



HAL
open science

La gestion des ressources en eau souterraine : Six situations du bassin méditerranéen analysées sous l'angle de l'économie néo-institutionnelle et de la théorie des contrats

Marielle Montginoul, Sébastien Loubier, Frédéric Maurel, Dominique Rojat

► To cite this version:

Marielle Montginoul, Sébastien Loubier, Frédéric Maurel, Dominique Rojat. La gestion des ressources en eau souterraine : Six situations du bassin méditerranéen analysées sous l'angle de l'économie néo-institutionnelle et de la théorie des contrats. [Rapport de recherche] 152, AFD - Agence Française de Développement. 2020, pp.78. hal-03040393

HAL Id: hal-03040393

<https://hal.science/hal-03040393>

Submitted on 4 Dec 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Papiers de Recherche | Research Papers

La gestion des ressources en eau souterraine : Six situations du bassin méditerranéen analysées sous l'angle de l'économie néo-institutionnelle et de la théorie des contrats

Marielle MONTGINOUL (INRAe)

Sébastien LOUBIER (INRAe)

Frédéric MAUREL (AFD)

Dominique ROJAT (AFD)

Novembre 2020

Pour citer ce papier : MONTGINOUL, M., LOUBIER, S., MAUREL, F., et ROJAT, D. (2020), « La gestion des ressources en eau souterraine : étude de six situations du bassin méditerranéen analysées sous l'angle de l'économie néo-institutionnelle et de la théorie des contrats », *Papiers de Recherche AFD*, n° 2020-11, 152.

Contact à l'AFD :

Stéphanie Leyronas (IRS/ECO)

Papiers de Recherche de l'AFD

Les *Papiers de Recherche de l'AFD* ont pour but de diffuser rapidement les résultats de travaux en cours. Ils s'adressent principalement aux chercheurs, aux étudiants et au monde académique. Ils couvrent l'ensemble des sujets de travail de l'AFD : analyse économique, théorie économique, analyse des politiques publiques, sciences de l'ingénieur, sociologie, géographie et anthropologie. Une publication dans les Papiers de Recherche de l'AFD n'en exclut aucune autre.

L'Agence Française de Développement (AFD), institution financière publique qui met en œuvre la politique définie par le gouvernement français, agit pour combattre la pauvreté et favoriser le développement durable. Présente sur quatre continents à travers un réseau de 72 bureaux, l'AFD finance et accompagne des projets qui améliorent les conditions de vie des populations, soutiennent la croissance économique et protègent la planète. En 2014, l'AFD a consacré 8,1 milliards d'euros au financement de projets dans les pays en développement et en faveur des Outre-mer.

Les opinions exprimées dans ce papier sont celles de son (ses) auteur(s) et ne reflètent pas nécessairement celles de l'AFD. Ce document est publié sous l'entière responsabilité de son (ses) auteur(s).

Les *Papiers de Recherche* sont téléchargeables sur : <http://librairie.afd.fr/>

AFD Research Papers

AFD Research Papers are intended to rapidly disseminate findings of ongoing work and mainly target researchers, students and the wider academic community. They cover the full range of AFD work, including: economic analysis, economic theory, policy analysis, engineering sciences, sociology, geography and anthropology. *AFD Research Papers* and other publications are not mutually exclusive.

Agence Française de Développement (AFD), a public financial institution that implements the policy defined by the French Government, works to combat poverty and promote sustainable development. AFD operates on four continents via a network of 72 offices and finances and supports projects that improve living conditions for populations, boost economic growth and protect the planet. In 2014, AFD earmarked EUR 8.1bn to finance projects in developing countries and for overseas France.

The opinions expressed in this paper are those of the author(s) and do not necessarily reflect the position of AFD. It is therefore published under the sole responsibility of its author(s).

AFD Research Papers can be downloaded from: <http://librairie.afd.fr/en/>

AFD, 5 rue Roland Barthes
75598 Paris Cedex 12, France

✉ ResearchPapers@afd.fr

ISSN 2492 - 2846

La gestion des ressources en eau souterraine : six situations du bassin méditerranéen analysées sous l'angle de l'économie néo-institutionnelle et de la théorie des contrats

Marielle Montginoul (INRAe) ; Sébastien Loubier (INRAe) ; Frédéric Maurel (AFD) ; Dominique Rojat (AFD)

Résumé

Les prélèvements en eau souterraine ont triplé en 50 ans et on estime que 20 % des aquifères sont aujourd'hui surexploités à travers le monde. Les raisons de cette surexploitation sont relativement bien connues et tiennent à la caractéristique de “bien commun” de l'eau souterraine.

Deux cadres d'analyses complémentaires présentés dans ce papier de recherche permettent d'identifier les facteurs explicatifs de l'inefficacité relative des modes de gestion des ressources en eau souterraine : l'approche institutionnelle d'Elinor Ostrom et, bien que moins utilisée mais tout autant prometteuse, la théorie des contrats et plus particulièrement la théorie de l'agence.

Ces deux courants prônent, pour des raisons parfois identiques, parfois complémentaires, une gestion décentralisée consistant à introduire des “agents intermédiaires” dans le processus de gestion. Nous montrons cependant qu'à ces deux approches doivent s'adosser des instruments économiques incitatifs à l'économie d'eau ou au partage de l'information.

Six cas d'étude de gestion plus ou moins décentralisée de gestion de l'eau souterraine ont permis de mettre en évidence les forces et faiblesses de chacun au regard des principes théoriques présentés précédemment. Ces cas d'étude sont : la nappe de l'Astien et la nappe du Roussillon en France, l'aquifère de la Mancha en Espagne, la nappe de Bsissi oued el Akarit en Tunisie, le bassin hydrogéologique de l'Azraq en Jordanie et le bassin du Souss Massa au Maroc.

Mots-clés : Eaux souterraines, communs, gouvernance, bassin méditerranéen, irrigation

Classification JEL : B41, D23, D71, D82, Q15, Q25, Q28

Version originale : Français

Acceptée : 2020

Introduction ¹

Au gré des évolutions technologiques et, bien souvent, des incitations financières des États, les prélèvements dans les eaux souterraines ont triplé dans le monde ces 50 dernières années (United Nations, 2012). Ils atteignent aujourd'hui 1 000 km³ par an, soit 26 % des prélèvements totaux en eau (souterraine et de surface) - une véritable « révolution silencieuse » selon le United Nations World Water Assessment Programme WWAP (2012). L'agriculture est de loin le principal bénéficiaire de cette ressource dont elle utilise 67 %, suivie par l'eau domestique (22 %) et l'industrie (11 %) (Wada et al., 2010).

Les eaux souterraines sont essentielles à la sécurisation des approvisionnements en eau dans les régions arides et constituent un facteur de résilience face au changement climatique. Elles fournissent la moitié de l'eau potable pour la consommation humaine et pourvoient à l'irrigation de 113 millions d'hectares sur les 300 millions irrigués dans le monde (Margat et van der Gun, 2013), assurant ainsi la sécurité alimentaire de 1,5 milliard de foyers ruraux dans les régions pauvres d'Asie et d'Afrique.

Mais la médaille a son revers : la surexploitation et la pollution des eaux souterraines vont croissant. 20 % des nappes sont surexploitées à l'échelle mondiale (WWAP, 2015) et ce taux peut être bien supérieur dans des régions pauvres en eau comme le pourtour méditerranéen.

La ressource en eau souterraine présente les caractéristiques d'un « bien commun » au sens économique : il y a rivalité dans son usage, c'est-à-dire que l'extraction d'eau à partir d'une nappe souterraine par un usager donné peut limiter la possibilité ou augmenter le coût d'extraction de l'eau par les autres usagers de la même nappe (on parle d'externalité de congestion ou externalité négative de stock - Provencher et Burt (1993)) ; et il y a d'autre part non-exclusion : situation dans laquelle tout nouvel arrivant peut prélever à son tour dans la nappe. Lorsque l'exploitation de ce type de bien est laissée au jeu du marché, c'est-à-dire à la recherche du profit individuel à court terme, elle aboutit à la « tragédie des communs » (Hardin, 1968) : les usagers comparent leur profit privé avec le seul coût privé (leur coût technique de pompage en l'occurrence), sans prendre en compte le « coût social » lié à la restriction d'usage ou à l'augmentation des coûts pour les autres usagers, c'est-à-dire le coût de l'externalité. Ce défaut d'alignement des coûts et des avantages est un « échec du marché » qui se traduit par une « myopie des usagers » (Llamas et Martinez-Santos, 2005) entraînant une surexploitation parfois définitive de la ressource.

Ceci est d'autant plus accentué pour l'eau souterraine où les usagers indépendants et ayant un accès direct à la ressource peuvent se compter par centaines, voire par milliers (Llamas et Martinez-Santos, 2005; Llamas et al., 2008). En outre, au-delà de la myopie présente, se pose la question des générations futures, la ressource étant plus ou moins renouvelable. L'échec du marché nécessite des mécanismes de régulation dans lesquels l'État, garant du bien-être général,

¹ Ce papier de recherche a été réalisé dans le cadre du programme du Centre pour l'Intégration en Méditerranée (CMI : www.cmimarseille.org) sur la gestion de la demande en eau en Méditerranée, piloté par l'AFD. Il s'appuie sur un rapport initial commandé par l'AFD à BRLi, publié dans la collection Notes Techniques de l'AFD sous le n°18 et qui figure dans les références bibliographiques. Il incorpore également les conclusions et recommandations d'un atelier régional sur la gestion des eaux souterraines organisé par le CMI en mars 2017.

doit jouer un rôle pour limiter les prélèvements. Les instruments disponibles pour ce faire comprennent typiquement une action sur les quantités prélevées (autorisations de prélèvements, quotas d'extraction) ou sur les prix (instauration de taxes ou de redevances d'exploitation visant à aligner les coûts privés et les coûts sociaux, sujet qui ne sera pas abordé en détail dans cet article).

La régulation peut se faire dans un cadre plus ou moins centralisé : les autorisations de prélèvement peuvent être délivrées directement par l'État à chaque usager - ce qui nécessite de bien connaître l'état de la ressource et des usages, de recenser les usagers de manière exhaustive et d'avoir une capacité de contrôle et de sanction ; elles peuvent aussi être octroyées à un organisme intermédiaire, charge à lui de les répartir entre les usagers et de se doter des informations nécessaires à l'atteinte de ses objectifs de gestion. L'organisme intermédiaire peut lui-même être une agence publique, une structure paritaire associant l'administration et les usagers, ou encore une émanation des seuls usagers. Devant les difficultés et les coûts de transaction² qu'implique une gestion exclusivement centralisée, c'est vers cette approche « participative » que se tournent de nombreux pays méditerranéens, à travers des contrats de nappe ou mécanismes assimilés, solution que nous nous proposons d'explorer dans cette communication.

Cette orientation fait écho à deux courants de la théorie économique : en premier lieu, l'économie néo-institutionnelle avec l'approche inspirée notamment des travaux d'Elinor Ostrom, qui préconise la mise en place d'institutions au niveau local pour permettre une gestion optimisée de la ressource en propriété commune et qui définit en particulier huit principes permettant un fonctionnement pérenne ; et un second courant, issu de la théorie des contrats, qui analyse la relation qui s'instaure entre entités de caractéristiques ou de niveaux hiérarchiques différents. Les deux premières parties du présent article présentent de manière plus détaillée le cadre théorique dans lequel s'inscrit la gestion des eaux souterraines considérées comme « biens communs » et les instruments préconisés pour éviter leur surexploitation. La suite du rapport décrit les modalités de gestion mises en place dans six cas d'étude situés dans le pourtour méditerranéen (Lavenus et al., 2016) : trois terrains en Méditerranée du nord (nappe de l'Astien et nappe du Roussillon en France, aquifère de la Mancha en Espagne), les trois autres au sud (nappe de Bsissi oued el Akarit en Tunisie, bassin hydrogéologique de l'Azraq en Jordanie, bassin du Souss Massa au Maroc). Elle décrit tout d'abord les différentes configurations en présence en termes d'étendue géographique, d'usages et de tensions sur la ressource. Elle analyse ensuite ces différents cas à la lumière du cadre théorique précédemment décrit en examinant les différents modes de gouvernance décentralisés qui ont émergé (en particulier dans leur configuration la plus formalisée, à savoir le contrat de nappe) et les outils de gestion adoptés. Enfin les recommandations d'un atelier régional tenu à Marseille en 2017 sont présentées, avant de conclure sur les caractéristiques du mode de gouvernance et les changements éventuels qu'implique la gestion locale.

² Les coûts de transaction comprennent l'ensemble des coûts « provoqués par toutes les procédures – ou opérations – qui rendent possibles des échanges mutuellement avantageux entre deux ou plusieurs [agents] » (Guerrien et Gun, 2002). Concrètement ce sont les coûts liés à la recherche de l'information, à la négociation, à la contractualisation ou à la définition des règles et à leur révision si nécessaire, puis à leur application, ainsi qu'au suivi-évaluation et au contrôle, au règlement des différends et à la mise en œuvre de sanctions le cas échéant.

I. Quels apports de la théorie économique pour gérer les eaux souterraines ?

1.1. La surexploitation des biens communs

En économie, la typologie communément utilisée pour distinguer les biens privés des biens publics est basée sur deux critères :

- L'exclusion d'usage qui renvoie à la possibilité d'exclure certains agents de la consommation du bien. À titre d'illustration, l'éclairage public est un bien non exclusif car aucun consommateur ne peut être exclu de son usage à partir du moment où le service est mis à disposition. Au contraire, un appartement ou une voiture sont exclusifs, le propriétaire individuel ayant la possibilité d'en exclure les tiers.
- La rivalité de la consommation qui indique que la consommation du bien par un agent donné réduit la possibilité d'usage de ce même bien pour les autres consommateurs. Une même unité du bien ne peut être consommée par deux usagers. Par exemple, l'eau est un bien rival, car un mètre cube utilisé par un usager ne peut pas être consommé par un autre utilisateur. Au contraire, l'éclairage public est un bien non rival. L'utilisation de ce service par un individu donné ne réduit pas la quantité de lumière disponible pour les autres agents économiques.

Le Tableau 1 présente les quatre types de biens économiques qui résultent de la classification selon ces deux critères.

Tableau 1 : Typologie des biens économiques

	Rivalité de consommation	Non rivalité de consommation
Exclusion d'usage	Biens privés	Biens de club
Non exclusion d'usage	Biens communs	Biens publics

Source : conceptualisé par Ostrom et Ostrom (1977) à partir de leurs propres travaux sur les biens communs en comparaison des travaux séminaux de Samuelson (1954) et de Buchanan et Tullock (1975b); Buchanan (1965)

On distingue donc :

- Les biens privés, qui sont des biens rivaux avec exclusion d'usage. Par exemple, un téléphone, un vêtement ou une voiture sont des biens privés.
- Les biens de club sont non rivaux mais exclusifs. Les chaînes de télévision cryptées et disponibles uniquement pour les abonnés sont des biens de club.
- Les biens communs sont rivaux mais non exclusifs, comme par exemple les forêts ou les pâturages non privatifs, les cours d'eau, ou les stocks de poissons.
- Les biens publics sont des biens non rivaux et non exclusifs, comme l'éclairage public.

Les eaux souterraines, si leur exploitation n'est pas régulée, sont des biens communs au sens de cette typologie car elles sont non exclusives (il est impossible d'exclure un usager de l'utilisation de la ressource) et rivales (la consommation du bien par un usager diminue la quantité disponible pour les autres usagers).

Le processus de surexploitation des biens communs, lorsque la ressource est limitée, a été décrit par Hardin (1968) dans son célèbre article « La tragédie des communs » qui prend l'exemple d'un groupe d'éleveurs exploitant ensemble un pâturage. Ces usagers sont nombreux et agissent indépendamment les uns des autres. À partir d'un certain seuil d'exploitation, le milieu est saturé et il y a apparition d'externalités dites d'encombrement (ou de congestion) : l'introduction de tout animal supplémentaire entraîne à terme une diminution de la croissance de tous les animaux présents sur le pâturage. Il apparaît donc un enjeu collectif. Mais si chaque éleveur agit de manière isolée, indépendante et en seule considération de son intérêt strictement individuel, compris comme étant la maximisation de son profit sur le court terme, il compare le coût d'introduction d'un animal supplémentaire (son coût privé) à son revenu immédiat (revenu privé), sans tenir compte du coût social (baisse de production de l'ensemble des animaux) qui sera engendré par les externalités. Les « signaux de prix » que perçoit l'éleveur individuel l'incitent donc à ajouter des animaux tant que son revenu immédiat est supérieur à son coût privé, alors que la mécanique des externalités entraîne, à terme, une baisse des revenus pour tous les usagers, y compris pour lui-même - mais il préférera gagner un peu, et pour un temps, en introduisant un animal, que ne rien gagner du tout en s'abstenant. Ce système de privatisation des avantages et de socialisation des coûts n'atteint son équilibre que lorsque le profit est nul pour tous (aucun éleveur n'a alors intérêt à ajouter un animal de plus). Même en cas d'anticipations correctes sur les rendements, les usagers n'ont aucune incitation à une restriction dont ils supporteraient seuls le coût d'opportunité (renonciation au profit privé lié à un animal supplémentaire, tant que celui-ci reste positif) tandis qu'ils devraient en partager les avantages (maintien de la productivité moyenne) avec tous leurs concurrents, lesquels n'auraient sans doute aucun scrupule à poursuivre leur logique d'accumulation. Cette situation est décrite comme un « échec du marché » car les coûts ne sont pas mis à la charge des agents qui les produisent (ce qui est la définition des externalités) et une « tragédie » au double sens de la fatalité inexorable (chacun agissant au mieux de son intérêt entraîne la ruine de tous) et du gaspillage biologique et économique auquel elle aboutit.

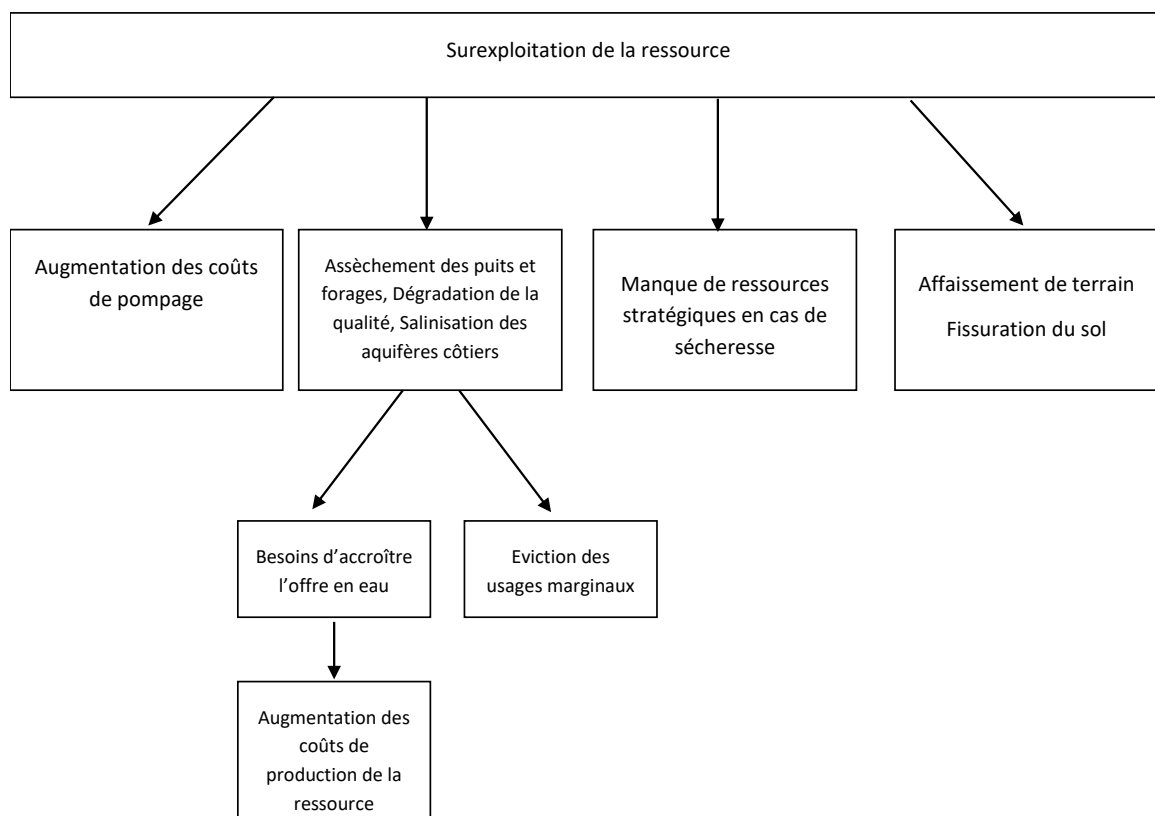
L'exploitation non régulée d'une nappe d'eau souterraine, lorsque les prélèvements excèdent la recharge de l'aquifère, suit exactement cette logique, qualifiée en l'occurrence de « course au pompage », l'externalité d'encombrement se traduisant dans ce cas par une baisse du niveau piézométrique qui entraîne une augmentation des coûts de prélèvement pour tous les usagers.

Comme dans l'exemple de Hardin, l'intérêt commun consisterait alors à restreindre la consommation d'eau, mais aucun usager ne peut être certain que s'il fait cet effort, les autres feront de même. En l'absence de coordination, personne n'a intérêt à être le premier (et peut-être le seul) à diminuer ses prélèvements. Chacun a intérêt, au contraire, à prélever un maximum d'eau pour lui-même avant que la ressource ne soit totalement épuisée. Et même si des efforts collectifs sont conduits, certains usagers se comportent ainsi en « passagers clandestins », c'est-à-dire agissent de manière à obtenir les avantages de l'utilisation de la nappe sans avoir à fournir de contrepartie pour assurer sa préservation. Dans cette perspective, la dégradation, voire la disparition³, de la ressource, est inéluctable même si, dans les cas où le stock initial de ressource en eau est important, ce processus peut être très long.

Au-delà de l'augmentation des coûts de prélèvement, les impacts environnementaux, économiques et sociaux de la surexploitation des aquifères constituent autant d'externalités, vues dans un sens plus large. Elles sont illustrées dans le schéma ci-après (Figure 1), où les aspects économiques et environnementaux sont détaillés. Les aspects sociaux sont traités au titre de l'« éviction des usages marginaux » : les usagers qui valorisent le moins l'eau, pour diverses raisons (moindre fertilité des terres, manque d'accès au marché, au capital, aux intrants, à la technologie, aux savoir-faire), seront les premiers à être évincés par suite de l'augmentation des coûts de pompage. On peut aussi inclure dans cette même rubrique des externalités environnementales comme l'assèchement des zones humides, l'usage environnemental de l'eau étant à prendre en compte au même titre que les usages marchands.

³ Au moins sa disparition en tant que bien économique, si le coût de pompage devient trop élevé pour poursuivre les prélèvements d'une manière rentable. L'assèchement de la nappe et la disparition physique de la ressource sont également un risque avéré.

Figure 1 : Externalités possibles liées à la surexploitation de la nappe



Sources : Bchir et al. (2006); Shi et al. (2011)

D'autres aspects, spécifiques à l'exploitation des eaux souterraines, incitent à la course au pompage et renforcent de cette manière la surexploitation de la ressource. Elsa Martin (2011) les analyse dans une perspective plus dynamique. Nous en retiendrons :

- un « effet de stock », lié au fait que les agents, ayant conscience du caractère limité de la ressource et anticipant son épuisement rapide, prélèvent au-delà de leurs besoins d'exploitation. Ceci est rationnel dans la mesure où l'eau prélevée, et ainsi appropriée, peut être mise en réserve dans un stockage privé (ce que l'exemple de Hardin ne prévoit pas, sauf si l'on imagine un fauchage du pâturage pour constituer des réserves de fourrage vert ou de foin) ; le stockage peut aussi être pratiqué pour se prémunir d'un risque lié à la disponibilité des eaux de surface dans le cadre d'une gestion conjointe ;
- le fait que les usagers ont typiquement un taux d'actualisation supérieur au taux d'actualisation « social » de la collectivité, laquelle est en principe plus encline à tenir compte du bien-être des générations futures. Cette orientation court-termiste est en soi un facteur d'accélération de la course au pompage ;
- l'externalité stratégique de (dont l'effet de stock décrit plus haut peut être considéré comme une variante de court terme), consistant à prélever plus d'eau que nécessaire dans l'immédiat pour pallier une possible augmentation des coûts ou une raréfaction de la ressource liée au risque d'extraction future par les autres usagers si l'eau reste dans le sol (Negri, 1989). Elle

met en lumière l'incomplétude radicale des marchés financiers face à la gestion de l'eau (Giraud et Pottier, 2016) : aucun des acteurs n'a accès à un marché d'actifs dérivés qui lui permettrait de se couvrir contre le risque d'interruption de l'approvisionnement en eau. Dans une telle situation, les prix de marché ne fournissent aucune garantie sur la fiabilité des informations qu'ils transmettent publiquement : ils sont eux-mêmes soumis à d'éventuels *sunspots* (taches solaires) qui ne permettent plus aux acteurs de les utiliser efficacement pour se coordonner. Force est donc de renoncer à une gestion des eaux souterraines qui s'appuierait uniquement sur des signaux de prix.

1.2. La surexploitation des biens communs

Hardin (1968) lui-même proposait trois solutions à la tragédie des communs :

- la propriété privée – tout en remarquant qu'elle était difficilement applicable « à l'air et aux eaux qui nous entourent » – mais cette orientation a trouvé une première déclinaison dans les « marchés de l'eau » où s'échangent des droits d'usage ;
- des « lois coercitives », et
- des « dispositifs fiscaux », autrement dit des taxes.

L'approche contemporaine du traitement des externalités reprend ces trois catégories en distinguant les instruments réglementaires, les instruments économiques et les solutions basées sur les droits d'usage.

Dans le cadre d'une gouvernance publique des ressources en eau souterraine, l'approche classiquement utilisée est une gestion par les quantités : les instruments sont les quotas (limites sur les volumes de prélèvement) et les licences (restrictions sur les capacités de prélèvement). En termes d'allocation intersectorielle, la priorité va à l'eau potable, puis aux usages marchands, dont l'agriculture. Afin que les quantités utilisées puissent refléter l'optimum social tel qu'il est perçu par l'autorité de régulation, ce type d'instruments nécessite un excellent niveau d'information sur la ressource, les usages et les usagers, et un bon contrôle des prélèvements. Leur application, notamment dans les pays en développement, trouve rapidement ses limites : l'information y est imparfaite et asymétrique, et la mobilisation croissante des ressources souterraines par des prélèvements individuels a considérablement diversifié et multiplié les usagers, rendant le contrôle difficile. Dit autrement, la puissance publique se trouve confrontée à un problème classique de coût exorbitant d'extraction de l'information (Giraud, 2009).

L'approche par les prix fait appel à des instruments économiques, comprenant plusieurs types de taxes ou redevances visant à intégrer les externalités. En particulier, les redevances de prélèvement visent à appliquer le principe « préleveur-payeur » qui fait supporter à l'utilisateur le coût de la rareté de la ressource (coût d'opportunité implicite) et/ou celui du service de gestion rendu par l'autorité de régulation. Les taxes environnementales (Pigou, 1920) ont pour but de mettre les externalités à la charge des usagers qui les génèrent, en augmentant leurs coûts de manière à modifier leurs comportements (réduction des pollutions – c'est le principe « pollueur payeur » – ou, pour les eaux souterraines, réduction des prélèvements). Ces taxes sont supposées « internaliser » l'externalité, c'est-à-dire incorporer le coût social au signal de prix perçu par l'utilisateur. L'application des instruments économiques se heurte cependant à des difficultés dans des contextes où les usagers sont nombreux et difficiles à répertorier. Se pose un problème de

contrôle, comme pour les instruments réglementaires, ce d'autant plus si les moyens humains, techniques et financiers sont limités. La mesure des consommations, la détermination du niveau adéquat de la taxe environnementale (qui doit être égale à la différence entre coût social et coût privé pour le niveau de prélèvement correspondant à l'optimum social⁴), l'organisation du recouvrement, la mise en place d'une police de l'eau, etc., sont autant de défis à relever. En fin de compte, les coûts de transaction et notamment les coûts d'information et de contrôle, comme pour l'approche par les quantités, deviennent exorbitants.

La marchandisation des externalités (Coase, 1960) est la troisième voie. Pour Coase, l'externalité résulte non pas d'un défaut de marché mais d'une carence du droit. Sa proposition⁵ indique que si les agents émetteurs de l'externalité et ceux affectés par celle-ci sont connus, si les droits de propriété sont bien définis, et si les coûts de transaction sont nuls ou faibles, une allocation optimale⁶ des ressources est alors possible par négociation directe entre agents. Cette allocation est efficace quelle que soit l'attribution des droits de propriété.

La solution de Coase a donc le mérite d'éviter une intervention directe de l'État. Concernant les eaux souterraines, elle se décline ainsi : soit l'utilisateur désirant prélever davantage a le droit de le faire, et il revient aux autres usagers de lui racheter ce droit pour qu'il y renonce ; soit, dans le cas contraire, c'est à lui de rembourser aux autres le surcoût de pompage qu'il leur occasionne. Les deux cas permettent de parvenir à un optimum de Pareto ; seul change le sens de la compensation, conséquence de l'attribution initiale des droits.

En l'absence de coûts de transaction, les trois instruments (réglementation, taxes et redevances, négociation directe) sont théoriquement efficaces, car ils permettent d'atteindre un optimum social, et ne diffèrent que par leurs effets de répartition des ressources et des flux financiers entre agents. Dans la réalité cependant, leur application est confrontée à des coûts de transaction de tous ordres, déjà évoqués pour les règlements et les taxes, et auxquels la solution de Coase n'échappe pas, ce qui explique qu'elle n'est pas ou très peu appliquée dans la pratique⁷. Elle nécessite en effet une parfaite information, notamment sur les conséquences des externalités, une parfaite robustesse des droits, qui n'est pas toujours garantie en matière environnementale, ainsi que la présence dans la négociation de tous les agents affectés, ce qui pose problème lorsque les acteurs sont nombreux ou affichent d'importantes disparités (avec multiplication corrélative des enjeux), ou encore pour les externalités de type purement environnemental comme le maintien des zones humides – l'agent « environnement », à supposer que ses droits soient reconnus, ayant besoin d'un porte-parole.

Ceci est particulièrement vrai pour la gestion des nappes par des usagers nombreux et aux objectifs non nécessairement homogènes, où l'information sur les droits de chacun fait défaut, où les droits eux-mêmes peuvent être précaires et où les coûts de transaction sont donc fatalement élevés.

⁴ La détermination du niveau optimal de la taxe suppose donc de connaître avec précision l'optimum social ainsi que les fonctions de coût privé et de coût social.

⁵ Communément bien qu'improprement appelée « Théorème de Coase ».

⁶ Au sens de l'optimum de Pareto, situation dans laquelle il n'est pas possible d'améliorer la situation d'un agent – quel qu'il soit – sans détériorer celle d'au moins un autre agent.

⁷ A l'exception des paiements pour services environnementaux ou des marchés de l'eau, lorsque les coûts de transaction sont modérés et peuvent être pris en charge par des institutions *ad hoc*.

Du point de vue de l'État, ce désengagement par transfert de droits s'accompagne de contraintes et obligations spécifiques imposées aux bénéficiaires, sur lesquelles nous reviendrons.

La gamme des droits concédés au groupe titulaire de la propriété commune peut être large. D'une manière très générale, pour Schlager et Ostrom (1992), un droit de propriété est « l'autorité d'entreprendre des actions particulières relatives à un domaine spécifique ». Ces auteurs distinguent :

- Un niveau opérationnel, où les événements se déroulent. Les règles opérationnelles « influencent directement les décisions quotidiennes des usagers concernant le moment, le lieu et la manière de soustraire des unités de ressources » (Ostrom, 1990). Elles traitent également de la surveillance et des sanctions à appliquer.
- Un niveau collectif, où se prennent les décisions sur les règles opérationnelles. Les règles de choix collectifs sont nécessaires à l'élaboration des principes et des politiques de gestion de la ressource commune.
- Enfin, un niveau constitutionnel où les droits sont conçus et peuvent être contestés. Les règles constitutionnelles définissent les modalités de gouvernance de la ressource (par exemple : quelles sont les personnes éligibles).

Au niveau opérationnel, on distingue le droit d'accès physique dans la zone et le droit de prélever pour chaque usager. Le niveau collectif comporte le droit de gérer (définir le niveau et les conditions des prélèvements), le droit d'exclure (accès, perte ou transférabilité des droits individuels) et le droit d'aliéner (autoriser la vente ou la location de l'un ou l'autre des deux droits précédents). Un propriétaire plein dispose des cinq droits alors qu'un simple usager ne dispose que des droits d'accès et de prélèvement. La source des droits peut combiner le droit positif et des droits coutumiers, au besoin revitalisés ou adaptés aux circonstances. Le groupe peut se voir attribuer tout ou partie des droits de gestion, voire une partie du droit d'aliénation, par l'autorité concédante, c'est-à-dire l'État ou son représentant (par exemple une agence de bassin), lequel conserve les droits ultimes d'aliénation qui s'attachent au caractère domanial de la ressource en eau.

Les droits de propriété sont donc compris ici au sens large de droits d'usage n'impliquant pas nécessairement une pleine propriété mais pouvant se concéder ou s'échanger sous certaines conditions (on peut faire le parallèle avec l'étendue des droits couverts par l'*usus, fructus et abusus* du droit romain).

Dans la réalité, les droits des usagers des eaux souterraines peuvent être très variables : d'une absence totale (prélèvements illicites) à la possession de l'intégralité des droits (marchés de l'eau).

1.4. Les principes de gestion durable des biens en propriété commune

A partir de l'étude empirique de multiples situations de gestion des « communs » (pris ici au sens de propriété commune), en particulier des prélèvements d'eaux souterraines pour des usages d'irrigation comme d'eau potable, Ostrom a élaboré son constat majeur qui est « la capacité des individus insérés dans des communautés locales à résoudre des problèmes d'action collective, en construisant de manière relativement autonome des systèmes de règles, des « modes de gouvernance » adaptés aux problèmes précis auxquels ils sont confrontés » (Weinstein, 2013). Ce faisant, elle s'est gardée de théoriser ou de normaliser sur les principes ou mécanismes de gestion, en adoptant plutôt une approche institutionnaliste visant à identifier les modes de régulation formels et informels qui émergent dans les différentes situations et leurs conditions concrètes de réussite, à partir notamment de l'étude des attributs de la ressource et des usagers. En particulier, elle a mis l'accent sur les normes sociales communes qui donnent une certaine homogénéité au groupe, instaurent un certain niveau de confiance et permettent à la « pression sociale » de s'exercer en améliorant les conditions d'information, de surveillance et de contrôle.

Les avantages d'une gestion collective dans un régime de propriété commune, pour faire face à la tragédie des communs, sont bien illustrés par le « dilemme du prisonnier » de la théorie des jeux, qui montre comment la coordination et la coopération entre acteurs peuvent mener à des solutions meilleures que des décisions strictement individuelles et isolées. En décision individuelle, l'équilibre obtenu est un « équilibre de Nash », tel qu'aucun joueur ne peut améliorer sa situation en changeant seul sa décision, ce qui est bien le cas dans la tragédie des communs. Cet équilibre est sous-optimal, dans la mesure où il ne permet pas d'obtenir tous les gains potentiels du jeu, ce qui n'est possible que grâce à la coopération. Une coordination des décisions, permettant d'obtenir une assurance sur les comportements et un « équilibre coopératif », permet alors de parvenir à un optimum de Pareto (cf. Lavenus et al. (2016) pour un exposé et des références plus détaillés).

En gestion collective, la logique de coercition extérieure (par l'État ou une autorité de régulation) est supplantée par un processus interne pouvant faire appel, à des degrés divers, à des formes de coercition (par les autorités officielles ou coutumières), à la négociation ou à la concertation, d'une manière inséparable du contexte physique, économique et social du « commun », défini comme un système intégré et cohérent, constitué d'une ressource, d'une communauté de personnes, de règles d'organisation autour d'un objectif partagé et d'une structure de gouvernance (Coriat, 2015).

La faiblesse relative des coûts de transaction dans les situations de gestion décentralisée est bien illustrée par le fait qu'un des principaux atouts dans ce contexte est la bonne connaissance qu'ont les usagers du fonctionnement de la ressource et des enjeux du territoire. L'homogénéité du groupe, permettant l'exercice de la pression sociale, ainsi que sa taille modérée (caractéristique importante pour Ostrom) sont également des facteurs de faibles coûts de transaction.

La mise en place d'un mécanisme de gestion locale et de l'institution⁸ qui l'incarne ne peut se faire que de manière progressive, à mesure que la confiance se construit. Ostrom identifie trois défis à relever :

- la motivation initiale : qu'est-ce qui incite les individus à mettre en place l'institution ?
- l'engagement : dans quelles conditions est-il plus avantageux de suivre les règles que de les enfreindre ?
- la surveillance mutuelle : comment le groupe peut-il s'engager à se surveiller lui-même ?

C'est par un processus « séquentiel et incrémentiel », pouvant être assez long, que les interactions et la coopération entre les individus permettront d'aboutir à une solution stabilisée. Par exemple, et assez remarquablement, la coopération peut débuter autour d'enjeux communs n'ayant pas de conséquences immédiates sur les droits d'usage, comme l'amélioration des connaissances sur la ressource. Cette collaboration entraîne des avantages individuels et collectifs immédiats qui favorisent un développement plus poussé de la coopération et, à terme, l'efficacité, l'acceptabilité et la résilience du système.

Ostrom insiste sur le fait qu'il n'existe pas de règles prédéfinies. Chaque situation est différente du point de vue des caractéristiques physiques de la ressource, de la configuration institutionnelle existante et des règles déjà en vigueur. La gestion décentralisée n'exclut pas l'intervention de l'État ou le recours au marché. Elle constitue une solution de nature différente à la tragédie des communs. Elle est en même temps un outil en soi et un facteur de facilitation pour l'instauration d'autres instruments basés par exemple sur les quantités ou sur les prix, dont elle constitue le cadre de mise en œuvre. Les formes juridiques que prend la structure de gestion peuvent être très diverses, pourvu que la gestion des droits soit possible. Il revient à l'État de mettre en place une offre institutionnelle dans ce domaine et, chaque fois que nécessaire, de conduire des actions d'accompagnement ou de facilitation comme la mise en place de périmètres de protection qui permettent de geler les droits et renforcent la capacité à éviter les « passagers clandestins ».

Ostrom a donc basé l'essentiel de sa contribution non pas sur la structure, essentiellement variable, mais sur les conditions fonctionnelles de succès des systèmes qu'elle a étudiés, où les pleines capacités et implication des usagers, la convergence des intérêts individuels et collectifs et la modération des coûts de gestion et de résolution des conflits tiennent une place centrale. À partir de l'ensemble de règles qu'elle observe sur les différents terrains, elle cherche à « comprendre les régularités institutionnelles plus larges des systèmes persistant sur une longue période de temps, régularités absentes dans les cas d'échec. [Elle utilise alors] le terme de 'principes de conception' pour caractériser ces régularités » (Ostrom et Laurent, 2012). Ces principes de conception permettant une gestion locale réussie, et où l'on retrouve en filigrane les droits de propriété et les coûts de transaction, sont les suivants :

- une définition claire, et comprise par tous, des usagers et des limites de la ressource ;
- l'adaptation des règles de gouvernance aux conditions locales (sociales et environnementales) ;

⁸ Prise ici au sens très large de mode de régulation mis en œuvre par un groupe, dans un cadre formel ou informel.

- la participation des membres à la définition des règles communes ;
- un mécanisme de contrôle indépendant et responsable ;
- l'existence de sanctions graduées en cas de non-respect des règles ;
- des mécanismes de résolution des conflits rapides et à moindre coût (ce qui privilégie les solutions locales) ;
- le droit des usagers d'élaborer leurs propres institutions et règles de gestion sans remise en cause par les institutions de niveau supérieur ;
- pour les communs de grande taille, l'organisation des activités de gouvernance sur plusieurs niveaux imbriqués.

Même si d'après Ostrom, les formes de gestion collective les plus efficaces sont celles qui émergent des acteurs locaux eux-mêmes, elles sont souvent aussi impulsées par l'État. Dans la pratique, la gestion collective peut porter soit sur l'ensemble des usages (ce qui peut sembler préférable au regard du premier principe d'Ostrom) soit sur certains d'entre eux, l'eau potable étant alors souvent traitée à part. Enfin, la place laissée aux usagers dans l'élaboration du processus de gestion et sa mise en œuvre est très variable, depuis la simple consultation jusqu'à l'autogestion.

Le cas de l'aquifère de Raymond (Californie), base des travaux d'Elinor Ostrom sur les différents critères

La Californie est caractérisée par un climat méditerranéen. L'aquifère de Raymond situé sur la côte sud dans le comté de Los Angeles a une extension de 106 km² et un volume prélevable annuel de 38 Mm³. Il a été exploité dès 1881 pour satisfaire des besoins en eau potable et en irrigation. Le principal usager du début du XX^e siècle était la ville de Pasadena qui représentait la moitié des prélèvements. Prenant conscience de la surexploitation (du fait de l'augmentation progressive des coûts de mobilisation), elle construit des bassins d'infiltration pour favoriser la recharge et réduit ses prélèvements. Mais les autres préleveurs continuent de se comporter en passagers clandestins, ce qui conduit la ville à engager des poursuites judiciaires dès 1937 contre la ville d'Alambra et les 30 autres usagers de l'aquifère. Pour assoir son jugement, le tribunal exige une étude détaillée de l'aquifère pour confirmer ou non l'état de surexploitation supposée de la nappe. Si cette étude le confirme, elle fait aussi ressortir des contraintes réglementaires qui rendent incertaine l'issue du procès. C'est pourquoi, pour éviter une décision arbitraire du juge, une concertation est entamée par les parties prenantes et aboutit à un accord (entériné par le juge en 1944) de réduction des prélèvements proportionnelle aux prélèvements passés. Les droits d'eau font alors l'objet d'une répartition officielle, pouvant être loués ou vendus ensuite (ce qui conduit actuellement à n'avoir plus que 15 préleveurs autorisés). Et un « maître de l'eau » est nommé (initialement le département des ressources en eau, depuis 1984 un comité de gestion de l'aquifère spécialement créé pour permettre une gestion plus locale).

La résolution des conflits dans le cas de l'aquifère de Raymond a été jugée exemplaire par Elinor Ostrom (1990), qui s'en est inspirée pour définir les principes de bonne gouvernance. Est relevée en particulier l'importance d'avoir une bonne connaissance de l'aquifère et de ses usages pour

permettre d'initier la définition des mesures de gestion. La concertation avec les acteurs locaux a permis l'adoption de mesures communément élaborées qui ont été respectées sur la durée. Les mesures de contrôle et de sanction en cas de non-respect ont été aussi clairement définies, avec la désignation d'un maître de l'eau. Notons enfin le faible nombre d'utilisateurs qui facilite la concertation.

II. Les apports de la théorie des contrats et de la théorie de l'agence pour faciliter l'analyse des processus de gestion décentralisés

2.1. Introduction

Les mécanismes de gestion décentralisée offrent une solution pertinente pour sortir de la « tragédie des communs ». Mais la communauté gestionnaire, objet des réflexions d'Ostrom, n'est jamais seule dans le jeu d'acteurs et le paysage institutionnel :

- tout d'abord ses droits d'usage doivent être garantis, avec possibilité d'exclusion des tiers (voir ci-dessus), ce qui fait le plus souvent intervenir une autorité extérieure, source du droit et responsable de son application ; autant il est souhaitable, quand cela est indiqué, de s'appuyer sur le droit coutumier ou informel, autant celui-ci ne saurait exister sans s'appuyer sur le droit positif ;
- elle peut être (est souvent) partie d'un ensemble régional, national... dont les autorités peuvent, au nom de l'intérêt collectif, souhaiter qu'elle contribue, via sa gestion du « commun » local, à des objectifs pour lesquels elle n'a *a priori* ni vocation naturelle ni intérêt :
 - a. la gestion durable de la ressource est le premier d'entre eux, car elle ne va pas de soi. Si l'on fait volontiers l'hypothèse que l'objectif du groupe est la durabilité, il est tout aussi envisageable qu'une structure remplissant les conditions d'Ostrom soit très efficace pour liquider un patrimoine si les intérêts des membres du groupe convergent pour cela (Petit et al., 2017) ;
 - b. il peut exister des objectifs de développement territorial ou national qui ne sont pas forcément ceux du groupe. Par exemple, en agriculture irriguée, certains choix de cultures pourront être privilégiés pour leur contribution à des filières agro-industrielles (ex. sucreries) ou d'exportation ; et certaines combinaisons capital-travail pour leur contribution à l'emploi local ;
- enfin nous avons vu qu'il revient à l'État de mettre en place une offre institutionnelle et des actions d'accompagnement propices à l'émergence de la gestion décentralisée.

Il y a donc au moins un acteur en plus dans le jeu de rôles.

Après avoir examiné les conditions de réussite de la gestion commune en termes d'enjeux, de structure et de mode de fonctionnement du groupe gestionnaire, en considérant jusqu'ici l'autorité extérieure du seul point de vue de son rôle dans la réalisation des conditions nécessaires

au succès, nous allons maintenant élargir la réflexion en étudiant les modalités par lesquelles une autorité peut interagir avec le groupe pour faire converger les intérêts de celui-ci et ceux de la communauté plus large dans laquelle il est inséré. C'est le domaine de la théorie des contrats et de la théorie de l'agence.

La théorie des contrats, très générique, englobe la théorie néo-institutionnelle, dans le sens où « les contrats servent de fondation à une large partie de l'analyse économique. Chaque échange passe par une forme de contrat, qu'il soit explicite ou implicite » (Hart et Holmstrom, 1984).

Au sein de la théorie des contrats, nous ferons plus particulièrement appel ici à la théorie de l'agence qui « s'intéresse à la mise au point de contrats bilatéraux destinés à résoudre les nombreux problèmes de coordination » entre acteurs (Brousseau, 1993b).

La relation d'agence associe, en vue de la réalisation d'objectifs donnés, des acteurs non pairs du point de vue du pouvoir (c'est-à-dire des droits détenus) et de l'information. Les objectifs sont définis par le « principal », qui attend une contribution à leur réalisation et un certain comportement de la part du ou des « agents », sans qu'il puisse connaître entièrement leur degré d'adhésion aux objectifs, le détail de leur comportement et la manière dont ils parviennent, ou non, au résultat souhaité dans le cadre de leur activité.

Dans ce qui suit nous examinerons comment, et dans quelle mesure, une relation d'agence peut remédier aux problèmes posés par l'asymétrie d'information, les situations d'incertitude, l'existence d'horizons temporels différents, la présence d'ambiguïtés dans les objectifs des politiques publiques, et la définition ou la robustesse insuffisantes des droits de propriété. Nous verrons aussi pourquoi de tels contrats peuvent perdurer même s'ils sont sous-optimaux, du fait de la difficulté pour les parties à identifier les sources d'inefficacité et à renégocier en étant assurées que chacune bénéficiera du nouvel arrangement.

S'agissant des eaux souterraines, le rôle du principal est tenu par l'État ou par une autorité de régulation redevable des objectifs généraux de gestion durable de la ressource (un « organisme intermédiaire » tel qu'évoqué en introduction), les agents étant les usagers individuels ou à nouveau des « organismes intermédiaires » en charge des activités de gestion quotidienne. Il est difficile pour le principal de contrôler directement tous les usagers et de contraindre leurs comportements. Le pourrait-il qu'il serait encore limité par le fait qu'il ne connaît pas parfaitement la manière dont tel ou tel comportement contribue aux objectifs. Son rôle est de concevoir le cadre le mieux approprié qui amènera le ou les agents à agir dans le sens de ses objectifs, à travers un régime d'incitations et de sanctions qui pourra aussi faire appel à la réputation, à la confiance, ou encore à des mécanismes d'assurance.

Afin de contribuer aux objectifs, des instruments de gestion seront mis en œuvre dans le cadre des contrats ou en accompagnement de ceux-ci. Le lien entre les objectifs et les instruments peut être direct et évident (par exemple la définition de quotas collectifs ou individuels de prélèvement pour une gestion durable de la ressource) ou indirect, comme la politique de taxation de l'énergie qui influe sur le coût d'extraction. L'efficacité des instruments est fondamentalement liée au degré d'information du principal sur le comportement des agents.

Nous avons déjà souligné, à propos des principes d'Ostrom, l'importance de minimiser les coûts de transaction. Il en va de même pour les relations d'agence où interviennent notamment des coûts d'information et de contrôle inhérents à toute situation dans laquelle les agents se comportent de manière opportuniste, ayant pour objectif de maximiser leur seule utilité individuelle (Williamson, 1979). Pour éviter cet opportunisme, deux modes d'organisation sont envisageables : l'intégration verticale avec instauration de règles strictes dans le cadre d'un système fortement administré et dirigiste, consistant à supprimer la marge de manœuvre des agents, contrôlés individuellement et en relation directe avec le principal ; c'est le schéma « un gendarme derrière chaque usager » - dont les coûts de transaction sont prohibitifs ; ou une relation contractuelle qui pourra introduire un organisme intermédiaire mieux à même de connaître les usagers (les agents finaux) et d'adapter les dispositions du contrat aux situations locales (choix des instruments, modalités de surveillance, contrôle et sanction...). Nous retrouvons ici les dispositifs micro-institutionnels susceptibles de réduire les coûts de la coordination des acteurs (Ménard, 2003), et donc d'atteindre plus facilement les objectifs visés.

Nous examinerons alors l'intérêt et la possibilité pour l'État (le principal) de déléguer à un agent intermédiaire (une association d'usagers) la responsabilité de la gestion commune d'une ressource limitée pour contribuer à des objectifs de durabilité et de développement ; cette double relation d'agence (entre l'État et la communauté d'usagers, puis entre les responsables de la communauté et les usagers eux-mêmes) implique deux principaux (l'un étant aussi agent) aux objectifs pas nécessairement convergents. La relation d'agence entre une autorité de régulation et un groupement d'usagers, y compris dans le cas où celui-ci fonctionne dans les conditions d'Ostrom, conserve tout son sens dans notre contexte.

2.2. Le modèle principal – agent appliqué à la gestion des eaux souterraines

Très souvent, dans les conditions concrètes de gestion des eaux souterraines, aucun système incitatif n'est mis en place par le principal (la puissance publique) pour que l'agent (l'irrigant individuel, en l'absence d'autre dispositif) agisse dans l'intérêt du principal. La théorie de l'agence aidera à définir la structure contractuelle et les incitations qui permettront d'atteindre une meilleure efficacité collective.

Brousseau (1996b) formule ainsi les différentes conditions qui, réunies simultanément, caractérisent un problème d'agence :

- l'agent doit disposer d'une marge de manœuvre c'est-à-dire de la possibilité d'opter pour différents comportements ;
- l'action de l'agent doit affecter le bien-être des deux parties ; et
- ses actions doivent être difficilement observables par le principal.

La relation usager / gestionnaire pour les eaux souterraines remplit tout à fait ces conditions. Les irrigants disposent de nombreuses marges de manœuvre sur la déclaration des prélèvements, les volumes prélevés, le respect de certaines contraintes d'usage, l'investissement dans de nouveaux forages ou l'augmentation de la profondeur des forages existants. Ces choix affectent le bien-être de l'utilisateur (supposé opportuniste) puisqu'ils permettent d'accroître son espérance de gain à court

terme, et affectent également les objectifs de gestion durable de la puissance publique ou du gestionnaire de la ressource. Or, nous l'avons vu, le gestionnaire est généralement dans l'incapacité, compte tenu des moyens dont il dispose, de réaliser un contrôle efficace et d'atteindre une gestion équilibrée à des coûts de transaction acceptables.

De plus, comme un employeur qui ne peut pas déduire de la productivité globale de l'équipe celle de chacun de ses membres (Alchian et Demsetz, 1972), le gestionnaire ne peut pas, à partir de ce qu'il observe, déduire la contribution relative de chaque irrigant à l'effort de gestion collective.

Avant d'aller plus loin, précisons les contours du « contrat » au sens large tel que nous l'entendons ici, c'est-à-dire un cadre pour organiser la relation et faire circuler les informations. Nous aborderons successivement les parties au contrat, le contenu des contrats et les engagements souscrits dans ce cadre, et le support du contrat qui peut être plus ou moins formel.

Les parties au contrat sont le plus souvent, comme nous l'avons indiqué : l'État, le cas échéant un agent intermédiaire de statut public (ex. agence de l'eau, société d'aménagement), mixte ou privé (communauté d'usagers à statut de groupement de gestion, de coopérative, de GIE...), et les usagers eux-mêmes qui sont les agents finaux. La présence d'un intermédiaire suppose deux relations principal-agent et donc deux contrats. Le rôle du « premier principal » est en général tenu par l'État mais il peut s'agir d'un acteur privé comme dans l'exemple des accords passés par la société d'eau minérale Vittel avec les agriculteurs du bassin d'alimentation de son captage afin de limiter les pollutions et de garantir la qualité de l'eau.⁹

Typiquement, les contrats passés pour la gestion de ressources naturelles à des fins de gestion durable reposent sur l'échange de droits d'usage concédés par le principal en échange d'information sur les prélèvements et du respect de règles de gestion ou d'exploitation par les agents. Il peut s'y ajouter des redevances dues par les agents et des incitations proposées par le principal, par exemple financières (subventions à des pratiques économes en eau), et d'une manière générale des dispositions concernant les sanctions en cas de manquement ainsi que d'éventuels bonus (comme pour les assurances) pour les agents vertueux. Les objectifs de développement territorial ou national que nous avons évoqués peuvent faire l'objet de dispositions particulières (contraintes d'assolements) incluses dans les règles de gestion et d'exploitation et/ou d'incitations ciblées. Le contrat peut comporter des mécanismes de révision ou de flexibilité qui permettent de gérer les inévitables changements. Quelles qu'elles soient, les obligations respectives doivent être définies précisément et vérifiables facilement. Lorsque les droits détenus par le principal ne sont pas suffisants, il peut obtenir l'engagement des agents par des mécanismes de paiement direct. C'est le cas de Vittel dont les compensations versées aux agriculteurs en contrepartie du respect d'un cahier des charges exigeant, constituent des paiements pour services environnementaux qui s'apparentent à une mise en œuvre du « Théorème de Coase ».

Le support et le degré de formalisme du contrat sont très variables. Pour les usagers, il peut s'agir de l'adhésion à une structure de gestion dont le règlement intérieur fixe les règles de prélèvement et d'utilisation de la ressource, et/ou des dispositions mises en place le cas échéant par l'agence de bassin compétente. L'État joue son rôle de « premier principal » par le contrat qui le lie à

⁹ Voir <http://www.gesteau.fr/content/l%e2%80%99exp%c3%a9rimentation-de-vittel>.

l'agence de bassin et/ou par l'approbation des statuts et du règlement intérieur des structures de gestion, contrepartie des droits accordés. Il peut aussi conditionner strictement les droits des usagers finaux à leur adhésion à une structure de gestion, comme c'est le cas en France pour les Organismes Uniques de Gestion Collective (OUGC).

2.3. Les déterminants d'une relation d'agence

Si ces relations d'agence se rencontrent fréquemment dans la gestion de l'eau, c'est essentiellement à cause d'une part de l'information différente qu'ont les agents et le principal et de la manière dont les agents perçoivent l'avenir et d'autre part des comportements des agents (aléa moral) et de leurs conséquences (anti-sélection).

2.3.1. L'environnement informationnel et la connaissance de l'avenir

Les relations d'agence constituent une forme de contrat adaptée à des situations d'information imparfaite et à des perceptions différentes de l'avenir (Brousseau, 1993a). Lorsque les agents sont parfaitement informés quant à leurs caractéristiques et comportements mutuels et qu'en outre l'avenir est connu avec certitude, leur relation peut être régie par un contrat complet et optimal. Mais le plus souvent, et c'est le cas des préleveurs individuels et du gestionnaire d'une ressource, les acteurs souffrent d'un déficit réciproque d'information. Les usagers ne peuvent savoir avec certitude si l'État ou le gestionnaire de la ressource va privilégier les objectifs de gestion durable ou ceux que nous avons qualifiés plus haut de « développement local ». Il se peut aussi que les discours de sévérité du gestionnaire ne soient pas suivis d'effet : si l'État n'est pas crédible, l'incitation est clairement, pour les usagers, à ne pas respecter les objectifs qui leur sont assignés. Et même s'il l'est, les usagers peuvent douter de la pérennité des objectifs dans le temps. La manière dont des mesures de gestion successivement mises en œuvre affectent différemment les usagers a également son importance. Si par exemple il est d'abord fait appel à des auto-restrictions, puis ensuite, alors qu'elles s'avèrent inefficaces, à des mesures autoritaires de réduction des prélèvements affectant tous les usagers, ceux qui auront déjà volontairement réduit leurs prélèvements en phase initiale subiront une « double peine ». Si les usagers anticipent une telle évolution, où les « bons élèves » seront traités de la même manière que ceux qui n'auront fait aucun effort, il n'y aura aucune incitation à se conformer à des demandes de restriction émanant de l'autorité et le système fonctionnera en anti-sélection (voir plus loin). Ceci se produit également lorsque plusieurs secteurs d'usage sont affectés de manière différente par des restrictions ; il est courant par exemple, en cas de pénurie, que celles-ci concernent d'abord et exclusivement le secteur de l'eau domestique (interdiction du lavage des voitures, de l'arrosage des pelouses, du remplissage des piscines) alors que l'agriculture reste épargnée. Si des mesures d'économie sont ensuite appliquées uniformément, il peut en résulter un sentiment d'iniquité chez les usagers de l'eau domestique.

Dans ces différents cas, le problème est de concevoir des contrats incitant les parties à échanger de l'information, pourvu que cet échange soit techniquement possible et ne génère pas des coûts de transaction trop élevés (Brousseau, 1993a). Or, le gestionnaire ne pouvant pas évaluer la contribution de chaque irrigant aux objectifs fixés dans le contrat, et le coût d'acquisition de

l'information (si cette acquisition est possible) étant souvent très élevé, il se peut que perdurent des situations sous-optimales.

Au-delà du défaut d'information, les comportements des agents peuvent être influencés par la manière dont ils perçoivent l'avenir : celui-ci peut être considéré comme risqué (les événements pouvant se produire sont connus et probabilisables) ou incertain (les événements ne sont pas tous connus et peuvent se réaliser ou non mais de manière non probabilisable).

En univers risqué, il est possible de concevoir des contrats complets ou contingents c'est-à-dire envisageant et pondérant toutes les situations possibles. Le contrat choisi sera alors celui qui maximise l'espérance mathématique de l'utilité de Von Neumann et Morgenstern (1944). En univers incertain, le choix d'un contrat est beaucoup plus délicat car il repose sur des critères plus qualitatifs tels que les opinions, les convictions ou les jugements (Reynaud, 1989). Par exemple, comme nous l'avons vu, les agents peuvent avoir des doutes sur la capacité du principal à appliquer des sanctions. Et le principal peut de son côté pécher par excès de confiance dans sa capacité à contrôler les agents.

En avenir risqué et en information imparfaite, le contrat peut présenter une dimension d'assurance (Brousseau, 1993a). Dans notre contexte, et dans le cas de l'agriculture irriguée, on peut envisager que les principaux risques qui affectent les relations préleveurs – gestionnaire sont d'une part (pour les usagers) le risque climatique et le risque de réduction des autorisations de pompage, et d'autre part (pour le gestionnaire) le risque de ne pas satisfaire conjointement les objectifs de gestion équilibrée de la ressource et de développement économique du territoire. Dans ce cas, l'inaction du gestionnaire vis-à-vis du respect des obligations de gestion de la ressource constitue un avantage à court terme pour les usagers, tandis que la collectivité régionale ou nationale voit s'accroître la valeur ajoutée générée par l'irrigation, par rapport à une alternative où les règles seraient parfaitement respectées. Cependant, à plus long terme, la gestion équilibrée des aquifères est compromise et la valeur ajoutée agricole l'est aussi. Si l'avenir était prévisible, au moins probabilisable (Savage, 1954), la « rationalité substantive » des agents (Simon, 1976) permettrait de définir des contrats optimaux.

La rationalité est dite limitée (Simon, 1947) ou procédurale lorsqu'une de ces trois hypothèses est relâchée.

Mais lorsqu'on se situe non plus en avenir risqué mais en avenir incertain, nous nous situons dans le domaine de la rationalité procédurale (Simon, 1976) où la méconnaissance des objectifs des agents comme de l'avenir, conduit à mettre en œuvre des stratégies permettant simplement d'atteindre des états jugés préférables sans que la réalisation des objectifs initiaux des agents comme du principal, et a fortiori l'atteinte d'une situation optimale du point de vue de la collectivité, ne soient assurées.

Or c'est bien une situation d'avenir incertain qui prévaut, en général, dans la réalité car la puissance publique ne dévoile que rarement ses objectifs à moyen ou long terme, et elle est susceptible d'en changer, ou de manquer de fermeté dans l'application des règles. Il y a de plus d'autres sources d'incertitude exogène, à caractère économique ou politique. Dans ces conditions l'obtention d'un contrat optimal pour tous les agents est beaucoup plus problématique.

Il est cependant possible d'agir sur les conséquences du défaut d'information et de la perception de l'avenir sur les comportements des agents.

2.3.2. *L'anti sélection et le risque moral*

Akerlof (1970) fut le premier à illustrer le problème d'anti-sélection à partir de l'analyse du marché d'occasion des automobiles en montrant comment les asymétries d'information entre acheteurs et vendeurs contribuent à exclure du marché les voitures de bonne qualité : les acheteurs n'ayant pas la possibilité d'être informés de manière complète sur la qualité des voitures proposées, ils ne seront prêts à payer, au mieux, qu'un prix de milieu de gamme afin de minimiser leur risque. Les vendeurs de bonnes occasions, n'ayant pas l'espoir de vendre au juste prix, sortiront du marché : seuls resteront les vendeurs de mauvaises voitures.

Dans une relation entre usagers et gestionnaire de la ressource, une forme particulière d'anti-sélection peut se mettre en place si certains usagers, profitant d'un défaut de contrôle, ont la possibilité de se placer délibérément hors contrat en refusant par exemple de déclarer leurs prélèvements. Les efforts de gestion porteront uniquement sur les usagers qui adhèrent au contrat et en respectent les règles, et le gisement potentiel d'économie d'eau lié à ces agents vertueux ne pourra que diminuer à mesure que des efforts supplémentaires leur seront demandés, tandis que la population située hors contrat, avec un potentiel de contribution aux économies d'eau *a priori* supérieur, restera hors du champ d'application des mesures de gestion puisqu'il leur est implicitement accordé une prime à la rétention d'information. Si ce contrat perdure, c'est essentiellement dû au montant prohibitif des coûts de transaction que le gestionnaire aurait à engager pour obtenir l'information lui permettant de déterminer des contrats incitatifs garants de l'intérêt général (Laffont et Tirole, 1993).

C'est bien l'asymétrie d'information, conduisant soit à l'incapacité de connaître le comportement du partenaire soit au besoin de supporter un coût d'observation prohibitif pour ce faire, qui génère le risque moral (Arrow, 1963; Holmstrom, 1979). Le risque moral, ou aléa moral, ou risque d'apparition d'un comportement opportuniste (Williamson, 1983) dit encore « du passager clandestin », existe dès lors qu'un agent n'est pas incité à respecter son contrat parce que son comportement n'est pas observable par son partenaire (Brousseau, 1993a). Cette situation est commune à la plupart des nappes surexploitées où les objectifs de court terme des usagers les poussent à ne pas déclarer leurs points de prélèvement ou les réels volumes prélevés alors que le gestionnaire de la ressource a quant à lui un horizon temporel et des objectifs à plus long terme.

Toutefois l'opportunisme n'est pas la seule explication du non-respect des contrats. L'ignorance peut aussi en être la cause. C'est le cas lorsqu'en information imparfaite deux partenaires apprécient différemment une même situation alors qu'ils sont tous deux de bonne foi (Alchian et Woodward, 1988). Certains préleveurs peuvent être persuadés que leur prélèvement n'impacte pas les autres usagers, que la ressource n'est pas rare, ou qu'ils prélèvent moins qu'en réalité, alors que le gestionnaire aura un point de vue différent. Cela est observable notamment sur des nappes de grande taille. Moyennant des coûts de transaction, d'information le plus souvent, les perceptions des partenaires peuvent être alignées - mais rien ne garantit alors que l'agent auparavant ignorant ne devienne pas aussitôt opportuniste.

Quoi qu'il en soit, opportunisme ou ignorance conduisent aux mêmes effets, c'est-à-dire à un surcoût collectif induit par la dissipation ex-ante des avantages potentiels d'un contrat équilibré et performant (en l'occurrence, une gestion durable à moyen et long terme).

2.4. Pourquoi une relation d'agence sous-optimale peut-elle perdurer dans le temps ?

Les progrès technologiques d'acquisition et de traitement de l'information réduisent graduellement le caractère inobservable des comportements et améliorent le potentiel de performance des solutions contractuelles, ce qui constitue un réel encouragement à les appliquer. Mais des contrats inefficaces peuvent tout de même perdurer, essentiellement à cause de la spécificité des actifs des partenaires.

Lorsque les actifs mis en commun sont banals (Aumann, 1985; Brousseau, 1993b), remplaçable par un autre actif ou des actifs d'un autre agent, l'observation par le principal de comportements opportunistes de l'agent se traduit à court terme par le non renouvellement du contrat. L'opportunisme ne devrait donc poser problème qu'à court terme. S'il en va différemment en matière de gestion des nappes, que l'opportunisme perdure, c'est que les actifs mis en communs par les agents et le principal sont spécifiques.

Un actif donné est dit spécifique lorsque, combiné avec un autre actif particulier, sa productivité est plus forte que s'il était associé à n'importe quel autre actif (Brousseau, 1993a; Brousseau, 1993b). Deux actifs spécifiques combinés sont faiblement substituables et ont souvent un caractère de faible « redéployabilité », c'est-à-dire que leur spécialisation limite les fonctions de production dans lesquelles ils peuvent être utilisés, ou qu'ils sont localisés de manière particulière, ce qui fait qu'ils ne peuvent pas s'échanger sur un marché d'occasion (Brousseau, 1993b).

Ici, la ressource en eau qui représente l'actif du principal (le gestionnaire) et les infrastructures de pompage et le foncier, ceux de l'agent (le préleveur), ont un haut degré de spécificité. Ils sont à l'évidence complémentaires ou, *a minima*, faiblement substituables : à court terme, davantage d'eau avec moins d'infrastructure ou plus d'infrastructure avec moins d'eau n'est pas efficace. Ils sont également non redéployables car géographiquement non délocalisables, spécialisés dans une seule tâche (en général l'irrigation de terres agricoles, même si le gestionnaire peut éventuellement réaffecter la ressource à d'autres usages prioritaires), et les actifs de prélèvement ne sont échangeables que sur le marché du foncier ; quant à la ressource en eau, sauf dans de rares cas, elle ne s'échange pas sur un marché.

Or pour un agent donné, l'investissement dans un actif spécifique est risqué car il est contraint de coopérer avec le propriétaire de l'actif complémentaire même si ce dernier se comporte de manière opportuniste. Pour le principal, cesser la coopération (c'est-à-dire mettre fin aux autorisations de prélèvement de l'eau, ou au contraire laisser s'installer une situation de non droit) pourrait coûter plus cher que la perte liée à l'opportunisme (Brousseau, 1993b). Soit il perdrait les avantages économiques induits sur le territoire, soit il n'arriverait pas à gérer durablement sa ressource en eau, voire les deux. Il y a donc un désavantage structurel à mettre fin au contrat.

2.5. Le « Hold-up » des préleveurs

En sus des cas d'inobservabilité de certaines actions, l'opportunisme peut se manifester lorsqu'il y a indétermination sur le partage des avantages induits par la mise en commun d'actifs spécifiques par les parties au contrat ; ces avantages (contribution aux objectifs respectifs des parties) constituent la « quasi-rente organisationnelle » (Brousseau, 1993b). L'opportunisme permet une captation de la quasi-rente que Goldberg (1976) et Alchian et al. (1988) qualifient de « hold-up ».

Galiègue (2012), à qui nous empruntons l'essentiel des trois paragraphes qui suivent, résume la manière dont Williamson décrit le hold-up. Pour Williamson, les possibilités de hold-up dépendent de trois éléments : l'incertitude, le degré de spécificité des actifs et la fréquence des transactions entre les parties. Les deux premiers, particulièrement importants en matière de gestion des eaux souterraines, ont largement été évoqués précédemment. La fréquence des transactions est aussi un élément important. Si la fréquence est importante, le risque d'opportunisme sera *a priori* plus limité car les occasions de renforcer la confiance au fil des transactions, ou au contraire de détecter des manquements et de dénoncer le contrat, seront elles aussi plus fréquentes. Mais quelle que soit la périodicité des transactions, la spécificité des actifs jouera un rôle majeur et souvent prépondérant. Elle conduira à des contrats plus contraignants et personnalisés, et sur des échéances plus longues. Il a été montré que la durée du contrat optimal est positivement liée à la spécificité des actifs (Saussier, 1996).

Pour prévenir le hold-up, on peut utiliser la concurrence, la médiation ou l'introduction de délégations spécifiques dans le contrat.

Mais en matière de gestion des eaux souterraines, la spécificité et la faible redéployabilité des actifs rendent inopérants les mécanismes concurrentiels. La solution du recours à un médiateur est coûteuse, pose la question supplémentaire du contrôle du médiateur lui-même, et n'élimine pas la possibilité qu'il s'accapare une partie de la quasi-rente.

Pour Galiègue (2012), déléguer à l'apporteur de facteur le plus susceptible d'expropriation par ses partenaires, le soin de partager la quasi-rente constitue une solution envisageable. Dans le cas des eaux souterraines, l'actif le plus spécifique est la ressource en eau, strictement non délocalisable, les équipements de pompage et d'irrigation, même très spécifiques, pouvant trouver une reconversion au moins partielle. Il revient donc à l'État ou à l'autorité de régulation d'exercer ce rôle prépondérant en termes de répartition des droits, ce qui est par ailleurs conforme à une vision régaliennne basée sur la domanialité de l'eau.

Mais l'arbitrage du principal entre le coût lié à la perte d'efficacité sociale générée par le hold-up (moindre contribution aux objectifs d'aménagement du territoire et de gestion de l'eau) et le coût lié aux mesures de contrôle et de sanction qui permettraient d'éviter celui-ci, peut alors expliquer qu'il abandonne délibérément au profit de l'agent au moins une partie des avantages qui lui reviendraient en univers d'information parfaite (Caillaud et al., 1988; Shavell, 1979). De fait, dans la plupart des contrats, si les quasi-rentes ne sont pas dissipées par les hold-up eux-mêmes, elles finissent par l'être via les mécanismes qui permettent de lutter contre eux (Hill, 1990).

Les solutions alternatives pour éviter que ne s'instaure durablement une situation de hold-up font appel à une redistribution radicale des droits à travers l'intégration verticale ou la privatisation.

2.6. Des solutions extrêmes au hold-up : la nationalisation ou la privatisation

Coase (1937) soutenait déjà que l'importance des coûts de coordination sur les marchés (coûts de transaction) pouvait justifier le recours à d'autres formes de coordination tels que la coordination hiérarchique au sein des firmes. Son raisonnement est l'une des bases de l'analyse moderne des contrats (Brousseau et Glachant, 2000, 2002). Lorsque la spécificité des actifs renforce l'interdépendance dans la relation contractuelle entre deux agents, l'intégration verticale permet à l'une des parties de protéger son investissement spécifique du hold-up potentiel que pourrait générer un contrat incomplet (Williamson, 1983; Williamson, 1985).

Le concept d'intégration verticale, très largement empreint de la théorie des droits de propriété (Alchian, 1961; Demsetz, 1972; Furubotn et Pejovich, 1974), consiste à modifier le régime des droits des co-contractants initiaux pour supprimer le risque de hold-up et ainsi inciter les parties à s'investir d'une manière non opportuniste. Comme nous l'avons vu (section 2.3), les droits de propriété couvrent un spectre large. Loubier (2003), concernant la gestion de réseaux collectifs d'irrigation, a montré que plus un agent exerce ou possède des droits sur le réseau (cas des réseaux gérés collectivement, par rapport aux réseaux gérés par des sociétés d'aménagement ou offices centralisés), plus sa propension à gérer à court terme¹⁰ est importée au sein de la structure gestionnaire. Il en est certainement de même concernant la gestion des ressources en eau souterraine. Plus les usagers possèdent des droits relativement au gestionnaire de la ressource ou à l'État, et plus la ressource sera gérée selon des considérations de court terme. À l'opposé de cette solution que l'on peut considérer comme une privatisation des droits et de la gestion de l'eau, on peut imaginer une nationalisation où tous ces droits seraient récupérés par le principal. Un tel système devrait aller jusqu'à la planification des assolements et des pratiques culturales. Dans ces cas extrêmes, Grossman et al. (1986) ont montré que lorsque « l'intégrateur » s'attribue une part trop importante de la quasi-rente au détriment de « l'intégré », ce dernier sera moins incité à coopérer ou à se conformer aux règles de type hiérarchique résultant de l'intégration. Le risque est de supprimer la quasi-rente elle-même au lieu du hold-up.

2.7. Une solution alternative : introduire un agent intermédiaire

La relation qu'entretiennent les usagers et la puissance publique favorise donc, souvent, l'émergence de comportements opportunistes qui, en raison de la spécificité des actifs mis en commun, ont toutes les chances de se pérenniser sous forme de hold-up. Cette situation semble essentiellement due à l'absence de contrôle des préleveurs ou de mécanisme les incitant à agir dans l'intérêt du gestionnaire de la ressource et s'explique soit par des asymétries d'information, soit par des coûts de contrôle et de sanction prohibitifs. Dans ce contexte, l'objectif est de déterminer les fondements d'un contrat optimal ou au moins préférable au hold-up, en alternative aux solutions extrêmes que sont la nationalisation ou la privatisation.

Au lieu de procéder à une intégration verticale, il est possible d'introduire un agent intermédiaire qui sera redevable vis-à-vis de la puissance publique (son principal) et aura la responsabilité

¹⁰ Si l'on fait l'hypothèse (réaliste) que les usagers sont court-termistes (en tout cas davantage que le principal).

d'instaurer des mécanismes d'incitation et de contrôle appropriés vis-à-vis des préleveurs (ses agents). Ainsi, d'une relation d'agence simple et centralisée entre un principal et un ou des agent(s), on passe à une double relation d'agence, décentralisée, d'une part entre la puissance publique et l'intermédiaire et d'autre part entre l'intermédiaire et les usagers finaux. C'est ce que résume le Tableau 2.

Tableau 2 : Relations d'agence et nature des parties prenantes selon le système de gestion

Système	Relation	Principal	Agent
Centralisé	Une seule relation	État	Préleveur
Décentralisé	Relation 1	État	Intermédiaire
	Relation 2	Intermédiaire	Préleveur

Source : auteurs

Cette solution alternative se justifie si le solde entre d'une part les gains d'efficacité sociale (contribution aux objectifs de la puissance publique) permis par la présence de l'intermédiaire, et d'autre part la variation des coûts de transaction sur l'ensemble de la chaîne depuis la puissance publique jusqu'aux agents finaux, par rapport à la situation sans intermédiaire, est positif. Cette condition est vérifiée si l'intermédiaire, de par son statut ou son positionnement institutionnel, a la capacité de disposer d'une meilleure information et d'un meilleur pouvoir de contrôle sur les agents à des coûts de transaction acceptables.

La puissance publique, dans ce type de schéma, pourra se contenter de n'intervenir que sous forme de contrainte, ou via des instruments réglementaires qu'elle maîtrise, ou à travers des fonctions régaliennes qu'elle est la seule à pouvoir exercer : détermination du volume maximal prélevable, police de l'eau, exercice de la justice. Elle devra bien entendu s'assurer de la crédibilité et de la fiabilité de l'agent intermédiaire, et pouvoir contrôler ses résultats si nécessaire. La relation avec l'agent intermédiaire passera par un instrument de type contrat d'objectifs, comme c'est le cas en France entre l'État et les agences de l'eau. La relation entre agent intermédiaire et préleveurs passe par différentes formes d'organisation dont les « contrats de nappe ».

Selon Brousseau (1996b), ces structures multi-parentales ne révèlent pas une efficacité particulière lorsqu'il s'agit de prendre des décisions « difficiles » pour tous (restrictions d'usage) mais indiquent que malgré tout, elles ont une certaine utilité lorsque la spécificité des actifs et l'avenir incertain favorisent les comportements opportunistes (Heide et John, 1990). Elles sont alors des mécanismes de surveillance mutuelle incitatifs (Brousseau, 1996b), où la présence des « parents » aux instances de décision permet d'exercer un contrôle mutuel peu visible et ne nuisant pas au climat de confiance qui s'est instauré au sein de la structure (Lorange et Ross, 1992). On retrouve la notion de pression sociale vue à propos d'Ostrom, dans une configuration où les usagers, parce qu'ils sont membres du groupement ou de la coopérative et participent à sa gouvernance, assument aussi à ce titre, au moins en partie, le rôle du principal.

2.8. Confiance et réputation et dans une structure commune aux usagers

Lorsque les usagers sont en même temps « parents » d'une structure intermédiaire et impliqués dans sa gouvernance, divers mécanismes peuvent jouer pour limiter l'opportunisme et accroître l'efficacité collective. Le sentiment de confiance que peut avoir un agent envers la fidélité du

comportement coopératif de ses partenaires ainsi que les effets qu'une défection pourrait avoir en termes de réputation, bien que difficilement mesurables, en font partie.

Dans une telle structure, où les auteurs de comportements opportunistes sont exposés à des effets de réputation pouvant déboucher sur de l'ostracisme de la part des autres membres (Brousseau, 1996b), la probabilité d'apparition de ces comportements est limitée car leur coût d'opportunité s'accroît (Milgrom et Roberts, 1988). La réputation d'un opportuniste sera d'autant plus affectée que les liens initiaux entre les agents reposaient sur la confiance. Celle-ci peut préexister mais aussi être un produit du contrat lui-même et non un substitut ou un complément (Brousseau, 1996). En effet, lorsque les agents accordent de l'importance au risque de réputation, le simple fait de contractualiser et donc de subir d'éventuelles représailles de la part des partenaires en cas de manquement permet de signaler à autrui sa volonté de coopérer et par conséquent d'asseoir le sentiment de confiance (Brousseau, 1996a; Ulset, 1996). Les économistes des ressources en propriété commune partagent cette analyse notamment Ostrom (1998) qui pense qu'au cœur des explications comportementales se trouvent les liens de confiance entre les individus et leurs investissements dans la réputation, justifiés et confortés par l'utilisation de normes communes. Le fait que la confiance soit un sentiment difficile à appréhender et à intégrer à l'analyse économique ne diminue en rien son importance.

Pour que la confiance et le risque de réputation opèrent, la structure intermédiaire ne doit pas être de trop grande taille afin d'éviter une dilution de ces sentiments et un relâchement des comportements analogue à l'« inefficience X » de Liebenstein, décrite à propos des entreprises, que cite Galiegue (2012). On retrouve ici aussi un critère d'Ostrom.

Zeuli et al. (2001) ont bien montré à propos d'assurance récolte qu'une coopérative (supposée à base locale et de taille réduite) pouvait être plus efficace vis-à-vis de la fraude qu'une assurance de grande taille et fonctionnant selon des principes anonymes de droit individuel et de marché, l'appartenance à une communauté augmentant les risques de réputation et limitant les comportements opportunistes.

La confiance ou la réputation ne sont cependant pas des substituts aux mécanismes contractuels formels dont dispose l'agent intermédiaire pour remplir sa mission.

2.9. Doter l'agent intermédiaire de mécanismes contractuels

Brousseau (1993b) identifie six mécanismes contractuels fondamentaux : la routine, la surveillance, l'autorité, l'arbitrage, l'incitation et l'assurance.

La routine permet de réduire le coût des décisions que les individus doivent prendre en évitant d'imaginer et de calculer continuellement les conséquences de leurs actions (Brousseau, 1993a; Favereau, 1989; Nelson et Winter, 1982). Des procédures simples comme l'envoi périodique des relevés de compteurs d'eau entrent dans cette catégorie.

L'objectif de **la surveillance**, indissociable de la sanction, est d'éviter l'opportunisme. L'avantage de la structure intermédiaire est de pouvoir surveiller, contrôler moyennant des coûts d'opportunités plus faibles que le principal initial (Dittmann, 1999) ; les routines pouvant aussi

contribuer à réduire ce coût. Mais l'efficacité de la surveillance va dépendre du montant de la sanction, de la probabilité d'être contrôlé mais également de la fiabilité du « contrôleur », c'est-à-dire de la possibilité de le corrompre ou de s'y allier (Laffont et Tirole, 1993; Lopez-Cunat, 2000). Pour éviter ces risques, le principal doit analyser et contrôler à son tour le fonctionnement de l'intermédiaire lui-même.

Les incitations consistent à récompenser les agents qui coopèrent et/ou à sanctionner les opportunistes. Elles sont au cœur de la gestion de l'eau souterraine à deux niveaux. En phase préparatoire à la mise en place d'un processus de gestion plus efficace (un contrat de nappe par exemple), il est indispensable que tous les usagers soient identifiés et si nécessaire de les récompenser pour sortir de la « clandestinité ». La régularisation de forages en contrepartie de subventions à la modernisation est fréquemment utilisée. En phase de fonctionnement, d'autres incitations peuvent consister en l'instauration de taxes différenciées par usages par exemple ou selon l'état de la ressource... A la frontière entre assurance et incitations, le système de bonus/malus semble avoir un fort potentiel d'amélioration de la gestion de l'eau pour différentes raisons. Le principe du système est d'offrir la possibilité de représailles ou de récompenses *ex post* dont l'avantage est d'introduire un report temporel de celles-ci au-delà de la date des faits générateurs constatés Brousseau (1993b). Bien que l'assurance et l'incitation apparaissent comme antagonistes puisque la première vise à ne pas faire supporter à un individu l'intégralité des conséquences de ses actes, ce qui est totalement anti-incitatif Brousseau (1993b), l'introduction d'un bonus/malus est cependant efficace, comme le montrent les systèmes d'assurance automobiles.

Ces mécanismes sont particulièrement utiles et efficaces pour définir un contrat au moindre coût lorsque l'avenir est risqué. En avenir incertain, le coût de l'élaboration d'un contrat peut être prohibitif et il sera nécessairement incomplet voire impossible à finaliser (Brousseau, 1993) compte tenu de la capacité limitée à décider en incertitude. Les mécanismes autoritaires de coordination (Brousseau et Fares, 2000) permettent d'y remédier.

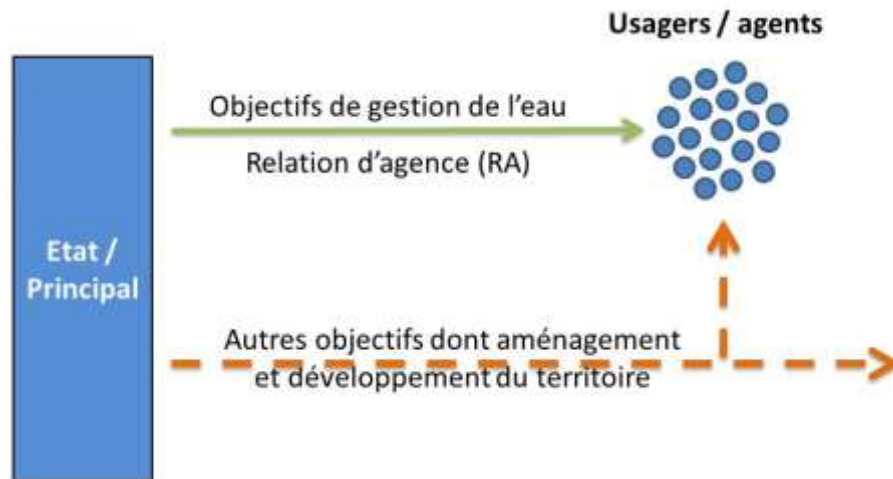
Le recours à **l'autorité** pour exercer le droit de décision et à **l'arbitrage** pour régler les conflits liés au partage de la quasi-rente (Hirshleifer, 1987) sont alors deux mécanismes efficaces pour faire face à l'avenir et lutter contre l'opportunisme. Une clause du contrat doit donc décrire à qui revient le droit de décider en cas de situation non prévue initialement. Ce droit peut être confié à une commission spécialisée de l'intermédiaire (structure de médiation). Les pouvoirs, la composition, la gouvernance et le fonctionnement de cette commission doivent alors être étudiés finement pour éviter qu'elle ne soit à son tour le lieu de manifestation d'opportunisme ou de hold-up et qu'elle permette d'une part de dégager un consensus et d'autre part de lever une partie des incertitudes quant aux objectifs du principal à long terme.

2.10. Quelle complémentarité des approches ?

La relation classique entre un préleveur individuel et le gestionnaire de la ressource en eau s'apparente donc à une relation d'agence (RA), caractérisée par des asymétries d'information conduisant à des comportements opportunistes durables et favorisant une captation de la quasi-rente organisationnelle au profit des usagers à court terme. La Figure 3 illustre cette relation où le

principal poursuit simultanément des objectifs de gestion de l'eau et un ensemble d'autres objectifs (aménagement du territoire, sécurité alimentaire...) pouvant être contradictoires avec les premiers et expliquant souvent une gestion de l'eau sous-optimale.

Figure 3. Schéma de la relation d'agence entre un principal et un agent



Source : auteurs

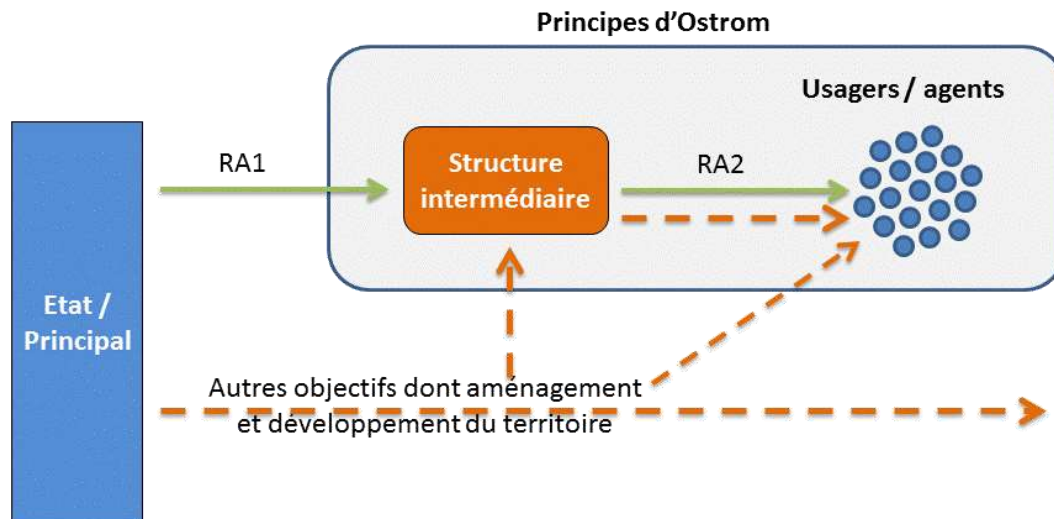
L'introduction d'un agent intermédiaire entre l'État et l'utilisateur doit permettre d'améliorer l'efficacité de la gestion de l'eau (Figure 4). Il existe donc deux relations d'agence, la première entre l'État et l'intermédiaire et la seconde entre l'intermédiaire et les usagers. Toutefois, chacune de ces relations est caractérisée par moins d'asymétries d'information et par conséquent moins de comportements opportunistes. Chacun, État et usagers, seraient alors incités à révéler de l'information à l'intermédiaire en contrepartie d'avantages divers, liés (i) à une complémentarité des objectifs de politiques publiques portés en partie par l'intermédiaire, (ii) à des incitations financières conditionnées au respect des règles édictées par l'intermédiaire et enfin (iii) à la possibilité de mettre en œuvre les principes de gestion durable définis par Ostrom. Ces principes, tout comme d'autres mécanismes décrits en économie des contrats comme la confiance, la routine, la réputation, les sanctions, le contrôle, vont définir les relations entre l'intermédiaire et les usagers. La figure 4 illustre cette nouvelle complémentarité des approches.

L'intermédiaire présenté précédemment a à son tour toutes les caractéristiques d'une institution au sens de Ménard (2003) : « un ensemble de règles durables, stables, abstraites et impersonnelles, cristallisées dans des lois, des traditions ou des coutumes, et encadrées dans des dispositifs qui implantent et mettent en œuvre, par le consentement et/ou la contrainte, des modes d'organisation des transactions ». Au sein de cette institution, en charge de gérer une ressource commune, les principes de gestion durable d'Ostrom, à l'exception du huitième, peuvent alors s'appliquer plus aisément dès lors que les contours de la ressource et des usages sont connus (principe 1), que les règles sont adaptées et adaptables aux caractéristiques locales et que les usagers ont contribué à leur édification (principes 2 et 3), que des mécanismes de surveillance, de sanction et de résolution des conflits existent (principes 4, 5 et 6) et qu'enfin, que le droit des usagers d'élaborer leurs propres institutions, en tant que membre de l'organisme intermédiaire, ne soit pas remis en cause par un gouvernement externe¹¹, ce qui implique une

¹¹ La question de la répartition initiale des droits entre usagers peut se poser dans les mêmes termes que ceux évoqués à la section 3.3 sur les marchés de droits.

relative stabilité dans le temps de la répartition des droits. Enfin, une taille trop importante de l'intermédiaire (ressource ou usagers) étant un facteur limitant son efficacité, il peut être opportun dans certains cas de mettre en place plusieurs intermédiaires, eux-mêmes membres d'une institution intermédiaire de rang supérieur ; ce niveau imbriqué d'institutions correspondant au huitième principe d'Ostrom.

Figure 4 : Schéma de l'introduction d'un agent intermédiaire dans la relation d'agence



Source : auteurs

2.11. Adosser des instruments économiques aux approches d'Ostrom et de la théorie des contrats

Répartir l'eau entre différents usagers peut s'effectuer de deux manières : soit en affectant à chacun une quantité maximale à prélever soit en taxant l'eau pour faire prendre conscience aux usagers de sa valeur. On retrouve ainsi la distinction des deux mécanismes traditionnels d'allocation que sont le prix ou la quantité (Weitzman, 1974).

Les instruments économiques prennent différentes formes, en particulier en fonction du niveau de connaissance des prélèvements. Ils sont déclinables notamment en distinguant deux situations : (1) celle dans laquelle le gestionnaire a une connaissance exhaustive des usagers et des prélèvements qu'ils réalisent, ce qui lui permet de mettre en place des instruments visant à modifier les comportements individuels (appelés *instruments individuels* par la suite)¹² ; et (2) celle dans laquelle il ne dispose pas d'information sur les usagers et leurs prélèvements, ne pouvant alors instaurer que des instruments dits collectifs, qui s'appliquent de manière identique à tous les usagers. Ces deux types d'instruments peuvent être également combinés (*instruments mixtes*) quand le gestionnaire ne dispose que d'une information partielle.

¹² Les instruments directs que nous allons présenter par la suite s'appuient de manière générique sur les 5 manières de gérer (directement) une ressource présentées par Salzman (2005) : la réglementation, la taxation, le paiement, l'appropriation et la persuasion.

- *Non connaissance des prélèvements individuels* : dans ces conditions, seuls des outils individuels mais indirects sont applicables ou des outils imposés au niveau collectif. Plus précisément, nous trouvons donc :
 - o Outils indirects :
 - la tarification ou taxation de la ressource alternative (comme l'eau de surface) a un impact sur l'utilisation de l'eau souterraine (Einhorn, 1987; Lenouvel et Montginoul, 2010) ;
 - au-delà du secteur de l'eau (tarification de l'électricité par exemple) : les politiques agricoles (politique de soutien à l'agriculture irriguée, politique de soutien des prix, etc.) ainsi que les politiques énergétiques peuvent avoir un impact très important sur le comportement des agriculteurs en matière de pollution ou de prélèvement d'eau (Shah, 2007). Un rationnement de l'accès à l'électricité ou l'arrêt de son subventionnement peut ainsi être une mesure efficace pour lutter contre la surexploitation des nappes.
 - o Outils directs : les outils directs ne peuvent porter, dans ces conditions de non connaissance, que sur des observations agrégées. Il est alors possible de définir des quotas collectifs à respecter globalement sur un périmètre défini et dont le respect est mesuré par des suivis de nappe. En cas de dépassement, des pénalités collectives peuvent être conçues (Segerson, 1988), payées alors par chaque usager de la nappe. Leur montant doit toutefois théoriquement être tel qu'il incite tout préleveur individuel à faire en sorte que l'objectif collectif soit respecté. Des subventions collectives peuvent être également conçues en vue de mieux gérer les eaux souterraines (servant à l'amélioration des techniques d'irrigation, à de la formation, pour mobiliser des ressources de substitution, etc.).
- *Connaissance des prélèvements individuels* : lorsque les prélèvements individuels sont connus, les instruments économiques classiques peuvent être instaurés et permettre de limiter les prélèvements d'eau en nappe. Il est alors possible de distinguer deux catégories d'outils : ceux permettant d'allouer les volumes d'eau et les outils de réallocation, notamment lorsqu'une allocation initiale par quotas s'avère être non optimale d'un point de vue économique et que l'on ne souhaite pas revoir cette allocation.
 - o Allocation : nous retrouvons ici les outils traditionnels mis en place au niveau individuel permettant d'allouer les ressources en eau : attribution d'un volume d'eau maximum par agriculteur (quota), souvent déterminé à l'aide de critères d'antériorité d'usage, de priorité, etc. ou taxation de la ressource. La majorité des économistes s'accorde à considérer que les instruments basés sur le marché (comme les taxes ou marchés de droits – voir ci-dessous) doivent être préférés aux outils de contrôle (comme les quotas) pour allouer une ressource, au motif qu'ils sont efficaces (Buchanan et Tullock, 1975a). Or ils sont moins souvent utilisés dans la pratique que les outils réglementaires (Aftab et al., 2010; Stavins, 2004). Ce paradoxe a donné lieu à toute une littérature initiée par l'article de Buchanan et Tullock et poursuivie par exemple par (Boyer et Laffont, 1999) portant en particulier sur les cas pour lesquels un instrument quantitatif semble préférable à un outil incitatif (Boyer et Laffont, 1999). Une subvention individuelle peut également être conçue en vue d'inciter les usagers soit à réduire leurs prélèvements soit à les supprimer.

- Réallocation : la création de marchés, permettant aux usagers disposant de droits d'eau de les échanger (location ou vente) et éventuellement à une entité représentant la nappe d'acquérir des droits d'eau. Ces marchés font l'objet de vifs débats quant à leurs conditions de mise en place pour garantir à la fois leur succès mais aussi la maîtrise des effets pervers auxquels ils peuvent conduire.
- *Les instruments mixtes en cas de connaissance partielle.* La pénalité collective étant perçue de manière négative puisqu'elle pénalise l'ensemble des usagers d'une ressource, qu'ils aient un comportement vertueux ou non, des instruments mixtes peuvent être élaborés qui conduisent à permettre à ceux qui réalisent l'effort demandé de ne pas être sanctionnés (Lenouvel et al., 2011).

Les instruments économiques que nous venons ici de présenter se réfèrent à une conception individualiste de la gestion, recherchant à agir sur les motivations intrinsèques individuelles. Il est toutefois aussi possible d'agir sur les motivations pro-sociales (Bowles, 2008) qui renvoient à des motifs d'agir différents : altruisme, plaisir intrinsèque d'aider les autres, aversion à l'inéquité, engagement éthique et autres motivations qui incitent les personnes à aider les autres dans un objectif différent de la seule maximisation de l'intérêt matériel individuel (Bowles et Polania-Reyes, 2012). En effet, gérer une nappe à l'aide d'un instrument économique peut conduire à des effets pervers : la ressource en eau souterraine peut être alors conçue comme un bien privé et non plus collectif. Le fait d'instaurer une taxe peut ainsi être vu par les usagers comme un moyen de se dédouaner de leurs responsabilités (par désengagement moral (Bandura, 1991) : « une amende est un prix » (Gneezy et Rustichini, 2000), les usagers adoptant alors une mentalité de marché (Titmuss, 1971). Il est alors très important que le niveau de la taxe/de la subvention soit réellement représentatif au coût d'opportunité de la ressource : « faire payer suffisamment ou sinon pas du tout » (Kerr et al., 2012). La question aussi de l'effet durable de la modification de perception de cette ressource est aussi souvent posée sans être tranchée : selon Deci (1971), « un groupe d'individus qui reçoit des incitations financières pour accomplir une tâche est fortement motivé ; mais quand cette rémunération cesse, il se comporte de manière pire qu'un groupe n'ayant jamais reçu de rémunération » (Kerr et al., 2012).

III. Les nappes méditerranéennes : des situations contrastées en termes d'étendue, d'usages et de tensions

L'eau utilisée en contexte méditerranéen est principalement d'origine souterraine. Ceci s'explique en particulier par une faible présence d'eau superficielle qui est en plus soumise, lorsqu'elle existe, à une forte variabilité climatique (cf. le cas extrême des oueds).

Les aquifères méditerranéens sont nombreux. Nous avons sélectionné cinq situations contrastées (Figure 5) en termes d'étendue, d'usages et de tensions (Tableau 3), ce que l'on va s'attacher à décrire plus précisément dans cette partie.

Figure 5. Localisation géographique des nappes étudiées



Source : auteurs

Tableau 3 : Description des nappes étudiées en termes de ressources et d'usages

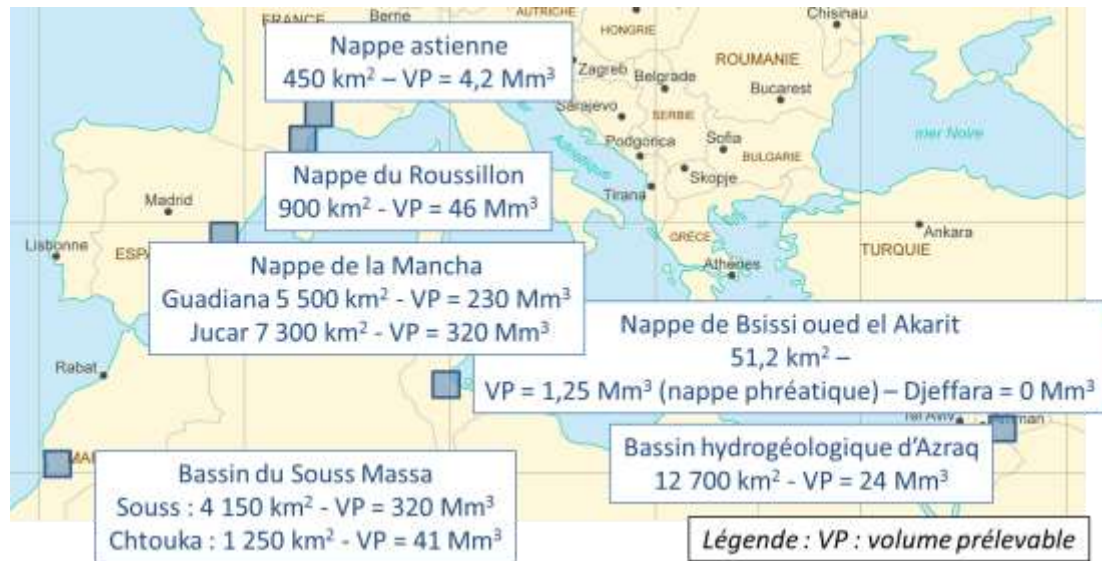
	Espagne - Mancha	France – nappe astienne	France - Roussillon	Jordanie - Azraq	Maroc - Souss Massa	Tunisie - Oued el Akarit Bsissi
Superficie	<i>Occidentale</i> (bassin du Guadiana) : 5 500 km ² 2 aquifères 1 libre l'autre profond semi-captif <i>Orientale</i> (bassin du Jucar) : 7 300 km ²	450 km ² Nappe principalement captive sauf au nord du territoire (30 km ²) où zone de recharge.	900 km ² 2 unités hydrogéologiques : quaternaire faible profondeur (<30m) libre, pliocène captif.	12 700 km ² surtout en Jordanie (94 %) Basalte quaternaire au nord et chaille/calcaire au sud séparé par marnes. 3 nappes superposées dont une à surface libre (<30m) et seule exploitable. Stockage eau limité.	27 880 km ² dont - nappe Souss : 4150 km ² nappe Chtouka : 1250 m ²	51,2 km ² 2 nappes : phréatique (4 g/l de sel) et Djeffara peu renouvelable et transfrontalière (de 40 à 100 m de profondeur – de 3,5 à 5 g/l de sel)
Volume prélevable	<i>Guadiana</i> : 230 Mm ³ (objectif max 200 Mm ³ prélevés par l'agriculture) <i>Jucar</i> : 320 Mm ³	4,2 Mm ³ /an.	VP (étude 2014) Quaternaire : non déterminé Pliocène : 46 Mm ³ environ	24 Mm ³	Souss : 320 Mm ³ (min 108, max 870) Chtouka : 41 Mm ³ (min 26, max 68)	1,25 Mm ³ (volume de recharge) sur la nappe phréatique – mais plus utilisée car trop salée. Report sur nappe de Djeffara (220 l/s – 50 000 m ³ /an)
Usages principaux	Irrigation et AEP (?) <i>Guadiana</i> 30 000 ha en 1975 120 000 ha fin années 80 (vigne 51 %, céréales 33 %) – 17 000 agriculteurs <i>Jucar</i> : irrigation (112 100 ha – 1 088 membres)	AEP et campings (forte zone touristique)	AEP, irrigation (12 700 ha irrigués sur 45 000 ha - maraichage + arboriculture) et ménages (forages domestiques)	Irrigation et AEP 115 km ² de cultures irriguées – 71 % oliveraies	Irrigation : 93 % (994 Mm ³ sur 1 074) 123 000 ha irrigués : agrumes et maraichage primeur (exportation)	Irrigation 1 620 ha sur 2 600 SAU (138 agriculteurs en 1998). Maraichage + cultures industrielles (tabac) + fourrage et arboriculture

Utilisation	<i>Guadiana</i> : de 430 à 690 Mm ³ selon pluvio annuelle <i>Jucar</i> : irrigation = 318 Mm ³ , Ep = 13.5 Mm ³ dont 255.6 Mm ³ prélevés dans nappes	4.7 Mm ³ /an (2009) dont AEP 2.5, camping 1.4 et agriculture 0.4	2010 : 81.4 Mm ³ . Sur pliocène, correspondrait à la recharge ... AEP : 41.9 Mm ³ , irrigation : 33.1, forages individuels : 4.6 Mm ³ .	53,2 Mm ³ (2009) : 27,5 irrigation et 25,2 eau potable.	Souss : 650 Mm ³ . Chtouka : 100 Mm ³	Phréatique : 1973 – 0.38 Mm ³ , mi1980 = 3.2 Mm ³ , 1993-2010 = 2.3 Mm ³ . Djeffara : 1970 = 1.3 Mm ³ , 2004 – 2.8 Mm ³ .
Forages		568 (en 2009) actuellement 700 forages déclarés		Irrigation = 507, Eau potable = 44		Nombre de forages en diminution suite aux mesures prises

Source : Lavenus et al. (2016)

3.1. Des aquifères aux étendues très variées

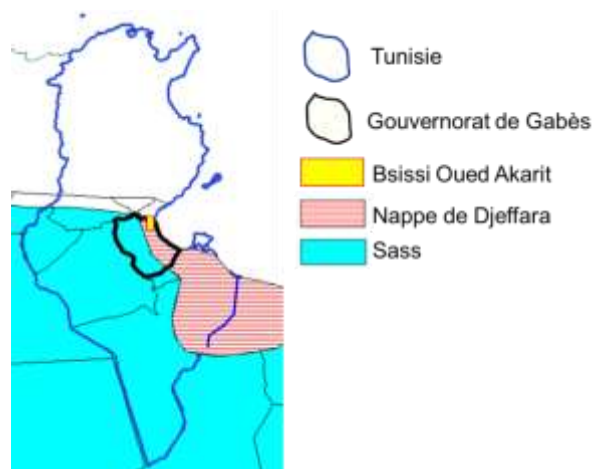
Figure 6 : Extension des nappes



Source : auteurs

L'extension des nappes est très diverse (Figure 6) : certaines sont très réduites, telle la nappe astienne (France) ; d'autres particulièrement étendues comme dans le cas de l'Azraq (Jordanie) ou la nappe de la Mancha (Espagne). Le cas pris en Tunisie est particulier : l'extension de la nappe transfrontalière de Djeffara (la nappe profonde) est nettement plus large que le périmètre de gestion (Bsissi oued Akarit) qui a été défini (Figure 7) : celui-ci se limite à une toute petite partie de la zone littorale. Cela explique sa très petite extension présentée à la Figure 6, en comparaison aux autres situations. Sur ce bassin, il a été jugé préférable de ne considérer dans un premier temps qu'une partie de la nappe, où les irrigants se connaissent tous, afin de favoriser leur adhésion immédiate au projet et éventuellement de l'étendre dans un second temps à plus d'utilisateurs. Les limites de la nappe et des usagers sont donc pour l'instant artificielles.

Figure 7 : Localisation géographique du périmètre de Bsissi par rapport à la nappe de Djeffara (Tunisie)



Source : Brabim et Ghoudi (2011)

Certaines nappes sont également subdivisées physiquement en plusieurs zones. C'est le cas de la nappe de la Mancha qui comporte deux parties bien séparées : le Guadiana et le Jucar. C'est aussi le cas du bassin du Souss Massa, avec deux nappes (la nappe du Souss et la nappe du Chtouka). Les enjeux de gestion peuvent être ainsi particuliers : du fait de leur proximité les contextes législatifs sont identiques mais les situations d'extractions sont contrastées, nécessitant, nous le verrons plus loin, une gestion différenciée.

Ce qui complique aussi la gestion vient de ce que, dans beaucoup de contextes, plusieurs aquifères se superposent, avec chacun des caractéristiques spécifiques : parfois, c'est l'aquifère de surface qui est préféré (comme dans le bassin hydrogéologique de l'Azraq, où trois aquifères sont présents mais où l'aquifère le plus en surface et le plus exploité est libre et d'accès facile), du fait d'une bonne qualité de l'eau et de coûts de forage peu élevés ; à d'autres endroits, c'est l'aquifère plus profond qui est de plus en plus sollicité, du fait d'une surexploitation des nappes de surface mais aussi d'une qualité meilleure : c'est le cas de l'aquifère du Roussillon mais également de la nappe de Bsissi : du fait d'une salinité accrue de la nappe phréatique rendant difficile la conduite des cultures irriguées, les agriculteurs exploitent désormais uniquement la nappe profonde.

Enfin, on constate que les volumes prélevables ne sont pas proportionnels à l'extension des nappes, dépendant des caractéristiques hydrogéologiques. Ainsi le volume prélevable sur la nappe astienne est quatre fois supérieur à celui sur la nappe phréatique de Bsissi.

3.2. Des aquifères essentiellement mobilisés pour satisfaire les besoins d'irrigation

Les aquifères sont principalement mobilisés pour satisfaire les besoins d'irrigation (Figure 8). Sont irriguées principalement des cultures méditerranéennes traditionnelles (maraîchage et arboriculture). Mais parfois on trouve aussi désormais des céréales et des cultures qui n'étaient traditionnellement pas irriguées mais qui le deviennent de plus en plus : les oliviers, la vigne.

Figure 8 : Exemples des principales cultures irriguées sur la nappe de Bsissi (Tunisie) (septembre 2016) – irrigation localisée (goutte à goutte ou jets localisés)



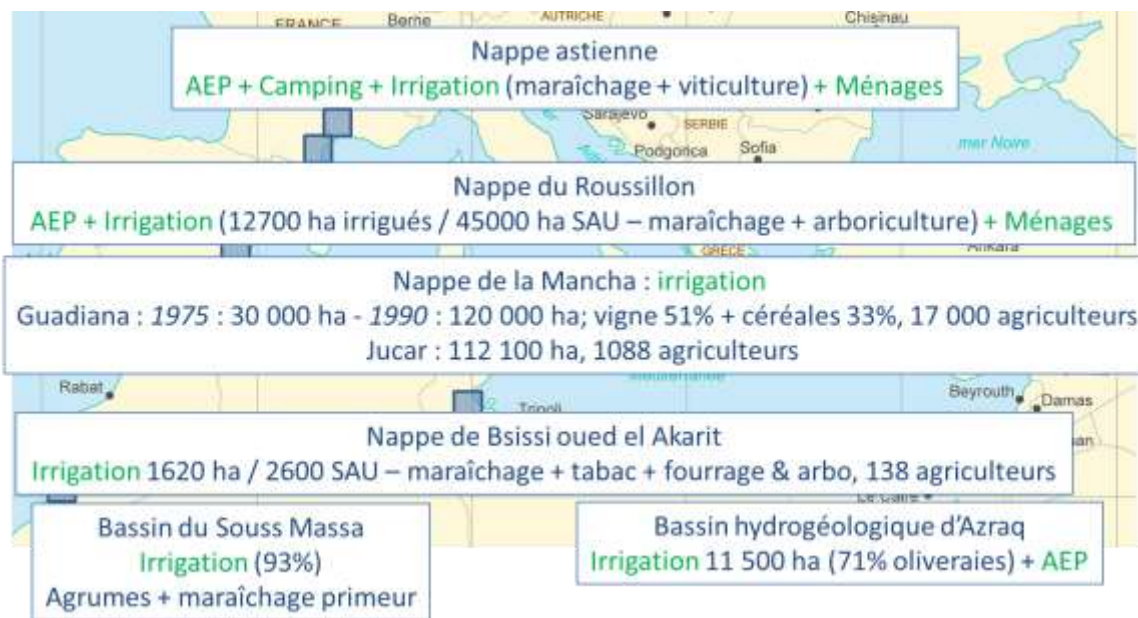
Source : Montginoul, M.

Certains aquifères servent également à l'alimentation en eau des populations (Figure 9), voire au tourisme. Le partage de l'eau a alors à se réaliser en dehors d'un seul secteur, ce qui complique la situation de gestion du fait des usages multiples qui apparaissent et des conflits potentiels. En France, l'eau potable est considérée comme prioritaire sur les besoins en eau d'irrigation. Elle doit donc être satisfaite en priorité, mais certains usages de l'eau potable sont estimés non prioritaires par les autres usagers soumis eux à des contraintes (comme le monde agricole) : cela concerne toute l'eau utilisée à des fins récréatives (remplissage des piscines, arrosage des espaces verts, etc.). Les zones côtières sont touristiques, ce qui induit une consommation domestique mais aussi une très importante consommation de loisir (parc aquatique par exemple). Cette activité est souvent vitale en termes économiques pour les zones considérées et vient en concurrence avec l'activité agricole.

Le cas du bassin de l'Azraq est emblématique d'une situation de conflits croissants entre deux usages : utilisé traditionnellement pour l'irrigation dès les années 1930, cet aquifère a été mobilisé à partir des années 1980 pour satisfaire des besoins en eau potable (pour alimenter notamment la capitale, Amman, et Zarka) à une époque où il était déjà sollicité au maximum de sa recharge. Et l'afflux de réfugiés syriens à partir de 2011 a encore aggravé la tension existante. En 2015, 52,5 Mm³ (Jordan water sector facts and figures 2015, MWT) d'eau ont été extraits des nappes du bassin d'Azraq, à part égale pour l'irrigation et l'alimentation en eau potable (une très faible part de l'ordre de 0,5 Mm³ est utilisée par l'industrie). En 2010, 115 km² de cultures sont irriguées dans le bassin (Abu-Awwad et Blair, 2013) dont majoritairement les oliveraies (71,3 % de la surface agricole utile).

Des usages plus minoritaires sont également présents. Citons plus particulièrement le cas des forages construits par des ménages, qui peuvent parfois représenter un volume d'eau extrait comparable à d'autres usages. Ainsi, dans le cas de la nappe du Roussillon, l'usage domestique direct de la nappe via les forages privés pourrait représenter (dans les estimations hautes réalisées en l'absence de données mesurées) une quantité équivalente à celle prélevée par l'irrigation (données années 2000).

Figure 9 : Usages des eaux souterraines



Source : auteurs

3.3. Une tension croissante sur la ressource

Dans tout le contexte méditerranéen, on observe ainsi une tension croissante sur la ressource en eau souterraine. Cette tension croissante a une double origine : tout d'abord, le progrès technologique a rendu possible l'accès à une eau de plus en plus profonde et avec des débits de plus en plus importants ; et ce progrès a permis de satisfaire de nouveaux besoins agricoles et domestiques, souvent d'ailleurs encouragés par des politiques nationales de développement économique (Figure 10). Ce progrès technologique, par exemple la mise au point des sondes à main, a permis de démocratiser la profession de foreurs en Tunisie notamment du fait des faibles coûts de forage qu'il engendre (20 à 30 dinars tunisiens, soit entre 10 et 15 euros le mètre linéaire dans le cas de Bsissi). Ceci a été renforcé dans le cas de Bsissi par l'artésianisme de la nappe, qui rend le coût d'exploitation très modéré voire nul.

Figure 10 : Principales raisons du développement des usages de l'eau souterraine



Source : auteurs

Les forages ont ainsi remplacé les puits traditionnels et leurs systèmes de remontée des eaux, telles les norias, qui n'autorisaient que des débits d'extraction faibles (Figure 11).

Figure 11 : Nombre cumulé de norias et de forages à Manzanares (La Mancha – Espagne)



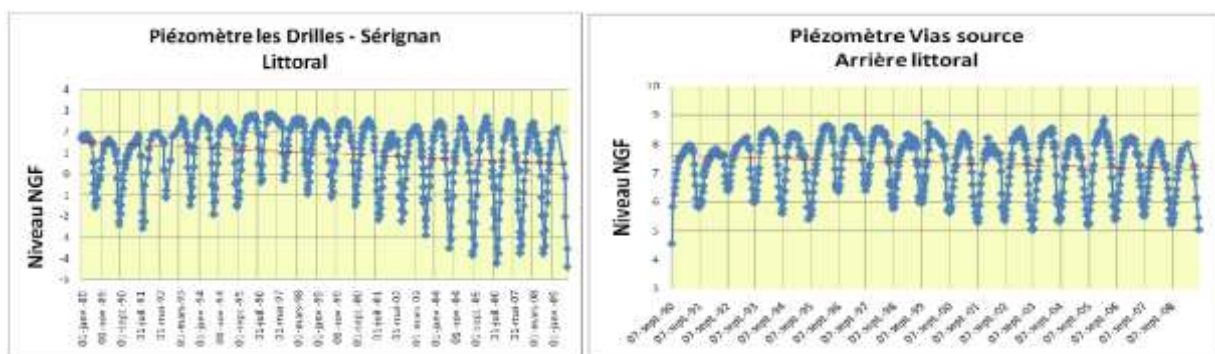
Source : Closas (2014)

La demande en eau d'irrigation a donc augmenté. Celle-ci s'est fortement accrue au cours du XX^{ème} siècle sous l'impulsion de politiques volontaristes des gouvernements pour développer des territoires désertifiés ou avec des taux de chômage importants. C'est ainsi que l'Institut National de Colonisation (INC), chargé par Franco dès les années 1940 de repeupler certains territoires espagnols, choisit la Mancha. Il accorde des crédits à des agriculteurs sélectionnés (en fonction de leur engagement auprès du Parti et de leurs caractéristiques physiques et psychologiques). Cette politique sera généralisée à l'ensemble des agriculteurs lors du passage à la démocratie dès 1975. On retrouve les mêmes phénomènes notamment en Jordanie, avec la grande révolution verte des

années 1970 et au Maroc où le ministère de l'agriculture incite plus particulièrement au développement de l'irrigation dès la fin du protectorat en 1956, poursuivant une politique déjà entamée par les colons, mais pour d'autres motifs : création de richesses et réduction de la pauvreté.

L'usage domestique des nappes s'est également fortement accru, en particulier du fait de la croissance démographique mais aussi du développement du tourisme. Ce dernier conduit également à l'apparition de nouvelles utilisations de l'eau, avec des complexes aquatiques ou d'hébergement hautement consommateurs en eau. Ainsi l'exploitation de la nappe astienne s'est accrue dès le début des années 1980 avec la forte croissance démographique (64 000 habitants en 1982 à 108 000 habitants en 2008) (SAGE Astien, 2012) et le développement du tourisme. Mais ceci a conduit à des évolutions de pression différenciées selon le territoire, le tourisme s'étant concentré sur le littoral (Figure 12).

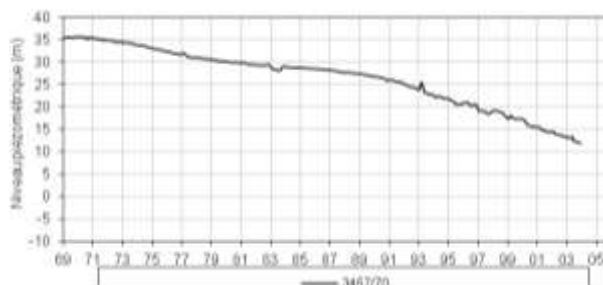
Figure 12 : Evolution interannuelle de la piézométrie à Sérignan (Drilles) entre 1989 et 2009 et à Vias (Source) entre 1990 et 2008.



Source : SAGE Astien (2012)

Le développement de ces usages se traduit ainsi en baisse plus ou moins accentuée des niveaux piézométriques (Figure 13, Figure 14, Figure 15, Figure 16).

Figure 13 : Evolution piézométrique dans le secteur de Biougra entre 1969 et 2004, nappe de Chtouka – bassin du Souss Massa – Maroc



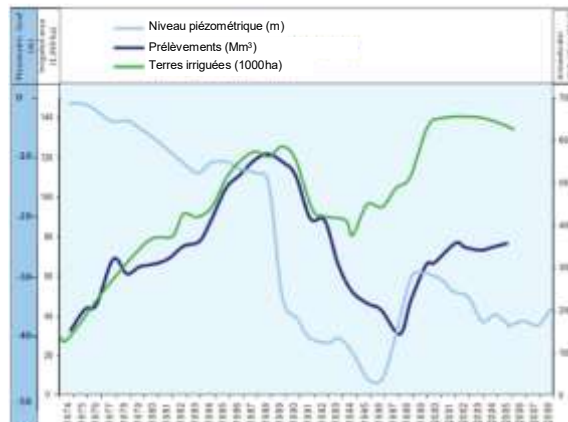
Source : Souss-Massa (2006)

Figure 14 : Chronique piézométrique de l'ouvrage de Perpignan suivi entre 1973 et 2012 (tendance linéaire en rouge) sur l'aquifère plioquaternaire du Roussillon – France



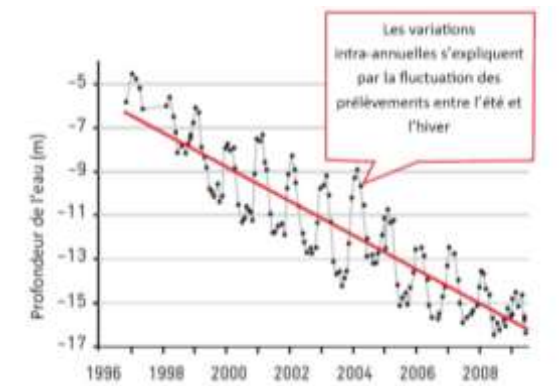
Source : SAGE Roussillon (2012)

Figure 15 : Evolution du niveau piézométrique, des prélèvements et des superficies irriguées entre 1974 et 2008 dans le bassin de La Mancha occidentale – Espagne



Source : Zorrilla (2009)

Figure 16 : Suivi du niveau piézométrique du puits F1014 (donnée du Ministère de l'Eau et de l'Irrigation) entre 1996 et 2008 – bassin l'Azraq – Jordanie



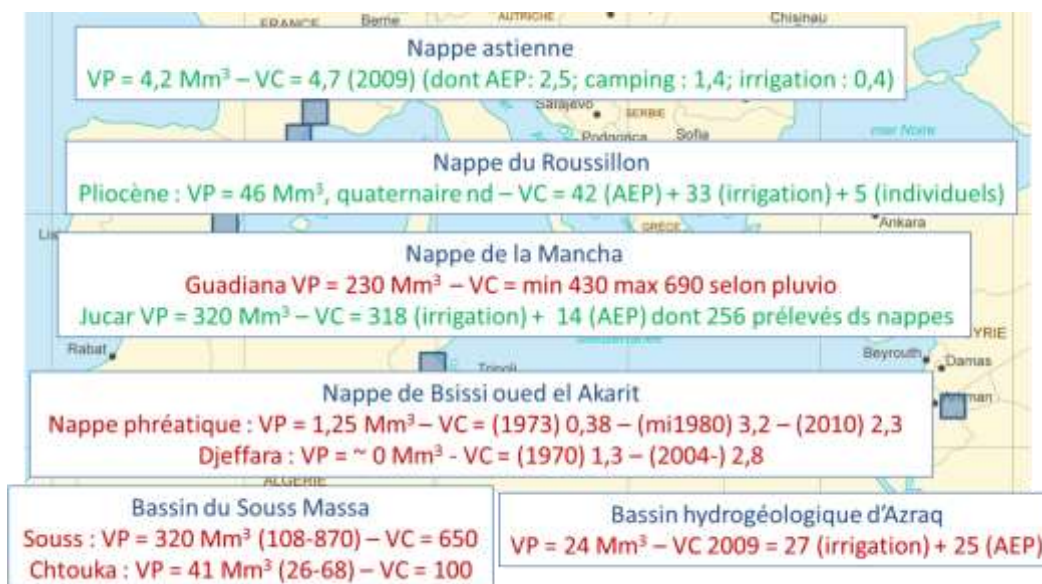
Source : Habjoka et Mesnil (2012)

Ces tensions se traduisent sur le niveau d'exploitation des nappes, qui est très divers. La situation est actuellement relativement équilibrée dans certains cas comme le Jucar (aquifère de la Mancha orientale – Espagne) ou l'aquifère multicouche du Roussillon (France). Cependant, dans tous les cas (sauf la Mancha orientale), les niveaux piézométriques baissent (1,3 mètre par an depuis les années 1990 dans le cas de l'Azraq), ce qui se traduit par des situations de surexploitation, plus ou moins prononcées et à des horizons divers : certains aquifères sont dès à présent fortement touchés, tels que les aquifères situés au versant sud de la méditerranée, avec des conséquences présentes sur les accès à l'eau ou sur la survie des écosystèmes qui en dépendaient (comme dans le cas de l'Azraq) ; pour d'autres, c'est la poursuite de la tendance qui conduira à un terme plus ou moins proche à des difficultés d'accès (telle la nappe du Roussillon) ou à des problèmes de salinisation des aquifères par intrusion d'eau salée (comme sur la nappe astienne ou le Souss Massa) et/ou par dissolution des roches (cas de l'Azraq).

Le résultat de toutes ces tendances peut se percevoir en comparant les volumes prélevables aux volumes prélevés (Figure 17). Dans la majorité des cas, le volume prélevé représente au moins le double du volume prélevable. Sur certains cas, les tendances semblent être maîtrisées, comme sur le

bassin du Jucar (Espagne) ou sur la nappe de Bsissi (Tunisie) pour lesquels les politiques de gestion mises en œuvre ont été particulièrement efficaces.

Figure 17. Etat de tension entre la ressource et les usages



(VP : Volumes prélevables ; VC : volumes prélevés ; AEP : Alimentation en eau potable ; nd : non déterminé)

Source : auteurs

IV. Les mesures de gestion des nappes en Méditerranée : présentation, impacts et enseignements

Après avoir caractérisé les différents aquifères en termes d'étendue, d'usages et de tensions, nous allons décrire les différentes mesures de gestion prises dans les différents cas méditerranéens avant de présenter l'impact de ces mesures sur le niveau des nappes. Nous terminerons cette partie en exposant les enseignements que l'on en dégage.

4.1. Présentation des mesures

Les mesures de gestion qui sont initiées sur les divers cas diffèrent quant à l'entité qui les initie, au choix et au chemin parcouru. Dans la majorité des cas, de premières mesures ont été prises avant d'être amendées ou entièrement revues par les mesures suivantes, excepté dans le cas du bassin du Jucar (aquifère de la Mancha – Espagne) pour lequel on observe une continuité grâce à la création initiale d'une association d'usagers qui a réussi à combiner une série de mesures directement efficaces.

Notons également que les premières mesures prises, mais qui se poursuivent dans la majorité des cas tout au long du processus, portent sur des actions de connaissance de la ressource. Cette ressource étant par nature difficile à caractériser, le processus est souvent long et coûteux, mais

l'amélioration de la connaissance va permettre (1) d'adapter au mieux les mesures et (2) de justifier ces dernières de manière « scientifique » permettant ainsi aux personnes concernées une meilleure acceptabilité.

4.1.1. La gestion des aquifères méditerranéens français : de la recherche de ressources de substitution à des actions concertées à l'échelle des aquifères concernés

Les deux cas français objets d'une analyse particulière ici, ont des points communs.

- Ils sont caractérisés par une prise en charge précoce de la question de la surexploitation.
- L'autre caractéristique qui les unit est le fait que la solution préconisée s'appuie sur trois types de mesures simultanément :
 - a. l'amélioration des connaissances du fonctionnement des aquifères et des prélèvements ;
 - b. la recherche de ressources de substitution pour satisfaire une partie des usages ; et
 - c. la mise en place d'une procédure de concertation pour être à même de discuter des modalités de partage de la ressource en eau souterraine, avec ainsi au final l'élaboration d'un document contractuel (Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux – SAGE) qui organise formellement les relations entre les différents usagers et gestionnaires en vue d'une gestion durable de l'aquifère.
- Le temps d'élaboration de cette démarche est aussi souvent très long et n'est pas encore finalisé dans les deux cas étudiés : avant la mise en œuvre du SAGE (qui n'est pas l'ultime étape au processus, des révisions pouvant être proposées), différentes étapes doivent être franchies (<http://www.gesteau.eaufrance.fr/sage>) : la phase d'émergence (suite à la prise de conscience vient la signature d'un accord préliminaire qui a eu lieu pour la nappe du Roussillon en septembre 2005 et pour la nappe astienne en 10/09/2006), l'instruction (nappe du Roussillon : 13/04/2006 ; nappe astienne : 10/09/2008), l'élaboration (nappe du Roussillon : débutée le 06/08/2008 ; nappe astienne : débutée le 17/07/2009 ; non encore achevées en juillet 2016).

Cependant tant sur les précurseurs de la démarche que sur les chemins pour y parvenir, des différences sont observées : ainsi, dans le cas de la nappe de l'Astien, cela s'est d'abord traduit formellement par des contrats de nappe, procédures qui s'organisent autour d'investissements, de travaux. Sur l'Astien, l'initiative de gestion concertée a émané initialement de l'Agence de l'Eau, ce qui en fait une démarche plutôt imposée aux acteurs locaux, contrairement au cas du Roussillon où le précurseur est le Conseil Départemental.

Nappe astienne

Les baisses du niveau piézométrique sur le littoral sont prises en considération dès le début des années 1990. Un audit est réalisé en 1992 et met en avant la nécessité d'une gestion en bien commun de la ressource. Cet audit initie la mise en place d'un premier contrat de nappe en 1997 pour une durée de cinq ans. La substitution de la ressource locale grâce à un apport d'eau exogène (Nappe alluviale de l'Hérault) ainsi que la sensibilisation des usagers (principalement les campings et collectivités) constituent les deux grands axes de la gestion quantitative de la nappe astienne. Ce premier contrat de nappe permet aussi l'amélioration des connaissances et le suivi de la ressource. Le second contrat de nappe (2004-2008) s'inscrit dans la lignée du premier via un programme

d'économies d'eau (pose de compteurs, affichage de panneaux de sensibilisation dans les campings, rédaction d'une plaquette sur les économies d'eau à l'intention des usagers, etc.). La sensibilisation des campings s'améliore grâce à l'implication d'un acteur relais (le vice-président de la Chambre de Commerce et de l'Industrie est aussi propriétaire d'un camping). C'est la signature de ce second contrat de nappe qui initie la démarche de SAGE. En effet, les contrats de nappe n'ont pas de portée réglementaire, ce qui limite l'instauration de règles locales de partage de la ressource. Le projet de SAGE, porté par le Syndicat Mixte d'Etudes et de Travaux de l'Astien (SMETA), émerge donc en 2007. L'approbation du SAGE est prévue pour 2015 et sa mise en place pour 2016.

Dans le cas du SAGE Astien, l'initiative a émané de l'Agence de l'eau et les acteurs du territoire n'ont pas considéré la nécessité de mettre en place un tel instrument pour arriver à une gestion durable de la nappe. Cet antagonisme dès l'origine, a constitué d'une certaine manière le premier obstacle rencontré par le SMETA pour mettre en œuvre une gestion durable de la nappe puisque la démarche lui était « imposée ».

L'instrument prévu est réglementaire puisqu'il correspond à la mise en place de quotas volumétriques. La répartition des volumes autorisés via la concertation des grandes catégories d'usagers est souhaitée.

Ainsi, l'instrument mis en place vise à fixer le volume prélevable pour l'ensemble du territoire. L'allocation de ce volume se fera au niveau local et de manière concertée. Enfin, la mise en compatibilité des Schémas de Cohérence Territoriale (SCoT) avec le SAGE permettra de concilier aménagement du territoire et équilibre des ressources en eau.

Nappe du Roussillon

Le Conseil Général des Pyrénées-Orientales (CG 66, 2003) prend en charge la question de la préservation de l'eau souterraine de manière précoce, en cherchant à améliorer la connaissance, à réserver l'eau souterraine aux usages d'alimentation en eau potable en proposant des ressources de substitution aux usages agricoles (eau de barrages).

En 1960, le service du génie rural souhaite améliorer la connaissance de la ressource (par la mise en place d'un suivi piézométrique et le financement d'une thèse)

En 1968, le conseil général décide de réserver l'eau souterraine à l'alimentation en eau potable et construit des barrages pour subvenir aux besoins agricoles.

En 2002, un accord cadre est signé pour la définition d'un programme de protection et de gestion concertée entre les principaux partenaires institutionnels intervenant dans le domaine de l'eau : l'État, le Conseil Général, l'Agence de l'Eau, ainsi que les différentes Chambres Consulaires concernées, Chambre d'Agriculture, Chambre de Commerce et Chambre des Métiers. Cet accord permet est la première étape en vue de mettre en place une gestion concertée de l'aquifère avec tous les usagers.

En 2003, les nappes pliocènes sont déclarées en zone de répartition des eaux (ZRE) donc définies officiellement comme étant en insuffisance quantitative structurelle des ressources en eau par rapport aux besoins.

En 2008, l'élaboration officielle du SAGE débute.

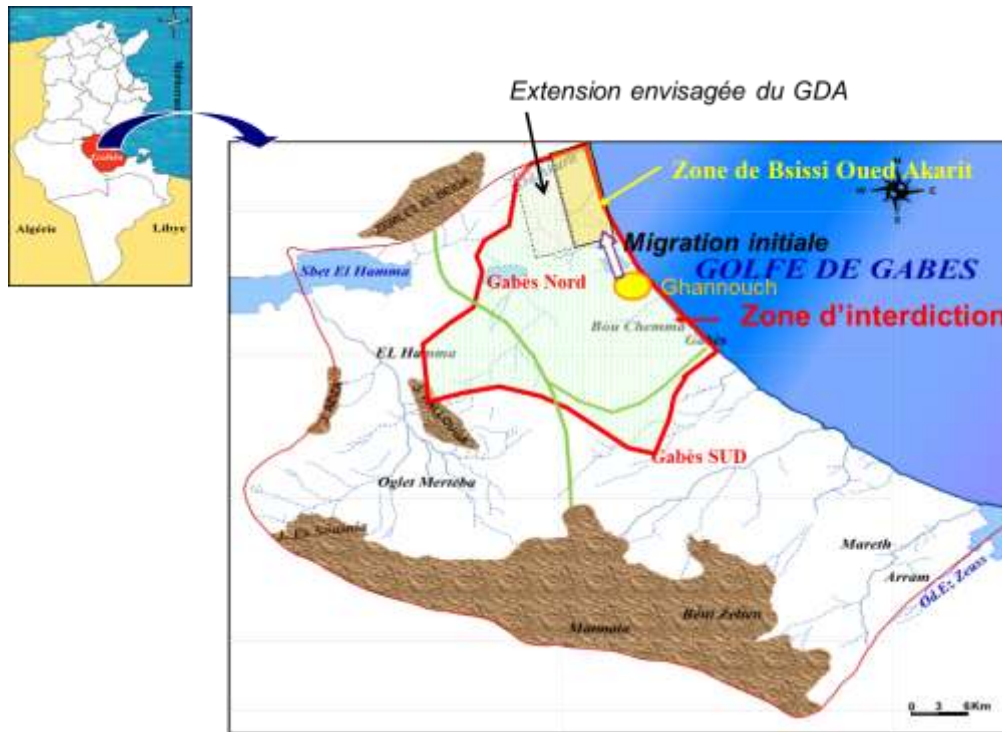
4.1.2. Sud de la méditerranée (Bsissi – Tunisie ; Sous Massa – Maroc ; Azraq - Jordanie) : de mesures répressives vers des formes contractuelles avec une stratégie de droits et de devoirs

Dans les trois cas du sud de la méditerranée, le premier type de mesure prise est d'ordre « répressif » : cela se traduit par la création de zones d'interdiction ou de restriction dans la construction de nouveaux forages et s'accompagne par des pénalités financières (amendes ou tarification). Ce type de mesures est plus ou moins bien appliqué sur le terrain, mais elles ont conduit à l'émergence d'une organisation concertée de la ressource en eau : création d'une association d'usagers en Tunisie, d'un contrat de nappe au Maroc ou d'une instance consultative en Jordanie. Ce qui marque les différents cas, qui sont à des stades plus ou moins aboutis, c'est alors la combinaison de mesures qui ont été choisies, pour tendre vers une politique combinant des droits et des devoirs, passant ainsi du tout répressif à une gestion plus concertée et davantage multi-leviers pour tendre vers une gestion durable de la ressource en eau.

Bsissi : des sanctions à une gestion participative

La question de la surexploitation de la nappe de Bsissi a émergé après l'arrivée massive d'agriculteurs sur ce territoire (Figure 18) : originaires d'une zone située à 30 kilomètres au sud, les « Ghannouchis » sont venus s'y installer vers 1985 car ils y bénéficiaient de bonnes terres et d'eau à un coût très faible grâce aux progrès technologiques et à l'artésianisme de la nappe (donc avec un coût d'exploitation nul).

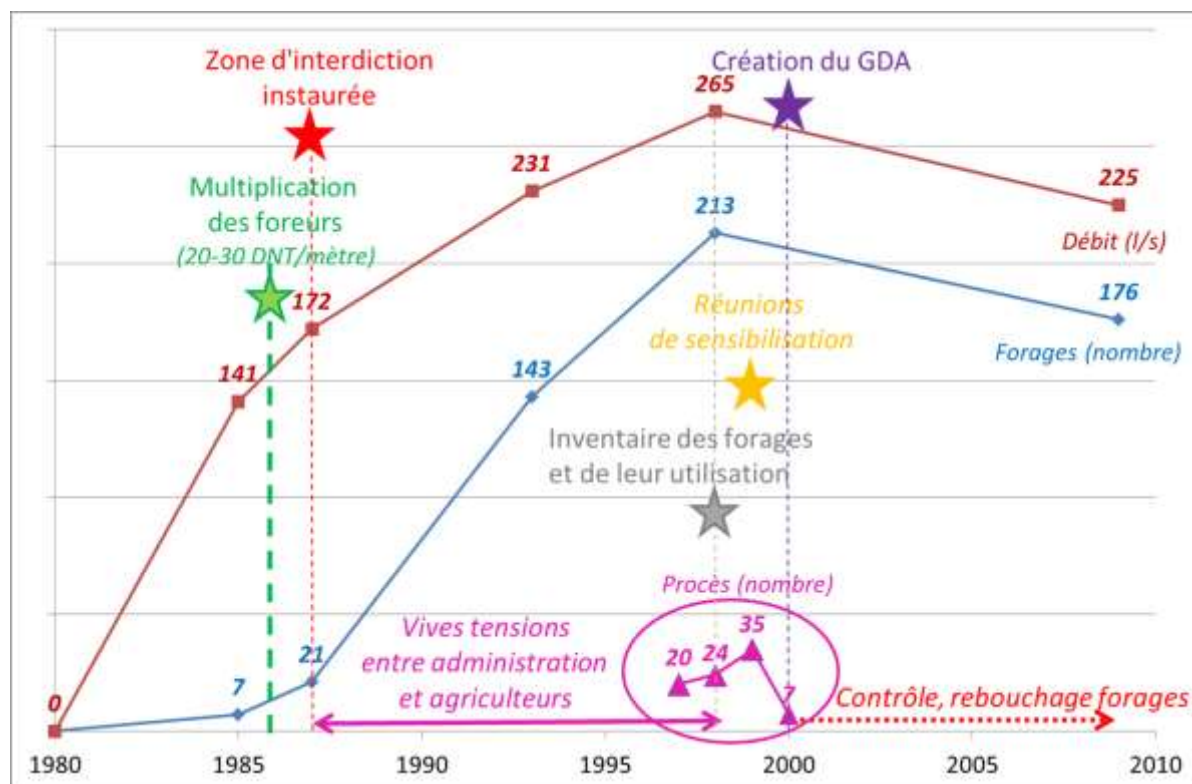
Figure 18 : Extension de la nappe de Bsissi oued el Akarit – Tunisie et délimitation de la zone d'interdiction de nouveaux forages



Source : adapté de Brahim et Ghoudi (2011)

Tout ceci leur a permis d'augmenter fortement la superficie cultivable (Figure 19). La contrainte foncière à Ghannouch ne leur permettait pas d'exploiter plus de cinq hectares par exploitation alors qu'à Bsissi ils peuvent assez facilement en exploiter 25.

Figure 19 : Evolution du nombre de forages et du débit prélevé sur la nappe de la Djeffara sur le périmètre de Bsissi (Tunisie) depuis les années 1980 et datation des principaux événements explicatifs



Source : d'après Brahim et Ghoudi (2011); et Ghoudi (2016)

La pression exercée sur la nappe (risque d'intrusion d'eau salée) conduit le Commissariat Régional au Développement Agricole (CRDA) à délimiter une zone d'interdiction de nouveaux pompages en 1987. Mais la course aux forages n'est pas stoppée. Une période de tension très vive s'engage alors entre les agriculteurs et le CRDA, très ferme dans l'application des sanctions, et qui va jusqu'à utiliser le non-octroi des subventions agricoles pour obtenir le respect des dispositions en vigueur.

Durant cette période, le CRDA décide d'approfondir la connaissance de la ressource et des usages, notamment par la conduite de thèses sur l'étude des caractéristiques de la nappe et la réalisation d'un inventaire agricole. Ce dernier, effectué en 1998, recense les forages (caractéristiques du point d'eau) et leur utilisation (type d'irrigation, type de production et mode d'exploitation). Cette amélioration de la connaissance permettra de réunir les conditions pour que la police de l'eau exerce pleinement sa mission.

Parallèlement, le CRDA prend des dispositions pour faire respecter la zone de sauvegarde, avec des procès (20 en 1997, 24 en 1998, 35 en 1999) et oppose un refus à toute demande de subvention agricole.

Mais il initie également dès 1999 des actions de communication pour résoudre le conflit : entre trente et quarante réunions sont ainsi organisées auprès des agriculteurs pour leur présenter les enjeux liés à la gestion de la ressource (baisse de la nappe et risque d'intrusion d'eau salée) et trouver des solutions de compromis. Il est aidé par la présence d'un leader agricole convaincu par l'intérêt

de gérer l'anarchie qui risque de s'installer, et qui progressivement parvient à réunir la majorité des agriculteurs.

Ceci se conclut en 2000 par un accord et par la création d'une association sous le statut de GDA (Groupement de Développement Agricole) personnalisé : les statuts du GDA de Bsissi ont été entièrement élaborés avec la participation des usagers et approuvés en assemblée générale ; les agriculteurs s'engagent à respecter des quotas et à dénoncer (sous garantie d'anonymat) tout nouveau forage. Toute infraction est sanctionnée par l'exclusion de l'adhérent et tout agriculteur non membre du GDA ou en infraction ne peut bénéficier de subvention. Au total, le CRDA autorise de prélever 200 l/s sur la nappe de la Dj Jeffara, soit 6,3 Mm³/an. Ceci conduit :

- à ne plus augmenter le nombre de forages : tout nouvel exploitant doit racheter des forages déjà existants et 18 forages illicites créés entre 2000 et 2010 doivent être rebouchés (13 le sont à ce jour) ;
- à réduire le nombre de forages en exploitation : un agriculteur n'est autorisé à ne conserver que 1 ou 2 forages pour intégrer le GDA. 41 forages doivent ainsi être rebouchés (25 le sont à ce jour) ;
- à remplacer les forages et puits vétustes (12 forages en 2016).

De plus, les agriculteurs doivent payer une redevance de 0,002 dinars/m³ (données 2014, soit entre 40 et 100 DNT par an et par agriculteur (Frija et al., 2016) qui est par titre dérogatoire utilisable par le GDA et non pas reversée à l'administration.

Le processus a été long à démarrer, avec uniquement la moitié des agriculteurs adhérant au GDA au départ, mais il est monté en puissance en raison des fortes incitations à l'adhésion prévues par les statuts (80 % des exploitants du périmètre adhèrent actuellement au GDA selon Frija et al. (2016) – 100 % selon le CRDA) :

- les ouvrages de prélèvement de ceux qui n'adhèrent pas au GDA ne sont pas légalisés. Ils sont passibles de sanctions et de jugements au tribunal ;
- le GDA dispose de prérogatives étendues : tout doit recevoir son approbation, ce qui le fait percevoir comme une administration ;
- l'administration accompagne le processus par l'octroi de subventions pour la conversion à l'irrigation localisée (obtention de 630 000 DNT pour l'ensemble des irrigants concernés) ; elle autorise les puits/forages à se relier au réseau électrique (ce qui baisse le coût énergétique) ; et elle procède à une régularisation de la situation foncière (ce qui permet d'accéder au dispositif de crédit agricole) ;
- un point de vente des intrants agricoles est créé en 2001 (mais arrêté en 2004 suite à un retour en arrière dans la réglementation) ;
- des actions de sensibilisation et de vulgarisation sont organisées ; des programmes d'économie d'eau sont également entrepris ;
- des analyses des eaux et des sols sont faites gratuitement.

Souss Massa : des mesures répressives aux contrats de nappe

En 1998, une politique concertée des ministères de l'agriculture et des ressources en eau est mise en place avec un suivi des nappes, la délimitation de périmètres d'interdiction de tout nouveau forage

et de sauvegarde, l'octroi de permis aux foreurs habilités, l'obligation de régulariser les forages, et l'instauration de redevances.

En 2004, un premier contrat de nappe est signé entre les deux ministères, les collectivités locales et les représentants des associations professionnelles agricoles. Mais ce contrat est un échec du fait de l'insuffisance du cadre institutionnel (lourdeur administrative pour déclarer les forages, absence de dispositifs de collecte des redevances à percevoir, refus des agriculteurs d'installer des compteurs au motif de la non mobilisation de ressources additionnelles) et à une pluviométrie abondante qui fait apparaître moins nécessaire la gestion des nappes.

En 2015, un second contrat de nappe est signé et rendu opposable aux tiers, avec redistribution des pouvoirs au profit des usagers (qui ont alors la possibilité de participer à la gestion de la ressource, au contrôle et à la collecte des redevances) et facilitation de la régularisation des forages non déclarés.

Les agriculteurs ont accepté de prendre une part active à la réflexion sur la surexploitation de la nappe suite à une attitude ferme de la part de l'administration en ce qui concerne la mise en œuvre de la police de l'eau (Faysse et al., 2012).

Azraq : d'une politique tarifaire incitative à la gestion décentralisée non aboutie, en passant par des mesures coercitives multiples

Figure 20 : Localisation du Bassin d'Azraq



Source : El-Naqa (2010)

Les premiers puits furent creusés à Azraq dans les années 1930 (Figure 20) mais l'irrigation ne s'est pas développée avant les années 1960, marquée par l'arrivée des pompes dans la région. Les terres sont alors relativement peu chères et peuvent être acquises selon la tradition bédouine du « wa'd el jad » qui prévoit une tenure de type propriété privée après dix ans d'exploitation avec des cultures pérennes. Les terres sont fertiles ; le carburant, l'électricité et certaines semences sont subventionnées par l'État. L'agriculture se développe au point de prélever l'équivalent de la recharge naturelle lorsque les prélèvements pour l'eau potable commencent dans les années 1980 avec d'emblée plus de 25 Mm³ pour l'alimentation d'Amman. Dès lors, la surexploitation ne fait que

s'amplifier avec un nombre d'exploitations agricoles prélevant dans la nappe d'Azraq passant de 117 en 1980 à 481 en 2009. Cette exploitation de la nappe au-delà de son volume renouvelable se traduit par une baisse continue des niveaux piézométriques de l'ordre d'un mètre par an actuellement et par une salinisation, dont la progression affecte désormais une part importante de la nappe et menace à brève échéance le champ captant de l'eau potable (Lemaire et Bellot, 2014).

Face à la baisse progressive des niveaux piézométriques, une tarification par paliers croissants qui différencie fortement les niveaux en fonction de la déclaration ou non des forages est instaurée. Elle s'accompagne d'une amende pour les ouvrages non déclarés. Mais de nombreux agriculteurs jugent cette redevance illégitime et refusent généralement de la payer sous prétexte qu'ils considèrent la ressource en accès libre. Pour limiter cette surexploitation, il est alors décidé d'accompagner ces mesures tarifaires « répressives » de mesures complémentaires élaborées par les parties prenantes alliant de l'incitation positive et de la sensibilisation.

En 2002, le Ministère de l'Eau et de l'Irrigation promeut une loi nationale pour contrôler les prélèvements en eau souterraine avec l'introduction d'une tarification volumétrique par paliers croissants différenciée en fonction de la déclaration ou non des forages et d'une amende en cas de non déclaration dont le montant dépend de la profondeur de l'ouvrage. Notons que le cas de l'Azraq fait l'objet d'une tarification spécifique pour les forages déclarés, avec des niveaux de tarifs plus faibles ou avec un seuil de gratuité plus grand (50 000 m³ contre 25 000 dans les autres cas) (Tableau 4). Par ailleurs, l'intention du Ministère de l'Eau est de supprimer la gratuité de la première tranche pour les aquifères surexploités des hauts plateaux, qui comprend celui d'Azraq à partir de 2020.

Tableau 4 : Taxes et amendes appliquées dans le bassin d'Azraq (Jordanie) pour les prélèvements en eau souterraine

Quantité d'eau pompée	Amendement de 2010
<i>(mesurée – forages déclarés)</i>	
<i>(tarification spécifique au cas de l'Azraq)</i>	
0 – 50 000 m ³	Gratuit
50 000 – 100 000 m ³	0,020 JD/m ³
Plus de 100 000 m ³	0,100 JD/m ³
<i>(estimée en fonction de la superficie et du type de culture – forages non déclarés)</i>	
<i>(tarification identique au cas national)</i>	
0 – 100 000 m ³	0,050 JD/m ³
100 000 – 150 000 m ³	0,070 JD/m ³
Plus de 200 000 m ³	

	0,100 JD/m ³
Amende à payer selon la profondeur du puits	
Inférieur à 50 m	30 JD/ mètre
De 50 à 100 m	40 JD/ mètre
De 100 à 150 m	50 JD/ mètre
De 150 à 200 m	100 JD/ mètre
Plus de 200 m	150 JD/ mètre

Source : Demilecamps et Sartawi (2010)

Le plan de gestion décentralisée des eaux souterraines a été élaboré entre 2010 et 2013 par le forum de l'eau des hauts plateaux (*Highland Water Forum*, HWF). Une autorité consultative de 60 membres est instituée, sous l'impulsion du Premier ministre jordanien : elle compte des représentants des usagers, des communautés locales, du gouvernement, des ingénieurs environnementaux et des ONG. Les représentants des usagers de l'eau d'Azraq sont élus en 2009 afin que leur présence soit légitime aux yeux de tous les usagers du bassin.

Les outils économiques et réglementaires mis en place pour la gestion de la demande en eau dans le bassin d'Azraq sont les mêmes qu'au niveau national mais les niveaux sont discutés à la hausse : les paliers de redevance sont différents, les irrigants qui n'ont pas déclaré leur forage payent des montants plus importants (le volume prélevable est déterminé en fonction de la superficie des cultures) et une amende proportionnelle à la profondeur de l'ouvrage. De nombreuses dispositions complémentaires sont prévues, décrites dans le Tableau 5.

Tableau 5 : Outils prévus dans le plan d'action du bassin de l'Azraq – Jordanie.

Types d'action	Actions prévues
Efficacité de l'eau	Remplacement de cultures actuelles par des cultures moins consommatrices en eau
	Amélioration de l'efficacité des systèmes d'irrigation
	Utilisation de ressources en eau alternatives (ex. eaux usées après traitement)
Opportunité de revenus alternatifs	Mécanisme de compensation mis en place pour racheter les fermes non rentables
	Développement d'activités alternatives : tourisme, production d'énergies solaires, ...
Prise de conscience de la rareté de la ressource	Au niveau du public jordanien et des décideurs
	Au niveau municipal via l'utilisation de ressources non conventionnelles

Source : Secretariat of the Highland Water Forum (2013)

A partir de 2010, le Ministère renforce considérablement le contrôle face aux comportements des agriculteurs pour contourner la réglementation (Al Naber et Molle, 2017). Malgré cela, les licences (autorisations de prélèvement) ne sont pas respectées et les redevances non acquittées, par des tactiques multiples et variées tant au niveau les forages eux-mêmes que par le comptage faussé, les permis de forage, réparation ou utilisation détournés, et sous des formes allant jusqu'à la corruption et l'intimidation sociale. Les réponses du gouvernement se renforcent avec une meilleure coordination régionale, le contrôle des entreprises de forage, la destruction de forages illégaux, la limitation des nouvelles installations, la dénonciation publique, des mesures de rétorsion à travers les revenus et subventions liées ou sur les autorisations de travail. Elles montrent un niveau exceptionnel d'efforts et de leadership du Ministère sur différents fronts, qui contribuera certainement à limiter la course à la surexploitation, mais resteront insuffisants.

En 2014, un accompagnement par des actions sur la ressource directement devient nécessaire. Les actions de concertation sont des processus longs à mettre en place et dont les effets ne sont à attendre qu'à long terme. Or la surexploitation de la nappe a conduit notamment à une augmentation de la salinisation qui est telle qu'elle compromet à très court terme la possibilité d'exploitation de la ressource. Des actions sur l'offre ont donc été entreprises : un report sur d'autres ressources pour l'alimentation de la ville d'Amman ; la recherche de mise en place d'une barrière hydraulique pour limiter la salinisation.

4.1.3. La Mancha (Espagne) : des incitations financières « positives » soutenues par l'État d'un côté, des mesures de gestion quantitative impulsées et contrôlées par les usagers de l'autre

La Mancha est caractérisée par l'adoption de deux solutions contrastées, avec d'un côté, sur le Guadiana, des solutions prises en charge par les autorités représentant l'État du fait du non

fonctionnement des structures associatives caractérisées par un coût de mise en œuvre coûteux et aux résultats limités dans le temps (mise en place de quotas, de paiements compensatoires) ce qui les incitent à revoir leurs stratégies vers davantage de pérennité (achats de droits d'eau, contrôles renforcés, sensibilisation, etc.) ; de l'autre côté, sur le Jucar, une association rassemblant l'ensemble des préleveurs a été créée en 1994 et a pris en charge en interne la définition du volume prélevable et sa répartition entre agriculteurs. Elle autogère également les cas de dépassement, en appliquant des sanctions graduées.

Guadiana : une gestion de la ressource en eau souterraine portée par l'État, à défaut du fonctionnement de l'association d'usagers (de 17 000 membres)

La définition initiale de quotas (1991) a été accompagnée rapidement (1993) de procédures de paiements compensatoires pour permettre d'atteindre un niveau de prélèvement compatible avec les objectifs piézométriques sans compromettre la paix sociale. Ces mesures sont cependant trop coûteuses, ce qui explique qu'elles aient été d'abord revues à la baisse avant d'être arrêtées. Un plan de mesures a ensuite été adopté pour tenter d'atteindre les objectifs fixés, alliant un ensemble de mesures (achat de droits d'eau, mise en place de systèmes d'échanges marchands des droits d'eau restants, sensibilisation, etc.).

En 1991, le gouvernement instaure des quotas comme l'y autorise la loi sur l'eau de 1985 lorsque la ressource est surexploitée. Par rapport à la consommation moyenne d'un hectare irrigué (4 200 m³ à Castilla La Mancha) (CHG, 2005), les quotas alloués sont bien inférieurs : la dotation d'eau est de 1 200 m³/ha pour les exploitations de plus de 80 ha, 2 000 m³/ha pour les exploitations de 30 à 80 ha et 2 640 m³/ha pour les exploitations de moins de 30 ha.

Des paiements compensatoires modulés en fonction de la superficie irriguée sont mis en place à partir de 2003 (Tableau 6). Ces paiements ont été instaurés suite au non-respect des quotas jugés d'un niveau inacceptable par les ayants-droits. Ils étaient initialement prévus pour n'être que transitoires, devant permettre aux agriculteurs de changer de pratiques d'irrigation et d'adopter des cultures mieux adaptées aux conditions. Trop coûteux (180 millions d'euros), ils sont d'abord revus à la baisse puis abandonnés, lorsque l'on constate que les agriculteurs préfèrent alors revenir à de la culture intensive et que le niveau de la nappe remonte.

Tableau 6 : Evolution du programme de compensations agroenvironnementales dans le Guadiana (La Mancha – Espagne).

Réduction de la consommation d'eau	Paiements compensatoires (en €/ha)			
	1993	1997	2001	2003-2006
50%	156	164	179	1-40ha : 209 40-80ha : 125 >80ha :63
70%	258	271	296	-
100%	360	379	414	1-40ha : 518 40-80ha : 311 >80ha : 155

Source : Blanco Gutierrez (2007)

Un plan spécial du Haut Guadiana avec un programme de mesures est défini sur la période 2008-2027. Ce plan a été conçu pour satisfaire les exigences de la Directive Européenne Cadre sur l'Eau (DCE 2000) qui demande d'atteindre le bon état quantitatif des masses d'eau (et le bon état écologique des zones humides, dont celle située sur le territoire classée réserve de biosphère en 1980 : dont notamment le parc national Tablas de Daimiel déclaré zone humide d'importance internationale par la convention de Ramsar en 1982). Il prévoit ainsi notamment l'acquisition de droits d'eau (5€/m³ surtout auprès des viticulteurs) pour les retourner pour 70 % à l'environnement et les réallouer à d'autres usagers pour 30 %. Il est complété par d'autres mesures comme la distribution de licences aux usagers, la réallocation des droits d'eau, des programmes d'éducation à l'environnement ou de gestion et de contrôle des mesures.

Jucar : une gestion prise en main de manière efficace par l'association d'usagers combinant allocation de droits d'eau, contrôle et sanction en cas de non-respect et recherche de ressources de substitution

En 1994, la Junta central de regantes de la mancha oriental (JCRMO), association à adhésion obligatoire pour tous les usagers de l'eau souterraine (1 088 membres - 112.100 ha) est créée. Quatre types de mesures complémentaires ont été conduits depuis sa création (Martín de Santa Olalla Mañas, 2014).

- Evaluation de la demande par la mise au point d'un outil d'évaluation des surfaces irriguées et des volumes prélevés. Cet outil repose sur différentes données collectées : des images satellite, le cadastre digitalisé et des données de la politique agricole. Cet inventaire est mis à jour de manière permanente pour un suivi actualisé. Il est complété par des visites de terrain qui permettent de valider les observations.
- Détermination d'un volume prélevable par unités de gestion hydrique (UGH) (préalablement délimitées) qui est ajusté annuellement en fonction des conditions hydrologiques. L'allocation des volumes d'eau aux usagers est déterminée en fonction de l'antériorité de l'usage : les surfaces irriguées avant 1986, donc la loi sur l'eau, bénéficient de 5850 m³/ha (4 000 m³/ha pour les cultures de printemps) ; celles postérieures à 1986 mais antérieures au Plan Hydrologique du Jucar (1997) ont une concession de 75 ans de 4 000 m³/ha ; celles postérieures ne reçoivent aucune dotation.
- Conception et instauration d'un système de contrôles et de sanctions qui permet de garantir le respect du volume prélevable. Ce système est géré de manière automatisée à partir de l'outil d'évaluation des surfaces irriguées et des volumes prélevés. Les écarts sont contrôlés sur le terrain pour être en mesure de déterminer s'il y a bien eu des dépassements non autorisés. En cas de fraude, les préleveurs sont sanctionnés et peuvent passer devant un jury d'agriculteurs de la JCRMO. Les sanctions sont modulées en fonction de la gravité de l'infraction constatée : pour une infraction de moins de 30 000 m³, la sanction consiste en une obligation de réduction durant la période suivante et une amende inférieure à 600 euros ; sinon ou en cas de récidive, une amende est appliquée et s'élève à un montant compris entre 10 000 à 1 000 000 € voire conduit à la perte de l'autorisation.
- Recherche de ressources superficielles de substitution.

4.2. Impact des mesures

Les mesures décrites précédemment cherchent à avoir un impact sur le niveau piézométrique que nous allons maintenant tenter de mesurer. Il est parfois difficile à quantifier, notamment lorsque ces dernières ont eu uniquement comme effet de contenir le niveau de surexploitation ou sa tendance. L'interprétation visuelle de l'évolution des niveaux piézométriques n'est alors pas aisée, comme on peut le constater dans le cas du Roussillon – France (Figure 14). Dans certains cas aussi, les figures ne sont pas assez actualisées pour intégrer les différentes mesures prises. C'est le cas de l'Azraq – Jordanie (Figure 16) ou du Sous-Massa – Maroc (Figure 13). Elles permettent néanmoins de constater visuellement le faible impact permis par les premières mesures qui ont été instaurées, en tous les cas en termes de tendances qui n'ont pas été rompues. Dans d'autres situations, même si le programme de mesures n'a pas été achevé, on constate une certaine efficacité : ainsi, dans le cas de l'Astien, la tendance à la baisse interannuelle du niveau piézométrique paraît contenue (Figure 12).

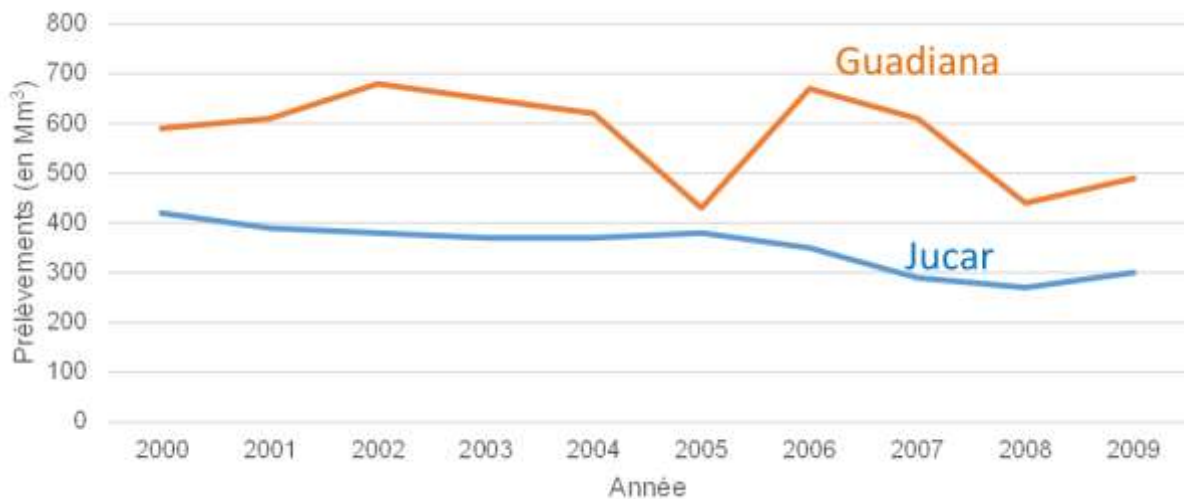
Intéressons-nous maintenant aux cas tunisiens et espagnols pour lesquels l'horizon temporel considéré et la variété des mesures prises permettent une meilleure visualisation des impacts sur les niveaux piézométriques.

Les mesures prises dans le cas de Bsissi (Tunisie) ont permis de limiter les prélèvements sur l'aquifère : le nombre de puits et forages a été stabilisé (213 en 1998 et 218 en 2013)¹³ (Figure 19) ainsi que les surfaces irriguées (1619 en 1998, 1660 ha en 2013). On note également un assolement moins consommateur d'eau (des oliviers plutôt que de l'arboriculture fruitière ou du maraîchage) (Frija et al., 2016) : les surfaces en maraîchage ont ainsi été réduites passant de 1 405 hectares en 2005 à 800 en 2013 ; celles d'arboriculture fruitière de 564 hectare en 1999 à 120 en 2013.

L'évolution contrastée des deux aquifères de la Mancha (Espagne) est visible sur la Figure 21, avec une situation maîtrisée dans le cas du Jucar et une évolution sensible dans le cas du Guadiana qui est le résultat à la fois des conditions météorologiques mais surtout des modifications des mesures prises.

Figure 21 : Prélèvements dans les aquifères de la Mancha (Espagne).

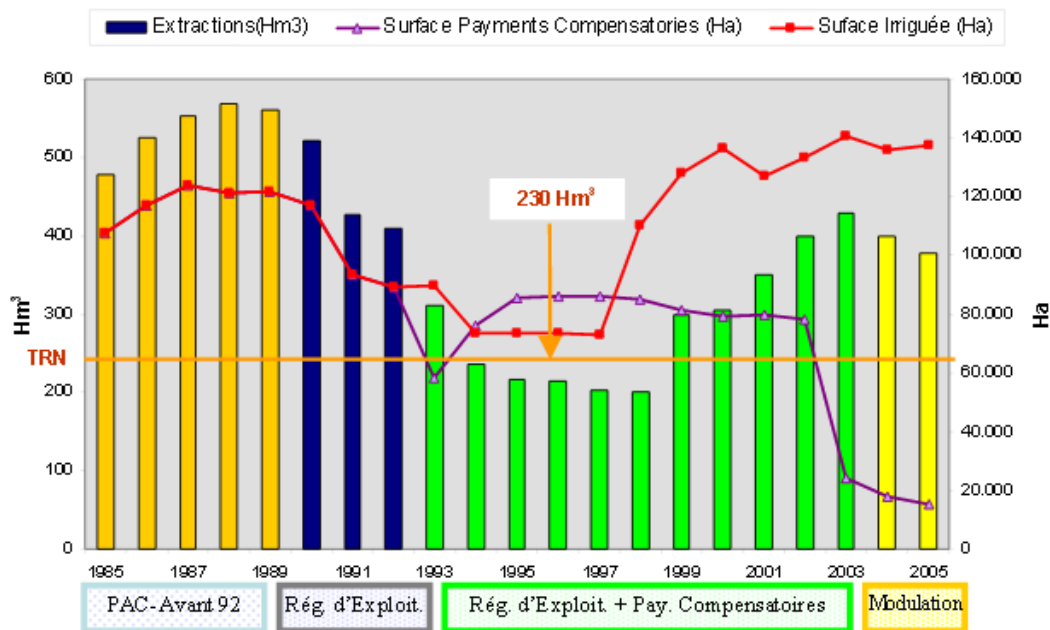
¹³ Il est à noter une différence dans les nombres de forages recensés : l'administration locale parle de 176 en 2010 tandis que Frija et al. (2016) évoquent un montant plus élevé de 218 en 2013. Dans un cas, cela se traduit par l'observation d'une diminution significative du nombre de forages, dans l'autre une baisse plus modérée.



Source : Esteban et Albiac (2010)

La Figure 22 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**détaille l'évolution des prélèvements en fonction des différentes mesures prises dans le cas du Guadiana. L'instauration des quotas a permis une relative maîtrise des quantités consommées et des surfaces irriguées. C'est la mise en place des paiements compensatoires qui a permis d'atteindre l'objectif fixé en termes de niveau piézométrique : les surfaces irriguées ont été réduites, les volumes d'eau extraits également. Mais progressivement ces paiements ne suffisent plus pour inciter les agriculteurs à limiter leurs surfaces irriguées qui augmentent à nouveau dès 1998 pour atteindre rapidement des niveaux supérieurs à ceux connus même initialement. La modulation des paiements en fonction du nombre d'hectares irrigués et donc leurs fortes diminutions pour les agriculteurs disposant d'une grande surface irriguée a rendu totalement inefficace cette mesure, les surfaces compensées étant alors très fortement réduites, confirmant le dépassement systématique des objectifs piézométriques.

Figure 22 : Evolution des niveaux piézométriques et des surfaces irriguées dans le Guadiana – Aquifère de la Mancha – Espagne

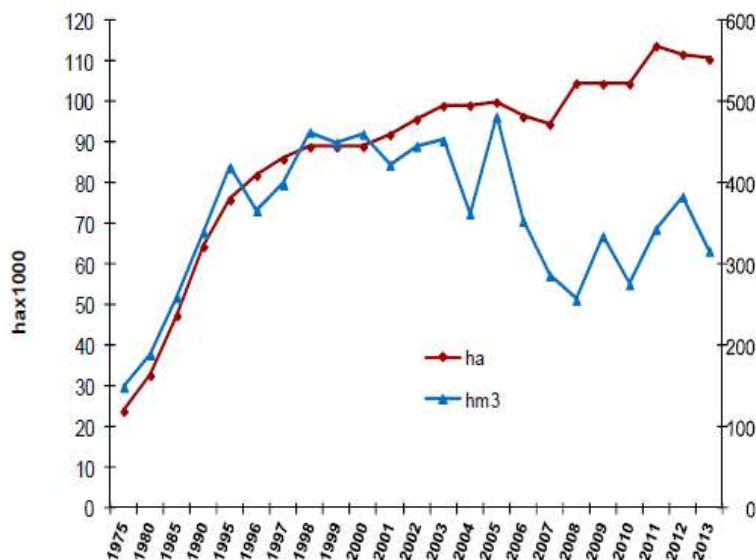


NRR : taux naturel de recharge de l'aquifère- « *natural recharge rate* » (230 Hm³). PAC-Avant 92 : politique agricole commune avant de la réforme de 1992. Rég. d'Exploit. : politique de quotas mise en place par le gouvernement central en 1991. Rég. d'Exploit.+Pay.compensatoire : programme agro-environnementale plus le système de quotas précédent. Modulation : programme agro-environnementale modulé en fonction de la surface des exploitations plus le système de quotas précédent.

Source : Varela-Ortega (2007)

Le plan mis en place en 2008 qui prévoyait l'acquisition de droits d'eau à hauteur de 64 Mm³ a été partiellement réalisé entre 2008 et 2012 par l'achat de 31,4 Mm³. Mais le coût de ce programme (5 millions d'euros) a conduit à son arrêt, au moins provisoire, aggravé par la crise économique que le pays a alors traversée.

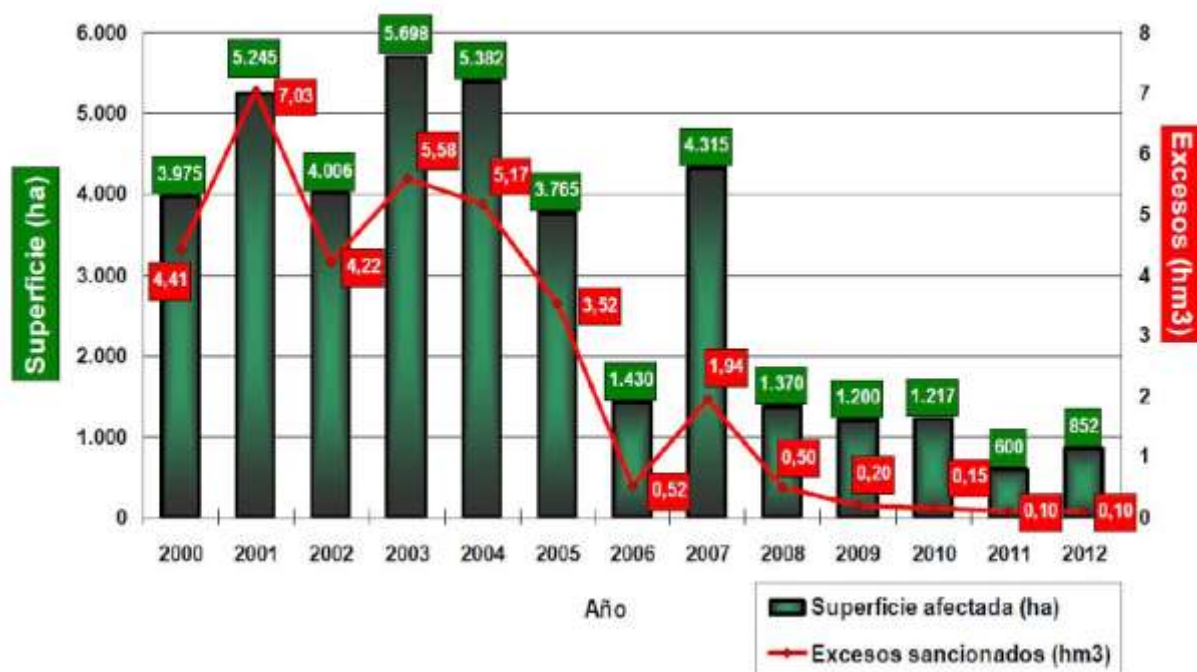
Figure 23 : Evolution de la consommation d'eau et des superficies irriguées – aquifère de la Mancha – Jucar (Espagne)



Source : Martín de Santa Olalla Mañas (2014)

Dans le cas du Jucar, la création de l'association d'usagers a permis de maîtriser la progression des surfaces irriguées et de réduire progressivement les quantités d'eau extraites dans la nappe (Figure 23 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Ce résultat est à rapprocher du niveau de surfaces dépassées (par rapport aux autorisations) et des sanctions financières qui ont été appliquées au cours des années (Figure 24). Ces dépassements étaient initialement assez importants et ont été en moins de 10 ans ramenés à de très faibles niveaux.

Figure 24 : Surface dépassée et excès sanctionnés par le jury de la JCRMO ou la CHJ – aquifère de la Mancha – Jucar (Espagne)



Source : Martín de Santa Olalla Mañas (2014)

4.3. Enseignements

Nous allons maintenant présenter les principaux enseignements que nous ont permis de faire les différents cas étudiés dans ce rapport.

4.3.1. Le bassin hydrogéologique de l'Azraq (Jordanie)

A Azraq, la mise en place de la gestion décentralisée n'a pas encore abouti à ce jour. Elle se heurte à plusieurs difficultés :

- La réticence des pouvoirs centraux à s'écarter de la stratégie nationale qui n'implique pas les usagers ne facilite pas le dialogue et la prise de conscience de l'utilité des mesures par les parties prenantes. La gestion de la ressource n'est donc que déconcentrée et non pas décentralisée (Leyronas et al., 2016).
- L'alimentation en eau potable est un sujet sensible car jugée prioritaire et donc exemptée des mesures de restrictions. Le problème de l'accueil de réfugiés a accentué cette tension.

- Le droit des usagers à élaborer leurs propres institutions sans remise en cause par un gouvernement extérieur, qui est à la base de l'approche d'Ostrom, nécessiterait une révision de la stratégie nationale. La surveillance du respect des règles est assurée par les autorités publiques de l'eau : il s'agit d'une surveillance déconcentrée, car exercée par les représentants locaux de l'autorité, mais qui n'inclut ni les usagers ni leurs représentants. Les autorités publiques de l'eau restent aussi les seules structures de résolution des conflits d'usage. Enfin, pour des raisons politiques et stratégiques, l'alimentation en eau potable, jugée prioritaire, n'est pas prise en compte dans le plan d'actions local. Ce principe de priorisation est clairement mis en avant dans les différents documents stratégiques élaborés par le gouvernement jordanien et notamment « Water for Life ». Par ailleurs, une grande partie des nouveaux usagers de l'eau potable sont des réfugiés syriens, sujet national sensible : depuis 2011, près de 650 000 réfugiés sont arrivés en Jordanie (recensement du Haut-Commissariat pour les Réfugiés en 2016). La situation de ces nouvelles populations pourrait perdurer et leur alimentation en eau potable représente un usage prioritaire dans la zone.
- Ainsi, la gestion de la ressource qui caractérise la situation en place n'est pas décentralisée au sens d'Ostrom mais seulement déconcentrée, l'implication des usagers étant limitée à la participation à une commission consultative : l'étape d'une coordination des actions individuelles pour déboucher sur la constitution d'actions collectives n'est pas franchie pleinement, compte tenu des difficultés de coordination et de concertation des usagers nombreux de la nappe, et de l'absence de financement.

Les réunions de sensibilisation (forum des hauts plateaux) ont permis de faire prendre conscience aux agriculteurs du problème de surexploitation mais aussi à ces derniers de s'exprimer quant à leurs souhaits pour résoudre le problème (ne pas voir leurs revenus s'effondrer).

- La mobilisation de solutions multiples (ressources de substitution, réduction de la demande, revenus alternatifs) semble être plus acceptable et plus efficace que des mesures uniquement « répressives » (instauration de quotas et de taxations) notamment du fait de leur non application systématique.
- Le suivi de la nappe permet aussi de mieux la gérer, sa connaissance étant meilleure et les arguments qu'il est possible d'avancer auprès des usagers plus robustes.

La situation a récemment évolué de manière importante avec la mise en exploitation du système d'adduction de Disi qui alimente Amman, comportant une extension prévue vers la zone d'Azraq. Grâce à cette nouvelle ressource, le refoulement de l'eau prélevée dans la nappe d'Azraq vers Amman a pu être interrompu, et son usage peut être diminué et réservé à la consommation locale dans la zone de Zarqa notamment, où elle peut être mélangée aux volumes transférés depuis Disi. Ce contexte pourrait constituer une opportunité pour figer les volumes d'usage de la nappe, pour l'eau potable d'une part et l'irrigation d'autre part. Cette démarche, associée à celle d'acquisition d'un équipement pour un suivi hydrogéologique plus précis, constituerait une bonne base pour un contrat de nappe.

Si des efforts importants ont été faits et vont être faits pour respecter le premier principe d'Ostrom (définition claire des usagers et des limites de la ressource), aucun des principes suivants n'ont été suivis : (i) les règles de gouvernance ne sont pas adaptées aux conditions locales, (ii) une

participation réelle des usagers fait défaut, (iii) les usagers ne participent pas à la surveillance du système, (iv) il existe bien un mécanisme de sanctions mais à l'échelle nationale et relativement inefficace faute d'informations fiables sur les prélèvements et à cause de pressions sociales ou de corruption et enfin, (v) si la création du Highland Water Forum est un pas important vers plus de transparence et d'autonomie, il ne permet pas à l'heure actuelle aux usagers d'exprimer leurs souhaits d'élaborer leurs propres institutions. En d'autres termes, aucun organisme intermédiaire entre l'État et les usagers ne permet de réduire les asymétries d'information pour le premier et de trouver un intérêt à participer à une gestion durable pour les seconds. Pour autant, cela ne signifie pas qu'aucune incitation intéressante n'a été mise en place. La combinaison tarification proportionnelle/sanction élaborée en Jordanie est particulièrement intéressante dès lors que le premier principe d'Ostrom est respecté. De même d'autres formes d'incitations, relevant de politiques d'aménagement du territoire et complémentaire de la gestion de l'eau ont été mises en place. C'est par exemple le cas du rachat de fermes, des soutiens à l'agro-tourisme et à la production d'énergie solaire.

4.3.2. Le bassin du Souss-Massa (Maroc)

L'étude de la gestion des eaux souterraines instaurée dans le bassin du Souss-Massa permet de mettre en lumière les éléments suivants : il est plus aisé de mettre en place des mesures de gestion lorsque les usagers sont réellement confrontés à une pénurie qu'en prévision ou pour gérer une allocation sur plusieurs années. La forte pénurie sur le Souss-Massa a forcé les usagers à se rendre compte eux-mêmes des limites de la ressource (frontières au sens d'Ostrom) et a pu contribuer à l'identification des préleveurs. Cette prise de conscience collective accompagnée de mesures de fermeté de la part de l'État a permis d'initier un processus de participation des usagers, précurseur du second contrat de nappe signé en 2015. Si le contrat de nappe ne peut pas réellement être assimilé à un organisme intermédiaire au sens de la théorie de l'agence, il a été accompagné de mesures incitatives préconisées par la théorie. C'est le cas des incitations à la conversion à l'irrigation localisée. Mais dans de nombreux domaines, le réel s'éloigne de la théorie et l'État a du mal à faire respecter le contrat. Une forme de captation de la quasi-rente perdue. Pour rendre ces contrats opposables aux tiers, il est nécessaire de définir un réel porteur (organisme intermédiaire) où les usagers auraient une place plus importante dans le contrôle, la définition des règles et l'élaboration des sanctions.

4.3.3. La nappe de Bsissi (Tunisie)

Ce contrat de nappe, matérialisé par l'adhésion à l'association d'irrigants (GDA), est considéré comme un succès. Les principaux facteurs en sont :

- Une quantité importante d'information a été acquise par l'administration sur les usages, les ouvrages et le fonctionnement de la ressource.
- L'administration applique de manière ferme les dispositions de gestion tout en affichant une grande ouverture ensuite pour entreprendre une démarche de concertation avec les usagers. On

retrouve ici une observation émise par Lopez-Gunn et Cortina (2006) qui soulignent l'importance d'une forte implication de l'administration pour générer une action collective efficace, ce qui a été « un point de départ d'un processus de concertation impliquant des agents administratifs de haut niveau » dans le cas de Bsissi (Frija et al., 2016), le tout aboutissant à une situation de « propriété commune » au sens d'Ostrom. Au total, l'administration a investi en prenant en charge des coûts de transaction *ex ante* élevés (information, contrôle et sanction, concertation) qui ont eu une contrepartie dans la baisse de ces mêmes coûts de transaction en période de croisière, par suite de la pertinence des incitations et de l'adhésion des usagers.

- Cette adhésion est le fruit des types de mesures prises qui consistent en un ensemble de devoirs (respect de la législation) mais aussi de droits et d'opportunités (octroi de subventions, création d'une coopérative d'approvisionnement en intrants, etc.) qui facilitent l'acceptation des mesures restrictives – une relation d'agence basée sur des incitations et sanctions efficaces.
- L'association des usagers (GDA) s'est constituée en un espace de communication efficace entre les agriculteurs, le conseil d'administration du GDA et les représentants de l'État (Frija et al., 2016). Cela a permis d'instaurer un climat de confiance, préalable nécessaire à la bonne application des mesures choisies.
- La qualité du leadership, avec la présence d'une forte personnalité respectée par tous (Frija et al., 2016) a permis de nombreuses améliorations qui n'auraient pas été possibles autrement, comme le rebouchage des puits illégaux, le gel des nouveaux forages, la baisse des volumes prélevés et des surfaces irriguées. Cela s'est aussi accompagné d'un autocontrôle particulièrement efficace instauré par les agriculteurs eux-mêmes, n'hésitant pas à dénoncer les forages illégalement construits. On retrouve ici une observation soulignée par Ostrom et Laurent (2012) reprenant Elster (1989) : « dans de nombreuses situations de terrain, les utilisateurs de ressources ont mis au point un éventail de manières formelles ou informelles de se sanctionner les uns les autres si les règles communes étaient enfreintes ».
- La prise de conscience par les agriculteurs eux-mêmes des conséquences négatives d'une surexploitation (renforcée par le constat de la baisse de l'artésianisme) a aidé la mise en place d'une gestion de la ressource. La taille de l'association est un élément important dans la réussite de cette gestion : elle est de taille modeste (environ 140 adhérents) et regroupe des agriculteurs majoritairement de la même origine, deux facteurs importants de limitation des coûts de transaction. Le GDA doit s'étendre vers l'ouest, ce qui conduirait à un doublement de sa surface mais pas nécessairement du nombre d'adhérents : ce sont majoritairement des agriculteurs également présents (ou anciennement présents) dans le périmètre historique de Bsissi qui cultivent ces terres. Le nombre d'agriculteurs restera donc au final réduit. Cette perspective est d'autant plus acceptée que cette zone est caractérisée aussi par une maîtrise des forages (qui sont déclarés). Par contre, les demandes d'extension vers le sud qui ont été également formulées ont été refusées car elles aboutiraient à un nombre d'adhérents et à une superficie trop importants compte tenu des moyens humains et financiers disponibles pour le contrôle.

Cette situation reste toutefois fragile car fortement liée à la présence d'individus moteurs et à l'attitude bienveillante mais ferme de l'administration, qui a en outre innové en acceptant d'autoriser

à l'association d'usagers davantage de prérogatives que prévu dans les statuts types des GDA. Or l'administration dispose de moins en moins de moyens pour continuer à assurer une police de l'eau efficace, ce qui pourrait remettre en cause à terme l'équilibre du système. Et ce succès est aussi à relativiser par les départs, vers une zone située au sud de Gabès, de certains agriculteurs (Frija et al., 2016) qui, du fait des nouvelles conditions de gestion en vigueur sur le périmètre de Bsissi, préfèrent exploiter des terres en dehors de celui-ci, ce qui potentiellement pourrait conduire à seulement déplacer les problèmes de surexploitation. Ces départs semblent liés aussi à l'évolution des conditions d'exploitation : les forages, moins artésiens qu'auparavant, nécessitent d'être équipés de pompes et donc coûtent en énergie ; de plus, la fertilité des terres diminue, ce qui motive un passage de cultures intensives (comme le maraîchage) à d'autres plus extensives (comme l'oliveraie irriguée). Cette évolution favorable à la nappe (la consommation étant réduite) a été permise également par l'arrivée d'investisseurs : des notables (médecins, pharmaciens, avocats, etc.) rachètent des terres et les exploitent avec des objectifs de rentabilité moindres qu'un exploitant agricole traditionnel, car ils bénéficient d'avantages fiscaux importants.

Le cas de Bsissi est certainement le plus abouti, le plus proche des recommandations théoriques. La quasi-totalité des principes recommandés par Ostrom sont mis en œuvre et un organisme intermédiaire a été créé pour mettre en place des incitations / contrôles afin de supprimer/réduire la captation de la quasi-rente par les irrigants. La nécessité de gérer collectivement la ressource en eau fait suite à une intervention très forte de l'État visant à faire respecter les mesures de gestion de l'eau. La frontière des usagers ayant été définie rapidement, non sans douleurs puisque des procès ont eu lieu et des forages fermés, l'État a incité les usagers à se regrouper pour gérer collectivement la ressource. Le GDA (organisme intermédiaire), dont les agriculteurs sont membres, opère lui-même les contrôles et a son mécanisme de sanctions.

Mais si l'on parle de « succès » c'est essentiellement parce que l'État a su déroger partiellement au premier principe d'Ostrom. Les frontières de la ressource dont le GDA a la gestion ne correspondent pas aux frontières physiques (l'ensemble de la nappe) mais seulement une faible partie. Sur ce petit territoire, tous les préleveurs sont identifiés, se connaissent et les sanctions, morales d'abord, sont effectives. L'État a également su accompagner ses mesures coercitives (suppression des subventions en cas de non-conformité) d'incitations fortes qui lui permettait également de poursuivre des objectifs d'aménagement du territoire comme la réalisation de pistes et d'électrification des forages régularisés. L'État fournit également un appui au GDA, financier d'abord puisque la redevance prélèvement lui est cédée et également en termes de conseils réguliers sur les économies d'eau.

Pour être pleinement efficace, la gestion mise en place sur Bsissi devrait être soit étendue au risque de perdre en efficacité et de voir un retour de stratégies opportunistes, soit dupliquée autant de fois que nécessaire, ce qui suppose la mise en place d'institutions de discussion / gestion commune à plusieurs membres, un supra organisme intermédiaire. C'est ce qu'Ostrom appelle des institutions emboîtées (Principe n°8).

4.3.4. L'aquifère de la Mancha (Espagne)

Les deux sous-bassins étant gérés de manière différentes, les enseignements tirés de cet aquifère sont présentés séparément.

- *Bassin du Jucar* : Sur le bassin du Jucar, c'est une association d'usagers (un organisme intermédiaire) qui procède à l'allocation de la ressource et au contrôle, peu coûteux mais systématique, sur l'ensemble des usagers (détection des infractions éventuelles via l'analyse d'images satellite). Un système de sanctions graduées en fonction de la gravité de l'infraction a également été mis en place.
- *Bassin du Guadiana* :
 - Contrairement au bassin du Jucar, le Guadiana a été le théâtre de changements brutaux de paradigmes : d'abord l'exploitation des eaux souterraines a été encouragée pour développer économiquement la région, puis freinée, avec des investissements privés réalisés mais qui n'ont pas pu être encore rentabilisés. La création d'une association d'usagers, impulsée par l'État, n'a pas été acceptée par les autorités locales et par les irrigants. De plus, il existe peu de contrôles de sorte que les menaces ne sont pas suffisamment crédibles et l'opportunisme toujours de mise.
 - La politique de gestion de l'eau repose sur des montants financiers extérieurs à l'action de gestion. Le système est ainsi fragilisé puisqu'il dépend de contraintes économiques et de politiques publiques étrangères au système de gestion. On retrouve cette philosophie dans les deux politiques successives : la première avec la mise en place de paiements compensatoires et la seconde avec le rachat de droits d'eau. Le niveau des coûts supportés peut alors sembler démesuré sans que l'on soit en réelle capacité d'aller au-delà de cette simple intuition.
 - Le programme d'aides compensatoires n'est pas efficace sur le long terme : dès son arrêt, on constate un retour aux prélèvements massifs.

4.3.5. Le cas de la France

Avant de détailler les enseignements par cas d'étude en France, indiquons les généralités observées dans la procédure propre à tous les Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux en France.

- *La procédure française en général (SAGE)* :
 - Une structure porteuse est créée spécialement pour l'animation de la démarche, rassemblant les compétences nécessaires à l'élaboration et à la mise en œuvre du schéma de gestion (SAGE) et connaissant le territoire et les acteurs impliqués dans l'utilisation de la ressource.
 - La démarche est très longue du fait de la mobilisation de moyens humains et matériels et de la prise de conscience nécessaire pour une ressource que l'on ne voit pas.
 - Un état des lieux préalable est réalisé pour améliorer les connaissances sur les ressources et le territoire et permettre ainsi de partir sur une vision objectivée des problèmes à résoudre qui peut être ensuite partagée entre les acteurs institutionnels et les usagers.
 - Une instance de concertation élargie garantit une représentation de l'ensemble des usagers, qui peuvent ainsi se faire le relai des décisions prises auprès des autres.

- Le SAGE est opposable aux tiers dès sa validation.
- *La nappe de l'Astien (France) :*
 - Cette nappe est majoritairement exploitée par des usages en eau potable. Cela a facilité les démarches entreprises : ces usagers ou plutôt leurs représentants au travers des collectivités qui sont chargées de la distribution de l'eau sont très concernés par les impacts négatifs éventuels d'une surexploitation (nécessité d'aller chercher de l'eau ailleurs, menace d'intrusion d'eau salée), peu nombreux et disposent souvent de moyens financiers plus importants que d'autres usagers comme les agriculteurs pour prendre des mesures de préservation.
 - Le manque d'implication de certains agriculteurs réticents vis-à-vis de la démarche proposée s'est traduit par exemple par un contournement de la réglementation. Ils cherchent ainsi à déclarer leurs forages en forage domestique pour ne pas être éligible à la redevance de l'Agence de l'Eau et ne pas devoir être soumis à la réglementation plus stricte des forages non domestiques.
 - L'usage touristique « individualiste » (comme les campings) assez développé est plus difficile à faire rentrer dans une démarche de gestion commune, du fait du grand nombre d'interlocuteurs à intégrer dans la démarche.
- *La nappe du Roussillon (France) :*
 - Le cadre très formel imposé par la procédure SAGE (cahier des charges strict et travail rédactionnel) n'a pas permis une mise en place rapide.
 - La déclaration des forages est refusée pour des motifs culturels.
 - Cette nappe est mobilisée par des usages multiples aux intérêts divergents et aux niveaux de consommation variée. Cela ne facilite pas la concertation et l'émergence de solutions acceptées par l'ensemble des usagers. Un travail préalable d'explication des motivations des différents usagers à disposer d'eau souterraine doit alors être effectué.
 - L'existence de nombreuses démarches de gestion de l'eau et d'aménagement du territoire sur le territoire (4 SAGE, 2 contrats de milieu, 2 SCoT) représentent des freins à la compréhension et à l'engagement des élus locaux.
- *Les enseignements au regard de la théorie :* De manière générale, les niveaux de surexploitation des deux aquifères français, bien qu'inquiétants, sont bien plus faibles que ceux constatés sur les autres bassins. La pénurie étant moins perceptible, la participation des usagers aux mécanismes de gestion est plus difficile. Dans ce contexte, l'État a réalisé des études visant à améliorer les connaissances sur les fonctionnements de ces aquifères afin de partager une connaissance commune, plus propice au dialogue. Lorsque cela était possible, des ressources de substitution ont été recherchées pour satisfaire certains usagers et éviter de devoir partager la pénurie. Enfin, conscient de la nécessité de gérer collectivement ces ressources, l'État incite à participer à l'élaboration commune des SAGE où est discuté le partage de la ressource.

4.3.6. Synthèse et conclusion sur les enseignements

Le Tableau 7 et la Figure 25 résument les principales caractéristiques des différents exemples étudiés en termes d'étendue, d'usages, de mesures prises et d'enseignements. Ainsi, en règle générale, la taille de l'aquifère ne semble pas être le principal critère de succès ou d'échec d'une gestion des nappes¹⁴ (certaines ayant de grandes extensions, comme c'est le cas du Jucar en Espagne, sont un succès) ainsi que le type d'utilisateurs d'eau (ménages/agriculteurs, etc.). Par contre, plus les utilisateurs sont divers (au sein d'un même cas comme pour l'Azraq ou le Roussillon), plus la gestion semble difficile (le cas de Bsissi considéré comme un succès rassemble des agriculteurs d'une même origine géographique avec des cultures assez similaires). De même, le niveau de tension sur la ressource et donc notamment le moment à partir duquel on décide de mettre en place une gestion peut être important mais a là aussi un impact ambigu en termes de réussite ou d'échec : plus on attend, plus les usagers prennent conscience des problèmes mais plus il est compliqué de réduire les niveaux de prélèvement. Ce sont la bonne connaissance de la ressource et des usagers, le type de mesures adoptées, le niveau d'implication des usagers et la fermeté de l'administration qui semblent les principaux facteurs expliquant le succès ou l'échec des politiques de gestion instaurées.

Ainsi, lorsque les usagers n'ont pas réellement été associés aux prises de décision (comme sur l'Azraq ou dans le Sous Massa au début) ou ne l'ont pas souhaité (comme sur la Mancha Occidentale - Guadiana), la politique mise en place n'a pas atteint ses objectifs. Il doit alors y avoir une bonne communication entre l'administration et les usagers et une confiance mutuelle. Mais la police de l'eau doit être forte et ferme. Cette politique doit s'appuyer également sur des mesures qui doivent être paramétrées pour leur action sur le long terme, qu'elles soient mises en place de manière durable ou juste à titre de coup de pouce, cherchant à modifier les trajectoires « naturelles ». On notera que certaines d'entre elles, tels les paiements agri-environnementaux, peuvent être ainsi inefficaces sur le long terme (politique coûteuse et à effet temporaire comme pour le Guadiana – Aquifère de la Mancha). Elle fonctionne aussi sur un principe d'autogestion (auto-surveillance des agriculteurs pour empêcher tout nouveau forage), ce qui a pour effet de réduire les coûts de contrôle (Mancha Orientale - Jucar, Bsissi). On retrouve les questions de droits d'usage, de coûts de transaction et d'incitations à travers tous ces exemples. Enfin, le niveau de cohérence entre les politiques publiques est un facteur essentiel dans les difficultés de gestion des nappes : des politiques agricoles visant à accroître la production ou énergétiques réduisant le coût d'accès à l'eau incitent les usagers agricoles à extraire davantage d'eau.

Tableau 7 : Principales caractéristiques de six situations de gestion de nappes soumises à surexploitation dans le bassin méditerranéen

	Caractéristiques de l'aquifère	Type d'usages	Mesures	Enseignements

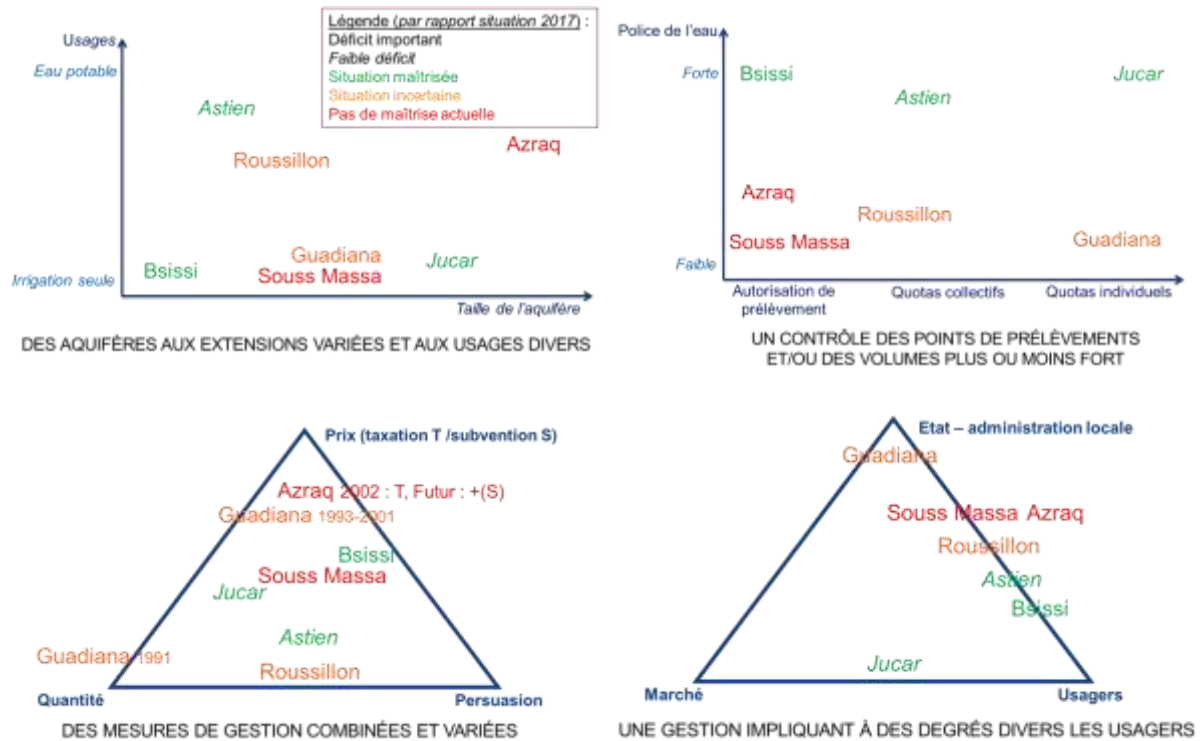
¹⁴ Il est également possible de découper artificiellement l'aquifère en plusieurs segments que l'on va gérer séparément, pour avoir des tailles plus « humaines », comme dans le cas de Bsissi.

Tunisie – Bsissi	51 km ² – Expl = 5,6	Irrigation (maraîchage + tabac + fourrage + arboriculture)	Des sanctions à une gestion participative	Fermeté des sanctions Ensemble de droits et de devoirs Qualité du leadership AU de petite taille, espace de dialogue et d'entre-aide Pas de multi-usages
Maroc – Souss Massa	Souss : 4 150 km ² – Expl = 2 Massa : 1 250 km ² – Expl = 4,9	Irrigation (agrumes + maraîchage primeur)	De mesures répressives vers des contrats de nappe	Stratégie du donnant-donnant Participation nécessaire des usagers aux prises de décision L'État pour régulariser les forages Un contrat opposable
Jordanie - Azraq	12 700 km ² – Expl = 2,2	Irrigation + AEP	D'une politique tarifaire incitative à la gestion décentralisée	Pas de décentralisation de la gestion AEP sujet prioritaire Réunions avec agriculteurs, un moyen de sensibilisation et de recueil d'avis
Espagne – Mancha	Guadiana : 5 500 km ² – Expl = 2,4 Jucar : 7 300 km ² – Expl = 0,8	Irrigation (vignes + céréales)	Guadiana : faute d'AU fonctionnelle une gestion portée par l'État Jucar : une gestion efficace par l'AU combinant les mesures	Guadiana : des changements brutaux de paradigmes ; peu de contrôles ; des subventions non efficaces à long terme et coûteuses Jucar : un autocontrôle peu coûteux ; des sanctions graduées
France – Roussil-lon	900 km ² – Expl = 1,7	AEP + irrigation + ménages	D'une offre de ressource de substitution à l'élaboration d'un SAGE	Un cadre SAGE trop formel Une récusation culturelle des déclarations Une nappe mobilisée par des usagers multiples Des actions de gestion non coordonnées des diverses ressources
France - Astien	450 km ² – Expl = 1,1	AEP + camping + irrigation (maraîchage + viticulture) + ménages	D'une amélioration de la connaissance, puis de contrats de nappe à un SAGE	Les interlocuteurs sont surtout les collectivités (AEP) L'agriculture et le tourisme plus difficiles à intégrer à la démarche

* Taux d'exploitation ($Expl$) = volume annuel consommé (moyenne observée) / volume annuel prélevable ; ns : nappe superficielle ; np : nappe profonde ; AEP : alimentation en eau potable ; SAGE : Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux ; AU : association d'utilisateurs

Source : auteurs

Figure 25 : Résumé des six situations de gestion des nappes étudiées du bassin méditerranéen



Source : auteurs

V. Conclusion

5.1. Conclusions et recommandations opérationnelles de l'atelier du CMI (Marseille, mars 2017)

L'atelier régional organisé par le CMI en mars 2017 avec des décideurs des pays du Sud de la Méditerranée a permis de partager des connaissances et des expériences et de valider des hypothèses de travail sur les systèmes de gestion décentralisée des eaux souterraines de type « contrats de nappe » ou assimilés. Les conclusions et recommandations de cet atelier représentent une synthèse des points de vue sur la pertinence, la faisabilité et les avantages de tels systèmes de gestion, et fournissent des orientations opérationnelles sur les conditions et les processus de leur mise en œuvre.

Il est apparu tout d'abord que les huit principes de conception d'Ostrom (1990), s'ils fournissaient une grille de lecture appropriée pour l'identification des difficultés à la mise en place de contrats de nappe, n'étaient toutefois pas exhaustifs car ils ne couvrent pas certains aspects importants comme l'information sur l'état de la ressource et la conscience qu'ont les usagers de la surexploitation, la

transparence et la confiance entre parties prenantes (notamment entre les usagers et l'État), la capacité du pouvoir judiciaire à appliquer la réglementation dans un contexte de pressions politiques et d'intérêts constitués, la spécification des droits et la cohérence des politiques sectorielles.

L'atelier a ainsi permis de replacer le contrat de nappe dans un processus global de gouvernance, séquencé dans le temps et inscrit dans une démarche de développement territorial. Il a formulé les recommandations suivantes :

- Les contrats de nappe ne doivent pas être un palliatif à la relative inefficacité et au manque de moyens des systèmes de gestion centralisés. Ils ne constituent pas une décentralisation « au rabais » consistant simplement à transférer la gestion d'un problème difficile à un nouvel acteur : le collectif des usagers. Le rôle de l'État ou des Agences de bassin demeure fondamental pour la mise en place du cadre approprié et l'accompagnement des collectifs dans cette voie ; de même l'appui technique, de contrôle et de sanctions impliquant le secteur public demeure nécessaire, même si la police de l'eau et certains contrôles sont assurés par les collectifs eux-mêmes.
- Ces collectifs porteurs des contrats de nappe constituent un des maillons de la planification globale de la gestion des ressources en eau qui nécessite un ensemble de contrats emboîtés à différentes échelles. Les contrats peuvent permettre aussi d'atteindre des objectifs d'équité en prévoyant des clauses différenciées par catégories d'usagers.
- Il existe des préalables incontournables dans le processus d'élaboration des contrats : la connaissance des usagers et de leurs modalités de prélèvement ainsi que la connaissance fine de la dynamique de la ressource. Ce sont ces éléments qui, partagés, peuvent aider à créer une conscience collective de l'urgence à agir et renforcer l'efficacité et l'acceptabilité des mesures qui seront élaborées.
- La gestion décentralisée et participative de la gestion de l'eau est un processus qui doit être phasé dans le temps mais dont la durée de chaque étape, notamment de l'étape de négociation, peut être longue. Et la sécurisation de la ressource à long terme n'est pas toujours une incitation suffisante à supporter les restrictions d'usage qu'elle nécessitera. Un compromis doit donc souvent être trouvé entre la motivation des acteurs et l'urgence à agir. Un moyen d'y parvenir est d'insérer la gestion de l'eau dans un projet global de territoire susceptible de générer des avantages immédiats qui compensent les contraintes liées aux mesures de gestion et soudent le collectif.
- Les cadres réglementaires et institutionnels doivent permettre la mise en place d'une gestion décentralisée et adaptable aux spécificités locales, c'est-à-dire être suffisamment flexibles dans les formes et les modalités tout en demeurant robustes et opposables à tous, les usagers, les tiers et au besoin l'État.
- Les contrats de nappe constituent un changement important dans l'administration et la gouvernance de l'eau. Les droits d'eau, ou l'allocation de la ressource, peuvent être du ressort de l'institution porteuse du contrat de nappe et plus seulement de l'administration. Toutes les parties impliquées ou impactées doivent pouvoir participer à l'élaboration des règles. L'arbitrage traditionnel, assuré par l'autorité publique, doit pouvoir être confié à une tierce

partie, neutre si possible pour assurer le rôle de régulateur/modérateur/facilitateur. Dans cette approche, l'État n'est plus juge et partie sur tous les aspects de la gestion de la ressource, ce qui implique des changements profonds dans son approche des problèmes et son mode d'intervention et de fonctionnement.

- Enfin, le contrat de nappe peut constituer un des maillons des politiques publiques qui renforce les gains d'efficacité locaux et globaux notamment grâce à une confiance retrouvée, une production de connaissances et de propositions, une acceptabilité des changements et la fourniture de services annexes pour les parties prenantes pouvant générer des avantages de court terme.

5.2. Conclusion générale

L'eau souterraine est une ressource « invisible » et les usages qui en sont faits peuvent aussi être cachés. Cela explique la difficulté à mettre en place un plan de gestion et la nécessité de bien comprendre les raisons des succès et des échecs des expériences en cours. Le Tableau 8 tente de les synthétiser en reprenant les huit principes de conception identifiés par Ostrom (1990).

Tableau 8 : Principes de conception d'Ostrom et principaux enseignements tirés des six cas méditerranéens étudiés

Principes	Critères essentiels / sources de difficultés
Délimitation claire de l'aire géographique	La très grande importance d'une bonne connaissance de la ressource souterraine (invisible) et de ses usages. La grande difficulté de mettre en place une gestion multi-usages (notamment dans le cas où un usage, en général l'alimentation en eau potable, est défini comme prioritaire)
Règles adaptées aux conditions locales	Des solutions par nature multiples dans leur conception mais qui doivent être à coût acceptable pour la société et les usagers Des règles à instaurer dans la durée et qui ne doivent pas être contradictoires
Démarche participative	Une confiance à instaurer, en particulier en favorisant l'émergence d'un espace de communication, de dialogue et d'information pour vaincre les réticences à accepter une gestion de la ressource Une compétence reconnue des chefs de file
Mécanisme de contrôle de confiance	Des contrôles effectifs, des menaces (par des sanctions par exemple) crédibles
Sanctions graduelles	La gradualité des sanctions, comme source d'acceptabilité

Résolution rapide des conflits	Des conflits gérés en interne dans toute la mesure du possible, avec l'État en garant
Reconnaissance de l'organisation par les autorités	Un État qui doit être en mesure d'adapter les règles aux situations particulières Un État qui doit être ouvert au dialogue et favoriser l'émergence de structures locales
Ressource étendue : plusieurs couches	La nécessité d'une gestion conjointe des différentes ressources en eau disponibles sur un même territoire

Source : auteurs

Au-delà de ces principes qui traitent de l'efficacité interne du collectif de gestion et de son interface « minimale » avec l'autorité, la théorie des contrats nous indique que ce même collectif peut représenter une « structure intermédiaire » efficace et économe en coûts de transaction (Ménard, 2003) dans la relation avec l'État - basée sur un échange entre droits d'usage et contribution à des objectifs d'intérêt général -, ainsi que pour son insertion dans l'environnement économique et institutionnel et sa contribution à la gouvernance publique en général.

A son stade le plus achevé, le dispositif de gestion prend la forme d'un contrat de nappe formalisé, avec une place importante accordée aux usagers. Le succès de cette solution repose toutefois, comme nous l'avons vu, sur de nombreuses conditions, en particulier : des hommes porteurs du projet et fédérateurs, des usagers homogènes (par exemple, uniquement des agriculteurs), une taille de groupe réduite (sinon on tend vers la situation d'une ressource en accès libre (Roemer, 1989)) et une administration disposant de menaces crédibles et proportionnées pour sanctionner les éventuels manquements aux engagements pris.

La gestion concertée ne doit pas conduire au retrait de l'État, dont les rôles de mise place du cadre institutionnel, d'appui à l'émergence de la structure de gestion, de surveillance, de résolution des conflits qui n'ont pu l'être en interne et de garant de l'intérêt à long terme restent primordiaux pour l'atteinte d'une gestion durable.

Ainsi le potentiel d'une gestion décentralisée des eaux souterraines par des « communs » est important, mais sa mise en œuvre est délicate. Loin de décharger l'État de ses responsabilités, elle devra l'impliquer d'une manière nouvelle et exigeante qui n'est plus seulement celle du gendarme. Elle permettra aussi un fonctionnement plus efficace des instruments économiques. Les cas de réussite montrent que c'est bien dans l'hybridation d'une gouvernance publique et de l'existence de structures décentralisées que les chances de succès sont les plus importantes.

Bibliographie

- Abu-Awwad, A., Blair, S., 2013. Economic Efficiency of Water Use by Irrigated Crops in Al'Azraq Area. *Jordan Journal of Agricultural Sciences* 9, 525-543.
- Aftab, A., Hanley, N., Baiocchi, G., 2010. Integrated regulation of nonpoint pollution: Combining managerial controls and economic instruments under multiple environmental targets. *Ecological Economics* 70, 24-33.
- Akerlof, G.A., 1970. The market of "lemons": quality, uncertainty and the market mechanism. *Quarterly Journal of Economics* 84, 488-500.
- Al Naber, M., Molle, F., 2017. Controlling groundwater over abstraction: state policies vs local practices in the Jordan highlands. *Water Policy* 19, 692-708.
- Alchian, A.A., 1961. Some Economics of Property Rights. Rand Corporation, Santa Monica, California.
- Alchian, A.A., Demsetz, H., 1972. The property right paradigm. *Journal of Economic history* 33, 16-27.
- Alchian, A.A., Woodward, S., 1988. The firm is dead, long live the firm - A review of Olivier E. Williamson's *The Firm*. *Journal of economic literature* XXVI, 65-79.
- Arrow, K.J., 1963. Uncertainty and the welfare economics of medical care. *American Economic Review* 53, 941-973.
- Aumann, R.J., 1985. Repeated games, in: Feiwel, G.R. (Ed.), *Issues in contemporary microeconomics and welfare*. Mac Millan, London, 209-243 p.
- Bandura, A., 1991. Social Cognitive Theory of Moral Thought and Action, in: Kurtines, W.M., Gewirtz, J.L. (Eds.), *Handbook of Moral Behavior and Development*. Erlbaum, Hillsdale, NJ, 45-103 p.
- Bchir, M.A., Willinger, M., Bachta, M.S., 2006. Pour une utilisation durable des nappes d'eau souterraine : une approche par les incitations, *Atelier régional du projet Sirma : Economies d'eau en Systèmes Irrigués au Maghreb, Marrakech (Maroc)*, 11 p.
- Blanco Gutierrez, I., 2007. *Analyse économique de politiques publiques pour la gestion durable des eaux souterraines : le cas de l'aquifère de la Mancha occidentale (Bassin du Guadiana, Espagne)*. Mémoire (Master of Science) : CIHEAM-IAMM, Montpellier (France), 174 p.
- Bowles, S., 2008. Policies Designed for Self-Interested Citizens May Undermine 'The Moral Sentiments' Evidence from Economic Experiments. *Science* 320, 1605-1609.
- Bowles, S., Polania-Reyes, S., 2012. Economic Incentives and Social Preferences: Substitutes or Complements? *Journal of Economic Literature* 50, 368-425.
- Boyer, M., Laffont, J.-J., 1999. Toward a Political Theory of the Emergence of Environmental Incentive Regulation. *The RAND Journal of Economics* 30, 137-157.
- Brahim, A., Ghoudi, R., 2011. Gestion participative des nappes souterraines surexploitées cas de GDA de Bsissi Oued Akarit, *Atelier PAP-AGIR, Hammamet, Tunisie* p.
- Brousseau, E., 1993a. *L'économie des contrats: technologies de l'information et coordination interentreprises*. PUF, Paris.
- Brousseau, E., 1993b. Les théories des contrats: une revue. *Revue d'Economie Politique* 103.

- Brousseau, E., 1996a. Contrats et comportements coopératifs: le cas des relations interentreprises, in: Ravix, J.L. (Ed.), *Coopération entre les entreprises et organisation industrielle*. Editions du CNRS, Collection Recherche et Entreprise, Paris, 23-51. p.
- Brousseau, E., 1996b. Les contrats dans la coordination interentreprises : les enseignements de quelques travaux récents d'économie appliquée, in: Andreani T., G.J.-F.N.D. (Ed.), *L'entreprise, lieu de nouveaux contrats?* L'Harmattan, Paris p.
- Brousseau, E., Fares, M.h., 2000. The Incomplete Contract Theory and the New-Institutional Economics Approaches to Contracts: Substitutes or Complements ?, in: Ménard C. (Ed.), *Institutions, Contracts, Organizations, Perspectives from New-Institutional Economics*, Edward Elgar, 399-421 p.
- Brousseau, E., Glachant, J.-M., 2000. Economie des contrats et renouvellements de l'analyse économique. *Revue d'Economie Industrielle* 0, 23-50.
- Brousseau, E., Glachant, J.-M., 2002. Economie des contrats et renouvellements de l'analyse économique., *The economics of contracts: Theories and applications*. Cambridge University Press p.
- Buchanan, J., Tullock, G., 1975a. Polluters' Profits and Political Response : Direct Control versus Taxes. *American Economic Review* 65, 139-147.
- Buchanan, J., Tullock, G., 1975b. Polluters' Profits and Political Response: Direct Control versus Taxes. *American Economic Review* 65, 139-147.
- Buchanan, J.M., 1965. An Economic Theory of Clubs. *Economica* 32, 1-14.
- Caillaud, B., Guesnerie, R., Rey, P., Tirole, J., 1988. Government intervention in production and incentives theory. *Rand Journal of Economics* 19-, 1.
- CG 66, 2003. Accord Cadre pour la définition d'un programme global de protection et de gestion concertée des ressources en eau de l'ensemble aquifère multicouche plio-quaternaire de la plaine du Roussillon - Connaissance des eaux souterraines de la plaine du Roussillon. Perpignan, 47 p.
- CHG, 2005. Régimen de Explotación para el año 2006 de la Unidad Hidrogeológica de la Mancha Occidental y un perímetro adicional de la Unidad hidrogeológica de Siterra de Altamira. Ministerio de Medio ambiente, Madrid.
- Closas, A., 2014. Norias, boreholes and the role of the state during the groundwater 'silent revolution' in La Mancha, Spain. *Hydrogeology Journal* 22, 1179-1192.
- CMI, 2014. Approche économique sur la gestion des nappes souterraines. 12 p.
- Coase, R.H., 1937. The nature off the firm. *Economica* 4, 386-405.
- Coase, R.H., 1960. The problem of social cost. *Journal of Law and Economic*, 1-44.
- Coriat, B., 2015. Le retour des communs. La crise de l'idéologie propriétaire. Les liens qui libèrent, Paris, 202 p.
- Deci, E.L., 1971. Effects of Externally mediated rewards on intrinsic motivation. *Journal of Personality and Social Psychology* 18, 105-115.
- Demilecamps, C., Sartawi, W., 2010. Farming in the desert, Analysis of the agricultural situation in Azraq Basin. 80 p.
- Demsetz, H., 1972. Toward a theory of property rights. *American Economic Review* 57, 347-359.
- Dittmann, I., 1999. How Reliable Should Auditors Be?: Optimal Monitoring in Principal-Agent Relationships. *European Journal of Political Economy* 15, 523-546.

- Einhorn, M.A., 1987. Optimality and Sustainability: Regulation and Intermodal Competition in Telecommunications. *The RAND Journal of Economics* 18, 550-563.
- El-Naqa, A., 2010. Study of salt water intrusion in the Upper Aquifer in Azraq Basin. IUCN, Amman.
- Elster, J., 1989. *Solomonic Judgements: Studies in the Limitations of Rationality*. Cambridge University Press, Cambridge, UK:.
- Esteban, E., Albiac, J., 2010. Groundwater and ecosystems management: empirical findings from La Mancha aquifers. Working paper No 10/03, Department of Agricultural Economics, CITA-DGA, Zaragoza.
- Favereau, O., 1989. Marchés internes, marchés externes. *Revue économique* 40, 361-400.
- Faysse, N., El Amrani, M., El Aydi, S., Lahlou, A., 2012. Formulation and implementation of policies to deal with groundwater overuse in Morocco: which supporting coalitions? *Irrigation and Drainage* 61, 126-134.
- Frija, I., Frija, A., Marlet, S., Leghrissi, H., Faysse, N., 2016. Gestion de l'usage d'une nappe par un groupement d'agriculteurs : l'expérience de Bsissi Oued El Akarit en Tunisie. *Alternatives Rurales* 4, 12.
- Furubotn, E.G., Pejovich, S., 1974. *The economics of property rights*. Balinger Publishing Company, Cambridge, Mas.
- Galiègue, X., 2012. L'approche de la firme par les coûts de transaction. *Idées économiques et sociales* 170, 16-24.
- Ghoubi, R., 2016. Gestion participative des nappes souterraines - cas de GDA de Bsissi Oued Akarit, Présentation AFD, Gabès p.
- Giraud, G., 2009. *La théorie des jeux*, 3è édition ed. Flammarion.
- Giraud, G., Pottier, A., 2016. Debt-deflation versus the liquidity trap: the dilemma of nonconventional monetary policy. *Economic Theory* 62, 383-408.
- Gneezy, U., Rustichini, A., 2000. A Fine Is a Price. *The Journal of Legal Studies* 29, 1-17.
- Goldberg, V.P., 1976. Towards an expanded theory of contracts. *Journal of Economics issues* 10, 45-61.
- Grossman, S.J., Hart, O.D., 1986. The Costs and Benefits of Ownership: A Theory of Vertical and Lateral Integration. *Journal of Political Economy* 94, 691-719.
- Guerrien, B., Gun, O., 2002. *Dictionnaire d'analyse économique*. La découverte, Paris.
- Habjoka, N., Mesnil, A., 2012. *The Azraq Dilemma: Past, Present and Future Groundwater Management*. 64 p.
- Hardin, G., 1968. The tragedy of the commons. *Science* 162, 1243-1248.
- Hart, O., Holmstrom, B., 1984. The theory of contracts, in: Bewley (Ed.), *Avances in economic theory*. CUP p.
- Heide, J.B., John, G., 1990. Alliances in industrial purchasing: the determinants of joint actions in buyer-supplier relationships. *Journal of Marketing Research* 27, 24-36.
- Hill, C., 1990. Cooperation, opportunism and the invisible hand. *Academy of Management Review* 15, 500-513.
- Hirshleifer, J., 1987. Conflict and settlement, in: Eatwell, M., Newman (Ed.), *The new Palgrave: A Dictionary of Economics*. Mac Millan, London, 567-570 p.

- Holmstrom, B., 1979. Moral hazard and observability. *Bell Journal of Economics* 10, 74-71.
- Kerr, J., Vardhan, M., Jindal, R., 2012. Prosocial behavior and incentives: Evidence from field experiments in rural Mexico and Tanzania. *Ecological Economics* 73, 220-227.
- Laffont, J.-J., Tirole, J., 1993. A theory of incentives in procurement and regulation. Chapitre 11. The MIT Press, Cambridge.
- Lavenus, R., Fradet, J., Chazot, S., 2016. Gestion des ressources en eau souterraines comme biens communs. Agence Française de Développement, 18, 236 p.
- Lemaire, B., Bellot, P., 2014. Enhancing sustainable groundwater management in an arid area by the application of real-time and high temporal monitoring schemes (AWSA well field in Azraq) – hydrogeological study. Egis – ImaGeau, 63 p.
- Lenouvel, V., Montginoul, M., 2010. Groundwater Management Instruments in a Conjunctive Use System: assessing the Impact on Farmers' Income Using a Mixed Integer Linear Programming (MILP) *German Journal of Agricultural Economics* 59, 158-172.
- Lenouvel, V., Montginoul, M., Thoyer, S., 2011. From a blind truncheon to a one-eyed stick: testing in the lab an optional target-based mechanism adapted to groundwater withdrawals, Annual Conference of European Association of Environmental and Resource Economists, 29/06/2011 - 02/07/2011, Rome, ITA, 23 p.
- Leyronas, S., Rojat, D., Maurel, F., Giraud, G., 2016. Toward an Analytical Framework for the Governance of Natural Resources: The Case of Groundwater. *AFD*, 18 p.
- Llamas, M.R., Martinez-Santos, P., 2005. Intensive groundwater use: a silent revolution that cannot be ignored. *Water Science and Technology* 51, 167-174.
- Llamas, M.R., Martinez-Santos, P., de la Hera, A., 2008. Hydropolitics and Hydroeconomics of Shared Groundwater Resources: Experience in arid and Semiarid Regions, in: Darnault (Ed.), *Overexploitation and contamination of shared groundwater resources*. Springer Verlag Science+Business Media, 415-431 p.
- Lopez-Cunat, J.M., 2000. Adverse selection under ignorance. *Economic Theory* 16, pp 379-399.
- Lopez-Gunn, E., Cortina, L., 2006. Is self-regulation a myth? Case study on Spanish groundwater user associations and the role of higher-level authorities. *Hydrogeology Journal* 14, 361-379.
- Lorange, P., Ross, J., 1992. *Strategic alliances: formation, implementation and evolution*, Cambridge Mass. ed. Basil Blackwell.
- Loubier, S., 2003. Gestion durable des aménagements d'hydraulique agricole: conséquences sur la tarification et les politiques publiques en hydraulique agricole. Thèse de doctorat de l'Université de Montpellier 1 - Cenagref UR Irrigation, 334p p.
- Margat, J., van der Gun, J., 2013. *Groundwater around the World. A Geographic Synopsis*. CRC Press.
- Martín de Santa Olalla Mañas, F., 2014. Un exemple de gestion collective des eaux souterraines en Espagne : La Junta Central de Regantes de la Mancha Oriental (JCRMO), in: Brgm, Onema (Eds.), *Atelier Gestion collective des prélèvements individuels agricoles*, Paris, 2 p.
- Martin, E., 2011. État de l'art : Modéliser les inefficacités de l'exploitation privée des ressources en eau souterraine ? *Économie rurale* 324, 50-59.
- Ménard, C., 2003. L'approche néo-institutionnelle : des concepts, une méthode, des résultats. *Cahiers d'Economie Politique* 44, 103-118.

- Milgrom, P., Roberts, J., 1988. Economic theories of the firm: past, present and future. *Canadian Journal of Economics* 21, 444.
- Negri, D.H., 1989. The common property aquifer as a differential game. *Water Resources Research* 25, 9-15.
- Nelson, R.R., Winter, S.G., 1982. *An evolutionary theory of economic change*, Cambridge Map. ed. Belknap.
- Ostrom, E., 1990. *Governing the common: the evolution of institution for collective action*. Cambridge University Press, New York.
- Ostrom, E., 1998. A Behavioral Approach to the Rational Choice Theory of Collective Action: Presidential Address, American Political Science Association, 1997. *American Political Science Review* 92, 1-22.
- Ostrom, E., Laurent, E., 2012. Par-delà les marchés et les États - La gouvernance polycentrique des systèmes économiques complexes. *Revue de l'OFCE* 120, 13-72.
- Ostrom, V., Ostrom, E., 1977. Public Goods and Public Choices, in: Savas, E.S. (Ed.), *Alternatives for Delivering Public Services: Toward Improved Performance*. Westview Press, Boulder, CO, 7–49 p.
- Petit, O., Kuper, M., Lopez-Gunn, E., Rinaudo, J.-D., Daoudi, A., Lejars, C., 2017. Can agricultural groundwater economies collapse? An inquiry into the pathways of four groundwater economies under threat. *Hydrogeology Journal* 25, 1549–1564.
- Pigou, A., 1920. *The Economics of Welfare*. Palgrave Macmillan UK, London.
- Provencher, B., Burt, O., 1993. The Externalities Associated with the Common Property Exploitation of Groundwater. *Journal of Environmental Economics and Management* 24, 139-158.
- Reynaud, B., 1989. Le contrat de travail dans le paradigme standard. *Revue française d'économie*, p. 157.
- Roemer, J.E., 1989. A public ownership resolution of the tragedy of the commons. *Social Philosophy and Policy* 6, 74-92.
- SAGE Astien, 2012. SAGE de la nappe astienne. État initial. Validé le 23 janvier 2012 par la Commission Locale de l'Eau. 185 p.
- SAGE Roussillon, 2012. SAGE des nappes de la plaine du Roussillon (2012): Etat initial, validé le 03/07/2012. 216 p.
- Salzman, J., 2005. Creating Markets for Ecosystem Services: Notes from the Field. *New York University Law Review* 80, 870-961.
- Samuelson, P.A., 1954. The Pure Theory of Public Expenditure. *The Review of Economics and Statistics* 36, 387-389.
- Saussier, S., 1996. Théorie des coûts de transaction et durée des contrats : une analyse empirique. Centre ATOM - Document de travail n°96-02, 22 p.
- Savage, L.J., 1954. *The foundation of statistics*. Wiley, New York.
- Schlager, E., Ostrom, E., 1992. Property-Rights Regimes and Natural Resources: A Conceptual Analysis. *Land Economics* 68, 249-262.
- Secretariat of the Highland Water Forum, 2013. Azraq Groundwater Management Action Plan. 31 p.

- Segerson, K., 1988. Uncertainty and incentives for nonpoint pollution control. *Journal of Environmental Economics and Management* 15, 87-98.
- Shah, T., 2007. The Groundwater Economy of South Asia: An Assessment of Size, Significance and Socio-ecological Impacts, in: Giordano, M., Villholth, K.G. (Eds.), *The Agricultural Groundwater Revolution: Opportunities and Threats to Development*. CAB International, 7-36 p.
- Shavell, S., 1979. Risk sharing and incentives in the Principal-Agent relationship. *Bell Journal of Economics* 10, 55-73.
- Shi, J., Wang, Z., Zhang, Z., Fei, Y., Li, Y., Zhang, F.e., Chen, J., Qian, Y., 2011. Assessment of deep groundwater over-exploitation in the North China Plain. *Geoscience Frontiers* 2, 593-598.
- Simon, H.A., 1947. *Administrative behavior, a story of decision processes in business organisation*. Mac Millan.
- Simon, H.A., 1976. From substantive to procedural rationality, in: S., L. (Ed.), *Methods and appraisals in economics*. Cambridge University Press, 129-148 p.
- Souss-Massa, A., 2006. *Etude de révision du Plan Directeur d'Aménagement Intégré des Ressources en Eau (PDAIRE) des Bassins du Souss Massa*. 13 Volumes.
- Stavins, R.N., 2004. *Introduction to the Political Economy of Environmental Regulations*. Resources for the Future, Washington, 04–12.
- Titmuss, R.M., 1971. *The gift relationship: from human blood to social policy*. Pantheon books, New York.
- Ulset, S., 1996. R&D Outsourcing and Contractual Governance: An Empirical Study of Commercial R&D Projects. *Journal of Economic Behavior and Organization* 30, 63-82.
- United Nations, 2012. *United Nations world water development report 4: managing water under uncertainty and risk*. UNESCO, Paris, 909 p.
- Varela-Ortega, C., 2007. Policy driven determinants of irrigation development and environmental sustainability: a case study in Spain, in: Molle, F., Berkoff, J. (Eds.), *Irrigation water pricing : the gap between theory and practice*. CABI, Wallingford , Cambridge, Massachusetts, 328-346 p.
- Von Neumann, J., Morgenstern, O., 1944. *The Theory of Games and Economic Behavior*. Princeton University Press, Princeton.
- Wada, Y., van Beek, L.P.H., van Kempen, C.M., Reckman, J.W.T.M., Vasak, S., Bierkens, M.F.P., 2010. Global depletion of groundwater resources. *Geophysical Research Letters* 37, L20402.
- Weinstein, O., 2013. How to understand the Commons: Elinor Ostrom, Ownership and the New Institutional Economics. *Revue de la régulation. Capitalisme, institutions, pouvoirs* 14.
- Weitzman, M.L., 1974. Prices vs quantities. *The Review of Economic Studies* 41, 477-491.
- Williamson, O.E., 1979. Transaction-Cost Economics: The Governance of Contractual Relations. *Journal of Law and Economics* 22, 233-261.
- Williamson, O.E., 1983. *Markets and Hierarchies: Analysis and Antitrust Implications: A Study in the Economics of Internal Organization*. Free Press, New York.
- Williamson, O.E., 1985. *The Economic Institutions of Capitalism: Firms, Markets, Relational Contracting*. Free Press, New York.
- WWAP, 2012. *Managing Water under Uncertainty and Risk*. UNESCO, Paris, 909 p.
- WWAP, 2015. *The United Nations World Water Development Report 2015: Water for a Sustainable World*. UNESCO, Paris, 139 p.

Zeuli, K., Skees, J., 2001. Managing yield risk through a cooperative, American Agricultural Economics Association - Annual Meeting, August 5-8, 2001, Chicago, Illinois, 14p p.

Zorrilla, P., 2009. Análisis de la gestión del agua en el acuífero de la Mancha Occidental: construcción de una red bayesiana mediante procesos de participación pública. Madrid: Departamento de Ecología, Universidad Autónoma de Madrid. PhD, 355 p.

Liste des abréviations

AEP	Alimentation en Eau Potable
AFD	Agence française de développement
BRLi	Compagnie d'Aménagement du Bas-Rhône Languedoc – ingénierie (France)
CG 66	Conseil Général des Pyrénées-Orientales (France)
CMI	Centre pour l'Intégration en Méditerranée
CRDA	Commissariat Régional au Développement Agricole
DCE	Directive Européenne Cadre sur l'Eau
DNT	Dinar tunisien
GDA	Groupement de Développement Agricole (Tunisie)
INC	Institut National de Colonisation (Espagne)
JD	Jordan Dinar
MWI	Ministry of Water and Irrigation (Jordanie)
OUGC	Organismes Uniques de Gestion Collective (France)
SAGE	Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (France)
SCoT	Schéma de Cohérence Territoriale
WWAP	World Water Assessment Programme

Dernières parutions de la collection *Papiers de Recherche de l'AFD*

Les *Papiers de Recherche* de l'AFD sont disponibles sur : <http://librairie.afd.fr/>