

2.3. Adaptations socio-économiques au risque de sécheresse

Alban Thomas (INRA, Toulouse), **Sophie Allain** (INRA Paris – ENS de Cachan), **Jean-Pierre Amigues** (INRA, Toulouse), **Bernard Barraqué** (CNRS – Ecole nationale des ponts et chaussées, Marne-la-Vallée), **Stéphane Couture** (INRA, Nancy), **Arnaud Reynaud** (INRA, Toulouse)

Ce chapitre contient un aperçu des différentes voies envisageables (et utilisées en pratique) de lutte contre les conséquences de sécheresses, par les acteurs socio-économiques impliqués. En premier lieu et de façon relativement naturelle, nous présentons les stratégies à l'échelle de l'exploitation, qui mobilisent en particulier la modification du niveau requis des facteurs de production (y compris l'eau), mais également la modulation des surfaces cultivées entre les différentes productions (en fonction de leur sensibilité au stress hydrique par exemple). Les épisodes de sécheresse étant des événements aléatoires, un détour par une analyse du comportement du producteur vis-à-vis du risque est un préalable indispensable. Dans une deuxième partie, nous discutons des assurances sécheresse comme une option intéressante mais dont l'application à la France soulève un certain nombre de questions relatives notamment à la nature du risque encouru. Les exemples américain et espagnol sont brièvement discutés. Ensuite, ce chapitre s'attache à présenter, dans la section 2.3.3., les actions collectives comme des options intéressantes à un niveau plus agrégé (le bassin versant, par exemple). Les cas de l'Australie et de la Californie sont présentés en détail, avec une attention particulière à la performance attendue des instruments envisagés (contrat, etc.) et aux difficultés de mise en place de ces mesures décentralisées.

2.3.1. Adaptation socio-économique à l'échelle de l'exploitation

Nous discutons dans cette partie des stratégies pouvant être conduites par les exploitants agricoles, de façon à gérer au mieux l'incidence d'une sécheresse sur leurs résultats économiques. On parlera donc ici de stratégies privées, faisant intervenir des décisions en termes de pratiques agricoles et culturales, d'assolement, etc., par opposition aux politiques publiques et aux modes de gestion ou stratégies collectives d'acteurs. Un aspect essentiel de la question relative à l'adaptation socio-économique des exploitations réside bien entendu dans le degré de flexibilité induit par les choix technologiques. Nous commençons donc par présenter l'analyse micro-économique traditionnelle en matière de production.

Mentionnons tout d'abord qu'une distinction importante sera effectuée dans le texte entre deux types de comportement : les exploitants peuvent être neutres ou averses au risque (riscophobes). Dans le premier cas, l'exploitant cherchera à maximiser l'espérance de profit, calculée à partir d'une certaine fonction de probabilité sur les événements aléatoires (la température, les précipitations, l'intrusion de ravageurs des cultures, etc.). Dans le second cas, l'exploitant aura comme fonction objectif l'espérance de l'utilité du profit. Nous détaillerons le cas de l'exploitant averse au risque dans la section portant sur l'assurance.

2.3.1.1. Le manque d'eau : la nécessaire analyse (micro-)économique

L'eau d'irrigation appartient à un ensemble de facteurs de production (inputs) liés entre eux par la définition d'une technologie de production. L'eau d'irrigation peut *a priori* être considérée comme n'importe lequel des inputs nécessaires (à des degrés divers) à l'obtention d'un rendement de la culture, mais ce facteur a clairement pour particularité un degré de substitution quasi-parfait avec des apports d'eau "naturels" (via l'eau de pluie). Cependant, le caractère aléatoire de la distribution des précipitations empêche la définition d'une frontière de production déterministe (le rendement maximal certain que l'on peut atteindre étant donné une combinaison donnée des inputs).

Le problème de production s'écrit formellement comme suit. Soit Q le niveau de rendement, obtenu à partir d'un ensemble (vecteur) de n intrants noté $x = (x_1, x_2, \dots, x_n)$, via une technologie (fonction de production) $Q \leq f(x)$. Pour un niveau de rendement prédéterminé, correspondant à la frontière d'efficacité $\bar{V}(Q) = \{x \text{ tel que } Q = f(x)\}$, le taux marginal de substitution technique entre x_i et x_j est donné par :

$$\frac{\partial x_i}{\partial x_j} = - \frac{\partial f(Q) / \partial x_j}{\partial f(Q) / \partial x_i}.$$

La mesure de la substitution technique entre deux facteurs de production est nécessairement positive, dans la mesure où les productivités marginales le sont. La mesure de courbure de l'isoquante (élasticité de substitution) est donnée par

$$\frac{\Delta k}{\Delta t} \times \frac{X/E}{f_E/f_X}, \quad \text{où} \quad \frac{\Delta k}{\Delta t} = \frac{d(E/X)}{d(f_X/f_E)}.$$

Les élasticités de substitution renseignent sur les possibilités de réaliser un objectif de rendement en palliant par exemple la diminution du niveau d'un intrant (en cas de restriction ou de hausse de son prix), par l'augmentation de la quantité de l'autre facteur de production. Dans la pratique, il existe la plupart du temps plus de deux intrants significatifs (dont la variation entraîne une modification du niveau de production), et le caractère positif de la substitution n'est plus automatique (voir Chambers, 1988). Il n'existe malheureusement pas d'études à grande échelle sur les possibilités de substitution entre facteurs y compris l'eau d'irrigation dans le cas de la France. Le plus souvent, les intrants sont en nombre très limités (par exemple, engrais, semences, travail, capital) et des contraintes fortes sont imposées à la technologie par la spécification du modèle de production (technologie Cobb-Douglas par exemple, voir Chambers, 1988 ; Just et Pope 1979).

Dans le cas de la production agricole par exemple, on conçoit aisément que des facteurs de production tel l'azote et l'eau sont plus complémentaires que substitués. Il importe dans notre cas de considérer l'apport d'eau total nécessaire aux cultures comme la somme de deux variables : l'eau d'irrigation, contrôlée par le producteur, et l'eau provenant des précipitations (exogène). Dans la mesure où les précipitations ne sont pas du ressort de l'exploitant, ce facteur ne serait pas *a priori* considéré de la même façon que les autres composantes du vecteur x . Les précipitations agiraient plutôt comme une variable conditionnant les rendements agricoles, dont les niveaux sont modulés par les décisions de production (utilisation des intrants). Il n'en demeure pas moins que, le niveau des précipitations affectant de façon non ambiguë l'usage des intrants (l'eau d'irrigation en particulier), les deux sources d'eau à usage agricole peuvent éventuellement être considérées comme des facteurs de même nature, du point de vue de la technologie de production. Ceci n'est vrai que si, comme pour les facteurs de production sous le contrôle de l'exploitant, on peut raisonnablement supposer que le niveau des précipitations est connu avec précision, de façon à faire jouer en toute connaissance de cause les relations de substitution ou de complémentarité entre les facteurs de production.

Nous introduisons à présent le problème d'un niveau de précipitations aléatoire. Considérons tout d'abord pour simplifier le cas d'une seule production. Le problème du producteur neutre au risque est de maximiser son profit espéré par rapport au niveau des intrants. Si l'on suppose de plus que les prix sont connus avec certitude et que l'aléa est unique (le niveau des précipitations par exemple), le profit espéré s'écrit :

$$\max_{x_1, \dots, x_n} E(\Pi) = pE[Q(x, \varepsilon)] - rx, \quad x_i \geq 0, \quad \forall i = 1, 2, K, n,$$

où p est le prix de production, r le vecteur de prix unitaires des intrants, et ε est la variable aléatoire associée au risque de production. L'espérance est prise par rapport à la distribution statistique du seul terme aléatoire ε . La solution de ce problème est donnée par le système suivant :

$$\frac{r_i}{r_j} = \frac{\partial E[Q(x, \varepsilon)] / \partial x_i}{\partial E[Q(x, \varepsilon)] / \partial x_j}, \quad i, j = 1, 2, K, n,$$

soit l'égalité entre le rapport des prix unitaires et les productivités marginales espérées des intrants correspondants. La frontière d'efficacité, définie plus haut comme le lieu de production maximale pour une combinaison de facteurs donnée, devient ici un concept en espérance. La distinction entre les facteurs de production "marchands" (dont le coût est connu) et les précipitations dont le coût unitaire est supposé nul (en négligeant les coûts de transfert éventuels) apparaît clairement à présent ; une modification dans le niveau attendu des précipitations déplacera la frontière d'efficacité espérée, et les facteurs x devront s'ajuster sur un nouveau point d'équilibre. Dans le cas d'intrants complémentaires,

la demande en eau d'irrigation augmentera en cas de sécheresse attendue, ce qui pourra entraîner par exemple une augmentation de la demande en énergie (pompage). Ou bien, dans le cas de facteurs de production substitués, le travail peut diminuer avec l'augmentation de l'eau d'irrigation.

Considérons à présent le problème étendu à celui du choix simultané de la combinaison d'intrants et des surfaces à allouer à chaque culture. Les variables de contrôle du producteur sont la combinaison d'intrants à associer à chaque culture, et la proportion de terre arable à affecter à chaque culture. La solution optimale revient à procéder en deux étapes : 1) déterminer tout d'abord la combinaison optimale d'intrants pour chaque culture (comme dans le cas d'une production unique) ; 2) étant donné la solution trouvée en 1), maximiser le profit total par rapport à la proportion de surface allouée à chaque culture. Ce mode de résolution nécessite cependant de supposer l'absence de relations de "jointure" (jointness) entre les intrants (le facteur travail ou capital en particulier). La deuxième étape peut, de plus, faire intervenir une valorisation différenciée du facteur terre via l'introduction de subventions publiques associées à la surface (primes PAC).

Formellement, le problème du producteur neutre au risque s'écrit :

$$\max_{x,l} \Pi = \sum_{c=1}^C \left\{ l_c \left[p_c Q_c(x_c, l_c, \varepsilon) + \tau_c - \sum_{j=1}^n r_j x_{cj} \right] \right\}, \quad \sum_{c=1}^C l_c = L,$$

où Π est le profit du producteur, p_c , Q_c et τ_c représentent respectivement le prix de production, le rendement et le taux de subvention à l'hectare pour la culture c ; l_c , x_{cj} et r_j dénotent la surface allouée à la culture c , le niveau de l'intrant j utilisé pour obtenir le rendement Q_c et le prix unitaire de l'intrant j . La surface totale est notée L . Comme précédemment, ε est la variable aléatoire associée au risque de production. Les composantes x_{cj} sont regroupées, pour la culture c , dans le vecteur d'intrants x_c . La résolution du système ci-dessous fournit les solutions en termes d'allocation des surfaces et de combinaison d'intrants :

$$\begin{cases} l_c p_c E \frac{\partial Q_c(x_c, l_c, \varepsilon)}{\partial l_c} + \left[p_c E Q_c(x_c, l_c, \varepsilon) + \tau_c - \sum_{j=1}^n r_j x_{cj} \right] - \lambda = 0, & c = 1, 2, \dots, C, \\ l_c \left[p_c E \frac{\partial Q_c(x_c, l_c, \varepsilon)}{\partial x_{cj}} - r_{cj} \right], & j = 1, 2, \dots, n, \quad c = 1, 2, \dots, C, \end{cases}$$

où λ est le multiplicateur associé à la contrainte sur la surface totale.

Une version simplifiée du modèle ci-dessus revient à considérer des fonctions de rendement Q_c constantes par culture, et à remplacer le coût associé aux facteurs de production variables par un agrégat dépendant de façon non linéaire de la surface l_c . C'est l'approche de la PMP (Programmation Mathématique Positive), utilisée par Gohin et Chantreuil (1999), et Buisson (2005), avec l'hypothèse de coût quadratique : $\sum_{j=1}^n r_j x_{cj} = b_c l_c^2$, où b_c est un paramètre dépendant de la culture. Le problème ci-dessus devient alors :

$$\max_{\{l_c\}} \Pi = \sum_{c=1}^C \left[l_c (p_c Q_c + \tau_c - b_c l_c) \right], \quad \sum_{c=1}^C l_c = L.$$

Notons qu'une version étendue du modèle de PMP permet d'incorporer un facteur prenant en compte l'aversion du producteur vis-à-vis du risque. Un critère minimisant le risque de production total tout en maximisant le profit est envisageable, sous des hypothèses parfois peu réalistes mais aisément transposables sur les préférences des exploitants face au risque.

2.3.1.2. De l'importance du timing de l'irrigation

Le problème est différent selon que l'on considère un irrigant éventuel ou un irrigant systématique. Dans le premier cas, l'irrigation de complément est déclenchée en cas de sécheresse si les ressources sont disponibles sans coût excessif ni restriction (peu probable, vue la définition de la sécheresse). On peut penser qu'un irrigant éventuel, étant moins tributaire de l'irrigation, sera doté de possibilités de substitution supérieures avec d'autres intrants (mais pas avec l'eau provenant des précipitations), mais rien ne permet de l'affirmer. Dans le second cas, celui de l'irrigant systématique, une restriction d'usage ou la hausse du coût de l'eau d'irrigation pénalise *a priori* le système de production plus fortement si la viabilité de ce dernier repose sur un apport d'eau régulier et significatif. Le problème dans tous les cas, pour un exploitant donné, est de ne pas toujours disposer d'une flexibilité suffisante dans la gestion de son plan de production. Si la sécheresse est "ponctuelle" et non chronique (ou tendancielle), considérée comme un événement purement aléatoire sur lequel le producteur n'a pas de contrôle, il n'y a pas de raison de modifier les assolements initialement prévus, ni les actions antérieures en début de saison agricole (fertilisation, travail du sol, etc.). Par contre, la réaction à la sécheresse passera par un ajustement des facteurs de production influençant le rendement, consécutivement à l'observation concrète de l'épisode de sécheresse. En fonction de la technologie (fonction de production) caractérisant les possibilités de substitution, cet ajustement pourra être très limité. Si maintenant la sécheresse est perçue comme un événement récurrent (la distribution de la probabilité d'occurrence n'étant pas stationnaire par exemple), alors l'ensemble des décisions (choix des systèmes de culture, proportion des cultures sur les différentes parcelles, choix de la combinaison d'intrants) sera affecté. C'est bien entendu le cas le plus intéressant.

La relation avec la notion de durabilité des exploitations agricoles (ou des systèmes de culture) est immédiate. Un système défini par un ensemble de cultures et de pratiques sera durable (ou une exploitation le pratiquant le sera...) s'il est robuste à une modification plus ou moins persistante des conditions climatiques, économiques, etc. Si par exemple l'exploitation peut résister à un épisode de sécheresse même grave (emprunts, indemnités), elle peut être fragilisée par une série d'épisodes rapprochés, par un effet de cumul.

Considérons tout d'abord le cas d'une sécheresse ponctuelle. Si cette dernière est annoncée ou anticipée avant la décision de production des cultures de printemps (maïs, sorgho, pois de printemps), alors le producteur aura la possibilité de modifier son système de culture en adoptant une production plus économe en eau. Si par contre la sécheresse n'est anticipée ou annoncée qu'après les décisions d'assolement (ou la date de semis), les seules possibilités d'adaptation porteront sur les modifications d'usage des autres intrants variables, dont on a vu que les possibilités de substitution avec l'eau comme facteur limité sont *a priori* très limitées. Dans ce cas, une gestion plus efficace de l'eau d'irrigation est encore envisageable, en jouant sur le nombre de tours d'eau (fractionnement intra-saisonnier des irrigations), le fonctionnement des équipements, etc. Cette politique nécessite vraisemblablement un fort degré de substitution avec un facteur comme le travail (temps passé pour inspecter les parcelles) ou l'énergie (méthodes d'irrigation plus sophistiquées) par exemple. Une gestion plus efficace de l'irrigation est d'autant plus envisageable que l'élasticité de la demande d'eau d'irrigation à son prix est élevée, et que les perspectives de restrictions sont limitées.

En conséquence, l'identification de stratégies de contrôle viables requiert de l'information sur les éléments suivants :

- les élasticités de substitution entre l'eau d'irrigation, les précipitations et les autres intrants ;
- l'élasticité-prix de l'eau d'irrigation ;
- la possibilité d'anticiper correctement un épisode de sécheresse avant les décisions d'assolement ou de semis.

Etant donné les différents types d'irrigants (occasionnels ou systématiques) rencontrés en pratique, il importe d'obtenir une classification des exploitants selon le critère de substitution ou de complémentarité avec les précipitations. De façon relativement naturelle, l'eau d'irrigation pourra être considérée comme un facteur de production complémentaire aux précipitations si l'irrigation est utilisée de façon générale pour des apports occasionnels, au sein d'un système de culture viable sous

de fortes amplitudes climatiques. Au contraire, les précipitations apparaîtront comme un substitut à l'eau d'irrigation dans des systèmes reposant sur une irrigation systématique. On peut ranger dans le second cas des exploitations avec des équipements permanents d'irrigation, alors que des installations mobiles seront associées à la première catégorie. Dans une telle perspective, le facteur de production important est donc le capital d'irrigation, dont le coût d'amortissement est d'autant plus important que l'équipement est fixe (permanent).

En résumé, les possibilités d'action pour un producteur sont :

- modifier les assolements si la sécheresse est anticipée / annoncée à temps, en fonction d'un calcul de rentabilité inter-productions ;
- à assolement fixé, modifier les inputs variables et/ou le mode de fonctionnement des équipements d'irrigation, etc.

L'intérêt de cette partie introductive est de montrer que le contexte économique intégrant notamment les évolutions attendues des politiques agricoles va jouer un rôle important dans les décisions des producteurs en matière d'irrigation. Que ce soit via les indemnités compensatoires (primes à l'hectare) ou par des systèmes de taxation / subvention modifiant les rapports des prix des intrants, les réformes entreprises ou annoncées impactant le secteur agricole vont se traduire par une modification du système de prix auxquels les irrigants font face. En conséquence, une modélisation permettant d'intégrer la représentation de la technologie de production est indispensable au niveau du producteur, pour appréhender les variations attendues de la demande en eau d'irrigation, dans un contexte de pénurie aggravée.

L'analyse micro-économique au niveau de l'exploitation présentée ci-dessus s'attachait à décrire les mécanismes sous-jacents aux décisions de production, en situation d'aléas climatiques. La description des comportements était réalisée sous l'hypothèse que le producteur étant neutre envers le risque, il maximisait son profit espéré. Lorsque l'exploitant agricole est supposé être averse au risque, une conséquence importante est que les choix de production sont distordus en fonction de l'intensité du risque et de l'aversion du producteur par rapport à ce risque. A la différence avec le cadre d'analyse précédent, le producteur cherchera maintenant à se prémunir contre les conséquences du risque dans son activité de production : soit en adoptant des stratégies de limitation du risque, soit en ayant recours à une assurance spécifique si elle existe. Nous présentons tout d'abord une analyse économique du risque, avant de discuter des systèmes d'assurance sécheresse.

2.3.1.3. Evaluation économique du risque

L'activité agricole se caractérise par une forte exposition au risque. Deux principales catégories de risques affectent la production agricole. La première est constituée par les **risques de production**, souvent relatifs au climat (précipitations excessives ou insuffisantes, grêle, températures extrêmes¹) et mesurés par la variabilité des rendements (qui diffère pour une culture donnée d'une région à l'autre en fonction du climat, du type de sol et des méthodes de production). Ces risques de production peuvent ainsi être mesurés au niveau d'une exploitation, d'une région ou d'un état, et regroupent également les risques sanitaires (maladies végétales, ravageurs, micro-organismes, résidus...) qui, à la différence des aléas climatiques, sont en grande partie maîtrisables par l'agriculteur.

La seconde catégorie concerne les **risques de prix** (chute des prix de l'output et forte augmentation des prix des facteurs de production), mesurés par la variabilité des prix (contrairement aux rendements, les prix sont généralement fortement corrélés entre différentes régions). D'autres types de risques secondaires sont aussi répertoriés : les risques personnels (relatifs aux décès, aux maladies ou incapacités éventuelles des exploitants agricoles) ; les risques de l'actif (risque de vol, d'incendie touchant l'équipement, le matériel et les bâtiments agricoles utilisés pour la production) ; les risques institutionnels (changement de politique agricole ou de politique environnementale, ces politiques

¹ La grêle et le gel sont, sans conteste, les deux aléas les plus redoutés dans les filières végétales.

affectant la production et de ce fait le résultat financier de l'exploitation agricole ; le risque de rupture d'un contrat...) qui regroupent les risques environnementaux et émergents liés à l'évolution des techniques et systèmes de production, les risques juridiques comme l'instauration d'une responsabilité du fait des produits défectueux, et les risques liés à l'application du principe de précaution (mises sous séquestre d'exploitations qui ne sont pas à l'origine du risque...) ; et enfin les risques financiers (accroissement du coût du capital, liquidité insuffisante).

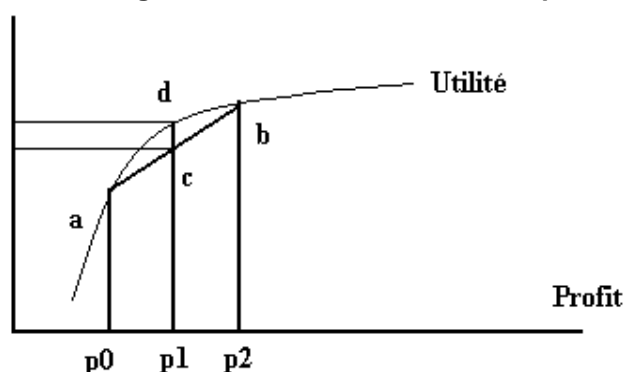
Ces différents risques sont souvent corrélés les uns aux autres ² et ont tous un effet, à des degrés divers, sur la situation financière de l'exploitation agricole.

Les exploitants agricoles ne connaissent pas parfaitement la situation dans laquelle ils effectuent leurs choix. Cette connaissance imparfaite du futur confère à leurs revenus un caractère incertain résultant en des pertes qui affectent négativement leur bien-être. Tous les producteurs agricoles n'ont pas le même comportement face au risque et cette différence correspond à des degrés différents d'aversion pour le risque. Les progrès récents de la théorie de la décision en univers risqué (Eeckhoudt et Gollier, 1992) ont montré l'importance des préférences vis-à-vis du risque et ont prouvé que le comportement riscophobe d'un exploitant agricole peut le conduire à une allocation de ses ressources inefficace, par conséquent à un niveau de bien-être sous-optimal (Brink et McCarl, 1978 ; Binswanger, 1980 ; Hazell, 1982 ; Babcock, 1992 ; Feinerman et Finkelshtain, 1996).

Comment caractériser cette aversion ? Les goûts des agriculteurs sont en général représentés par leurs préférences et donc par leur fonction d'utilité. La fonction d'utilité reflète les préférences de l'agent et ses attitudes face à une situation risquée. Elle permet d'introduire la diversité des comportements des agents face au risque. Elle ramène les études des décisions individuelles rationnelles à des programmes de maximisation sous contraintes (voir l'Annexe pour une présentation plus détaillée du critère d'espérance d'utilité).

Il y a équivalence entre aversion au risque et concavité de la fonction d'utilité. Plus un exploitant est averse au risque, plus sa fonction d'utilité sera concave ; au contraire, plus la fonction d'utilité sera proche d'une droite (cas linéaire), plus le producteur sera neutre au risque. Dans la figure ci-dessous, P0 est le profit dans la situation la plus défavorable, P2 celui dans la situation la plus favorable. A ces deux valeurs correspondent les points *a* et *b* de l'utilité. La moyenne des deux niveaux de profit P0 et P2 vaut P1, le profit intermédiaire, avec comme niveaux d'utilité associés *c* et *d*. Le point *c* correspond à la moyenne des niveaux d'utilités associés aux profits P0 et P2, alors que le point *d* correspond à l'utilité associée au profit moyen (P1). On voit bien qu'avec une fonction d'utilité concave, l'utilité de l'espérance du profit (point *d*) est supérieure à la moyenne des utilités des profits individuels (point *c*).

Figure 1. Utilité et aversion au risque



Les préférences au risque sont définies par les propriétés de la fonction d'utilité caractéristiques de son comportement face au risque. La fonction d'utilité correspond à un comportement d'aversion au risque, neutre au risque, preneur de risque si la prime de risque, si elle existe, est strictement positive, nulle,

² Par exemple, imposer des restrictions environnementales a un impact sur le risque de production ou le risque institutionnel d'un changement de soutien au prix a une influence sur le risque de prix.

strictement négative respectivement. Il existe une équivalence parfaite entre le signe de la prime de risque et la caractérisation des préférences. Cette parité fait l'intérêt du concept de prime de risque que nous présentons dans l'encadré 1.

Encadré 1. La prime de risque

La notion de prime de risque peut être formalisée à l'aide de l'exemple suivant : supposons un exploitant agricole ayant une richesse initiale W_0 qui décide de récolter une culture risquée de rendement aléatoire \tilde{x} ayant une fonction de répartition $F(x)$.

Un exploitant agricole rationnel, avec une fonction d'utilité strictement croissante $U(\cdot)$ décidera de récolter cette culture si $U(W_0) < EU(W_0 + \tilde{x})$ où E est l'indicateur de l'espérance mathématique de l'aléa. Si l'exploitant agricole est confronté à ce choix, quel est alors son équivalent certain ? On s'interroge alors sur le niveau certain de richesse, \bar{W} , qui est capable de lui fournir la même satisfaction : $U(\bar{W}) = EU(W_0 + \tilde{x})$. L'agriculteur apparaît alors indifférent entre une richesse de \bar{W} obtenue avec certitude et la situation risquée composée de W_0 accompagnée de \tilde{x} .

La prime de risque découle très naturellement de l'équivalent certain. La prime de risque est définie comme le montant monétaire maximum, P , que l'agriculteur serait prêt à sacrifier pour éviter la culture risquée, ou, en d'autres termes, c'est le montant monétaire que l'agriculteur est prêt à payer pour recevoir le profit espéré maximum de la culture risquée au lieu de supporter le risque de récolter cette culture directement, ce qui se traduit techniquement par la relation suivante :

$$U(W_0 + E(\tilde{x}) - P) = EU(W_0 + \tilde{x})$$

Par conséquent, le lien entre la prime de risque et l'équivalent certain est immédiat : $P = W_0 + E(\tilde{x}) - \bar{W}$. $E(\tilde{x})$ est l'espérance mathématique du rendement de la culture. $W_0 - \bar{W}$ s'interprète comme le prix de vente du risque qui correspond à l'idée d'assurance puisque l'agriculteur se débarrasse d'un risque initialement détenu contre une somme d'argent. Lorsqu'il y a neutralité au risque, le prix de vente du risque est égal à son espérance mathématique $W_0 - \bar{W} = E(\tilde{x})$; la prime de risque est nulle. Il y a aversion au risque si $P > 0$. En effet, dans ce cas, le prix de vente du risque est inférieur à son espérance mathématique $W_0 - \bar{W} < E(\tilde{x})$ et donc inférieur au prix de vente du risque résultant de la neutralité au risque. L'agriculteur n'apprécie pas alors le risque puisqu'il se contente d'un prix inférieur pour s'en défaire.

Par l'approximation d'Arrow-Pratt, il est facile de montrer que la prime de risque est constituée par le produit de deux éléments facilement interprétables : un indicateur du risque et une mesure d'aversion au risque. Depuis très longtemps, le risque a été souvent représenté par la notion de variance (variance des rendements de la culture par exemple). Il est montré que considérer seulement la moyenne ou la variance du rendement de la culture pour étudier les plans de décision optimaux des producteurs n'est pas suffisant, car des moments (de la distribution statistique) plus élevés peuvent affecter leurs décisions. C'est pourquoi la théorie préconise le critère de l'espérance d'utilité de la richesse finale ; il apparaît alors que la variance n'est plus suffisante pour mesurer le risque.

L'aversion au risque peut être mesurée par l'indice local d'aversion absolue au risque, $A_R(W)$, fonction de la richesse de l'agriculteur et défini comme $A_R(W) = -\frac{U''(W)}{U'(W)}$. Cet indice traduit

l'allure de la fonction d'utilité. Plus cet indice est élevé, plus l'exploitant agricole est riscophobe. Lorsque la richesse de l'agriculteur augmente, il est admis que ce dernier redoute moins le risque considéré. En termes techniques, cette hypothèse nous indique que $A_R(W)$, et donc, la prime de risque, est une fonction non croissante de la richesse.

Plusieurs études théoriques et empiriques (Binswanger, 1980 ; Bar-Shira, Just et Zilberman, 1996) mettent en évidence que les agriculteurs présentent de l'aversion au risque. L'omission des préférences vis-à-vis du risque des producteurs agricoles, dans l'analyse de leurs décisions, peut conduire à des résultats biaisés (Hennessy et Rosen, 2003 ; Babcock et Hennessy, 1996 ; Ramaswani, 1992 ; Babcock, 1992 ; Leathers et Quiggin, 1991). Certaines études supposent une neutralité au risque de l'agriculteur ou spécifient une fonction d'utilité à aversion au risque absolue constante, ce qui implique qu'il n'y a pas d'effet richesse³. Cette forme est vivement critiquée car il est admis que des niveaux de richesse plus élevés compensent les besoins de sécurité de revenu de l'exploitant agricole. Ainsi il est montré que, si un facteur de production augmente (diminue) la variabilité des rendements, alors un exploitant agricole risco-phobe utilisera moins (plus) de ce facteur (Pope et Kramer, 1979). Nous faisons ici référence à des producteurs agricoles individuels qui n'ont pas accès au marché boursier pour financer leurs activités. Pour eux, le risque est un paramètre important et le critère d'espérance d'utilité s'impose dans ce contexte.

2.3.1.4. Irrigation et risque de production : analyse empirique des stratégies

Irrigation et technologie de production

Il est naturel de considérer l'eau d'irrigation comme un intrant utilisé de façon combinée avec d'autres facteurs de production (engrais, travail, capital, énergie, semences) pour parvenir à un rendement donné. En ce sens, ce dernier sera une fonction *a priori* concave du volume d'eau utilisé, croissante jusqu'à un certain point et éventuellement décroissante au-delà (pour une irrigation excessive)⁴. Par contre, on oublie souvent que des facteurs de production peuvent être combinés pour répondre, en parallèle, au problème de limitation du risque encouru par l'exploitant. La notion pertinente de risque porte sur l'incertitude liée au profit total, cette dernière pouvant être confondue avec le risque de production si les prix de production et des facteurs sont connus avec certitude. En tout état de cause, si le risque de production n'est pas relié à celui du (ou des) prix (non corrélation des sources de risque), une stratégie unique de contrôle du premier pourra être menée.

Considérons le couple de variables climatiques (température, précipitations) comme un processus aléatoire influençant à la fois le niveau du rendement agronomique et sa distribution (au sens statistique du terme). Dans les modèles les plus simples par exemple, ce processus jouera en même temps sur la moyenne et la variance du rendement, *étant donnés* les facteurs de production utilisés. Une spécification usuelle en économie de la production agricole en présence d'incertitude est par exemple celle de Just et Pope (1978, 1979), qui permet de décrire les choix d'intrants en fonction de leur impact différencié sur le rendement espéré et la variance de ce dernier. Les intrants peuvent être identifiés individuellement comme réducteurs de risque ou à augmentation de risque. Un exploitant averse envers le risque effectuera donc un arbitrage, dans le choix de sa combinaison d'intrants, entre la réduction du risque et la recherche d'un rendement supérieur.

Par exemple, pour la production de maïs et d'avoine aux États-Unis, Just et Pope (1979) concluent que les engrais accroissent la variabilité des rendements. Donc, même si l'utilisation intensive d'engrais accroît l'espérance de production, elle aurait aussi un effet positif sur la variance, ce qui correspond à une augmentation du risque pour les exploitants et donc une diminution de bien-être. Par extension, l'étude des moments d'ordre supérieur permet de caractériser, de manière plus détaillée, les conséquences des pratiques culturales sur la distribution de probabilité des rendements et donc sur le bien-être des agriculteurs. Se pose alors le problème de la justification de la sur-utilisation de certains intrants, et de la rationalité des choix de production.

3 La modification de la richesse de l'agriculteur peut influencer sur son comportement vis-à-vis du risque. Cette influence de la richesse sur les décisions de production varie en fonction des préférences individuelles face au risque. On suppose généralement une aversion absolue décroissante pour le risque (hypothèse DARA), approche couramment utilisée pour modéliser le risque, selon laquelle les individus sont davantage disposés à prendre des risques lorsque leur richesse s'accroît.

4 Si le rendement est toujours non-décroissant pour tout niveau de l'intrant, on a affaire à une technologie "à plateau" (Liebig, Mitscherlich-Baule, etc.)

Une des spécifications les plus couramment utilisées est la Cobb-Douglas (1928). Sa forme log-linéaire est à résidu multiplicatif, le terme d'erreur représentant la composante du rendement non expliquée par les intrants (les chocs climatiques, en particulier). Plus rigoureusement, ce terme d'erreur doit être non-corrélé avec le niveau des facteurs de production (fonction de régression) ; il n'est donc pas pertinent d'inclure dans ce terme d'erreur des éléments aléatoires conditionnant directement le choix des intrants (réalisations observées du climat *ex ante* ou niveau d'azote dans le sol par exemple).

La formulation Cobb-Douglas impose que l'effet marginal des intrants sur la variabilité de la production soit toujours positif. Donc, si on envisage une politique ou une stratégie privée visant à réduire l'utilisation d'eau d'irrigation, une étude basée sur la fonction Cobb-Douglas peut conduire à des conclusions erronées du fait des restrictions découlant de la forme fonctionnelle et notamment de la prise en compte du terme aléatoire. D'après la forme Cobb-Douglas, une réduction de l'utilisation de l'eau d'irrigation entraînerait une réduction de la variabilité de l'output. Cependant, en réalité, on constate le phénomène inverse, l'aspect de sécurité apporté par l'irrigation étant précisément invoqué comme facteur majeur du choix des producteurs. Donc, si on considère que les producteurs sont avertis au risque, la perte réelle de bien-être provenant d'une plus grande variabilité de la production, c'est-à-dire d'un plus fort risque sur le rendement, serait plus importante que celle estimée à partir de la spécification Cobb-Douglas de la fonction de production.

Just et Pope (1979) proposent une formulation de la technologie qui relâche certaines des restrictions imposées par les spécifications traditionnelles : l'effet des intrants sur le niveau de production est déconnecté de celui sur la variance du niveau de production. Ils proposent donc une fonction de production qui comporte deux fonctions, une qui spécifie les effets des inputs sur l'espérance de l'output et l'autre sur la variance de l'output. L'effet sur la variance de l'output ou de celle sur sa productivité marginale est bien déconnecté de l'effet sur l'espérance de production. Cette forme, à erreur additive, bien que plus flexible que les formes à erreur multiplicative, contraint tout de même la forme de la distribution des rendements. Si une étude empirique est destinée à évaluer les performances d'une politique visant à réduire l'utilisation de l'irrigation, il est important de connaître l'effet de cet intrant sur la distribution des rendements. En effet, la connaissance de l'impact de cet intrant sur la variance de la production, mais aussi sur les moments d'ordre supérieur, permet d'accroître l'efficacité d'une telle politique ; l'utilisation de cet intrant peut permettre non seulement d'accroître les rendements en moyenne mais aussi de réduire le risque sur le niveau de production.

Comme réponse à ce problème, Antle (1987) propose une approche économétrique qui vise à expliquer les moments de la distribution de la production par les intrants. Cette méthode nécessite relativement peu de spécifications et donc impose relativement peu de restrictions sur la distribution de la production. Elle permettra ensuite de discuter de la rationalité des comportements des producteurs vis-à-vis du risque. Les croyances des agriculteurs quant aux profits à venir sont décrites par la distribution des profits conditionnelle aux inputs ; la distribution des profits est alors équivalente à une distribution des rendements si les prix de l'output et des facteurs ne sont pas stochastiques. L'idée de Antle est d'approcher la condition de premier ordre du problème de maximisation de l'utilité espérée des producteurs pour faire apparaître des paramètres à estimer interprétables en terme d'aversion au risque.

Les paramètres estimés représentent l'attitude face au risque de l'agriculteur en termes des dérivées de l'utilité espérée, et de manière plus intuitive, les effets de la variation marginale des différents moments sur l'espérance d'utilité. Ainsi, certains mesurent l'effet marginal de la variance, c'est-à-dire de la dispersion des rendements, sur l'espérance de profit, alors que d'autres captent l'effet marginal du moment d'ordre 3, c'est-à-dire de la dissymétrie des rendements sur cette espérance.

Un paramètre associé au moment de 2^e ordre (variance) négatif traduira le désir d'accroître l'espérance d'utilité par la diminution de la variance des rendements. Cette mesure est à rapprocher du coefficient d'aversion pour le risque de Arrow-Pratt (voir Encadré 1).

De même, un paramètre associé au moment de 3^e ordre (asymétrie) positif traduira le désir d'accroître l'espérance d'utilité par l'accroissement du moment d'ordre 3, en se plaçant dans une situation moins

vulnérable vis-à-vis des événements extrêmes défavorables⁵. Cette mesure est à rapprocher du coefficient Downside-risk.

Il n'existe pas à notre connaissance de travaux publiés sur l'estimation de l'aversion au risque des producteurs faisant intervenir l'eau d'irrigation, en France. Les travaux les plus proches sont soit sur le cas français mais n'incluent pas l'eau d'irrigation dans la liste de leurs intrants (Bontems et Thomas, 2000 ; Chavas et Holt 1990, 1997), soit sur des pays étrangers (Belhaj Hassine et Thomas, 2001 ; Groom et al., 2006). Par exemple, Belhaj Hassine et Thomas (2001) trouvent des estimations de 0.314 et 0.228 pour les coefficients d'Arrow-Pratt et de Downside Risk respectivement, et une prime de risque relativement modérée, dans le cas d'irrigants tunisiens. Groom et al. (2006) estiment le modèle d'Antle sur des données chypriotes et des intrants incluant l'eau et les engrais. Ces auteurs trouvent des estimations du coefficient d'Arrow-Pratt de 0,3401 et 0,0726 pour les céréaliers et les horticulteurs respectivement, et un coefficient de Downside Risk de 0,2930 pour les horticulteurs (le paramètre n'est pas significatif pour les céréaliers). Avec ces estimations, les primes de risque relatives (exprimées par rapport au profit moyen) sont estimées à 0,1708 et 0,2216 pour les céréaliers et les horticulteurs respectivement. Bontems et Thomas (2000) estiment le coefficient d'aversion au risque d'une fonction d'utilité DARA (Decreasing Absolute Risk Aversion) et calculent la prime de risque relative à 7,55% du profit moyen, pour les producteurs de maïs américains.

Simulation de la conduite d'irrigation optimale : choix des cultures et impact des politiques publiques

On a développé (Reynaud, 2006) un modèle basé sur le couplage du modèle de cultures STICS avec un simulateur d'optimisation micro-économique. L'outil permet de simuler un calendrier optimal d'irrigation conditionnel à un choix d'assolement optimal, en situation d'incertitude sur le climat se réalisant au cours de la campagne culturale. On a introduit dans ce modèle un scénario de restrictions d'arrosage en cours de campagne d'irrigation intervenant de manière aléatoire. L'anticipation par l'agriculteur de cette possibilité d'interdiction d'arrosage le conduit à adopter des assolements et des calendriers d'irrigation moins vulnérables à ce type de risque. Les simulations effectuées montrent que des restrictions d'arrosage anticipées en amont, avant choix des cultures d'été par l'exploitant, ne se traduiraient que par des baisses de revenus espérés de l'ordre de 5% par rapport à une situation sans interdiction d'arrosage. Ces résultats sont obtenus en supposant que l'exploitant peut combiner substitution par des cultures plus économes en eau des cultures les plus consommatrices et adaptation tactique des arrosages en cours de campagne d'irrigation à matériel donné.

Même s'il ne s'agit là que de simulations qui demandent à être confirmées par des exemples pris en situation réelle, le travail montre l'importance d'une alerte suffisamment précoce si l'on souhaite limiter au maximum les pertes de revenu agricole. Cette alerte devrait s'opérer à deux niveaux. D'une part, les agriculteurs doivent disposer, avant de décider leur assolement en cultures d'été, d'informations les plus fiables possibles en matière de remplissage des nappes et de risques de sécheresse en été. Cet effort d'alerte est maintenant conduit de manière systématique par les pouvoirs publics depuis la sécheresse (malheureusement mal anticipée) de 2003.

Mais l'effort devrait aussi porter sur les calendriers de restriction d'arrosage dès lors que la sécheresse apparaît comme très probable. C'est ici qu'intervient le retour de connaissance concernant les choix d'assolements en cultures d'été des irrigants en réaction à l'alerte sur les réserves disponibles. Sur la base de cette information, les pouvoirs publics peuvent simuler les besoins en eau des agriculteurs et anticiper sur la sévérité des restrictions qu'ils vont devoir mettre en place. Le potentiel d'adaptation stratégique des cultures ayant été d'ores et déjà mobilisé lors de l'alerte avancée, c'est le potentiel d'adaptation tactique qui doit maintenant être favorisé par une annonce précoce du calendrier des restrictions et de leur répartition locale.

⁵ Événements de l'extrémité gauche de la distribution, c'est-à-dire défavorables car caractérisant les niveaux de rendements (ou profits) faibles.

L'annonce précoce des risques de sécheresse et de restrictions à l'irrigation ainsi qu'une systématisation de la collecte d'informations en amont sur les choix de cultures d'été peuvent donc permettre de réduire les pertes de revenus agricoles à des niveaux nettement inférieurs à ceux qui auraient résulté d'interdictions impromptues. Rappelons que néanmoins, là encore, la nature du risque, et donc l'attitude de l'irrigant face au risque, compte. La survenue de la sécheresse restant incertaine (cas de 2006 où un printemps pluvieux a pallié en partie le déficit de recharge hivernale des réserves du sol), l'agriculteur peut aussi opter pour des stratégies volontairement risquées, mettant en place des cultures fortement consommatrices d'eau mais plus rentables selon une logique de loterie, une perte une année donnée pouvant être compensée par des gains plus importants l'année suivante.

2.3.1.5. La valeur de l'information

Dès lors que les décisions de l'agriculteur sont répétées dans le temps (par exemple le choix des différentes quantités d'eau à apporter à chaque période définissant la conduite d'irrigation au cours d'une saison sous des conditions climatiques aléatoires), un facteur supplémentaire affecte sa prise de décision : il s'agit de la valeur de l'information. Avant chaque décision, l'exploitant agricole réalise des anticipations sur les états futurs de la nature (ou par exemple sur la quantité d'eau disponible dans le sol). Le problème de l'agriculteur étant dynamique, au fur et à mesure du déroulement du processus de décision, l'observation de l'état passé fournit à l'agriculteur de l'information sur l'état futur. Cette information peut être intégrée ou pas, du fait du coût de son obtention, dans le programme de décision du producteur agricole. Ainsi sa valeur peut être quantifiée en comparant le programme incorporant l'information⁶ avec celui sans prise en compte de l'information⁷. La valeur de l'information est définie alors comme le montant monétaire certain à ajouter au profit obtenu pour la stratégie en boucle ouverte pour compenser la perte de l'accès à l'information au cours de la période considérée. Elle traduit la valeur monétaire tirée de l'usage de cette information.

Certains auteurs (Zavaleta, Lacewell et Taylor, 1980) ont analysé les effets de l'information relative à la réserve utile du sol ou au climat sur les profits espérés. D'autres comme Bosch et Eidman (1987), Botes, Bosch et Oosthuizen (1995, 1996) se sont intéressés au problème d'évaluation de la valeur de l'information dans le cas de la conduite de l'irrigation en intégrant les préférences de l'exploitant agricole. Ces auteurs cherchent à déterminer le montant que serait prêt à payer l'agriculteur pour obtenir une information plus précise sur la réserve utile du sol, la croissance de la plante et le climat. Ils considèrent pour cela six niveaux d'informations résultant de la combinaison de la connaissance plus ou moins précise de l'état des ces trois variables. Ils quantifient alors, en fonction de l'attitude vis-à-vis du risque de l'agriculteur, la valeur de l'information, au sens où nous l'avons définie précédemment.

Ils montrent que la valeur de l'information est d'autant plus élevée que l'eau pour l'irrigation est limitée et que la capacité de rétention de l'eau par le sol est faible. Ils montrent aussi que le montant que l'agriculteur est prêt à payer pour obtenir une meilleure information dépend de son attitude face au risque et augmente substantiellement si la ressource en eau est limitée. La valeur de l'information varie entre 136 R/ha et 330 R/ha (R étant un revenu de référence) selon le degré d'aversion pour le risque de l'agent, dans un contexte de ressource en eau non limitée. Cette valeur augmente d'environ 49% quand l'offre d'eau est limitée (les auteurs introduisent, dans ce cas, une restriction de 50% du montant de l'eau utilisée par l'agriculteur lorsqu'il n'y a pas de restriction sur l'offre). Les principales limites de leur analyse reposent d'une part, dans l'espace des décisions possibles (qui est très limité) et d'autre part, dans la spécification de la fonction d'utilité (de type exponentiel avec un coefficient d'aversion absolue pour le risque constant avec la richesse).

⁶ Ce programme aboutit à une stratégie dite par induction pour laquelle chaque décision, à un instant donné, est prise en considérant d'une part l'information passée et d'autre part l'observation du système. L'exploitant agricole, supposé décideur bayésien, peut alors, en considérant ces deux éléments, réviser la distribution de probabilités des différents états du système et utiliser cette nouvelle distribution pour définir la séquence de décision optimale pour la période considérée. Cette stratégie est optimale.

⁷ Ce programme donne une stratégie, sous-optimale, dite en boucle ouverte, qui ne tient pas compte de l'information arrivant au cours du temps. L'agriculteur ne modifie pas son plan de décision initialement prévu.

Cette dernière critique a été levée par Bontems et Thomas (2000), en spécifiant une fonction d'utilité à aversion relative au risque constant, mais pour le problème d'application de l'azote par un agriculteur évoluant dans un environnement incertain. Ils cherchent alors à quantifier la valeur de l'information sur l'environnement futur, correspondant à la capacité de l'agriculteur pour utiliser une telle information. Ils montrent l'importance de l'aversion pour le risque ainsi que de la valeur de l'information dans la prise de décision de l'agriculteur. La valeur moyenne de l'information est de 14 dollars par acre, soit environ 12,5% du profit par acre tandis que la prime de risque est évaluée à 2,5 dollars par acre, soit approximativement 7,5% du profit par acre.

Risques, préférences vis-à-vis du risque et information sont les composantes fondamentales déterminant les prises de décisions des exploitants agricoles face à un risque de sécheresse. Ces derniers peuvent soit adopter des stratégies privées de contrôle des risques de production (plus précisément, de contrôle de l'impact de ces risques), soit avoir recours à un système d'assurance (ou fonds de garantie).

2.3.2. Assurances contre la sécheresse

2.3.2.1. Les mesures de couverture privées contre le risque de sécheresse

Les différentes décisions prises par les agriculteurs riscophobes en situation risquée reposent généralement sur un arbitrage entre la recherche d'un revenu supérieur et la réduction du risque subi ou un partage du risque plus élevé. Plusieurs choix de mesures de couverture contre le risque de sécheresse s'imposent alors au producteur agricole. On distingue habituellement les décisions portant sur la gestion de la production, de celles axées sur la gestion des pertes éventuelles subies en cas de sécheresse.

Les décisions relatives à la production conditionnent les revenus tirés de l'activité agricole qui sont affectés par le risque de sécheresse. Elles intègrent les choix concernant la structure culturale de l'exploitation agricole se résumant au choix d'un mode de polyculture qui permet la diversification des productions et, de ce fait, la minimisation du risque, ou d'un mode monoculturel avec un revenu et un risque plus élevés. La sélection de la ou des culture(s) se fera selon leur exposition au risque ou selon leur soutien public ou selon leur rythme de croissance ou selon la structure culturale choisie. Une fois la structure définie, l'agriculteur doit établir une combinaison de facteurs de production afin d'atteindre son objectif de revenu fixé. Les principaux facteurs de production sont l'eau d'irrigation, les engrais, le travail, le capital, l'énergie et les semences.

La relation entre le rendement et les facteurs de production est décrite par la fonction de production. Cette dernière peut être résumée en une relation entre la variable de décision, l'eau d'irrigation, notée, e , un vecteur de variables climatiques (température, précipitations) reflétant l'incertitude, \tilde{c} , et une variable regroupant tous les autres facteurs de production que l'on suppose fixés efficacement, \bar{i} ; elle décrit ainsi une fonction de rendement de la culture : $y = f(e, \tilde{c}; \bar{i})$. Cette fonction est croissante jusqu'à un certain point et éventuellement décroissante au-delà (pour une irrigation abusive).

Une spécification usuelle en économie de la production agricole en présence de risque est celle de Just et Pope (1978). Elle permet de modéliser le fait que certains facteurs de production puissent être utilisés non pas seulement pour augmenter la production mais aussi pour réduire le risque⁸. Les facteurs de production peuvent être identifiés individuellement comme réducteurs de risque ou à augmentation de risque, le rendement marginal du facteur (f_e) variant alors directement ou inversement avec la sévérité du sinistre respectivement. Ainsi plus la sécheresse sera forte plus le rendement marginal de l'eau d'irrigation sera élevé ou faible selon que l'on considère que ce facteur est un intrant réducteur de risque ou à augmentation de risque. Il est clairement admis que l'eau d'irrigation est un substitut aux précipitations. Ainsi plus un exploitant agricole sera averse envers le risque plus il appliquera de l'eau d'irrigation sur sa culture.

Les décisions concernant les pertes dues aux risques regroupent toutes les mesures de couverture et de prévention contre le risque de sécheresse. Distinguons les mesures d'assurance et d'auto-assurance⁹

⁸ L'approche de Just et Pope (1978) est d'utiliser une fonction de production de la forme suivante : $y = h(e) + g(e)\tilde{c}$ où e est le facteur de production (l'eau apportée à l'irrigation) et \tilde{c} la variable aléatoire (les précipitations) affectant la production (le rendement de la culture). Pour des facteurs augmentant le risque (les pesticides par exemple), $\frac{dg(e)}{de} < 0$ tandis que $\frac{dg(e)}{de} > 0$ pour des facteurs réducteurs de risque (l'eau d'irrigation). Cette spécification a été généralisée par ces auteurs à la forme suivante : $y = y(e, \tilde{c})$.

⁹ Ehrlich et Becker (1972) sont les premiers à utiliser les termes d'auto-assurance et d'auto-protection. Le premier est associé à une mesure de couverture contre des risques potentiels alors que le second est associé à une mesure de prévention contre des risques éventuels. L'auto-assurance permet la réduction de l'ampleur des pertes dues à un événement aléatoire tandis que l'auto-protection est un moyen permettant de réduire la probabilité d'occurrence d'un événement aléatoire. Ces auteurs montrent que l'assurance et l'auto-assurance sont des substituts; ainsi lorsque le coût de l'assurance s'accroît, la demande d'auto-assurance augmente tandis que la demande d'assurance baisse. Ils montrent aussi que l'assurance privée et l'auto-

visant à diminuer le niveau des pertes lors d'un sinistre, des mesures d'auto-protection cherchant à diminuer la probabilité d'occurrence d'une sécheresse. Ces différentes notions seront développées ultérieurement.

2.3.2.2. Expériences d'assurances sécheresse

Le contexte français actuel

Depuis la loi du 10 juillet 1964 instituant le régime des calamités agricoles¹⁰, les dommages aux récoltes non assurables¹¹ (autres que ceux causés par la grêle ou la tempête) reconnus calamités agricoles par arrêté ministériel sont pris en charge par le Fonds National de Garantie contre les Calamités Agricoles (FNGCA). Les conditions de mise en application de cette garantie sont des dommages non assurables (inondations, ouragans, avalanches, épizooties, sécheresses), imprévisibles, d'importance exceptionnelle et dus à une action anormale des forces de la nature, et spécifiquement agricoles. Le constat de calamité agricole est défini par arrêté conjoint du ministre de l'Agriculture et du ministre de l'Economie et des Finances, pris sur proposition du préfet après consultation de la Commission nationale des calamités agricoles.

Ce fonds fonctionne comme une assurance obligatoire avec un seuil d'intervention à deux niveaux (perte par nature de la récolte, perte sur la totalité de l'exploitation) et l'application d'une franchise dégressive applicable sur le montant des dommages¹². "En cas de calamité agricole, les dommages sont évalués, pour les récoltes ou cultures, d'après les frais nécessaires pour la remise en culture si celles-ci peuvent de nouveau être réalisées dans des conditions normales de production et de commercialisation et, dans le cas contraire, d'après la valeur marchande qu'auraient eu les produits détruits parvenus à maturité en tenant compte du nombre de récoltes qui ne pourront avoir lieu, l'expertise se faisant au niveau de l'exploitation" (Loi du 10 juillet 1964, art. 7). Le FNGCA est doté par une subvention du ministère chargé de l'agriculture et des contributions additionnelles aux primes d'assurances couvrant les biens et les véhicules des exploitants agricoles.

En février 2005, suite au rapport de Christian Ménard¹³ sur la gestion des risques climatiques en agriculture, né d'une volonté politique de trouver une solution aux risques climatiques sur récolte, et reposant sur des exemples de développement du marché des risques climatiques dans d'autres pays¹⁴ (Espagne, USA), le ministre chargé de l'Agriculture a annoncé le lancement d'une assurance multirisques climatiques pour les cultures, destinée à terme à se substituer à l'indemnisation par le FNGCA. Les contrats d'assurance dommages aux cultures proposés dans ce cadre selon deux types : l'un par culture (totalité de la sole de la culture) et l'autre par exploitation, peuvent bénéficier de subventions de l'Etat. Il s'agit des contrats qui couvrent les cultures de vente (cultures viticoles,

protection sont des compléments. Une augmentation de la productivité de l'auto-protection ou une réduction dans les coûts réels de l'assurance devraient accroître la demande de ces deux mesures.

10 Cette loi définit le dispositif de protection des exploitations agricoles françaises contre les risques climatiques non assurables.

11 La loi vise les dommages matériels causés aux exploitants agricoles par les calamités considérés comme "des dommages non assurables d'importance exceptionnelle dus à des variations anormales d'intensité d'un agent naturel, lorsque les moyens techniques de lutte préventive ou curative employés habituellement dans l'agriculture n'ont pu être utilisés ou se sont révélés insuffisants ou inopérants" (L. no 64-706, 10 juillet 1964, art.2, JO 12 juillet).

12 La procédure d'indemnisation est décrite comme suit. La victime doit adresser une lettre recommandée au maire de la commune, dans les dix jours qui suivent la publication de l'arrêté interministériel au Journal Officiel, et constituer un dossier dans le mois qui suit. Dans les deux mois de la réception des demandes par la direction départementale de l'Agriculture, le préfet adresse un rapport à la Commission nationale des calamités agricoles qui donne son avis sur le pourcentage d'indemnité à accorder en fonction de la nature des dégâts, de leur gravité, sans pouvoir dépasser 75% des dommages.

13 Les principales propositions du rapport Ménard sont de transférer aux assureurs la plus grande partie de la couverture des risques climatiques pour l'ensemble des productions agricoles, en remplacement du FNGCA qui devrait s'effacer progressivement ; trouver un produit d'assurance accessible à l'ensemble des exploitations françaises dans un cadre pérenne pour les agriculteurs et les assureurs ; et couvrir à minima les charges incompressibles de production de l'exploitation.

14 Les systèmes américain et espagnol reposent sur un compromis entre public et privé : les exploitants agricoles sont couverts par des systèmes d'assurance privés pour lesquels l'Etat fixe les conditions d'assurance, verse des subventions aux primes, fournit, partiellement (pour les Etats-Unis) ou en totalité (pour l'Espagne), la réassurance et couvre les frais des compagnies d'assurance (pour les Etats-Unis uniquement).

fruitières arboricoles, céréalières, oléo-protéagineuses, industrielles et maraîchères) contre les risques de grêle, gel, inondation, sécheresse et tempête. Les franchises ne doivent pas dépasser 20% du montant des dommages pour les contrats à l'exploitation et 25% pour les contrats à la culture. Les aides de l'Etat pour ces contrats sont en pourcentage des cotisations pour 2005-2006 (les taux d'aide sont de 30% et 40% pour les contrats à la culture et ceux à l'exploitation respectivement ; une bonification de 5% est accordée aux jeunes agriculteurs) puis sur la base d'un forfait par hectare plafonné en %.

Actuellement, deux compagnies d'assurance, Groupama et Pacifica, proposent des contrats d'assurance multirisques agricoles incluant le risque de sécheresse. L'assurance multirisques couvre les dommages causés à l'ensemble de l'exploitation, c'est-à-dire aux bâtiments désignés dans le contrat y compris ceux à usage d'habitation, à leur contenu (mobilier, matériel agricole...), aux marchandises, aux animaux et aux récoltes.

Les expériences étrangères

Les expériences passées de pays étrangers comme les Etats-Unis et l'Espagne prouvent les limites du système français actuel. Proposé depuis 1938, le dispositif d'assurances agricoles américain comprend aujourd'hui des assurances récoltes (rendement des cultures) et des assurances sur le chiffre d'affaires des producteurs (couple rendement et prix de vente des produits). 75% des agriculteurs américains ont actuellement recours aux assurances récoltes, couvrant près de 80% des superficies assurables¹⁵. Les contrats d'assurance proposés par les compagnies privées sont normalisés et leurs prix fixés selon les productions, les localisations et les niveaux de couverture¹⁶. L'Etat intervient aussi afin de subventionner le montant des primes d'assurances, de couvrir certains frais administratifs des compagnies d'assurance privées et de contribuer à la réassurance. Parallèlement à ce dispositif se greffent des aides exceptionnelles, votées par le Congrès, destinées à couvrir les dommages de grande ampleur ("*disaster payments*") ou compenser des pertes de revenu liées à la baisse des cours de certains marchés ("*market loss programs*"). Ces mesures exceptionnelles ont pour effet de limiter l'intérêt du système actuel d'assurance qui offre les mêmes garanties et de créer une incitation à ne pas s'assurer.

Le système d'assurance espagnol, créé en 1978, repose sur une coordination entre les Pouvoirs publics, les compagnies d'assurance et les agriculteurs. Il est fondé sur l'idée que les risques climatiques se répercutant sur l'activité agricole peuvent être assurés par l'initiative privée, avec l'aide de l'Etat, à condition d'établir préalablement la viabilité technique et actuarielle de leur couverture. Il touche les productions agricoles végétales, animales et forestières. Définis par l'Organisme d'Etat des assurances agricoles ("*Entidad Estatal de Seguros Agrarios*"), les conditions d'assurance et les tarifs, qui sont fixés en fonction des caractéristiques spécifiques de la production et des différentes zones de cultures, sont utilisés de manière générale par toutes les compagnies d'assurance qui opèrent dans le système. Les agriculteurs peuvent souscrire à ces contrats de manière individuelle ou collective. Le coût de l'assurance à payer par l'exploitant agricole est subventionné par les Pouvoirs publics ainsi que par les administrations régionales. En 2004, près de la moitié des agriculteurs avaient souscrit une assurance agricole. L'un des éléments fondamentaux du système est celui de la compensation des risques. Il est obtenu par le fonctionnement des compagnies d'assurance privées en régime de coassurance, à travers la constitution d'un pool appelé "*AGROSEGURO*" ("*Agrupacion Espanola de Entidades Aseguradoras de los Seguros Agrarios Combinados*"). Ce pool élabore les modalités du modèle unique de contrat qui sera utilisé et verse à chaque compagnie d'assurance une commission fonction du nombre de contrats qu'elle a souscrits. Il est réassuré auprès du Consortium de Compensation d'Assurances ("*Consortio de Compensacion de Seguros*"), société étatique ayant sa propre personnalité juridique et soumise à la réglementation juridique privée.

¹⁵ Seules les productions végétales sont assurables, à l'exception des cultures fourragères.

¹⁶ Les termes de l'assurance sont basés sur les références historiques des souscripteurs concernant les rendements et les prix en plus pour les contrats sur le chiffre d'affaires. Les producteurs sont supposés mettre en œuvre de bonnes pratiques culturales sur les parcelles assurées.

2.3.2.3. Les limites des modèles d'assurance classiques

La définition des contrats d'assurance privée couvrant le risque de sécheresse soulève les difficultés suivantes.

! Les risques de sécheresse sont souvent corrélés entre les exploitants agricoles d'une même région. Ils sont caractérisés par de faibles probabilités et des dommages importants. Ils touchent un grand nombre d'exploitations agricoles en même temps qui font alors simultanément une demande d'indemnisation des dommages subis. Ainsi les primes versées ne sont pas toujours suffisantes pour couvrir les pertes réalisées, menaçant ainsi la solvabilité de la compagnie d'assurance émettrice du contrat. La nature systémique de ce risque fait que, s'il n'existe pas de réassurance ou de garantie de l'Etat, les compagnies d'assurance privées proposent alors des contrats d'assurance avec des primes très élevées. Le problème de réassurance, afin de réassurer le risque sur les marchés financiers, ou de diversification s'avère fondamental.

! Afin de définir un contrat d'assurance, la compagnie a besoin d'identifier l'exposition de l'assuré à la sécheresse et de quantifier son impact sur le revenu de l'exploitant agricole. Afin de déterminer le montant des primes, l'assureur doit être capable d'estimer la fréquence de la perte ainsi que sa sévérité. La fréquence des pertes repose sur le calcul de la distribution de probabilités des pertes éventuelles qui est réalisé à partir des données historiques sur les événements climatiques passés. De telles bases de données ne sont généralement pas disponibles. De plus, il existe actuellement une incertitude sur la probabilité d'occurrence d'une sécheresse (l'occurrence d'un sinistre est une double catastrophe pour le producteur agricole : il doit supporter le sinistre d'une part et il va réviser à la hausse la fréquence des sinistres futures d'autre part ; globalement ceci a pour effet d'accroître le risque perçu et d'augmenter la demande d'assurance).

L'estimation des pertes subies lors d'une sécheresse éventuelle est basée sur la connaissance de rendements individuels ou sur des rendements de référence. Pour les risques à faibles probabilités et aux dommages élevés que sont les sécheresses, cette tâche est relativement difficile et nécessite de hauts niveaux d'expertise dans l'ajustement des pertes. Les primes sont de ce fait aussi souvent très élevées et ne sont pas toujours péuniairement supportables pour les exploitants agricoles.

! Il est aussi admis que, lors de l'occurrence d'une sécheresse, le gouvernement met en place un programme de soutien public et financier aux victimes de ce sinistre afin de couvrir leurs dommages subis. Le versement de telles compensations ad hoc après un désastre limite le développement des produits d'assurance privée.

! Les acheteurs potentiels de contrat d'assurance sont myopes et mal ou non informés (sur les probabilités de réalisation d'un sinistre naturel, les pertes éventuelles ainsi que sur les types de mesures de couverture) lors de leur prise de décision d'assurance ou de mesures de protection. Ces effets ont pour conséquence que les exploitants agricoles ne font rien avant l'occurrence d'une sécheresse et plaident pour l'assistance de l'Etat après un tel événement.

! Le modèle d'assurance contre le risque de sécheresse repose sur les conditions météorologiques et non sur des pertes attendues comme il est courant en économie de l'assurance. La sécheresse est un événement relativement rare en comparaison à des risques assurables classiques.

! Sont présents, comme dans les modèles d'assurance classiques, les problèmes de sélection adverse et de risque moral.

Le système privé d'assurances devrait, si le risque peut être quantifié, apporter des garanties contre les aléas naturels. De même, la concentration des compagnies de réassurance devrait aussi faciliter la couverture contre de tels risques. Or ce n'est pas le cas actuellement car d'une part, les assureurs ne sont pas prêts à proposer des contrats d'assurance privée contre le risque de sécheresse et d'autre part les récents épisodes climatiques ont pu renforcer une attitude prudente des assureurs vis-à-vis de tels risques. Cependant différents moyens existent pour les assureurs leur permettant de gérer et de diversifier leur risque :

- Réduire la concentration géographique des zones où les exploitations agricoles sont fortement exposées au risque de sécheresse ;
- Modifier les termes des contrats proposés ;
- Encourager toutes les mesures susceptibles de contribuer à la gestion des risques reposant sur une plus forte responsabilisation des acteurs, sinistrés et assureurs, dans la prévention. Citons toutes les mesures incitatives aux actions d'auto-assurance, actions d'auto-protection et actions d'épargne ;
- Souscrire une réassurance ;
- Utiliser les instruments financiers liés à l'occurrence de catastrophes naturelles : l'exemple des "Cat-bonds" aux Etats-Unis où les investisseurs achètent les titres de dette obligataire d'une compagnie et en échange celle-ci verse un rendement qui compensera l'immobilisation des fonds ainsi qu'une prime de risque correspondant au fait qu'un événement peut se produire ;
- Accroître son capital ;
- Prévoir des réserves catastrophes afin de faire face aux problèmes de liquidité lors de la survenue d'un sinistre.

2.3.2.4. Les autres mesures de couverture contre le risque de sécheresse

Parallèlement aux dispositions traditionnelles entre compagnies d'assurance et de réassurance, se développent de nouveaux produits ou d'autres instruments susceptibles de contribuer à la gestion privée des risques reposant sur une plus forte responsabilisation des acteurs, sinistrés et assureurs, dans la prévention. Citons toutes les mesures incitatives aux actions d'auto-assurance, actions d'auto-protection et actions d'épargne. Les caractéristiques du marché de l'assurance contre ce type de risque peuvent inciter les propriétaires agricoles à se protéger eux-mêmes par des actions d'auto-protection ou d'auto-assurance ou par la création d'épargne de précaution.

Les actions d'**auto-protection** peuvent se traduire en des mesures de diversification qui peuvent porter, soit sur le revenu agricole par le choix d'un panier de cultures plus ou moins risquées, soit sur les sources du revenu total de l'exploitation agricole en multipliant les sources de revenus possibles autres qu'agricoles afin de réduire la variabilité des revenus liés aux risques climatiques.

Les actions d'**auto-assurance** regroupent les activités visant à réduire les pertes en cas de sinistre moyennant un coût. Concrètement il peut s'agir de la construction de petits aménagements (retenues collinaires) afin de pallier une pénurie de la ressource en eau à des moments fondamentaux pour la croissance de la culture et ce afin de réduire les baisses de rendement occasionnées par cette limitation. De même, les exploitants agricoles peuvent se constituer une épargne de précaution afin de faire face aux pertes de revenus éventuelles dues aux événements climatiques de nature exceptionnelle.

2.3.2.5. Commentaires et esquisses de conclusions sur les assurances sécheresse

Il importe tout d'abord d'expliquer pourquoi le risque sécheresse n'est généralement pas assurable (ou alors grâce à de fortes subventions). En effet, on a d'abord affaire à un risque corrélé qui expose les assureurs à des pertes très importantes (contrairement à la grêle qui est un phénomène beaucoup plus localisé). Ensuite, la sécheresse est un phénomène lent et difficilement mesurable (contrairement à la grêle, encore une fois). Il est très difficile d'évaluer les pertes dues à la sécheresse et celles dues à une mauvaise gestion de la part de l'assuré, et les coûts d'expertise sont très élevés. Enfin, pour les cultures irriguées, le manque d'eau pour l'irrigation peut être le résultat d'une décision politique (interdiction d'irriguer), et les assureurs ne peuvent pas couvrir ces aléas.

L'approximation d'Arrow Pratt, telle qu'elle est décrite dans l'encadré 1, semble peu adaptée pour le concept de sécheresse. En effet, cette approximation est valide pour des petits risques, alors que le risque sécheresse est généralement un risque catastrophique.

L'expérience pilote de l'assurance multi risque en France est intéressante, et Groupama et/ou Pacifica assurent aussi les cultures irriguées contre le manque d'eau (dû à l'interdiction d'irriguer par exemple). Cette couverture, qui est à la limite de l'assurabilité, s'inscrit dans un contexte de très forte concurrence entre les deux assureurs.

Les auteurs sont plus réservés sur les expériences en Espagne et aux USA. Dans les deux cas, les subventions aux primes sont largement supérieures à 50%, et de tels modèles ne sont peut-être pas viables, ils créent essentiellement des rentes pour les assureurs et les grands exploitants.

Rappelons que le concept de sécheresse est d'abord complexe, il en existe plusieurs définitions (agronomique, météorologique, hydrologique). Ensuite, le concept de sécheresse est relatif. Certaines régions font face à des sécheresses toutes les 2 ou 3 années ; ce risque n'est donc pas assurable. L'idée serait d'ajuster la franchise pour ne couvrir que des événements se produisant tous les 7-10 ans.

L'assurance indiciaire (telle que l'assurance climatique) offre de nouvelles opportunités. L'indemnité dépend alors d'un indice climatique (e.g., coefficient pluviométrique) et n'est donc pas exposée au risque moral. Elle est cependant exposée à un "basis risk" (risque de base), et est disponible au Canada, USA, Inde, Mexique.

Enfin, concernant les autres mesures de protection contre les risques sécheresse, il est important de préciser que l'assurance et l'auto-assurance/épargne sont complémentaires et non substitués. L'assurance ne peut couvrir que les risques extrêmes de sécheresse alors que l'auto-assurance/épargne permet de couvrir les risques fréquents mais peu intenses.

2.3.3. Adaptation collective à la sécheresse

Dans cette section, on s'intéresse à ce qui peut être fait à une échelle sociale plus globale, celle d'un territoire où d'autres usages de l'eau sont présents. Il s'agit alors de répartir l'eau, soit temporairement en cas de sécheresse exceptionnelle, soit plus définitivement en cas de pénurie prononcée. Les autres usages peuvent inclure l'approvisionnement en eau potable, ainsi que la dilution des eaux usées des villes, l'hydroélectricité, l'industrie de process, et bien sûr le premier d'entre eux, l'écosystème lui-même.

En Europe, divers pays (Pays-Bas, Allemagne, Danemark et France) ont mis au point des dispositifs permettant de compenser les agriculteurs réduisant ou supprimant leur recours aux intrants agricoles, pour pouvoir ainsi élargir les périmètres de captage de l'eau potable à l'échelle des problèmes de la pollution diffuse (et non plus seulement de la pollution accidentelle). Si l'achat aux agriculteurs d'un 'service de non-pollution de l'eau d'alimentation' est pratiqué assez couramment, en revanche nous n'avons pas connaissance de systèmes équivalents pour des transferts de volumes d'eau, à deux exceptions près. En France, l'Etat oblige EDF à lâcher de l'eau de ses barrages-réservoirs en fin d'été, principalement en Adour-Garonne, afin de soutenir les débits d'étiage mis à mal par l'irrigation dans les années de sécheresse ; et EDF obtient en contrepartie une indemnité pour perte de revenus liée à la perte de capacité de turbiner, qui est partagée entre l'Agence Adour-Garonne et les Conseils généraux concernés (ces derniers 'couvrant' les irrigants). Un projet similaire est à l'étude au sud de l'Italie, depuis que la loi autorise les régions donneuses d'eau à percevoir une redevance sur les régions acheteuses, redevance liée à la perte du potentiel de production d'hydroélectricité. Le cas précis concerne les régions Basilicate (donneuse) et Pouilles (preneuse depuis la création de l'Acquedotto Pugliese). Une loi espagnole de 1999 a ouvert la possibilité de créer des 'marchés de l'eau' entre irrigants et villes, soit en fait de transférer les droits de concession contre paiement. Mais son application rencontre une résistance certaine, notamment de la part des ingénieurs de l'eau de l'administration, dont la culture historique est de régler tous les problèmes par la réalisation de travaux hydrauliques visant à accroître l'offre en eau. Il est assez évident que la flexibilisation de l'affectation des ressources en eau rendrait ces ouvrages moins nécessaires.

Or il existe un pays où ces politiques, et les réflexions qui les ont précédées, sont conduites avec une certaine antériorité par rapport à l'Europe. Et ce pays est celui de la première agriculture du monde, les Etats-Unis, c'est pourquoi on doit d'abord informer le lecteur de ce qui se passe outre-Atlantique, et en particulier dans l'ouest américain, là où la sécheresse est devenue une affaire de pénuries d'eau à traiter de façon structurelle, mais dans un contexte où l'on souhaite que la société rurale prenne le relais des politiques administratives classiques. La Californie sera donc longuement évoquée ici. Cet Etat américain ressemble en surface, en population et en climat à l'Espagne, mais un changement de politique complet y a eu lieu depuis 20 ans ; nous devons nous documenter directement sur ces changements. Nous évoquerons également un autre pays où la politique de l'eau recourt à des outils économiques, l'Australie, dans une perspective de réinscription de la question de la sécheresse et surtout de la pénurie d'eau, dans une problématique plus générale d'aménagement du territoire, et de *landscape stewardship*.

Nous allons utiliser le travail très complet de James Salzman (2005)¹⁷, qui traite de nombreux cas où les propriétaires ruraux sont invités à 'rendre des services écologiques' à la société, contre indemnisation ; après avoir présenté la problématique et l'avoir illustrée par des études de cas aux Etats-Unis, au Costa Rica et en Australie, il discute des problèmes divers, et notamment éthiques, que posent ces pratiques. Puis nous compléterons cette présentation par celle des échanges d'eau entre catégories d'usagers en Californie, cet Etat américain qui fait face à une réduction de ses droits sur l'eau alors que sa population continue à croître, le tout sous un climat méditerranéen à aride.

17 James Salzman, 'Creating Markets for Ecosystem Services : Notes from the Field', publié dans la *New York University Law Review*, vol. 80, 2005, pp 870-962.

2.3.3.1. Problématique américaine des marchés pour services écosystémiques

L'article de J. Salzman (2005) est particulièrement intéressant pour notre propos relatif à la flexibilisation de l'affectation des ressources en eau, parce qu'il aborde ce sujet assez complètement, dans une problématique classique aux Etats-Unis appelée *Law & Economics*, et sans oublier de rapporter des éléments de discussion des avantages et des inconvénients des approches étudiées, et des points de vue de leurs partisans et adversaires. Bien que le droit américain de l'environnement et des ressources naturelles soit bien différent du nôtre, le texte est utile dans la mesure où précisément, c'est la difficulté à régler les problèmes par la voie du droit qui a conduit à tenter la voie économique. Notons à ce stade que le terme de marché pour des services environnementaux renvoie à une littérature abondante aux Etats-Unis, et désigne une variété d'arrangements contractuels que la tradition française ne range certainement pas tous sous le terme général de marché. Voir à ce propos Montginoul et Strosser (2001)¹⁸ et la réponse de B. Barraqué (2002), où l'on voit que les économistes de la Banque Mondiale autour de Ariel Dinar parlent de "marchés informels" pour qualifier des arrangements de flexibilisation de la répartition des ressources en eau dans des sociétés organisées en communautés locales dans des pays pré-capitalistes, ce qui est un abus de langage.

On s'intéresse ici à la contractualisation pour la protection de la nature en tant qu'elle fournit des services, les prestataires étant en fait souvent des agriculteurs ou des forestiers, et les contrats comprenant un volet financier. On leur demande de maintenir une partie de leurs terres en état naturel, pour conserver des écosystèmes en bonne santé, capables de traiter naturellement certaines pollutions, d'accroître la résilience vis-à-vis des sécheresses et des inondations, ou de défendre la biodiversité (le rôle des zones humides et des forêts tropicales est explicitement évoqué).

La protection de la nature en général n'avait pas fait l'objet d'approches juridiques ou économiques particulières ; or depuis quelques années (9 ans dit l'auteur) cette idée s'est développée et s'est institutionnalisée, au moins dans les trois pays où il puise ses principales études de cas : aux Etats-Unis, l'EPA¹⁹ a créé en 2003 un Comité consultatif scientifique sur la valorisation de la protection des écosystèmes et de leurs services ; l'Australie s'est dotée d'un comité similaire de haut niveau appelé le Wentworth Group ; au Costa Rica, le gouvernement a adopté un dispositif national de paiement contre services écologiques. Et au niveau international, on a le cas des instruments économiques pour la séquestration du carbone. L'article fait le point à la fois sur ces expériences, et sur la littérature scientifique qu'elles ont suscitée dans diverses disciplines liées à l'action publique.

2.3.3.2. Les principes

Il convient tout d'abord de replacer les marchés pour ces services dans l'éventail des outils disponibles pour protéger la nature, afin d'en évaluer les intérêts et les limitations *a priori*. On part du principe qu'une intervention publique est nécessaire, car on se trouve en situation fréquente de manque de connaissance, et de dysfonctionnement des marchés (*market failure*). L'auteur distingue 5 catégories d'outils, appelées les "5 P" :

- **la prescription** : si la réglementation et le *command-and-control*, outils les plus connus, ont été utilisés avec succès pour réduire la pollution ponctuelle industrielle, il n'en a pas été de même pour la pollution diffuse.
- **la pénalité** : il ne s'agit plus d'interdire ou de réglementer les activités, mais de les soumettre à des redevances. Nous connaissons cette approche en France.

18 Strosser Pierre, Montginoul Marielle (2001), "Vers des marchés de l'eau en France ? Quelques éléments de réflexion", in *Annales des Mines, série Responsabilité et Environnement*, n°23, Juillet. Et ma réponse : B. Barraqué (2002), "Les marchés de l'eau en Californie, modèle pour le monde ou spécificité de l'Ouest aride américain ? Première partie: la crise du partage du Colorado", in *Responsabilité et Environnement*, n°28, Octobre

19 Environmental Protection Agency, ministère de l'Environnement américain.

- **la persuasion** : on donne une information aux propriétaires fonciers ou aux exploitants à propos des effets de leurs pratiques sur le paysage²⁰, et des pratiques alternatives ; on vise ainsi une auto-régulation.
- **la propriété** : on répartit la ressource et on la privatise, et on encourage ensuite la vente des droits de propriété ; l'auteur indique que le plus souvent cet outil n'est pas utilisé seul et qu'une réglementation doit d'abord créer la rareté.
- **et le paiement** : il s'agit de subventionner, directement ou par des dégrèvements fiscaux, des pratiques bénéfiques pour la société mais qui ne sont pas intégrées au marché. C'est une approche critiquée pour son impact sur les finances publiques, mais *a contrario* appréciée par les propriétaires ruraux (*landholders*). Le caractère grossier de bien des expériences (du genre 'la même taille pour tous') a conduit à les mettre en doute, mais certaines tentatives plus récentes ont en partie répondu à cet argument d'inefficacité, en introduisant de fait une compétition entre les partenaires potentiels.

2.3.3.3. Trois études de cas

La seconde partie du texte est consacrée à la présentation de trois études de cas différenciées : le cas de l'eau potable des *Catskill reservoirs* (New York), celui du programme *Bush Tender* en Australie, et les *Pagos por Servicios Ambientales* du Costa Rica.

Dans le cas de New York, la ville s'est retrouvée forcée par l'administration régionale de l'U.S. EPA à filtrer son eau, qui provenait à 90% d'une zone peu densément peuplée située à 200 km au nord ouest, où elle avait pourtant déjà acquis pas mal de terrains. Le coût de l'usine de filtration se situait entre 6 et 8 milliards de \$. La ville a pu se dégager de cette obligation en lançant un programme de reconquête de la qualité de l'eau brute, basé sur des acquisitions et sur d'autres mesures, pour seulement 1,5 milliards de \$. Et dès 1996, EPA avait identifié 140 autres municipalités qui utilisaient la protection des milieux aquatiques comme moyen d'améliorer la qualité de l'eau destinée à l'alimentation humaine. Mais si le cas de New York est très connu, c'est qu'il a eu lieu dans un contexte politique agité : pression forte de l'administration fédérale de l'environnement en termes de risques sanitaires, et en face, opposition politique locale forte à l'idée que 'les riches des villes' allaient réglementer les pratiques agricoles à 200 km sans consultation préalable. Il a fallu 2 ans et 150 réunions pour arriver à un compromis signé avec 60 villes, 10 villages, 7 comtés et divers groupes de défense de l'environnement. Une Corporation du Bassin des Catskills, à but non lucratif, a été créée pour gérer l'affaire.

En réalité, l'essentiel des investissements est allé à des projets de réseaux d'égouts et de stations d'épuration dans la région visée, ainsi qu'à des projets de développement local ; l'acquisition de terrains et de servitudes n'a représenté que 250 million de \$, et des 'programmes en partenariat' ont représenté 270 millions²¹. Avec les agriculteurs, les résultats ont été plus limités, puisque seulement 160 ha ont fait l'objet d'une plantation d'espèces indigènes au bord des cours d'eau, alors que la ville offrait 250 \$/ha par an pour un contrat de 15 ans. C'était semble-t-il moins que ne rapporte le maïs. Peu de terrains ont été acquis, car l'annonce d'un important programme d'acquisition lors de la signature du contrat a fait monter les prix... Mais les fermiers ont su tirer parti des services de conseil gratuits pour les bonnes pratiques agricoles ; et en définitive, l'objectif a été atteint, puisque EPA a accordé 5 ans de grâce (jusqu'en 2007) à New York avant de décider ou non d'imposer la filtration.

En Australie, le programme *BushTender* a été lancé par l'administration des ressources naturelles et de l'environnement de l'Etat de Victoria (NRE), dans le but de protéger les restes de la végétation d'origine dans les propriétés privées. En échange de financements de l'Etat, les propriétaires s'engagent à clôturer et à gérer une quantité donnée de la végétation d'origine pour une période

²⁰ Le terme de paysage utilisé ici renvoie au *Landscape* anglo-saxon, qui comporte une dimension plus écosystémique et scientifique que dans son sens courant en français.

²¹ Notons ici que c'est également ce qui s'est passé pour la ville de Paris avec les collectivités des zones où elle prend son eau.

donnée. Le modèle en a été fourni par le CRP des Etats-Unis (*Conservation Reserve Program*), qui constitue l'un des systèmes de paiement pour services les plus importants du monde : créé dans les années 1980 pour réduire l'érosion et aider des agriculteurs à l'occasion d'une crise des produits, il conduit à dépenser en 2004 1,6 milliards de \$ pour des actions couvrant 13,6 millions d'ha. On estime que sur ces terrains (soumis à des contrats de 10 à 15 ans), la réduction de perte de sols superficiels est de 21% et que le lessivage des nitrates et des pesticides a également diminué. Mais le CRP a aussi ses détracteurs, qui relèvent 4 points : on risque de déplacer le problème (des fermiers labourent de nouvelles terres à la place) ; on a été laxiste dans le choix des terrains à protéger, et on a des contrats qui n'apportent pas grand'chose ; et puis le programme envoie 'le mauvais message', dans la mesure où les fermiers qui protégeaient déjà leurs terrains de l'érosion ont subi des moins-values, et maintenant ils ne sont pas éligibles au CRP ; enfin, on soupçonne les paysans de collusion dans les procédures d'appel d'offres, si bien que leurs offres sont toutes juste en dessous du prix plafond proposé par l'administration mais au dessus des niveaux de prix pour la location sur les marchés locaux...

Le BushTender fait mieux que le CRP en s'appuyant sur une méthodologie robuste d'évaluation, et sur une approche d'enchères inversées pour fixer le prix dans les contrats. C'est-à-dire qu'on a d'abord rendu public le projet de payer pour conserver la végétation native, et demandé aux fermiers intéressés de contacter le NRE. On a alors envoyé aux candidats des agents d'inspection, qui ont évalué la diversité et la valeur biologique des terrains, et la valeur des projets proposés par les fermiers, avec deux indicateurs de synthèse. Seul le second indicateur, celui sur les services proposés, était communiqué aux fermiers, pas le premier sur la diversité réelle. Les propriétaires pouvaient alors soumettre des offres, comprenant un plan de gestion de la végétation native conservée et un prix annuel. Alors, le NRE a pu confronter les offres des divers propriétaires à l'indice tenu secret de biodiversité de leurs terrains, et choisir les meilleurs rapports qualité prix. Dans la mesure où le programme a attiré plus d'offres qu'il n'y avait d'argent, le NRE a pu être sélectif et protéger des zones de très grande valeur pour un prix inférieur à ce qu'ils étaient prêts à payer au départ. Et le programme est poursuivi par un BushTender II, et a été adopté par un autre état australien.

Le cas des *Pagos por Servicios Ambientales* (PSA) du Costa Rica est présenté pour montrer que l'approche ne concerne pas que les pays riches. Certes le Costa Rica a l'image du pays le plus avancé sur le plan de l'environnement de l'Amérique centrale, et il offre des réductions de taxes aux compagnies d'exploitation forestière pour les surfaces protégées depuis les années 1970. En 1997 cependant un programme national de paiements pour services a été lancé, qui autorise l'administration à agir comme courtier entre les offreurs et les acheteurs, dans quatre types de services : séquestration du carbone, eau en quantité et/ou en qualité, biodiversité, et qualité du paysage pour l'écotourisme. Une institution spéciale a été créée qui travaille avec les forestiers professionnels, les ONG, les services de protection de la nature et les propriétaires, pour établir des contrats sur des durées de 5 ans, et jusqu'à 20 ans, qui sont inscrits aux hypothèques et donc seront suivis même en cas de vente de la propriété. Grâce à un prêt de la Banque Mondiale de 32 millions de \$, et une subvention de 8 millions de la Facilité pour l'Environnement Mondial, on a pu protéger 200.000 ha contre des paiements au nom de la biodiversité ; en revanche, les services pour l'eau ont attiré bien moins de contrats, et ne concernent que 2.400 ha, essentiellement de la part de compagnies hydroélectriques soucieuses de la sédimentation des réservoirs provoquée par l'exploitation forestière. C'est d'ailleurs un problème sérieux du fait des pluies tropicales tombant sur des sols fragiles et érodables dès que le couvert végétal est retiré.

2.3.3.4. Les enjeux du choix des instruments

A partir des principes et des études de cas, J. Salzman revient sur la problématique commune du choix des outils appropriés selon les situations : quel que soit l'outil préféré parmi les 5 P, il faut déterminer quels services doivent être fournis, comment ils doivent l'être, qui doit les fournir et jusqu'à quel niveau.

Quel service : dans les cas étudiés, on a eu tour à tour la prévention de la pollution de l'eau à potabiliser, la biodiversité, l'érosion, et la sédimentation des barrages.

Comment : c'est une affaire purement technique, qui exige une élaboration de connaissances particulières notamment en science du paysage. L'auteur donne l'exemple d'un projet pilote visant à combattre la remontée d'une eau souterraine naturellement salée en Australie, où une administration d'Etat a passé contrat avec MRFF, une association d'agriculteurs, pour leur faire planter une centaine d'ha de forêt originelle en amont du bassin, afin d'accroître l'évapotranspiration et donc d'éviter la mise en contact de l'eau d'irrigation et de la nappe en aval. Mais il a évidemment été difficile de vérifier sur le terrain en quoi les plantations réduisaient la salinisation en aval et de combien, et les organisateurs vont préférer attendre d'en savoir plus avant d'étendre la mesure.

Qui fournit le service : il s'agit en effet de bien identifier la cible, pour éviter de devoir faire face à des coûts de transaction élevés. Les marchés de services, dit l'auteur, se développent en particulier en situation de monopsonne (un seul acheteur, plusieurs vendeurs) mais avec malgré tout un nombre limité de fournisseurs : la protection de la biodiversité dans un paysage, ce n'est pas comme une assurance médicale contre les risques dus à la biodiversité, où l'intérêt est de faire adhérer le plus grand nombre. Mais il faut insister sur le caractère monopsonique de la plupart des situations étudiées, que ce soit par le biais d'une administration agissant au nom des citoyens, ou parce qu'il existe un acheteur de services puissant comme les compagnies d'électricité au Costa Rica, ou comme dans le cas de Vittel évoqué à cet endroit²², et qui correspond tout à fait à la problématique des marchés de services.

Combien : un des problèmes fréquemment rencontrés est que, faute d'une évaluation simple et robuste des bénéfices apportés par les services proposés par divers acteurs au sein d'un territoire, on va leur en donner une compensation générale, qui reviendra à apporter une subvention sans distinction, comme c'est le cas au Costa Rica avec l'argent de la Banque Mondiale. Réciproquement, l'emploi des fonds publics sera sous-optimisé, et le projet perdra en crédibilité aux yeux du public. La véritable clé du succès du projet australien NRE n'est pas le système d'enchères inversées, mais bien la méthode simple de calcul de la valeur de la biodiversité à protéger, alors qu'inversement le projet de lutte contre la salinisation de la nappe du cas MRFF, malgré des avantages importants en termes de relations publiques et de participation, n'a pas permis de dire si on obtenait de la valeur pour l'argent investi. Il en résulte que tous les services écosystémiques ne peuvent pas faire l'objet de marchés aussi intéressants. En revanche, une monétarisation totale n'est pas nécessaire en pratique ; si les calculs de la valeur totale des services rendus par la nature, comme dans l'article de Costanza et al.²³, ont un intérêt théorique par rapport aux théories du 'coût complet', en pratique il suffit souvent de pouvoir comparer le coût des paiements pour services écosystémiques à celui d'une solution technologique.

L'auteur conclut cette partie par une réflexion sur l'effectivité de la fourniture du service, et il donne l'exemple de la banque de compensation pour destruction de zones humides. Depuis la campagne électorale de 1988, la politique nationale américaine est de ne plus accepter de perte nette de ces zones. Mais une possibilité de remblaiement existe avec le système dit des permis 404 administré par le Corps of Engineers : le promoteur doit démontrer qu'il n'a pas d'alternatives, minimiser l'impact de son projet sur la zone humide, et de surcroît il doit restaurer une surface équivalente de marais pour compenser la perte induite par son projet. Au début, le Corps exigeait une compensation sur place et de même nature que ce que l'espace perdu comprenait, mais au fil du temps le Corps et EPA ont accepté que cela puisse se faire à distance, et un système de crédits et une banque des zones humides se sont mises en place. Mais en définitive, alors que ce *banking* concernait entre 370 et 400 opérations en 2000, une évaluation de l'Académie des Sciences Nationale a estimé que le système ne marchait pas bien, parce que les zones humides de remplacement ne valaient pas celles perdues ; la seule surface ne pouvait pas constituer un bon indicateur. En définitive la question est de savoir quel est le bon indicateur et si le fournisseur du service a intérêt à fournir un service de bonne qualité ou pas.

²² Ceci étant dit, il semble avoir très peu d'informations sur ce qui se passe en Europe, et ne connaît ce cas français dit de 'Perrier-Vittel' que par le biais d'une présentation faite par mes amis et collègues allemands d'Ecologic à un colloque sur la gestion durable en montagne tenu... au Kirghizstan.

²³ Costanza, R. & al. 'The value of the world's ecosystems services and natural capital', 387 *Nature* 253, 1997.

2.3.3.5. Application à un nouveau cas australien

Dans la section suivante, J. Salzman montre comment on a essayé de tenir compte de tous ces problèmes dans un cas australien auquel il a participé, à Robertson dans le territoire de *Sydney Catchment Authority* (SCA, bassin d'alimentation en eau de Sydney). Fallait-il adopter le paiement pour services écosystémiques, ou bien un autre des 5 P ? Et notamment, réglementer, ou encore acheter ? Il cite son collègue John D. Etcheverria : "Le choix entre réglementation et acquisition représente une des questions les plus fondamentales de la stratégie juridique américaine. Mais cette question a reçu extrêmement peu d'attention, en théorie comme en pratique. Les participants au débat scientifique sont fréquemment rangés dans l'un ou l'autre camp, mais leur attention s'est très peu concentrée sur le pourquoi de la préférence d'une des deux options sur l'autre [...] les 'dealers de terrains' et les 'faucons de la réglementation' poursuivent leurs agendas séparément et communiquent rarement sur l'interaction qui pourrait se produire entre les deux"²⁴.

L'institution de bassin SCA a été créée en 1998 à la suite de la découverte de cryptosporidium dans l'eau potable de Sydney. Une commission d'enquête a jugé que c'était la gestion du bassin versant dans son ensemble qui était inadéquate. Créé par le parlement de l'état, le SCA avait pour fonction explicite de faire en sorte que le paysage du bassin d'alimentation de captage fournisse le service de la purification de l'eau. Le pouvoir du SCA était considérable en ce qui concerne les nouvelles utilisations des sols, avec contrôle des permis donnés dans 16 collectivités locales concernées par le bassin. En revanche, le SCA avait bien moins d'autorité sur les usages des sols existants, et ne pouvait guère faire autre chose que d'identifier les pratiques compromettant la qualité de l'eau. Or le SCA s'intéressait à la commune de Robertson, d'où semblait venir une pollution organique issue d'élevages laitiers qui transitait par un cours d'eau pour provoquer une eutrophisation d'un réservoir naturel d'eau utilisé par la ville. La mise en place de haies sur les berges (*riparian fencing*) pourrait réduire le ruissellement des nitrates et des phosphates et aussi l'érosion responsable d'une turbidité de l'eau en aval. Mais pour l'obtenir, quel pouvait être le meilleur instrument ? L'auteur a choisi d'appliquer plusieurs cadres d'analyse différenciés pour démontrer que l'option des paiements pour services paysagers était la meilleure.

D'abord on parlait d'une situation où il était difficile voire impossible de réglementer ou d'imposer des pénalités ; selon une perspective de '**négociation Coaséenne**'²⁵, une initiative de persuasion des fermiers conduirait de toutes façons à leur offrir une compensation, et donc la politique des paiements pour services fut adoptée.

Mais que se passerait-il dans le cas où le SCA aurait le droit de réglementer ou de taxer les usages des sols ? On tombe sur la question de **l'asymétrie d'information**. L'auteur indique ici qu'on considère à tort cette asymétrie comme ayant seulement des conséquences négatives, comme dans le cas où des propriétaires de terrains riches en espèces protégées ont intérêt à les faire disparaître avant que l'administration ne les découvre ('tue, enterre et tais-toi'). Pourtant cette asymétrie est un problème surtout quand l'administration veut imposer sa politique sans discussion, au lieu de laisser les partenaires décider quels changements d'usages des sols sont les moins coûteux pour eux. Une approche de paiements pour services a davantage de chances d'aboutir à un échange d'information entre le régulateur et le régulé, comme c'est le cas très généralement pour toute transaction de marché. Le cas de BushTender montre même que l'administration peut déplacer le poids de la fourniture de l'information sur les propriétaires des terrains. Plus généralement, dans une société libérale, la

24 Etcheverria J. D. *Buying vs regulating to achieve conservation purposes*, manuscript non encore publié. NdT: je me permets de reproduire cette citation, dans la mesure où j'ai aussi essayé de démontrer que l'incitation économique et la réglementation n'étaient pas des outils opposés, comme le fantasment certains économistes, mais au contraire les deux bras d'une même politique. Si aujourd'hui on se complait à critiquer l'inefficacité des Agences de l'eau, c'est avant tout parce que les jacobins qui les attaquent ne sont pas capables de faire en sorte que la réglementation et la police de l'eau soient appliquées. Sans quoi les redevances et leurs aides trouveraient bien plus de clients...

25 Ronald Coase a eu le prix Nobel d'économie pour avoir démontré que lorsqu'une ressource naturelle est partagée par deux utilisateurs, quels que soient les droits initiaux de chacun sur la ressource, s'ils se rencontrent et négocient, le partage effectif sera proportionnel à la valeur de la ressource dans l'activité de chacun.

monétarisation des enjeux génère d'abord des moyens financiers nouveaux qui permettent de bien mieux mesurer les phénomènes. Ceci avantage aussi bien les systèmes de redevance que ceux d'aides²⁶.

Ceci étant dit, on peut identifier 4 types de paiements, qui ont des coûts différents en termes d'information. Le plus simple est de fixer une *subvention générale et uniforme*, ce qui coûte le moins cher à organiser, mais qui en revanche ne permet pas de distinguer les receveurs qui peuvent fournir les services les plus intéressants pour ce prix. Pour résoudre ce problème, on peut alors recourir à la *négociation directe* avec les fermiers pour trouver un compromis adapté à chaque cas. Mais cette approche est forcément coûteuse en temps passé, et elle ne permet pas de mettre les agriculteurs en concurrence entre eux, tout en ne facilitant pas une approche coordonnée et intégrée. Ce problème peut être résolu à son tour en organisant des *enchères inversées*, comme dans le cas de BushTender, où une dynamique compétitive s'est développée entre les fermiers. Salzman estime que cette approche est particulièrement adaptée aux situations de monopsonne (un seul acheteur) sauf si de leur côté les vendeurs sont peu nombreux et peuvent faire acte de collusion entre eux. Enfin, comme pour les Catskills et New York, on peut *payer une tierce partie* représentative des producteurs de services, c'est-à-dire soit une collectivité locale, soit une ONG, ou encore une institution créée à cet effet. Cette approche peut aider à créer un climat de confiance, mais elle ne résout pas la question du montant à payer pour chaque action spécifique.

Si on se tourne maintenant vers une **analyse en termes d'efficacité**, rien ne dit que la réduction des coûts de transaction liée aux paiements pour services en fait l'instrument optimal. En fait, si ces coûts d'information sont faibles, les gains obtenus par l'auto-désignation des producteurs le sont souvent aussi, et les problèmes moraux potentiels qu'ils soulèvent (cf. infra) pourraient bien favoriser la réglementation et les taxations. Cependant, plus les coûts d'obtention de l'information sont élevés, et plus le paiement devient avantageux. Mais ce n'est pas tout.

Dans le cas étudié en détail, le but de SCA est simple : réduire le ruissellement de nutriments des terrains situés en amont vers le réservoir, au moindre coût social. Il a affaire à un groupe diversifié d'agriculteurs et de propriétaires, dont certains refuseront de faire le moindre effort sauf s'ils y sont forcés, et dont d'autres, à l'autre bout de l'éventail, se conduisent déjà d'une manière respectueuse vis-à-vis de l'environnement sans besoin d'une intervention publique. La plupart se trouvent entre les deux, et sont prêts à changer de pratiques, mais se font du souci quant aux coûts induits. On pourrait donc penser qu'il faut changer le comportement du groupe des fermiers du milieu, les plus nombreux. Mais ce n'est pas ça qui est efficace, car cela ne tient pas compte du fait que les potentialités de fourniture des services ne sont pas homogènes entre les terrains, donc entre les offreurs. Ainsi, il ne s'agit pas forcément de changer l'attitude de la plupart des fermiers, mais, comme souvent dans le commerce, d'obtenir une résolution d'un problème de 20/80 (20% des offreurs portent 80% de l'affaire). Le problème est que probablement, les 20% qui sont responsables de 80% des ruissellements nocifs seront les moins sensibilisés à la maîtrise de leurs terrains. Et dans ce cas, la réglementation sera inefficace, parce qu'elle ne peut pas discriminer les 20% les plus intéressants, ou bien alors il faudrait qu'elle soit très précise²⁷. De même, pour un système de taxation, il faut disposer d'une information finalement souvent plus coûteuse à obtenir qu'elle ne peut rapporter (à cause de l'asymétrie d'information). D'où l'idée de déplacer sur les producteurs de services le coût de l'information à obtenir, d'autant que le fait de recevoir de l'argent plutôt que des menaces peut engendrer davantage de comportements vertueux. L'auteur remarque que cette conclusion contrevient à la sagesse traditionnelle des économistes, qui tendent à considérer les redevances et les aides financières comme équivalentes du point de vue du coût social net. En pratique ce n'est pas le cas.

26 Et, en France, la première réussite des redevances aura été de donner les moyens de connaître l'étendue de la pollution des diverses sources, du moins en ce qui concerne la pollution ponctuelle.

27 Du genre : là où le ruissellement dépasse 110 kg/ha et où le temps de concentration pour atteindre le réservoir est inférieur à 6 h ; ou encore (NdT), comme dans le PMPOA en France où on ne réglemente et n'aide que les plus gros élevages, ce qui crée un sentiment d'injustice, d'autant que ce n'est pas un critère suffisant.

Puis, l'auteur applique une **analyse politique** au cas où les droits des acteurs en jeu sont soit non spécifiés, soit conflictuels. Il se pourrait par exemple que l'administration ait le droit de réduire le ruissellement de fertilisants organiques des élevages, mais qu'elle n'ait jamais exercé ce droit, et que les éleveurs aient donc pris l'habitude de laisser divaguer leurs animaux sur les berges des cours d'eau. Pourquoi l'administration va-t-elle payer plutôt que de réglementer ou de taxer ? On peut raisonner par référence à ce qui se passe dans la négociation planétaire du changement climatique, où il n'existe aucune autorité supérieure mondiale, ce qui conduit à n'adopter de décisions que par 'assentiment volontaire' et quasi-unanimité. Il en résulte qu'on ne peut pas appliquer le principe pollueur-payeur, mais plutôt le principe bénéficiaire-payeur. Le pollueur-payeur nécessite en effet une autorité capable de contraindre les pollueurs, sinon ceux-ci s'en iraient dès qu'on les mettrait en cause. Salzman estime que vis-à-vis de la pollution diffuse due à l'agriculture, on est plus proche d'une situation d'assentiment volontaire que d'imposition arbitraire, pour des raisons politiques historiques et aussi pour des raisons de coût de mise en œuvre. Il rappelle d'ailleurs que dans le cas des Catskills, le maire de New York avait commencé à imposer une réglementation sans contrepartie aux propriétaires fonciers, mais que l'opposition locale avait été telle qu'il avait fallu plutôt offrir des paiements. La même chose s'est passée à Vittel.

Enfin, si on prend la question en termes de droits **de propriété et d'usage**, il faut régler le conflit entre souveraineté de la propriété et servitude de bon usage (en anglais *duty of care*). Pourquoi les éleveurs seraient-ils rémunérés pour réduire leur charge polluante, si, au nom de ce *duty of care*, ils n'ont pas le droit de laisser la bouse de vache et les sols s'écouler dans les rivières ? Pour R. Coase, ceci n'est pas un problème de pollution, mais de coût : il ne s'agit pas simplement d'internaliser les coûts externes ou de stopper la pollution, mais plutôt de minimiser le coût social total. Et si les coûts d'information sont élevés et que les offres potentielles d'amélioration sont hétérogènes, les paiements seront avantageux par la réduction de ces coûts de transaction. De plus, il semble nécessaire de s'éloigner d'une conception morale de la question : certains pensent que l'éleveur fait le bien quand il réduit sa pollution, et d'autres au contraire estiment qu'il ne fait que réduire le mal qu'il faisait. Tout dépend alors de ce qui est considéré comme normal dans la conscience collective locale. Si pendant des décennies on a considéré comme normal de laisser les animaux divaguer dans les cours d'eau, parce qu'on ne s'intéressait pas à la qualité de l'eau, ce sera évidemment à l'unité de gestion de l'eau potable d'indemniser le changement de pratiques jusqu'à ce qu'une nouvelle norme morale prévale.

2.3.3.6. Critiques contre ces compensations et leurs conséquences gênantes

L'un des intérêts de l'article est qu'il n'esquive pas la question de la légitimité des paiements, et que *a contrario* il présente les diverses critiques qui y ont été adressées. La question essentielle pour Salzman n'est pas tant la prévention de beaucoup d'économistes contre toute forme d'aide²⁸, que de savoir s'il faut encourager le changement des utilisations du sol par des compensations plutôt que par la coercition, et ce que cela signifie pour notre représentation de ce que sont les droits et les devoirs de la propriété. En fait cette question est discutée depuis fort longtemps aux Etats-Unis, et l'auteur renvoie à un article pionnier de Ellickson²⁹ qui date de plus de 30 ans.

La première critique est qu'on met en œuvre un **principe pollué payeur**. Avec les paiements, on en vient à privilégier l'aide à ceux qui sont les plus polluants, au lieu de les contraindre ou de les taxer. Pourquoi aussi bien ne pas payer les gens pour qu'ils ne volent pas leurs concitoyens ? Mais c'est un exemple absurde, car la société ne nous donne aucun droit en cette matière, alors que dans le cas de la pollution diffuse il n'y a pas eu de contraintes clairement exprimées dans un passé récent. Passant en revue à nouveau les différents cas abordés (zones humides, protection de la ressource en eau, biodiversité), il montre que les paiements sont adaptés à des situations particulières et bien identifiées,

28 "Il y a après tout bien des raisons pour lesquelles tout ce qui est paiement et subventions est un mot à cinq lettres pour bien des économistes", écrit-il.

29 Robert C. Ellickson, *Alternative to Zoning : Covenants, Nuisance rules, and fines as land use controls*, 40 Univ. Chicago Law Review, 681, 1973.

et moins à des programmes généraux comme le CRP américain. "L'administration ne pourrait pratiquement pas fonctionner s'il fallait indemniser toutes les réductions de valeur des propriétés dues à des réglementations" a écrit le juge Holmes.

La deuxième critique porte sur les **tares des subventions**, qu'on peut détailler en trois points : les paiements sont inefficaces à cause de la spéculation et des 'passagers clandestins' ; ils donnent lieu à la constitution de rentes et au détournement de l'argent public par rapport à des causes socialement plus valables ; ils entraînent des risques moraux qui poussent à des comportements indésirables. D'abord, lorsque la qualité d'une zone de protection dépend de parcelles contiguës, un propriétaire sachant que sans sa parcelle la protection est compromise, peut essayer d'extorquer plus d'argent que la valeur de la biodiversité sur le marché (*holdout & free riding*). On connaît aussi le cas inverse des agriculteurs bio dont les parcelles sont en fait protégées pas les traitements de leurs voisins. Salzman montre que cette possibilité de spéculation est plus grande pour les politiques de biodiversité que pour la protection de l'eau, dans la mesure où pour le deuxième cas, le payeur a moins besoin de la solidarité des producteurs de services que dans le premier. Ensuite, on ne peut éviter que la politique se mêle à la mise en œuvre de programmes de servitudes compensées, et que l'on *crée ainsi sans le vouloir des rentes* difficiles à réduire³⁰. Le CRP devait ainsi n'être qu'un programme provisoire de protection des terres érodables, et il est devenu une subvention annuelle stable d'1,6 milliards de \$ à l'agriculture... Et puis, payer les fermiers pollueurs alors que ceux qui ont fait des efforts sans qu'on les y pousse ne seront pas aidés, crée un *risque moral* qui risque d'envoyer un mauvais message à la société. "Une critique courante des économistes envers les subventions est qu'elles peuvent bêtement récompenser ces attitudes mêmes qu'elles veulent supprimer". On en arrive à parler d'un *risque éthique*. Alors que les pères fondateurs du mouvement de l'environnement, comme Aldo Leopold, pensaient que la seule façon d'arriver à une utilisation durable des ressources était de développer une nouvelle norme intérieure, une éthique foncière, l'administration peut saper cette éthique en contribuant à marchandiser la bonne gestion de l'environnement par ses paiements.

Cependant, face à ces critiques, on peut répondre qu'il n'est pas facile de comprendre comment le changement de normes influence les attitudes, et d'ailleurs, tous les outils peuvent être remis en question sur ce point du changement des valeurs : par exemple la réglementation ou les pénalités suscitent une résistance des propriétaires. L'expropriation publique ne pourrait couvrir qu'une part de ce qui serait nécessaire, et donc il faudrait bien des mesures incitatives.

Ceci conduit l'auteur à proposer une **utilisation combinée des outils**, les paiements étant utilisés *de façon transitoire*, le temps de faire accepter les nouvelles normes. Dans l'exemple des bandes enherbées, on pourrait payer 100 \$/km de rive la première année, puis 90 la deuxième, etc. ; et au bout de 10 ans, on interdirait de ne pas en avoir ou on taxerait les récalcitrants. Il paraît que la ville de Malmö a utilisé cette approche pour obtenir la modernisation des fosses septiques de son territoire. Ceci permet de corréliser les compensations à la transition vers le nouveau code de pratiques. Mais une question clé se pose alors : l'institution responsable a-t-elle l'autorité formelle, la légitimité politique, et la volonté politique d'élever le niveau des normes à respecter dans un délai fixé ?³¹ Pour Salzman, il est clair que l'histoire des tentatives de réglementation de la pollution diffuse due à l'agriculture n'incite pas à l'optimisme... Pourtant, tout dépend de la conscience collective : le droit de propriété et d'usage des ressources est-il privé ou plutôt public ? Cela renvoie aux questions morales soulevées plus haut : est-ce le rejet polluant qui est un mal, ou l'effort de le réduire qui est un bienfait ? C'est un jugement de valeur, note-t-il, mais il remarque que les économistes sont souvent peu ennuyés par les paiements, contrairement aux écologistes, qui sont parfois horriblement choqués... En définitive, l'idée de compensations provisoires permet avant tout de mieux cerner quels sont les droits clairement légitimes des propriétaires privés, et quels sont ceux qui devraient passer dans le domaine public. L'auteur mentionne le passage en Europe des politiques *command-and-control* aux politiques

30 les Français pourraient ici penser à des programmes comme le PMPOA, qu'on est obligé d'étendre au-delà de ce qui était prévu, alors que sa performance est notoirement discutable.

31 NdT : c'est exactement le problème qui se pose en France, d'autant plus que les agences de l'eau n'ont pas de pouvoir de police. Plus celui-ci est faible et plus le système de redevances glisse vers des formes de subventions des plus vertueuses vers les retardataires.

command-and-covenant, dans lesquelles l'administration fixe une norme à respecter, mais laisse la possibilité aux assujettis de négocier entre eux une certaine flexibilisation de l'application du moment que le résultat final est atteint.

Enfin J. Salzman passe en revue les discussions à propos de cette **dynamique entre paiements et prescription**. D'abord, pour les politiciens, les paiements constituent une ponction dans un budget qui doit faire face à de très nombreuses demandes légitimes, et de ce point de vue, ils doivent préférer la réglementation ou les taxations. Une opposition vient également de la crainte que les paiements ne servent justement à préparer un renforcement de la réglementation sans plus de contreparties³². Ou encore, le succès et la généralisation des systèmes de compensation finirait par se retourner en boomerang contre lui-même, les acheteurs démontrant qu'il vaut mieux changer les règles³³. Mais inversement, les paiements peuvent conduire à renforcer les droits des propriétaires privés. On peut donner des exemples de tous ces cas, mais l'auteur insiste qu'ils servent souvent à retarder le développement d'expériences pilotes qui seraient pourtant bien nécessaires.

En conclusion, l'auteur récapitule les acquis de son travail : ces paiements pour services peuvent être préférés à d'autres instruments dans de nombreuses situations :

- lorsque les droits sont de fait du côté des offreurs et que les moyens réglementaires sont limités ;
- lorsque l'asymétrie d'information entre offreurs et acheteurs est importante, et/ou que les coûts d'obtention des connaissances sont élevés ;
- quand le territoire visé est hétérogène et qu'on recherche des changements ponctuels de pratiques, par rapport à une norme sociale moins stricte que ce qui est désiré ;
- lorsque le contexte politique est équivalent à la négociation du changement climatique, c'est-à-dire que les mesures coercitives sont infaisables, faute d'une autorité commune.

De nombreuses situations sont concernées, et l'auteur se demande si ces politiques incitatives sont généralisables, ou à quels problèmes elles correspondent le mieux. En particulier, y a-t-il une différence entre pays riches et pays en développement ? Et ne faut-il pas par ailleurs corriger l'approche purement économique par une démarche de psychologie sociale permettant de jouer sur des phénomènes de leadership au sein des communautés paysannes ? Enfin, il faudrait consacrer du temps à légitimer la fourniture de services écologiques comme un revenu parmi d'autres pour les agriculteurs ou les forestiers : stocker du carbone, protéger la biodiversité, ralentir les crues, ou protéger la qualité de l'eau etc., en plus de la vente classique des produits de la ferme. Sans oublier la contribution à l'amélioration des débits réservés. L'auteur ne mentionne aucun cas de ce genre, mais nous allons présenter le cas de la Californie ci-dessous.

Qu'on nous permette simplement de dire que malgré la diversité des situations analysées, cet article nous concerne, nous Français, parce qu'il va dans le sens d'un regain de confiance dans les approches négociées à des niveaux décentralisés, et avec des aides. L'auteur cite encore Ellickson à propos de Pigou, et nous rappelle utilement la position du grand économiste de l'environnement :

"Les chercheurs d'aujourd'hui seront surpris d'apprendre que A. Pigou pensait que la bonne manière de réduire la pollution de l'air est de donner des récompenses aux usines qui réduisent leurs émissions, plutôt que de taxer les pollueurs. A une époque où il était normal d'utiliser des poêles à charbon très polluants, Pigou avait sans doute raison d'admettre que les récompenses constituaient la méthode d'internalisation la plus efficace, et de considérer les rares non-pollueurs comme des producteurs d'externalités positives" (R. Ellickson, 1973).

32 En France, un projet de loi comportant des servitudes compensées pour protéger les sites naturels, en 1905, fut modifié par une majorité conservatrice au nom de ce que cela constituait déjà une attaque contre la propriété privée, et que les socialistes en profiteraient lorsqu'ils seraient au pouvoir pour réduire encore davantage le droit de propriété. On a préféré classer des sites sans contrepartie, mais avec l'accord des propriétaires... On imagine que la loi ne fut guère appliquée.

33 Aux Pays-Bas, les sociétés privées de distribution d'eau, appartenant aux collectivités publiques, avaient décidé de passer des contrats avec les agriculteurs pour leur indemniser la perte de revenus produite par l'abandon des intrants agricoles. Mais dès que la totalité du pays a été placée en zone vulnérable, et que les règles de la PAC ont changé, ils ont arrêté les paiements, demandant plutôt à l'administration de sévérer la réglementation.

2.3.3.7. Des échanges de volumes d'eau en Californie

La majeure partie des cas étudiés par J. Salzman concerne la biodiversité, la qualité de l'environnement, ou la protection des ressources en eau destinées à la potabilisation. Il évoque les services rendus par les zones humides en termes de réduction des risques d'inondations, mais guère d'échanges de volumes d'eau en période de sécheresse ou en situation de pénurie avérée. Or malgré de nombreuses difficultés technico-juridiques, au moins un cas de ce genre s'est développé en Californie : un des plus anciens syndicats d'irrigation, l'Imperial Irrigation District (IID) a décidé de vendre une partie de ses droits de prélèvements d'eau à l'autorité de l'eau du comté de San Diego et à l'Etat, en profitant de l'existence du canal d'adduction géré par le Metropolitan Water District qui les relie, mais aussi en apportant une compensation en eau aux tierces parties qui seraient lésées par ce transfert. C'est une opération très compliquée du fait de la situation géographique particulière, mais elle est utile pour montrer l'ensemble des questions à se poser lorsqu'on veut rendre la répartition de l'eau plus durable, c'est-à-dire pas seulement plus favorable à l'environnement, mais aussi, acceptable économiquement et socialement.

Dans un deuxième article sur les marchés de l'eau en Californie, écrit en réponse à un article discutant la possibilité de marchés de l'eau en France³⁴, on avait tenté d'expliquer pourquoi une loi californienne relative au *Wheeling*, c'est-à-dire à la réaffectation de l'eau en faveur des usages où l'eau a la plus grande valeur, et à son transfert dans des conditions équitables, n'était finalement guère appliquée : l'appropriation de fait de l'eau par des ayants-droits historiques leur permettait de spéculer sur l'eau, et donc finalement peu d'eau pouvait être échangé, ce qui ne permettait pas d'avoir un fonctionnement de marché ; et par ailleurs, bien que l'essentiel de la loi y soit consacré, la question des impacts des transferts sur des tierces parties restait largement une inconnue. Faute d'études, voire de la possibilité même de connaître et de chiffrer ces impacts, on pouvait craindre une multiplication d'actions en justice. Ce fait avait conduit les grands distributeurs d'eau de la Californie du sud à découvrir que tout simplement, l'eau la moins chère dont ils pouvaient disposer pour la population supplémentaire prévue viendrait des économies faites par la population actuelle. Et, compte tenu des consommations environ trois fois plus élevées par habitant qu'en Europe, le potentiel d'économies était considérable.

Mais il y a eu un phénomène accélérateur, qui a poussé l'autorité des services d'eau de San Diego à racheter de l'eau à des irrigants pour se prémunir contre une pénurie. C'est l'obligation faite par le gouvernement fédéral à la Californie de réduire ses prélèvements du Colorado à sa part réglementaire. Revenons en arrière pour comprendre. La partie sud de la Californie est déficitaire en eau, et elle compense historiquement ces déficits par des transferts d'eau depuis le nord de l'Etat, et depuis le Colorado au sud-est. Un ensemble de projets de certaines villes (San Francisco et Los Angeles notamment), de l'Etat et du gouvernement fédéral a permis d'interconnecter tous les fleuves de cette partie sud-ouest des Etats-Unis, pour former 'le plus grand bassin artificiel du monde'. Cependant, la politique de toujours plus d'offre a fini par être bloquée : au nord, les défenseurs de l'environnement ont empêché un projet de passage en siphon d'eau venant du nord de l'Etat (et éventuellement plus au nord encore), sous le célèbre delta intérieur de l'embouchure commune des fleuves Sacramento et San Joaquin dans la baie de San Francisco. Au sud la situation est devenue inextricable.

En effet, l'eau du Colorado était détournée pour irriguer la zone d'Imperial dès la fin du 19^e siècle, et elle arrosait près de 50.000 ha en 1901, lorsqu'une violente crue détruisit les ouvrages hydrauliques. L'eau s'écoula alors sans qu'on puisse l'arrêter vers une dépression qui était une ancienne mer asséchée, et qui est devenue la Salton Sea. Elle est régulièrement approvisionnée depuis par les surplus de l'irrigation, et elle est ainsi devenue un refuge essentiel à la faune sauvage, notamment aux oiseaux migrateurs. Et cela d'autant plus qu'au fil des décennies, la surexploitation de l'eau du Colorado a conduit à une réduction dramatique des quantités et des qualités d'eau du delta de ce fleuve, à son embouchure au Mexique, au nord de la mer de Cortez.

34 Cf. supra, note 18. Et B. Barraqué, 'Les marchés de l'eau en Californie : modèle pour le monde ou spécificité de l'ouest aride américain ? Deuxième partie : marchés de l'eau ou économies d'eau ?' in *Responsabilité et Environnement, Annales de Mines*, n°33, Eska, Janvier 2004, pp 60-68.

Le partage de l'eau du Colorado est difficile, et il a nécessité l'intervention du gouvernement fédéral en 1922. Sur la base d'une estimation du volume annuel moyen disponible de 21,7 km³, il a décidé de laisser 1,9 km³ aux Mexicains et 1,2 km³ pour l'écoulement naturel, et de partager le reste par moitié entre les 4 Etats du bassin amont et les 3 Etats du bassin aval, soit 9,3 km³ à chaque sous-bassin. Le partage au nord-ouest n'a pas posé de problème, mais au sud-est, la Californie a pris la part du lion, avec 5,4 km³, soit plus de 60%. De surcroît, elle a profité de ce que les projets hydrauliques des deux autres Etats, le Nevada et surtout l'Arizona, n'étaient pas réalisés, pour pousser ses prélèvements du Colorado jusqu'à 6,5 km³, dont 60% pour IID, et 40% pour le fournisseur d'eau en gros des villes, le Metropolitan Water District of southern California (MWD). Or, on s'est progressivement aperçu que les volumes répartis en 1922 étaient basés sur des séries statistiques limitées qui correspondaient à des années humides, et que le volume disponible était en fait plutôt de l'ordre de 16,5 km³, et c'est la raison pour laquelle l'eau n'arrive plus au Mexique, ou à des taux de salure naturelle très élevés, et aggravés par les pratiques agricoles (remontée de l'eau salée des nappes souterraines). Dans ces conditions, la moindre des choses était que la Californie revienne à ne prendre que son quota de 5,4 km³, soit la politique dite 4.4 (*four point four*), correspondant au même volume calculé en 'acres-pieds'³⁵. L'un des utilisateurs d'eau devait réduire ses droits, et vite, puisque finalement le ministère fédéral de l'Intérieur a obligé les Californiens à parvenir à un accord sur la re-répartition entre eux avant décembre 2002, faute de quoi il refuserait de prolonger le droit de sur-prélèvement actuel dans le Colorado jusqu'en 2016, comme convenu lors de la proposition 4.4 en 1996.

Or, le problème de salinité des sols avait conduit IID à combiner drainage et irrigation pour évacuer le sel, mais aussi les résidus de pesticides et d'engrais, vers la Salton Sea. A tel point que l'eau devenait toxique pour les poissons et les oiseaux, et que les terrains d'un propriétaire riverain étaient inondés. En revanche, la qualité des sols et le climat font que grâce à l'eau importée, on peut arriver à faire trois récoltes par an ! Imperial valley représente 200.000 ha irrigués et plus d'un milliard de \$ de production agricole chaque année. Les fermes sont grandes (toutes plus de 70 ha, 20% à 200 ha et plus) ; un tiers de la surface est en luzerne (suivent d'autres fourrages, du blé et de la betterave), les légumes font plus d'un tiers de la production, et l'élevage bovin est important. Mais l'agriculteur inondé, Elmore, ayant accusé IID de gaspiller de l'eau, les instances de contrôle et de gestion de l'eau de l'Etat ont trouvé que IID pouvait économiser plus de 540 millions de m³/an en réduisant les fuites de ses réseaux et en augmentant l'efficacité de l'irrigation, voire en adaptant les cultures afin de nécessiter moins d'eau et de provoquer moins d'évaporation. Notons ici pour le lecteur européen que sur l'ensemble de la Californie, l'irrigation représente plus de 11.000 m³/ha/an (certes avec souvent deux ou trois récoltes).

C'est ainsi qu'on est rentré dans cette nouvelle problématique de la possibilité d'une revente de l'eau de IID aux villes via le MWD. En effet, IID ayant déclaré qu'il n'avait pas les moyens d'investir dans les économies d'eau, MWD proposa de financer certains de ces projets en échange d'eau. L'accord était prêt en 1988, mais il fut dénoncé par l'une des tierces parties : un autre district d'irrigation, Coachella, avait rang de priorité numéro 2 après IID et avant MWD, et il réclamait sa part de l'eau...³⁶ Les menaces du gouvernement fédéral permirent finalement d'aboutir à une vente annuelle de 250 millions de m³ du quota de IID à l'autorité de l'eau du comté de San Diego, le prix demandé par MWD pour transférer l'eau étant partiellement payé par l'Etat de Californie, avec une subvention de 200 millions de \$.

Mais ce n'était pas fini, car le détournement de l'eau conduirait inévitablement à l'assèchement de la Salton Sea, sans compter que la réduction des fuites des réseaux priverait indirectement les Mexicains de l'autre côté de la frontière d'eau souterraine... Les écologistes rejoignaient les irrigants de Coachella pour bloquer l'accord. De nouvelles menaces fédérales permirent d'arriver au *Quantification Settlement Agreement* (QSA) à la fin de 2003. De l'eau serait bien revendue à San Diego et à Coachella, mais l'acheteur à IID serait le Département des Ressources en Eau de l'Etat, qui utiliserait le produit de sa propre revente de l'eau à MWD pour créer un fonds de restauration de la Salton Sea ; le QSA prévoit également un transfert allant jusqu'à 190 millions de m³ d'eau en cas de

35 Un acre-pied est une hauteur d'eau d'un pied sur un acre, et cela correspond à 1234 m³. Pour calculer rapidement de tête, diviser par 8 et multiplier par 10.000 pour obtenir des m³.

36 Voir mon article sur le difficile partage de l'eau du Colorado, cité supra note 18.

sécheresse pour garantir le niveau de cette mer intérieure, qui reçoit actuellement 1,7 km³ par an dont 85% vient du drainage agricole et des pertes d'eau. En définitive, la mise en jachère de terrains de IID, plus immédiate qu'une politique de lutte contre les fuites, permet à MWD de récupérer 96 millions de m³. San Diego obtient une moyenne de 240 millions de m³/an pendant 110 ans. En contrepartie, ce comté doit réserver une somme de 20 millions de \$ à déboursier sur 50 ans pour compenser les impacts négatifs du transfert sur des tierces parties de l'Imperial Valley.

Là-dessus, des économistes se sont livrés à des calculs pour savoir si la vallée en question y gagnait ou y perdait. L'économiste attiré de IID a estimé qu'en remplaçant les économies d'eau par de la mise en jachère, on perdrait 20 millions de \$/an, au lieu de gagner la même somme. Donc la protection de la Salton Sea représentait un manque à gagner de 40 millions annuels. Selon une autre estimation, la mise en jachère de près de 5.000 ha de terre agricole aurait un impact négatif de 6 à 9 millions de \$ pour la saison 2004-05 sur l'économie locale, ou encore de 1850 \$/ha de jachère. Une des raisons avancées est qu'au lieu de laisser les agriculteurs choisir volontairement les parcelles à mettre en jachère, IID avait acheté les terrains pour les geler lui-même.

Une autre critique à la solution choisie est que l'affaiblissement de l'agriculture peut conduire à des processus irréversibles, notamment du fait de la pression foncière à l'urbanisation qui reste très forte dans le sud californien. C'est pourquoi les tenants de cette position regrettent que la solution ait été imposée si vite : à peine est-elle mise en œuvre que l'on découvre des possibilités d'économies d'eau et de réduction de la lixiviation du sel vers la mer intérieure, sans oublier la protection des intérêts des Mexicains en aval, notamment par une augmentation des surfaces consacrées aux fruits et aux légumes, ce qui permettrait de mieux alimenter une population dont on concentrerait la croissance sur la côte au lieu de la laisser s'étaler dans les déserts intérieurs. De plus, le QSA ne contient aucune disposition relative aux économies d'eau à faire en ville. Pourtant la consommation par habitant est actuellement de près de 800 litres/personne/jour, chiffre qui pourrait être divisé par trois ! Certes, il faut tenir compte du fait que des économies urbaines trop rapides mettraient en péril l'équilibre financier des services publics, mais l'eau transférée va coûter à terme 0,34 \$/m³, et certaines politiques d'économies d'eau coûteraient moins cher.

En définitive, ce qui aura le plus manqué à cet arrangement complexe, c'est sans doute la mise en place d'une institution interrégionale appropriée pour davantage prendre en compte les effets secondaires induits par les différentes stratégies envisageables, afin d'atteindre dans de meilleures conditions l'objectif de réduire les prélèvements totaux du sud californien malgré la croissance économique dont il bénéficie. Mais personne ne remet en cause le principe du transfert de l'eau de la campagne vers la ville si le besoin est réel et si une éthique du développement durable et équilibré prévaut, compte tenu des gains économiques globaux de ces transferts : il faut que l'écosystème aquatique conserve sa priorité, et que les impacts sociaux ne soient pas ruineux, au sens propre, pour les agriculteurs.

2.3.3.8. Le Plan pour l'Eau de la Californie

En décembre 2005, l'Etat de Californie, et plus précisément son département des ressources en eau, a publié une mise à jour du plan de gestion de l'eau d'ici à 2030. Le Directeur de ce département introduit le document publié en 5 volumes de façon intéressante pour nous : "ceci n'est pas simplement une mise à jour du plan pour l'eau... mais constitue une transition fondamentale dans la façon dont l'administration de l'Etat doit interagir avec les collectivités locales et les groupes d'intérêt pour s'occuper des ressources en eau... Nous devons prendre en compte un éventail plus large de questions liées à cette gestion, les demandes en eau concurrentes, de nouvelles approches de la fiabilité des approvisionnements en eau, et de nouvelles méthodes de financement... Le stockage et l'adduction traditionnels seront adaptés pour inclure davantage d'économies d'eau, de recyclage, de dessalement, et bien d'autres stratégies. Et aujourd'hui, les services locaux et les collectivités commencent à travailler ensemble à la réalisation de plans régionaux de l'eau plus intégrés et plus efficaces pour leur coût..."

On ne peut pas résumer ici l'ensemble du document, car il dépasse largement la question de la sécheresse et de la pénurie³⁷. Nous avons simplement tiré les 'bonnes feuilles' qui nous concernent. Pour l'essentiel cependant, le plan encourage les partenariats régionaux pour la répartition plus efficace de l'eau, et l'aide financière à des approches nouvelles comme les économies, le recyclage et les techniques dites non conventionnelles (dessalement en particulier), sans oublier la reconquête des champs d'expansion de crues et la restauration des écosystèmes. Le plan introduit la dimension du changement climatique au moins en ce qui concerne le risque d'inondation (océan et fleuves), et l'entretien du réseau des digues du *Bay Delta*, qui a laissé à désirer ces dernières années. Le gouverneur A. Schwarzenegger a annoncé en Janvier 2006 qu'il voulait consacrer 35 milliards de \$ en 10 ans à la mise en œuvre du plan. Les chambres de l'Etat sont prêtes à demander aux électeurs de voter un emprunt obligataire de 3 milliards en 2006 et de 6 milliards en 2010, ainsi que de créer un Water Resource Investment Fund, pour offrir une source de financement stable et à long terme pour les projets pour l'eau.

Cependant, les défenseurs de l'environnement, en particulier Peter Gleick du Pacific Institute, estiment que le plan ne fait pas assez de place aux économies d'eau dans les services publics des villes, dans l'industrie et dans l'agriculture : "les usages de l'eau dans l'Etat pourraient être réduits de 30% dans les deux décennies à venir malgré l'augmentation de la population" et ils ajoutent que ces économies sont moins onéreuses que l'investissement dans de nouvelles ressources. C'est assez évident, surtout d'un point de vue européen, où on a aussi un champ d'économies avantageuses, bien qu'on parte de niveaux de consommation bien plus modestes.

Le plan pour l'eau comprend un volume 2 destiné à présenter 26 éléments de stratégie pour améliorer la gestion de la ressource. L'agriculture est concernée par plusieurs d'entre eux, mais plus particulièrement par les quatre suivants : la gestion maîtrisée des terres agricoles, la gestion plus efficace de l'eau par l'agriculture, les transferts d'eau entre ayants-droits, et le renoncement à l'eau importée de la part des agriculteurs.

La gestion maîtrisée (*stewardship*) des terres agricoles recouvre un ensemble de pratiques qui permettraient de protéger l'environnement ordinaire sur des étendues bien supérieures à celles que l'administration acquerrait au nom de la protection. Il s'agit donc en fait d'éviter de devoir recourir à la 'sanctuarisation'. Les éléments comprennent la réduction de l'érosion et du ruissellement, la protection des berges des cours d'eau, la fourniture de zones ombragées pour les poissons, les haies brise-vent, les cultures intermédiaires couvre-sols, la ré-extensification... une partie d'entre elles ont été évoquées au début de ce chapitre. L'agriculture et l'élevage californiens sont désavantagés par rapport au reste du pays, parce que les programmes agri-environnementaux nationaux privilégient les grandes cultures, alors que la Californie fait davantage de cultures spécialisées. Ainsi ne reçoit-elle que 3% des fonds d'aide à ce ménagement du territoire, alors qu'elle fournit 13% de la nourriture et des fibres végétales du pays. Le principal problème est alors de créer une agence de coordination entre les diverses administrations d'Etat et fédérales, afin de mieux répartir et suivre les divers sous-programmes d'éducation et de recherche, de mise en œuvre, d'aide, etc.

L'efficacité de l'irrigation constitue un enjeu majeur en Californie : on utilise 42 km³ d'eau en moyenne annuelle pour irriguer plus de 3,8 millions d'ha, (soit 11.000 m³/ha/an)³⁸, et on dispose d'un potentiel d'économies, soit pour irriguer davantage de terrains (notamment des vergers au goutte-à-goutte), soit pour rendre une partie de l'eau à d'autres usages ou à l'écosystème. Pour mieux mettre en œuvre les politiques d'efficacité hydrique décidées au début des années 1990 par des lois fédérales (concernant le Central Valley Project) et de l'Etat, 74 fournisseurs d'eau d'irrigation (desservant plus de la moitié des surfaces irriguées) et 3 organisations environnementales ont créé ensemble un Conseil de gestion de l'Eau Agricole en septembre 2005, qui a défini un ensemble de mesures d'efficacité classées en 3 groupes : celles qui s'appliquent partout (réaliser un plan de gestion, désigner un coordinateur des économies d'eau, offrir des services de conseil en économies aux usagers, évaluer les besoins de changements institutionnels et inter-institutionnels), d'autres qui sont soumises à une évaluation préalable obligatoire des bénéfices nets escomptés (comptage et rapportage des utilisations

37 Le rapport complet du plan est téléchargeable depuis le site : <http://www.waterplan.water.ca.gov/cwpu2005/>

38 à comparer à l'Espagne, qui utilise environ 24 km³ pour irriguer 3,4 millions d'ha.

d'eau, tarifications spécifiques) et enfin des pratiques liées à des conditions locales particulières. Les surfaces en micro-irrigation ont plus que doublé en 10 ans, passant de 300.000 ha à 760.000 ha, et on considère qu'on peut encore convertir 1,5 millions ha avec profit. Une étude des coûts et des avantages liés à une amélioration de 85% de l'efficacité de l'irrigation dans une région hydrologique donnée, estime possible de réduire l'utilisation nette d'eau de 150 millions à 700 millions de m³ en 2030, pour un coût très variable selon les cas, allant de 0,028 à 0,73 \$/m³. De plus, l'étanchéification de deux grands canaux d'adduction de Californie du Sud (All American Canal et Coachella Branch Canal) pourrait fournir 120 millions de m³ d'eau par an pour un investissement de 220 millions de \$. Au total, cette politique d'efficacité hydrique pourrait économiser 880 millions de m³ par an pour un investissement de 4 milliards de \$. Le principal problème est que les administrations fédérales et de l'Etat ne tiennent pas leur promesse de financer chacune un quart du programme prévu de 2000 à 2007, soit 1,5 à 2 milliards. Et en définitive, le manque sera en partie compensé par la vente d'eau aux villes.

Les transferts d'eau entre ayants-droits ont déjà été évoqués ici avec le cas de IID – San Diego, qui constitue le plus important d'entre eux. Pourtant il n'est pas le seul, et le volume total transféré est passé de 100 millions de m³ à 1,5 km³ de 1985 à 2001, dont 80% sur une basse annuelle, et 20% plus permanents c'est-à-dire pour des durées pouvant atteindre 35 ans. En quinze ans, la structure de cette politique a changé : si au début les transferts se sont développés en années de sécheresse et au profit des villes (les 250 millions de m³ de la Californie du Sud), plus récemment ils se sont accrues, alors qu'on était en années humides, au profit des milieux aquatiques (protégés par les défenseurs de l'environnement) et davantage encore au profit d'agriculteurs, à tel point qu'aujourd'hui, cette catégorie d'usage reçoit plus de la moitié du total. Les controverses initiales semblent donc s'estomper, notamment parce que tous les Californiens doivent faire face à la réduction fédérale de leurs prélèvements. On est bien passé de la sécheresse à la pénurie. En plus des volumes actuels, respectivement 370 et 500 millions de m³ pourraient être libérés dans les vallées de Sacramento et de San Joaquin par l'abandon de 20% des surfaces en riz de la première et à 20% des surfaces en coton de la seconde, pour un impact de moins de 1% sur l'économie locale. Une autre étude a montré qu'en réduisant les effets du manque d'eau à 80% à l'avenir, les transferts et les banques d'eau en sous-sol pourraient fournir jusqu'à 1,3 milliards de \$ par an de bénéfices. L'éventail des prix payés pour l'eau transférée va de 0,06 à 0,15 \$/m³, mais comme nous l'avons vu, il faut y ajouter le coût du transport, et celui lié à la compensation des effets indirects sur des tiers.

Enfin, les renoncements à l'eau des agriculteurs, sont évoqués dans le dernier chapitre du volume 2 des stratégies de gestion, qui couvre diverses autres mesures comme le recueil de l'eau du brouillard. Pour les agriculteurs, il s'agit principalement des jachères partielles ou temporaires, du renoncement à l'irrigation et du choix de cultures ne nécessitant que la pluie naturelle, et enfin des pratiques de non-labourage ou de labourage léger qui offrent l'avantage de mieux retenir l'eau dans le sous-sol tout en réduisant l'érosion. Le problème est que ces politiques doivent prendre en compte leurs effets induits sur le plan social, et donc le plan recommande que des systèmes d'aide au moins technique soient mis en place pour inciter les agriculteurs à innover.

2.3.3.9. Quelques questions relatives à la gestion collective dans le cas français

Les éléments ci-dessus concernant les expériences étrangères (Californie, Australie) permettent d'évaluer les avantages et inconvénients de systèmes de gestion collective de la ressource, en mettant notamment l'accent sur les procédures de mise en œuvre. Nous introduisons à présent une liste de questions relatives à l'adaptation collective à la sécheresse dans le cas de la France, auxquelles l'on répondra de manière brève.

a) Une gestion de crise est-elle suffisante ?

La gestion de crise doit pouvoir s'appuyer sur une politique structurelle permettant de rétablir durablement l'équilibre entre offre et demande en eau. L'évolution de la législation va justement dans

le sens d'une meilleure protection de la ressource en eau, mais aussi de la nécessité d'assurer avant tout l'Alimentation en Eau Potable, dans une optique de gestion intégrée de la ressource.

b) Les systèmes de "gestion volumétrique" sont-ils une voie à développer ?

Il est nécessaire de faire évoluer les systèmes de gestion volumétrique afin de favoriser un meilleur ajustement entre offre et demande en eau (définition d'un volume global à partager entre les irrigants en fonction de la disponibilité en eau totale et des autres usages de l'eau). Ces systèmes sont bien plus performants que ceux basés sur les tarifications à la surface ou au forfait (voir Johansson et al., 2002), mais impliquent des coûts de mise en place (pose de compteur) et surtout de contrôle très importants. De plus, la littérature économique sur le sujet (voir Johansson et al., 2002) concluent plutôt à des recommandations mitigées, le rôle des conditions locales pouvant conduire à privilégier des systèmes de gestion plus simple si ces coûts de contrôle dépassent les avantages d'une tarification proportionnelle aux volumes consommés. De plus, analyser plus finement la fiabilité des systèmes de gestion volumétrique nécessiterait d'évaluer leur efficacité réelle en cas de crise, ainsi que leur acceptabilité par les irrigants. La possibilité de *free-riding* (phénomène de passagers clandestins, profitant d'un bien commun auquel ils ne contribuent pas ou trop peu) doit également être envisagée.

c) Faut-il favoriser la mise en place d'organisations collectives d'irrigants ?

L'avantage des organisations collectives d'irrigants réside notamment dans le fait que les pouvoirs publics disposent d'acteurs constitués concernés. La mise en place de telles organisations permet en outre la mise en place de mesures du type tours d'eau. Une comparaison avec des systèmes plus centralisés fait encore défaut, sur la base d'une analyse coût-bénéfices.

d) Les PGE (Plans de Gestion d'Etiage) peuvent-ils constituer un instrument de régulation territoriale satisfaisant de la gestion quantitative de l'eau ?

Les PGE n'ont pas de valeur légale. La maîtrise d'ouvrage est assurée par les EPTB (Etablissements Publics Territoriaux de Bassin) ou les SAR qui sont aussi maîtres d'ouvrage de grands projets d'aménagements hydrauliques, alors que les PGE doivent avoir un rôle de justification de tels projets (voir à ce sujet le problème du projet de barrage-réservoir de la Trézence, voir Allain, 2005).

e) Les SAGE (Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux) peuvent-ils être des instruments de régulation territoriale satisfaisants de la gestion quantitative de l'eau ?

La réponse à cette question fait intervenir plusieurs conditions préalables. Tout d'abord, cela dépend de la possibilité de définir de manière adaptée le périmètre au départ (problèmes des zones littorales, des grands bassins...). Il est également nécessaire de procéder à une réelle mise en débat des questions de gestion quantitative de l'eau au sein de la CLE et à viser la mise en place de règles effectives de gestion quantitative de l'eau (voir le problème du SAGE Boutonne : Allain, 2002, 2005). Une autre condition est que la mise en œuvre du SAGE permette d'appliquer les règles et recommandations émises et que le caractère collégial de la délibération demeure. Le premier point soulève la question de l'articulation entre SAGE et instruments financiers du type contrat de rivière, ainsi que la question de la pérennité des moyens attribués. Il convient enfin de traiter le problème des transferts entre bassins hydrographiques.

f) Les SAGE peuvent-ils être des instruments de régulation territoriale suffisants de la gestion quantitative de l'eau ?

A priori non, dans la mesure où certaines questions de gestion quantitative ne peuvent être traitées à l'échelle d'un bassin versant, ne relevant pas seulement de la gestion de l'eau mais aussi de choix d'aménagement du territoire. Voir à ce sujet par exemple la question de l'alimentation en eau de la Gascogne par la Garonne (projet de Charlas, voir Allain, 2005).

g) Les SAR et EPTB peuvent-ils jouer un rôle prépondérant dans la gestion quantitative de l'eau au plan territorial ?

Une condition nécessaire pour ce faire est que leurs politiques en la matière soient définies par un instrument de type SAGE. Une réflexion est nécessaire sur l'évolution des EPTB par rapport aux SAR.

h) Une régulation territoriale de la gestion quantitative de l'eau est-elle suffisante ?

Certaines questions de gestion quantitative soulèvent des questions de politique nationale. Par exemple, dans le cas du barrage de Charlas, la question de l'offre en eau disponible à l'échelle de la Garonne met en jeu la politique énergétique (place de l'hydro-électricité, voir Allain, 2005).

2.3.3.10. Conclusion

Il faut conclure ici que si ces pratiques deviennent courantes au pays de la première agriculture du monde, elles devraient pour le moins être expérimentées dans celui de la deuxième. Rappelons qu'en Californie, il y a plusieurs centaines d'expériences de *Watershed Partnerships*³⁹, qui permettent d'organiser la flexibilisation des répartitions de la ressource notamment pour traiter la pénurie de façon plus durable. Or en France, nous avons aussi de très nombreux contrats de rivière, ou de bassins d'alimentation de captage, contrats de pays et d'agglomération, dans lesquels les Agences de l'eau donnent des aides renforcées pour subventionner les efforts de coordination. Si, au lieu de considérer ces programmes comme autant de lieux d'opacité de la politique de l'eau, on voulait bien comprendre qu'ils coûtent moins cher qu'ils ne rapportent, et si, au lieu de dénoncer le 'vol de redevances' dont feraient l'objet les citoyens de la part des agriculteurs, on comprenait que c'est l'intérêt de ces derniers d'aider les agriculteurs à changer de pratiques lorsque cela coûte moins cher que de chercher des solutions techniques, on pourrait faire de grands progrès dans l'application de la Directive Cadre sur l'Eau. L'idée est de chercher un recouvrement des coûts global au niveau d'un partenariat territorialisé d'usagers de l'eau, plutôt que secteur par secteur au niveau national ; car dans cette seconde stratégie, on sait d'avance qu'on ne l'appliquera pas aux agriculteurs.

39 Voir les travaux de notre collègue Paul Sabatier à l'université Davis.

2.3.4. Les outils économiques dans le cadre de la politique de l'eau

Cette partie concerne les différentes options d'action économique envisageables par les pouvoirs publics, dans le cadre de la gestion des ressources en eau, et applicables aux situations de sécheresse. Nous ne présentons ici que les outils économiques sur lesquels les politiques publiques peuvent s'appuyer.

On peut sommairement porter deux regards sur l'occurrence récente de sécheresses rapprochées dans notre pays. Selon le premier, ces sécheresses sont autant de signaux avancés d'une évolution lente des conditions climatiques, et l'on doit considérer ces épisodes comme des conditions relativement récurrentes de l'activité agricole dans un futur proche. Selon le second, l'occurrence rapprochée de sécheresses n'est qu'un événement aléatoire, rien ne permettant d'en conclure quoi que ce soit sur leur fréquence future. On a montré dans la première partie du rapport, qu'en l'état actuel de nos connaissances sur le climat, rien ne permettait de trancher entre l'une ou l'autre vision de l'avenir des sécheresses en France. Mais cette incertitude n'est pas sans conséquences sur les voies possibles d'intervention des pouvoirs publics. Si l'on adopte la première vision, il s'agit de donner les moyens à l'agriculture de s'adapter progressivement à de nouvelles conditions climatiques par des politiques conçues sur la durée, visant tant à sécuriser les approvisionnements en eau qu'à optimiser l'usage du facteur dans les systèmes de production. Si l'on adopte la seconde, les sécheresses sont un risque collectif dont les remèdes peuvent être trouvés par des réformes du système d'indemnisation des calamités agricoles, l'ouverture à l'assurance privée en constituant une option à explorer sérieusement. Comme dans le reste de l'expertise, on explorera principalement le premier scénario de sécheresses récurrentes. Les voies assurantielles ont été décrites plus haut et l'on n'y reviendra pas.

Face à une perspective de tensions récurrentes sur la ressource du fait de sécheresses répétées, on peut envisager trois grandes voies d'action de la puissance publique. Elle peut chercher à accroître durablement les disponibilités (politique de création de ressources), elle peut accompagner des adaptations de l'agriculture à la sécheresse se traduisant par des diminutions des prélèvements agricoles (politique de réduction des demandes), elle peut soutenir la mise en place de systèmes de gestion collective visant à une meilleure adéquation des disponibilités aux besoins (politique de gestion équilibrée). La première voie d'action possible par création de nouvelles ressources n'est pas du ressort de l'expertise et ne sera évoquée que pour mémoire. Les enjeux de la gestion concertée ont été évoqués précédemment. On se concentrera donc essentiellement ici sur la voie de la régulation de la demande, en particulier à partir d'outils économiques comme la tarification.

2.3.4.1. Accroître les disponibilités

Les systèmes agricoles de production français n'ont pas été conçus pour être sécurisés au plan des orientations de production vis-à-vis de sécheresses répétées. Le progrès agronomique a surtout visé l'accroissement des rendements et les risques agricoles identifiés et combattus concernaient surtout le gel, la grêle ou la santé des plantes et des animaux de rente. La sécheresse était jusqu'à présent considérée comme un événement exceptionnel, sauf dans le domaine méditerranéen bien entendu, protégé contre ce risque par une politique volontariste d'aménagements hydrauliques à partir du massif alpin. Le massif pyrénéen étant déjà largement mobilisé, une telle option peut difficilement être étendue à la sécurisation des approvisionnements dans le Sud-Ouest. Il est néanmoins clair que dans un scénario de sécheresses récurrentes, l'option d'un développement de l'hydraulique agricole dans cette région doit être sérieusement considérée. Le recours à la micro-irrigation à partir de retenues collinaires est également une option possible, mais de portée limitée, cette politique de constitution de réserves ayant déjà été largement développée à partir des années 90 et le nombre de sites favorables n'étant pas indéfiniment extensible.

L'accroissement des disponibilités hydrauliques à partir de barrages réservoirs doit faire l'objet d'une analyse économique de type coûts-bénéfices approfondie. Les sites les plus favorables, c'est-à-dire les ouvrages de retenue les moins coûteux à réaliser et à maintenir, ont d'ores et déjà été équipés. Ne

subsistent dans le Sud-Ouest qu'un nombre très limité de sites assortis de contraintes diverses, au plan environnemental, de la qualité de l'eau dans les retenues ainsi que d'infrastructure d'acheminement de la ressource aux utilisateurs ou de prise d'eau pour leur réalimentation.

Deux autres options sont à considérer pour augmenter la ressource disponible : un déstockage accru à partir des ouvrages hydroélectriques ou une plus grande mobilisation des ressources en eaux souterraines. La première option a déjà été largement exercée dans le Sud-Ouest au travers des conventions de soutien d'étiage. Une augmentation des volumes distribués en été par ce biais se heurte à deux difficultés : le renchérissement du prix de l'énergie qui ne peut qu'entraîner une augmentation du préjudice énergétique subi par EDF et les engagements de la France en matière de recours aux énergies renouvelables pour réduire les émissions de carbone, politique qui suppose une mobilisation accrue du potentiel hydroélectrique. La seconde option peut être limitée par les potentialités du milieu (cas de la Charente) ou sujette à des contraintes résultant de la directive européenne "eaux souterraines", directive "fille" de la DCE. On notera que l'opportunité des différentes options peut difficilement s'envisager à un niveau global et requiert une analyse quasiment au cas par cas. Un certain nombre d'études d'impacts préliminaires sont donc requises avant de pouvoir construire un diagnostic global.

2.3.4.2. Régulation de la demande en eau agricole : restrictions ou tarification ?

La régulation de la demande agricole en eau a fait l'objet de multiples études internationales. La logique économique voudrait que les pays où l'eau est la plus rare adoptent des systèmes de tarification d'accès à l'eau fixés à des niveaux élevés, mais les études montrent que c'est loin d'être le cas. Dans des pays comme l'Égypte ou l'Albanie, l'eau est gratuite pour les agriculteurs (Chohin-Kuper et al., 2002). D'autres pays, comme la Turquie ou l'Italie pratiquent des tarifications forfaitaires à l'hectare, systèmes non fondés sur la consommation effective de ressource, et, à ce titre, peu incitatifs aux économies d'eau. On trouve également ce type de tarification dans certaines régions en France, en Espagne ou en Grèce. La tarification de l'eau proportionnellement au volume consommé n'est présente que dans certaines régions françaises (sur les périmètres gérés par des ASA ou des SAR en fait) ainsi que dans certaines parties du Maroc, de la Tunisie et de l'Espagne. Les tarifications sophistiquées par paliers de consommation, qui constituent le système de tarification le plus incitatif aux économies d'eau, ne s'observent qu'en Jordanie et en Israël. Bien entendu, non seulement le mode tarifaire importe mais aussi son niveau. Une tarification volumétrique simple peut être fixée à un niveau élevé incitant ainsi fortement à des économies d'eau alors que des systèmes complexes par tranches mais avec des niveaux de prix faibles ne créeront pas de telles incitations : c'est le cas de la France par rapport à la Jordanie par exemple (Chohin-Kuper, 2002).

2.3.4.2.1. Allocation des ressources par système de quotas

La mise en place de tarifs suppose en contrepartie que les utilisateurs acquittant un prix obtiennent les volumes qu'ils demandent. Selon la nature du système d'approvisionnement, cela peut ne pas être garanti. C'est pourquoi on observe également beaucoup de systèmes d'allocation par quotas de l'eau en agriculture. Le gestionnaire évalue les quotas mis à disposition de manière à minimiser les risques de défaillance d'approvisionnement (usuellement un seuil de défaillance d'une année sur dix est visé). Dans le contexte d'une gestion par quota, la tarification peut ne plus avoir de rôle incitatif mais simplement permettre au gestionnaire de récupérer le coût de fonctionnement du service auprès des bénéficiaires. Les problèmes posés par les systèmes de quotas sont bien connus et peuvent être résumés ainsi.

1. Le quota devient généralement un "droit acquis". C'est-à-dire que de nouveaux irrigants potentiels n'obtiendront pas de redistribution des quotas et devront attendre que des quotas existants se libèrent. Il se crée ainsi des files d'attente où ceux qui bénéficient de quotas ne sont pas nécessairement ceux qui rentabilisent le mieux l'eau. On trouve ce problème de liste d'attente dans le système Neste par exemple.

2. Le quota peut être accordé pour une durée limitée (une année typiquement). Donc faute de possibilité de report d'une année sur l'autre, l'irriguant qui ne mobilise pas tout son quota une année donnée perd ce qu'il ne consomme pas. Il est ainsi incité, quoi qu'il arrive, à consommer tout son quota, ce qui ne pousse pas aux économies d'eau. Là encore, cet effet dépend de la taille du quota attribué. Les systèmes souples avec possibilité de report sont donc préférables pour économiser la ressource. On peut observer de tels systèmes en Charente et en Beauce, dans le cadre de la gestion volumétrique.
3. Les quotas peuvent être transférables ou non transférables à des tiers. Dans le premier cas, se forme une sorte de marchés de droits d'eau. En l'absence de coûts de transaction, un système de quotas transférables a les mêmes performances qu'un système de tarification incitative. Les effets pervers du "grand fathering", c'est-à-dire d'une allocation initiale des quotas à partir des irrigants existants lorsque le système est mis en place sont corrigés. Ce système de quotas transférables a été mis en place en Californie (projet Central Valley) pour corriger l'inefficacité de la distribution initiale de ressource entre les agriculteurs, ainsi qu'entre les agriculteurs et les municipalités (Dinar et al., 2004). En pratique, son intérêt est limité par les coûts de transaction entre acheteurs et vendeurs potentiels de droits, surtout s'ils sont éloignés géographiquement dans un bassin versant. Les quotas non transférables prennent assez rapidement la forme de droits assis sur la propriété foncière (Anderson, 1983), transmis par héritage. Il peut aussi se faire que la répartition initiale de la ressource l'ait été au travers d'une concession foncière comme dans certains Etats du Sud-Ouest des Etats-Unis. Cette pratique est à la base du "water farming" observé au Nouveau-Mexique, au Colorado, au Texas et en Arizona. La seule manière d'accéder à l'eau pour les municipalités est d'acheter des terres et donc les droits d'eau associés. Ce système très coûteux pour la collectivité a beaucoup profité aux spéculateurs immobiliers (Colby, 1989), la raison sociale de l'exploitation agricole se trouvant complètement détournée au profit de la vente d'eau ou de terres aux collectivités locales pour l'alimentation en eau potable des populations. Un tel système présente donc de multiples effets pervers, effets qui ne peuvent être réduits que par une remise en question périodique de l'ensemble des droits d'eau distribués, au travers d'un système de concession temporaire, par exemple.

2.3.4.2. Les outils tarifaires

Les problèmes posés par les systèmes de quotas ont suscité un intérêt croissant pour les outils tarifaires dans de nombreux pays (Savedoff, 1999). Mais ces outils sont encore très inégalement développés, la tarification, lorsqu'elle existe, étant généralement basée sur des surfaces équipées pour l'irrigation. Dans une enquête mondiale portant sur 12,2 millions d'ha (d'exploitations) irriguées, Bos et Walters (1990) ont montré que la tarification forfaitaire à l'hectare concerne 60% de ces surfaces et que la tarification au volume consommé ne concerne que 25% des cas (les 15% restants ne faisant l'objet d'aucune tarification). Les outils tarifaires les plus courants sont les suivants :

1. **Tarification à la surface.** Système le plus courant dans le monde, il s'applique généralement aux superficies équipées pour l'irrigation, plus rarement à l'ensemble de la surface agricole (Tsur, 2005). Ils ont généralement pour fonction de récupérer le coût de fonctionnement du service. C'est pourquoi l'on observe des tarifs à l'hectare plus élevés en irrigation sous pression qu'en irrigation gravitaire ou lorsqu'il existe des infrastructures spécifiques (canaux, réservoirs) gérés collectivement.
2. **Tarification au produit.** Le tarif acquitté est assis sur le volume de récolte. Rarement observé, ce système peut être proche d'une tarification volumétrique en zone aride où le seul apport en eau aux cultures provient de l'irrigation, si du moins l'on admet l'existence d'une relation quasi-linéaire entre rendement et consommation d'eau. Des performances analogues à celle de ce système peuvent être obtenues en taxant l'usage d'inputs fortement complémentaires à l'irrigation, par exemple une taxe sur l'électricité ou sur le fuel nécessaire aux fonctionnements des équipements d'irrigation. Bien que concevable en principe, ce système tarifaire par taxation des inputs complémentaires n'est pas utilisé aujourd'hui.

3. **Tarification au volume.** Le tarif est assis sur le volume consommé. Une alternative est une tarification au temps (lorsque le débit d'arrosage est connu par ailleurs) ou en proportion du volume résiduel dans le réseau d'acheminement (rivière ou canal) lorsque la consommation individuelle n'est pas mesurée directement. Ce type de tarif simple, dit monôme ("flat-rate" en anglais) admet de nombreuses variantes plus ou moins sophistiquées.
4. **Tarifs par tranches ("Block rate tariff").** La tarification par tranches ou "multinôme" est un système où le prix par mètre cube consommé varie par saut avec le niveau de consommation. Ce système est rarement observé en pratique. En principe, le taux doit augmenter avec la tranche, mettant ainsi en place un prix plus dissuasif pour les gros consommateurs que pour les petits. Mais il arrive qu'on observe des systèmes à tranches descendantes, avantageant les gros consommateurs. Ces pratiques sont heureusement très rares et résultent en général d'un surdimensionnement préalable des infrastructures qui oblige le gestionnaire à essayer de fournir davantage d'eau que ce que les utilisateurs en demandent pour équilibrer ses comptes et supporter les coûts de maintenance.
5. **Tarifs binômes ("Two-part tariff").** Le tarif se compose d'une partie fixe, ou "abonnement" au service d'eau, et d'une part variable, proportionnelle au volume requis par l'utilisateur. La partie fixe permet la récupération des coûts fixes du service (annuités de remboursement des emprunts contractés pour les investissements par exemple). Elle correspond également à un principe d'équité en présence de rendements localement croissants des infrastructures comme les barrages réservoirs par exemple. En effet les coûts de construction et de maintenance de ces derniers augmentent moins que proportionnellement au volume retenu, du moins jusqu'à une certaine limite. Il est dans ce contexte plus rentable pour la collectivité d'avoir un nombre réduit d'ouvrages de grande taille qu'une multitude de petits ouvrages. Ceci entraîne que la présence sur un site donnée de gros consommateurs justifie la construction de l'ouvrage, bénéficiant ainsi indirectement aux petits consommateurs dont les seuls volumes prélevés additionnés n'auraient pas justifié l'investissement. Le fait que la partie fixe soit la même pour tous les consommateurs, petits ou gros, se justifie alors par cet argument que les petits bénéficient de la présence des gros et doivent supporter à parité avec eux le coût fixe de l'investissement. La partie variable doit en principe s'identifier à la valeur marginale de la ressource, soit vis-à-vis de ses autres usages possibles, soit selon des critères de rareté définis de manière physique. Mais en pratique, les niveaux de prix résultent de négociations ou de procédures de tâtonnement : on met en place un tarif, on observe la réaction de la demande, puis on le modifie pour se rapprocher d'un objectif préalable d'économie d'eau (Dinar, 1997).
6. **Prix de bonification ("Betterment fees").** Lorsque les volumes consommés ne peuvent pas être observés directement, mais que les prix des terres sont connus, on peut asseoir le tarif sur le différentiel de prix des terres entre superficies irriguées et superficies non irriguées. Ce différentiel mesure en principe le gain de rentabilité permis par l'accès à l'eau. On trouve ces pratiques dans certains pays asiatiques. Il s'agit en fait d'une variante affinée de la tarification à la surface.
7. **Marchés de droits d'eau.** On trouve de tels marchés un peu partout dans le monde. Ils ont rarement un statut clair, l'idée de "marché" étant ici étendue à des procédures d'échanges d'eau formelles ou informelles, organisées ou spontanées (Tsur, 2005). Ces procédures d'échange peuvent porter sur des droits permanents ou sur des droits échangés pour une durée de temps limitée (en cas de fortes contraintes sur la ressource disponible par exemple). On parle de marchés "spots" ("au comptant" par opposition à "à terme") dans ce dernier cas. Le peu de marchés de droits existants peut s'expliquer par des résistances des ayants droits (surtout si le système initial fonctionne par quotas non transférables ou avec des prix quasi nuls pour l'eau d'irrigation) (Easter et al., 1998). Les autorités administratives traditionnelles peuvent également s'opposer aux marchés de droits (Wilson, 1997), système qui restreint leur pouvoir d'intervention, ainsi que leur capacité à capter et à fidéliser des clientèles (cas de nombreux pays en développement). De tels systèmes ont été instaurés formellement au Chili (Central Valley) et en Australie (état de Victoria). On observe aussi des marchés spots spontanés (donc informels) dans d'autres pays comme le Brésil (Kemper et Olson, 2000), le Mexique (Thobani, 1998), l'Asie du Sud (Shah et Zilberman, 1991). L'émergence de structures informelles résulte soit de traditions antérieures soit

de l'inefficacité constatée par les usagers de l'administration de la ressource. Structures formelles et informelles peuvent d'ailleurs se chevaucher comme au Pakistan (Rinaudo, 1997).

Alors que l'analyse économique prédit qu'un tarif volumétrique simple ou en partie double permet d'assurer une régulation collectivement efficace de l'accès à l'eau des irrigants, force est de constater que l'on n'observe nulle part un tel système qui soit basé sur la valeur marginale sociale de l'eau pour les usagers. En pratique, les systèmes de tarification en place sont peu efficaces et extrêmement variés d'un pays à l'autre, voire d'une région à l'autre d'un même pays. Que les niveaux de prix pratiqués diffèrent se conçoit aisément en raison de disponibilités et de besoins variés pour la ressource. Que les systèmes pratiqués soient aussi différents ne peut s'expliquer que par des difficultés pratiques de mise en œuvre d'une tarification sur le terrain. Les économistes appellent "problème d'implémentation" cette question et l'analysent comme la recherche d'un optimum de "second rang", la moins mauvaise solution possible au problème du partage de la ressource bien qu'en deçà de la solution efficace, solution dite de "premier rang".

Tableau 1. Les différents modes de tarification de l'eau (Johansson 2002)

| Type de tarification | Mise en place | Efficience potentielle (horizon de l'efficience) | Contrôle de la demande |
|---|---|--|--|
| Proportionnel à la surface irriguée | facile | aucune | Via des restrictions sur cultures (zonage) ou sur extension des périmètres irrigués |
| Tarif proportionnel à la production (ou à un intrant) | moins compliquée que les options suivantes | second rang (court terme) | Suppose une efficience technique élevée dans l'usage de l'eau. L'action sur le prix des produits (taxes) doit entraîner une diminution de la demande. en eau. A des effets ambigus à moyen terme (sous investissement). |
| Volumétrique : taux uniforme ou par tranche (taux croissants) | compliquée (pose et relevé des compteurs) | premier rang (court terme) | Permet d'adapter le tarif aux effets de seuils sur les prélèvements (impacts négatifs sur l'environnement plus que proportionnels aux prélèvements). Le système par tranche taxe davantage les gros utilisateurs que les petits. |
| Tarif binôme (charge fixe + au volume consommé) | assez compliquée | premier rang (long terme) | Type de tarif volumétrique avec charge fixe couvrant les coûts fixes de fonctionnement des infrastructures. La modulation des charges fixes permet d'améliorer l'équité sans détériorer l'efficacité du dispositif. |
| Marchés de l'eau : quotas concédés échangeables, "banques" de l'eau | difficile (coûts de transaction élevés, distorsions de concurrence) | premier rang (court et long terme) | Suppose un système de droits prédéfinis. Suppose aussi des instances juridiques, soit ad hoc : "Tribunal de l'eau", soit appuyées par un droit de l'eau opérationnel. Les banques de l'eau permettent de gérer les fluctuations des demandes d'une année à l'autre en retirant du marché les droits non utilisés une année humide. Les banques peuvent aussi faire de l'assurance sécheresse (encore à l'étude). |

2.3.4.3. Solutions de second rang

La mise en œuvre effective de systèmes tarifaires se heurte à de nombreuses difficultés. La première et la principale de ces difficultés réside dans la quantité très importante d'information requise pour la mise en place d'une tarification socialement efficace. Il faut tout d'abord disposer de compteurs individuels pour mesurer la consommation. De nombreux pays, en particulier du tiers-monde, n'en disposent pas. Ensuite ces compteurs doivent être relevés régulièrement et correctement entretenus, l'eau circulant dans les systèmes irrigués n'étant généralement pas de même nature que l'eau potable relevée au compteur des ménages. Des systèmes de coercition sont à prévoir pour éviter les fraudes et le système tarifaire doit être administré. Tout ceci se traduit par des coûts de mise en œuvre qui peuvent être élevés. Tsur et Dinar (1997) ont comparé les performances d'un système de tarifs à la surface et au volume lorsque les coûts de mise en œuvre sont pris en compte. Dans le cas israélien, ils

concluent que bien qu'en principe moins efficace, le tarif à l'hectare domine le tarif volumétrique dès lors que les coûts de gestion du tarif dépassent 7,5% des revenus de la taxation. Ce niveau est bien en dessous de celui des frais d'administration des Agences de l'Eau françaises par exemple (de l'ordre de 20% d'après le rapport du CGP, 1997).

Des frais de gestion élevés ne doivent pas conduire à préférer systématiquement des systèmes inefficaces car ils sont peu coûteux à administrer. Il existe en France des impôts dont on sait qu'ils sont plus coûteux à percevoir que le produit fiscal qu'ils génèrent. Néanmoins, l'importance des coûts d'administration doit être prise en compte dans le bilan coûts-avantages collectif de la tarification.

La seconde difficulté résulte du caractère de bien public de la ressource en eau. La mise en place d'un tarif pour l'eau d'irrigation ne vise pas à simplement "économiser" de l'eau *per se*. Son but est en fait d'allouer la ressource à d'autres usages, en particuliers écologiques et patrimoniaux. Mais les bénéfices économiques liés à ces usages sont souvent mal connus et mal mesurés. Il s'ensuit des difficultés particulières pour fixer le tarif à un niveau permettant une bonne conservation des milieux et surtout pour justifier économiquement la mise en place du tarif vis-à-vis du monde agricole.

L'eau est un vecteur d'externalités multiples. Ces externalités concernent le plus souvent la qualité de l'eau. En principe avant de fixer un tarif pour l'eau, il convient de s'assurer que les externalités ont été au préalable correctement internalisées par des taxes ou des redevances, selon le principe pollueur-payeur. Si le tarif est justifié par des considérations de maintien d'un débit de dilution suffisant pour des polluants en rivière, il faut donc être sûr que les niveaux de pollution correspondants soient eux-mêmes économiquement optimaux. Dans le cas contraire, les irrigants seraient en fait contraints par le tarif à restreindre leurs prélèvements pour permettre aux autres usagers de ne pas avoir à réduire leurs propres émissions polluantes. Mais l'irrigation peut aussi être source d'externalités, en particulier lorsqu'elle s'opère à partir de ressources souterraines. Le cas le plus classique est celui de l'exploitation en accès libre d'une nappe souterraine. Chaque exploitant ne considérant que ses propres besoins sans tenir compte des autres, le prélèvement cumulé peut être tel qu'il conduit à la surexploitation et à l'épuisement de la nappe.

Un autre exemple célèbre est celui de la salinisation produite par l'irrigation en Israël et en Jordanie. Le pompage excessif en nappe provoque des intrusions salines en provenance de la Mer Morte et de la Mer Rouge. Pour combattre les effets néfastes de la salinité de l'eau employée pour irriguer, les irrigants augmentent les doses d'arrosage pour provoquer le lessivage du sel en surface, ce qui ne fait qu'accélérer l'intrusion du biseau salé dans la nappe (Xépapadeas, 1995). Dans ce cas le tarif doit être double : une première partie a pour fonction de réguler les prélèvements, la seconde partie, assise sur l'importance de la salinité a pour but de contrôler la dégradation de la masse d'eau. En pratique ces tarifications, lorsqu'elles existent, sont confondues. Cette confusion ne permet pas de dimensionner correctement les instruments de régulation.

La disponibilité de la ressource, comme les besoins en eau des plantes sont aléatoires et fluctuants. Un tarif optimal devrait prendre en compte ces phénomènes de fluctuations et d'incertitude. Ce n'est pas le cas en pratique. Le tarif devrait être périodiquement révisé et son niveau calculé en tenant compte des risques de rupture d'approvisionnement en cas de sécheresse. Il existe une littérature théorique importante sur ces questions (Easter et al., 1997 ; Tsur et Graham-Tomasi, 1991). Mais les problèmes d'implémentation posés par ces tarifs optimaux théoriques limitent très sérieusement leur faisabilité pratique.

Enfin, diverses considérations d'équité peuvent conduire à des systèmes de tarification qui bien qu'inefficaces paraissent plus justes socialement. Le principe de la tarification est de satisfaire en priorité les demandes des usagers les plus à même de payer pour la ressource, c'est-à-dire, bien souvent, des agriculteurs les plus riches. Gill et Sampath (1992) préconisent ainsi d'utiliser des distributions lexicographiques de prix avantageant les petits agriculteurs au détriment des plus importants. Toutefois, Tsur et Dinar (1995) font remarquer que l'essentiel des inégalités entre exploitants résulte de l'inégale répartition des terres. Ils concluent que chercher à réduire cette inégalité par des tarifs d'accès à l'eau plus faibles pour les petits agriculteurs n'aurait en fait que peu d'effets redistributifs comparativement à une politique de taxation foncière, beaucoup plus redistributive potentiellement.

2.3.4.4. Les marchés de droits

La mise en place de marchés de droits d'eau, en théorie efficaces, se heurte aussi à de nombreuses difficultés. Easter et al. (1997) recense six préalables nécessaires à la mise en place de marchés de droits d'eau :

1. Un système institutionnel et juridique capable de définir des droits d'eau indépendants de la propriété foncière ;
2. L'existence d'une agence ou d'une administration particulière ayant autorité sur les échanges de droits d'eau au travers des marchés (autorité de surveillance du marché) ;
3. Une infrastructure d'approvisionnement adaptée à des transferts de droits géographiques ;
4. Les externalités résultant de l'action d'autres agents économiques sur le système eau doivent être internalisées au préalable ;
5. Des instances d'arbitrage indépendantes doivent être en charge de la gestion des conflits possibles entre usagers. A défaut, le droit de l'eau doit fournir un cadre juridique suffisamment solide aux tribunaux ordinaires pour leur permettre de trancher efficacement les litiges.
6. Les considérations d'équité et la prise en compte du long terme et du patrimoine naturel doivent être explicitement pris en compte par les autorités régulant le marché (l'eau est un bien public).

Pas plus en France que dans tout autre pays, développé ou en voie de développement, de telles conditions ne sont réunies. On a vu que le droit de l'eau en France ne fournit pas d'outils juridiques suffisamment précis pour permettre à des autorités judiciaires indépendantes de trancher les litiges entre usagers. Une législation spécifique est donc un préalable à l'instauration de marchés de droits d'eau. Par ailleurs l'instauration de l'équité dans l'accès à l'eau, tant à l'échelon intragénérationnel qu'intergénérationnel reste un problème très mal résolu (Bjornlund et Mc Kay, 1999).

L'enjeu est en effet ici de définir au préalable un système de droits de propriété privée sur la ressource, définissant des droits d'accès selon le type d'usage et entre les personnes pour une même catégorie d'usage. L'histoire montre que les droits d'eau sont de trois types : associés à la propriété foncière (droit de riveraineté), à l'antériorité historique (droit du premier occupant) ou de type public lorsque c'est l'administration qui gère la ressource (Holden et Thobani, 1996). Les problèmes posés par le droit de riveraineté comme par celui du premier occupant ont poussé historiquement les sociétés vers une gestion publique de l'eau assumée par l'Etat ou par des collectivités locales (Anderson et Snyder, 1997).

C'est ce modèle de gestion qui est actuellement en crise. Il en ressort des tentatives de réforme visant à décentraliser la gestion de la ressource au niveau des usagers au travers de systèmes de marchés de droits. Les études existantes montrent que cette transition ne se fait pas sans mal. L'administration, lorsqu'elle accepte la mise en place de ces marchés, assortit le droit à l'échange de toutes sortes de réglementations tatillonnes qui dans les faits empêchent le marché de fonctionner (Gisser M. *in* Anderson, 1983). Dans d'autres cas, le petit nombre de cambistes sur le marché favorise la collusion et les pratiques anti-concurrentielles (Vermillion, 1997). En revanche, pour Rosegrant et Scleyer (1996), le développement des marchés de droits d'eau est un phénomène relativement irréversible en raison de la mondialisation macroéconomique qui impose une décentralisation croissante des unités microéconomiques de production et de consommation et donc un retrait de l'Etat de l'administration de la ressource en eau. On note un intérêt croissant des économistes pour ce type de systèmes, une réaction aux difficultés pratiques de la tarification (Spulber et Sabbaghi, 1998).

Cet intérêt est favorisé par la mise en place progressive de marchés de droits d'eau un peu partout dans le monde. Ces marchés peuvent être purement locaux (échanges entre agriculteurs sur un quota fédéral annuel comme à Fort-Collins au Colorado), banques d'eau entre tous usagers (Californie et Idaho), échanges entre villes et agriculteurs (Utah, Arizona, Colorado, Nevada, Californie), transferts de bassins à bassins (USA, Australie). Les études montrent que trois facteurs critiques influencent l'efficacité de ces mécanismes : le pouvoir de monopole lorsque les offres de droits sont insuffisantes, les externalités exercées par des usagers situés en dehors du marché et l'imperfection des marchés

fonciers et du marché du capital. La plupart des études concluent néanmoins à une amélioration de l'efficacité du partage de la ressource et à une atténuation en parallèle des conflits d'usage dans la plupart des pays ayant tenté l'expérience, dès lors que des règles adaptées ont été mises en place pour pallier les faiblesses du système. Ces conclusions positives concernent l'Australie (Musgrave, 1997), le Chili (Hearne et Easter, 1998), le Mexique, le Pakistan, l'Inde, l'Espagne (Garrido, 1998) et le Canada.

2.3.4.5 Conclusions

La justification première des systèmes tarifaires comme moyen de réguler la demande en eau des irrigants est que, convenablement conçus et calculés, ils permettent de partager de manière collectivement efficace la ressource. Le peu d'applications pratiques de la tarification résulte de problèmes d'implémentation qui font des systèmes observés des approximations de second rang d'une tarification réellement incitative aux économies d'eau. Les systèmes de marchés de droits ont en principe les mêmes vertus d'efficacité que les tarifs. Mais ils sont eux aussi soumis à des problèmes d'implémentation. En pratique les marchés réels se présentent donc également comme des solutions de second rang. On voit que le choix entre tarifs et marchés de droits ne se joue pas au plan des principes : au premier rang, ils sont également efficaces. Ce choix résulte donc uniquement des problèmes spécifiques d'implémentation qu'ils soulèvent. Les marchés des droits supposent une législation adaptée et surtout une culture des droits de propriété, historiquement construite. La tarification suppose au contraire une culture historique de fiscalité publique.

C'est la raison pour laquelle divers experts pensent que si la tarification agricole de l'eau est possible en France, les marchés de droits d'eau sont impraticables. Ces systèmes de partage de l'eau par des marchés s'adapteraient plus facilement à des pays de tradition anglo-saxonne. La sophistication du droit français en matière de droits de propriété foncière et immobilière devrait conduire à tempérer ces affirmations hâtives quant à la relation culturelle des français aux droits de propriété. On conçoit aisément que des systèmes d'échange de droits reposent sur une confiance réciproque de la part des opérateurs, et donc que ces systèmes supposent des solidarités locales à l'échelle de bassins versants de taille réduite. Rien n'interdit donc d'imaginer à terme en France la coexistence des deux systèmes selon les spécificités du contexte local.

Références bibliographiques

- Allain S., 2000a. La mise en place de systèmes de gestion volumétrique en Poitou-Charentes. Rapport INRA, AC3A, Paris.
- Allain S., 2000b. Application de la loi sur l'eau et processus de négociation. Limiter l'irrigation sans nuire à la production agricole. *Gérer et Comprendre*, juin 2000, 20-30.
- Allain S., 2002. La planification participative de bassin. Projet de recherche avec le Groupe Inter-Bassins SDAGE-SAGE. INRA, GAPP (ENS Cachan, CNRS). Vol. 1 + Vol. 2A et 2B. <http://www.sitesage.org>
- Allain S., 2005. Décider de l'opportunité d'un barrage-réservoir ou construire une négociation territoriale explicite de la régulation politique du domaine de l'eau ? In Allain S. (coord.), Grujard J., Raulet-Croset N., « Décisions et délibérations dans les projets de barrage-réservoir vis-à-vis de la régulation politique du domaine de l'eau ». Rapport final pour le programme « Concertation, Décision, Environnement » du Ministère de l'Environnement. INRA, Institut Français de Géopolitique, CRG Polytechnique. Novembre 2005, 303 p. + annexes.
- Allain S., Delacourt A., Garin P., Montginoul M., Rossignol B., Ruf Th., 1999. Gestion collective d'une ressource commune. 12 études de cas. Tomes I et II. ANDA, « Irrimieux », mai 1999.
- Anderson T., Snyder P.S., 1995. *Water markets: Priming the invisible pump*, Cato Institute, Washington D. C.
- Anderson T.L., 1983. *Water rights, scarce resource allocation, bureaucracy and the environment*, Pacific Institute for Public Policy Research, San Francisco, California.
- Antle J.M., 1987. « Econometric Estimation of Producers' Risk Attitudes », *American Journal of Agricultural Economics* 69, 509-522.
- Babcock B.A., 1992. « The effects of uncertainty on optimal nitrogen applications ». *Review of Agricultural Economics* 14 : 271-280.
- Babcock B.A. et D.A. Hennessy, 1996. « Input demand under yield and revenue insurance ». *American Journal of Agricultural Economics* 78 : 416-427.
- Barraqué B., 2002. "Les marchés de l'eau en Californie, modèle pour le monde ou spécificité de l'Ouest aride américain ? Première partie : la crise du partage du Colorado", in *Responsabilité et Environnement*, n°28, Octobre.
- Bar-Shira Z., Just R.E. et D. Zilberman, 1996. « Estimation of farmers' risk attitude : an econometric approach ». *Agricultural Economics* 17 : 211-212.
- Belhaj Hassine N. et A. Thomas, 2001. « Aversion au risque des agriculteurs et décisions de production : le cas de l'agriculture irriguée en Tunisie », *Economie Rurale* 266, 91-108.
- Binswanger H.P., 1980. « Attitudes Toward Risk: Experimental Measurement in Rural India », *American Journal of Agricultural Economics* 62, 395-407.
- Bjornlund H. et J. McKay, 1999, Do water markets promote a socially equitable reallocation of water ? A case study of a rural water market in Victoria, Australia. Article présenté à la 6ème Conférence de the International Water and Resources Consortium, Hawaiï.
- Bontems P. et A. Thomas. 2000. Information value and risk premium in agricultural production under risk: the case of split nitrogen application for corn. *American Journal of Agricultural Economics* 82 : 59-70.
- Bos M. G. et W. Walters, 1990, Water charges and irrigation efficiencies, *Irrigation and Drainage Systems*, 4, 267-278.
- Bosch D.J. et V.R. Eidman. 1987. « Valuing information when risk preferences are nonneutral : an application to irrigation scheduling ». *American Journal of Agricultural Economics* : 658-668.
- Botes J.H.F., Bosch D.J. et L.K. Oosthuizen. 1995. « The value of irrigation information for decision-makers with neutral and non-neutral risk preferences under conditions of unlimited and limited water supply. *Water SA* 21(3) : 221-230.
- Botes J.H.F., Bosch D.J. et L.K. Oosthuizen, 1996. « A simulation and optimization approach for evaluating irrigation information. *Agricultural Systems* 51 : 165-183.
- Brink, L. et B. McCarl. 1978. « The trade-off between expected return and risk among corn belt farmers ». *American Journal of Agricultural Economics* 60 : 259-263.
- Buisson G., 2005. Les effets de la réforme de la PAC de juin 2003 sur la consommation d'eau par l'agriculture. Séries Etudes 05-E06. MEDD (D4E).
- C.I.-Eau, 2005. Les Français et l'eau. 10 ans d'opinions et d'études (1995-2005). C.I.-Eau
- Carraro Carlo et Lévêque François (Ed.), 1999. *Voluntary Approaches in Environmental Policy*. Series on Economics, Energy and Environment, Kluwer Academic Publishers, Fondazione Eni Enrico Mattei (FEEM).
- Chavas J.P. et M.T. Holt, 1990. « Acreage Decisions Under Risk: The Case of Corn and Soybeans », *American Journal of Agricultural Economics* 72, 529-538.
- Chavas J.P. et M.T. Holt, 1996. « Economic Behavior under Uncertainty: A Joint Analysis of Risk Preferences and Technology », *Review of Economics and Statistics* 78, 329-335.

- Chohin-Kuper A., Montginoul M. et T. Rieu, 2002, Les outils économiques pour la gestion de la demande en eau en Méditerranée, rapport CEMAGREF pour le Plan Bleu, forum « avancées de la gestion de la demande en eau en Méditerranée », 3-5 Oct 2002.
- Colby B., 1989, Estimating the value of water in alternative uses, *Natural Resources Journal*, 29, 511-527.
- Costanza R. et al., 1997. 'The value of the world's ecosystems services and natural capital', 387 *Nature* 253.
- Denozière P., 1985, L'Etat et les eaux non domaniales. Lavoisier, TEC& DOC, 1985
- Dinar A. et A. Subramaniam, 1997, Water pricing experience: An international perspective, World Bank technical paper # 386.
- Dinar A. et J. Mody, 2004, Irrigation water management policies: Allocation, pricing principles and implementation experience, *Natural Resource Forum*, 28, 112-122.
- Easter K.W., Becker N. et Y. Tsur, 1997, Economic mechanisms for managing water resources : pricing, permits and markets, dans A. K. Biswas (ed) *Water Resources : Environmental Planning, Management and Development*, Mc Graw Hill, NewYork.
- Easter K.W., Rosegrant M. W. et A. Dinar, 1998, The future of water markets: A realistic perspective, dans Easter, Rosegrant et Dinar, Eds, *Markets for water: Potential and performance*, Kluwer Academic Publishing, Boston.
- Eckhoudt L. et C. Gollier. 1992. *Les risques financiers*. Ediscience international.
- Ehrlich I. et G. Becker. 1972. « Market Insurance, Self-Insurance and Self-protection ». *Journal of Political Economy* 6 : 623-648.
- Feinerman E. et I. Finkelshstein. 1996. « Introducing socioeconomic characteristics into production analysis under risk ». *Agricultural Economics* 13 : 149-161.
- Garrido A., 1998, Economic analysis of water markets in the Spanish agricultural sector : can they provide substantial benefits ? dans Easter, Rosegrant et Dinar, Eds, *Markets for water: Potential and performance*, Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Gazzaniga J.L., Ourliac J.P., Larrouy-Castera X., 1998 - L'eau : usages et gestion. Litec, Paris, 1998, 316 p.
- Gill Z.A. et R. K. Sampath, 1992, Inequality in irrigation distribution in Pakistan, *The Pakistan Development Review*, 31(1), 75-100
- Glachant M., 1995 – Les accords volontaires dans la politique environnementale : une mise en perspective de leur nature et de leur efficacité. *Economie et Prévisions*, n°117-118, pp. 49-60.
- Groom B., C. Nauges, P. Koundouri et A. Thomas, 2006. « The story of the moment: Risk averse Cypriot farmers respond to drought management », *Applied Economics*, à paraître.
- Guérin M. (coord.), 2005. Horizons 2020 : Conflits d'usage dans les territoires, quel nouveau rôle pour l'Etat ? Commissariat Général au Plan (Groupe Manon), mars 2005.
- Hazell, P.B.R. 1982. « Applications of risk preference estimates in firm-household and agricultural sector models ». *American Journal of Agricultural Economics* 64 : 384-390.
- Hearne R.R. et K. W. Easter, 1998, Economic and financial returns from Chile's water markets, dans Easter, Rosegrant et Dinar, Eds, *Markets for water: Potential and performance*, Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Hennessy D.A. et J. Roosen. 2003. « Tests for the role of risk aversion on input use ». *American Journal of Agricultural Economics* 85 : 30-43.
- Holden P. et M. Thobani, 1996, Tradable water rights : A property rights approach for resolving water shortages and promoting investment, Policy Research Dissemination Center, WP n° 1267.
- Institut de Sondage Lavialle, 2004 – Débat national sur la politique de l'eau. Synthèse du sondage national. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, avril 2004, 27 p.
- Johansson R.C., Y. Tsur, T.L. Roe, R.M. Doukkali et A. Dinar, 2002. Pricing and allocation of irrigation water: A review of theory and practice. *Water Policy* 4, 173-199.
- Just R.E. et R.D. Pope, 1979. « Production Function Estimation and Related Risk Considerations », *American Journal of Agricultural Economics* 71, 276-284.
- Just R.E. et R.D. Pope. 1978. « Stochastic specification of production functions and econometric implications ». *Journal of Econometrics* 7 : 67-86.
- Kemper K.E. et D. Olson, 2001, Water pricing : The economics of institutional change in Mexico and Ceara, Brazil, dans Dinar A. Ed, *The political economy of water pricing reforms*, Oxford University Press.
- Lascombes P., Valluy J., 1996 – Les activités publiques conventionnelles (APC) : un nouvel instrument de politique publique ? L'exemple de la protection de l'environnement industriel. *In Sociologie du Travail*, n°96, avril 1996, 551-573.
- Leathers H.D. et J.C. Quiggin, 1991. « Interactions between agricultural and resource policy : the importance of attitudes toward risk ». *American Journal of Agricultural Economics* 73 : 757-764.
- Musgrave W.F., 1997, Australia, dans Dinar et Subramaniam Eds, *Water pricing experience: an international perspective*, World Bank Technical Paper # 386.

- Office International de l'Eau, 2004. Débat national sur la politique de l'eau. Synthèse de l'enquête papier et internet. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, avril 2004, 28 p.
- Pope R.D. et R.A. Kramer. 1979. « Production uncertainty and factor demands for competitive firms ». *Southern Economic Journal* 46 : 489-501.
- Ramaswani B., 1992. « Production risk and optimal input decisions ». *American Journal of Agricultural Economics* 74 : 860-869.
- Reynaud A., 2006. « Modélisation de l'impact économique de la sécheresse sur les grandes cultures : Une approche par couplage de modèles biophysiques et économiques pour la région Midi-Pyrénées. » Document de travail LERNA-INRA, Université de Toulouse.
- Rinaudo J., Strosser P. et T. Rieu, 1997, Linking water markets functioning, access to water resources and farm production strategies : Examples from Pakistan, *Irrigation and Drainage Systems*, 11, 261-280.
- Rosegrant M.W. et R.G. Schleyer ; 1996, Establishing tradable water rights : Implementation of the Mexican Water Law, *Irrigation and Drainage Systems*, 10, 263-279.
- Saha A., C.R. Shumway et H. Talpaz, 1994. "Joint Estimation of Risk Preference Structure and Technology Using Expo-Power Utility", *American Journal of Agricultural Economics* 76, 173-184.
- Salzman J., 'Creating Markets for Ecosystem Services : Notes from the Field', publié dans la *New York University Law Review*, vol. 80, 2005, pp 870-962
- Savedoff W.D. et P.T. Spiller, 1999, *Spilled water: Institutional commitment in the provision of water services*, Inter-American Development Bank, Washington D.C.
- Shah F. et D. Zilberman, 1991, Government policies to improve intertemporal allocation of water in regions with drainage problems, dans Dinar A. et D. Zilberman, Eds, *The economics and management of water and drainage in agriculture*, Kluwer Academic Publishers, Boston, 637-660.
- Strosser Pierre, Montginoul Marielle (2001), "Vers des marchés de l'eau en France ? Quelques éléments de réflexion", in *Annales des Mines, série Responsabilité et Environnement*, n°23, Juillet.
- Thobani M., 1998, Meeting water needs in developing countries: resolving issues in establishing tradable water rights, dans Easter K.W. et alii, Eds, *Markets for water: Potential and performance*, Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Tsur Y et A. Dinar, 1997, On the relative efficiency of alternative methods for pricing irrigation water and their implementation, *World Bank Economic review*, 11, 243-262.
- Tsur Y et T. Graham-Tomasi, 1991, The buffer value of groundwater with stochastic surface water supplies, *Journal of Environmental Economics and management*, 21, 811-818.
- Tsur Y. et A. Dinar, 1995, Efficiency and equity considerations in pricing and allocating irrigation water, World Bank Policy Research Paper # 1460, Washington D. C.
- Tsur Y., 2005, Economic aspects of irrigation water pricing, *Canadian Water Resources Journal*, 30(1), 31-46.
- Vermillion D.L., 1997, Impacts of irrigation management transfers : A review of the evidence. IIMI Research Report 11, Colombo, Sri Lanka.
- Von Neumann, J. et O. Morgenstern. 1944. *Theory of games and Economic Behavior*. Princeton University Press.
- Wilson P.N., 1997, Economic discovery in federally supported irrigation districts: A tribute to W. E. Martin and friends, *Journal of Agricultural and Resources economics*, 22(1), 61-77.
- Xépapadeas A., 1995, Quantity and quality management of groundwater : an application to irrigated agriculture in Iraklion, Crete, NL 73.95 FEEM.
- Zavaleta L.R., Lacewell R.D. et C.R. Taylor. 1980. « Open-loop stochastic control of grain sorghum irrigation levels and timing ». *American Journal of Agricultural Economics* : 785-792.

Annexe. Le critère d'espérance d'utilité

La théorie néoclassique en univers risqué présente une formalisation du comportement rationnel d'un agent en avenir incertain reposant sur l'hypothèse de l'espérance d'utilité. Ce critère suppose une représentation de l'incertitude de l'agent par une distribution de probabilités sur les états possibles du monde. Les préférences sont décrites par une fonction d'utilité à valeurs réelles. Les actions de l'agent sont modélisées soit par une distribution de probabilités sur leurs conséquences, soit par des applications de l'ensemble des états du monde dans celui des conséquences. Les actions sont alors comparées selon l'espérance mathématique de la fonction d'utilité.

Soit Ω un ensemble fini et exhaustif d'états de la nature et $E = ((E_1), (E_2), \dots, (E_n))$ une partition de Ω . Soit $W = (w_1, E_1; w_2, E_2; \dots; w_n, E_n)$ une variable aléatoire réelle représentant les niveaux de richesse de l'individu telle que $w_1 < w_2 < \dots < w_n$. Nous supposons qu'est associée à chaque action a de l'agent une distribution de probabilités sur l'ensemble des états de la nature connue $P_a = (P(E_1) = p_{a,1}, P(E_2) = p_{a,2}, \dots, P(E_n) = p_{a,n})$; une action est ainsi assimilée à une loterie dont les conséquences décrivent les richesses finales de l'agent.

L'agent classe les actions suivant l'espérance mathématique d'une fonction d'utilité sur les richesses. Représenter le comportement rationnel d'un agent face au risque par la maximisation de $\sum_{i=1}^n p_{a,i} u(w_i)$ pour une certaine fonction croissante $u(\cdot)$ bornée constitue l'hypothèse de l'espérance d'utilité.

Ce critère s'appuie sur l'idée que des changements de niveaux de richesse ne provoquent pas nécessairement des modifications de la satisfaction procurée par cette richesse. Ainsi, pour apprécier des situations risquées, le décideur remplace les valeurs monétaires de la richesse finale par l'utilité de cette richesse finale. L'utilité peut donc être interprétée comme le passage de l'objectif (la richesse finale) à un niveau plus subjectif (celui de la satisfaction procurée). En termes techniques, l'utilité $u(w)$ est une transformation monotone croissante de la richesse w . Von Neumann Morgenstern (1944) propose une axiomatisation permettant de représenter cette fonction d'utilité. La rationalité d'un agent est définie par les trois axiomes suivants :

Axiome 1. L'agent a un préordre total défini sur l'espace des loteries. L'agent est indifférent à la façon dont les conséquences sont obtenues.

Axiome 2 (continuité). Si deux loteries ne sont pas équivalentes, on peut trouver une combinaison des deux qui soit arbitrairement proche de l'une ou de l'autre.

Axiome 3 (indépendance). Si une action a_1 est préférée à une autre a_2 , tout couple de loteries \tilde{a}_1, \tilde{a}_2 composées à partir de a_1 et a_2 avec le même complément conduit au classement $\tilde{a}_1 > \tilde{a}_2$.

Sous les axiomes 1-3, il existe une fonction d'utilité continue croissante définie à une fonction croissante affine près telle que :

$$a_1 \succ a_2 \iff \sum_{i=1}^n p_{a_1,i} u(w_i) > \sum_{i=1}^n p_{a_2,i} u(w_i)$$

La fonction $u(\cdot)$ n'est pas unique.