèmes aquatiques, à vrai dire très sensibles, sont corrélés avec d'importantes quantités de matières dans la géosphère et dans l'atmosphère. Les bilans excessifs de nutriments pour les petits comme pour les grands bassins hydrologiques sont le signe d'une gestion insuffisante des matières. Il faut que le comportement de l'homme change et que les flux de substances soient réorientés de manière ciblée. A long terme, il faudra parvenir non seulement à contrôler certains flux de matière comme le phosphore, mais aussi d'autres substances utilisées par l'homme. Janus a souvent été représenté sur les linteaux de porte, regardant dans les deux directions opposées. En matière de phosphore, nos regards vont aujourd'hui également dans deux directions: vers le passé, où nous nous félicitons des succès du contrôle du phosphore dans la gestion des eaux domestiques, et vers l'avenir, où il faudra reconnaître et accepter de nouveaux défis afin de mettre en place des cycles de nutriments et des flux d'eau à petite échelle, susceptibles d'assurer une utilisation durable des ressources précieuses, dont le phosphore.


 Markus Boller
 Chef de la Division Génie de
 l'environnement

Tel Janus, le phosphore présente deux visages différents lorsqu'il se trouve dans l'environnement: celui de la surabondance, et celui de la carence. Alors que les pays industrialisés ont à lutter contre la surabondance de phosphore, les pays en voie de développement en manquent cruellement, à tel point que ce facteur limite la production de denrées alimentaires. D'autant plus paradoxales apparaissent dès lors toutes les activités des pays où le phosphore surabonde: ils en rejettent une partie avec les déchets de la civilisation dans les eaux continentales et océaniques.

Voilà 10 ans que l'interdiction des phosphates dans les lessives a été instaurée. L'EAWAG a profité de cet anniversaire pour reprendre le sujet du phosphore lors de sa journée d'information annuelle. Il a d'abord été question des succès et des insuccès des stratégies suivies jusqu'ici pour corriger l'eutrophisation des eaux en Suisse; l'interdiction des phosphates dans les lessives a été analysée sous l'angle actuel. Parallèlement, il y a aussi eu le désir de rappeler la corrélation mondiale des flux de matières et de fixer de nouvelles échelles de valeurs visant à conserver et à mieux répartir les nutriments dans l'optique d'une utilisation durable de cette matière première vitale qu'est le phosphore. L'impressionnante documentation sur l'évolution positive de l'état de santé des lacs suisses révèle que les mesures techniques prises à cet effet ont été très efficaces et qu'elles le sont toujours. A tort, elle pourrait faire croire que le chapitre de l'eutrophisation est clos. Il n'en reste pas moins qu'il faudra à l'avenir encore fournir des efforts consi-

EAWAG



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

Editeur
 Distribution et ©:
 EAWAG, CH-8600 Dübendorf

Rédaction
 Diana Hornung, EAWAG

Traduction
 Henri Chappuis, Neuchâtel

Révision
 Hubert Joly, Paris

Copyright
 La reproduction d'articles ou d'extraits est autorisée à condition de mentionner expressément «Extrait des EAWAG NEWS 42 F 1997», et d'en informer la rédaction ainsi que les auteurs concernés.

Parution
 Deux fois par année en français, anglais et allemand

Mise en page
 Peter Nadler, 8700 Küsnacht

Impression
 sur papier recyclé 100%

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

ISSN 1420-3928

Page de couverture
 Bactéries ayant fixé des polyphosphates: Des études biochimiques sur la famille *Acinetobacter Johnsonii 210A1* ont permis de mieux comprendre le rôle du polyphosphate comme source d'énergie dans le cadre de la déphosphatation biologique des eaux usées. Prise au microscope électronique, cette reproduction a été réalisée par le Département de microbiologie de l'Université d'agriculture de Wageningen (© Copyright: A.J.B. Zehnder et Département de microbiologie, Université d'agriculture, Wageningen, Hollande).

Edwin Müller

Interdiction des phosphates dans les lessives

Réduction de la pollution des eaux: exemple de mesure prise à la source



Edwin Müller

Office fédéral de l'environnement, des forêts
et du paysage (OFEFP), 3003 Berne

Connus depuis les années cinquante, les effets négatifs des agents présents dans les lessives ont conduit à l'élaboration, dès 1962, d'une législation sur les produits de lavage, de rinçage et de nettoyage. Les premières prescriptions régissant l'emploi des phosphates sont entrées en vigueur en 1977. Les valeurs-limites des phosphates ont été abaissées en plusieurs étapes, d'abord en 1981, puis en 1983. Enfin, l'interdiction des phosphates dans les lessives a permis de réduire d'environ 5000 tonnes par année la charge de phosphore dans les eaux usées. Les substituts du phosphate n'ont pas eu d'effet négatif comparable sur les eaux et le pouvoir détersif des lessives sans phosphate ne laisse rien à désirer.

30 ans de développement pour arriver à une loi

Le calvaire des lacs victimes de l'eutrophisation due au phosphore a commencé dans les années cinquante, c'est-à-dire à l'époque où les réseaux d'égouts ont commencé à se développer, où les lessives

phosphatées sont apparues sur le marché et où l'exploitation agricole des sols s'est intensifiée. La construction d'égouts et de stations d'épuration (STEP) efficaces a été la réponse à la première loi sur la protection des eaux, datant de 1955. Mais à ce moment-là, l'opinion publique ne se préoccupait guère de prendre des mesures à la source pour combattre la pollution des eaux, quand bien même on savait déjà que le phosphore dissous dans les lacs était le premier responsable de la prolifération des algues.

Les phosphates contenus dans les lessives ne sont pas les seuls responsables, mais ils jouent un rôle considérable dans l'eutrophisation des eaux. C'est pourquoi, à l'époque déjà, les esprits critiques avaient dénoncé l'emploi des complexants phosphatés, dont les propriétés détersives sont techniquement idéales. Toutefois, renoncer aux phosphates, voire les interdire ne devait pas être la seule mesure à prendre pour améliorer la santé de nos lacs.

Il a fallu attendre 1961 pour que le problème de la pollution des eaux par les lessives fasse l'objet d'une première intervention parlementaire émanant du Conseiller national Freiburghaus (voir tab. 1). Par la suite, les autorités fédérales se sont efforcées d'élaborer les bases légales qui leur permettraient, le moment venu, d'édicter des prescriptions restrictives sur la teneur en phosphates dans

Tab. 1
30 ans séparent le constat de l'eutrophisation des lacs par les phosphates et leur interdiction.

L'interdiction des phosphates: un long travail législatif	
1950	Constat: eutrophisation des lacs imputable aux phosphates
1961	Postulat du Conseiller national Freiburghaus: le Conseil fédéral doit examiner les mesures à prendre à l'encontre des détergents synthétiques
1962	Le DFI instaure la Commission sur les détergents
1964-1968	Diverses interventions parlementaires à l'encontre des phosphates dans les lessives. Question ordinaire du Conseiller national Martin au Conseil fédéral: quelles sont les dispositions légales prévues à propos des phosphates? Réponse: le remplacement des phosphates n'est pas encore possible
1967	Lettre du DFI aux cantons: introduction de la déphosphatation dans les STEP
1969	Rapport de la Commission sur les détergents: modifications de la loi sur la protection des eaux, mais pas d'interdiction des phosphates
1971	Modification de la loi sur la protection des eaux: prescriptions sur les substances qui parviennent dans l'eau
1972	Le Conseil fédéral édicte des prescriptions sur les constituants des lessives, mais n'instaure pas encore l'interdiction des phosphates
1974	L'industrie des détergents s'engage volontairement à limiter les quantités de phosphates.
1977	Ordonnance sur l'évaluation de la dégradabilité des agents de surface contenus dans les détergents; limitation des teneurs en phosphate
1981-1983	Abaissement progressif des teneurs en phosphate autorisées
1982	Motion du Conseiller national Gerwig demandant l'introduction de l'interdiction des phosphates dans la loi sur la protection des eaux, avec un délai transitoire de 3 ans
1982-1983	Rapport de la Commission fédérale pour la protection des eaux: renoncement aux phosphates dans les lessives
1985	Le Conseil fédéral édicte les dispositions interdisant l'usage des phosphates
1986	Entrée en vigueur de l'interdiction des phosphates au 1er juillet

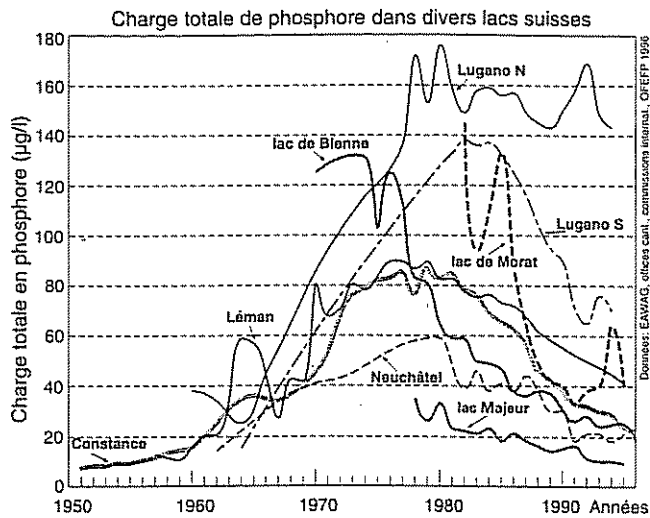


Fig. 1
Grâce à la déphosphatation chimique des eaux usées d'une part, et à l'interdiction des phosphates dans les lessives d'autre part, les concentrations de phosphates dans les lacs ont considérablement baissé.

les produits de lessive. Le Département fédéral de l'intérieur a par conséquent institué une commission sur les détergents, laquelle a proposé d'introduire dans la loi du 16 mars 1955 sur la protection des eaux un article établissant la compétence du Conseil fédéral en la matière. Lors de la révision de ladite loi en 1971, cette proposition a été entièrement retenue. Elle se retrouve, quoique sous une forme quelque peu modifiée, dans la nouvelle révision de la loi en 1991:

«Le Conseil fédéral édicte des prescriptions concernant les substances qui, selon leur mode d'utilisation, peuvent parvenir dans l'eau et qui, en raison de leurs propriétés ou des quantités utilisées, risquent de la polluer ou de nuire au fonctionnement des installations servant à l'évacuation et à l'épuration des eaux» (art. 9, 2e al., lettre c LEaux).

Compatibilité environnementale des substituts du phosphore

Dès les années cinquante, l'industrie des produits détergents a essayé de trouver une solution de rechange aux phosphates. A l'époque, le débat s'est avant tout porté sur les complexants organiques. Dans sa réponse à la *question ordinaire* du Conseiller national Martin, le Conseil fédéral met l'accent sur les expériences négatives faites dans ce domaine:

«Les nouveaux produits de lavage à teneur réduite en phosphates mis en vente à l'étranger ne favorisent plus, il est vrai, la prolifération des algues. En revanche, les composants utilisés pour remplacer les phosphates attaquent les alliages de cuivre (laiton, bronze, etc.), de même que les métaux lourds, sur lesquels ils agissent comme agents de corrosion et de décoloration, provoquant en outre des effets secondaires toxiques. De plus, ces nouveaux

composants augmentent la perméabilité des parois cellulaires. Ils accélèrent ainsi les effets nuisibles des métaux et des combinaisons métalliques sur les microorganismes. On a pu constater de façon évidente, en Suède par exemple, que ces nouveaux composants, en présence de zinc, altèrent les cultures bactériennes dans les boues activées des installations d'épuration des eaux. [...] En conséquence, on ne peut pas encore envisager d'élaborer des prescriptions spéciales visant à restreindre ou à interdire l'utilisation des phosphates pour la fabrication des produits de lavage, de rinçage et de nettoyage.»

Vers le milieu des années septante, le débat s'est alors porté sur les zéolithes et le NTA. Il est rapidement apparu que les premiers ne posent aucun problème tandis que le second a d'emblée suscité une levée de boucliers.

Qualité des détergents: un problème d'efficacité

Dès le milieu des années septante, plusieurs petits producteurs de lessives ont essayé de favoriser l'interdiction des phosphates en produisant des lessives à base de savon et de soude. Ces lessives sans phosphate n'ont toutefois pas eu beaucoup de succès sur le marché, et pour cause: leur pouvoir détersif était insuffisant, ce qui supposait un trop grand effort supplémentaire de lavage.

Le problème de la qualité a également été l'objet d'intenses réflexions dans le cadre d'un groupe de travail [1] mis sur pied en 1982 par la Commission fédérale pour la protection des eaux. A l'époque déjà, l'efficacité du lavage était appréciée en fonction des critères définis dans les normes établies par l'ancien Institut suisse de recherches ménagères (IRM).

Ces normes sont toujours applicables aujourd'hui.

Mesures supplémentaires

Dès lors que, vers les années soixante déjà, l'interdiction d'une utilisation des phosphates menaçait de prendre du temps, et que l'eutrophisation des eaux n'était pas seulement due aux phosphates contenus dans les lessives, le Département fédéral de l'intérieur adressa en date du 19 juin 1967 une recommandation aux gouvernements cantonaux [2]. Selon cette recommandation, les communes riveraines, communes assez importantes et syndicats communaux se trouvant dans le bassin versant d'un lac, devraient équiper leurs stations d'épuration d'une troisième phase de traitement pour la déphosphatation des eaux usées. L'obligation légale d'introduire une phase de déphosphatation dans les stations d'épuration des eaux implantées dans les bassins versants des lacs est intervenue 8 ans plus tard, suite à l'entrée en vigueur de l'ordonnance sur le déversement des eaux usées.

Interdiction des phosphates: conséquences

Parallèlement à la décision d'interdire les phosphates, prise le 3 juillet 1985, l'ancien Office fédéral de l'environnement a été chargé de mettre sur pied un vaste programme d'observation des eaux destiné à mettre en évidence l'évolution des charges en NTA. Il était en effet prévisible que le NTA apparaisse en concentrations mesurables dans les eaux, en dépit de son emploi limité dans les lessives et de sa bonne biodégradabilité.

Si le NTA a d'abord suscité en Suisse un grand scepticisme, celui-ci a depuis largement été dissipé. En effet, la présence de NTA n'a pratiquement pas pu être détectée ni dans l'eau potable, ni dans les eaux souterraines. Il a tout au plus été possible de mettre en évidence des traces de NTA dans les eaux superficielles (voir à ce sujet les résultats des études consacrées à l'évolution du NTA et de l'EDTA sur une période de 10 ans [3]).

L'abandon des phosphates dans les lessives ne constitue qu'une seule des mesu-

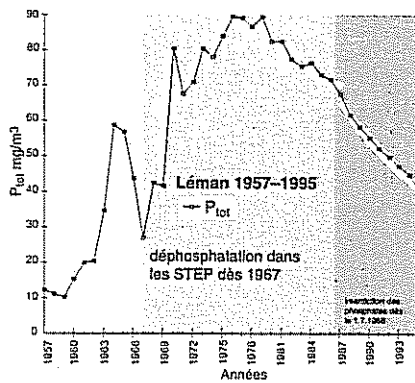


Fig. 2
La déphosphatation des eaux usées est effective dans toutes les STEP du bassin lémanique à partir de 1967. Grâce à cette mesure, la concentration en phosphore dans le lac Léman a commencé de diminuer dès 1976. L'interdiction des phosphates est venue renforcer cette action dès 1986.

res consacrées à la lutte contre l'eutrophication des eaux. On peut toutefois dire que la réduction graduelle de la teneur en phosphates depuis 1981 dans les lessives, aboutissant à l'interdiction des phosphates en 1986, a permis de réduire considérablement la charge en phosphates dans les eaux usées non traitées et que la pollution des eaux a diminué d'autant.

Dans la plupart des lacs (fig. 1) et des grands cours d'eau, la régression des teneurs en phosphore est imputable à deux causes, à savoir l'interdiction des phosphates d'une part, et l'introduction d'une phase supplémentaire de déphosphatation dans les STEP communales d'autre part. Comme l'indique la fig. 2, un net recul de la concentration de phosphore est observable dans le lac Léman dès 1979, soit 6 ans avant la promulgation de l'interdiction des phosphates en

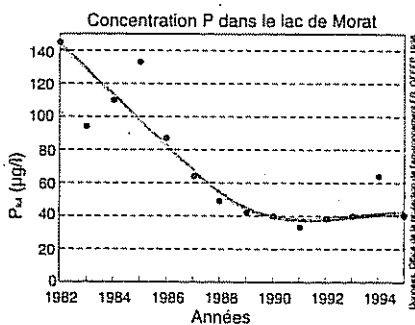


Fig. 3
La régression de la concentration de phosphore observée au début des années quatre-vingts dans le lac de Morat s'est maintenue durant les années nonante grâce à l'interdiction des phosphates en 1986. Globalement, la teneur en phosphore a diminué de moitié durant cette période.

Suisse. Quant au lac de Morat, la diminution de la charge en phosphore correspond pour une large part à l'interdiction des phosphates (fig. 3). De 1985 à 1995, la concentration de phosphore a chuté de quelque 100 µg/l à quelque 40 µg/l.

Pour chaque lac, l'objectif consiste à réduire la production organique de telle sorte que le bilan de l'oxygène dans les eaux lacustres ne soit jamais inférieur à 4 mg O₂/l à toute profondeur, sous réserve d'écart dus à des circonstances naturelles.

En ce qui concerne les cours d'eau, l'exemple du Rhin à Bâle est caractéristique: à partir de 1980, la teneur en phosphore a nettement chuté suite à la mise en service de plusieurs grandes stations d'épuration ainsi qu'à la réduction de la teneur en phosphates dans les lessives (voir fig. 4). La promulgation de l'interdiction des phosphates en 1985 a encore une fois fait chuter les concentrations de phosphore. La persistance de cette évolution après 1990 est imputable à la généralisation de la déphosphatation dans les stations d'épuration de plus de 20'000 équivalents-habitants dans le bassin versant du Rhin en aval des lacs suisses.

La Suisse et l'Europe: une oeuvre de pionnier

En interdisant les phosphates, la Suisse a fait cavalier seul en Europe. En 1988, un échange d'information a eu lieu dans le cadre d'un congrès réunissant un grand nombre d'experts européens.

Les experts suisses en protection des eaux ont tenté de convaincre le reste de l'auditoire de l'efficacité et du succès de l'interdiction des phosphates. Force fut de constater que l'Europe tout entière était encore très réticente à l'égard d'une interdiction des phosphates dans les lessives. Il était prévisible qu'aucun Etat européen ni la Communauté européenne (CE) elle-même ne suivrait l'exemple de la Suisse. Pourtant, les lessives vendues

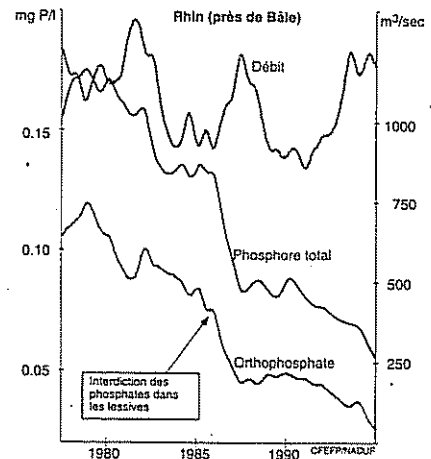


Fig. 4
Suite à l'interdiction des phosphates, les concentrations de phosphore mesurées dans le Rhin, près de Bâle, ont nettement diminué à partir de 1986.

sur le marché européen, surtout en Allemagne et dans les Pays-Bas, sont pour la plupart exemptes de phosphates.

Interdiction des phosphates: un exemple à suivre

Datant de 1985, l'interdiction des phosphates dans les lessives constitue une première dans l'histoire de la législation suisse sur la protection de l'environnement. En effet, il s'agit là de la première mesure prise avec succès pour réduire la pollution des eaux à la source.

Bien que la CE n'ait encore édicté aucune directive analogue jusqu'à ce jour, l'évolution des lessives en Europe a été profondément influencée par l'interdiction des phosphates en Suisse.

En Suisse, l'interdiction des phosphates s'inscrit dans une stratégie à long terme pour lutter contre l'eutrophication des eaux. Elle a sans conteste permis de réduire considérablement la charge en phosphore dans les eaux lacustres.

L'interdiction des phosphates a favorisé l'avènement de nouvelles solutions techniques pour la production des lessives, sans que les consommateurs et les eaux n'en ressentent des effets négatifs. En outre, la qualité des lessives sans phosphate ne le cède en rien aux précédentes lessives:

- [1] OFEFP, 1983: Phosphates dans les lessives. Rapport de la Commission fédérale de la protection des eaux sur la charge des lacs en phosphore et sur les conséquences de l'abandon des phosphates pour l'écologie et pour le lavage du linge. Schriftenreihe Umweltschutz, Nr. 14, Juillet 1983.
- [2] Département fédéral de l'intérieur, 1967: lettre aux gouvernements cantonaux. Question de l'élimination des nutriments pour l'épuration des eaux.
- [3] OFEFP, 1996: NTA dans les eaux. Cahier de l'environnement, No 264.

Alfredo C. Alder, Walter Giger et Christian Schaffner

Remplacement des phosphates dans les produits détergents: vers le pire ou vers l'acceptable?



Alfredo C. Alder

Les produits de lavage et de nettoyage – en un mot: les détergents – sont des produits consommés tant par le public que l'artisanat et l'industrie. Ils sont utilisés en grande quantité pour l'entretien des textiles et des surfaces solides. Leur élimination s'effectue essentiellement via les égouts. En Suisse, la consommation annuelle de détergents a atteint environ 20 kg par personne en 1994. La manière dont ces produits ont évolué illustre bien le passage d'une attitude réactive à une action et à une réflexion préventives [1].

Les détergents contiennent un grand nombre de composés très différents, tant du point de vue de leur composition que de leurs effets, à savoir: les agents tensioactifs (tensides), les agents chélateurs (complexants), les agents de blanchiment et les adjuvants. Du point de vue de la composition des lessives, les complexants représentent une part de 35 à 45% et sont par conséquent l'élément le plus important. Les complexants ont pour fonction principale d'adoucir l'eau, c'est-à-dire de lier les ions de calcium et de magnésium par complexation ou par échange d'ions. Ils ont en outre pour fonction d'inhiber l'accumulation des sels de calcium (grâce à l'effet de seuil). Les complexants ont pour fonction: a) d'assurer l'effet des agents tensioactifs (tensides), b) d'inhiber les dépôts calcaires dans les tissus et c) de renforcer l'efficacité du lavage (dissolution de la saleté).

Introduit dans les années quarante, le triphosphate (également appelé tripolyphosphate ou phosphate) s'est révélé être le complexant idéal du point de vue chimique. Mais les propriétés eutrophisantes du phosphate et son impact écologique sur les eaux ont amené de nombreux pays industrialisés à réduire la teneur en phosphate autorisée, voire à interdire totalement l'utilisation du phosphate dans les produits détergents. On observe au niveau international une généralisation croissante des lessives sans phosphate. Il n'y a pas de succédané qui remplisse à lui seul toutes les fonctions du phosphate. Celui-ci est donc remplacé par une combinaison de différents agents

substitutifs (fig. 1, tab. 1). Etant donné que le sujet a déjà été abondamment traité ailleurs [2], nous étudierons ici seulement les complexants et groupes de complexants utilisés dans les lessives peu phosphatées ou exemptes de phosphate. Lorsqu'une substance comme le phosphate est remplacée par un système complexant, on peut craindre d'avoir changé un cheval borgne contre un aveugle, c'est-à-dire d'avoir substitué à une substance problématique un complexe chimique encore plus problématique.

Les zéolithes

Les complexants de substitution les plus utilisés depuis plus d'une décennie sont les zéolithes produites par synthèse. Les zéolithes sont des formes particulières de silicates de sodium et d'aluminium d'origine naturelle ou synthétique de forme générale $\text{Na}_2\text{O} \times \text{Al}_2\text{O}_3 \times a\text{SiO}_2 \times b\text{H}_2\text{O}$. La zéolithe A se distingue par une structure cristalline définie et par la taille moyenne de ses particules, de l'ordre de 2.5 à 3.5 μm .

La zéolithe A contenue dans les détergents a pour effet principal d'adoucir l'eau. Elle met en jeu une réaction d'échange ionique entre les ions de sodium présents dans l'eau interstitielle

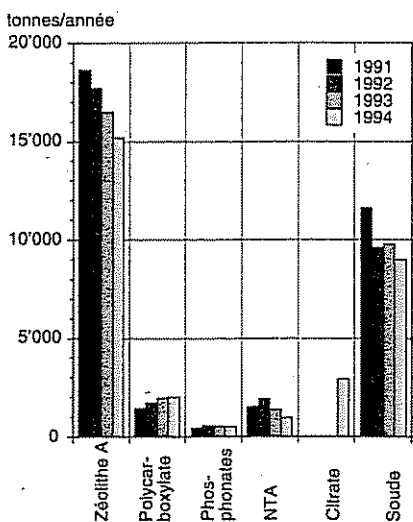


Fig. 1
Quantités de complexants utilisées entre 1991 et 1994 pour la production des détergents domestiques et industriels, selon les données de l'Association de l'Industrie Suisse des savons et des détergents (ISD).

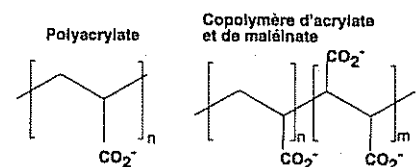


Fig. 2
Structures chimiques des polycarboxylates.

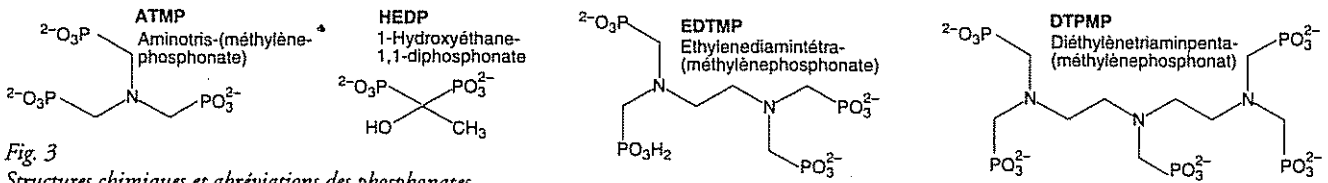


Fig. 3

Structures chimiques et abréviations des phosphonates.

et les ions de calcium et de magnésium présents dans les eaux de lavage. Elle se prête en outre fort bien au transport de substances liquides telles que les tensides. L'utilisation d'un agent de transport tel que la zéolithe A est indispensable dans les poudres à lessive. En développant des produits de lessive compacts à base de zéolithe, l'industrie des détergents a posé un jalon capital. A l'heure actuelle, les produits de lessive compacts produits en Europe sont presque tous fondés sur l'action de la zéolithe A. La production de produits de lessive compacts à base de phosphore serait beaucoup plus problématique, de sorte qu'une réintroduction du phosphate dans les lessives n'irait pas sans grandes difficultés.

Du point de vue de la composition des lessives, la teneur en zéolithe A varie entre 15 à 25%. En outre, il faut tenir compte du fait que la zéolithe A est combinée avec un agent complexant auxiliaire. En effet, la présence de polycarboxylates ou de phosphonates améliore la capacité d'échange ionique de la zéolithe A.

Au stade de l'épuration, la zéolithe A, qui est une fine poudre insoluble, est éliminée à 95% avec les boues d'épuration lors du traitement mécanique et biologique des eaux usées. En Suisse, la zéolithe A entraîne une augmentation supplémentaire des boues d'épuration correspondant à environ 15'000 tonnes de boues sèches par année [3]. La zéolithe A ainsi que la nouvelle zéolithe P qui parviennent dans l'environnement subissent une lente dégradation hydrolytique dont les métabolites sont l'oxyde d'aluminium et le silicate d'aluminium. D'utilisation récente, les phyllosilicates sont des complexants efficaces, partiellement dissolubles, dont l'utilisation devrait toutefois restée limitée au-delà de 60 °C du fait de leur instabilité.

Les polycarboxylates

Les polycarboxylates sont des polymères linéaires solubles dans l'eau se distinguant par leurs nombreux groupes carboxylates (fig. 2). La haute densité de charge et la longueur des chaînes polymère-

res définissent les propriétés physiques et chimiques de cette classe de substances. Les polycarboxylates utilisés dans les détergents apparaissent sous forme de polyacrylate ou de copolymères d'acrylate et de maléinate et ont une masse moléculaire moyenne d'environ 70'000 unités de masse atomique.

Les polycarboxylates sont essentiellement utilisés pour leur effet de seuil, c'est-à-dire qu'ils ont, en très petite quantité, un effet dispersant empêchant les dépôts de sels difficilement solubles sur les textiles. A l'inverse des agents complexants, les agents dispersants tels que les polycarboxylates sont utilisés à des doses substoechiométriques. Ainsi, une proportion de 2 à 6% en poids suffit en présence d'autres complexants dans le produit de lessive. Dans le cas de fort excédent d'ions de calcium libres, il y a formation de polycarboxylate de calcium, lequel est difficilement soluble. Cette réaction inhibe l'effet dispersant des polycarboxylates. L'adoucissement des eaux de lessive, par exemple grâce à la zéolithe A ou à un autre complexant, est une condition préalable *sine qua non* pour que les polycarboxylates puissent remplir correctement leur fonction dispersante.

Dans les eaux usées, les polycarboxylates sont précipités sous forme de polycarboxylate de calcium insoluble du fait de l'excédent de calcium. Dans l'ensemble, les études menées jusqu'à présent n'ont révélé aucun effet préjudiciable sur le traitement des eaux usées. En cas d'usage agricole des boues d'épuration, il faut escompter une très forte adsorption dans le sol, surtout dans le cas des composés à haut poids moléculaire.

Du point de vue de leur impact sur l'environnement, les polycarboxylates –

tout comme les phosphonates, qui seront traités ci-dessous – présentent trois inconvénients de taille: premièrement, leur dégradation biologique est insuffisante au niveau de l'épuration des eaux; deuxièmement, ils s'accumulent dans les boues d'épuration et, troisièmement, nous ne disposons pas de méthodes analytiques efficaces pour surveiller le comportement de ces composés dans l'environnement. La mise en évidence des polycarboxylates dans l'environnement est très ardue, voire impossible du fait de la complexité structurelle de cette classe de substances.

Les phosphonates

Les phosphonates, c'est-à-dire les sels d'acide phosphonique organique, se caractérisent par la présence de plusieurs radicaux PO₂⁻³ par molécule. En hydrotechnologie, les phosphonates sont utilisés en grandes quantités depuis des décennies pour éviter les dépôts de calcaire dans les circuits de refroidissement et dans les chaudières à vapeur. Dans les lessives, les phosphonates en général utilisés sont au nombre de quatre (fig. 3).

Les phosphonates présents dans les détergents ont un double effet. Ils empêchent d'une part les dépôts calcaires sur les textiles et servent d'autre part à stabiliser l'agent de blanchiment pendant l'entreposage et l'utilisation des lessives. Etant donné l'effet de seuil engendré par les phosphonates, c'est-à-dire leur efficacité optimale à une concentration très basse, ils sont dosés à raison de 0.2 à 0.5 unité de poids en combinaison avec d'autres complexants dans les lessives.

Etant donné la mauvaise dégradation des phosphonates tant en condition aérobie qu'anaérobie, l'épuration mécanique et biologique des eaux usées ne les éli-

Complexants	Action chimique	Fonction hydrotechnique
zéolithe A, zéolithe P, phyllosilicates	Échange d'ions	adoucissement de l'eau
nitrilotriacétate (NTA), citrate	complexants	adoucissement de l'eau
polycarboxylates, phosphonates	effet de seuil	anti-précipitation

Tab. 1

Complexants utilisés en lieu et place des phosphates dans les détergents.

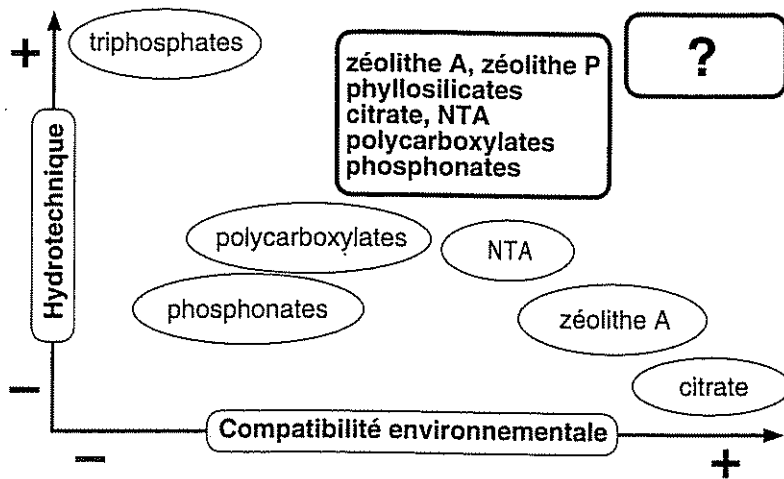


Fig. 4
Répartition des complexants utilisés dans les détergents en fonction de leurs propriétés hydrotechniques et de leur comportement environnemental

mine que partiellement [4]. Malgré leur excellente solubilité, les phosphonates présentent de fortes affinités avec la phase minérale des sédiments du fait de leurs propriétés complexantes. Il convient de souligner que les phosphonates se distinguent entre eux par des comportements complexants très différents. En conséquence, il faut étudier chaque phosphonate en particulier pour pouvoir apprécier son impact sur l'environnement.

Le nitrilotriacétate (NTA)

L'action adoucissante du NTA est due à son effet complexant sur les ions de calcium et de magnésium. En Suisse, le NTA et l'EDTA, substance voisine, ont d'ores et déjà fait l'objet de recherches exhaustives [5, 6]. La bonne dégradabilité du NTA a notamment été démontrée de manière détaillée. L'interdiction des phosphates et le remplacement partiel des phosphates par le NTA dans les lessives n'a pas engendré d'augmentation des concentrations de NTA dans les eaux. Grâce au développement de méthodes analytiques spécifiques, il est possible de quantifier la présence de ces composés dans l'environnement et de mener des campagnes de contrôle continu ainsi que d'analyser les processus en cours *in situ*.

Le citrate

A l'instar du NTA, le citrate adoucit l'eau en complexant les anions responsables de la dureté de l'eau. L'impact environnemental du citrate est très limité, étant donné que le citrate est largement répandu dans la nature et qu'il est rapidement biodégradé. De ce point de vue, le citrate est un excellent substituant du phosphate. En revanche, il a pour désavantage de perdre son pouvoir complexant

au-dessus de 60 °C. Selon les produits de lessive, la proportion de citrate varie entre 0 et 10% en poids.

La consommation de complexants en Suisse

La fig. 1 (voir page 6) indique la consommation de complexants et de complexants auxiliaires en Suisse entre 1991 et 1994. La consommation de zéolithe A a atteint 15'000 tonnes en 1994. Le recul de 20% par rapport à 1991 s'explique par la baisse des températures de lavage, laquelle permet d'utiliser plus de citrate. La zéolithe A demeure un élément important dans la composition des lessives, mais devrait encore voir sa proportion diminuer du fait de son utilisation conjuguée avec la zéolithe P et de nouveaux silicates. Environ 2000 t de polycarboxylates et 500 t de phosphonates ont été utilisées en 1994. Pour les premiers, la tendance est à la hausse, tandis que pour les seconds, elle est stable. La consommation de NTA durant la même année a été de 1000 tonnes. Etant donné l'harmonisation européenne, on peut s'attendre à ce que le recours au NTA comme substitut du phosphate diminue encore. Au nombre des complexants figure également la soude (carbonate de sodium). Ce complexant auxiliaire a pour effet d'élever le pH des eaux de lessive.

Impact environnemental et hydrotechnologie

La fig. 4 montre la répartition des succédanés du phosphate en fonction de leur impact environnemental et de leurs propriétés détersives. Le triphosphate s'est révélé très pratique à l'emploi, mais pose

de graves problèmes du point de vue environnemental. A l'inverse, le citrate est une substance très supportable pour l'environnement, mais qui perd de son efficacité au-dessus de 60 °C. Comme nous l'avons vu plus haut, les polycarboxylates et les phosphonates présentent quelques désavantages du point de vue environnemental. Les polycarboxylates sont néanmoins des substances plus proches de la nature et peuvent être mieux acceptées à ce titre que les phosphonates. Ceux-ci donnent lieu à une appréciation négative du fait de leur comportement complexant.

Les systèmes de complexants actuellement en usage sont très efficaces du point de vue hydrotechnologique. Toutefois, aucun système ne présente des caractéristiques idéales quant à son impact environnemental. En résumé, on retiendra que le phosphate présent dans les détergents a été remplacé par des composés dont l'impact environnemental peut être considéré comme tout juste acceptable en l'état actuel des connaissances, nonobstant les désavantages reconnus et les lacunes subsistant en la matière.

- [1] Giger W., A.C. Alder, P. Fernández und E. Molnar, (1994): Lessives et détergents: de l'écologie réactive à l'écologie préventive. EAWAG news 36F 26-29.
- [2] Giger W. and T. Conrad, (1985): Phosphatersatzstoffe in Waschmitteln und ihre aquatische Umweltverträglichkeit. In: Wasser Berlin '85, 362-377. Wissenschaftsverlag Spiess, Berlin.
- [3] Siegrist H.R. und M. Boller, (1996): Interdiction des phosphates: conséquences pour l'épuration des eaux. EAWAG news 42F 9-11.
- [4] Gledhill W.E. and T. Feijtel, (1992): Environmental Properties and Safety Assessment of Organic Phosphonates used for Detergents and Water Treatment Applications. In: Detergents, eds. de Oude N.T., 3, Part F: Anthropogenic Compounds, 261-285. Springer-Verlag, Berlin.
- [5] Giger W., C. Schaffner, F.G. Kari, H. Ponusz, P. Reichert und O. Wanner, (1991): Présence et comportement du NTA et de l'EDTA dans les rivières suisses, Nouvelles de l'EAWAG 32F, 27-31.
Giger W., (1995): Substances-traces dans l'environnement - De l'analyse environnementale aux études pratiques de chimodynamique, EAWAG news 40F 3-7.
- [6] Houriet J.-P., (1996): NTA dans les eaux.
(a) Cahier de l'environnement No 264,
(b) Documents Environment No 54, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Hansruedi Siegrist et Markus Boller

Interdiction des phosphates: conséquences pour l'épuration des eaux



Hansruedi Siegrist

Eaux usées non traitées	1980 g P E ⁻¹ a ⁻¹	1994 g P E ⁻¹ a ⁻¹
urine	450	450
fèces	200	200
ordures ménagères	100	100
lessives	750	50
autres détergents	170	110
lessivage des zones urbaines	50	50
Total	1720	960

Tab. 1
Charges brutes de phosphore par habitant dans les eaux usées non traitées: ventilation en fonction de la provenance [1, 2, 3, 4].

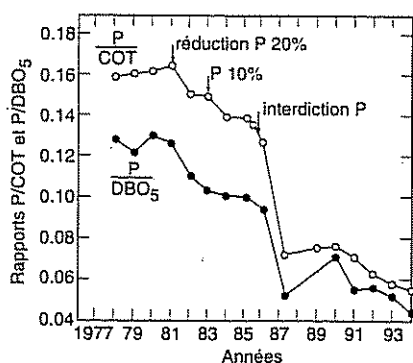


Fig. 1
Evolution des rapports P/COT et P/DBO dans les eaux usées précécantées de la STEP Glatt de la ville de Zurich entre 1978 et 1994. La précipitation simultanée a été introduite en 1990. La reconduction des boues excédentaires riches en fer dans le décanteur primaire a permis de renforcer la diminution de la charge en phosphore dans l'effluent primaire.

La charge en phosphate dans les eaux usées non traitées a pu être réduite de plus de 50% suite à l'interdiction de ces substances. Quelles en sont les conséquences pour l'évacuation des eaux domestiques et pour l'exploitation des stations d'épuration? La déphosphatation biologique peut-elle contribuer à réduire l'utilisation des précipitants? Quelle est la relation entre, d'une part, les flux de phosphore dans les eaux résiduaires et, d'autre part, le bilan du phosphore en Suisse ainsi que l'apport de phosphore vers les pays limitrophes?

Evolution qualitative des eaux usées

Les phosphates présents dans les lessives sont pour la plupart des polyphosphates solubles. Outre une substantielle réduction des charges en phosphore, l'interdiction des phosphates a également eu pour conséquence de renforcer l'importance de la phase particulaire. Aujourd'hui, les détergents pour lave-vaisselle sont pratiquement les seuls produits contenant encore des polyphosphates. Environ 2% de la charge en phosphore proviennent des phosphonates non dégradables présents dans les produits de lessive et de nettoyage [1].

La charge de phosphore provenant des fèces et des ordures ménagères se présente sous forme particulaire et organiquement liée. La quasi-totalité des orthophosphates provient de l'urine (tab. 1).

Par rapport à 1980, la charge en phosphore dissous a diminué de plus de 50% et représente actuellement environ 70 à 80% de la charge totale en phosphore dans les eaux usées après décantation primaire. Les 15 dernières années, la séparation d'eaux parasites a conduit à une concentration accrue des eaux usées. C'est pourquoi nous avons choisi le rapport P/COT comme indicateur pour mettre en évidence la diminution de la charge en phosphore.

En admettant que les charges de carbone soient restées à peu près constantes, la diminution du rapport P/C dans les eaux usées après décantation primaire est supérieure à 50% par rapport à 1980. On peut clairement démontrer que ce recul est le résultat de la réduction progressive

de la teneur en phosphate dans les lessives en 1981, puis en 1983, ainsi que de l'interdiction des phosphates en 1986 (fig. 1).

Conséquences pour l'épuration des eaux

Stations d'épuration classiques

Dans les stations d'épuration (STEP) classiques ne comportant que deux phases de traitement, la première mécanique, la seconde biologique, une partie du phosphore particulaire fixé (soit 10 à 20% de la charge initiale dans les eaux usées non traitées) est éliminée durant l'épuration mécanique. L'élimination du phosphore durant l'épuration biologique dépend de la production de la biomasse et de la consommation de phosphore par les micro-organismes. Etant donné que la production de boues dépend principalement de la teneur en matières organiques, le pourcentage de phosphore éliminé est fonction du rapport P/COT dans les eaux précécantées. Lorsque les eaux usées sont uniquement d'origine domestique, le degré d'efficacité de l'incorporation du phosphore dans les boues activées atteint 30 à 50% de la teneur en phosphore dans les eaux précécantées (contre 15 à 20% avant l'interdiction des phosphates). Compte tenu du traitement mécanique, on peut dire qu'aujourd'hui, la charge de phosphore présente dans les eaux usées non traitées peut être éliminée à raison de 50, voire 60% – en l'absence de toute phase de précipitation.

Les résultats d'études quantitatives antérieures qu'actuelles démontrent que, grâce à l'interdiction des phosphates

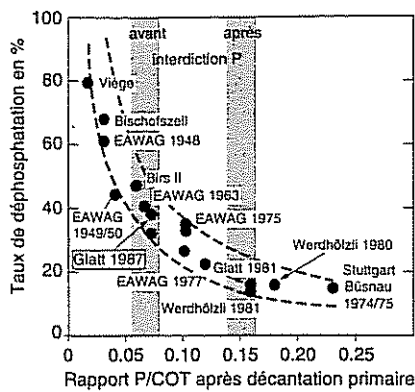


Fig. 2 Grâce à l'interdiction des phosphates, l'élimination du phosphore par incorporation dans la biomasse est revenue au niveau qu'elle avait avant l'introduction des polyphosphates dans les lessives.

dans les lessives, la situation a été ramenée à un niveau analogue à celui qui avait été enregistré vers 1960 (fig. 2). Dans les bassins versants situés en aval des lacs, non soumis à l'obligation d'introduire une phase de traitement chimique, la charge en phosphore dans les eaux naturelles a diminué d'environ 60% suite à l'interdiction des phosphates.

Conséquences pour la précipitation chimique du phosphore et la phase de floculation-filtration

Grâce à l'interdiction des phosphates, la teneur en phosphore dans les effluents est nettement inférieure en dépit d'une réduction de 50% des agents précipitants. Cette situation est imputable à plusieurs facteurs:

- la concentration résiduelle de phosphore à précipiter a baissé d'environ 60%;
- la proportion de polyphosphates non précipitables a fortement diminué;

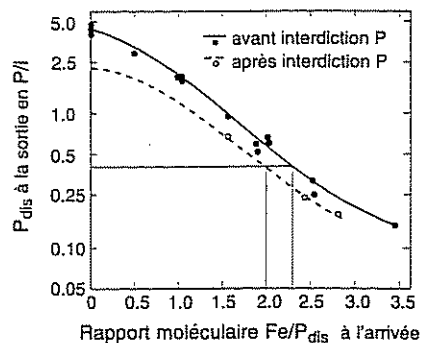


Fig. 3 Le rapport Fe/P_{dis} dans la phase de précipitation des STEP et son impact sur la concentration résiduelle disponible de phosphore dissous à la sortie du décanteur secondaire.

	1980 (taux de raccordement 70%)			1994 (taux de raccordement 92%)		
	débit mio. m ³ a ⁻¹	concentration g P m ⁻³	charges en P t P a ⁻¹	débit mio. m ³ a ⁻¹	concentration g P m ⁻³	charges en P t P a ⁻¹
épuración mécano-biologique	800	3.4	2710	400	1.6	640
avec précipitation chimique du P	900	0.8	720	1200	0.6	720
avec floculation-filtration	-	-	-	180	0.2	40
apports diffus	50	4.0	200	20	2.6	50
déversoirs d'orage	250	3.5	870	250	1.8	450
Total eaux usées	2000		4500	2050		1900

Tab. 2 Comparaison au niveau suisse des charges nettes de phosphore provenant des eaux épurées (y compris les déversoirs d'orage) entre 1980 et 1994. Il faut y ajouter environ 1900 t P a⁻¹ provenant de sources agricoles diffuses.

• la teneur en phosphore dans les boues activées provenant du bassin de précipitation, c'est-à-dire la teneur en phosphore particulière dans l'effluent de la phase de traitement biologique, s'est réduite d'environ 40%.

Auparavant, il fallait un rapport de Fe/P_{dis} > 2.3 pour obtenir des teneurs < 1 g P_{tot} m⁻³ (soit < 0.4 g P_{dis} m⁻³, la phase particulière se situant entre 0.5 et 0.6 g P m⁻³) dans les effluents. Aujourd'hui, on obtient des concentrations proches de 0.4 g P_{dis} m⁻³ (la phase particulière se situant entre 0.2 et 0.3 g P m⁻³) avec un rapport Fe/P_{dis} = 2 dans les effluents (fig. 3).

Dans le cas des STEP équipées d'une phase de floculation-filtration permettant une élimination du phosphore encore meilleure, il va de soi que l'effet induit par l'interdiction des phosphates est moindre, étant donné le haut degré d'élimination du phosphore déjà atteint auparavant. Ainsi, la STEP de Hochdorf, qui a fait l'objet du suivi le plus régulier et le plus long qui soit, a vu la concentration résiduelle de phosphore diminuer au sortir de la floculation-filtration d'environ 0.05 pour atteindre 0.1 g P m⁻³ après 1986.

Amélioration de l'élimination biologique du phosphore

Parallèlement à l'introduction d'une phase préalable de dénitrification en fonction durant toute l'année, il faudrait étudier dans quelle mesure la précipitation chimique du phosphate pourrait être partiellement remplacée par une élimination plus poussée du phosphore au stade biologique dans le but de réduire la consommation d'agents précipitants et la quantité de boues d'épuration produites. En combinant les phases anaérobie,

anoxique et aérobie, il est possible d'enrichir les boues activées de bactéries capables d'emmagasiner les polyphosphates [5]. Ces organismes servent de substrat et ont l'avantage de pouvoir survivre dans un environnement empêchant les autres bactéries de se développer. Celles-ci, incapables de servir de substrat, sont en revanche en mesure de consommer les substrats faciles à dégrader pour autant qu'un accepteur (oxygène ou nitrate) soit à disposition. Selon la dureté de l'eau, une partie du phosphate est précipité sous forme de «phosphate de calcium» du fait des concentrations très élevées de phosphate dans le bassin anaérobie. Dans le cas des eaux usées de Zurich par exemple, la proportion de phosphate ainsi précipité correspond à environ 50% de la teneur en polyphosphates dans les boues excédentaires [6].

Etant donné le rapport DCO:N:P de 60:6:1 que l'on trouve généralement dans les eaux usées domestiques en Suisse, il est possible de retenir la plus grande partie du phosphore dissous en améliorant l'élimination biologique du phosphore. Toutefois, les rejets d'eaux épurées sont soumis en Suisse à des prescriptions sévères, de sorte que, dans la plupart des cas, une précipitation du phosphore résiduel s'impose, afin de pallier les phases durant lesquelles le substrat n'est pas disponible en quantités suffisantes. En outre, la précipitation du phosphore résiduel avec du fer dans la phase d'activation des boues permettrait de fixer l'hydrogène sulfuré se formant durant la fermentation de boues, ce qui réduirait les problèmes de corrosion qui se posent au niveau de la mise en valeur du biogaz.

Avant l'interdiction des phosphates, l'amélioration de l'élimination biolo-

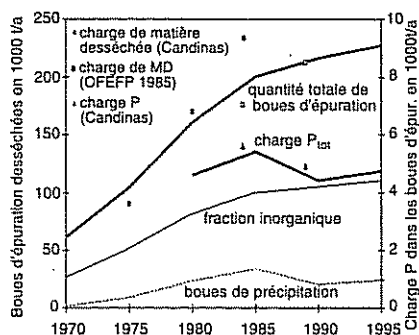


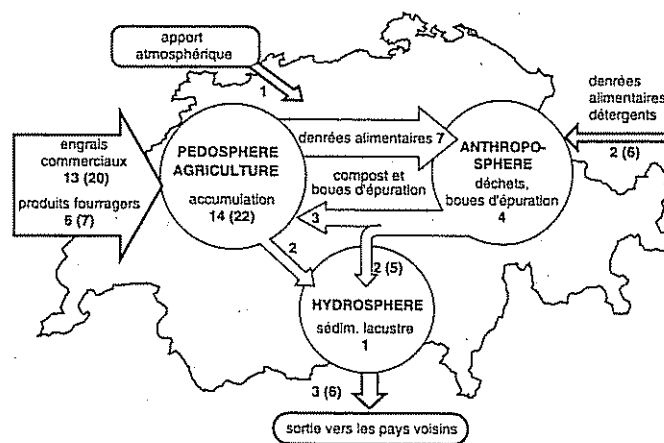
Fig. 4
Volume des boues d'épuration et charge totale en phosphore dans les boues d'épuration en Suisse.

gique du phosphore n'était pas très judicieuse, étant donné qu'il aurait fallu parallèlement augmenter la précipitation du phosphore résiduel, ce qui perturberait le stockage des polyphosphates. Étant donné que l'élimination biologique du phosphore permet de diminuer la quantité des boues de précipitation, l'introduction de l'élimination biologique du phosphore ne devrait pas nécessiter d'agrandissement des bassins pour autant que les stations d'épuration avec phase de dénitrification aient été dimensionnées de manière suffisamment généreuse. Le volume du bassin anaérobie est légèrement agrandi au détriment du bassin aéré. Lorsque la STEP est équipée pour l'élimination biologique du phosphore, l'épaississement conjoint des boues primaires et des boues secondaires dans le décanteur primaire et l'épaississeur provoque une redissolution partielle du polyphosphate fixé. Cette charge de phosphore revient au début du processus d'épuration via la reconduction du liquide surnageant [6]. Il peut donc s'avérer utile de prévoir une dessiccation séparée des boues excédentaires.

Charge en phosphore dans les boues d'épuration

Suite à l'interdiction des phosphates, la concentration en phosphore dans les boues d'épuration a passé en moyenne de 32 à 23 g P g⁻¹ BD (BD = boues déshydratées) entre 1984 et 1989 [7]. Dans les stations pourvues d'une précipitation simultanée, elle a passé de 40 à 27 g P g⁻¹ BD. Durant la même période toutefois, la quantité de boues d'épuration a augmenté tout comme le nombre de STEP équipées d'une phase de précipitation simultanée ainsi que d'une phase de floculation-filtration, de sorte que la

Fig. 5
Bilan du phosphore en Suisse en 1994 (flux chiffrés en milliers de t P a⁻¹). Les chiffres entre parenthèses se rapportent à l'année 1983, soit avant l'interdiction des phosphates.



charge de phosphore mesurée en 1994 est de nouveau presque aussi élevée qu'en 1980 (fig. 4). La quantité spécifique de boues d'épuration par habitant n'a que faiblement baissé, parce que les phosphates ont été remplacés par les zéolithes qui représentent 6% de la phase solide des boues digérées.

Bilan du phosphore en Suisse

Apport des eaux usées domestiques

Entre 1980 et 1994, l'interdiction des phosphates et l'intensification de l'épuration des eaux usées ont permis de retenir 2600 t P a⁻¹, dont 1500 t uniquement grâce à la précipitation chimique (voir tab. 2). L'introduction de la précipitation du phosphore dans toutes les STEP permettrait de retenir en 400 t a⁻¹ supplémentaires.

La charge totale de phosphore dans les boues d'épuration est d'environ 5000 t a⁻¹. Sans l'interdiction des phosphates, la charge en phosphore dans les eaux naturelles grimperait à nouveau au-dessus des 2300 t a⁻¹, tandis que la charge en phosphore dans les boues d'épuration atteindrait non moins de 9000 t a⁻¹.

Comparaison avec le bilan du phosphore en Suisse

Le bilan du phosphore en Suisse a été calculé sur la base des études disponibles [1, 9, 10, 11, 12] (fig. 5). La charge brute dans les eaux usées (env. 7000 t a⁻¹), dans le compost et les déchets correspond approximativement à la quantité de phosphore consommée via la nourriture et les détergents (env. 9000 t a⁻¹). Les charges de phosphore parvenant dans les eaux naturelles et dans les boues d'épuration correspondent respectivement à environ 2000 t a⁻¹ et 5000 t a⁻¹.

La charge de phosphore parvenant de manière diffuse dans les eaux naturelles par le biais de l'exploitation agricole représente environ 2000 t a⁻¹, ce qui correspond environ à la charge provenant des eaux usées. Compte tenu de la sédimentation du phosphore dans les lacs, la charge de phosphore exportée par les eaux naturelles a passé de 6000 à environ 3000 t P a⁻¹.

Les agriculteurs ayant moins utilisé d'engrais commerciaux, l'accumulation de phosphore dans les sols agricoles a été ramenée à 14'000 t a⁻¹. L'apport de phosphore demeure néanmoins deux fois trop élevé par rapport à la charge de phosphore nécessaire. La charge de phosphore contenue dans les boues d'épuration recyclées comme engrais, ajoutée à celle des fourrages importés, suffirait à couvrir les besoins de l'agriculture. Cet apport de phosphore est transmis via les denrées alimentaires et par le biais du lessivage des sols. Si l'interdiction des phosphates n'existait pas, de précieuses ressources de phosphore seraient en plus perdues du fait de l'incinération et de la mise à la décharge des boues d'épuration.

Conclusion

Tant l'interdiction des phosphates que l'amélioration de l'épuration des eaux usées ont permis de réduire la charge globale de phosphore provenant des eaux usées domestiques (eaux épurées, déversoirs d'orage et sources diffuses). Cette charge globale a diminué de 60% durant ces quinze dernières années et se situe actuellement aux environs de 2000 t P a⁻¹. La charge de phosphore parvenant dans les eaux naturelles du fait

Suite à la page 17, en bas →

Bernhard Wehrli, Alfred Wüest, Heinrich Bühner, René Gächter et Jürg Zobrist

Eutrophisation des lacs suisses: réjouissante tendance à la baisse



Bernhard Wehrli

L'eutrophisation des lacs a-t-elle diminué suite à l'interdiction des phosphates ou au perfectionnement des stations d'épuration? Une simple modélisation des bilans permet de répondre à cette question. Le remplacement des phosphates dans les lessives a accéléré l'assainissement des lacs. Parallèlement à cette interdiction, les STEP ont été équipées d'une phase de précipitation du phosphate. Grâce à l'effet conjugué de ces deux mesures, l'apport en phosphore parvenant dans le Léman et le lac de Zurich a baissé respectivement de 50 et de 60%.

Entre 1950 et 1970, la conscience politique suisse a été profondément marquée par les courbes de croissance exponentielles. Qu'il s'agisse de la longueur du réseau autoroutier, du nombre des logements, des machines à laver ou des passagers dans les aéroports, tout s'accélérait d'année en année. Or, la concentration du phosphore dans les lacs a suivi le mouvement. L'impact négatif de cette évolution s'est rapidement manifesté de manière assez radicale. La collectivité a alors réagi en s'engageant toujours plus en faveur des lacs suisses. Dans le but de corriger l'eutrophisation des lacs, la Suisse a mis en place un train de mesures unique au monde: introduction d'une phase de précipitation des phosphates dans les stations d'épuration, interdiction des phosphates dans les lessives, mesures dans le domaine agricole et, dans quelques cas difficiles, aération lacustre.

Afin d'évaluer l'efficacité de ces diverses mesures, nous analyserons l'évolution des teneurs en phosphore dans les lacs en se basant sur un modèle mono-ensemble (fig. 1). La charge de phosphore dans un lac diminue lorsque les apports provenant des affluents et de l'atmosphère sont plus petits que la somme des sorties de phosphore via les effluents et la sédimentation nette. Modification de la teneur en phosphore = apport-sortie-sédimentation nette, soit: $\Delta P/\Delta t = P_{\text{apport}} - P_{\text{sortie}} - S$.

L'évolution de la teneur en phosphore P est facile à définir pour la plupart des lacs, étant donné que la concentration de phosphore a été mesurée plusieurs fois par année. La sortie de phosphore est définie par la concentration de phosphore à la surface du lac et le débit des

effluents. Ces deux paramètres sont également connus avec une assez grande précision. Sur la base d'observations recueillies durant de longues années, il est possible de dégager le rapport b entre la concentration moyenne de phosphore dans les effluents et la concentration moyenne de phosphore dans le lac. Par extrapolation, on peut prévoir quelle sera la sortie de phosphore lorsque la teneur en phosphore diminue dans le lac, soit: $P_{\text{sortie}} = \beta/\tau \cdot P$.

La sortie annuelle de phosphore est d'autant plus grande que le séjour de l'eau τ dans le lac est bref. L'eau met par exemple 1.2 année pour traverser le lac de Zurich, de sorte qu'une grande partie du phosphore présent dans le lac est emporté par la Limmat. La sédimentation nette peut être postulée de manière analogue, soit: $S = \sigma \cdot P$.

De même, la sédimentation nette diminuera si la concentration de phosphore dans le lac diminue. Toutefois, cette relation n'est vraie que si la croissance des algues décroît et que la sédimentation de la biomasse diminue en conséquence. De manière générale, les mesures fiables quant à la sédimentation nette dans les lacs suisses sont encore trop peu nombreuses. En admettant que les deux sorties de phosphore – par les effluents et par la sédimentation nette – varient linéairement par rapport à la concentration de phosphore, on peut également pronostiquer l'évolution future, soit: $\Delta P/\Delta t = P_{\text{apport}} - (\beta/\tau + \sigma) \cdot P$.

Si les apports ne varient pas, un équilibre stable s'instaure ($\Delta P/\Delta t = 0$), pour lequel la charge de phosphore est définie par: $P_{\text{stable}} = P_{\text{apport}}/(\beta/\tau + \sigma)$.

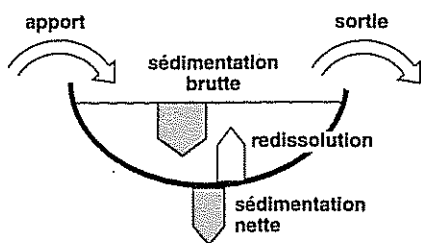


Fig. 1
Modèle mono-ensemble pour le calcul du bilan du phosphore dans les lacs. Les flèches hachurées représentent les flux de phosphore particulaire.

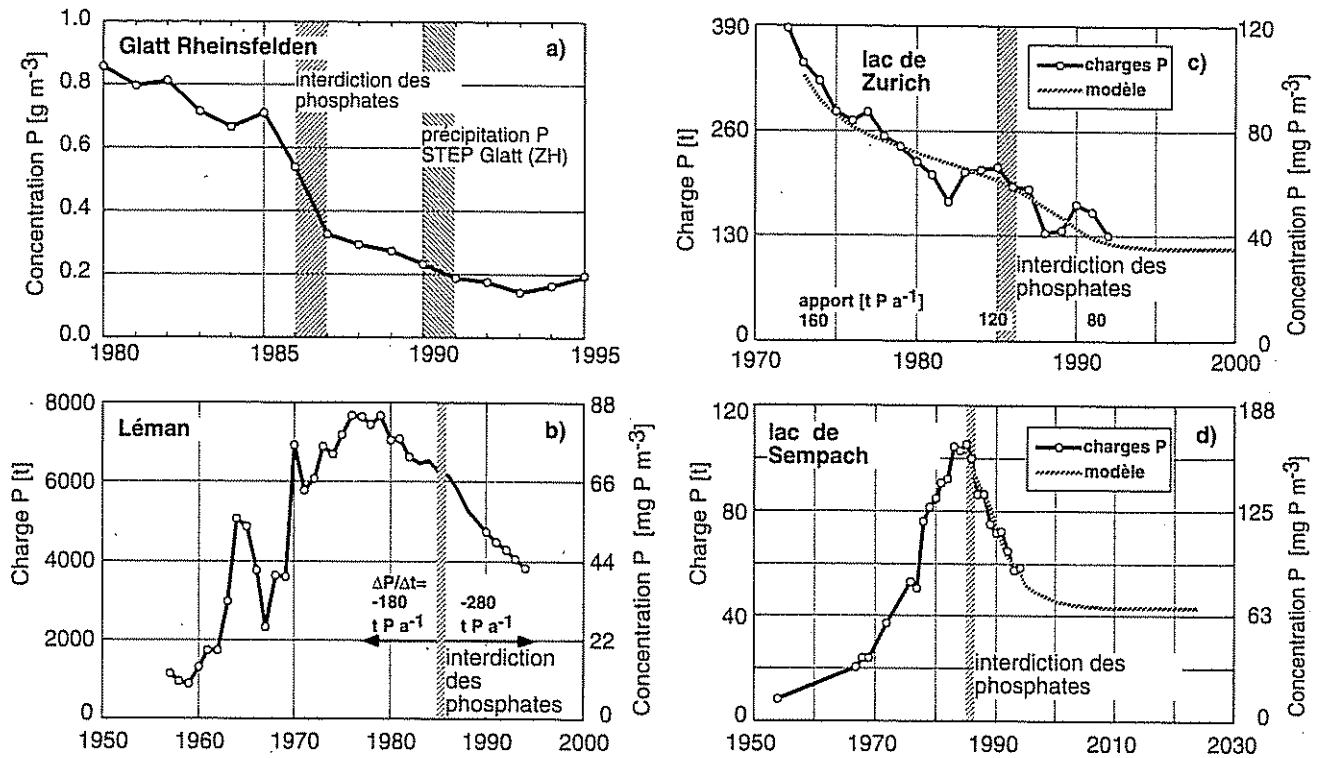


Fig. 2

Effet de l'interdiction des phosphates depuis 1986 sur la teneur en phosphore dans a) la Glatt, b) le Léman, c) le lac de Zurich et d) le lac de Sempach.

Par conséquent, les apports en phosphore sont directement responsables du niveau d'équilibre finalement atteint dans le lac. Il est toutefois difficile de définir avec précision les apports. L'étude des affluents requiert dans la plupart des cas la mise en place d'un dense réseau de stations de prélèvement. En outre, des programmes de contrôle continu en ligne ont révélé que la majeure partie de la charge annuelle est introduite à cause d'un petit nombre de fortes pluies, et que le transport de l'eau à travers les macropores contribue pour une part considérable à cet apport de phosphore [1]. Bien que rudimentaire, la modélisation du bilan du phosphore dans le lac permet de contrôler la qualité des études consacrées aux affluents.

L'interdiction des phosphates a permis une nette amélioration des cours d'eau entraînant une forte proportion d'eaux usées. Au confluent de la Glatt et du Rhin, on a pu constater dès 1983 les effets des restrictions sur l'emploi des phosphates. Vers 1986, la concentration de phosphore a diminué de 60% suite à l'interdiction des phosphates (fig. 2a). Les plus grandes STEP implantées dans le bassin versant n'ont introduit la précipitation chimique du phosphore qu'après 1990. La réduction de la charge provenant du Greifensee est négligeable.

Cette observation conforte les calculs de Siegrist & Bolliger [2], selon lesquels la suppression des phosphates dans les lessives, représentant 40% de l'apport en phosphore, conjuguée avec l'amélioration de la déphosphatation biologique, a permis de réduire d'environ 60% la charge en phosphore dans les rejets d'eaux épurées.

La diminution des apports en phosphates suite à leur interdiction est particulièrement nette pour les STEP dont le perfectionnement n'était pas achevé en 1986. Dans ces cas-là, le remplacement des phosphates dans les lessives a permis de gagner du temps. Le Léman en est l'illustration (fig. 2b). La généralisation croissante de l'épuration biologique avait induit en 1979 déjà un renversement de tendance en ce qui concerne la concentration moyenne de phosphore dans le Léman. Depuis lors, la charge de phosphore a diminué d'environ 180 tonnes par année. A partir de 1986, soit dès l'interdiction des phosphates dans le bassin versant suisse, la régression annuelle a atteint 280 tonnes. Comme on peut admettre que les taux de sédimentation nette et de sortie ne se sont pas modifiés de manière déterminante, les apports doivent avoir diminué par conséquent d'environ 100 tonnes par année, ce qui correspond à une diminution de 40%.

Dans le bassin versant du lac de Zurich, le perfectionnement des STEP était plus avancé au moment de l'entrée en vigueur de l'interdiction des phosphates en 1986 (fig. 2c), de sorte que la réaction a été moins forte dans le lac de Zurich. Les apports provenant des déversoirs d'orage ont néanmoins passé de 6 à 3 tonnes par année. L'évaluation de l'apport global de phosphore en 1985 et en 1992 a mis en évidence une diminution de 120 à 80 tonnes par année. Au niveau des eaux usées, la conjugaison de l'interdiction des phosphates et de l'introduction de la déphosphatation a permis de réduire de 60% la charge de phosphore dans les eaux épurées. Etant donné le renouvellement rapide de l'eau dans le lac de Zurich, celui-ci a rapidement réagi à la diminution de la charge en éléments nutritifs. Selon le modèle défini plus haut, l'équilibre stable se situe autour de 35 mg P m⁻³. Or, l'objectif d'assainissement consistant à obtenir une croissance moyenne de la phycoécénose [3] correspond à une concentration typique maximale de 30 mg P m⁻³ dans les lacs suisses profonds. Dans le lac de Zurich, on y est presque arrivé!

La diminution de la charge en phosphore dans les eaux usées n'a pas partout produit les effets escomptés. Dans le cas du lac de Sempach par exemple, la charge

en phosphore dans les eaux usées a diminué de plus de 80%. Selon les prédictions du modèle, il faut s'attendre à ce que l'équilibre se stabilise à long terme entre 60 et 70 mg P m⁻³ [3]. Les apports sont donc à peu près deux fois trop importants. Parallèlement à l'amélioration de l'épuration des eaux usées, les apports de phosphore dus au lessivage des sols agricoles ont augmenté. Les lacs lucernois du Plateau comptent de nombreux cheptels dans leurs bassins versants. Ce problème a d'ailleurs déjà été reconnu à la fin des années septante. En installant des systèmes d'aération au fond de ces

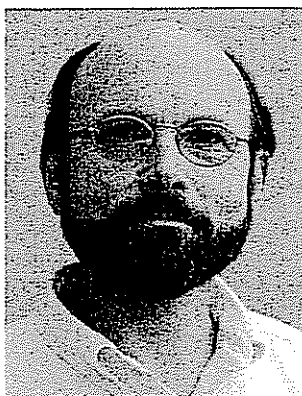
lacs, on a espéré augmenter la sédimentation nette du phosphore afin d'accélérer l'assainissement des lacs. Les études approfondies qui ont été menées à ce sujet [3] ont toutefois montré que l'apport d'oxygène ne modifie aucunement la diffusion du phosphore dans le sédiment. Les cantons et les syndicats communaux concernés ont donc renforcé leurs efforts pour combattre le mal à sa source en se donnant pour devise: «pas de lac sain sans un bassin hydrologique sain». Une nouvelle politique agricole est susceptible de venir en aide au lac de Sempach. Les premiers signes

sont encourageants: près de la moitié des exploitations agricoles implantés dans le bassin versant du lac de Sempach ont opté pour la production intégrée.

- [1] R. Gächter, A. Mares, C. Stamm, U. Kunze, J. Blum, (1996): Dünger düngt Sempachersee. Agrarforschung 3: 329-332.
- [2] H. R. Siegrist, M. Boller, (1997): Interdiction des phosphates: conséquences pour l'épuration des eaux. EAWAG news 42F
- [3] B. Wehrli, A. Wüest, unter Mitarbeit von H. Bühler, U. Bundi, H.R. Bürgi, R. Gächter, D. M. Imboden, R. Müller und F. Stössel, (1996): «Zehn Jahre Seenbelüftung: Erfahrungen und Optionen.» Schriftenreihe der EAWAG Nr. 9, Dübendorf. (voir page 29)

Urs Uehlinger, Hans-Rudolf Bürgi et Rudolf Müller

Diminution des phosphates: conséquences pour les écosystèmes aquatiques



Urs Uehlinger

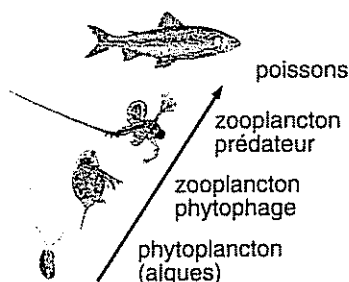


Fig. 1
Pyramide alimentaire de la zone pélagique d'un lac.

Depuis 1977, la charge en phosphore du Lac des Quatre-Cantons a fortement diminué. A l'heure actuelle, la concentration des algues y est à peine inférieure à celle de 1977 alors que, durant la même période, la production d'algues a aussi enregistré une nette diminution. Aujourd'hui, les petits corégones grandissent plus lentement du fait qu'ils doivent dépenser plus d'énergie pour trouver leur nourriture. Selon toute probabilité, la diminution de la charge en phosphore n'a pas eu de grand effet sur les écosystèmes fluviaux.

Modifications des chaînes alimentaires en milieu lacustre

Le présent article traite avant tout de l'effet de la réduction du phosphore sur la chaîne alimentaire de la zone pélagique. La chaîne alimentaire est l'expression des flux d'énergie et de matières entre les organismes d'un même écosystème. Le premier maillon de la chaîne alimentaire pélagique est constitué par les algues (fig. 1). Celles-ci produisent de la matière organique grâce à la chlorophylle fournie par des nutriments inorganiques et grâce à l'énergie lumineuse (fig. 2a). Ce processus est appelé production primaire. En milieu lacustre, la production

primaire n'a lieu que dans l'épilimnion traversé par les rayons lumineux. Une partie des algues est consommée par le zooplancton phytophage, lequel sert à son tour de nourriture au zooplancton prédateur. Les poissons constituent le dernier maillon de la chaîne.

Par principe, toute chaîne alimentaire, c'est-à-dire tout réseau alimentaire, est contrôlée en dernier ressort par la «base», c'est-à-dire les agents responsables de la production primaire [1]. En milieu lacustre, la chaîne alimentaire dépend avant tout du phosphore à disposition des producteurs primaires. Une production primaire limitée par le manque de phosphore sera stimulée dès que la teneur

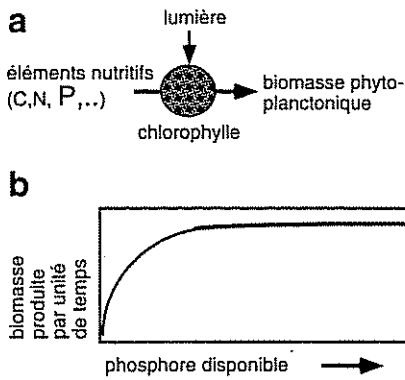


Fig. 2
a) Production primaire.
b) Relation entre la production primaire et la quantité de phosphore disponible.

en phosphore disponible augmente. À l'inverse, la raréfaction du phosphore engendre une baisse de l'activité productrice. L'ampleur de cette réaction est fonction de l'effet limitatif du phosphore (fig. 2b).

Même si la chaîne alimentaire est contrôlée par la «base», il existe certains facteurs influençant la chaîne depuis le sommet de la pyramide alimentaire. Si, par exemple, les poissons exercent une pression prédatrice trop grande sur le zooplancton prédateur, le zooplancton phytophage sera moins stressé et consommera plus d'algues, donc la concentration diminuera. Si le zooplancton prédateur contrôle la croissance du zooplancton phytophage (par exemple lorsque les poissons exercent une pression prédatrice moindre), la concentration des algues augmentera (fig. 3b).

Prenons l'exemple du Lac des Quatre-Cantons, devenu aujourd'hui oligotrophe. Il permet d'illustrer la réorganisation du réseau alimentaire dans la zone pélagique après la forte diminution de la charge en phosphore.

Complexité du réseau alimentaire dans le Lac des Quatre-Cantons

Dans le Lac des Quatre-Cantons, la structure trophique de la zone pélagique est d'une grande complexité. La production primaire est assurée par plus d'une centaine de phycophytes différentes. 18 espèces constituent le zooplancton phytophage. Quant au zooplancton prédateur, il compte non moins de 10 représentants. La pyramide alimentaire est dominée par les poissons consommateurs de zooplancton, en premier lieu par les corégones.

Réduction de la charge en phosphore: impact sur la production primaire

L'épuration des eaux usées s'étant perfectionnée dans le bassin versant du Lac des Quatre-Cantons, la charge en phosphore a passé de 103 à 14 tonnes par année entre 1976/77 et 1989. Du même coup, la concentration d'orthophosphate a passé de 20 mg P m⁻³ à 2 mg P m⁻³ entre 1978 et aujourd'hui. Or, l'orthophosphate est précisément la forme de phosphate assimilable par les algues (fig. 4). En conséquence, la production d'algues a nettement chuté durant la même période. Étant donné que la production phytoplanctonique dépend essentiellement des conditions météorologiques, les productions annuelles varient parfois fortement d'une année à l'autre.

La chlorophylle et la phycocénose

Matière colorante verte des plantes, la chlorophylle joue, comme nous l'avons déjà mentionné, un rôle capital pour la production primaire. Mais la concentration de chlorophylle détermine aussi l'absorption de la lumière dans la colonne d'eau et, partant, la profondeur de la production primaire. Entre 1980 et 1993, la concentration moyenne de chlorophylle dans la couche productive a passé de 6 à 2.7 mg m⁻³ durant la période estivale. Durant la même période, l'épaisseur de la couche productive est passée de 12.5 à 17 m, ce qui signifie que le lac est devenu plus «transparent» aujourd'hui.

La biomasse des algues planctoniques ne s'est guère modifiée. Elle a même quelque peu augmenté entre 1985 et 1995. On peut donc en déduire que les algues contiennent moins de chlorophylle. Grâce à des cultures expérimentales, nous savons que, plus le phosphore tend à manquer, plus la teneur en chlorophylle baisse dans les cellules d'algues. Cet effet a donc été aussi observé dans le Lac des Quatre-Cantons. En admettant que les phycophytes ne se trouvent pratiquement que dans la couche productive, la concentration des algues a diminué de 10 à 20%. Par rapport à 1980, la proportion relative d'algues appartenant au nanoplancton – la nourriture préférée du zooplancton phytophage – est nettement plus impor-

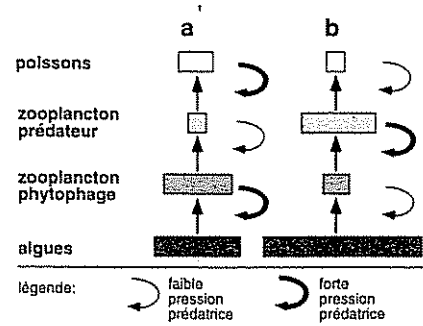


Fig. 3
Effets de rétroaction «vers le bas» dans la pyramide alimentaire d'un lac. Les rectangles représentent la biomasse des divers maillons de la chaîne alimentaire. Les flèches verticales représentent les flux d'énergie et de matière trophique.

rante aujourd'hui. Sa concentration est également supérieure aujourd'hui en dépit du fait que la couche productive soit devenue nettement plus épaisse. Les réserves nutritives à disposition du zooplancton phytophage se sont donc améliorées – tout au moins du point de vue quantitatif. Le phytoplancton ne s'est pas seulement modifié au niveau de la répartition dimensionnelle, mais aussi de la biodiversité. Ainsi, les diatomées, qui sont des organismes relativement lourds tombant rapidement de la couche productive, sont moins bien représentées qu'auparavant puisque leur concentration a passé de 50 à 30%. En revanche, les chrysophycées et les cryptophycées sont aujourd'hui beaucoup mieux représentées.

Le zooplancton

La biomasse du zooplancton phytophage ne s'est guère modifiée, à l'exception d'un groupe: celui des puces d'eau, aussi connues sous le nom de daphnies. Celles-ci sont en constante régression depuis 1986. Les daphnies consomment énormément d'algues et constituent également une source de nourriture importante pour les corégones. La biomasse du zooplancton prédateur est aujourd'hui largement inférieure à celle de 1980. Cette diminution s'est produite surtout aux dépens des espèces de grande taille, lesquelles sont préférées autant par les petits que par les grands corégones. Étant donné nos connaissances sur le zooplancton, il y a lieu de supposer que le garde-manger des petits corégones, qui se nourrissent presque exclusivement de zooplancton, a considérablement diminué au cours de cette dernière décennie.

Corégones: croissance ralentie malgré un apport nutritif suffisant

Nous ne possédons que peu d'information sur le peuplement des petits corégones vivant dans le Lac des Quatre-Cantons. Les statistiques des pêcheurs professionnels nous livrent toutefois de précieux renseignements sur les modifications relatives au sein de l'ichtyocénose. Les prises de petits corégones, c'est-à-dire le nombre de poissons pêchés par année, ont augmenté jusqu'au milieu des années quatre-vingt. Elles ont enregistré un net recul en 1988 et en 1992. La courte période de détente entre 1990 et 1991 est probablement imputable au fait que la réglementation de la largeur minimale des mailles de filet a passé de 28 à 27 mm. Si on analyse de plus près les prises, on voit que l'âge moyen des poissons pris par les pêcheurs professionnels a augmenté d'une année entre 1983 et 1993. Durant la même période, le poids moyen des poissons pêchés a passé de 153 à 115 g (fig. 4). On peut donc en conclure que la croissance des corégones est en régression continue depuis le milieu des années quatre-vingt.

L'analyse des aliments ingérés par les petits corégones pêchés a montré que ces poissons ne souffrent d'aucune disette [2]. Au contraire, ils sont même en mesure de chasser de manière sélective par exemple le *Bythotrephes*, un zooplancton prédateur d'assez grande taille qui est très énergétique, mais assez rare. Les daphnies, de loin plus petites, mais plus fréquentes, constituent également une part importante de l'alimentation des poissons. Etant donné que l'estomac des poissons est toujours relativement plein alors que la concentration de la nourriture a nettement diminué, les poissons doivent parcourir une distance beaucoup plus grande pour arriver à se nourrir. Ils doivent donc dépenser plus d'énergie pour se déplacer. Or, comme l'absorption d'énergie demeure constante, il leur reste moins d'énergie pour accroître la biomasse. En conséquence, les poissons grandissent plus lentement.

La chaîne alimentaire du Lac des Quatre-Cantons a subi après 1980 un certain nombre de modifications qui peuvent être résumées de la manière suivante:

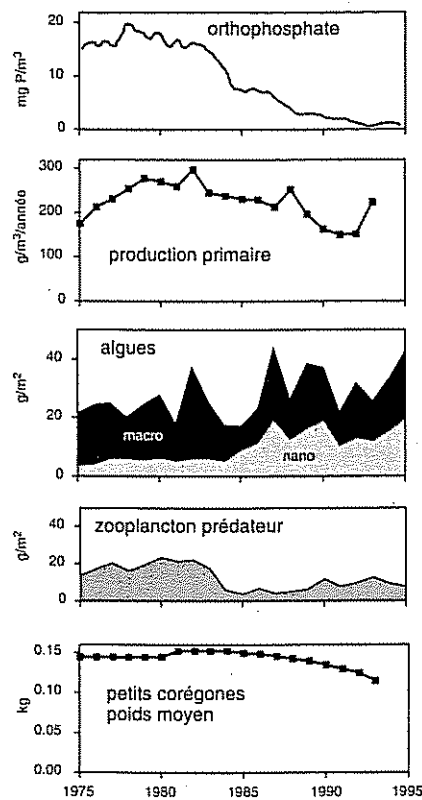


Fig. 4
Le Lac des Quatre-Cantons: évolution de la concentration de l'orthophosphate, de la production primaire, de la biomasse du phytoplancton et du zooplancton ainsi que du poids moyen des corégones pêchés.

- La production primaire a nettement baissé.
- Les concentrations de phytoplancton n'ont augmenté que pour les espèces qui servent de nourriture au zooplancton filtrant.
- Au niveau du zooplancton, la densité des fractions servant de nourriture aux corégones a diminué.
- La croissance des petits corégones est nettement plus lente.

Il y a donc lieu de se demander pourquoi la biomasse des algues ne se modifie guère alors que la production a diminué, et pourquoi le zooplancton phytophage diminue alors que les ressources trophiques à sa disposition se sont améliorées.

Notre hypothèse

Pour y répondre, nous posons l'hypothèse suivante: les petits corégones chassent à vue. Le succès de la chasse augmente à mesure que la turbidité aquatique diminue. Or, l'eau devient plus claire lorsque la concentration de chlorophylle diminue, comme nous l'avons montré plus haut. En conséquence, les poissons

voient actuellement leur proie de plus loin. Ils augmentent dès lors la pression prédatrice sur le zooplancton qui se raréfie. Outre la diminution des ressources alimentaires qu'elle entraîne pour les poissons, on peut supposer qu'elle engendre également un relâchement de la pression exercée par le zooplancton phytophage sur le microplancton (fig. 5).

Importance des processus biologiques

Dans le Lac des Quatre-Cantons, la diminution de la charge en phosphore a fait chuter la production primaire, ce qui s'est traduit en dernier ressort par une croissance moins forte des poissons. Les rapports entre la production primaire, les algues, le zooplancton et les poissons ne dépendent pas seulement de la «base», mais aussi du «sommet» de la pyramide alimentaire, comme c'est le cas dans l'exemple étudié. Selon toute vraisemblance, l'apparente dissociation entre la production et la biomasse phytoplanctonique dans le Lac des Quatre-Cantons est imputable à des effets de rétroaction de ce genre. La manière dont un lac réagit à la diminution de la charge en phosphore ne dépend pas seulement des caractéristiques chimiques et physiques intrinsèques de chaque système en présence, mais aussi des processus qui se déroulent dans la zone pélagique. L'exemple du Lac des Quatre-Cantons l'illustre de manière particulièrement évidente.

La réduction du phosphore a-t-elle un impact sur les cours d'eau?

A la différence des lacs, le problème du phosphore n'est pas et n'a jamais été un problème réellement primordial pour les cours d'eau. Il ne faudrait pas en déduire que ceux-ci soient entièrement à l'abri: des apports locaux de phosphore et d'autres substances nutritives sont tout à fait en mesure de déclencher par exemple la prolifération incontrôlée de plantes aquatiques. En général, la charge en phosphore des cours d'eau n'est importante qu'à partir du moment où ces cours d'eau représentent un moyen de transport important pour les lacs situés en aval. Toutefois, aucun programme de

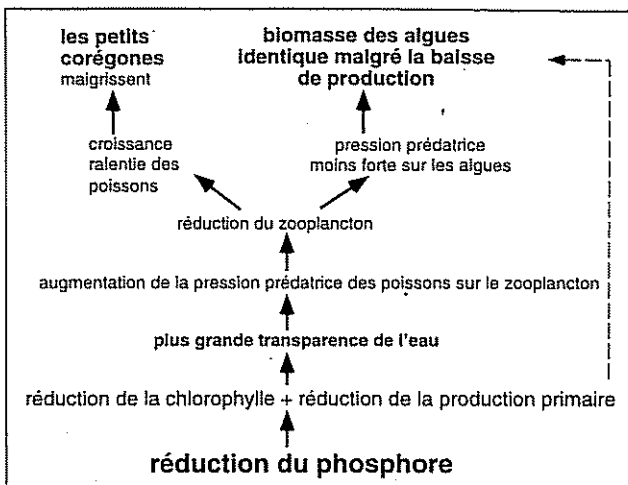


Fig. 5
Lien hypothétique entre la réduction de la charge de phosphate, la biomasse phytoplanktonique et la croissance des petits corégones dans le Lac des Quatre-Cantons.

contrôle continu mis sur pied à cet effet n'a été complété par une étude sur la biologie du cours d'eau considéré. En d'autres termes, nous n'avons pas d'informations permettant d'évaluer si la réduction de la concentration de phosphore constatée dans de nombreux cours d'eau en a influencé la structure biologique. On peut supposer, pour diverses raisons, que les effets possibles de la réduction de la charge en phosphore sont relativement faibles.

Seule une concentration très basse de phosphore peut limiter l'activité biologique

Comme l'ont montré des études de cours d'eau naturels et de modèles fluviaux, l'action limitative du phosphore disparaît dans la plupart des cas à partir de 5 à 15 µg P/l. Une fois cette concentra-

tion transitoire dépassée, les besoins en phosphore des algues sont entièrement couverts. Si on compare cette concentration transitoire avec la concentration de phosphate d'une série représentative de cours d'eau suisses, on s'aperçoit que seuls les cours d'eau alpins ou préalpins ainsi que les effluents des grands lacs oligotrophes ou mésotrophes sont susceptibles d'être sujets à l'action limitante du phosphore [4].

Influence dominante d'autres facteurs

Nombreux sont les cours d'eau pour lesquels le rapport entre la production épiphytante et la teneur en phosphore disponible est moins évident que pour les lacs, et ce, pour les raisons suivantes:

- les perturbations hydrologiques telles que les crues provoquent l'entraînement des algues sédentaires

• selon l'importance du cours d'eau, la végétation croissant sur les berges réduit considérablement l'apport de lumière; dans le cas des cours d'eau alimentés par la fonte d'un glacier, la turbidité absorbe une grande partie de la lumière

• enfin, le courant de l'eau a un effet «eutrophisant» dans la mesure où il améliore l'apport d'éléments nutritifs.

Dans de nombreux cours d'eau, pour la plupart de petite taille, une grande partie de l'énergie provient des écosystèmes terrestres adjacents (feuilles, substances organiques dissoutes). Cette énergie exogène ne dépend pas de la charge de phosphore en milieu aquatique, mais au contraire de la production primaire des algues.

- [1] Verschiedene Autoren, (1992): Top-down and bottom-up forces in population and community ecology. *Ecology* 73, 723-765.
- [2] Mookerji N., Heller C., Meng H.J., Bürgi H.R. and R. Müller, (1996): Diurnal and seasonal patterns in food intake and prey selection by whitefish (*Coregonus* sp.) in oligotrophic Lake Lucerne (Switzerland). *Journal of Fish Biology*. Manuskript in Revision.
- [3] Newbold J.D., (1992): Cycles and spirals of nutrients. In Calow P. and G.E. Petts (eds.): *The Rivers Handbook. Hydrological and ecological principles*. Blackwell, Oxford. pp. 379-408.
- [4] Jakob A., Zobrist J., Davis J.S., Liechti P. und L. Sigg, (1994): NADUF - Langzeitbeobachtung des chemisch-physikalischen Gewässerszustandes. *Gas, Wasser Abwasser* 3/94, 171-196.

→ Suite de la page 11

de l'exploitation agricole est à peu près égale. Compte tenu de la sédimentation du phosphore dans les lacs, la charge de phosphore exportée par les eaux naturelles a passé de 6000 à environ 3000 t P a⁻¹ ce qui représente une baisse de 50%. A l'heure actuelle, la teneur en phosphore dans les effluents d'épuration est inférieure à la teneur correspondante avant l'interdiction des phosphates en dépit du fait que la quantité d'agents précipitants a diminué de moitié. Cela provient du fait que la teneur en phosphate résiduel dissous après épuration mécanique et biologique a diminué de 60%. Dans les STEP équipées d'une phase de dénitrification, l'élimination biologique du phosphore est plus efficace, ce qui permet de limiter considérable-

ment la consommation de précipitants. Cette stratégie aurait été peu judicieuse avant l'interdiction des phosphates, étant

donné que le taux élevé de précipitation du phosphore résiduel aurait perturbé le stockage des polyphosphates.

- [1] Verband der Schweiz. Seifen- und Waschmittelindustrie, (1995): Erfassung der in der Schweiz. Wasch- und Reinigungsmittelindustrie verwendeten wichtigsten Rohstoffe.
- [2] Ciba Geigy, (1977): *Wiss. Tabellen Geigy, Teilband Körperflüssigkeiten*, 8ed., Basel.
- [3] Pöpel F., (1993): *Lehrbuch der Abwassertechnik und Gewässerschutz*, Deutscher Fachschriften Verlag, Wiesbaden.
- [4] Koppe P. und Stozek A., (1990): *Kommunales Abwasser*, Vulkan Verlag, Essen.
- [5] Siegrist H., (1994): Elimination des substances nutritives dans les installation d'activation des boues. *EAWAG news* 37E 11-16.
- [6] Wild D. & Siegrist H., (1996): Die Schlammbehandlung auf Abwasserreinigungsanlagen mit biologischer Phosphatelimination, *EAWAG Bericht*.
- [7] Candinas T., Chassot G., Besson J., Lischer P., (1991): Nutz- und Schadstoffe im Klärschlamm, *Schw. Landw. Fo.*, 30 (1/2), 45-55.
- [8] BUWAL, (1985): *Gewässerschutzstatistik*, Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 46.
- [9] Braun M., Hurni E. und Spiess E., (1994): Phosphor und Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft und PARA-Landwirtschaft, *Schriftenreihe der FAC* Nr. 18.
- [10] BUWAL, (1994): *Daten zum Gewässerschutz in der Schweiz*, Umwelt-Materialien Nr. 22.
- [11] Müller D., Oehler D. und Baccini P., (1994): *Regionale Bewirtschaftung von Biomasse*, Hochschulverlag AG an der ETH Zürich.
- [12] Baccini P., (1985): *Einschränkung des Phosphatverbrauches - Ein Beitrag zum Gewässerschutz*, GWA, No.1, 1-6.

Peter Bossard et René Gächter

Interdiction des phosphates: thèses et antithèses

L'interdiction des phosphates dans les lessives était-elle une décision erronée? Etat des lieux après une décennie d'expérience



Peter Bossard

Dans les années cinquante, l'eutrophisation des lacs est devenue – elle l'est encore – un élément important de la protection des eaux en Suisse. Vollenweider [1] a montré en 1968 déjà que l'eutrophisation des lacs était imputable à des charges de phosphore trop élevées. Ce faisant, il a montré la direction à prendre pour résoudre le problème des lacs surfertilisés: il faut réduire la charge de phosphore parvenant dans le lac.

Plusieurs mesures ont été prises pour faire face à l'eutrophisation des lacs suisses. Il s'agit en particulier de la construction de nouvelles stations d'épuration et, enfin, de l'interdiction des phosphates dans les lessives. Au début, l'industrie des détergents s'est défendue contre cette interdiction. Depuis, elle s'est adaptée en modifiant la composition

de ses produits de lessive à la nouvelle situation. L'industrie des polyphosphates, quant à elle, revient sans cesse à la charge en faisant paraître des grands titres dans la presse quotidienne comme p.ex. «Les lessives sans phosphates portent atteinte aux eaux naturelles» ou bien «Lessives: nouveau tournant?». Elle essaie ainsi d'instaurer un climat d'insécurité dans le but de faire trébucher l'interdiction des phosphates.

- Le phosphate provenant des lessives et des engrais n'est pas le seul responsable de la surabondance d'algues dans les lacs et les eaux côtières. Les autres facteurs sont les métaux lourds, les pétroles, les pesticides et les agents tensio-actifs utilisés dans les lessives sans phosphates. Ces facteurs empoisonnent le zooplancton qui consomme moins d'algues.

- La biomasse du phytoplancton ne dépend pas seulement de l'apport en éléments nutritifs, mais aussi de la consommation des algues par le zooplancton. L'industrie des polyphosphates prétend par conséquent que les lacs pourraient absorber dix fois plus de phosphate pour la même biomasse phytoplanctonique pour autant qu'ils ne soient pas pollués par toutes sortes de toxiques.

- Du point de vue écologique, les substituts du phosphate posent plus de problèmes que les polyphosphates interdits.

- Il est par conséquent absolument injustifié de retirer du marché les lessives phosphatées. Elles devraient bien au contraire avoir la préférence si on voulait être vraiment écologique.

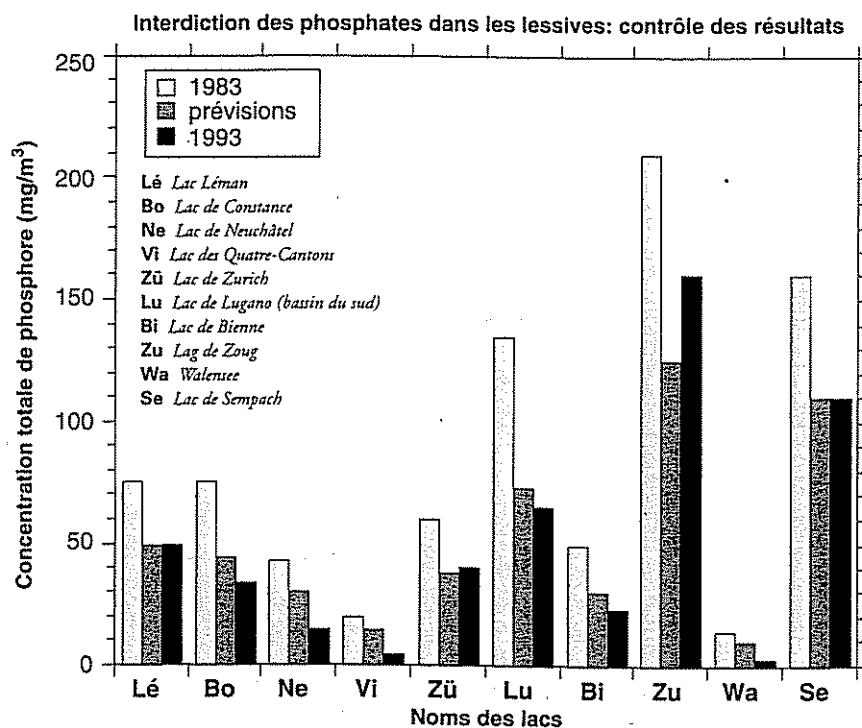


Fig. 1
Comparaison de la concentration totale de phosphore (P_{tot}) des lacs suisses en 1983 et des pronostics établis par l'OFEFP en 1983 concernant la diminution du P_{tot} en cas d'interdiction des phosphates dans les lessives avec les P_{tot} effectivement mesurés en 1993.

Face à l'évidence scientifique, ces arguments ne tiennent pas debout. De plus, ils sont infirmés par les expériences pratiques actuellement réalisées en matière de protection des eaux.

Après étude des sédiments dans plusieurs lacs suisses, Züllig [6] a pu démontrer que la multiplication en masse du phytoplancton était un phénomène déjà existant vers 1900. Les poussées planctoniques existaient donc depuis bien longtemps avant l'invention des lessives phosphatées, avant la pollution des eaux par les hydrocarbures et avant même que les pesticides n'existent. A l'époque déjà, le zooplancton n'était pas toujours en mesure de maîtriser la prolifération du phytoplancton.

Dans les années septante, des tests effectués avec des engrais phosphatés ont donné lieu au Canada à des perturbations eutrophiques analogues à celles qu'on connues les lacs suisses [7]. Les lacs témoins étaient situés à l'écart de toute influence humaine. On peut donc exclure tout impact écotoxique imputable à des émissions d'hydrocarbures, de pesticides ou de tensides contenus dans les lessives. La surfertilisation due au phosphate a, là-bas aussi, conduit malgré tout à une prolifération des algues.

Il est incontestable que la biomasse du phytoplancton ne dépend pas seulement du taux de production (et par conséquent de l'offre alimentaire), mais aussi des taux de pertes (y compris la consommation des algues par le zooplancton). Durant l'année, tantôt les algues, tantôt le zooplancton dominant. Le zooplancton est visiblement capable de réduire considérablement la biomasse des algues durant une courte période. La réapparition de concentrations trop élevées d'algues ne peut donc être le fruit d'un empoisonnement du zooplancton.

Outre la Suisse, la Norvège, l'Allemagne, de même que le Canada font usage depuis un certain temps déjà de lessives sans phosphates et n'ont pas rencontré de problème. En dépit du fait que l'analyse des traces nous permet actuellement de mettre en évidence des concentrations résiduelles de phosphore de l'ordre du $\mu\text{g/l}$, aucune atteinte directe ou indirecte du phytoplancton, des zoo-

planctons et des poissons n'a été communiquée. En outre, des études entreprises par Bernhard [8] ainsi que par l'Office fédéral allemand pour la protection de l'environnement ont mis en évidence que les rejets de NTA, de polycarboxylates, de carboxyméthylcellulose et de zéolithes (silicates d'aluminium-sodium inorganique) peuvent être considérés comme inoffensifs du point de vue écotoxicologique. Etant donné les concentrations en jeu ici, il n'y a pas lieu de craindre non plus des conséquences toxicologiques significatives pour le règne humain.

En 1983, l'OFEP a évalué l'apport des phosphates contenus dans les lessives par rapport à la charge en phosphore de 14 lacs suisses [10]. Cette étude a abouti à la conclusion que l'abandon des polyphosphates dans les lessives réduirait la charge en phosphore dans les lacs d'environ 15 à 45%, et que les lacs qui en profiteraient le plus sont précisément ceux qui se distinguent par une teneur en phosphore très élevée.

10 ans plus tard, le contrôle des résultats obtenus dans 10 lacs suisses montre que les objectifs ont été atteints, voire dépassés dans neuf cas sur dix (fig. 1). Des mesures plus poussées, telles que l'introduction généralisée d'une troisième phase de traitement des eaux usées dans toutes les STEP implantées dans les bassins versants des lacs d'une certaine taille, ont contribué à dépasser de loin les pronostics dans le lac de Constance, le lac de Neuchâtel, le lac de Biemme, le lac des Quatre-Cantons et dans le lac de Lugano. Seul le lac de Zoug, plus lent à la réaction étant donné que l'eau y séjourne en moyenne pendant 14 ans, n'avait pas encore atteint ses objectifs en 1993. Ces résultats réjouissants ne doivent toutefois pas éclipser le fait que la qualité de l'eau ne s'est pas forcément améliorée de manière perceptible dans tous les lacs (p.ex. grâce à l'augmentation de la profondeur de pénétration de la lumière ou grâce à l'augmentation de la teneur en oxygène dans l'hypolimnion). De telles améliorations interviennent seulement lorsque la teneur en phosphore dans le lac descend au-dessous de 30 mg P m^{-3} . Le fait qu'un lac ne réagisse pas immédiatement de manière visible à une diminution de la

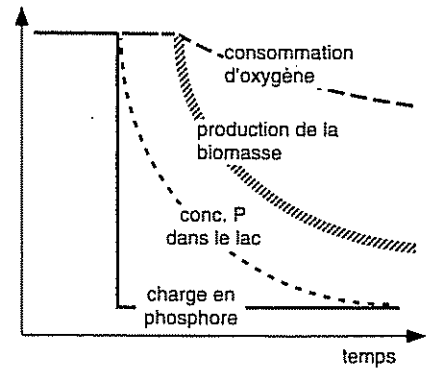


Fig. 2

Réaction d'un lac à une diminution soudaine de la teneur en phosphore (p.ex. à la suite de l'interdiction des phosphates dans les lessives). Evolution diachronique de la charge en phosphore, de la concentration de phosphore dans le lac, de la production et de la consommation d'oxygène.

charge en phosphore peut être dû à divers facteurs, à savoir:

- Lorsque la quantité de phosphore disponible diminue, la proportion du nanoplancton à croissance rapide augmente au détriment des grandes algues. Ce nanoplancton est particulièrement doué pour piéger et emmagasiner rapidement le phosphore. Il faut dès lors attendre que le nanoplancton ait consommé ses réserves de phosphore pour que la production phytoplanctonique se mette à fléchir.

- La consommation d'oxygène dans l'hypolimnion dépend de la quantité d'algues produites dans les couches supérieures perméables à la lumière. Une partie de la biomasse ainsi produite sédimente au fond du lac, où elle se transforme en matières minérales par oxydation.

La consommation d'oxygène dans l'hypolimnion dépend d'une part des conditions de sédimentation de la biomasse et, d'autre part, de la biomasse qui s'est accumulée au fil du temps dans les sédiments et qui n'est dégradée que très lentement, p.ex. en produisant du méthane. Le matériau organique qui s'est accumulé dans le sédiment durant la phase d'eutrophisation peut maintenir la consommation d'oxygène à un taux élevé pendant de nombreuses années encore durant la phase oligotrophe.

Lorsque la charge de phosphore diminue, la concentration de phosphore dans le lac diminue en un premier temps. Ensuite, la structure de la biocénose phytoplanctonique se modifie. Enfin, la biomasse des algues se met à diminuer et la limpidité de l'eau augmente en consé-

quence (fig. 2). C'est le bilan de l'oxygène qui réagit le moins vite à la baisse de la concentration de phosphore dans un lac.

Le passage aux lessives sans phosphates a permis de corriger l'eutrophisation des eaux naturelles sans générer de nouvelles atteintes à l'environnement. Après 10 ans d'expérience pratique, on peut réellement affirmer que la décision d'interdire les polyphosphates dans les lessives était judicieuse. Il s'agit là d'une mesure adéquate permettant de se rapprocher des objectifs fixés en matière de protection des eaux.

- [1] Vollenweider, R., (1968): Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD, Paris, Tech. Report DA 5/SCI/68.27.
- [2] TNO, (1994): Ecological Control of Algal Densities. Towards a better comprehension of eutrophication problems in aquatic ecosystems. report MW-R 94/280.
- [3] TNO, (1994): Eutrophication Problems and Remedial Measures. The P Factor. Report MW-R 94/214.
- [4] The Phosphate Report, (1994): Landbank Environmental Research & Consulting.
- [5] The Swedish Phosphate Report, (1995): Landbank Environmental Research & Consulting.
- [6] Züllig H., (1982): Untersuchungen über die Stratigraphie von Carotinoiden im geschichteten Sediment von 10 Schweizer Seen zur Erkundung früherer Phytoplanktonentfaltungen. Schweiz. Z. Hydrol., 44, 1-98.
- [7] Schindler, D.W., (1975): Whole lake eutrophication experiments with phosphorus, nitrogen and carbon. Verh. int. Ver. Limnol., 19, 3221-3231.
- [8] Bernhardt Heinz, (1990): Bewertung organischer Phosphatersatzstoffe aus ökologischer Sicht. VOM WASSER, 74, 159-176.
- [9] Umweltbundesamt, (1979): Die Prüfung des Umweltverhaltens von Natrium-Aluminiumsilikat (Zeolith A) als Phosphatersatzstoff in Wasch- und Reinigungsmitteln. Materialien 4/79. Erich Schmidt-Verlag, Berlin.
- [10] Bundesamt für Umweltschutz, (1983): Waschmittelphosphate. Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 14.

Carlo C. Jaeger, Almut Beck et Gregor Dürrenberger

Politique environnementale innovatrice et interdiction des phosphates

L'introduction des lessives sans phosphates illustre le succès que peut avoir une politique judicieuse de l'environnement. Cet exemple est d'autant plus remarquable qu'il met en question deux affirmations récurrentes dans le discours actuel sur la protection de l'environnement, alors qu'on en a presque fait

des dogmes. Première affirmation: un problème international ne peut être résolu que si la démarche de tous les pays est coordonnée étape après étape par des contrats de droit international. Seconde affirmation: les taxes d'incitation représentent la meilleure solution pour aboutir à une réduction des émissions nocives.

L'interdiction des phosphates peut être là pour nous montrer que ces deux affirmations ne résistent pas à l'examen. Il ne faudrait toutefois pas en déduire qu'à l'avenir, il suffira d'interdire l'utilisation de telle ou telle substance au niveau national. Il s'agit bien plus d'analyser soigneusement les expériences des autres pays autorisant l'emploi des phosphates dans les lessives pour en tirer les enseignements qui permettront finalement de jeter les bases d'une nouvelle politique innovatrice en matière de protection de l'environnement.



Almut Beck, Gregor Dürrenberger et Carlo C. Jaeger (de g. à d.)

Le modèle standard de la politique de l'environnement

Lorsque l'interdiction des phosphates fut publiquement demandée, les producteurs de détergents sont montés sur les barricades. Compréhensible, leur argument était en substance que cette interdiction engendrerait des coûts supplé-

mentaires. Cette réaction correspond à l'idée très répandue que, plus la protection de l'environnement est poussée, plus les coûts des mesures prises en faveur de l'environnement s'accroissent. En économie environnementale, on peut analyser cette conception au moyen du modèle présenté en fig. 1. Selon ce modèle, l'émission de substances nocives dans

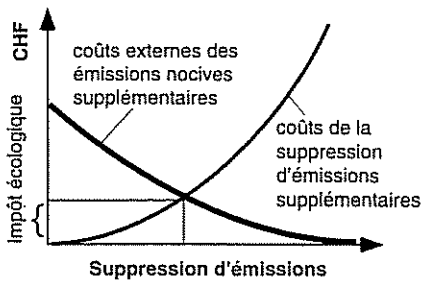


Fig. 1
Problème environnemental dans un système en équilibre.

l'environnement est tout simplement due au fait que leur suppression coûte de l'argent. On part ainsi du principe que la suppression d'une unité de substance nocive est d'autant plus onéreuse que la quantité de substance nocive à supprimer est grande. Compte tenu des mécanismes concurrentiels de l'économie de marché, aucune entreprise ne peut se permettre d'être plus «écologique» que les autres.

Selon le modèle présenté, le problème réside dans le fait que le système économique considéré ne connaît qu'un seul point d'équilibre, lequel correspond précisément à l'émission maximale de substance nocive. Pour parvenir à une solution, il faut partir du principe que toute substance nocive engendre des coûts externes qui ne sont pas supportés par l'entreprise responsable des émissions. Ces coûts correspondent au tort que subissent les pêcheurs, les touristes balnéaires, les restaurateurs et bien d'autres lorsque les lacs sont envahis par les algues à cause de leur teneur trop élevée en phosphore. Ici également, on considère que, plus les émissions nocives sont importantes, plus les coûts externes par unité de substance nocive sont grands. La solution du problème ne consiste pas en éliminer complètement la substance incriminée, mais à renchérir le produit au moyen d'une taxe d'incitation. L'équilibre du système est ainsi déplacé vers le point d'intersection représenté en fig. 1.

Étant donné la globalisation de l'économie, cette solution cache un second problème: si la taxe d'incitation est appliquée par un seul pays, son industrie verra sa capacité de concurrence menacée. Or, nous vivons une époque où la sécurité de l'emploi l'emporte sur toute autre préoccupation. Nous voici donc devant une difficulté, et non des moindres. Il y a de fortes chances pour que la taxe d'incita-

tion soit renvoyée *sine die* ou que son taux soit fixé à un niveau si bas qu'on ne puisse ou espérer qu'elle aura un effet sérieux.

Une autre possibilité consiste à ne pas taxer l'industrie, mais à financer les mesures de protection en faveur de l'environnement avec les deniers publics. Dans le cas des phosphates, cette solution a été celle de la Suède: l'État a renoncé à prendre des mesures à l'encontre des lessives phosphatées, mais a en contrepartie investi dans l'agrandissement et le perfectionnement des stations d'épuration. Il se peut qu'une telle solution soit envisageable dans certains cas, mais on peut craindre qu'à la longue, elle ne grève par trop les finances publiques.¹

Le marché bascule

Dans le cas de l'industrie des détergents, la question s'est, dans le cadre national, développée selon une dynamique toute particulière. Il importe de se remémorer d'abord les événements qui ont eu lieu aux États-Unis. À l'instar de la plupart des pays industrialisés, les lessives phosphatées sont arrivées sur le marché américain durant les années cinquante. Elles s'imposent rapidement. Toutefois, diverses entreprises ont commencé très tôt à chercher des solutions de remplacement afin de se procurer des avantages concurrentiels. Dans les années soixante, l'eutrophisation des grands lacs est devenue le lieu commun de tous les débats scientifiques, politiques et publics. Les producteurs de lessives ont alors réagi en intensifiant leurs recherches. Ils ont finalement trouvé une solution pour remplacer les phosphates par le NTA et ont aussitôt commencé à commercialiser ces nouveaux produits. Le NTA a alors fait l'objet d'une controverse quant au risque d'atteinte au patrimoine génétique. La querelle avait été soulevée à la suite d'une étude de l'EPA, l'Office fédéral américain de l'environnement. L'emploi de NTA est alors devenu très délicat pour l'industrie, à tel point qu'elle a retiré du marché les produits incriminés.

Par la suite, le débat sur les lessives s'est encore amplifié. Au début des années soixante-dix, on a assisté à des démonstrations de ménagères qui ne voulaient

pas participer involontairement à la destruction de l'environnement. Diverses interdictions des phosphates ont alors été édictées sur le plan régional. Le citrate a alors été proposé comme solution. Il convient de rappeler ici que les Américains font la lessive à une température rarement supérieure à 60 °C. Le citrate n'aurait pas été un substitut adéquat pour les lessives à plus de 60 °C. Mais étant donné les habitudes en matière de lessive, le marché a validé la solution proposée. Au cours des années septante, l'industrie des détergents s'est alors volontairement engagée à réduire la teneur en phosphates dans les lessives. Au début des années quatre-vingts, les interdictions des phosphates qui avaient été instaurées ont été abolies. Or, la part des lessives phosphatées n'a pas du tout augmenté par la suite. Au contraire, elle s'est encore réduite sous la pression d'une nouvelle substance, la zéolithe.

Il est intéressant de comparer ce parcours avec celui de l'Allemagne. En 1973, les représentants de l'industrie allemande des détergents se sont défendus en arguant que le problème de l'eutrophisation ne devait pas être résolu par l'introduction de lessives sans phosphates, mais bien plutôt par l'amélioration de l'épuration des eaux usées. Cette solution aurait bien sûr entraîné un surcroît de dépenses publiques. Mais ceux-ci ont été estimés, par cette industrie, en 1970 à quelque 2.50 DM par habitant et par an. Il semblait donc logique de préférer cette solution, moins coûteuse pour l'économie nationale, plutôt que de changer la composition des lessives (voir [1], p. 78). Ici également, la situation correspond exactement au modèle de la fig. 1. A peine 10 ans plus tard, les déclarations émanant de la même source (le groupe Henkel) ont changé de registre. Selon elles, il semble probable qu'à l'avenir, les forces en jeu pour l'utilisation de la zéolithe comme substitut ne seront plus uniquement d'ordre écologique, mais aussi d'ordre économique (voir [2], p. 146).

¹ Dans le cas du phosphate, il convient toutefois de rappeler que la Suisse a finalement dû construire des stations d'épuration des eaux parce que l'interdiction du P dans les lessives n'avait pas réussi à réduire les quantités de P.

Ce revirement d'opinion a été favorisé par la mise sur pied d'un programme de recherche commun par l'entreprise Henkel qui, notons-le au passage, détient le brevet de la zéolithe depuis 1973, ainsi que par l'entremise du gouvernement fédéral allemand. La bonne voie était prise: en 1980, l'ordonnance sur les doses maximales de phosphates est édictée. Celle-ci prévoit que la teneur en phosphate dans les lessives doit être réduite de moitié en 1984 dernier délai. Il convient de signaler que cet objectif aurait été déjà accessible simplement en précisant de manière adéquate les dosages nécessaires pour chaque lessive. Quoi qu'il en soit, cette ordonnance a sans aucune doute favorisé l'arrivée des lessives sans phosphates sur le marché. Etant donné que la ménagère européenne lave le linge souvent à plus de 60 °C, il n'était pas possible de proposer le citrate comme produit de remplacement. Au début des années quatre-vingts, les producteurs ont commencé à proposer des lessives à base de NTA, mais y ont bien vite renoncé suite à la controverse relative aux risques potentiels sur la santé et aux conséquences qui pourraient s'ensuivre pour l'environnement. C'est en 1983 que la première lessive à base de zéolithe a été lancée sur le marché. En moins de quatre ans, le marché bascule, et la part des produits sans phosphates dépasse les 50%. En 1990, les lessives vendues en Allemagne étaient pratiquement toutes sans phosphates.

Autant aux Etats-Unis qu'en Allemagne, l'industrie concernée ne s'est pas limitée à suivre au pied de la lettre les prescriptions légales, mais a cherché à faire encore mieux. Il faut toutefois souligner que la législation et les débats publics ont été absolument indispensables pour que l'industrie se mette réellement à chercher une solution efficace.

Quant à l'interdiction des phosphates en Suisse, on peut dire qu'elle a encouragé à double titre le développement des lessives sans phosphates. Premièrement, elle a contribué à convaincre l'industrie des détergents qu'à long terme, les émissions de phosphates ne pourraient continuer à être illimitées au niveau planétaire. Deuxièmement, elle a permis à ladite industrie de tester ses innovations sur le

marché suisse. Au début, l'industrie des détergents entendait bloquer cette interdiction, puis la faire supprimer. Par la suite, elle s'est fort bien accommodée de cette prescription pour les raisons susmentionnées. Il eût sans nul doute été possible de procéder autrement qu'en instaurant une interdiction. Mais pour aboutir au remplacement du phosphate par un substitut valable, il était absolument capital de suivre un processus évolutif indiquant clairement la marche à suivre à l'industrie. Ainsi, les restrictions progressives et la menace de l'interdiction ont contraint l'industrie à se rendre à l'évidence que le changement était inévitable. On aurait eu tort de renoncer à toute réglementation dans ce domaine, car l'industrie n'aurait dès lors eu aucune raison d'intensifier ses recherches en vue d'une solution plus écologique.

Modèles à équilibres multiples

Le modèle de la fig. 1 ne peut servir à décrire l'avènement de l'interdiction des phosphates. En effet, les lessives phosphatées se sont imposées sur le marché alors qu'il existe des solutions de rechange parfaitement envisageables du point de vue écologique et qui peuvent être produites sans coûts supplémentaires si le marché se convertit. Ce genre de situation provient du fait que, pour beaucoup de produits, le coût de l'unité produite diminue lorsque la quantité produite augmente. Il n'est donc pas rentable d'introduire un nouveau produit tant que le marché est dominé par un autre produit analogue. Lorsque l'introduction d'un produit peu nocif pour l'environnement n'est rentable que si le marché bascule dans son ensemble, aucun producteur ne voudra prendre le risque à sa charge. En conséquence, la recherche et le développement de solutions utilisables sont négligés tant que les entreprises ne croient pas à la conversion du marché.

Dans le cas qui nous occupe, cette attente est précisément née des nombreux débats et des mesures variées qui ont contribué un peu partout dans le monde à résoudre le problème des phosphates dans les lessives. Les entreprises concernées se sont tout simplement

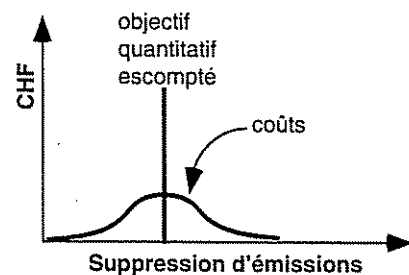


Fig. 2
Problème environnemental dans un système à plusieurs centres d'équilibre.

préparées à ne plus pouvoir faire usage des phosphates comme auparavant. Elles ont donc cherché un moyen d'atteindre les objectifs escomptés au meilleur prix possible. Cette recherche a abouti. Les coûts pour éviter l'émission de substances nocives ont d'abord augmenté, mais sont revenus au niveau initial dès le moment où la suppression d'émissions nocives s'est encore accrue (fig. 2).

Politique environnementale innovatrice

Faut-il admettre que le cas des lessives sans phosphates est une rare exception imputable aux particularités des technologies employées? Rien ne semble l'indiquer. Il faut donc se poser la question pour des situations analogues dans d'autres domaines. Il faut bien sûr procéder à des recherches plus précises. Les exemples qui mériteraient d'être ainsi considérés sont légion: remplacement des piles au mercure, procédés d'isolation thermique dans le bâtiment, véhicules ultra-légers (VUL) pour la locomotion individuelle ou solutions pour réduire l'utilisation du phosphate dans l'agriculture. L'étude de ces différents cas conforte par l'hypothèse selon laquelle l'économie de marché connaît plusieurs équilibres qui constituent chacun un optimum local par rapport à de petites modifications. Ce genre de situation a été décrit par Arthur [3] comme phénomène «lock-in», et c'est précisément ce sujet qui l'a motivé, ainsi que ses collègues du Santa Fe-Institute, à étudier l'économie comme étant un système complexe adaptatif.

Ces réflexions sont réellement encourageantes pour la politique de l'environnement. En effet, les degrés de liberté nécessaires à la concrétisation d'un développement durable pourraient

être considérablement plus grands que ne le laisserait supposer un modèle à un seul équilibre. La coordination des taxes d'incitation au niveau international n'est pas la seule solution envisageable. Il ne s'agit que d'une mesure parmi d'autres nous permettant de nous rapprocher du stade de développement durable. Les incitations véritables ne sont pas seulement celles qui renchérisent de manière durable les produits, mais aussi celles qui favorisent la mise en place d'une recherche réellement sérieuse en vue de développer de nouveaux produits susceptibles de faire basculer le marché en direction d'un équilibre écologiquement plus judicieux. Il s'agit donc moins d'une panacée que d'une marche à suivre pour

commencer à résoudre les nombreux problèmes environnementaux qui se posent actuellement.

L'introduction de lessives sans phosphates n'a pas résolu tous les problèmes relatifs à la protection des eaux. Elle n'en constitue pas moins un exemple illustrant de manière particulièrement probante la faculté d'apprentissage de l'opinion publique, des autorités et de l'industrie [4]. Elle prouve que l'économie est parfois susceptible de trouver un nouvel équilibre permettant d'éviter les atteintes à l'environnement sans occasionner un surcroît de coûts notable pour l'économie. Du point de vue de la politique de l'environnement, le défi consiste à vaincre l'inertie des structures écono-

miques établies qui empêchent toute recherche en vue d'aboutir à des solutions écologiquement innovantes

- [1] Berth P., W. K. Fischer, (1973): Waschmittelphosphate und mögliche Austauschstoffe in Beziehung zum Eutrophierungsproblem. Henkel-Referate 8, 76-79.
- [2] Koch O., (1980): Verarbeitung von Zeolith 4 A - Herstellung zeolithhaltiger Waschmittel. Henkel-Referate 16, 146-149.
- [3] Arthur B.W., (1989): Competing Technologies, Increasing Returns, and Lock in by Historical Events. *The Economic Journal* 99, 131.
- [4] Loeber A., J. Grin, (1996): From green waters to «green» detergents: Processes of learning between policy actors and target groups in eutrophication policy in the Netherlands, 1970-1987. (Forthcoming in: Sabatier, Paul, *An Advocacy Coalition Lens on Environmental Policy*). Paper presented at the 1996 Annual Meeting of the Western Political Science Association, San Francisco.

Alexander J.B. Zehnder

Coup d'oeil par delà les frontières



Alexander J.B. Zehnder

Dans un contexte de développement durable, tout regard porté par delà les frontières considère deux aspects: l'évolution de la charge de phosphore exportée vers la mer du Nord par le Rhin, dans la Méditerranée par le Rhône et le Tessin et dans la mer Noire par l'Inn d'une part, et le rôle du phosphore en tant que ressource épuisable d'autre part.

Exportation de phosphore

Château d'eau de l'Europe, la Suisse déverse ses eaux dans la mer du Nord par le Rhin, dans la Méditerranée par le Rhône et le Tessin et dans la mer Noire par l'Inn. Outre l'eau, ces fleuves exportent également des éléments nutritifs, tels que des composés d'azote et de phosphore. La quantité de phosphore exportée de Suisse par les grands fleuves s'élevait à quelque 7200 tonnes de phosphore en 1978 et à quelque 3200 en 1995 (fig. 1). Si on calcule la quantité annuelle de phosphore exportée de Suisse par habitant, elle est tombée de 1.17 kg à 0.47 kg.

La Suisse n'est pas seule à avoir vu chuter la quantité de phosphore entraînée par voie fluviale. Pendant cette même période, à Bimmen/Lobith, près de la

frontière néerlandaise, la charge de phosphore dans le Rhin a passé de 44'000 t à 14'000 (fig. 2). L'apport annuel par habitant dans le bassin versant du Rhin (Pays-Bas non compris) s'élevait encore à 1.11 kg P en 1978. Aujourd'hui, il chiffre 0.32 kg P. Pendant le même laps de temps, l'apport suisse est tombé de 1.2 kg P à 0.42 kg P. Les efforts déployés par l'ensemble des pays rhénans au cours des 20 dernières années pour réduire la concentration de phosphates dans les eaux ont abouti à de probants résultats.

La charge de phosphore entraînée dans la Méditerranée et dans la mer Noire a elle aussi diminué, mais nettement moins. Le potentiel de réduction est beaucoup plus petit pour le Rhône à cause de la courte distance entre la sortie du Léman et la frontière suisse. Pour leur

Ueli Bundi

Bilan:

Les révélations du phosphore

qui justifie l'interdiction des phosphates prononcée en 1986. Mais cette antinomie, devrait aussi nous inciter à nous préoccuper sans délai de l'excédent de phosphore dans notre agriculture.

Remerciements

Je tiens à adresser mes vifs remerciements à Mme Gabriele Friedli ainsi qu'à MM. Rudolf Kobler, Edwin Müller, Peter Waldner et Bernhard Wehrli pour la mise à disposition de données.

- [1] Landeshydrologie, (1978-1992): Hydrologisches Jahrbuch der Schweiz. Eidg. Druck-sachen und Materialzentrale, Bern.
- [2] De Walle, F.B., M. Nikolopoulou-Tamvakli, W.J. Heinen, (1993): Environmental Conditions of the Mediterranean Sea. ECC. Kluwer Academic, Dordrecht.
- [3] Mee, L.D., (1992): The Black Sea in crisis: a need for concerted international action. *Ambio* 21, 278-286.
- [4] Hupes, R., (1990): Pollution of the North Sea imposed by West European rivers (1984-1987). Int. Center of Water Studies, Amsterdam.
- [5] Ludikhuizen, D., (1992): Environmental management and protection of the Black Sea. Background document for Technical Expert Meeting, 20-21 May, 1992. Constanza, Romania, UNDP/UNEP/World Bank.
- [6] BUWAL, (1994): Der Zustand der Seen in der Schweiz. Schriften Umwelt Nr. 237, Bern.
- [7] Der Sempachersee und sein Einzugsgebiet, (1993). In: Sempacher See, Mitt. Naturforsch. Ges. Luzern, Bd. 33.
- [8] Stanners, D. and P. Bourdeau, (1995): Europe's Environment. The Dobfiß Assessment. European Environmental Agency, Copenhagen.
- [9] Tiessen, H., (1994): Phosphates, global issues, problems, options & opportunities. A manual for decision makers. Produced by the Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE).
- [10] Tiessen, H. ed., (1995): Phosphorus in the Global Environment. Transfers, Cycles and Management. SCOPE Report 54. John Wiley & Sons, Chichester.
- [11] Luse, R.T., (1970): The phosphorus cycle in tropical rain forest. In: H.T. Odum, ed. A Tropical Rain Forest. Division of Technical Information, U.S. Atomic Energy Commission, Chapter H-12.
- [12] Finck, A., (1986): Düngung und Bodenfruchtbarkeit in den Tropen und Subtropen. In: S. Rehm, ed. Grundlagen des Pflanzenbaues in den Tropen und Subtropen. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart, pp. 249-284.
- [13] Von Uexkull, H.R., (1986): Efficient fertilizer use in acid upland soils of the humid tropics. *FAO Fertilizer and Plant Nutrition Bulletin* 10.
- [14] Emsley, J., (1980): The phosphorus cycle. In: O. Hutzinger, ed. The Handbook of Environmental Chemistry Vol. 1/A, pp.147-167. Springer-Verlag, Berlin.



Ueli Bundi

Nul ne connaît de panacée ni de solution brevetée pour réduire les charges de phosphore. Ce qui importe, c'est une action concertée entre les divers domaines impliqués. Dans les années soixante-dix, la Suisse a fait oeuvre de pionnier en la matière en mettant sur pied tout un programme stratégique destiné à résoudre ce problème environnemental complexe. D'importantes expériences ont ainsi pu être recueillies au nom de la protection de l'environnement.

Deux mesures ont permis de réduire massivement la charge en phosphore des lacs: l'amélioration de l'épuration des eaux usées et l'élimination des phosphates dans les lessives. Ce nonobstant, plusieurs lacs suisses reçoivent à l'heure qu'il est encore trop de phosphore, spécialement ceux qui se trouvent dans un bassin versant à agriculture intensive. En conséquence, les rivières suisses continuent d'emporter une charge de phosphore excessivement élevée dans les mers européennes. Les mesures prises pour réduire l'apport de phosphore dans les eaux naturelles doivent donc être améliorées. A cet égard, l'agriculture est visée au premier chef. Mais l'épuration des eaux usées doit, elle aussi, encore être perfectionnée. A plus long terme, il faudra rechercher des systèmes totalement nouveaux et davantage respectueux de l'environnement pour la totalité de la gestion des eaux domestiques.

Agriculture

En matière d'agriculture, on fonde désormais de grands espoirs dans la nouvelle politique agricole. Une large palette d'impulsions économiques et de prescriptions ainsi que de nouvelles prestations telles que recherche, formation et conseil accompagnent cette profonde réorientation. Il existe désormais des paiements directs liés à des prestations écologiques.

Selon une nouvelle étude [1], la réorientation de la politique agricole est susceptible d'engendrer une réduction de l'apport en nitrates dans les eaux naturelles de 38 pour cent d'ici à l'an 2002. A plus long terme, un effet analogue est escompté pour le phosphore, à condition que l'aspect écologique ne soit pas oublié par la réforme agricole. Les exigences relatives aux prestations écologiques jouent là un rôle important. Par ailleurs, la réorientation de l'agriculture profitera aussi à l'économie, car elle permettra de réduire les coûts économiques de l'agriculture; la réduction des coûts annuels pour l'an 2002 sera de l'ordre de 340 à 680 millions de francs [1].

Efforts d'incitation

Tout progrès en matière de protection de l'environnement présuppose le recours à divers instruments. Le cas du phosphore l'illustre bien: aux prescriptions relatives à la capacité d'élimination des STEP ou à l'interdiction des phosphates dans les lessives sont venues s'ajouter des incitations économiques sous forme de subventions visant à encourager le perfectionnement des STEP. La recherche et le développement publics ont joué à cet égard un rôle important. Il en est résulté des modèles thématiques permettant de simuler les processus des milieux lacustres ainsi que de nouvelles phases de traitement pour

éliminer au mieux le phosphore des eaux usées. Divers cantons ont mis au point des stratégies pour assainir les lacs. Il en est résulté de nombreuses impulsions pour de nouvelles mesures, pour la coordination de ces mesures et pour un renforcement de la collaboration entre cantons, communes et privés.

Gain écologique et gain économique

Les instruments utilisés n'ont pas seulement accéléré la réduction des charges de phosphore, mais ils ont aussi donné lieu à des créations souvent inédites. Mentionnons notamment l'amélioration progressive de l'impact environnemental des lessives, de nouveaux concepts visant à optimiser la canalisation du point de vue économique-écologique ou encore l'amélioration de la concrétisation de la protection des eaux. A l'avenir, il faudra développer encore d'autres instruments, à l'instar des contributions financières pour prestations écologiques des agriculteurs, des taxes d'incitation (p.ex. sur les engrais), du contingentement de substances et de produits dangereux pour

l'environnement, ou encore des certificats d'émission négociables. Tout l'art consistera à définir des trains de mesures appropriés et à leur faire passer la rampe du point de vue politique. En cas de succès, la protection de l'environnement sera précieuse non seulement sous l'angle écologique, mais aussi souvent technique et économique.

Bénéfice local et bénéfice global

La réduction des charges de phosphore n'est pas seulement positive pour les eaux suisses, mais aussi pour la mer du Nord et la Méditerranée. Il y a encore d'autres raisons valables de ne pas dilapider le phosphore plus longtemps: c'est une ressource limitée au niveau mondial qu'on aurait avantage à utiliser pour fertiliser les sols dans les pays tropicaux. Une fois de plus, on constate que la protection de l'environnement fondée au niveau local ne va pas à contre-courant de la protection de l'environnement internationale. Toute protection locale de l'environnement aura des répercussions positives par delà son propre cadre, à condition toutefois qu'elle soit conçue de manière glo-

bale. En d'autres termes, il faut s'attaquer de manière conséquente à la lutte contre les sources des problèmes, à la recherche de solutions interdisciplinaires, aux considérations bénéfiques/coûts et à l'encouragement de technologies respectueuses de l'environnement dans tous les domaines. Ainsi, il sera aussi possible de réduire, voire d'empêcher toute exportation de pollutions environnementales (p.ex. de par une consommation élevée d'énergie).

En dépit d'énormes progrès, nous sommes encore loin de telles solutions durables avec le phosphore. Il y a toujours dilapidation, et dans le domaine des eaux usées en particulier, les moyens matériels et financiers à mettre en oeuvre sont élevés. Tout succès porteur sera lié à de profondes mutations des systèmes de distribution et d'élimination, de l'agriculture et du comportement des consommateurs. L'exemple du phosphore nous montre clairement l'étroite interdépendance entre la protection de l'environnement, la technologie et l'évolution de la société.

[1] Groupe de projet Bilan de l'azote en Suisse (éd. OFEFP/OFAG). Stratégie pour la réduction des émissions d'azote. En cours d'impression.

Dix ans d'aération lacustre – Expériences et options

En février 1982, l'installation d'aération TANYTARSUS a été mise en service au Baldeggersee: l'apport quotidien de 4,5 tonnes d'oxygène pur a permis – après plusieurs décennies d'anoxie – de rétablir au cours de l'été suivant un état oxygène dans l'hypolimnion, et ce, jusqu'au fond du lac. Cette aération lacustre avait un double objectif:

- augmenter la rétention de phosphore dans le sédiment lacustre en améliorant les conditions d'oxygénation;
- élargir le biotope des poissons et autres organismes dépendants de la présence d'oxygène.

Poursuivant le même objectif, les cantons de Lucerne et d'Argovie ont mis en place des installations d'aération res-

pectivement en 1984 dans le lac de Sempach et en 1985 dans le Hallwilersee. Depuis lors, les trois installations sont exploitées selon le même principe: brassage artificiel de l'eau du lac par injection de grosses bulles d'air comprimé en hiver (afin d'améliorer l'absorption d'oxygène atmosphérique) et enrichissement avec de l'oxygène pur durant la saison estivale.

En collaboration avec les cantons de Lucerne et d'Argovie, l'EAWAG a suivi avec assiduité la réaction des lacs et de leurs écosystèmes à ces interventions internes. Après 10 ans, il est temps de présenter les principaux résultats de cette entreprise unique en son genre. De plus, il faut examiner les options pour l'explo-

tation future des installations d'aération et définir les efforts d'assainissement encore requis. Les expériences se résument de la manière suivante:

Oxygène

L'injection d'oxygène pur (en été) et la circulation forcée (en hiver) permettent de maintenir dans un état oxygène la totalité de l'eau lacustre jusqu'au fond du lac dans les trois lacs considérés, et ce, toute l'année.

Plancton

Le biotope oxygène est agrandi et par conséquent la pression prédatrice du zooplancton sur les algues est réduite. En conséquence, la biomasse phytoplanctonique peut être aujourd'hui pratiquement la même en dépit de faibles teneurs en éléments nutritifs. Les interventions ne modifient que faiblement la composition des algues et du zooplancton.

Le rapport intitulé «Zehn Jahre Seenbelüftung: Erfahrungen und Optionen», dans la série des publications de l'EAWAG n° 9, ISBN: 3-906484-14-9, peut être commandé auprès du service de presse et d'information de l'EAWAG, 8600 Dübendorf.

Organismes benthiques

Les vers (oligochètes) et les larves d'insectes (chironomes) sont les organismes qui ont réagi le plus distinctement à l'aération lacustre. Ces organismes, dont certains constituent une base alimentaire pour les poissons, ont migré, à la suite des conditions oxygènes améliorées, dans l'hypolimnion et peuplent aujourd'hui le sédiment. Depuis le début de l'aération artificielle, la part de biomasse phytoplanctonique dégradée dans le sédiment a augmenté par conséquent jusqu'à 20%.

Piégeage du phosphore dans le sédiment

L'aération artificielle n'a pas modifié de manière mesurable l'accumulation définitive du phosphore dans le sédiment (fig. 1). Les installations d'aération n'ont donc pas permis d'atteindre un des deux objectifs principaux, à savoir augmenter la rétention, efficace à long terme, de phosphore dans le sédiment lacustre avec pour conscience d'accélérer la diminution de la teneur en phosphore dans l'eau lacustre. Comme l'oxygène est consommé trop rapidement à la surface du sédiment, il ne peut pas pénétrer dans le sédiment. Le phosphore sédimenté demeure ainsi dans un environnement anoxique.

Poissons

Du fait de l'association de teneurs élevées en éléments nutritifs et du peuplement de poissons, le produit de la pêche dans les lacs par rapport à l'état quasi-naturel a surtout augmenté pour les corégones au cours du dernier siècle. L'aération lacustre a eu pour conséquence l'extension de l'espace vital dans les couches aquatiques froides. Toutefois, le produit de la pêche, déjà élevé, n'a pas augmenté davantage. L'aération lacustre n'a pas d'effet particulier sur les peuplements de poissons ni sur leur capacité de reproduction. Par exemple, les corégones ne continuent à vivre que grâce à des mesures de repeuplement, car leurs oeufs meurent à cause de la consommation élevée d'oxygène à la surface du sédiment. En revanche, les

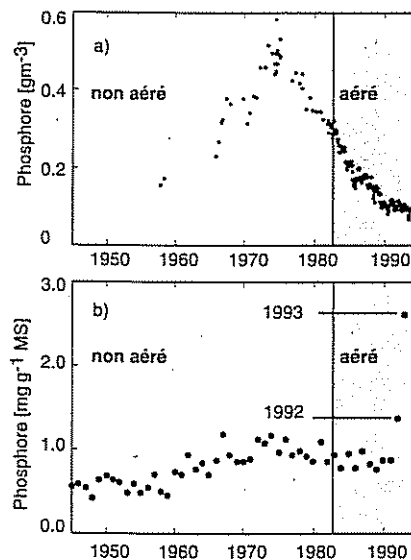


Fig. 1a)

Evolution diachronique de la concentration moyenne du phosphore dissous dans le Baldeggersee: depuis le milieu des années soixante-dix, la concentration en phosphore (P) a diminué d'un facteur de 6 environ. Afin d'atteindre l'objectif d'assainissement, une réduction ultérieure d'un facteur de 3 au moins est requise.

Fig. 1b)

Evolution diachronique de la teneur en phosphore dans les différentes strates annuelles d'une carotte de sédiment prélevée au milieu du Baldeggersee. Depuis le début de l'aération artificielle, aucune amélioration de la rétention de phosphore dans le sédiment n'a été observée. Les concentrations élevées à la surface de la carotte (1992/93) ressortent de la biomasse phytoplanctonique encore non dégradée.

perches, les cyprinidés et les brochets, de par leur mode de reproduction, ne sont pas directement menacés par les teneurs élevées en éléments nutritifs. L'aération lacustre n'a pas non plus eu d'effet notable sur la mort des alevins qui peut survenir au printemps par suite de sur-saturation d'oxygène.

En résumé, l'aération lacustre peut être considérée comme un succès partiel: les attentes relatives à l'amélioration des conditions d'oxygénation sont satisfaites. Mais l'effet escompté sur la rétention de phosphore n'a pas eu lieu.

Evolution future

Toute mesure d'assainissement lacustre tend à rendre le lac quasi-naturel. L'état des eaux qu'il faut viser est un état proche de l'époque préindustrielle dans lequel les espèces locales typiques et les biocénoses (algues, invertébrés, poissons, etc.) peuvent se reproduire. Une charge en éléments nutritifs qui correspond à un taux de croissance moyenne des algues (env. 150 g C par m² et par année) représente un objectif qualitatif raisonnable pour les lacs au bord des Alpes et les grands lacs du Plateau Suisse. Ces lacs montrent la plus grande biodiversité, les peuplements de corégones peuvent se maintenir et il n'y a pas de problème particulier pour la production d'eau potable.

Au nom d'une protection des eaux globale, les moyens mis en œuvre doivent l'être en fonction des priorités, en particulier après évaluation du rapport coûts/bénéfices. Comme la réduction de

la teneur en phosphore dans le lac n'est apparemment possible qu'en réduisant l'apport de phosphore, les mesures à prendre dans le bassin versant continuent d'avoir la priorité. A cet égard, il est urgent de réduire l'érosion du phosphore des terres agricoles, alors que les apports de phosphore issus des eaux usées ont été fortement réduits au cours des 15 dernières années. Le haut niveau de déphosphatation dans les STEP doit être maintenu.

L'aération lacustre ne doit pas devenir un état permanent dans les lacs du Plateau. Comme il avait été conçu initialement, l'assainissement des lacs devra à l'avenir s'efforcer de ne plus recourir à l'aération, et ce, le plus rapidement possible. Pour atteindre l'objectif d'assainissement dans les années qui viennent, les apports de phosphore devront être réduits – de moitié (lac de Sempach et Hallwilersee) à un tiers (Baldeggersee).

Pendant la phase transitoire, les biotopes en milieu oxygène peuvent être conservés moyennant l'aération lacustre. Ceci vaut tout particulièrement pour les lacs Hallwilersee et Baldeggersee, car un arrêt immédiat de l'apport d'oxygène engendrerait rapidement la mort des organismes benthiques. Dans le lac de Sempach en revanche, l'apport d'oxygène pur peut être arrêté pendant la saison estivale. La circulation artificielle en hiver garantit une zone tampon oxygène suffisamment puissante dans l'hypolimnion.

Alfred Wüest et Bernhard Wehrli, avec la collaboration de H. Bühner, U. Bundi, H.R. Bürgi, R. Gächter, D.M. Imboden, R. Müller et F. Strössel

Journées Portes ouvertes 1996 à l'EAWAG...

A l'occasion de son soixantième anniversaire, l'EAWAG a ouvert ses portes du 31 mai au 1er juin 1996 afin de présenter son travail au grand public.

Des recherches à comprendre par les sens

Le but était de représenter de manière concrète les multiples interactions entre l'eau et l'environnement. Il y avait là matière à défi, ce que les collaboratrices et collaborateurs de l'EAWAG ont exploité avec beaucoup d'habileté. A tous les échelons, ils ont montré aux visiteurs que les activités humaines, aussi négligeables soient-elles, laissent des traces dans l'environnement. Ici, on assiste à une raréfaction des ressources; là, les substances nocives s'accumulent. Qu'il s'agisse du ménage, du travail ou des loisirs, la problématique des eaux et des substances présentes dans l'environnement refait toujours surface, par des détours souvent insoupçonnés. Les spécialistes de l'EAWAG ont mis sur pied des itinéraires thématiques dans le but de donner aux rapports scientifiques complexes une forme concrète aussi facile à appréhender que possible tout en faisant appel aux



Lors de ses portes ouvertes, l'EAWAG a accueilli plus de 3000 personnes de tout âge.

facultés sensorielles des jeunes et des moins jeunes. Voici même ce qu'une classe d'école nous a écrit par la suite: «Les austères leçons de chimie, de biologie, etc., qui paraissent jusqu'alors futiles à beaucoup d'entre nous, ont soudain pris tout leur sens pratique.»

Au nombre de quatre, ces itinéraires thématiques illustraient concrètement les multiples activités de l'EAWAG: eau potable, eaux usées, archives environnementales, biotopes aquatiques et gestion des ressources limitées.

Des lauriers pour la meilleure publication IAWQ 1996 chez Pergamon Press

Lors de la dernière Conférence de l'Association internationale pour la qualité de l'eau (International Association for Water Quality, IAWQ), qui a eu lieu à Singapour, Daniel

Wild (à g.), Alben Kislakova (à d.) et Hansruedi Siegrist (au c.), tous trois de l'EAWAG, ont présenté leurs travaux sur la «Fixation du phosphore par le magnésium, le calcium et la zéolithe A durant la stabilisation des boues excédentaires en cas de déphosphatation biologique accrue». Le 23 juin 1996, la Conférence IAWQ, qui se tient tous les deux ans, leur a décerné la médaille d'or de la meilleure étude IAWQ.



... et 1997 à Kastanienbaum

Du vendredi 13 juin au samedi 14 juin, le centre de recherches limnologiques à Kastanienbaum a ouvert ses portes. Trois visites ont permis de découvrir la vie secrète des lacs, le précieux bien que représente l'eau potable ainsi que les habitants des rivières et des eaux souterraines.

Theresa Büsser

Atelier COL 96

Du 13 au 14 mai 1996, le centre de limnologie de l'EAWAG à Kastanienbaum/LU a accueilli le Congrès annuel de la Commission d'océanographie et de limnologie (COL/SANW), consacrée au thème suivant: «Environment and Climate: Interactions between Continental and Marine Systems». Les 52 spécialistes réunis pendant ces deux jours ont tenté d'éclaircir deux problèmes. D'une part, ils ont analysé les corrélations possibles entre l'étude des milieux marins et l'analyse des conditions climatiques et environnementales en milieu continental (et *vice versa*). Ils ont d'autre part discuté des possibilités de concrétiser ces résultats au niveau politique et social. Chacun des sujets portés à l'ordre du jour a fait l'objet d'une conférence introductive suivie ensuite d'un débat nourri en plénum:

- *Atmosphere Transfer:*
Judith McKenzie/EPF Zurich
 - *Surface Water Transfer:*
Wilfried Häberli/Université de Zurich
 - *Archives:*
Svante Björck/Université de Copenhague
 - *Dissemination of Scientific Results and Society:*
P. Schilliger/Lucerne, R. Volz/OFEFP Berne
 - *Education of Environmental Scientists:*
Dieter Imboden/EAWAG
- La manifestation a été organisée conjointement par la COL, l'EAWAG, la Commission suisse de géologie et ProClim.

Michael Sturm

Formation continue PEAK – indispensable !

Le programme 1997 des cours PEAK (Praxisorientierte EAWAG-Kurse) est désormais disponible. On peut y accéder via la page d'accueil de l'EAWAG sur Internet (<http://www.eawag.ch>) ou en commandant la brochure correspondante à l'adresse suivante:

EAWAG, Secrétariat PEAK,
8600 Dubendorf
Tel. 01/823 53 93
Fax 01/823 53 75
e-mail gruber@eawag.ch

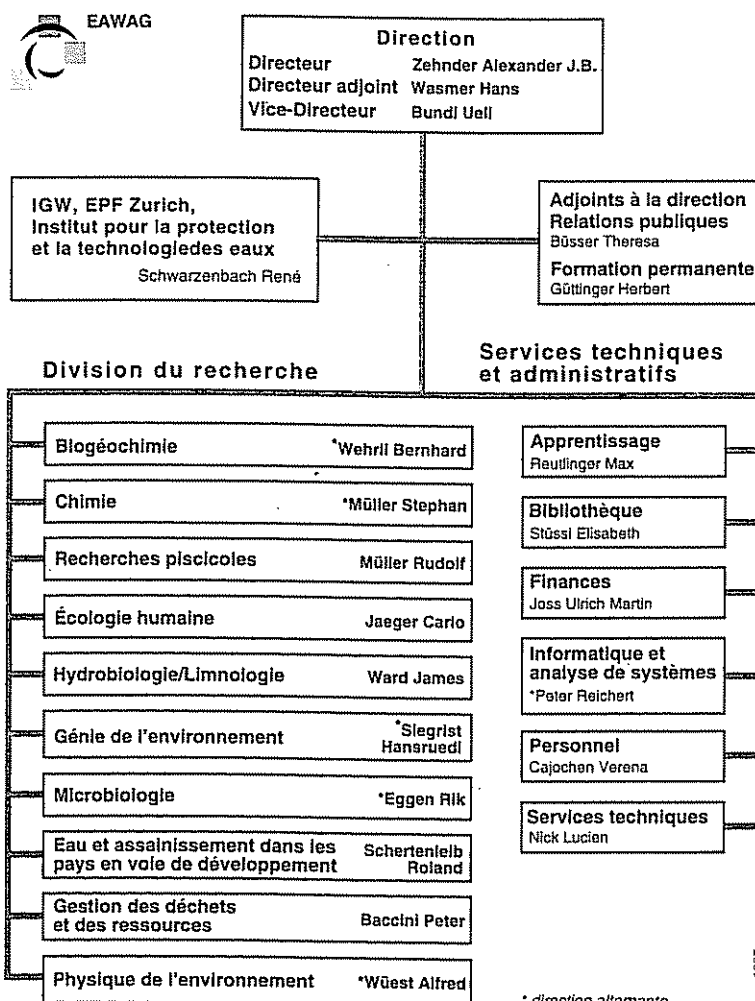
Les sujets traités sont nombreux et variés: modélisation des écosystèmes, modélisation de l'élimination des matières fécales et des eaux usées dans les pays en voie de développement, caractérisation des biotopes aquatiques, durabilité régionale,

mesures en milieu aquatique, dimensionnement des bassins de décantation secondaire, élimination des substances en solution dans la production d'eau potable et, enfin, gestion des ressources dans la construction.



Bernhard Wehrli, professeur à l'EAWAG, lors de la Journée d'information 1996.

EAWAG, Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux



* direction allemande

2079 **Werien, C., Kohler, H.-P.E., van der Meer, J.R.:** The broad substrate chlorobenzene dioxygenase and *cis*-chlorobenzene dihydrodiol dehydrogenase of *Pseudomonas* sp. strain P51 are linked evolutionarily to the enzymes for benzene and toluene degradation. *J. Biol. Chem.* 271, No. 8, 4009–4016 (1996).

2080 **Siegrist, H.R.:** Einbezug von Industrieabwasser mit abbaubaren C-Quellen beim Betrieb kommunaler Kläranlagen. 196. VSA-Mitgliederversammlung, Luzern, 12.5.1995, 16 S.

2081 **Altenbach, B.:** Determination of substituted benzene- and naphthalene-sulfonates in waste water and their behaviour in sewage treatment. Diss. ETHZ No. 11'437, Zürich 1996.

2082 **Friedl, C.:** Populationsdynamik und Reproduktionsbiologie der Bachforelle (*salmo trutta fario* L.) in einem hochalpinen Fließgewässer. Diss. ETHZ Nr. 11'624, Zürich 1996.

2083 **Mason, Y.:** Natural manganese oxides associated with metallogenium-like particles as scavengers of metals in lakes. Diss. ETHZ No. 11'393, Zürich 1995.

2084 **Beer, J., Mende, W., Stellmacher, R., White, O.R.:** Intercomparisons of proxies for past solar variability. In: «Climatic variations and forcing mechanisms of the last 2000 years», P.D. Jones, R.S. Bradley, J. Jouzel (Eds.). NATO ASI Ser. 141, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg 1996, pp. 501–517.

2085 **Dürrenberger, G., Bieri, L., Jaeger, C., Dahinden, U.:** Telework and vocational contact [with open peer commentaries and author's response]. *Technology Studies* 2/1, 104–159 (1995).

2086 **Wanner, O.:** New experimental findings and biofilm modelling concepts. *Water Sci. Tech.* 32, No. 8, 133–149 (1995).

2087 **Müller, B., Hauser, P.C.:** Effect of pressure on the potentiometric response of ion-selective electrodes and reference electrodes. *Anal. Chim. Acta* 320, 69–75 (1996).

2088 **Suter, M.J.-F., Reiser, R., Giger, W.:** Differentiation of linear and branched alkylbenzenesulfonates by gas chromatography/tandem mass spectrometry. *J. of Mass Spectrometry* 31, 357–362 (1996).

2089 **Voelker, B.M., Sutzberger, B.:** Effects of fulvic acid on Fe(II) oxidation by

Jun. 1997

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

Publications

- hydrogen peroxide. Environ. Sci. & Technol. 30, 1106–1114 (1996).
- 2090 **Schumacher, W., Holliger, C.:** The proton/electron ratio of the menaquinone-dependent electron transport from dihydrogen to tetrachloroethene in «*Dehalobacter restrictus*». J. Bacteriol. 178, 2328–2333 (1996).
- 2091 **Haderlein, S.B., Weissmahr, K.W., Schwarzenbach, R.P.:** Specific adsorption of nitroaromatic explosives and pesticides to clay minerals. Environ. Sci. & Technol. 30, 612–622 (1996).
- 2092 **Fernández, P., Alder, A.C., Suter, M. J.-F., Giger, W.:** Determination of the quaternary ammonium surfactant ditallowdimethylammonium in digested sludges and marine sediments by supercritical fluid extraction and liquid chromatography with postcolumn ion-pair formation. Anal. Chem. 68, 921–929 (1996).
- 2093 **Simoni, S., Klinke, S., Zipper, Z., Angst, W., Kohler, H.-P.E.:** Enantioselective metabolism of chiral 3-phenylbutyric acid, an intermediate of linear alkylbenzene degradation, by *Rhodococcus rhodochrous* PB1. Appl. Environ. Microbiol. 62, 749–755 (1996).
- 2094 **Ahel, M., Schaffner, C., Giger, W.:** Behaviour of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment – III. Occurrence and elimination of their persistent metabolites during infiltration of river water to groundwater. Water Res. 30, No. 1, 37–46 (1996).
- 2095 **Müller, B., Hauser, P.C.:** Fluorescence optical sensor for low concentrations of dissolved carbon dioxide. Analyst 121, 339–343 (1996).
- 2096 **Voelker, B.M., Sedlak, D.L.:** Iron reduction by photoproduced superoxide in seawater. Marine Chem. 50, 93–102 (1996).
- 2097 **Briglia, M., Eggen, R.I.L., De Vos, W.M., Van Elsas, J.D.:** Rapid and sensitive method for the detection of *Mycobacterium chlorophenolicum* PCP-1 in soil based on 16S rRNA gene-targeted PCR. Appl. Environ. Microbiol. 62, 1478–1480 (1996).
- 2098 **Bosma, T.N.P., Marlies, E., Ballemans, W., Hoekstra, N.K., te Welscher, R.A.G., Smeenk, J.G.M.M., Schraa, G., Zehnder, A.J.B.:** Biotransformation of organics in soil columns and an infiltration area. Ground Water 34, 49–56 (1996).
- 2099 **Biesterveid, S., Scholtern, J.C.M., Zehnder, A.J.B., Stams, A.J.M.:** Influence of external electron acceptors and of CO and H₂ on the xylose metabolism of *Bacteroides xylanolyticus* X5-1. Appl. Microbiol. Biotechnol. 42, 367–374 (1994).
- 2100 **Brüschweiler, B.B., Würgler, F.E., Fent, K.:** An elisa assay for cytochrome P4501A in fish liver cells. Environ. Toxicol. & Chem. 15, 592–596 (1996).
- 2101 **Brüschweiler, B.B., Würgler, F.E., Fent, K.:** Inhibition of cytochrome P4501A by organotins in fish hepatoma cells PLHC-1. Environ. Toxicol. & Chem. 15, 728–735 (1996).
- 2102 **Hütte, M.:** Die ökologische Bedeutung der künstlich veränderten Hochwasserabflüsse in Restwasserstrecken. Wasserbau-Mitt. der Tech. Hochschule Darmstadt Nr. 40, 207–210 (1995).
- 2103 **Tschui, M., Von Schulthess, R., Boller, M.:** Abwasserreinigungsanlagen – Einfluss der Tenside beim Sauerstoffeintrag in Belebtschlamm. Mitt. zum Gewässerschutz Nr. 21, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Bern 1996, VIII + 76 S.
- 2104 **Von Gunten, U., Bruchet, A., Costentin, E.:** Bromate formation in advanced oxidation processes. J. Amer Water Works Assoc. 88, No. 6, 53–65 (1996).
- 2105 **Fent, K.:** Ecotoxicology of organic compounds. Critical Reviews in Toxicol. 26, No. 1, 1–117 (1996).
- 2106 **Xue, H., Oestreich, A., Kistler, D., Sigg, L.:** Free cupric ion concentrations and Cu complexation in selected swiss lakes and rivers. Aquatic Sci. 58/1, 69–87 (1996).
- 2107 **Holliger, C., Zehnder, A.J.B.:** Anaerobic biodegradation of hydrocarbons. Current Opinion in Biotechnol. 7, 326–330 (1996).
- 2108 **Eggen, R.I.L., van Kranenburg, R., Vriesema, A.J.M., Geerling, A.C.M., Verhagen, M.F.J.M., Hagen, W.R., de Vos, W.M.:** Carbon monoxide dehydrogenase from *Methanosarcina frisia* G01. Characterization of the enzyme and the regulated expression of two operon-like *cdh* gene clusters. J. of Biol. Chem. 271, 14256–14263 (1996).
- 2109 **Nowack, B.:** Behavior of EDTA in groundwater – a study of the surface reactions of metal-EDTA complexes. Diss. ETHZ No. 11'392, Zürich 1996.
- 2110 **Weissmahr, K.:** Mechanism and environmental significance of electron donor acceptor interactions of nitroaromatic compounds with clay minerals. Diss. ETHZ No. 11'631, Zürich 1996.
- 2111 **Jaeger, C.C., Kasemir, B.:** Climatic risks and rational actors. Global Environ. Change 6, No. 1, 23–36 (1996).
- 2112 **Ivy-Ochs, S., Schlüchter, C., Kubik, P.W., Dittrich-Hannen, B., Beer, J.:** Minimum ¹⁰Be exposure of early Pliocene for the Table Mountain plateau and the Sirius Group at Mount Fleming, Dry Balleys, Antarctica. Geology 23, 1007–1010 (1995).
- 2113 **Gächter, R., Mares, A., Stamm, C., Kunze, U., Blum, J.:** Dünger düngt Sempachersee. Agrarforschung 3, H. 7, 329–332 (1996).
- 2114 **Lichtensteiger, T.:** Müllschlacken aus petrologischer Sicht. Geowiss. 14, H. 5, 173–180 (1996).
- 2115 **Frutiger, A., Gammeter, S.:** Zustandsbeurteilung Fließgewässer – ein Methodenvorschlag. 200. VSA-Mitgliederversammlung, 31.5.96 in Bern, S. 47–58.
- 2116 **Matthaei, C.D., Uehlinger, U., Meyer, E.I., Frutiger, A.:** Recolonization by benthic invertebrates after experimental disturbance in a Swiss prealpine river. Freshwater Biol. 35, 233–248 (1996).
- 2117 **Zehnder, A.J.B., Schertenleib, R.:** Neue Ansätze und Technologien in der Siedlungshygiene in Entwicklungsländern. Vermess., Photogramm., Kulturtech. 94, 385–387 (1996).
- 2118 **Voelz, N.J., Ward, J.V.:** Microdistributions of filter-feeding caddisflies (Insecta: Trichoptera) in a regulated Rocky Mountain river. Can. J. Zool. 74, 654–666 (1996).
- 2119 **Schwaiger, J., Fent, K., Stecher, H., Fering, H., Negele, R.D.:** Effects of sublethal concentrations of triphenyltinacetate on rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 30, 327–334 (1996).
- 2120 **Furrer, G., Wehrli, B.:** Microbial reactions, chemical speciation, and multi-component diffusion in porewaters of a eutrophical lake. Geochim. Cosmochim. Acta 60, No. 13, 2333–2346 (1996).

- 2121 **Poiger, T., Field, J.A., Field, T.M., Giger, W.:** Occurrence of fluorescent whitening agents in sewage and river water determined by solid-phase extraction and high-performance liquid chromatography. *Environ. Sci. & Technol.* 30, No. 7, 2220–2226 (1996).
- 2122 **Kramer, J.B., Canonica, S., Hoigné, J.:** Degradation of fluorescent whitening agents in sunlit natural waters. *Environ. Sci. & Technol.* 30, No. 7, 2227–2234 (1996).
- 2123 **Nowack, B., Lützenkirchen, J., Behra, P., Sigg, L.:** Modeling the adsorption of metal-EDTA complexes onto oxides. *Environ. Sci. & Technol.* 30, No. 7, 2397–2405 (1996).
- 2124 **Schäfer, A., Harms, H., Zehnder, A.J.B.:** Biodegradation of 4-nitroanisole by two *Rhodococcus* spp. *Biodegradation* 7, 249–255 (1996).
- 2125 **Middelorp, P.J.M., Jaspers, M., Zehnder, A.J.B., Schraa, G.:** Biotransformation of α -, β -, γ - and δ -hexachlorocyclohexane under methanogenic conditions. *Environ. Sci. & Technol.* 30, No. 7, 2345–2349 (1996).
- 2126 **Langenoff, A.A.M., Zehnder, A.J.B., Schraa, G.:** Behaviour of toluene, benzene and naphthalene under anaerobic conditions in sediment columns. *Biodegradation* 7, 267–274 (1996).
- 2127 **Baumann, B., Snozzi, M., Zehnder, A.J.B., Van der Meer, J.R.:** Dynamics of denitrification activity of *Paracoccus denitrificans* in continuous culture during aerobic-anaerobic changes. *J. Bacteriol.* 178, 4367–4374 (1996).
- 2128 **Kovarova, K., Zehnder, A.J.B., Egli, T.:** Temperature-dependent growth kinetics of *Escherichia coli* ML 30 in glucose-limited continuous culture. *J. Bacteriol.* 178, 4530–4539 (1996).
- 2129 **Jucker, B.A., Harms, H., Zehnder, A.J.B.:** Adhesion of the positively charged bacterium *Stenotrophomonas (Xanthomonas) maltophilia* 70401 to glass and teflon. *J. Bacteriol.* 178, 5472–5479 (1996).
- 2130 **Schyns, P.J.Y.M.J., de Frankrijker, J., Zehnder, A.J.B., Stams, A.J.M.:** Production, purification and characterization of an α -L-arabinofuranosidase from *Bacteroides xylanolyticus* X5-1. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 42, 548–554 (1994).
- 2131 **Lendenmann, U., Snozzi, M., Egli, T.:** Kinetics of the simultaneous utilization of sugar mixture by *Escherichia coli* in continuous culture. *Appl. Environ. Microbiol.* 62, 1493–1499 (1996).
- 2132 **Harms, H.:** Bacterial growth on distant naphthalene diffusing through water, air, and water-saturated and nonsaturated porous media. *Appl. Environ. Microbiol.* 62, 2286–2293 (1996).
- 2133 **Kersten, M.:** Aqueous solubility diagrams for cementitious waste stabilization systems. 1. The C-S-H solid-solution system. *Environ. Sci. & Technol.* 30, 2286–2293 (1996).
- 2134 **Peeters, F., Wüest, A., Piepke, G., Imboden, D.M.:** Horizontal mixing in lakes. *J. Geophys. Res.* 101, No. C8, 18'361–18'375 (1996).
- 2135 **Müller, S.R., Zweifel, H.-R., Kinnison, D.J., Jacobsen, J.A., Meier, M.A., Ulrich, M.M., Schwarzenbach, R.P.:** Occurrence, sources, and fate of trichloroacetic acid in Swiss waters. *Environ. Toxicol. & Chem.* 15, 1470–1478 (1996).
- 2136 **Harms, H.:** Bioverfügbarkeit organischer Schadstoffe – der Einfluss von Sorption und Massentransfer. In: «Neue Techniken der Bodenreinigung», Stegmann (Hg.). *Hamburger Berichte* 10, Abfallwirtschaft, TU Hamburg-Harburg. *Economica Verlag* 1996, S. 257–268.
- 2137 **Kipfer, R., Aeschbach-Hertig, W., Hofer, M., Hohmann, R., Imboden, D.M., Baur, H., Golubev, V., Klerkx, J.:** Bottom-water formation due to hydrothermal activity in Frolikha Bay, Lake Baikal, eastern Siberia. *Geochim. Cosmochim. Acta* 60, 961–971 (1996).
- 2138 **Livingstone, D.M., Imboden, D.M.:** The prediction of hypolimnetic oxygen profiles: a plea for a deductive approach. *Can. J. Fish. & Aquatic Sci.* 53, 924–932 (1996).

BULLETIN DE COMMANDE

42-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