

Une démarche pour comparer le coût, l'efficacité et l'acceptabilité de pratiques agricoles respectueuses de l'environnement

Nadine Turpin, Ramon Laplana, Minna Kaljonen, Peter Strauss, Ilona Bärlund, Giulia Benigni, Thierry Bioteau, François Birgand, Philippe Bontems, Paul Bordenave, Ole-Martin Eklo, Franz Feichtinger, Monica Garnier, Randel Haverkamp, Antonio Leone, Jean-Marie Lescot, Antonio Lo Porto, Laurent Piet, Maria Nicoletta Ripa, Eirik Romstad, Gilles Rotillon, Sirkka Tattari, Frédéric Zahm

Pour atteindre les objectifs de protection de la ressource en eau et de restauration de la qualité des milieux aquatiques, l'agriculture doit adopter de bonnes pratiques efficaces sur le plan environnemental, viables sur le plan économique et réalistes quant à leur appropriation par les agriculteurs. Comment choisir ces pratiques parmi la multitude de recettes et de combinaisons possibles ? Dans le cadre du programme européen AgriBMPWater, cet article nous propose une démarche d'analyse du rapport coût/efficacité en comparant et identifiant les mesures en fonction des contextes locaux.

Depuis la fin des années 80, les États membres de l'Union européenne ont mis en place des politiques pour réduire les impacts négatifs de l'agriculture sur la ressource en eau et les milieux aquatiques. Ces politiques ont pris plusieurs formes, depuis le financement de mesures agri-environnementales associées à la PAC¹, jusqu'à la mise en place obligatoire de « bonnes pratiques » dans les zones vulnérables de la Directive nitrates. Ces mesures agri-environnementales et ces bonnes pratiques sont définies par les États membres et validées par l'Union européenne ; les gestionnaires locaux peuvent, dans une certaine mesure, les adapter aux contextes spécifiques qu'ils rencontrent. La lutte contre les pollutions diffuses s'est intensifiée avec la Directive cadre européenne sur l'eau (DCE). Cette directive correspond à une évolution importante de la notion de mesure agri-environnementale : dans le cadre du PDRN², les gestionnaires locaux pouvaient adapter, dans une certaine mesure, les caractéristiques techniques et les compensations proposées aux agriculteurs, à partir d'un ensemble de mesures agri-environnementales définies au niveau national et proposées sur une base volontaire ; la Directive cadre sur l'eau impose l'adoption de plans de reconquête

de la qualité de l'eau pour les masses d'eau qui sont en situation de « RNABE »³.

Le rapport coût/efficacité environnementale

Pour élaborer ces programmes, les décideurs locaux doivent pouvoir promouvoir ou imposer les modifications de pratiques offrant le meilleur rapport coût/efficacité environnementale. Pour les agriculteurs, ces modifications consistent principalement en l'adoption de meilleures pratiques (que nous désigneront par BPAs : bonnes pratiques agricoles) prédéfinies par des techniciens. Comme il existe des centaines de pratiques respectueuses de l'environnement pour chaque État membre⁴, il est nécessaire de pouvoir choisir les plus efficaces parmi elles, en tenant compte du meilleur coût (le plus faible) et les plus facilement adoptées par les agriculteurs, le tout dans un contexte local qui peut être très spécifique.

Les expériences existantes d'élaboration de programmes agri-environnementaux au niveau local montrent que si on ne tient pas compte à la fois de l'efficacité physique des mesures proposées, du coût de leur mise en place et de leur accepta-

1. Politique agricole commune.
2. Plan de développement rural national.
3. Risque de non-atteinte du bon état écologique.
4. Par exemple, en France, les agriculteurs se sont vus proposer 2 650 mesures référencées au niveau le plus fin, correspondant à 170 types de mesures différentes (Instance nationale d'évaluation du contrat territorial d'exploitation, 2003). À l'issue de l'harmonisation régionale, chaque agriculteur était confronté, selon sa région, à un nombre variant de 70 à 337 mesures offertes.

Les contacts

Se reporter à la rubrique « Le collectif auteur » en fin d'article.

bilité par les acteurs locaux, on est amené à proposer des mesures efficaces mais très onéreuses (Deffontaines *et al.*, 1993), peu coûteuses mais inefficaces (OCDE, 2003), ou pire, des mesures qui sont coût/efficaces mais auxquelles les agriculteurs n'adhèrent pas (Prato, 1999).

Dans la suite de cet article, la notion d'efficacité se référera à l'impact de la mesure sur l'environnement (diminue-t-elle la pollution d'un bassin versant ?) ; pour éviter toute confusion, nous n'aborderons la notion d'« efficacité » économique que par le biais du ratio coût/efficacité de chaque mesure.

Dans ce contexte, le projet de recherche européen AgriBMPWater (contrat EVK1-CT-1999-00025, coordonné par le Cemagref) s'est donné pour objectif de produire un cadre d'analyse et de comparaison de bonnes pratiques agricoles (BPAs). Ce cadre s'articule autour :

- d'une approche coût/efficacité pour estimer l'adéquation des BPAs aux objectifs environnementaux et économiques qui leur sont fixés ;
- d'une analyse de l'acceptabilité des BPAs pour estimer la proportion d'agriculteurs susceptibles de les adopter.

Par ailleurs, il n'est pas rare que plusieurs BPAs soient proposées sur la même zone géographique, avec des objectifs complémentaires ou opposés, et le plus souvent sans tenir compte de la diversité des exploitations agricoles. Une comparaison *ex ante* de leurs effets potentiels est nécessaire à la prise de décision. Les programmes agri-environnementaux élaborés selon le cadre conceptuel proposé par le projet AgriBMPWater favoriseront l'adoption de BPAs sur des zones critiques, où elles seront plus efficaces, correspondront à un moindre coût pour la société et permettront un meilleur taux d'adoption par les agriculteurs.

Le projet AgriBMPWater a produit un guide permettant aux maîtres d'œuvre de comparer de bonnes pratiques agricoles dans un espace tridimensionnel défini par leur efficacité environnementale, leurs conséquences économiques et leur acceptabilité par les agriculteurs (Laplana *et al.*, 2004). Cet article décrit la démarche proposée dans ce guide, en détaillant les concepts, les méthodes et outils d'évaluation, ainsi que quelques résultats, en précisant les grandes étapes de la démarche, depuis la définition des BPAs jusqu'à l'élaboration de la grille finale permettant

leur inter-comparaison, et les méthodes permettant de construire cette grille.

Dans la plupart des cas, les bureaux d'étude disposent d'outils ou de modèles permettant d'évaluer l'efficacité ou le coût d'une mesure agri-environnementale dans un contexte local. Le point important de la démarche présentée ici est que nous n'avons pas construit de nouveaux outils ou de nouveaux modèles : nous nous sommes intéressés à la façon d'articuler des outils existants pour construire une grille de comparaison, en appui à la décision publique.

La démarche générale du projet AgriBMPWater

L'intégration des différentes notions et outils disponibles

L'objectif de cette démarche est de construire une grille permettant de sélectionner, parmi des BPAs existantes, celle qui seront les plus efficaces, qui provoqueront les coûts les plus faibles pour la société, et qui obtiendront la meilleure accessibilité par les agriculteurs devant les mettre en œuvre.

Au début des négociations entre les acteurs locaux pour l'élaboration d'un programme agri-environnemental, chaque partie dispose d'informations, nécessairement partielles, sur le coût, l'efficacité, l'acceptabilité supposés de telle ou telle BPA. En particulier, une BPA peut avoir été testée en ferme expérimentale, ou dans un contexte pédoclimatique un peu éloigné du contexte faisant l'objet de la négociation, ou avoir été adoptée par des agriculteurs disposant de systèmes de production sensiblement différents des systèmes locaux. Dans ces conditions, il devient très difficile de comparer *a priori* deux BPAs, surtout si l'information disponible porte sur l'efficacité de l'une et sur les coûts associés à l'adoption de l'autre. La grille de sélection permet de comparer les BPAs dans un même contexte, et sur des critères similaires d'efficacité, de coût et d'acceptabilité.

Nous avons aussi considéré que les outils permettant d'estimer l'efficacité, ou le coût, voire l'acceptabilité d'une pratique agricole existaient. Cette hypothèse est un peu ambitieuse. En particulier, de très nombreux travaux sont encore en cours aussi bien sur des problématiques d'érosion que de ruissellement de phosphore, de pertes de pesticides, voire de lixiviation d'azote dans

certains contextes ; il n'existe pas de modèle économique adapté à toutes les circonstances, et les études sociologiques sont à construire au cas par cas. Néanmoins, sur les huit bassins étudiés dans le projet, et malgré la grande diversité des problèmes de pollution (nitrates, phosphore, pesticides, érosion et acidification), il s'est toujours trouvé un outil, même imparfait, même construit à partir d'indicateurs, pour caractériser chacune des trois dimensions du problème que sont l'efficacité, le coût et l'acceptabilité. D'un point de vue pratique, nous avons pensé qu'il était plus judicieux d'utiliser un outil de caractérisation existant, en connaissant ses limites et en en tenant compte dans la mise en œuvre, que de s'évertuer à en élaborer un nouveau, qui de toute façon aura aussi des limites.

La démarche pas à pas

En premier lieu, le travail part d'une description du territoire concerné et des BPAs potentielles (figure 1). Volontairement, nous n'avons pas élaboré une méthode permettant de construire de nouvelles BPAs, car nous avons considéré la littérature traitant de pratiques alternatives et les essais de nouvelles pratiques sont suffisamment

nombreux pour que les champs du possible soient déjà bien balisés.

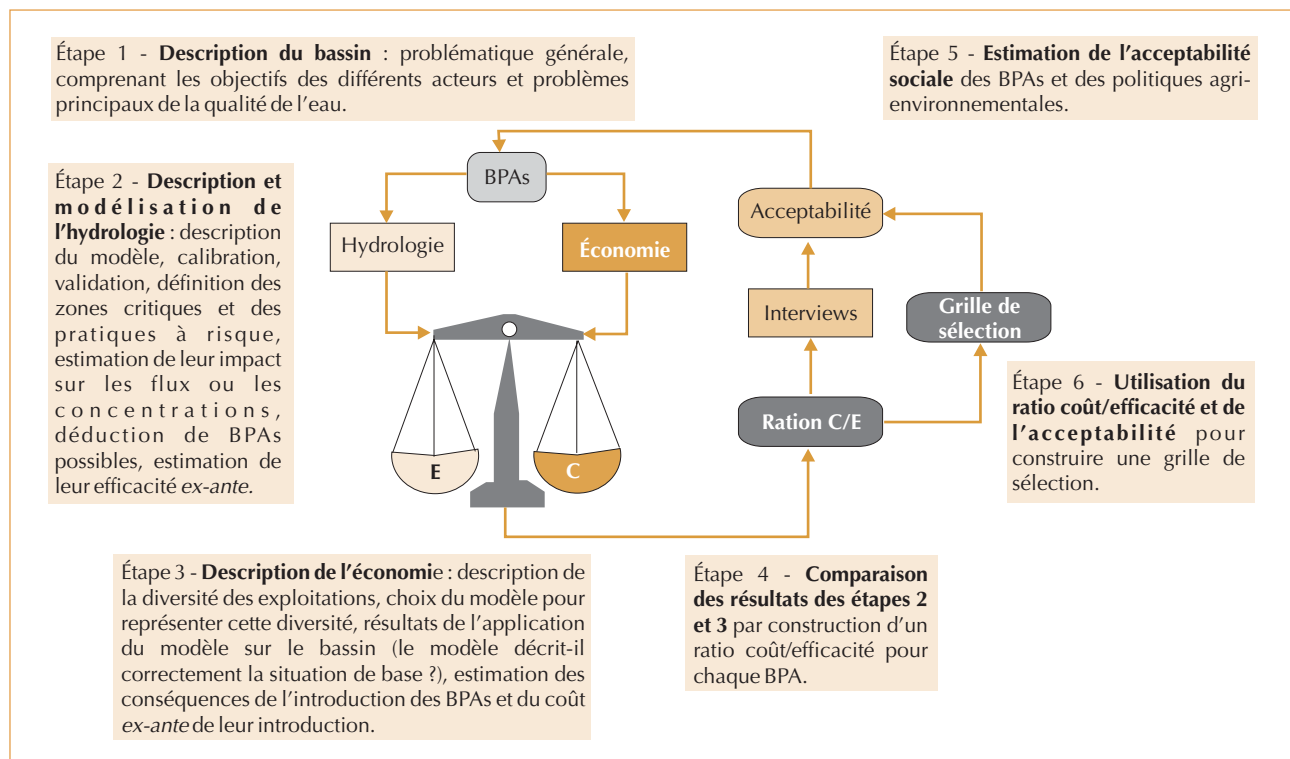
Dans l'étape suivante, nous nous intéressons à l'efficacité des BPAs potentielles. Cette analyse débute par le choix d'un modèle hydrologique qu'il s'agit de calibrer et valider sur la zone d'étude, passe par la définition de zones critiques, l'identification des pratiques à risque, la vérification de la cohérence entre les BPAs envisagées et ces pratiques à risque et aboutit à une estimation *ex ante* de l'efficacité des BPAs potentielles.

Quant à la troisième étape d'estimation des coûts associés à l'adoption de chacune des BPAs, elle est réalisée selon une méthode analogue : choix d'un modèle, validation sur la zone d'étude, estimation des conséquences pour les agriculteurs et des coûts associés à l'adoption de chaque BPA.

Les étapes 2 et 3 peuvent être menées en parallèle. C'est souvent le cas en pratique, bien que des modélisations intégrées se développent timidement depuis quelques années (Pierce, 1998).

Dans l'étape 4, vouloir rapprocher les estimations du coût et de l'efficacité des BPAs n'est pas si

▼ Figure 1 – Méthode d'analyse développée pour le choix de BPAs.



5. Le gaspillage d'argent public par les mesures agri-environnementales fait l'objet d'une littérature de plus en plus abondante. Un économiste dirait qu'une mesure gaspillant de l'argent est « inefficace ». Notons que nous nous limitons ici à une notion d'efficacité environnementale.

6. Technique de couverture superficielle du sol par des résidus végétaux broyés sur place

simple qu'il paraît au premier abord. En effet, les BPAs sont proposées selon une démarche volontaire aux agriculteurs, qui les adoptent si les bénéfiques qu'ils en retirent (subvention associée à la BPA, gain technologique, modification de l'image) sont supérieurs aux coûts qu'ils doivent supporter. Concrètement, les agriculteurs qui ont les coûts d'adoption les plus faibles sont les premiers à mettre en place les BPAs proposées. Puisque les agriculteurs ne sont pas uniformément répartis sur le bassin versant et que les propriétés physiques de ce bassin ne sont pas homogènes non plus, le coût d'adoption des BPAs va influencer sur leur efficacité : pour un bassin donné, si les agriculteurs situés sur les zones les plus vulnérables sont aussi ceux qui ont les coûts d'adoption les plus importants, ils n'adopteront pas les BPAs proposées, sauf si elles sont associées à des subventions élevées, et le schéma agri-environnemental sera soit efficace et très onéreux, soit complètement inefficace. Dans les deux cas, il aboutira à un gaspillage d'argent public⁵.

L'étape 5 enrichit l'analyse par une dimension d'acceptabilité des BPAs potentielles. En effet, d'autres facteurs que ceux habituellement intégrés dans l'estimation des coûts influent sur la décision des agriculteurs. Ces facteurs concernent les caractéristiques individuelles de l'exploitation (Vanslebrouck *et al.*, 2002), de l'exploitant (Morris et Potter, 1995) et des réseaux dans lesquels ils sont impliqués (Bonnieux *et al.*, 2001). En théorie, ces éléments devraient pouvoir être intégrés dans une analyse complète des coûts associés à l'adoption de BPAs ; ce n'est pas souvent le cas en pratique.

La sixième et dernière étape intègre l'ensemble des éléments dans une grille facilitant la prise de décision. Le diagramme synthétique (figure 1) décrit pour chaque zone d'étude, en fonction de la surface faisant l'objet d'une contractualisation, l'efficacité potentielle de chaque BPA, les coûts associés et soit la surface actuellement sous contrat, soit la surface sur laquelle la BPA est potentiellement acceptable.

De meilleures pratiques agricoles (BPAs)

Définition et exemples

Rappelons que les BPAs sont des actions encourageant de bonnes pratiques pour prévenir ou limiter les pollutions diffuses provenant des exploitations agricoles. Ces BPAs agricoles peu-

vent comprendre des modifications très simples, comme la clôture des abords de ruisseaux, l'implantation de bandes enherbées pour réduire les quantités de sédiments transportés par ruissellement, ou l'utilisation de façons culturales sans labour pour contrôler l'érosion du sol.

La plupart des BPAs concernent des pratiques parcellaires, comme une modification des doses de fumier, une fertilisation de précision, des techniques spécifiques de mulching⁶ ou d'irrigation. Par contre, d'autres BPAs peuvent modifier significativement le système de production, en affectant par exemple l'organisation du travail, les rendements des cultures ou des fourrages.

Les BPAs peuvent aussi nécessiter la construction d'ouvrages, comme des fumières ou des fosses permettant aux éleveurs d'épandre les effluents en période de croissance des plantes.

Une BPA est une technique culturale, une technique d'application d'engrais ou de produit phytosanitaire, la prise en compte d'un élément du paysage, qui réduit potentiellement la pollution de l'eau par l'activité agricole, et est proposée sur une base contractuelle aux agriculteurs.

L'élaboration des BPAs

L'élaboration d'un plan de reconquête commence par un diagnostic du bassin versant, comprenant les différents usages de l'eau, sa qualité et les quantités disponibles à chaque période de l'année. Ce diagnostic est souvent réalisé par des bureaux d'étude, indépendamment des autres acteurs sur le bassin. Pour améliorer l'appropriation du diagnostic par tous les acteurs, il est fortement recommandé de les impliquer dès les premiers stades de l'élaboration du programme de reconquête. La construction de BPAs peut être un bon moyen de débiter une coopération active.

De nombreuses BPAs ont été testées dans différents bassins européens depuis la mise en place des mesures agri-environnementales (Règlement du Conseil N° 2078/92/CEE). Des BPAs peuvent être aussi définies localement *via* des entretiens avec des administrations, des conseillers professionnels ou des représentants élus permettant de décrire l'historique des mesures environnementales testées sur le bassin, partager l'expérience d'autres régions et définir des pratiques adaptées localement. Il n'existe malheureusement pas de capitalisation des connaissances sur les coûts et l'efficacité de l'ensemble de ces mesures.

La définition pratique de BPAs sur un bassin

Le bassin de la rivière Mincio (Italie) a été divisé en quatre unités hydro-géologiques. Dans un premier temps, des experts de l'université de Padoue ont défini plusieurs BPAs potentielles et recommandé leur application sur une ou plusieurs unités hydrogéologiques :

- des modifications de pratiques de fertilisation ont été considérées comme applicables sur les quatre unités ;
- l'introduction de prairies a été estimée applicable sur l'unité hydro-géologique 1 (collines de moraines) ;
- il a été proposé de modifier les techniques d'irrigation sur l'unité hydro-géologique 2 (vallées en terrasses) ;
- la mise en place de cultures intermédiaires a été recommandée sur les unités 3 et 4 (plaines du centre et cours aval de la rivière).

La seconde étape a consisté à transformer chaque BPA en techniques culturales, ou BPAs élémentaires.

La dernière étape a combiné les BPAs élémentaires en BPAs composites qui ont été introduites dans les modèles (figure 2).

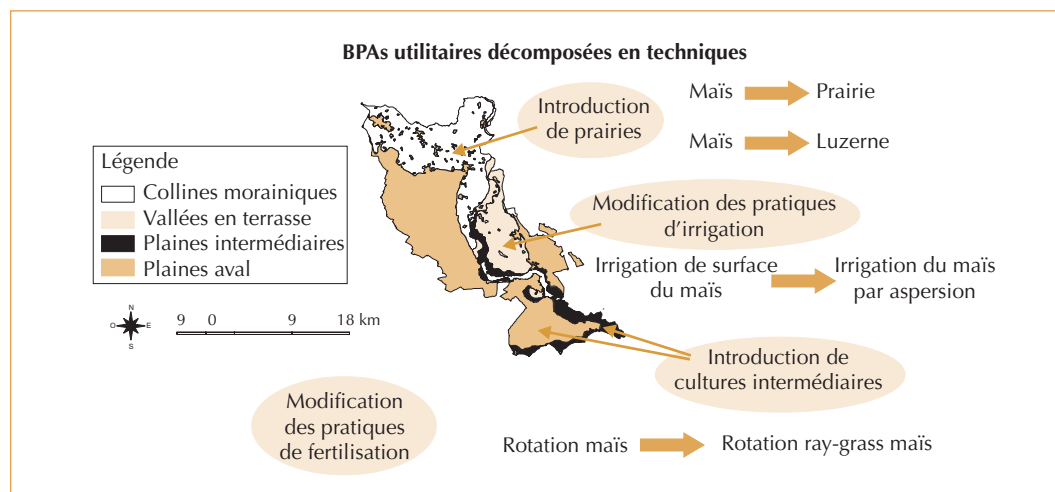
Les zones critiques

La définition des zones critiques

En 2004, conformément à la Directive cadre sur l'eau (DCE), les agences de l'eau ont procédé à

l'identification des masses d'eau qui seront en situation de risque de non-atteinte du bon état des eaux (RNABE) en 2015. Pour ces masses d'eau, l'accent doit être mis sur des mesures de restauration. Le concept de « zones critiques » tel que présenté ici est légèrement différent. En effet, même pour chaque masse d'eau, les différentes parties du bassin versant ne contribuent pas de la même façon au processus de pollution diffuse. De plus, la manière la moins coûteuse pour un secteur productif (ici l'agriculture) d'atteindre des objectifs environnementaux préfixés nécessite souvent de cibler les mesures sur des zones spécifiques où elles seront les plus efficaces.

À ce stade de l'analyse coût/efficacité, il est réellement important qu'hydrologues, économistes, sociologues et acteurs de terrain s'entendent sur une définition commune pour ces zones prioritaires, que nous appelons « zones critiques ». La définition que l'on adoptera va dépendre fortement de l'objectif de l'étude. Si seuls des hydrologues sont impliqués dans le plan de reconquête, l'étude aura un objectif physique et une zone critique sera définie par « la plus petite zone sur laquelle des mesures peuvent être appliquées, mesures nécessaires pour atteindre le niveau de qualité d'eau pour le polluant considéré dans le récepteur » (ici l'exutoire ou une station de pompage). Lorsque de nombreux acteurs locaux participent au diagnostic, une définition opérationnelle peut être adoptée et les zones critiques sont « un ensemble de zones sur lesquelles des mesures peuvent être appliquées, mesures nécessaires pour atteindre le niveau de qualité d'eau pour le polluant considéré dans le récepteur ». Le plus souvent, hydrologues, économistes et acteurs



◀ Figure 2 – Exemple de définition de BPAs, en pratique.

participent au plan de reconquête. Dans ce cas, les zones critiques peuvent être définies par « un ensemble de zones sur lesquelles des mesures peuvent être appliquées, mesures nécessaires pour atteindre le niveau de qualité d'eau pour le polluant considéré dans le récepteur au moindre coût social ».

La caractérisation des zones

L'analyse est itérative, même si nous la présentons ici de façon linéaire : l'analyse initiale se fonde sur les données existantes, puis est mise à jour chaque fois que de nouvelles informations sont recueillies.

L'utilisation d'un modèle hydrologique spatialisé est nécessaire pour sélectionner, parmi tous les sous-bassins, ceux sur lesquels la mise en place de mesures est estimée la plus efficace d'un point de vue environnemental, dans notre cas la zone qui contribue le plus à la diminution de la pollution mesurée à l'exutoire. Ces modèles doivent être calibrés sur un scénario de base. Bien entendu, aucun modèle hydrologique existant ne fournit directement une carte des zones critiques : il est donc d'abord nécessaire de classer les flux spécifiques de chaque zone unitaire. À ce stade, une analyse de sensibilité apporte une grande aide pour interpréter la classification des différentes zones selon leur effet potentiel sur l'efficacité des BPAs. Une fois ce classement obtenu, l'efficacité simulée de chaque zone doit être combinée, de façon à délimiter pour chaque BPA les zones définies comme critiques selon la définition physique.

Pour aller plus loin, il faut considérer les intérêts des acteurs locaux. Les zones sur lesquelles les BPAs sont estimées les plus efficaces peuvent différer de celles sur lesquelles ces BPAs sont le plus susceptibles d'être adoptées. Les différentes zones doivent alors être classées à la fois selon les critères d'efficacité et d'acceptabilité avant de délimiter les zones critiques selon la définition opérationnelle.

La même procédure peut être appliquée pour délimiter les zones critiques selon le critère du bien-être tel que défini par la théorie micro-économique néoclassique, chaque zone étant alors classée selon un ratio coût/efficacité et l'acceptabilité des BPAs.

Il faut noter que délimiter des zones critiques selon les deux dernières définitions est un pro-

cessus itératif qui peut prendre du temps. C'est pourquoi la plupart des études utilisent uniquement la définition physique des zones critiques (c'est d'ailleurs ce que nous avons proposé dans notre exemple).

L'efficacité environnementale des BPAs

La définition de l'efficacité environnementale

L'efficacité environnementale d'une BPA est définie dans le projet AgriBMPWater comme l'évolution potentielle, à moyen-long terme, de la qualité de l'eau résultant de la mise en place de cette BPA sur tout ou partie du bassin versant.

Mettre en place une BPA sur une zone donnée aura des effets à court et long terme sur la qualité de l'eau, car la BPA va modifier le débit, le trajet des polluants, le cycle des nutriments, etc. L'efficacité est estimée par la différence entre le scénario de base et le scénario modifié, chaque système étant considéré à l'équilibre.

Une analyse de sensibilité est nécessaire pour apprécier la validité des estimations.

Méthode d'estimation

L'efficacité peut être estimée en introduisant dans les modèles validés précédemment des BPAs prédéfinies, comme des pratiques alternatives. L'efficacité de chaque BPA est alors le ratio entre l'état initial et l'état estimé après introduction de la BPA, les deux systèmes étant à l'équilibre. L'efficacité est calculée par :

$$\text{efficacité (\%)} = \left| \frac{\text{VAR}_{\text{BMP}} - \text{VAR}_{\text{ref}}}{\text{VAR}_{\text{ref}}} \times 100 \right|$$

où VAR_{BPA} est une variable mesurée lors d'une expérimentation, ou simulée après mise en place de la BPA et VAR_{REF} est mesurée sur un site de référence, sur le bassin ou simulée avec la pratique habituelle.

Quel modèle choisir pour estimer l'efficacité ?

L'efficacité des BPAs a été estimée par modélisation. Selon le problème environnemental rencontré, les données disponibles et les habitudes des équipes, plusieurs modèles ont été utilisés au cours du projet : SWAT (Arnold *et al.*, 2001) a été

utilisé avec quelques modifications sur un bassin français et un bassin italien, BMP1top (Bordenave *et al.*, 2001) sur un autre bassin français, HAPSU (Hutka *et al.*, 1996) en Finlande, EUROSEM (Morgan *et al.*, 1998), STOTRASIM (Feichtinger, 1996) en Autriche, GLEAMS (Leonard *et al.*, 1987) en Italie, POWER (Haverkamp, 2002) en France, Italie et Autriche, EIQ (ensemble d'indicateurs de risques pesticides) en Norvège.

Le modèle en tant que tel n'a pas d'importance, ce qui compte c'est que son choix soit raisonné pour qu'il soit possible de prendre une décision en intégrant les limites de ce modèle. Le choix d'un modèle est conditionné en pratique par deux éléments :

- l'adéquation entre le modèle et les processus physiques prépondérants sur la zone d'étude ;
- la disponibilité des données nécessaires à une estimation fiable par ce modèle.

Le choix d'un modèle est donc directement dépendant de la manière dont le problème de l'acquisition de données est appréhendé.

La réalité montre que très peu de données sont disponibles sur la plupart des bassins et trois éléments sont retenus pour concilier la fourniture de données et le choix du modèle :

- le premier élément concerne la nécessité de réduire le nombre de paramètres à mesurer à un strict minimum. Bien que ce point semble évident, de trop nombreux programmes souffrent encore d'une sur-paramétrisation. La construction d'un modèle hydrologique intégré est en effet souvent basée sur le couplage de deux (ou plus) modèles pré-existants. Les modèles unitaires sont en principe validés individuellement. Toutefois, lorsque ces modèles unitaires sont utilisés en combinaison avec d'autres, des problèmes peuvent apparaître lorsque les concepts sous-jacents et les techniques de paramétrisation utilisés pour chacun ne sont pas compatibles. L'exemple classique est l'interdépendance cachée de paramètres du système : négliger ce problème conduit à une sur-paramétrisation du système ;
- le second critère de fourniture de données concerne la flexibilité de la structure du modèle. Un modèle extrêmement sophistiqué mais requérant des données impossibles à mesurer n'est d'aucune utilité en pratique. Il faut considérer de ce point de vue deux catégories de données : les données qui sont absolument nécessaires pour

utiliser le modèle et celles qui sont utiles pour améliorer la précision des simulations. De plus, la flexibilité de l'architecture du modèle doit pouvoir s'accommoder de différentes techniques d'évaluation des paramètres. Comme la valeur des paramètres est estimée alternativement par des mesures directes ou indirectes, le modèle doit être capable d'intégrer chaque configuration spécifique sans qu'il soit nécessaire d'entrer dans le code du logiciel ;

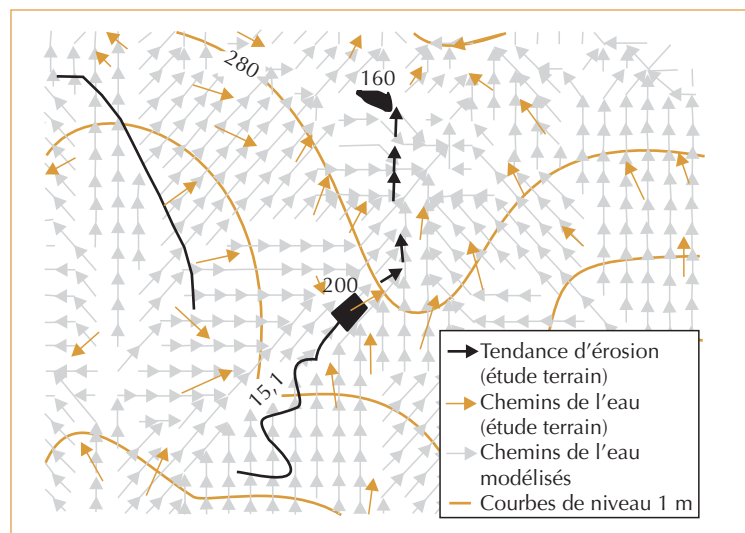
- le dernier point important pour une stratégie sûre d'apports de données concerne le pré-traitement des données brutes. Le modèle doit comprendre des outils de pré-traitement capables d'agrégation, de désagrégation et/ou d'interpolation (dans le temps et l'espace) de différents types de données hydrologiques et hydrométéorologiques. Puisqu'il est souvent observé que le manque de données n'empêche pas la prise de décisions, des modules statistiques devraient être inclus dans les modèles pour leur permettre de fonctionner même en cas de séries de données incomplètes.

Un exemple d'application

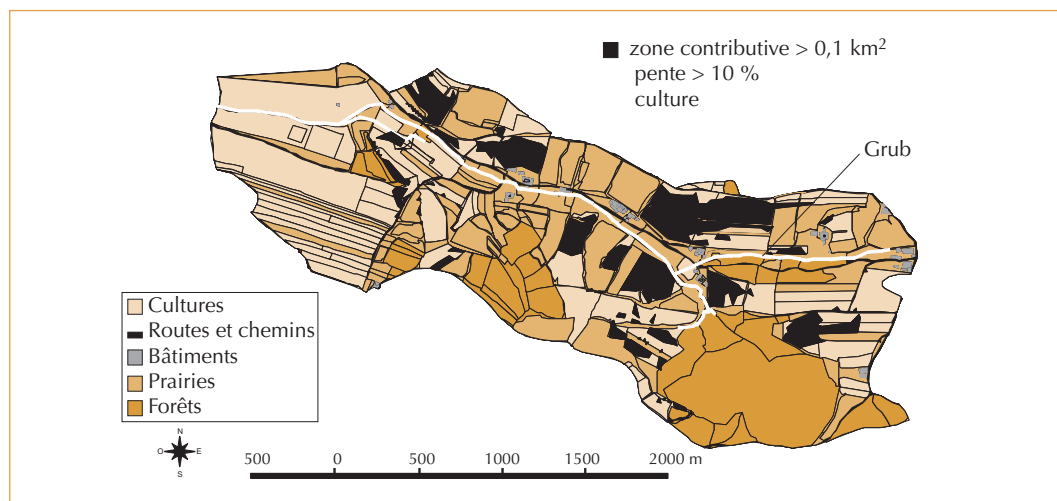
Appliquons la méthode sur une étude de cas⁷ : le bassin de Grub (Autriche) est confronté à un problème d'érosion avec de forts départs de terre. Pour limiter ce problème d'érosion, 3 BPAs ont été prévues, BPA A = *mulching* sur les champs de maïs, BPA B = remplacement des cultures de printemps par des cultures d'hiver, BPA C = conversion des parcelles de maïs en prairies non fertilisées.

7. Une autre étude de cas réalisée dans ce projet est décrite par Turpin *et al.*, 2004.

▼ Figure 3 – Chemins d'écoulement sur le bassin de Grub (adapté d'après Laplana *et al.*, 2004).



► Figure 4
– Zones critiques pour l'émission de sédiments sur le bassin de Grub (adapté d'après Laplana *et al.*, 2004).



Sur ce bassin, les voies d'écoulement (figure 3) et les zones critiques (figure 4) ont été définies par plusieurs méthodes complémentaires (mesures de terrain pour les points d'érosion et les chemins de l'eau, modèle EUROSEM). Pour ce bassin, nous avons retenu une définition purement physique des zones critiques (les autres définitions, ont été décrites au début de ce chapitre), c'est pourquoi la notion de zone critique apparaît assez en amont dans l'analyse.

Le modèle EUROSEM, calibré et validé, fournit une estimation de l'efficacité pour les 3 BPAs (tableau 1). Il apparaît rapidement à la lecture de ce tableau que les BPAs B et C ont une efficacité environnementale nettement plus importante que la BPA A.

Coûts associés à la mise en place de BPAs

La DCE intègre un raisonnement économique dans la gestion des masses d'eau et la prise de décision publique. Nous réduisons ici cette analyse économique à l'estimation des coûts

associés à la mise en place des BPAs, même si cette directive impose une analyse économique plus large.

La définition des coûts

Le coût d'un ensemble de mesures est la différence de surplus entre un scénario de base (c'est-à-dire avec les pratiques actuelles des agriculteurs) et un scénario modifié (c'est-à-dire avec les BPAs contractualisées par les exploitants agricoles). Le surplus total inclut le surplus des producteurs, des consommateurs et des contribuables. Les producteurs peuvent appartenir au secteur régulé (l'agriculture) ou aux autres secteurs de l'économie.

Concrètement, un agriculteur qui adopte une BPA va voir son profit diminuer, pour des raisons très diverses : soit la BPA induit une risque de perte de rendement plus important qu'une pratique traditionnelle, soit elle demande un investissement en termes de temps ou d'organisation du travail, de matériel, d'acquisition de savoir-faire, soit elle est simplement associée à des coûts variables plus élevés qu'une pratique traditionnelle.

► Tableau 1 – Efficacité des différentes BPAs sur le bassin de Grub (adapté d'après Laplana *et al.*, 2004).

Niveau de risque	Surface avec BPA		Taux d'érosion moyen (t/ha)			Efficacité (%)		
	ha	% surface totale	BPA C	BPA B	BPAA	BPA C	BPA B	BPAA
	0,0	0,0	0,25	0,25	0,25	0	0	0
2	78,5	2,9	0,09	0,12	0,18	66	51	29
3	195,1	7,1	0,04	0,08	0,15	82	67	40
4	319,9	11,7	0,01	0,05	0,13	96	81	50
5	361,1	13,2	0,01	0,04	0,12	98	82	52

Les BPAs sont proposées aux agriculteurs sur une base volontaire : pour qu'ils l'acceptent, le régulateur doit compenser les agriculteurs qui adoptent la BPA. Cette compensation augmente le profit des agriculteurs, mais induit un coût pour la société : soit le régulateur utilise pour la compensation des sommes qui ne seront pas disponibles pour d'autres actions publiques, soit il lui faut augmenter les impôts.

La variation de surplus qui est directement liée à la mise en place de la mesure a été qualifiée dans le projet de « coûts directs » : elle comprend la variation de profit des agriculteurs, pertes de profit liées à l'adoption d'une mesure, plus gain de profit lié à la compensation, ces deux éléments ne se compensant pas de façon identique chez tous les agriculteurs.

Nous avons aussi considéré une variation de surplus supportée par les autres composantes de l'économie, appelée « coûts indirects ». Ces coûts indirects peuvent apparaître pour plusieurs raisons. Tout d'abord, les agriculteurs peuvent tenter de compenser les pertes induites par les coûts directs : soit en augmentant le prix de tous leurs produits, ce qui rend les produits agricoles plus chers pour les consommateurs intermédiaires et finaux ; soit, s'ils ne peuvent pas le faire, en choisissant de produire d'autres biens. D'un autre côté, une institution publique peut souhaiter, pour promouvoir son adoption, compenser les coûts directs d'agriculteurs mettant en place une BPA. Dans ce cas, soit elle doit imposer une nouvelle taxe pour financer cette nouvelle subvention, soit elle doit rediriger des subventions existantes vers ces agriculteurs. Dans tous les cas, si le nombre d'agriculteurs adoptant la BPA est suffisamment grand, l'agriculture et les autres secteurs de l'économie seront affectés.

Quelle mesure pour quel coût ?

Le coût est mesuré par une variation de surplus entre le scénario de base et la situation modifiée. Selon la taille du bassin et la BPA à tester, les consommateurs, les contribuables, les producteurs régulés et ceux appartenant aux autres secteurs seront affectés ou non, et l'expression de variation du surplus peut être simplifiée dans certains cas.

Mettre en place des BPAs sur de très grands bassins ou à l'échelle nationale conduit à une variation de surplus pour tous les composants de l'économie. Pour un bassin de taille comparable

à celle d'une masse d'eau, la variation de production induite par la politique environnementale sera suffisamment faible pour ne pas jouer sur les prix et la variation de surplus des consommateurs peut être négligée.

Lors de la mise en place de BPAs sur de petits bassins versants (moins de 100 km²), les effets indirects sur les autres secteurs de l'économie peuvent être négligés. Si la BPA est associée à une subvention qui compense la perte de profit des agriculteurs, le coût de cette BPA est lié à la variation de surplus des contribuables uniquement.

Comment choisir un modèle économique pour cette mesure ?

Le choix d'un modèle économique est fortement lié aux variations de surplus qui doivent être estimées. Lorsque toutes les composantes de l'économie sont susceptibles d'être affectées, seul un modèle en équilibre général pourra estimer les coûts associés (à l'exception des coûts environnementaux externes).

Sur de grands bassins versants, les modèles en équilibre général sont intéressants lorsque la BPA est susceptible d'affecter largement les secteurs non agricoles. Lorsque la variabilité des exploitations est importante, ce paramètre doit être pris en compte par le modèle. Ceci peut être réalisé en découpant le bassin en sous-régions dans lesquelles les activités agricoles diffèrent. Une autre façon de prendre en compte la variabilité est d'utiliser un modèle « Principal-Agent ». Les exploitations sont représentées comme un continuum caractérisé par un paramètre unidimensionnel représentant leur information privée. Ce type de modèle permet de définir des politiques différenciées de façon optimale en proposant un menu de contrats adapté à chaque type d'exploitation, et d'estimer les variations associées de surplus des producteurs et des contribuables.

Lorsqu'il n'est nécessaire d'estimer que la variation de surplus des contribuables (c'est-à-dire le montant des subventions qu'il convient d'accorder aux exploitants pour obtenir le taux maximum de contractualisation), des modèles en programmation linéaire peuvent être utilisés. Ces modèles sont construits à l'échelle de l'exploitation agricole. L'exploitant maximise son profit et « adopte » une BPA lorsque la subvention qui lui est associée est suffisamment importante pour lui assurer au moins le profit qu'il obtenait dans le scénario de base. Associés à une typologie des

► Tableau 2 – Coûts et ratio coût/efficacité des différentes BPAs à l'échelle du bassin de Grub (adapté d'après Laplana *et al.*, 2004).

Niveau de risque	Surface avec BPA		Coûts directs (€)			Ratio coût/efficacité (€/t réduite)		
	ha	% surface totale	BPA C	BPA B	BPA A	BPA C	BPA B	BPA A
	0,0	0,0	0	0	0	0	0	0
2	78,5	2,9	2 521	848	856	55	24	43
3	195,1	7,1	6 262	2 107	2 126	109	46	77
4	319,9	11,7	10 270	3 455	3 487	154	62	100
5	361,1	13,2	11 592	3 900	3 936	171	68	110

exploitations sur le bassin étudié, ces modèles en programmation linéaire calculent aisément la variation de surplus des contribuables liée à la mise en place de toute BPA. Ils permettent enfin plus aisément que d'autres modèles d'être couplés à des modèles physiques.

Exemple d'estimation de coûts

Sur le bassin de Grub décrit plus haut, un modèle en programmation linéaire permet l'estimation des coûts associés à ces BPAs (tableau 2). L'intégration des deux étapes précédentes produit un ratio coût/efficacité pour chaque BPA, en fonction de sa surface d'application.

L'acceptabilité des BPAs

Définition

Les politiques agri-environnementales sont dans la plupart des cas fondées sur des contrats individuels volontaires. Toutefois, pour limiter la pollution diffuse, l'application d'une BPA sur une seule exploitation n'est généralement pas suffisante. En pratique, l'application des BPAs devrait être ciblée sur des zones critiques et sur des groupes d'exploitations. Cette application nécessite alors une action conjointe de plusieurs acteurs et institutions, et en même temps soulève des problèmes d'action collective.

Le problème de l'adoption trop faible des BPAs est encore trop souvent expliqué par la résistance des agriculteurs uniquement (Ruttan, 1996). L'expérience montre que des problèmes peuvent aussi apparaître au cours des différentes phases de la mise en place de la politique et de la dissémination de l'information.

Pour améliorer notre compréhension des facteurs sociaux qui contribuent à l'acceptabilité des BPAs et des politiques agri-environnementales, il faut

prêter plus attention aux pratiques de mise en place au niveau local et à l'échelle de l'exploitation. L'évaluation du cadre institutionnel est de la plus grande importance quand on estime l'acceptabilité des BPAs et des politiques agri-environnementales.

Méthode d'études de l'acceptabilité

L'étude de l'acceptabilité sociale peut varier d'une enquête sur la volonté des agriculteurs de signer un contrat, à une étude complète des pratiques de mise en place de la politique. Dans le projet AgriBMPWater, nos études de l'acceptabilité sociale ont reposé sur :

- **des études de cas simplifiées** qui déterminent les facteurs sociaux affectant la « volonté de contracter », les principaux obstacles à la signature d'un contrat, la légitimité des politiques agri-environnementales et l'attitude générale des agriculteurs face à la prise en compte de l'environnement. Les informations ont été collectées par des enquêtes et des études de groupes témoins. Les enquêtes ont surtout porté sur :
 - les modifications dans la gestion des pratiques environnementales,
 - l'acceptabilité d'un modèle de politique agri-environnemental et de ses futurs développements,
 - les moyens d'information,
 - des questions spécifiques sur les contrats existants (impact sur la gestion de l'exploitation, sur l'environnement, niveau de compensation),
 - les problèmes environnementaux locaux et les actions entreprises ;
- **une analyse de cas complète** qui a examiné, au cours du projet, les méthodes de mise en place de politiques agri-environnementales aux niveaux

local et de l'exploitation. L'étude a mis l'accent sur l'analyse des pratiques des différents acteurs et les interactions entre cette mise en place et les pratiques des exploitations. La dynamique de traduction de la politique en pratiques agricoles et les mécanismes intermédiaires soulevés ont été particulièrement étudiés.

L'acceptabilité étudiée sur le bassin de Grub

L'enquête sur l'acceptabilité comprend des questions concernant l'opinion de l'agriculteur sur les subventions proposées, car les BPAs A et B font partie d'un programme national agri-environnemental.

Les résultats de cette enquête montrent que les agriculteurs attendent des subventions plutôt élevées pour compenser leurs coûts (figure 5). Il existe aussi des différences dans la volonté de contracter selon les contraintes de gestion de chaque BPA et ses impacts possibles sur les rendements. Les résultats indiquent enfin que les agriculteurs qui n'ont pas contractualisé ne disposent que de peu d'informations sur la politique agri-environnementale ou ne souhaitent pas les commenter.

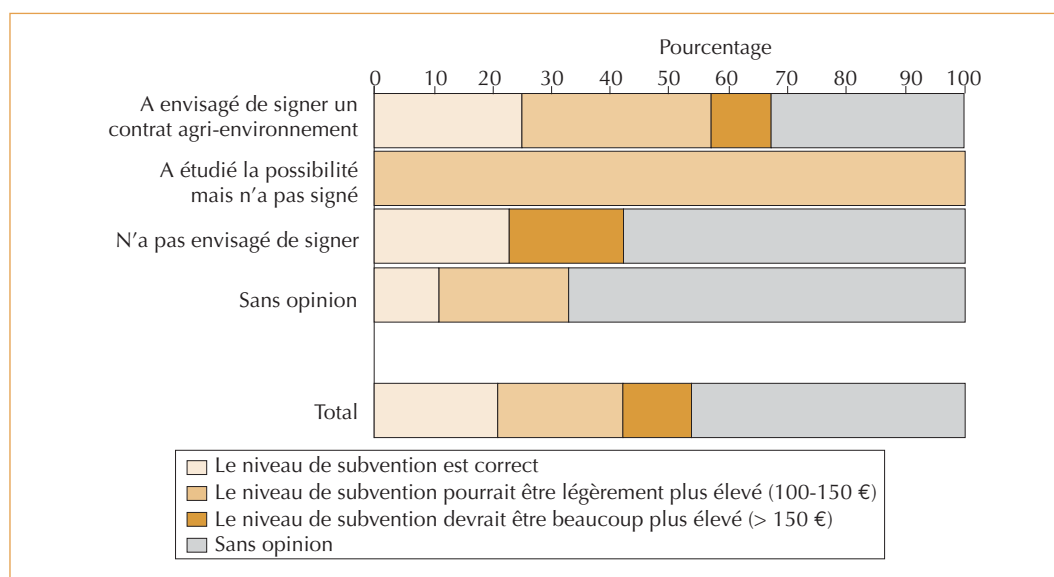
Une grille pour comparer les BPAs

Une fois achevées les étapes décrites précédemment, l'intégration des différents éléments qu'elles ont produits constitue un outil de décision utile.

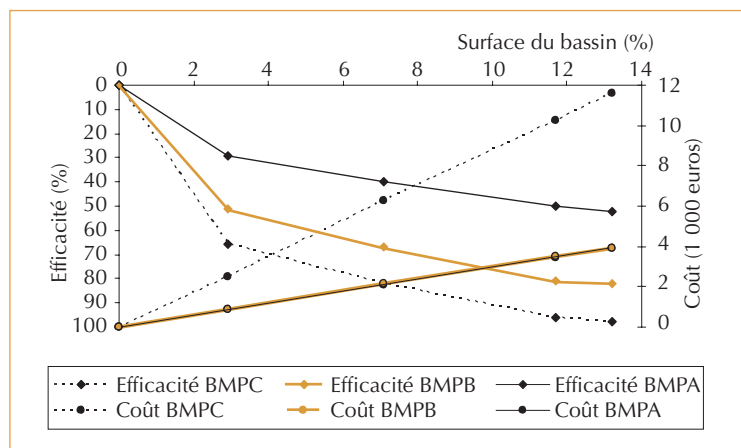
L'intégration est réalisée dans un graphique synthétique (figure 6, page 30) qui décrit, pour chaque bassin, en fonction de la surface contractualisée, l'efficacité de la BPA, les coûts associés, et enfin, soit la surface réellement contractualisée, soit la surface potentielle sur laquelle la BPA est acceptable.

Choisir entre différentes BPAs requiert un compromis entre les coûts et l'effet environnemental. Sur le bassin de Grub, les BPAs B et C en sont un exemple, la BPA C ayant une meilleure efficacité environnementale mais un coût plus élevé que la BPA B. Bien que la BPA B dispose d'un meilleur ratio coût/efficacité, la BPA C peut s'avérer intéressante si la BPA B ne permet pas d'atteindre l'objectif environnemental, ou si le milieu récepteur est précieux en termes de loisirs. Pour conclure, il s'agit d'abord d'éliminer les BPAs dominées (comme la BPA A dans cet exemple), puis de considérer l'importance relative des effets environnementaux totaux (la BPA C est la meilleure de ce point de vue) et du rapport coût/efficacité (ici, la BPA B est la mieux placée).

Généralement, les BPAs coûteuses (comme la BPA C) sont plus difficiles à mettre en place. Si elles sont justifiées pour des raisons environnementales (par exemple si les autres BPAs ne permettent pas d'atteindre l'objectif environnemental), le plus grand soin doit être apporté à la construction des menus de contrats qui assurent qu'en termes relatifs, les agriculteurs pour qui la BPA a les coûts les plus faibles la mettent en place



◀ Figure 5 – Intention de contractualisation des agriculteurs sur le bassin de Grub (adapté d'après Laplana et al., 2004).



▲ Figure 6 – Grille de comparaison de BPAs sur le bassin versant de Grub (adapté d'après Laplana *et al.*, 2004).

d'abord. En pratique, ceci implique de construire des menus de contrats qui rendent dominante pour les agents (les agriculteurs) la stratégie consistant à révéler leurs vrais coûts de dépollution. Lorsqu'il est difficile de construire des politiques favorisant l'adoption de la BPA par les agents à qui elle coûte le moins cher, le concept de zone critique est un outil intéressant pour identifier les agriculteurs ou les parcelles pour lesquels l'adoption de BPAs onéreuses revient le moins cher. Ces coûts très localisés et les différences d'effet sur l'environnement peuvent même être évalués sur un bassin versant ou de petites régions.

Conclusion

À la fin 2009, les plans de gestion devront être adoptés au niveau de chaque district hydrographique. Ils définiront les objectifs de qualité et de quantité pour les eaux qualifiées en RNABE (risque de non-atteinte du bon état écologique) et détermineront les dispositions et les programmes de mesures à mettre en œuvre pour atteindre

les objectifs assignés. Pour l'élaboration de ces mesures et notamment celles qui concerneront les zones classées en « zones vulnérables nitrates » et celles où les risques de non-atteinte du bon état écologique (pour la partie chimique) sont forts, le guide, dont cet article décrit les spécifications, pourrait s'avérer être un outil adapté à l'évaluation ex-ante de différents scénarii.

La démarche proposée, en combinant des regards différents sur les mesures (efficacité environnementale, conséquences économiques et acceptabilité par les agriculteurs) offre des perspectives nouvelles en matière de décision, dans la mesure où l'analyse tridimensionnelle œuvre dans le sens d'une réelle prise en compte de la diversité des territoires en jeu, d'une meilleure information, et enrichit ainsi les processus de consultation et de concertation.

Au cours du projet AgriBMPWater, la démarche complète a été appliquée sur huit bassins versants, souvent de petite taille (quelques milliers d'hectares), alors qu'aucune information n'était disponible sur ces bassins (sauf deux). Il est bien évident que développer la démarche complète sur une zone donnée sans aucune information préalable est longue, car elle demande une importante acquisition de données, la mise en place de modèles, la concertation entre les différents acteurs.

Construire la grille ne demande pas de réaliser une étude complète à chaque fois ; elle permet de capitaliser, sur une région donnée, les résultats des différentes études réalisées ces dernières années. C'est, de notre point de vue, l'articulation entre les différentes approches et la capitalisation des connaissances locales qui permettra dans quelques années de construire des programmes agri-environnementaux efficaces, cette fois au sens économique du terme. ■

Remerciements

Les auteurs sont reconnaissants du soutien financier de l'Union européenne à travers le projet AgriBMPWater (EVK1-CT-1999-00025).

 Le collectif auteurs

Nadine Turpin : INRA-ESR Rennes et Cemagref, UMR Métafort, 24 avenue des Landais, BP 50085, 63172 Aubière Cedex.

Ramon Laplana, Jean-Marie Lescot, Laurent Piet, Frédéric Zahm : Cemagref, UR Aménités et dynamiques des espaces ruraux, 50 avenue de Verdun, Gazinet, 33612 Cestas Cedex.

Thierry Bioteau, Paul Bordenave : Cemagref, UR Gestion environnementale et traitement biologique des déchets, 17 avenue de Cucillé, CS 64427, 35044 Rennes Cedex.

Minna Kaljonen, Ilona Bärlund, Sirkka Tattari : Finnish Environment Institute, Impacts Research Division, PO Box 140, Kesäkatu 6, 00251 Helsinki, Finlande.

Peter Strauss, Franz Feichtinger : IKT, Institute for Land and Water Management Research, Petzenkirchen, Pollnbergstrasse 1, 3252 Petzenkirchen, Autriche.

Antonio Leone, Giulia Benigni, Maria Nicoletta Ripa : Università della Tuscia, Istituto di Genio Rurale, Via S. Camillo de Lellis, 01100 Viterbo, Italie.

Monica Garnier, Antonio lo Porto : IRSA, Istituto di Ricerca Sulle Acque, Reparto Sperimentale di Bari, Via De Blasio 5, 70123 Bari, Italie.

Philippe Bontems : INRA, Chemin de Borde Rouge, BP 27, 31326 Castanet Tolosan Cedex.

Gilles Rotillon : université de Paris-X Nanterre, 200 avenue de la République, 92001 Nanterre Cedex.

Randel Haverkamp : université Joseph Fourier, LTHE, BP 53, rue de la Piscine, 38041 Grenoble.

François Birgand : Cemagref, UR Hydrosystèmes et bioprocédés, Parc de Tourvoie, BP 44, 92163 Antony Cedex.

Ole-Martin Eklo : Norwegian Crop Research Institute, Plant Protection Centre, Høgskolevn, N-1432 Aas, Norvège.

Eirik Romstad : AUN, Department of Economics and Social Sciences, PO Box 5033, Taarnbygningen, N-1432 AasNorvège.

Résumé

Pour élaborer des programmes de restauration de la qualité de l'eau tels que prévus par la Directive cadre européenne sur l'eau, les décideurs locaux sont amenés à promouvoir des modifications de pratiques agricoles, souvent prédéfinies par des techniciens. La question qui se pose est de choisir les modifications les mieux adaptées aux problématiques locales. En appui à ce processus de décision, une grille d'analyse a été élaborée dans le cadre du projet européen AgriBMPWater (5^e PCRD). Son originalité est de permettre, aux échelles de gestion des processus, une comparaison entre les « bonnes pratiques agricoles » sur les plans de l'efficacité environnementale, des coûts économiques induits et de leur acceptabilité. Cet article présente les étapes et méthodes de la démarche, les outils et leurs spécifications techniques et illustre avec quelques résultats l'outil développé et les clés pour leur interprétation.

Abstract

To design the restoration plans requested by the EU Water Framework Directive, local regulators need to implement technically designed modifications of farming practices. Their main interest relies on the determination of which modifications are the most appropriate to the local conditions. To help this decision process, a selection grid has been built within the AgriBMPWater project (5th RTD Framework Program). The main interest of this grid is to allow the comparison of different "best management practices" regarding their environmental effectiveness, the associated costs and their acceptability. This paper presents the different steps of the method, some tools that have been used and their technical requirements, illustrates with some results the integrated tool that has been developed and provide keys for interpretation.

Bibliographie

- ARNOLD, J.-G., NEITSCH, S.-L., KINIRY, J.-R., WILLIAMS, J.-R., 2001, *Soil and Water Assessment Tool – theoretical documentation*, Grassland, soil and water research laboratory, ARS, Temple, Texas, 340 p.
- BONNIEUX, F., DUPRAZ, P., RETIÈRE, C., 2001, Farmer's supply of environmental benefits, in Erling Vardal (Ed.) *Multifunctionality of Agriculture*, Seminar Proceedings February 16-18, Department of Economics of the University of Bergen – Research Council of Norway, p. 105-133.
- BONTEMS, P., ROTILLON, G., TURPIN, N., 2005, Self-selecting agri-environmental policies with an application to the Don watershed, working paper INRA-ESR Rennes 04-02, *Environmental and Resource Economics*, n° 31, p. 275-301.
- BORDENAVE, P., SERRAND, P., BIOTEAU, T., 2001, *Pratiques agricoles durables et qualité des eaux dans le bassin versant expérimental de la Fontaine du Theil. Volet azote, phosphore*, MES, Cemagref, 35 p.
- DEFFONTAINES, J.-P., BROSSIER, J., BENOIT, M., CHIA, E., GRAS, F. et al., 1993, *Agricultural practices and water quality: a research-development project*, *System studies in agriculture and rural developments*, INRA, Paris, p. 32-61.
- FEICHTINGER, F., 1996, Simulation of the soil water balance and nitrogen dynamic by STOTRASIM for irrigated maize, conference ICID/CIID-Workshop on Crop-Water-Environment Models, Cairo, Egypt, September 1996, p. 150-162.
- HAVERKAMP, R., 2002, POWER a new approach of watershed modelling, conference invited by Griffin University, Brisbane (Australia), 6-12 February 2002.
- HUTKA, R., LAITINEN, T., HOLMBERG, M., MAUNULA, M., SCHULTZ, T., 1996, Happamien sulfaattimaiden ioni-virtausmalli HAPSU, Title in English: *Ionic flow model for acid sulphate soils HAPSU* (in Finnish), Suomen ympäristö, n° 8, 154 p.
- Instance nationale d'évaluation du contrat territorial d'exploitation, 2003, *Le programme CTE*, Rapport d'évaluation.
- LAPLANA, R., TURPIN, N., KALJONEN, M., STRAUSS, P., BÄRLUND, I., BENIGNI, G., BIOTEAU, T., BIRGAND, F., BONTEMS, P., BORDENAVE, P., EKLO, O.-M., FEICHTINGER, F., GARNIER, M., HAVERKAMP, R., LEONE, A., LESCOT, J.-M., PORTO, A.-L., PIET, L., RIPA, M.-N., ROMSTAD, E., ROTILLON, G., TATTARI, S., ZAHM, F., 2004, *Guidelines to compare BPAs at watershed scale – Concepts, Methods, Demonstration, Implementation*, FP5 AgriBMPWater project, Bordeaux.
- LEONARD, R.-A., KNISEL, W.G., STILL, D.-A., 1987, GLEAMS: groundwater loading effects of agricultural management systems, *Trans. ASAE*, 30(5), p. 1403-1418.
- MORGAN, R.-P.-C., QUINTON, J.-N., SMITH, R.-E., GOVERS, G., POESEN, J.-W.-A., AUERSWALD, K., CHISCI, G., TORRI, D., STYCZEN, M.-E., 1998, The European soil erosion model (EUROSEM): a dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments, *Earth Surface Processes and Landforms*, n° 23, p. 527-544.
- MORRIS, C., POTTER, C., 1995, Recruiting the new conservationists: farmers' adoption of agri-environment schemes in the UK, *Journal of Rural Studies*, n° 11, p. 51-63.
- OCDE, 2003, *Voluntary Approaches for Environmental Policy – Effectiveness, Efficiency and Usage in Policy Mixes*, Paris.
- PIERCE, M., 1998, *Computer-based models in integrated environmental assessment*, report produced for the European Environment Agency, AEA Technology, Warrington.
- PRATO, T., 1999, Multiple Attribute Decision Analysis for Ecosystem Management, *Ecological Economics*, 30(2), p. 207-222.
- RUTTAN, V.-W., 1996, What happened to Technology Adoption-Diffusion Research ?, *Sociologia Ruralis*, vol. 36, n° 1, p. 51-73.
- TURPIN, N., BONTEMS, P., ROTILLON, G., 2004, Lutte contre la pollution diffuse sur un bassin versant d'élevage : comparaison d'instruments de régulation en présence d'asymétries d'information, *Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales*, n° 72, p. 6-31.
- VANSLEMBROUCK, I., VAN HUYLENBROECK, G., VERBEKE, W., 2002, Determinants of the willingness of Belgian farmers to participate in Agri-environmental measures, *Journal of Agricultural economics*, 53 (3), p. 489-511.