

Agriculture et Qualité des Eaux

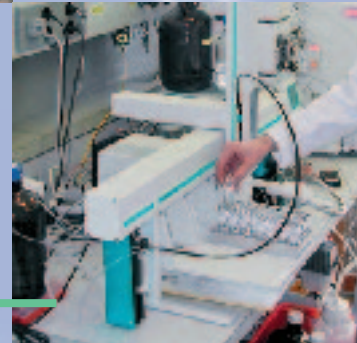
Produits agrochimiques:
Quel danger pour le milieu aquatique? **3**



L'eau potable contaminée
en zone rurale? **9**



Les antibiotiques dans l'agriculture:
Quelles conséquences pour l'environnement? **12**



Pesticides:
Quel risque pour les eaux? **20**



Agriculture et Qualité des Eaux

2 La protection des eaux et la politique agricole dans le même bateau

Article thématique

3 Produits agrochimiques: Quel danger pour le milieu aquatique?

Recherches actuelles

6 Politique agricole et protection des eaux

9 L'eau potable contaminée en zone rurale?

12 Les antibiotiques dans l'agriculture: Quelles conséquences pour l'environnement?

16 La pollution des eaux par les pesticides – La recherche rencontre la politique

20 Pesticides: Quel risque pour les eaux?

24 Pour une utilisation des terres mieux adaptée à leurs caractéristiques locales

28 Stratégie nationale de réduction des émissions d'azote dans le domaine agricole

Forum

31 Entre agriculture et protection des eaux

Divers

32 Divers

Editeur Distribution et ©:
EAWAG, Case postale 611, CH-8600 Dübendorf
Tél. +41 (0)44 823 55 11
Fax +41 (0)44 823 53 75
<http://www.eawag.ch>

Rédaction Martina Bauchrowitz, EAWAG

Traductions Laurence Frauenlob-Puech, D-Waldkirch

Conseiller linguistique Fabrice Combes, F-Marseille

Copyright Reproduction possible après accord avec la rédaction.

Figures Peter Nadler, Küssnacht

Parution Irrégulièrement, en français, allemand et anglais. Production chinoise en coopération avec INFOTERRA China National Focal Point.

Crédit photographique Vu aérienne: Endoxon AG, Luzern; autres photos: EAWAG

Maquette Inform, 8005 Zurich

Graphisme Peter Nadler, 8700 Küssnacht

Impression sur papier recyclé

Abonnements et changements d'adresse Les nouveaux abonné(e)s sont les bienvenu(e)s!
Veuillez contacter: martina.bauchrowitz@eawag.ch

Editorial

La protection des eaux et la politique agricole dans le même bateau



Stephan Müller dirige la division «Protection des eaux» à l'OFEFP (jusqu'en avril 2004 chef du département «Eau et agriculture» à l'EAWAG)

Quand nous pensons à l'été, nous pensons à nos baignades favorites. Traverser les lacs à la nage ou descendre tranquillement le cours du Rhin en canot pneumatique. Par exemple de Stein am Rhein à Schaffhouse – un des plus beaux paysages fluviaux d'Europe. Au cours de nos pérégrinations fluviales, nous passerons sous des voies ferrées, traverserons des forêts profondes, longerons des campings et bien entendu une multitude de champs et autres terres agricoles. L'agriculture est une des formes dominantes d'occupation du sol en Suisse. Et elle joue en tant que telle un rôle décisif dans la protection des eaux.

La Suisse a pris en Europe une position de pionnière en matière de politique agricole par l'adoption de mesures exemplaires destinées à améliorer l'état des cours d'eau: l'attribution de paiements directs en échange de prestations écologiques requises (PER) d'une part et l'introduction de l'article 62a dans la Loi sur la protection des eaux afin d'apporter un soutien financier aux projets d'assainissement des eaux d'autre part. Cette politique fait école et l'Union européenne dirige actuellement sa propre politique agricole dans la même voie. Quel bilan peut-on établir aujourd'hui de dix ans de cette nouvelle politique agricole? C'est sur cette question que portent la plupart des articles de ce numéro de l'EAWAG news. Des résultats satisfaisants ont été obtenus dans la réduction de la teneur en nitrates des eaux souterraines. Depuis le milieu des années 1990, les concentrations ont nettement baissé dans les deux tiers des sites de mesure. Des progrès ont également été faits sur l'autre grand front de la pollution des eaux: les phosphates dans les lacs suisses. Certains grands lacs présentent cependant encore des teneurs trop

élevées. D'autre part, l'accumulation du phosphore dans les sols suite à l'apport d'engrais de ferme en excès dans les champs est un fait bien établi qui conduira certainement à une augmentation de la charge pour les lacs.

Mais les quelque 400 pesticides actuellement homologués en Suisse constituent également une des grandes préoccupations de la protection des eaux. Les concentrations mesurées dans les petites et moyennes rivières dépassent bien souvent le seuil de 0,1 µg/l fixé par l'Ordonnance sur la protection des eaux de même que divers critères de qualité définis par les scientifiques. De plus, la surveillance des eaux souterraines menée par l'OFEFP a révélé la présence de traces de pesticides dans 60 % des masses d'eau souterraine. Il est donc primordial d'assurer une protection encore plus sévère des eaux souterraines et superficielles.

Pour poursuivre la réduction des nuisances causées par l'agriculture au milieu aquatique, il semble inévitable d'optimiser l'Ordonnance sur les paiements directs et/ou de modifier en conséquence les prestations écologiques requises. L'application des accords OMC implique le remplacement progressif des crédits engagés pour soutenir le marché par des paiements directs en faveur de la protection des eaux. Les nouvelles études basées sur les propriétés locales des terres agricoles montrent que cette mutation ne demande pas nécessairement des sacrifices d'ordre économique.

Notre canot parvient maintenant aux abords de la ville de Schaffhouse. Voulons-nous achever ici notre périple à travers la protection des eaux et la politique agricole ou devons-nous plutôt passer les chutes du Rhin par voie de terre et profiter de cette interruption pour une discussion constructive sur la politique agricole 2011? Forts de nouvelles idées, nous pourrions alors remettre le canot à l'eau en aval des chutes et aborder les problèmes qui se présentent avec un nouvel élan.



Produits agrochimiques: Quel danger pour le milieu aquatique?

L'agriculture utilise des quantités considérables de produits agrochimiques dont une partie, entraînée par les pluies, se retrouve dans le milieu aquatique. Protection des eaux et agriculture semblent dès lors difficilement conciliables. Relevant le défi, l'Etat s'efforce par la mise en œuvre de moyens importants d'améliorer la situation et offre des paiements pour les mesures contribuant à réduire la contamination des eaux par les produits agrochimiques. Les différents articles de ce numéro dressent le constat de l'état réel de contamination des eaux, de l'efficacité des mesures engagées jusqu'à présent et des possibilités d'optimisation du catalogue de mesures pour l'atteinte des résultats souhaités.

La Suisse d'aujourd'hui n'est plus un pays agricole. C'est le constat qui s'impose quand on considère la valeur ajoutée brute produite par l'agriculture. Elle ne représente actuellement que 0,8% de la valeur nationale (Fig. 1). Peut-on pour autant en conclure que l'agriculture ne joue plus aucun rôle dans les problèmes de protection des eaux?

La réponse est nettement négative. En effet, l'agriculture est et reste l'une des formes dominantes d'occupation du territoire en Suisse. Près de 40% des précipitations traversent des sols utilisés à des fins agricoles (dont les alpages). Des quantités considérables de fertilisants et de matières auxiliaires agricoles sont appliquées sur ces terres et une part non négligeable de ces produits agrochimiques (voir encadré) est entraînée

avec les pluies vers les eaux de surface ou les eaux souterraines. Ainsi, la qualité d'une grande partie de nos ressources en eau est directement dépendante des activités agricoles (Fig. 1).

A la fin des années 1980, les dommages liés à l'emploi des produits agrochimiques dans l'agriculture apparurent nettement au grand jour: la suralimentation des lacs en phosphore, la contamination des eaux par les nitrates et la pollution par les pesticides en sont les exemples les plus dramatiques. La politique se devait de réagir (voir l'article de Conrad Widmer, p. 6). A partir de 1993, la politique agricole suisse a pris par conséquent une nouvelle orientation. Des paiements directs de l'Etat encouragent depuis les formes de production respectueuses de l'environnement et du bien-être des ani-

maux. En complément, l'article 62a de l'Ordonnance sur la protection des eaux permet depuis son introduction en 1988 d'assainir les cours d'eau pollués au niveau régional par le biais d'incitations financières à l'adresse des agriculteurs.

Optimiser les cycles d'éléments nutritifs

Bien que le nombre d'éléments nutritifs utilisés dans le domaine agricole soit relativement restreint (voir encadré), les quantités appliquées sont considérables. C'est particulièrement le cas de l'azote, du phosphore et du potassium. Des milliers de tonnes de ces nutriments principaux sont employées chaque année par l'agriculture suisse: en 1995, les apports étaient de $1,6 \times 10^5$ t d'azote, $2,0 \times 10^4$ t de phosphore et 5×10^4 t de potassium [2]. Les éléments nutritifs sont généralement apportés aux sols sous la forme d'engrais de ferme (lisier et fumier). Si on considère le cycle global des éléments nutritifs dans les exploitations, la part des fertilisants et aliments du commerce est généralement faible: en 1995, cette part n'était par exemple que de 18% pour le potassium, de 28% pour l'azote et de 42% pour le phosphore. Dans le cas idéal, les cycles de nutriments doivent être tels que la part apportée par les fertilisants correspond à la part perdue par les récoltes. Il importe donc

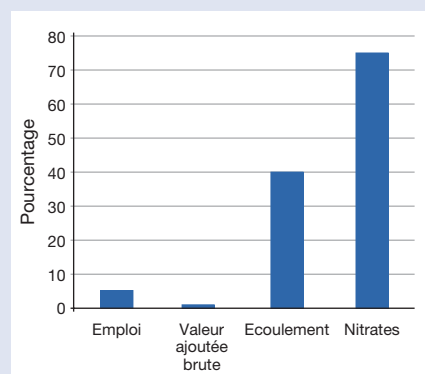


Fig. 1: Contribution en pour cent de l'agriculture à l'emploi et à la valeur ajoutée brute [1] ainsi qu'à la formation de l'écoulement et à la charge en nitrates des eaux souterraines.

Les produits agrochimiques

Le terme de «produit agrochimique» désigne toutes les substances chimiques utilisées dans l'agriculture. Les substances nutritives et les matières auxiliaires chimiques en font partie. Parmi les substances nutritives, on compte 5 éléments principaux (azote, phosphore, potassium, soufre et magnésium) et environ 10 oligo-éléments (dont le fer et le cobalt). Les matières auxiliaires chimiques comprennent notamment les pesticides et les produits vétérinaires, mais aussi des substances comme les agents d'ensilage, qui en prolongent la conservation, les raccourcisseurs de paille ou le calcaire utilisé pour améliorer la qualité des sols.

Les voies de transfert des matières auxiliaires chimiques dans le milieu naturel sont très variées. Ainsi, les pesticides sont directement pulvérisés sur les surfaces agricoles tandis que les produits vétérinaires comme les antibiotiques se retrouvent dans les champs par le biais des excréments (le plus souvent sous la forme de lisier et de fumier).

Mais les produits agrochimiques sont aussi les vecteurs d'autres micropolluants qui sont rejetés avec eux dans le milieu naturel: parmi les plus préoccupants, citons les métaux lourds souvent présents sous forme d'impuretés dans les engrais minéraux mais également dans le compost et les boues d'épuration. Etant donné que, sans compter les métaux lourds, les boues d'épuration renferment généralement tout un éventail de polluants, leur utilisation en tant que fertilisant est limitée en Suisse depuis 2003 et sera totalement interdite à partir de 2006.



Photos: EAWAG

Prélèvement d'un échantillon de sol à la tarière.

d'optimiser ces cycles pour minimiser la contamination des eaux par les éléments nutritifs. Dans son article p. 28, W. Hediger cherche à savoir si le cycle de l'azote a réellement pu être optimisé par la nouvelle politique agricole suite à l'introduction des paiements directs.

Minimiser les apports et les pertes de matières auxiliaires chimiques

La situation est différente dans le cas des matières auxiliaires chimiques. En Suisse, quelque 400 pesticides et 1150 produits vétérinaires sont actuellement homologués. Etant donné qu'il s'agit de substances biologiquement très actives, les quantités employées sont nettement plus faibles: ainsi par exemple, près de 35 t d'antibiotiques à usage vétérinaire ont été vendus en Suisse en 2001 et environ $1,5 \times 10^3$ t de pesticides en 2003. Les matières auxiliaires chimiques sont à usage unique. Elles ne s'inscrivent donc pas dans un cycle. Le problème, c'est que la plupart de ces agents ne disparaissent pas de l'environnement une fois leur fonction remplie, mais qu'au contraire ils s'accumulent et y causent des dommages plus ou moins importants. Dans le cas de ces matières auxiliaires, l'important est donc de minimiser à la fois les apports aux cultures et les pertes vers le milieu naturel. Heinz Singer cherche à savoir dans son article de la p. 16 si la nouvelle politique agricole a permis de réduire la contamination des eaux par les pesticides de moitié, comme elle s'en était fixé l'objectif.

Des nuisances induites

On oublie souvent que les activités agricoles peuvent également entraîner une pollution des eaux non liée à des apports extérieurs. On pourrait parler de nuisances ou

pollutions induites. L'érosion, qui s'accompagne d'apports importants de particules de sol dans le milieu aquatique, constitue ainsi une forme importante de pollution induite. Ces particules érodées peuvent être porteuses de nutriments et de produits chimiques.

La contamination des eaux par des microorganismes indésirables constitue également une nuisance induite dans le périmètre des exploitations agricoles. Ainsi, des microorganismes tels que les cryptosporidies ou certaines bactéries résistantes aux antibiotiques peuvent être libérés dans le milieu aquatique par le biais des excréments des animaux d'élevage soit directement dans le cas du pacage, soit indirectement par les épandages de lisier et de fumier dans le cas de la stabulation. Dans son article de la p. 9, Hans Peter Füchslin étudie le danger potentiel que représentent pour l'eau potable les cryptosporidies, organismes pathogènes pour l'homme. Krispin Stoob traite dans son article de la p. 12 le devenir dans l'environnement des antibiotiques à usage vétérinaire et pose la question de savoir si l'utilisation des antibiotiques dans l'agriculture favorise l'émergence et la propagation de bactéries résistantes à ces médicaments.

Les différentes dynamiques de transfert des produits agrochimiques dans le milieu naturel

Une pollution des eaux par les produits agrochimiques peut se produire quand ces substances sont transférées avec les pluies du sol vers le milieu aquatique. On distingue deux groupes de substances en fonction de leur dynamique de transfert dans les eaux de surface: dans le cas du premier groupe, la pollution augmente au cours d'un écoulement (Fig. 2A) tandis qu'un effet de dilution apparaît dans le second groupe (Fig. 2B). Le phosphore, les pesticides et les contaminants microbiens appartiennent au premier groupe. Ils ne sont présents à forte concentration que dans les couches les plus superficielles du sol. C'est uniquement lorsqu'ils en sont arrachés par des processus rapides de transport par les pluies (lessivage superficiel, écoulement par macropores) qu'ils peuvent se retrouver en forte concentration dans le milieu aquatique.

Dans le second groupe, on trouve l'azote sous la forme non adsorbée de nitrates. Cette forme d'azote est au contraire dissoute dans la solution du sol contenue dans les pores et se libère donc en continu dans les lacs, les cours d'eau et les eaux souterraines. Si le sol contient des nitrates en excès et que cet excès n'est pas dégradé par voie microbienne (dénitrification), les

concentrations de nitrate dans les eaux adjacentes sont elles aussi élevées. Lors d'événements pluvieux, on observe donc plutôt une dilution dans les eaux concernées. Dans le cadre de programmes d'évaluation, il est primordial de bien connaître la dynamique de transfert propre aux produits étudiés de manière à définir correctement le moment adéquat pour les prélèvements.

La plupart des produits agrochimiques sont adsorbés sur les particules du sol dans lequel ils subissent au cours de temps des processus de transformation biologiques et chimiques. C'est pour cette raison que le sol constitue un filtre assez efficace pour les eaux de surface et souterraines. C'est grâce à cet effet de filtration que les quantités de produits agrochimiques rejetées dans le milieu aquatique ne représentent que quelques millièmes à quelques pour cent des quantités appliquées aux champs (Fig. 3).

Les divergences entre agriculture et protection des eaux

Le fait que l'agriculture constitue souvent un problème pour la protection des eaux malgré des pertes de substances somme toute assez faibles s'explique par les différences d'effets des produits en question dans les écosystèmes agricoles d'une part et aquatiques de l'autre. En ce qui concerne les élé-

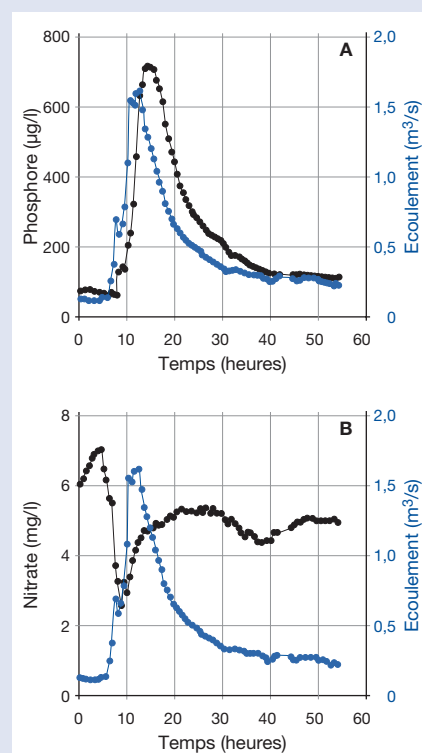


Fig. 2: Dynamique des concentrations de phosphore (A) et de nitrate (B) (courbes noires) et écoulement (courbes bleues) pendant un événement pluvieux dans un petit bassin rural (Kleine Aa au Lac de Sempach, canton de Lucerne) [3]. Les pesticides, les métaux lourds et les sédiments présentent généralement une dynamique similaire à celle du phosphore.

ments nutritifs, il est clair que ces deux types d'écosystèmes doivent se trouver à des niveaux trophiques foncièrement différents. En effet, une bonne production agricole n'est possible que sur des sols riches en nutriments alors que les lacs et les cours d'eau doivent être pauvres en substances nutritives pour rester en équilibre. Cela signifie par exemple que les teneurs en phosphore doivent différer d'un à deux ordres de grandeur entre les deux systèmes: elles sont habituellement de l'ordre de 300 à 1000 mg par m³ d'eau interstitielle dans un sol fertilisé et de 10 à 30 mg par m³ d'eau dans une rivière.

Il en va de même pour les matières auxiliaires chimiques dont les effets sont perçus de façon diamétralement opposée si l'on se place du côté des systèmes agraires ou de celui des écosystèmes aquatiques. Ainsi par exemple, les herbicides sont sensés éliminer complètement toute végétation adventice dans les champs. Par contre, dans les cours d'eau, leurs concentrations doivent être assez faibles pour ne pas porter atteinte aux organismes aquatiques.

Evaluation de la qualité des eaux

Après des dizaines d'années de recherche, nous sommes maintenant en mesure de formuler des objectifs de qualité (seuils) pour la charge en nutriments des milieux aquatiques. La situation est tout autre dans le cas des matières auxiliaires chimiques. La définition d'objectifs de qualité pertinents pour les pesticides et les produits pharmaceutiques occupe encore actuellement la recherche. Une des raisons majeures de cette différence réside certainement dans le fait que les deux nutriments principaux que sont l'azote et le phosphore remplissent les mêmes fonctions vitales chez presque tous

les organismes alors que les auxiliaires comme les pesticides agissent différemment en fonction des groupes d'organismes touchés. Pour rendre compte de la grande diversité des pollutions qui menacent les cours d'eau, il est besoin d'approches conceptuelles en complément des méthodes analytiques spécifiques habituelles. Dans son article de la p. 20, Nathalie Chèvre présente une nouvelle méthode permettant de déterminer pour les pesticides isolés ou en mélange des critères de qualité différenciés tenant compte de la diversité des effets en jeu.

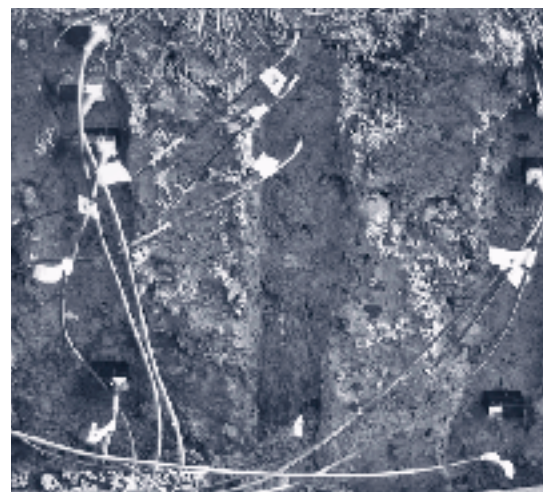
Action, évaluation et politique

L'agriculture multifonctionnelle d'aujourd'hui doit assurer à la fois la production des denrées alimentaires et la conservation des bases naturelles de l'existence, l'entretien des paysages et le maintien de la population dans les régions rurales [1]. Etant donné qu'il s'agit de fonctions d'intérêt général, elles sont honorées par des paiements directs provenant des finances publiques. L'Etat entend de cette manière s'assurer de la bonne production des «biens publics» escomptés. Pour contrôler l'efficacité des mesures engagées, des objectifs (écologiques) très nets ont été définis à l'horizon 2005. Dans le domaine de la protection des eaux, le principal objectif agro-écologique visé est une réduction des rejets d'éléments nutritifs et de pesticides dans le milieu aquatique.

Il est difficile de prouver l'efficacité des mesures engagées. En effet, suite à certains facteurs tels que la complexité et le temps de réponse des écosystèmes, les effets ne sont souvent pas visibles dans la durée impartie aux périodes législatives. Il est donc primordial de ne pas se concentrer uniquement sur les variations de concentration des polluants dans le milieu aquatique mais de considérer le système dans son ensemble.

Cette perception globale est indispensable si on souhaite élargir et optimiser le catalogue de mesures. Dans le domaine de la biodiversité, par exemple, il s'est avéré que l'objectif fixé à 7% de surfaces de compensation écologique ne suffisait pas pour atteindre la diversité spécifique souhaitée. Suite à ce constat d'échec et à l'identification de ses causes, le catalogue de mesures a pu être étendu.

De façon un peu similaire, nos études ont montré que la pollution des eaux par les pesticides pouvait fort probablement être réduite par une utilisation des terres mieux adaptée à leurs caractéristiques locales [5, 6]. C'est également à cette même conclu-



Solum équipé d'instruments de mesure pour la détermination du bilan hydrique sur le profil pédologique.

sion que parviennent Christian Flury et Kurt Zraggen qui ajoutent dans leur article de la p. 24 une dimension économique à leur analyse de l'utilisation des terres. Les prédictions livrées par leur modèle de l'utilisation des terres montrent clairement que l'intensité de l'agriculture et donc des problèmes de pollution des eaux liés à l'agriculture peuvent évoluer de manières très différentes en fonction du contexte économique et politique.



Christian Stamm, biologiste et pédologue, dirige le groupe «Eau et agriculture» au sein du département «Chimie environnementale». Ses activités se concentrent depuis des années sur le transport des produits agrochimiques des sols agricoles vers le milieu aquatique et sur la recherche de mesures permettant de réduire les pertes de ces composés.

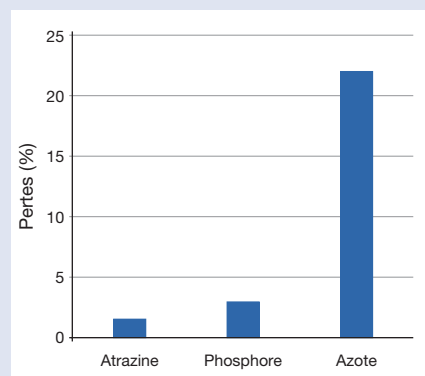


Fig. 3: Evaluation des pertes d'origine agricole dans les eaux suisses. Les pertes se rapportent aux quantités des trois substances apportées aux sols agricoles (fixation incluse dans le cas de l'azote). Les valeurs donnent un ordre de grandeur obtenu à partir d'études menées dans la région du Greifensee pour l'atrazine (cf. article de H. Singer, p. 16) et de bilans nationaux pour l'azote et le phosphore [4].

- [1] Bundesamt für Landwirtschaft (2003): Agrarbericht 2003. Bern, 288 S.
- [2] Spiess E. (1999): Nährstoffbilanz der schweizerischen Landwirtschaft für die Jahre 1975 bis 1995. Schriftenreihe FAL Zürich-Reckenholz, Vol 28, 46 S.
- [3] Gächter R., Mares A., Stamm C., Kunze U., Blum J. (1996): Dünger düngt Sempachersee. Agrarforschung 3, 329–332.
- [4] Braun M., Hurni P., Spiess E. (1994): Phosphor- und Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft und Paralandwirtschaft. Schriftenreihe FAC Liebfeld, Vol. 18, 70 S.
- [5] Leu C., Singer H., Stamm C., Müller S., Schwarzenbach R. (2004): Variability of herbicide losses from 13 fields to surface water within a small catchment after a controlled herbicide application. Environmental Science and Technology 38, 3835–3841.
- [6] Stamm C., Singer H., Szerencsits E., Zraggen K., Flury C. (2004): Standort und Herbizideinsatz aus Sicht des Gewässerschutzes. Agrarforschung 11, 428–433.

Politique agricole et protection des eaux

En Europe, la Suisse fait figure de pionnière avec la réforme de sa politique agricole qui, notamment, exige des prestations écologiques en échange de paiements directs aux producteurs. Les mesures prises dans tout le pays dans le cadre de ces prestations écologiques requises ont des effets bénéfiques sur la qualité des eaux. Pour poursuivre cette amélioration, deux axes prioritaires doivent être suivis: accorder davantage d'espace aux cours d'eau et éliminer les excédents locaux de phosphore dans les sols.

De l'après-guerre jusqu'à la fin des années 1980, la politique agricole suisse a pour objectif principal d'accroître l'autosuffisance alimentaire du pays pour se prémunir contre les problèmes éventuels d'approvisionnement pouvant survenir dans des situations de crise ou de guerre. Cette politique est alors la suite logique du «Plan Wahlen» qui, mis au point par le Conseiller fédéral Friedrich Traugott Wahlen, avait permis à la Suisse d'assurer l'approvisionnement alimentaire de ses habitants pendant la seconde guerre mondiale. Les instruments de cette politique agricole sont une stabilité des prix et une garantie d'écoulement pour les produits agricoles les plus importants. La Confédération intervient alors notamment par le biais de prix seuils pour les produits d'importation, de droits de douane, de contingents et de la reprise à prix coûtant des excédents de production. A la fin des années 80, cette politique atteint ses limites. Les coûts engendrés représentent alors une charge de plus en plus difficile à supporter pour le budget fédéral. D'autre part, le tourisme de consommation vers les pays voisins s'étend et les efforts de libéralisation du commerce mondial entrepris dans le cadre des accords du GATT («General Agreement on Tariffs and Trade») et de la future OMC («Organisation mondiale du commerce») augmentent encore la pression sur la Suisse pour limiter les mesures protectionnistes en faveur de son agriculture. De plus, les déficits écologiques de l'agriculture deviennent de plus en plus visibles. Ainsi, les apports de phosphore d'origine agricole dans les lacs du Plateau ont alors déjà provoqué un développement excessif des algues suivi

d'un déficit considérable en oxygène – certains lacs n'ont pu être maintenus en vie que par aération artificielle – et de nombreux captages d'eau potable se sont trouvés contaminés par les nitrates.

Un changement d'orientation à partir de 1993

Dans le Septième rapport sur l'agriculture de 1992 [1], le Conseil fédéral met l'accent sur les limites de la politique agricole adoptée jusque là et propose une nouvelle orientation qui sera appliquée par étapes à partir de 1993. La partie essentielle de cette réforme consiste en une séparation de la politique des prix de celle des revenus et en l'instauration de paiements directs indépendants du produit en échange de prestations économiques et écologiques. Pour atteindre les objectifs écologiques fixés, le Conseil fédéral a défini sous la forme d'une liste de priorités une stratégie encore en usage actuellement:

- Recherche, formation et conseil: les agriculteurs doivent se convaincre eux-mêmes de l'importance d'un comportement respectueux de l'environnement.
- Incitations financières et d'autre nature: Le respect de l'environnement doit également présenter un intérêt économique.
- Consignes et réglementations supplémentaires dans divers domaines.

Depuis 1993, le deuxième point de cette stratégie constituait le cœur de la politique agricole. Le 9 juin 1996, le peuple et les cantons ont intégré un nouvel article sur l'agriculture dans la Constitution [2]. D'après cet article, la Confédération a le devoir de s'assurer que l'agriculture apporte par une

production durable et adaptée aux besoins du marché une contribution conséquente au bon approvisionnement de la population, à la préservation des bases naturelles de l'existence, à l'entretien du paysage culturel et à la décentralisation de l'habitat sur le territoire suisse. La Confédération complète d'autre part les revenus paysans de paiements directs pour assurer une rémunération équitable des prestations fournies. Pour pouvoir percevoir ces paiements, les exploitations agricoles doivent cependant apporter la preuve de prestations écologiques requises (PER). De plus, la Confédération encourage par le biais d'incitations financières des formes de production proches de la nature et respectueuses tant de l'environnement que du bien-être des animaux. Le développement durable dans sa dimension écologique est ainsi devenu l'un des objectifs principaux de la politique agricole.

Des paiements directs à partir de 1999

L'article constitutionnel est en application législative depuis 1999 [2]. Les prestations écologiques requises comprennent:

- un mode d'élevage des animaux de rente respectueux des espèces concernées,
- un bilan de fumure équilibré,
- une part équitable de surfaces de compensation écologique,
- un assolement régulier,
- une protection appropriée des sols et
- une sélection et une utilisation ciblées des produits de traitement des végétaux.

L'exigence d'un bilan de fumure équilibré est un aspect particulièrement important du point de vue de la protection des eaux. Cette condition exige en effet que les apports d'azote et de phosphore pratiqués dans une exploitation agricole n'excèdent pas la quantité nécessaire aux champs et aux prairies qu'elle comprend. D'un autre côté, la loi exige dans le cadre des compensations écologiques le maintien ou la création de bandes herbeuses non amendées d'au moins 3 m de large le long des cours d'eau et des plans d'eau (Fig. 1) et d'au

moins 0,50 m de large le long des chemins. Ces bandes herbeuses contribuent à limiter le ruissellement et le lessivage d'engrais et de pesticides vers les lacs et cours d'eau.

Mesures complémentaires pour la protection des eaux

En 1994, la Conseillère fédérale Ruth Dreifuss et le Conseiller fédéral Jean-Pascal Delamuraz chargèrent un groupe de travail de la définition d'objectifs et de mesures visant à limiter la pollution azotée [3]. Sur la base de modélisations ayant trait à la politique agricole envisagée, ce groupe de travail parvient alors à la conclusion que les mesures engagées jusqu'alors – abaissement du prix des produits, paiements directs, application systématique de la Loi sur la protection des eaux et de l'Ordonnance sur les substances dangereuses pour l'environnement – ne suffisent pas à l'atteinte des objectifs de qualité des eaux fixés sur tous les sites.

Dans certaines zones sensibles, notamment là où les eaux souterraines sont contaminées par des lessivages trop importants de nitrates d'origine agricole, il peut être nécessaire de mettre en œuvre des mesures supplémentaires. Avec l'article 62a de la Loi sur la protection des eaux [4] le Parlement a créé en 1998 un instrument permettant d'assainir les eaux polluées souterraines ou superficielles par le biais d'incitations financières ciblées à l'adresse des paysans. L'article 62a de la Loi sur la protection des eaux donne à la Confédération la possibilité de participer de façon subsidiaire au financement par les cantons ou par des tiers de mesures dans le domaine agricole. Les moyens financiers nécessaires à cette aide sont alors puisés dans les fonds destinés aux paiements directs écologiques prévus par la Loi sur l'agriculture. Ces actions visent principalement à réduire la contamination par les nitrates des eaux souterraines et la pollution par le phosphore des eaux de surface, mais elles peuvent aussi lutter contre la pollution des eaux par les produits phytosanitaires.

Réduire la pollution par les nitrates et le phosphore

Selon l'Ordonnance sur la protection des eaux, les cantons sont tenus de définir une aire d'alimentation pour tous les captages d'eau souterraine ou superficielle et d'ordonner des mesures d'assainissement en cas d'insuffisance de la qualité de l'eau. Les mesures nécessaires peuvent impliquer une limitation des possibilités d'utilisation des terres et entraîner des pertes financières difficiles à supporter par les exploitants agricoles. Si toutefois ces mesures sont intégrées

dans un projet, une demande de soutien financier peut être adressée à la Confédération. La participation de cette dernière aux coûts engendrés peut aller jusqu'à 80% pour les problèmes d'adaptation structurelle ou gestionnelle et jusqu'à 50% pour les mesures ayant trait aux techniques de production. En 2003, près de 4 millions de francs suisses ont été débloqués à cet effet. Les problèmes sont abordés au niveau local par des mesures définies en commun avec les agriculteurs. Les terrains se prêtant particulièrement bien aux mesures écologiques sont les prés et les champs à rotation «verte». Depuis 1999, 18 projets nitrates et trois projets phosphore ont été soumis et approuvés. Ils sont localisés dans les cantons d'Argovie, de Berne, de Fribourg, de Lucerne, de Soleure, de Schaffhouse, de Vaud et de Zurich. D'autres projets portant sur les nitrates et le phosphore, de même qu'un projet en Suisse romande consacré aux produits phytosanitaires, sont en phase de planification.

Le bilan positif des premiers projets pilotes

Les premiers projets pilotes engagés au sens de l'article 62a de la Loi sur la protection des eaux sont maintenant en phase terminale. Au bout des 6 ans réglementaires, le bilan est tout à fait positif. Ainsi par exemple, le projet nitrates concernant les abords du captage d'eau potable de Froberg à Wohlenschwil dans le canton d'Argovie a été lancé comme projet pilote en 1996 et bénéficie depuis 2001 du soutien financier de la Confédération. Il concerne un bassin d'alimentation de 102 hectares, dont 62 hectares sont des terrains agricoles que se partagent 12 exploitations. 50 hectares sont concernés par un contrat «eau potable» qui impose des restrictions sévères et pluriannuelles de l'emploi d'engrais minéraux,



Fig. 1: Une bande herbeuse de 3 m de large permet de limiter l'entraînement vers les eaux des fertilisants et produits phytosanitaires. Worble, canton de Berne.

d'engrais de ferme et d'engrais à base de déchets contenant de l'azote ainsi que l'interdiction de la pratique de cultures présentant des risques importants de lessivage. Cette zone est d'autre part concernée par des restrictions importantes au niveau du travail du sol et du choix des rotations culturales:

- prolongement de la durée d'exploitation des prairies artificielles,
- implantation de prairies extensives et non amendées,
- semis direct en vue de végétalisation,
- semis en bandes fraisées pour le maïs,
- semis direct des céréales d'hiver et
- restrictions concernant l'élevage en plein air des porcins.

Ces mesures ont permis de ramener la teneur en nitrates de l'eau de source en dessous du niveau souhaité de 25 mg/l (Fig. 2). Pour maintenir ce succès à long terme, il est nécessaire de poursuivre la mise en œuvre de ces mesures.

La politique agricole à l'horizon 2007

La Loi sur l'agriculture de 1999 a été révisée une première fois le 1^{er} janvier 2004. Les

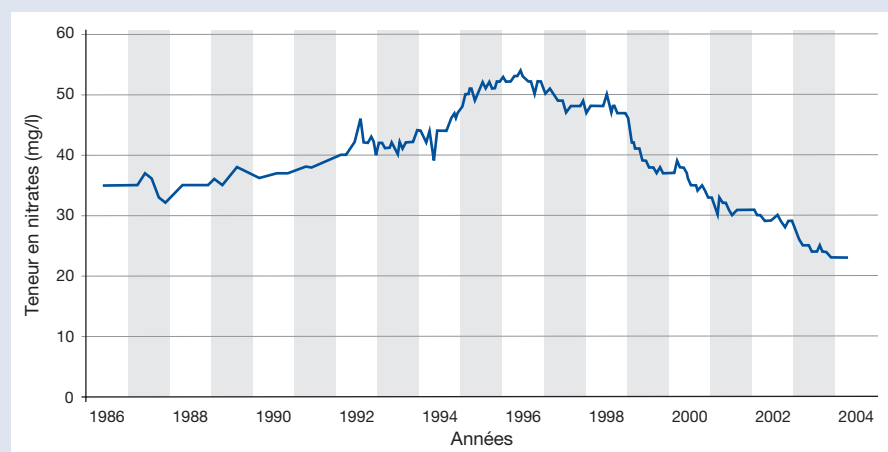


Fig. 2: Evolution de la teneur en nitrates de la source Froberg à Wohlenschwil dans le canton d'Argovie. La source fait l'objet d'un projet pilote au sens de l'article 62a de la Loi sur la protection des eaux [3].

Domaine agro-écologique	Grandeur de mesure	Référence	Objectifs intermédiaires 2005
Processus agricoles: compatibilité écologique générale	Bilan de l'azote	96 000 t N (1994)	Maintenir les pertes potentielles en N au niveau de 74 000 t par an, ce qui correspond à une réduction de 22 000 t par rapport à 1994.
	Bilan du phosphore	env. 20 000 t P (1990/92)	Réduction des excédents de P de 50 % à une valeur d'env. 10 000 t P. Ce niveau est respecté.
Pratiques agricoles (consommation)	Produits phytosanitaires	Env. 2200 t de substances actives (1990/92)	Réduction de 30 % de la quantité de produits phytosanitaires appliqués à un niveau d'env. 1500 t de substances actives.
Impacts sur l'environnement	Nitrates		Les teneurs en nitrates sont inférieures à 40 mg/l dans 90 % des captages d'eau potable dont l'aire d'alimentation est occupée par des terrains agricoles.

Tab. 1: Objectifs intermédiaires de la politique agricole suisse à l'horizon 2005.

objectifs agro-écologiques importants du point de vue de la protection des eaux qui doivent être atteints jusqu'en 2005, sont récapitulés dans le tableau 1 [5].

L'un de ces objectifs est une réduction de 22 000 t des pertes d'azote d'origine agricole par rapport à 1994, les ramenant à 74 000 t par an. Cet objectif ne sera probablement pas atteint. En effet, bien que les pertes en azote aient baissé entre 1990 et 1998, elles ont à nouveau augmenté en 2002. Par contre l'objectif fixé pour les nitrates sera probablement atteint. Diverses études font état d'une tendance dans ce sens. De plus, les mesures prévues par l'article 62a de la Loi sur la protection des eaux ont montré un effet positif au sein des projets nitrates. L'objectif visant à ramener la quantité de produits phytosanitaires appliqués à un niveau de 1500 t par an est d'ores et déjà atteint. L'objectif fixé pour les pertes en phosphore était de 10 000 t par an. Ce seuil a lui aussi été atteint, et ce, dès le milieu des années 1990. Certaines régions restent cependant problématiques: dans les zones à forte densité de bétail, la réduction des excédents de phosphore doit être encore poursuivie.

C'est pourquoi l'Office fédéral de l'agriculture s'est associé avec un groupe de travail pour élaborer une proposition pour la réduction des excédents de phosphore. La solution envisagée est basée sur les principes suivants:

- Les mesures d'assainissement sont prises là où les problèmes trouvent leur source.
- Le principe sur lequel s'appuie la stratégie d'assainissement s'inspire directement de la démarche indiquée dans l'article 62a de la Loi sur la protection des eaux. Les cantons portent ainsi la responsabilité des actions tout en bénéficiant de la marge de manœuvre nécessaire tandis que la Confédération s'engage de façon subsidiaire.

- Un monitoring basé sur des indicateurs agro-environnementaux doit permettre de juger de l'atteinte des objectifs fixés.

Idées directrices Cours d'eau suisses

Dans un effort commun, l'Office fédéral de l'environnement, de la forêt et du paysage, l'Office fédéral des eaux et de la géologie, l'Office fédéral de l'agriculture et l'Office fédéral du développement territorial ont élaboré un guide intitulé «Idées directrices Cours d'eau suisses» [6, 7]. Ce document se veut initiateur de stratégies durables à tous les niveaux d'intervention de la politique des eaux. Trois objectifs de développement sont mis en avant:

- un espace suffisant pour les cours d'eau,
- un débit suffisant dans les cours d'eau,
- une qualité de l'eau suffisante.

L'objectif visant notamment à fournir suffisamment d'espace aux cours d'eau met l'agriculture devant un véritable défi. C'est uniquement par cet espace que les impératifs de protection durable contre les inondations et les besoins des cours d'eau liés à leurs fonctions écologiques peuvent être à la fois respectés et conciliés. Il importe donc de développer des solutions innovantes qui rendent justice à tous les enjeux impliqués.

Un coup d'œil au-delà des frontières

Malgré tous les efforts de conseil et d'information et toutes les aides financières mis en œuvre dans le cadre de programmes environnementaux et incitatifs initiés par les divers états, l'agriculture de l'Union européenne (UE) reste la première responsable de la pollution diffuse des eaux, en particulier par les nitrates et les produits phytosanitaires. Les ministres de l'agriculture des pays de l'UE ont adopté fin juin 2003 une réforme en profondeur de la politique agri-

cole commune qui modifiera les modalités de financement de tout le secteur agricole communautaire. Les principaux aspects de la réforme du point de vue environnemental sont les suivants:

- Découplage des aides et de la production. La plus grande partie des aides sera désormais versée indépendamment des volumes de production. Pour éviter l'abandon de la production, les Etats membres pourront cependant choisir de maintenir un lien entre les aides et la production dans des conditions bien établies et dans des limites clairement définies.
- Les nouveaux paiements uniques par exploitation seront subordonnés au respect de normes en matière d'environnement, de sécurité alimentaire et de bien-être des animaux («Cross-Compliance»). Les exploitations agricoles seront soumises à un contrôle annuel. Du point de vue de la protection des eaux et des sols à l'échelle régionale, la «cross-compliance» est d'un intérêt majeur.
- Réduction des paiements directs aux grandes exploitations (modulation). Cette mesure permettra de libérer des ressources pour le développement rural par la voie de programmes consacrés à l'environnement, à la qualité et au bien-être des animaux. Ainsi, comparée à l'Union européenne, la Suisse fait figure de pionnière en matière de protection des eaux contre les pollutions d'origine agricole avec son exigence de prestations écologiques sur tout le territoire et les mesures prévues à l'échelle régionale.



Conrad Widmer, Ingénieur agronome EPF Zurich, dirige la section Paiements directs écologiques de l'Office fédéral de l'agriculture. Il s'occupe tout particulièrement de l'encouragement de formes de production agricole respectueuses de l'environnement et du bien-être des animaux.

Coauteur: Simone Aeschbacher, Office fédéral de l'agriculture, Berne

- [1] Schweizerischer Bundesrat (1992): Siebter Bericht über die Lage der schweizerischen Landwirtschaft und die Agrarpolitik des Bundes, EDMZ 3003 Bern.
- [2] Constitution fédérale de la Confédération suisse (1999): Article 104 Agriculture. <http://www.admin.ch/ch/f/rs/101/>
- [3] Groupe d'étude «Bilan de l'azote en Suisse» (1996): Stratégie de réduction des émissions d'azote. Cahiers de l'environnement No. 273, OFEFP/OFAG, Berne.
- [4] Loi fédérale sur la protection des eaux (1996): Art. 62a Mesures prises par l'agriculture. http://www.admin.ch/ch/f/rs/814_20/index.html
- [5] Conseil fédéral Suisse (2002) : Message concernant l'évolution future de la politique agricole (Politique agricole 2007), EDMZ, 3003 Berne.
- [6] BUWAL, BWG, BLW, ARE (2003): Leitbild Fliessgewässer Schweiz, BBL, Bern.
- [7] Willi H.P. (2001): Conjuguer protection contre les crues et écologie des cours d'eau – L'espace comme facteur clé. EAWAG news 51, 26–28.

L'eau potable contaminée en zone rurale?

En général, l'eau de consommation provenant des captages situés en zone rurale est peu traitée ou ne l'est pas du tout. Or cette eau-là est particulièrement susceptible d'être contaminée par les lisiers ou les excréments des animaux en pacage. Les formes de résistance des cryptosporidies jouent un rôle important dans ce processus de contamination. Dans 9 des captages d'eau potable étudiés en zone rurale sur 15, la présence de cryptosporidies a effectivement été constatée. Reste à savoir si cette contamination représente un danger pour la population humaine.

Les contrôles microbiologiques de la qualité des eaux potables prévus par la loi se limitent à la détection de *E. coli* et des entérocoques ainsi qu'à la détermination du nombre total de germes. C'est pourquoi les germes pathogènes résistants comme les cryptosporidies (voir encadré p. 10) restent en général insoupçonnés. Alors que *E. coli* disparaît très rapidement dans le milieu naturel, les formes de résistance des cryptosporidies appelées oocystes (Fig. 1) restent infectieuses pendant plusieurs semaines à plusieurs mois. De plus, les cryptosporidies sont capables de survivre dans l'eau chlorée, contrairement à *E. coli*. De ce fait, une eau potable remplissant les critères de qualité fixés par la loi peut fort bien contenir des germes pathogènes.

Les captages les plus menacés sont ceux situés dans les régions agricoles car l'eau peut facilement y entrer en contact avec les lisiers et les excréments d'animaux en pacage. Les animaux infectés par les cryptosporidies libèrent avec leurs excréments des germes infectieux qui peuvent alors se retrouver dans l'eau potable. Etant donné que cette eau n'est pas du tout ou peu traitée, l'EAWAG a voulu savoir quel était le risque d'une infection par les cryptosporidies suite à la consommation d'eau potable provenant des zones agricoles.

Les cryptosporidies sont largement répandues

Pour traiter cette question, nous avons prélevé des échantillons d'eau dans 15 captages ruraux répartis sur toute la Suisse. L'eau prélevée a été soumise en parallèle aux

analyses prévues par la loi sur les denrées alimentaires et à un dosage des cryptosporidies (voir encadré). 9 des 15 captages

étudiés étaient effectivement contaminés par des cryptosporidies (Fig. 2). Jusqu'à présent, les concentrations mesurées en Suisse ne dépassent pas 3,83 oocystes/l dans les eaux de surface [1], 1,6 oocystes/l dans les eaux de source karstiques [2] et 0,25 oocystes/l dans l'eau potable [3]. Nos valeurs sont également de cet ordre.

D'autre part, 4 des 9 captages présentant des cryptosporidies étaient également contaminés par *E. coli*, une bactérie d'origine fécale (Fig. 2). L'eau provenant de ces captages ne remplissait donc pas les critères de qualité fixés pour l'eau potable.

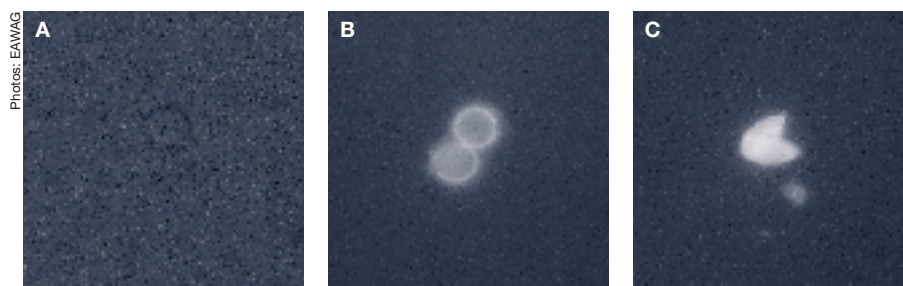


Fig. 1: Les oocystes de cryptosporidies sont à peine visibles en microscopie photonique classique (A). Le marquage de leur surface à l'aide d'anticorps associés à des colorants fluorescents permet de les observer en microscopie à fluorescence (B). Dans l'intestin grêle de leur hôte, les oocystes de cryptosporidies entrent en phase de germination (C) et libèrent 4 sporocystes. Ce processus est appelé excystation. Les sporocystes attaquent ensuite les cellules épithéliales où elles forment de nouveaux oocystes.

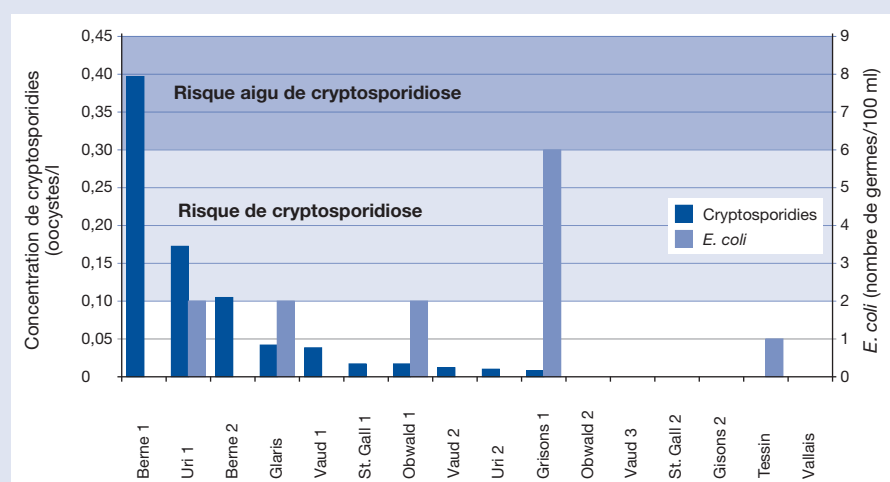


Fig. 2: Concentrations de cryptosporidies et d'*E. coli* mesurées dans des échantillons provenant de 15 captages d'eau potable en zone rurale, classés par ordre décroissant de contamination par les cryptosporidies. Berne 1 est un captage public. Dans l'intervalle de concentration 0,1-0,3 oocystes/l, il est possible que la maladie se déclare dans la population humaine; au-delà de 0,3 oocystes/l, des épidémies peuvent même se déclencher.

Dans les 5 captages restants, les dosages d'*E. coli* n'indiquaient pas de contamination fécale. Un autre captage présentait quant à lui un taux élevé d'*E. coli* sans renfermer de cryptosporidies.

Clostridium est un mauvais indicateur de cryptosporidies

La directive européenne sur l'eau potable [4] considère *Clostridium perfringens*, un microorganisme dont les spores peuvent persister très longtemps dans le sol, comme un paramètre indicateur de germes pathogènes résistants d'origine fécale en partant du principe suivant: si aucun germe de *Clostridium* n'est décelable dans 100 ml d'eau, celle-ci est considérée comme étant exempte de toute autre forme de résistance parasitaire, notamment d'oocystes de cryptosporidies. Si ce postulat est valable, alors tous les échantillons d'eau contaminés par des cryptosporidies doivent impérativement contenir des germes de *Clostridium*. Pour vérifier l'existence d'une telle relation, nous avons effectué des dosages de *Clostridium* dans les échantillons prélevés dans les 15 captages d'eau potable. Nos résultats n'indiquent aucune corrélation entre la présence de cryptosporidies et celle de l'indicateur fécal résistant. Seuls deux captages d'eau potable étaient contaminés par *C. perfringens*: Les prélèvements de Glaris renfermaient aussi bien des cryptosporidies que des *Clostridium* (1 spore dans 100 ml d'eau) alors que ceux du Tessin présentaient 96 spores de *Clostridium* pour 100 ml mais aucune trace de cryptosporidies. Il semble donc que *C. perfringens* ne soit pas un bon indicateur de contamination par les cryptosporidies, ce qui est probablement dû à une trop grande différence de comportement dans l'environnement.

La situation en Suisse

Il n'existe ni en Suisse ni à l'étranger de législation qui définisse clairement un seuil médical pour les cryptosporidies dans l'eau potable. Personne ne sait donc au juste comment évaluer le risque que représentent

ces germes pathogènes pour la consommation de ce bien naturel.

A partir d'une concentration de cryptosporidies de 0,1 oocystes/l, la maladie peut déjà se déclarer dans la population humaine et il devient pratiquement inévitable d'observer des cas de cryptosporidiose au-dessus de 0,3 oocystes/l [5]. La concentration de cryptosporidies dépasse 0,1 oocystes/l dans 20% des échantillons d'eau potable que nous avons analysés et même 0,3 oocystes/l dans l'un d'entre eux (Fig. 2). Dans 9 des 15 captages étudiés, le risque résiduel 10^{-4} de cryptosporidiose défini aux Etats-Unis est dépassé (1 personne infectée sur 10 000 par an pour une concentration d'oocystes de plus de 0,0000327 par litre). Etant donné que nos dosages ne correspondent qu'à une prise de vue instantanée, il est fort probable que les concentrations soient plus élevées à d'autres moments de l'année, notamment après de forts événements pluvieux.

Encore aucune épidémie de cryptosporidiose en Suisse

Malgré ces valeurs inquiétantes, aucune épidémie n'a été observée à ce jour en Suisse. Le taux de prévalence chez les patients diarrhéiques, c'est-à-dire le pour-



Fig. 3: L'épandage de lisier et...

centage de patients atteints de diarrhées provoquées par une cryptosporidiose à un moment donné, se situe en Allemagne et en Suisse entre 0,4 et 1,9% pour l'ensemble de la population. Ce taux est plus élevé chez les enfants (1,1–4,8%) et atteint même

Les cryptosporidies

Que sont les cryptosporidies?

Les cryptosporidies sont des parasites intestinaux protozoaires d'assez grande taille (5 µm de diamètre) dont les formes de résistance sont des oocystes (Fig. 1). Ils font partie des principaux protozoaires pathogènes de l'eau potable. Le genre des cryptosporidies compte 13 espèces. L'espèce la plus répandue, *Cryptosporidium parvum* est également pathogène pour l'être humain. Le spectre des hôtes potentiels de *C. parvum* s'étend probablement à tous les mammifères [6].

Comment une infection par les cryptosporidies se manifeste-t-elle?

La maladie provoquée par les cryptosporidies, la cryptosporidiose, est une zoonose, c'est-à-dire une maladie animale, qui peut être transmise aux êtres humains. C'est en 1976 que les premières infections ont été recensées chez l'être humain et les cryptosporidioses d'origine hydrique sont connues depuis 1984. Depuis cette époque, plusieurs épidémies se sont produites aux Etats-Unis, en Grande-Bretagne et au Japon, la plus importante en 1993 à Milwaukee (Wisconsin, USA) ayant touché plus de 400 000 personnes [7]. Les oocystes libérés avec les excréments peuvent survivre plusieurs mois dans l'eau froide. La cryptosporidiose commence par l'ingestion d'oocystes (Fig. 1A + B). Après une période d'incubation de 2 à 12 jours qui correspond à une phase de germination (Fig. 1C) et de reproduction des oocystes dans l'intestin grêle, la personne infectée est atteinte de diarrhées liquides accompagnées de crampes abdominales souvent sans fièvre ni nausées, ni vomissements. La progression de la maladie est variable et irrégulière mais elle se guérit en général spontanément en moins de 30 jours. Chez les personnes au système immunitaire affaibli, en particulier les sujets infectés par le virus du sida, la maladie peut devenir chronique ou se développer de façon fulgurante, pouvant même parfois entraîner la mort. Il n'existe à ce jour aucun médicament permettant de traiter les cryptosporidioses.

La mise en évidence des cryptosporidies

L'Agence américaine de l'environnement et l'Inspectorat britannique des eaux potables recommandent la méthode 1623 pour la détection des cryptosporidies dans l'eau de consommation. Cette méthode prévoit de faire passer sur le terrain une énorme quantité d'eau, entre 100 et 1000 litres, dans un filtre d'une porosité de 1 µm. Au laboratoire, les particules retenues par le filtre sont recueillies et soumises à un traitement immunomagnétique pour en extraire les cryptosporidies. Ces microorganismes sont alors marqués à l'aide d'anticorps de surface spécifiques préalablement associés à des colorants fluorescents puis décomptés au microscope à fluorescence (Fig. 1B).

La germination des oocystes actifs contenus dans les échantillons d'eau peut être provoquée en les plaçant à 37 °C sur un milieu de culture adéquat. Cette étape de culture permet de calculer le pourcentage d'oocystes actifs véhiculés par l'eau analysée.



...le pâturage à proximité des captages peuvent induire une contamination fécale de l'eau potable.

11,8% chez les malades du sida. Le nombre de cas de cryptosporidiose peut donc être évalué à environ 340 par an pour toute la Suisse [8] mais dans la réalité, la maladie est rarement diagnostiquée. Ce décalage pourrait avoir les raisons suivantes:

- Les cryptosporidies libérées par le bétail sont moins infectieuses qu'on ne le supposait. La méthode de détection que nous utilisons permet de mettre en évidence toutes les espèces de cryptosporidies, y compris celles qui sont peu ou non pathogènes.
- Les cryptosporidies qui se trouvent dans l'eau potable ne sont plus vitales ou ne sont plus infectieuses. Les oocystes peuvent perdurer dans l'environnement jusqu'à plusieurs mois en fonction des conditions du milieu. Si elles meurent avec le temps, elles restent tout de même détectables.
- Les personnes atteintes de cryptosporidiose consultent rarement un médecin. De plus, les échantillons cliniques ne sont généralement pas soumis à un dosage de cryptosporidies.
- La population humaine consomme en fin de compte très peu d'eau non bouillie.

Conséquences dans la pratique

Les périmètres de protection définis par la loi pour chaque captage d'eau potable doivent être davantage respectés. Ainsi toute forme de pâturage et de fertilisation est interdite à proximité immédiate des captages, c'est-à-dire dans la zone S1 [9]. Cette restriction d'utilisation n'est pas toujours respectée, comme le montre la figure 3. Il est donc nécessaire de procéder à des contrôles réguliers. Les périodes sensibles

sont alors à observer avec le plus d'attention. Ainsi le risque de contamination fécale à partir des terrains environnants est particulièrement important à la suite d'événements pluvieux. Dans les zones de mauvaise filtration par le sol, il va donc s'avérer nécessaire de s'assurer de l'élimination des germes pathogènes de l'eau potable par une étape supplémentaire de désinfection, par les UV par exemple.

Conséquences pour la recherche

On ne dispose pas encore de certitudes quant au danger réel encouru par les populations humaines consommatrices d'une eau périodiquement contaminée par les cryptosporidies, notamment suite aux événements pluvieux. On en sait trop peu sur la nature des espèces de cryptosporidies présentes en Suisse et sur la vitalité des oocystes dans l'eau potable pour pouvoir évaluer ce danger correctement.

Dans la suite du projet qui nous occupe, nous souhaitons combler ces lacunes. Pour ce faire, nous allons évaluer la vitalité des oocytes sur trois sites de contamination par les cryptosporidies à l'aide du test de sporulation (voir encadré) et déterminer en parallèle les espèces de *Cryptosporidium* présentes par génotypage. Les données recueillies seront alors utilisées pour une évaluation du risque. En complément de ces analyses, une enquête sera menée auprès des autorités locales et des médecins de la région pour tenter de savoir si le nombre de cas de cryptosporidiose a augmenté au cours des dernières années.

Même si les recherches prévues révélaient un faible pouvoir pathogène des cryptosporidies, il ne s'en agit pas moins d'indicateurs résistants de contamination fécale qu'il convient d'éliminer des eaux potables.

Nous tenons à remercier le Laboratoire Spiez pour le financement du projet.



Hans Peter Fuchsli, spécialiste de sciences de l'environnement, effectue un stage post-doctoral dans l'équipe de «Microbiologie de l'eau potable» du département de «Microbiologie de l'environnement» de l'EAWAG. Thèmes principaux de recherche: microbiologie des eaux potables, détection des germes pathogènes.

Coauteur: Thomas Egli

- [1] Regli W. (1994): Verbesserte Methoden für die Isolierung und den Nachweis von Giardia-Zysten und Cryptosporidien-Oozysten in Oberflächengewässern: Flockung mit $Al_2(SO_4)_3$ und fluorescence-activated cell sorting (FACS). Veterinärmedizinische Fakultät, Universität Zürich 70 S.
- [2] Auckenthaler A., Raso G., Huggerberger P. (2002): Particle transport in a karst aquifer: natural and artificial tracer experiments with bacteria, bacteriophages and microspheres. *Water Science & Technology* 46, 131-138.
- [3] Svoboda P., Ruchti S., Bissegger C., Tanner M. (1999): Occurrence of *Cryptosporidium* spp. oocysts in surface, raw and drinking water samples. *Mitteilungen auf dem Gebiete der Lebensmittelhygiene*, 553-563.
- [4] Richtlinie 98/83/EG des Rates über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch: <http://europa.eu.int/scadplus/leg/de/lvb/l28079.htm>
- [5] Haas C.N., Rose J.B. (1995): Developing an action level for *Cryptosporidium*. *Journal American Water Works Association* 87, 81-83.
- [6] Xiao L., Fayer R., Ryan U., Upton S.J. (2004): *Cryptosporidium* taxonomy: recent advances and implications for public health. *Clinical Microbiology Reviews* 17, 72-97.
- [7] Smith H.V., Rose J.B. (1998): Waterborne Cryptosporidiosis: Current status. *Parasitology Today* 14, 14-22.
- [8] Baumgartner A., Marder H.P., Munzinger J., Siegrist H.H. (2000): Frequency of *Cryptosporidium* spp. as cause of human gastrointestinal disease in Switzerland and possible sources of infection. *Swiss Medical Weekly* 130, 1252-1258.
- [9] Ordonnance sur la protection des eaux (1998): www.admin.ch/ch/f/rs/c814_201.html

Les antibiotiques dans l'agriculture: Quelles conséquences pour l'environnement?

Après leur application vétérinaire, les antibiotiques du groupe des sulfonamides alors contenus dans les lisiers sont épanchés sur les terres agricoles. Malgré une forte baisse initiale de leurs concentrations dans le sol, certains résidus perdurent pendant plusieurs mois dans le milieu naturel. Avec les pluies, une partie des antibiotiques emmagasinés dans le sol peut être transférée dans le milieu aquatique. De plus, les lisiers sont également vecteurs de bactéries résistantes aux antibiotiques. Il n'est cependant pas encore prouvé que l'utilisation des antibiotiques dans l'agriculture favorise l'apparition et la dissémination de ces bactéries résistantes.

Les antibiotiques ont fait leur apparition dans la première moitié du XX^e siècle, permettant enfin de combattre efficacement les maladies d'origine bactérienne. Tout d'abord employés chez l'homme, ils trouvent aujourd'hui une application très large dans l'élevage (voir l'encadré «Les antibiotiques dans l'élevage»). L'agriculture suisse est ainsi consommatrice de près de 40 tonnes d'antibiotiques par an. Leur utilisation est cependant porteuse de deux grands risques.

D'une part, les antibiotiques se retrouvent tôt ou tard dans le milieu naturel par le biais des excréments animaux, que ce soit sous forme native ou sous forme dérivée: ils sont tout d'abord déversés dans la fosse à purin ou sur le tas de fumier avant d'être répartis sur les champs par l'épandage du lisier. La quantité d'antibiotiques apportés de cette façon aux sols agricoles peut atteindre plusieurs centaines de grammes par hectare et par an. Avec les pluies, ces antibiotiques peuvent être ensuite entraînés vers le milieu

aquatique. Les connaissances sur le devenir des antibiotiques dans l'environnement sont cependant encore très éparpillées.

D'autre part, la pression de sélection exercée par les antibiotiques sur les bactéries favorise l'émergence de souches résistantes dans l'organisme des animaux traités. Les gènes de résistance formés suite à des mutations ou déjà présents dans la communauté bactérienne peuvent être transmis à d'autres souches et espèces, ce qui induit une dissémination rapide de la résistance aux antibiotiques. Si les gènes de résistance sont transmis à des bactéries pathogènes, la situation devient fatale puisque ces agents infectieux ne peuvent plus être combattus avec les antibiotiques qui leur correspondent habituellement. L'Organisation mondiale de la santé (OMS) considère que le problème de la résistance aux antibiotiques présente une très grande gravité et qu'il convient de le résoudre au plus vite. On ignore encore actuellement à quelle hauteur se chiffre le risque d'émergence et de diffu-

sion de la résistance aux antibiotiques dans l'environnement agricole.

Face à ces inconnues, nous nous sommes engagés dans une collaboration scientifique basée sur deux axes parallèles dans le but d'une part de caractériser le comportement des antibiotiques dans l'environnement, d'autre part de localiser et suivre les bactéries résistantes aux antibiotiques dans les sols agricoles par traçage des gènes de résistance. Nous cherchons aussi concrètement à savoir s'il existe une relation entre l'utilisation des antibiotiques dans l'agriculture et l'émergence de gènes de résistance dans l'environnement. Notre projet s'intègre dans le Programme nationale de recherche 49 du Fonds national suisse intitulé «La résistance aux antibiotiques» [1].

Des essais de terrain en conditions réelles

Notre étude était basée sur l'idée d'essais de terrain effectués dans des conditions aussi proches que possible de la pratique. Dans cet esprit, nous avons épanché du lisier

La particularité des sulfonamides

Plusieurs arguments ont motivé pour notre étude le choix d'un lisier chargé en sulfaméthazine, un antibiotique du groupe des sulfonamides:

- Les sulfonamides sont très souvent employés en médecine vétérinaire (notamment en traitement prophylactique de mise en stabulation). En médecine humaine, seul un composé actif de ce groupe est couramment utilisé (le sulfaméthoxazole).
- Les sulfonamides ne sont que faiblement métabolisés dans l'organisme animal et sont assez rapidement rejetés [2]. Fait étonnant, dans le lisier, les métabolites sont presque totalement reconvertis en leur substance active d'origine [3]. La particularité la plus importante pour notre étude est cependant la relative stabilité des sulfonamides dans l'environnement qui implique qu'ils y restent assez longtemps décelables.
- Des méthodes de dosage de la sulfaméthazine ont été développées à l'EAWAG pour l'analyse d'échantillons de lisier [4], de sol [5] et d'eau [non publié].

Les antibiotiques dans l'élevage

Les antibiotiques utilisés dans l'élevage appartiennent aux mêmes groupes de substances que ceux utilisés en médecine humaine: les pénicillines, les tétracyclines, les sulfonamides, les macrolides, les aminoglycosides et les fluoroquinolones.

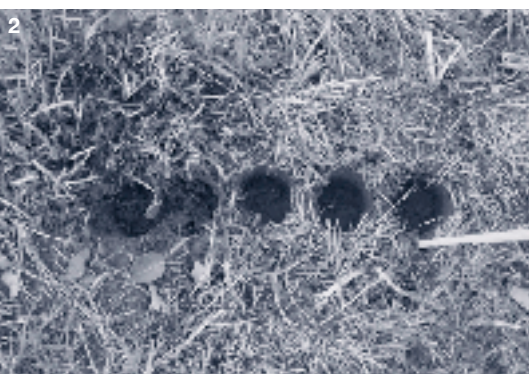
Dans le domaine vétérinaire, les antibiotiques sont employés soit pour le traitement thérapeutique d'animaux isolés, soit pour le traitement préventif de troupeaux entiers. On appelle métaglyphaxie le traitement antibiotique préventif de l'ensemble d'un troupeau suite à l'apparition d'un cas de maladie en son sein. Cette stratégie est appliquée notamment quand des diarrhées ou des affections respiratoires se manifestent chez des porcelets ou des veaux isolés. La démarche prophylactique correspond quant à elle à l'application d'un traitement avant toute manifestation pathologique. Elle est notamment appliquée lors de la mise en stabulation d'animaux d'engraissement provenant de différentes exploitations.

Resistenzgene	Herkunft
<i>sul</i> (I)	<i>Escherichia coli</i> (non pathogène)
<i>sul</i> (II)	<i>E. coli</i>
<i>sul</i> (III)	<i>E. coli</i>
<i>tet</i> (B)	<i>E. coli</i>
<i>tet</i> (C)	<i>E. coli</i>
<i>tet</i> (H)	<i>Pasteurella multocida</i> (pathogène opportuniste)
<i>tet</i> (M)	<i>Enterococcus faecalis</i> (pathogène opportuniste)
<i>tet</i> (O)	<i>Campylobacter coli</i> (pathogène)
<i>tet</i> (Q)	<i>Bacteroides thetaiotaomicron</i> (non pathogène, présent dans le système gastro-intestinal humain)
<i>tet</i> (S)	<i>Listeria monocytogenes</i> (pathogène opportuniste)
<i>tet</i> (T)	<i>Streptococcus pyogenes</i> (pathogène opportuniste)
<i>tet</i> (W)	<i>Butyrivibrio monocytogenes</i> (bactérie anaérobie de la panse)
<i>tet</i> (Y)	Plasmide isolé dans du lisier porcin (bactérie non identifiée)
<i>tet</i> (Z)	<i>Corynebacterium glutamicum</i> (bactérie du sol)

Tab. 1: Nature et provenance des gènes de résistance étudiés. Les bactéries indiquées sont celles à partir desquelles le gène a été isolé et séquencé pour la première fois. Tous les gènes ont déjà été observés dans d'autres espèces de bactéries: ainsi *tet* (B) a été mis en évidence chez 18 espèces différentes. Dans la plupart des cas, la présence d'un des gènes de résistance aux tétracyclines ou aux sulfonamides suffit pour rendre l'organisme porteur résistant à l'antibiotique correspondant. Les pathogènes opportunistes ne sont pas toujours infectieux, n'induisant des maladies que chez les personnes immunodéprimées.



Photos: EAWAG



chargé en antibiotiques sur deux parcelles de 0,35 ha chacune occupées par des prairies permanentes. Les applications ont été effectuées au début de la période de végétation, le 24 mars 2003 et après la première fauche, le 8 mai 2003. L'épandage du lisier a été effectué avec épandeur à tuyau souple (Photo 1). Ce lisier provenait d'un élevage porcin dans lequel un antibiotique du groupe des sulfonamides, la sulfaméthazine, avait été employé en traitement préventif de mise en stabulation (voir encadré «La particularité des sulfonamides»). La concentration de sulfaméthazine dans le lisier frais était de 15 mg/kg, ce qui correspond certes à une forte charge, mais aussi à une situation tout à fait réaliste [2].

Des échantillons de sol ont été prélevés à intervalles rapprochés dans les deux parcelles expérimentales sur une période de quatre mois avant et après l'épandage de lisier (Photo 2). Une station météo avait d'autre part été aménagée directement sur une des parcelles pour enregistrer directement les différents paramètres météorologiques et en particulier les précipitations (Photo 3). Etant donné que les deux prairies expérimentales se situent de part et d'autre d'un ruisseau, il a de plus été possible d'étudier le transfert des antibiotiques du sol vers le cours d'eau. Pour ce faire, nous avons installé à 500 m en aval une station de mesure permettant l'enregistrement en continu du débit et le prélèvement automatique d'échantillons d'eau (Photo 4).

A l'EAWAG, les concentrations de sulfaméthazine ont été déterminées dans les échantillons de sol, d'eau du sol et d'eau du ruis-



IRAS, Université d'Utrecht

seau (Photo 5). En parallèle, les échantillons de sol et des prélèvements de lisier ont été soumis à des analyses biomoléculaires à l'Université d'Utrecht dans le but de rechercher un total de 14 gènes de résistance aux antibiotiques (Photo 6). 11 des gènes étudiés sont des gènes de résistance aux tétracyclines, les autres sont spécifiques des sulfonamides (voir Tab. 1). La méthode utilisée enregistre le spectre des gènes de résistance présents et permet d'en détecter les modifications. Elle livre donc des résultats de type qualitatif, tout au plus semi-quantitatif.

Une contamination accrue du sol par les antibiotiques suite aux épandages de lisier

La figure 1 indique la teneur en sulfaméthazine du sol avant et après les deux épandages de lisier. Les valeurs représentées correspondent à la valeur moyenne sur l'ensemble de la parcelle aux différentes dates. Etant donné l'hétérogénéité du terrain, il faut s'attendre à observer localement des concentrations jusqu'à cinq fois supérieures à la moyenne. Avant la première application, le sol était exempt de sulfaméthazine. Après ce premier épandage de lisier, la concentration a brusquement augmenté pour rechuter



Parcelle expérimentale occupée par une prairie permanente.

ensuite. Un jour après l'épandage, la teneur dans l'eau du sol ne correspondait déjà plus qu'à 10% de la quantité extraite. Le reste de la sulfaméthazine épandue est restée fixée dans le sol ou a subi une transformation. Quelques jours après l'application, la concentration de sulfaméthazine a à nouveau amorcé une chute importante pour

rester ensuite relativement stable pendant plusieurs semaines, les concentrations n'étant pas revenues au niveau nul initial avant le deuxième épandage. La deuxième application a provoqué une nouvelle augmentation subite des teneurs en sulfaméthazine.

13 des 14 gènes de résistance mis en évidence

13 des 14 gènes de résistance recherchés ont pu être mis en évidence dans le lisier employé. Les échantillons de sol contenaient tout au plus 12 des 14 gènes (Fig. 1). Contrairement à la sulfaméthazine dont il était exempt, le sol contenait déjà des gènes de résistance aux antibiotiques avant la première application de lisier. De 8 à 11 selon la parcelle étaient clairement décelables tandis que de 1 à 4 gènes ne donnaient que de faibles signaux. Les gènes de résistance faiblement décelables étaient probablement présents en des quantités très faibles. L'intensité des gènes de résistance a augmenté après l'épandage de lisier, et respectivement 10 et 12 des 14 gènes recherchés étaient alors nettement décelables pendant plusieurs semaines (Fig. 1). Nous supposons que les gènes supplémentaires provenaient de la flore microbienne du lisier.

Les conditions météorologiques décident du devenir des antibiotiques

Fort heureusement pour notre étude, les conditions météorologiques ayant fait suite aux deux épandages de lisier ont été fondamentalement différentes. Alors que la première application a été suivie d'une semaine de temps sec sans aucune précipitation puis

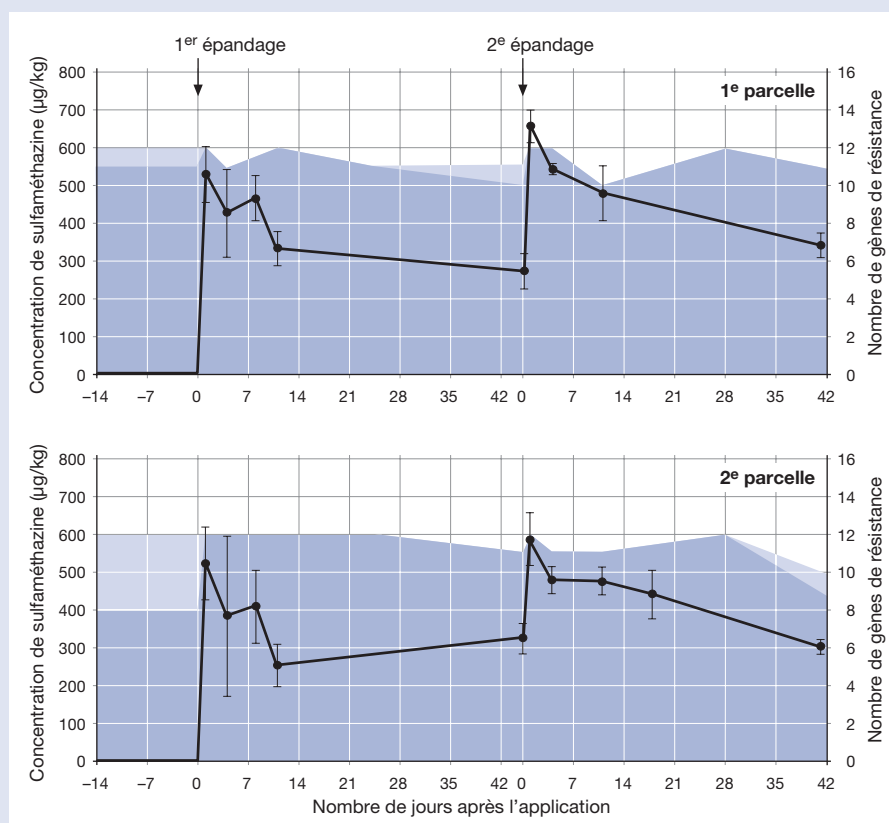


Fig. 1: Concentration de sulfaméthazine (courbe noire, moyennes plus écarts-types) et nombre de gènes de résistance (zone foncée = gènes nettement détectables, zone claire = gènes légèrement décelables) dans les échantillons de sol des deux parcelles expérimentales. Des épandages de lisier contenant de la sulfaméthazine (15 mg/kg) ont été effectués les 24 mars et 8 mai 2003.

d'un mois d'avril peu pluvieux (60% de la moyenne sur plusieurs années), la semaine qui suivit la deuxième application a été marquée par des pluies très abondantes. Cette différence a eu une grande influence sur le devenir de la sulfaméthazine dans l'environnement.

Nous avons ainsi constaté que la quantité totale de sulfaméthazine dans le sol avait moins fortement augmenté par temps humide suite au deuxième épandage de lisier que par temps sec après le premier (Fig. 1). Cette observation est également valable pour les concentrations de sulfaméthazine dans la solution du sol. Elles étaient en effet près de deux fois plus élevées par temps sec après la première application que par temps humide après la seconde (resp. 65 et 35 µg/l). Nous avons d'autre part observé une forte augmentation de la teneur en sulfaméthazine de l'eau du ruisseau qui sépare les parcelles très peu de temps après la deuxième application de lisier contaminé. La concentration maximale était de 4 µg/l (Fig. 2) et de légères augmentations de concentration ont également été observées lors des épisodes pluvieux qui ont suivi, ces pointes étant toutefois de plus en plus faibles au cours du temps. A l'opposé, la concentration en sulfaméthazine du ruisseau a été beaucoup plus faible suite au premier épandage de lisier effectué fin mars.

Des recherches sont encore nécessaires

Nos essais de terrain montrent que les antibiotiques du groupe des sulfonamides restent décelables dans le sol plusieurs mois après leur application avec le lisier. Les concentrations mesurées dans le sol dépassaient largement le seuil de 100 µg par kg de sol défini dans le cadre de la procédure d'homologation des médicaments à usage

vétérinaire. Dans le cas d'un dépassement de ce seuil, une étude d'impact détaillée doit alors être réalisée [6]. D'autres études montrent que les sulfonamides peuvent avoir une influence sur les organismes du sol: pour une concentration de 1 mg/kg, une modification de l'activité enzymatique des bactéries du sol a été observée [7] de même qu'un ralentissement de la respiration du sol [8]. Dans nos essais de terrain, cette concentration a été nettement dépassée à certains endroits suite à la grande hétérogénéité du sol. Nous avons d'autre part pu démontrer récemment qu'à partir de 10 mg/kg les bactéries du sol présentent une tolérance croissante vis-à-vis des sulfonamides [9]. Il devient donc primordial d'étudier plus en détail les effets de telles concentrations dans le milieu naturel et d'approfondir la question de la biodisponibilité des sulfonamides dans le sol.

Nos analyses ont permis de confirmer la présence de gènes de résistance aux antibiotiques aussi bien dans le sol que dans le lisier. La présence de tels gènes de résistance dans l'environnement a également été observée dans d'autres études [10, 11]. Nos travaux ne montrent cependant pas clairement si les lisiers sont vecteurs de gènes de résistance supplémentaires ou non. Pour pouvoir trancher sur cette question, une analyse quantitative serait nécessaire. Il serait d'autre part intéressant de savoir si une partie des gènes de résistance est entraînée lors d'événements pluvieux pour atteindre les cours d'eau et donc se diffuser dans l'environnement. Il importe enfin de déterminer l'impact d'une présence accrue de gènes de résistance dans l'environnement sur la manifestation de la résistance aux antibiotiques chez les agents infectieux.

Il n'est donc pas encore possible dans les conditions actuelles de procéder à une éva-

luation fondée du risque dû à l'emploi des antibiotiques dans l'élevage. Nous manquons pour cela de trop d'informations. Sur la base de nos résultats, nous ne pouvons toutefois que recommander un usage prudent et parcimonieux de ces médicaments dans l'agriculture.



Krispin Stoob, spécialiste de sciences de l'environnement, effectue actuellement une thèse de doctorat dans le groupe «Eau et agriculture» au département «Chimie environnementale» de l'EAWAG.

Coauteurs

Heike Schmitt, Institute for Risk Assessment Sciences, Université d'Utrecht et National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, Pays-Bas.
Marcel Wanner, professeur à l'Institut d'alimentation animale (Institut für Tiernahrung) de l'Université de Zurich.

- [1] www.nrp49.ch
- [2] Vree T.B., Hekster Y.A. (1987): Clinical pharmacokinetics of sulfonamides and their metabolites – an encyclopedia. *Antibiotics and Chemotherapy* 37, 1–214.
- [3] Langhammer J.P. (1989): Untersuchungen zum Verbleib antimikrobiell wirksamer Arzneistoffe als Rückstände in Gülle und im landwirtschaftlichen Umfeld. Dissertation, Universität Bonn, 138 S.
- [4] Haller M.Y., Müller S.R., McDardell C.S., Alder A.C., Suter M.J.F. (2002): Quantification of veterinary antibiotics (sulfonamides and trimethoprim) in animal manure by liquid chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A* 952, 111–120.
- [5] Stettler S. (2004): Extrahierbarkeit und Transportverfügbarkeit von Sulfonamiden in Grünlandböden nach Gülle-Applikation. Diplomarbeit, ETH-Zürich, 61 S.
- [6] International Cooperation on Harmonisation of Technical Requirements for Registration of Veterinary Products (VICH). http://vich.eudra.org/pdf/2000/GI06_st7.pdf
- [7] Boleas S., Fernández C., Carbonell G., Babín M.M., Alonso C., Pro J., Tarazona J.V. (2003): Effects assessment of the antimicrobial sulfachloropyridazine. Poster an der Envirpharma, Lyon: www.envirpharma.org
- [8] Thiele S., Beck I.-C. (2001): Wirkungen pharmazeutischer Antibiotika auf die Bodenmikroflora – Bestimmung mittels ausgewählter bodenbiologischer Testverfahren. *Mitteilungen der deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 96, 383–384.
- [9] Schmitt H., van Beelen P., Tolls J., van Leeuwen C.L. (2004): Pollution-induced community tolerance of soil microbial communities caused by the antibiotic sulfachloropyridazine. *Environmental Science & Technology* 38, 1148–1153.
- [10] Séveno N.A., Kallifidas D., Smalla K., van Elsas J.D., Collard J.M., Karagouni A.D., Wellington E.M.H. (2002): Occurrence and reservoirs of antibiotic resistance genes in the environment. *Reviews in Medical Microbiology* 13, 15–27.
- [11] Stanton T.B., Humphrey S.B. (2003): Isolation of tetracycline-resistant *Megasphaera elsdenii* strains with novel mosaic gene combinations of *tet* (O) and *tet* (W) from swine. *Applied and Environmental Microbiology* 69, 3874–3882.

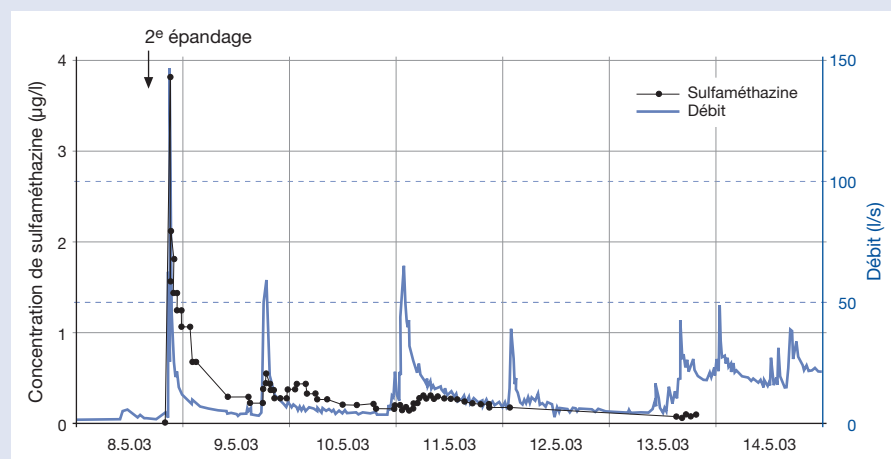


Fig. 2: Débit et concentration de sulfaméthazine du ruisseau au cours des épisodes pluvieux consécutifs au deuxième épandage de lisier effectué le 8 mai 2003.

La pollution des eaux par les pesticides – La recherche rencontre la politique

Les eaux superficielles suisses renferment des quantités considérables de pesticides, et ce depuis des décennies. Dans le but d'améliorer la situation, un système de paiements directs en échange de prestations écologiques dans le domaine agricole a été introduit en 1993. L'objectif était de réduire les rejets de pesticides de moitié d'ici à 2005. Une analyse de pollution effectuée par l'EAWAG dans la région du Greifensee montre que cet objectif n'a pas été complètement atteint. Les quantités appliquées ont certes pu être réduites mais les mesures visant à réduire les pertes de pesticides des sols traités vers le milieu aquatique ont en grande partie manqué leur but.

Par son passage d'une politique agricole de soutien à la production à une politique de marché à orientation écologique, la Suisse fait figure de pionnière dans toute l'Europe. En échange de services d'ordre écologique d'intérêt général qui ne peuvent bénéficier sur le marché d'une rémunération adéquate, les agriculteurs perçoivent des paiements directs fournis par l'Etat (voir également l'article de C. Widmer, p. 6). Dans l'ensemble, ces paiements directs constituent 5% des dépenses de l'Etat, soit près de 2,4 milliards de CHF par an. Les exploitations agricoles peuvent bénéficier de ces subsides à la condition de fournir la preuve d'un certain nombre de prestations écologiques requises (PER). En plus notamment d'un bilan de

fumure équilibré et d'un assolement régulier, les PER exigent une sélection et une utilisation ciblée des pesticides. Environ 0,4 des 2,4 milliards de CHF sont consacrés à des prestations écologiques particulières dépassant le cadre des PER. Ces contributions sont destinées à soutenir la protection des eaux et la qualité écologique, les surfaces de compensation écologique, la production extensive des céréales et du colza (production extenso), l'agriculture biologique et les formes d'élevage respectueuses du bien-être des animaux de rente. La participation des agriculteurs à ce programme a rapidement pris de l'ampleur après l'introduction du système des paiements directs. Si la part de la surface agricole utile exploitée selon des principes écologiques n'était que de 17% en 1993, elle dépasse actuellement les 97%. Etant donné l'énorme effort financier que demande cet encouragement

des pratiques écologiques dans l'agriculture suisse, il est légitime de se demander si les mesures engagées sont réellement efficaces.

Un objectif: Réduire de moitié les rejets de pesticides dans le milieu aquatique

Lors du lancement des mesures écologiques en 1993, des objectifs agro-écologiques à atteindre jusqu'à fin 2005 ont été définis pour différentes grandeurs environnementales dont la biodiversité, les pertes en azote et en phosphore et les rejets de pesticides. L'objectif fixé pour les pesticides était une réduction de 50% des rejets dans le milieu aquatique. 30% devaient être atteints par une réduction des quantités appliquées dans les champs, les 20% restants devant résulter d'une limitation des pertes de pesticides à partir des terrains agricoles (voir l'encadré «Mesures»).

Le présent article traite la question de savoir si la pollution des eaux par les pesticides a effectivement pu être réduite par les mesures introduites en 1993. Un premier élément de réponse peut être fourni par l'analyse des ventes de pesticides. Mais c'est certainement l'analyse des eaux elles-mêmes et l'étude de l'évolution à long terme de leurs concentrations en pesticides qui permettront de trancher sur la question. L'EAWAG effectuait déjà, mais irrégulièrement, de telles analyses depuis 1991 dans la région du



Photos: EAWAG

Remplissage du réservoir d'un pulvérisateur avec une solution de pesticides.

Mesures dans le cadre des prestations écologiques requises

Réduction des applications de pesticides:

- Application du principe «aussi peu que possible, autant que nécessaire»: l'emploi de pesticides n'est envisagé que lorsque les dégâts potentiellement causés par les nuisibles combattus dépassent les coûts du traitement.
- Mise à profit des mécanismes naturels de régulation: protection indirecte des végétaux, par un choix judicieux des variétés cultivées et des rotations culturales par ex.
- Encouragement des modes de production extensive du colza et des céréales ne nécessitant ni insecticides ni fongicides (production extenso).
- Encouragement de l'agriculture biologique non-utilisatrice de pesticides.

Réduction des pertes de pesticides:

- Aménagement d'une bande tampon de 3 m de large en bordure des cours d'eau (cf. article de C. Widmer, p. 6).
- Application des mesures antiérosives (couverture végétale maintenue en hiver par ex.)

Greifensee (voir l'encadré «Analyse de pollution»). Depuis 1997, ces analyses sont financées par l'Office fédéral de l'agriculture dans le cadre du projet «Evaluation des mesures écologiques».

Les ventes de pesticides ont régressé

La figure 1 montre que les quantités absolues de pesticides vendus ont baissé d'environ 25 % entre 1993 et 2003 [1]. Ce chiffre ne permet cependant pas de conclure à une baisse de 25 % des quantités de pesticides appliquées. Les raisons sont en effet d'une part que cette valeur ne tient compte ni des importations de pesticides ni des produits stockés depuis longtemps dans les exploitations agricoles et d'autre part que la surface agricole utilisée a fortement rétréci au cours des 10 dernières années. Ainsi la quantité de pesticides appliqués n'a pas baissé de 25 % mais de 20 %, passant de 6,5 à 5,4 kg de pesticides par hectare de surface agricole. Ensuite, le marché s'est



Pulvérisation diffuse de pesticides dans un champ.

caractérisé ces dernières années par l'apparition de pesticides plus puissants qui présentent la même efficacité pour une moindre quantité d'application. Ainsi, s'il était encore récemment habituel d'appliquer plusieurs kilogrammes de produit actif par hectare lors d'un traitement, les nouveaux pesticides ne nécessitent plus que quelques grammes pour produire le même effet. La puissance accrue des pesticides ne se ressent cependant pas uniquement dans les champs mais également dans les eaux qui les reçoivent par la suite. Pour obtenir une bonne estimation de la consommation de pesticides, il faudra donc à l'avenir se

baser sur des enquêtes représentatives auprès des utilisateurs et tenir compte aussi bien de l'intensité du traitement que de la puissance des produits employés.

Les herbicides du maïs et des céréales fortement représentés

Le terme général de pesticide s'applique en Suisse à près de 400 substances homologuées. On ne dispose cependant de méthodes d'analyse suffisamment sensibles et précises que pour une partie des pesticides. Il est donc impossible de réaliser une analyse exhaustive de la pollution par les pesticides. L'analyse de pollution effectuée

Analyse de pollution du Greifensee

Les lacs constituent des systèmes d'étude de choix pour les analyses de pollution. Du fait d'un temps de séjour de l'eau de généralement plusieurs centaines de jours, ils emmagasinent les effets de toutes les activités de leur bassin versant et contrairement aux systèmes très dynamiques des cours d'eau, ils permettent une détermination assez simple de la charge en polluants (dans notre cas la quantité de pesticides rejetée dans le lac) sur une période relativement longue [2]. L'EAWAG effectue depuis 1997 une analyse de pollution du Greifensee pour le compte de l'Office fédéral de l'agriculture. Le bassin versant de ce lac, d'une superficie de 160 km², intègre toutes les formes de pratiques culturales et donc les différentes sources de pesticides et voies de transfert vers le milieu naturel qui leurs correspondent. De plus, l'EAWAG avait déjà effectué des dosages de pesticides dans le Greifensee en 1990-1991 et en 1993-1994. La série de données la plus importante est celle qui concerne l'atrazine, un herbicide employé dans la culture du maïs.

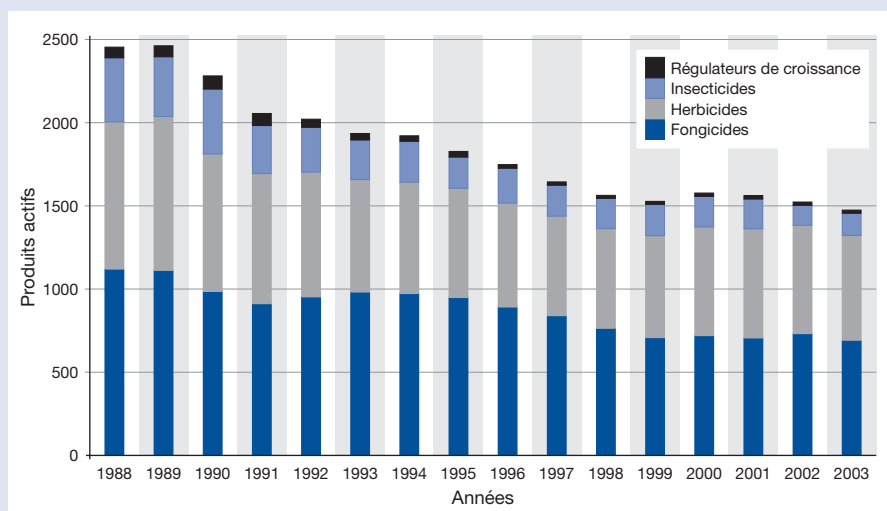


Fig. 1: Evolution des ventes de pesticides entre 1988 et 2003 [1].

au Greifensee se base sur l'étude de 50 des quelque 100 pesticides employés dans cette région. Les analyses ont révélé la présence fréquente dans le Greifensee d'herbicides utilisés pour les cultures les plus étendues, les céréales et le maïs. Parmi ces herbicides se trouve l'atrazine. Bien qu'il soit maintenant interdit dans d'autres pays, notamment l'Allemagne, ce produit reste l'un des principaux pesticides employés en Suisse. Etant donné que l'atrazine est le seul pesticide dosé dans la zone d'étude depuis le début des années 1990, les premières données ayant été recueillies dans le cadre de divers projets de l'EAWAG antérieurs au programme national d'évaluation, cet herbicide a été choisi pour une étude plus détaillée.

Une baisse de la pollution par l'atrazine

Les données recueillies depuis 1990 dans la région du Greifensee montrent que les quantités d'atrazine appliquées sont passées de plus de 1100 kg à environ 400 kg au cours des années 1990 (Fig. 2A). Les raisons de cette baisse sont d'une part

l'introduction de restrictions à l'application de l'atrazine entre 1988 et 1994 (restrictions des quantités et des durées d'application et interdiction totale pour l'entretien des voies ferrées) et d'autre part l'apparition sur le marché de produits de substitution. La réduction des quantités d'application a eu une conséquence positive logique sur la quantité d'atrazine mesurée dans le Greifensee: si la teneur du lac était encore de 30 à 45 kg au début des années 1990, elle oscille aujourd'hui entre 5 et 10 kg (Fig. 2B). Il s'agit certes là d'une baisse notable mais, curieusement, la quantité d'atrazine rejetée dans le lac pendant ou immédiatement après la période d'application qui s'étend de mai à juillet varie fortement d'une année sur l'autre (cf. charge en atrazine, Fig. 2A). La charge mesurée en 1999, alors que plus de 90% des exploitations agricoles s'engageaient déjà dans les PER et que les quantités d'atrazine appliquées avaient déjà chuté de 60%, était ainsi supérieure à celle de 1994, peu après le lancement des paiements directs. Pour pouvoir réellement évaluer le succès des mesures écologiques, il est donc indispensable d'intégrer dans l'ana-

lyse les facteurs influençant le transfert des pesticides des sols vers le milieu aquatique en complément des quantités appliquées.

Aucun signe évident de baisse des pertes de pesticides

La quantité de pesticides déversée dans le milieu aquatique dépend principalement du moment de l'application ainsi que de l'abondance et de l'intensité des précipitations qui l'ont suivie. On considère en effet que la moitié de la charge annuelle en pesticides d'un lac ou cours d'eau peut être apportée par les pluies dans les quelques jours à semaines qui suivent une application dans les champs environnants. Dans l'ensemble, la quantité entraînée hors des sols ne représente cependant que quelques pour cent de la quantité de pesticides appliqués en surface.

La figure 3 n'indique aucune modification de la quantité d'atrazine entraînée dans le Greifensee suite à l'introduction des PER. Elle fait par contre état d'une forte corrélation entre la quantité transférée et l'intensité des pluies. C'est en 1999 que se sont produites les plus fortes pluies: cette même année, 3,4% de la quantité d'atrazine appliquée ont été transportés dans le lac. Dans les années moins pluvieuses, la part d'atrazine entraînée se situe entre 0,5 et 1,9%.

On observe les mêmes tendances chez d'autres herbicides employés dans la culture du maïs. Les résultats d'une étude de terrain portant sur l'atrazine, la diméthénamide, le métolachlore et le sulcotrion dans certains sous-bassins de la région du Greifensee montrent que leur entraînement hors des champs obéit à des règles similaires [3]. Lors d'événements pluvieux, ces substances sont transportées si rapidement que les herbicides dissous dans l'eau de pluie

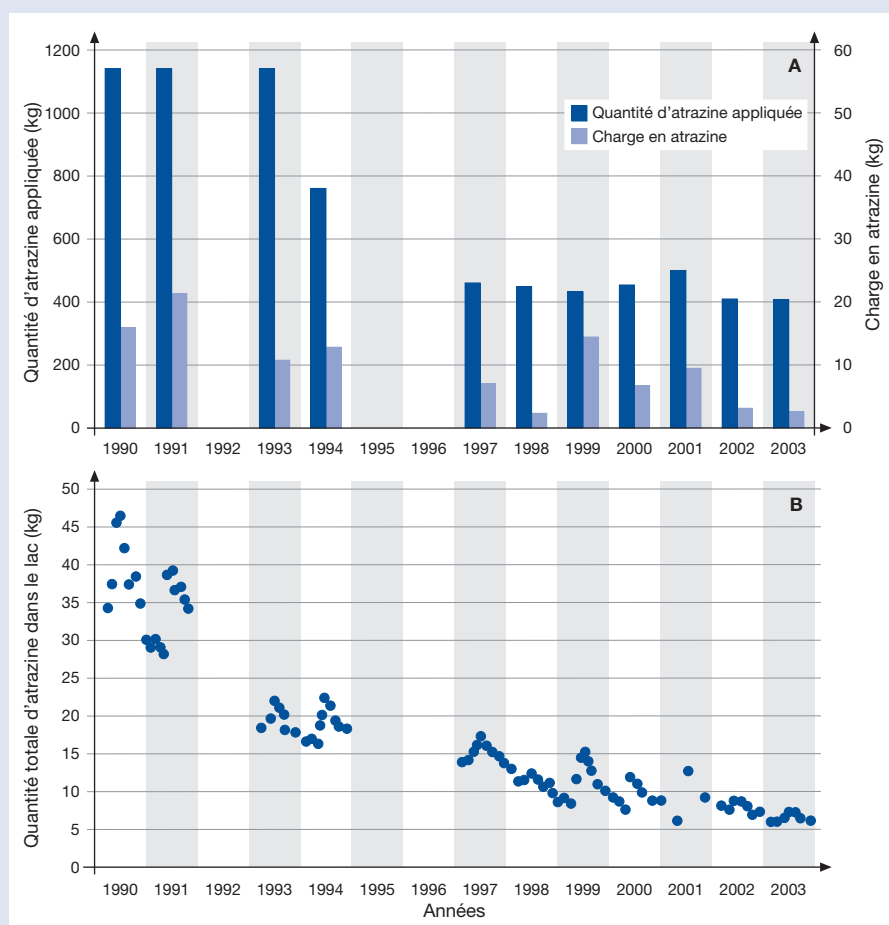


Fig. 2: Plus d'une décennie de pollution du Greifensee par l'atrazine – (A) quantités appliquées dans le bassin versant et quantité rejetée dans le lac (charge); (B) quantité totale contenue dans le lac. La charge en atrazine a pu être calculée avec suffisamment de précision en intégrant les dosages mensuels de pesticides le long de la colonne d'eau dans un programme de simulation lacustre [2].

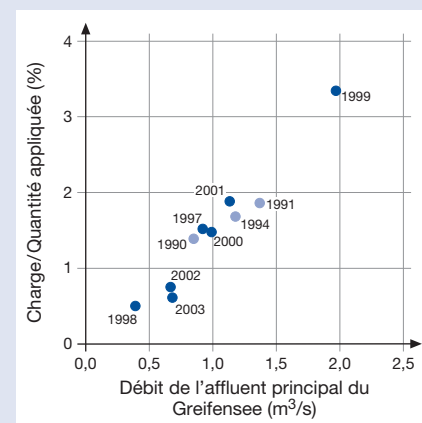


Fig. 3: Le pourcentage d'atrazine transféré des champs vers le milieu aquatique pendant ou peu après la période d'application augmente avec l'écoulement provoqué par les pluies. Les domaines d'incertitude ne sont pas représentés.



Analyse de pollution – Prélèvement d'échantillons d'eau dans le Greifensee.

n'ont pas le temps de se fixer sur la matrice du sol. La rapidité du transfert des pesticides dans le milieu aquatique lors de fortes précipitations est principalement conditionnée par l'écoulement de surface et par la rapidité d'infiltration dans les systèmes de drainage.

Autres mesures prometteuses

D'autres études menées dans le bassin du Greifensee ont montré que le risque de contamination des eaux par les pesticides était particulièrement élevé pour les parcelles humides en contact direct avec le milieu aquatique [4]. Sur le plan agronomique, ces terrains humides sont également de faible valeur car peu propices aux cultures [5]. Dans un souci de gestion écologique des terres agricoles, il serait donc en tout point judicieux de consacrer les terrains à fort risque de lessivage et d'érosion à des utilisations ne nécessitant pas l'emploi de pesticides. Ce serait tout à fait réalisable dans la pratique, étant donné que les pertes élevées de pesticides apparaissent souvent dans le paysage agricole sous la forme de «hot spots» d'extension locale et que l'agriculture suisse se caractérise par un fort morcellement des structures. Ainsi, les parcelles sans pesticides pourraient au moins en partie s'intégrer dans les surfaces de compensation écologiques justifiant l'attribution de paiements directs. L'identification des sites à risque pour la pollution des eaux par les pesticides constituera certainement à l'avenir l'une des tâches les plus ardues de la recherche sur les pesticides.

Que ce soit directement par les égouts ou après passage dans les stations d'épura-

tion, une quantité non négligeable de pesticides est déversée dans le milieu naturel suite à l'élimination de pesticides non employés ou au nettoyage des engins d'application. Dans le Greifensee, la part de ces pollutions ponctuelles par des substances uniquement utilisées dans le domaine agricole représente entre 15 et 20% de la pollution totale par les pesticides [6]. Pour lutter contre cette forme de pollution, des séminaires de formation ont été créés pour préparer les utilisateurs à une manipulation correcte des pesticides. Ces séminaires sont sanctionnés par un permis d'utilisation. Les personnes amenées à utiliser les pesticides dans un cadre professionnel sont tenues de détenir un tel permis. D'autre part, les engins d'application doivent être soumis à des contrôles techniques réguliers. Étant donné que la plupart des pulvérisateurs sont relativement âgés, une incitation financière à leur renouvellement contribuerait déjà à améliorer la situation. Les réservoirs d'eau dont sont équipés les nouveaux pulvérisateurs permettent par exemple de procéder au nettoyage directement dans les champs.

Conclusion

Il est délicat d'établir une relation de cause à effet entre les mesures engagées au niveau politique pour développer les pratiques écologiques dans l'agriculture et les déversements de pesticides dans le milieu aquatique. Un tel effort est dans tous les cas assorti de simplifications et de restrictions. D'une part, la complexité et le temps de réponse des écosystèmes sont par nature peu compatibles avec les calendriers politiques. De leur côté, les politiques exigent des ré-

ponses rapides et claires aux problèmes qui leur sont soumis. À l'opposé, les scientifiques tentent d'appréhender des systèmes complexes et chaotiques, ce qui nécessite bien souvent des études compliquées demandant d'importants moyens tant techniques que financiers et surtout devant porter sur d'assez longues périodes de temps. De ce point de vue, il aurait été fort judicieux de lancer les programmes d'évaluation quelques temps avant l'introduction des paiements directs en 1993.

Cependant, malgré l'incertitude des données et les lacunes que montrent nos connaissances, certaines tendances peuvent déjà se dégager: les mesures visant à limiter les applications de pesticides ont donné des résultats très satisfaisants. Par contre, celles destinées à réduire les rejets dans le milieu aquatique semblent avoir en grande partie manqué leur objectif et doivent impérativement être révisées dans un futur proche.



Heinz Singer est chimiste dans le groupe «Eau et agriculture» au sein du département «Chimie environnementale». Ses activités portent sur l'étude du devenir des pesticides dans l'environnement et sur l'élaboration de nouvelles techniques de détection des composés traces organiques.

- [1] Schweizerische Gesellschaft für chemische Industrie SGCI (2004): Schweiz und Fürstentum Liechtenstein Pflanzenbehandlungsmittel-Markt-Statistik 1988–2003.
- [2] Müller S.R., Berg M., Ulrich M.M., Schwarzenbach R.P. (1997): Atrazine and its primary metabolites in Swiss lakes: Input characteristics and long-term behavior in the watercolumn. *Environmental Sciences and Technology* 31, 2104–2113.
- [3] Leu C., Singer H.P., Stamm C., Müller S.R., Schwarzenbach R.P. (2004): Simultaneous assessment of sources, processes, and factors influencing herbicide losses to surface waters in a small agricultural catchment. *Environmental Sciences and Technology* 38, 3827–3834.
- [4] Leu C., Singer H.P., Stamm C., Müller S.R., Schwarzenbach R.P. (2004): Variability of herbicide losses from 13 fields to surface water within a small catchment after a controlled herbicide application. *Environmental Sciences and Technology* 38, 3835–3841.
- [5] Stamm C., Singer H., Szerencsits E., Zraggen K., Flury C. (2004): Standort und Herbizideinsatz aus Sicht des Gewässerschutzes. *Agrarforschung* 11, 446–451.
- [6] Gerecke A.C., Schärer M., Singer H.P., Müller S.R., Schwarzenbach R.P., Sagesser M., Ochsenbein U., Popow G. (2002): Sources of pesticides in surface waters in Switzerland: pesticide load through waste water treatment plants – current situation and reduction potential. *Chemosphere* 48, 307–315.

Pesticides: Quel risque pour les eaux?

Les résidus de pesticides sont particulièrement indésirables dans les eaux de surface. Basée sur un seuil de 0,1 µg/l pour chaque pesticide, l'Ordonnance sur la protection des eaux ne tient pas compte des différences de toxicité entre les quelque 450 substances actives actuellement autorisées. Pour remédier à cette lacune, l'EAWAG propose un système d'évaluation du risque basé sur les effets toxiques des pesticides isolés ou en mélange.

Ces dernières années, diverses études ont démontré la présence de nombreux pesticides dans les eaux de surface suisses [1]. Etant donné leur toxicité optimisée pour lutter contre les nuisibles et les adventices, ces pesticides peuvent également représenter un danger pour la faune et la flore du milieu aquatique contaminé.

De manière générale, la contamination des eaux par les pesticides agricoles est saisonnière, les concentrations les plus élevées étant mesurées pendant et après l'application, lors d'événements pluvieux: jusqu'à quelques µg/l peuvent alors être mesurés dans les ruisseaux et les rivières moyennes [2]. La quantité de pesticides entraînés dans le milieu aquatique dépend aussi bien des caractéristiques physico-chimiques des substances polluantes que des caractéristiques locales du terrain sur lequel elles sont appliquées (topographie, pédologie) [2]. Sur les quelque 450 substances actives autorisées en Suisse, une vingtaine, principalement des herbicides, sont réguliè-

ment mesurées dans les eaux de surface (Tab. 1).

Certaines de ces substances sont extrêmement toxiques, d'autres nettement moins. Pour assurer une protection efficace du milieu aquatique, il est donc indispensable d'évaluer de manière aussi réaliste que possible le risque émanant des pesticides, qu'ils soient isolés ou en mélange. Et ce type d'évaluation n'est possible que sur la base d'une quantité conséquente de données sur les effets toxiques des pesticides. Or les méthodes d'évaluation du risque actuellement appliquées se heurtent au problème du manque de données disponi-

bles. Dans le but de développer une méthode d'évaluation du risque aussi fiable que possible, l'EAWAG s'est associé à l'Office fédéral de l'environnement, de la forêt et du paysage (OFEFP) pour mettre au point un système d'évaluation du risque basé sur les effets. Ce système prévoit tout d'abord pour chaque pesticide la détermination d'un critère de qualité individuel à partir des données disponibles sur ses effets toxiques. Ce critère de qualité indique alors la concentration de pesticide qui ne doit pas être dépassée dans un souci de protection des organismes aquatiques. Dans un deuxième temps, les différents critères de qualité basés sur les effets sont utilisés pour l'évaluation du risque en elle-même.

Evaluation traditionnelle du risque

Le risque que représente un pesticide est en général évalué à l'aide de la formule 1 (voir encadré «Formules») [3]:

Utilisation	Produit
Herbicide	2,4-D, atrazine, dicamba, dimefuron, dimethenamid, diuron, ethofumesat, isoproturon, linuron, MCPA, mecoprop, metamitron, metazachlor, metolachlor, napropamide, propachlor, simazine, tebutam, terbuthryn, terbuthylazine et triclopyr
Insecticide	Diazinon et pirimicarb
Fongicide	Metalaxyl, oxadixyl et penconazole

Tab. 1: Près de 20 pesticides sont mesurés régulièrement dans les eaux suisses.

Formules

Formule 1

$$\text{Facteur de risque d'un pesticide} = QR = \frac{\text{Concentration du pesticide dans l'eau}}{\text{Critère de qualité}} = \frac{MEC}{\text{Critère de qualité}}$$

Formule 2

$$\text{Facteur de risque d'un pesticide isolé} = QR_i = \frac{MEC}{HC5-95\%}$$

Formule 3

$$\text{Facteur de risque d'un mélange de pesticides} = QR_m = \sum_{i=1}^n QR_i = \sum_{i=1}^n \frac{MEC_i}{HC5-95\%_i} = \frac{MEC_1}{HC5-95\%_1} + \dots + \dots + \frac{MEC_n}{HC5-95\%_n}$$

QR = quotient de risque, MEC = voir glossaire, i = substance isolée, m = mélange, n = nombre de pesticides en mélange

Si ce facteur de risque est inférieur à 1, la probabilité que les organismes aquatiques soient perturbés par le pesticide considéré est assez faible. Elle est à l'inverse assez grande s'il est supérieur à 1.

En Suisse, le critère de qualité de 0,1 µg/l défini par l'Ordonnance de 1998 sur la protection des eaux ne permet actuellement pas d'évaluation du risque. Il s'agit en effet d'une valeur fixée arbitrairement pour tous les pesticides, indépendamment de leurs effets individuels.

D'autres pays privilégient déjà la prise en compte de critères de qualité basés sur les effets pour leur évaluation des risques [4-7]. Mais ces critères présentent des points faibles. Le critère de qualité le plus employé actuellement dans cet esprit est la PNEC (voir glossaire). Même si son calcul tient compte de toutes les données disponibles sur les tests de toxicité (EC50 et NOEC, voir glossaire), elle se base sur la valeur la plus faible de l'EC50 ou de la NOEC et se trouve donc accusée à raison de dépendre trop fortement d'une donnée ponctuelle. De plus, dans son concept, la PNEC doit toujours être accompagnée d'un facteur de sécurité (voir glossaire), qui est déterminé arbitrairement.

Depuis quelques années, la concentration HC (voir glossaire) est de plus en plus em-

ployée comme critère de qualité dans l'évaluation du risque [8]. Les HC se calculent à partir du traitement statistique des données de NOEC disponibles dans la littérature (voir encadré «Hazardous Concentration»). Cependant, un des problèmes est que le calcul d'une HC nécessite de nombreuses données, c'est-à-dire qu'une HC fiable ne peut être calculée qu'à partir de 10 valeurs de NOEC. Or, rares sont les pesticides pour lesquels une base de donnée aussi importante est déjà disponible.

Une nouvelle méthode basée sur les effets: des objectifs de qualité solides

Les HC n'en restent pas moins les critères de qualité les plus fiables dont on dispose actuellement. Dans notre étude, nous avons donc établi une méthode qui permet de calculer des HC cohérentes à partir d'un nombre parfois insuffisant de données de NOEC. Afin de tenir compte de l'incertitude de ces valeurs, nous avons choisi d'utiliser la HC5-95% (voir encadré «Hazardous Concentration») comme critère de qualité.

Notre méthode se déroule en trois étapes (Fig. 1):

1. Dans un premier temps, des courbes SSD basées sur les EC50 sont établies pour tous les pesticides du mélange ainsi que pour un

pesticide de référence. Les EC50 sont utilisées à la place des NOEC habituellement employées car leurs valeurs sont beaucoup plus nombreuses dans la littérature. Le pesticide de référence choisi doit avoir été testé de manière aiguë et chronique sur au moins 8 à 10 espèces, et donc suffisamment de NOEC et de EC50 disponibles dans la litté-

«Hazardous Concentration» HC

Les valeurs de HC sont dérivées de courbes dites SSD («Species-Sensitivity-Distribution») [8]. Ces courbes donnent une représentation du pourcentage d'espèces affectées en fonction du logarithme de la NOEC. Dans le cas idéal, la NOEC suit une distribution log-normale, ce qui donne pour les SSD une courbe en S en représentation cumulée. La valeur HC5 s'est établie dans la pratique. Il s'agit de la concentration de pesticide présentant un risque pour 5% des espèces testées ou protégeant 95% des espèces. Un intervalle de confiance peut également être déterminé pour les courbes SSD. Celui-ci est d'autant plus étroit que la quantité et la qualité des données à disposition est bonne. Cet intervalle permet de calculer une valeur HC5-95%. La HC5-95% indique la concentration de pesticide pour laquelle 5% des espèces seront affectées et 95% protégées avec une probabilité de 95%. Concrètement, la HC5-95% est toujours inférieure à la HC5; plus l'intervalle de confiance est étroit, plus les valeurs sont proches [9].

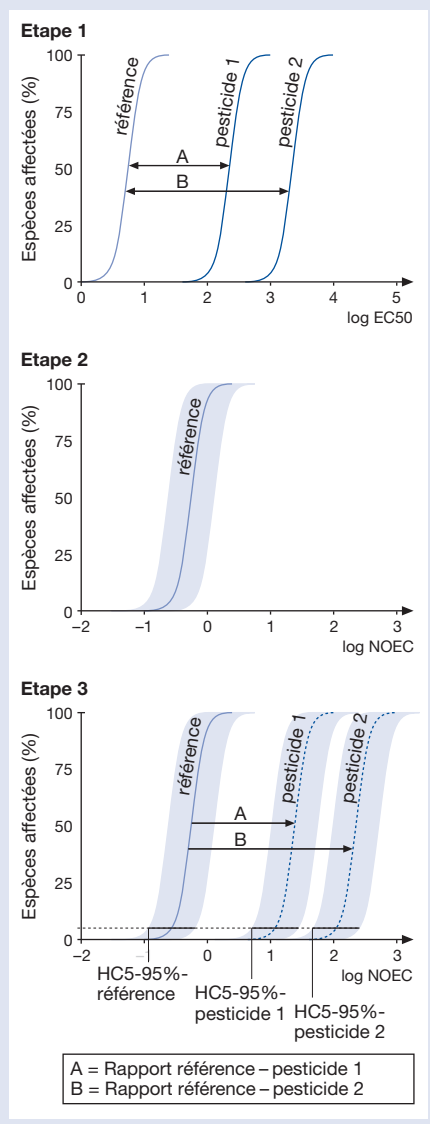


Fig. 1: Les trois étapes de la nouvelle méthode de détermination des HC5-95%. Explications dans le texte.

Glossaire des paramètres d'évaluation du risque

MEC = «Measured Environmental Concentration»; indique la concentration de polluant effectivement mesurée dans le milieu aquatique.

EC50 = «Effect Concentration 50%»; concentration en polluant pour laquelle 50% des organismes exposés à des tests généralement de toxicité aiguë présentent l'effet testé. Il s'agit généralement de la mortalité.

NOEC = «No-Observed-Effect Concentration»; généralement déterminée dans le cadre de tests de toxicité chronique, elle indique la concentration de polluant la plus haute pour laquelle aucun effet n'est observé. Les paramètres mesurés sont généralement la reproduction et la croissance.

PNEC = «Predicted No-Effect Concentration»; déterminée à partir de la EC50 et de la NOEC, elle indique la concentration de polluant pour laquelle aucun effet n'est escompté. La PNEC est calculée sur la base des plus basses EC50 et/ou NOEC auxquelles on applique un facteur de sécurité. Ce facteur est d'autant plus faible que les données de toxicité chronique, donc de NOEC, sont nombreuses et que le nombre de niveaux trophiques testés (niveaux de la chaîne alimentaire) est élevé. Le facteur de sécurité tient compte des incertitudes liées à l'extrapolation d'un nombre limité de données de toxicité déterminées en laboratoire à la toxicité en milieu naturel.

HC = «Hazardous Concentration»; concentration correspondant à un niveau donné de protection de l'écosystème (voir encadré «Hazardous Concentration» dérivée des courbes SSD).

Courbes SSD = «Species Sensitivity Distribution»; représentent le pourcentage d'espèces affectées en fonction de la concentration de polluant (log NOEC) (voir encadré «Hazardous Concentration»).

Un «rapport toxique» est alors calculé entre les courbes SSD-EC50 des différentes substances et celle du pesticide de référence.

2. Dans un deuxième temps, la courbe de SSD basée cette fois-ci sur les NOEC est établie pour la substance de référence.

3. Dans un troisième temps, les courbes SSD-NOEC des autres substances sont construites sur la base de la courbe SSD-NOEC de la substance de référence et du rapport toxique. La HC5-95% peut ensuite être déduite des nouvelles courbes SSD-NOEC pour chaque substance.

Cette méthode n'est cependant applicable que si les deux hypothèses suivantes sont vérifiées:

- Les pesticides ayant des modes d'action similaires doivent avoir des courbes SSD parallèles (pour les EC50 et les NOEC).

- Le rapport toxique doit rester le même entre les courbes SSD-EC50 et les courbes SSD-NOEC.

Etant donné que les études sur les courbes SSD sont assez récentes, on dispose encore d'assez peu d'informations pour juger du bien fondé de ces hypothèses. Cependant, une comparaison des premières courbes SSD-NOEC construites avec les données de la littérature plaide en leur faveur.

Les valeurs des HC5-95% doivent cependant être corrigées si de nouvelles données de toxicité deviennent disponibles. Plus la quantité de données sur laquelle elle est basée est importante, plus la HC livre une indication fiable sur le pesticide correspondant.

Quelle démarche adopter?

Grâce à notre méthode, il sera désormais possible de déterminer des HC5-95% ro-

bustes et cohérentes. Nous proposons donc d'adopter la démarche suivante:

- Remplacer le critère de qualité général de 0,1 µg/l fixé par l'Ordonnance sur la protection des eaux par des valeurs individuelles de HC5-95%.

- Utiliser les valeurs individuelles de HC5-95% définies pour chaque pesticide comme critères de qualité dans l'évaluation du risque des substances isolées (voir formule 2 dans l'encadré «Formules»);

- Utiliser les valeurs de HC5-95% dans l'évaluation du risque des mélanges de pesticides. Il doit cependant toujours s'agir de mélanges de pesticides ayant des modes d'action similaires. C'est uniquement dans ce cas, en effet, que la théorie d'additivité des concentrations est applicable. Cette théorie assume que les concentrations des substances ayant des modes d'action similaires peuvent être additionnées, pondérées par leur toxicité [10], ce qui permet de calculer le risque par la formule 3 (voir encadré «Formules»)

Exemple: évaluation du risque de 5 herbicides

La méthode décrite ci-dessus a été utilisée pour estimer le risque d'un mélange de pesticides dans la rivière Aa Mönchaltorf dans le canton de Zurich. Ce mélange est constitué de 5 herbicides inhibiteurs de la photosynthèse agissant au niveau du photosystème II. Bien qu'ils n'aient pas exactement le même site d'action [11], ils peuvent être considérés comme additifs [Chèvre et al., en cours de publication]. L'atrazine a été choisie comme pesticide de référence. Seuls les tests de toxicité sur les producteurs primaires aquatiques (algues et plantes aquatiques) ont été utilisés pour

construire les courbes SSD du fait que ce sont les plus sensibles à ce type de polluant. La figure 2A montre une classification des 5 pesticides sur la base des courbes SSD-EC50. Le diuron s'avère être l'herbicide le plus toxique, suivi de l'isoproturon et de la terbuthylazine, puis de l'atrazine et enfin de la simazine. La figure 2B montre la translation des courbes SSD-EC50 aux courbes SSD-NOEC telle qu'elle est prévue dans l'étape 3 de la méthode.

Le risque que ce mélange de pesticides perturbe le milieu aquatique est parfois nettement supérieur à 1 au printemps (mars à mai) (Fig. 3A). Si ce risque est décomposé en fonction des différents pesticides du mélange, on peut observer deux phénomè-

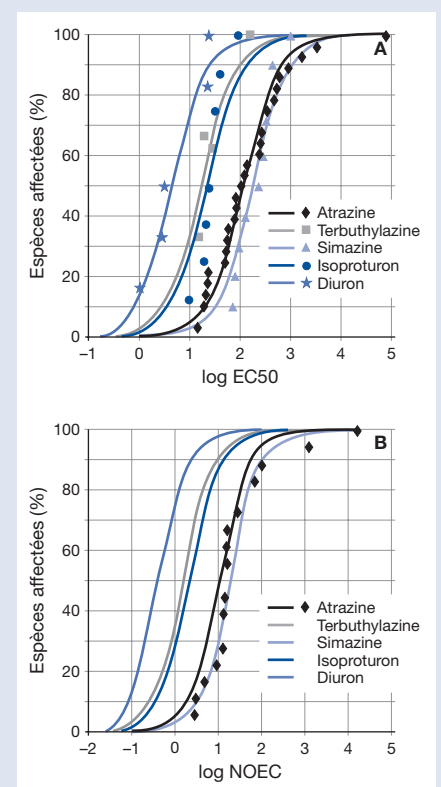


Fig. 2: Valeurs individuelles de HC5-95% déterminées pour 5 pesticides en mélange à l'aide de la nouvelle méthode. Des courbes SSD ont été tout d'abord établies à partir des données de EC50 (A), puis ont été utilisées pour construire les courbes SSD-NOEC correspondantes (B).

culture dans le bassin versant étudié. Pendant les périodes d'application agricole des autres pesticides, on observe donc un cumul des risques liés à la pollution de base et à la pollution agricole.

Nos résultats montrent à quel point il est important d'adopter une gestion globale des sources de pollution en pesticides.

Perspectives

La méthode proposée est actuellement utilisée pour calculer de nouveaux critères de qualité pour les herbicides les plus fréquemment mesurés dans l'eau (triazines, phénylurés, chloroacétinilides) ainsi que pour un groupe d'insecticides, les organophosphates, dont le diazinon est un représentant régulièrement mesuré dans les eaux. D'autres groupes de pesticides devraient suivre prochainement.

Enfin, par souci d'homogénéité, il est impératif de déterminer certaines règles pour l'échantillonnage des pesticides. La définition de ces règles, ainsi que la détermination des points d'échantillonnage font partie d'un projet parallèle à celui présenté ici. Les résultats de ces deux projets devraient servir de base pour une révision de l'Ordonnance sur la protection des eaux.



Nathalie Chèvre, ingénieure en environnement et écotoxicologue, dirige le groupe «Concept modulaire gradué et critères de qualité pour le pesticides» au sein du département «Toxicologie environnementale». Le groupe travaille également sur le développement du module écotoxicologie inclus dans le concept modulaire gradué.

Coauteur: Beate Escher

nes. Premièrement, des herbicides qui ne sont pas appliqués à la même période peuvent tout à fait présenter des périodes de chevauchement au niveau de leur risque individuel dans les cours d'eau. C'est le cas pour l'isoproturon et l'atrazine qui sont appliqués respectivement en mars-avril et en mai-juin mais qui présentent un chevauchement du risque en mai (Fig. 3A). Deuxièmement, certains herbicides ne contaminent pas les cours d'eau uniquement autour

de leur période d'application, mais sont mesurés tout au long de l'année. Ils représentent donc une pollution de base auquel vient s'ajouter le risque d'autres herbicides. C'est le cas dans notre étude du diuron, qui sert non seulement de pesticide mais aussi de conservateur dans les peintures. Le diuron est probablement lessivé en continu des façades urbaines et entraîné dans les cours d'eau (Fig. 3B). Le diuron, appliqué dans les vignobles, n'est pas appliqué pour l'agri-

- [1] Chèvre N. (2003): Risikobeurteilung von Pestiziden in Schweizer Oberflächengewässern. Gas Wasser Abwasser 12, 906–917.
- [2] Leu C. (2003): Sources, processes and factors determining the losses of atrazine, dimethenamid and metolachlor to surface waters: A simultaneous assessment in six agricultural catchments. Dissertation, ETH Zürich, 89 S.
- [3] European Commission (2003): Technical guidance document on risk assessment. TGD Part II, Institute for Health and Consumer Protection, European Chemicals Bureau, European Commission, Ispra, Italy, 329 p.
- [4] Roussel P. (1999): Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau. Rapport de présentation SEQ-Eau. Agence de l'eau Loire-Bretagne, 59 p.
- [5] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, LAWA (1998): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer. LAWA, Berlin, Band III, 12 p.
- [6] Ministère de l'environnement (2001): Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. Direction du suivi de l'environnement, Ministère de l'environnement, Québec, 430 p.
- [7] Commenttijn T., Sijm D., de Bruijn J., van den Hoop M., van Leeuwen K., van de Plassche E. (2000): Maximum permissible and negligible concentrations for some organic substances and pesticides. Journal of Environmental Management 58, 297–312.
- [8] Posthuma L., Suter G.W.I., Traas T.P. (2002): Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Boca Raton, Lewis Publishers, 587 p.
- [9] Aldenberg T., Slob W. (1993): Confidence limits of hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. Ecotoxicology and Environmental Safety 25, 48–63.
- [10] Backhaus T., Altenburger R., Arrhenius Å., Blanck H., Faust M., Finizio A., Gramatica P., Grote M., Junghans M., Meyer W., Pavan M., Porsbring T., Scholze M., Todeschini R., Vighi M., Walter H., Grimme L.H. (2003): The BEAM-project: prediction and assessment of mixture toxicities in the aquatic environment. Continental Shelf Research 23, 1757–1769.
- [11] Peterson D.E., Thompson, C.R., Regehr, D.L., Al-Khatib, K. (2001): Herbicide mode of action. Kansas State University, 24 p. <http://www.oznet.ksu.edu/library/crpsl2/samplers/C715.asp>

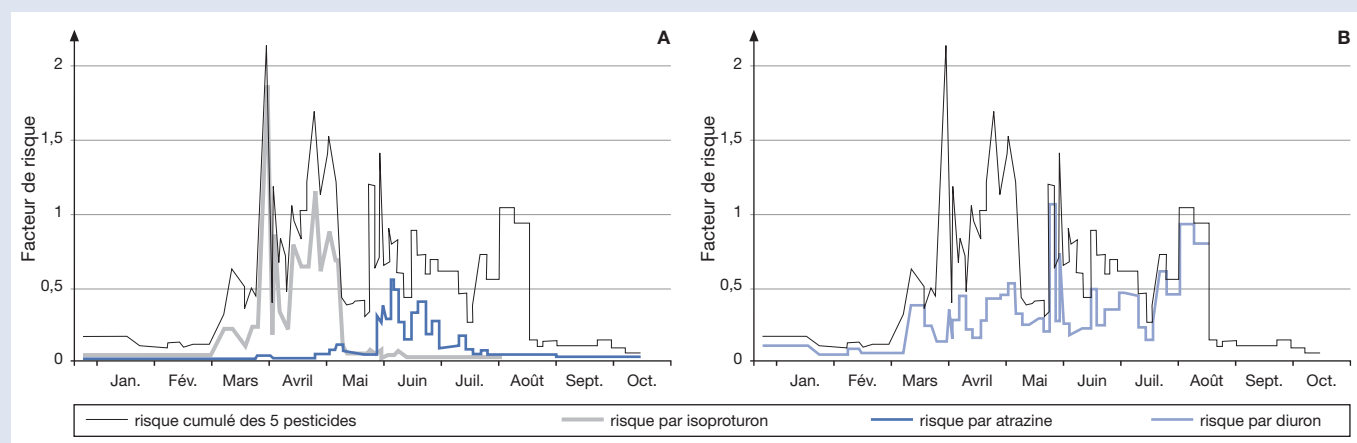


Fig. 3: Evaluation du risque de cinq pesticides en mélange.

Pour une utilisation des terres mieux adaptée à leurs caractéristiques locales

Les exigences de l'homme par rapport aux paysages culturels et naturels ont changé, induisant de nombreux conflits d'intérêt entre les demandes de production agricole, le besoin d'espace à des fins de loisirs ou professionnelles et le souci de protection de l'environnement. Un modèle agro-économique intégrant des données d'ordre écologique doit maintenant permettre d'estimer l'évolution future des structures agraires et de l'utilisation des surfaces agricoles pour en déduire les effets sur l'environnement.

L'utilisation des terres à des fins agricoles est suivie d'effets tant positifs que négatifs. Au rang des effets positifs figure en premier lieu l'utilisation et l'entretien du paysage. Les effets négatifs sont quant à eux dominés par les apports d'azote, de phosphore et de pesticides dans le milieu aquatique. Cette contamination est d'une part due aux pertes générées lors de l'application, mais elle peut d'autre part être renforcée par une mauvaise utilisation des terres, alors souvent mal adaptée à leurs caractéristiques locales et notamment, à leur aptitude culturelle.

Où va l'agriculture suisse?

L'importance relative des effets positifs et négatifs de l'utilisation de l'espace agricole dépend de deux facteurs liés entre eux: de la nature des activités ou formes d'utilisation des terres choisies par l'exploitant agricole et de l'affectation des différents sites aux diverses activités souhaitées. Les décisions des exploitants sont en général prises selon des critères économiques et techniques. Les aspects économiques pris en compte sont généralement les prix, les paiements directs et les impératifs de production définis par la législation. Le choix du site affecté à une culture ou une activité dépend d'autre part de la disponibilité en terres de l'exploitation. Si un exploitant agricole dispose de trop peu de terres adaptées à l'activité visée, le risque de voir des terres utilisées de manière inadaptée se trouve accru. Il convient enfin d'ajouter que le contexte agricole est en mutation permanente, ce qui exige également des adaptations constantes de la part des exploitants.

Dans le but d'apprécier l'évolution future des structures agraires et de l'utilisation des terres, nous avons développé un modèle sectoriel agricole dans le cadre du projet Greifensee «Organisation et gestion durable de l'agriculture et de la sylviculture dans le bassin du Greifensee». Ce modèle permet d'établir des prédictions dans le secteur agricole au niveau régional, dans notre cas de la région du Greifensee. Le modèle montre d'une part comment les exploitations agricoles réagissent économiquement à des variations du contexte général. D'un autre côté, il a été complété de toute une série de paramètres écologiques [1] qui lui permettent d'évaluer les effets de modifications de l'utilisation des terres sur l'environnement. Dans cet article, nous concentrerons notre propos sur la qualité de la

compatibilité locale de l'utilisation des terres telle qu'elle peut être modélisée pour l'avenir et sur son implication sur la contamination du milieu naturel par les pesticides.

Modélisation de l'utilisation des terres et scénarios envisageables

Dans le modèle de l'utilisation des terres, le revenu global de l'agriculture de la région du Greifensee est maximisé. Le modèle choisit ensuite pour chaque exploitation agricole et pour l'ensemble de la région les formes d'élevage et d'occupation des terres les plus appropriées. La production agricole est alors représentée au travers d'exploitations modélisées qui correspondent aux exploitations réelles de la région du Greifensee. Le processus de modélisation tient compte de toute une série de paramètres et impératifs dont les principaux sont:

- les facteurs de production à disposition (terres, capacité de travail);
- les paramètres liés aux techniques de production;
- les coûts liés au travail des membres de la famille;
- la mutation des structures agraires: le nombre total d'exploitations ne doit pas

Scénarios envisagés et contextes correspondants

Scénario de référence 2000: Le scénario de référence correspond à une simulation de l'année 2000. Le modèle se place dans les mêmes conditions que celles dans lesquelles se trouvaient les agriculteurs en 2000 (contexte politique et conditions de marché). Grâce aux enquêtes sur les structures agricoles et les données de couverture de terres géoréférencées [2], les conditions réelles sont connues. Cette référence nous permet de valider le modèle d'utilisation des terres et le cas échéant, d'identifier les effets inhérents au modèle.

Scénario Voie Suisse 2011: Dans ce scénario, les mesures de libéralisation appliquées à l'agriculture ne dépassent pas le cadre de celles définies par la politique agricole 2007. Les plus grands changements sont provoqués par l'abandon des contingents laitiers et par la libéralisation du marché du fromage pour le lait. Le prix du lait serait alors de 55 centimes en 2011, celui des autres produits baissant de 20 à 30% par rapport à 2000. Aucune tendance significative n'est observable au niveau des coûts, le système actuel des paiements directs étant maintenu tel quel.

Scénario Ouverture 2011: A la différence du scénario Voie Suisse 2011, celui-ci est basé sur une cessation complète du soutien des prix à la production en Suisse et un abandon des restrictions à l'accès au marché suisse pour les pays de l'Union européenne. Les prix des produits agricoles s'alignent donc sur les prix européens et sont de 35 à 75% inférieurs à ceux de 2000. Au niveau des coûts, l'ouverture du marché entraîne en premier lieu une baisse du prix des aliments concentrés pour animaux.

baisser de plus de 2,6% par an, ce qui correspond à la mutation observée ces dernières années.

L'évolution structurelle de l'agriculture a été modélisée pour un scénario de référence et deux scénarios pour l'année 2011 (voir encadré). Le tableau 1 récapitule les données évolutives caractéristiques des deux scénarios prévisionnels.

Scénario Voie Suisse 2011

Si on suppose dans le scénario Voie Suisse 2011 que les coûts du travail sont pris en compte dans leur totalité, les structures actuelles se décalent vers une agriculture plus extensive. Les cheptels sont alors assez fortement réduits, en grande partie suite à la réduction de la production laitière. Pour un prix du lait de 55 centimes en 2011, la quantité produite est d'environ 80% de celle de 2000. Comparée à la situation de l'élevage laitier, l'élevage extensif en main-d'œuvre marque une baisse nettement moins sensible. L'élevage des vaches allaitantes montre à l'inverse une nette progression. Suite à la mutation des modes d'élevage, la surface des cultures fourragères de plein champ recule. D'autre part, les surfaces de compensation écologique se développent fortement, notamment les terres arables en friche et les prairies extensives. La progression des prairies extensives est

	Voie Suisse 2011		Ouverture 2011	
	Sans coûts de travail	Avec coûts de travail	Sans coûts de travail	Avec coûts de travail
Revenu du secteur agricole	98%	72%	83%	65%
Revenu/unité de travail	64%	104%	54%	94%
Terres cultivées/SAU	110%	76%	106%	40%
Terres ouvertes/SAU	79%	89%	76%	42%
Cultures fourragères de plein champ/SAU	192%	59%	189%	47%
Cheptel (UGB)	147%	76%	149%	83%
UGB/ha de surface fourragère	121%	75%	121%	72%
Production de lait	335%	80%	338%	95%
Surfaces de compensation écologique/SAU	127%	237%	146%	287%

Tab. 1: Evolution structurelle de l'agriculture dans les scénarios prévisionnels Voie Suisse 2011 et Ouverture 2011 (par rapport au scénario de référence 2000). Unité de travail = une personne employée à plein temps, SAU = surface agricole utile, UGB = unité de gros bétail (par ex. 1 vache = 1,0 UGB ou 1 taureau = 0,6 UGB).

liée à la fois au faible entretien qu'elles nécessitent, aux paiements directs assez élevés et aux moindres exigences alimentaires des vaches allaitantes.

La hauteur des coûts de travail pris en compte semble avoir une influence considérable sur les structures agraires. En effet, si on néglige ces coûts, la baisse des prix à la production dans l'élevage est compensée par une augmentation des cheptels et une intensification de la production. Dans ce

cas de figure, le revenu global du secteur agricole se stabilise au niveau actuel tandis que le revenu individuel par unité de travail baisse fortement. Si par contre, on tient compte des coûts du travail et donc d'un passage à un système de production extensif donc moins exigeant en main-d'œuvre, on observe exactement l'inverse: malgré une baisse du revenu global du secteur agricole, les exploitations maintiennent le revenu par unité de travail au niveau actuel.

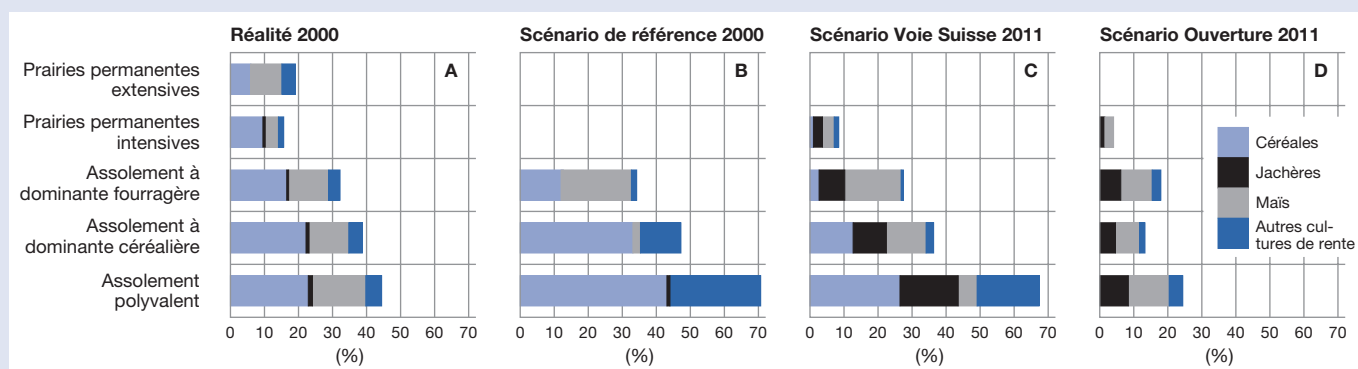


Fig. 1: Cultures de plein champ pratiquées pour les différentes catégories d'aptitudes culturales des terres dans la réalité [2] (A) et dans le scénario de référence 2000 (B) ainsi que dans les scénarios prévisionnels Voie Suisse 2011 (C) et Ouverture 2011 (D). Voir l'encadré pour la description des scénarios. Autres cultures de rente: pomme de terre, betterave sucrière et colza.

Scénario Ouverture 2011

Dans l'ensemble, les mécanismes observés dans le cadre du scénario Voie Suisse sont également valables pour le scénario Ouverture 2011 (Tab. 1). Les différences entre les deux scénarios s'expliquent par les différences des valeurs postulées pour les prix et les paiements directs. L'élément qui pèse le plus dans le scénario Ouverture 2011 est la baisse du prix des cultures de rente. Suite à cette régression, les terres cultivées enregistrent un net recul. Les prix nettement plus faibles à ceux considérés pour le scénario Voie Suisse 2011 se répercutent sur les revenus. Si on tient compte des coûts du travail, le revenu par unité de travail est alors de 10% plus faible que dans le scénario Voie Suisse 2011.

L'utilisation actuelle des terres est-elle adaptée à leurs caractéristiques locales?

En plus d'étudier l'évolution des structures agricoles, il nous importait aussi de déterminer dans quelle mesure l'utilisation des terres était amenée à changer et de savoir si les terres étaient gérées en adéquation avec leurs caractéristiques locales. La figure 1A présente, pour les différentes classes d'aptitude culturale, la part réelle en l'an 2000 des différentes formes d'utilisation des terres telle qu'indiquée par la cartographie SIG [2]. La figure 1B indique l'utilisation optimale des terres obtenue pour le scénario de référence 2000. On constate que dans la réalité la culture de plein champ est également pratiquée sur des terrains qui s'y prêtent mal: ainsi près de 20% des sites qui ne sont en fait bons que pour des prairies extensifs sont exploités pour des cultures de plein champ et seules 44% des surfaces permettant un assolement polyvalent sont utilisées pour ce même type de cultures (Fig. 1A). A l'inverse, le modèle préconise dans le scénario de référence davantage de cultures de plein champ sur les sites particulièrement fertiles et consacre les terres se prêtant uniquement aux prairies permanents aux cultures fourragères exclusivement (Fig. 1B).

On peut alors se demander pourquoi les exploitants agricoles n'utilisent pas leurs terres au mieux de leurs aptitudes? L'une des raisons réside certainement dans les conditions actuelles de fermage et de propriété: dans la réalité, les bonnes terres pour les cultures de plein champ sont inégalement représentées dans les exploitations, certaines n'en possédant aucune et devant donc se rabattre sur des terres moins appropriées pour ce type de culture. Dans le modèle, les conditions de propriété et de fermage concernant les exploitations réellement implantées ne sont pas représentées [1]. Les exploitations théoriques du modèle sont donc beaucoup plus libres et flexibles que les exploitations réelles dans la répartition de leurs terres, ce qui leur permet de n'utiliser que les terres les plus fertiles pour les cultures de plein champ.

L'utilisation des terres sera-t-elle adaptée à leurs caractéristiques locales à l'avenir?

Le modèle d'utilisation des terres n'apporte pas de réponse très tranchée à cette question:

- D'un côté, la surface des terres ouvertes régresse dans les deux scénarios prévisionnels (Tab. 1). Selon ces deux scénarios, le manque de surfaces d'assolement devrait donc se relativiser, ce qui permet théoriquement de disposer de davantage de terres adaptées aux cultures de plein champ.
- D'un autre côté, les deux scénarios 2011 prévoient une régression des surfaces

consacrées aux céréales, à la pomme de terre et à la betterave sucrière au profit des jachères. De ce fait, la part de maïs dans les cultures de plein champ augmente, cette culture pouvant être établie sur des terres moins appropriées. Il est donc probable qu'une partie des terres à prairies permanentes continuera d'être utilisée pour les cultures de plein champ, c'est-à-dire de façon peu respectueuse de leurs caractéristiques (Fig. 1C + D).

Conséquences environnementales

Une mutation des formes d'élevage et de l'utilisation des terres se traduit aussi par une modification de l'impact environnemental de l'agriculture. Le tableau 2 montre comment les pertes en azote et en phosphore ainsi que la part des cultures de plein champ sur les zones sensibles sur le plan des pesticides évolueront dans l'avenir. Alors que les pertes d'azote sont plus ou moins proportionnelles aux surfaces de culture, les pertes de phosphore baissent avec les cheptels. Par contre, la part des sites sensibles sur le plan des pesticides occupés par les cultures de plein champ augmente fortement dans le scénario Voie Suisse 2011 si le modèle tient compte des coûts de main-d'œuvre: plus de 10% des sites à risque sont consacrés aux cultures au lieu des 3 à 4% comme dans les autres scénarios. Ceci est lié au fait que de plus en plus de terres de moindre aptitude culturale sont exploitées pour les cultures et que ces

	Voie Suisse 2011		Ouverture 2011	
	Sans coûts de travail	Avec coûts de travail	Sans coûts de travail	Avec coûts de travail
Pertes en N	→	↘	→	↓
Pertes en P	→	↘	→	↘
Part des terres cultivées sur les sites à risque sur le plan des pesticides	→	↑	→	→

Tab. 2: Evolution des pertes en polluant dans le bassin du Greifensee dans les scénarios prévisionnels Voie Suisse 2011 et Ouverture 2011 (par rapport au scénario de référence 2000). Les sites à risque sur le plan des pesticides ont été identifiés à l'aide d'un indicateur simple [3].

sites sont souvent sensibles sur le plan des pesticides [3].

De nouvelles approches pour une utilisation des terres adaptée à leurs caractéristiques locales

Nos résultats montrent bien que l'on peut s'attendre à une extensification de l'agriculture dans l'avenir: baisse des cheptels, moindre intensité d'utilisation des prairies et extension des surfaces de compensation écologique. Cette tendance sera de plus favorisée par la mutation des structures agraires. L'observation des structures actuelles de la région du Greifensee montre que les grandes exploitations élèvent moins d'animaux par unité de surface que les petites [4]. La plus grande flexibilité qui a accompagné la mutation des structures agraires permet aux exploitants de limiter la pratique des cultures de plein champ sur les parcelles mal adaptées, ce qui laisse présager d'une meilleure compatibilité par rapport à la situation actuelle des modes d'utilisation des terres avec leurs propriétés culturelles. On peut donc en même temps s'attendre à une réduction des effets négatifs de l'agriculture sur l'environnement.

Indépendamment de cette évolution à long terme, la compatibilité des formes d'utilisation des terres avec leurs caractéristiques peut être favorisée de façon ciblée par la configuration du système des paiements directs ou par la définition de leurs conditions d'attribution. A l'exception de l'Ordonnance sur la qualité écologique OQE [5], le système actuel fait totalement abstraction de ces considérations de compatibilité locale: il ne tient pas compte du potentiel de risque pour le milieu aquatique ou d'amélioration de la diversité spécifique qui varie fortement en fonction des conditions locales. Le modèle d'utilisation des terres montre également que la connectivité des surfaces de compensation écologique peut être grandement favorisée si l'attribution des paiements directs est subordonnée au bon choix des parcelles concernées [6]. De

même, des mesures d'incitation ou d'interdiction permettraient de limiter la pratique des cultures très demandeuses en produits phytosanitaires dans les zones à risque sur le plan des pesticides. Etant donné que ces sites sensibles sont assez rares dans la région du Greifensee, une interdiction des ces cultures très demandeuses en pesticides n'aurait que peu d'effet [6]. Dans des zones plus restreintes ou au niveau des différentes exploitations agricoles, une telle interdiction aurait cependant des répercussions beaucoup plus conséquentes. L'importance des effets obtenus dépend de la disponibilité en terres arables et de leur classification en fonction du risque de pollution. Mais il ne faut pas non plus oublier que les pertes en pesticides ne dépendent pas uniquement de la bonne compatibilité des formes d'utilisation des terres avec leurs caractéristiques locales [3]. En plus d'une restriction de l'emploi de pesticides sur les sites à risque, il est donc primordial de mettre en œuvre des mesures visant à réduire en général les quantités appliquées et donc les pertes.

Les recherches du projet Greifensee montrent très clairement que les caractéristiques locales des terres agricoles doivent être prises en compte dans la politique agricole à venir. Mais elles ont aussi mis à jour l'existence de certaines lacunes, notamment sur la question des relations entre les activités agricoles, les propriétés locales des terres utilisées et les impacts sur l'environnement. Des lacunes doivent être comblées le plus rapidement possible.



Kurt Zraggen, chercheur en économie agricole à l'Institut d'économie rurale de l'EPF de Zurich, a développé dans le cadre de sa thèse de doctorat un modèle sectoriel d'utilisation des terres pour le projet intégratif de recherche «Greifensee – Organisation et gestion durable de l'agriculture et de la sylviculture dans le bassin du Greifensee».



Christian Flury, chercheur en économie agricole à l'Institut d'économie rurale de l'EPF de Zurich, dirige le projet intégratif de recherche «Greifensee» et il est consultant pour les questions d'économie agricole et d'économie régionale dans la société Flury & Giuliani GmbH dont il est cofondateur.

- [1] Zraggen K., Flury C., Gotsch N., Rieder P. (2004): Entwicklung der Landwirtschaft in der Region Greifensee. *Agrarforschung* 11, 434–439.
- [2] Schüpbach B., Szerencsits E. (2000): Landnutzungslayer der Greifensee-projekt internen GIS-Datenbank. Zürich-Reckenholz, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL).
- [3] Stamm C., Singer H., Szerencsits E., Zraggen K., Flury C. (2004): Standortgerechtigkeit des Herbizideinsatzes aus Sicht des Gewässerschutzes. *Agrarforschung* 11, 446–451.
- [4] Zraggen K. (2005): Ökonomische Evaluation der ökologischen Massnahmen in der Schweizer Landwirtschaft, Dissertation, ETH Zürich.
- [5] Ordonnance sur la qualité écologique: http://www.admin.ch/ch/f/rs/c910_14.html
- [6] Zraggen K., Flury C., Gotsch N., Rieder P. (2004): Gestaltung der Landnutzung in der Region Greifensee. *Agrarforschung* 11, 470–477.

Stratégie nationale de réduction des émissions d'azote dans le domaine agricole

Dans le but de réduire les pertes d'azote polluantes dans le domaine agricole, le groupe d'étude «Bilan de l'azote en Suisse» a formulé des objectifs agro-écologiques qui se reflètent également dans la politique agricole actuelle. Les analyses les plus récentes indiquent que l'objectif fixé à l'horizon 2005 ne sera probablement pas atteint à l'échéance prévue. Cet échec partiel s'explique notamment par une insuffisance des incitations financières pour atteindre les objectifs fixés. Un meilleur résultat pourrait être obtenu par un système de taxes d'incitation sur les engrais azotés et d'impôts différenciés sur l'utilisation des terres.

En Suisse, 50% environ des émissions d'azote ayant un impact sur l'environnement proviennent de l'agriculture [1]. La réduction de ces émissions constitue un véritable défi pour la politique, la recherche et l'agriculture. Les composés azotés sont intégrés dans un cycle naturel de matières et peuvent pour certains être transportés sur de grandes distances. De plus, la plupart des émissions d'azote proviennent de sources diffuses. Il est donc extrêmement difficile d'identifier les pollueurs, ce qui rend difficile la mise au point d'une politique d'incitations et de taxation adaptée aux objectifs environnementaux souhaitables [2, 3].

La stratégie «Bilan de l'azote en Suisse»

Pour protéger le milieu naturel des effets nocifs et indésirables des composés azotés, les législations nationales et internationales se sont vues assorties d'objectifs visant une réduction préventive des émissions s'inscrivant dans le cadre du possible sur le plan technique, et du supportable sur le plan économique. En complément, le groupe d'étude Bilan de l'azote en Suisse [1] a développé sur mandat de la Confédération des stratégies de réduction par étapes des émissions d'azote nuisibles à l'environnement qui se retrouvent dans les objectifs agro-écologiques de la politique agricole actuelle (PA 2007) [4, 5]. Le groupe d'étude a ainsi défini sur la base d'études scientifiques des objectifs agro-écologiques intermédiaires prévoyant une réduction au niveau suisse de la pollution des eaux et

de l'atmosphère par les composés azotés d'origine agricole de 14 000 t d'azote par an jusqu'en 1998, et de 22 000 t d'azote par an jusqu'en 2002 [1]. Dans le cadre du message Politique agricole 2007 (PA 2007) le Conseil fédéral a fixé à l'année 2005 le délai pour atteindre l'objectif minimal [4, 5].

Sur la base de préoccupations d'ordre écologique, le groupe de projet Bilan de l'azote en Suisse a également formulé des objectifs à long terme pour les émissions d'oxydes d'azote et d'ammoniac ainsi que pour le lixiviation des nitrates («lessivage») dans les sols agricoles [1]. De plus, les pertes d'azote ayant un impact sur l'environnement doivent à long terme être réduites de moitié, ce qui signifie à long terme que les flux d'azote annuels doivent passer de 96 000 t N en 1994 au niveau de l'objectif écologique de 48 000 t N environ [4]. Aucun objectif concret n'a par contre été formulé pour les émissions de protoxyde d'azote (gaz hilarant). Celles-ci doivent cependant être prises en compte puisqu'elles sont concernées par les engagements pris dans le cadre du Protocole de Kyoto sur la réduction des émissions de gaz à effet de serre.

Méthode d'évaluation des pertes d'azote

Dans le cadre du groupe d'étude Bilan de l'azote en Suisse, l'Institut d'économie rurale (Institut für Agrarwirtschaft, IAW) de l'EPF de Zurich a développé une méthode [6] permettant de calculer pour différents types d'exploitations agricoles les pertes en azote potentielles et les pertes en azote

nuisibles à l'environnement émanant de l'agriculture. La démarche utilisée est basée sur un échantillonnage d'exploitations agricoles à partir des registres comptables de l'Union suisse des paysans (USP) et du Service romand de vulgarisation agricole (SRVA). Les données obtenues par ce biais donnent des informations sur les achats de semences et de fertilisants du commerce, sur les ventes des produits animaux et végétaux issus de l'exploitation et sur l'évolution des cheptels. Pour évaluer les quantités d'azote appliquées dans l'agriculture suisse, et donc estimer les pertes potentielles d'azote qui peuvent en résulter, certaines grandeurs caractéristiques ont été déterminées pour les différents types d'exploitation puis extrapolées à la surface utile totale de la Suisse. En complément, les statistiques de l'USP ont été utilisées pour réaliser une simulation globale dans laquelle la totalité de l'agriculture suisse est considérée comme une seule grande exploitation agricole.

Nouvelle progression des pertes d'azote après une baisse initiale

Des calculs effectués récemment avec ces deux méthodes indiquent une baisse des pertes potentielles d'azote en 1993/1994, suivie d'une nouvelle progression en 1997/1998 [5, 7]. Ce résultat est confirmé par d'autres calculs. Ainsi, la méthode OSPAR [8] fait état de la même évolution pour les bilans d'azote annuels. Elle montre ainsi que

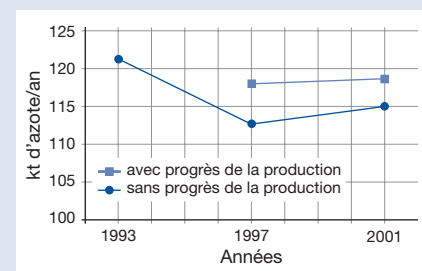


Fig. 1: Evolution des pertes potentielles d'azote d'après le calcul global [5, 9].

l'excédent d'azote a fortement baissé entre 1990 et 1997 pour augmenter depuis [5].

La figure 1 illustre l'évolution dans le temps des pertes potentielles d'azote calculées par la méthode IAW. Ces valeurs correspondent à la somme des pertes en stabulation, lors du stockage, lors de l'application et lors de l'exploitation. Il apparaît nettement que le potentiel de pertes est légèrement plus élevé si l'on tient compte des nouveaux enseignements de la recherche et des progrès de la production agricole [9] que si l'on applique les coefficients de 1994. Cette différence est probablement due à une modification du mode de garde des animaux de rente et à une moindre disponibilité des engrais de ferme pour les végétaux.

Malheureusement pour notre étude, des problèmes de données sont survenus lors de l'extrapolation des échantillons, ce qui limite les possibilités d'interprétation des résultats pour les différents types d'exploitation ainsi que pour la décomposition des pertes potentielles d'azote en fonction des différentes formes d'azote.

Ces problèmes trouvent leur origine dans le fait que la méthode de calcul n'était pas initialement conçue comme un instrument de monitoring mais devait servir à la validation de modélisations agro-économiques. De plus, la continuité et la représentativité des données pâtissent de fluctuations au niveau des exploitations comptabilisées par l'USP et le SRVA ainsi que de variations dans la représentation relative des différents types d'exploitation en Suisse. Ces facteurs influent notamment sur la répartition des pertes potentielles d'azote et sur le calcul des pertes d'azote nuisibles à l'environnement. C'est pour cette raison que la méthode IAW n'est pas en mesure de fournir d'indications fiables sur l'importance et l'évolution des pertes en azote nuisibles à l'environnement pour l'année 2002.

Nous disposons cependant d'autres possibilités d'évaluation. Il est ainsi possible d'utiliser les pertes potentielles d'azote indépendamment de leur répartition parmi les formes des émissions azotées. D'après le

groupe d'étude Bilan de l'azote, l'objectif intermédiaire pour 2002 correspondrait à une réduction annuelle de 28 000 t d'azote par an par rapport à 1994. Comme le montre la figure 1, cet objectif est loin d'avoir été atteint.

La deuxième option dont nous disposons consiste en un calcul des charges d'azote dans l'environnement à l'aide de la méthode IULIA [10] et de l'inventaire suisse des émissions de gaz à effet de serre élaboré chaque année selon des critères internationaux [11]. Le tableau 1 donne une récapitulation des données obtenues de cette manière. Etant donné que ces valeurs sont légèrement plus élevées que celles utilisées jusqu'à présent, il convient de considérer le pourcentage de variation par rapport à 1994 pour juger de l'obtention des objectifs. Cet exercice semble lui aussi indiquer que l'objectif intermédiaire agro-écologique ne devrait pas être atteint en 2005 [5].

Arguments explicatifs

Plusieurs raisons peuvent être à l'origine de cette évolution peu souhaitable d'un point de vue agro-écologique [5, 7] :

- la remontée de la consommation d'engrais minéraux azotés,
- les besoins accrus en azote des végétaux cultivés,
- le nombre croissant d'étables à stabulation libre,
- les nouvelles recommandations en matière d'alimentation des animaux de rente,
- une augmentation des importations d'aliments pour animaux,
- le stockage transitoire dans le sol de l'azote impliqué dans des composées organiques.

De plus, les incertitudes parfois considérables liées au calcul des flux d'azote dans l'environnement, la complexité et la dynamique inhérentes aux systèmes naturels [10]

et les développements technologiques et économiques peuvent avoir joué un rôle. D'un point de vue économique, justement, la modification des prix relatifs et la restriction de la liberté d'action individuelle par divers règlements et directives jouent un rôle décisif pour le choix des activités, des facteurs appliqués et pour la diffusion des nouveaux modes et axes de production.

Un double besoin de recherche

Le besoin de recherche qui résulte de cette situation est donc double. D'un côté, nous devons mieux comprendre de quelle manière une modification du système de production agricole influe sur le bilan de l'azote. D'un autre côté, les enseignements de cette recherche doivent être intégrés à des modèles mathématiques et scientifiques (y compris les marges d'erreur). Ces modèles sont à leur tour indispensables à des analyses économiques fiables qui peuvent réagir de façon très sensible aux modifications des prix relatifs, aux variations du contexte politique et aux avancées technologiques.

En particulier, l'évolution des prix relatifs et le progrès des techniques de production ont pris depuis 1994 une tournure parfois différente de celle prévue par les membres du groupe d'étude Bilan de l'azote dans leurs modèles [1, 6]. Ce fait explique probablement déjà une partie du manquement aux objectifs fixés pour les pertes d'azote.

Evaluation de la situation et recommandations politiques d'un point de vue économique

Au vu de la non atteinte des objectifs fixés pour les pertes d'azote émanant de l'agriculture suisse, la question se pose des mesures à prendre pour obtenir une réduction réelle des émissions. D'un point de vue économique, l'introduction de taxes d'incitation est toujours d'actualité même si cette me-

(en kt N/an)	1990	1994	1998	2002	2005	Objectif écologique ^{d)}
Protoxyde d'azote ^{b)}	4,2	4,1	3,9	3,8		
Ammoniaque	54,4	51,3	49,7	47,8		
Oxydes d'azote	3,3	3,1	2,9	2,8		
Nitrates	44,9	41,7	39,2	38,5		
Charges d'azote pouvant porter atteinte à l'environnement	106,8	100,1	95,7	93,0		
Variations par rapport à 1994			-4,6%	-7,1%		
Objectifs intermédiaires agro-écologiques ^{c)}			-14,6%	-22,9%	-22,9%	-50%

Tab. 1: Pertes d'azote pouvant porter atteinte à l'environnement et objectifs agro-écologiques ^{a)}.

^{a)} Calculs personnels selon les éléments décrits dans le texte.

^{b)} Sans émissions indirectes.

^{c)} Selon le groupe d'étude Bilan de l'azote en Suisse [1] et PA 2007 [5].

^{d)} Objectif écologique à long terme [4].

d'exploitation [3, 13, 14]. Cela signifie que le concept des taxes d'incitation doit être étendu et en même temps placé dans un contexte plus large intégrant différents problèmes et objectifs environnementaux. Dans un tel cadre, il devient donc inévitable de réviser le jugement porté jusqu'à présent sur l'introduction des taxes d'incitation dans la politique agricole et environnementale.



Werner Hediger, économiste, est maître assistant et chargé de cours en Economie des ressources naturelles et de l'environnement à l'Institut d'économie rurale de l'EPF de Zurich. Il se consacre au développement de concepts économiques pour le développement durable et pour une politique intégrée dans le domaine de l'environnement.

sure a déjà été rejetée à plusieurs reprises avec renvoi à d'autres mesures agro-écologiques [1, 4].

Les taxes d'incitation constituent des instruments économiques d'encouragement de certains comportements qui, contrairement aux prescriptions de régulation, permettent par une correction des prix relatifs d'atteindre des objectifs écologiques de manière effective et efficace (minimisation des coûts et protection des ressources). Cette mesure est basée sur le prélèvement d'une certaine taxe (d'un prix) sur les émissions de polluants, ce qui favorise une internalisation des coûts externes [2]. Une telle politique est cependant rendue difficile si les émissions proviennent de sources diffuses et ne sont donc pas directement observables. Les économistes de l'environnement ont donc proposé comme alternative à une taxation des émissions, un système de taxes touchant tous les intrants responsables de la formation des émissions. Ce système de taxes présente une efficacité comparable à l'imposition des émissions [12].

Dans le cadre de la réduction des émissions d'azote, la solution proposée impliquerait donc la mise en place combinée d'une taxe d'incitation sur les fertilisants azotés (engrais minéraux et engrais de ferme, pas

seulement les excédents) unifiée au niveau national et d'une taxe sur l'utilisation des terres différenciée dans l'espace. Cette taxe différenciée sur l'utilisation des terres permettrait de tenir compte de façon équitable des différentes aptitudes des terrains exploités ainsi que des différentes formes

- [1] Groupe d'étude «Bilan de l'azote en Suisse» (1996): Stratégie de réduction des émissions d'azote. Cahiers de l'environnement No. 273, OFEFP/OFAG, Berne.
- [2] Shortle J.S., Abler D. (Eds) (2001): Environmental Policies for Agricultural Pollution Control. CABI Publishing, Wallingford, UK, New York, USA.
- [3] Hediger W. (2003): Alternative policy measures and farmers' participation to improve rural landscapes and water quality: A conceptual framework. Schweiz. Zeitschrift für Volkswirtschaft und Statistik 139, 333–350.
- [4] OFEFP (2003): Réduction des risques environnementaux liés aux engrais et aux produits phytosanitaires. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne.
- [5] OFAG (2004): Rapport agricole 2004. Office fédéral de l'agriculture, Berne.
- [6] Häfliger M., Keusch A., Lehmann B., Thomi H.-P., Wolf H.P. (1995): Stickstoffhaushalt Schweiz – Anpassungsschritte landwirtschaftlicher Betriebe zwecks Abbau der N-Emissionen. Technischer Bericht, Institut für Agrarwirtschaft, ETH Zürich.
- [7] Werder D., Perrin P.-Y., Dubach M., Gerwig C., Hediger W., Lehmann B. (2004): Technischer Bericht über die Entwicklung des Stickstoff-Verlustpotenzials der Schweizer Landwirtschaft von 1994 bis 2002. Institut für Agrarwirtschaft, ETH Zürich.
- [8] OSPAR = Oslo-Paris-Commission; protection of the marine environment of the North-East Atlantic. www.ospar.org
- [9] Reidy B., Menzi H. (2004): Ammoniakemissionen in der Schweiz: Neues Emissionsinventar 1990 und 2000 mit Hochrechnungen bis 2003. Technischer Schlussbericht zuhanden BUWAL. Schweiz. Hochschule für Landwirtschaft (SHL), Zollikofen, Bern.
- [10] Schmid M., Neftel A., Fuhrer J. (2000): Lachgasemissionen aus der Schweizer Landwirtschaft. Schriftenreihe der FAL 33, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz.
- [11] Swiss Greenhouse Gas Inventory, <http://www.climate-reporting.ch/ghg.html>
- [12] Griffin R.C., Bromley D.W. (1982): Agricultural runoff as a nonpoint externality: A theoretical development. American Journal of Agricultural Economics 64, 547–552.
- [13] Schmid H. (2001): Umweltpolitische Instrumente in der Agrarpolitik: Eine ökonomische Analyse der Oberflächen- und Grundwasserbelastung durch Phosphor und Nitrat aus dem Ackerbau. Diss. ETH Nr. 14 299, ETH Zürich.
- [14] Peterson J.M., Boisvert R.N., de Gorter H. (2002): Environmental policies for a multifunctional agricultural sector in open economies. European Review of Agricultural Economics 29, 423–443.

EAWAG



Pour augmenter la productivité des cultures, des éléments nutritifs sont apportés de façon ciblée aux sols agricoles, mais une partie est rejetée dans le milieu naturel sans avoir été employée.

Entre agriculture et protection des eaux



Andreas Zehnder, dipl. Ing. Agr. HTL, est directeur du service de contrôle de l'Office de l'agriculture de Schaffhouse et conseiller dans les domaines de la production végétale et de l'écologie.



Jürg Herz, directeur adjoint de l'Office de la protection de l'environnement du canton de Thurgovie.



Ueli Bundi, directeur intérimaire de l'EAWAG, se préoccupe de politique environnementale, d'économie des eaux et d'appréciation des cours d'eau.

La protection des eaux constitue, au même titre que d'autres préoccupations, l'un des piliers du concept de gestion des exploitations agricoles suisses selon les prestations écologiques requises (PER). Si un agriculteur transgresse la Loi sur la protection des eaux, les paiements directs dont il bénéficie peuvent être diminués.

Les problèmes des effets des antibiotiques, des engrais de ferme, des engrais minéraux et des pesticides sur le milieu aquatique sont bien réels et ne peuvent être occultés, même du point de vue de l'agriculture. Il est donc d'une part indispensable que les chercheurs étudient les risques que représentent ces substances pour les eaux et qu'ils en déduisent un certain nombre de mesures ciblées permettant de lutter contre les pollutions. D'un autre côté, les politiques doivent intégrer ces connaissances dans les orientations futures de la politique agricole suisse.

En tant que conseiller pour une production agricole respectueuse de l'environnement, une question se pose à moi dans le cadre des débats sur la protection des eaux: «Comment dois-je dire tout cela aux paysans?»

Pour les paysans, la protection des eaux ne constitue qu'une préoccupation parmi d'autres et elle est loin d'être la plus importante. A côté des prescriptions de la législation environnementale, ce sont surtout des aspects économiques et techniques qui décident de la survie des exploitations agricoles.

Notre mission principale est donc de communiquer les connaissances issues de la recherche et de la politique de façon simple et compréhensible pour pouvoir convaincre les paysans de la nécessité des mesures écologiques. Car, dans le domaine du conseil agricole comme ailleurs, ce qui importe pour la transmission du savoir, ce n'est pas le jargon mais le langage.

L'agriculture est constamment tiraillée entre ses missions de patronat et de service public. Plus de 4 milliards de francs de paiements directs et de subventions sont versés annuellement aux agriculteurs, une partie en échange de prestations écologiques. Ces prestations doivent être définies, contrôlées et communiquées. Les exigences doivent être claires et judicieuses et doivent être valables pour tous les cantons. Les restrictions de la liberté individuelle d'entreprendre sont malvenues et sont perçues comme des chicaneries. Le monde politique et la population demandent des contrôles conséquents mais modérément stricts et attendent une amélioration visible de l'état de l'environnement suite aux mesures mises en œuvre tout en exigeant des aliments sains, savoureux et bon marché.

Le climat de tension dans lequel l'agriculture assure sa fonction de production se retrouve aussi au niveau de l'exécution de la protection de l'environnement. Il convient en effet de trouver un équilibre entre interventionnisme et responsabilisation et d'harmoniser l'action intercantonale pour minimiser les différences régionales. Et il ne s'agit là que deux des problèmes auxquels sont confrontés les offices de protection de l'environnement dans le domaine de l'agriculture.

L'élément clé de cette problématique, c'est la communication à tous les niveaux. Au niveau politique, il convient d'expliquer et de justifier les demandes en matière de protection de l'environnement et d'en déterminer l'importance par rapport aux revendications d'autres groupes demandeurs. Au niveau exécutif, il faut expliquer les mesures décidées aux personnes impliquées pour en favoriser l'acceptation. Enfin, il est nécessaire de bien montrer à la population les prestations écologiques déjà fournies par l'agriculture pour qu'elle en ait pleinement conscience.

L'intégration de la protection de l'environnement dans les différents domaines économiques est un postulat central de la politique environnementale, économique et régionale. L'agriculture a accepté de relever ce défi et progresse sur cette voie depuis maintenant près de 15 ans. Il reste néanmoins encore beaucoup à faire.

Ainsi, les paysages des zones d'agriculture intensive restent fortement appauvris dans leur grande majorité. De très nombreux ruisseaux ont été éradiqués ou privés des bandes boisées qui les bordaient et les protégeaient tout en structurant le paysage. La restauration d'un réseau de cours d'eau correspondant à une situation quasiment naturelle nécessite des surfaces agricoles et constitue l'une des missions les plus importantes des temps qui viennent.

En ce qui concerne les émissions d'azote, les objectifs agro-écologiques définis en 1999 ne peuvent être atteints. Le facteur déterminant est ici en définitive l'azote importé sous la forme de fertilisants et de matières fourragères. Par une gestion optimisée, il est possible de mieux utiliser l'azote disponible et donc d'en réduire les pertes. De cette façon les quantités de matières auxiliaires à importer se réduisent encore. Ceci est valable aussi bien pour l'agriculture suisse dans son ensemble que pour beaucoup d'exploitations particulières.

La poursuite des objectifs agro-écologiques doit s'appuyer en premier lieu sur un système d'incitation économique. Or ces efforts d'encouragement se heurtent souvent aux limites fixées par les réglementations internationales ainsi qu'aux limites de l'acceptable sur le plan économique. L'agriculture européenne se trouve donc devant un avenir difficile – et tout l'espace rural avec elle. Il est donc un besoin urgent de visions d'avenir pour le développement durable des zones rurales et de leur pilier central, l'agriculture.

Les eaux souterraines s'écoulent par étages à proximité des rivières

Des chercheurs de l'EAWAG et des spécialistes du canton de Thurgovie ont démontré que les eaux souterraines d'origines différentes s'écoulaient à différents «étages» en dessous et en bordure de la Thur. De manière simplifiée, plus la profondeur d'écoulement de l'eau est grande, plus elle a séjourné longtemps dans le sous-sol. Cet aspect est particulièrement important pour l'approvisionnement en eau potable étant donné que la loi interdit le captage d'eaux ayant séjourné moins de dix jours dans le sous-sol. Cette loi a pour objet de limiter les risques de contamination des eaux de boisson. Le cas de la Thur est représentatif de nombreuses situations dans lesquelles des captages d'eau sont effectués dans les sols sablo-graveleux des fonds de vallée. Nombreux sont les captages pour lesquels les dix jours d'écoulement en sous-sol ne peuvent être respectés et la situation est encore plus critique en cas de crue suite au raccourcissement des distances d'écoulement et à l'intensification du phénomène d'infiltration. Si les rivières ont reconquis un certain espace grâce aux programmes de restauration et de protection contre les crues, elles se rapprochent du même fait de certains captages. Les



chercheurs de l'EAWAG proposent donc un nouveau concept permettant de développer des solutions individualisées pour les différents types de situations à partir de diverses méthodes de mesure et de simulation.

Sur la trace du déclin des corégones dans le lac de Brienz

Dans le cadre d'un projet sur les «Modifications de l'écosystème du lac de Brienz», l'EAWAG tente avec d'autres institutions et chercheurs de déterminer les causes de la chute de 90 % enregistrée par les prises de corégones en 1999. Les premiers résultats des sept projets partiels ont été présentés le 23 septembre dernier à l'Université de Berne dans le cadre du symposium intitulé «Le lac de Brienz – entre exploitation hydroélectrique et appauvrissement nutritif». Les projets partiels se sont notamment intéressés aux impacts de la centrale hydroélectrique dans le bassin versant et aux apports de nutriments et de matières en suspension dans le lac. Les résultats montrent entre autres que la charge en matières en suspension reçue par le lac était nettement plus élevée avant la construction de la centrale hydroélectrique mais qu'elle était apportée à un rythme différent au cours de l'année. Les chercheurs ont également constaté que la réduction importante des apports nutritifs obtenue grâce aux mesures de protection des eaux a fortement limité la production algale au sein du lac et donc la biomasse de daphnies servant de nourriture aux poissons. Les différentes pièces du puzzle provenant des divers projets partiels doivent être rassemblées d'ici la fin du projet prévue pour l'été 2006. La vision d'ensemble alors obtenue devrait per-



mettre de traiter objectivement des aspects conflictuels sources de polémique.

Pour plus d'informations, veuillez consulter:

www.eawag.ch/research_e/apec >Brienzersee

www.eawag.ch/events/brienzersee

Deux nouveaux collaborateurs



Jukka Jokela

dirige le Département de limnologie depuis le 1er juin 2005 et occupe la chaire d'écologie aquatique de l'EPF de Zurich. Son domaine de prédilection est l'écologie évolutive.



Juliane Hollender

est en fonction à l'EAWAG depuis le 1er septembre 2005. Chimiste, elle vient diriger le nouveau département de «Chimie de l'environnement» qui a résulté de la fusion des deux anciens départements «Eau et agriculture» et «Polluants chimiques».

Agenda

9 Décembre	«Blyb gsund» in Dar es Salaam Brigit Obrist van Eeuwijk, Swiss Tropical Institute, Basel Séminaire, EAWAG Dübendorf, 11:00–12:00
13 Janvier	Policy Principles and Implementation Guidelines for Public-Private Partnership in Water Supply and Sanitation Dieter Rothenberger, SECO; François Münger, DDC Séminaire, EAWAG Dübendorf, 11:00–12:00
20 Janvier	Soziale Techniken für die Verbreitung von SODIS Hansi Mosler, Eawag Séminaire, EAWAG Dübendorf, 11:00–12:00
27 Janvier	SODIS: Household Water Treatment and Safe Storage Martin Wegelin, Eawag Séminaire, EAWAG Dübendorf, 11:00–12:00