EAWAG

EAWAG news

51f Novembre 2001
Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux,
Institut du domaine des EPF • CH-8600 Dubendorf

Evaluation et gestion des eaux

La gestion intégrée des eaux: une approche pour l'avenir 3

Le système modulaire gradué suisse 7

Protection des eaux et instruments de marché 20

Conjuguer protection contre les crues et écologie des cours d'eau 26

EAWAG

EAWAG news 51f • Nov. 2001
Bulletin de l'EAWAG

Evaluation et gestion des eaux

2 Editorial

Article thématique

3 La gestion intégrée des eaux: une approche pour l'avenir

Recherches actuelles

7 Le système modulaire gradué suisse
10 Comment détecter l'effet des polluants sur les cours d'eau?
13 Modélisation et protection des eaux
16 Du tronçon de cours d'eau au bassin hydrographique
18 Une gestion intégrée des eaux au niveau des bassins hydrographiques
20 Protection des eaux et instruments de marché
23 Les poissons – indicateurs et gagnants
26 Conjuguer protection contre les crues et écologie des cours d'eau

Forum

29 Le dialogue se poursuit

Notes

30 Publications 2806–2869, Livres
32 Divers

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

Rédaction Martina Bauchrowitz, EAWAG

Traductions Laurence Frauenlob-Puech, D-Waldkirch

Conseillère linguistique Sylvie Peter, EAWAG

Copyright Reproduction autorisée avec mention expresse des sources et envoi de deux justificatifs à la rédaction

Parution 3x par année en français, allemand et anglais

Crédit photographique EAWAG

Maquette inform, 8005 Zürich

Graphisme Peter Nadler, 8700 Küsnacht

Impression sur papier recyclé

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

ISSN 1420-3928

Editorial

Renata Behra, biologiste, dirige le groupe de travail «Ecotoxicologie: populations et biocénoses»

Dans le domaine de la protection de l'environnement, il est de plus en plus fréquent que des experts de différentes disciplines et des représentants des groupes d'intérêt concernés cherchent ensemble des solutions aux problèmes rencontrés. Le principe de «gestion intégrée» joue un rôle prépondérant pour la concrétisation de cette volonté de concertation. C'est également le cas dans le domaine de la gestion durable des eaux. Lors de sa journée d'information 2000, l'EAWAG a présenté des instruments et des possibilités d'action pour une gestion intégrée des eaux.

Le but de la gestion intégrée des eaux est de conjuguer les aspects de protection et d'exploitation. En plus des aspects politiques et socio-économiques, les fonctions écologiques doivent être prises en compte lors de l'évaluation et de la gestion des eaux. Cette pensée a trouvé une base juridique lors de l'entrée en vigueur des lois fédérales de 1991 sur la protection des eaux et sur l'aménagement des cours d'eau. La mise en pratique de ces objectifs s'avère cependant complexe et accompagnée d'une grande incertitude. Depuis, l'EAWAG s'emploie à élaborer des instruments scientifiquement fondés pour l'analyse et la prévision de mesures globales dans le domaine de la gestion des eaux. Les milieux professionnels ont également reconnu la nécessité d'une approche intégrée dans la protection de l'environnement. Nombre d'activités ayant lieu actuellement au niveau administratif, économique et politique abondent dans ce sens. Lors de ces actions l'accent est toujours mis sur une participation précoce des groupes d'intérêt concernés au travail de conception et de planification. Le monde scientifique a un rôle important à jouer pour faire avancer les idées et instruments de la gestion intégrée des eaux. Une approche globale ne peut avoir de chances de succès que sur la base d'une collaboration interdisciplinaire des différentes institutions scientifiques couplée d'un bon dialogue avec les milieux professionnels. Il faut donc encourager les chercheurs à travailler dans cet état d'esprit et renoncer au mode de comportement très répandu dans le monde scientifique qui consiste à ne pas voir la nécessité d'une confrontation avec la pratique. L'attention portée à l'importance des tâches dans le domaine de la gestion intégrée des eaux va certainement contribuer à faire avancer le processus d'ouverture de la science.

La gestion intégrée des eaux: une approche pour l'avenir

La gestion intégrée des eaux représente une approche d'avenir mettant en jeu les notions de protection et d'exploitation de manière efficace et compétente. Elle prévoit d'une part d'accorder et d'optimiser les différents plans sectoriels relatifs aux eaux, p. ex. visant à améliorer simultanément de la qualité des cours d'eau et la protection contre les crues dans un bassin fluvial. La gestion intégrée se préoccupe d'autre part de l'optimisation à la fois écologique et économique de certains usages de l'eau comme l'exploitation de l'énergie hydraulique. Dans le présent article sont exposés les principes de base et les instruments qui devraient contribuer à une bonne application de cette approche innovatrice de la gestion des eaux.

Evolution de l'usage des eaux

Les eaux sont constamment soumises à des variations, notamment en ce qui concerne l'importance et la nature des usages dont ils font l'objet. Il existe depuis le XIX° siècle des lois sectorielles sur la pêche, la protection contre les crues, la correction des cours d'eau, l'exploitation de l'énergie hydraulique et sur la protection des eaux. De nombreuses activités ont une influence indirecte sur les lacs et cours d'eau, comme p. ex. l'agriculture, l'extension des zones habitées, les transports, les processus de combustion, etc. Ces effets ont été longtemps très peu pris en compte. Le secteur de la protection des eaux a été lui-même subdivisé en domaines qui se sont développés indépendamment les uns des autres. Malgré l'élargissement constant des approches de gestion (Fig. 1), la protection des eaux actuelle est encore fortement marquée par son évolution historique.

Les approches privilégiant la prévention des causes des problèmes rencontrés sont encore peu répandues par rapport aux approches curatives classiques. En exemple de mesures préventives efficaces, on peut citer l'interdiction des phosphates dans les produits de lessive (1986) et la promotion de procédés de fabrication industriels peu polluants. L'introduction d'instruments de marché (taxes d'incitation, réforme fiscale écologique, etc.) dans la politique environnementale rencontre jusqu'à présent une forte opposition.

Si l'on considère le besoin de gestion intégrée, quels sont alors les problèmes liés à la valorisation traditionnelle des eaux et aux structures administratives et juridiques qui en découlent?

- Les problèmes sont rarement analysés dans un contexte global. Les solutions proposées sont souvent trop fortement limitées aux problèmes et usages particuliers. Les considérations de type rentabilité ne jouent qu'un rôle mineur. La conséquence en est une mise en œuvre suboptimale des moyens à disposition.
- L'organisation sectorielle de l'exécutif conduit à une perte de temps et d'énergie au niveau administratif et nécessite des efforts plus importants de la part des institutions chargées de la protection de l'environnement.
- De nombreux problèmes ne peuvent être résolus sans incitations économiques importantes et sans mesures préventives.
- Nous sommes le plus souvent déconcertés face aux nouveaux problèmes qui se présentent. Le cas des substances chimiques à activité hormonale en est l'exemple le plus récent (cf. article de P. Holm, p. 23). On manque d'instruments largement reconnus pour une analyse prévisionnelle des risques et pour une prévention des risques à la source.

Il convient d'opposer à l'action sectorielle une nouvelle approche qui prévoit l'analyse, l'évaluation et la transposition globale des intérêts de protection et d'exploitation. On espère ainsi atteindre une synergie des différents champs d'action, une meilleure coordination du travail des différents acteurs et une amélioration notable de l'utilisation des moyens à disposition.

Situation de départ pour une gestion intégrée

Dans l'idéal, une gestion intégrée des eaux doit tenir compte des intérêts de protection et d'exploitation, de toutes les contraintes existantes ainsi que des principaux aspects politiques, juridiques, administratifs, économiques, sociaux et culturels. Cette conception idéale peut-elle vraiment prendre réalité?

La gestion intégrée des eaux s'inscrit dans un objectif de développement durable et cherche à garantir de manière permanente les usages essentiels de l'eau. Elle doit assurer à long terme la disponibilité de l'eau pour l'approvisionnement en eau potable, la production alimentaire et l'exploitation de

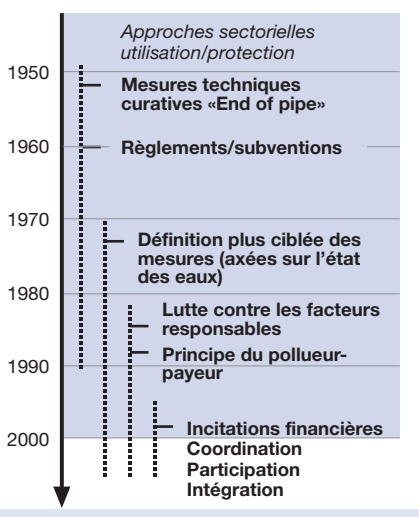


Fig. 1: Evolution dans le domaine de la protection des eaux en Suisse allant de l'épuration des eaux usées jusqu'à des approches globales. Les aspects de protection et d'utilisation ont été développés par des services indépendants les uns des autres.

Ueli Bundi, EAWAG

L'aspect d'une rivière est fortement influencé par les différents usages dont elle fait l'objet (Calancasca dans le canton des Grisons).

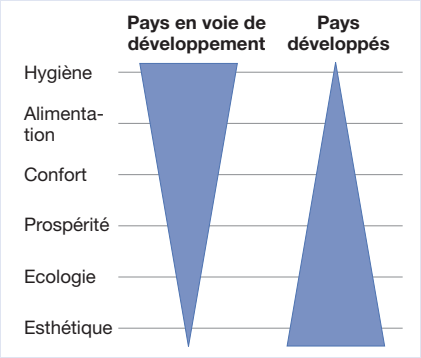


Fig. 2: Besoins auxquels doit répondre la gestion des eaux dans les pays développés et en voie de développement. Les pyramides varient aussi fortement au sein des deux groupes de pays.

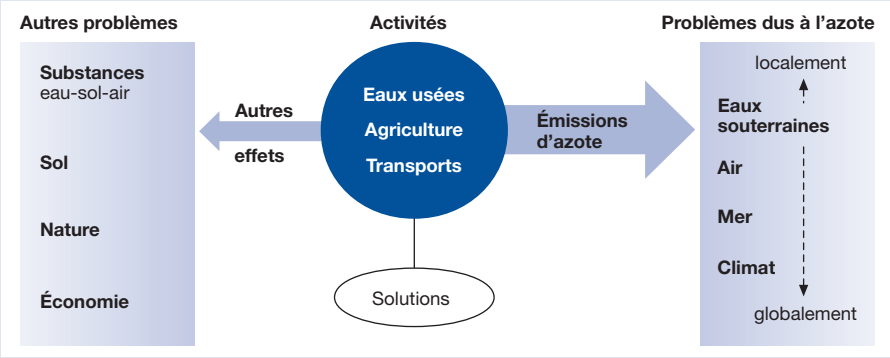


Fig. 3: L'azote – de divers problèmes environnementaux à acteurs multiples. Les émissions d'azote proviennent de différentes activités et induisent des problèmes environnementaux locaux et globaux. Les différentes activités impliquées sont pour leur part responsables de nombreux autres problèmes et doivent donc faire l'objet d'une optimisation écologique globale.

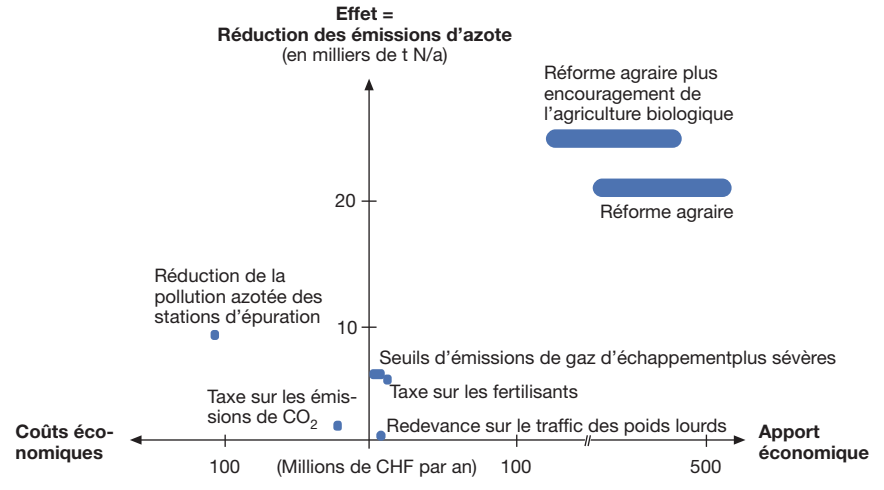


Fig. 4: Coûts et effets d'une réduction des émissions d'azote en Suisse. L'étude a porté sur des programmes ou des options politiques s'inscrivant dans un contexte de transformation écologique de divers domaines d'activité (OFEFP, 1996).

l'énergie hydraulique et tenir compte des impératifs de protection contre les inondations tout en maintenant les eaux dans leur fonction écologique et leur valeur émotionnelle.

Le poids donné à chacun de ces éléments varie considérablement en fonction des problèmes et de la situation de départ des pays ou des régions concernés [1]. Les priorités fixées dépendent du contexte culturel, des activités économiques majeures et de l'organisation juridique et administrative [2]. La figure 2 illustre les besoins principaux auxquels doit répondre une gestion intégrée des eaux dans les pays développés et dans les pays du tiers-monde.

Les problèmes liés aux eaux sont toujours caractérisés par un fort degré de complexité et de spécificité. Il en découle un paradoxe: Chaque problème est déjà difficile à résoudre à lui tout seul, et maintenant il va falloir considérer ceux qui relèvent des usages de l'eau dans leur ensemble avec toutes leurs interactions.

Ecosystèmes aquatiques interconnectés: Les écosystèmes aquatiques sont fortement liés les uns aux autres et en relation étroite avec leur milieu terrestre environnant (cf. article de U. Uehlinger, p. 16). Leur état est influencé par ces interactions de même que par l'action anthropique. Il est régi par des processus dynamiques très complexes qu'il est très difficile de caractériser et dont il est délicat de prévoir l'évolution.

Problèmes environnementaux interconnectés: Les activités humaines impliquées dans les problèmes des eaux induisent également toute une série d'autres problèmes environnementaux. A l'inverse, plusieurs activités sont souvent à l'origine d'un problème particulier comme l'accumulation des concentrations d'azote dans l'environnement (Fig. 3). Chaque activité (comme l'agriculture p. ex.) doit donc être optimisée en considérant tous les aspects écologiques, c'est à dire pas uniquement par rapport au problème des eaux [3–5].

Vastes échelles de temps et d'espace: Les principaux éléments biologiques et processus écologiques pour les eaux évoluent dans des échelles d'espace et de temps très variables (du m^2 au km^2 et de quelques jours à quelques siècles ou plus) [6]. C'est également le cas des activités anthropogènes et de leurs répercussions, comme l'illustre le cas de l'optimisation écologique de l'exploitation hydroélectrique: Alors que la faune aquatique a besoin d'un régime de débit résiduel dynamique qui varie à un rythme journalier ou hebdomadaire, le rythme d'évolution d'une zone alluviale se mesure en décennies. L'analyse des relations de cause à effet et le contrôle de l'efficacité d'éventuelles mesures s'avèrent donc difficiles à réaliser [7].

Agir à différents niveaux: La complexité de la situation est encore accentuée par le fait que les compétences pour les divers problèmes sont réparties sur différents niveaux hiérarchiques et localisés à des endroits très divers. La prise de décision fait appel à des instances politiques réparties du niveau communal au niveau international, divers départements administratifs comme ceux de l'exploitation des eaux, de l'énergie, de l'agriculture, de la protection des eaux ou de l'environnement ainsi que différents acteurs de la vie sociale (branches d'activité économique, associations professionnelles, groupements de citoyens, ONG, etc.).

Conflits d'usages et différences d'évaluation: Les usages des eaux et les problèmes qu'ils entraînent sont perçus de manière très différente en fonction des groupes d'intérêt concernés même dans un contexte culturel plus ou moins homogène («sauvegarde de l'environnement contre sauvegarde des emplois»). On peut en arriver à des situations de conflit insurmontables parce que la définition des interventions requises et des priorités à fixer dépend des valeurs de chacun. La situation se complique encore si l'on considère que les valeurs et besoins liés aux divers usages des eaux peuvent changer assez rapidement.

Synergies entre intérêts d'usagers: Les diverses exigences de valorisation des eaux

peuvent limiter les possibilités d'intervention, mais au contraire même les augmenter. La certification «éco-électricité» (cf. article de C. Bratrich, p. 20) peut par exemple à la fois désamorcer les conflits éventuels et rendre possible une revalorisation intégrée des eaux [8]. Par contre, les pratiques agricoles qui activent le cycle de l'azote remettent en question la pertinence d'améliorations techniques dans le domaine du traitement des eaux usées [3-5].

Stratégies et principes d'action

La discussion menée jusqu'ici montre qu'une conception modèle d'une gestion intégrée des eaux qui tient compte de tous les aspects n'est pas réalisable. Quelles possibilités reste-t-il alors pour mettre davantage à profit les potentiels de synergie et d'efficacité existants pour une exploitation durable des eaux?

La nouvelle directive-cadre sur l'eau de la CE (cf. article de J. Leentvaar, p. 18) exige la mise en place sur toute l'Europe d'une gestion globale des eaux au niveau de l'ensemble du bassin hydrographique. Elle émet des objectifs et des principes qui doivent être formulés dans les législations nationales et concrétisés dans des plans de gestion. Cette approche d'une concrétisation graduelle de critères à la portée de tous peut faire avancer la notion de gestion intégrée. Un autre élément d'importance est la volonté de tenir davantage compte des aspects de protection des eaux et de l'environnement dans d'autres domaines politiques comme la protection contre les crues (cf. article de H.P. Willi, p. 26), l'agriculture ou l'aménagement du territoire.

Mais même de nouvelles intentions ne font pas disparaître la complexité et les incertitudes inhérentes au «système gestion des eaux». Etant donné l'aspect fondamentalement pratique de ce domaine d'action, il est probable que des plans individuels pour certains aspects de gestion (comme le traitement des eaux usées, l'approvisionnement en eau, la protection contre les crues, la revitalisation) vont continuer à jouer un rôle important, de même que l'on continuera à s'appuyer sur des solutions spécifiques pour divers usages (comme l'exploitation de l'énergie hydraulique ou l'agriculture). Ces approches doivent cependant être coordonnées. Les principes suivants, dont certains font partie de la directive-cadre sur l'eau de la CE, doivent servir de guide pour la définition appliquée de ce que représente une gestion intégrée dans différents contextes.

Intégrer la notion de durabilité dans les usages: La capacité de régénération des ressources en eau est le critère le plus important pour la définition de toutes les mesures. Il faut à tout prix éviter les dégradations irréversibles.

Choisir des moyens d'incitation adaptés et agir en tenant compte des considérations de rentabilité: L'efficacité des mesures entreprises dépend souvent de la manière dont elles sont acceptées par les personnes concernées. Les solutions proposées doivent donc tenir compte des possibilités et des marges d'intervention des acteurs ou des institutions impliqués. Elles doivent d'autre part être évaluées par rapport à leur rentabilité. En plus des obligations et interdictions classiques, il serait souhaitable d'envisager de recourir à des instruments de marché et à des accords amiables, à plus d'information et de formation et de profiter davantage d'innovations techniques et de coopérations possibles. On peut ainsi atteindre une meilleure compréhension pour les problèmes rencontrés de la part des usagers et ainsi augmenter les chances de les résoudre. De plus, les initiatives locales gagneront en importance.

Tenir compte des interactions entre les divers champs d'intervention: Il faut s'efforcer de surmonter les antagonismes existant entre les besoin des usagers et les objectifs de protection et de reconnaître les possibilités de synergie pour les mettre à profit. Par exemple, une optimisation de l'emploi de fertilisants dans l'agriculture peut avoir des effets positifs tant du point de vue économique que du point de vue écologique. Un contre-exemple serait une épuration des eaux poussée à l'extrême, qui induirait de nouveaux problèmes environnementaux. Le travail de coordination nécessaire pourrait être assuré par des comités de planification interdépartementaux au niveau de l'administration, qui pourraient dépister un chevauchement quant à la formulation de lois et leur application pour qu'elles se déroulent sans pertes de moyens et d'énergie dues à d'éventuelles frictions.

Une prise de décision participative: La grande complexité et les interactions des contextes dans lesquels s'inscrivent les activités de protection et les divers usages rendent nécessaire d'établir des accords entre les différents groupes d'intérêt, comme p. ex. pour l'octroi d'une nouvelle concession aux centrales hydroélectriques. De cette manière on peut aussi reconnaître assez tôt les potentiels de synergie. De plus, les décisions prises s'appuient sur une base plus large et rencontrent moins de difficultés lors de leur application. Ainsi, la mise à contribution précoce des différents groupes d'intérêts favorise une réduction des coûts et une accélération des processus de planification et d'autorisation.

Des approches flexibles et adaptables: Etant donné la grande complexité des mécanismes naturels et sociaux et la difficulté de prévoir les effets des différentes mesures engagées qui en résulte, il est indispensable que les concepts de gestion et les mécanismes de contrôle et de correction soient flexibles. Les mesures proposées doivent être conçues si possible comme des expériences scientifiques et doivent donc être régulièrement évaluées et adaptées le cas échéant. Il est particulièrement important de trouver des approches flexibles et donnant droit à l'erreur dans des domaines d'activité mettant en œuvre des infrastructures de longue durée comme dans celui de l'épuration des eaux. Il convient de privilégier les systèmes technologiques qui permettent la mise en œuvre à long terme d'interventions possibles.

Instruments pour une gestion intégrée

Pour appliquer les principes exposés ci-dessus, il faut développer de nouveaux concepts et de nouveaux instruments. Malheureusement on ne dispose souvent pas directement des bases scientifiques nécessaires. Les scientifiques doivent encore intensifier leurs efforts de synthèse, de représentation et de communication de leurs résultats. De cette manière et en collaboration étroite avec la pratique, il sera possible de contribuer à l'élaboration de nouvelles approches intégrées pour la gestion des eaux.

Détection précoce des risques: Des connaissances solides au niveau scientifique jouent un rôle primordial pour l'identification précoce des problèmes et d'interventions possibles. Ces connaissances scientifiques sont cependant, comme les prévisions qu'elles permettent, entachées d'incertitude. Il est important que ces incertitudes soient présentées comme telles. L'ignorance comme l'exagération peut être fatale. Les nouvelles formes de dialogue entre science et société ont ici un grand rôle à jouer.

Procédés d'évaluation écologique: Pour pouvoir élaborer des mesures efficaces, il faut mettre au point et utiliser des procédés permettant une caractérisation et une évaluation appropriées des problèmes écologiques (cf. articles de A. Peter, p. 7, et de N. Schweigert, p. 10). Ces procédés doivent reposer sur une base scientifique solide et pluridisciplinaire et pouvoir être facilement utilisés pour des prises de décision réelles. Les «Decision-support-systems» (systèmes

Armin Peter, EAWAG

La forêt de Finges est une ripisylve d'importance nationale. L'eau du Rhône est prélevé temporairement pour la production d'électricité en amont de cette zone alluviale.

d'aide à la décision comme l'analyse de l'efficacité des moyens financiers) prennent de plus en plus d'importance (cf. article de W. Meier, p. 13). La figure 4 présente une comparaison des coûts et des effets de mesures de réduction des émissions d'azote en Suisse [4].

En ce qui concerne le procédé d'évaluation il est également important d'exposer clairement les incertitudes qu'il comporte et d'analyser l'influence de divers points de vue sur le choix de mesures envisageables. Pour déterminer les interventions requises – dans les domaines de la protection contre les crues ou de la revitalisation des eaux par exemple – il est important de connaître l'opinion des différents groupes sociaux sur les risques encourus. L'acceptation potentielle du risque doit donc être présentée comme un paramètre explicite pouvant varier dans le cadre d'une analyse des problèmes à traiter.

Développement technologique: Il s'agit ici surtout de réduire la consommation en eau et l'émission de polluants de l'agriculture, de l'industrie et des ménages ainsi que d'autres domaines économiques et sociaux. Il faut ici aussi faire appel à des innovations sociales et techniques radicales et s'assurer de leur applicabilité. Les nouvelles technologies ne doivent cependant pas être uniquement basées sur des aspects technologiques. On a davantage de chance d'atteindre une optimisation substantielle en travaillant en parallèle sur des technologies faisant appel à de nouveaux types d'utilisation et sur de nouvelles structures institutionnelles.

Développement d'institutions compétentes: On espère atteindre une optimisation importante suite à des réformes institutionnelles dans les divers domaines d'usage des eaux. Les réformes de ce genre effectuées ces dernières années dans le domaine public ont été dominées par diverses formes de libéralisation et de privatisation. L'expérience montre que ces réformes doivent être planifiées avec soin pour éviter qu'elles n'entraînent de nouveaux problèmes. Un principe positif et unanimement reconnu peut cependant en être tiré: Les décisions doivent pouvoir être prises aussi près que possible de la source des problèmes à traiter.

La gestion intégrée comme approche pour l'avenir

Une gestion intégrée des eaux qui analyse, évalue et permet de résoudre tous les problèmes à la fois et sans exception est impossible. Il est cependant très important de garder à l'esprit les principes de base de l'approche intégrée pour l'élaboration de concepts de protection ou d'exploitation. L'aspect principal en est sans nul doute la coordination et l'optimisation de l'ensemble des différents domaines d'activité dans un contexte global, ce qui est particulièrement important pour la gestion de tout un bassin fluvial ou pour l'optimisation écologique d'usages donnés. Il est important de disposer pour cela de directives politiques formulées dans un tel souci de globalité. Elles doivent motiver les acteurs et personnes concernées tout en leur laissant une liberté d'action suffisante pour développer leurs propres initiatives (Fig. 5).

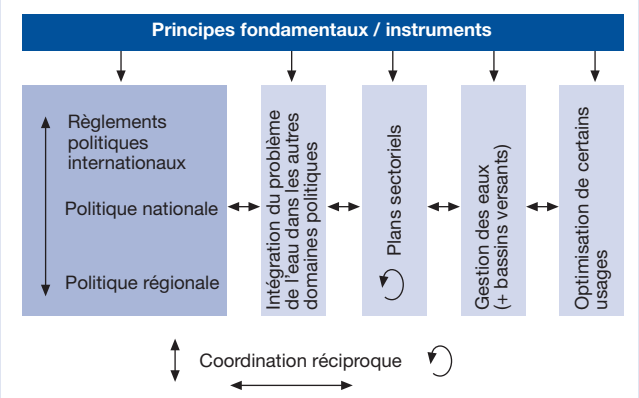


Fig. 5: Champs d'intervention dans la gestion intégrée des eaux.

Dans le présent article, nous avons abordé certains principes de base et instruments qui peuvent contribuer à la mise en œuvre d'une telle politique des eaux. Il faut cependant encore insister sur la complexité des systèmes naturels et sociaux impliqués. Celle-ci impose une grande transparence sur les incertitudes liées aux mesures proposées et une grande ouverture de la prise de décision qui doit se faire autant que possible avec la participation des personnes concernées. Une telle stratégie permet de mettre à profit les potentiels de synergie existants et de minimiser les pertes d'énergie et de moyens dues à d'éventuelles frictions. L'efficacité et la réussite des mesures planifiées s'en trouverait considérablement augmentée.

Ces dernières années, l'EAWAG a lancé toute une série d'initiatives pour favoriser une gestion globale des eaux dans certains domaines problématiques spécifiques. La journée d'information 2000 avait donc pour but d'exposer divers instruments et approches possibles et de présenter schématiquement dans quelle direction irait une gestion intégrée des eaux.

Ueli Bundi est membre de la direction de l'EAWAG. Il est spécialiste des questions de gestion des eaux et de politique environnementale.

Co-auteur:
Bernhard Truffer, géographe et chercheur à la division d'écologie humaine de l'EAWAG depuis 1993. Dirige le projet «Eco-électricité» depuis avril 1998.

[1] The World Bank (1993): Water Resources Management, 140 p.
[2] Wagner W., Gawel J., Furumai H., De Souza M.P., Teixeira D., Rios L., Ohgaki S., Zehnder A.J.B., Hemond H.F.: Sustainable watershed management: An international multi-watershed case study. AMBIO, sous presse.
[3] Bundi U. (1993): Umweltprobleme mit Stickstoff – Massnahmen in der Landwirtschaft vordringlich. Neue Zürcher Zeitung du 5. Octobre, p. 23.
[4] BUWAL (ed.) (1993): Der Stickstoffhaushalt in der Schweiz. Bericht der Arbeitsgruppe der Eidg. Gewässerschutzkommission.
[5] BUWAL (ed.) (1996): Strategie zur Reduktion von Stickstoffemissionen. Bericht der Projektgruppe Stickstoffhaushalt Schweiz.
[6] Ward J.V. (1997): An expansive perspective of riverine landscapes: Pattern and process across scales. GAIA *6,* 52–60.
[7] Bratrich C., Truffer B., Jorde K. (1999): Ökostrom – Neue Perspektiven der Wasserkraftnutzung. Wasserwirtschaft – Zeitschrift für Wasser und Umwelt *89,* 488–495.
[8] Markard J., Truffer B., Bratrich C. (2000): Ecological and competitive! Green Electricity from certified hydropower plants in liberalized electricity markets. Proceedings of the international Hydro 2000 conference, Berne, October 1–4. Aquamedia International, Sutton Surrey, UK, p. 717–727.

Le système modulaire gradué suisse

Eléments de base pour l'évaluation des cours d'eau

Le système modulaire gradué suisse offre un cadre à l'étude et l'évaluation des cours d'eau et se compose de modules hydrologiques, morphologiques, biologiques, chimiques et écotoxicologiques. Il permet une évaluation globale des cours d'eau et constitue un instrument de valeur pour une approche intégrée de leur gestion.

Au cours du XX° siècle divers usages intensifs provoquent une altération importante des cours d'eau en Suisse: Le développement de l'énergie hydroélectrique induit une modification des régimes d'écoulement. L'augmentation importante de la pression d'habitation et le développement des voies de communication qu'elle entraîne ainsi que l'intensification de l'agriculture provoquent une réduction constante de l'espace laissé aux cours d'eau. A ces phénomènes vient s'ajouter une forte pollution des eaux. L'augmentation rapide de la pollution chimique à partir de 1950 force enfin les pouvoirs publics à prendre des mesures. La loi fédérale sur la protection des eaux de 1955 (première révision en 1971) donne la première base juridique au problème de la pollution des eaux. L'assainissement des eaux assuré par des stations d'épuration réparties sur tout le territoire conduit à une amélioration continuelle de leur qualité. D'autre part les «Recommandations concernant l'analyse des eaux superficielles en Suisse» émises en 1982, constituent les premiers instruments d'évaluation de la qualité des eaux.

La deuxième révision de la loi fédérale sur la protection des eaux de 1991 met pour la première fois l'accent sur la protection, la conservation et la restauration des lacs et cours d'eau en tant qu'écosystèmes à part entière. Ce nouvel aspect demande le développement de méthodes destinées à l'évaluation des cours d'eau [1]. En plus de l'analyse chimique, ces méthodes doivent couvrir les aspects hydrologiques, écomorphologiques, biologiques et écotoxicologiques pour permettre une évaluation globale.

Armin Peter, EAWAG

Un cours d'eau proche de l'état naturel: le Brenno dans la zone alluviale de Loderio. D'un point de vue morphologique, ce tronçon entre dans la catégorie des cours d'eau proches de l'état naturel (classe I, voir Tab. 4). Il présente une biodiversité particulièrement élevée. En effet 11 des 12 espèces piscicoles répertoriées dans le réseau hydrographique du Brenno sont présentes dans cette zone alluviale.

Exigences auxquelles doit répondre la méthodologie d'évaluation

En fonction des problèmes posés, la méthodologie d'évaluation des cours d'eau doit pouvoir répondre à différentes approches. Elle doit proposer des méthodes simples et rapides pour une évaluation à grande échelle sur tout un territoire, de même que des méthodes complexes adaptées à une analyse détaillée de cours d'eau ou de tronçons donnés. Les cours d'eau doivent être analysés sous différentes perspectives, en ayant recours à des méthodes d'évaluation biotiques et abiotiques.

La méthodologie d'évaluation doit comprendre deux étapes: L'analyse de l'état actuel du cours d'eau avec différentes méthodes et la comparaison de l'état actuel avec l'état souhaité proche de l'état naturel. La difficulté de l'évaluation consiste alors à confronter des faits à des échelles de valeurs pour aboutir à un avis cohérent [2], tout en s'appuyant sur des méthodes livrant des résultats reproductibles et indépendants de l'évaluateur. L'évaluation peut être verbale ou reposer sur un système de points attribués aux différents paramètres. Pour permettre une comparaison étendue, il faut développer des méthodes qui soient applicables à tous les cours d'eau de la Suisse et comparables aux méthodes européennes.

Bases écologiques de l'évaluation des cours d'eau

Seule une approche modulaire permettait de mettre au point des méthodes d'évaluation qui tiennent compte de tous les aspects

	Niveau R	Niveau C	Niveau T
Territoire concerné	Région/canton	Réseau hydrographique	Tronçon de cours d'eau moyen à court
Effort demandé	Faible	Moyen	Elevé
Objectif	Description grossière, analyse des déficits écologiques	Description détaillée, analyse des déficits, élaboration de mesures à prendre	Analyse ciblée de problèmes spécifiques
Evaluation	Notation à points	Verbale	Verbale

Tab. 1: Les trois niveaux du système modulaire gradué.

des cours d'eau. L'approche choisie comprend les blocs de modules suivants: hydrodynamique/morphologie, chimie/écotoxicologie et biologie. Chaque bloc tient compte des principales connaissances scientifiques de son domaine. Le bloc «biologie» en particulier est inspiré des pensées écologiques suivantes (cf. article de U. Uehlinger, p. 16):

Le concept de **«River continuum»** tente d'identifier et d'expliquer d'éventuelles modifications survenues le long d'un cours d'eau [3]. Pour ce faire, on met en évidence les connections existant entre le bassin versant, les zones alluviales et le réseau hydrographique et on procède à une analyse des modifications survenues dans les communautés aquatiques de la source à l'embouchure. Ce concept montre clairement qu'une partie d'un fleuve n'est jamais isolée et ne peut être considérée que dans le cadre de l'ensemble du réseau hydrographique et de son environnement physique. Cette approche est particulièrement importante pour l'énoncé de mesures destinées à contrecarrer des déficiences écologiques.

Le concept de **«Flood-pulse»** est basé sur le fait que les interactions dynamiques existant entre l'eau et la nature qui l'entoure ont une influence sur les êtres vivants peuplant le cours d'eau et les zones alluviales [4]. Les zones alluviales doivent être considérées comme des habitats particuliers pour les végétaux et les animaux. Etant régulièrement inondées, elles abritent une faune et une flore caractéristiques. Le concept de «flood-pulse» représente l'unité du fleuve avec la végétation riveraine et les zones alluviales.

Structure hierarchique des cours d'eau: Frissel et al. [5] décrivent l'organisation hierarchique des cours d'eau (du réseau hydrographique au microhabitat), en considérant une échelle tant spatiale que temporelle. Les analyses se rapportant au système s'inspirent considérablement de cette conception des choses et tiennent compte des problèmes d'échelle pour l'analyse de terrain et pour l'évaluation.

Le **concept du fleuve à quatre dimensions** décrit les quatre dimensions d'un fleuve (longitudinale, latérale, verticale et temporelle) [6, 7]. Il contribue à comprendre l'importance des processus d'échanges d'eau, de matières, d'énergie et d'organismes dans un corridor fluvial. La dimension temporelle mérite une attention particulière. Elle représente la dynamique d'un tel corridor fluvial.

	Module	Niveau R	Niveau C
Hydrologie et morphologie	Hydrologie	Caractérisation globale de l'écoulement	Surveillance systématique
	Ecomorphologie	Dégradations écomorphologiques principales, connectivité longitudinale	Analyse des déficits, catalogue de mesures avec indication des priorités
Biologie	Algues	Etude des diatomées	Non étudiées
	Macrophytes	Estimation de l'abondance	Cartographie de toutes les espèces
	Végétation riveraine	Simple cartographie	Etude plus détaillée, plan de mesures
	Macrozoobenthos	Description grossière de l'éventail des organismes	Description détaillée du macrozoobenthos
	Poissons	Description d'ensemble de l'éventail des espèces piscicoles	Etudes détaillées, analyse des populations
Chimie et écotoxicologie	Chimie	Evaluation grossière de la qualité de l'eau	Détermination détaillée de la qualité de l'eau
	Ecotoxicologie	Echantillonnage aléatoire, 2–3 tests simples	Evaluation saisonnière ou fréquente des nuisances

Tab. 2: Les neuf modules du système modulaire gradué et leurs niveaux d'étude R et C.

Le **concept de corridor fluvial:** Le corridor fluvial est constitué du lit du fleuve, des zones alluviales et des zones de transition [8]. Ces trois composantes forment une unité dynamique dans le paysage. L'eau, les matières solides, l'énergie et les organismes interagissent de manière étroite et dynamique dans cet espace. L'observation du corridor fluvial permet de situer dans un contexte plus large les déficiences écologiques et les mesures nécessaires pour y remédier.

Concepts de renaturation et de revitalisation: L'application de ces concepts doit permettre de remettre des cours d'eau dégradés dans un état proche de leur état d'origine [9, 10]. Ils prévoient une amélioration des structures de l'écosystème (p. ex. habitats et biodiversité) et de ses fonctions écologiques, même si l'état d'origine du cours d'eau ne peut en général plus être atteint. Ces concepts sont particulièrement utiles pour l'élaboration des mesures correctives après une évaluation des cours d'eau.

Structure du système modulaire gradué suisse

Le système modulaire gradué suisse a été élaboré dans le cadre d'un groupe de projet «Evaluation des cours d'eau»[1] impliquant des représentants de l'OFEFP (Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage), de l'OFEG (Office fédéral des eaux et de la géologie), de l'EAWAG et du canton de Zurich [11]. Chaque module est structuré en trois niveaux (Tab. 1). Pour une étude à grande échelle (niveau R, région), il convient d'effectuer une analyse rapide et peu onéreuse. L'importance de l'étude et les coûts par surface analysée sont beaucoup plus élevés dans le cadre de l'évaluation de réseaux hydrographiques dans leur ensemble (niveau C, cours d'eau) ou de celle de tronçons particuliers de cours d'eau d'une longueur de 0,1 à 1 km (niveau T, tronçon). Des méthodes d'évaluation sont élaborées pour les niveaux R et C et constamment actualisées. Ce n'est pas le cas pour niveau T qui sert à l'évaluation d'aspects spécifiques et pour laquelle il est conseillé de recourir à des méthodes existantes (p. ex. analyse de microhabitats, composition du substrat, inventaire des espèces et des populations).

Le tableau 2 donne une vue d'ensemble des neuf modules du système modulaire et des méthodes d'évaluation utilisées pour les

[1] Les membres suivants faisaient partie du groupe de projet: Paul Liechti, Ueli Sieber (OFEFP), Ulrich von Blücher, Hans Peter Willi (OFEG), Christian Göldi, Urs Kupper, Walo Meier, Pius Niederhauser (canton de Zurich), Ueli Bundi, Andreas Frutiger, Michael Hütte, Armin Peter (EAWAG)

niveaux R et C. Chaque module sert à l'évaluation d'un cours d'eau selon un aspect particulier. Les modules peuvent être utilisés dans toutes les combinaisons souhaitées. Il est cependant judicieux de choisir de combiner un module biologique avec un module non-biologique.

Les dimensions spatiales et temporelles des modules

Chaque module présente des avantages spécifiques pour l'évaluation des cours d'eau, mais il possède également des limites spatiales et temporelles caractéristiques (Tab. 3). Les algues ont des périodes de reproduction très brèves ainsi qu'un cycle vital court. Ces caractéristiques les rendent particulièrement sensibles à certaines pollutions qui n'ont pas nécessairement d'effet direct sur des organismes plus évolués. Les algues sont donc de bons indicateurs pour la mise en évidence d'effets à court terme sur une surface relativement restreinte. Le macrozoobenthos (invertébrés) est présent dans presque tous les cours d'eau, même dans les cas où les poissons ont déjà disparu. Il représente donc un bon indicateur pour des effets durables sur une surface de plusieurs centaines de m^2. L'interprétation écologique d'une communauté piscicole peut être réalisée avec une grande précision puisque leurs exigences écologiques sont bien étudiées. Les poissons reflètent les conditions environnementales pendant plusieurs années. Etant donné leur grande mobilité, ils permettent d'étudier des dégradations du milieu dans tout le bassin versant. La végétation riveraine reflète quant à elle les conditions du milieu sur plusieurs décennies.

Un exemple: Le module «écomorphologie», niveau R

Le but du module «écomorphologie» au niveau R est la représentation sur une grande étendue territoriale de l'état écomorphologique des cours d'eau et l'analyse grossière des déficits qu'il présente [12]. L'étude s'appuie sur des observations de terrain décrivant les caractéristiques suivants:

- variabilité de la largeur du lit mouillé,
- largeur et degré d'aménagement du pieds de berge,
- aménagement du pieds de berge,
- largeur et nature des rives.

On attribue à chacune de ces caractéristiques un nombre de points pour chaque tronçon d'étude (en fonction de l'écart par rapport à l'état souhaité). Sur la base du nombre total de points atteint, on peut procéder à une classification des tronçons de cours d'eau observés. Pour permettre une représentation cartographique des résultats, on attribue une couleur à chaque classe correspondant à un état donné (Tab. 4).

Etat d'évolution des modules

La confédération (OFEFP/OFEG/EAWAG) et les représentants des cantons se sont chargé de la planification et du contrôle de qualité des modules. La mise au point des modules doit être achevée d'ici 2 ou 3 ans. La définition des méthodes du module «écomorphologie» au niveau R date déjà de 1998 [12]. Les niveaux R des modules «macrozoobenthos» et «poissons» seront mis à la disposition des utilisateurs au cours de cette année 2001. D'autre part, de gros efforts seront fournis pour assurer une élaboration continuelle des autres modules.

L'évaluation des cours d'eau comme base d'une gestion durable

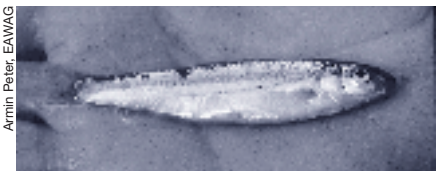
La Suisse a ratifié la Convention de Rio sur la biodiversité (1992) et s'est ainsi engagée à restaurer les écosystèmes dégradés. Les cours d'eau suisses présentent un potentiel de revitalisation élevé de 12 600 km. Cela représente env. 20 à 25% de la longueur totale du réseau hydrographique de la Suisse (cf. article de H.P. Willi, p. 26). Et les cours d'eau mis sous terre ne sont pas comptés. Les tronçons de cours d'eau à revitaliser peuvent être facilement identifiés grâce aux méthodes d'évaluation du système modulaire gradué. Le succès d'un projet de revitalisation peut ensuite être contrôlé avec les modules correspondants. Des contrôles de réussite supplémentaires aident à améliorer durablement l'état des cours d'eau.

Module	Temps	Espace
Algues	Jours à semaines	m^2
Macrophytes	Des années	Plusieurs centaines de m^2
Végétation riveraine	Des décennies	km^2
Macrozoobenthos	Mois à 1 an	Plusieurs centaines de m^2
Poissons	Des années	km^2 (bassin versant)

Tab. 3: Echelles spatiales et temporelles des modules biologiques.

Classe	Etat	Couleur
I	Naturel/sémi-naturel	Bleu
II	Peu atteint	Vert
III	Très atteint	Jaune
IV	Non naturel/artificiel	Rouge

Tab. 4: Classes correspondant aux différents états des cours d'eau et couleurs qui leur sont attribuées pour la cartographie.



Armin Peter, EAWAG

Les poissons se prêtent particulièrement bien à une évaluation des cours d'eau. Le blageon *(Leuciscus souffia)* est une espèce extrêmement sensible que l'on rencontre presque exclusivement dans les tronçons de cours d'eau naturels ou proches de l'état naturel.

Armin Peter, spécialiste des poissons et des cours d'eau, directeur de projet à la division «Ecologie aquatique appliquée» (APEC). Thèmes de recherche actuels: revitalisation des cours d'eau, exploitation hydroélectrique, dynamique des populations et migration des poissons.

[1] Bundi U., Peter A., Frutiger A., Hütte M., Liechti P., Sieber U. (2000): Scientific base and modular concept for comprehensive assessment of streams in Switzerland. Hydrobiologia *422/423,* 477–487.

[2] Bastian O., Schreiber K.-F. (1999): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. Spektrum, Akademischer Verlag, Heidelberg, 564 p.

[3] Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E. (1980): The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences *37,* 130–137.

[4] Junk W.J., Bailey P.B., Sparks R.E. (1989): The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: Dodge D.P. (ed.) Proceedings of the International Large River Symposium. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences *106,* 110–127.

[5] Frissell C.A., Liss W.L., Warren C.E., Hurley M.D. (1986): A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. Environmental Management *10,* 199–214.

[6] Amoros C., Roux A.L., Reygrobellet J.L., Bravard J.P., Pautou G. (1987): A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. Regulated Rivers: Research & Management *1,* 17–36.

[7] Ward J.V. (1989): The four-dimensional nature of lotic ecosystems. Journal of the North American Benthological Society *8,* 2–8.

[8] Haltiner J.P., Kondolf G.M., Williams P.B. (1996): Restoration approaches in California. In: Brooks A., Shields Jr. F.D. (eds.) River channel restoration: Guiding principles for sustainable projects. Wiley & Sons, Chichester, p. 291–329.

[9] Bradshaw A.D. (1997): What do we mean by restoration? In: Urbanska K.M., Webb N.R., Edwards P.J. (eds.) Restoration ecology and sustainable development. Cambridge University Press, Cambridge, p. 8–14.

[10] Cooke G.D., Jordan III, W.R. (1995): Ecosystem rehabilitation. In: Using ecological restoration to meet clean water act goals. U.S. Environmental Protection Agency, Chicago, Illinois, p. 1–4.

[11] BUWAL (1998): Modul-Stufen-Konzept. Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 26, 43 p.

[12] BUWAL (1998): Ökomorphologie Stufe F. Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 27, 49 p.

Comment détecter l'effet des polluants sur les cours d'eau?

Un nouveau procédé à deux étapes a été mis au point par le groupe de travail d'écotoxicologie de l'EAWAG pour détecter d'éventuels effets toxiques des polluants sur les cours d'eau. Ce procédé permet de déterminer le potentiel écotoxicologique d'un grand nombre d'échantillons d'eau. Il a été conçu pour pouvoir tester les échantillons d'eau par rapport à tous les modes d'action toxiques importants à l'heure actuelle. Le procédé a été élaboré pour être intégré au système modulaire gradué suisse et ouvre de nouvelles voies dans le domaine de l'évaluation de l'état des cours d'eau d'un point de vue écotoxicologique.

Le système modulaire gradué suisse comprend des méthodes destinées à l'étude et à l'évaluation des cours d'eau [1, voir également l'article de A. Peter, p. 7]. Ce système est basé sur le concept d'évaluation globale des cours d'eau qui tient compte des considérations hydrologiques et morphologiques, des éléments biologiques et des aspects chimiques et écotoxicologiques. On connaît cependant encore assez peu les possibilités qu'offre une évaluation écotoxicologique des cours d'eau. C'est pourquoi un groupe de travail interdisciplinaire de l'EAWAG a mis au point en collaboration avec des experts internationaux un module consacré à cet aspect.

Substances toxiques pour l'environnement

Sur les 5 millions de composés chimiques actuellement connues, 80 000 sont employés et de 500 à 1000 viennent s'y ajouter chaque année [2]. Lors de leur production, utilisation ou élimination, ils se retrouvent aussi dans l'environnement. Ils représentent donc un danger potentiel pour les écosystèmes comme p. ex. pour les cours d'eau. Comme l'ont montré des études menées sur les poissons, même des concentrations de polluants assez faibles peuvent avoir des effets dommageables (cf. article de P. Holm, p. 23). Le problème réside dans le fait que ces faibles concentrations se trouvent souvent en-dessous du seuil de détection des méthodes d'analyse chimique dont on dispose actuellement. Il existe d'autre part des composés chimiques qui ne deviennent toxiques qu'en présence d'autres substances. Pour étudier les substances ou cocktails chimiques potentiellement toxiques pour l'environnement, il était donc nécessaire de faire appel à de nouveaux procédés allant au-delà des méthodes classiques de chimie analytique.

Tests classiques

Pour déterminer la toxicité des produits chimiques, les premiers tests sur les organismes aquatiques ont été mis au point dans les années 50. En plus de composés purs, on teste également depuis une vingtaine d'années des échantillons plus complexes prélevés dans l'environnement comme p. ex. les eaux usées ou les boues d'épuration. L'avantage des tests écotoxicologiques par rapport à l'analyse chimique des eaux réside dans le fait qu'ils tiennent compte de la biodisponibilité des composés et des interactions entre polluants.

Dans les tests classiques, des organismes comme des bactéries, des algues, des puces d'eau ou des poissons sont mis en présence d'échantillons d'eau pour une durée donnée. La toxicité d'un échantillon est déterminée en mesurant le taux de mortalité ou l'inhibition de croissance des organismes exposés ou estimée par l'observation d'éventuelles anomalies comportementales. Ces tests sont en général de courte durée et ne fonctionnent donc qu'avec des concentrations de polluants relativement élevées, telles qu'on les trouve dans les eaux usées mais rarement dans les cours d'eau. Ils ne mesurent d'autre part que la toxicité directe, cependant que d'autres modes d'action restent inconnus (p. ex. l'effet de substances à activité hormonelle ou de substances cancérigènes). Ces tests sont donc d'une utilité très relative pour l'évaluation écotoxicologique d'échantillons prélevés dans les cours d'eau. Les tests de longue durée réagissent également à de faibles concentrations de

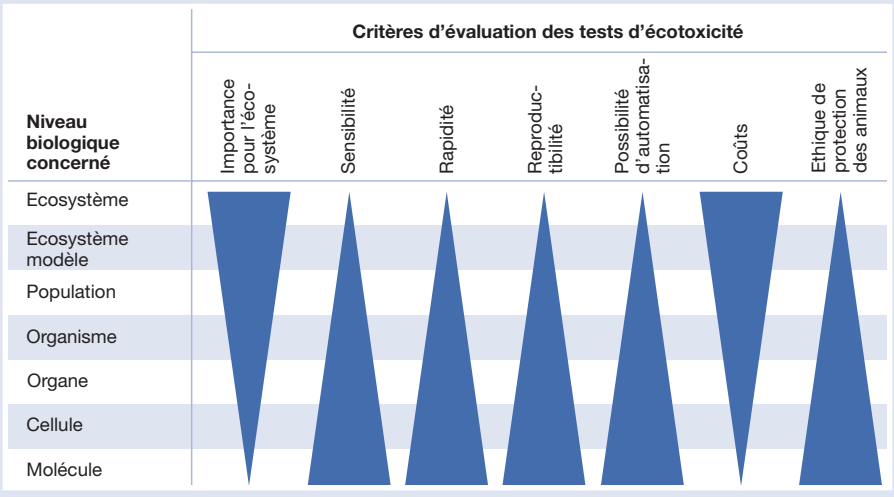
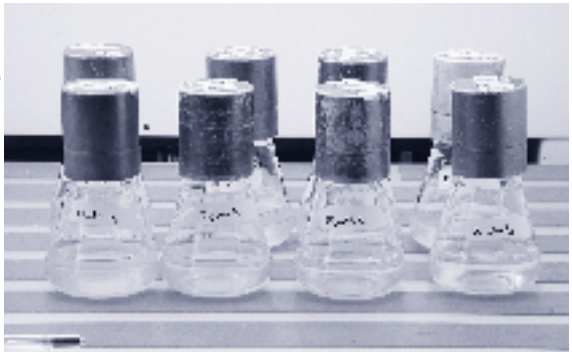


Fig. 1: Critères d'évaluation des tests d'écotoxicité. Les paramètres considérés ont plus ou moins de poids en fonction du niveau biologique considéré.



Nina Schweigert, EAWAG

De nombreux organismes unicellulaires (ici des chlorophycées) et lignées de cellules se prêtent facilement aux cultures.

polluants. Ils sont cependant difficiles à réaliser et onéreux et ne sont donc en général appliqués que si l'on dispose déjà d'indices sur le potentiel toxique de l'échantillon. La plupart des tests classiques ont été standardisés au niveau national et international, en particulier par l'Organisation de coopération et de développement économique (OCDE) et par l'Organisation internationale de normalisation (ISO). Une standardisation assure une sensibilité constante des organismes employés et la reproductibilité des résultats obtenus dans différents laboratoires.

Une nouvelle génération de tests

En plus des tests classiques, une évaluation écotoxicologique des cours d'eau peut faire appel à un nouveau genre de tests qui interviennent à d'autres niveaux (Fig. 1): Les effets de polluants qui influent sur un organisme et finalement sur un écosystème se ressent tout d'abord au niveau moléculaire. Les premiers dommages peuvent être constatés au niveau des protéines, de l'ADN ou des lipides membranaires. Si ces dommages ne sont pas réparés, ils se répercutent un peu plus tard à un niveau supérieur et on observe peu à peu une altération des cellules, des organes et de l'organisme tout entier. L'effet de polluants peut enfin se ressentir au niveau de la population, des biocénoses et des écosystèmes sous la forme d'une réduction de l'effectif des populations, d'un développement accru de maladies, d'une modification des rapports de prédation ou de changements dans le spectre des espèces. La plupart des tests de la nouvelle génération ne sont cependant pas encore standardisés.

Méthodes d'écotoxicologie moléculaire et cellulaire: Etant donné que les effets au niveau moléculaire et cellulaire sont rapides, leur détection permet une évaluation précoce du potentiel toxique des échantillons d'eau. Les tests d'écotoxicologie moléculaire et cellulaire sont en général reproductibles et sont souvent plus sensibles que les tests classiques. Les coûts qu'ils entraînent sont relativement faibles et les tests sont rapides et faciles à appliquer (Fig. 1). En écotoxicologie aquatique, les tests moléculaires et cellulaires ne sont jusqu'à présent utilisés que dans les projets de recherche, alors qu'ils font depuis longtemps partie des analyses de routine dans le domaine de la toxicité sur les mammifères. Ils ont d'autre part l'avantage de pouvoir mettre en évidence, en plus de la toxicité directe, d'autres modes d'action importants.

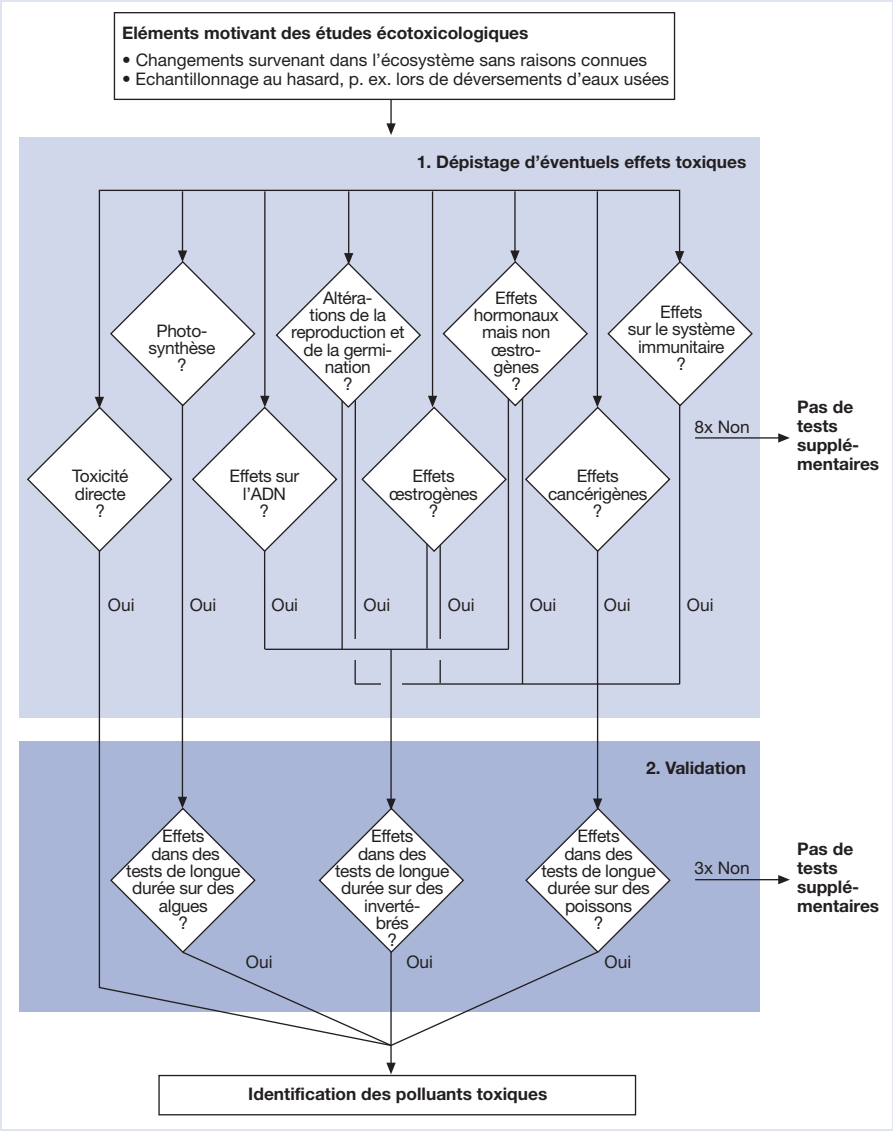
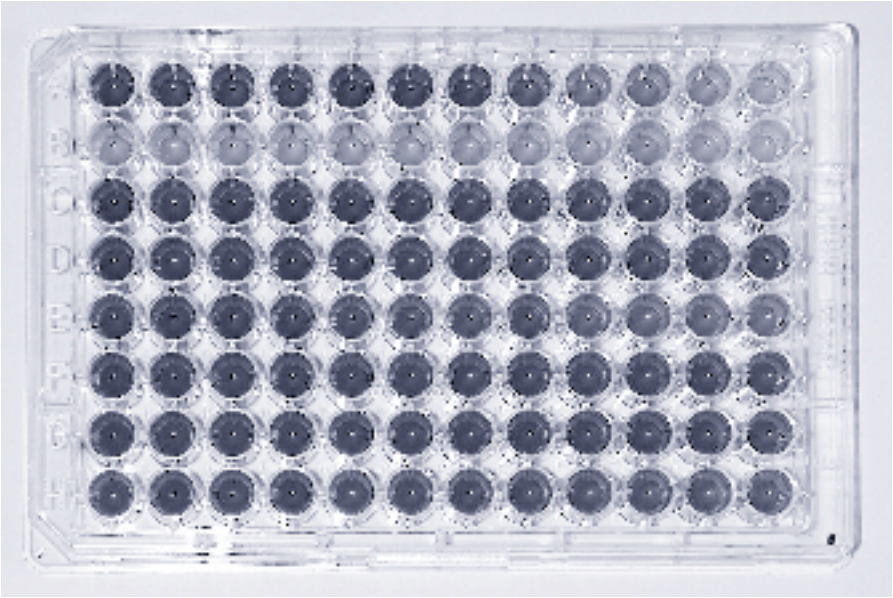


Fig. 2: Procédé à deux étapes du module «écotoxicologie» pour l'évaluation des cours d'eau.

Un nouveau concept pour l'évaluation des cours d'eau

Un nouveau concept a vu le jour sur la base des faits et réflexions exposés plus haut (Fig. 2): L'étude des échantillons d'eau s'y déroule en deux étapes. Tout d'abord, la toxicité potentielle des échantillons d'eau est déterminée à l'aide de tests molécu-



Nina Schweigert, EAWAG

Effets œstrogènes d'eaux usées d'origines diverses sur des cellules de levure génétiquement modifiées. Tubes foncés: effet œstrogène; tubes clairs: pas d'effet œstrogène.

laires et cellulaires. Ensuite, les réactions positives de la première étape sont validées, c'est à dire que l'on vérifie si le potentiel toxique est également mesurable ou non au niveau de l'organisme. La décision d'effectuer ces tests peut être prise suite à des déversements d'eaux usées ou au développement d'anomalies au niveau biologique. En complément, des échantillons peuvent être pris au hasard pour détecter des sites menacés.

Etape 1: Le potentiel de toxicité d'un échantillon d'eau est déterminé à l'aide de cultures de cellules et d'organismes unicellulaires. Les tests doivent permettre de déterminer non seulement la toxicité directe mais aussi des modes d'action plus subtils de la part des polluants. C'est pourquoi les échantillons d'eau ne sont pas soumis à un seul test mais à une batterie de tests comprenant divers tests cellulaires. Au niveau moléculaire, des lignées de cellules recombinées d'invertébrés et de poissons sont exposées pour déterminer les propriétés nocives telles que le potentiel cancérigène, l'activité hormonale ou la toxicité pour le système immunitaire. Les algues unicellulaires représentent le règne végétal pour la détermination des effets sur la photosynthèse. Enfin, la toxicité directe des échantillons d'eau est déterminée à l'aide de bactéries. La première étape ne fait pas appel à des organismes plus évolués comme les puces d'eau ou les poissons. Si tous les test de l'étape 1 donnent des résultats négatifs, les échantillons d'eau ne sont pas considérés comme dangereux. Il est inutile d'effectuer d'autres analyses.

La batterie de tests présentée ici doit évidemment être adaptée en fonction des besoins actuels. D'une part, les tests doivent être remplacés le cas échéant par des tests plus simples ou plus sensibles. D'autre part, cette série peut être complétée par des tests si d'autres modes d'action pas encore connus actuellement, sont découverts.

Etape 2: Les études ne sont poursuivies que sur les groupes d'organismes qui ont répondu de manière positive à l'étape 1. Ceci permet d'éviter des tests inutiles sur les animaux. Les espèces utilisées devraient être caractéristiques des écosystèmes analysés. Il doit en tout cas s'agir d'espèces relativement sensibles qui de plus se prêtent aux conditions de captivité de laboratoire. Les effets observés à l'étape 1 sont étudiés plus en détail sur ces organismes dans le cadre de tests de longue durée. Si la réponse est cette fois-ci négative, il faut conclure qu'il existe une toxicité potentielle au niveau cellulaire, mais que cet effet ne se ressent pas au niveau de l'organisme. Les échantillons d'eau ne sont alors pas considérés comme nocifs. Si la toxicité est par contre confirmée à l'étape 2, il faut tenter d'identifier les polluants qui la causent pour pouvoir prendre des mesures correctrices. Si l'effet mesuré est dû à l'action conjuguée de plusieurs polluants, il est cependant difficile voire impossible d'identifier chacun d'eux. Dans ce cas, il convient de procéder de manière pragmatique en tentant par exemple de réduire la concentration de tous les polluants présents.

Conclusion

Ce nouveau concept innovant constitue une approche prometteuse de l'évaluation écotoxicologique des cours d'eau. Il permet de tester un grand nombre d'échantillons d'eau par rapport à tous les modes d'action important à l'heure actuelle. Le nombre de tests sur les animaux est considérablement réduit par rapport aux méthodes classiques. Ce n'est que dans le cas où une toxicité potentielle est constatée dans un échantillon d'eau, que des organismes sont soumis à des tests de longue durée. Il reste maintenant à développer le procédé jusqu'à ce qu'il soit prêt à être appliqué de manière courante. Dans une prochaine étape, il faudra régler les problèmes encore non résolus et tester le procédé dans des études de cas préliminaires.

Nina Schweigert a élaboré en collaboration avec les co-auteurs nommés ci-dessous le présent concept d'évaluation écotoxicologique des cours d'eau dans le cadre d'une recherche post-doctorale. Depuis fin avril 2001, elle a réintégré l'EAWAG pour mettre ce concept en pratique.

Co-auteurs:
Renata Behra dirige le groupe de travail «Ecotoxicologie: populations et biocénoses».
Rik Eggen dirige la division de recherche «Microbiologie de l'environnement et écotoxicologie moléculaire».
Beate Escher dirige le groupe de travail «Evaluation des substances chimiques en fonction de leurs modes d'action».
Patricia Holm dirige le projet «Réseau suisse poissons en diminution».

[1] BUWAL (1998): Modul-Stufen-Konzept. Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 26, 43 p.
[2] Fent K. (1998): Ökotoxokologie. Thieme Verlag, Stuttgart, 288 p.

Modélisation et protection des eaux

Comment modèles et avis d'experts contribuent à la solution de problèmes environnementaux

Pour une gestion intégrée des eaux, les modèles jouent un rôle prépondérant. La modélisation aide à mieux comprendre les systèmes naturels et à estimer quelles seront leurs réactions face à des aménagements techniques ou à une modification d'ordre environnemental. En plus des modèles classiques détaillés sur la qualité des eaux, on a fait ces dernières années de plus en plus appel à des réseaux de probabilités simplifiés pour évaluer l'effet de mesures de protection de l'environnement. Des modèles d'optimisation qui comparent les effets et les coûts de mesures appliquées, peuvent contribuer à un emploi plus efficace de moyens financiers.

Quelle est l'effet des prises d'eau et des dérivations effectuées pour la production d'électricité sur la température des cours d'eau de montagne? Est-ce qu'une réduction du déversement des eaux usées dans les lacs et cours d'eau a un effet bénéfique sur la santé des poissons et des baigneurs? Comment utiliser au mieux des moyens financiers limités pour la protection des eaux dans les pays économiquement faibles?

Prévisions à l'aide de modèles

Pour pouvoir répondre à de telles questions il faut faire des prévisions sur le comportement des systèmes environnementaux concernés face à une modification des contraintes externes. Pour ce faire, il faut avoir une idée des processus se déroulant dans le système, c'est à dire disposer d'un modèle. En fonction de son domaine d'application, un modèle peut décrire le système de manière très simplifiée ou bien donner une image très détaillée de celui-ci. Les modèles sont utilisés dans trois domaines [1]:

- pour l'analyse de systèmes (p. ex. pour que ceux-ci soient mieux compris dans des buts de recherche scientifique),
- pour la prévision du comportement de systèmes dans des conditions marginales modifiées (p. ex. pour l'étude de scénarios dans la pratique),
- comme accessoire de communication (p. ex. dans l'enseignement).

Lors de l'utilisation de modèles pour l'évaluation de mesures de protection des eaux, c'est l'aspect prévisionnel qui domine. C'est pourquoi nous nous concentrerons ici sur l'utilisation prévisionnelle de modèles. Dans ce domaine, on distingue les modèles simples qui pronostiquent les effets de certaines mesures et les modèles d'optimisation plus détaillés qui recherchent des solutions optimales en livrant une évaluation des coûts et des effets qu'ils peuvent occasionner. Ce que l'on entend par «optimal» dépend des caractéristiques de l'évaluation des coûts et effets telle qu'elle est fournie au modèle.

Modèles pour la prévision du comportement de systèmes

Pour décider des mesures à prendre, on peut s'appuyer sur la prévision du comportement de systèmes donnés. Elle est obtenue en calculant les effets des groupes de mesures en question à partir de différents scénarios modélisés. On décide des mesures qui seront réellement prises en pesant le pour et le contre des effets ainsi calculés en fonction des moyens qu'ils nécessitent. En ce qui concerne les cours d'eau, on souhaite évaluer l'effet de différentes mesures sur les paramètres suivants: débits, qualité de l'eau, température de l'eau, algues, invertébrés, poissons, morphologie du lit fluvial, propriétés du fond, paysage fluvial (p. ex. zones alluviales), santé des baigneurs et autres. En fonction du paramètre concerné, on dispose de différents types de modèles prévisionnels. Des paramètres bien étudiés comme la qualité de l'eau ou sa température peuvent souvent être décrits à l'aide de modèles prévisionnels classiques. Pour ceux dont la prévision comporte de nombreuses inconnues, il convient plutôt de recourir à des modèles appelés réseaux de probabilités [2]. Ceux-ci combinent des informations provenant de la collecte de données, de la modélisation et de la littérature avec le savoir d'experts du domaine concerné.

Utilisation d'un modèle prévisionnel classique: Le projet «Eco-électricité» (cf. article de C. Bratrich, p. 20) s'attache à définir des critères pour la certification d'un mode de production de l'électricité respectueux de l'environnement et s'est entre autre intéressé à l'effet des prises d'eau sur la température de l'eau de cours d'eau de montagne. C'est pourquoi on a réalisé dans le Val de Blenio une étude de cas du Brenno et de quelques-uns de ces affluents.

La température de l'eau joue un rôle prépondérant pour les cours d'eau puisqu'elle y conditionne la vie des organismes et y influe sur les processus physiques et chimiques. Elle est elle-même influencée par les prises d'eau pratiquées pour la production d'hydroélectricité. Des débits résiduels faibles sont synonymes à des niveaux d'eau réduits et à une durée de séjour de l'eau prolongée. La température de l'eau en été s'en trouve plus fortement augmentée que lors d'un écoulement normal. Peut-on quantifier cette élévation de température? Augmenter les débits réservés, c'est à dire laisser davantage d'eau aux rivières de montagne, induirait une diminution de la production d'électricité et serait donc une mesure onéreuse. La température de l'eau ne peut en général pas être mesurée dans tous les types d'écoulement ou toutes les conditions météorologiques. Il est plus simple et moins coûteux de recourir à des modèles de bilan thermique, qui permettent une simulation des variations de la température de l'eau en fonction des débits et des conditions météorologiques. Etant donné que les flux d'énergie qui agissent sur la température de l'eau sont relativement bien

connus, on peut utiliser un modèle détaillé qui reconstitue les flux d'énergie majeurs. Ceux-ci comptent le rayonnement solaire, le rayonnement thermique des nuages et de l'eau, la chaleur de friction et les échanges thermiques avec les sédiments [3].

Un tel modèle de bilan thermique a été étalonné pour le Brenno à l'aide de mesures de certains paramètres météorologiques, des conditions hydrologiques et de la température de l'eau. L'évolution de la température dans différentes conditions d'écoulement a été modélisée pour le tronçon long d'env. 20 km qui sépare Olivone et Biasca, et sur lequel on s'attend à observer l'effet le plus important. Résultat: La température de l'eau du Brenno s'élèverait au maximum de 4 °C suite à une prise d'eau effectuée à midi par une chaude journée d'été par rapport à la valeur qu'elle atteindrait sans diminution du débit (Fig. 1). Si l'on retenait 10% d'eau en moins, la température de l'eau ne s'élèverait que de 3 °C.

Utilisation d'un réseau de probabilités: Un réseau de probabilité a été utilisé pour décrire l'influence de la qualité de l'eau sur la santé des poissons et des hommes dans l'estuaire de la Neuse en Caroline du Nord (USA) [4]. Le point de départ de la modélisation était un sondage questionnant différents usagers sur les aspects de la rivière qu'ils trouvaient particulièrement importants. Ces aspects ont été mis en relation avec les différentes interventions pouvant être entreprises dans un réseau de probabilités qualitatif (Fig. 2). Enfin, on a quantifié la probabilité de différents évènements (p. ex. développement de fleurs d'eau ou mortalité de poissons) suite à une amélioration de la qualité de l'eau (due p. ex. à une diminution des rejets dans l'eau de composés azotés ou phosphorés). Cette dernière étape n'est pas encore achevée dans le cas de cette étude. La figure 3 montre cependant à l'aide de calculs provisoires le genre de résultats auxquels on peut s'attendre. Les réseaux de probabilité sont également de très bons auxiliaires pour la présentation de mécanismes se produisant dans un système.

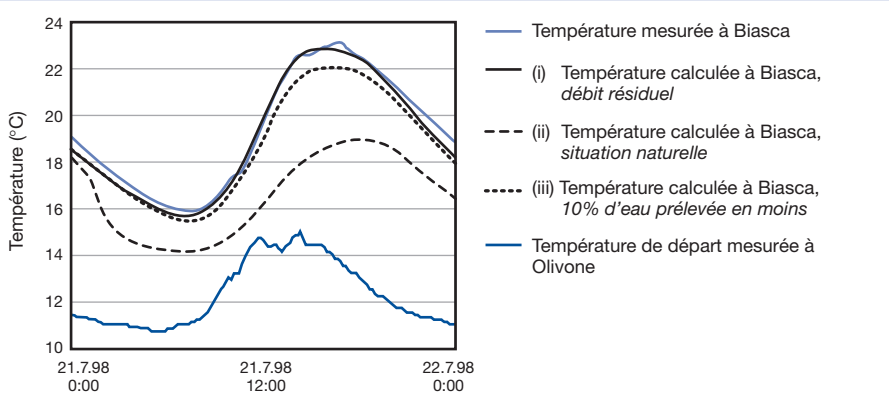


Fig. 1: Température du Brenno dans le Val de Blenio un jour d'été: valeurs mesurées et valeurs calculées en fonction de trois scénarios (les domaines d'incertitude ne sont pas indiqués). Les trois scénarios sont les suivants: (i) situation avec prise d'eau effective (correspond aux mesures), (ii) situation naturelle hypothétique sans centrale hydroélectrique, (iii) situation hypothétique avec un débit résiduel augmenté (dotation plus 10% de la quantité d'eau effectivement prélevée).

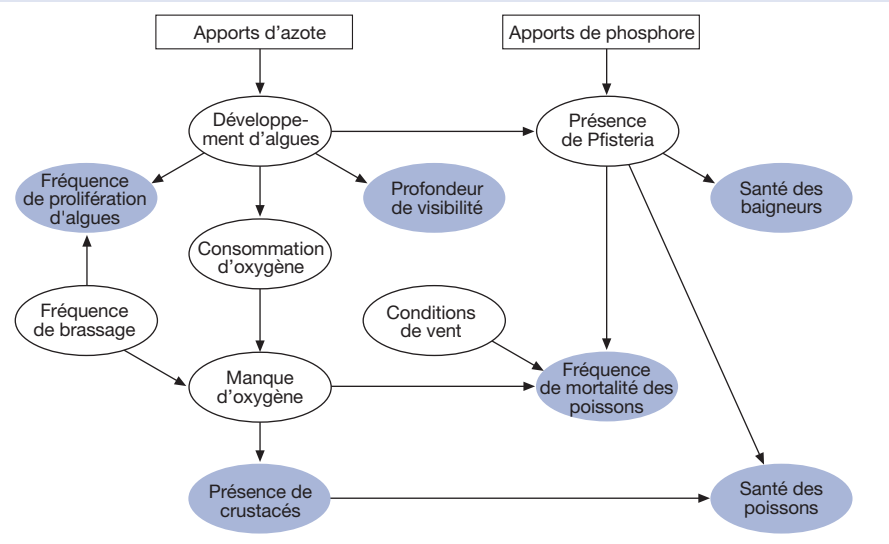


Fig. 2: Réseau de probabilité sur l'influence de la qualité de l'eau sur les poissons et sur la santé humaine dans l'estuaire de la Neuse en Caroline du Nord, USA [4].

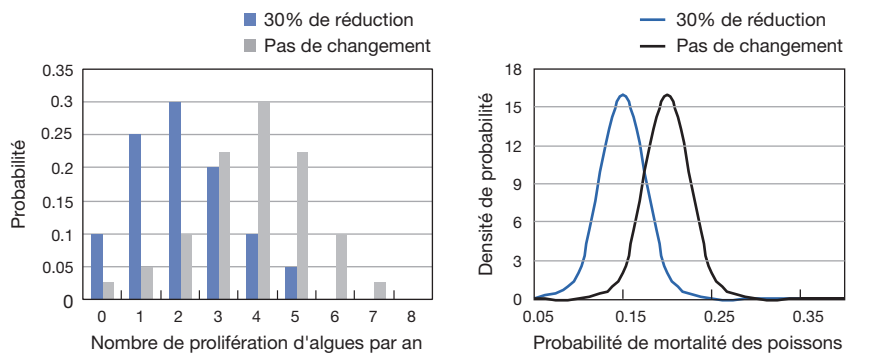


Fig. 3: Résultats provisoires sur l'effet d'une réduction de 30% des apports d'azote sur le nombre de prolifération d'algues par an (à gauche) et sur la probabilité de mortalité des poissons (à droite). Les probabilités ont été calculées avec le réseau de probabilités présenté dans la figure 2 [4].

Modèles d'optimisation de mesures

Les prévisions sur l'effet de mesures données que peuvent fournir les modèles prévisionnels constituent une base de décision précieuse. Cependant pour pouvoir prendre une décision sur la base d'un modèle, il faut également disposer d'une définition formelle des objectifs visés et d'un modèle financier pour les différents groupes de mesures en discussion. Pour cette raison, les modèles d'optimisation sont en général composés d'un modèle prévisionnel, d'un modèle d'évaluation et d'un modèle financier. De tels modèles combinés permettent une minimisation des coûts et une mise en œuvre efficace des moyens financiers. Ils présentent en outre l'avantage de montrer clairement les critères d'évaluation employés pour les effets des différentes mesures en question, ce qui contribue à la transparence des prises de décision. Dans le domaine des systèmes fluviaux, les stratégies d'optimisation sont principalement

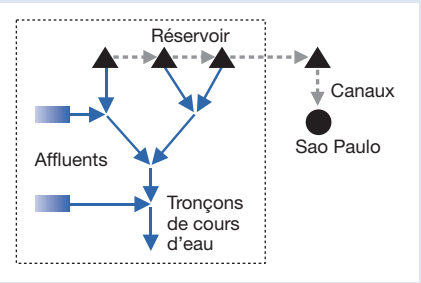


Fig. 4: Représentation schématique du système fluvial du Piracicaba en aval des réservoirs, système ayant servi au calcul des débits et de la qualité de l'eau [5].

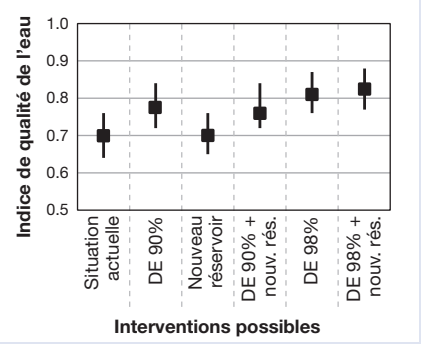


Fig. 5: Indice de qualité de l'eau calculé (voir texte) pour la situation actuelle et pour cinq scénarios d'intervention (les barres correspondent au domaine d'incertitude). Les scénarios prévoient des mesures d'amélioration de stations d'épuration (DE = degré d'épuration), la construction d'un nouveau réservoir et une optimisation du fonctionnement des réservoirs existants [5].

employées dans le cadre de projets de «River basin management» (gestion de bassin hydrographique).

Le modèle d'optimisation en action

Des mesures pour l'amélioration de l'état d'un fleuve pollué par des rejets d'eaux usées ont été évaluées à l'aide d'un modèle d'optimisation [5]. Le fleuve Piracicaba s'écoule près de Sao Paulo au Brésil. Il sert de source d'eau potable pour différentes agglomérations urbaines et pour l'agriculture (Fig. 4). Différentes possibilités d'amélioration sont envisagées:

- stations d'épuration avec différents degrés d'épuration des eaux usées,
- contrôle des écoulements à l'aide de réservoirs supplémentaires,
- une combinaison des deux mesures précédentes.

Pour évaluer la qualité de l'eau, les concentrations en oxygène dissout, en substances biodégradables, en azote total, en phosphore total et en bactéries coliformes ont été déterminées. En fonction des concentrations en diverses substances et en bactéries, des catégories de valeurs ont été définies pour chacun des 5 paramètres et la moyenne des 5 valeurs a donné l'index de qualité de l'eau. D'autre part, l'incertitude de la prévision a été calculée sur la base de l'incertitude liée aux mesures de chacun des paramètres. La figure 5 montre les valeurs de l'indice de qualité de l'eau dans la situation actuelle et dans la situation simulée telle qu'elle serait après l'intervention de cinq groupes des mesures différents. Le groupe de mesures qui semble le mieux correspondre aux besoins dans l'étude propose une amélioration du traitement des eaux usées dans l'ensemble du bassin versant et la construction d'un nouveau réservoir permettant une augmentation de l'écoulement du Piracicaba en particulier pendant la période estivale qui est la plus critique. On peut de cette manière garantir une bonne qualité de l'eau sur l'ensemble de la zone concernée et assurer l'approvisionnement en eau potable de Sao Paulo.

Evolution possible

L'exemple présenté ci-dessus montre comment de simples mesures empiriques ou expérimentales peuvent être utilisées pour réaliser des simulations par ordinateur qui servent d'aide à la décision dans le cadre d'une évaluation intégrée des systèmes. D'autre part, toute une série d'autres aspects ont été développés ces dernières années [6]:

- Analyse des résultats à critères multiples pour différents paramètres de qualité de l'eau (au lieu du calcul de l'indice sur la base de la moyenne, comme dans l'exemple précédent).
- Prise en compte plus importante de l'incertitude dans la formulation du modèle (et pas uniquement dans les paramètres du modèle) et dans le développement temporel du modèle.
- Détermination de la probabilité de la fréquence de dépassement des valeurs limites ou de dépassements maximums pouvant se produire.
- Prise en compte de stratégies de gestion complexes, comme p. ex. du rapport entre les seuils de pollution et le régime d'écoulement du cours d'eau.

Les possibilités d'utilisation de ces modèles pour la gestion intégrée des eaux s'en trouvent ainsi élargies.

Conclusion

Les modèles sont des aides indispensables pour estimer les effets de mesures correctives sur les systèmes fluviaux. Les modèles prévisionnels détaillés conviennent à une évaluation reposant sur les paramètres classiques de qualité de l'eau. Pour l'étude de systèmes complexes, les réseaux de probabilité dont l'élaboration tient compte d'avis d'experts sont plus adaptés. Dans les deux cas il est important d'estimer l'incertitude des prévisions et de la prendre en considération. Les modèles d'optimisation combinent la prévision des effets de mesures données et une évaluation formelle de ces effets accompagnée d'une estimation des coûts qu'elles peuvent occasionner. Ces derniers modèles peuvent donc contribuer à optimiser les moyens financiers mis à disposition. De plus l'énonciation explicite de leur attribution contribue à la transparence de la prise de décision. L'avantage de tels modèles d'optimisation est particulièrement évident quand ils sont appliqués à des réseaux hydrographiques dans leur ensemble.

Werner K. Meier, spécialiste des sciences de l'environnement, doctorant à la division «Analyse des systèmes, évaluation intégrée et modélisation» (SIAM, Systemanalyse, Integrated Assessment und Modellierung) de l'EAWAG, travaille dans le projet «Eco-électricité» à la modélisation de processus physico-chimiques dans les cours d'eau de montagne.

Co-auteur:
Peter Reichert, physicien, directeur de la division «Analyse des systèmes, évaluation intégrée et modélisation» (SIAM) de l'EAWAG, enseignant en analyse de systèmes à l'EPF Zurich, traite des problèmes de modélisation et d'analyse de systèmes à l'EAWAG.

[1] Pahl-Wostl C., Reichert P. (1999): La modélisation environnementale: quelle utilité pour les décideurs? EAWAG news *47f,* 3–5.
[2] Charniak E. (1991): Bayesian networks without tears. AI Magazine *12,* 50–63.
[3] Meier W. (1999): Exploitation hydroélectrique des cours d'eau de montagne. EAWAG news *47f,* 6.
[4] Borsuk M., Clemen R., Maguire L., Reckhow K. (2000): Stakeholder values and scientific modeling in the Neuse River watershed. Group Decision and Negotiation *10,* 355–373.
[5] de Azevedo L., Gates T., Fontane D., Labadie J., Porto R. (2000): Integration of water quantity and quality in strategic river basin planning. Jounal of Water Resources Planning and Management *126,* 85–97.
[6] Somlyódy L. (1997): Use of optimization models in river basin water quality planning. Water Science & Technology *36,* 209–218.

Du tronçon de cours d'eau au bassin hydrographique

L'importance écologique de l'hétérogénéité spatiale et temporelle

La deuxième moitié du XX° siècle a été marquée par le développement de concepts importants définissant la structure et la fonction des cours d'eau naturels. Les systèmes fluviaux y sont considérés comme des éléments paysagers hiérarchisés soumis à une grande dynamique temporelle. Les fleuves et rivières sont d'autre part latéralement, longitudinalement et verticalement en contact avec leur espace environnant et entretiennent avec lui des échanges continus. Cette connectivité spatio-temporelle est à l'origine d'une grande hétérogénéité, elle-même primordiale pour la diversité des processus et d'espèces dans les cours d'eau naturels.

Il y a probablement peu d'écosystèmes qui aient été aussi fortement modifiés par les activités humaines que les cours d'eau [1]. En Europe, en Amérique du Nord et dans d'autres parties du monde, les cours d'eau ont été soumis à de graves perturbations bien avant que l'écologie des cours d'eau ne se soit établie comme discipline scientifique et qu'elle puisse démontrer le fonctionnement des écosystèmes qui les composent [2]. On sait aujourd'hui que l'hétérogénéité spatiale, la grande dynamique temporelle et la connectivité avec le milieu environnant sont des caractéristiques essentielles des cours d'eau proches de l'état naturel. Cet état de fait est pris en compte dans une conception moderne de la revitalisation des cours d'eau fortement modifiés par l'homme et de la gestion intégrée des eaux.

Les quatre dimensions des cours d'eau [3]

Si l'on observe sur une carte le réseau de cours d'eau d'un bassin hydrographique, c'est la **dimension longitudinale** qui saute aux yeux. Un cours d'eau naturel présente une connectivité longitudinale et peut être considéré comme un système continu dans lequel les paramètres abiotiques (comme la température, la pente, le débit, la granulométrie du fond du lit, etc.) varient constamment de la source à l'embouchure. On assiste ainsi à une variation des habitats et à une succession de différentes biocénoses en direction longitudinale du cours [4].

La connectivité longitudinale est également caractérisée par le déplacement des organismes aquatiques vers l'amont et vers l'aval. Les insectes aquatiques sont transportés vers l'aval soit de manière active soit de manière passive (en se laissant dériver). Il existe des mécanismes chargés de compenser cette dérive vers l'aval. Certaines espèces d'insectes aquatiques migrent vers l'amont contre le courant. D'autres espèces peuvent compenser la dérive vers l'aval par un vol dit compensatoire vers l'amont avant la ponte.

La **dimension latérale** des cours d'eau se manifeste là où la topographie ne limite pas leur extension en largeur (Fig. 1). Par rapport aux écosystèmes lacustres ou sylvestres, les fleuves et rivières sont principalement constitués de bords par lesquels ils sont alimentés par des matières en suspension ou en matières dissoutes: les cours d'eau sont en relation étroite avec le milieu terrestre avoisinant. Dans les bassins versants boisés, le bilan énergétique est dominé par la chute des feuilles dans les cours d'eau. La production primaire par les algues y joue un rôle secondaire à cause de la faible quantité de lumière qui traverse le couvert arboré pour atteindre la surface de l'eau. Quand la rivière est plus large, l'importance relative de la production primaire augmente sous l'effet d'une luminosité accrue. Dans les grands fleuves, les apports directs par chute des feuilles sur les rives peuvent être négligés dans le calcul du bilan énergétique.

On observe une connectivité latérale particulièrement importante dans les zones alluviales naturelles, qui sont sans arrêt remodelées par les crues et présentent une grande richesse d'habitats pour la faune terrestre, amphibie et aquatique. La zone de transition entre le milieu terrestre et le milieu aquatique y joue un rôle prépondérant. Les arbres et arbustes de la rive ne constituent pas seulement une source d'énergie pour les organismes aquatiques et terrestres, ils fournissent également du bois mort qui contribue à l'hétérogénéité spatiale des petits cours d'eau en particulier.

La **dimension verticale** des cours d'eau comprend notamment la zone hyporhéique (zone de transition entre les eaux de surface et les eaux souterraines). Elle constitue un habitat spécifique pour certains animaux et micoorganismes. Ses biofilms microbiens jouent un rôle important pour le bilan d'énergie et de matière. Ils sont en particulier chargés de la nitrification et de la dégradation de composés organiques [5]. Comme les zones alluviales, la zone hyporhéique est remodelée par les crues. En l'absence de tels événements, l'espace interstitiel se colmate et la zone hyporhéique se trouve isolée du cours d'eau de surface.

La **dimension temporelle** d'un paysage fluvial dépend non seulement de la topogra-

Dave Arscott, EAWAG

Fig. 1: Couloir fluvial du Tagliamento (Italie).

phie mais aussi du régime d'écoulement et du charriage. Des débits élevés provoquent un déplacement de sédiments qui induit la formation de nouveaux habitats en même temps que la destruction d'anciens. Les crues constituent chez nous les perturbations naturelles des cours d'eau les plus fréquentes. Si les inondations sont fréquentes, la biodiversité est plus faible et ce sont les espèces à cycle vital court et à forte capacité d'expansion qui dominent. Si les crues sont plutôt rares, les espèces non concurrentielles sont éliminées. La diversité biologique est maximale quand la fréquence des perturbations est moyenne [6]. Les prises d'eau et déviations ou les endiguements modifient la dynamique naturelle de l'écoulement et des crues. Dans un tronçon à écoulement résiduel, les crues sont pratiquement supprimées ou bien leur fréquence est considérablement réduite et les crues moyennes sont fortement écrêtées. Si le chenal d'un fleuve est rétréci par des endiguements, les ondes de crue peuvent circuler sans rencontrer d'obstacle et augmentent la fréquence des dommages occasionnés par rapport à un couloir fluvial naturel.

L'importance écologique de l'hétérogénéité spatio-temporelle

La notion d'échelle est à prendre en considération pour l'étude de la fonction écologique des cours d'eau. Un couloir fluvial naturel (Fig. 1) est relativement stable par rapport à l'évolution à long terme des éléments du paysage. Les différents éléments qui le composent se modifient par contre constamment: les chenaux oscillent, les bancs de gravier se déplacent, des îles disparaissent et d'autres se créent. Cette hétérogénéité spatio-temporelle dynamique est garante d'une grande variété d'espèces et revêt à ce titre une grande valeur écologique. Pour qu'elle soit préservée, il faut non seulement respecter le régime naturel d'écoulement mais aussi laisser assez d'espace aux cours d'eau (cf. article de H.P. Willi, p. 26). Pour évaluer l'état des cours d'eau, il faut donc aussi tenir compte des aspects hydromorphologiques (cf. article de A. Peter, p. 7).

La structure hiérarchique des cours d'eau

Une évaluation globale de l'état des cours d'eau englobe aussi bien le système fluvial lui-même que les habitats qui le composent. L'approche qui consiste à considérer les cours d'eau comme des systèmes hiérarchisés répond aux besoins d'une telle évaluation [7]. Au sommet de la hiérarchie se situe le *système fluvial* qui est constitué de *segments fluviaux.* Chacun d'eux se caractérise par une certaine homogénéité géologique et géomorphologique qui le distingue des autres. Les segments fluviaux sont eux-mêmes constitués de *tronçons fluviaux.* La limite d'un tronçon est définie par des variations de la pente, de la végétation des rives ou de la largeur de la vallée. Les tronçons sont subdivisés en systèmes *«pool-riffle».* Un «pool» est une zone à faible vitesse d'écoulement et d'assez grande profondeur, alors qu'un «riffle» est caractérisé par une vitesse d'écoulement élevée et une faible profondeur d'eau. A la base de la hiérarchie se trouvent la multitude des *microhabitats* dont font partie les dépôts de sable ou de graviers fins, les pierres, les plantes aquatiques et les bois morts.

Les systèmes évoluent à l'intérieur des limites imposées par le système de niveau supérieur. La pente, l'apport de sédiments et le régime d'écoulement déterminent la structure et la variabilité dans le temps des tronçons fluviaux. Le régime d'écoulement et en partie l'apport de sédiments sont déterminés par le bassin versant de niveau hiérarchique supérieur [8]. Les processus qui ont une grande influence à un faible niveau hiérarchique ne jouent qu'un rôle mineur à un niveau supérieur. La durée de vie moyenne typique des systèmes va de quelques semaines à plusieurs centaines de milliers voire des millions d'années. Un microhabitat comme p. ex. un dépôt de sable dans un «pool» est remanié plusieurs fois par an. Les séquences «pool-riffle» se maintiennent pendant quelques mois à quelques années, une zone alluviale se renouvelle une fois tous les 10 à 100 ans et la durée de vie d'un système fluvial se mesure à l'échelle géologique.

L'importance des dégâts ou de la vitesse de régénération du système est déterminée par le niveau hiérarchique qui subit les dégradations ou bénéficie de mesures correctrices. L'élargissement du chenal sur un tronçon n'aura peut-être qu'un effet local alors que la suppression d'une chute artificielle infranchissable à la limite inférieure d'un bassin versant peut induire une modification des populations piscicoles de tout ce bassin [9].

Perspective paysagère

Les cours d'eau sont des éléments importants du paysage en relation étroite avec le milieu terrestre environnant. La répartition de la végétation sur tout l'espace qui les environne et l'utilisation de l'espace dans leur bassin versant influent fortement sur l'état des cours d'eau [10]. Cette influence peut être plus importante que celle de conditions locales. Une étude menée au Michigan a montré que l'état d'un cours d'eau – caractérisé par la composition des populations piscicoles – n'était pas corrélé à la végétation des rives propres aux différents tronçons étudiés. Par contre, il existait une corrélation entre la végétation riveraine et l'occupation de l'espace dans la partie du bassin versant située en amont des tronçons étudiés [11]. Cet exemple montre bien comment les caractéristiques d'un système de niveau hiérarchique supérieur peuvent dominer les effets locaux. Il révèle également les limites de la méthodologie écomorphologique.

Urs Uehlinger est écologue des cours d'eau à la division de limnologie de l'EAWAG. Il est spécialiste des flux d'énergie et de matière dans les cours d'eau.

[1] Allan J.D. (1995): Stream ecology. Chapman & Hall, London, 388 p.

[2] Ward J.V. (1989): The four dimensional nature of lotic ecosystems. Journal of the North American Benthological Society *8,* 2–8.

[3] Ward J.V., Tockner K., Uehlinger U., Malard F. (2001): Understanding natural patters and processes in river corridors as the basis for effective river restoration. Regulated Rivers: Research and Management *17,* 311–323.

[4] Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E. (1980): The River Continuum Concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences *37,* 130–137.

[5] Brunke M., Gonser T. (1998): The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. Freshwater Biology *37,* 1–33.

[6] Ward J.V, Stanford J.A. (1983): The intermediate-disturbance hypothesis: An explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems. In: Fontain T.D, Bartell S.M. (eds.) Dynamics of lotic ecosystems. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, p. 347–356.

[7] Frissell C.A., Liss W.J., Warren C.E, Hurley M.D. (1986): A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. Environmental Management *10,* 199–214.

[8] Uehlinger U. (2000): Resistance and resilience of ecosystem metabolism in a flood-prone river system. Freshwater Biology *45,* 319–332.

[9] Peter A. (1998): Interruption of the river continuum by barriers and the consequences for migratory fish. In: Jungwirth M., Schmutz S., Weiss S. (eds.) Fish migration and fish bypasses. Fishing News Books, Oxford, p. 99–112.

[10] Richards C., Johnson L.B., Host G.E. (1996): Landscape-scale influences on stream habitats and biota. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences *53* (Supplement 1), 295–311.

[11] Roth N.E., Allan J.D., Erickson D.L. (1996): Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. Landscape-Ecology *11,* 141–156.

Une gestion intégrée des eaux au niveau des bassins hydrographiques

En l'an 2000, l'Union européenne a adopté une directive présentant un concept global pour une politique communautaire de protection des eaux. Cette directive crée les conditions pour une politique uniforme de protection des eaux de surface et des eaux souterraines. Chaque état membre s'engage à réviser son système de gestion de l'eau en conséquence.

La «Directive établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau» est entrée en vigueur en décembre 2000. Par le biais de cette «directive-cadre sur l'eau», l'Union européenne unifie les diverses directives et ordonnances du domaine de la protection des eaux. L'objectif principal de la nouvelle directive-cadre est l'établissement d'un cadre pour la protection des eaux de surface intérieures, des eaux de transition et des eaux côtières ainsi que des eaux souterraines. Dans le détail, elle vise à:

- éviter une dégradation supplémentaire des écosystèmes aquatiques,
- encourager une utilisation durable des ressources en eau,
- améliorer l'état des écosystèmes aquatiques et protéger leur environnement,
- atténuer les effets des inondations et des sécheresses.

Pour l'application de la directive-cadre sur l'eau, les états membres répartissent les eaux de leur territoire en districts hydrographiques et désignent une autorité compétente pour chaque district ainsi défini. Les autorités compétentes sont chargées de caractériser chaque district hydrographique, d'étudier les incidences des activités humaines sur l'environnement, d'analyser les aspects économiques de l'utilisation de l'eau et d'établir un registre des zones nécessitant une protection spéciale. Enfin, un plan de gestion et un programme de mesures sont établis pour chaque district hydrographique. Les mesures décidées doivent être appliquées dans les 15 ans qui suivent l'entrée en vigueur de la directive-cadre sur l'eau.

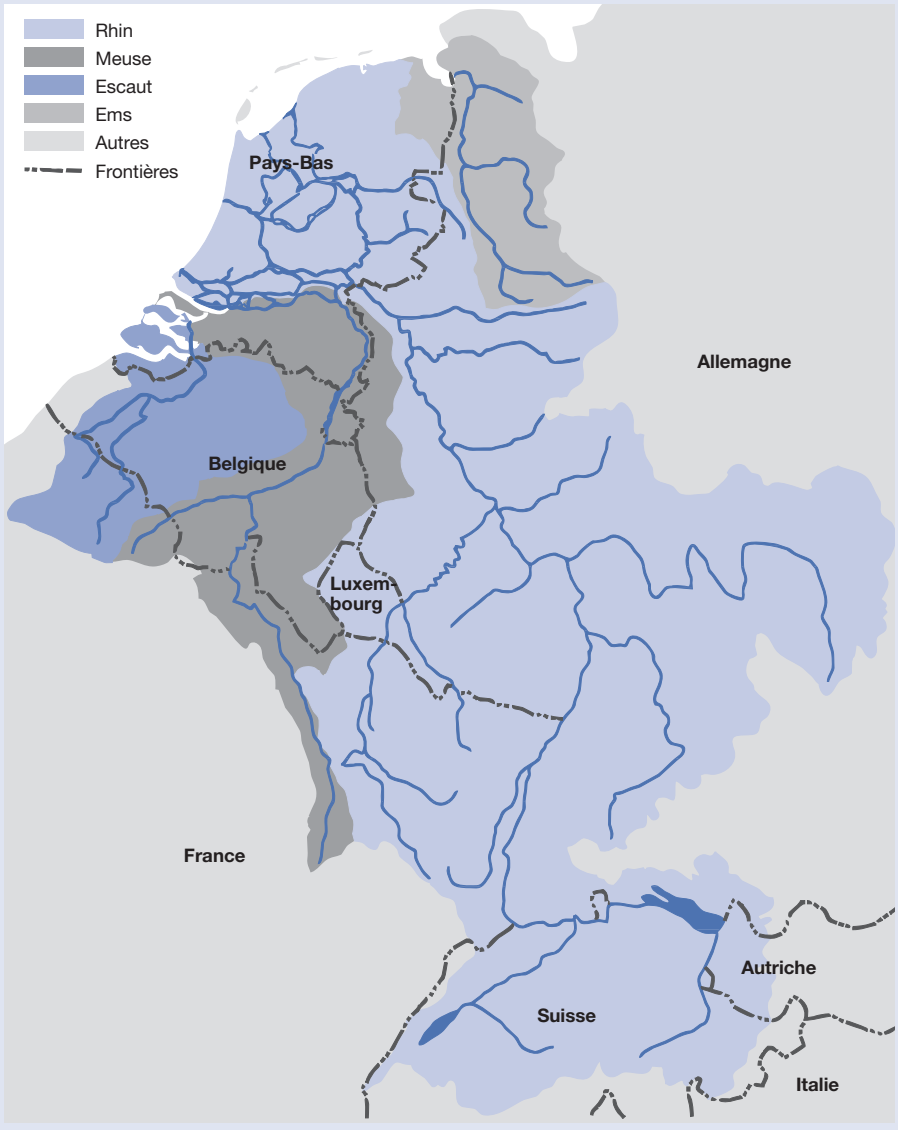


Fig. 1: Bassins hydrographiques des Pays-Bas.

Histoire de la gestion de l'eau aux Pays-Bas

Les Pays-Bas se situent au delta de quatre fleuves: l'Escaut, la Meuse, le Rhin et l'Ems (Fig. 1). Les deux tiers du territoire national sont des zones inondables potentielles menacées soit par la mer soit par les fleuves. La politique néerlandaise de gestion de l'eau repose sur une longue tradition. Elle remonte au XI° siècle qui vit certaines communes organiser ensemble leur approvisionnement en eau. Les premiers associations d'eau officielles apparaissent au XIII° siècle. Il s'agissait de groupements d'intérêt démocratiques constitués de représentants élus des villages avoisinants. Ces associations sont restées longtemps indépen-

dantes de la politique nationale et du régime constitutionnel reposant sur des gouvernements situés aux trois niveaux de l'État, des provinces et des villes. Il existait à la fin du XVIII° siècle 3000 associations d'eau gérées par de tels groupements. Chacune d'elles avait sa propre politique de gestion de l'eau et était responsable de la protection contre les inondations sur son secteur. Il s'avéra nécessaire de créer une organisation centrale chargée de coordonner les divers objectifs et d'opérer une gestion de l'eau à plus grande échelle. C'est ainsi que fut créé en 1798 un organisme d'état chargé des eaux, le «Rijkswaterstaat» (rattaché au Ministère des Transports, des Travaux publics et de la Gestion des Eaux).

La politique néerlandaise de gestion de l'eau aujourd'hui

Il n'existe plus aujourd'hui que 56 associations d'eau relativement autonomes. Elles sont responsables de la gestion des systèmes hydrographiques au niveau régional en suivant la politique de la province dont elles dépendent et émettent des règlements de gestion de l'eau répondant à des objectifs de quantité et de qualité. Dans l'ensemble, la situation actuelle en matière de politique de l'eau est encore très complexe aux Pays-Bas et fait intervenir en plus des 56 associations d'eau, au moins trois ministères, 12 régions ainsi que 600 villes et communes. Un telle multitude et diversité n'est cependant pas compatible avec les exigences de la directive-cadre sur l'eau. En comparaison, la France ne dispose que de 6 districts de gestion des eaux alors que sa superficie est 13 fois plus importante que celle des Pays-Bas. La figure 2 présente la réorganisation des districts qui serait nécessaire aux Pays-Bas pour se mettre en conformité avec la directive-cadre.

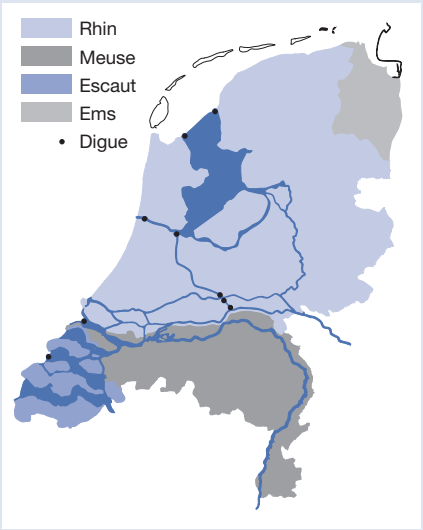


Fig. 2: Limites proposées pour les districts de gestion des eaux aux Pays-Bas.

Aux Pays-Bas, le concept de «gestion intégrée des eaux» est depuis 1989 à la base des lois et ordonnances promulguées. Ce concept se préoccupe des aspects quantitatifs, qualitatifs et écologiques de l'eau et tente de concilier dans la gestion les intérêts écologiques et ceux relevant de l'utilisation de l'eau. L'expérience acquise dans ce domaine sera sans nul doute un avantage pour la mise en œuvre de la directive-cadre sur l'eau aux Pays-Bas. Une gestion intégrée des eaux ne constitue cependant pas à elle seule une base suffisante pour répondre aux objectifs de la directive.

Implémentation de la directive-cadre sur l'eau

Tous les pays membres de l'Union européenne sont responsables de la mise en œuvre interne de la directive-cadre sur l'eau. Celle-ci prévoit de subdiviser un bassin hydrographique en «sous-bassins» pour faciliter l'élaboration coordonnée du plan international de gestion. Le Rhin par exemple, peut être divisé pour des raisons pratiques en tronçon constituant des sous-bassins. Une telle subdivision des fleuves découle souvent de la situation naturelle: le point de déversement d'un lac ou la confluence de deux cours supérieurs constituent des limites logiques. Dans le cas des Pays-Bas, un système fluvial ne comprend pas uniquement les lacs et cours d'eau mais aussi les zones de transition entre mer et fleuve dans lesquelles les eaux présentent une salinité beaucoup plus élevée que la plupart des eaux douces mais sont tout de même fortement influencées par les apports d'eau fluviale.

La directive-cadre sur l'eau est formulée de manière assez vague et il faudra très prochainement préciser certains détails. En collaboration avec l'Union européenne, un grand nombre de groupes de travail vont devoir se pencher sur une multitude de thèmes tels que le financement de l'approvisionnement en eau, la gestion des masses d'eau fortement dégradées ou l'état des eaux de surface. Les gouvernements nationaux sont tenus de rendre compte de l'avancement des travaux à l'Union européenne.

Etant donné l'expérience positive tirée de la collaboration avec la Commission Internationale pour la Protection du Rhin (CIPR), les Pays-Bas sont favorables à l'établissement pour les bassins hydrographiques dépassant les frontières nationales d'un plan de gestion global unique qui assure la coordination des objectifs écologiques et des mesures correspondantes. Ils considèrent cependant que certains éléments du plan de gestion devront être traités au niveau national.

La Commission Internationale pour la Protection du Rhin (CIPR)

Les membres de la CIPR sont la Suisse, la France, le Luxembourg, l'Allemagne, les Pays-Bas et l'Union européenne. Le travail de cette commission concerne le Rhin de son point de déversement du Lac de Constance jusqu'à la Mer du Nord. Dans la phase de préparation de la directive-cadre sur l'eau, l'Union européenne a cité la CIPR en exemple pour son excellent travail de coordination internationale et de collaboration concertée dans le domaine de la gestion des eaux. La directive-cadre sur l'eau traite cependant de la gestion du bassin hydrographique dans son ensemble. Il est donc important d'impliquer également l'Italie, l'Autriche, le Liechtenstein et la Belgique. Les «directeurs de l'eau» des pays riverains ou traversés par le Rhin se réunissent régulièrement pour réorganiser la coordination de la gestion du Rhin. L'Union européenne a de plus crée un comité de préparation qui rend compte de l'avancement des travaux d'organisation aux autorités chargées de la gestion des eaux dans les pays impliqués. Malheureusement, les «directeurs de l'eau» n'ont pas jusqu'à présent totalement intégré la CIPR dans leur travail de coordination et d'élaboration des plans de gestion pour le bassin hydrographique du Rhin.

Agir de façon coordonnée

La directive-cadre sur l'eau de l'Union européenne demande énormément aux états membres en prévoyant dans un cadre assez grossier la renaturation et la gestion coordonnée des cours d'eau, des lacs, des eaux souterraines, des eaux de transition proches des côtes et des eaux côtières. Son implémentation va demander un grand travail de préparation dans les années qui viennent. Il faudra entre autres aborder ensemble les taches suivantes: l'élaboration de définitions, la mise au point d'instruments communs et la mise en place de structures de gestion et de coordination.

Prof. Jan Leentvaar est aux Pays-Bas responsable de la qualité des eaux et de la collaboration internationale. Il est directeur au «Ministère des Transports, des Travaux publics et de la Gestion des Eaux» et de «l'Institut National de Gestion des Eaux intérieures et de Traitement des Eaux usées». Au cours de ses études, il a effectué un stage à l'EAWAG.

Protection des eaux et instruments de marché

Le projet «Eco-électricité» de l'EAWAG

Le but du projet «Eco-électricité» était la mise en place d'un label écologique pour promouvoir un mode de production de l'énergie hydroélectrique respectueux de l'environnement. Les centrales hydroélectriques ayant obtenu ce label répondent à des standards écologiques définis et investissent d'autre part une partie des bénéfices qu'elles tirent de la vente de «l'éco-électricité» dans des mesures de protection, de valorisation et d'assainissement des bassins hydrologiques qu'elles exploitent.

Plus de 60% de l'électricité produite en Suisse provient de l'énergie hydraulique. Avec un taux d'aménagement de plus de 80%, cela signifie que pratiquement tous les grands fleuves et un grand nombre de cours d'eau de plus petite taille participent à la production d'hydroélectricité.

Exploitation de l'énergie hydraulique et protection des eaux – une antinomie fondamentale?

En tant que source d'énergie renouvelable ne produisant pas de rejets dans l'atmosphère, l'exploitation de l'énergie hydraulique est souhaitable d'un point de vue globale. Au niveau local, elle implique cependant bien souvent une altération massive des écosystèmes aquatiques. Suite à la libéralisation du marché de l'électricité, on peut se demander à juste titre si un écolabel en tant qu'instrument de marché peut vraiment contribuer à la protection des eaux. A supposer que les consommateurs et consommatrices d'énergie sensibles aux problèmes de l'environnement soient prêts à payer un prix plus élevé pour contribuer à la valorisation de nos eaux, c'est justement dans le cadre d'une ouverture du marché de l'électricité qu'il conviendrait d'optimiser aussi bien les aspects écologiques que les aspects économiques. L'expérience acquise au niveau international montre qu'il faut pour cela disposer d'une certification crédible et indépendante des produits d'électricité. Dans le cas de l'énergie hydraulique, l'octroi d'un certificat doit garantir que les nuisances environnementales produites globalement ou localement par la production d'électricité seront aussi faibles que possible.

Expérience acquise avec des labels de courant internationaux

Depuis l'apparition au début des années 90 des premières offres de courant «vert» sur les marchés internationaux, le nombre de sociétés productrices de l'éco-électricité a augmenté de manière aussi rapide que le nombre des différents produits mis à la vente. On trouve aujourd'hui plus de 100 tarifs «verts» et les produits proposés sont tout aussi variés. Par contre, il n'existe à notre connaissance jusqu'à présent que sept certificats d'éco-électricité indépendants [1]. Tous ces labels s'appuient principalement sur les énergies renouvelables provenant du soleil, du vent et de la biomasse. A l'heure actuelle il n'existe cependant pas au monde de critères standardisés pour la certification de centrales hydroélectriques produisant de l'éco-électricité. De plus, les procédures de certification existantes ne tiennent pas ou très peu compte dans leur évaluation des répercussions locales sur l'environnement. L'EAWAG a voulu combler cette lacune à travers son projet «Eco-électricité». Au cours des trois dernières années, une équipe de recherche interdisciplinaire a mis au point une méthodologie et a défini des critères concrets qui tiennent compte des aspects écologiques et économiques de l'exploitation de l'énergie hydroélectrique au sens d'une gestion intégrée des eaux [2].

Crédibilité écologique et application pratique

D'après l'expérience acquise, un produit éco-électricité doit répondre aux deux exigences suivantes:

1. Les critères de certification doivent être crédibles d'un point de vue écologique.
2. Ils doivent pouvoir être mis en pratique de manière efficace.

Dans le domaine de l'hydroélectricité, cela signifie que la méthodologie doit tenir compte à la fois d'aspects écologiques globaux (p. ex. prévention des rejets de CO_2 dans l'atmosphère) et des fonctions naturelles des écosystèmes aquatiques locaux (p. ex. connectivité, régime dynamique d'écoulement, biodiversité). Ces aspects écologiques doivent être considérés face aux aspects relevant de la gestion des centrales. Une application pratique n'est pos-

Conditions à remplir pour la certification éco-électricité

D'après la procédure élaborée par l'EAWAG, les centrales hydroélectriques peuvent être certifiées «centrales éco-électricité» si elles garantissent un mode d'exploitation et une architecture respectueux de l'environnement. La centrale doit volontairement remplir les deux conditions suivantes:

1. La centrale répond aux *«exigences de base éco-électricité»* et atteint ainsi un standard écologique qui s'oriente par rapport à celui exigé pour les nouvelles concessions accordées en Suisse. Ce standard se base sur des critères scientifiques indépendants. Ceux-ci sont valables pour toutes les centrales hydroélectriques.

2. De plus, la centrale investit une somme fixe par kilowattheure d'éco-électricité vendu dans des mesures d'assainissement, de protection ou de valorisation du bassin hydrologique qu'elle exploite. Ces *«investissements éco-électricité»* sont les garants d'une valorisation écologique locale. Les mesures qu'ils financent sont volontairement d'un niveau supérieur à celles des exigences de base et leur réalisation peut être mise en rapport direct avec la vente d'éco-électricité, ce qui a un certain effet publicitaire.

Une certification ne peut être obtenue que si les deux aspects sont remplis.

sible que si les conditions économiques et de gestion d'entreprise de même que la situation juridique, financière et politique sont prises en compte dans un concept de gestion.

La matrice gestion-environnement

Pour représenter à leur juste valeur aussi bien les problèmes de crédibilité écologique que d'applicabilité pratique dans la problématique issue des notions potentiellement opposées de protection et d'exploitation des cours d'eau, l'EAWAG a mis au point une matrice gestion-environnement (Fig. 1). Cette matrice se base sur les exigences écologiques de la protection intégrée des eaux, et tient également compte des pratiques usuelles suisses pour l'octroi de nouvelles concessions à des centrales hydroélectriques. La matrice sert de base à l'ensemble de la procédure et se concentre sur cinq domaines environnementaux et cinq domaines relevant de la gestion (Fig. 1). Les domaines environnementaux ont été choisis pour couvrir les aspects importants nécessaires au maintien du bon fonctionnement écologique des eaux. Les domaines de gestion s'apparentent au fonctionnement des centrales ou à leurs constructions. La méthodologie de l'EAWAG [2] définit pour chacune des 25 cases de la matrice des «exigences de base éco-électricité» qui doivent être remplies pour assurer un mode d'exploitation respectueux de l'environnement. Elle livre d'autre part des critères et des méthodes qui permettent d'atteindre ces objectifs et comprend une liste bibliographique commentée importante utile au contrôle de qualité.

Domaines environnementaux \ Domaines de gestion	Débits résiduels	Eclusées/ Rétention	Volume de rétention	Charriage	Conception architecturale de la centrale
Caractère hydrologique					
Connectivité des cours d'eau					
Bilan de matières solides et morphologie					
Paysages et biotopes					
Communautés aquatiques					

Par case:
1. Objectifs
2. Critères
3. Bibliographie

Fig. 1: La matrice gestion-environnement.

Le concept de gestion à deux phases

D'un point de vue technique, l'EAWAG prévoit de procéder en deux phases (cf. Encadré à p. 20). En premier lieu, il convient de déterminer si la centrale hydroélectrique répond aux exigences de base de l'éco-électricité. En Suisse, le niveau des exigences de base correspond à celui qui doit être atteint pour obtenir une nouvelle concession d'après la loi révisée sur la protection des eaux. La centrale hydroélectrique doit atteindre avant la certification et par ses propres moyens[1] le standard de base écologique. Dès que ce standard écologique est atteint, la méthodologie de l'EAWAG prévoit dans une deuxième phase la mise en œuvre de mesures d'amélioration pour le bassin hydrologiques exploité. Une part des bénéfices résultant du prix plus élevé de l'électricité vendue est employée sous la forme «d'investissements éco-électricité pour la valorisation du milieu local» (pour le moment 0.01 CHF par kWh d'éco-électricité). Ces investissements éco-électricité doivent être employés pour la réalisation de mesures locales d'amélioration. La nature des mesures à mettre en place doit être négociée dans le cadre de concertations et en présence de tous les groupes d'intérêt locaux. Cette façon de procéder permet d'appliquer les mesures d'amélioration de manière sensée d'un point de vue écologique, en tenant compte des particularités locales et en évitant les conflits autant que possible. Avant l'octroi du label éco-électricité, une instance indépendante vérifie si la procédure s'est déroulée correctement et si les mesures exigées ont été réalisées.

Application pratique: le cas des débits résiduels

Le but d'une réglementation éco-électricité pour les débits résiduels est d'assurer un régime d'écoulement adapté au caractère naturel du cours d'eau. Pour établir un tel règlement, la méthodologie de l'EAWAG exige des procédés qui prennent en compte le contexte spécifique et l'habitat et qui sont maintenant appliqués de manière courante au niveau international [3]. Ils peuvent par exemple faire appel à des modèles informatiques de répartition des températures ou des habitats développés dans le cadre de l'étude de cas éco-électricité du Brenno (canton Tessin, Fig. 2, cf. article de W. Meier p.13) ou adaptés à un cas spécifique [4, 5]. Il est ainsi possible de simuler la disponibilité en habitats pour différents organismes (p. ex. poissons, macroinvertébrés benthiques, etc.) au sein d'un tronçon à débit résiduel pour différents scénarios d'écoulement. Dans le modèle, ces résultats sont

Armin Peter, EAWAG

Fig. 2: Barrage de Luzzone dans le Canton Tessin. Lieu de l'étude de cas du projet «éco-électricité» de l'EAWAG.

[1] Bien que la certification de l'éco-électricité est adaptée au niveau écologique d'une nouvelle concession, l'obtention d'une nouvelle concession n'est en fait pas nécessaire. Etant donné qu'il s'agit d'un instrument de marché volontaire, la certification de l'éco-électricité ne peut pas remplacer l'octroi de nouvelles concessions.

Domaines environnementaux	Domaine de gestion «débits résiduels»
Caractère hydrologique	■ Variations atténuées du régime d'écoulement naturel ■ Débit réservé minimal, adapté aux saisons et dépendant des cours d'eau latéraux
Connectivité des cours d'eau	■ Imbrication des eaux de surface, de l'espace environnant et des eaux souterraines ■ Pas d'isolation artificielle des cours d'eau latéraux ■ Profondeur d'eau suffisante pour la migration des poissons
Bilan de matières solides et morphologie	■ Maintien de la structure naturelle du fond du cours d'eau ■ Coordination avec la gestion des charriages
Paysages et biotopes	■ Maintien dans leur fonction des habitats et des éléments paysagers de valeur ■ Règlement spécial pour la conservation des zones alluviales répertoriées
Communautés aquatiques	■ Préservation de la biodiversité naturelle, surtout celle des poissons indigènes et des communautés rares ou menacées ■ Mesures contre les conditions de températures ou d'oxygénation critiques et maintien de la capacité d'autoépuration

Fig. 3: Critères dans le domaine de gestion «débits résiduels».

ensuite confrontés à la production annuelle de la centrale et comparés aux exigences de base exprimées pour le domaine de gestion «eaux résiduelles» (Fig. 3). Cette démarche permet l'optimisation d'une réglementation en matière de débits résiduels d'un point de vue à la fois écologique et de gestion d'entreprise.

Le concept éco-électricité est-il applicable?

Les expériences faites au niveau international montrent vite que seul un procédé crédible – c'est à dire adapté à la complexité des écosystèmes aquatiques – peut assurer à long terme la commercialisation de produits d'électricité «verts». Dans la perspective de la libéralisation du marché de l'électricité, les conditions en Suisse sont très favorables à l'application d'un tel changement d'orientation: En 1999, des représentants et représentantes des centrales hydroélectriques, des centrales de distribution, des associations de protection de l'environnement et des groupements de consommateurs ont fondé une association indépendante «l'association pour une électricité respectueuse de l'environnement» (VUE, Verein für umweltgerechte Elektrizität). Elle est dirigée de manière paritaire par les différents groupes d'intérêt. En juin 2000, l'association a présenté au public le label électrique suisse «naturemade star». Pour la certification des centrales hydroélectriques l'association s'est servi de la méthodologie de l'EAWAG. Elle s'assure ainsi de la crédibilité du label à long terme. Pour s'assurer également de l'applicabilité de la méthode, six centrales hydroélectriques suisses ont fait l'objet de projets pilotes de certification au cours de l'année passée. Ces projets sont arrivés à leur terme avec succès en automne 2000, de sorte que les premiers certificats éco-électricité basés sur les critères de l'EAWAG ont été octroyés. Entre temps il est possible d'obtenir p. ex. de l'éco-électricité de la centrale électrique de la ville de Zurich provenant de la centrale hydroélectrique de Hoengg qui a été certifiée d'après le standard de l'EAWAG (Fig. 4). La méthodologie elle-même est sans cesse actualisée en fonction de l'expérience acquise au cours du temps.

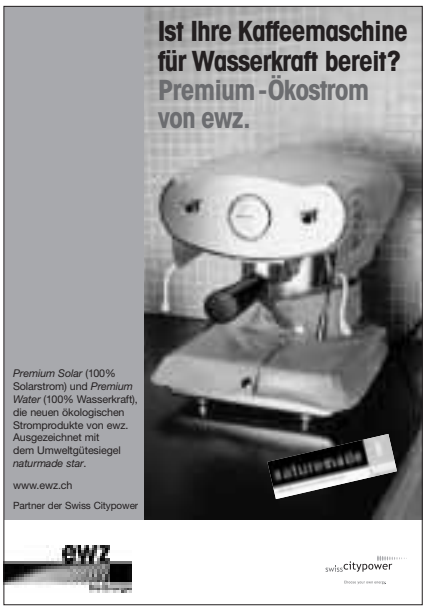


Fig. 4: Campagne publicitaire de l'EWZ (Central électrique de la ville de Zurich) pour les premiers produits «éco-électricité» issus de l'énergie hydraulique et certifiés d'après le standard de l'EAWAG.

Conclusion

Le projet de recherche «éco-électricité» a été conçu dans ses principes et dans ses méthodes pour répondre aux objectifs visés par la gestion intégrée des eaux. Ceci apparaît nettement dans les éléments pris en compte dans de nombreuses méthodes d'évaluation intervenant dans la procédure de certification ainsi par exemple que dans le fait de recourir à des modèles de simulation informatiques pour l'évaluation de différents scénarios d'exploitation. De plus, tous les groupes d'intérêt locaux sont instamment priés de participer. Si cela reste le cas, l'instrument de marché qu'est éco-électricité pourra vraiment donner des impulsions tant positives qu'innovatrices à la gestion des cours d'eau. De nouveaux développements scientifiques et techniques permettent aujourd'hui de trouver pour la gestion des eaux des solutions optimisées tant du point de vue écologique qu'économique. Ceci permet une comparaison objective de différentes variantes qui prennent en compte aussi bien des intérêts de protection des écosystèmes aquatiques que des aspects d'exploitation des centrales hydroélectriques. Si nous parvenons à mobiliser des moyens financiers supplémentaires à l'aide d'un nouvel instrument de marché, nous aurons une réelle chance de pouvoir exploiter nos cours d'eau dans le sens d'un développement durable. Pour une application réussie du concept éco-électricité, il est cependant indispensable de séparer clairement les travaux de recherche indépendants qui servent de base de décision et les actions politiques. Le projet «éco-électricité» a ouvert la voie dans ce sens en livrant des bases innovatrices.

Christine Bratrich est employée scientifique à l'EAWAG depuis 1997. Elle a dirigé le groupe de travail «Evaluation» dans le projet «Eco-électricité» et a été largement impliquée dans le travail d'élaboration et d'application de la procédure de certification destinée aux centrales hydroélectriques.

Pour plus d'informations:
www.oekostrom.eawag.ch, www.naturemade.org

[1] Markard J., Truffer B., Bratrich C. (2001): Green marketing for hydropower. The International Journal on Hydropower & Dams *8,* 81–86.
[2] Bratrich C., Truffer B. (2001): Ökostrom-Zertifizierung für Wasserkraftanlagen – Konzepte, Verfahren, Kriterien. Ökostrom Publikationen, EAWAG, *Band 6,* 1–113.
[3] EURONATUR (2000): Problemkreis Pflichtwasserabgabe: Ökologisch begründete Mindestabflüsse in Ausleitungsstrecken von Wasserkraftwerken. natur+ wissenschaft, Schriftenreihe der Stiftung Europäisches Naturerbe (Euronatur) (ISSN 1439–6793).
[4] Jorde K., Schneider M., Zoellner F. (2000): Analysis of instream habitat quality – preference functions and fuzzy models. In: Wang Z.Y., Hu S.-X. (eds.), Stochastic Hydraulics 2000. Balkema, Rotterdam, pp. 671–680.
[5] Jorde K. (1997): Ökologisch begründete, dynamische Mindestwasserregelungen bei Ausleitungskraftwerken. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart *90,* 1–155.

Les poissons – indicateurs et gagnants

Ces dix dernières années, les taux de capture dans les cours d'eau suisses ont dramatiquement baissé. De plus, les recherches menées sur l'état de santé des poissons montrent souvent des écarts par rapport à la normale. Le projet «Fischnetz» (Réseau suisse poissons en diminution) cherche à déterminer les causes du phénomène et s'emploiera dans les années qui viennent à élaborer des propositions de mesures à prendre pour y remédier.

Les eaux suisses font l'objet d'une exploitation intensive. Leur gestion présuppose une bonne évaluation qui seule l'autorise et permet de l'optimiser. Le poisson joue un rôle clé à la fois en tant qu'instrument d'évaluation et en tant que facteur économique.

Gérer les eaux

Les pêcheurs représentent 6% de la population suisse et environ 240 000 personnes entre 15 et 74 ans ont pêché au moins une fois en 1997. Chaque personne dépense en moyenne 3500 francs par an pour son activité de loisir. Sur un total de 216 millions de francs dépensés, env. 12 millions sont consacrés aux autorisations de pêche et se retrouvent dans la caisse des cantons [1]. Le déclin des poissons et la détérioration de leur état de santé déjà mentionnés laissent craindre pour l'avenir.

Evaluer les eaux

Le poisson joue un rôle important en tant qu'indicateur de la qualité des eaux. Cette importance se reflète en particulier dans la conception du module «poissons» du «système modulaire gradué suisse» (cf. article de Armin Peter, p. 7). Pour évaluer les eaux, différents paramètres peuvent être pris en considération comme p. ex. la taille de l'effectif piscicole, l'état de santé des poissons ou le nombre d'espèces piscicoles présentes. Des dégradations de l'habitat induisent une diminution du nombre d'espèces. Aujourd'hui seules 12 des 54 espèces piscicoles indigènes qui peuplaient la Suisse peuvent être considérées comme non menacées.

La détermination de la taille des effectifs piscicoles nécessite beaucoup d'efforts ainsi que de bonnes connaissances en la matière, ce qui fait que l'on ne dispose pour le moment que de données ponctuelles. Des données concernant les poissons capturés sont par contre disponibles dans la plupart des cantons. Les statistiques réalisées par l'OFEFP montrent une baisse nette des effectifs – du moins en ce qui concerne le poisson le plus pêché qu'est la truite. Sur l'ensemble de la Suisse, le nombre de poissons pêchés a baissé de 42% au cours des dix dernières années [2].

Plusieurs études menées récemment sur l'état de santé des poissons font état d'écarts significatifs par rapport à la normale. L'annonce d'anomalies du développement sexuel constatées chez divers animaux sauvages, dont des poissons, sous l'effet de substances chimiques à activité hormonale a défrayé la chronique au niveau international [3].

C'est en réaction à de tels problèmes que le projet «Fischnetz» (Réseau suisse poissons en diminution) a été lancé en décembre 1998. Il a été initié par l'EAWAG et l'OFEFP, bénéficie du soutien de la Fédération suisse de pêche, des cantons et de l'industrie chimique, et devrait durer de 3 à 5 ans. Il doit permettre une détection précoce des risques pour la santé des poissons et des diminutions d'effectifs piscicoles ainsi que des dégradations correspondantes du milieu aquatique.

Quels sont les buts du projet Fischnetz?

Les objectifs du projet sont répartis sur trois niveaux (Fig. 1):

- Documentation: Modification des taux de capture et des effectifs ainsi que dégradation de l'état de santé des poissons dans les eaux suisses au cours des 30 dernières années (comparaison situation passée/situation présente).
- Analyse des causes: détermination des groupes de causes et identification des facteurs principaux à l'origine des modifications constatées.
- Actions: Elaboration de diverses options d'intervention et communication ciblée en fonction du public concerné.

Un parallèle avec la controverse sur le dépérissement des forêts

Le projet Fischnetz doit relever de nombreux défis. Le genre de problème qu'il traite incite à faire un parallèle avec la discussion sur le dépérissement des forêts qui a marqué les années 80. Citons trois aspects caractérisant les deux phénomènes:

1. L'opinion publique et le monde scientifique attendaient beaucoup des projets de recherche sur le dépérissement des forêts: les causes devaient être identifiées rapidement et des recommandations pratiques pour faire face au phénomène devaient être délivrées en l'espace de peu de temps. Des attentes tout aussi élevées pèsent sur le Fischnetz. Les débats sur le dépérissement des forêts, souvent très émotionnels, ont conduit à une controverse qui perdure encore partiellement aujourd'hui. Les désaccords caractérisent les rapports entre chercheurs mais également entre science et pratique. Pour éviter ce genre de situation, il faut mener un travail de relations publiques prudent mais non moins actif. Les acteurs sur le terrain doivent être intégrés au projet et les conflits d'intérêts doivent être reconnus assez tôt et présentés au public en tant qu'opinions divergentes.
2. Les deux phénomènes ont également en commun la grande complexité du système considéré, caractérisé par une séparation spatio-temporelle des facteurs responsables et des effets induits. Une analyse

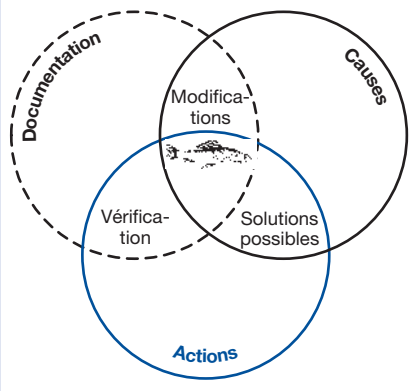


Fig. 1: Objectifs du projet Fischnetz.

définitive des causes s'avère donc difficile. Alors que dans le cas du dépérissement des forêts, on a très tôt concentré les efforts sur les effets de la pollution atmosphérique, Fischnetz se laisse encore autant d'options que possible. Lors de la conception de tels projets il faut tenir compte de «là où il y a de l'argent, on trouve des relations de cause à effet, là où il n'y en a pas, on n'en trouve pas» (P. Brang, Institut Fédéral de Recherches sur la Forêt, la Neige et le Paysage, discussion d'experts du Fischnetz, 12 avril 2000). Il s'est avéré nécessaire de réaliser des travaux de synthèse de même que d'assurer une bonne coordination de la recherche. Dans le cas du dépérissement des forêts, on s'est également aperçu que la réaction des arbres aux contraintes variait d'un site à l'autre. Pour le Fischnetz, il est également probable que les conditions locales influent sur l'importance relative des différents facteurs.

3. Etant donné la grande complexité des phénomènes, il est très difficile de prévoir leur évolution dans l'avenir, qu'elle se déroule avec ou sans influence anthropique. Il est également difficile de faire comprendre ces aspects à l'opinion publique et la réserve des chercheurs impliqués est souvent mal comprise. Les mesures prises en conséquence du dépérissement des forêts, comme p. ex. la réduction de l'émission de polluants atmosphériques (entre autres par la mise sur le marché du catalyseur), ont certes été couronnées de succès, mais leur justification scientifique n'est toujours pas établie.

Comment fonctionne le Fischnetz?

Comme son nom l'indique, le Fischnetz a l'ambition d'être un réseau, au sens de la coordination et de la mise en relation d'activités, de connaissances et d'idées, mais aussi de victimes des problèmes comme de ceux qui sont susceptibles de les provoquer, et enfin de scientifiques. Une bonne coordination des travaux permet d'éviter que des recherches soient effectuées en double et permet de profiter d'effets de synergie. Le recours à des méthodes standardisées permet une meilleure comparaison des résultats. Les projets particuliers délivrent des données à la direction du Fischnetz et reçoivent en échange des informations sur le projet global. Cette stratégie permet d'avancer rapidement et d'approfondir les recherches en couvrant un large spectre.

Les conférences de directeurs et directrices de projets particuliers qui se tiennent régulièrement sont l'occasion de rassembler et de discuter les résultats, d'optimiser le savoir-faire méthodologique et de travailler à la formulation de nouvelles orientations de recherche et à l'élaboration de recommandations pour des mesures à prendre. La totalité des documents issus des projets particuliers est rassemblé pour permettre à tous les chercheurs impliqués d'accéder rapidement aux résultats, bien avant que ceux-ci soient publiés.

Contenu scientifique des travaux du Fischnetz

Le travail se base sur 12 hypothèses. L'hypothèse intégrative n° 1 met en jeu des effets multiples et se base sur le fait que les causes du déclin peuvent varier considérablement en fonction de l'habitat, de l'espèce piscicole, du sexe ou de l'année considérée. De plus, les différents facteurs peuvent s'ajouter, se neutraliser ou s'amplifier les uns les autres. Les hypothèses 2 à 5 se concentrent sur les atteintes causées par certaines substances, leur action pouvant passer par une perturbation des mécanismes de reproduction, une augmentation du taux de mortalité des juvéniles, un dysfonctionnement des organes ou une augmentation des atteintes de parasites et de la fréquence de maladies, qui laisse supposer un affaiblissement du système immunitaire. Les hypothèses 6 à 10 rassemblent

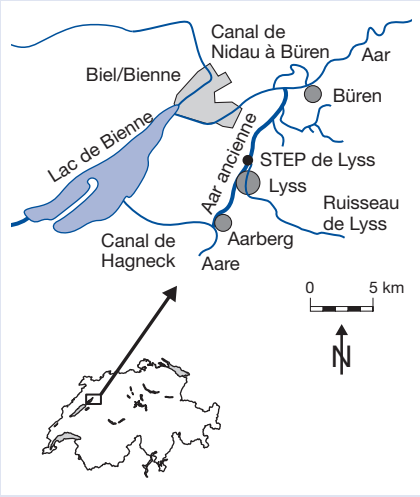


Fig. 2: Cours de l'Aar ancienne au canton de Berne [4].

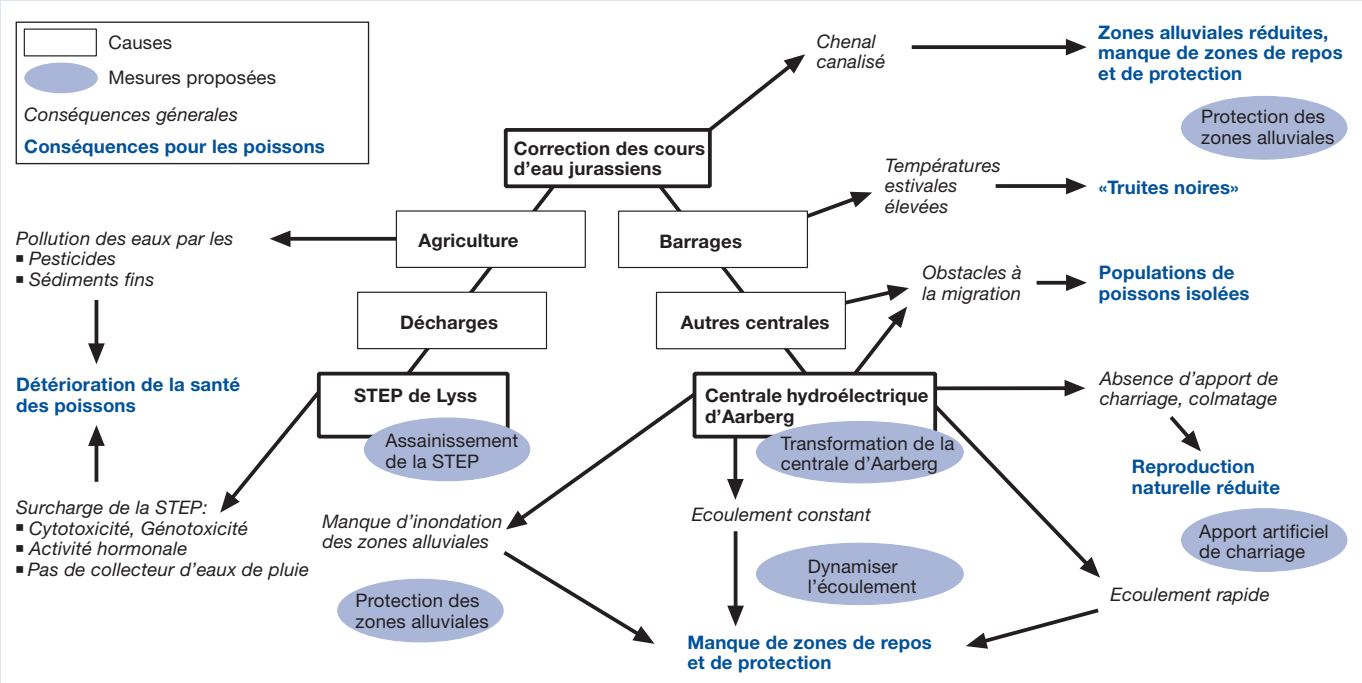


Fig. 3: Analyse de la situation de l'Aar ancienne.

diverses autres causes: un manque de structure de l'habitat, une diminution de l'efficacité de reproduction due à un colmatage du lit (dépôt de particules fines dans les interstices), une diminution de nourriture, des empoissonnements avec des individus non adaptés à l'habitat, un changement dans les habitudes des pêcheurs ou une modification de la répartition des prises potentielles entre pêcheurs et oiseaux prédateurs. Les hypothèses 11 et 12 se rapportent exclusivement aux cours d'eau à truites dans lesquels les changements climatiques peuvent agir aussi bien sur les conditions de température que sur les régimes d'écoulement. Des hypothèses découlent les questions prioritaires à traiter dans les projets particuliers. En ce moment 25 projets particuliers sont en cours et des échanges lâches existent avec 12 autres projets. Fischnetz est en outre en contact avec des projets et institutions étrangers.

Un projet de synthèse: L'Aar ancienne dans le canton de Berne

Le déclin massif des populations piscicoles qui s'était traduit par des épisodes répétés de mortalité et l'apparition de maladies visibles de poissons a incité en 1985 le Conseil d'Etat de Berne à commanditer un programme d'études scientifiques de grande ampleur sur l'Aar ancienne (Fig. 2). Ces études ont porté sur l'état de santé des poissons et les effectifs piscicoles, sur des problèmes de protection des eaux ainsi que sur des questions d'ordre chimique, hydrologique et hydrobiologique.

Causes: Trois évènements historiques sont à l'origine de l'aspect actuel de l'Aar ancienne et des problèmes qu'elle rencontre (Fig. 3). Dans le cadre de la première correction des cours d'eau jurassiens (1868–1891), l'Aar a été déviée dans le Lac de Bienne en empruntant le canal de Hagneck. L'ancien cours de l'Aar se trouva alors transformé entre Aarberg et Meienried en un petit ruisseau au cours artificiellement rectifié qui porte depuis le nom «d'Aar ancienne» (Fig. 2). En 1967 entrait en fonction la centrale hydroélectrique d'Aarberg qui règle la dotation de l'Aar ancienne (débit réservé fixé à 3,5 m^3/s depuis 1973). En 1968, la STEP de Lyss entrait en activité, l'Aar ancienne lui servant d'émissaire.

Conséquences: Les conséquences de l'Aar ancienne sont étroitement liées les unes aux autres (Fig. 3). Le débit constant et le chenal canalisé de la rivière impliquent un écoulement régulier et assez rapide de l'Aar ancienne. Le résultat en est un manque de structures et d'habitats potentiels pour la faune piscicole. Le manque de zones de repos et de retenus affecte particulièrement le frai et les jeunes poissons. La correction du cours d'eau et la centrale hydroélectrique d'Aarberg ont créé des conditions impropres à la migration des poissons. La centrale hydroélectrique entraîne une rétention du charriage et la forte concentration de matières en suspension transportées conduit, en même temps que l'écoulement constant, à un colmatage important du lit de la rivière. Ceci a des conséquences négatives sur la reproduction naturelle des espèces qui frayent sur gravier. A cause de la dotation constante et du fort colmatage, des processus dynamiques typiques des zones alluviales ne peuvent plus se produire (comme les inondations répétées p. ex.). La ripisylve de l'Aar ancienne, répertoriée dans l'Inventaire des zones alluviales d'importance nationale, risque de s'assécher et de perdre sa structure et sa composition taxonomique typiques. Le déversement des effluents traités de la STEP de Lyss dans l'Aar ancienne déjà fragilisée provoque une dégradation sensible de la qualité de l'eau. On assiste souvent à la formation de mousse en surface, à une augmentation de la turbidité de l'eau, à une émission de mauvaises odeurs, à une consommation accrue d'oxygène, à une prolifération de champignons typiques des effluents, etc. En aval de la STEP de Lyss, l'Aar ancienne est modérément à fortement polluée. L'effluent de la STEP présente en particulier des concentrations inquiétantes en germes et en composés azotés et organiques. Des tests réalisés sur les effluents indiquent des effets cytotoxiques et génotoxiques ainsi qu'une activité endocrine. Une pollution supplémentaire des eaux se produit par infiltrations issues de décharges ou par rejets diffus provenant de l'agriculture. Les températures élevées mesurées en été dans l'eau (>21 °C) constituent un facteur supplémentaire de stress pour les truites. Elles sont dues au réchauffement de l'eau dans les nombreuses retenues traversées par le cours d'eau avant l'Aar ancienne (Wohlensee, barrage de Niederried, barrage de l'Aar à Aarberg) ainsi que par le rejet dans la rivière des eaux de refroidissement de la centrale nucléaire de Mühleberg. L'apparition de «truites noires» (une symptomatologie dont la cause est encore mal définie) pendant les mois d'été semble indiquer que les fortes températures estivales de l'eau jouent au moins un rôle déclenchant.

Mesures: Parmi les 12 hypothèses avancées pour expliquer le déclin des poissons, cinq correspondent au cas de l'Aar ancienne: de nombreux petits effets (notamment la pollution chimique), un mauvais habitat et la présence de nombreux obstacles à la migration, une mauvaise reproduction due au colmatage du lit, un renouvellement insuffisant de la population piscicole et des températures estivales de l'eau élevées. Pour améliorer l'état de santé de la faune piscicole et favoriser l'installation ou le rétablissement des populations piscicoles souhaitées, certaines mesures s'imposent (Fig. 3). Une amélioration de la structure morphologique du chenal peut être atteinte en appliquant des mesures prévues par l'Ordonnance sur la protection des zones alluviales. Avec le projet «éco-électricité» des mesures de génie civil planifiées pour la centrale hydroélectrique d'Aarberg contribueront notamment à induire une dynamisation de l'écoulement et rendre à nouveau Aarberg perméable à la migration. La qualité des eaux peut être améliorée suite à l'assainissement de la STEP de Lyss qui a déjà été entamé.

Perspectives: Les exigences théoriques auxquelles doit répondre une gestion globale et intégrée des eaux, telles qu'elles ont été formulées par U. Bundi et B. Truffer (p. 3) ont été prises en compte lors de la conception de Fischnetz. L'étude de l'Aar ancienne est un exemple de travail de synthèse qui montre qu'il est possible de proposer un calendrier de mesures sur la base de discussions pluridisciplinaires d'experts. Les prochaines étapes vers leur mise en pratique et l'évaluation qui l'accompagnera montreront si cette démarche est la bonne.

Patricia Holm est biologiste et enseignante en écologie à l'Université de Berne. Elle dirige le projet «Fischnetz». Son thème de recherche principal porte sur l'utilisation de poissons comme indicateurs biologiques.

Pour plus d'informations et d'autres références bibliographiques concernant le projet «Fischnetz»: www.fischnetz.ch et les publications «fischnetz-info».

[1] Schweizerischer Fischerei-Verband (Hrsg.) (1999): Angeln in der Schweiz. Sozio-ökonomische Studie, Berne.

[2] Friedl C. (1999): Fischfangrückgang in schweizerischen Fliessgewässern, Mitteilungen zur Fischerei, Nr. 63, OFEFP, Berne.

[3] Burkhardt-Holm P., Studer C. (2000): Hormonaktive Stoffe im Abwasser. Sind Fische und andere wasserlebende Tiere bedroht? Gas, Wasser, Abwasser *7*, 504–509.

[4] Bernet D. (1999): Biomonitoring eines belasteten Fliessgewässers: Einsatz und Evaluation eines Testsystems zur Beurteilung pathologischer Effekte von geklärtem Abwasser auf die Bachforelle *(Salmo trutta* L.*)*. Dissertation, Université de Berne.

Conjuguer protection contre les crues et écologie des cours d'eau

L'espace comme facteur clé

La loi fédérale sur l'aménagement des cours d'eau stipule que la protection des personnes et des biens matériels contre l'action dommageable des eaux doit être assurée. Cette protection doit être réalisée en effectuant des aménagements aussi légers que possible sur les cours d'eau, tout en leur laissant un espace suffisant pour remplir leurs multiples fonctions écologiques. Ces principes doivent dorénavant être mis à exécution à l'aide de concepts de protection contre les crues plus respectueux de l'environnement.

Jusque dans les années 70 les travaux d'aménagement des cours d'eau avaient principalement pour but une protection contre les crues et un drainage des terres. La conscience écologique grandissante et les enseignements tirés des intempéries des années 1987 et 1993 ont cependant fortement modifié cet état d'esprit, mettant en avant le principe de développement durable[1]. C'est ainsi qu'une nouvelle ligne directrice a été énoncée dans le domaine de la protection contre les crues et que les bases légales ont été adaptées.

Le problème principal en ce qui concerne les cours d'eau est de mettre au point une planification globale, qui prenne en compte les aspects aussi bien écologiques que politiques, économiques et sociaux. Dans une telle planification l'espace laissé au cours d'eau joue un rôle prépondérant. Le fait de laisser un espace suffisant à un cours d'eau présente des avantages dans divers domaines: il permet p. ex. la conservation des habitats naturels, une amélioration de la qualité de l'eau, une valorisation des zones de loisirs, une réduction du risque de dommages causés par les crues et une diminution des charges exercée sur les ouvrages de protection. Sur la base d'une analyse globale du problème, les objectifs stratégiques suivants ont été formulés pour le domaine de la protection contre les crues:

- assurer une protection adéquate de l'espace vital et économique,
- mettre en place des mesures préventives pour empêcher une augmentation des dommages,
- respecter les cours d'eau en tant qu'éléments importants de la nature et du paysage dans lesquels ils assument un rôle de connectivité et de continuité.

Pour atteindre ces objectifs, il faut que les politiques fédérales en matière de protection contre les crues, de protection des eaux et de pêche, de protection de la nature et du paysage, d'exploitation de l'énergie hydroélectrique, de sylviculture, d'agriculture et d'aménagement du territoire soient coordonnées. La volonté de collaborer et l'aptitude de trouver un consensus est donc un préalable important pour mettre en pratique une planification globale.

Protection durable contre les crues

Pour répondre au besoin d'une politique durable et globale de protection contre les crues, des principes spécifiques ont été formulés:

Principe n° 1: Connaître les dangers et l'état des cours d'eau

Pour pouvoir évaluer les besoins de protection et les déficits écologiques il faut disposer de bonnes connaissances des conditions hydrologiques, hydrauliques et de l'état écologique du cours d'eau concerné, ainsi que des types de dangers déterminants.

[1] Les mesures durables dans le cadre de la protection contre les crues sont des aménagements de faible ampleur, compatibles avec les exigences sociales, agissent à long terme dans le sens souhaité, évitent une augmentation des coûts dus aux dommages causés par les crues, et peuvent être corrigés avec peu de moyens.

Principe n° 2: Préserver des espaces de rétention

Les espaces naturels de rétention doivent être préservés ou rétablis de même que le tracé naturel du cours d'eau. Un accroissement des espaces de rétention permet d'une part de retarder l'écoulement des crues et d'autre part de réduire les pointes de débit (écrêtement des crues).

Principe n° 3: Différencier les objectifs de protection

Les concepts de protection contre les crues s'appuient sur une différenciation des objets à protéger (p. ex. agglomérations, infrastructures, terrains agricoles). Plus la valeur des biens est élevée, plus le degré de protection devra être élevé.

Principe n° 4: Minimiser les interventions

La protection contre les crues doit être assurée avec un minimum d'atteintes à l'espace naturel. Il convient alors de laisser au cours d'eau suffisamment d'espace pour remplir ses multiples fonctions écologiques. Pour définir cet espace il ne faut pas uniquement considérer les abords directs du cours d'eau mais également le paysage environnant et les usages dont il fait l'objet.

Principe n° 5: Garantir l'entretien et examiner les points faibles

L'entretien approprié des cours d'eau est un travail continu. Il permet de s'assurer que les ouvrages de protection restent en bon état, et que, par conséquent, les capacités d'écoulement sont maintenues et que les problèmes d'ordre écologique sont pris en compte. Les aménagements de protection doivent être régulièrement contrôlés quant à leur bon fonctionnement et à leur sécurité constructive en cas de surcharge. Il faut alors identifier les points faibles représentant des dangers potentiels et les éliminer.

Principe n° 6: Assurer l'espace nécessaire

Un ruisseau doit être plus qu'un caniveau d'écoulement, une rivière plus qu'un canal. Les cantons sont tenus de déterminer l'es-

pace nécessaire aux cours d'eau et d'en tenir compte dans les plans directeurs et dans les plans d'affectation ainsi que dans toutes autres activités ayant un effet sur l'aménagement du territoire. Sur la base de ces principes, une procédure pour la planification des mesures d'aménagement a été définie (Fig. 1). Un projet durable de protection contre les crues doit accorder autant d'importance aux aspects écologiques qu'aux problèmes de protection contre les crues. Le catalogue de mesures à établir se base toujours sur une évaluation de la situation actuelle et sur les objectifs concrets et réalisables appartenant à ces deux domaines. Partant de là, les mesures doivent être déterminées et les priorités fixées au cas par cas en fonction du lieu. Le projet est optimisé dans le cadre d'une pesée globale des intérêts [1].

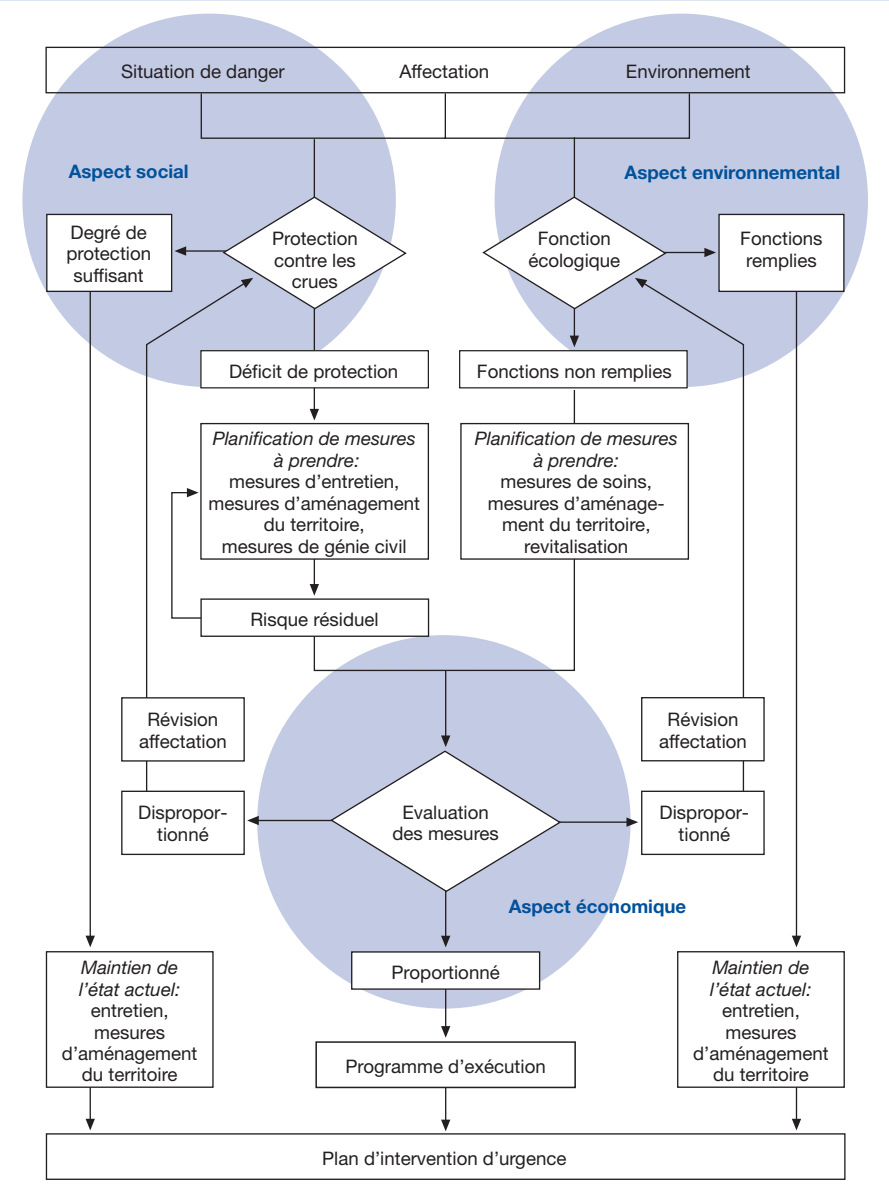


Fig. 1: Procédure à suivre pour la planification de mesures à prendre.

Combien d'espace faut-il aux cours d'eau?

Un groupe d'étude interdisciplinaire a cherché à répondre à cette question et a développé deux approches différentes pour évaluer l'espace minimal nécessaire à un cours d'eau [2]. Les deux approches doivent être appliquées lors des futurs projets d'aménagement. L'espace le plus grand résultant de ces calculs est pris en compte lors de la planification qui suit. Bâtiments et installations devraient, en outre, de principe respecter la distance de construction au-delà de l'espace du cours d'eau.

L'approche hydraulique (protection contre les crues)

Partant des bases hydrologiques et des objectifs fixés [3] (dans les zones habitées en général HQ_{100} = crue se produisant en moyenne une fois tous les cent ans), il faut définir pour les cours d'eau un espace à préserver à long terme. Le débit de dimensionnement correspondant permet en tenant compte des conditions locales de

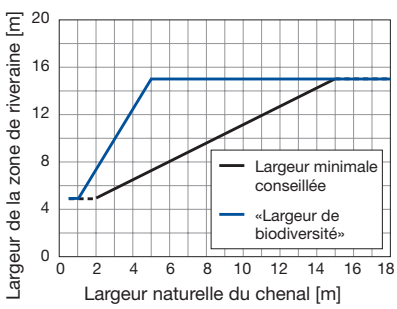


Fig. 3: Largeur minimale des rives d'un point de vue écologique en fonction de la largeur naturelle du chenal.

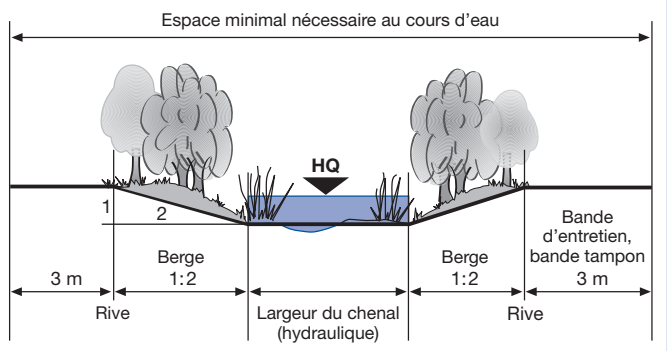


Fig. 2: Espace minimal nécessaire à un cours d'eau du point de vue de la protection contre les crues.

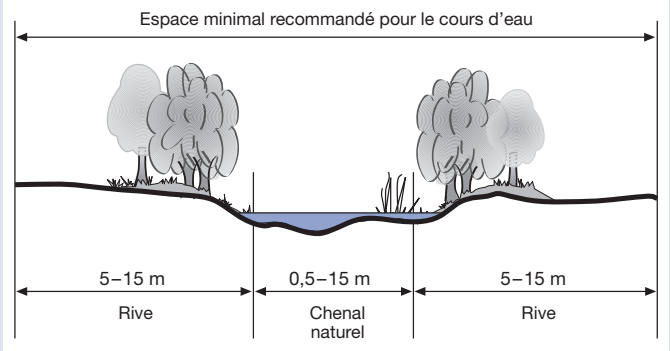


Fig. 4: Espace minimal nécessaire à un cours d'eau du point de vue de l'écologie.

déterminer la largeur nécessaire théorique du chenal d'un point de vue hydraulique. En considérant une berge présentant une pente de 1: 2 et une bande d'entretien de 3 m de large qui assure l'accessibilité, on peut estimer l'espace nécessaire du point de vue de la protection contre les crues (Fig. 2).

L'approche écologique

L'approche écologique a été développée sur la base d'études bibliographiques et d'études de cas, les cours d'eau étant considérés comme des unités spatiales fonctionnelles comprenant également les rives, les zones tampon et les zones d'agrément dépendantes du cours d'eau. En ce qui concerne les rives, on a pu établir une courbe clé (Fig. 3, courbe noir) qui permet d'estimer la largeur des bandes à laisser sur chaque rive à faut de respecter une largeur d'au moins 5 m sur chaque rive. Par contre l'espace nécessaire aux cours d'eau plus importants (largeur de chenal jusqu'à 15 m) peut s'élever à 15 m sur chaque rive. Cette méthode simplifiée permet d'estimer l'ordre de grandeur de l'espace minimal nécessaire à chaque cours d'eau (Fig. 4) mais il faut toujours s'assurer de la plausibilité des résultats. Il convient d'autre part de prévoir des espaces supplémentaires pour les activités récréatives.

Dans les zones prioritaires (p. ex. réserves naturelles, zones de protection des eaux, zones de protection de la faune piscicole) il faut assurer la diversité naturelle faunistique et floristique caractéristique du site. Il est donc nécessaire d'évaluer le besoin d'espace d'après la courbe «largeur de biodiversité» (Fig. 3). Dans le cas de sites d'importance nationale (p. ex. les zones alluviales), de réserves naturelles répertoriées et de zones d'exploitation extensive, il convient d'étendre la surface nécessaire à 5 à 6 fois la largeur du chenal naturel. L'intégration naturelle du cours d'eau dans le paysage est ainsi assurée (formation de méandres, ramification du cours).

Exécution

La détermination de l'espace nécessaire aux cours d'eau et son intégration dans le plan directeur et dans les plans d'affectation sont prévues par la loi qu'il s'agit maintenant de faire appliquer. Pour ce faire, on dispose en principe d'instruments de l'aménagement du territoire (p. ex. plans directeurs, plans d'affectation, limites de construction, distances à respecter par rapport aux cours d'eau, zones réservées, remaniement, acquisition de terrains). Pendant plus de cent ans, les cours d'eau ont été endigués et réduits à un espace minimum. Il s'agit maintenant de regagner de l'espace à long terme. Un arrêt du Tribunal fédéral faisant jurisprudence a établi en 1998 que, même dans des zones habitées, des terrains devaient être réservés pour permettre à l'avenir la réalisation de mesures durables de protection contre les crues [4]. C'est sans conteste dans les agglomerations que les conflits par rapport à l'occupation de l'espace sont les plus importants et les plus difficiles à résoudre, mais le risque de conflit reste également élevé en zone agricole.

Participation de l'agriculture

Les agriculteurs n'ont évidemment aucun intérêt à céder des terres, étant donné que cela équivaut à une diminution de leur ressource exploitable et donc de leurs revenus. Il faut donc trouver des formules qui répondent de manière équitable aux intérêts de l'agriculture, de la nature et du paysage, des activités de loisirs et de la protection contre les crues. La politique agricole joue ici un rôle décisif. Il est important de faire participer les agriculteurs aux solutions adoptées, en les associant par exemple à l'entretien des cours d'eau et en les rémunérant en conséquence.

Contribution de la science

Pour que les projets soient acceptés par la population, il faut qu'ils s'appuient sur des bases scientifiques solides et il convient de fournir des réponses compétentes aux questions et problèmes posés. Dans le cas de la protection contre les crues il est absolument primordial d'avoir une vue d'ensemble des dangers potentiels ainsi que de l'état de chaques cours d'eau. Des aides de travail développées en collaboration avec l'EAWAG ont été publiées [5, 6]. Elles permettent de définir des priorités et aident à mettre en jeu de manière efficace les moyens existants. Dans les domaines où la connaissance actuelle est insuffisante, il faut stimuler les efforts de recherche fondamentale et prévoir un contrôle de l'atteinte des objectifs fixés. Parmi les missions spécifiques de la recherche scientifique citons:

- la détermination des relations entre systèmes,
- l'identification des potentiels de développement,
- la formulation d'objectifs dans le domaine de l'écologie,
- les contrôles d'atteinte des objectifs → indicateurs,
- les stratégies de résolution de problèmes et de conflits.

Le projet de troisième correction du Rhône entre Brig et Martigny représente une vraie chance. Ce grand et ambitieux projet qui durera plus de 20 ans offre de nombreuses possibilités d'études de cas scientifiques.

Point de vue de l'OFEG

D'après l'Office Fédéral des Eaux et de la Géologie (OFEG), les cantons et les communes doivent dorénavant appliquer les largeurs minimales des rives recommandées d'un point de vue écologique à leurs projets d'aménagement des cours d'eau. Cet espace ayant été au préalable garanti par un instrument d'aménagement du territoire. Les espaces nouvellement créés autour des cours d'eau vont freiner l'écoulement grâce à leur végétation riveraine (protection contre les crues) et seront visuellement plus beau grâce à la faune et la flore qu'ils abriteront. Les rives seront entrenues par les agriculteurs qui seront pour cela rémunérés par l'Etat.

Conclusion

Les cours d'eau sont des éléments importants de notre espace vital et il sont l'objet de divers intérêts. Il n'est possible de tenir compte de tous ces intérêts que si les personnes touchées par les problèmes deviennent acteurs et participent à une recherche concertée de solutions. Les cours d'eau ne s'arrêtent pas à la limite des terrains ou des communes et doivent toujours être considérés comme des systèmes complexes. Il faut absolument les appréhender de manière globale en tenant compte des interrelations existantes. Une telle manière de voir les choses permet de replacer des mesures locales dans un cadre global. Le nouveaux modèle de protection contre les crues privilégie les mesures d'aménagement des cours d'eau dans lesquelles une amélioration écologique et les aspects de protection contre les crues se complètent.

Hans Peter Willi, chef de la section «Risques liés à l'eau» à l'Office Fédéral des Eaux et de la Géologie (OFEG) à Bienne.

[1] OFEG (2000): Protection contre les crues des cours d'eau. Directives.
[2] OFEG, OFAG (Office Fédéral de l'Agriculture), OFEFP (Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage), OFAT (Office Fédéral de l'Amenagement du Territoire) (2000): Réserver de l'espace pour les cours d'eau. (dépliant), FOWG.3.00/35372.
[3] OFEG (1995): Exigences posées à la protection contre les crues '95, dépliant, Bienne.
[4] BGE Uster, Avril 1998.
[5] OFEE, OFEFP, OFAT (1997): Prise en compte des dangers dus aux crues dans le cadre des activités de l'aménagement du territoire, EDMZ 804.201.
[6] OFEFP (1998): Ecomorphologie niveau R (région), Informations concernant la protection des eaux, no. 27, 49 p.

Le dialogue se poursuit

Citoyens et chercheurs réunis à la Table ronde de «Science et cité»

En juillet 2000 s'est tenue la deuxième Table ronde sur la rive et les eaux du Lac des Quatre-Cantons. Pour une douzaine de citoyens et autant de chercheurs le thème de «la pollution chimique des eaux» s'est trouvé pendant deux jours au centre de toutes les discussions.

La fondation «Science et cité» s'est donné pour but d'encourager le dialogue entre recherche scientifique et société. L'un de ses projets est la Table ronde, une plateforme de discussion qui permet régulièrement des échanges entre citoyens et citoyennes et représentants d'une institution de recherche. Le projet pilote auquel participent des personnes de la région de Zurich et des chercheurs de l'EAWAG a démarré en février 2000. Lors de la deuxième rencontre de juillet 2000, c'est le thème des «nutriments et produits pharmaceutiques et vétérinaires dans les lacs et cours d'eau» qui avait été choisi.

Fascination lac

La deuxième Table ronde s'est tenue dans le cadre idyllique du Centre de Recherche Limnologique de Kastanienbaum au bord du Lac des Quatre-Cantons. Pour se faire une idée du travail quotidien des limnologues, les participants et participantes ont été conviés dès le début de ces deux jours à une prise d'échantillons. Toute l'assistance s'est rendue sur le lac avec le bateau de recherche de l'EAWAG. De nombreuses questions ont été posées, aussi bien sur l'équipement comme la bouteille de prise d'échantillon, la sonde thermométrique, ou le filet à plancton, que sur des phénomènes de base comme la stratification des eaux d'un lac ou le déclin des poissons. Les connaissances brièvement exposées dans le bateau ont été approfondies au laboratoire où les échantillons récoltés dans le lac ont été observés à la loupe et sous le microscope. Fascinés, les participants ont pu contempler des êtres minuscules comme des diatomées filigranes ou de tout petits crustacés, commenter les observations avec les chercheurs et rechercher toujours avec eux des informations supplémentaires dans les livres techniques mis à leur disposition.

Des discussions scientifiques poussées

Le deuxième jour, les discussions de la veille se sont poursuivies par une série de conférences suivies de discussions de groupe. Le thème principal en était la pollution des lacs, des rivières et de l'eau potable par les phosphates et les produits azotés ainsi que par les produits pharmaceutiques ou vétérinaires. On a particulièrement insisté sur le comportement de la société par rapport à l'environnement. Les participants ont cherché ensemble de nouvelles voies pour une relation durable avec l'environnement et ont tenté de trouver des moyens de stimuler un changement dans les mentalités. Les personnes conviées à la Table ronde ont constaté que les sciences de l'environnement n'avaient pas toujours de réponse claire aux questions qui leur sont soumises. Elles en ont conclu que les décisions quant à des mesures à prendre ne devaient pas être uniquement déléguées aux spécialistes, mais que le monde politique, les citoyens et les citoyennes devaient également prendre leur part de responsabilité. Les personnes présentes étaient cependant d'avis que pour pouvoir assumer cette responsabilité, la population devait être mieux informée. Les résultats et conclusions tirés des travaux scientifiques sont certes publiés et accessibles à tous mais la manière dont ils sont formulés est souvent difficile à comprendre. Le jargon scientifique est même parfois incompréhensible pour les scientifiques de disciplines voisines. Des questions importantes ont également été posées par les experts: Comment communiquer les résultats de recherche de manière à ce qu'ils soient compris? Quels arguments et contre-arguments doivent être fournis pour que les citoyens et citoyennes puissent former leur propre opinion et prendre une part de responsabilité dans la prise de décisions?

Communication

Au cours de cette deuxième Table ronde il est apparu que la communication entre le monde scientifique et le public laissait à désirer. Ma propre expérience vient tout à fait confirmer l'importance de ce problème et les difficultés qui lui sont liées. Au cours de la prise d'échantillons sur le lac, j'ai donné de nombreuses explications et les participants ont longuement insisté sur les points qu'ils n'avaient pas compris. A la lecture du rapport scientifique rédigé par l'une des participantes qui était sociologue, j'ai cependant dû constater que de nombreux aspects n'avaient apparemment pas été perçus comme je pensais les avoir transmis.

A la fin des rencontres de juillet, les participants ont donc décidé de consacrer la troisième Table ronde de janvier 2001 au thème de la communication. A partir d'un exemple tiré des projets de recherche de l'EAWAG, un stage de communication s'est tenu sous la direction d'un spécialiste des médias. C'est le projet de «toilettes NoMix» qui a été choisi comme thème de travail, ce projet portant sur l'utilisation de nouvelles toilettes à cuvette bicamérale dans la gestion des eaux usées urbains.

(Gabriella Meier Bürgisser, EAWAG Dubendorf)

Publications et livres

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

2806 **Fent K., Bätscher R.** (2000): Cytochrome P4501A induction potencies of polycyclic aromatic hydrocarbons in a fish hepatoma cell line: demonstration of additive interactions. Environ. Toxicol. Chem. *19* (8), 2047–2058.

2807 **Burkhardt-Holm P., Wahli T., Meier W.** (2000): Nonylphenol affects the granulation pattern of epidermal mucous cells in rainbow trout *Oncorhynchus mykiss.* Ecotoxicol. & Environ. Safety *46* (Sect. B), 34–40.

2808 **Lämmli C.M., Leveau J.H.J., Zehnder A.J.B., van der Meer J.R.** (2000): Characterization of a second tfd gene cluster for chlorophenol and chlorocatechol metabolism on plasmit pJP4 in *Ralstonia eutropha* JMP134(pJP4). J. Bacteriol. *182* (15), 4165–4172.

2809 **Resnick S.M., Zehnder A.J.B.** (2000): *In vitro* ATP regeneration from polyphosphate and AMP by polyphosphate: AMP phosphotransferase and adenylate kinase from *Acinetobacter johnsonii* 210 A. Appl. Environ. Microbiol. *66* (5), 2045–2051.

2810 **Sentchilo V.S., Perebitud A.N., Zehnder A.J.B., van der Meer J.R.** (2000): Molecular diversity of plasmids bearing genes that encode toluene and xylene metabolism in *Pseudomonas* strains isolated from different contaminated sites in Belarus. Appl. Environ. Microbiol. *66* (7), 2842–2852.

2811 **Berg M., Müller S.R., Mühlemann J., Wiedmer A., Schwarzenbach R.P.** (2000): Concentrations and mass fluxes of chloroacetic acids and trifluoroacetic acid in rain and natural waters in Switzerland. Environ. Sci. Technol. *34* (13), 2675–2683.

2812 **Bichsel Y., von Gunten U.** (2000): Formation of iodo-trihalomethanes during disinfection and oxidation of iodide-containing waters. Environ. Sci. Technol. *34* (13), 2784–2791.

2813 **Rubli S., Medilanski E., Belevi H.** (2000): Characterization of total organic carbon in solid residues provides insight into sludge incineration processes. Environ. Sci. Technol. *34* (9), 1772–1777.

2814 **Beyerle U., Aeschbach-Hertig W., Imboden D.M., Baur H., Graf T., Kipfer R.** (2000): A mass spectrometric system for the analysis of noble gases and tritium from water samples. Environ. Sci. Technol. *34* (10), 2042–2050.

2815 **Riediker S., Ruckstuhl S., Suter, M.J.-F., Cook A.M., Giger W.** (2000): *p*-toluenesulfonate in landfill leachates: leachability from foundry sands and aerobic biodegradation. Environ. Sci. Technol. *34* (11), 2156–2161.

2816 **Belevi H., Mönch H.** (2000): Factors determining the element behavior in municipal solid waste incinerators. 1. field studies. Environ. Sci. Technol. *34* (12), 2501–2506.

2817 **Belevi H., Langmeier M.** (2000): Factors determining the element behavior in municipal solid waste incinerators. 2. laboratory experiments. Environ. Sci. Technol. *34* (12), 2507–2512.

2818 **Stolz A., Schmidt-Maag C., Denner E.B.M., Busse H.J., Egli T., Kämpfer P.** (2000): Description of *Sphingomonas xenophaga* sp. nov. for strain BN6^T and N,N which degrade xenobiotic aromatic compounds. Internat. J. Systematic & Evolutionary Microbiol. *50,* 35–41.

2819 **Peeters F., Kipfer R., Hofer M., Imboden D.M., Domysheva V.M.** (2000): Vertical turbulent diffusion and upwelling in Lake Baikal estimated by inverse modeling of transient tracers. J. Geophys. Res. *105* (C2), 3451–3464.

2820 **Uehlinger U., König C., Reichert P.** (2000): Variability of photosynthesis-irradiance curves and ecosystem respiration in a small river. Freshwater Biol. *44,* 493–507.

2821 **Tockner K., Baumgartner C., Schiemer F., Ward J.V.** (2000): Biodiversity of a Danubian floodplain: structural, functional and compositional aspects. In: «Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation», Vol. 1 (Eds. Gopal B. et al.). Backhuys Publ. Leiden, pp. 141–159.

2822 **Ahel M., Giger W., Molnar E., Ibric S.** (2000): Determination of nonylphenol polyethoxylates and their lipophilic metabolites in sewage effluents by normal-phase high-performance liquid chromatography and fluorescence detection. Croat. Chemica Acta *73* (1), 209–227.

2823 **Weyhenmeyer C.E., Burns S.J., Waber H.N., Aeschbach-Hertig W., Kipfer R., Loosli H.H., Matter A.** (2000): Cool glacial temperatures and changes in moisture source recorded in Oman groundwaters. Science *287*, 842–845.

2824 **Aeschbach-Hertig W., Peeters F., Beyerle U., Kipfer R.** (2000): Palaeotemperature reconstruction from noble gases in ground water taking into account equilibration with entrapped air. Nature *405,* 1040–1044.

2825 **Winckler G., Kipfer R., Aeschbach-Hertig W., Botz R., Schmidt M., Schuler S., Bayer R.** (2000): Sub sea floor boiling of Red Sea brines: new indication from noble gas data. Geochim. Cosmochim Acta *64* (9), 1567–1575.

2826 **Stoffel M.H., Wahli T., Friess A.E., Burkhardt-Holm P.** (2000): Exposure of rainbow trout *(Oncorhynchus mykiss)* to nonylphenol is associated with an increased chloride cell fractional surface area. Schweiz. Archiv für Tierheilkunde *142* (5), 263–267.

2827 **Omlin M.** (2000): Uncertainty analysis of model predictions for environmental systems: concepts and application to lake modelling. Diss. ETHZ, No. 13 243, Zürich.

2828 **Hartmann F.A.** (2000): Modellrechnungen zur Beschreibung der Wasserbewegung durch eine Müllschlackendeponie unter besonderer Berücksichtigung der Porenstruktur. Diss. ETHZ Nr. 13 732, Zürich.

2829 **Haderlein S.B., Hofstetter T.B., Schwarzenbach R.P.** (2000): Subsurface chemistry of nitroaromatic compounds. In: «Biodegradation of nitroaromatic compounds and explosives», (Eds. Spain J. et al.) CRC Press, Boca Raton, pp. 311–356.

2830 **Bichsel Y., von Gunten U.** (2000): Hypoiodous acid: kinetics of the buffer-catalyzed disproportionation. Water Res. *34* (12), 3197–3203.

2831 **Schweigert N., Acero J.L., von Gunten U., Canonica S., Zehnder A.J.B., Eggen R.I.L.** (2000): DNA degradation by the mixture of copper and catechol is caused by DNA-copper-hydroperoxo complexes, probably DNA-Cu(I)OOH. Environ. Molecular Mutagenesis *36,* 5–12.

2832 **Petts G.E., Gurnell A.M., Gerrard A.J., Hannah D.M., Hansford B., Morrissey I., Edwards P.J., Kollmann J., Ward J.V., Tockner K., Smith B.P.G.** (2000): Longitudinal variations in exposed riverine sediments: a context for the ecology of the Fiume Tagliamento, Italy. Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosyst. *10,* 249–266.

2833 **Zehnder A.J.B.** (2000): Gewässerschutz im Wasserschloss Europas – eindrückliche Pionierleistungen und neue Herausforderungen. Neue Zürcher Zeitung. Nr. 115, 18. Mai.

2834 **Müller M.T.** (2000): Anaerobic biodegradation and toxicity of alcohol ethoxylates. Diss. ETHZ No. 13 612, Zürich.

2835 **Harms H.** (1999): The use of laboratory model systems to elucidate the mechanisms of bioavailability of hydrophobic organic compounds. In: «Bioavailability of organic xenobiotics in the environment», (Eds. Baveye Ph. et al.). Kluwer Academic Publ., Dordrecht, pp. 121–134.

2836 **Koch G., Egli K., van der Meer J.R., Siegrist H.** (2000): Mathematical modeling of autotrophic denitrification in a nitrifying biofilm of

a rotating biological contactor. Water Sci. Technol. *41* (4–5), 191–198.

2837 **Siegrist H., Brack T., Koch G., Nussbaumer A., Gujer W.** (2000): Optimization of nutrient removal in the WWTP Zürich-Werdhölzli. Water Sci. Technol. *41* (9), 63–71.

2838 **Gurnell A.M., Petts G.E., Hannah D.M., Smith B.P.G., Edwards P.J., Kollmann J., Ward J.V., Tockner K.** (2000): Wood storage within the active zone of a large European gravel-bed river. Geomorphology *34,* 55–72.

2839 **Egli T.** (2000): Nutrition of microorganisms. In: «Encyclopedia of Microbiology», Vol. 3, 2nd ed., (Eds. Joshua Ledergerber et al.). Academic Press, San Diego, pp. 431–477.

2840 **Durner R., Witholt B., Egli T.** (2000): Accumulation of poly[(F)-3-hydroxyalkanoates] in *Pseudomonas oleovorans* during growth with octanoate in continuous culture at different dilution rates. Appl. Environ. Microbiol. *66* (8), 3408–3414.

2841 **Volkland H.-P., Harms H., Knopf K., Wanner O., Zehnder A.J.B.** (2000): Corrosion inhibition of mild steel by bacteria. Biofouling *15* (4), 287–297.

2842 **Scheringer M., Wegmann F., Fenner K., Hungerbühler K.** (2000): Investigation of the cold condensation of persistent organic pollutants with a global multimedia fate model. Environ. Sci. Technol. *34* (9), 1842–1850.

2843 **Lahlou M., Harms H., Springael D., Ortega-Calvo J.-J.** (2000): Influence of soil components on the transport of polycyclic aromatic hydrocarbon-degrading bacteria through saturated porous media. Environ. Sci. Technol. *34* (17), 3649–3656.

2844 **Escher B.I., Schwarzenbach R., Westall J.C.** (2000): Evaluation of liposome–water partitioning of organic acids and bases. 1. Development of a sorption model. Environ. Sci. Technol. *34* (18), 3954–3961.

2845 **Escher B.I., Schwarzenbach R., Westall J.C.** (2000): Evaluation of liposome–water partitioning of organic acids and bases. 2. Comparison of experimental determination methods. Environ. Sci. Technol. *34* (18), 3962–3968.

2846 **Tockner K.** (2000): Schweizer Forschung in italienischer Wildflusslandschaft: Der Tagliamento als Modell für Flussrevitalisierungen. CH-Forschung *7,* 1–2.

2847 **Bastiaens L., Springael D., Wattiau P., Harms H., DeWachter R., Verachtert H., Diels L.** (2000): Isolation of adherent polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-degrading bacteria using PAH-sorbing carriers. Appl. Environ. Microbiol. *66* (5), 1834–1843.

2848 **Ponge J.-F., Patzel N., Delhaye L., Devigne E., Levieux C., Beros P., Wittebroodt R.** (1999): Interactions between earthworms, litter and trees in an old-growth beech forest. Biol. Fertil. Soils *29,* 360–370.

2849 **Känel B.R., Bührer H., Uehlinger U.** (2000): Effects of aquatic plant management on stream metabolism and oxygen balance in streams. Freshwater Biol. *45,* 85–95.

2850 **Patzel N.** (1999): Träume angehender Umweltnaturwissenschaftler. GAIA *8* (3), 202–209.

2851 **Patzel N., Sticher H., Karlen D.L.** (2000): Soil fertility – phenomenon and concept. J. Plant Nutrit. & Soil Sci. *163,* 129–142.

2852 **Maurer M., Siegrist H., Becher D.** (1999): Nitrifikation und Denitrifikation im Wirbelbett. Biologische Reinigungsleistung in der kommunalen Abwasserreinigung. Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 36, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL Bern, 96 Seiten.

2853 **Rubli S.** (2000): Thermische Abfallbehandlung: Organischer und elementarer Kohlenstoff als Indikatoren in der Prozessoptimierung. Diss. ETHZ Nr. 13 782, Zürich.

2854 **Albrecht A.** (1999): Transfert du radiocobalt rejeté par la centrale de Mühleberg dans les systèmes aquatiques de l'Aar et du lac de Bienne (Suisse). Hydroécolog. Appl. *11,* 1–28.

2855 **Bloesch J.** (2000): Integraler Gewässerschutz an der Donau – Worthülse oder Konzept – und was hat die IAD damit zu tun? Proc. 33rd Conf., Osijek, Croatia 2000. Internat. Assoc. Danube Res. *33,* 1–6.

2856 **Stemmler K., von Gunten U.** (2000): OH radical-initiated oxidation of organic compounds in atmospheric water phases: Part 1. Reactions of peroxyl radicals derived from 2-butoxyethanol in water. Atmospher. Environ. *34,* 4241–4252.

2857 **Stemmler K., von Gunten U.** (2000): OH radical-initiated oxidation of organic compounds in atmospheric water phases: Part 2. Reactions of peroxyl radicals with transition metals. Atmospher. Environ. *34,* 4253–4264.

2858 **Nay M., Snozzi M., Zehnder A.J.B.** (1999): Behavior of chemical contaminants under controlled redox conditions in an artificial sequential soil column system and in batch cultures. Biodegradation *10,* 405–414.

2859 **Bundi U., Peter A., Frutiger A., Hütte M., Liecht P., Sieber U.** (2000): Scientific base and modular concept for comprehensive assessment of streams in Switzerland. Hydrobiologia *422/423,* 477–487.

2860 **Wagner G., Beer J., Laj C., Kissel C., Masarik J., Muscheler R., Synal H.-A.** (2000): Chlorine-36 Evidence for the Mono Lake Event in the Summit GRIP Ice Core. Earth and Planetary Sci. Letters *181,* 1–6.

2861 **Hesselmann R.P.X., von Rummell R., Resnick S.M., Hany R., Zehnder A.J.B.** (2000): Anaerobic metabolism of bacteria performing enhanced biological phosphate removal. Water Res. *34* (14), 3487–3494.

2862 **Ammann A.A., Rüttimann T.B., Bürgi F.** (2000): Simultaneous determination of TOC and TN_B in surface and wastewater by optimized high temperature catalytic combustion. Water Res. *34* (14), 3573–3579.

2863 **Wüest A., Piepke G., van Senden D.C.** (2000): Turbulent kinetic energy balance as a tool for estimating vertical diffusivity in wind-forced stratified waters. Limnol. Oceanogr. *45* (6), 1388–1400.

2864 **Lamche G., Burkhard-Holm P.** (2000): Nonylphenol provokes a vesiculation of the Golgi apparatus in three fish epidermis cultures. Ecotoxicol. & Environ. Safety *47* (B), 137–148.

2865 **Koch G., Kühni M., Gujer W., Siegrist H.** (2000): Calibration and validation of activated sludge model no. 3 for Swiss municipal wastewater. Water Res. *34* (14), 3580–3590.

2866 **Schmidt T.C., Steinbach K., Bütehorn U.** (2000): Analysis of Environmental Nitroaromatics. In: «Encyclopedia of analytical chemistry (Ed. R.A. Meyers). John Wiley & Sons, Ltd., Chichester, pp. 2946–2966.

2867 **Goss K.-U.** (1997): Conceptual model for the adsorption of organic compounds from the gas phase to liquid and solid surfaces. Environ. Sci. Technol. *31* (12), 3600–3605.

2868 **Goss K.-U.** (1997): Comment on «particle/gas concentrations and distributions of PAHs in the atmosphere of Southern Chesepeake Bay». Environ. Sci. Technol. *31* (12) 3736–3737.

2869 **Binderheim-Bankay E., Jakob A., Liechti P.** (2000): NADUF-Messresultate 1977–1998. Nationales Programm für die analytische Daueruntersuchung der schweizerischen Fliessgewässer. Schriftenreihe Umwelt Nr. 319 (Gewässerschutz), Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Bern.

Livres

Adler H., Baracchi C., Berg M., Brehmer M., Epprecht Th., Jaggy M., Kugler P., Kyas A., Liniger H.U., Losher A., Meile A., Reinker D., Wenger Ch. (2000): Kooperationslösungen bei der Altlastenbearbeitung. Vollzug Umwelt (Altlasten), Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Bern. BUWAL, 32 Seiten.

Binderheim-Bankay E., Jakob A., Liechti P. (2000): NADUF-Messresultate 1977–1998. Nationales Programm für die analytische Daueruntersuchung der schweizerischen Fliessgewässer. Schriftenreihe Umwelt Nr. 319 (Gewässerschutz), Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Bern, 241 Seiten. [2869]

Frutiger A. (2000): Temperatur und Wasserqualität der Plessur, des Tiejer-Bachs und der Landquart/Aeuja (Kt. Graubünden): Daten und Interpretation. Schriftenreihe der EAWAG Nr.15. Dübendorf-Zürich, 44 Seiten, ISBN 3-906484-21-1.

Gremion B., Aristanti C., Wegelin M. (2000): Solar Water Disinfection (SODIS) – From Theory to Practice, Booklet published by SIMAVI, Haarlem (NL), 10–28.

Markard J., Truffer B. (Hrsg.) (2000): Umweltmanagement und Ökolabeling für die Wasserkraft. Markt, Zertifizierung und Praxiserfahrung. EAWAG Ökostrompublikationen, Band Nr. 4, 99 Seiten.

Müller R., Naeve H. (Eds) (2000): Water for sustainable inland fisheries and aquaculture. An international symposium organised by European Inland Fisheries Advisory Commission, FAO, Rome. Special Issue of Fisheries Management and Ecology *7* (1–2), 195 pp.

Rauch W., Krejci V., Gujer W. (2000): REBEKA – Ein Simulationsprogramm zur Abschätzung der Beeinträchtigung der Fliessgewässer durch Abwassereinleitungen aus der Siedlungsentwässerung bei Regenwetter. Schriftenreihe der EAWAG Nr.16. Dübendorf-Zürich, 48 Seiten, ISBN 3-906484-22-X.

Prix Otto Jaag pour la protection des eaux 2000

Le *Prix Otto Jaag pour la protection des eaux* 2000 a été attribué le 18 novembre 2000 à *Nina Schweigert,* ancienne doctorante de l'EAWAG pour sa thèse sur le thème: «Modes of action and toxicity of (chloro-)catechol/copper combinations».

Son travail de thèse portait sur l'étude des relations entre la toxicité de certains polluants (testée sur des bactéries) et leurs propriétés chimiques. Etant donné que les polluants se présentent généralement dans l'environnement sous forme de cocktails, on a étudié à titre d'exemple l'action combinée d'un métal lourd et d'un polluant organique (le cuivre et le catéchol avec ses formes chlorées).

Le catéchol et le cuivre forment en présence d'oxygène de dangereux composés réactifs oxygénés. L'étude a montré que cette réaction se produit également au sein de la cellule bactérienne où ces composés peuvent endommager l'ADN, les membranes et les protéines. La toxicité de la combinaison cuivre/catéchol n'est cependant pas due à la formation de composés réactifs oxygénés puisque les bactéries les détruisent avant que des dommages importants puissent être constatés. On savait d'après la littérature que la lipophilie des catéchols augment avec le nombre d'atomes de chlore qu'elles comportent, qu'elles forment des complexes très stables avec le cuivre et qu'elles libèrent facilement des protons. Nina Schweigert a montré dans ses travaux que l'action conjuguée de ces trois éléments était à l'origine de la toxicité observée. Par formation complexes, la charge du cuivre se trouve masquée ou neutralisée et les complexes s'accumulent dans les membranes. La capacité de déprotonation contribue à la formation du complexe et elle est responsable que les complexes sont capables de libérer des protons d'un côté de la membrane et de les recapturer de l'autre côté, ce qui détruit le potentiel membranaire. Pour couronner ces travaux, un modèle a été élaboré sur le mécanisme à l'origine de la toxicité observée chez les catéchols et leurs complexes avec le cuivre.

Le conseil des EPF dit oui à la «socio-économie de l'eau»

L'EAWAG dispose d'une grande compétence dans le domaine des sciences naturelles et des sciences de l'ingénieur et s'appuie sur une grande expérience dans les applications pratiques de ces connaissances (administration, ONG et économie). Le groupe Ecologie humaine avait déjà été mis en place à l'EAWAG en 1992 (voir EAWAG news n° 50). L'EAWAG veut maintenant renforcer sa compétence dans le domaine socio-économique. L'objectif fixé est de mieux comprendre les forces motrices impliquées dans les divers usages de l'eau et de les engager dans une gestion durable de la ressource non renouvelable qu'est l'eau. Seront abordés des thèmes comme le perfectionnement de modèles de politique de gestion des eaux tenant compte d'aspects relevant des sciences naturelles, des sciences de l'ingénieur et des sciences sociales, la participation des citoyens et citoyennes dans la définition de décisions à prendre ou le rapport aux risques naturels. En octobre 2000 le conseil des EPF a accordé un financement de 3 millions de francs à l'EAWAG pour le projet «Socio-économie de l'eau». Il s'agit de l'un des six projets qui doivent être réalisés entre 2000 et 2003 en collaboration avec les universités cantonales dans le cadre «Dividende d'autonomie – projets d'innovation et de coopération» du conseil des EPF.

Le cours d'écotoxicologie «coetox»

Les produits chimiques peuvent avoir, en plus des fonctions pour lesquelles ils sont employés, des effets néfastes sur les hommes et l'environnement. L'écotoxicologie cherche à savoir comment ceux-ci peuvent être reconnus et évités. Etant donné qu'il n'existe de règlement complet que depuis les années 80 (Ordonnance sur les substances de 1986), les expériences pratiques sont encore récentes. C'est pour cela que depuis 1994 des chercheurs de l'EPFL et de l'EAWAG ont organisé une série de cours d'écotoxicologie avec d'autres partenaires. L'objectif de ces cours est de disséminer les connaissances scientifiques et de favoriser le dialogue entre spécialistes.

En 1999 il a été décidé de structurer le cours en modules de manière à faire le tour de l'écotoxicologie appliquée en l'espace de trois ans. Sous la tutelle de l'OFEFP (Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage), le cours fait maintenant aussi intervenir des chercheurs du Cémagref de Lyon, des Universités de Constance, de Genève et de Zurich et du Syngenta.

En septembre 2000, 30 personnes ont suivi le module de base proposé au choix en langue française ou en langue allemande et ainsi acquis les connaissances de base de chimie et de biologie nécessaires dans le domaine de l'écotoxicologie et ont pu se familiariser avec les méthodes et concepts usuels sur lesquels s'appuie cette science. En mai 2001 le module «Evaluation des polluants» a eu lieu. En 2002 et 2003 les modules «Pertubation des systèmes naturels», et «Evaluation des risques» suivront.

coetox = collaboration en écotoxicologie

Pour plus d'information:
http://www.eawag.ch/events/peak/coetox