

0.2 Résumé

L'eau constitue une ressource vitale semi-renouvelable, menacée par la surexploitation propre à la tragédie des biens communs. Inégalement répartie, l'eau est parfois abondante dans certains endroits, mais souvent insuffisante dans les zones de concentration spatiale et démographique. Cette rareté de la ressource peut alors induire des conflits d'usage et des périodes de stress hydrique lorsqu'elle est source de gaspillage ou de pollution. Le morcellement de l'espace doit donc prendre en compte l'hydro-centrisme afin que le développement urbain puisse s'appuyer sur des critères hydrologiques viables.

La disponibilité limitée de l'eau et la pluralité des décisionnaires concernés (décideurs publics, gouvernement, entreprises, ménages etc.) posent les questions de l'allocation optimale du stock et de l'adéquation qualitative et quantitative entre l'eau disponible et l'eau exploitable. Utilisée pour les usages domestiques, l'industrie, l'irrigation et l'énergie, l'eau peut aussi être un vecteur d'externalités en matière de santé, d'éducation, d'environnement et de pollution. De plus, l'eau est un bien économique très spécifique car elle représente aussi un besoin essentiel pour l'homme. C'est pourquoi sa monétarisation fait débat.

La région Pays de la Loire calque son modèle de distribution de l'eau sur le cadre national, tant d'un point de vue légal, que pour la fourniture des services d'eau majoritairement déléguée aux opérateurs privés par les communes. Les défis régionaux auxquels elle fait face sont importants et concernent par exemple la protection des zones humides, la préservation des terres agricoles, l'urbanisation des espaces littoraux, les mutations de l'occupation des espaces ruraux et périurbains, et la récupération de l'eau de pluie. Cela oblige la région et les acteurs locaux à investir pour la continuité du service de distribution, tout en évitant un prix prohibitif d'accès à l'eau, qui évincerait les populations les plus démunies. Les pollutions, les pesticides et l'utilisation de l'eau dans les processus de production industrielle posent inévitablement la question du stock d'eau disponible et de sa qualité, mais aussi de sa compatibilité avec les dynamiques d'expansion d'un territoire.

L'étude de nouveaux modes d'allocation de la ressource sur ce territoire régional doit servir de vitrine aux autres régions afin de proposer des outils pour mieux gérer et pré-

server durablement la ressource hydrique. Par exemple une approche coopérative avec la responsabilisation de tous les agents décisionnaires vise à favoriser l'échange sur les besoins de chacun, pour concilier les intérêts individuels des parties prenantes, au service d'une répartition collective plus efficace. Cela doit passer par des modes d'action à la fois curatifs et préventifs tant pour les fournisseurs que pour les consommateurs. La coopération et le dialogue doivent permettre non seulement d'accélérer la prise de conscience sur l'amointrissement de l'eau disponible, mais aussi d'éviter les conflits d'usage sur la ressource hydrique. Il faut alors favoriser la coordination des actions en s'appuyant sur les dynamiques de consommation passées, actuelles et futures et les normes sociales qui guident les comportements.

Cette thèse cherche à répondre à plusieurs questions concrètes, pour fournir des scénarios d'intervention et d'aide à la décision. Quels agents doivent être moteurs de la préservation de la ressource hydrique ? Quels facteurs contextuels influencent la prise de décision et les négociations entre les acteurs de la gestion de l'eau ? Comment implémenter et faire accepter des modes de gestion nouveaux et plus efficaces ? Dans quelle mesure la viabilité économique doit conditionner la mise en place d'une gestion équitable et respectueuse de l'environnement ? Comment diminuer les gaspillages quantitatif et qualitatif de la ressource pour mieux la consommer ?

Pour répondre à ces enjeux, l'objectif des recherches conduites dans le cadre de cette thèse est de proposer des outils d'aide à la décision pour la répartition de la ressource en eau en région Pays de la Loire. Les travaux effectués montrent que l'eau est un enjeu partagé qui fait face à des besoins, des attentes et des priorités très disparates de la multitude d'acteurs qui gravite autour de la ressource (Chapitre 1). Il convient donc, tant sous le prisme de la distribution (Chapitre 2) que de la consommation (Chapitres 3, 4 et 5) d'envisager de nouvelles solutions pour préserver la ressource et la répartir de manière optimale.

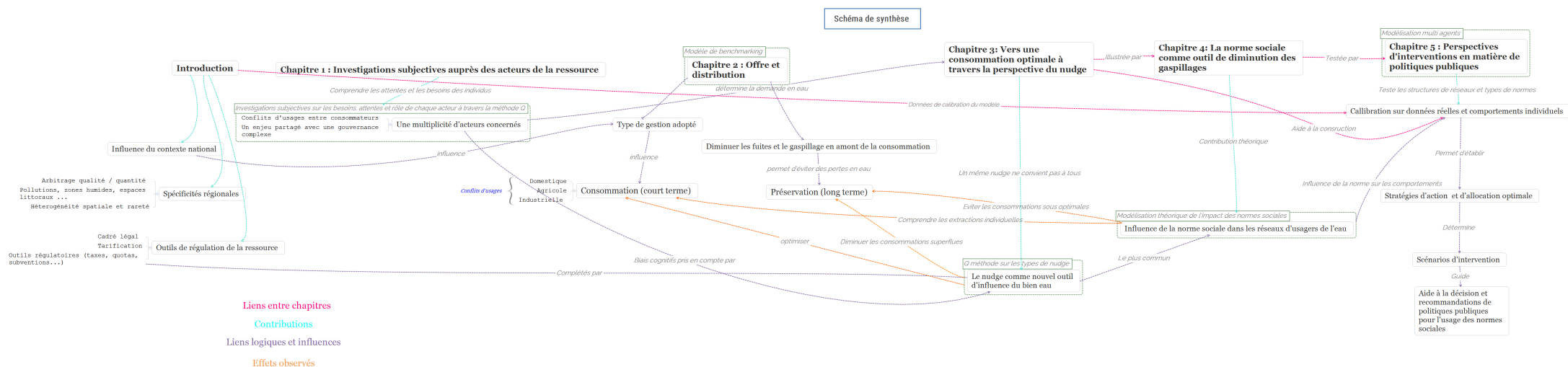


FIGURE 1 – Synthèse de la thèse

0.3 Abstract

Water is a vital and semi-renewable resource, threatened by overexploitation and the tragedy of the commons. It is unevenly distributed. Water is sometimes abundant in places, while it might be insufficient in others, such as areas with spatial and demographic concentration. This scarcity can thus lead to conflicts of use and periods of water stress when the resource is wasted or polluted. The space fragmentation must therefore consider hydro-centrism so that urban development can be based on viable hydrological criteria.

The limited availability of water and the plurality of decision-makers involved (public decision-makers, government, companies, households, etc.) raise the question of the optimal allocation of the water stock. It questions the qualitative and quantitative adequacy between the available water and the required water. If we use water for domestic, industrial, irrigation, and energy purposes, it can also be a vector of externalities in terms of health, education, environment, and pollution. Moreover, as water is a specific economic good and a basic human need, its monetisation is being debated.

The Pays de la Loire region's water distribution model is based on the national framework from a legal point of view and regarding the water service provision. These frameworks are mainly delegated to private operators by the municipalities. This region faces many challenges around the resource. For instance, the protection of wetlands, the preservation of agricultural land, the urbanisation of coastal areas, changes in the occupation of rural and peri-urban areas, and rainwater recovery. It forces the region and local actors to invest in the continuity of the supply service while avoiding a prohibitive price for access to water. Pollution, pesticides, and water use in industrial production processes raise the question of the available water stock and its quality. It also questions its compatibility with the dynamics of the expansion of territory.

The study of new ways to allocate the resource in this regional territory should serve as a window for other regions to propose tools for better management and sustainable preservation of water resources. For example, a cooperative approach with the empowerment of all decision-makers aims to encourage the exchange of information on the needs of each agent in order to reconcile the individual interests of the stakeholders towards a more

sustainable collective distribution. It must involve both curative and preventive modes of action for suppliers and consumers. Cooperation and dialogue must accelerate awareness of the available water depletion as much as avoid conflicts of use of the water resource. It is, therefore, necessary to promote the coordination of actions based on past, present, and future consumption dynamics and the social norms that guide behaviours.

This dissertation aims to answer several questions and provide intervention and decision support tools. Which agents should drive water resource preservation? What contextual factors influence decision-making and negotiations between water management actors? How can new and more efficient public policies be implemented and accepted? To what extent should economic viability condition the implementation of equitable and environmentally friendly management? How can we reduce the quantitative and qualitative waste of the resource to consume it more efficiently? How do normative incentives influence water consumption?

To catch these questions, the research objective of this thesis is to offer decision-making tools for the distribution of water resources in the Pays de la Loire region. The work carried out shows that water is a shared issue that faces very disparate needs, expectations, and priorities of the multitude of stakeholders that evolves around the resource (Chapter 1). It is, therefore, necessary in terms of distribution (Chapter 2) and consumption (Chapters 3, 4, and 5) to consider new solutions for preserving the resource and allocating it optimally.

Table des matières

0.1	Remerciements	5
0.2	Résumé	10
0.3	Abstract	13
	Introduction	24
1	Investigation subjective auprès des acteurs de terrain	45
1.1	Introduction	45
1.2	Cadre conceptuel : L'utilité de la méthode Q dans les politiques environ- nementales	49
1.2.1	Les acteurs investis dans la gestion de l'eau sur le territoire d'étude	56
1.3	Étapes méthodologiques de la mise en place	61
1.4	Attentes, besoins et perceptions : de l'acteur au collectif pour dessiner des politiques publiques efficaces	69
1.5	Prolongements	84
1.6	Commentaires conclusifs	88
1.7	Annexes	90
1.7.1	Évidence empirique	90
1.7.2	Étapes de la méthode	101
1.7.3	Rôles et fonctions des différents acteurs	102
1.7.4	Concours	103
1.7.5	Q set	114
1.7.6	Construction des facteurs opérants	115
1.7.7	Retranscriptions d'entretiens	119

2	Vers une optimisation de l'offre et de la distribution	121
2.1	Introduction	121
2.2	Le <i>benchmarking</i> comme outil décisionnel pour les services d'eau	124
2.3	Données	129
2.3.1	Informations contextuelles	134
2.4	Principaux résultats	135
2.4.1	Résultats de l'étude des pertes selon les km de réseau de chaque commune en 2017	136
2.4.2	Résultats de l'étude des pertes selon les abonnés au réseau de chaque commune en 2017	139
2.4.3	Comparaison de l'étude des km de réseau et par nombre d'abonnés	141
2.4.4	Résultats de l'étude des pertes par année	143
2.4.5	Synthèse de résultats sur toute la période	145
2.5	Discussion et prolongements	146
2.6	Commentaires conclusifs	152
2.6.1	Annexes : Tableaux de l'analyse de benchmarking	154
3	Un nouvel outil en faveur d'une demande optimale : le nudge	170
3.1	Introduction	170
3.2	Le nudge : perceptions individuelles et acceptation publique	172
3.2.1	Contexte de l'étude	172
3.2.2	Pourquoi les gens réagissent-ils différemment à un même nudge ?	173
3.2.3	La littérature académique sur la mise en place des nudges de l'eau	175
3.2.4	Parallèle théorique des matériaux empiriques	177
3.3	Des nudges pour préserver l'eau : méthodologie et construction de l'étude	181
3.3.1	Création du Q set	181
3.3.2	Sélection des participants	186
3.3.3	Processus de tri	187
3.3.4	Analyse factorielle des résultats « par personne »	187
3.4	Principaux résultats	189
3.4.1	Les profils de nudges efficaces	189

3.4.2	Caractéristiques sociales des facteurs	194
3.4.3	Discussion	196
3.5	Commentaires conclusifs	197
3.6	Annexes	199
3.6.1	Q set de l'étude	199
3.6.2	Flagging des participants	200
4	L'impact des normes sociales sur les consommations d'eau	202
4.1	Introduction	202
4.2	Le modèle d'extraction d'eau	207
4.3	Propriétés de l'équilibre	210
4.3.1	Unicité de l'équilibre de Nash	210
4.3.2	Caractérisation de l'équilibre de Nash	212
4.4	Analyse de statique comparative	217
4.4.1	L'influence des paramètres individuels sur l'extraction d'eau	219
4.4.2	Une société conformiste extrait-elle davantage d'eau ?	222
4.4.3	Les usagers de l'eau extraient ils davantage dans des réseaux plus denses ?	224
4.5	Bien-être et optimum social	225
4.6	Extensions	229
4.6.1	Anti-conformisme	229
4.6.2	Consommation consciente de l'eau	231
4.6.3	Consommation de référence	232
4.6.4	Caractérisation de la norme sociale	235
4.7	Commentaires conclusifs	243
4.8	Annexes	247
5	Représentation des effets des normes sociales en matière de politiques publiques : Approche par les simulations multi-agents	259
5.1	Introduction	259
5.2	Cadre conceptuel	262

5.2.1	De la théorie micro-économique aux modèles multi-agents : Intérêts et perspectives	262
5.2.2	Brève présentation du logiciel utilisé	264
5.3	Le modèle d'extraction d'eau	265
5.3.1	Présentation du système collectif d'extraction	265
5.3.2	Les préférences individuelles des usagers de l'eau	267
5.3.3	Dynamiques d'extraction	268
5.3.4	Incitations normatives	269
5.3.5	Dynamiques de réseaux	270
5.3.6	Présentation des variables et calibrage régional	270
5.4	Principaux résultats	274
5.4.1	Effets des différentes normes	274
5.4.2	Effets de la densité avec différents types de normes	276
5.4.3	Effets des structures de réseaux	278
5.4.4	Un exemple illustratif avec 10 agents	280
5.5	Conclusions et implications en matière de politiques publiques	284
5.6	Annexes	289
5.6.1	Commandes codées du modèle	289
5.6.2	Spécifications des normes dans divers scénarios	291
5.6.3	Spécification des normes dans divers scénarios avec des réseaux denses	292
5.6.4	Effets des structures de réseaux	293
5.6.5	Intégralité du code	294
	Conclusion	295
	Bibliographie	304

Liste des tableaux

1.1	Poids des répondants dans les facteurs	69
1.2	Résultats des valeurs propres et des variances expliquées pour les différents facteurs	69
1.3	Répartition des participants dans les facteurs	70
1.4	Matrice de corrélation dans les facteurs	81
1.6	Les utilisations de la méthode Q dans le domaine de l'environnement et de l'eau	100
1.7	Les acteurs porteurs des directives de l'état	103
1.8	Planification par les organismes et comité de bassin	104
1.9	Usagers principaux de la ressource	104
1.10	Mises en oeuvre des directives des collectivités territoriales	104
1.12	Concours	113
1.14	Q set	115
1.16	Scores de consensus et désaccords	118
1.17	Flagging des participants	120
2.1	Valeurs annuelles des variables de contexte	135
2.2	Les évolutions des performances relatives des villes entre l'étude des pertes par km de réseau et celle par le nombre d'abonnés	142
2.3	Communes de référence	144
2.4	Communes à fort potentiel d'amélioration	144
2.5	Table de synthèse de l'analyse pluriannuelle	147
2.6	Les m ³ perdus et le potentiel d'amélioration	148
2.7	Indices du manque à gagner pour la remédiation des fuites d'eau	152

2.8	Résultats en 2013	155
2.9	Résultats en 2014	156
2.10	Résultats en 2015	157
2.11	Résultats en 2016	158
2.12	Résultats en 2017	159
2.13	Fuites d'eau en mètres cube par jour selon le nombre de kilomètres	160
2.14	Fuites d'eau en mètres cube par jour selon le nombre d'abonnés	161
2.15	Tableau récapitulatif des différentes structures de tarification de la res- source en France	162
2.16	Tableau des possibilités de transfert de compétences dont disposent les communes en France	164
2.17	Tableau des possibilités de gestion de l'eau potable et de l'assainissement en France	166
3.2	Les exemples de <i>nudges</i> du Q set	185
3.3	Scores de corrélations des facteurs	188
3.4	Poids des individus rattachés aux facteurs	188
3.5	Caractéristiques d'âge des participants	194
3.6	Caractéristiques de genre des participants	194
3.7	Score de loadings des facteurs	201
4.1	Tableau de synthèse des normes.	242
4.2	Norme de variabilité avec 4 agents	257
4.3	Force des liens faibles avec 4 agents	257
4.4	Norme de proximité avec 4 agents	258
5.1	Comparaison des outils standards avec les simulations à base d'agents . . .	263
5.2	Présentation des variables	272
5.3	Variables et paramètres dans les configurations de l'exemple à 10 agents. .	282
5.4	Résultats de la configuration 1	283
5.5	Résultats de la configuration 2	283
5.6	Résultats de la configuration 3	285

5.7	Effet des normes dans le scénario 1	291
5.8	Effet des normes dans le scénario 2	291
5.9	Effet des normes dans le scénario 3	291
5.10	Effet des normes avec des paramètres aléatoires	291
5.11	Effets des normes dans des réseaux denses dans le scénario 1	292
5.12	Effets des normes dans des réseaux denses dans le scénario 2	292
5.13	Effets des normes dans des réseaux denses dans le scénario 3	292
5.14	Effets des normes dans des réseaux denses avec des paramètres aléatoires .	293
5.15	Effets des structures dans le scénario 1	293
5.16	Effets des structures dans le scénario 2	293
5.17	Effets des structures dans le scénario 3	293
5.18	Effets des structures avec des paramètres aléatoires	294

Table des figures

1	Synthèse de la thèse	12
2	Caractéristiques du bien "eau"	25
3	Chronologie du cadre légal de la tarification de l'eau domestique en France	29
4	Utilisation des méthodes par chapitres	41
1.1	Les acteurs de la ressource en eau	57
1.2	Carte des 5 départements de la région	61
1.3	Déroulé schématique de la méthode envoyé aux participants potentiels . . .	63
1.4	Cartographie des participants de l'étude	64
1.5	Grille de classement	65
1.6	Statistiques complémentaires sur les participants	66
1.7	Q sort composite du facteur 1	72
1.8	Q sort composite du facteur 2	74
1.9	Q sort composite du facteur 3	77
1.10	Q sort composite du facteur 4	79
1.11	Q sort composite du facteur 5	80
1.12	Réseau d'énoncés de désaccords principaux entre facteurs	82
1.13	Étapes de l'étude Q	102
2.1	Schéma du DEA sur le gaspillage du réseau d'eau	127
2.2	Concentration des abonnés par km de réseau	132
2.3	Carte des contrats de distribution	132
2.4	Carte de la concentration d'abonnés/km de réseau	133

2.5	Carte des performances relatives selon le nombre de km de réseau des communes	138
2.6	Carte des performances relatives selon le nombre d'abonnés des communes	140
2.7	Boîtes à moustache des scores d'efficience	145
3.1	Matrice de classification des <i>nudges</i> hydro-économes	178
3.2	Matrice des différents types de <i>nudges</i> hydro-économes	180
3.3	Grille de classement des images de <i>nudges</i>	187
3.4	Q sort composite du facteur 1	191
3.5	Q sort composite du facteur 2	193
3.6	Q sort composite du facteur 3	195
4.1	Exemple d'analyse de statique comparative sur des réseaux avec 4 usagers	221
4.2	Graphe circulaire	236
4.3	Graphe complet	236
4.4	Graphe linéaire	236
4.5	Graphe irrégulier	236
4.6	Graphe en étoile	236
5.1	Visualisation des fonctionnalités de l'interface sur Netlogo	264
5.2	Système du modèle	266
5.3	Code de la commande pour varier les structures de réseaux	271
5.4	Exemple d'interface du modèle Netlogo	273
5.5	Effets des normes dans différents scénarios	277
5.6	Effets des normes avec différents scénarios dans des réseaux denses	278
5.7	Visualisation des structures de réseaux en étoile, cycle et ligne	279
5.8	Effets des réseaux	281
5.9	Code de la commande pour calculer l'utilité d'extraction avec une norme par la moyenne	290
5.10	Code de la commande pour choisir la quantité extraite	290
5.11	Code de la commande pour varier la population	290
5.12	Code de la commande pour varier les connections entre agents	290

Introduction

La gestion de la ressource en eau est un des enjeux majeurs que traverse nos sociétés. Pour la seconde fois de l'année 2022, une des neuf limites planétaires vient d'être franchie. Il s'agit de celle du cycle de l'eau douce, désormais perturbé aux échelles planétaires et continentales par les activités humaines (Wang-Erlandsson et al., 2022). Pourtant abondante à l'échelle globale, la position spatiale de l'eau est source d'oppositions et de conflits d'usages dès lors que la répartition est hétérogène et insuffisante pour répondre aux besoins. Le stock d'eau séant pour répondre aux divers usages (domestique, agricole, industriel, énergétique, etc.) fait également face à des contraintes de temporalité et de saisonnalité à l'origine d'instabilités de l'approvisionnement. Posant les enjeux qualitatif et quantitatif de l'eau en opposant les avis des parties prenantes qui gravitent autour de la ressource, cette thèse a pour vocation de proposer des outils adéquats pour les décideurs publics. L'opacité qui pèse sur des solutions peu citées est ici affranchie en questionnant de manière coopérative et co-construite les attentes, les besoins et le rôle de chacun pour évincer les sources de gaspillage et de pollution. Pas d'omission des missions pour l'eau afin de préserver cette ressource au mieux, dans une optique tant de long terme que de court terme. Au bout : l'eau !

Cette thèse questionne les enjeux propres au bien eau dont le marché présente des particularités notables. Young (1986) souligne plusieurs caractéristiques de ce bien, présentées en figure 2 sur lesquelles cette thèse enrichit la réflexion existante. Le bien eau a plusieurs particularités. C'est un bien vital et indispensable qui ne dispose pas de substitut. De plus, il est essentiel pour toutes les productions tant industrielles qu'agricoles. Pourtant indispensable, ce bien est marchand mais sa valeur économique reste souvent

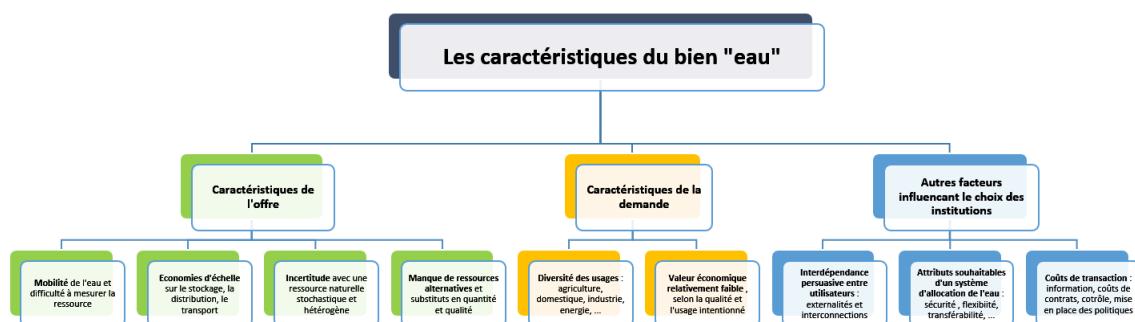


FIGURE 2 – Caractéristiques du bien "eau"

Source : Auteure, inspiré du papier de Young (1986).

faible. L'incertitude qui pèse sur la ressource et la diversité des usages sont préoccupants. Il est donc essentiel d'allouer et de réglementer son utilisation. La suite de cette introduction présente les différents instruments traditionnellement utilisés pour orienter son utilisation et le territoire étudié.

Les outils économiques traditionnels au service de la gestion de l'eau

Le cadre légal en France et dans la région

L'influence du cadre légal sur la protection des droits des usagers et des milieux aquatiques a grandement contribué à orienter la gestion de la ressource en eau en France et en Pays de la Loire. Les principales lois sont présentées ici.

Comme le souligne Nakhla (2013)[page 77], la loi de janvier 1992¹ a conditionné les évolutions pratiques de la fourniture d'eau et d'assainissement en introduisant davantage de concurrence entre les fournisseurs. Elle a aussi permis de diminuer la durée des contrats, pour encourager une actualisation des décisions plus fréquentes pour la gestion de l'eau et une baisse de prix. Cette loi a également permis d'instituer le SDAGE² et les SAGE³ toujours en vigueur actuellement.

D'après Nakhla (2013), plusieurs lois ont fait suite aux dispositions adoptées en 1992 concernant la tarification et les évolutions du réseau de fourniture d'eau et d'assainisse-

1. Loi 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau.

2. Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux

3. Le Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux, c'est une application plus précise et localisée du SDAGE

ment comme suit.

- **La loi Sapin**⁴ adoptée le 29 janvier 1993, pour la « prévention de la corruption et à la transparence de la vie économique et des procédures publiques » favorise la transparence économique des infrastructures d'eau et des systèmes de fourniture d'eau. Cela permet d'encourager la concurrence entre les opérateurs, qui bénéficient d'un monopole naturel et d'une législation souple sur les contrats.
- **La loi Barnier**⁵, adoptée le 2 février 1995, qui s'appuie sur le renforcement de la protection de l'environnement a également pour but d'encourager la responsabilité des usagers domestiques de l'eau et d'informer sur la qualité et le prix de l'eau avec la mise en place d'un rapport annuel accessible à tous.
- **La loi Mazeaud**⁶, du 8 février 1995, qui se concentre sur les marchés publics et la délégation de service public pour instaurer un cadre légal renforcé de la contractualisation des services d'eau potable et d'assainissement.
- **La loi du 12 juillet 1999** (Loi 99-586), relative au renforcement et à la simplification de la coopération intercommunale a amélioré la prise en charge coopérative des services d'eau potable et d'assainissement. Le développement des structures intercommunales encourage une baisse du prix de l'eau à travers des économies d'échelle induites par une taille croissante du réseau de distribution.

D'après Amigues (2020), la **Directive-cadre sur l'eau**⁷, sortie à l'échelle européenne en 2000, a bouleversé le système de fonctionnement français et les comportements d'utilisation de la ressource. Effectivement, cette directive qui vise à diminuer le gaspillage de la ressource, a aussi pour objectif d'atteindre un bon état écologique de l'eau. Elle a donc vocation à mettre sur le devant de la scène européenne des préoccupations environnementales. Amigues (2020) montre ainsi que cette loi nécessite de prendre en considération le

4. Loi 93-122 du 29 janvier 1993 relative à la prévention de la corruption et à la transparence de la vie économique et des procédures publiques.

5. Loi 95-101 du 2 février 1995 relative au renforcement de la protection de l'environnement.

6. Loi 95-127 du 8 février 1995 relative aux marchés publics et délégations de service public.

7. Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.

grand cycle⁸ de l'eau au détriment de l'approche centrée sur le petit cycle⁹ privilégiée auparavant. L'objectif d'intégrer les services écosystémiques pose alors des questions de cohérence avec les moyens déjà mis en place. Les évolutions sont d'autant plus compliquées qu'elles nécessitent à la fois de gros apports financiers mais aussi une compétence technique poussée dans le domaine.

Amigues (2020) distingue trois évolutions majeures du fonctionnement du système.

- La première est de s'inscrire dans une **logique complexe d'interactions entre écosystèmes et les indicateurs de bon état écologique**. Ces deux points soulèvent les liens qui existent entre le cycle de l'eau et les autres ressources naturelles et animales. Cela nécessite de prendre en compte, par exemple, la faune et la flore présente dans les rivières et la préservation des milieux aquatiques. Atteindre le bon état écologique requiert aussi que l'on doit le définir. Ainsi il est intéressant de parcourir les différentes interprétations de la Directive-cadre sur l'eau à l'échelle européenne et de voir que d'un pays à l'autre les attentes peuvent finalement être différentes. La création d'indicateurs doit ainsi permettre de fixer des bases, d'étudier les évolutions, de définir les objectifs du bon état écologique mais cela peut aussi servir à harmoniser les résultats et les cibles européennes pour les rendre conjointes et communes.
- La deuxième est **une grande variété des techniques d'intervention à développer et l'importance de l'ingénierie des procédés préventifs et curatifs**. Le passage à une gestion autour du grand cycle de l'eau perturbe les techniques d'intervention déjà mises en place et montre le besoin d'étendre les pratiques et les moyens financiers car la ressource est gérée de manière plus globale et implique plus d'interactions avec les écosystèmes extérieurs. Amigues (2020) souligne aussi la distinction préventif et curatif. Effectivement, jusqu'alors le traitement et la gestion de l'eau en France se fait davantage de manière curative pour dépolluer la ressource par exemple. Cependant une logique préventive est dans le viseur de la

8. D'après les agences de l'eau, le grand cycle est le cycle naturel de la ressource. Il comprend quatre phases : évaporation, précipitations, ruissellement, infiltrations.

9. L'office français de la biodiversité définit ce petit cycle comme le « parcours que l'eau emprunte du point de captage dans la rivière ou la nappe d'eau souterraine jusqu'à son rejet dans le milieu naturel. Il comprend le circuit de l'eau potable et celui du traitement des eaux usées ». C'est le cycle domestique de la ressource.

directive. Cela permet d'anticiper les dégradations de la ressource et leurs conséquences sur les écosystèmes avoisinants pour éviter les débordements et prendre en charge la gestion de cette ressource rare à sa source.

— La troisième est la **cohérence politique et son application dans le contexte français**. D'après Amigues (2020), le passage à une vision centrée sur le grand cycle de l'eau a trois implications.

1. Premièrement, il s'agit de créer une solidarité écologique de bassin et prendre en compte une approche écosystémique plus durable et responsable pour les milieux aquatiques dans leur ensemble.
2. Deuxièmement, il est essentiel de créer une gouvernance collective ouverte aux porteurs d'enjeux non élus. Effectivement, l'auteur montre l'importance de la prise en compte de tous les acteurs autour du grand cycle de l'eau et de la coordination entre eux. Cela rejoint complètement l'approche coopérative de la gestion de l'eau et l'enchevêtrement des actions des différents acteurs pour mobiliser toutes les initiatives et ces compétences ciblées.
3. Enfin, cette directive, dans son application au territoire français vise aussi le développement d'une culture de résultats. Cela repose sur l'effet d'apprentissage pour avoir une pleine connaissance des actions exécutées et de leurs réussites ou de leurs échecs.

Une dernière loi marquante pour la ressource en eau est la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques¹⁰ de 2006 (LEMA). L'article premier du chapitre premier de cette loi stipule que : « L'eau fait partie du patrimoine commun de la nation. Sa protection, sa mise en valeur, et le développement de la ressource utilisable, dans le respect des équilibres naturels, sont d'intérêt général ». La protection, la mise en valeur et le développement de la ressource utilisable sont autant de points essentiels pour garantir la qualité de l'eau avec la mise en place d'un assainissement efficace mais aussi des processus de dépollution sur une ressource sollicitée par divers usages qui dégradent sa qualité. Cette loi met aussi l'accent sur le respect des équilibres naturels qui ne peut passer que par une préservation

10. Loi 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques.

de la ressource et donc un effort environnemental pour préserver faune et flore. De plus cette loi accentue le caractère vital de la ressource et légitime encore davantage le droit à l'eau longuement discuté. Ce même article stipule que l'usage de l'eau appartient à tous et met en exergue « le droit d'accéder à l'eau potable dans des conditions économiquement acceptables pour tous ». Cela renvoie nécessairement à la question de la tarification de l'eau qui se doit donc de rendre accessible l'accès à l'eau.

Le premier article de la LEMA note également un tournant observé dans les choix tarifaires pour la gestion de l'eau qui se préoccupe davantage de la durabilité de la ressource et de sa disponibilité pour les générations futures. Dans cette dynamique sociale de long terme, d'après la LEMA : « les coûts liés à l'utilisation de l'eau, y compris les coûts pour l'environnement et les ressources elles-mêmes, sont supportés par les utilisateurs en tenant compte des conséquences sociales, environnementales et économiques ».

À l'échelle régionale, la LEMA prend également en compte les particularités régionales comme par la mise en place du Plan Loire, les contrats régionaux de bassins versants ou encore la loi sur la qualité de l'eau et les nitrates en région Pays de la Loire. La LEMA inclue aussi la préoccupation des zones humides régionales par « La prévention des inondations et la préservation des écosystèmes aquatiques, des sites et des zones humides ».

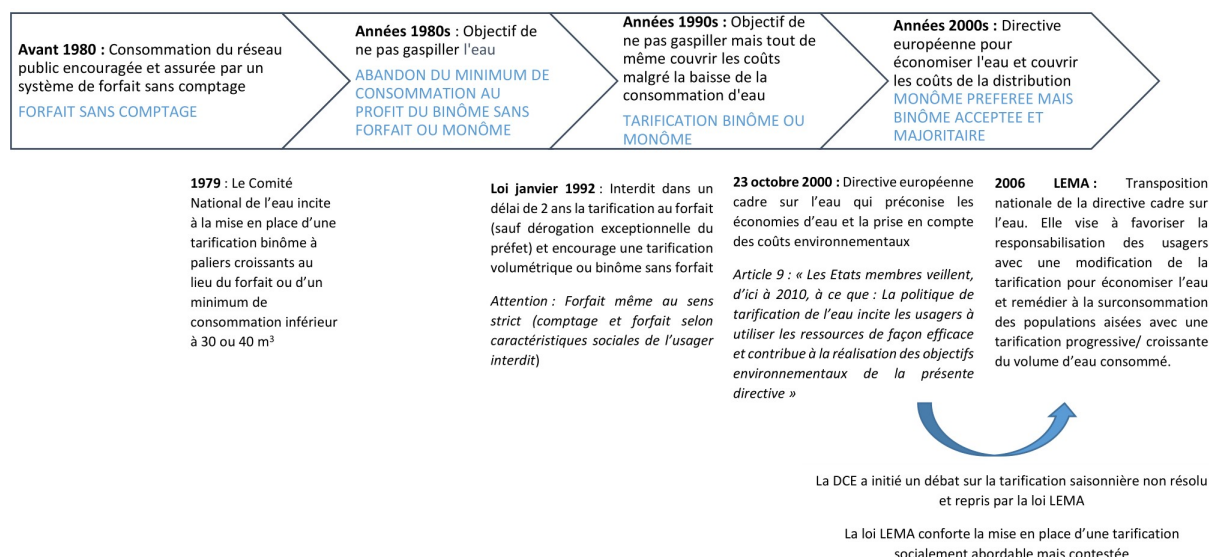


FIGURE 3 – Chronologie du cadre légal de la tarification de l'eau domestique en France
Source : Auteure, s'appuyant sur les travaux de Montginoul (2004, 2007).

Pour conclure sur l'aspect législatif de la gestion de la ressource, la figure 3 montre le lien étroit existant entre les lois adoptées et les modes de tarification de la ressource choisis

puisque le lien entre les deux est fort et donne les orientations politiques de la France et de la région pour gérer l'« or bleu ». Maintenant que le cadre légal a été introduit, il convient de s'intéresser aux autres leviers d'allocation et de préservation de la ressource en eau.

Taxes, quotas et subventions

Les instruments économiques de gestion de la ressource en eau en France sont multiples et répondent du principe budgétaire selon lequel « l'eau paie l'eau » (Carpentier et al., 2006). Effectivement le système français s'appuie sur les redevances pour équilibrer les paiements et les subventions afin de préserver la ressource. Il existe donc des instruments qui agissent sur les prix de la ressource. Tout d'abord, il est possible d'employer des taxes¹¹ (Pigou, 1920 ; Plott, 1966 ; Baumol, 1972). Plus spécifiquement, en 2019, selon l'Agence de l'eau Bretagne Loire, la répartition des montants payés par les usagers couvrait trois types de postes. Des redevances de pollutions étaient assumées comme suit :

- 0.72% payées par les éleveurs concernés pour la redevance de pollution ;
- 7.31% de redevances de pollutions diffuses payées par les distributeurs de produits phytosanitaires et répercutés sur le prix des produits ;
- 2.84 % de redevances de pollutions pour les industriels et activités économiques concernées ;
- 70% de redevances de pollution domestique payées par les abonnés.

Par ailleurs les redevances de prélèvements sont également importantes et suivent la distribution suivante :

- 2.31% de redevances de prélèvements payées par les irrigants ;
- 6.98% de redevances de prélèvements payées pour les activités économiques ;
- 9.23% de redevances de prélèvements payées par les collectivités pour l'alimentation en eau.

Ces deux premières sources de paiements renvoient à la dichotomie mise en lumière par Cavagnac et al. (2008), entre le principe pollueur payeur et le principe utilisateur payeur. Néanmoins, ces derniers auteurs soulignent que les redevances assumées par les consommateurs domestiques sont bien supérieures aux incidences réelles tant qualitatives que

11. Par exemple, les délégataires privés assument une TVA de 5,5% sur les factures d'eau, qu'ils doivent à l'État.

quantitatives qu'ils ont sur la ressource. Cela entraîne des comportements de passagers clandestins chez les autres types d'utilisateurs puisqu'ils n'assument pas leur impact à la juste valeur de la ressource.

Une troisième source de paiement de redevance est attachée à la modification du régime des eaux et inclut 0.60% des prélèvements qui proviennent de redevances pour la protection des milieux aquatiques, payées par les utilisateurs concernés (souvent des pêcheurs).

Ces montants prélevés ont vocation à préserver la ressource tant d'un point de vue qualitatif que quantitatif et font l'objet d'une redistribution ciblée par le biais de subventions. Par exemple, en 2020, selon l'Agence de l'eau Bretagne Loire, les subventions ciblaient différents postes comme suit :

- 2,85% pour la dépollution industrielle ;
- 17,07 % pour lutter contre les pollutions diffuses et protéger les captages ;
- 14,23% pour la gestion quantitative et les économies d'eau ;
- 32,52% pour l'épuration et la gestion des eaux de pluie ;
- 8,13% pour l'amélioration de la qualité du service d'eau potable ;
- 8,53% pour l'animation des politiques de l'eau, la sensibilisation aux enjeux de l'eau et la solidarité internationale ;
- 16,67% pour la préservation de la qualité et la richesse des milieux aquatiques.

La gestion budgétaire de la ressource en eau est donc basée sur ces redevances mais de nombreux autres instruments économiques sont utilisés pour allouer au mieux la ressource. Il est possible de distinguer les instruments normatifs à caractère coercitif des instruments de marché basés davantage sur les incitations. Ces premiers instruments comprennent notamment les restrictions quantitatives temporaires ou permanentes comme des autorisations de prélèvements données par les pouvoirs publics aux irrigateurs et la mise en place des volumes prélevables. Comme le soulignent Erdlenbruch et al. (2013), ces mesures peuvent aussi être remises en question par des arrêtés sécheresse qui limitent les autorisations de prélèvement. Il est également possible d'instaurer des quotas non échangeables pour allouer à chaque utilisateur une quantité d'eau à ne pas dépasser. Montginoul (1998)

souligne que ces quotas peuvent concerner tant un volume maximum prélevable, qu'un quota débit ou un quota temps limitant la durée de prélèvement. Enfin, il est également possible d'agir sur la qualité de l'eau avec des normes ou des obligations d'utilisations de technologies spécifiques par exemple pour contrôler les concentrations de polluants.

Les instruments de marché sont quand à eux multiples aussi. Ils peuvent passer par une régulation par l'approche tarifaire (Mayol et al., 2019; Montginoul, 2004, 2013), développée en détails dans le chapitre 2. Le prix de l'eau peut avoir une incidence sur la consommation bien que la demande y soit relativement inélastique, surtout pour l'eau agricole car les prix ne sont pas dissuasifs. Le tarif de l'eau peut aussi varier selon des taxes sur l'eau comme c'est le cas pour la TVA à taux réduit de 5.5% appliquée sur les volumes consommés. Par ailleurs, les marchés de l'eau avec des échanges de droit de propriété ou d'usage permettent de réguler la quantité en attribuant un montant maximal global à ne pas dépasser. Lorsque les volumes sont limités, les droits d'eau transférables permettent alors de réguler les besoins essentiels, auxquels on attribue un consentement à payer plus fort.

Tous ces instruments économiques, qu'ils soient normatifs ou de marché permettent donc de faciliter la gestion de la ressource en eau à sa juste valeur, et de la protéger de la surconsommation quantitative et de la dégradation qualitative. Néanmoins ces instruments présentent des limites car ils peuvent nécessiter un fort contrôle de la part des autorités publiques, s'avérer coûteux et difficiles à accepter publiquement par les consommateurs. Toutes ces alternatives doivent donc être étudiées pour mettre en oeuvre les plus efficaces.

Le territoire étudié

La région pays de la Loire s'étend sur 32 082 km² et représente environ 6% du territoire français pour 3,81 millions d'habitants, d'après les chiffres de 2019 de l'INSEE soit une densité de population d'environ 118 habitants par km²¹². Avec plus de 30 000 nouveaux habitants, la région Pays de la Loire se situe en troisième position en matière de croissance

12. La densité est inégalement répartie à l'échelle des départements : 205 habitants par km² en Loire-Atlantique, 114 habitants par km² en Maine-et-Loire, et moins de 100 habitants par km² dans les autres départements.

démographique annuelle. Face à ces évolutions rapides, la région doit s'adapter pour répondre à la demande croissante de la population en ressources naturelles, y compris pour les services d'eau et d'assainissement.

De plus, d'après l'Agence Régionale de Santé (ARS), les ressources hydriques disponibles sont inégalement réparties sur le territoire, composé des 5 départements suivants : Loire-Atlantique, Maine-et-Loire, Mayenne, Sarthe et la Vendée. Alors que la zone Est du territoire dispose d'une quantité d'eau souterraine importante, le reste de la région en est démunie et doit s'appuyer davantage sur les eaux superficielles de moins bonne qualité, qui nécessitent un (re)traitement coûteux et complexe. À titre d'exemple, en 2011, l'ARS Pays de la Loire recensait plus de 470 captages inégalement répartis sur le territoire (uniquement 35 en Vendée contre 145 en Sarthe). De plus, l'Agence Régionale de Santé souligne le caractère primordial de la Loire qui alimente 30% de la région en eau et dont dépend la garantie de la distribution d'eau. Les disparités en matière d'extraction d'eau et d'utilisation de la ressource sont alors variables d'un département à l'autre. Trois grandes tendances se dessinent :

1. **Une forte dépendance vis-à-vis de la Loire.** Les départements de Loire-Atlantique et de Maine-et-Loire, disposant de très peu d'eaux souterraines à cause des particularités des sous-sols (granite et schiste), présentent une forte dépendance aux eaux de surface et aux prélèvements dans la Loire (deux tiers de toute l'eau consommée en Loire-Atlantique, et 70% de toute l'eau consommée en Maine-et-Loire). Ainsi la fourniture de ces départements et leur consommation hydrique est menacée par la préservation du fleuve. Ces territoires, afin de ne pas être assujettis à la ressource d'eau provenant de la Loire, tentent de trouver des options de secours. C'est par exemple le cas de Nantes Métropole qui a décidé de réaliser une prise d'eau alternative dans l'Erdre.
2. **L'importance des barrages en Vendée.** Confrontée à des eaux souterraines en faible quantité et de mauvaise qualité, ce département fonde 90% de l'alimentation en eau sur des retenues et des barrages. Soutenue par les départements voisins de Loire-Atlantique et du Maine-et-Loire, la Vendée reste un territoire fragile au

regard de sa disponibilité en eau et se retrouve d'autant plus confrontée aux aléas climatiques et aux pollutions qu'elle repose sur des méthodes de stockage d'eau.

3. **Une ressource plus abondante et diversifiée dans l'est de la région.** La Mayenne et la Sarthe sont moins confrontées aux difficultés de la disponibilité en eau et aux tensions climatiques. Effectivement, la ressource est plus homogène sur ces territoires et les eaux souterraines sont présentes en quantité et en qualité importantes ce qui constitue un véritable atout pour le territoire. De plus, la Mayenne exploite de plus en plus la rivière de la Mayenne qui représente une source alternative de fourniture d'eau dans le département.

Ainsi la consommation d'eau de la région s'appuie sur plusieurs ressources hydriques pour garantir la sécurité de l'accès à l'eau. D'abord, la Loire constitue une ressource en eau primordiale pour la consommation du territoire grâce à son étendue géographique et la grande quantité d'eau qu'elle fournit. Si la région profite de cet apport, la tranquillité de la situation dissimule des problématiques cachées liées à la dépendance vis-à-vis de ce long fleuve.

De plus, une autre dépendance hydrologique vient du fait que les frontières administratives ne font pas obstacles aux transferts d'eau. Cela joue en faveur de la Loire-Atlantique qui reçoit de l'eau traitée par l'usine de Férel située dans le Morbihan, et en faveur de la Vendée qui en bénéficie également par l'intermédiaire de la Loire-Atlantique. Ces deux interdépendances montrent clairement que la sécurité d'approvisionnement, souhaitable dans un système d'allocation repose sur la transférabilité fragile du bien eau.

La qualité de la ressource au delà de sa disponibilité en quantité pose également question. L'exploitation de la ressource est discutée car la disponibilité des eaux souterraines généralement de meilleure qualité, est pauvre dans trois départements sur cinq. Seules la Sarthe et la Mayenne bénéficient d'eaux souterraines abondantes, et sont confrontées à des problèmes de plus en plus présents de pollution par les nitrates. Par conséquent, les eaux de surface restent les plus exploitées dans l'ensemble (60% en 2008 d'après l'Agence régionale de Santé) sur le territoire même si elles nécessitent un traitement complexe et généralement coûteux pour faire face aux pollutions, aux problématiques de ruissellement

et aux rejets des stations d'épuration.

L'objet de cette thèse

L'objectif des recherches conduites dans le cadre de cette thèse est de proposer des outils d'aide à la décision pour la répartition de la ressource en eau en région Pays de la Loire. Les travaux effectués montrent que l'eau est un enjeu partagé qui fait face à des besoins, des attentes et des priorités très disparates de la multitude d'acteurs qui gravite autour de la ressource (Chapitre 1). Il convient donc, tant sous le prisme de la distribution (Chapitre 2) que de la consommation (Chapitres 3, 4 et 5) d'envisager de nouvelles solutions pour préserver la ressource et la répartir de manière optimale.

Contributions

Une première étape de cette thèse consiste à comprendre les enjeux de la gestion de l'eau par le prisme contextuel de la région Pays de la Loire. Cette région calque son modèle de distribution et de tarification de l'eau sur le cadre national tant d'un point de vue légal que pour la fourniture des services d'eau, majoritairement déléguée aux opérateurs privés par les communes. De plus, un état des lieux régional de la ressource permet de prendre conscience du poids de l'incertitude qui pèse sur la disponibilité de la ressource. En effet, les inputs des stocks d'eau disponibles sont stochastiques et hétérogènes car soumis à des paramètres extérieurs comme la saisonnalité, les périodes de stress hydrique et la mobilité spatiale de la ressource naturelle. Il est donc astreignant de tenter de mesurer la disponibilité de la ressource et de l'allouer de manière optimale. La région des Pays de la Loire est fortement soumise à ces contraintes car les départements de l'Est sont fournis en eau de qualité souterraine et en quantité suffisante mais les départements littoraux de l'Ouest souffrent davantage de périodes de stress hydrique et de la faible qualité des eaux de surface exploitables. Ainsi, l'eau est inégalement répartie. Elle est parfois abondante dans certains endroits, mais souvent insuffisante dans les zones de concentration spatiale et démographique. Le morcellement de l'espace doit donc prendre en compte l'hydrocentrisme pour que le développement urbain puisse s'appuyer sur des critères hydrologiques

viables. Cela est d'autant plus vrai que les départements de l'Ouest en aval de la Loire sont assujettis à la mobilité de cette ressource qui dépend de l'utilisation faite par l'Est en amont. Cette première étape permet donc de comprendre la situation hydrique régionale et les enjeux auxquels elle est confrontée afin de pouvoir proposer des solutions optimales et garantir un approvisionnement en eau.

La deuxième étape interroge cette disponibilité limitée de l'eau en mettant en perspective la pluralité des décisionnaires concernés (décideurs publics, gouvernement, entreprises, ménages, etc.). Il est alors question de l'allocation optimale du stock et de l'adéquation qualitative et quantitative entre l'eau disponible et l'eau exploitable. Utilisée pour les usages domestiques, l'industrie, l'irrigation et l'énergie, l'eau peut aussi être un vecteur d'externalités en matière de santé, d'éducation, d'environnement et de pollution. Cette variété et cette interconnexion des usages nécessitent alors une coordination et un échange entre agents afin d'éviter les conflits d'usages inhérents à la surexploitation de la ressource. Cette thèse apporte des réponses en étudiant des priorités pour préserver la ressource et les moyens de le faire en se basant sur des représentations subjectives multi-acteurs de l'équilibre entre besoins et préservation. Elle offre ainsi un outil essentiel aux décideurs publics. Une entente se dégage sur certains leviers d'intervention et orientations futures à mettre en oeuvre en mettant en avant les différents profils de perceptions des acteurs, et les forts consensus ou désaccords existants. Ainsi la prise en compte des enjeux du changement climatique, des changements systémiques accompagnés en agriculture et de la lutte contre les pollutions sont trois orientations majeures essentielles pour les années à venir. À l'inverse, le stockage de l'eau et l'importance des données et des indicateurs de l'état de la ressource n'obtiennent pas l'unanimité. Cette deuxième étape, au plus proche des acteurs de terrain, permet alors de dresser le panorama des visions et des attentes subjectives des individus concernant cette ressource indispensable au dynamisme territorial. Par ailleurs, cette étape montre également que certains instruments peuvent venir compléter les outils économiques standards (quotas, taxes, subventions, etc.) en évitant les coûts de transaction de l'eau qui sont souvent très conséquents. Effectivement, les coûts de contrat, d'information et de contrôle sont parfois importants. La perception qu'ont les

usagers de l'eau de certains instruments de régulation peut s'avérer très négative et source d'incompréhensions. Ainsi cette deuxième étape dresse l'éventail des acteurs, de leur rôle et de leurs besoin du côté de la demande pour trouver les leviers de la préservation de la ressource.

Une troisième étape de cette thèse s'inscrit dans la lignée de la première et consiste à apporter de nouvelles solutions à la gestion de l'eau d'un point de vue de l'offre pour allouer au mieux cette ressource commune rare. Tandis que l'eau constitue une ressource vitale semi-renouvelable menacée par la surexploitation propre à la tragédie des biens communs (Hardin, 1968), elle se distingue de beaucoup d'autres biens car elle ne dispose d'aucun substitut ou d'alternatives en quantité ou en qualité. Cette rareté de la ressource peut alors induire des conflits d'usage et des périodes de stress hydrique lorsqu'elle est source de gaspillage ou de pollution. De plus, l'eau est un bien économique très spécifique car elle représente avant tout un besoin essentiel pour l'homme, c'est pourquoi sa monétarisation fait débat. Le juste prix de l'eau est donc sujet à controverse. Face à ces discordes, il est nécessaire de trouver des solutions de préservation de la ressource. Elles peuvent s'appuyer notamment sur une des caractéristiques majeures du bien eau : les économies d'échelles réalisables dans les actions de stockage, de distribution et de transport. Ainsi, cette troisième étape a vocation à proposer un cadre opérationnel pour optimiser la distribution de la ressource en eau, à l'origine de nombreux gaspillages. En adaptant les modèles de *Data Envelopment Analysis*, couramment appliqués pour effectuer des comparaisons des niveaux de prix (Carpentier et al., 2006 ; Le Lannier et al., 2012) pour les systèmes de distribution et de fourniture, la démarche est ici adaptée pour étudier l'efficacité selon les pertes en eau. À travers l'exemple des communes de Nantes Métropole, cette thèse explicite les déterminants des pertes en eau et propose des modes d'actions et d'urbanisation pour tendre vers une réduction des gaspillages sur le versant de la distribution. Les étapes suivantes s'attèlent à l'autre versant de la dichotomie entre offre et demande sur cette ressource naturelle et se concentrent sur la consommation.

Dans une quatrième étape, cette thèse se positionne du point de vue de la demande

pour questionner les gaspillages et de nouveaux outils économiques fondés sur les incitations individuelles. De manière générale l'eau possède une valeur économique relativement faible, et ce dans tous les usages qui en sont faits. Le prix de l'eau doit permettre de garantir le droit à l'eau et les besoins incompressibles des activités de production vitales, comme l'agriculture, à un prix non prohibitif. Néanmoins, cela est parfois à l'origine d'une surconsommation et d'un manque de prise en compte de la valeur réelle de l'eau. Il est donc intéressant d'implémenter des incitations à l'économie d'eau, indépendantes du système de tarification, de distribution et de réglementation de l'eau. Ainsi, le *nudge*, qui représente un outil peu coûteux et en essor dans la sphère économique est mobilisé. C'est une incitation pour orienter les comportements et décisions de consommation vers une option considérée plus vertueuse pour l'individu et son environnement sans imposer de choix d'incitation économique forte. Cette alternative permet d'orienter les comportements des consommateurs d'eau en faisant appel aux biais cognitifs pour améliorer la préservation de la ressource. Cela permet d'éviter la lourdeur des instruments de régulation standards, dont le manque de compréhension et la rigueur peuvent décourager les efforts de certains acteurs. Pour ce faire, plusieurs exemples de *nudges* ont été testés sur un échantillon de participants grand public afin de comprendre les déterminants de leur efficacité. Cela permet de mettre en avant également la considération du public ciblé par une politique publique. Le *nudge* mis en place doit s'y adapter pour ne pas avoir d'effet inverse et obtenir les résultats escomptés. Sur plusieurs exemples de *nudges* en lien avec l'eau, les perceptions des individus face aux *nudges* varient. Certains dispositifs sont plus ou moins appréciés et convaincants d'un individu à l'autre. Alors que certains usagers pensent que le *nudge* doit être facile, direct et impactant sans rendre coupable le consommateur, d'autres usagers adoptent une approche davantage holistique sur les conséquences de long terme du *nudge* et de ses implications. Un dernier profil de pensée mis en avant adhère au côté ludique et à la récompense induite par le *nudge* pour donner envie au consommateur de faire évoluer son comportement.

Une cinquième étape consiste à s'appuyer sur la norme sociale qui constitue un *nudge* ayant fait ses preuves dans des applications à grande échelle pour inciter les individus

à réduire leur consommation d'eau lorsqu'elle n'est pas indispensable. En effet, l'interdépendance persuasive entre différents utilisateurs de la ressource est également une caractéristique forte du bien eau, générant ainsi des externalités entre agents. Cette partie s'appuie donc sur la littérature académique en théorie des jeux et des réseaux, les jeux d'extraction de la ressource et l'impact des normes sociales. Cela permet d'affiner la formalisation des préférences individuelles des usagers de la ressource et d'étudier les effets de la norme sociale sur la consommation d'eau. Plus globalement, cela doit également permettre d'accompagner les régulateurs dans la mise en oeuvre de politiques publiques adaptées, pour encourager les comportements vertueux et tendre vers la préservation de la ressource.

Enfin une sixième et dernière étape de cette thèse s'appuie sur les cinq précédentes. Avec une approche méthodologique basée sur des modèles multi-agents, cette étape doit permettre d'étudier la diversité des agents qui utilisent la ressource et qui régissent son exploitation dans un environnement régional. En prenant en compte les attentes et les besoins des usagers mis en avant dans les étapes précédentes de cette thèse, il convient de déterminer les scénarios adaptés à la préservation de l'eau en Pays de la Loire en s'appuyant sur les effets des normes sociales. C'est essentiel pour la préservation de l'eau, répartie de manière hétérogène et de plus en plus sujette aux contraintes du changement climatique. Ainsi, les outils de régulation standard en économie sont complétés par de nouveaux outils qui offrent de belles perspectives lorsqu'ils s'adressent au public adapté. Toutes ces étapes ont vocation à accompagner les décideurs publics et servir de vitrine à d'autres territoires pour mettre en avant des solutions efficaces, fondées sur la participation de tous les usagers et distributeurs.

Articulation des chapitres

Pour réaliser toutes ces étapes de recherche, cette thèse s'articule en cinq chapitres, une conclusion et des annexes.

Le premier chapitre introduit les perceptions subjectives des acteurs régionaux de l'eau sur les moyens pour préserver et mieux gérer la ressource, grâce à une étude de terrain. Une

première section introduit le chapitre et la méthode Q, utilisée pour dresser le panorama des points de vue des acteurs. Une deuxième section introduit les avantages de l'utilisation de cette approche méthodologique. La troisième section présente les acteurs prenant part à cette étude de terrain et la quatrième présente sa mise en place. Une cinquième section présente les résultats et les profils de pensée pour une meilleure gestion de l'eau avant de conclure dans une sixième section.

Le second chapitre commence par une introduction sur la gestion de l'eau du point de vue de l'offre. Une seconde section présente la méthode utilisée pour optimiser cette distribution de l'eau. Il s'ensuit une troisième section sur les données utilisées dans notre cas d'étude sur l'agglomération nantaise. Une quatrième section discute les principaux résultats, et amorce la discussion et les prolongements qui font l'objet de la cinquième section. Une conclusion du chapitre est donnée en sixième section.

Les chapitres 3, 4 et 5 ne se placent plus du côté de l'offre mais de la demande. Ainsi, le troisième chapitre se concentre sur le *nudge*, un levier en pleine expansion pour promouvoir des comportements individuels vertueux. Ici par exemple, pour limiter le gaspillage de l'eau, il est question de comprendre quels sont les facteurs d'efficacité des *nudges* et les publics qu'ils peuvent cibler. La première section de ce chapitre introduit la notion de *nudge* avant d'évaluer les perceptions individuelles de l'outil et son acceptation publique dans une seconde section. La troisième section présente la mise en place de l'étude de terrain (ici également basée sur une méthode Q) et la quatrième section présente les différentes visions des consommateurs sur plusieurs exemples de *nudges*. Une dernière section conclut sur l'efficacité d'un *nudge* et l'importance de réfléchir à son *design* et le public ciblé lors de sa mise en place.

Le quatrième chapitre se concentre sur un type d'incitation et de *nudge* : la norme sociale. À travers une modélisation théorique, les différents effets des normes sociales et du conformisme sur les consommations d'eau sont analysés. Une première section introduit ce chapitre avant de présenter le modèle théorique qui constitue une deuxième section. La troisième section propose des propriétés d'équilibre et la quatrième fournit une analyse de statique comparative. Une cinquième section étudie le bien-être social sous l'effet des normes pour les consommateurs d'eau et la sixième section introduit des extensions du

modèle pour traiter de différentes situations réalistes telles que l'anticonformisme des individus, les différents types de normes sociales et les consommations de référence. Une dernière section conclut sur les contribution de ce chapitre théorique.

Le cinquième chapitre s'inscrit dans la lignée des deux précédents et propose une modélisation multi-agents avec un paramétrage hétérogène des consommateurs d'eau en reprenant les fondements théoriques du quatrième chapitre. Une première section introduit l'utilisation des modèles multi-agents sur les systèmes de consommation d'eau et la deuxième section présente le cadre conceptuel. La troisième section présente le modèle et le système d'extraction d'eau ainsi que les variables utilisées. La quatrième partie propose une analyse des résultats obtenus. Enfin, dans une cinquième partie, les commentaires conclusifs et les implications en matière de politique sont présentés.

Approches méthodologiques

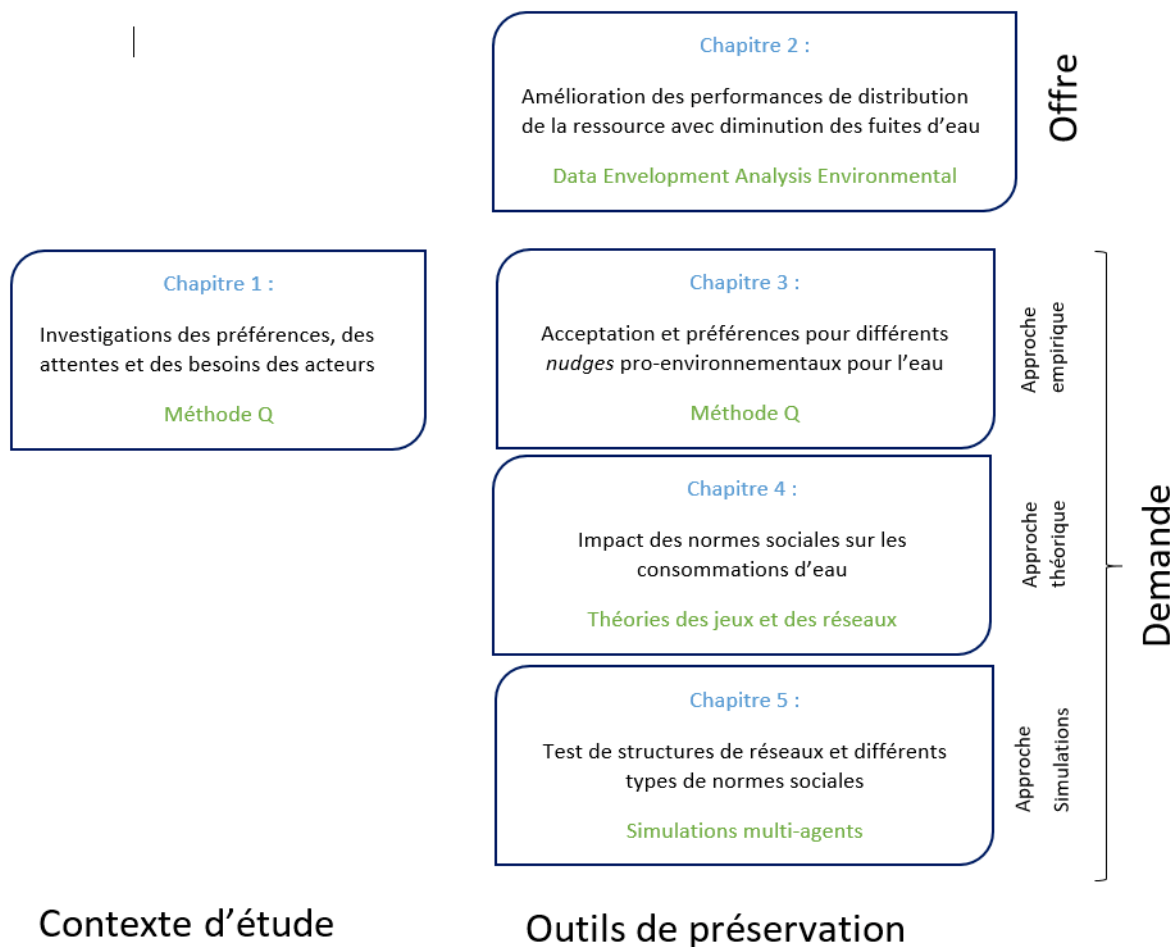


FIGURE 4 – Utilisation des méthodes par chapitres

Les approches méthodologiques employées dans le cadre de cette thèse reflètent le vaste éventail empirique et théorique qu’offrent les sciences économiques et sont présentées en Figure 4. L’étude de la complexité du partage de l’eau exploite cette large palette en cherchant à comprendre les priorités des acteurs de la ressource, les moyens d’améliorer les performances de distribution et les leviers pour éviter les consommations sous-optimales de l’eau.

Afin d’étudier les représentations subjectives des acteurs de la gestion de l’eau et des consommateurs, le premier et le troisième chapitres utilisent la méthode Q. Introduite par Stephenson (1953), elle permet de dresser un panorama des visions sur un sujet donné. Ici nous l’utilisons à deux égards. Le premier chapitre décrit la méthode et montre ses avantages en comparaison à d’autres approches de terrain. Dans ce premier chapitre, nous questionnons les visions des différents acteurs de la ressource en eau (associations, collectivités, Agence de l’eau, membres du Comité de bassin, consommateurs etc.) en leur demandant de prioriser les moyens de préserver et de mieux gérer la ressource en eau en région Pays de la Loire. Cela a permis de comprendre les consensus et désaccords existants, que l’on retrouve au sein de débats régionaux. Dans le troisième chapitre, la méthode Q est à nouveau utilisée, pour comprendre les visions subjectives du grand public sur divers exemples de *nudges* pour préserver la ressource en eau. Ce chapitre a permis de mettre en lumière les préférences individuelles des usagers de la ressource pour certains types de nudges, les biais cognitifs auxquels ils renvoient mais aussi les effets indésirables qu’ils peuvent entraîner. Ainsi, la méthode Q, considérée ici tel un complément exploratoire aux outils économiques traditionnels, est utilisée comme approche de terrain pour comprendre les visions des acteurs et des consommateurs de l’eau.

Du point de vue de l’offre en eau, afin d’améliorer les performances des réseaux de distribution, nous utilisons la méthode du Data Envelopment Analysis dans une démarche environnementale. Introduites par Farrell (1957), les études qui se basent sur cette méthode ont pour but d’évaluer les performances et s’inscrivent dans une démarche plus globale de conventionnement décrite par Canneva et al. (2011). Les comparaisons des

performances des entreprises, des systèmes, et des réseaux de distribution ou de consommation d'eau ont déjà été conduites dans la littérature (Le Lannier et al., 2012 ; Nicolle et al., 2014 ; Dong et al., 2018). Néanmoins, de nombreuses études s'intéressent davantage au prix de l'eau (Carpentier et al., 2006 ; Le Lannier et al., 2012) pour mesurer l'efficacité des réseaux et non aux gaspillages et aux fuites d'eau. Il est ici proposé une étude des performances environnementales, mesurant ainsi les gaspillages existants et les améliorations potentielles pour diminuer les fuites d'eau sur les réseaux de distribution. Cette méthode est appliquée sur le cas de Nantes Métropole pour comprendre les facteurs de performances.

Du point de vue de la demande, certains outils de gestion couramment utilisés (taxes, quotas, subventions, lois, etc.) font parfois face à des difficultés de mise en place et un manque d'acceptation par les acteurs de la ressource. Ainsi, d'autres incitations doivent être envisagées, dont celles s'appuyant sur la norme sociale, permettant de toucher de nombreux individus à moindre coût. Ce type d'incitation par la norme sociale a déjà été mise en place dans de nombreuses études de terrain (Datta et al., 2015 ; Chabe-Ferret et al., 2019 ; Earnhart et al., 2020) mais ses impacts sur les consommations d'eau n'ont été que trop peu discutés théoriquement. Ainsi, ce chapitre est avant tout une contribution théorique, à la croisée des littératures sur les normes sociales (Ushchev et Zenou, 2020), les réseaux (Jackson, 2010), et les modèles d'extraction d'eau (Ambec et Ehlers, 2008b). Le modèle développé permet de comprendre les impacts des normes sociales endogènes sur les consommations d'eau autour d'une ressource commune. Cette contribution permet donc de prendre en compte les préférences des extracteurs d'eau qui s'appuient sur les bénéfices et les coûts d'extraction, mais aussi les effets de voisinage et l'influence des pairs.

Enfin, dans la lignée du quatrième chapitre théorique, le cinquième s'appuie sur des modélisations multi-agents pour proposer une application numérique de notre modèle théorique. Les modèles multi-agents ont pour principal avantage de permettre l'hétérogénéité des agents et de pouvoir ainsi représenter les disparités présentes chez les consommateurs de la ressource. De nombreux modèles multi-agents ont déjà abordé la question

de la ressource en eau (Ali et al., 2017; Yuan et al., 2014; Zhao et al., 2013; Berger et al., 2007), mais sans nécessairement aborder la norme sociale, et en se centrant la plupart du temps sur un seul type de consommateurs. Dans notre modèle, nous proposons un cadre général d'étude dans lequel les paramètres sont calibrés pour correspondre aux consommations d'eau de la région.

Chapitre 1

Investigation subjective auprès des acteurs de terrain

1.1 Introduction

Depuis son cinquième rapport d'évaluation, le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) fournit un résumé à l'attention des décideurs publics. Ce résumé offre de grandes orientations et des recommandations environnementales, mais aussi une synthèse accessible des résultats scientifiques majeurs pour aider à résoudre les problématiques associées au changement climatique. L'efficacité de la mise en oeuvre de ces recommandations scientifiques requiert bien souvent l'acceptation publique des acteurs concernés, et les populations sont donc au coeur de l'adoption de ces évolutions environnementales. Par conséquent, il est essentiel de comprendre les perceptions des différents acteurs qui mettent en place ou sont sujets des politiques environnementales.

Afin d'étudier ces représentations et ces attentes tant individuelles que collectives, la méthode Q est une approche adaptée (Barry et al., 1999). Introduite par Stephenson dans les années 1930, cette méthode capte les perceptions subjectives des individus sous les prismes à la fois qualitatif et quantitatif pour créer un état des lieux des visions sur un sujet défini (Stephenson, 1953). La littérature existante montre la complémentarité entre cette approche méthodologique et les outils économiques traditionnels (Baker et al., 2006 ;

Wainger et al., 2017). Si certaines études Q existent déjà dans le domaine de l'économie de l'environnement (Barry et al., 1999 ; Frantzi et al., 2009 ; Cuppen et al., 2010 ; Davies et al., 2012 ; Lévesque et al., 2019), ce chapitre vise à consolider son utilisation et montrer ses implications potentielles pour les décideurs publics.

Par ses travaux, Durning (1999) a contribué à développer les usages de la méthode Q dans l'analyse des politiques publiques, mettant en avant un changement de paradigme, d'un schéma objectif traditionnel vers une approche post-positiviste encourageant la prise en compte de la subjectivité des représentations individuelles. Selon lui, la méthode Q peut jouer un rôle clé pour guider l'analyse des politiques publiques vers davantage de considération des perceptions individuelles des acteurs de ces politiques. Ainsi, il souligne cinq usages centraux de la méthode Q en analyse des politiques publiques. Nous les transposons ici sur des exemples concrets développés dans la sphère environnementale.

Tout d'abord, Durning (1999) affirme que la méthode Q s'avère utile pour **obtenir des informations sur le contexte et les enjeux des politiques étudiés**. En économie environnementale, notamment lorsque les acteurs ont des divergences d'intérêts sur le partage d'une ressource, cela peut s'avérer particulièrement utile. Par exemple, Lévesque et al. (2019) montrent les différences de perception sur la régulation allouant l'eau du lac Saint-Pierre (Canada), à l'origine de conflits d'usage. Ici, le contexte historique et culturel du partage entre fermiers, pêcheurs et industriels est essentiel pour comprendre l'acceptation ou le rejet des politiques implémentées.

De plus, Durning (1999) montre que la méthode Q peut à la fois **aider à définir le sens des critères de non-efficacité d'une politique publique** mais aussi **capturer les différentes définitions d'un même problème au sein d'un groupe d'acteurs**. Par exemple, selon Bischoff-Mattson et al. (2018), en politiques environnementales, la définition de la « justice pour l'eau » et les droits à l'eau des populations indigènes conditionnent l'efficacité de l'allocation de cette ressource. De plus, les acteurs économiques de la gestion de l'eau et leurs propres intérêts orientent les problèmes de partage de la ressource, à cause des besoins différents des usagers. Ainsi, l'efficacité et la justice des politiques publiques implémentées sont questionnées par les divergences d'intérêts collectifs

et individuels. L'utilisation de la méthode Q dans ce contexte est d'autant plus pertinente que Barry et al. (1999) montrent que le succès de la mise en place d'une politique et son acceptation publique s'appuient sur la connaissance qu'ont les décideurs publics des points de vue existants dans la société.

Par ailleurs, Durning (1999) poursuit en indiquant que la méthode Q peut **aider à identifier les préférences de différents groupes**. C'est le cas notamment dans les analyses de terrain conduites par Forouzani et al. (2013) et Ward (2013). Dans leur papier, Forouzani et al. (2013) obtiennent sept profils clairement séparés en deux groupes : alors que certains sont principalement composés d'agriculteurs, les autres profils regroupent davantage les experts de la ressource, qui ont une vision différente sur la notion de pauvreté de l'eau agricole.

Durning (1999) évoque un dernier usage de la méthode Q en politiques publiques : la méthode Q **peut assister dans les évaluations des politiques**. C'est notamment le cas pour comprendre l'efficacité des politiques après leur mise en place. Par exemple, Frantzi et al. (2009) tentent de comprendre l'efficacité des politiques de coopération internationale sur le plan d'action méditerranéen et la diplomatie environnementale à travers la méthode Q. Ainsi cette méthode permet de voir *ex ante* ou *ex post* ce qui fonctionne dans la mise en place d'une politique publique.

Ces cinq usages de la méthode soulignent l'utilité d'une telle méthodologie dans une phase exploratoire et en complément d'autres outils économiques. Grâce à cette méthode, ce chapitre vise à comprendre en profondeur les perceptions des acteurs sur la préservation de la ressource en eau, afin d'établir des recommandations en phase avec le terrain et acceptées publiquement. Ce chapitre répond à plusieurs questions d'intérêt collectif. Comment donner du pouvoir aux discours des acteurs dans la mise en place des politiques économiques environnementales ? Comment l'outil méthodologique utilisé ici permet d'orienter la calibration de scénarios pour guider les décideurs publics à résoudre les problématiques environnementales auxquels ils font face ? Plus spécifiquement, comment la gestion de l'eau régionale en Pays de la Loire illustre le pouvoir de la méthode Q pour favoriser l'acceptation et l'efficacité des politiques publiques visant à préserver la ressource ?

Pour répondre à ces questions, ce chapitre introduit un cadre conceptuel et empirique pour l'utilisation de la méthode Q dans les politiques économiques environnementales (Section 1.2). Ensuite, le contexte et la méthode sont décrits en se concentrant sur notre étude de cas : la gestion de l'eau en région Pays de la Loire (Section 1.3). Puis, les principaux résultats de notre étude de cas sont présentés (Section 1.4) et ouvrent la discussion sur des scénarios d'intervention publique en faveur d'une meilleure gouvernance de l'eau. La dernière partie conclut sur l'importance des discours et des perceptions subjectives qui apparaissent à travers la méthode Q en économie environnementale.

1.2 Cadre conceptuel : L'utilité de la méthode Q dans les politiques environnementales

Vocabulaire

Concours : *"The conversational possibilities for any subjective notion, idea, wish, dream etc., are defined by concurrence"* (Stephenson, 1981).

Q set (ou Q sample) : échantillon d'énoncés (ou d'images, de sons, etc.) proposé aux participants dans le processus de tri.

P set (ou P sample) : ensemble des participants de la population de l'étude.

Q sort : grille suivant une distribution forcée de tri des énoncés/items dans une .

Exemple pour décrire le fonctionnement de la méthode

- Un univers thématique est défini au préalable : ici, les moyens pour préserver et mieux gérer la ressource en eau.
- Le concours rassemble tous les items (images, énoncés, sons etc.) trouvés sur la thématique. Ces énoncés sont ensuite sélectionnés ou supprimés pour garder les plus importants.
- Une phase de tri avec chaque participant est ensuite conduite dans une grille avec une distribution normale forcée. Par exemple dans la grille suivante, les individus doivent positionner un énoncé dans chaque case selon leur importance pour préserver et mieux gérer l'eau.

[illegible]

- Un entretien qualitatif est conduit pour mieux comprendre les choix.
- Les résultats des grilles de tri individuelles sont ensuite analysés pour voir les similitudes ou les différences de pensée entre participants.
- Enfin, le panorama des grandes visions sur l'univers thématique est établi à travers une analyse factorielle.

Pourquoi choisir la méthode Q plutôt que d'autres méthodes qualitatives ?

De nombreuses méthodes qualitatives sont fréquemment utilisées par les économistes, telles que les entretiens approfondis, les *focus group*, les témoignages et des observations de terrain (Starr , 2014). Néanmoins, ce chapitre met en oeuvre la méthode Q pour ses différents atouts. En effet, la méthode Q combine à la fois une récolte de données avec un format standardisé dans une grille que l'on appelle Q sort et des entretiens qualitatifs. Le résultat de la collecte de données permet donc flexibilité et souplesse. Starr (2014) justifie l'utilisation des données qualitatives par les économistes par de nombreuses raisons que l'on peut transposer à l'usage de la méthode Q.

- Elle peut être utile si des questions clés restent non résolues après de nombreuses études quantitatives, ce qui est le cas de la gestion de l'eau tant le sujet est vaste et débattu.
- L'utilisation de la méthode Q peut également contribuer à la compréhension de la complexité d'un sujet et de la variété des opinions individuelles, alors qu'il est plus difficile de la saisir par le biais de l'individu moyen (ou représentatif).
- La méthode Q (comme de nombreuses méthodes qualitatives) ne suit pas le principe selon lequel un plus grand nombre d'individus est nécessairement préférable. Elle construit intentionnellement le P set (ensemble des participants à l'étude) pour prendre en compte toutes les dimensions de la population étudiée à travers un petit échantillon.

De plus, la méthode Q remet en cause trois critiques courantes chez les économistes sur les méthodes qualitatives, présentées par Starr (2014). Premièrement, Gauttier (2017) montre que cette méthode permet d' « *objectiver la subjectivité du chercheur dans la recherche interprétative* » en palliant à l'influence indésirable du chercheur sur les résultats. L'aspect entièrement reproductible et transparent du processus de recherche en est à l'origine. De plus, la construction des facteurs opérants provient d'analyses mathématiques et statistiques rigoureuses et de critères explicites. Cela écarte certains biais habituellement inhérents au chercheur qui conduit l'étude (Gauttier, 2017). Le design de recherche est décrit et énoncé de sorte qu'il atténue l'influence potentielle du chercheur dans la collecte

et l'exploitation de données.

Deuxièmement, Starr (2014) montre que la qualité des informations auto-déclarées dans les études qualitatives est potentiellement problématique si la compréhension du sujet étudié par les répondants est insuffisante, ou si certains individus ne souhaitent pas répondre à certaines questions. Pour s'affranchir de cette limite, de nombreuses solutions existent dans la méthode Q, qui sont utilisées dans notre cas d'étude. D'une part, les chercheurs peuvent garantir la confidentialité et l'anonymat en utilisant un protocole strict. D'autre part, la grille de tri (Q sort) est construite avec une zone neutre où les agents peuvent placer les déclarations s'ils n'ont pas d'opinion à l'égard de ces items. De plus, le chercheur peut expliquer les affirmations aux répondants et répondre aux questions sur le sujet étudié afin que tous les éléments soient compris de tous. Le processus de tri des énoncés du sujet incite à maintenir le non-jugement des chercheurs, car après avoir reçu des instructions, les répondants trient simultanément et en autonomie tous les énoncés dans une grille en fonction de leur propre subjectivité. Il n'y a pas de bonne ou de mauvaise réponse. Enfin, les chercheurs peuvent s'assurer que les répondants sont bien informés grâce à une bonne sélection du P-set en amont. Par exemple, dans notre étude, une grande majorité de répondants était directement concernée par les questions d'eau dans ses activités professionnelles.

Troisièmement, Starr (2014) souligne que les autres méthodes qualitatives relèvent davantage de la description que de l'explication. Ce n'est pas le cas de la méthode Q qui permet de combiner description et explication. Notons que l'objectif d'une étude Q est de décrire tous les points de vue et ne suit pas nécessairement une méthode hypothético-déductive. Gauttier (2017) montre que la force de la méthode Q repose sur le fait que « l'interprétation des données qualitatives est ouverte à l'analyse contradictoire puisque tout le processus est retracé ». Les entretiens conduits après le classement des items permettent aux participants d'expliquer leurs choix. Ainsi, avec la méthode Q, toutes les nuances et la richesse des opinions sont respectées, car la méthode décrit en détail les schémas de pensée subjectifs.

Un cadre contextuel basé sur les acteurs

De nombreux auteurs se sont déjà interrogés sur l'utilisation de la méthode Q en tant que méthode complémentaire basée sur les acteurs qui peut enrichir la recherche en économie et l'analyse des politiques publiques (Durning, 1999). Selon Baker et al. (2006), la méthode Q est une méthode complémentaire fiable, car elle combine à la fois une profonde subjectivité avec l'analyse factorielle et les corrélations et elle se fonde aussi sur une approche mathématique et statistique. Selon ces auteurs, cette double approche enrichit les outils économiques sans la critique habituelle sur l'analyse des données du « mystère de la classification ». En effet, la méthode Q remplit les cinq caractéristiques définies par Hermans et al. (2009) sur les méthodes basées sur les acteurs.

- Elle peut fournir une vue d'ensemble comparative des multiples acteurs investis.
- Elle peut également s'appuyer sur une ou plusieurs dimensions de la mise en place d'une politique publique multi-acteurs.
- Les études Q déjà conduites dans la littérature sont décrites avec suffisamment de détails pour être reproductibles.
- Une telle méthode doit avoir prouvé son utilité pratique pour analyser le rôle des acteurs dans l'élaboration de la politique publique réelle.
- Elle doit faire l'objet d'un examen scientifique avec des publications sur ses développements et ses utilisations.

La méthode Q respecte en effet ces pré-requis. Ainsi, elle représente une méthode robuste et scientifiquement fiable pour élaborer un état des lieux des visions sur les questions environnementales, en s'appuyant sur les acteurs concernés.

De plus, Raadgever et al. (2019) renforcent cette idée en affirmant qu'« *une vue d'ensemble des perspectives des acteurs peut être utile dans la gestion des ressources naturelles* ». Cela permet d'identifier les différences d'intérêts individuels entre plusieurs extracteurs d'une ressource commune. L'éventail de perspectives que permet de dresser une étude Q est un moyen d'élaborer des scénarios en phase avec les attentes des parties prenantes. Cette option est exploitée dans notre propre étude pour mieux connaître les moyens et les outils économiques (quotas, taxes ou subventions, etc.) à mettre en oeuvre

en matière de gouvernance de l'eau, puisque la construction de scénarios d'intervention peut prendre racine dans les attentes des acteurs.

Lorsque les avantages de la méthode surpassent ses limites

Baker et al. (2006) montrent que la méthode Q pallie les critiques habituelles sur la subjectivité par la transparence mathématique, et souffre moins des limites de l'analyse des données et des biais de classification. De plus, ces auteurs admettent que la méthode Q prend du temps avec des entretiens en face à face, le choix du Q-set (ensemble d'items ordonnés par les participants dans une grille), et la sélection de participants volontaires appropriés. Cependant, ces auteurs soulignent également la nécessité d'un petit nombre de participants pour obtenir une significativité statistique, car chaque Q sort rempli (résultat du processus de tri des déclarations dans une grille) fournit une énorme quantité de données.

De plus, la méthode Q n'est pas basée sur la représentativité mais sur la construction de la structure globale de pensée sur une thématique donnée, à petite échelle (petit échantillon de participants). Cependant, avec l'hypothèse de la « *finite diversity* » (Barry et al., 1999), selon laquelle il n'y a pas autant de discours et de façons de penser que de participants, cette limite peut être dépassée.

En termes de politiques environnementales, cette méthode à petite échelle est adaptée à la proximité des problèmes. La méthode Q peut guider la mise en oeuvre de politiques publiques en s'inspirant des attentes des acteurs, des préoccupations du groupe étudié et du contexte local (Barry et al., 1999). Cela favorise l'acceptation des politiques de deux manières : en comprenant les zones de consensus d'une part ou en ayant connaissance des désaccords d'autre part, de sorte que les décideurs publics savent sur quels individus ils peuvent s'appuyer pour mettre en oeuvre une politique publique. Un autre avantage de la méthode est la diversité des domaines et l'infinité des sujets que l'on peut traiter. Il est possible d'utiliser une variété de supports très étendue afin d'éveiller les perceptions subjectives des individus (des énoncés, des images, des objets et des sons par exemple). Selon Baker et al. (2006), il est même possible de mener des études dites « intensives »

avec un petit échantillon de participants, mais qui remplissent plusieurs grilles de tri (Q sorts), sous différentes conditions d'instructions. Il existe également quelques études longitudinales dans la littérature, qui permettent de comprendre l'évolution des perceptions dans le temps en gardant le même processus de Q sort et les mêmes participants (Davies et al., 2012).

La méthode Q pour comprendre les interactions entre les parties prenantes d'une politique publique

Dans une certaine mesure, cette approche méthodologique permet une évaluation des interactions et du pouvoir des parties prenantes impliquées dans la mise en place d'une politique publique environnementale. Cela est particulièrement utile pour le partage d'une ressource environnementale commune.

Dans cette optique, Frantzi et al. (2009) montrent que l'efficacité d'une politique publique s'appuie fortement sur la prise en compte des visions des acteurs et des conflits existants. Le lien entre les deux est évident, puisque la mise en place d'une politique efficace nécessite à la fois son acceptation publique et l'adhésion des usagers (Barry et al., 1999; Ward, 2013; Iribarnegaray et al., 2014). Ainsi, cette méthode met en lumière les visions et les attentes des parties prenantes sur un sujet, ce qui s'avère indispensable pour construire une politique publique efficace et acceptée.

La méthode Q s'appuie aussi sur l'importance de la coopération pour créer du dialogue entre acteurs et pour trouver des consensus. Ainsi, Frantzi et al. (2009), parmi d'autres auteurs, ont montré que la coopération peut mener à un accord multi-latéral sur les problématiques environnementales. L'importance de la coopération entre acteurs est aussi soulignée par l'étude Q de Stevenson (2019) sur l'économie politique « verte » avec un large échantillon de participants (société civile, ONG, scientifiques, etc.). Un des profils trouvé dans cette étude s'intitule « réformisme coopératif » et souligne la nécessité prégnante de coopérer sur les réformes mises en place dans le système éco-environnemental, en vue d'améliorer leur durabilité.

Comme le montrent Cuppen et al. (2010), il est souvent difficile de trouver un accord entre acteurs car leurs positions sont discordantes sur les politiques d'allocation des ressources à mettre en place. La méthode Q peut alors être considérée comme un outil exploratoire afin de comprendre les points de vue, de telle sorte que les parties prenantes puissent connaître leur vision et celles des autres participants. Il est utile d'obtenir cet état des lieux des perceptions sur un sujet afin d'introduire un dialogue. C'est suivant cette idée que Cuppen et al. (2010) utilisent la méthode Q, afin d'introduire et de comprendre les perceptions des individus sur l'utilisation de la biomasse dans le secteur de l'énergie aux Pays-Bas. Leur étude Q a constitué une première phase de sélection de participants afin que chaque connaissance, influence passée, fonction, attente et vision soit équitablement représentée et défendue dans la discussion finale sur le sujet. Ainsi, cette méthode complémentaire et exploratoire permet d'affiner la sélection des acteurs en vue de co-construire les politiques. La méthode accompagne donc le chemin menant de la discorde à la discussion et la coopération grâce aux consensus existants.

Évidence empirique : Un aperçu de la méthode Q dans les questions et politiques environnementales

La méthode Q a prouvé empiriquement sa fiabilité pour capter les discours sur les questions environnementales à travers diverses applications présentées en annexe (Tableau 1.2). Elle met en évidence les comportements des consommateurs, les conflits d'usage autour d'un bassin commun, les questions de réglementation, etc. Grâce à l'adaptabilité et la pertinence de la méthode en matière de politiques publiques environnementales, nous tentons d'apporter de nouvelles perspectives par rapport aux études précédentes. Premièrement, notre étude mobilise une grande variété d'acteurs des ressources en eau. Nous ne nous concentrons pas sur un seul usage, comme c'est souvent le cas dans les articles portant sur l'agriculture (Davies et al., 2012 ; Forouzani et al., 2013) ou sur l'eau domestique (Asquer, 2014 ; Ormerod, 2019). Nous étudions l'eau dans son ensemble pour évaluer les conflits d'usage à grande échelle, et pour comprendre les priorités en cas de pénurie d'eau.

Maintenant que la méthode a été présentée, il convient de décrire les acteurs sur

lesquels s'appuie notre étude Q de la ressource en eau en région Pays de la Loire. Une vaste palette d'acteurs de l'eau à l'échelle régionale est donc offerte dans la section suivante.

1.2.1 Les acteurs investis dans la gestion de l'eau sur le territoire d'étude

Les acteurs de la gestion de l'eau en région Pays de la Loire s'inscrivent en majeure partie dans le cadre national français et sont soumis à une réglementation et une hiérarchie commune. Le Centre d'information sur l'eau, reconnu par les entreprises et les acteurs institutionnels à l'échelle nationale pour ses actions d'information sur la ressource et son assainissement, liste les différents acteurs de l'eau et leurs principaux domaines d'action. Il distingue ainsi quatre principaux types d'acteurs représentés sur le schéma suivant en Figure 1.1.

En vert sont représentés les acteurs qui correspondent au cadre réglementaire appliqué sous les directives générales de l'Etat¹. En bleu sont représentés les acteurs qui relèvent de la planification effectuée par les organismes et le Comité de bassin² (coté offre en eau). Les acteurs en jaune, représentent les utilisateurs et consommateurs de la ressource en eau pour divers usages³ (coté demande en eau). Les acteurs représentés en gris ont pour fonction de mettre en oeuvre les directives des collectivités territoriales⁴.

1. Voir tableau 1.7 en annexe pour un descriptif détaillé de leurs fonctions

2. Voir tableau 1.8 en annexe pour un descriptif détaillé de leurs fonctions

3. Voir tableau 1.9 en annexe pour un descriptif détaillé de leurs utilisations

4. Voir tableau 1.10 en annexe pour un descriptif détaillé de leurs fonctions

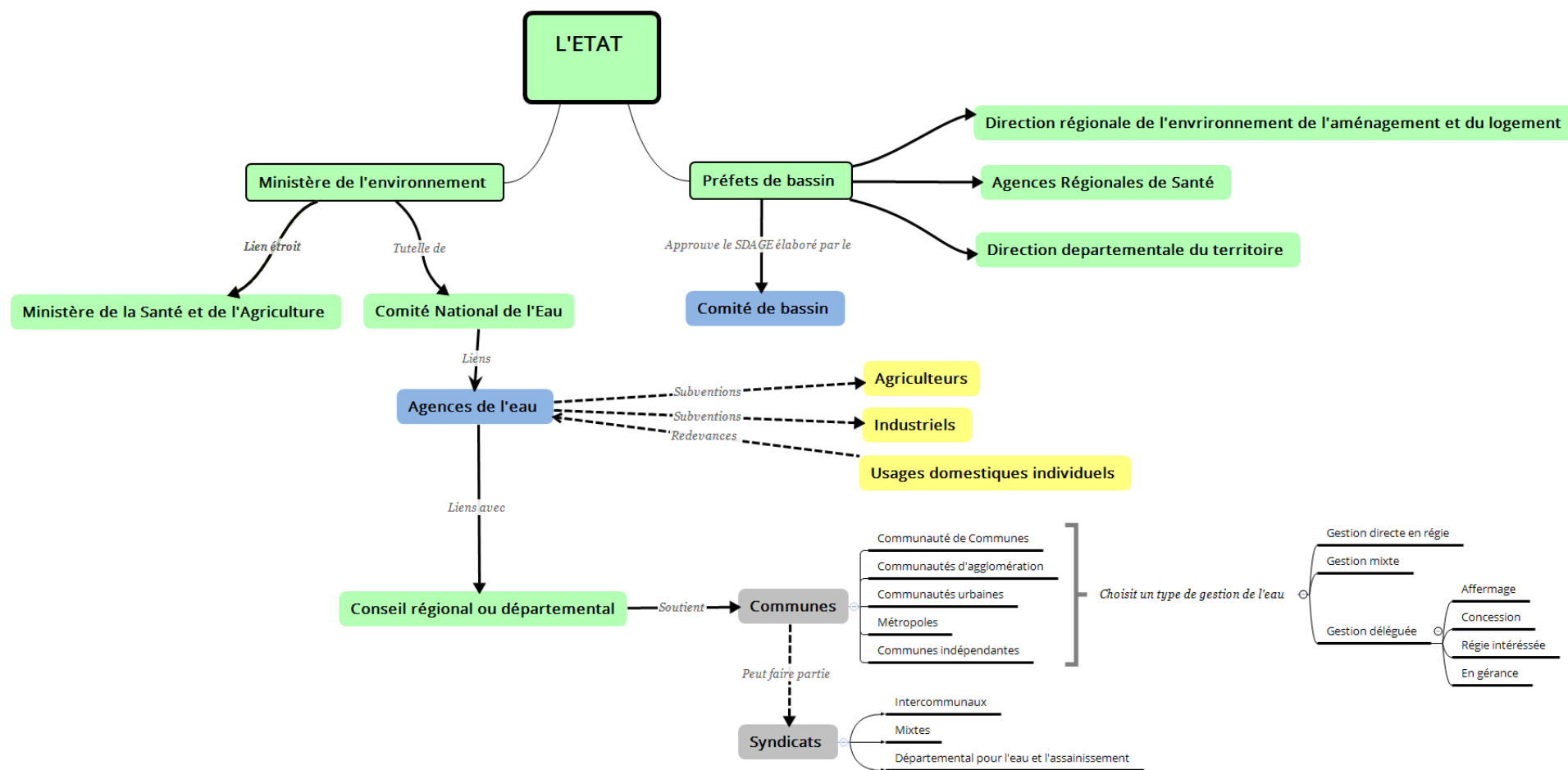


FIGURE 1.1 – Les acteurs de la ressource en eau

La planification effectuée par les organismes et le Comité de bassin est adaptée au contexte local. La région Pays de la Loire dépend de l'Agence de l'eau Loire-Bretagne qui occupe 28% du territoire et regroupe donc plusieurs régions (Bretagne, Normandie, Centre-Val de Loire, Nouvelle-Aquitaine, Bourgogne-Franche-Comté et Auvergne-Rhône-Alpes pour tout ou partie). Elle s'inclue alors intégralement dans le bassin Loire Bretagne qui correspond davantage à une définition géographique naturelle autour de la Loire qu'à une entité administrative liée au découpage des régions. L'agence de l'eau revendique un plan d'actions scindé en trois objectifs principaux.

- La protection de la ressource en eau et des milieux aquatiques.
- Le soutien des élus et des usagers de l'eau.
- La considération des enjeux émergents tels que le réchauffement climatique et la préservation de la biodiversité.

La région Pays de la Loire dépend également du Comité de bassin Loire-Bretagne défini sur le même territoire que l'agence de l'eau. Il comprend 190 représentants dont 40% de collectivités, 40% d'usagers de l'eau et 20% de représentants de l'État. Ses fonctions principales reposent sur la conception et la mise en place du Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) pour une durée de 6 ans, en donnant un avis sur les Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) mis en place à l'échelle locale afin de répondre aux contraintes d'application du SDAGE.

La région Pays de la Loire dépend aussi de la délimitation du bassin Loire-Bretagne pour son préfet de bassin. Ainsi, le préfet coordonnateur du bassin Loire-Bretagne applique les politiques décentralisées de l'état à l'échelle du territoire en suivant les directives pour le contrôle et la gestion de l'eau. Pour remplir ses missions, il est aidé par les préfets de région et de département, notamment pour approuver le SDAGE et les SAGE mis en place à l'échelle locale.

Le cadre réglementaire et les politiques de l'état sont également mis en place par des délégations purement régionales. Ainsi certains acteurs ne dépendent plus du territoire géographique naturel du bassin Loire-Bretagne mais bien des délimitations régionales et départementales. Trois principaux acteurs sont dans ce cas : la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL), l'Agence Régionale de

Santé Pays de la Loire et la direction départementale du territoire. Ce dernier acteur est contraint à une adaptation départementale aux propriétés géographiques locales. Par exemple, l'aspect maritime présent en Loire-Atlantique lui a valu un nom adapté : Direction départementale des territoires et de la mer.

Le cadre réglementaire légal est également assuré par le conseil régional des Pays de la Loire et les conseils départementaux qui ont vocation à apporter un soutien technique et financier. À titre d'exemple, on peut citer la mise en place du Plan Loire et du programme de restauration de la Loire Amont.

Concernant l'utilisation de la ressource en eau, la région Pays de la Loire présente les mêmes catégories d'utilisateurs qu'à l'échelle nationale, mais dans des proportions différentes. Les chiffres de l'année 2012, disponibles via l'Agence de l'eau, montrent que la ressource est prélevée sur le territoire régional pour quatre usages principaux classés ci-dessous par ordre de volume d'eau prélevés croissants.

- L'industrie prélève 29 021 milliers de m³ dont 19 802 en eaux superficielles (eaux de surface) et 9 218 en eaux souterraines.
- L'agriculture et l'irrigation nécessitent un prélèvement de 150 207 milliers de m³ dont 80 650 en eaux superficielles et 69 557 en eaux souterraines.
- L'usage domestique qui représente 261 278 milliers de m³ dont 147 786 en eaux superficielles et 113 492 en eaux souterraines.
- Le plus gros volume de prélèvement revient à la production d'énergie avec 1 118 927 milliers de m³ exclusivement prélevés en eaux superficielles.

Remarque : On distingue le prélèvement d'eau dont il est ici question de la consommation de la ressource. Les volumes prélevés sont majoritairement restitués (surtout lorsqu'il s'agit de l'usage pour la production d'énergie) au milieu de prélèvement après usage.

Un autre élément intéressant à noter est la part de chaque type d'eau utilisé par usage. En effet, la production d'énergie, qui ne nécessite pas une eau de grande qualité, s'appuie uniquement sur les eaux superficielles, tandis que l'eau pour l'usage domestique prélève presque la moitié de la ressource en eaux souterraines où la qualité de la ressource y est généralement supérieure.

La mise en oeuvre locale de la gestion de l'eau par les collectivités territoriales est également adaptée au territoire régional en Pays de la Loire. Comme à l'échelle nationale, la gestion de l'eau est du ressort des communes, au nombre de 1357, dont 18,35% de plus de 3000 habitants. Ces communes ont ensuite le choix de se rassembler dans des structures intercommunales.

A l'échelle régionale, l'Agence Régionale de Santé montre de fortes disparités en termes de choix de la gestion de l'eau, même si 86% de la population desservie en eau dépend d'une structure intercommunale et 14% de la population est rattachée à une commune indépendante. On observe une région scindée entre la Sarthe, la Mayenne et la partie est du Maine-et-Loire qui s'appuient sur une gestion en communes indépendantes et en syndicats de petite taille, alors que la partie ouest de la région s'appuie davantage sur des structures de grande taille et une forte intercommunalité.

Il existe un lien étroit entre les communes des départements bien fournis en eau et la gestion en régie. Ces communes sont principalement localisées en Sarthe et en Mayenne. Exception à la règle, certaines grandes villes de l'Ouest continuent à imposer le mode de gestion en régie car elles bénéficient d'une taille de réseau importante, d'économies d'échelle et d'une demande suffisamment stable pour ne pas déléguer aux opérateurs privés. Plusieurs exemples peuvent alors être cités : Nantes Métropole, la Carène pour Saint-Nazaire en Loire-Atlantique, ou encore Angers Loire métropole en Maine-et-Loire qui disposent tous de personnel formé et des compétences internes nécessaires pour la distribution et l'assainissement de l'eau. Grâce à la population dense des grandes villes avec un système de régie, ce mode de gestion concerne tout de même 39% de la population, les autres 61% de la population régionale restant dépendants d'une gestion déléguée.

Les différents acteurs et leurs fonctions ayant été introduites, il convient désormais de passer à la présentation des étapes méthodologiques de l'étude.

1.3 Étapes méthodologiques de la mise en place

Cette étude a été conduite dans les cinq départements de la région Pays de la Loire (présentés en Figure 1.2) entre novembre 2019 et février 2020. Elle dresse un panorama des perceptions et des points de vue des acteurs qui gravitent autour de l’eau, afin de comprendre la complexité de la gestion de la ressource sur ce territoire.

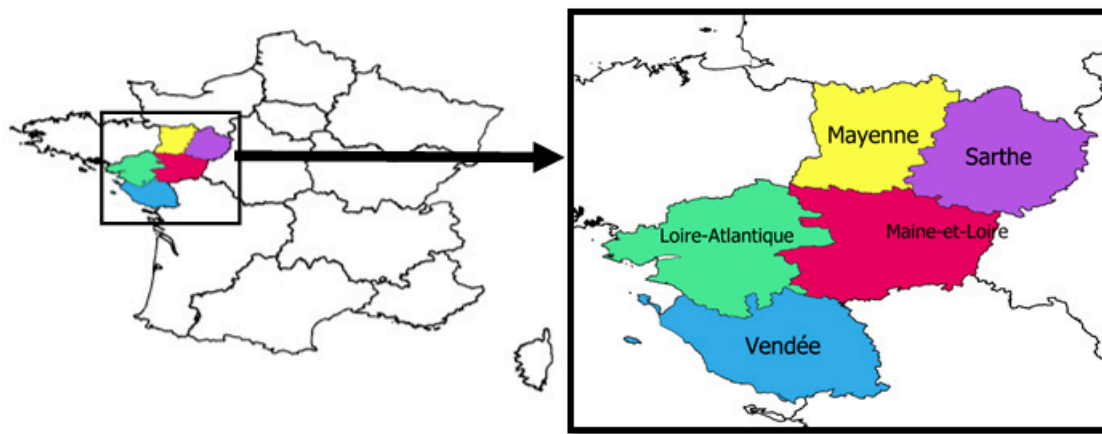


FIGURE 1.2 – Carte des 5 départements de la région

Création du Q-set

Notre étude suit les étapes communes de la méthode Q présentée en Figure 1.13 présentée en annexe. Tout d’abord, nous définissons le concours (ensemble de tous les éléments et idées pour préserver l’eau dans la région) sur l’univers thématique suivant : gestion et préservation de l’eau. Nous avons utilisé de nombreux mots-clés pour avoir le plus large éventail possible de moyens pour préserver et mieux gérer la ressource, par exemple : gestion de l’eau, préservation de l’eau, aspects qualitatifs et quantitatifs, pollutions, usages domestiques, industriels et agricoles, conflits d’usage, gouvernance de l’eau, lois sur l’eau, prix de l’eau, etc. Nous avons obtenu un total de 155 déclarations (extraits de presse, de discussions, de rapports régionaux, etc.) sur différents thèmes (réduction des consommations domestiques, industrielles et agricoles, préservation quantitative et qualitative, urbanisme et innovation, gouvernance de l’eau, solidarité et enjeux inter-générationnels, coopération et initiatives partagées). Après avoir regroupé les énoncés communs, supprimé

les moins importants et les énoncés redondants, et veillé à ce que tous les thèmes soient représentés, nous avons conservé 33 énoncés dans le Q-set (annexe X). Cinq pré-tests ont été effectués auprès de consommateurs d'eau domestique pour s'assurer que toutes les déclarations étaient utiles et qu'elles reprenaient toutes les idées principales de l'univers thématique : les moyens pour préserver et mieux gérer la ressource en eau en région Pays de la Loire.

Construction du P-set

Ensuite, les participants potentiels ont été contactés par e-mail, et des entretiens en face à face ont été menés avec ceux qui étaient volontaires (68 acteurs contactés, 35 réponses favorables). Les participants potentiels ont reçu une explication de la méthode afin de leur présenter les grandes lignes de la démarche pour qu'ils choisissent de participer ou non. La Figure 1.3 fait partie des informations envoyées.

Rappelons que la méthode Q ne cherche pas la représentativité mais un aperçu à petite échelle de la structure de pensée sur un sujet. Nous avons essayé d'avoir un P-set avec différents types d'acteurs (délégations d'état, acteurs régionaux, départementaux et consommateurs individuels) afin de recueillir tous les points de vue et intérêts. La diversité des utilisations de l'eau représentée ici est parfois à l'origine de conflits entre agriculteurs, industriels, consommateurs domestiques, associations et collectivités, ou encore secteurs public et privé. Nous avons également essayé d'avoir des participants de chaque département et de la région dans son ensemble pour représenter les spécificités locales et l'hétérogénéité spatiale de la ressource. L'échantillon est globalement équilibré, sauf pour la Mayenne, représentée uniquement par des acteurs régionaux (Figure 1.4). Cela n'est pas surprenant compte tenu de sa population plus faible et de sa bonne dotation en eau.

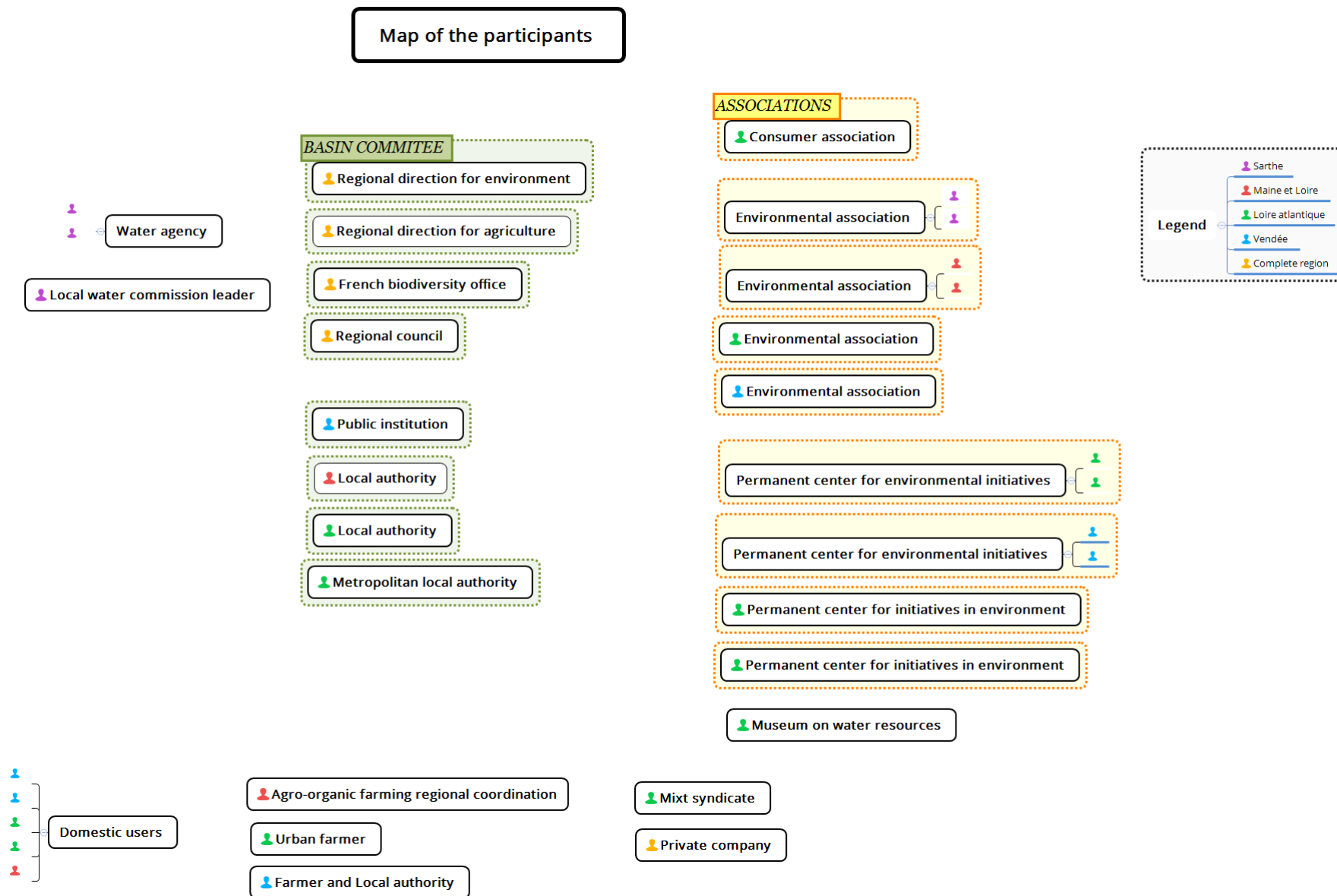


FIGURE 1.4 – Cartographie des participants de l'étude

Nous avons mené 35 entretiens en face à face d'environ une heure, divisés en deux parties. Dans un premier temps, nous avons demandé aux participants de trier le Q-set composé de 33 affirmations, avec une affirmation dans chaque emplacement de la grille de tri (voir figure 1.5) selon l'instruction « Quels moyens vous semblent importants pour préserver et mieux gérer l'eau en région Pays de la Loire ? ».

FIGURE 1.5 – Grille de classement

Nous avons ensuite demandé aux participants d'expliquer leurs choix, notamment dans

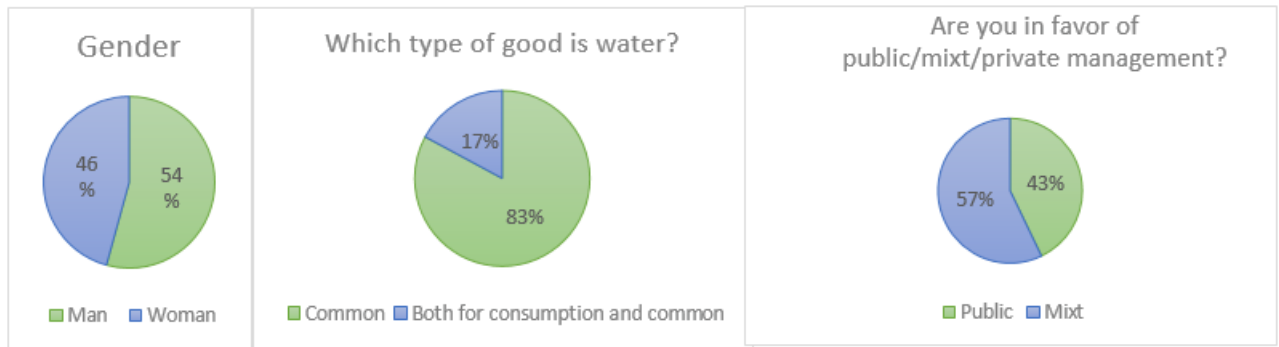


FIGURE 1.6 – Statistiques complémentaires sur les participants

les parties extrêmes de la grille, afin de mieux comprendre leur vision et d'éviter toute erreur d'interprétation qualitative. Comme énoncé précédemment, la méthode permet non seulement la description, mais aussi l'explication des choix individuels. Les entretiens post-tri comportent également des questions visant à comprendre le rôle et les interactions (conflits, coopération, supervision) des acteurs autour de l'eau. Notons que notre échantillon regroupe principalement des acteurs bien informés sur les questions de l'eau (à l'exception des consommateurs domestiques) et conscients des problèmes régionaux concernant cette ressource. Cependant, ils sont confrontés à des conflits d'usage et des divergences d'intérêts qui étendent la variabilité des perceptions. Quelques questions supplémentaires ont été posées sur leurs visions de l'eau comme bien commun ou marchand et la gestion privée ou publique, afin de faciliter l'interprétation et la contextualisation des résultats. La répartition suivante (Figure 1.6) fournit quelques informations supplémentaires sur l'échantillon.

Analyse des données

Après les entretiens, les résultats ont été obtenus à l'aide du logiciel Ken Q (Banasick, 2019), qui fournit des données sur les corrélations, les caractéristiques des facteurs et les zones de consensus ou de désaccords. Nous avons effectué une analyse en composantes principales avec des rotations varimax et au jugement. La première étape pour définir les profils consiste à calculer la matrice de corrélation, pour comprendre les degrés de similitudes entre les participants. Comme indiqué par Baker et al. (2006), nous calculons la corrélation R entre chaque paire d'acteurs pour construire la matrice avec la formule

suivante :

$$R = 1 - \left(\frac{\sum Dif^2}{\sum Indiv^2} \right),$$

où *Dif* est la différence de score de rang entre deux participants concernés par rapport à chaque affirmation, et *Indiv* est le score de rang donné par chaque participant à l'affirmation. Une corrélation de 1 indique une parfaite similitude des réponses entre les participants alors qu'une corrélation négative entre les individus indique de fortes disparités de perceptions. En suivant les estimations de Brown (1993), nous considérons ± 2 à 2,5 fois l'erreur type (calculée comme $SE = \frac{1}{\sqrt{N}}$ avec N le nombre d'énoncés, pour nous au moins $\frac{1}{\sqrt{33}} * 2 = 0.348$) comme guide pour établir la significativité d'une corrélation⁵.

Une deuxième étape de l'analyse des données consiste à établir les *loadings* factoriels qui reposent sur la concordance entre les Q sorts individuels et les facteurs. Nous effectuons une rotation varimax (analyse factorielle orthogonale classique qui vise à maximiser les similarités au sein d'un facteur et les différences entre les facteurs) en fonction du niveau de variance expliquée et des similarités entre les participants. Nous accompagnons cette première analyse d'une rotation au jugement, qui s'appuie davantage sur des informations contextuelles car le chercheur guide la rotation. Il est recommandé de conduire les deux analyses pour une approche plus complète (Baker et al., 2006). Ces deux analyses complémentaires permettent de sélectionner le nombre de facteurs (visions sur la thématique étudiée). Dans notre cas, seuls sept participants n'ont pas été associés à des profils avec cinq facteurs, car ils étaient trop divisés entre les différents points de vue et facteurs, comme détaillé dans le *flagging* des participants (Tableau 1.15 en annexes).

Il est d'usage de conserver des facteurs aux valeurs propres supérieures à 1, ce qui permet de considérer que les profils de pensée sont suffisamment indépendants les uns des autres. Dans notre étude cela représenterait huit facteurs. Cependant, l'analyse par le jugement nous montre qu'au regard du contexte local éclaté et des résultats du *flagging*, nous avons décidé de ne conserver que les cinq premiers facteurs, qui s'interprètent clairement de manière distincte les uns des autres. En effet, si l'on considérait huit facteurs,

5. Pour être plus précis, nous aurions pu utiliser $\pm 1,96$ ou 2,58 fois l'erreur type pour un intervalle de confiance respectivement de 95% et 99% mais notre mesure reproduit fidèlement celles de la littérature originale.

les 5 et 6 seraient composés seulement d'un participant, et 17 participants ne seraient pas flaggués avec une marge d'erreur de 5% (p-value de 0,05). Alors que la méthode Q base sa force sur la similarité des individus, et dans un contexte conflictuel local où les visions sont très partagées, les cinq premiers facteurs représentent déjà 60 % de la variance cumulative expliquée et permettent de comprendre la majorité des perceptions. Cependant, il reste essentiel de noter que le sujet de la préservation de la ressource divise les acteurs régionaux, et que la gouvernance de l'eau actuelle ne parvient pas à évincer les conflits d'usage qui existent entre acteurs.

Ces désaccords se retrouvent dans les résultats de l'étude et la singularité de l'énoncé « Restreindre ou interdire les pesticides, fertilisants, produits phytosanitaires » (15, variance du Z-score de 0,041), qui est le seul énoncé de consensus qui ne distingue aucune paire de facteurs.

Après avoir déterminé les facteurs, le poids de chaque déclaration concernant chaque facteur est calculé, pour savoir si une déclaration est plus ou moins importante, grâce à la formule suivante :

$$W_{s/f} = \sum_{t=1}^n r_{s/i} \times w_{i/f}.$$

Ici, $W_{s/f}$ est le poids de l'énoncé s pour le facteur f , $\sum_{t=1}^n r_{s/i}$ est la somme des rangs de l'énoncé s pour chaque Q sort des individus i qui composent f , et $w_{i/f}$ est le poids du Q sort de l'agent i sur le facteur f . Notons que le poids d'un individu i signalé pour un facteur est calculé comme suit :

$$w_{i/f} = \frac{\text{loading du facteur}}{(1 - \text{loading du facteur}^2)}$$

Le tableau 1.3 donne les poids des facteurs.

Avec le poids de chaque énoncé, nous pouvons reconstruire la nouvelle grille (Q sort dit composite) associée à chaque facteur. Plus le poids d'un individu est élevé, plus il impacte la création de la grille composite du facteur. Il est dérivé de la moyenne pondérée associée aux énoncés individuels. Par ailleurs, plus le score de l'énoncé est élevé, plus il sera classé vers la partie positive de la grille composite.

F1	Poids	F2	Poids	F3	Poids	F4	Poids	F5	Poids
Rep27	10	Rep 7	7,499	Rep15	7,071	Rep12	9,197	Rep 18	9,166
Rep21	7,8	Rep24	6,530	Rep23	5,749	Rep34	6,85	Rep20	6,963
Rep8	5,428	Rep28	5,745	Rep31	9,352	Rep5	6,356	Rep17	4,252
Rep14	5,394	Rep16	5,033	Rep1	7,862	Rep4	5,606		
Rep33	5,207	Rep35	4,493	Rep26	4,366	Rep3	4,978		
Rep13	4,787					Rep10	11,718		
Rep22	3,111					Rep9	9,951		
						Rep2	5,667		

TABLE 1.1 – Poids des répondants dans les facteurs

Facteurs	1	2	3	4	5	6	7	8
Valeurs propres	11,14	3,15	2,55	2,25	2,17	1,90	1,62	1,36
% de variance expliquée	32	9	7	6	6	5	5	4
% cumulatif de variance expliquée	32	41	48	54	60	65	70	74
Fiabilité composite	0,966	0,952	0,952	0,97	0,923			

TABLE 1.2 – Résultats des valeurs propres et des variances expliquées pour les différents facteurs

Un dernier indicateur est la fiabilité composite des facteurs, calculée comme suit :

$$CR_f = \frac{0.80p}{1 + (p - 1) \times 0.80},$$

où p définit le nombre de Q sorts individuels associés au facteur concerné. Sans surprise, nos fiabilités composites sont élevées et comprises entre 0,923 et 0,966 (Tableau 1.4), et reposent sur 3 à 8 Q sorts individuels associés.

1.4 Attentes, besoins et perceptions : de l'acteur au collectif pour dessiner des politiques publiques efficientes

Les profils de perception

Le processus d'extraction des facteurs a conduit au tableau 1.6.

La partie suivante introduit les différents profils de perception à travers les facteurs et

Facteur	Nombre de participants	Catégories de participants
1	8	Associations environnementales et CPIE (4), Agence de l'eau (2), direction régionale de l'environnement, de l'alimentation et du logement, collectivité territoriale (présidence d'une grande métropole)
2	6	Associations environnementales et CPIE (3), animation des commissions locales de l'eau, syndicat mixte, conseil régional
3	8	Consommateur domestique, CPIE, agriculteur urbain, agriculteur membre de comité de bassin et élu local, musée sur la thématique eau, institution publique, direction régionale de l'agriculture, collectivités territoriales
4	8	Consommateurs domestiques (4), associations de consommateur et environnementale, office français pour la biodiversité
5	5	Association environnementale, CPIE, coordination agro-biologique de la région, collectivités locales membre du comité de bassin.

TABLE 1.3 – Répartition des participants dans les facteurs

les acteurs qui les composent (Tableau 1.5).

Les paragraphes suivants dépeignent les caractéristiques des 5 facteurs obtenus lors de cette étude, et par conséquent les visions des acteurs régionaux.

Facteur 1 : Une gestion active guidée par l'arbitrage entre quantité et qualité

Les participants qui composent ce profil partagent l'envie d'actions concrètes pour préserver la ressource. Pour ce profil, il est essentiel de sécuriser la distribution et de restaurer l'état des cours d'eau et des zones humides de manière très active. Alors que d'autres facteurs mettent en avant la garantie de l'accès à l'eau pour les générations actuelles et futures (énoncé 32) dans les énoncés les plus importants pour préserver et mieux gérer la ressource, ce n'est pas le cas du facteur 1 qui perçoit cela uniquement comme une déclaration d'intention plutôt qu'une amélioration réellement possible. Selon ce facteur, il est nécessaire de sécuriser la distribution et de restaurer la ressource (énoncés 23 et 19) de manière active. Il ne tolère pas que certains individus, certaines industries ou certains agriculteurs polluent la ressource sans en payer les conséquences, qui plus est lorsque cela peut avoir des conséquences sanitaires.

Pour ce profil, il faut également agir sur les gros volumes d'eau et dans ce sens, les pratiques agricoles sont un levier essentiel. D'un point de vue qualitatif, il est notamment important de restreindre les pesticides et fertilisants (énoncé 15), mais aussi d'encourager une production agricole biologique (énoncé 14). D'un point de vue quantitatif, ce profil pense également que des améliorations peuvent avoir lieu en favorisant des cultures peu gourmandes en eau (8) et/ou en instaurant des quotas sur les m³ consommés par l'industrie et l'agriculture (énoncé 12).

A l'inverse des autres facteurs, les déclarations d'intentions comme « garantir l'accès à l'eau pour les générations actuelles et futures » ne sont pas importantes dans la mesure où elles ne relèvent pas d'un changement concret de pratiques. Plus généralement, pour ce profil, il faut stopper les actions « pansement » de type « recyclage des eaux municipales pour l'industrie et l'agriculture » (énoncé 9) ainsi que les produits ménagers éco-responsables (énoncé 4), qui ne permettent pas de s'attaquer au problème à la source. Pour ce facteur, le stockage de l'eau (énoncé 12) n'est pas une bonne solution car le problème est ailleurs, à l'inverse des facteurs 3 et 4. Si l'on met en oeuvre des cultures moins gourmandes et une production agricole biologique, alors l'agriculture nécessitera moins d'intrants et le stockage ne sera plus nécessaire. De plus, les parties prenantes qui gravitent autour d'elle doivent s'investir dans la préservation de la ressource en eau, c'est pourquoi d'après ce facteur, les subventions d'équipements hydroéconomes sont une fausse solution car elles dédouanent les consommateurs de leurs responsabilités économiques vis-à-vis de la ressource.

Pour résumer, ce profil est pour une gestion par des actions concrètes et à grande échelle afin de préserver l'eau tant d'un point de vue qualitatif que quantitatif. Le Q sort composite (qui est une reconstruction de la grille de tri associé à ce facteur à partir des grilles des individus qui le composent) est donnée en Figure 1.7.

Facteur 2 : L'implication de tous pour une gestion durable de la ressource

Ce profil se caractérise par une envie d'évolutions systémiques importantes en faveur d'une optique de long terme qui prend en compte les enjeux du changement climatique (énoncé 28 en +3 dans la grille alors que pour les autres facteurs cela est moins important)

Composite Q sort for Factor 1

-3	-2	-1	0	1	2	3
**◀ Recycle municipal wastewater for agriculture and /or industry	Drink tap water rather than bottled water	Use good quality water only for uses that really need it	** Pursue the acquisition and transparency of data on water	Foster solidarity between territories	Favor crops that consume little water	Consider the challenges of climate change in water management
**◀ ^{use} Promote the use of eco-friendly and natural household	Inform on good daily habits	Set up social pricing for water for the most disadvantaged	Citizen consultations and co-construction programs on	Regulate and control the quality of wastewater treatment	Encourage organic agricultural production	Restrict/ Ban pesticides, fertilizers, phytosanitary products, ...
Improve water storage	Subsidize domestic water-saving installations	consumers Restrict watering schedules for agricultural activities	** water Modernize sanitation stations and water supply factories	Tax the m3 consumed in summer or periods of drought	Prevent degradation and improve watercourses quality	Restore and manage wetlands and aquatic environments
	Install water saving equipment	Implement increasing prices to discourage overconsumption	Mission actors to help the public service on programs for water	Create natural facilities to trap pollutants	Set up quotas on the m3 consumed by the farmers and/or industries	
		Develop the territory considering the risk of flood	Use water-saving technologies for agriculture	Include the economy/ecology trade-off in the urban planning tools		
		Inform about eco-friendly actions at school or at work	Improve water distribution networks and repair leaks	**◀ Guaranty access to water for present and future generations		
			Increase water fees			

Legend

- * Distinguishing statement at $P < 0.05$
- ** Distinguishing statement at $P < 0.01$
- ▶ z-Score for the statement is higher than in all other factors
- ◀ z-Score for the statement is lower than in all other factors

FIGURE 1.7 – Q sort composite du facteur 1

afin de garantir un accès à l'eau pour les générations futures (énoncé 30). Ainsi, pour accompagner cette approche durable et transversale, il est nécessaire que tous les acteurs changent leurs pratiques. L'amélioration de l'état de la ressource est donc cruciale et passe par la préservation des zones humides (énoncé 19) et des masses d'eau, mais aussi par la restauration des cours d'eau (énoncé 23).

Afin de préserver la ressource dans sa globalité, il est important pour ce profil de restreindre pesticides et produits phytosanitaires (énoncé 15), sur le chemin d'une agriculture soutenable et biologique avec moins d'intrants (énoncé 14) placé en +2 par le facteur 2 alors que c'est généralement moins important pour les autres facteurs. Ce profil souligne également l'importance des pratiques des usagers domestiques et promeut l'utilisation de produits ménagers éco-responsables (énoncé 4), qu'il place en +2 alors que pour les autres c'est neutre ou moins important, pour éviter les pollutions. Ainsi, l'eau est un enjeu partagé et l'implication de tous est requise pour la préserver.

A l'inverse, ce profil pense que le coût n'est pas important pour préserver la ressource car le prix de l'eau n'est pas suffisamment dissuasif dans notre région. Ainsi, pour lui une augmentation des redevances (énoncé 27) ou des taxes sur les m³ consommés en période estivale (énoncé 11) ne feront pas changer les comportements de consommation. Seules la prise de conscience et la responsabilisation de chacun seront à l'origine des évolutions nécessaires pour préserver la ressource.

Pour résumer, ce profil est en faveur de l'implication de tous les acteurs à leur échelle pour une préservation collective et de long terme, ce qui ne doit pas passer par le prix de l'eau car c'est un patrimoine inestimable. Son Q sort composite est donné par la Figure 1.8.

Facteur 3 : Résoudre les problématiques locales par la connaissance

Ce facteur est assez particulier car il rassemble beaucoup de participants du département de la Vendée et du secteur agricole. Cela marque les orientations de ce profil en faveur de solutions pour des problématiques locales vis-à-vis de l'eau. Pour ce facteur, comme pour beaucoup d'autres, il est important de restaurer les zones humides et les milieux aquatiques (énoncé 19) et de préserver les cours d'eau de la dégradation (énoncé

Composite Q sort for Factor 2

-3	-2	-1	0	1	2	3
Increase water fees	Use good quality water only for uses that really need it	Create natural facilities to trap pollutants	Install water saving equipment	* Restore and manage wetlands and aquatic environments	Encourage organic agricultural production	Guaranty access to water for present and future generations
Improve water storage	Restrict watering schedules for agricultural activities	Improve water distribution networks and repair leaks	Subsidize domestic water-saving installations	Use water-saving technologies for agriculture	**► Promote the use of eco-friendly and natural household	Restrict/ Ban pesticides, fertilizers, phytosanitary products, ...
**◄ Implement increasing prices to discourage overconsumption	Modernize sanitation stations and water supply factories	Include the economy/ecology trade-off in the urban planning tools	Citizen consultations and co-construction programs on water	Develop the territory considering the risk of flood	Foster solidarity between territories	Consider the challenges of climate change in water management
	Tax the m3 consumed in summer or periods of drought	Mission actors to help the public service on programs for water	Set up quotas on the m3 consumed by the farmers and/or industries	Inform about eco-friendly actions at school or at work	Favor crops that consume little water	
		Set up social pricing for water for the most disadvantaged consumers	Regulate and control the quality of wastewater treatment	Drink tap water rather than bottled water		
		Pursue the acquisition and transparency of data on water	Inform on good daily habits	Prevent degradation and improve watercourses quality		
			Recycle municipal wastewater for agriculture and /or industry use			

Legend

- * Distinguishing statement at $P < 0.05$
- ** Distinguishing statement at $P < 0.01$
- z-Score for the statement is higher than in all other factors
- ◄ z-Score for the statement is lower than in all other factors

FIGURE 1.8 – Q sort composite du facteur 2

23). Cependant, pour ce profil, il faut faire attention aux indicateurs d'état des masses d'eau, qui doivent être repensés pour être adaptés aux spécificités locales marquées. Dans cette même optique, l'acquisition et la transparence des données (énoncé 25) sont très importantes pour ce profil, qui place cet énoncé en +3 alors qu'il est neutre voire pas du tout important pour les autres facteurs. En effet, de manière plus générale ce facteur voit la connaissance des milieux comme un outil de préservation de première importance.

De même, pour ce profil, la prise en compte des risques d'inondations (énoncé 24) pour des espaces littoraux est essentielle car ces inondations représentent un risque significatif. Elle doit s'accompagner d'un suivi technique, mais aussi d'un soutien psycho-sociologique des habitants en les orientant vers les zones de retrait. Cela souligne des questions d'imperméabilisation massive des sols et d'aménagement qui empêchent parfois l'eau de retourner à la terre.

Un autre enjeu d'importance est le stockage de l'eau (énoncé 12) pour accompagner les activités agricoles en période de sécheresse mais aussi les soutiens d'étiages, et pour répondre à la saisonnalité de la demande en anticipant les enjeux du changement climatique. Il est important de noter que beaucoup de participants rattachés à cette perception vivent dans un département qui connaît régulièrement des manques d'eau, ce qui sous-tend la volonté de vouloir sécuriser son approvisionnement par du stockage. Ce stockage doit aussi permettre d'anticiper les enjeux du changement climatique et les futures sécheresses qui y sont rattachées (énoncé 28).

A l'inverse, certains moyens d'actions ne sont pas indispensables pour ce profil et ne font pas sens à l'échelle de la région. C'est le cas de la modernisation des stations d'assainissement et de fourniture d'eau (énoncé 20, placé en -3) car ce facteur les estime déjà suffisamment performantes. Idem concernant la réparation des réseaux de distribution pour limiter les fuites (énoncé 21), puisque ce profil les considère déjà comme très faibles. De plus, pour ce facteur, subventionner les équipements domestiques hydroéconomes (énoncé 3) n'est pas efficace car cela représente un gain pour la personne qui les installe et non pour la ressource en elle-même.

Pour résumer, les actions et les infrastructures doivent être adaptées aux besoins et aux spécificités locales afin d'allouer la ressource au mieux. Cela s'accompagne d'une

connaissance des milieux et d'indicateurs adaptés pour se prémunir des problématiques en évitant les risques d'inondations et en sécurisant l'accès à l'eau tout au long de l'année. Le Q sort composite de ce facteur est donné par la Figure 1.9.

Facteur 4 : Une optimisation technologique pour compenser le manque d'engagement citoyen

Ce profil se caractérise par la notion d'efficacité de la gestion de l'eau. Ainsi, les moyens importants pour préserver l'eau impliquent une approche technologique de pointe, avec notamment la modernisation des stations d'assainissement et de fourniture d'eau (énoncé 20), mais aussi des dispositifs agricoles hydro-économes (énoncé 6). De plus, selon cette vision, il faut également améliorer les réseaux de distribution pour réparer les fuites (énoncé 21 placé en +2 alors que c'est neutre ou même négatif pour les autres facteurs) et optimiser la distribution et l'allocation de la ressource. Il peut également être essentiel de n'utiliser l'eau de qualité que pour les usages qui en ont réellement besoin (énoncé 16), et dans les autres cas de l'eau de qualité inférieure afin d'optimiser son utilisation et d'éviter tout gaspillage. Ce facteur souligne le besoin d'éviter toute allocation sous-optimale, ce qui pourrait passer par des installations comme des doubles réseaux de distribution, même si leur mise en place semble compliquée.

A l'inverse, dans cette vision l'engagement citoyen n'est pas le bon levier pour préserver et gérer la ressource. En effet, pour ce profil, les actions individuelles comme les produits ménagers éco-responsables (énoncé 4) ou les installations hydro-économes domestiques (énoncé 3) ne sont pas suffisamment efficaces pour résoudre le problème de la préservation de l'eau. De plus, missionner des acteurs pour venir en aide au service public, ainsi que les consulter les citoyens ne sont pas assez impactants car les habitudes individuelles vont toujours reprendre le dessus à long terme. Enfin, la mise en place d'une tarification sociale n'est pas non plus un levier efficace car cela va encourager la population qui peut en bénéficier à gaspiller la ressource plutôt que de prendre conscience de sa valeur indispensable.

Pour résumer, ce profil base la préservation de l'eau sur le progrès technique et une optimisation de l'usage de la ressource selon sa qualité, pour pallier l'insuffisance des

Composite Q sort for Factor 3

-3	-2	-1	0	1	2	3
Modernize sanitation stations and water supply factories	Restrict watering schedules for agricultural activities	Inform about eco-friendly actions at school or at work	Mission actors to help the public service on programs for water	Consider the challenges of climate change in water management	Prevent degradation and improve watercourses quality	Restore and manage wetlands and aquatic environments
Increase water fees	Tax the m3 consumed in summer or periods of drought	Citizen consultations and co-construction programs on water	Improve water distribution networks and repair leaks	*► Improve water storage	*► Develop the territory considering the risk of flood	Restrict/ Ban pesticides, fertilizers, phytosanitary products, ...
**◄ Subsidize domestic water-saving installations	Foster solidarity between territories	Inform on good daily habits	Recycle municipal wastewater for agriculture and /or industry use	Encourage organic agricultural production	*► Create natural facilities to trap pollutants	**► Pursue the acquisition and transparency of data on water
	Use good quality water only for uses that really need it	Regulate and control the quality of wastewater treatment	Set up quotas on the m3 consumed by the farmers and/or industries	Include the economy/ecology trade-off in the urban planning tools	Guaranty access to water for present and future generations	
		Install water saving equipment	Use water-saving technologies for agriculture	Implement increasing prices to discourage overconsumption		
		Set up social pricing for water for the most disadvantaged consumers	Promote the use of eco-friendly and natural household	*◄ Favor crops that consume little water		
			Drink tap water rather than bottled water			

Legend

- * Distinguishing statement at $P < 0.05$
- ** Distinguishing statement at $P < 0.01$
- z-Score for the statement is higher than in all other factors
- ◄ z-Score for the statement is lower than in all other factors

FIGURE 1.9 – Q sort composite du facteur 3

actions citoyennes.

Son Q sort composite est donné par la Figure 1.10.

Facteur 5 : Tarification et régulation pour accompagner la préservation de l'eau

Pour ce profil, la préservation et la distribution de l'eau requièrent des outils de tarification adéquats pour prendre en considération la rareté et la valeur de la ressource. Ainsi, ce profil pense que l'augmentation des redevances (énoncé 27) est essentielle pour rendre compte de l'importance de l'« or bleu ». Il est le seul à penser qu'une tarification croissante de la ressource (énoncé 13), dissuadant la surconsommation, est cruciale pour l'avenir de la ressource, car elle permet de décider du montant d'eau consommé en fonction de sa juste valeur et d'optimiser les choix des consommateurs selon leurs besoins réels. Alors que les taxes sur les m³ consommés en période estivale (énoncé 11) sont pour lui un bon moyen de préserver l'eau, les quotas sur les agriculteurs et les industriels (énoncé 10) n'en sont pas un car il ne tiennent pas compte des réels besoins de ces activités, dont l'extraction doit se réguler par le prix. De plus, ces prix doivent s'adapter aux ressources des individus qui la consomment. C'est pour cela qu'une tarification sociale lui semble être pertinente (énoncé 31).

Par ailleurs pour ce profil, la réglementation et le contrôle (par exemple du retraitement des eaux usées (énoncé 17)) sont essentiels pour faire appliquer une dépollution stricte et efficace de l'eau. De nouvelles mesures, comme une restriction ou même une interdiction des pesticides/produits phytosanitaires, devraient s'appliquer pour préserver au mieux la ressource.

Ainsi, pour parvenir aux objectifs de prise en compte du changement climatique et pour garantir l'accès à l'eau aux générations actuelles et futures, le prix et la régulation sont les deux instruments les plus directs. Ils permettent effectivement d'alerter tous les consommateurs sur l'état et la valeur de la ressource, en dissuadant la sur-consommation et en favorisant la dépollution de la ressource. Le Q sort composite de ce facteur est donné par la Figure 1.11.

Composite Q sort for Factor 4

-3	-2	-1	0	1	2	3
**◀ Mission actors to help the public service on programs for water	Inform about eco-friendly actions at school or at work	Promote the use of eco-friendly and natural household	* Improve water storage	*▶ Use water-saving technologies for agriculture	**▶ Modernize sanitation stations and water supply factories	Favor crops that consume little water
**◀ Citizen consultations and co-construction programs on water	Subsidize domestic water-saving installations	Develop the territory considering the risk of flood	Restrict watering schedules for agricultural activities	Create natural facilities to trap pollutants	Prevent degradation and improve watercourses quality	Restrict/ Ban pesticides, fertilizers, phytosanitary products, ...
**◀ Set up social pricing for water for the most disadvantaged consumers	Tax the m3 consumed in summer or periods of drought	Pursue the acquisition and transparency of data on water	Install water saving equipment	Use good quality water only for uses that really need it	Guaranty access to water for present and future generations	Restore and manage wetlands and aquatic environments
	Increase water fees	Foster solidarity between territories	Encourage organic agricultural production	Consider the challenges of climate change in water management	**▶ Improve water distribution networks and repair leaks	
		Inform on good daily habits	Implement increasing prices to discourage overconsumption	Set up quotas on the m3 consumed by the farmers and/or industries		
		Drink tap water rather than bottled water	Recycle municipal wastewater for agriculture and /or industry use	Regulate and control the quality of wastewater treatment		
			Include the economy/ecology trade-off in the urban planning tools			

Legend

- * Distinguishing statement at $P < 0.05$
- ** Distinguishing statement at $P < 0.01$
- ▶ z-Score for the statement is higher than in all other factors
- ◀ z-Score for the statement is lower than in all other factors

FIGURE 1.10 – Q sort composite du facteur 4

Composite Q sort for Factor 5

-3	-2	-1	0	1	2	3
**◀ Set up quotas on the m3 consumed by the farmers and/or industries	Include the economy/ecology trade-off in the urban planning tools	Restrict watering schedules for agricultural activities	Recycle municipal wastewater for agriculture and /or industry use	Develop the territory considering the risk of flood	Favor crops that consume little water	Guaranty access to water for present and future generations
Pursue the acquisition and transparency of data on water	Install water saving equipment	Improve water distribution networks and repair leaks	Inform about eco-friendly actions at school or at work	Drink tap water rather than bottled water	*▶ Regulate and control the quality of wastewater treatment	Restrict/ Ban pesticides, fertilizers, phytosanitary products, ...
Improve water storage	Foster solidarity between territories	Subsidize domestic water-saving installations	Increase water fees	Encourage organic agricultural production	**▶ Implement increasing prices to discourage overconsumption	Consider the challenges of climate change in water management
	Modernize sanitation stations and water supply factories	Use water-saving technologies for agriculture	Prevent degradation and improve watercourses quality	*▶ Set up social pricing for water for the most disadvantaged consumers	Tax the m3 consumed in summer or periods of drought	
		Citizen consultations and co-construction programs on water	Mission actors to help the public service on programs for water	Create natural facilities to trap pollutants		
		Inform on good daily habits	*◀ Restore and manage wetlands and aquatic environments	Use good quality water only for uses that really need it		
			Promote the use of eco-friendly and natural household			

Legend

- * Distinguishing statement at $P < 0.05$
- ** Distinguishing statement at $P < 0.01$
- ▶ z-Score for the statement is higher than in all other factors
- ◀ z-Score for the statement is lower than in all other factors

FIGURE 1.11 – Q sort composite du facteur 5

	facteur 1	facteur 2	facteur 3	facteur 4	facteur 5
facteur 1	1				
facteur 2	0,386	1			
facteur 3	0,4199	0,4145	1		
facteur 4	0,4759	0,3379	0,4313	1	
facteur 5	0,3687	0,4257	0,2577	0,2414	1

TABLE 1.4 – Matrice de corrélation dans les facteurs

Elements de désaccords

L'un des principaux atouts de la méthode Q est de mettre en lumière les aires de consensus entre les différents profils de perception, et à l'inverse, les aires de désaccords entre eux. En politiques publiques, un désaccord peut mener à un rejet de l'acceptation publique, et par conséquent un échec de la mise en place. Dans cette étude, la matrice de corrélation entre facteurs montre que les facteurs 1, 3 et 4 ont une corrélation assez importante, supérieure à 0,40, ce qui signifie que les facteurs ont une vision commune de certains énoncés. Néanmoins, leurs visions sont également suffisamment disparates sur certains énoncés pour considérer que ces trois facteurs sont indépendants. Un autre élément à souligner est la différence très prononcée du facteur 5 avec les autres facteurs, puisque leurs corrélations sont extrêmement faibles sauf avec le facteur 2, ce qui souligne son indépendance complète par rapport aux autres.

Le graphique de la Figure 1.12 représente les énoncés de désaccords entre facteurs qui ont une différence dans le Z-score supérieure à 2 en valeur absolue. Cela consolide le fait que le cinquième facteur a beaucoup de grands désaccords avec d'autres facteurs. Par exemple, les facteurs 3 et 4 ont trois désaccords importants avec le facteur 5 respectivement autour des énoncés 25, 12 et 19, et 20, 19 et 12. Cependant, certains facteurs comme le 1 et le 3 n'ont pas de fort désaccord entre eux, ce qui peut expliquer un score de corrélation plus élevé. Les énoncés de désaccords soulignent les débats régionaux, comme l'énoncé 12 (améliorer le stockage de l'eau), au coeur des controverses régionales autour de l'eau.

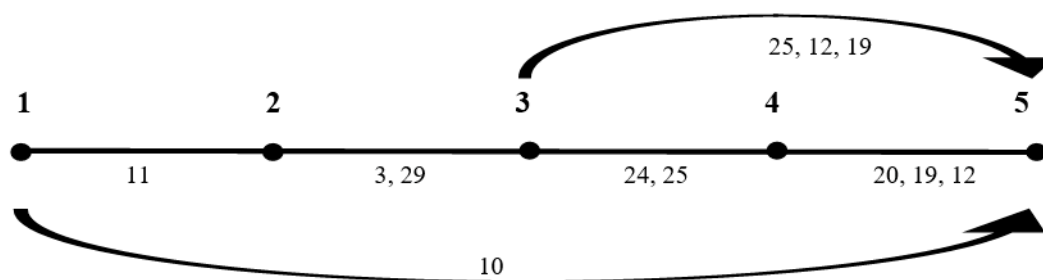


FIGURE 1.12 – Réseau d'énoncés de désaccords principaux entre facteurs

Énoncés de désaccords

- 3 Subventionner les installations domestiques économes en eau (récupérateur d'eau etc.)
- 10 Mettre en place des quotas sur les m³ d'eau consommés par les agriculteurs et /ou les industries.
- 11 Taxer les m³ consommés en période estivale et/ou de sécheresse.
- 12 Améliorer le stockage de l'eau.
- 19 Restaurer et gérer les zones humides et les milieux aquatiques.
- 20 Moderniser les stations d'assainissement et les usines de fourniture d'eau.
- 24 Aménager le territoire en tenant compte des risques d'inondations.
- 25 Poursuivre l'acquisition et la transparence des données sur l'eau, les rendre accessibles et exploitables.
- 29 Favoriser la solidarité entre territoires (ruraux / urbains, ceux avec beaucoup d'eau et ceux qui n'en ont pas, selon la capacité d'investissement).

Les huit facteurs testés initialement avaient une valeur propre supérieure à 1 ce qui signifie, sans surprise, que la gestion de l'eau et sa gouvernance dans cette région française sont à la source de conflits d'usages et de débats entre parties prenantes et usagers.

Dans cette étude, les visions se contredisent sur de nombreux énoncés. Par exemple, la modernisation des stations d'assainissement et des usines de distribution d'eau (énoncé 20) n'est pas considérée comme importante par les facteurs 2, 3 et 5 alors que c'est le cas pour le facteur 4. De même, la question du stockage de l'eau (énoncé 12) est peu essentielle pour une majorité de facteurs, alors que le facteur 3 la considère comme une

bonne solution à l'échelle régionale pour vaincre le manque d'eau. Les facteurs 1 et 5 sont également en désaccord sur les taxes sur les m³ consommés en cas de périodes de sécheresse ou estivales (énoncé 25), car ils pensent que c'est important, alors que d'autres pensent que ce n'est pas le cas. De plus, la tarification croissante représente une bonne manière de préserver la ressource pour les facteurs 3, 4 et 5, alors que ce n'est pas le cas pour les deux premiers.

Éléments de consensus

Certains énoncés se rejoignent autour d'une tendance commune entre les facteurs. C'est le cas notamment pour les énoncés « informer sur les bonnes habitudes quotidiennes » (énoncé 5) et « restreindre les horaires d'arrosage pour les activités agricoles » (énoncé 7) qui sont considérés comme peu importants par tous les facteurs. Cela n'est pas surprenant puisque les entretiens qualitatifs complémentaires ont mis en exergue le fait que pour de nombreux participants, la consommation d'eau domestique n'est pas le bon levier car ce type de consommation ne représente pas un grand volume d'eau en comparaison aux secteurs industriel et agricole. De plus, les participants à cette étude mettent en avant l'idée selon laquelle les usagers sont déjà suffisamment informés sur les bonnes pratiques à adopter quant à la ressource en eau. Par ailleurs, pour les participants à cette étude, restreindre les horaires d'arrosage ne représente pas non plus un bon levier si l'on met en place d'autres alternatives, comme les cultures peu gourmandes en eau ou les quotas sur les m³ consommés. Enfin, l'eau est nécessaire aux agriculteurs pour produire les biens alimentaires vitaux, ce qui rend l'eau de ce poste de consommation partiellement incompressible.

Des consensus positifs sur des actions très importantes émergent aussi. Un point de consensus montre la nécessité de changements systémiques en agriculture vers une production biologique (énoncé 14), et tous les facteurs ont placé « restreindre/supprimer les pesticides et produits phytosanitaires » en +3 (énoncé 15), ce qui révèle la forte considération de cette mesure aux yeux de tous, notamment car elle est source de pollution de l'eau dans la région. Cela peut être une solution pour accomplir un consensus positif et considérer les enjeux du changement climatique au regard de la gestion de l'eau. Les

énoncés qui font consensus soulignent l'accord de toutes les parties prenantes autour d'une agriculture moins polluante. De plus, dans les interviews complémentaires au remplissage de la grille, une des idées phares est de stopper la stigmatisation du milieu agricole, mais plutôt de l'accompagner dans une transition vertueuse pour la profession. D'autres formes de dépollution sont également au coeur des aires de consensus entre participants à l'étude, comme par exemple les haies pour stopper les polluants, qui représentent une problématique de taille dans la région avec un niveau de qualité de l'eau aussi faible.

Plus généralement, nous pouvons noter qu'il existe peu de similitudes exactes entre les différents facteurs concernant les priorités pour la gestion de l'eau. Cela n'est pas surprenant dans le contexte conflictuel que subit la région entre les différents usages et les attentes des différentes parties prenantes. Cependant, certains consensus émergent vers des changements systémiques accompagnés en agriculture, la prise en compte des pollutions non-diffuses et des problématiques rattachées au changement climatique. Ils sont pleinement en phase avec les problèmes régionaux sous-jacents à la gestion de l'eau.

Bien que les résultats de cette étude soulignent plusieurs désaccords, c'est une aide pour les décideurs qui mettent en place des actions. En effet, cet outil souligne les différents types de profils et de comportements auxquels ils peuvent faire face lorsqu'ils mettent en place une politique publique. Il est aussi encourageant de voir que certaines zones de consensus mettent en lumière des priorités pour l'avenir de la ressource ce qui peut être à l'origine d'une politique fondée sur une acceptation et des attentes communes pour favoriser les actions concernant les usages agricoles et industriels.

1.5 Prolongements

D'après Baker et al. (2006), la méthode Q trouve trois aires d'applications en économie : l'élicitation des préférences, l'évaluation économique s'appuyant sur des cas d'étude, et l'économie comportementale. Cette étude regroupe partiellement ces trois domaines sur l'exemple concret de la gouvernance et de la préservation de l'eau. Au regard des différents types de participants et de la similarité qu'ils ont avec l'un des points de vue,

on en déduit que les consommateurs domestiques de cette étude préfèrent l'optimisation technologique, puisqu'ils sont très majoritairement inclus dans le facteur 4. Cela révèle en partie leurs préférences sur la manière de s'atteler à la préservation de la ressource. Notre étude interroge les instruments économiques standards tels que les taxes, les quotas, les subventions et le prix de l'eau pour comprendre les déterminants de la valeur économique de l'eau à échelle régionale. Finalement, dans cette étude, lorsqu'un participant considère qu'un énoncé, et donc un moyen d'agir, n'est pas important, alors il n'investira probablement ni temps ni argent dans cette voie.

A présent, en s'appuyant sur les profils de perception, il est intéressant de construire des scénarios d'intervention pour les décideurs publics, qui soient en phase avec chacun des profils obtenus, afin de préserver au mieux la ressource.

Scénario facteur 1 : Dans le contexte d'interdépendance entre départements sur l'eau autour de la Loire qui traverse plusieurs départements de la région, la question de la sécurité de l'accès à l'eau en aval dépend de la coopération qui s'opère entre les départements situés en amont. Cela induit une pression sur la disponibilité de l'eau en quantité en Loire-Atlantique et Maine-et-Loire, par exemple. De plus, alors que l'est de la région bénéficie de nombreuses ressources souterraines de très bonne qualité, cela n'est pas le cas de la partie ouest du territoire, qui extrait principalement les eaux de surface, moins qualitatives. Dans la région, d'après la DREAL, en 2013, 9 masses d'eau sur 10 n'atteignaient pas le bon état écologique alors la qualité de l'eau est également un enjeu crucial. Dans ce contexte, le facteur 1 promeut la garantie de l'accès à l'eau potable pour les générations actuelles et futures, en ayant conscience du danger d'approvisionnement qui pèse sur la ressource. Ce scénario d'intervention, combattant pour la préservation tant qualitative que quantitative de l'eau, peut alors passer par des mesures concrètes comme les restrictions voire suppressions des pesticides et produits fertilisants pour améliorer la qualité de l'eau. Cela doit accompagner la restauration générale des zones humides et de la qualité des cours d'eau. Pour ce qui est de la quantité, il peut être intéressant de favoriser les cultures qui consomment peu d'eau pour en économiser.

Scénario facteur 2 : Pour le facteur 2, il y a un réel besoin de changements systémiques importants dans la gestion de l'eau, et par conséquent des processus de production et de consommation par toutes les parties prenantes. Comme la production agricole est un gros consommateur de la ressource, ce scénario pourrait s'appuyer sur ce secteur pour agir de manière importante avec des cultures peu gourmandes, des restrictions sur les pesticides, mais aussi et surtout une production biologique nécessitant moins d'intrants. Il existe déjà à l'échelle régionale une tendance importante de changement vers une production biologique. D'après le rapport de la Chambre d'agriculture, en 2017, la part des infrastructures en agriculture biologique représentait déjà 9.2 % du total de l'activité agricole et continue de croître. Nous pouvons alors imaginer dans cette optique un scénario avec des subventions importantes pour les conversions biologiques des agriculteurs, afin de promouvoir une évolution systémique globale et accompagnée. Nous avons pris ici l'exemple du changement agricole, mais pour ce facteur, l'agriculture est un des postes de consommations de l'eau parmi d'autres. Il faut accompagner toutes les pratiques sur cette voie, comme pour les consommateurs domestiques avec la promotion des produits ménagers éco-responsables. Chaque acteur doit être investi à son échelle pour la préservation de la ressource, dans toutes ses actions et ses choix de consommation.

Scénario facteur 3 : Ce scénario considère davantage les spécificités locales et les participants en provenance de Vendée sont sur-représentés. Le déficit en eau pèse particulièrement sur ce département avec une population importante, spécialement en période touristique estivale, lorsque les cours d'eau sont au plus bas, ce qui ne facilite pas la gestion de la ressource. Ainsi, des alternatives spécifiques comme le stockage de l'eau sont importantes pour ce facteur, alors que cela ne l'est pas pour les autres. Les risques d'inondations sont également préoccupants dans cette partie côtière de la région. On peut alors imaginer un scénario avec des dispositions spécifiques adaptées à ce département. Une première considération pourrait être d'adapter l'aménagement urbain aux problèmes de qualité existants et de structurer les territoires avec des haies pour saisir les polluants, par exemple. Les barrages et le stockage peuvent aussi être envisagés au regard de la quantité, en améliorant ce qui existe déjà sur ce territoire pour avoir un montant de ressource disponible tout au long de l'année, même si cela n'est pas sans conséquence et controverse entre

les acteurs régionaux. Ainsi, ce facteur souligne une variété importante d'actions adaptées aux problématiques locales hétérogènes à l'échelle régionale. Il faut alors une connaissance des indicateurs et de la situation très précise pour adapter les actions à mettre en place au plus proche des besoins.

Scénario facteur 4 : Ce scénario s'appuie sur l'optimisation technologique pour allouer l'eau de la manière la plus efficace possible. En s'appuyant sur le progrès technique en agriculture avec des technologies hydro-économes, mais aussi dans la distribution domestique en modernisant les stations de distribution et de traitement, il serait possible d'améliorer la préservation de l'eau. Ce scénario promeut aussi des investissements pour réparer les fuites d'eau, qui en France représentent plus de 20 % de l'eau gaspillée. Dans ce scénario, on peut alors imaginer allouer un budget important à la rénovation et l'entretien des réseaux de distribution. Cela peut s'appuyer aussi sur des *benchmarks* comme ceux présentés en deuxième chapitre de cette thèse. En effet, le progrès et les nouvelles technologies sont pour ce facteur la réponse à la question de la préservation de l'eau.

Scénario facteur 5 : D'après l'Agence de l'eau, en 2018, les consommateurs domestiques payaient plus de 70% des redevances pour l'eau. Pour ce facteur, afin de préserver la ressource, il est nécessaire de payer la juste valeur de ce qu'elle nous apporte et de sa rareté pour en être conscient. Cela impliquerait alors un scénario où les gros consommateurs assumeraient davantage le coût de l'eau que les petits consommateurs. Ce scénario pourrait alors passer par la mise en place effective d'une tarification croissante pour éviter tout gaspillage. De plus, ce scénario mettrait l'accent également sur une utilisation fortement réglementée de la ressource, avec un contrôle du traitement très important et des restrictions sur les pesticides. Dans ce scénario, les acteurs ne s'estiment pas suffisamment conscients des enjeux à l'échelle individuelle pour mettre en place les actions nécessaires pour la ressource. Ainsi, il faut un cadre imposé avec un prix et une réglementation forte pour impacter directement les comportements et alerter les consommateurs sur l'état de la ressource. Ces deux leviers sont très impactants pour changer les comportements vers une diminution du gaspillage.

Ces scénarios s'appuient à la fois sur les problématiques contextuelles régionales, mais

aussi sur l'importance que les individus donnent aux moyens de préserver l'eau, définis par les Q sorts. Un élément intéressant de la méthode est la mise en lumière des consensus. Dans cette étude, les consensus obtenus sur la pollution, les enjeux du changement climatiques et des changements agricoles systémiques peuvent constituer les racines de la co-construction d'un meilleur programme d'utilisation de l'eau.

1.6 Commentaires conclusifs

Cette étude conduite sur toute la région Pays de la Loire entre novembre 2019 et février 2020 implique 35 participants d'horizons et d'intérêts très variés (collectivités, directions régionales, consommateurs, associations, etc.) autour d'une problématique commune : la préservation et la gestion de l'eau à l'échelle régionale. Les participants ont alors classé 33 énoncés organisés sur diverses thématiques comme la préservation de l'eau dans les domaines domestique, agricole, industriel, l'arbitrage entre qualité et quantité de la ressource, la gouvernance de l'eau, les initiatives partagées et la solidarité.

Cinq profils de pensée ont été mis en exergue. Alors qu'une première vision met en avant une gestion active par des actions concrètes pour préserver la quantité et la qualité de l'eau, un second profil réunissant beaucoup d'institutions et d'associations régionales offre une vision holistique de la gouvernance de l'eau et encourage les changements systémiques vers une durabilité de l'accès à l'eau. La troisième vision est composée majoritairement de représentants du milieu agricole et se caractérise par une sur-représentation des participants vendéens. Elle prône une gestion de l'eau adaptée aux problématiques locales de petite échelle et l'essor de la connaissance de la ressource pour la préserver. Une quatrième vision composée majoritairement de consommateurs domestiques et d'associations environnementales encourage une utilisation optimisée de la ressource sans gaspillage, ce qui passe par des avancées technologiques de pointe. Le dernier facteur recommande de s'appuyer sur des leviers directs de la préservation de l'eau, qui ne sont autres que la tarification et la réglementation, pour préserver la qualité des eaux retraitées et éviter la surconsommation quantitative par un prix dissuasif.

L'étude conduite ici soulève un point intéressant déjà attribué aux usages de la méthode : cela aide à soulever des désaccords et des consensus régionaux. Bien plus qu'un état des lieux de la situation des perspectives, cette étude offre des mesures statistiques des désaccords et des conflits qui sont actuellement notables dans les instances de gouvernances de l'eau (comité de bassin, commissions locales de l'eau, etc.), mais très peu observée par le prisme scientifique. Cela permet également de souligner des aires de consensus et des priorités à instaurer, telles que la prise en compte des enjeux du changement climatique, des changements systémiques accompagnés en agriculture vers une production plus biologique et durable, et le combat à poursuivre contre les pollutions diffuses.

Dans ce contexte de conflits d'usage et de rareté de la ressource, comprendre les perspectives subjectives est indispensable pour construire des scénarios d'intervention efficaces en matière de gestion de l'eau et en adéquation avec les actuelles tensions ressenties autour de la ressource. Grâce à la mise en oeuvre de cette méthode, les visions discordantes et les incompréhensions sont mises en lumière pour promouvoir la compréhension et la connaissance des visions existantes sur une problématique commune. Cela permet de souligner les aires de consensus pour orienter les décisions vers une coordination et des accords sur la ressource, autant que faire se peut. Cependant, cette étude présente des limites et offre des perspectives de recherche futures intéressantes.

Tout d'abord, le nombre d'entretiens pourrait être augmenté pour obtenir les 40 entretiens recommandés par (Brown, 1980) pour davantage de robustesse. Dans une perspective de long terme, nous aurions également aimé proposer des ouvertures sur la notion de centralité et d'influence des individus dans les Q sorts. Au regard des liens existants entre agents, soulignant des tensions ou des relations apaisées, on remarque que les participants contribuent ou non au même facteur et qu'ils s'accordent plus ou moins sur la façon d'utiliser l'eau. Ainsi, les réseaux, les relations et la centralité des participants représentent une belle perspective pour des recherches à venir autour de la méthode Q.

Ce premier chapitre a permis de montrer que les attentes et les besoins des acteurs de

la gestion de l'eau et des usagers sont parfois difficiles à concilier. Ainsi face à la rareté croissante de la ressource en eau, il est indispensable d'éviter tout gaspillage afin d'éviter la pénurie hydrique, souvent à l'origine de conflits d'usages. Avant même la consommation d'eau, les distributeurs de la ressource ont donc un rôle à jouer en diminuant les fuites d'eau sur les réseaux pour préserver au mieux cet « or bleu ». Le chapitre suivant s'inscrit dans cette optique et propose une étude de performance des réseaux de distribution afin de distribuer la ressource de manière optimale.

1.7 Annexes

1.7.1 Évidence empirique

Auteurs et année	Lieu de l'étude et contexte	Sujet de l'étude	Création du Q set /Qsample	Nombre de participants et fonction	Profils et résultats
GT Raadgever et al. (2008)	Bassin du Rhin entre Allemagne et Pays Bas	Les différentes perspectives sur la gestion des inondations futures dans la partie aval du Rhin, fait suite à la volonté de trouver une vision commune d'ici 2050	Revue de littérature et 23 entretiens semi directifs, 46 énoncés gardés sur 4 thèmes (situation actuelle, développements autonomes, stratégie de management et situation future souhaitée)	22% de réponse sur 200 interrogés par mail. Réponses équilibrées entre allemands et néerlandais mais plus importante participation des organisations gouvernementales et des universitaires que des ONG, citoyens, entrepreneurs et scientifiques allemands	3 profils : anticipation et institution, espace pour l'inondation, connaissance et ingénierie. On a une vision commune des acteurs sur la nécessité de sécurité face aux inondations.
Forrester et al. (2015)	Régions transfrontalières entre Ecosse et Angleterre	Étude de l'engagement social sur un problème de gestion des inondations et les capacités à s'adapter face aux risques	Revue de littérature étendue et entretiens informels	Cartographie participative avec 3 communautés dont 2 en Écosse et une en Angleterre, étude globale des parties prenantes dans la population citoyenne et étude avec GIS sur un auditoire regroupant tous les types d'acteurs	Le couplage de la méthode Q avec la construction d'une cartographie participative et des GIS a permis de combiner les données spatiales et sociales pour favoriser la prise en compte de toutes les parties prenantes et de mettre en avant la "cooperative policy action" (Bischof 2010) sur la gestion des inondations transfrontalières

Ward (2013)	Paraguay	Etudier la mise en place du IWRM (Integrated Water Resource Management) et son acceptation	24 entretiens semi directs sur les personnes investies dans le IWRM (civils, NGO, état du Paraguay, etc.)	50 énoncés retenus sur les 4 thématiques suivantes : Gestion locale et conditions de développement, le rôle de la science dans la gouvernance, les politiques du modèle IWRM, les valeurs environnementales et du développement	3 facteurs ont été trouvés avec une vision mitigée sur l'adoption et la mise en place du programme : les acolytes du IRWM pour l'adoption des règles du programme, les IWRM centralisés qui représentent trois individus du gouvernement haut placés en faveur du rôle central des agences gouvernementales dans la gestion de la participation de la société civile, les sélectifs de l'IWRM représentés par le secteur public et les NGO contre la vision du marché des acolytes, ils pensent que le pouvoir sur l'eau ne doit pas être diminué.
-------------	----------	--	---	---	--

Bischoff-Mattson et al. (2018)	Bassin du Murray Darling en Australie	Discussion sur la notion d'eau culturelle indigène et des débats et conflits autour de son utilisation.	Les 31 énoncés conservés ont été tirés du discours grand public sur la culture de l'eau indigène et de l'étude de 130 documents scientifiques, presse et gouvernementaux . Ils sont le résultat d'une sélection sur 350 énoncés initiaux	Une méthode d'échantillonnage semi ciblée a été utilisée pour choisir les participants au nombre final de 51 dont 22 ont été rencontrés en personne. Tous étaient concernés par la proximité / le travail avec le bassin du Murray Darling.	4 facteurs ont été dégagés : Barrières structurelles et restitution (justice pour redonner à la population indigène son droit à l'eau), portée et acheminement de la ressource en eau (rôle des experts et de la science), un terrain d'entente et de collaboration (rôle de l'environnement), la collaboration et la restitution (question culturelle et environnementale).
--------------------------------	---------------------------------------	---	--	---	--

Lévesque et al. (2019)	Lac Saint Pierre à Québec au Canada	Ce terrain est au coeur de divergences d'intérêt entre agriculture, conservation et développement autour de la ressource en eau potable menacée par le changement climatique et un boulever- sement de l'écosystème.	Revue des médias sur 25 ans des usages et probléma- tiques autour du lac (814 articles étudiés) et sur les rapports, des entretiens et des conférences avec les or- ganisations qui travaillent sur le lac pour parvenir à 19 énoncés sur la coexis- tence des usages, les ac- tions collectives pour l'éco- système, les pratiques agri- coles et agroenvironnemen- tales, les politiques et la ré- gulation de l'agriculture et la conservation de la res- source	4 secteurs représentés (agri- culture, gouvernemental et municipal, conserva- tion, chasse/pêche) par des élus, fermiers, agronomes, chercheurs, employés du gouvernement, membre des associations et des organisa- tions de conservation et le secteur de la pêche et de la chasse. Avec une quinzaine de chaque groupe, 57 répon- dants au total ont complété l'étude.	3 profils : Les proconservation (majoritairement représen- tés par la associations de conservation, chercheurs, agences gouvernementales, les élus officiels etc), Les pro-agriculture (fermiers, agronomes, un pêcheur, un élu officiel, un écolo), Les fermiers au coeur du lac (exclusivement des fermiers). Cette étude a permis de mon- trer les différents niveaux de conflits et une compréhension des perspectives sociales.
---------------------------	--	---	---	---	--

Asquer (2014)	Italie, territoire avec un secteur de distribution d'eau partiellement privé depuis une réforme de 1994, mais 2/3 du réseau restent de service public. Des normes en termes de qualité et de tarifs existent sur l'ensemble du réseau.	Étude de la perception des services d'eau sur un territoire partagé entre distribution publique et privée.	150 énoncés sur la régulation des services d'eau locaux en provenance de sources documentaires et de 20 interviews avec des officiers élus de service public à l'échelle du gouvernement local et national, des régulateurs de l'eau, des managers de l'eau et les lois et réformes sur l'eau en Italie. Le Q set final comporte 30 énoncés.	Demande à 481 élus de 19 municipalités dont 5% de répondants soient 24 répondants à l'aide des logiciel PQ Method et Flash Q. Les élus de service public des gouvernements locaux en Italie ont un rôle dans les politique de régulation de l'eau, de la conception réglementaire, des règles de tarification et de la supervision des firmes distributrices d'eau.	5 facteurs identifiés : les interventionnistes de secteur public, les pessimistes, les pragmatiques, les privatiseurs prudents et privatiseurs fatalistes. Ces 5 profils montrent des distorsions sur la place du public et du privé dans le service de distribution d'eau. Une majorité des profils disent que les principes de solidarité et d'accessibilité pour les plus démunis doit s'appliquer alors que le dernier profil met en avant plus de protection pour les firmes que pour les utilisateurs avec une couverture des coûts engagés. Cette hétérogénéité est liée au contexte historique et à la mise en place récente du privé dans les services de distribution d'eau.
---------------	--	--	--	---	--

Forouzani et al. (2013)	Ce papier se base sur la province de Harvdasht Couty of Fars en Iran et le développement du terme "water agricultural poverty" sur le territoire confronté à une eau de qualité insuffisante pour l'agriculture.	Cette étude veut comprendre le sens de l'"agricultural water poverty" pour les fermiers et les spécialistes du monde agricole et les différences d'interprétation entre les deux groupes. l'agriculture est très développée et représente une des activités principales de la population confrontée à la dégradation des eaux souterraines, et aux enjeux climatiques	Retranscription d'entretiens semi-directifs (6 fermiers et 9 focus groupe avec fermiers et spécialistes) + revue de la littérature. Le concours initial était formé de 210 énoncés sur l'AWP sur les 750 collectés au début puis au final 54 ont été choisi pour traiter tout le spectre thématique	75 participants (50 fermiers et 25 spécialistes).	7 profils. 4 à dominante fermiers : Management-adherents , adaptative adherents, Fatalists, Support seekers et 3 à dominante spécialistes : Farmer-blamer pessimists, technocratic realists, aptimists Globalement les résultats remettent en cause la soutenabilité actuelle du modèle : accès à l'eau, utilisation raisonnée, disponibilité de la ressource, moyens d'extraction, vision de l'AWP, futur optimisé, etc
-------------------------	--	---	---	---	--

Frantzi et al. (2009)	Sur le territoire du Plan d'action méditerranéen pour comprendre l'efficacité de la mise en place des politiques de coopération internationale	Cette étude a pour vocation d'élargir la recherche portant habituellement sur la diplomatie environnementale internationale, les traités et les accords en se concentrant sur l'efficacité des régimes mis en place qui restent peu abordée.	25 entretiens semi directs auprès des différents acteurs pour trouver 294 énoncés ensuite triés par thèmes pour se concentrer sur le domaine de l'opinion, et enfin une sélection des énoncés pour qu'ils représentent des arguments positifs et négatifs à parts égales. Cela a donné une liste finale de 44 énoncés.	25 Q sorts ont été menés sur un public très complet comprenant des académiciens, des consultants externes, des organisations non gouvernementales, des centres de recherche, des chercheurs indépendants, le ministère de l'environnement etc	4 profils sont ressortis sur l'efficacité des régimes : International political cooperation , legal implementation and environmental performance, practical VS political effectiveness, governance through participation Ces profils montrent que l'efficacité repose sur différents éléments : rôle des institutions, mesures légales, culturelles, scientifiques, environnementale.
--------------------------	--	--	--	---	---

Davies et al. (2012)	UK, étude comparative menée en 2001 et 2008 sur les changements agricoles	Cette étude a vocation à étudier les changements des cadres de perception environnementale des individus sur une longue période avec une approche longitudinale	Utilisation de la même base de Q set dans les études pour une parfaite comparaison des résultats.	102 interviews en 2001 par face à face contre. 34 formulaires complets en 2008 par voie postale	4 trajectoires d'évolution entre les deux études : Increasing reluctance to endorse environmentalism, surge of support for technological stability, decline in enthusiasm for paiements for service, increasing concern with farming communities . Les résultats montre les évolutions à travers le temps et non plus les profils car l'approche longitudinale permet de montrer une stabilité structurelle de certaines perspectives agricoles ou au contraire, les éléments qui ont suivi une evolution de perception
-------------------------	---	---	---	---	---

Barry et al. (1999)	Lieu de l'étude : UK sur des participants appartenant au Local employment Trading systems (LETS)	Si l'étude a porté sur 3 thèmes avec un Q sort pour chaque (Citizenship and Community, LETS sys- tems themselves et En- vironmental concern, awa- reness and Sustainability). Pour comprendre la vision des individus sur les po- litiques environnementales, leur acceptation publique et leur mise en oeuvre	36 énoncés ont été retenus suite à une étude des mé- dias et des entretiens avec les populations étudiées	25 participants rattachés au LETS ont été interrogés	4 profils en sont ressortis : Techno-sceptical , non green holism ; Anti-capitalism, techno-scepticism, non green ecologism ; Political eco- logism ; Pro-technologism, acquisitiveness. Cela montre ainsi les différentes visions sur la mise en place et l'efficacité des politiques environnementales et qui divisent même des indivi- dus avec une appartenance commune (LETS)
------------------------	--	---	--	---	---

Cuppen et al. (2010)	Pays Bas , dans le cadre d'un débat sur les options énergétiques de la biomasse aux pays Bas. Il faut confronter les acteurs, leurs connaissances et leurs fonctions pour créer le dialogue entre les parties prenantes et refléter les perspectives de manière égalitaire	La Q méthode doit aider à ce que les individus connaissent les visions les uns des autres pour avoir un mapping des différentes perspectives avant de mener le débat final	Enoncés pris dans des retranscriptions de discussions, rapports, débats publiés, journaux, articles qui ont aussi permis de sélectionner les acteurs concernés. 62 énoncés sont sortis puis 60 après 5 pré-tests conservés au final	75 répondants (instituts, académies, compagnies, organisations non gouvernementales, petites et moyennes entreprises, gouvernement national/régional/local)	6 facteurs ressortent : Keep all options open; Hit the brakes; support small-scale innovation initiatives; security of supply with global, certified, 2nd generation biomass; efficiency the goal, biomass a mean?; Just fo it, step by step. 30 des 75 participants ont participé au dialogue final représentant la diversité des vues/intérêts/ attentes.
-------------------------	--	--	---	---	---

TABLE 1.6 – Les utilisations de la méthode Q dans le domaine de l'environnement et de l'eau

1.7.2 Étapes de la méthode

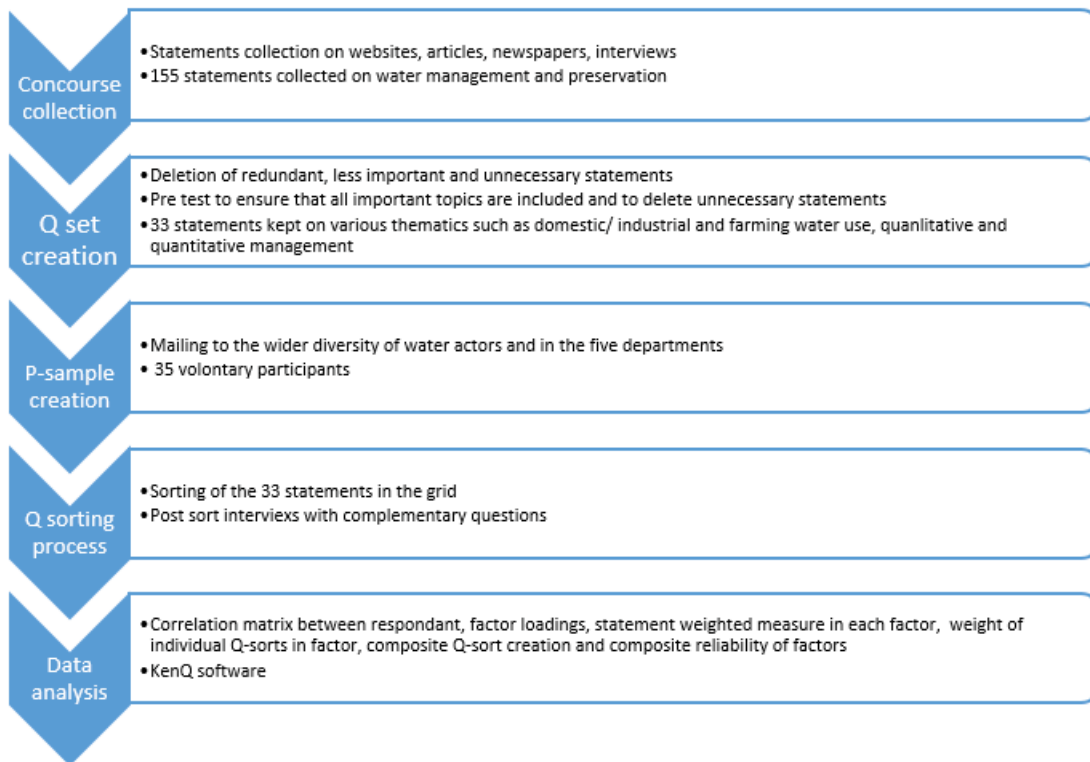


FIGURE 1.13 – Étapes de l'étude Q

1.7.3 Rôles et fonctions des différents acteurs

Acteurs	Fonctions
L'état	Assure le cadre légal et la mise en place de sa politique
Ministère de l'environnement (devenu ministère de la Transition écologique et solidaire)	S'appuie sur le cadre légal pour régir cinq principaux axes : Assainissement, gérer la sécheresse, gestion de l'eau en France, lutte contre les pollutions de l'eau et protection de la ressource en eau
Ministère de la Santé (devenu ministère des Solidarités et de la Santé) et de l'agriculture (devenu Ministère de l'agriculture et de l'alimentation)	Le Ministère de la santé s'intéresse à trois grands versant concernant l'eau (qualité des eaux de baignade, prévention contre des bactéries et qualité de l'eau potable). Le ministère de l'agriculture se préoccupe de la disponibilité de l'eau d'irrigation et de la préservation de la ressource face aux polluants.
Comité national de l'eau	Surveille les milieux aquatiques et contrôle les usages de l'eau
Préfets de bassin	En lien avec les préfets du département Assure la politique de l'Etat en termes de police de l'eau et gestion des ressources Approuve le SDAGE élaboré par le Comité de Bassin
Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement + Agences régionales de santé + Direction départementale du territoire	Mettent en oeuvre la politique de l'état au niveau réglementaire et technique
Conseil régional ou départemental	Apportent leur concours technique et financier aux communes

TABLE 1.7 – Les acteurs porteurs des directives de l'état

1.7.4 Concours

Acteurs	Fonctions
Agence de l'eau	Met en oeuvre la stratégie définie par le Comité de bassin. Consent des prêts et des subventions aux collectivités et aux acteurs économiques et agricoles qui s'engagent à mettre en place des actions de production d'eau de qualité potable, entretien et restauration des milieux aquatiques, dépollution des eaux. L'argent de ces incitations provient de redevances que l'agence de l'eau collecte auprès des usagers qui s'en acquittent (principe pollueur /payeur) au prorata de leur utilisation d'eau et de leur impact environnemental.
Comité de bassin	Rassemble les représentants des pouvoirs publics, des collectivités territoriales, des usages économiques et associatifs pour décider de la stratégie en faveur de la protection de l'eau et des milieux aquatiques et élabore un plan de gestion pour 6 ans en cohérence avec les politiques européennes et nationales de gestion de l'eau

TABLE 1.8 – Planification par les organismes et comité de bassin

Acteurs	Fonctions
Agriculteurs	L'irrigation représente 7% des prélèvements totaux annuels
Industriels	8% des prélèvements totaux annuels pour les industriels et 56% des prélèvements totaux annuels utilisés pour la production d'énergie (hors hydroélectricité)
Usagers domestiques individuels	L'eau potable représente 15% des prélèvements totaux annuels

TABLE 1.9 – Usagers principaux de la ressource

Acteurs	Fonctions
Communes	Compétences en eau et en assainissement du territoire local
Syndicats intercommunaux + Syndicats Mixtes + Syndicats départemental des eaux et de l'assainissement	Réunissent les collectivités territoriales, les départements, les régions, animent et mettent en oeuvre la gestion des milieux aquatiques en associant l'ensemble des acteurs du territoire et en mettant en place des procédures telles que les SDAGE ou les contrats de milieux

TABLE 1.10 – Mises en oeuvre des directives des collectivités territoriales

<p>Diminuer la consommation d'eau domestique (57)</p>	<p>Mousseur / réducteurs de débit / Aérateurs hydro-économes</p> <p>Chasses d'eau double débit</p> <p>Récupérateur d'eau de pluie pour la maison (toilettes)</p> <p>Récupérateur d'eau de pluie pour la piscine</p> <p>Récupérateur d'eau de pluie pour laver la voiture</p> <p>Pommeau de douche économique</p> <p>Mitigeur thermostatique pour la douche</p> <p>Utiliser des toilettes sèches</p> <p>Ne pas avoir de piscine</p> <p>Eco chasse d'eau (qui arrête l'écoulement de l'eau quand on arrête de faire pression sur le bouton)</p> <p>Remplir une bouteille à déposer dans le réservoir des toilettes si pas d'équipement double chasse</p> <p>Des plaquettes éco WC sur le bord du réservoir des toilettes</p> <p>Utiliser un lave-vaisselle plutôt que de faire la vaisselle à la main</p> <p>Classement/ Étiquette de consommation (A++ de l'électroménager)</p> <p>Utiliser le mode éco sur les appareils électroménagers</p> <p>Faire tourner les appareils seulement quand ils sont remplis</p> <p>Douche plutôt que bain</p> <p>Couper les robinets dans les actions du quotidien (le brossage des dents, pendant la vaisselle, sous la douche pendant le savonnage)</p> <p>Utiliser des bacs pour faire la vaisselle</p>
---	---

Laver la voiture dans les périodes où l'eau n'est pas rare (hors été)

Laver la voiture en station plutôt qu'au tuyau d'arrosage

Récupérer l'eau froide qui coule avant qu'elle soit chaude pour arroser les plantes

Boire de l'eau du robinet

Utiliser un verre d'eau pour le brossage des dents

Éviter le surdosage de lessive en machine

Éviter le surdosage de liquide vaisselle qui nécessite plus de rinçage

Laver les ustensiles que l'on peut quand on fait la cuisine (consomment moins d'eau juste après l'utilisation qu'une fois refroidis et séchés)

Je ne passe pas plus de 5 minutes sous la douche

Supprimer le prélavage (les textiles actuels n'en ont plus besoin)

Nettoyer régulièrement ses équipements électroménagers pour en favoriser l'usage idéal

Arrêter de laver les déchets avant de les mettre dans le bac de tri

Utiliser en priorité de l'eau froide pour éviter de faire couler l'eau le temps qu'elle chauffe

La mise en place des *nudges* (par exemple un sablier de 5m sous la douche)

Mise en place de minuteur de robinetterie dans les lieux publics

Les panneaux de sensibilisation sur la durée du lavage des mains dans les lieux publics

Kits pédagogiques distribués aux enseignants

Famille à énergie positive (économie d'eau de 13%)

Sensibiliser aux éco-gestes

Sensibiliser dans les écoles

Sensibiliser au travail

Arroser le soir

Paillage

	<p>Récupérateur d'eau de pluie</p> <p>Cuve autonome raccordée aux gouttières</p> <p>Goutte à goutte pour limiter le ruissellement de l'eau</p> <p>Arroser ses plantes avec l'eau de cuisine</p> <p>Aérer la terre régulièrement</p> <p>Plantes qui consomment peu d'eau / moins gourmandes</p> <p>Ne pas jeter des choses dans les toilettes éviers (lingettes,)</p> <p>Produits insecticides dans le jardin)</p> <p>Nettoyants ménagers biodégradables</p> <p>Utiliser des produits écoresponsables (lessive, liquide vaisselle)</p> <p>Contrôler son compteur avant et après une période d'absence pour détecter les fuites d'eau (ou bien le soir et le matin)</p> <p>Compteurs intelligents pour les factures d'eau</p> <p>Vérifier l'absence de fuites d'eau à l'il nu</p> <p>je vérifie et remplace la robinetterie en cas de fuite</p> <p>Je vérifie qu'il n'y a pas de forte augmentation inexplicquée de ma facture et de ma consommation d'eau</p> <p>Je fais vérifier par un professionnel la pression de l'eau (supérieure à 3 bars = surconsommation)</p>
<p>Diminuer la consommation d'eau pour les usages industriel et agricole (11)</p>	<p>Utiliser des technologies hydro-économes (Goutte à goutte) pour l'agriculture</p> <p>Restreindre les horaires d'arrosage des activités agricoles</p>

	<p>Favoriser les cultures agricoles peu gourmandes en eau</p> <p>Mettre en place des quotas sur les m3 d'eau consommés pour les agriculteurs</p> <p>Mettre en place des taxes sur les m3 consommés en saison estivale par les agriculteurs</p> <p>Mettre en place des quotas sur les m3 prélevés par les industriels</p> <p>Mettre en place des taxes sur les m3 prélevés par les industriels</p> <p>Mettre en place un marché des droits d'eau limités pour les agriculteurs et les industriels</p> <p>Réglementer les usages</p> <p>Instrument de régulation économique sur l'eau agricole (taxes, quotas,)</p> <p>Réutiliser les eaux usées traitées pour irriguer</p>
Préserver la qualité de la ressource (8)	<p>Encourager la production en agriculture biologique</p> <p>Interdire les pesticides, fertilisants, polluants agricoles, micropolluants afin d'éviter la pollution agricole</p> <p>Créer des aménagements naturels pour piéger les polluants (hais / tampons , .)</p> <p>Encourager la connaissance et l'innovation sur le retraitement des eaux</p> <p>N'utiliser l'eau de qualité que pour les usages qui en ont réellement besoin, sinon par défaut une eau de qualité moindre</p> <p>Niveau de collecte et traitement des eaux usées</p> <p>Mettre en place un ensemble de mesures portant sur la qualité de l'eau de la Loire.</p> <p>Des techniciens des milieux aquatiques vérifient également la richesse de la biodiversité des cours d'eau, qui reste un bon témoin de la qualité des eaux qui se jettent dans la Loire</p>
Préserver la ressource en quantité (6)	

	<p>Boire l'eau du robinet</p> <p>Faire des économies d'eau pour tous les usages</p> <p>Donner la priorité à l'alimentation en eau potable aujourd'hui et future</p> <p>Stockage de l'eau en hiver</p> <p>Sauvegarde du caractère naturel des espaces inondables</p> <p>Recycler les effluents</p>
Aménagement du territoire et innovation (19)	<p>Empêcher la dégradation et restaurer le bon fonctionnement des cours d'eau</p> <p>Restaurer et gérer les zones humides</p> <p>Protéger la biodiversité et les espèces remarquables</p> <p>Améliorer la connaissance sur ces derniers et les services qu'ils rendent</p> <p>Aménager différemment le territoire pour limiter les inondations</p> <p>Moderniser des stations d'assainissement</p> <p>Améliorer les réseaux de distribution d'eau</p> <p>Réparer les fuites sur le réseau de distribution de l'eau</p> <p>Urbanisation pour prendre en compte les inondations</p> <p>Inscrire l'exigence d'équilibre économie/écologie dans les outils de planification urbaine. L'idée est de maintenir un équilibre via le PLU</p> <p>Organisation locale pour gérer les risques d'inondations</p> <p>Nous faisons également en sorte que les différents cours d'eau, une des richesses de notre territoire, soient dans le meilleur état possible et que leur biodiversité soit préservée</p>

	<p>Restaurer les affluents des cours d'eau que l'activité humaine et les ouvrages ont pu altérer</p> <p>Inscrire l'exigence d'équilibre économie/écologie au sein du SAGE (Schéma d'aménagement et de gestion de l'eau) de l'estuaire de la Loire</p> <p>L'usine de l'eau est en travaux, afin d'améliorer encore la qualité de l'eau potable, mais aussi pour mieux s'adapter à la consommation et à l'évolution de la population</p> <p>Mettre en place des technologies propres</p> <p>Techniques de pointes pour réparer les fuites ("Les prélocalisateurs sont des appareils qui vont écouter le réseau la nuit (pour éviter les sons parasites) et tenter de repérer le bruit des fuites.")</p> <p>Sectoriser les réseaux pour repérer les fuites</p> <p>Ils ont utilisé des techniques alternatives au réseau d'assainissement classique pour la gestion de ces eaux, en construisant ce nouveau quartier sans tuyau pour les eaux de pluie</p>
Gouvernance de l'eau et information (13)	<p>Poursuivre l'acquisition et la transparence des données sur l'eau, les rendre accessibles et exploitables</p> <p>Informier et sensibiliser les habitants / agriculteurs / industriels / consommateurs d'eau domestique</p> <p>Prendre en compte l'eau dans l'aménagement du territoire et l'urbanisme</p> <p>Mobiliser et accompagner les acteurs de la mise en place du SDAGE</p> <p>Investir dans des programme d'intervention de l'Agence de l'eau pour la préservation de la ressource</p> <p>Se fixer des objectifs (objectif d'ici 2021 que 37% des cours d'eau soient en bon état)</p> <p>Favoriser le secteur public (conserver une expertise et des savoirs faire internes) / la mixité / le secteur privé (entreprises qui apportent une vision extérieure)</p> <p>Pas de faute dans la continuité du service</p>

	<p>Amélioration de la connaissance des phénomènes et de la vulnérabilité</p> <p>Augmenter les redevances agricoles / augmenter les redevances domestiques / augmenter les redevances industrielles</p> <p>Campagnes de sensibilisation dans les foyer municipaux / les entreprises</p> <p>Étendre l'intervention de la cellule opérationnelle de prévention des risques à l'échelle de l'estuaire</p> <p>La gestion de l'eau potable et de l'assainissement, autrement nommée le petit cycle, ainsi que de la restauration des milieux aquatiques et de la gestion des eaux pluviales, pour former le grand cycle.</p>
<p>Solidarité et enjeux intergénérationnels (10)</p>	<p>Prendre en compte les changements climatiques</p> <p>Un défi qui se relève au quotidien, mais aussi en anticipant l'avenir</p> <p>Favoriser la solidarité entre les territoires (entre ceux avec de la disponibilité et ceux dans le besoin, urbains et ruraux,)</p> <p>Tarification sociale de l'eau : préserver les plus démunis et décourager la surconsommation</p> <p>Aide de solidarité pour l'eau à 6000 ménages sur Nantes Métropole</p> <p>S'adapter aux périodes de sécheresse de plus en plus fréquente et aux changements climatiques</p> <p>Favoriser la logique de territoire et d'effort partagé avec ceux qui ont une moindre capacité d'investissement</p> <p>Inscrire l'exigence d'équilibre économie/écologie au sein du SAGE (Schéma d'aménagement et de gestion de l'eau) de l'estuaire de la Loire</p> <p>« Concevoir un programme de découverte, d'éducation et sensibilisation autour de la Loire »</p> <p>Faire attention à la santé humaine</p>
<p>Coopération et initiatives partagées (5)</p>	

	<p>Le débat « Nantes, la Loire et nous » entre dans sa phase concrète, après 9 mois de consultation citoyenne</p> <p>Nantes Métropole missionne donc l'association Écopôle, centre permanent d'initiatives pour l'Environnement du Pays de Nantes pour présenter le cycle de l'eau aux élèves de primaires, collèges et lycées</p> <p>Je pense que les collectivités publiques, les opérateurs privés/ les industriels/ les usagers domestiques/ les agriculteurs/les associations/ les entités gouvernementales ont un rôle crucial à jouer dans la gestion de l'eau</p> <p>Engager des programmes de coproduction avec les citoyens</p> <p>Les agents de la collectivité incitent les propriétaires à replanter des haies, s'assurent de la bonne santé de la végétation des rives, qui permet de filtrer l'eau, voire agissent sur le lit des cours d'eau</p>
<p>Préconisations à destination des agriculteurs irrigants (25)</p> <p>Ne pas irriguer si le vent est important</p>	<p>Privilégier un arrosage de nuit (moins d'évaporation et moins de vent)</p> <p>Privilégier des fréquences d'arrosage espacées pour réduire les pertes par évaporation (eau stagnant sur le feuillage à chaque irrigation)</p> <p>Adapter les apports à la capacité de stockage du réservoir-sol</p> <p>S'équiper de vannes volumétriques ou autres programmeurs d'irrigation pour une maîtrise des apports</p> <p>Vérifier l'état du réseau, changer les pièces défectueuses et réparer les éventuelles fuites avant de reprendre l'irrigation</p> <p>Ajuster les apports en fonction de l'état végétatif. (se rapprocher des services de conseils en irrigation)</p> <p>Prévoir des moyens de stockage d'eau et des dispositifs de remplissage adaptés pour les cannières.</p> <p>Réduire voire arrêter l'irrigation des parcelles qui vont être prochainement récoltées</p>

Bien évaluer les risques liés à l'instauration de tours d'eau et reporter le cas échéant la mise en place de nouvelles prairies

Pour les prairies en place, essayer de maintenir un minimum de couverture du sol par l'herbe cultivée et dans l'attente d'un retour à la normale

Stopper les apports de fumures

Veiller à faire au moins un arrosage par semaine (plus si les tours d'eau le permettent et plutôt la nuit)

Maîtriser l'enherbement pour que l'eau ne soit utilisée que par la culture produite

Maintenir un paillage végétal afin de favoriser

Limitier le recours aux produits phytosanitaires et aux engrais de synthèse. Un retour à l'agronomie fondamentale s'impose : choix des variétés, date de semis, densité de semis, observation des parcelles

Faire un usage raisonné des engrais et des produits phytosanitaires lorsqu'ils doivent être utilisés, en prenant en compte toutes les données utiles : les besoins des cultures, la nature des sols, le climat, les infestations d'insectes nuisibles, la présence de mauvaises herbes et surtout la vulnérabilité du milieu

Limitier à 0 le risque de pollution ponctuelle : bien régler les engins d'épandage, traiter les fonds de cuve, se doter d'une aire de remplissage fonctionnelle

Réserver une bande enherbée au bord des rivières pour piéger les pollutions

Pour les installations d'élevage : construire des aires bétonnées pour éviter les écoulements des déjections animales dans les rivières et dans les nappes

Choisir des espèces végétales adaptées aux conditions climatiques de nos régions

Calculer la quantité d'eau précise dont la plante a besoin, arroser au pied de la plante et n'apporter que la quantité d'eau nécessaire

Utiliser des systèmes économes en eau comme la micro-irrigation

Mesurer les quantités d'eau prélevées avec un compteur

Préserver l'humidité du sol en le couvrant avec de l'écorce ou des rameaux d'arbres broyés, etc.

TABLE 1.12 – Concours

1.7.5 Q set

Numéro	Intitulé
1	Boire l'eau du robinet plutôt que l'eau embouteillée
2	Installer des équipements économes en eau (chasse d'eau double débit, mousseurs, minuteurs de robinetterie)
3	Subventionner les installations domestiques économes en eau (récupérateur d'eau,)
4	Inciter l'utilisation de produits ménagers écoresponsables et naturels (lessive,)
5	Informier sur les bonnes habitudes quotidiennes (favoriser la douche, laver la voiture en station,)
6	Utiliser des technologies économes en eau pour l'agriculture (goutte-à-goutte,)
7	Restreindre les horaires d'arrosage pour les activités agricoles
8	Favoriser les cultures peu gourmandes en eau
9	Recycler les eaux usées municipales pour l'agriculture et /ou l'industrie
10	Mettre en place des quotas sur les m ³ d'eau consommés par les agriculteurs et /ou les industries
11	Taxer les m ³ consommés en période estivale et/ou de sécheresse
12	Améliorer le stockage de l'eau
13	Mettre en place une tarification croissante pour décourager la surconsommation (plus je consomme et plus l'eau est chère!)
14	Encourager la production agricole biologique
15	Restreindre / interdire les pesticides, fertilisants, produits phytosanitaires, micropolluants, etc.
16	N'utiliser l'eau de qualité que pour les usages qui en ont réellement besoin, et sinon une eau de qualité inférieure
17	Réglementer et contrôler la qualité du traitement des eaux usées
18	Créer des aménagements naturels pour piéger les polluants (haies)
19	Restaurer et gérer les zones humides et les milieux aquatiques
20	Moderniser les stations d'assainissement et les usines de fourniture d'eau
21	Améliorer les réseaux de distribution d'eau et réparer les fuites

22	Inscrire l'exigence économie / écologie dans les outils de planification urbaine (SAGE)
23	Empêcher la dégradation et améliorer l'état des cours d'eau (biodiversité, rives,)
24	Aménager le territoire en tenant compte des risques d'inondations
25	Poursuivre l'acquisition et la transparence des données sur l'eau, les rendre accessibles et exploitables
26	Informier et sensibiliser les consommateurs aux éco- gestes à l'école ou au travail (panneaux d'affichage, campagnes de sensibilisation)
27	Augmenter les redevances sur l'eau
28	Prendre en compte les enjeux du changement climatique (sécheresse,)
29	Favoriser la solidarité entre territoires (ruraux / urbains, ceux avec beaucoup d'eau et ceux qui n'en ont pas, selon la capacité d'investissement)
30	Garantir l'accès à l'eau potable pour les générations actuelles et futures
31	Mettre en place une tarification sociale de l'eau pour les plus démunis
32	Mettre en place des consultations citoyennes et des programmes de coproduction sur la préservation de l'eau
33	Missionner des acteurs pour venir en aide au service public sur la sensibilisation (ONG, associations environnementales,)

TABLE 1.14 – Q set

1.7.6 Construction des facteurs opérants

Numéro	Énoncé	F1	F2	F3	F4	F5	Z-Score variance
15	Restreindre / interdire les pesticides, fertilisants, produits phytosanitaires, micropolluants, etc.	3	3	3	3	3	0.041
5	Informier sur les bonnes habitudes quotidiennes	-2	0	-1	-1	-1	0.124

7	Restreindre les horaires d'arrosage pour les activités agricoles	-1	-2	-2	0	-1	0.152
28	Prendre en compte les enjeux du changement climatique	3	3	1	1	3	0.214
14	Encourager la production agricole biologique	2	2	1	0	1	0.253
21	Améliorer les réseaux de distribution d'eau et réparer les fuites	0	-1	0	2	-1	0.259
22	Inscrire l'exigence économie / écologie dans les outils de planification urbaine (SAGE)	1	-1	1	0	-2	0.261
18	Créer des aménagements naturels pour piéger les polluants	1	-1	2	1	1	0.265
33	Missionner des acteurs pour venir en aide au service public sur la sensibilisation	0	-1	0	-3	0	0.294
9	Recycler les eaux usées municipales pour l'agriculture et /ou l'industrie	-3	0	0	0	0	0.308
2	Installer des équipements économes en eau	-2	0	-1	0	-2	0.33
6	Utiliser des technologies économes en eau pour l'agriculture	0	1	0	1	-1	0.345
26	Informier et sensibiliser les consommateurs aux écogestes à l'école ou au travail	-1	1	-1	-2	0	0.348

17	Réglementer et contrôler la qualité du traitement des eaux usées	1	0	-1	1	2	0.351
23	Empêcher la dégradation et améliorer l'état des cours d'eau	2	1	2	2	0	0.355
8	Favoriser les cultures peu gourmandes en eau	2	2	1	3	2	0.4
31	Mettre en place une tarification sociale de l'eau pour les plus démunis	-1	-1	-1	-3	1	0.402
1	Boire l'eau du robinet plutôt que l'eau embouteillée	-2	1	0	-1	1	0.413
32	Mettre en place des consultations citoyennes et des programmes de coproduction sur la préservation de l'eau	0	0	-1	-3	-1	0.421
16	N'utiliser l'eau de qualité que pour les usages qui en ont réellement besoin, et sinon une eau de qualité inférieure	-1	-2	-2	1	1	0.465
30	Garantir l'accès à l'eau potable pour les générations actuelles et futures	1	3	2	2	3	0.473
27	Augmenter les redevances sur l'eau	0	-3	-3	-2	0	0.523
10	Mettre en place des quotas sur les m3 d'eau consommés	2	0	0	1	-3	0.526
3	Subventionner les installations domestiques économes en eau	-2	0	-3	-2	-1	0.527

19	Restaurer et gérer les zones humides et les milieux aquatiques	3	1	3	3	0	0.659
4	Inciter l'utilisation de produits ménagers écoresponsables et naturels	-3	2	0	-1	0	0.674
24	Aménager le territoire en tenant compte des risques d'inondations	-1	1	2	-1	1	0.675
29	Favoriser la solidarité entre territoires	1	2	-2	-1	-2	0.809
11	Taxer les m ³ consommés en période estivale et/ou de sécheresse	1	-2	-2	-2	2	0.827
25	Poursuivre l'acquisition et la transparence des données sur l'eau, les rendre accessibles et exploitables	0	-1	3	-1	-3	0.982
20	Moderniser les stations d'assainissement et les usines de fourniture d'eau	0	-2	-3	2	-2	1.047
13	Mettre en place une tarification croissante pour décourager la surconsommation	-1	-3	1	0	2	1.076
12	Améliorer le stockage de l'eau	-3	-3	1	0	-3	1.18

TABLE 1.16 – Scores de consensus et désaccords

Commentaire : Les Z scores associés aux énoncés dans les grilles de facteurs sont présentés dans les colonnes de 3 à 7.

1.7.7 Retranscriptions d'entretiens

Toutes les retranscriptions d'entretiens sont disponibles sur le lien suivant :
www.sites.google.com/view/paulinepedehour/phd-appendix,
sous réserve de validation d'accès par l'auteure.

Q sort	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 5
Rep1	0,019	0,052	0,689 F	-0,094	0,036
Rep2	0,166	0,189	0,222	0,449 F	0,102
Rep3	0,180	0,29	0,106	0,540 F	0,096
Rep4	0,297	-0,313	-0,075	0,575 F	-0,04
Rep5	-0,134	-0,071	-0,195	0,611 F	-0,378
Rep6	0,519	0,013	0,259	0,495	0,214
Rep7	-0,081	0,745 F	0,349	0,046	0,115
Rep8	0,669 F	0,017	0,024	0,180	0,033
Rep9	0,132	0,189	0,459	0,724 F	0,117
Rep10	0,251	0,075	0,069	0,759 F	0,055
Rep11	0,389	-0,351	0,414	0,222	0,48
Rep12	0,068	0,302	0,394	0,706 F	0,104
Rep13	0,636 F	0,117	0,127	0,264	0,377
Rep14	0,667 F	0,325	0,209	0,025	0,031
Rep15	0,333	0,381	0,663 F	0,084	0,036
Rep16	-0,091	0,649 F	0,504	-0,009	0,238
Rep17	0,284	-0,116	0,218	0,21	0,519 F
Rep18	0,286	0,325	0,156	-0,100	0,725 F
Rep19	-0,082	0,432	0,509	0,442	0,346
Rep20	-0,035	0,293	-0,115	0,212	0,659 F
Rep21	0,753 F	0,234	0,04	0,292	0,135
Rep22	0,512 F	0,292	-0,071	0,148	0,138
Rep23	0,152	0,078	0,607 F	0,307	0,098
Rep24	0,370	0,714 F	-0,048	0,119	0,027
Rep25	0,273	0,391	0,234	0,228	-0,447
Rep26	0,502	0,079	0,527 F	0,027	-0,094
Rep27	0,800 F	-0,095	0,278	-0,052	0,034
Rep28	0,287	0,683 F	-0,1	0,128	-0,146
Rep29	0,333	-0,033	0,517	0,178	-0,433
Rep30	0,23	0,318	0,571	0,425	0,069
Rep31	0,079	0,046	0,73 F	0,29	0,023
Rep32	0,384	0,458	0,319	0,313	0,255
Rep33	0,658 F	0,193	0,133	0,268	-0,135
Rep34	0,508	0,087	0,178	0,631 F	0,08
Rep35	0,197	0,546 F	0,190	0,163	0,208

TABLE 1.17 – Flagging des participants

Commentaire : F indique que le répondant (rep) est flaggué sur le facteur associé et participe ainsi du loading des résultats.

Chapitre 2

Vers une optimisation de l'offre et de la distribution

Ce chapitre a donné lieu au papier : Pedehour, P., Tesson, M., Vallée, T. (2021). *Une évaluation de la performance des réseaux de distribution d'eau potable*. Revue d'économie régionale et urbaine, (4), 551-592.

2.1 Introduction

D'après le Système d'Information des Services Publics d'Eau et d'Assainissement (SIS-PEA), les fuites d'eau représentaient environ un milliard de mètres cubes (m^3) d'eau en France en 2015, c'est-à-dire autant que la quantité nécessaire pour toute la distribution de la région Île-de-France. Ce gaspillage de la ressource est d'autant plus préoccupant que la France connaît des périodes de pénuries d'eau et de sécheresses locales et saisonnières à l'origine de restrictions d'usages (Erdlenbruch et al., 2013).

Dans ce contexte de rareté, le gaspillage de cette ressource vitale à l'homme est une problématique multidimensionnelle qui implique des enjeux économiques, un impact sur l'environnement mais aussi des conséquences sociales et politiques importantes. Le cadre légal pouvant être un accélérateur de la lutte contre les pertes en eau, les législateurs européens et internationaux ont décidé de s'en préoccuper. La désapprobation de la tarification au forfait par le Comité National de l'eau a ainsi constitué une première étape vers les

économies d'eau (Montginoul, 2007). En 2000, la Directive Cadre sur l'Eau européenne, puis sa transposition nationale en 2006 par la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (LEMA), ont encouragé à la fois la prise en compte des coûts environnementaux et la responsabilisation des usagers et des fournisseurs.

Suivant cette même optique, Mayol et al. (2019) mettent en évidence le lien entre l'instauration de lois sur l'eau et la structure tarifaire implémentée : la LEMA permet une discrimination de second degré avec des tarifs progressifs et la loi Brottes (2013) tente de garantir le "droit à l'eau" en autorisant une discrimination de troisième degré avec une tarification sociale. À titre d'exemple, Nantes a suivi ces réglementations en s'intégrant dans l'expérimentation nationale de tarification sociale de l'eau. En 2017, 5954 ménages ont ainsi pu bénéficier de cette aide de solidarité pour l'eau (Rapport annuel sur l'eau, 2017).

Face à ces enjeux contemporains, la lutte contre le gaspillage de la ressource en eau présente donc un véritable intérêt pour la société et ses implications en termes de politiques publiques sont nombreuses. Erdlenbruch et al. (2013) montrent que suite aux périodes de manque d'eau en France, il faut considérer des alternatives à la gestion conventionnelle. L'introduction de droits d'eau différenciés pour favoriser les usages principaux, ou bien une tarification selon l'état de la ressource, peuvent dissuader les pratiques de surconsommation. Des tarifications par paliers croissants ou saisonnières pour s'adapter à la localité et la saisonnalité des sécheresses peuvent aussi être préconisées (Montginoul, 2013). Montginoul (2007) distingue trois critères essentiels pour lier les économies d'eau et la rentabilité du système : l'efficience, l'équité et la couverture des coûts.

Au-delà des implications de la tarification de l'eau, la sensibilisation est aussi un outil primordial pour réduire le gaspillage de la ressource. La baisse de la surconsommation peut passer par les équipements hydro-économes comme les mousseurs, les chasses d'eau à double débit, mais aussi plus généralement par la création de points d'informations, des lettres aux consommateurs ou encore des kits pédagogiques afin de sensibiliser les

éco-citoyens de demain (Montginoul, 2013). Les compteurs intelligents représentent aussi une solution innovante afin d’optimiser la distribution d’eau, tant pour le consommateur qui déclare les fuites que pour le fournisseur qui peut réparer les réseaux et disposer d’informations sur les dysfonctionnements. Des solutions jointes sur tous les maillons de la distribution et de la consommation de l’eau semblent donc essentielles pour perfectionner la qualité des réseaux d’eau.

Les gaspillages économique et environnemental de l’eau relèvent de la responsabilité de tous les acteurs à leur niveau, et les fournisseurs ont un rôle à jouer pour préserver la ressource au sein du processus de distribution, inhérente à la qualité des réseaux. De nombreuses études portent sur le prix de l’eau pour mesurer la performance des réseaux de distribution d’eau (Carpentier et al., 2006 ; Le Lannier et al., 2012), mais il est également primordial de se pencher sur le gaspillage de la ressource et l’impact des fuites d’eau. Ce chapitre a donc vocation à alimenter le débat sur l’acheminement de l’eau par les distributeurs en amont, en comparant les pertes du réseau, avant même sa consommation. Ce chapitre vise donc à répondre à plusieurs questions d’intérêt collectif : comment mesurer la performance relative (*benchmarking*) des systèmes de distribution d’eau ? Quels éléments contextuels influencent la performance et le gaspillage de l’eau sur les réseaux ? Quels procédés d’urbanisation et managériaux doivent être encouragés pour diminuer les fuites d’eau ?

Ce chapitre aborde ces questions par le cas d’étude de Nantes Métropole (Établissement public de coopération intercommunale, composé de 24 communes) entre 2013 et 2017. Il se base sur une comparaison du gaspillage en eau des communes par concentration, que l’on définit comme le nombre d’abonnés par km de réseau de distribution, aussi appelée densité du réseau. Cette analyse fournit trois principaux résultats.

1. Les réseaux peu denses sont souvent moins performants pour gérer les fuites d’eau.
2. La gestion en régie sur le territoire de Nantes Métropole (NM) est moins efficace sur les fuites d’eau que le reste du réseau, géré par un opérateur privé (ici Véolia Eau).

3. Les communes semi-urbaines ont un Indice Linéaire de Pertes (ILP, c'est à dire les pertes par fuites sur le réseau de distribution rapportées à la longueur des canalisations) plus faible que les communes urbaines sur ce territoire, et par conséquent une meilleure performance environnementale.

Ces résultats contribuent à la littérature existante en offrant une analyse opérationnelle d'un cas d'étude pluriannuel concret de la performance des réseaux de distribution (Nantes Métropole), la méthode étant transposable à l'échelle d'autres territoires. Ce chapitre a donc pour vocation d'aider les distributeurs d'eau à améliorer la performance du réseau en comparant les fuites des communes voisines ou présentant des caractéristiques similaires. Tout d'abord, l'étude introduit la pertinence de l'utilisation de la méthode Data Envelopment Analysis (DEA) comme outil d'aide à la décision sur la gestion de l'eau ainsi que le modèle développé dans ce chapitre. Ensuite, les données utilisées sur Nantes Métropole sont présentées avec quelques informations contextuelles. Par la suite, les résultats sont détaillés avant de poursuivre sur des éléments de discussion. Les commentaires conclusifs et les limites de ce travail constituent une dernière partie.

2.2 Le *benchmarking* comme outil décisionnel pour les services d'eau

L'utilisation des méthodes de performances relatives de type DEA permet de mener des études économiques et environnementales sur des entreprises et/ou des territoires. La partie suivante présente des exemples d'applications sur la ressource en eau et expose le modèle utilisé dans ce chapitre.

L'utilisation des mesures de performance sur la ressource en eau

Les méthodes de comparaison de performances ont déjà été employées à de nombreuses reprises pour évaluer des entreprises, des systèmes et des réseaux de distribution ou de consommation d'eau (Le Lannier et al., 2012; Nicolle et al., 2014; Dong et al., 2018). Cela tient notamment au fait que la valeur financière et la fonction du réseau font de ce

dernier l'élément central du service d'eau (Canneva et al., 2011). En tant qu'outil essentiel de la distribution d'eau, le choix du dimensionnement de ce réseau est crucial et de bonnes prévisions de consommation sont nécessaires pour éviter des problèmes de mauvaise circulation, de stagnation et de fuites d'eau (Montginoul, 2013). Malgré la croissance démographique, la diminution de la consommation journalière au cours des dernières décennies, qui s'explique notamment par l'équipement des foyers en électroménager plus économe (Carré et al., 2009), remet en cause le bon fonctionnement du réseau, devenu trop grand en France (Montginoul, 2013).

Cela renvoie à la contradiction entre la volonté de limiter la consommation d'eau et son gaspillage, et la performance des réseaux sous contrainte de couverture des dépenses de fonctionnement. La garantie d'autofinancement du système avec des réseaux peu adaptables est donc questionnée par la volonté de limiter la consommation dans un pays où " l'eau paie l'eau " (Chong et al., 2015).

Le bénéfice d'une bonne performance des réseaux d'eau et de l'absence de fuites d'eau fait consensus à la fois d'un point de vue économique pour les consommateurs et les fournisseurs, mais aussi pour l'environnement. Néanmoins, le service de distribution d'eau est d'autant plus difficile à évaluer qu'il est essentiel pour que les individus puissent tous bénéficier d'un accès à l'eau potable, malgré des surcoûts de l'étalement très conséquents (Lambotte et al., 2008). Ces auteurs préconisent alors deux types d'urbanisation pour diminuer les coûts de distribution de l'eau : densification d'un espace déjà partiellement urbanisé et installation de vastes lotissements à caractère périurbain. De manière plus générale, pour qu'un service public de l'eau soit efficient et qu'il minimise les coûts, Décamps et al. (2017) encouragent une bonne connaissance des spécificités des territoires, une adaptation des modalités d'organisation à ces spécificités et une pérennisation de la relation au territoire.

Face à cet arbitrage entre économies d'eau et rentabilité d'un service d'accès à un bien vital, les modèles DEA permettent d'évaluer l'état de la ressource et des réseaux de distribution (Thanassoulis, 2009). Ainsi, Nicolle et al. (2014) ont réalisé une étude d'efficience relative sur l'anticipation des flux des rivières et des sources, car ces prévisions

sont essentielles pour un territoire comme la France qui subit des pénuries d'eau locales et saisonnières. Face à ce manque d'eau à venir, d'autres auteurs utilisent le *benchmarking* sur la consommation d'eau pour en optimiser son utilisation. Hunt et al. (2014) étudient les comportements des consommateurs d'eau domestique pour leur permettre de prendre conscience de leur niveau de prélèvement et de leur marge de progression. D'autres auteurs s'intéressent davantage au réseau de distribution d'eau déjà en place en France. C'est le cas de Le Lannier et al. (2012), qui trouvent avec un modèle non paramétrique DEA et un modèle stochastique que les performances d'un opérateur sont influencées par l'efficacité managériale, les caractéristiques de l'environnement d'activité et l'impact des bruits statistiques. Pour eux, les prix moyens de la gestion déléguée sont plus élevés qu'en régie, mais cela doit être complété par le postulat de Carpentier et al. (2006) selon lequel les opérateurs privés gèrent des réseaux plus complexes.

Prenant racine chez Farrell (1957), ces études d'évaluation de la performance s'inscrivent dans une démarche plus globale de conventionnement décrite par Canneva et al. (2011). Ces auteurs tentent de construire des indicateurs et exposent le besoin actuel de quantification de la performance pour pallier au manque de transparence et de concurrence du monopole naturel sur l'eau, et aux externalités environnementales et sanitaires qui en découlent. Dans ce contexte, ce chapitre a vocation à agrémenter le débat en proposant une étude sur plusieurs années de la performance, basée sur le gaspillage par les fuites et la densité des réseaux, plus que sur le prix déjà amplement traité Carpentier et al. (2006) ; Le Lannier et al. (2012).

Cadre d'analyse et modèle

La partie suivante détaille le modèle DEA présenté en Figure 2.1 et utilisé pour l'évaluation des réseaux d'eau sur le territoire de Nantes Métropole. Cette étude s'appuie sur l'ILP car cet indicateur représente une perte économique, mais aussi le gaspillage d'eau potable qui retourne à la terre, ce qui empêche son utilisation immédiate.

On définit Y_i comme l'output de la commune i , c'est-à-dire le nombre de m³ d'eau consommé dans le réseau sur l'année étudiée. X_i représente l'input, c'est-à-dire le nombre

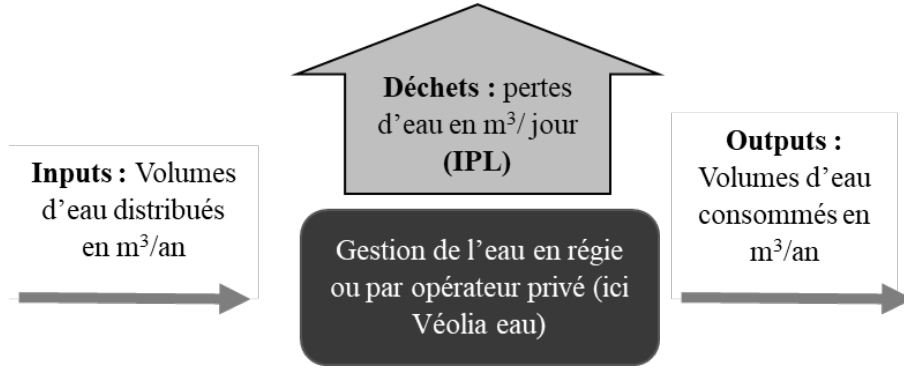


FIGURE 2.1 – Schéma du DEA sur le gaspillage du réseau d'eau

de m^3 d'eau distribué dans le réseau de la commune i sur l'année étudiée. Enfin, on note W_i le déchet de la commune i , soit le nombre de fuites d'eau du réseau en m^3 par jour pour l'année étudiée. Comme chez Kortelainen et al. (2004), même si la considération du déchet comme un input ou un output fait débat, nous adoptons la première position car la quantité d'eau engendre malgré tout un coût de distribution pour le service d'eau.

Suivant Kortelainen et al. (2004), l'objectif formel de ce modèle « orienté environnement » est de déterminer la réduction maximale de fuites d'eau possible en « copiant » la performance des autres communes ou d'une commune fictive construite par une combinaison linéaire de différentes communes existantes. Les communes copiées sont dites de référence. Mathématiquement, pour chaque commune i , il faut résoudre le problème suivant :

$$\min_{\theta, \lambda_1, \dots, \lambda_n} \theta, \text{ s.t. } (x, \theta w, y) \in T^{ENV}. \quad (2.1)$$

T^{ENV} dénote l'ensemble des possibilités de production défini par :

$$T^{ENV} = \{(x, w, y) \mid \text{l'input } x \text{ peut produire l'output } y \text{ et le déchet } w\} \quad (2.2)$$

Il s'agit de minimiser les fuites d'eau sur le réseau (déchets) pour un niveau donné de consommation d'inputs et de production d'outputs. La résolution de ce problème passe par la construction d'une frontière d'efficacité obtenue à partir du système d'inéquations

suivant, sous condition de minimisation de θ :

$$T^{ENV} = \{(x, w, y) | x_i \geq \sum_{n=1}^N \lambda_n X_n; y_i \leq \sum_{n=1}^N \lambda_n Y_n; \theta w_i \geq \sum_{n=1}^N \lambda_n w_n; \lambda_n \geq 0\} \quad (2.3)$$

Cette frontière d'efficience dépend des performances intrinsèques de chaque commune et vise à construire une commune hypothétique sous l'hypothèse de rendements d'échelle constants (CRS : Constant Returns to Scale). La performance d'une commune i est donc relative à la performance d'une commune construite par les communes j pour lesquelles $\lambda_j > 0$. La performance relative des communes étudiées est notée θ en pourcentage, et $(1-\theta)$ nous donne l'amélioration potentielle en pourcentage de diminution des fuites d'eau si les communes utilisent un modèle similaire aux référents.

De même, sous l'hypothèse de rendements d'échelle variables (VRS : Variable Returns to Scale), la résolution passe par la construction d'une frontière d'efficience obtenue à partir de :

$$T^{ENV} = \{(x, w, y) | x_i \geq \sum_{n=1}^N \lambda_n X_n; y_i \leq \sum_{n=1}^N \lambda_n Y_n; \theta w_i \geq \sum_{n=1}^N \lambda_n w_n; \lambda_n = 1\} \quad (2.4)$$

Les calculs des valeurs des θ et des λ ont été réalisés à partir d'un solveur Excel et d'un code Visual Basic, et les résultats sont reproduits dans les Tableaux 2.8 à 2.12. Ils permettent de savoir quelles sont les communes de référence en ce qui concerne la performance du réseau de distribution d'eau, et quelles sont les valeurs de θ , le potentiel de progression de chaque commune par rapport aux référents.

Comme le soulignent Romano et al. (2011), une majorité des recherches basées sur les méthodes DEA analyse les résultats à la fois en CRS et en VRS. Nous optons pour cette analyse duale afin de mesurer l'efficacité globale des unités décisionnelles et de leur échelle de distribution, ainsi que la capacité réelle de chaque commune à acheter, transformer et redistribuer les inputs. Nous calculons également une mesure d'efficience d'échelle pour connaître l'exactitude du choix de l'échelle de distribution (ratio de la valeur d'efficience en CRS sur la valeur d'efficience en VRS).

Par ailleurs, la taille du groupe de communes étudié respecte la règle suivante communément admise concernant le nombre d'unités décisionnelles :

$$N \geq \max\{pq, 3(p + q)\} \quad (2.5)$$

La variable N donne le nombre de communes minimum par groupe étudié, p représente le nombre d'inputs et q le nombre d'outputs. Soit dans ce cas, la contrainte :

$$N \geq \max\{21, 3(2 + 1)\} \Leftrightarrow N \geq \max\{2, 9\} \quad (2.6)$$

Chaque groupe doit comporter au moins 9 communes et l'analyse est ici divisée en trois temps. Un premier groupe de faible concentration (moins de 60 abonnés par km de réseau) est composé de 14 communes puis un second de forte concentration (plus de 60 abonnés par km de réseau) est composé des 10 communes restantes (Figure 2.2). Les 24 communes de Nantes Métropole sont ensuite rassemblées pour les études globales. Les groupes se conforment donc bien à cette règle.

2.3 Données

La partie suivante présente les données collectées et des éléments descriptifs utiles à la contextualisation de l'étude.

Collecte des données

Nantes Métropole regroupe 24 communes afin de favoriser la coopération intercommunale, y compris dans le domaine de l'eau. Nous nous intéressons ici aux données de la période 2013-2017, les plus récentes accessibles au grand public et disponibles pour la plupart en ligne dans le rapport annuel sur l'eau.

Le rapport annuel sur l'eau de Nantes Métropole expose la plupart des variables caractérisant les communes : nombre d'abonnés, km de réseau linéaires de distribution, mode de gestion (régie ou délégation privée de service public), volumes consommés en m³ annuels. Cela nous a permis de calculer la concentration de chaque commune, c'est-à-dire le nombre d'abonnés par kilomètre de réseau de la commune. Par ailleurs, certaines données communales ne sont pas disponibles de manière indépendante mais sont regroupées

par contrats de distribution. C'est le cas de l'ILP et de la distinction urbain/semi-urbain par contrat. En complément, Nantes Métropole nous a fourni les données sur les volumes d'eau distribués en m³ annuels par secteur.

À l'aide de toutes ces données, nous pouvons définir les indicateurs suivants.

1. Le pourcentage d'abonnés de chaque commune par secteur : $(\text{Nombre d'abonnés de la commune} / \text{Nombre d'abonnés total du secteur}) \times 100$.
2. Le pourcentage de réseau de chaque commune par secteur : $(\text{Nombre de km de réseau de la commune} / \text{Nombre de km de réseau total du secteur}) \times 100$.
3. Le volume distribué par commune : $\text{Pourcentage d'abonnés de la commune dans le secteur} \times \text{Volume distribué total dans le secteur}$. Il s'agit donc d'une valeur moyenne.
4. Le volume de pertes en m³ de chaque secteur par jour : $\text{ILP sur le secteur} \times \text{Nombre de km du secteur}$.

Deux mesures des pertes en m³ de chaque commune par jour sont utilisées dans cette étude.

1. Analyse 1 (Pertes en m³ de chaque commune/km de réseau) : $\text{Pertes en m}^3 \text{ du secteur par jour} \times \text{Pourcentage de réseau de la commune sur le secteur}$.
2. Analyse 2 (Pertes en m³ de chaque commune/nombre d'abonnés) : $\text{Pertes en m}^3 \text{ du secteur par jour} \times \text{Pourcentage d'abonnés de la commune sur le secteur}$.

Par construction, nous supposons les deux relations suivantes. La première stipule que la répartition des volumes de fuites des communes est proportionnelle à la longueur que son réseau représente sur le secteur. La seconde stipule que la répartition du volume distribué des communes est proportionnelle au nombre d'abonnés que la commune représente sur le secteur.

Comme l'indiquent Petroulias et al. (2016), il existe une quantité d'eau qui circule sur le réseau de distribution mais qui ne procure pas de revenu pour le fournisseur. Cette « *Non Revenue Water* » se décompose selon Tabesh et al. (2009) en deux catégories.

Les pertes apparentes comprennent les problèmes de comptage, les erreurs humaines et les failles managériales qui mènent à une consommation d'eau sans compensation économique, mesurées par l'indice linéaire des volumes non comptés (ILVNC). Les pertes réelles correspondent à l'eau gaspillée, les fuites des valves et les défaillances sur les tuyaux. Ces auteurs s'accordent pour dire que le calcul des fuites d'eau du réseau et des pertes réelles dépend davantage de la longueur du réseau que du nombre de connexions, qui renvoie plutôt aux pertes dites apparentes. Notre approche croisée selon les km de réseau et le nombre d'abonnés nous permet donc de considérer les deux types de pertes.

Eléments descriptifs

Nantes Métropole met à disposition des données publiques sur l'eau pour que chaque consommateur puisse s'informer sur la tarification, la consommation, l'arbitrage qualité et/ou quantité et les investissements du territoire. L'accessibilité met en avant la volonté de transparence des services de distribution et d'assainissement, et permet également de sensibiliser des citoyens sur les problématiques de la gestion de cette ressource limitée.

La Figure 2.2 résume la répartition des communes par groupe de concentration d'abonnés par km de réseau et permet de distinguer les communes avec une très faible densité comme Mauves-sur-Loire ou à l'inverse d'Indre avec une très forte densité d'abonnés par km de réseau.

La Figure 2.3 nous permet de distinguer les différents contrats qui régissent le territoire d'étude¹. Le secteur Nord-Est géré en régie dispose sur la période d'un ILP entre 6,6 et 8. Le secteur Nord-Ouest comporte 3 communes qui dépendaient toutes d'un contrat différent avant 2015, et qui ont été regroupées jusqu'en 2019. Les ILP respectifs d'Indre, Couëron et Sautron sont compris entre 3,2 et 8,8 pour Indre, 2,8 et 3,9 pour Couëron et, 0,9 et 1,8 pour Sautron, et sont donc plutôt faibles. Les secteurs Sud-Ouest 1 (dont l'ILP varie de 2,1 à 2,6) et Sud-Ouest 2 (dont l'ILP varie de 4 à 6,1) sont gérés par Véolia sous forme de marché public jusqu'au 31 décembre 2018 (reconduit depuis). Enfin, le secteur Sud-Est dépend aussi d'un contrat de marché public jusqu'en 2025 et dispose d'un ILP

1. Le tableau 2.17 en annexe présente les différents types de gestion possibles.

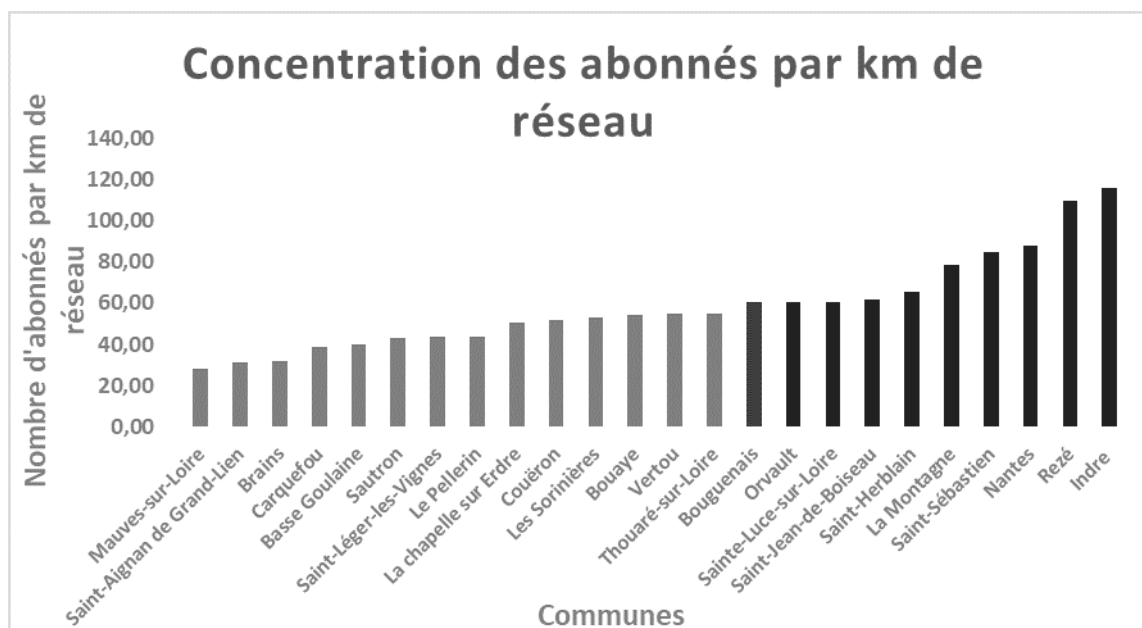


FIGURE 2.2 – Concentration des abonnés par km de réseau

sur la période compris entre 2,7 et 3,4.

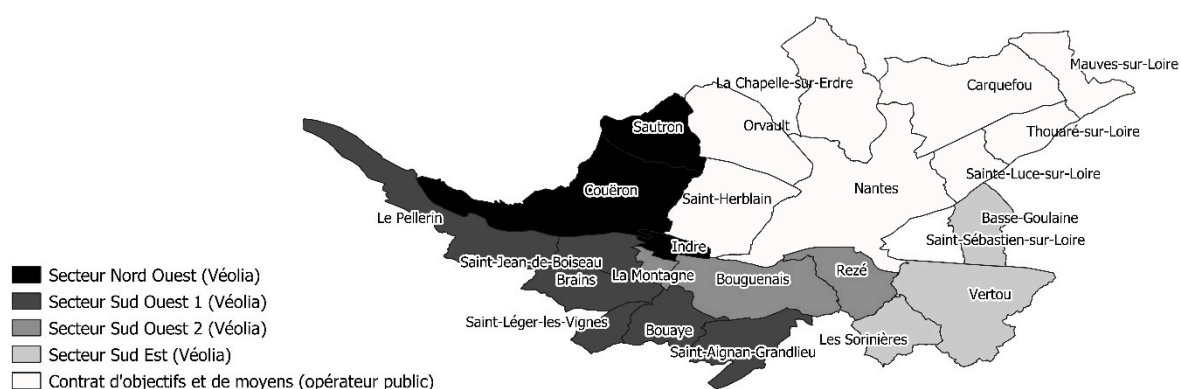


FIGURE 2.3 – Carte des contrats de distribution

En complément de la Figure 2.3, la Figure 2.4 permet de comprendre la disposition

des communes selon leur concentration d'abonnés par km de réseau et le mode de gestion. Les communes de forte concentration d'abonnés sont généralement au centre du territoire tandis que les communes en périphérie de Nantes ont de moins fortes densités. La régie gère plutôt les espaces simples à desservir avec une densité qui n'est pas trop forte car ces zones peuvent présenter un nombre d'interconnexions élevé. Cela corrobore les propos de Carpentier et al. (2006) : « les communes avec un réseau plus difficile à gérer, c'est-à-dire les communes avec un réseau ayant un nombre d'interconnexions élevé, dont l'essentiel de la demande d'eau est d'origine domestique, étant contraintes d'acheter de l'eau (volume acheté/volume distribué) et avec un réseau peu dense (longueur de réseau/nombre d'abonnés domestiques), ont tendance à avoir une gestion déléguée ». Les communes avec un nombre d'interconnexions élevé ou à l'inverse avec une densité très faible sont généralement déléguées à Véolia.

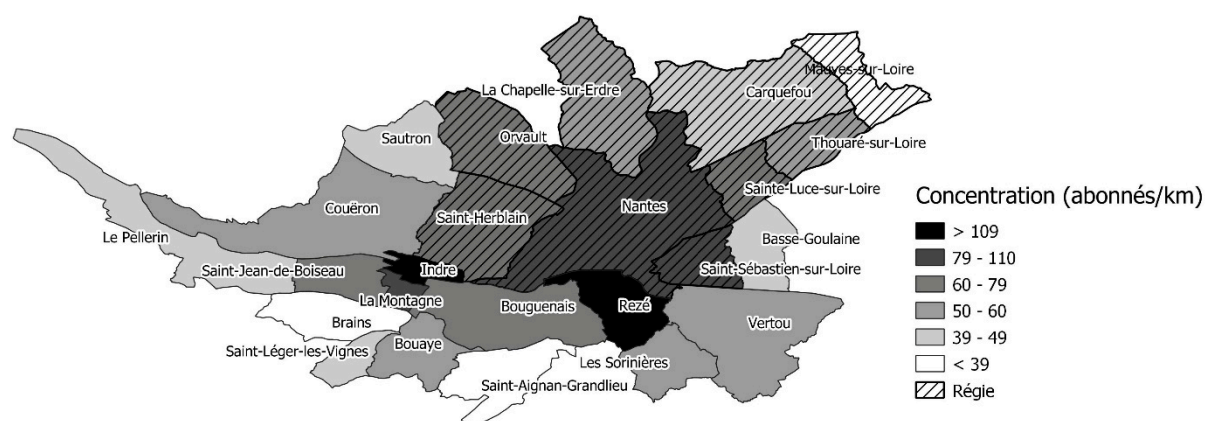


FIGURE 2.4 – Carte de la concentration d'abonnés/km de réseau

2.3.1 Informations contextuelles

Carvalho et al. (2011) montrent que de nombreuses variables exogènes et l'environnement opérationnel peuvent influencer l'efficacité des services. Néanmoins, De Paola et al. (2014) soulignent que certains choix comme la gestion de la pression relèvent davantage des compétences des gestionnaires que des choix d'urbanisation. Afin de gérer au mieux les systèmes de distribution, ces mêmes auteurs mettent en avant les zones de comptage par district, qui permettent une localisation précise des fuites. Garcia et al. (2001) encouragent aussi une étude précise de la structure d'approvisionnement pour détecter et diminuer les inefficiences techniques ou économiques. La fusion des services d'eau est souvent préconisée pour diminuer les coûts de fonctionnement et la probabilité de pénuries pour les communautés locales. Elle renvoie aussi à une question de bien-être et aux avantages sociaux associés car, selon Choi et al. (2014), un service d'eau performant doit garantir une offre stable et sécurisée mais aussi une offre en cas d'urgence. Ils mettent aussi en évidence la nécessité qu'ont les gestionnaires de trouver des solutions (vannes qui réduisent la pression, maintenance, remplacement) pour faire face à la dégradation des réseaux, aux fuites au niveau des vannes ou encore à la mauvaise construction. À l'échelle de Nantes Métropole, le fonctionnement en communauté urbaine lui permet de bénéficier à la fois de la concurrence de la mixité des distributeurs privés et public pour garantir une offre concurrentielle et de qualité, mais aussi de sécuriser la fourniture d'eau du territoire. Cela favorise aussi la convergence des tarifs et l'adoption d'une charte de qualité commune pour l'usager (Chambre régionale des comptes, 2014).

Nous aurions aimé pouvoir disposer de données contextuelles afin de pouvoir contrôler les résultats obtenus par les facteurs exogènes abordés précédemment. Toutefois, certaines données ne sont pas disponibles par communes mais seulement à l'échelle du territoire. Cela s'explique notamment par le fait que la gestion par l'opérateur privé reste peu connue de l'opérateur public (Chambre régionale des comptes, 2014).

Selon le Tableau 2.1 qui présente ces indicateurs à l'échelle globale, si le pourcentage de renouvellement des réseaux est relativement faible sur la période 2013-2017 (entre 0,41 % et 0,46 %), la qualité du réseau de distribution du territoire reste bonne avec un ren-

Année	tarif eau potable	Connaissance et gestion patrimoniale des réseaux	Rendement du réseau	ILP moyen (m ³ /km/jour)	Renouvellement des réseaux d'eau potable
2013	1,75 / m ³	89 points	84,30 %	5,8	0,41 %
2014	1,80 / m ³	89 points	85,70 %	5,2	0,42 %
2015	1,79 / m ³	89 points	84,90 %	5,6	0,45 %
2016	1,81 / m ³	89 points	84,30 %	6	0,46 %
2017	1,83 / m ³	89 points	84,40 %	6,2	0,41 %

TABLE 2.1 – Valeurs annuelles des variables de contexte

dement compris entre 84,3 % et 85,7 %. Par ailleurs, la bonne connaissance et la gestion patrimoniale des réseaux d'eau potable avec 89 points sur 120 jouent également en faveur du système de distribution et garantissent une desserte suffisamment performante.

Pour information, une politique de résorption des branchements en plomb a été opérée entre 2001 et 2013, remplaçant presque 15 % du parc avec plus de 31100 branchements (Nantes Métropole, 2017). Sur la période étudiée, Nantes Métropole a donc davantage investi dans la modernisation de l'usine qui dessert le territoire et la sécurisation des réseaux Nord-Ouest que dans le renouvellement des réseaux, qui dépend de leur vétusté, leur vulnérabilité, la récurrence des répartitions de fuites et de la planification des travaux en voirie.

Nous aurions également souhaité des données sur l'âge du réseau et les matériaux pour chaque commune mais nous ne disposons que de l'âge moyen du réseau (35 ans), et de sa composition générale (54% de canalisations en fonte pour répondre à la forte demande d'un milieu urbain).

2.4 Principaux résultats

Trois niveaux d'analyse de comparaison des performances du réseau de distribution d'eau des 24 communes de Nantes Métropole sont proposés. Premièrement, une analyse sur l'année 2017 introduit les performances relatives des communes en deux étapes. La première se base sur les pertes en fonction des km de réseau que la commune représente dans sa zone. La deuxième se base sur les pertes d'eau en fonction du pourcentage

d'abonnés que la commune comporte au sein de son secteur. Sachant que les données sur les volumes distribués ne sont pas disponibles commune par commune, une étude croisée des performances permet de pallier au manque de précision de certaines données disponibles uniquement par secteur. Deuxièmement, une analyse globale pluriannuelle en fonction des pertes par année est proposée afin d'explorer la stabilité ou les évolutions des résultats dans le temps. Troisièmement, une synthèse des résultats des communes sur toute la période conclut sur la performance globale.

2.4.1 Résultats de l'étude des pertes selon les km de réseau de chaque commune en 2017

Comparaison des communes par groupe de concentration

Avant de mener une étude globale sur le territoire de Nantes Métropole, deux groupes de concentration (respectivement inférieure et supérieure à 60 abonnés par km de réseau) ont été analysés. Cela a permis d'obtenir des premières tendances avant toute analyse à l'échelle du territoire.

Il en ressort que sur les communes à faible concentration d'abonnés par km (< 60), le volume de pertes journalières en 2017 était de 5970 m^3 par jour. Si elles adoptaient un système plus performant comme celui de Sautron, elles auraient néanmoins une grande marge de réduction des pertes en eau possible en passant à 1556 m^3 par jour avec une baisse de 4414 m^3 , soit presque quatre fois moins de m^3 perdus.

Si l'on considère à présent la somme des pertes en eau de toutes les communes à forte concentration urbaine, on a une diminution potentielle des pertes de 14136 m^3 par jour à 7890 m^3 . En se basant sur un réseau plus performant comme ceux d'Indre et de Bouguenais on obtiendrait une diminution de 6246 m^3 de pertes d'eau, soit environ une division par deux des pertes journalières.

Il est intéressant de voir que le ratio de diminution des pertes d'eau est différent entre les deux groupes de concentration d'abonnés par km de réseau. Le groupe de faible densité peut diminuer par quatre ses pertes alors que le groupe de forte densité ne peut le

diminuer que par deux. Outre le fait que les références des groupes ont des ILP différents, cela peut aussi provenir de la structure des groupes. En effet, une grande partie des volumes distribués et des pertes du réseau avec une forte densité d'abonnés par m^3 sont rattachés à la commune de Nantes. Or, comme celle-ci dispose d'un bon niveau d'efficience du réseau avec seulement 26,5 % d'amélioration possible, elle atténue le potentiel de perfectionnement du groupe de communes avec une forte densité d'abonnés. Ce résultat reste toutefois intéressant et confirme la littérature (Lambotte *et al.*, 2008) sur la densité des communes et les surcoûts de la distribution d'eau.

Étude générale sur toute la métropole

Par la suite, les deux groupes de communes sont regroupés pour établir une étude globale sur l'ensemble du territoire. D'abord, il faut noter que les villes de référence trouvées précédemment gardent des performances très élevées dans l'étude globale. Sautron qui était référence du groupe à faible densité d'abonnés au km de réseau reste une référence pour toutes les autres villes hormis Bouguenais qui sert de référence pour elle-même et pour Nantes. On remarque qu'Indre n'est plus une référence mais que sa marge de progression reste très faible par rapport aux autres communes de référence.

Si Sautron reste une référence pour les autres communes, cela peut s'expliquer par son ILP qui est le plus faible de toutes les communes, et par le fait que son réseau soit concentré sur seulement 85,5 km pour 3684 abonnés. L'écart entre les volumes distribués ($418260 \text{ m}^3/\text{an}$) et les volumes consommés ($386888 \text{ m}^3/\text{an}$) en eau est aussi relativement faible.

Afin de mieux cerner les évolutions en matière de fuites d'eau sur le territoire, il est préférable de distinguer les communes par potentiel d'amélioration pour comprendre les déterminants de l'efficacité du réseau de distribution d'eau. Dans cette étude cinq groupes sont distingués comme illustré par la Figure 2.5.

Un premier groupe est composé des références et des communes hyper-performantes avec un potentiel de diminution des fuites d'eau inférieur à 10 %. Par exemple, Indre peut diminuer de presque 5 % ses pertes en eau et passer de 51,8 à 49,4 m^3 de pertes d'eau par

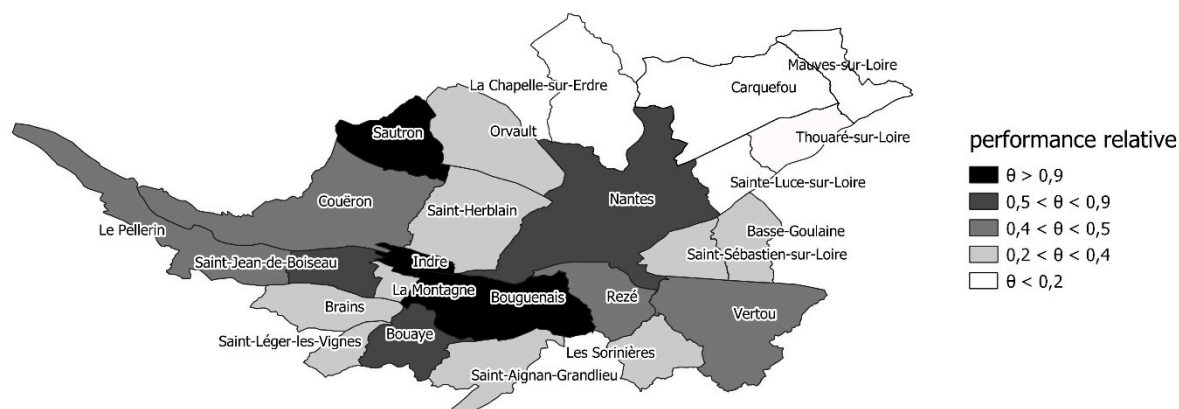


FIGURE 2.5 – Carte des performances relatives selon le nombre de km de réseau des communes

Source : Auteurs, résultats d'analyse sur des données Nantes Métropole

jour. Ces trois villes (Bouguenais, Sautron et Indre) sont fournies par l'opérateur privé Véolia et ont un ILP très faible et une forte concentration d'abonnés par km de réseau.

Le deuxième groupe regroupe les villes ayant un potentiel de diminution des pertes d'eau inférieur à 50 %, et ayant un système de fourniture d'eau relativement bon. Nantes, Saint-Jean de Boiseau et Bouayé sont à la fois fournies en régie et par Véolia Eau. Par ailleurs, pour ces communes, le pourcentage d'abonnés desservis est nettement supérieur au pourcentage de km de réseau qu'elles représentent sur leurs périmètres d'étude par contrat.

Le troisième groupe est constitué de quatre communes qui sont un peu au-dessus des 50 % de diminution de pertes en eau potentielles. Elles sont de secteurs différents mais toutes desservies par Véolia Eau. Elles ont aussi un pourcentage d'abonnés au moins égal au pourcentage de km de réseau.

Le quatrième groupe est composé de communes ayant un score entre 60% et 80% de

réduction des pertes d'eau possible par rapport à la référence, donc un grand potentiel d'amélioration. Elles sont réparties entre opérateur privé et régie et leur pourcentage d'abonnés est parfois supérieur, parfois inférieur à la part du réseau du secteur représenté par la commune.

Enfin, dans le cinquième groupe se trouvent les communes avec les plus grandes marges de progression potentielle. Elles pourraient en se basant sur un système de distribution d'eau plus performant comme celui de Sautron diminuer de plus de 80 % leurs pertes d'eau. Elles sont toutes gérées en régie, font partie du réseau urbain avec un ILP de 8. De plus, leur nombre d'abonnés en pourcentage est inférieur au pourcentage de km de réseau de chacune de ces communes. On a ainsi une forte dispersion des abonnés dans l'espace et comme l'ILP est important, la marge de progression de ces communes devient considérable.

Pour conclure sur cette étude globale, de nombreuses villes pourraient améliorer les performances de leur réseau de distribution d'eau. En prenant exemple sur une ville comme Sautron, il serait possible de passer de 20106 m³ de pertes par jour à 7975 m³ par jour. Cela permettrait donc de réduire de plus de 60 % les fuites d'eau du réseau actuel.

2.4.2 Résultats de l'étude des pertes selon les abonnés au réseau de chaque commune en 2017

Pour compléter l'étude précédente des pertes d'eau en fonction des km de réseau de chaque commune, nous analysons ces pertes en fonction du nombre d'abonnés des communes. Le calcul des pertes d'eau se fait donc de la façon suivante :

$\text{Perte d'eau par jour de la commune} = \text{Total des pertes d'eau sur le secteur} \times \text{Pourcentage d'abonnés du secteur dans la commune étudiée.}$
--

L'observation des communes de référence ($\lambda_j > 0, \forall j$) nous donne deux principaux résultats. Toutes les villes hormis Bouguenais doivent prendre exemple sur la ville de Sautron. Cela peut s'expliquer par son ILP qui est le plus faible de toute la métropole. En outre, Bouguenais est sa propre référence et sert également d'exemple à la ville de Nantes. Elle ressort comme référence sûrement par sa capacité, malgré un grand volume

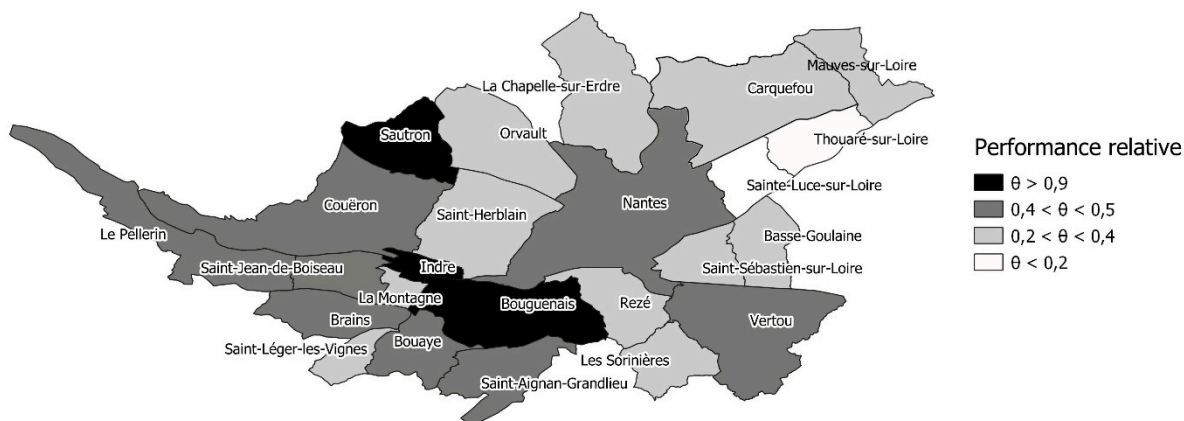


FIGURE 2.6 – Carte des performances relatives selon le nombre d’abonnés des communes
Source : Auteurs, résultats d’analyse sur des données Nantes Métropole

distribué, à avoir très peu de pertes journalières. On remarque sur la Figure 2.6 que les valeurs des θ , et donc des marges de progression, ont évolué entre l’étude en fonction des km de réseau et celle par rapport au pourcentage d’abonnés par commune de chaque secteur.

Dans cette étude globale sur le nombre d’abonnés, la somme des pertes d’eau est de 20106 m³ par jour toutes communes confondues. Cependant, si elles calquaient leur gestion de l’eau sur un modèle plus performant comme celui de Sautron, elles pourraient diminuer leurs pertes jusqu’à 7560 m³ par jour. Cela représenterait une économie d’eau et un impact environnemental très importants. La Figure 2.6 donne les communes par tranche de potentiel d’amélioration.

Certaines communes comme Thouaré-sur-Loire et Sainte-Luce-sur-Loire peuvent diminuer de plus de 80 % leurs pertes d’eau. Thouaré-sur-Loire pourrait passer de 453 m³ de pertes par jour à 86 m³, diminuant ainsi de 81 % ses pertes d’eau. On note aussi un regroupement des communes avec des performances relatives (θ) entre 0.2 et 0.5, ce qui

laisse à penser que lorsque l'on considère le nombre d'abonnés, une majeure partie des communes peut diminuer les pertes d'eau de 50 % à 80 %. Nantes par exemple peut diminuer de 58% ses pertes en eau réduisant ainsi son gaspillage de 8568 m³ à 3603 m³ par jour. À l'inverse de l'étude selon les km de réseau, il n'existe pas de commune pouvant diminuer ses pertes entre 50 % et 10 %. Seules trois références sont identiques aux deux études et ont une marge de progression potentielle inférieure à 10 % comme le montre l'étude comparée suivante.

2.4.3 Comparaison de l'étude des km de réseau et par nombre d'abonnés

Le Tableau 2.2 dresse la comparaison des villes entre les 2 études précédentes sur l'intégralité du territoire. Il indique l'évolution des villes par leur performance relative entre l'étude par km de réseau et celle par le nombre d'abonnés :

- ayant augmenté (↑) ce qui signifie qu'elles ont un potentiel d'amélioration plus faible ;
- ayant diminué (↓) ce qui signifie qu'elles ont un potentiel d'amélioration plus important ;
- n'ayant pas changé de tranche de performance relative (←) c'est à dire avec un potentiel d'amélioration sensiblement identique d'une étude à l'autre.

Ce tableau comparatif souligne trois résultats importants. Tout d'abord, les communes de références et celles hyper-performantes sont conservées d'une étude à l'autre. Les performances relatives selon ces deux critères évoluent peu, ce qui montre la robustesse des résultats malgré les hypothèses posées initialement. L'étude par nombre d'abonnés concentre les villes dans une échelle de performance potentielle entre 80 % et 50 % et trouve peu de villes avec moins de 20 % de performance relative. Hormis pour les références, considérer le nombre de km de réseau accentue globalement les performances potentielles et relatives des communes. Un point notable est que le classement des communes ne change pas radicalement, et que les communes en régie avec une faible densité restent peu performantes, comme Mauves-sur-Loire ou Thouaré-sur-Loire.

Valeur du θ	Villes associées dans l'étude par km de réseau	Villes associées dans l'étude par pourcentage d'abonnés
$0,9 < \theta$	Indre(\leftarrow), Bouguenais (\leftarrow), Sautron (\leftarrow)	Indre, Bouguenais, Sautron
$0,5 < \theta < 0,9$	Nantes (\downarrow), Saint-Jean de Boiseau(\downarrow), Bouaye (\downarrow)	
$0,4 < \theta < 0,5$	Rezé (\downarrow), Couëron (\leftarrow), Le Pellerin(\leftarrow), Vertou (\leftarrow)	Saint-Aignan-de-Grand Lieu, Brains, Le Pellerin, Vertou, Couëron, Bouaye, Saint-Jean de Boiseau, Nantes
$0,2 < \theta < 0,4$	Saint Aignan de Grand Lieu (\uparrow), Brains (\uparrow), Basse Goulaine (\leftarrow), Saint Léger les Vignes (\leftarrow), Les Sorinières (\leftarrow), Orvault (\leftarrow), Saint Herblain (\leftarrow), Saint Sébastien sur Loire (\leftarrow), la Montagne (\leftarrow)	Mauves sur Loire, Carquefou, Basse Goulaine, Saint Léger les Vignes, La Chapelle sur Erdre, Les Sorinières, Orvault, Saint Herblain, Saint Sébastien sur Loire, La Montagne, Rezé
$\theta < 0,2$	Mauves sur Loire (\uparrow), Carquefou (\uparrow), La Chapelle sur Erdre (\uparrow), Thouaré sur Loire (\leftarrow), Sainte Luce sur Loire (\leftarrow)	Thouaré sur Loire, Sainte Luce sur Loire

TABLE 2.2 – Les évolutions des performances relatives des villes entre l'étude des pertes par km de réseau et celle par le nombre d'abonnés

Source : Auteurs, Analyse sur données NM

Dans la partie suivante, l'analyse sur 2017 est étendue afin de fournir une étude pluriannuelle. Comme le soulignent Romano et al. (2011), à cause du manque de données fiables, les auteurs qui utilisent le DEA basent souvent leur analyse sur une année et un nombre d'unités décisionnelles inférieur à 40. Notre étude pluriannuelle présente un réel intérêt car elle permet d'étudier la stabilité des résultats et l'évolution tendancielle des pertes.

2.4.4 Résultats de l'étude des pertes par année

La Figure 2.7 permet de comprendre la répartition des scores d'efficacités des communes, année par année. Le potentiel d'amélioration est globalement plus faible en VRS et mieux réparti qu'en CRS, ce qui signifie que les communes prennent en compte les effets d'échelle et de structure. De plus, le nombre de communes avec une réduction des fuites possibles de 70 à 100 % est généralement plus faible si l'on raisonne par rapport au nombre d'abonnés que si l'on raisonne par rapport aux km de réseau. C'est particulièrement vrai pour les années 2013 et 2014. En se basant davantage sur les pertes réelles que sur les pertes apparentes, les communes avec un fort potentiel d'amélioration sont donc plus nombreuses. Cela corrobore les Tableaux 2.8 à 2.12 indiquant les valeurs d'efficacité d'échelle, qui sont généralement plus élevées selon le nombre d'abonnés que selon les km de réseau. Par exemple, en 2015, selon la mesure d'efficacité d'échelle par abonnés, 14 communes des 24 sont entre 0,9 et 1, contre 6 si l'on se réfère aux km de réseau (Tableau 2.10).

Pour rentrer dans le détail des communes situées aux extrémités de la distribution, on classe respectivement dans les Tableaux 2.3 et 2.4 les références qui ont un potentiel de progression inférieur à 10 %, et les communes à fort potentiel d'amélioration (supérieur ou égal à 70 %). Bien que les communes hyper-performantes soient nombreuses, celles avec un fort potentiel le sont aussi, particulièrement entre 2015 et 2017. Pour ne citer que quelques évolutions possibles, en 2013, si Thouaré-sur-Loire calquait son service de distribution d'eau sur les références, elle pourrait passer de plus de 414 m³ perdus par jour à environ 135 m³ (Tableaux 2.8 et 2.14). En 2015, La Chapelle-sur-Erdre pourrait diminuer ses pertes de plus de 76 % et passer ainsi de plus de 850 m³ par jour à moins

Année	CRS/km de réseau	VRS/km de réseau	CRS/d'abonnés	VRS/d'abonnés
2013	12,18, 20, 23, 24	7, 12, 18, 20, 23, 24	12, 18, 24	7, 12, 18, 20, 24
2014	18, 20, 23	6, 7, 18, 20, 23, 24	18 3, 6, 7, 18, 20, 24	
2015	6,18, 20	6, 7, 18, 20, 24	6, 18, 20, 23, 24	6, 7, 18, 20, 23, 24
2016	6, 18, 20	6, 7, 18, 20	6, 18	3, 6, 7, 18, 20
2017	6, 18, 24	2, 3, 6, 7, 18, 20, 24	6, 18, 24	2, 3, 6, 7, 12, 18, 20, 24

TABLE 2.3 – Communes de référence

Année	CRS/km de réseau	VRS/km de réseau	CRS/d'abonnés	VRS/d'abonnés
2013	1, 4, 9, 10	1, 4, 9, 10	/	/
2014	1, 4, 9, 10	1	/	/
2015	1, 2, 3, 4, 9, 10, 15, 17, 21, 22	1, 4, 9, 10, 17	1, 4, 8, 9, 10, 15, 17, 19, 21, 22	4, 9, 10, 15, 17, 21, 22
2016	1, 2, 3, 4, 9, 10, 15, 17	1, 4, 9, 10, 17	1, 9, 10, 17, 21	10
2017	1, 4, 9, 10, 15, 17, 21, 22	1, 4, 9, 10, 17, 22	1, 9, 10, 15, 17, 21	1, 10, 17

TABLE 2.4 – Communes à fort potentiel d'amélioration

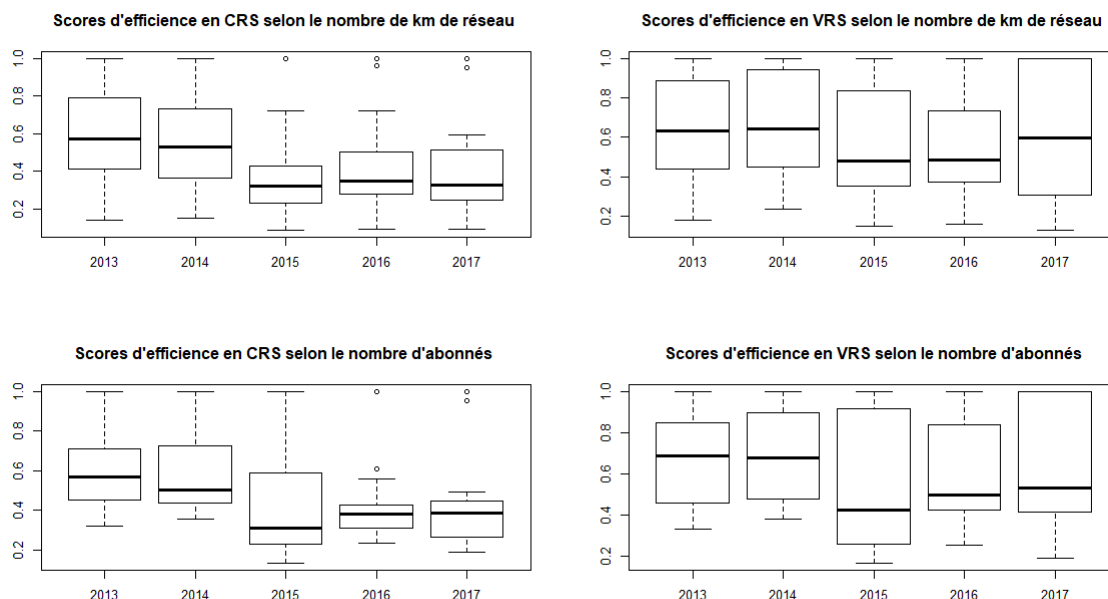


FIGURE 2.7 – Boîtes à moustache des scores d'efficience

de 272 m³. En 2016, si les communes avaient toute une efficacité similaire aux références, elles pourraient diminuer les pertes d'eau du territoire de 4726 m³ par rapport au nombre d'abonnés ou de 6627 m³ par rapport au nombre de km de réseau en VRS (Tableau 2.11). Enfin, en 2017, Thouaré-sur-Loire aurait pu diminuer ses fuites d'eau de 81 % si l'on considère les pertes selon le nombre d'abonnés, et de 85 % selon les km de réseau. Ces évolutions nous montrent qu'année après année, en optimisant les systèmes de distribution pour diminuer les fuites, beaucoup de m³ perdus auraient pu être évités.

2.4.5 Synthèse de résultats sur toute la période

Le Tableau 2.5 dresse un récapitulatif des résultats de l'étude des 24 communes de la métropole sur la période 2013-2017. D'abord, notons la stabilité des résultats sur la période étudiée et la persistance des communes hyper-performantes ou celles à fort potentiel d'amélioration. Les références principales sont les communes 6 à 24. La commune 6 doit sa performance à son ILP très faible qui lui permet de garantir une bonne performance sur les 85 km de réseau qui desservent environ 3500 habitants sur la période. Même si sa densité d'abonnés par km de réseau est plutôt faible comparativement aux autres, ses pertes linéaires étant très faibles, elle reste très performante. À l'inverse, la commune 24

a un IPL plutôt élevé surtout entre 2013 et 2016 mais sa très forte concentration d'abonnés/km de réseau compense ses pertes linéaires puisqu'elle ne perd de l'eau que sur les 17 km nécessaires à desservir plus de 1800 abonnés. Les références principales disposent majoritairement d'une forte densité et toutes hormis la 20ème sont desservies par l'opérateur privé. Par ailleurs, les références secondaires sont toutes desservies par l'opérateur privé. Beaucoup d'entre elles, surtout celles avec une faible densité, font partie de zones semi-urbaines.

À l'inverse, certaines communes ont un potentiel de réduction des fuites d'eau supérieur à 70% par rapport aux communes de référence. Il est intéressant de noter qu'elles sont essentiellement gérées en régie et qu'elles font partie de zones urbaines. Outre ces caractéristiques, il s'agit généralement de communes avec un ILP élevé (entre 6 et 8) et à faible densité. Si l'on raisonne par contrat de fourniture, le pourcentage d'abonnés que représente chaque commune sur son secteur est inférieur au pourcentage de km de réseau qu'elle représente sur celui-ci. Cela mène à une forte dispersion des abonnés dans l'espace et comme l'ILP est important, la marge de progression de ces communes en devient considérable.

Pour conclure, de nombreuses villes pourraient améliorer les performances de leur réseau de distribution d'eau en prenant exemple sur des villes comme Sautron pour les communes de faible densité, ou sur Bouguenais pour des villes de forte densité. Par ailleurs, les références peuvent desservir un nombre d'abonnés très variable et être très efficaces. Par exemple, en 2017, Nantes desservait presque 76000 abonnés contre moins de 2000 pour Indre. Ainsi, les références peuvent être des vitrines pour des communes de toutes envergures. D'après le Tableau 2.6, en 2017, en suivant les territoires hyper-performants, Nantes Métropole pourrait passer de 20106 m³ perdus par jour à moins de 8000 m³ par jour sous l'hypothèse CRS et à moins de 16000 m³ par jour en VRS. *Source : Auteurs, données NM*

2.5 Discussion et prolongements

Cette discussion s'appuie sur les résultats pour définir les éléments contextuels qui favorisent les fuites d'eau, et les procédés d'urbanisation adéquats pour optimiser la dis-

Communes	Nom	Mode de gestion	Urbain/semi urbain	Commune de référence	Fort potentiel
1	Mauves-sur-Loire	Régie	Urbain		X
2	Saint-Aignan de Grand-Lieu	Véolia	Semi- Urbain	Secondaire	
3	Brains	Véolia	Semi- Urbain	Secondaire	
4	Carquefou	Régie	Urbain		X
5	Basse Goulaine	Véolia	Urbain		
6	Sautron	Véolia	Semi- Urbain	Principale	
7	Saint-Léger-les-Vignes	Véolia	Semi- Urbain	Secondaire	
8	Le Pellerin	Véolia	Semi- Urbain		
9	La chapelle sur Erdre	Régie	Urbain		X
10	Thouaré-sur-Loire	Régie	Urbain		X
11	Les Sorinières	Véolia	Urbain		
12	Vertou	Véolia	Urbain	Secondaire	
13	Couëron	Véolia	Urbain		
14	Bouaye	Véolia	Semi- Urbain		
15	Orvault	Régie	Urbain		
16	Saint-Herblain	Régie	Urbain		
17	Sainte-Luce-sur-Loire	Régie	Urbain		X
18	Bouguenais	Véolia	Urbain	Principale	
19	Saint-Jean-de-Boiseau	Véolia	Semi- Urbain		
20	Nantes	Régie	Urbain	Principale	
21	Saint-Sébastien	Régie	Urbain		
22	La Montagne	Véolia	Urbain		
23	Rezé	Véolia	Urbain	Secondaire	
24	Indre	Véolia	Urbain	Principale	

TABLE 2.5 – Table de synthèse de l’analyse pluriannuelle

Source : Auteurs, Analyse sur données NM

Lecture : La commune 24 est une référence principale, c’est-à-dire hyper-performante sur toutes les années. La commune 23 est une référence secondaire (c’est-à-dire hyper-performante seulement certaines années mais qui conserve une bonne performance sur toute la période) en milieu urbain desservie par Véolia. La commune 9 est une commune en milieu urbain à fort potentiel de progression gérée en régie.

Année	m ³ réel- ment per- dus	m ³ perdus si toutes les communes se calquaient sur les références / abonnés (CRS)	m ³ perdus si toutes les communes se calquaient sur les références / abonnés (VRS)	m ³ perdus si toutes les communes se calquaient sur les références/ km (CRS)	m ³ perdus si toutes les communes se calquaient sur les références / km (VRS)
2013	18202	11152	14019	12396	12570
2014	16968	10629	13055	11607	12001
2015	18171	11896	12413	10170	11970
2016	19305	9265	14579	10891	12678
2017	20106	7560	15577	7975	13304

TABLE 2.6 – Les m³ perdus et le potentiel d'amélioration

tribution. Trois points essentiels sont abordés : les différents fournisseurs d'eau, la dispersion des abonnés et la densité des réseaux, le caractère urbain ou semi-urbain. Enfin la discussion se conclue par un questionnement sur les raisons de la persistance des fuites d'eau.

Gestion en régie ou opérateur privé ?

Rappelons tout d'abord que la France est un pays particulier avec 80 % de la population desservie par un opérateur privé (Carpentier et al., 2006). Sur le secteur étudié, on observe que neuf des villes étudiées sont fournies en eau par la régie, alors que les quinze villes restantes reposent sur l'opérateur privé Véolia. D'après Pezon (2009), cette répartition tient au fait que « des communautés (la CU de Nantes par exemple) optent délibérément pour le maintien d'une pluralité de modes de gestion sur leur territoire ». À titre informatif, les organismes de transfert de compétences sont détaillés en annexes.

Selon Chong et al. (2006), le choix des contrats et la décision d'utiliser les partenariats public/privé peuvent être endogènes, et dépendre des autorités publiques locales. Le choix délibéré de maintenir la mixité des modes de gestion à Nantes Métropole vient du refus du monopole de gestion pour maintenir une concurrence (Chambre régionale des comptes, 2014). La qualité générale de son service vient donc en partie de ce choix car, pour Chong et al. (2015), la capacité d'un territoire à limiter l'opportunisme des opérateurs dépend de sa faculté à apporter le service en interne et donc à instaurer une concurrence. Néan-

moins, malgré cette diversité bénéfique des modes de gestion à Nantes Métropole, certains secteurs bénéficient d'une performance plus élevée.

En se basant sur les résultats obtenus, les villes desservies par une régie sont dans l'ensemble moins performantes pour lutter contre le gaspillage de l'eau. À l'exception de Nantes, les villes avec les plus grandes marges de progressions sont toutes sur le réseau de distribution en régie. La particularité de Nantes, dont la densité et le grand nombre d'abonnés permettent de lisser les pertes réelles, peut s'expliquer selon Bhattacharyya et al. (2015) par le fait que l'efficacité des réseaux de distribution dépend non seulement du modèle de propriété mais aussi de la taille des opérations. Pour eux, avec des niveaux de production faibles, la propriété privée est plus performante alors qu'à l'inverse, le secteur public est plus efficace pour des niveaux de production élevés.

Sur le territoire de Nantes Métropole, qui semble globalement être facile à gérer car il subit peu de stress hydrique et n'est pas composé de communes fortement rurales, l'opérateur privé semble permettre une meilleure distribution d'eau. Presque toutes les communes de références sont desservies par Véolia Eau. Cela peut s'expliquer par le fait que les communes délèguent généralement les territoires avec une gestion difficile aux opérateurs privés (Carpentier et al., 2006), qui disposent de compétences internes importantes pour la gestion de l'eau. Dans la littérature, l'étude des performances relatives se base souvent sur le prix de l'eau et montre qu'il est inférieur lorsque la distribution se fait en régie (Le Lannier et al., 2012) ou sur des zones laissées à l'état naturel et peu urbanisées (Abildtrup et al., 2015). À l'inverse, dans notre étude, l'opérateur privé est plus performant que la régie. Cela rejoint les propos de Romano et al. (2011), qui indiquent que les études ne vont pas toutes dans le même sens sur la prévalence du public ou du privé pour les systèmes de gestion de l'eau.

La dispersion des abonnés

La concentration du réseau de distribution d'une ville peut jouer un rôle central sur sa performance. Cela peut s'expliquer notamment par le fait que l'ILP se calcule sur la

base des kilomètres du réseau, ce qui impacte la densité. Toutefois, cette étude retrouve les résultats de la littérature et montre que les zones où les abonnés sont concentrés ont pour la plupart une meilleure performance donc une marge de progression moindre.

Cela renvoie aux recommandations urbanistiques de Lambotte et al. (2008), selon lesquelles il faut favoriser la densification d'un espace déjà partiellement urbanisé ou bien installer de grands lotissements à caractère périurbain mais concentrés. Cela permettrait d'augmenter la densité et d'éviter des longueurs de réseau avec des pertes importantes et des surcoûts d'étalement. Si les réseaux peu denses sont reconnus comme moins performants Carpentier et al. (2006), une trop forte concentration créant des interconnexions élevées sur le réseau n'est pas non plus bénéfique pour la performance, comme le montre la distinction suivante.

Urbain ou semi-urbain ?

Sur le territoire étudié, les communes urbaines sont partagées entre la gestion en régie et le secteur privé, alors que les communes semi-urbaines sont toutes rattachées à l'opérateur privé, ce qui peut orienter les résultats. D'après Décamps et al. (2017), certains territoires avec une complexité technologique élevée nécessitent des compétences spécifiques en interne, ce qui peut pousser des territoires urbains à recourir à la délégation de service public. Les trois secteurs avec les ILP élevés sont tous urbains, alors qu'à l'inverse les quatre secteurs avec des ILP inférieurs sont dans le semi-urbain, ce qui reprend l'idée de Le Lannier et al. (2012) selon qui les opérateurs privés gèrent généralement les territoires plus complexes à desservir. Il n'en reste pas moins important que des territoires très urbanisés, avec une densité d'abonnés par km de réseau trop importante, sont difficiles à gérer Carpentier et al. (2006) et induisent des performances environnementales perfectibles. D'après la Chambre régionale des comptes (2014), les fragilités susceptibles d'augmenter les risques de fuites (points de piquage, raccordements et maillages) sont plus nombreuses en secteur urbain qu'en semi-urbain pour un même linéaire de réseau. L'urbanisation du territoire a donc des conséquences sur la densité des abonnés et peut entraîner des difficultés à gérer le réseau d'eau lorsqu'il est trop urbain et concentré, ou à l'inverse rural.

La persistance des fuites face aux coûts de remédiation

Selon Porcher (2013), la facture d'eau du consommateur est souvent divisée entre une part fixe et une part variable². À Nantes Métropole, la tarification de l'eau suit ce format (0.9892 euros par m³ en 2017 pour la part variable et une part fixe qui dépend du calibre du compteur). L'auteur indique que si la part fixe est importante, alors les fuites d'eau sont absorbées par le coût moyen avec peu de risque pour l'opérateur, qui n'a donc pas forcément intérêt à payer les coûts de remédiation des fuites. Il évalue alors à 8 % en moyenne la différence entre le prix marginal payé par l'usager et le coût marginal d'une unité d'eau. Cela reprend l'idée de Mayol et al. (2019) selon laquelle « si le monopole ignore la réaction exacte des consommateurs au changement de prix, il aura tendance à accroître sa marge pour limiter le risque de perte ». Toutefois, à Nantes Métropole, hormis pour les grands consommateurs, la part fixe est déjà proche des 30 % maximum autorisés (Chambre régionale des comptes, 2014), ce qui questionne la soutenabilité de la non-intervention des fournisseurs sur le renouvellement du réseau.

Malheureusement, il n'existe pas à notre connaissance de mesure accessible du coût de renouvellement par mètre linéaire (ml) de réseau à Nantes Métropole. La Chambre régionale des comptes (2014) stipule cependant que sur la période 2008-2012, 65 km de réseau ont été renouvelés pour un peu plus de 25 millions d'euros, ce qui équivaut à 385 euros par ml. En se basant sur le manque à gagner du Tableau 6 d'environ 7 millions d'euros par an, si ces derniers étaient investis dans le renouvellement du réseau cela ne permettrait de remplacer qu'un peu plus de 18 km de réseau. Si à long terme cela peut devenir rentable, la rationalité de court terme peut sous-tendre la non-intervention des fournisseurs car le coût potentiel de remédiation est très élevé et dissuasif.

Source : Auteurs, données NM et SISPEA

Lecture : le manque à gagner selon l'ILVNC s'élève à 7071504 euros sur l'année 2013. Il est calculé comme suit : $ILVNC \times \text{Nombre de km de réseau} \times 365 \text{ jours} \times \text{Part variable du tarif/m}^3$.

2. Voir le tableau 2.15 en annexe pour les différents types de tarification de la ressource en eau.

Année	ILVNC	ILP	Nombre de km de réseau	Part variable du tarif / m^3	Manque à gagner selon l'ILVNC par an en euros	Manque à gagner selon l'ILP par an
2013	6,6	5,8	3156,4	0,9300	7071504	6214352
2014	5,7	5,2	3183,2	0,9588	6349795	6126995
2015	6,2	5,6	3196,1	0,9892	7154660	6462274
2016	6,8	6	3201,8	0,9892	7861041	6936213
2017	7	6,2	3199,3	0,9991	8166855	7233500

TABLE 2.7 – Indices du manque à gagner pour la remédiation des fuites d'eau

2.6 Commentaires conclusifs

Ce chapitre vise à conforter l'intérêt des méthodes DEA pour répondre aux problématiques actuelles de la gestion de l'eau. Il enrichit la littérature existante en offrant une étude de performance relative des réseaux de distribution selon les pertes d'eau et non plus selon le prix de l'eau en France. Il propose ainsi une distinction des communes par concentration d'abonnés par km de réseau sur le territoire de Nantes Métropole, et conforte certains résultats de la littérature sur la densité optimale des réseaux. D'abord, la densité du réseau impacte le gaspillage de la ressource, notamment lorsqu'elle est trop faible et que les abonnés sont dispersés. De plus, sur ce territoire, la gestion en régie est moins efficace d'un point de vue des pertes en eau que l'opérateur privé. Cela peut s'expliquer par le fait que les fournisseurs privés ont l'habitude de gérer des réseaux complexes et disposent d'importantes compétences en interne. De plus, la dimension pluriannuelle est un atout majeur de cette application du DEA, qui conforte la robustesse des résultats et note les évolutions tendanciennes des fuites d'eau sur le territoire.

Si ce travail propose un cas d'étude nouveau, elle présente toutefois des limites notables. Tout d'abord, le manque de données sur les ILP et les volumes distribués par communes force à baser l'analyse sur le pourcentage d'abonnés et de km de réseau de chaque commune par secteur étudié. Disposer de ces données communales indépendantes permettrait une étude encore plus précise et aboutie. Des données de contexte à l'échelle des communes nous permettraient aussi d'étendre cette approche en prenant en compte par exemple la connaissance du réseau et le taux de renouvellement. De plus, le territoire

étudié présente déjà des disparités en termes de concentration urbaine et de qualité du système de distribution. Néanmoins, une étude sur un territoire encore plus étendu (départemental, régional, national) pourrait offrir bien d'autres perspectives sur les procédés d'urbanisation et de distribution d'eau, afin de limiter les surcoûts liés à l'étalement des habitations pour une ressource vitale et nécessaire. Par exemple, en Loire Atlantique, il serait intéressant de comparer les communes de Nantes Métropole avec La Baule-Escoublac ou Saint-Nazaire (villes côtières du département) qui connaissent des manques d'eau en période estivale. Plus généralement, cela permettrait d'offrir des territoires de référence à l'échelle nationale en fonction des caractéristiques intrinsèques aux espaces, et de servir d'outil décisionnel sur les processus de distribution à implémenter. Mener ce type d'étude sur les réseaux d'assainissement et non de distribution aurait pu constituer aussi une approche complémentaire à ce travail. Par ailleurs, une analyse économétrique pour mesurer l'impact de chaque variable (concentration des abonnés, mode de gestion, ressources en eau disponibles sur le territoire concerné, etc.) sur la performance du réseau pourrait être complémentaire à cette étude et ouvrir des perspectives nouvelles.

Pour finir, le cas d'étude de Nantes Métropole est une proposition éclairante qui ouvre la voie pour d'autres recherches pluriannuelles sur la performance économique et environnementale ainsi que le gaspillage des systèmes de distribution d'eau, une préoccupation actuelle et future vitale. Cette conjoncture actuelle, impliquant une rareté croissante de la ressource en eau, pose la question de l'évolution de l'encadrement de ces pertes. Ainsi, Martínez-Espiñeira et al. (2017) évoquent par exemple la possibilité d'un règlement incluant des pénalités en cas de non-respect des objectifs fixés par les services publics. Dans cette même idée, González-Gómez et al. (2012) montrent qu'il n'y a pas d'organe de surveillance pour sanctionner ou contrôler les niveaux de pertes excessives sur les réseaux, et que dans le cas espagnol, la faible sensibilité environnementale des citoyens n'a pas généré de pression suffisante pour faire de la valeur de l'eau une préoccupation centrale. La discussion est donc ouverte sur la mise en place d'instruments de régulation tels que des taxes ou des quotas sur les niveaux de pertes en eau, afin de forcer les territoires à encourager l'entretien des réseaux de distribution dans une optique de remédiation de

long terme.

L'application d'un modèle de DEA sur les fuites d'eau à travers l'exemple complet et de grande taille de Nantes Métropole nous a permis de considérer un des enjeux majeurs de l'offre en eau : le gaspillage. Cette analyse diffère des approches traditionnelles en considérant avant toute chose les fuites d'eau et la performance des réseaux au cours de la distribution plutôt sous l'angle tarifaire avec le prix de l'eau.

Si le chapitre précédent a montré que des progrès peuvent être faits pour diminuer le gaspillage de la ressource au cours de la distribution, c'est aussi le cas du côté de la consommation. Ainsi, les 3 chapitres suivants abordent cette question en exploitant un outil incitatif (le *nudge*) pour diminuer les consommations sous optimales de la ressource et la répartir de manière efficace. Le chapitre suivant a donc pour intérêt de présenter différents types de *nudges* pour limiter les consommations d'eau des usagers et cherche à déterminer les facteurs d'efficacité et d'acceptation publique de ces outils.

2.6.1 Annexes : Tableaux de l'analyse de benchmarking

Dans ces annexes, l'intensité du gris de la première colonne renvoie à la densité d'habitants de la commune.

Communes	θ CRS /abonnés	θ VRS /abonnés	W CRS /abonnés	W VRS /abonnés	Efficienc d'échelle/ abonnés	θ CRS /km	θ VRS /km	W CRS /km	W VRS /km	Efficienc d'échelle /km
1	0,32	0,42	43,49	57,22	0,76	0,14	0,18	45,13	59,39	0,76
2	0,59	0,70	56,48	66,99	0,84	0,43	0,51	58,61	68,34	0,85
3	0,57	0,80	38,17	53,22	0,72	0,44	0,62	39,61	55,72	0,71
4	0,47	0,47	365,64	366,11	1,00	0,27	0,27	379,44	380,10	1,00
5	0,86	0,88	166,25	169,99	0,98	0,77	0,78	172,53	174,29	0,99
6	0,78	0,81	115,22	119,80	0,96	0,81	0,83	119,56	121,61	0,98
7	0,51	1,00	20,06	39,60	0,51	0,48	1,00	20,82	43,25	0,48
8	0,51	0,57	65,31	73,63	0,89	0,55	0,60	67,78	74,42	0,91
9	0,35	0,35	295,02	296,65	0,99	0,26	0,26	306,16	307,21	1,00
10	0,32	0,33	132,85	137,14	0,97	0,26	0,26	137,87	139,82	0,99
11	0,65	0,67	119,54	124,04	0,96	0,65	0,66	124,05	126,07	0,98
12	0,90	0,97	485,48	526,84	0,92	1,00	1,00	503,80	503,80	1,00
13	0,56	0,56	339,23	340,13	1,00	0,58	0,59	352,03	352,84	1,00
14	0,56	0,59	100,40	105,23	0,95	0,68	0,69	104,19	106,32	0,98
15	0,43	0,44	427,45	442,51	0,97	0,39	0,39	443,58	443,90	1,00

16	0,59	0,74	947,38	1198,05	0,79	0,56	0,59	983,14	1043,54	0,94
17	0,33	0,34	214,62	217,56	0,99	0,30	0,30	222,71	224,21	0,99
18	1,00	1,00	394,20	394,20	1,00	1,00	1,00	571,10	571,10	1,00
19	0,52	0,57	68,70	76,18	0,90	0,75	0,80	71,29	76,76	0,93
20	0,70	1,00	5537,31	7867,80	0,70	1,00	1,00	6406,90	6406,90	1,00
21	0,39	0,39	409,73	416,76	0,98	0,48	0,48	425,19	425,61	1,00
22	0,71	0,75	94,29	99,21	0,95	0,63	0,64	97,85	100,01	0,98
23	0,69	0,81	637,36	747,54	0,85	0,92	0,94	661,41	681,27	0,97
24	0,94	1,00	77,91	83,10	0,94	0,97	1,00	80,85	83,10	0,97

TABLE 2.8 – Résultats en 2013

Source : Auteurs, analyse sur des données NM.

Lecture : En 2017, la commune 3 avait une performance relative de 57 % sous l'hypothèse de CRS par rapport au nombre d'abonnés. En se basant sur les communes de référence elle aurait pu diminuer ses pertes d'eau de 43 % et n'avoir plus que 38,17 m³ perdus/jour. Sa mesure d'efficacité d'échelle selon le nombre d'abonnés est de 0,72. Plus celle-ci tend vers 1, plus cela signifie que la commune opère à la bonne échelle.

Communes	θ CRS /abonnés	θ VRS /abonnés	W CRS /abonnés	W VRS /abonnés	Efficiéce d'échelle/ abonnés	θ CRS /km	θ VRS /km	W CRS /km	W VRS /km	Efficiéce d'échelle/ km
1	0,36	0,55	42,17	65,04	0,65	0,15	0,23	44,46	68,00	0,65
2	0,50	0,72	51,57	73,81	0,70	0,37	0,53	54,36	77,56	0,70
3	0,51	1,00	36,45	71,90	0,51	0,35	0,57	38,43	62,28	0,62
4	0,49	0,50	338,95	341,99	0,99	0,29	0,30	357,33	369,68	0,97
5	0,70	0,77	157,16	172,34	0,91	0,64	0,71	167,81	187,76	0,89
6	0,80	0,92	115,87	133,81	0,87	0,85	0,99	123,49	144,37	0,86
7	0,45	1,00	19,74	44,10	0,45	0,46	1,00	20,80	45,20	0,46
8	0,48	0,64	65,05	86,39	0,75	0,54	0,71	68,58	91,26	0,75
9	0,38	0,39	285,67	292,26	0,98	0,29	0,30	301,15	315,51	0,95
10	0,35	0,40	131,63	148,52	0,89	0,29	0,33	138,77	158,94	0,87
11	0,53	0,62	113,79	131,87	0,86	0,55	0,64	119,95	140,80	0,85
12	0,74	0,79	471,10	503,03	0,94	0,86	0,89	509,05	524,92	0,97
13	0,43	0,44	270,09	277,72	0,97	0,45	0,48	284,73	299,68	0,95
14	0,52	0,62	103,50	122,27	0,85	0,64	0,77	109,11	130,36	0,84
15	0,45	0,46	402,51	409,18	0,98	0,41	0,42	424,33	434,28	0,98
16	0,62	0,75	917,11	1113,29	0,82	0,61	0,62	967,86	979,63	0,99
17	0,36	0,38	208,52	220,27	0,95	0,33	0,36	219,82	237,09	0,93
18	1,00	1,00	384,40	384,40	1,00	1,00	1,00	556,80	556,80	1,00
19	0,47	0,62	67,16	88,35	0,76	0,49	0,64	70,80	93,40	0,76
20	0,75	1,00	5225,25	7008,00	0,75	1,00	1,00	5741,30	5741,30	1,00
21	0,41	0,41	388,47	389,97	1,00	0,52	0,53	409,53	420,01	0,98
22	0,72	0,87	92,65	112,14	0,83	0,68	0,83	97,67	119,32	0,82
23	0,75	0,87	666,28	770,09	0,87	1,00	1,00	702,40	702,40	1,00
24	0,73	0,94	73,99	94,73	0,78	0,78	1,00	78,74	100,70	0,78

TABLE 2.9 – Résultats en 2014

Source : Auteurs, analyse sur des données NM.

Communes	θ CRS /abonnés	θ VRS /abonnés	W CRS /abonnés	W VRS /abonnés	Efficiency d'échelle /abonnés	θ CRS /km	θ VRS /km	W CRS /km	W VRS /km	Efficiency d'échelle /km
1	0,19	0,39	24,59	49,14	0,50	0,08	0,16	26,48	51,06	0,52
2	0,35	0,58	30,83	52,16	0,59	0,24	0,86	31,94	114,49	0,28
3	0,31	0,70	20,83	46,89	0,44	0,24	0,53	22,43	48,96	0,46
4	0,27	0,28	200,19	203,32	0,98	0,16	0,26	215,62	348,00	0,62
5	0,40	0,42	91,76	94,84	0,97	0,33	0,38	92,73	107,51	0,86
6	1,00	1,00	77,30	77,30	1,00	1,00	1,00	77,30	77,30	1,00
7	0,30	1,00	12,80	42,10	0,30	0,31	1,00	13,79	44,50	0,31
8	0,28	0,44	36,22	56,08	0,65	0,30	0,45	39,01	57,53	0,68
9	0,20	0,21	164,22	168,02	0,98	0,16	0,24	176,88	272,18	0,65
10	0,18	0,19	71,55	77,17	0,93	0,15	0,15	77,06	77,18	1,00
11	0,30	0,34	62,59	71,82	0,87	0,33	0,35	67,41	72,20	0,93
12	0,77	0,83	490,53	526,96	0,93	0,72	0,81	422,68	474,03	0,89
13	0,31	0,31	167,33	167,88	1,00	0,33	0,51	176,73	271,88	0,65
14	0,33	0,37	62,93	71,55	0,88	0,42	0,45	66,93	71,94	0,93
15	0,24	0,24	231,30	233,84	0,99	0,23	0,38	249,12	413,56	0,60
16	0,36	0,53	566,97	844,01	0,67	0,34	0,62	579,94	1060,98	0,55
17	0,19	0,20	119,65	124,29	0,96	0,18	0,25	128,88	178,23	0,72
18	1,00	1,00	1108,00	1108,00	1,00	1,00	1,00	739,90	739,90	1,00
19	0,29	0,43	40,35	58,54	0,69	0,44	0,61	43,46	59,82	0,73
20	1,00	1,00	7540,49	7540,49	1,00	1,00	1,00	6132,30	6132,30	1,00
21	0,21	0,21	217,93	220,72	0,99	0,28	0,46	234,72	385,37	0,61
22	0,13	0,17	51,72	65,33	0,79	0,29	0,35	55,71	66,15	0,84
23	1,00	1,00	367,10	367,10	1,00	0,42	0,74	395,39	699,81	0,56
24	0,95	1,00	138,45	145,20	0,95	0,72	1,00	104,55	145,20	0,72

TABLE 2.10 – Résultats en 2015

ource : Auteurs, analyse sur des données NM.

Communes	θ CRS /abonnés	θ VRS /abonnés	W CRS /abonnés	W VRS /abonnés	Effiçience d'échelle /abonnés	θ CRS /km	θ VRS /km	W CRS /km	W VRS /km	Effiçience d'échelle /km
1	0,23	0,39	31,22	53,23	0,59	0,09	0,16	31,22	54,75	0,57
2	0,40	0,61	37,80	57,52	0,66	0,28	0,44	37,80	58,88	0,64
3	0,40	1,00	26,69	66,90	0,40	0,29	0,56	26,69	51,91	0,51
4	0,34	0,52	263,35	405,65	0,65	0,18	0,26	263,35	379,56	0,69
5	0,42	0,47	110,99	124,96	0,89	0,33	0,37	110,99	122,40	0,91
6	1,00	1,00	94,40	94,40	1,00	1,00	1,00	94,40	94,40	1,00
7	0,36	1,00	15,21	42,80	0,36	0,34	1,00	15,21	44,70	0,34
8	0,37	0,50	46,97	63,50	0,74	0,37	0,50	46,97	64,64	0,73
9	0,25	0,37	217,69	321,53	0,68	0,18	0,25	217,69	302,49	0,72
10	0,24	0,25	102,59	109,48	0,94	0,20	0,21	102,59	108,21	0,95
11	0,36	0,37	88,89	90,81	0,98	0,37	0,38	88,89	90,94	0,98
12	0,56	0,80	413,30	587,60	0,70	0,72	0,78	490,55	530,60	0,92
13	0,31	0,46	210,68	308,61	0,68	0,31	0,43	210,68	290,65	0,72
14	0,41	0,43	79,79	84,88	0,94	0,49	0,52	79,79	85,23	0,94
15	0,30	0,49	309,47	495,59	0,62	0,27	0,40	309,47	457,39	0,68
16	0,40	0,75	674,93	1270,69	0,53	0,36	0,57	674,93	1074,19	0,63
17	0,24	0,31	155,73	207,39	0,75	0,19	0,25	155,73	197,91	0,79
18	1,00	1,00	457,60	457,60	1,00	1,00	1,00	669,77	669,80	1,00
19	0,38	0,49	51,64	66,54	0,78	0,52	0,67	51,64	67,56	0,76
20	0,61	1,00	4943,57	8121,70	0,61	0,96	1,00	6270,59	6526,10	0,96
21	0,27	0,42	293,37	461,44	0,64	0,32	0,47	293,37	430,21	0,68
22	0,44	0,50	68,23	77,35	0,88	0,41	0,46	68,23	77,97	0,87
23	0,49	0,88	517,05	927,45	0,56	0,63	0,97	522,10	801,05	0,65
24	0,38	0,58	53,46	81,16	0,66	0,41	0,69	57,95	96,75	0,60

TABLE 2.11 – Résultats en 2016

Source : Auteurs, analyse sur des données NM.

Communes	θ CRS / abonnés	θ VRS / abonnés	W CRS / abonnés	W VRS / abonnés	Effidence d'échelle/ abonnés	θ CRS / km	θ VRS / km	W CRS / km	W VRS / km	Effidence d'échelle/ km
1	0,24	0,32	33,24	44,43	0,75	0,09	0,13	33,24	44,79	0,74
2	0,48	1,00	35,88	75,21	0,48	0,33	1,00	35,88	108,35	0,33
3	0,45	1,00	23,90	53,34	0,45	0,32	1,00	23,90	75,60	0,32
4	0,27	0,52	220,28	430,84	0,51	0,15	0,24	220,28	363,59	0,61
5	0,40	0,49	100,65	124,33	0,81	0,31	0,36	100,65	116,77	0,86
6	1,00	1,00	85,50	85,50	1,00	1,00	1,00	85,50	85,50	1,00
7	0,38	1,00	13,37	35,31	0,38	0,37	1,00	13,37	36,12	0,37
8	0,44	0,48	44,91	49,79	0,90	0,43	0,48	44,91	49,89	0,90
9	0,21	0,38	188,31	348,93	0,54	0,15	0,23	188,31	297,63	0,63
10	0,19	0,19	85,91	86,55	0,99	0,15	0,15	85,91	86,35	0,99
11	0,31	0,31	75,00	75,71	0,99	0,32	0,33	75,00	75,71	0,99
12	0,45	0,96	319,81	685,85	0,47	0,48	0,86	319,81	568,94	0,56
13	0,41	0,77	198,79	375,78	0,53	0,41	0,66	198,79	319,25	0,62
14	0,49	0,50	78,71	79,17	0,99	0,59	0,60	78,71	79,17	0,99
15	0,26	0,55	278,64	580,36	0,48	0,22	0,39	278,64	483,99	0,58
16	0,34	0,79	600,21	1404,30	0,43	0,31	0,59	600,21	1147,47	0,52

17	0,20	0,31	136,08	215,10	0,63	0,17	0,23	136,08	189,86	0,72
18	1,00	1,00	590,08	590,08	1,00	1,00	1,00	849,73	849,73	1,00
19	0,40	0,44	45,38	50,00	0,91	0,56	0,62	45,38	50,09	0,91
20	0,42	1,00	3602,90	8567,90	0,42	0,54	1,00	3758,05	6916,00	0,54
21	0,22	0,46	254,97	519,71	0,49	0,27	0,46	254,97	435,15	0,59
22	0,31	0,32	61,91	63,51	0,97	0,28	0,29	61,91	63,51	0,97
23	0,32	0,73	435,97	983,48	0,44	0,41	0,75	435,97	808,60	0,54
24	0,95	1,00	49,39	51,84	0,95	0,95	1,00	49,39	51,84	0,95

TABLE 2.12 – Résultats en 2017

Source : Auteurs, analyse sur des données NM.

Communes	Fuites/jour 2017	Fuites/jour 2016	Fuites/jour 2015	Fuites/jour 2014	Fuites/jour 2013
1	354,4	343,5	312,4	292,4	327,8
2	108,4	133,4	133,1	145,6	134,8
3	75,6	93,1	93,1	109,2	89,7
4	1515,2	1459,2	1344,0	1247,4	1391,9
5	322,7	331,5	282,5	262,6	224,6
6	85,5	94,4	77,3	145,4	147,1
7	36,1	44,7	44,5	45,2	43,3
8	105,0	128,4	128,4	127,9	124,0
9	1275,2	1222,1	1129,6	1049,4	1169,2
10	581,6	516,8	516,9	479,8	532,1
11	231,3	240,7	205,0	219,5	190,6
12	660,3	681,7	585,2	591,2	503,8
13	485,8	669,6	534,8	629,0	602,6
14	132,5	163,8	159,4	169,3	154,0
15	1244,0	1134,7	1099,1	1023,0	1137,4
16	1936,0	1887,1	1711,8	1588,0	1767,9
17	812,8	805,6	720,7	667,3	748,1
18	849,7	669,8	739,9	556,8	571,1
19	81,3	100,1	98,8	145,6	95,5
20	6916,0	6526,1	6132,3	5741,3	6406,9
21	951,2	924,2	846,3	786,1	879,9
22	219,6	168,3	189,7	143,2	155,4
23	1073,6	825,7	941,3	702,4	721,2
24	51,8	140,3	145,2	100,7	83,1

TABLE 2.13 – Fuites d'eau en mètres cube par jour selon le nombre de kilomètres
Source : Auteurs, analyse sur des données NM.

Communes	Fuites/jour 2017	Fuites/jour 2016	Fuites/jour 2015	Fuites/jour 2014	Fuites/jour 2013
1	140,0	134,8	126,5	118,6	134,9
2	75,2	93,9	89,2	103,1	95,2
3	53,3	66,9	67,1	71,9	66,8
4	827,3	784,0	730,9	685,5	776,5
5	254,7	266,6	226,9	223,9	192,7
6	85,5	94,4	77,3	145,4	147,1
7	35,3	42,8	42,1	44,1	39,6
8	102,9	127,3	128,7	135,6	128,1
9	909,9	875,4	814,0	758,2	852,4
10	453,4	430,1	400,7	372,8	414,2
11	242,4	248,6	210,5	213,8	184,0
12	717,4	738,8	635,3	635,5	542,4
13	485,8	669,6	534,8	629,0	602,6
14	159,7	195,6	192,9	198,4	178,5
15	1062,7	1017,1	959,7	895,9	1000,5
16	1785,7	1696,1	1595,5	1485,8	1613,7
17	697,8	660,8	615,5	575,7	645,4
18	590,1	457,6	1108,0	384,4	394,2
19	112,5	137,1	137,3	143,0	133,0
20	8567,9	8121,7	7540,5	7008,0	7867,8
21	1141,8	1099,4	1029,8	947,0	1055,7
22	198,6	155,3	395,8	128,8	132,4
23	1354,3	1050,9	367,1	889,2	921,1
24	51,8	140,3	145,2	100,7	83,1

TABLE 2.14 – Fuites d'eau en mètres cube par jour selon le nombre d'abonnés
Source : Auteurs, analyse sur des données NM.

TABLE 2.15 – Tableau récapitulatif des différentes structures de tarification de la ressource en France

Type de tarification	Principe de fonctionnement	Avantages	Inconvénients
Constante	Avec un prix constant, chaque m ³ supplémentaire consommé est au même prix que le précédent	Egalité des consommateurs qui payent en fonction de leur consommation respective un prix de l'eau par m ³ supplémentaire d'eau consommé	Peu d'incitation à préserver la ressource
Croissante	Le prix du m ³ supplémentaire consommé est supérieur au prix du précédent	Evite la consommation d'eau superflue et le gaspillage car les prix d'une grosse consommation d'eau sont désincitatifs	Augmente les inégalités d'accès à l'eau car seules les personnes avec un haut revenu peuvent se permettre de consommer une eau " de confort "
Décroissante	Chaque m ³ supplémentaire consommé coûte moins cher que les précédents	Favorise les gros consommateurs (agriculteurs, industriels) avec des économies sur les grandes quantités	Tarification peu appliquée, elle encourage la consommation d'eau superflue à un coût moindre pour les ménages
Monôme	Tarification en fonction du volume consommé (idem que la tarification volumétrique)	Encourage l'équité avec une tarification constante et volumétrique	N'incite pas à préserver la ressource, c'est d'autant plus vrai pour les gros consommateurs

Binôme	Tarification en deux parties avec abonnement et part variable en fonction du nombre de m ³ (proportionnelle généralement)	Consommation d'un volume d'eau minimum du réseau public qui permet de garantir les recettes avec la régularité de l'abonnement et qui permet de faire payer beaucoup les consommateurs saisonniers	Désavantage pour les petits consommateurs qui sont obligés de payer l'abonnement et encourage les gros consommateurs industriels et agricoles. On a donc un problème d'équité de l'abonnement
Paliers constants	Paliers selon le volume d'eau consommé : identique à la tarification monôme ou volumétrique	Egalité des consommateurs qui payent proportionnellement à leur consommation d'eau	Pas d'incitation à préserver la ressource avec un coût plus élevé pour les consommations superflues
Paliers croissants	Paliers qui augmentent au fur et à mesure que le volume d'eau consommé augmente	Le palier croissant comme la tarification croissante permet de décourager la consommation superflue et le gaspillage de ressource en eau non indispensable	Comme dans toutes les tarifications par paliers la fixation des seuils fait débat car elle se joue au m ³ près incite le consommateur à atteindre le maximum d'eau alloué par le palier dans lequel il est compris

Paliers décroissants	Paliers avec un prix qui diminue au fur et à mesure que le volume d'eau consommé augmente	Favorise les gros consommateurs industriels et agricoles avec des économies sur les grandes quantités	Problème de fixation des seuils identique au cas des paliers croissants et encourage la consommation superflue à partir d'un gros volume d'eau consommé
Forfait	Forfait à payer en fonction des caractéristiques de l'utilisateur (taille du ménage, surface habitable, jardin,)	Egalité des consommateurs, on connaît le tarif de l'eau en fonction de ce que l'on consomme à l'avance	Cela n'incite pas à faire attention à la consommation et la préservation de la ressource car la tarification ne prend pas en compte le volume d'eau consommé dans les critères de détermination du forfait mais d'autres caractéristiques (nombre de personnes du ménage,)

TABLE 2.16 – Tableau des possibilités de transfert de compétences dont disposent les communes en France

Organismes de transfert de compétences	Principe de fonctionnement

la communauté de commune	Regroupement de plusieurs communes sans enclave et projet d'aménagement de l'espace et de développement commun avec des compétences obligatoires et optionnelles
La communauté d'agglomération	Etablissement public de coopération intercommunal regroupant plusieurs communes, formant un ensemble de plus de 50 000 habitants autour d'une ou de plusieurs communes centre d'au moins 15 000 habitants autour d'un projet urbain d'aménagement du territoire et de développement urbain avec des compétences obligatoires + 3 parmi 5 facultatives dont l'eau potable et l'assainissement
La communauté urbaine	Etablissement public coopératif intercommunal regroupant plusieurs communes avec plus de 500 000 habitants pour élaborer un projet commun de développement et d'aménagement. Elle exerce de plein droit des compétences dont l'eau potable et l'assainissement
Syndicat intercommunal à vocation unique	Syndicat dont les statuts limitent l'activité à un seul objet de manière appliquée ou dans le but d'atteindre un objectif final
Syndicat intercommunal à vocation multiple	Syndicat qui dispose de statuts avec un objet d'étude et d'entente coopérative entre les communes intéressées très large. Il a l'avantage de permettre une mise en commun des problèmes
Syndicat mixte	Les collectivités s'associent avec d'autres établissements publics, des chambres de commerce/ métiers/agriculture. Ce mode de gestion permet la flexibilité et autonomie des conditions de la coopération Equipements plus efficaces pour gérer des services de grande envergure

Syndicat départemental des eaux et de l'assainissement	Regroupement de collectivités, il assure le maintien, le contrôle l'entretien et l'exploitation des équipements publics pour la distribution d'eau potable et la collecte / traitement des eaux usées
--	---

TABLE 2.17 – Tableau des possibilités de gestion de l'eau potable et de l'assainissement en France

Mode de gestion	Principe de fonctionnement	Avantages	Inconvénients	En pratique
Gestion directe en régie	La commune ou le regroupement de communes a la responsabilité de la totalité de la gestion des investissements pour le service de gestion de l'eau et les relations avec les usagers (gestion des factures d'eau)	Prix moins cher que la gestion déléguée en générale	Nécessité d'acquérir les compétences internes et spécifiques en matière de distribution d'eau et d'assainissement	Quelques grandes/moyennes villes l'utilisent mais généralement cela renvoi aux petites collectivités rurales

Gestion déléguée en affermage	La collectivité finance et met en place les installations mais confie leur gestion à un opérateur privé	Permet à la fois à l'opérateur privé de gagner de l'argent sur le prix des recettes et rémunère la collectivité à la hauteur des investissements et des installations existantes. Permet aux communes qui n'ont pas les compétences internes spécifiques à la gestion de l'eau et au retraitement de faire appel à des professionnels qui bénéficient d'économie d'échelles	Abus dans le passé sur la hausse du prix de l'eau et le contrôle négligé de la qualité par les opérateurs privés qui bénéficiaient du manque de transparence et d'information incomplète des communes qui délèguent, du monopole naturel sur chaque commune qui ne peut avoir deux réseaux de distribution. Généralement prix de l'eau plus élevé	Cas couramment appliqué En pratique des contrôles qualité sont de plus en plus stricts auprès des opérateurs privés
-------------------------------	---	---	---	--

Gestion déléguée en concession	L'opérateur privé construit les installations du réseau de distribution d'eau et les exploite à ses frais. Il finance cela par le prix de l'eau de la facture des usagers	En fin de contrat, l'opérateur privé doit remettre le réseau et les ouvrages en bon état à la collectivité. Permet aux communes qui n'ont pas les compétences internes spécifiques à la gestion de l'eau et au retraitement de faire appel à des professionnels qui bénéficient d'économie d'échelles	Les abus décrits en affermage sont d'autant plus vrais en concession que les communes se désresponsabilisent entièrement du système d'eau potable et d'assainissement et que les contrats signés ont souvent des closes oubliées dans les préoccupations des communes qui délèguent. Généralement prix de l'eau plus élevé	Cas couramment appliqué. En pratique des contrôles qualité sont de plus en plus stricts auprès des opérateurs privés
Gestion déléguée en régie intéressée	Régisseur privé chargé par un contrat de faire fonctionner le service public avec une contrepartie qui dépend des résultats obtenus	Permet aux communes qui n'ont pas les compétences internes spécifiques à la gestion de l'eau et au retraitement de faire appel à des professionnels qui bénéficient d'économie d'échelles	Généralement prix de l'eau plus élevé	Cas rare en pratique

Gestion déléguée en gérance	Régisseur privé chargé par un contrat de faire fonctionner le service public moyennant un forfait délimité et la commune décide seule de la fixation des tarifs	Permet aux communes qui n'ont pas les compétences internes spécifiques à la gestion de l'eau et au traitement de faire appel à des professionnels qui bénéficient d'économie d'échelles	Généralement prix de l'eau plus élevé	Cas rare en pratique
La gestion mixte	Situation intermédiaire entre la régie directe et la gestion déléguée de la ressource en eau. Exemples : Exploitation en régie par les communes des ouvrages de production d'eau potable et délégation de la distribution à des sociétés privées /Société d'économie mixte locale	Cette alternative montre la souplesse du système	Délégation aux sociétés de droit privé qui ne disposent que des pouvoirs que les collectivités publiques leur attribuent. Limitation de la part des collectivités publiques qui ne peuvent détenir que 50 à 85% du capital	

Chapitre 3

Un nouvel outil en faveur d'une demande optimale : le nudge

3.1 Introduction

Si la réduction des gaspillages du côté de l'offre en eau est importante, il convient également d'optimiser la demande pour éviter la surconsommation de la ressource et faire en sorte que les consommations correspondent aux besoins réels. Ouvrard (2019) distingue trois types d'instruments pour préserver l'environnement : les lois et les normes réglementaires, les instruments de marché (taxes, subventions, quotas, permis ...), et la mise à disposition d'informations et la participation volontaire. Cependant, ces instruments peuvent parfois se révéler peu impactants voire contreproductifs lorsqu'ils sont coûteux et/ou non acceptés par les consommateurs (Barnes et al., 2013). Face à l'essoufflement de ces instruments, le *nudge* est un outil alternatif ou complémentaire aux autres moyens réglementaires et fiscaux pour orienter les comportements, popularisé par Thaler et al. (2008). D'après ces auteurs, le *nudge* consiste en la mise en place de « dispositifs qui prennent avantage des biais cognitifs pour orienter, sans imposer, la réponse des sujets dans une direction favorable au bien-être du sujet et de l'environnement ».

Alors que le « *nudging* » est en plein essor partout dans le monde, de nombreux politiciens, chercheurs, entreprises privées et organisations internationales se sont emparés

de cet outil. Selon les auteurs susmentionnés, les *nudges* peuvent modifier l'architecture de choix et, par conséquent, le comportement des personnes de manière prévisible, mais sans compromettre le droit de choisir une autre option et sans inclure de motivation économique importante. Ainsi, le *nudge* s'appuie sur deux caractéristiques propres au paternalisme libertaire défini par Thaler et al. (2008). Dans cette optique, les effets des institutions privées et publiques sur les comportements des gens peuvent être légitimes, à condition de respecter les préférences individuelles et la liberté de choix dans chaque situation.

Selon Croson et al. (2014), ces coups de pouce s'inscrivent dans une approche « *Top down* » guidée par les gouvernements et les agences nationales. Pour Croson et al. (2014), les *nudges* sont une réponse peu coûteuse à la responsabilité limitée des consommateurs. En effet, c'est le résultat d'une transition guidée vers l'importance de la responsabilité individuelle en utilisant des outils non réglementaires et non fiscaux (Barnes et al., 2013). Ces derniers chercheurs suggèrent que ces incitations sont un moyen de favoriser des améliorations socialement optimales, sans le fardeau de la réglementation. Hausman et al. (2010) soulignent toutefois que les *nudges* doivent être utilisées avec prudence, car les pratiques gouvernementales façonnent parfois de manière excessive les choix des citoyens à travers leur intermédiaire.

Les gouvernements ont recours au *nudge* dans de nombreux domaines (santé, politique, transport, école, etc.), y compris pour traiter des enjeux environnementaux par le biais d'incitations écologiques. Selon Schubert (2017), ces « *nudges verts* » sont utiles pour corriger les défaillances du marché de trois manières différentes. Tout d'abord, certains « *nudges verts* » peuvent capitaliser sur la bonne image que les individus veulent diffuser auprès des autres. En outre, les *nudges* mettent en évidence la propension des gens à suivre les autres, répondant ainsi aux attentes et au conformisme de la société. Enfin, les « *nudges verts* » peuvent également s'appuyer sur les options par défaut et les biais d'inertie, pour orienter les comportements des agents. Les *nudges* utilisent donc de nombreux processus pour orienter les actions individuelles avec divers leviers et vecteurs

d'influence, adaptés à des consommateurs hétérogènes.

On peut alors se demander dans quelle mesure de nouveaux outils tels que les *nudges* ou les normes sociales peuvent influencer la demande en eau et les comportements de consommation de la ressource pour la préserver. Afin de répondre à cette question, ce chapitre propose une étude empirique sur l'acceptation de divers types de *nudges* pour préserver la ressource en eau. Une étude Q (voir chapitre 1 pour la méthode) est conduite afin de comprendre l'attractivité d'un *nudge* sur différents types de publics, les biais cognitifs auxquels ils font appel et la perception qu'en ont les usagers de l'eau. Cette étude se veut exploratoire et ouvre de nouvelles perspectives sur les types de *nudges* et les individus à cibler pour qu'ils fonctionnent.

3.2 Le nudge : perceptions individuelles et acceptation publique

3.2.1 Contexte de l'étude

En se basant sur la littérature des « *nudges verts* », notamment dans le cas des ressources en eau, et afin de reconsidérer le postulat « *one-nudge-fits-all* », cette partie utilise une approche par la méthode Q (déjà présentée en Chapitre 1). En se basant sur les perceptions subjectives des individus, cette étude examine les opinions et les réactions divergentes que les gens adoptent devant un même *nudge*. Elle offre donc une preuve empirique de la diversité des perceptions de cette incitation.

Cette étude aborde ainsi de nombreuses questions d'intérêt collectif, telles que : Quels sont les principaux types de *nudges* ? Comment optimiser la mise en place des *nudges* en fonction des populations ciblées ? Comment le cas de l'eau illustre-t-il la diversité des *nudges* et leur efficacité parmi les perceptions du grand public ? Quelles sont les limites à prendre en compte et à dépasser pour que les *green nudges* soient incitatifs pour tous ? Pour répondre à ces questions, une étude Q par entretiens en face à face a été menée en

octobre 2019, auprès d'un public diversifié, lors d'un événement de vulgarisation scientifique. Cette étude a été complétée par quelques interviews complémentaires pour être sûr de cibler la diversité de profils existants et pouvoir mener ainsi une étude extensive.

Pour ce faire, quinze exemples illustrés de *nudges* ont été mobilisés avec un objectif commun : la préservation de l'eau. Trois facteurs de pensée sur cet échantillon ont été établis : « un *nudge* percutant, direct et efficace sans culpabiliser », « un *nudge* holistique pour une approche à long terme », « un *nudge* amusant et gratifiant dont on ne se lasse jamais ». Ces différentes préférences subjectives soulignent que l'efficacité d'un *nudge* et la réaction des individus qui y font face dépendent de sentiments personnels et subjectifs, dont les décideurs politiques doivent tenir compte. Ainsi cette étude est une première piste de réflexion ouverte sur une typologie des *nudges* et sur les populations auxquelles ils se destinent. Une des questions fondamentales de cette classification est de promouvoir l'acceptation du public et les considérations éthiques sur la transparence et la liberté de choix.

Plus généralement, ce chapitre propose une classification des exemples de *nudges* sur l'eau pour guider les outils d'élaboration des politiques, afin de préserver cette ressource. À cette fin, ce chapitre introduit le cadre conceptuel sur la question des réactions subjectives face aux *green nudges*. Ensuite, une illustration de terrain sur les *nudges* économes en eau est fournie, définissant la méthode de recherche et la collecte de données. Puis les résultats obtenus sur les principaux profils de perception des *nudges* sont exposés et discutés, avant de conclure sur les limites et les perspectives exploratoires que cette étude propose sur les perceptions individuelles des nudges.

3.2.2 Pourquoi les gens réagissent-ils différemment à un même nudge ?

La définition initiale des *nudges* admet que les préjugés cognitifs guident les choix de l'individu dans une approche paternaliste, tout en conservant la liberté de décision. Dans leur article, Morewedge et al. (2010) mettent en évidence les directions du cerveau que les individus peuvent suivre lorsqu'ils font certains choix, en fonction de la pensée automa-

tique ou réflexive. Les décisions peuvent être guidées, d'une part, par des considérations automatiques et intuitives et, d'autre part, par des idées plus réfléchies et rationnelles. Ainsi, comme le soulignent Thaler et al. (2008), les *nudges* remettent en question le postulat de l'*homo-oeconomicus* standard en mettant en cause les décisions rationnelles des individus. Selon eux, les *nudges* tirent partie des biais cognitifs pour orienter les choix dans une direction qui favorise le bien-être des individus et de leur environnement. Les réactions individuelles sont alors orientées par la manière dont ils perçoivent subjectivement l'information, ce qui remet en question l'approche « *one-nudge-fits-all* ».

En outre, Hansen et al. (2013) définissent différents types de nudges. Le *nudge* de « type 1 » fait appel à la pensée automatique définie par ces auteurs comme incontrôlée, sans effort, associative, rapide, inconsciente et habile, car elle peut produire différentes réactions chez les individus en fonction de leur humeur, de leurs émotions et de leurs sentiments. Un autre type de *nudges* (« type 2 ») est davantage basé sur la délibération et le choix avec une pensée réfléchie. Selon les auteurs, ce deuxième type (de nudge) est plus contrôlé, plus laborieux, plus déductif, plus lent, plus conscient de soi et plus conforme aux règles. Cependant, les gens peuvent agir différemment face à ces *nudges* en fonction de leurs connaissances, de leurs choix et de leurs capacités de jugement. Ainsi, même si ces impulsions font référence à différents processus cognitifs, la subjectivité des individus peut influencer les choix dans les deux cas.

Enfin, selon Croson et al. (2014), les « *nudges verts* » prennent en compte les effets psycho-sociaux liés au contexte de mise en oeuvre, de sorte que les perceptions des individus sont influencées par de nombreux éléments. Plus spécifiquement dans le domaine de l'environnement, My et al. (2019) soulignent la pertinence de la sensibilité individuelle aux questions environnementales qui se retrouve dans les perceptions des nudges.

En conséquence, les fondements du *nudge* montrent que la subjectivité des individus est un point central qui induit des réactions différentes envers un même nudge. Ce constat constitue le point de départ de notre étude de terrain.

3.2.3 La littérature académique sur la mise en place des nudges de l'eau

De nombreuses études qui mettent en place des *nudges* portent sur la ressource en eau, car elle est une préoccupation majeure des populations et des territoires. Ces études ont principalement recours aux comparaisons et normes sociales.

Nauges et al. (2019) développent une approche générale avec l'analyse coûts-bénéfices de la mise en oeuvre de messages normatifs dans le domaine de la conservation de l'eau. Ils considèrent les coûts liés à la mise en oeuvre des nudges, les coûts économisés en termes d'approvisionnement en eau si le *nudge* est efficace, les effets sur le bien-être des consommateurs, et l'utilité morale et les avantages à contribuer au bien-être des autres. Ils donnent un aperçu des motivations générales des individus, en ce qui concerne les préférences et les coûts.

Plus spécifiquement, dans le domaine agricole, de nombreuses expériences sur les effets du *nudge* ont été déployées. Selon Barnes et al. (2013), les *nudges* offrent une alternative prometteuse aux outils traditionnels de régulation, pour le monde agricole qui se caractérise parfois par une réticence à l'égard des instruments traditionnels. Les auteurs soulignent qu'il existe une aversion pour la responsabilité, un manque de connaissances sur les objectifs de la réglementation et une forte résistance à l'application des réglementations.

À cet égard, les *nudges* offrent une alternative qui peut pallier la défiance du monde agricole. Ainsi, pour éviter le fardeau de la réglementation, Barnes et al. (2013) expérimentent des incitations basées sur la persuasion et les conséquences de la pollution de l'eau sur la santé et d'autres utilisations. Dans cette optique, ils essaient, en fournissant des informations, des changements physiques de l'environnement, des changements d'options par défaut et de normes sociales, de mettre en oeuvre des améliorations socialement optimales. Leur article montre que l'application de la technique du *nudge* pour les agriculteurs peut constituer une excellente alternative aux autres mesures économiques classiques.

Plus récemment, Chabe-Ferret et al. (2019) utilisent à la fois la norme sociale et la comparaison sociale pour diminuer l'utilisation de l'eau par les agriculteurs pour l'ir-

rigation. Ils considèrent que le *nudge* peut être un outil productif complémentaire aux politiques publiques, en fournissant des mesures de contrôle et des subventions pour les activités agricoles et en soulignant la coexistence entre le *nudge* et les autres instruments économiques. En effet, ils soulignent une diminution considérable de la proportion d'agriculteurs qui consomment plus de 80 % de leurs quotas et qui sont exposés au gaspillage sous l'influence d'une norme sociale. Cependant, ils observent un effet « *boomerang* » chez les petits consommateurs, qui à l'inverse, augmentent leur consommation. Ils concluent en affirmant que le *nudge* peut coexister avec d'autres politiques publiques, mais que sa conception doit être étudiée en détail pour éviter des effets indésirables.

De nombreuses applications des *nudges* dans le secteur agricole semblent porter leurs fruits, tout comme pour la consommation d'eau domestique. Les initiatives de *nudging* fleurissent dans ce secteur afin d'éviter la surconsommation et d'adapter l'extraction d'eau aux besoins réels. Afin de mener des actions à grande échelle pour réduire la consommation d'eau domestique, la plupart des universitaires utilisent les mêmes leviers : les normes et les comparaisons sociales. En effet, comme le soulignent Chabe-Ferret et al. (2019), les *nudges* de comparaison sociale ciblent une population importante pour un faible coût. De même, Bernedo et al. (2014) utilisent la comparaison sociale sur la base de la valeur médiane de la consommation d'eau, et Datta et al. (2015) utilisent également les normes sociales pour étudier les effets de la comparaison à différentes échelles avec des autocollants sur les factures d'eau. Ces derniers auteurs testent ensuite la comparaison par quartier, par ville et des plans individuels avec des conseils pour réduire la consommation d'eau. Ces différentes échelles montrent que la comparaison par quartier est efficace pour les gros consommateurs, tandis que l'élaboration de plans individuels est efficace pour les personnes qui ne consomment déjà pas beaucoup d'eau. Les comparaisons à l'échelle de la ville ne sont cependant pas efficaces et c'est probablement dû au fait que les autres participants ne s'identifient pas assez entre eux. Cette étude montre en outre qu'en fonction des objectifs de réduction de la consommation d'eau, il est possible d'adapter les informations normatives au profil de consommation des utilisateurs.

Selon Datta et al. (2015), la comparaison sociale répond à de nombreuses questions

non résolues et permet par exemple de saisir la complexité des habitants pour les comparer entre eux, d'améliorer l'illisibilité des factures d'eau et de réduire le manque de connaissances sur les mesures possibles pour diminuer la consommation d'eau.

Datta et al. (2015) mettent l'accent sur la comparaison sociale à grande échelle mais des incitations normatives de plus petite envergure présentent également un intérêt. Par exemple, dans les hôtels, des étiquettes informatives concernant la réutilisation des serviettes (pour éviter l'utilisation indirecte de l'eau pour les laver, en précisant qu'un pourcentage énorme des hôtes de l'hôtel les réutilisent) est un encouragement à la réduction de la consommation d'eau à petite échelle, basé sur des normes sociales. Ce *nudge* fonctionne très bien dans les hôtels où il est implémenté (Byerly et al., 2019; Goldstein et al., 2008). Cependant, Schubert (2017), s'appuyant sur l'étude de Goldstein et al. (2008), soutient que parfois les incitations basées sur des normes sociales utilisent des données et des pourcentages de comparaison éronnés qui remettent en question les applications éthiques du *nudge*. Comme le montre la section suivante, ils font référence à des *nudges* non transparents qui sont discutables.

Par ailleurs, de nombreuses études (Cosic et al., 2018) font état d'effets à long terme, ce que Bernedo et al. (2014) expliquent dans le domaine de l'eau par deux changements principaux. D'une part, les comparaisons sociales peuvent induire un changement des habitudes des consommateurs vers une diminution de la consommation d'eau vertueuse qui persiste. D'autre part, elle peut aussi conduire à l'achat de capital physique, notamment d'équipements permettant d'économiser l'eau qui durent dans le temps.

3.2.4 Parallèle théorique des matériaux empiriques

La section suivante a pour but d'inclure le Q set illustré de notre étude avec des exemples de *nudges* pour économiser l'eau dans le cadre théorique de la littérature académique sur les *nudges*.

En effet, en suivant la classification des *nudges* introduite par Hansen et al. (2013), il est possible de construire la matrice de transparence des *nudges* et considérer le système de

pensée auquel ils se réfèrent (figure 3.1). La matrice comprend à la fois quelques exemples de *nudges* pour préserver l’eau utilisés dans cette étude, mais aussi d’autres idées. Elle est basée sur les travaux de Morewedge et al. (2010) fondés sur les différents systèmes de pensée.

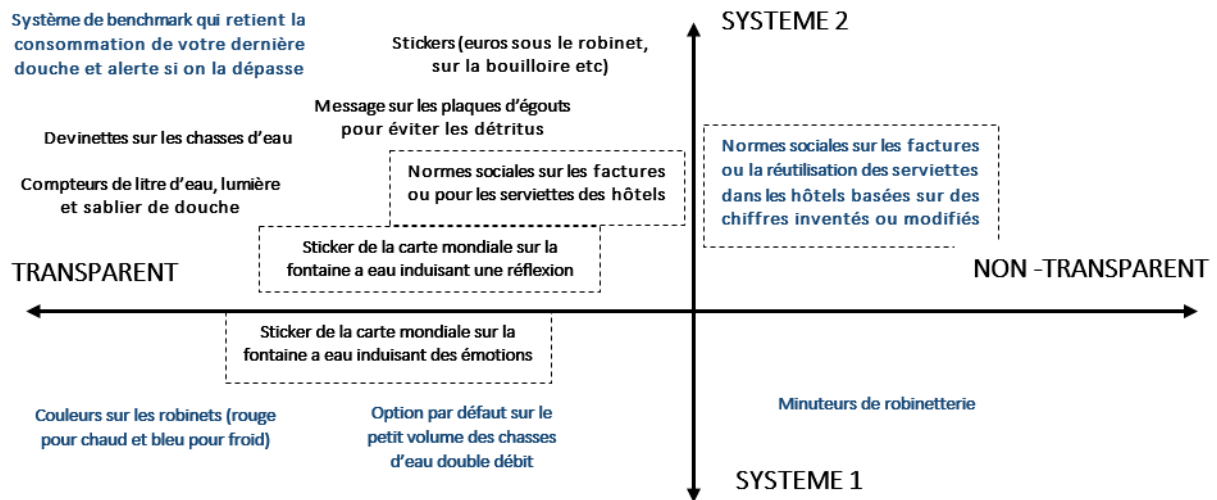


FIGURE 3.1 – Matrice de classification des *nudges* hydro-économiques

En effet, les *nudges* transparents de « type 1 » impliquent la pensée automatique. Par exemple, le robinet coloré avec du rouge pour l’eau chaude et du bleu pour l’eau froide fait référence à la pensée inconsciente et associative qui influence les comportements en fonction de la température de l’eau souhaitée. C’est également le cas pour les options par défaut comme la chasse d’eau double débit, car elle est rapide et sans effort.

Selon Hansen et al. (2013), les *nudges* non transparents de « type 1 » sont uniquement basés sur la pensée automatique et modifient les comportements même s’ils ne sont pas transparents et que les gens ne les reconnaissent pas comme un nudge. C’est le cas par exemple des minuteurs de robinetterie dans les lieux publics qui arrêtent le débit d’eau après un certain laps de temps, afin de ne consommer que la quantité d’eau optimale et de ne pas en gaspiller davantage. Ce *nudge* fait donc appel à des actions automatiques de lavage des mains et les gens ne se demandent pas quelle est la quantité d’eau qui coule ici. Il agit comme une option par défaut non transparente, sur les utilisateurs d’eau.

Une autre catégorie de *nudge* est le *nudge* non transparent de type 2 qui repose sur la

réflexion, sans être totalement clair sur ses implications réelles. Par exemple, selon Schubert (2017), Goldstein et al. (2008) affirment que certaines informations de comparaison sociale sont délibérément basées sur des chiffres erronés ou même inconnus comme point d’ancrage. Un exemple bien connu, comme expliqué précédemment, est la réutilisation des serviettes dans les hôtels pour diminuer la quantité d’eau nécessaire pour les laver. Cependant, la catégorisation de cet exemple est ambiguë comme pour beaucoup d’autres exemples. Si les chiffres et les informations sont corrects et pertinents, ce *nudge* peut en effet se rapporter à la catégorie suivante de *nudges* : les *nudges* transparents et de type 2.

Cette dernière catégorie regroupe de nombreux exemples de *nudges* utilisés dans notre étude appliquée. C’est un bon indicateur pour constater la nécessité de transparence et de réflexion. Les différents autocollants qui font appel à une approche contrôlée et consciente comme par exemple le *sticker* dans le bain ou sur la bouilloire pour indiquer le niveau de remplissage optimal en sont des exemples. C’est également le cas des énigmes sur les chasses d’eau, qui sont des incitations à suivre des règles et à déduire le comportement vertueux en toute lisibilité. La comparaison sociale utilisée sur la facture d’eau est également transparente et fait appel au jugement et à la considération des consommateurs d’eau.

En résumé, certaines pistes font parfois référence au système de pensée automatique, tandis que d’autres vont plus loin et nécessitent une réflexion sur les conséquences des choix. Elles peuvent être plus ou moins transparentes et la dimension éthique de leur mise en oeuvre est parfois discutable. Cette classification permet d’appréhender une première lecture des caractéristiques des *nudges* pour préserver l’eau, mais certains exemples sont à la croisée de plusieurs catégories. À titre illustratif, la carte du monde sur la fontaine d’eau peut se référer à la fois au système 2 impliquant une réflexion sur la rareté de l’eau, et au système 1 avec des émotions directes. Cela dépend probablement du contexte et du sentiment des utilisateurs qui font face à ce *nudge*. Par conséquent, cette classification doit être traitée avec prudence.

Par ailleurs avec une représentation matricielle, Singler (2015) introduit une classifi-

cation des *nudges* basée sur la puissance potentielle et la facilité de mise en oeuvre (voir figure 3.2) des nudges. Nous complétons ici cette matrice avec les exemples de *nudges* sur l'eau, dont ceux utilisés dans cette étude.

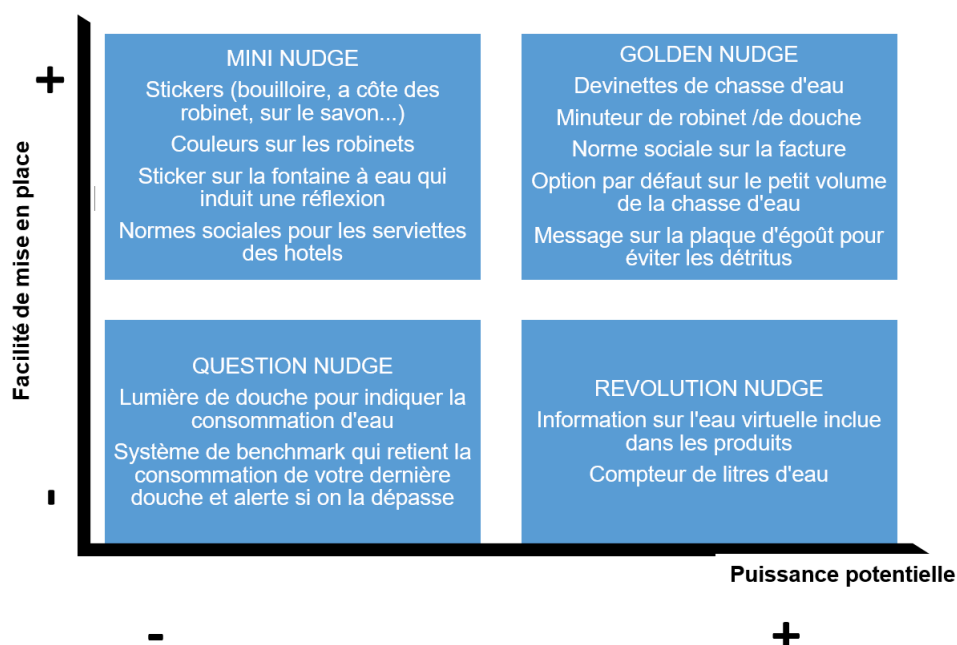


FIGURE 3.2 – Matrice des différents types de *nudges* hydro-économiques

Tout d'abord, considérons les « mini-nudges » qui sont faciles à mettre en oeuvre bien qu'ils aient une faible puissance potentielle. C'est le cas, par exemple, des autocollants sous les robinets ou sur la bouilloire, car ils permettent d'économiser une quantité limitée d'eau tout en étant peu coûteux et faciles à poser partout. Deuxièmement, il y a les « question nudges », qui ont un pouvoir potentiel limité et qui ne sont pas faciles à mettre en oeuvre. C'est le cas des lumières colorées sous la douche qui indiquent le niveau de consommation d'eau mais qui sont moins claires qu'une minuterie ou un compteur de litres d'eau (qui pourrait préciser directement le volume ou le temps passé sous l'eau). Sans oublier que la lampe de douche est également un gadget coûteux fonctionnant avec de l'énergie. La minuterie de douche et/ou la minuterie du robinet ou les messages sous la bouche d'égout sont des « golden nudges ». Ils sont faciles à mettre en oeuvre car ils fonctionnent simplement et ne sont pas coûteux. De plus, ils ont un grand pouvoir potentiel si l'on considère qu'une minuterie limite le temps passé sous la douche (il faut savoir que 39 % de la consommation d'eau domestique est destinée à la douche/au bain) et que les messages sur les bouches d'égouts peuvent avoir des conséquences importantes sur

la protection des eaux de mer. Une dernière catégorie de *nudges* est celle des « revolution nudges », qui ne sont pas faciles à mettre en oeuvre mais qui peuvent avoir un impact important. C'est le cas des indications sur l'eau virtuelle qui impliquent des changements sur tous les emballages et étiquettes des produits, mais qui peuvent induire une énorme considération sur l'eau virtuelle nécessaire pour chaque produit, et par conséquent une diminution des productions consommatrices d'eau.


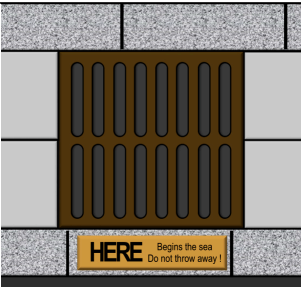
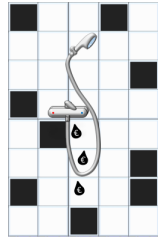

3.3 Des nudges pour préserver l'eau : méthodologie et construction de l'étude

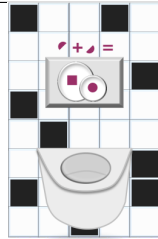
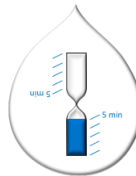
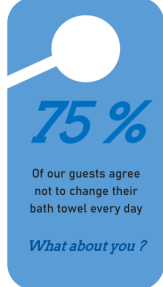

Cette étude suit le même processus méthodologique que le chapitre 1, les étapes y sont détaillées.

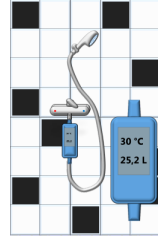



3.3.1 Création du Q set

Nous avons d'abord conçu le Q set (ensemble d'images que les participants classent dans la grille, concernant une question de recherche) sur l'univers thématique suivant : les *green nudges* pour préserver l'eau. Les images ont principalement été trouvées sur des sites internet (sites des unités de nudges, pages de politique publique et même des concours de nudges) et le concours a été construit avec toutes les images disponibles de *nudges* pour économiser l'eau.

Cependant, comme le but de cette étude est de créer une typologie des incitations concernant les principaux problèmes d'eau, certaines images ont été supprimées pour éviter les redondances et les images faisant appel aux mêmes instruments en termes de biais cognitifs. *In fine*, le Q set comprend quinze images annotées d'une légende représentant des instruments permettant de réduire la consommation d'eau et de préserver la ressource tant en qualité qu'en quantité. Quinze images représentent un petit Q-set, néanmoins les exemples de *nudges* sur cette thématique sont limités. À l'avenir, cela pourrait permettre le développement de nouveaux échantillons tests de nudges. Ces images sont présentées et schématisées dans le tableau 3.2 suivant, avec le type de *nudge* et les biais cognitifs auxquels elles font référence.

Description du <i>nudge</i>	Type de <i>nudge</i>	Biais cognitifs et principaux leviers	Illustration
Mettre une devinette chiffrée sur les chasses d'eau double débit pour inciter à utiliser le petit volume	Golden nudge	Options par défaut, Émotions, Saillance	
Mettre un message sous les plaques d'égouts pour dissuader de jeter des déchets / mégots qui finissent dans la mer	Golden nudge	Équité, Ego, Effet projecteur, Réciprocité	
Coller des stickers "euro" sous les robinets pour montrer le coût de l'eau	Mini nudge	Aversion à la perte, Récompense, Travail perçu	
Coller des stickers sur une bouilloire pour ne faire chauffer que la quantité d'eau nécessaire	Mini nudge	Saillance, Facilité, Aversion à la perte	

Mettre une devinette graphique sur les chasses d'eau double-débit pour inciter à utiliser le petit volume	Golden <i>nudge</i>	Option par défaut , Émotions, Aversion à la perte	
Mettre un sablier de 5 minutes sous la douche pour diminuer le temps que l'on y passe	Golden <i>nudge</i>	Habitudes ,Cadrage, Options par défaut	
Coller un sticker à côté des robinets pour penser à couper l'eau	Mini <i>nudge</i>	Ancrage, Normes sociales, Équité, Récompense	
Coller un sticker à côté des robinets pour penser à couper l'eau	Mini <i>nudge</i>	Saillance, Cadrage, Effet projecteur	

Mettre un compteur de litres d'eau écoulés sous la douche	Revolution <i>nudge</i>	Habitudes, Cadrage, Ancrage	
Ecrire un message sur le distributeur à savon pour inciter à couper l'eau pendant le savonnage	Mini <i>nudge</i>	Cadrage, Saillance, Facilité, Temporalité	
Un éclairage de douche pour inciter à couper l'eau avant que ça ne devienne rouge et que la consommation soit trop importante	Question <i>nudge</i>	Ancrage, Habitudes, Émotions	
Mettre un sticker dans la baignoire pour indiquer le niveau idéal de remplissage	Mini <i>nudge</i>	Options par défaut, Cadrage, Saillance	

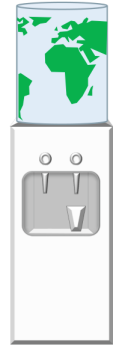


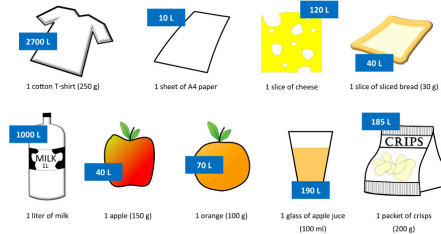
Mettre une carte du monde sur une fontaine à eau pour montrer que c'est une ressource mondiale qui s'épuise	Mini nudge	Équité, Émotions, Effet projecteur	
Mettre une étiquette sur la facture d'eau pour situer sa consommation par rapport aux voisins	Golden nudge	Normes sociales, Réciprocité, Récompense, Messager	<div> <p>Your household consumed less water than the average for your neighborhood!</p> <p>Well done !</p> <p><small>Public water agency – Centre of Dryland</small></p>  </div> <div> <p>Warning ! Your household consumed more water than the average for your neighborhood!</p> <p><small>Some tips to reduce your consumption :</small></p> <ul style="list-style-type: none"> • Spend less time in the shower • Reduce your water consumption in the garden • Wash your car less often <p><small>Public water agency – Centre of Dryland</small></p>  </div>
Indiquer l'eau virtuelle nécessaire à la production des biens pour inciter à mieux consommer	Revolution nudge	Saillance, Un à un /Compartimentation	 <p>Indicate the virtual consumption needed to produce some goods to consume better</p>

TABLE 3.2 – Les exemples de *nudges* du Q set

De plus, la sélection de ces photos est basée sur de nombreux critères. Tout d’abord, il fallait des *nudges* que chacun puisse comprendre et imaginer dans un contexte réel afin que les participants puissent se projeter et réagir face aux *nudges*. Pour ce faire, les *nudges* transparents que les gens comprendraient sans même les affronter dans la vie réelle, uniquement par le biais d’images ont été utilisés. La sélection s’est portée principalement sur des *nudges* qui font appel au système 2 (pensée réflexive), car les participants ont besoin de les trier dans une grille et donc, d’y réfléchir activement pour ordonner leurs choix. En outre, la diversité des *nudges* est importante. des images qui font appel à divers biais cognitifs tels que les normes sociales, l’équité, les habitudes ainsi que les biais d’ancrage ont été choisies afin de représenter la diversité de cet outil et catégoriser les préférences individuelles concernant ces biais.

3.3.2 Sélection des participants

L’étude a été conduite sur le grand public pour comprendre ses perceptions car il est exposé aux *nudges* dans sa vie quotidienne (parfois sans le savoir), et il représente des consommateurs qui peuvent changer leurs comportements. Les données ont donc été recueillies lors d’un événement de vulgarisation scientifique appelé « fête de la science » en octobre 2019 sur un échantillon de 23 participants volontaires (enfants avec l’accord préalable d’un tuteur et adultes de divers milieux, femmes et hommes). Ce premier échantillon a été complété par d’autres entretiens pour parvenir à un total de 31 participants afin d’obtenir toutes les visions possibles. Sachant que le Q set est restreint, un nombre plus grand de participants aurait créé du bruit statistique dans les résultats. Il était important d’avoir à la fois des adultes et des enfants car ils sont tous exposés aux *nudges*, à l’école, au travail, ou dans les lieux publics. Bien entendu, aucune conclusion quant à la représentativité de l’échantillon n’est dressée, mais l’objectif final de la méthode Q est la recherche de points communs plutôt que la représentativité. Ainsi, avec 15 images à classer, le nombre de combinaisons de classement des items est limité.

3.3.3 Processus de tri

Les participants ont dû ordonner des exemples de *nudges* en fonction de la question suivante : « Ce *nudge* vous donne-t-il envie de préserver l’eau ? » dans la grille qui suit (figure 3.3), répartie en 5 colonnes de -2 à +2. Par exemple, ils devaient placer les deux images de *nudges* qui leur donnent vraiment envie de préserver l’eau en +2. Cette grille ordonnée a donc obligé les participants à faire des choix entre les *nudges* et à réaliser quels sont les moyens les plus efficaces selon eux, pour préserver l’eau. Cette répartition contraignante était importante pour révéler les préférences des individus. Les tris des Q sorts ont été suivis de petits entretiens qualitatifs en face à face où les participants devaient commenter leurs choix, en particulier les extrêmes, afin d’éviter les malentendus qualitatifs et pour affiner les préférences individuelles.

Ce nudge ne me donne pas du tout envie de préserver l’eau - 2	-1	Neutre / sans avis 0	1	Ce nudge me donne très envie de préserver l’eau 2

FIGURE 3.3 – Grille de classement des images de *nudges*

3.3.4 Analyse factorielle des résultats « par personne »

Enfin, une analyse factorielle en composante principale avec une rotation varimax et une rotation au jugement a été conduite. Pour ce faire, le logiciel Ken Q (Banasick, 2019), adapté à la méthode a été utilisé. L’analyse factorielle peut être considérée comme une méthode permettant de réduire un ensemble de données à une simple structure de facteurs basée sur des corrélations et sur un nombre élevé de variables.

La méthode Q est toutefois légèrement différente de l’analyse factorielle classique car elle est basée sur des procédures « par individu », qui s’appuient sur les participants et leurs Q-sorts associés. La rotation varimax fournit des niveaux de variance expliquée basés sur la maximisation des similarités dans un même facteur et des différences entre différents facteurs. L’analyse au jugement peut en outre compléter celle varimax, en soulignant le

	facteur 1	facteur 2	facteur 3
facteur 1	1	0,229	0,2594
facteur 2	0,229	1	0,154
facteur 3	0,2594	0,154	1
Valeurs propres	8,1909	4,6020	3,8671
% de variance expliquée	21	18	15

TABLE 3.3 – Scores de corrélations des facteurs

Q Sort	Weight in factor 1	Q Sort	Weight in factor 2	Q Sort	Weight in factor 3
A24	10	A29	26,04175	FS7	16,00321
FS17	8,08136	FS15	22,62594	FS5	10,86663
FS10	8,03967	FS16	18,42124	FS18	10,09324
FS12	7,54749	FS13	8,60333	FS21	4,55017
FS11	7,29818	FS23	5,69642	A31	3,85477
FS19	6,1611	FS14	5,12774	A30	3,76024
FS9	5,68098	FS4	-3,46559	FS6	3,34357
FS1	4,73641				
FS8	4,54204				
FS20	4,06794				
FS2	3,27179				

TABLE 3.4 – Poids des individus rattachés aux facteurs

contexte réel de l'étude et les interactions des participants pour avoir une analyse réaliste du problème initial. Ces résultats et interprétations empiriques seront décrits dans la section suivante. Dans notre cas, 3 perspectives de pensée ont été établies en incluant 25 individus *flaggués* (les participants non *flaggués* sont principalement des adultes entre 26 et 55 ans). Le Q set étant restreint, les visions sont limitées mais nos trois facteurs représentent déjà 54% de la variance expliquée. Avec 4 facteurs, il y aurait eu aussi 6 individus non rattachés à des visions de pensées. Le tableau 3.3 donne les scores de corrélation des facteurs.

Le tableau 3.4 donne le poids des individus rattachés à chaque facteur et vision de pensée. Respectivement, les facteurs 1, 2 et 3 ont 11, 7 et 7 participants associés à ces modes de pensées.

A l'aide de ces facteurs et des poids des individus, il est possible de créer les Q sorts composites rattachés à chaque perspectives de pensées présentées dans la section de résultats suivante.

3.4 Principaux résultats

3.4.1 Les profils de nudges efficaces

FACTEUR 1 : Le *nudge* impactant, efficace et direct sans faire culpabiliser.

Pour ce facteur, les *nudges* qui donnent envie de préserver la ressource en eau sont le compteur d'eau sur la douche qui permet d'avoir une information réelle et visuelle qui est efficace au quotidien dès que l'on prend une douche. C'est un moyen pratique de voir sa consommation d'eau tout comme l'éclairage de douche qui permet de se rendre compte de l'eau qui défile, en plus du côté ludique. La mesure de l'eau et l'impact direct se retrouvent dans le sablier de douche qui est efficace à chaque fois en donnant des informations et qui incite au comportement économe en eau. L'eau virtuelle, qui permet de mesurer concrètement l'impact en eau de nos achats est aussi appréciée de ce facteur.

De même les gros postes de dépense en eau sont mis à l'honneur. À l'inverse des deux autres facteurs, celui-ci place comme neutre le message sur le distributeur à savon alors que les autres le voient comme négatif. Le sticker dans la baignoire pour indiquer le remplissage idéal donne aussi à ce facteur l'envie de préserver l'eau.

Par ailleurs, pour ce facteur, il ne faut pas que le *nudge* soit culpabilisant. Ainsi, il place l'étiquette sur la facture d'eau par rapport à ses voisins et la réutilisation des serviettes dans les hôtels en négatif à l'inverse des deux autres facteurs. Pour ce facteur, la comparaison à la norme sociale peut créer une concurrence malsaine entre les gens. Pour ce facteur, la préservation de la planète ne doit pas être une question d'économie financière mais une volonté plus profonde. Ainsi la carte du monde est placée parmi les *nudges* qui ne donnent pas du tout envie d'économiser l'eau comme les stickers « euros » à coller sous les robinets. De plus, la fontaine fait culpabiliser de boire alors que ce n'est pas sur ce poste de dépense qu'il faut faire des économies.

Ainsi pour résumer, pour ce facteur les *nudges* doivent donner une information claire et directe sur la consommation d'eau pour se rendre compte de l'impact de nos activités. De plus ce n'est pas en faisant culpabiliser ou en comparant les gens les uns aux autres que cela donnera envie de préserver l'eau. La préservation de la planète, de manière plus générale, ne vient pas d'une motivation économique mais d'une volonté individuelle. Le

Q sort composite de ce facteur est présenté en Figure 3.4.

FACTEUR 2 : Le *nudge* holistique pour un impact de long terme. Ce facteur offre une approche holistique, sur du long terme et réfléchi du nudge. Ainsi, il prend en considération les impacts et les conséquences sous-jacentes de chaque nudge. Pour lui les *nudges* qui donnent le plus envie de préserver l'eau sont ceux sur l'eau virtuelle contenue dans les aliments et objets, qui permet de se rendre compte de sa consommation dans une dimension peu abordée ailleurs. Un répondant dit même « cela me ferait réfléchir avant d'acheter de voir toute la consommation nécessaire pour un produit ».

De même pour ce facteur, mettre un message sous les plaques d'égouts est un *nudge* qui permet une action directe évitant une pollution importante par la suite. Il considère que ce *nudge* permet de préserver la ressource à long terme et qu'il est plus pérenne que les autres. Ce *nudge* (message sous les plaques d'égouts) est d'autant plus particulier qu'il est placé par ce facteur comme l'un des plus efficaces pour préserver l'eau alors que pour les deux autres facteurs il est vu comme neutre. L'importance de la pollution est notée aussi dans les *nudges* qui ne donnent pas envie de préserver l'eau. Par exemple, ce facteur place dans les cases de la partie extrême négative les stickers « euros » sous les robinets car selon ce facteur ils ne s'adaptent pas à la consommation de chacun. Un répondant de ce facteur va plus loin dans la démarche et dit que ce type de stickers se décolle et que ce sont des microplastiques qui finissent dans les éviers puis dans la mer. On retrouve ici l'idée de conséquence directe du *nudge* et de toutes ses implications à prendre en compte.

Ce facteur considère aussi (à l'inverse des deux autres facteurs qui le mettent en positif) que l'éclairage de douche ne donne pas du tout envie de préserver l'eau car en plus de l'eau, c'est aussi une dépense d'électricité, et que « mettre du high tech dans des choses simples n'est pas toujours bénéfique ». Ici cela demande plus de consommation d'énergie et de matière à produire. Dans les *nudges* qui ne donnent pas envie de préserver la ressource il y a aussi selon ce facteur, le fait de mettre un sticker dans la baignoire pour indiquer le niveau idéal de remplissage. Selon lui l'utilisation même de la baignoire pose problème. Ce n'est pas écologique de prendre un bain donc il vaut mieux sensibiliser à éviter le bain que de limiter son remplissage. Ainsi encore une fois ce facteur étudie davantage les conséquences du *nudge* et intellectualise ses effets de long terme plutôt que

Composite Q sort for Factor 1

-2	-1	0	1	2
<p>***◀ Encourage the reuse of towels in hotels to save the 8L needed for washing, saying that 75% of travelers do so</p>	<p>*▶ Put a graphic riddle on the dual flow flushes to encourage the use of the small volume</p>	<p>*** Write a message on the soap dispenser to encourage you to cut off the water during soaping</p>	<p>Indicate the virtual water necessary for the production of goods to favor less consumption</p>	<p>Put a meter of flowed liters in the shower</p>
<p>*** Put a sticker on water bill so that a consumer can compare his consumption of water to his neighbors</p>	<p>* Put "euro" stickers under the taps to remind the cost of water</p>	<p>Put a message under the manhole covers to dissuade from throwing garbage / butts that end up in the sea</p>	<p>Put a 5 minutes timer under the shower to reduce the time spent there.</p>	<p>Shower lighting to encourage people to turn off the water before it turns red and consumption is too high</p>
	<p>***◀ Put a world map on a water fountain to show that it is a global resource that is running out</p>	<p>* Put a sticker in the bathtub to indicate the optimal level of filling</p>	<p>put stickers on a kettle to heat only the amount of water needed</p>	
		<p>Put a sticker next to the taps to think to cut off the water after its use</p>		
		<p>Put an encrypted riddle on the dual flow flushes to encourage the use of the small volume</p>		

Legend

- * Distinguishing statement at $P < 0.05$
- *** Distinguishing statement at $P < 0.01$
- ▶ z-Score for the statement is higher than in all other factors
- ◀ z-Score for the statement is lower than in all other factors

FIGURE 3.4 – Q sort composite du facteur 1

de s'arrêter sur son impact direct. C'est donc le seul facteur à mettre ce *nudge* en négatif ce qui le distingue des deux autres.

Pour résumer, ce facteur offre une approche plus holistique et considère non seulement le *nudge* mais aussi et surtout ses conséquences de long terme et ses implications environnementales de manière plus générale pour éviter la pollution de la ressource et la préserver à long terme. Le Q sort composite de ce facteur est présenté en Figure 3.5.

FACTEUR 3 : Le *nudge* rigolo et dont on ne se lasse pas. D'après ce facteur, le *nudge* doit être rigolo. C'est par exemple le cas de l'éclairage de douche qui est ludique et qui donne envie de diminuer son temps de douche. De même le compteur de litres d'eau est explicite, il permet de se rendre compte à chaque douche de ce que l'on consomme. Comme un jeu, de douche en douche on peut essayer de réduire la quantité d'eau consommée en y passant moins de temps. Si l'on atteint cet objectif c'est gratifiant.

La section sur les caractéristiques des participants montre que ce facteur est composé principalement d'enfants ou de jeunes adultes, qui ont l'habitude d'être évalués et d'avoir des notes dans le milieu scolaire. Ils sont alors sensibles aux *nudges* qui utilisent la comparaison sociale. Pour ce facteur, il y a une récompense implicite à faire ce qui est attendu.

A l'inverse, contrairement aux deux autres facteurs, celui-ci met le sablier de douche dans les *nudges* qui ne donnent pas envie de préserver la ressource car il explique qu'après avoir fait attention une ou deux fois cela ne fait plus rire et on n'a plus envie de se presser sous la douche. D'après lui certaines choses comme la carte du monde, le sticker dans la baignoire sont des choses faciles et dont on ne se lasse pas alors qu'à l'inverse, pour lui le fait d'écrire un message sur le distributeur à savon ne va pas aider à changer les comportements car tout le monde le fait déjà et on ne les voit plus, tellement « les *stickers*, il y en a partout ».

Ce facteur se distingue aussi des autres en mettant les devinettes sur les chasses d'eau double débit dans les *nudges* qui ne donnent pas envie de préserver la ressource. Pour la devinette graphique, selon lui les gens ne vont pas le lire ou pas comprendre. Ce n'est pas rigolo et quand on est aux toilettes on n'a pas envie de réfléchir. De même pour la devinette chiffrée, ce facteur dit que l'on n'a pas envie de lire le calcul.

Composite Q sort for Factor 2

-2	-1	0	1	2
*◀ Put "euro" stickers under the taps to remind the cost of water	* Write a message on the soap dispenser to encourage you to cut off the water during soaping	* Put a sticker on water bill so that a consumer can compare his consumption of water to his neighbors	*◀ Put a meter of flowed liters in the shower	Indicate the virtual water necessary for the production of goods to favor less consumption
**◀ Put a sticker in the bathtub to indicate the optimal level of filling	Put a graphic riddle on the dual flow flushes to encourage the use of the small volume	*▶ Put a sticker next to the taps to think to cut off the water after its use	Put a 5 minutes timer under the shower to reduce the time spent there.	**▶ Put a message under the manhole covers to dissuade from throwing garbage / butts that end up in the sea
	**◀ Shower lighting to encourage people to turn off the water before it turns red and consumption is too high	put stickers on a kettle to heat only the amount of water needed	Encourage the reuse of towels in hotels to save the 8L needed for washing, saying that 75% of travelers do so	
		Put an encrypted riddle on the dual flow flushes to encourage the use of the small volume		
		* Put a world map on a water fountain to show that it is a global resource that is running out		

Legend

- * Distinguishing statement at $P < 0.05$
- ** Distinguishing statement at $P < 0.01$
- ▶ z-Score for the statement is higher than in all other factors
- ◀ z-Score for the statement is lower than in all other factors

FIGURE 3.5 – Q sort composite du facteur 2

	Moins de 18ans	18-25	26-35	36-45	46-55	56+
Facteur 1	4	1	2	1	2	1
Facteur 2	1	4	1	/	1	/
Facteur 3	5	2	/	/	/	/

TABLE 3.5 – Caractéristiques d’âge des participants

	Hommes	Femmes	Total
Facteur 1	3	8	11
Facteur 2	3	4	7
Facteur 3	4	3	7
Total	10	15	25

TABLE 3.6 – Caractéristiques de genre des participants

Pour ce facteur, il faut donc que l’on comprenne l’impact du *nudge* sur la consommation d’eau, et que l’on ne s’en lasse pas après plusieurs utilisations. Cela va dans le sens du côté ludique du nudge. Le Q sort composite de ce facteur est présenté en Figure 3.6.

Consensus Le seul énoncé qui fait consensus entre les trois facteurs est le compteur de litres d’eau, vu comme un *nudge* plutôt efficace par tous. Effectivement, il agit sur le plus gros poste de dépense en eau de l’individu à savoir la douche (environ 39% de la consommation domestique d’un individu) et prodigue une information utile et claire. Cela met en avant l’idée que la transparence et le *nudge* informatif sont des éléments clés de leur acceptation publique.

3.4.2 Caractéristiques sociales des facteurs

La section suivante présente des caractéristiques descriptives associées aux facteurs afin de mieux comprendre les différences de perceptions des individus. Nous notons alors deux évidences. La première est que le facteur 1 est principalement composé de participantes alors que les deux autres sont davantage équilibrés pour ce qui est du genre (Tableau 3.6). Par ailleurs, le dernier facteur est composé uniquement de perceptions d’enfants ou de jeunes adultes, ce qui est assez intéressant puisqu’il s’agit des préférences pour le *nudge* ludique (Tableau 3.5). Cela peut être associé au désir des enfants de s’amuser dans leurs actions quotidiennes, y compris pour un changement vers des comportements vertueux pour l’environnement.

Composite Q sort for Factor 3

-2	-1	0	1	2
*◀ Write a message on the soap dispenser to encourage you to cut off the water during soaping	**◀ put stickers on a kettle to heat only the amount of water needed	Encourage the reuse of towels in hotels to save the 6L needed for washing, saying that 75% of travelers do so	*▶ Put a sticker on water bill so that a consumer can compare his consumption of water to his neighbors	Put a meter of flowed liters in the shower
Put a graphic riddle on the dual flow flushes to encourage the use of the small volume	Put a sticker next to the taps to think to cut off the water after its use	**◀ Indicate the virtual water necessary for the production of goods to favor less consumption	*▶ Put a sticker in the bathtub to indicate the optimal level of filling	Shower lighting to encourage people to turn off the water before it turns red and consumption is too high
	**◀ Put a 5 minutes timer under the shower to reduce the time spent there.	Put a message under the manhole covers to dissuade from throwing garbage / butts that end up in the sea	*▶ Put a world map on a water fountain to show that it is a global resource that is running out	
		**▶ Put "euro" stickers under the taps to remind the cost of water		
		Put an encrypted riddle on the dual flow flushes to encourage the use of the small volume		

Legend

- * Distinguishing statement at $P < 0.05$
- ** Distinguishing statement at $P < 0.01$
- ▶ z-Score for the statement is higher than in all other factors
- ◀ z-Score for the statement is lower than in all other factors

FIGURE 3.6 – Q sort composite du facteur 3

3.4.3 Discussion

Comme démontré précédemment, le Tableau 3.2 développe les principales caractéristiques de chaque exemple de *nudge* pour économiser l'eau du Q set. Ainsi, les perceptions des facteurs et les types de *nudges* qui leur sont associés.

Le facteur 1 privilégie les *nudges* qui font appel aux facteurs d'influence suivants : habitudes, le *framing*, options par défaut, facilité et immédiateté tels que les minuteries sous la douche ou l'autocollant sur le distributeur de savon. Au contraire, le facteur 1 n'est pas favorable aux *nudges* qui sont motivés par des récompenses, des normes sociales, des effets d'émetteur ou de projecteur tels que la comparaison sociale sur les factures d'eau, car ils peuvent induire des reproches. Les facteurs d'influence du premier facteur font référence à l'impact direct et efficace des nudges.

Le facteur 2 préfère les *nudges* qui font appel à des biais cognitifs plus techniques : la saillance, le cloisonnement, l'équité et la réciprocité. Par exemple, les autocollants sur les bouches d'égout considérant la pollution de l'eau ou l'eau virtuelle sont mis en valeur par cette vision. Au contraire, ce facteur est moins affecté par l'ancrage, les habitudes, les options par défaut et les émotions, présents dans l'éclairage coloré de douche ou l'autocollant dans la baignoire. Ce second facteur favorise donc des leviers plus techniques.

Le facteur 3 se caractérise par des *nudges* impulsifs, liés aux émotions, à l'effet projecteur, au cadrage, aux normes sociales, aux récompenses et à la réciprocité. Par exemple il est réceptif à lumière de douche ou aux comparaisons sur la facture d'eau. Au contraire, ce facteur n'aime pas l'énigme sur les chasses d'eau qui demande de la concentration et qui fait référence à l'aversion à la perte. Ce dernier facteur est principalement basé sur les *nudges* qui reflètent le besoin de récompenses et d'effet « projecteur », pour s'assurer d'agir correctement. Il est guidé par des émotions (surtout par l'amusement et le rire).

L'interprétation des *nudges* est subjective et leur mise en oeuvre doit tenir compte avec prudence des effets indésirables qu'un *nudge* peut générer. Plus généralement, Schubert (2017) s'interroge sur les limites du *green nudge* qui sont partiellement observées dans cette étude (transparence, éthique, culpabilisation etc.). Tout d'abord, l'auteur affirme que la légitimité du *nudging* non paternaliste peut être mise en doute. Par exemple,

dans notre cas, certains *nudges* peuvent remettre en question la liberté du consommateur. Deuxièmement, Schubert (2017) questionne le rôle de l'autonomie et de l'indépendance des choix en montrant que, parfois, les *nudges* sont plus efficaces lorsque les consommateurs n'ont pas de points d'ancrage. Troisièmement, le *nudge* compromet la capacité des consommateurs à former leurs propres préférences et l'intégrité personnelle. Enfin, la justice des *green nudges* est remise en question et elle peut induire des sentiments de culpabilité chez les consommateurs, comme c'est le cas pour le premier profil de notre étude au regard des normes sociales. Toutes ces considérations doivent être vérifiées par les décideurs politiques afin de mettre en oeuvre une incitation efficace, en évitant les effets « *boomerang* » indésirables de l'outil.

3.5 Commentaires conclusifs

Cette étude développe l'idée selon laquelle « *one-nudge-does-not-fit-all* », en se concentrant sur l'exemple empirique des économies d'eau. En effet, l'efficacité des *nudges* associés aux économies d'eau dépend de nombreux éléments subjectifs et de la sensibilité individuelle aux questions environnementales. Dans ce contexte, ce chapitre examine les différentes classifications des incitations afin d'en déduire différents types d'incitations, associés à différents facteurs d'influence et publics ciblés. Afin de saisir la diversité des préférences individuelles associée aux différents types de *green nudge*, une étude de terrain basée sur une approche méthodologique Q a été menée. Cette méthode s'avère être un outil efficace pour saisir la subjectivité des représentations et des perceptions et se prête donc très bien à ce type d'étude.

Par ailleurs, notre expérimentation empirique sur l'eau a permis de dégager trois grandes perspectives de réflexion sur les *nudges* hydro-économiques. Un premier profil est en faveur de *nudges* directs, efficaces et simples pour vous encourager à réduire l'eau sans induire de culpabilité. Un deuxième profil favorise une approche plus holistique en prospectant au-delà du *nudge* en soi et sur les conséquences de long terme d'un comportement sur la ressource en eau, tant du point de vue de la quantité que de la qualité. Un dernier profil, composé uniquement de participants mineurs et de jeunes adultes, est en faveur

d'un *nudge* amusant dont on ne se lasse jamais ou de *nudges* gratifiants. Ces trois perspectives principales rappellent les différents facteurs d'influence et de motivation, montrant qu'un *nudge* n'est pas nécessairement adapté à l'ensemble de la population. Dans cette perspective, la mise en oeuvre du *nudge* doit tenir compte avec prudence du contexte et du public cible afin d'être efficace et de ne pas générer d'effets inverses.

Cette approche prospective des comportements d'économie d'eau est utile pour adapter et prévoir les réactions de plusieurs populations face à un *nudge*, tandis que la méthode Q est un moyen efficace pour mettre en oeuvre une analyse exploratoire. Elle ne nécessite que quelques participants, surtout lorsque l'échantillon d'items est restreint, mais fournit tout de même une quantité énorme d'informations grâce aux grilles de Q sorts et à l'analyse « par individu ». Elle permet de faire le point sur l'état d'avancement des réflexions et de comprendre pourquoi les politiques de *nudging* seront plus ou moins efficaces. Ainsi, il pourrait être utile pour les décideurs publics de mener une étude préliminaire en testant des *nudges* pour voir lesquelles fonctionneraient en vue d'agir pour la préservation de l'eau.

Ce chapitre élargit les discussions sur l'adaptation des incitations aux personnes ciblées et pourrait être amélioré de nombreuses façons. Cette étude n'est pas composée de beaucoup d'images et les points de vue possibles sont limités car les alternatives de *nudge* existantes sur la thématique sont restreintes. D'autres exemples pourraient être imaginés, ce qui permettrait donc d'élargir le nombre de propositions de *nudges* et par conséquent de visions associées. Le nombre de participants est également limité mais un échantillon plus large aurait induit du bruit statistique dans les résultats car les combinaisons possibles avec 15 items sont limitées.

De plus, notre étude a été menée auprès du grand public. Il est aussi possible d'imaginer une sélection de l'échantillon de participants avec des caractéristiques plus spécifiques, selon l'objectif et le lieu de mise en place des *nudges*.

Une autre limite est le support médiatique illustré avec des images, même si il a été question de sélectionner les *nudges* du « système 2 » pour générer une réflexion concrète sur chaque *nudge* les participants de l'étude ont répondu dans une perspective virtuelle

car ils n'expérimentaient pas vraiment le *nudge* dans leur vie réelle. Hormis le coût d'une telle opération, il pourrait être intéressant de les comparer dans la réalité.

De plus, l'ensemble du Q set a été limité à quelques exemples de nudges, qui n'utilisent qu'un nombre limité de facteurs d'influence et de biais cognitifs. À travers un exemple qualitatif dans le domaine de l'eau, notre document ouvre la voie à de nouvelles expériences empiriques, étendues à d'autres domaines, afin de souligner que, dans de nombreux cas, l'approche du « *one-nudge-fits-all* » est discutable.

Ce travail a mis en évidence les différents types de nudges, leurs public cibles et le fait qu'un *nudge* n'a pas vocation à toujours fonctionner sur toute la population. Dans le domaine de l'eau les *nudges* existants sont nombreux mais la plupart du temps, ceux qui ont une application à grande échelle s'appuient sur la norme sociale et la comparaison au voisinage. Si de nombreuses applications ont été analysées par la littérature scientifique (Datta et al., 2015 ; Chabe-Ferret et al., 2019), la norme sociale reste pourtant peu étudiée sur la consommation d'eau par le prisme théorique. C'est donc l'objet du chapitre suivant, toujours axé sur la demande et l'extraction d'eau en offrant une modélisation générale de cette norme sociale sur les extractions d'eau et le partage de la ressource.

3.6 Annexes

3.6.1 Q set de l'étude

1. Mettre une énigme cryptée sur les chasses d'eau à double débit pour encourager l'utilisation du plus petit volume.
2. Mettre un message sous les plaques d'égout pour dissuader de jeter des ordures / mégots qui finissent dans la mer
3. Mettre des autocollants "euro" sous les robinets pour rappeler le coût de l'eau
4. Mettre des autocollants sur une bouilloire pour ne chauffer que la quantité d'eau nécessaire
5. Poser une devinette graphique sur les chasses d'eau à double débit pour encourager l'utilisation du plus petit volume.

6. Mettre un minuteur de 5 minutes sous la douche pour réduire le temps qui y est passé.
7. Encourager la réutilisation des serviettes dans les hôtels pour économiser les 6 litres nécessaires au lavage, en faisant valoir que 75% des voyageurs le font.
8. Mettre un autocollant à côté des robinets pour penser à couper l'eau après son utilisation.
9. Mettre un compteur de litres d'eau dans la douche.
10. Écrire un message sur le distributeur de savon pour vous inciter à couper l'eau pendant le savonnage
11. Éclairage de la douche pour encourager les gens à couper l'eau avant qu'elle ne devienne rouge et que la consommation ne devienne trop élevée
12. Mettre un autocollant dans la baignoire pour indiquer le niveau optimal de remplissage
13. Mettre une carte du monde sur une fontaine d'eau pour montrer que c'est une ressource mondiale qui s'épuise
14. Mettre un autocollant sur la facture d'eau pour que le consommateur puisse comparer sa consommation d'eau avec celle de ses voisins.
15. Indiquer l'eau virtuelle nécessaire à la production de biens pour favoriser une moindre consommation

3.6.2 Flagging des participants

*Commentaire : Sur les 31 participants, 25 ont été marqués (signalés par *). Certains participants n'ont pas été flaggués avec une marge d'erreur de 5% (p value de 0,05) parce que leurs Q sorts n'étaient pas assez similaires à l'un des profils fondés. Il n'y a pas assez de points communs avec les autres participants et c'est pourquoi seulement 25 participants sont conservés dans les statistiques comparatives. Notons que profil 2 est bipolaire avec un participant dans opposé à la vision.*

Part.No.	Factor 1	Factor 2	Factor 3
1	0.6154 *	-0.4313	-0.2799
2	0.5078 *	0.0992	-0.3948
3	0.0059	0.0447	-0.2276
4	0.0996	-0.525 *	0.1659
5	0.1469	-0.1776	0.8039 *
6	0.056	0.1878	0.5143 *
7	0.1423	0.0351	0.8617 *
8	0.6037 *	-0.3813	-0.2499
9	0.6641 *	-0.1193	0.2217
10	0.7459 *	0.5154	-0.0431
11	0.7247 *	-0.0966	0.301
12	0.7322 *	0.2342	0.1738
13	0.0351	0.76 *	0.261
14	0.0093	0.6371 *	-0.4993
15	-0.1422	0.8999 *	-0.0525
16	0.1492	0.8786 *	0.168
17	0.747 *	0.2195	0.3215
18	0.2625	0.1695	0.7908 *
19	0.6846 *	0.3168	0.3133
20	0.5722 *	-0.1957	0.0689
21	0.2341	0.466	0.6042 *
22	-0.4831	0.087	-0.1469
23	0.4738	0.6648 *	0.2134
24	0.7891 *	0.151	-0.1131
25	0.3511	0.1532	0.3037
26	0.2087	0.1589	0.2307
27	0.3261	0.0822	0.182
28	0.4686	0.1377	0.0127
29	0.263	0.9124 *	0.1432
30	-0.4004	-0.2266	0.5492 *
31	0.2576	0.2428	0.5565 *

TABLE 3.7 – Score de loadings des facteurs

Chapitre 4

L'impact des normes sociales sur les consommations d'eau

Ce chapitre a donné lieu au papier : Pedehour, P., Richefort, L. (2022). Empowerment of social norms on water consumption. *Environmental and Resource Economics*, 1-31.

4.1 Introduction

Dans nos vies quotidiennes, les comportements sont orientés par les normes sociales¹ à travers les normes de consommation, la régulation de l'utilisation de l'argent, la réciprocité et la coopération entre individus ou même les normes au travail (Elster, 1989). Pour ne citer que quelques exemples, le conformisme² et les effets des normes apparaissent dans les heures de travail, les conventions d'habillement, les règles de courtoisie, le recyclage des déchets mais aussi les heures des repas. D'après Kreps (1997), les fondements de ces normes sont nombreux. Ils incluent à la fois la pression exercée par les pairs sur nos comportements, la coordination entre les individus et l'absence de coûts. Azar (2004) suggère aussi que les normes peuvent aider à diminuer la sur-exploitation des ressources naturelles et des biens communs.

1. De nombreuses définitions des normes existent dans la littérature (voir, par exemple Elster (1989) et Kreps (1997)). Dans notre étude, nous considérons la norme sociale comme l'action moyenne des voisins comme dans l'approche de Ushchev et Zenou (2020). La dernière partie de ce travail, avec les extensions du modèle, souligne des intuitions supplémentaires sur la caractérisation de ce terme.

2. Le conformisme dans ce travail suit la définition de Azar (2004), selon qui '*conformist transmission is a tendency to copy the most frequent behaviour in the population, using the popularity of a choice as an indirect measure of its worth*' (page 50).

Éviter la sur-exploitation des ressources communes représente un objectif majeur des sociétés actuelles, et encore plus lorsqu'il s'agit de ressources rares telles que l'eau. Effectivement les normes peuvent inclure et soutenir des cercles vicieux ou vertueux sur les questions environnementales (Nyborg, 2020), avec des solutions plus ou moins respectueuses de l'environnement. La répartition spatio-temporelle hétérogène de l'eau et les conflits d'usage, croissants avec les changements climatiques, est au coeur de l'utilisation actuelle de l'eau et génère de nouveaux challenges. Par conséquent, pour éviter les conflits frontaliers ou les distorsions plus locales, l'eau doit être partagée efficacement entre les usagers en évitant les gaspillages et les consommations sous-optimales. La théorie des jeux s'est emparée de cette question en s'intéressant à divers types de consommateurs (agriculteurs, industries, foyers domestiques) et de territoires (Madani, 2010). À la fois sur des rivières (Ambec et Sprumont, 2002 ; Ambec et Ehlers, 2008b ; Ambec et al., 2013) et sur d'autres types de sources (İlkiliç, 2011), l'objectif majeur de ce cadre théorique est de limiter les consommations sous optimales en réduisant les déviations entre les consommations et les besoins réels.

De nombreux instruments comme les taxes, les quotas ou même les lois ont été mis en place pour préserver la ressource mais ne sont souvent pas assez efficaces pour éviter complètement la surconsommation de la ressource et les phénomènes de tragédie des communs. Barnes et al. (2013) montrent que parfois, les individus sujets aux instruments réglementaires souffrent à la fois d'une aversion à la responsabilité, du manque de connaissance sur les objectifs des outils de régulation, et d'une forte résistance au caractère forcé de ces régulations. Pour corriger ces failles de marché, certains auteurs (Barnes et al., 2013 ; Schubert, 2017) s'appuient sur le concept fleurissant du *nudge*.

Le *nudge* peut s'appuyer sur des préférences influencées par le comportement des pairs et la tendance qu'ont les agents à suivre les autres. À la fois les études empiriques mais aussi les études théoriques ont mis en avant les effets de la norme sociale informative, imposée par un régulateur sur la consommation d'eau (voir par exemple, Datta et al. (2015) sur l'influence de l'information de la consommation des voisins sur la consommation do-

mestique, Chabe-Ferret et al. (2019) pour une étude sur les agriculteurs et la comparaison sociale avec des compteurs intelligents, Earnhart et al. (2020) sur la comparaison sociale dans les autorités de traitement des eaux usées et Ouvrard et Stenger (2020) sur la formalisation des incitations par les normes sociales qui prodiguent de l'information).

De plus, Bénabou et Tirole (2006) montrent que les comportements peuvent être guidés à la fois par des motivations intrinsèques, extrinsèques et aussi par la réputation, qui peuvent se retourner contre le comportement attendu. Par exemple, les récompenses peuvent avoir une influence faible voire même négative sur les comportements environnementaux lorsqu'elle exercent des coûts sociaux cachés (Bénabou et Tirole, 2006). De plus, les incitations économiques peuvent réduire les effets des messages normatifs lorsque les agents agissent par altruisme ou sensibilité environnementale et non pour l'incitation économique (Pellerano et al., 2017). Chabe-Ferret et al. (2019) montrent un exemple de contre-productivité avec un effet « boomerang » et une hausse de la consommation parmi les faibles consommateurs lorsque de l'information sur la norme est prodiguée. Ceci va donc à l'encontre de la préservation de la ressource.

Pour éviter les limites induites par l'approche régulative, il est question ici de proposer un cadre théorique pour les normes sociales endogènes sur les jeux d'extraction d'eau. Afin de comprendre l'intuition qui sous-tend ce modèle, partons d'un exemple réaliste. Imaginons ainsi un groupe d'agriculteurs qui travaillent sur des terres proches les unes des autres, qui subissent donc les mêmes périodes d'abondance ou de sécheresse en eau, qui se connaissent et discutent de leurs cultures et de leurs pratiques d'irrigation. Un fermier qui arrose sans mesure en période de sécheresse sera probablement mis à l'écart par les autres et montré du doigt. En effet, il pourra s'exposer à la désapprobation des autres, qui se traduit selon Elster (1989) par un sentiment de honte, une faible estime de lui dû à l'embarras et de la culpabilité. Ainsi, les préférences des extracteurs de la ressource sont influencées par le regard des autres, l'envie de faire des efforts si les autres en font de même etc. Cela fait écho à la citation de Gintis (2003) selon qui « *internalized norms are accepted not as instruments towards and constraints upon achieving other ends, but rather as arguments in the preference function that the individual maximises* » (page 156).

À notre connaissance, les effets des normes sociales endogènes sur l'extraction d'eau sont discutés de manière insuffisante dans la littérature théorique. Pour pallier à ce manque, nous créons un pont entre trois cadres théoriques : les normes sociales, les jeux d'extraction d'eau et la théorie des réseaux. Nous avons déjà introduit précédemment les deux premiers. À présent, introduisons quelques commentaires sur le dernier. La théorie des réseaux a déjà été très largement utilisée sur les contribution et la provision de biens publics (Allouch, 2015 ; Bramoullé et al., 2014). Comme le montrent Ballester et al. (2006), certains agents peuvent jouer un rôle crucial sur le comportement des autres et peuvent, dans ce cas, influencer de manière significative l'extraction d'eau dans un réseau d'utilisateurs.

De plus, cette littérature peut considérer des problèmes de complémentarité linéaire avec des jeux incluant des influences croisées (Ballester et Calvó-Armengol, 2010), c'est à dire à la fois les substituabilités et les complémentarités qui se produisent entre agents lorsque la norme sociale influence les extractions d'eau. Enfin, Kyriakopoulou et Xepapadeas (2021) utilisent la théorie des réseaux sociaux pour analyser le rôle des interactions entre les usagers de la ressource et les structures de réseaux dans l'exploitation des ressources naturelles. Dans leur approche, l'interaction locale est étudiée pour obtenir des gains plus efficaces de l'extraction des ressources naturelles. Notre étude diffère de la leur principalement car nous considérons cette interaction locale comme une norme de consommation.

De manière plus formelle, nous considérons ici un groupe d'individus hétérogènes dans un réseau connecté sans liens auto-bouclés, qui partagent une unique ressource commune d'eau. Comme dans İlkiliç (2011), les agents reçoivent un bénéfice concave de leur extraction de telle sorte que les premières unités d'eau sont essentielles. Comme dans les travaux de Ambec et Ehlers (2008b), on assume également qu'ils peuvent atteindre un seuil de satiété. De plus, on s'appuie sur İlkiliç (2011), selon qui les agents assument un coût convexe de leur extraction. Ce coût varie aussi avec la consommation des autres ce qui introduit des substituabilités car lorsqu'un usager de l'eau extrait plus, l'eau devient

plus rare et moins accessible pour les autres qui, par conséquent, consomment moins. L'inverse est également vrai. Les substituabilités sont parfois balancées par des complémentarités qui proviennent des effets de normes. Lorsqu'un agent augmente (ou diminue) sa consommation d'eau, les voisins suivront cette tendance sous l'effet du conformisme et vont aussi augmenter (diminuer) leurs extractions respectives. On remarque que l'on considère ici une norme descriptive³ comme dans le travail de Ushchev et Zenou (2020). Les normes sont induites par le réseau de relation en lui même et génèrent des externalités sur les agents qui en dévient.

À notre connaissance, ce chapitre offre la première étude à la croisée des normes sociales, des jeux d'extraction d'eau et de la théorie des réseaux pour analyser l'effet des normes sociales endogènes sur les consommations individuelles.

La section suivante introduit le modèle d'extraction d'eau avec les normes sociales endogènes. Le principal résultat de ce travail, présenté en Section 3, est d'établir l'unicité de l'équilibre de Nash⁴. Cette section caractérise aussi l'équilibre avec une approche par la structure de réseau, montrant ainsi les effets de diffusion⁵.

Par la suite, une partie d'analyse de statique comparative est développée autour de la relation entre les paramètres individuels, la quantité totale extraite sur la ressource et la densité du réseau. Ces effets sont discutés pour différents types de réseaux d'utilisateurs, et certains résultats intuitifs sont mis en lumière. Une variation du bénéfice d'extraction peut influencer positivement la consommation globale d'eau, alors que le coût et la densité du réseaux peuvent avoir un effet direct négatif sur cette consommation.

La section 5 discute les propriétés de l'optimum social de telle sorte que les utilisateurs de l'eau considèrent la diffusion de leurs comportements de consommation sur tout le reste de la communauté d'utilisateurs de la ressource. Ainsi, on considère le bien-être social comme la somme des utilités individuelles⁶ et nous offrons une condition pour que l'équilibre

3. En 1990, Cialdini et al. introduisent la distinction entre les normes injonctives (ce qui devrait être fait) et les normes descriptives (ce qui est fait) et notre étude considère les deuxièmes.

4. On se concentre ici sur l'unicité de l'équilibre, mais il aurait pu être intéressant dans une autre approche d'étudier les possibles occurrences d'équilibres multiples.

5. À l'équilibre, on montre que le comportement d'un individu influence à son tour ses voisins. Cela affecte à leur tour les comportements des voisins des voisins etc. dans tout le réseau.

6. Cette définition est communément acceptée dans la littérature (Lange, 1942) et a été amplement utilisée dans les processus d'extraction d'eau (Ambec et Sprumont, 2002).

de Nash soit socialement optimal. Pour éviter les consommations sous-optimales de la ressource en eau, nous discutons également les phénomènes de tragédie des communs lorsque les extractions individuelles d'équilibre excèdent celles de l'optimum social.

La section 6 étend ce modèle en discutant l'anticonformisme, la prise de conscience des consommateurs, les implications publiques et les interventions régulatrices. Ce chapitre conclut sur les principales contributions et limites de ce travail avant de fournir les preuves en annexe.

4.2 Le modèle d'extraction d'eau

Considérons un territoire composé de n agents localisés autour d'une unique ressource commune en eau. L'ensemble des agents, noté $N = \{1, \dots, n\}$, partage Q unités d'eau ce qui représente le montant total extrait sur cette ressource (lac, rivière, etc.). Chaque agent i extrait q_i de telle sorte que la quantité totale extraite d'eau sur la ressource est l'agrégation des consommations individuelles, c'est à dire

$$Q = \sum_{i \in N} q_i.$$

On note Q_{-i} la consommation totale des agents exceptée celle de l'agent i .

Comme les agents partagent une ressource commune, ils interagissent et s'influencent mutuellement sur l'allocation de l'eau. Ces interactions sont comprises dans un ensemble de liens entre agents (sans liens auto-bouclés) noté L . Les agents i et j sont dits connectés si $ij \in L$ existe.

De manière plus formelle, le graphe non dirigé et non pondéré $g = \{N, L\}$ représente les interactions sociales entre agents lors du processus d'extraction d'eau⁷. Le graphe inclut à la fois un ensemble de noeuds disjoints formé de N pour les agents et un ensemble de liens L entre eux.

7. Dans ce modèle, on considère un réseau non pondéré, où seuls la quantité de liens et le nombre de connections ont de l'importance. L'intensité et la direction des liens ne sont pas étudiés comme un lien est nécessairement établi de manière bilatérale entre deux individus. Les individus ne peuvent avoir ici qu'une information parfaite sur ce que les autres consomment lorsqu'ils sont connectés.

De manière réaliste, un agent n'interagit pas nécessairement avec tous les autres individus. Cependant, comme les agents partagent une ressource commune, le réseau est connecté et il n'existe pas d'individu complètement isolé.

Étant donné la structure des interactions, on note N_i l'ensemble des voisins de l'agent i , ou voisinage de i tel que

$$N_i = \{j \in N \text{ tel que } ij \in L\}.$$

On note ν_i le cardinal de N_i ; c'est à dire le nombre d'agents avec lesquels i interagit, tel que $\nu_i \geq 1$ pour tout $i \in N$. De plus, la norme sociale associée à la quantité extraite par les voisins de i est notée \bar{Q}_i de sorte que

$$\bar{Q}_i = \sum_{j \in N_i} \frac{q_j}{\nu_i} = \frac{Q_{N_i}}{\nu_i}.$$

De nombreuses définitions des normes sociales existent mais ce modèle se centre sur une mesure standard qui consiste en la valeur moyenne des consommations des voisins directs, inspirée par Ushchev et Zenou (2020), des références empiriques (Datta et al., 2015; Chabe-Ferret et al., 2019) et de la littérature sur les biens publics (Brekke et al., 2003).

Chaque agent i a une fonction d'utilité $U_i : \mathbb{R}_+^n \rightarrow \mathbb{R}$, donnée par :

$$U_i = \alpha_i q_i - \frac{1}{2} q_i^2 - \gamma q_i Q - \frac{\delta_i}{2} (q_i - \bar{Q}_i)^2,$$

où α_i , γ , et δ_i sont des paramètres strictement positifs. Les préférences des agents sont représentées par des paramètres hétérogènes pour répondre aux besoins et aux volontés de consommation des usagers de l'eau qui ne sont pas nécessairement identiques. Cette fonction se compose de trois parties. Les deux premières suivent un jeu d'extraction d'eau similaire à celui d'İlkiliç (2011) mais contrairement à son approche, ce modèle porte sur une seule et unique source. Ainsi, le modèle développé ici se caractérise par une fonction convexe de coûts et une fonction de bénéfice concave qui sont communément utilisées dans

la littérature sur les ressources naturelles (Smith, 1968). La troisième partie de cette fonction représente la norme sociale, déjà mobilisée dans le travail de Ushchev et Zenou (2020).

Le premier terme de la fonction, $\alpha_i q_i - \frac{\beta_i}{2} q_i^2 : \mathbb{R}_+ \rightarrow \mathbb{R}$, représente le bénéfice concave associé à la valeur d'extraction d'eau pour l'agent i . La valeur marginale d'extraction est définie par l'amplitude du bénéfice, notée α_i et sa pente de dépréciation β_i . Une partie de la consommation est incompressible à cause des besoins vitaux à assouvir. Ainsi, la valeur marginale de l'extraction d'eau, strictement décroissante avec la consommation individuelle, est suffisamment élevée pour les premières unités d'eau consommées pour éviter les consommations nulles et les solutions en coin. Cette spécification est en cohérence avec le travail de Ambec et Ehlers (2008b), qui considèrent des individus satiables puisque après un certain montant d'eau consommé, les individus sont face à un point de saturation de leurs besoins, et souffrent même d'une désutilité à extraire davantage.

Le second, $\gamma q_i Q : \mathbb{R}_+ \rightarrow \mathbb{R}_+$, est une fonction strictement convexe de coût d'extraction qui s'appuie sur la consommation individuelle de l'agent i et la consommation des autres également. Le coût marginal γ_i est défini tel que le prix d'extraction pour une unité supplémentaire est toujours plus élevé que pour l'unité précédente. Ce paramètre est également considéré comme suffisamment faible pour maintenir l'eau à un prix abordable pour les agents. De manière réaliste, les premières unités d'eau bénéficient d'une accessibilité directe, d'une meilleure qualité, de l'abondance de la ressource et de la proximité. À l'inverse, plus la consommation globale de la ressource augmente et plus elle souffre du manque d'accessibilité et de proximité, des coûts de transports, des fuites lors de l'acheminement et d'une qualité inférieure. Ainsi, cette fonction de coût convexe dissuade et limite la consommation globale en eau dès lors qu'elle devient trop importante. Elle agit implicitement comme un stock maximum que l'on ne peut pas dépasser car le coût devient trop dissuasif.

Le troisième terme, $\frac{\delta_i}{2} (q_i - \bar{Q}_i)^2$, représente la norme sociale endogène et par conséquent l'influence de l'extraction du voisinage sur celle de l'agent i . Comme dans les approches de Ushchev et Zenou (2020) et Brekke et al. (2003), les individus essaient de minimiser leur distance par rapport à leur groupe social de référence concernant la consommation d'eau

car une différence trop importante avec les autres, à la hausse ou à la baisse, induit un impact négatif sur leur utilité. Les usagers de l'eau assument donc une désutilité dès lors qu'ils s'écartent de leur norme sociale et sont influencés par le regard des autres et l'image qu'ils renvoient. Dans cette logique, le paramètre δ_i représente le goût pour la conformité de l'agent i tel que $\delta_i > 0$. \bar{Q}_i est la norme sociale endogène qui varie au gré de la structure du réseau de liens entre les usagers de l'eau. Plus δ_i est élevé, plus l'agent i est conformiste et a donc une contrainte morale forte à suivre les tendances de consommations des autres individus.

4.3 Propriétés de l'équilibre

La section suivante introduit les propriétés de l'équilibre du jeu d'extraction d'eau présenté précédemment.

4.3.1 Unicité de l'équilibre de Nash

Chaque consommateur d'eau choisit de maximiser U_i en prenant en considération la structure du réseau de relations en compte ainsi que les extractions des autres sur la ressource commune. Ainsi chaque agent i est guidé par le programme d'optimisation suivant :

$$\begin{aligned} \max_{q_i} \quad & \alpha_i q_i - \frac{1}{2} q_i^2 - \gamma q_i Q - \frac{\delta_i}{2} (q_i - \bar{Q}_i)^2 \\ \text{s.t.} \quad & q_i \geq 0, \forall i \in N. \end{aligned}$$

Sous les hypothèses de Nash, Q_{-i} (quantité d'eau consommée par tous les agents sauf i) et \bar{Q}_i sont considérées exogènes.

Dans l'annexe, nous montrons que le programme de maximisation présenté précédemment est associé à un problème de complémentarité linéaire (LCP). Amplement utilisé pour déterminer les propriétés de l'unicité et dans les jeux d'influences croisées dans les actions des individus (Ballester et al., 2006 ; İlkiliç, 2011), la méthode du LCP est en

adéquation avec notre modèle. On obtient alors le résultat suivant.

Théorème 1. *Supposons la condition suivante satisfaite :*

$$\frac{1}{\gamma} > n - 3 \quad \text{pour tout } i \in N. \quad (4.1)$$

Alors, le jeu d'extraction d'eau admet un unique équilibre de Nash.

Quelques commentaires sur le Théorème 1 s'imposent. Premièrement, on ne généralise par les résultats d'İlkiliç (2011)⁸ et nous obtenons des résultats différents de ceux de Kyriakopoulou et Xepapadeas (2021). Cette condition présente l'intérêt de considérer à la fois les externalités positives et négatives (respectivement les complémentarités et substituabilités) entre agents, en suivant le travail de Ballester et Calvó-Armengol (2010).

Deuxièmement, en gardant γ plus faible si le nombre d'extracteurs augmente, cette condition est respectée. Plus le réseau d'utilisateurs est grand, plus la ressource devient rare et coûteuse. Ainsi, si nous souhaitons que les agents consomment plus d'eau, la pondération du coût doit être suffisamment faible pour garantir l'accès à la ressource pour tous les utilisateurs.

Troisièmement, la Condition (1) est moins restrictive qu'elle n'y paraît car le paramètre γ est assez faible pour éviter un coût prohibitif de l'eau. Ainsi, si ce paramètre est assez faible, alors $\frac{1}{\gamma}$ tend vers une valeur élevée :

$$\lim_{\gamma \rightarrow 0} \frac{1}{\gamma} = \infty.$$

Dans ce cas, la condition d'unicité est facilement satisfaite car $\frac{1}{\gamma}$ est élevé et excède aisément $n - 3$. Cela peut même se produire dans de très grands réseaux, composés de très nombreux utilisateurs.

Quatrièmement, cette condition n'est pas nécessaire mais suffisante donc l'unicité de l'équilibre de Nash n'est pas uniquement garantie lorsqu'elle est remplie. L'équilibre unique est caractérisé dans la section suivante.

8. Suivant la preuve du Théorème 1, on trouve une autre condition suffisante d'unicité de l'équilibre de Nash, basée sur la positivité de la matrice d'interactions. Supposons que $\frac{\delta_i}{\nu_i} = \frac{\delta_j}{\nu_j}$ pour tout $i, j \in N$. Alors, le jeu d'extraction d'eau admet un unique équilibre de Nash. Bien que plus restrictif que la Condition (1), cet énoncé montre deux faits importants. Premièrement, notre modèle étend celui d'İlkiliç (2011) dans le cas d'une source unique. Deuxièmement, l'unicité de l'équilibre n'est pas rare dans notre modèle.

4.3.2 Caractérisation de l'équilibre de Nash

Dans la lignée de Ambec et Ehlers (2008a) et Ambec et Ehlers (2008b), nous assumons que tous les agents ont besoin d'un montant minimal de subsistance en eau, de telle sorte que le bénéfice marginal tend vers l'infini lorsque q_i tend vers 0, c'est à dire l'absence totale de consommation. Ainsi, la caractérisation de l'équilibre de Nash intérieur en stratégie pure est ici étudiée, lorsque tous les agents consomment au moins un niveau minimum et vital de ressource.

La condition de premier ordre de la maximisation de l'utilité pour l'agent i par rapport à q_i est donné par

$$\frac{\partial U_i}{\partial q_i} = \alpha_i - q_i - \gamma(q_i + Q) - \delta_i(q_i - \bar{Q}_i) + \mu_i = 0$$

$$\text{avec } \mu_i \geq 0 \text{ et } \mu_i q_i = 0$$

avec μ_i le multiplicateur de Karush-Kuhn-Tucker associé à la contrainte de positivité des quantités d'eau extraites⁹. Notons que les implications induites par la norme sociale dans le modèle sont reflétées dans les conditions de première ordre tel que

$$-\delta_i(q_i - \bar{Q}_i) \leq 0 \iff \bar{Q}_i \leq q_i.$$

Ainsi, en maximisant l'utilité, un agent peut se trouver dans trois situations différentes. Si $(q_i - \bar{Q}_i) = 0$, alors la situation est similaire à un programme de maximisation d'utilité standard sans impact de la norme sociale et le coût marginal et le bénéfice marginal s'égalisent. Si $(q_i - \bar{Q}_i) > 0$ alors le bénéfice doit compenser à la fois le coût et la désutilité de la norme sociale induite par la sur-consommation d'eau. Lorsque $(q_i - \bar{Q}_i) < 0$, alors le bénéfice et les effets de norme sociale doivent compenser le coût en suivant une tendance

9. Suivant Ambec et Ehlers (2008b), on assume que le bénéfice marginal pour les première unités d'eau est suffisamment important pour éviter les solutions de coin. La condition de premier ordre pour la maximisation de l'utilité peut alors se réécrire $\alpha_i - q_i - 2\gamma q_i - \gamma Q_{-i} - \delta_i(q_i - \bar{Q}_i) = 0$, ce qui induit $\alpha_i - \gamma Q_{-i} + \delta_i \bar{Q}_i > 0$ quand q_i tends vers zero. Plus précisément, on obtient une condition relative sur les paramètres $\alpha_i > \gamma Q_{-i} - \delta_i \bar{Q}_i \forall i \in N$ telle que le bénéfice est suffisamment important pour compenser le coût d'extraction qui dépend de la consommation des autres et la désutilité induite par les effets de normes sociales.

à la faible consommation d'eau.

En calculant la condition de premier ordre de l'agent i par rapport à q_i , il est possible d'exprimer la fonction de meilleure réponse pour chaque utilisateur de la ressource en eau comme suit :

$$q_i = \frac{\alpha_i - \gamma Q_{-i} + \delta_i \bar{Q}_i}{1 + 2\gamma + \delta_i}$$

ou de manière équivalente en forme matricielle¹⁰ :

$$\mathbf{q} = \mathbf{a} - \mathbf{B}\mathbf{q} + \mathbf{C}\mathbf{q}$$

où $\mathbf{a} = [\alpha_i / (1 + 2\gamma + \delta_i)]_{n \times 1}$, $\mathbf{B} = [b_{i,j}]_{n \times n}$ est tel que

$$b_{i,j} = \begin{cases} 0 & \text{pour } i = j \\ \frac{\gamma}{1 + 2\gamma + \delta_i} & \text{pour } i \neq j \end{cases}$$

et $\mathbf{C} = [c_{i,j}]_{n \times n}$ est tel que

$$c_{i,j} = \begin{cases} 0 & \text{pour } i = j \text{ ou pour } (i \neq j \text{ et } j \notin N_i) \\ \frac{\delta_i}{1 + 2\gamma + \delta_i} & \text{pour } i \neq j \text{ et } j \in N_i. \end{cases}$$

Par conséquent, la matrice \mathbf{B} représente les substituabilités et \mathbf{C} représente les complémentarités de voisinage. Un effet substituabilité est induit par le coût de l'extraction d'eau, qui augmente pour l'agent j quand i consomme plus et vice versa. À l'inverse, lorsque les individus s'influencent les uns les autres à travers les effets de pairs, la norme sociale agit comme un effet de complémentarité. Par conformité, si l'individu i augmente (ou diminue) sa consommation, son voisin j sera encouragé à en faire de même. Ces effets sont couramment étudiés dans la littérature (Ballester et al., 2006 ; Ballester et Calvó-Armengol, 2010 ; Bramoullé et al., 2007 ; Kyriakopoulou et Xepapadeas, 2021), et le signe des interactions parmi les agents est positif à travers les complémentarités et négatif à

10. Dans ce chapitre, les matrices sont écrites en caractères majuscules et en gras, alors que les vecteurs sont en minuscule gras. Une matrice portée à la puissance \mathbf{T} dénote sa transposée et \mathbf{I} représente la notation de la matrice identité.

travers les substituabilités. Ainsi, le vecteur de quantités d'extractions individuelles \mathbf{q} est donné par le fait suivant.

Fait 1. *Supposons la condition (1) remplie. Soit $q_i^* > 0$ pour tout $i = 1, \dots, n$. Alors, l'unique équilibre de Nash est donné par*

$$\mathbf{q}^* = [\mathbf{I} - (\mathbf{C} - \mathbf{B})]^{-1} \mathbf{a}.$$

Dans la proposition suivante, $\mathbf{C} > \mathbf{B}$ implique qu'il existe au moins une entrée de la matrice \mathbf{C} supérieure à son entrée équivalente dans \mathbf{B} et que toutes les autres entrées sont au moins égales entre elles. On note ρ le rayon spectral¹¹ d'une matrice. On note aussi l la longueur d'un chemin entre deux agents du réseau.

Proposition 1. *Supposons la condition (1) remplie. Soit $q_i^* > 0$ pour tout $i = 1, \dots, n$. Alors,*

1. *Si $\mathbf{C} > \mathbf{B}$ et $\rho(\mathbf{C} - \mathbf{B}) < 1$, l'unique équilibre de Nash est donné par*

$$\mathbf{q}^* = \sum_{l=0}^{\infty} (\mathbf{C} - \mathbf{B})^l \mathbf{a}.$$

2. *Si $\mathbf{C} < \mathbf{B}$ et $\rho(\mathbf{B} - \mathbf{C}) < 1$, l'unique équilibre de Nash est donné par*

$$\mathbf{q}^* = \left[\sum_{l=0}^{\infty} (\mathbf{B} - \mathbf{C})^{2l} - \sum_{l=0}^{\infty} (\mathbf{B} - \mathbf{C})^{2l+1} \right] \mathbf{a}.$$

3. *Si $\mathbf{C} = \mathbf{B}$, i.e., si $\delta_i = \gamma$ pour tout $i = 1, \dots, n$, l'unique équilibre de Nash est donné par*

$$\mathbf{q}^* = \mathbf{a}.$$

Quelques commentaires sur la proposition 1 s'imposent. Le premier cas est assez spécifique car il concerne uniquement des réseaux complets dans lesquels tous les termes hors diagonaux de la matrice sont composés à la fois des coûts et des normes sociales. Cela se produit lorsque la société est composée d'individus très conformistes et que la norme sociale prend le dessus sur les effets de coûts. À la fois pour les chemins pairs et impairs entre

11. Considérons une matrice quelconque \mathbf{M} ; le rayon spectral de cette matrice, noté $\rho(\mathbf{M})$, est donné par le plus grand module de ses valeurs propres (voir e.g., Ballester et al. (2006)).

les agents, les effets sur l'extraction d'eau sont positifs et les complémentarités introduites par les normes excèdent les coûts. Cette situation est davantage plausible dans les réseaux de petite taille et très denses, où les individus communiquent beaucoup avec les autres. Dans ce cas, les usagers de l'eau sont plus enclins à influencer la consommation de leurs voisins et créer des effets de diffusion et de contagion. Ces effets de *spillover* proviennent du fait que la consommation d'eau d'un utilisateur va influencer la consommation de ses voisins, qui vont, à leur tour, influencer les consommations de leurs voisins.

Le second cas correspond à une société faiblement conformiste où les coûts assumés par les agents ont l'ascendant sur les normes sociales. Puisque $\mathbf{C} < \mathbf{B}$, le signe positif associé à la première somme implique que l'extraction d'équilibre d'un agent est négativement liée aux liens pairs qui partent du noeud qui lui est associé. Ces substituabilités stratégiques proviennent alors des coûts. À l'inverse, le signe négatif derrière la deuxième somme pour les liens impairs induit des effets de complémentarité entre les noeuds qui proviennent des effets de conformisme normatif. Ainsi, les complémentarités sont dépassées par les substituabilités induites par les coûts. Selon la structure de réseau, soit les substituabilités, soit les complémentarités prennent le dessus. Cette caractérisation des normes met en évidence une alternance, selon le degré et le nombre de chemins entre les agents. Les voisins connectés par un nombre pair de liens sont influencés par les substituabilités stratégiques, alors que les liens impairs entre les agents sont plus influencés par la norme sociale, ce qui implique de fortes complémentarités. Ce résultat souligne le rôle des agents intermédiaires qui peuvent équilibrer les effets entre les non-voisins. Ici, il n'y a pas d'effet général, et l'équilibre est guidé plus par des caractéristiques individuelles. Par exemple, si un agent est caractérisé par l'influence forte d'une norme sociale, l'effet de coût pourra être excédé. Ainsi, les quantités d'équilibre d'extraction, données par \mathbf{q} s'appuient sur les paramètres hétérogènes individuels et le positionnement des agents dans le réseau.

Le dernier cas correspond à un réseau nécessairement complet où les substituabilités sont exactement compensées par les complémentarités de telle sorte que les agents sont

guidés seulement par leur propre bénéfice d'extraction. Les agents se comportent alors comme si la structure de réseau des consommateurs d'eau n'impacte pas leurs choix de consommation.

D'après Ballester et Calvó-Armengol (2010), le rayon spectral est une fonction croissante de l'intensité des liens du réseau. La proposition 1 exige que le rayon spectral des matrices $(\mathbf{C} - \mathbf{B})$ et $(\mathbf{B} - \mathbf{C})$ (respectivement, pour les cas 1 et 2) soit inférieur à 1¹². Ceci implique que lorsque $\mathbf{C} > \mathbf{B}$, la différence entre les complémentarités et les substituabilités est suffisamment faible, et les complémentarités surcompensent le coût. Lorsque $\mathbf{C} < \mathbf{B}$, les valeurs des substituabilités ne sont pas suffisamment faibles pour être compensées par les complémentarités, mais la différence entre les deux reste faible. Dans le premier cas, tous les termes hors diagonaux sont composés à la fois de complémentarités et de substituabilités. Chaque agent est connecté aux autres pour rendre le réseau dense et régulier, de sorte que tous les utilisateurs d'eau interagissent les uns avec les autres. En revanche, dans le second cas, il n'est pas nécessaire que tous les usagers de l'eau se connaissent (aucun réseau complet n'est requis) et le réseau est très probablement moins dense que dans le premier cas.

Remarque 1. *Si l'on ne peut pas conclure sur l'effet prédominant entre substituabilités et complémentarités pour tous les agents, alors il n'est pas possible de donner une caractérisation globale de \mathbf{q} . En effet, dans ce cas, seuls certains éléments de la matrice sont non-négatifs.*

En conclusion, les effets des normes sur l'extraction d'eau ont des implications complexes. Afin d'éviter les consommations d'eau sous-optimales et la surexploitation des ressources, il est nécessaire d'empêcher les effets destructifs des normes qui peuvent conduire à une hausse de la consommation d'eau et un phénomène de tragédie des communs. La section suivante détermine les effets des paramètres individuels et l'influence du réseau sur la quantité globale extraite.

12. Voir le théorème de Perron-Frobenius dans le cas d'une matrice non négative et le théorème de Gershgorin sur la manière de lier les valeurs propres d'une matrice carrée.

4.4 Analyse de statique comparative

Cette section commence par une analyse des décisions d'extractions individuelles avant de passer à l'analyse sur la quantité globale.

Analyse des décisions individuelles

Cette partie introduit les dérivées partielles des meilleures réponses pour tous les paramètres afin de mesurer les effets des paramètres sur la consommation individuelle d'équilibre des agents. Premièrement, les quantités extraites par tous les autres individus influencent négativement la consommation d'eau de i à travers le coût direct croissant :

$$\frac{\partial q_i^*}{\partial Q_{-i}} = \frac{-\gamma}{1 + 2\gamma + \delta_i} < 0.$$

Deuxièmement, lorsque la norme sociale de la valeur d'extraction pour l'individu i augmente, cela a un effet positif sur sa quantité extraite à cause de la tendance à la conformité :

$$\frac{\partial q_i^*}{\partial \bar{Q}_i} = \frac{\delta_i}{1 + 2 + \delta_i} > 0.$$

Troisièmement, les paramètres hétérogènes individuels influencent aussi la quantité consommée.

- Une hausse de l'amplitude de la valeur d'extraction influence positivement la consommation individuelle comme les bénéfices retirés sont plus importants

$$\frac{\partial q_i^*}{\partial \alpha_i} = \frac{1}{1 + 2\gamma + \delta_i} > 0.$$

- Sans surprise, une hausse du coût assumé par un usager de la ressource en eau décroît sa consommation :

$$\frac{\partial q_i^*}{\partial \gamma} = \left[\frac{-Q_{-i} - \delta_i Q_{-i} - 2\alpha_i - 2\delta_i \bar{Q}_i}{(1 + 2\gamma + \delta_i)^2} \right] < 0.$$

- L'effet du goût pour la conformité d'un individu sur sa consommation est plus ambigu et peut être positif ou négatif. L'effet de dépréciation de la valeur d'extrac-

tion associé à un montant d'eau prélevé décroît lorsque le goût pour la conformité augmente. Cependant, cet effet est nuancé par les effets « boule de neige » direct et indirect de la norme sociale qui augmente la consommation individuelle lorsque le goût pour la conformité augmente car les individus ont plus tendance à suivre les autres :

$$\frac{\partial q_i^*}{\partial \delta_i} = \left[\underbrace{\frac{\bar{Q}_i + 2\gamma\bar{Q}_i}{(1 + 2\gamma + \delta_i)^2}}_{\text{effet direct de la norme}} + \underbrace{\frac{-\alpha_i}{(1 + 2\gamma + \delta_i)^2}}_{\text{dépréciation de l'amplitude de la valeur d'extraction}} + \underbrace{\frac{\gamma Q_{-i}}{(\beta_i + 2\gamma + \delta_i)^2}}_{\text{effet indirect de la norme}} \right].$$

Maintenant que l'analyse des paramètres sur les extractions individuelles est effectuée, il convient de s'intéresser davantage à la consommation globale de la ressource. Notre approche se différencie de Kyriakopoulou et Xepapadeas (2021) en offrant une analyse de statique comparative pour comprendre les propriétés d'un modèle avec des interactions locales sur les ressources naturelles. Pour ce faire, on étudie les effets des paramètres sur la consommation d'eau totale au regard des paramètres d'extraction d'eau :

$$dQ = \underbrace{\frac{h}{1 + \gamma + \delta_i}}_{\text{effet bénéfice}} d\alpha_i + \underbrace{h \left(\frac{-Q^* - q_i^*}{1 + \gamma + \delta_i} \right)}_{\text{effet coût}} d\gamma_i + \underbrace{h \left(\frac{\bar{Q}_i^* - q_i^*}{1 + \gamma + \delta_i} \right)}_{\text{effet conformisme}} d\delta_i + \underbrace{h \left(\frac{-\delta_i \bar{Q}_{N_i}^* / \nu_i}{1 + \gamma + \delta_i} \right)}_{\text{effet densité}} d\nu_i + \underbrace{h \sum_{i \in N} \frac{e_i}{\nu_i}}_{\text{effet réseau}} dQ_{N_i}.$$

Les quatre premiers effets représentent les changements de la consommation globale lorsque les paramètres individuels (bénéfice et coût d'extraction de l'eau, goût pour la conformité des agents et densité du réseau) varient. Le dernier terme représente les effets du réseau endogène qui peuvent être positif ou négatif et peuvent accentuer ou contrer les effets des paramètres individuels. Ce dernier effet étant inconnu, les résultats généraux ne sont valables que pour certains types de réseaux.

Comme dans l'analyse de Ushchev et Zenou (2020), on conserve des paramètres de bénéfice α_i variables d'un consommateur à l'autre, de telle sorte qu'ils n'obtiennent pas la même satisfaction de leur extraction. Dans une optique réaliste, cela permet de considérer que certains consommateurs ont un consentement à consommer la ressource plus élevé que d'autres, permettant ainsi de maintenir l'hétérogénéité des préférences des usagers

de l'eau. Dans les propositions suivantes, on considère le terme $e_i = \frac{\delta_i}{1 + \gamma + \delta_i}$, qui dénote la motivation morale de l'agent i , augmentant avec le goût pour la conformité des agents. Plus précisément, ce paramètre est compris entre $]0, 1[$, de telle sorte qu'une valeur proche de 1 indique un comportement très conformiste et une contrainte morale forte, alors qu'une valeur proche de 0 indique un comportement de faible conformité.

En s'appuyant sur l'analyse de statique comparative de l'équilibre de Nash, cette section vise à comprendre les propriétés du modèle à travers les effets des paramètres individuels hétérogènes, le conformisme et la densité globale du réseau d'extraction.

Dans les propositions suivantes, un réseau régulier est un réseau dans lequel chaque agent a le même nombre de voisins. On peut citer comme exemples les cycles et les réseaux complets. Un réseau bipartite est un réseau dans lequel les agents peuvent être partitionnés en deux ensembles indépendants V_1 et V_2 , de telle sorte que deux agents d'un même ensemble ne soient pas voisins. On peut prendre pour exemple les réseaux en étoile. Les réseaux bipartites sont communément utilisés en économie des réseaux (İlkiliç, 2011). Une propriété utile des réseaux bipartites complets est que les agents appartenant au même ensemble indépendant ont le même ensemble de voisins. Soit ν^1 (resp. ν^2) le nombre de voisins des agents appartenant à V_1 (resp. V_2).

4.4.1 L'influence des paramètres individuels sur l'extraction d'eau

Commençons avec le bénéfice α_i retiré de l'extraction de l'eau.

Proposition 2. *Supposons que la condition (1) soit respectée et que $q_i^* > 0$ pour tout $i = 1, \dots, n$. Supposons que l'une des conditions suivantes soit aussi respectée :*

- (i) *Le réseau est régulier et $\delta_1 = \dots = \delta_n$;*
- (ii) *Le réseau est bipartite complet et $\frac{1}{\nu^1} \sum_{i \in V_1} e_i = \frac{1}{\nu^2} \sum_{i \in V_2} e_i$.*

Alors, la variation de la consommation totale d'eau résultant d'un changement du paramètre α_i pour tout agent i est donnée par

$$dQ = \sigma_i d\alpha_i$$

où $\sigma_i > 0$. Sinon, si ni (i) ou (ii) ne sont satisfaits, et sans exiger de conditions supplémentaires sur les δ_i , le résultat est ambigu.

Dans les cas (i) et (ii) de la proposition précédente, en considérant le bénéfice individuel, nous observons un effet positif direct d'un changement du paramètre α_i sur le changement de la consommation totale d'eau. Ce résultat est apparent et intuitif. Une augmentation de l'amplitude du bénéfice pour un agent induit une augmentation de la consommation d'eau et par conséquent augmente le prélèvement total d'eau.

Dans le cas contraire, nous ne pouvons pas conclure car un effet de réseau négatif peut parfois sous-estimer l'effet positif du bénéfice sur la consommation totale d'eau. Pour illustrer ce résultat, nous fournissons dans la Figure 1 ci-dessous quelques exemples de réseaux avec quatre agents, leur type de voisinage, et la condition pour que les résultats donnés dans la Proposition 2 soient valables.

On regarde à présent l'impact de l'effet du coût sur les extractions individuelles et globale.

Proposition 3. *Supposons que la condition (1) soit respectée et que $q_i^* > 0$ pour tout $i = 1, \dots, n$. Supposons que l'une des conditions suivantes soit aussi respectée :*

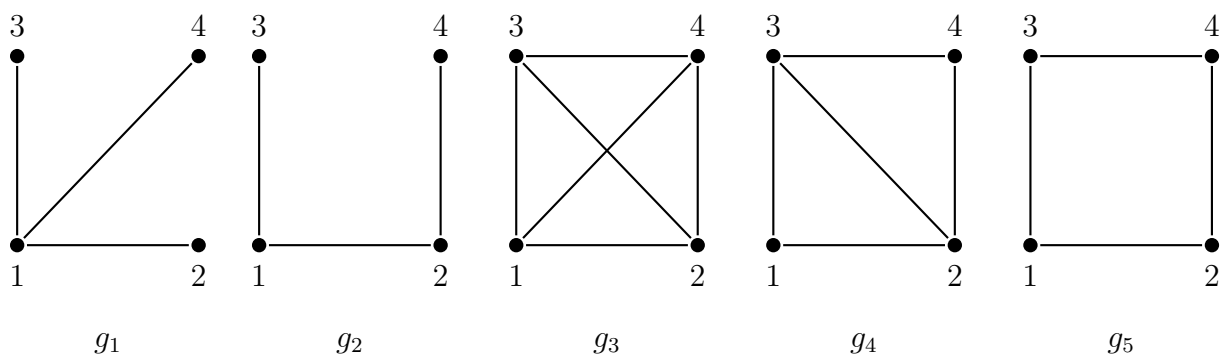
- (i) *Le réseau est régulier et $\delta_1 = \dots = \delta_n$;*
- (ii) *Le réseau est bipartite complet et $\frac{1}{\nu^1} \sum_{i \in V_1} e_i = \frac{1}{\nu^2} \sum_{i \in V_2} e_i$.*

Alors, la variation de la consommation totale d'eau résultant d'un changement de la pente du coût marginal pour tout agent i est donnée par

$$dQ = -\sigma_i (Q^* + q_i^*) d\gamma_i$$

ou $\sigma_i > 0$. Sinon, si ni (i) ou (ii) ne sont satisfaits, et sans exiger de conditions supplémentaires sur les δ_i , le résultat est ambigu.

Dans les cas (i) et (ii) de la proposition précédente, l'effet prix direct d'une variation de la pente du coût marginal (γ_i) a un impact négatif sur la consommation totale d'eau. Ce résultat semble logique dans la mesure où une variation de la pente du coût marginal aura un impact sur la satisfaction directe retirée par l'agent i de sa consommation d'eau.



Réseau	Type de structure	$dQ/d\alpha_i$ pour tout $i = 1, \dots, 4$
g_1	Étoile (bipartite complet)	Positif si $\frac{1}{3}e_1 = e_2 + e_3 + e_4$ (sinon ambigu)
g_2	Ligne (ni régulier ni bipartite complet)	Ambigu (sans plus de restrictions sur les δ_i)
g_3	Complet	Positif si $\delta_1 = \dots = \delta_4$ (sinon ambigu)
g_4	Ni régulier ni bipartite complet	Ambigu (sans plus de restrictions sur les δ_i)
g_5	Cycle (bipartite complet)	Positif si $e_1 + e_4 = e_2 + e_3$ (sinon ambigu)

FIGURE 4.1 – Exemple d’analyse de statique comparative sur des réseaux avec 4 usagers

Plus le coût d’une unité d’eau supplémentaire est élevé, moins l’individu sera incité à extraire de l’eau. De plus, cette modification du prélèvement total d’eau est pondérée par la quantité prélevée par l’agent i et la consommation totale d’eau à l’équilibre. Le coût des premières unités d’eau est plus faible car la ressource bénéficie de l’accessibilité directe, de la proximité et de la disponibilité. Ainsi, si la quantité individuelle d’un agent i et la quantité générale extraite à l’équilibre augmentent, cela amplifie l’effet négatif direct d’une variation de la pente du bénéfice marginal sur l’extraction totale d’eau, conduisant à un impact négatif direct d’une variation de la pente du coût marginal sur la variation de l’extraction totale d’eau.

Dans le cas contraire, nous ne pouvons généralement pas déterminer cet effet. Si l’effet de réseau est positif et dépasse l’impact négatif du coût, la variation de la consommation

totale qui en résulte peut être positive. Une explication possible est un mécanisme plus complexe d'interactions, qui peut survenir et qui peut être décomposé comme suit.

- L'impact négatif direct d'une augmentation du prix pour un agent diminue sa consommation et, par conséquent, la quantité globale.
- Les voisins de cet agent sont incités à suivre cette tendance et à diminuer également leur consommation d'eau en raison de la conformité à la norme.
- Cependant, si de nombreux agents diminuent leur consommation, l'eau sera plus accessible et coûtera moins cher.
- Cette réduction du coût et de l'accessibilité de l'eau incite les agents, même le premier agent précédemment impacté par l'effet coût, à augmenter leur consommation.

Ainsi, en fonction de l'effet prédominant, une augmentation du prix peut également entraîner une augmentation de la consommation. Cet effet de coût est à traiter avec précaution en fonction de la structure du réseau et des paramètres de goût pour la conformité.

4.4.2 Une société conformiste extrait-elle davantage d'eau ?

Cette partie se concentre sur l'intensité du goût pour la conformité δ_i sur la consommation globale en eau.

Proposition 4. *Supposons que la condition (1) soit respectée et que $q_i^* > 0$ pour tout $i = 1, \dots, n$. Supposons que l'une des conditions suivantes soit aussi respectée :*

- (i) *Le réseau est régulier et $\delta_1 = \dots = \delta_n$;*
- (ii) *Le réseau est bipartite complet et $\frac{1}{\nu^1} \sum_{i \in V_1} e_i = \frac{1}{\nu^2} \sum_{i \in V_2} e_i$.*

Alors, la variation de la consommation totale d'eau résultant d'un changement du goût pour la conformité d'un individu i est donnée par

$$dQ = \sigma_i (\bar{Q}_i^* - q_i^*) d\delta_i$$

où $\sigma_i > 0$. Sinon, si ni (i) ou (ii) ne sont satisfaits, et sans exiger de conditions supplémentaires sur les δ_i , le résultat est ambigu.

Dans les cas (i) et (ii) de la proposition précédente, le changement du goût pour la

conformité pour tout agent i a un impact sur le changement de la consommation totale d'eau de deux manières qui induisent un effet ambigu. Cet effet direct est positivement lié à la valeur de la norme sociale de l'agent i . Un changement dans le goût pour la conformité (par exemple, si un individu i est plus conformiste) induit un changement positif dans le prélèvement total d'eau qui est amplifié par la valeur de sa norme sociale. Une norme sociale élevée incite l'individu i à augmenter sa consommation. Avec l'effet des pairs, la quantité totale d'eau consommée augmentera. À l'inverse, le changement de goût pour la conformité induit un effet direct négatif de la consommation totale d'eau, directement lié à l'extraction individuelle de l'agent i à l'équilibre. Plus l'extraction individuelle de l'agent i est élevée, plus l'impact négatif d'un changement de son goût pour la conformité sur l'extraction totale d'eau est élevé. Ainsi, l'effet ambigu du goût pour la conformité offre deux configurations. La première se produit si la norme sociale de l'agent i dépasse la consommation de l'agent à l'équilibre ($\bar{Q}_i^* - q_i^* > 0$). Un changement dans le goût pour la conformité induit un changement positif dans le prélèvement total d'eau. Les agents veulent se conformer davantage à la norme en raison de la variation du goût pour la conformité et l'imitation des autres, ce qui augmente la consommation totale. La deuxième configuration se produit si la consommation individuelle de l'agent i dépasse sa norme sociale à l'équilibre ($\bar{Q}_i^* - q_i^* < 0$) et induit une variation négative du prélèvement total d'eau. Ici, le changement du goût pour la conformité affecte négativement l'extraction totale d'eau car l'utilisateur i est un énorme extracteur d'eau. Si l'agent augmente son goût pour la conformité, il suivra les autres, réduisant ainsi son extraction et par conséquent l'extraction globale.

Sinon, nous ne pouvons pas déterminer l'effet du changement du goût pour la conformité d'un agent sur la consommation totale d'eau tant qu'il dépend aussi de l'effet de réseau. Par conséquent, il peut être soit positif, soit négatif.

4.4.3 Les usagers de l'eau extraient ils davantage dans des réseaux plus denses ?

Cette section étudie les influences de la création ou de la suppression d'un lien au sein du réseau sur l'extraction d'eau.

Proposition 5. *Supposons que la condition (1) soit respectée et que $q_i^* > 0$ pour tout $i = 1, \dots, n$. Supposons que l'une des conditions suivantes soit aussi respectée :*

- (i) *Le réseau est régulier et $\delta_1 = \dots = \delta_n$;*
- (ii) *Le réseau est bipartite complet et $\frac{1}{\nu^1} \sum_{i \in V_1} e_i = \frac{1}{\nu^2} \sum_{i \in V_2} e_i$.*

Alors, la variation de la consommation totale d'eau résultant de l'ajout ou de la suppression d'un lien entre deux agents i et j est donnée par

$$dQ = -\sigma \left(\frac{e_i}{\nu_i} \bar{Q}_i^* d\nu_i + \frac{e_j}{\nu_j} \bar{Q}_j^* d\nu_j \right)$$

où $\sigma > 0$. Sinon, si ni (i) ou (ii) ne sont satisfaits, et sans exiger de conditions supplémentaires sur les δ_i , le résultat est ambigu.

Dans les cas (i) et (ii) de la proposition précédente, cette proposition montre que dans n'importe quel réseau, on peut observer un effet négatif d'un changement de la densité du réseau sur la consommation d'eau totale. Cet effet négatif augmente avec les motivations morales respectives des agents i et j , dénotées par e_i et e_j , mais aussi par les valeurs de leur norme sociale respective à l'équilibre. Plus leurs voisins extraient sur la ressource, et ont une incitation à les suivre, plus l'effet direct négatif d'un changement de densité du réseau sur la consommation totale d'eau est important. À l'inverse, si le nombre de voisins de i et j est élevé, cet effet négatif direct est moins important. Cela se comprend aisément car s'il y a déjà de nombreux liens dans le réseau, la création ou la suppression d'un des liens aura un faible effet sur la structure et sur l'extraction finale.

Sinon, on ne peut pas déterminer l'effet des changements dans la densité du réseau, qui peut être positif ou négatif selon la valeur de l'effet endogène du réseau. Ainsi, le résultat est ambigu, parfois positif ou négatif, sur le changement de la consommation d'eau totale.

Nous avons étudié les effets de la variation des paramètres individuels, de la force du conformisme et de la densité du réseau sur les consommations d'eau des individus et la consommation totale. Certains résultats intuitifs apparaissent et sont en adéquation avec les modèles standards de consommation d'eau. Cependant, en introduisant la norme sociale, il est plausible que l'effet de réseau prenne le pas sur l'effet standard. Ainsi, dans certaines structures de réseaux, les effets de changements des paramètres sur la consommation totale de la ressource sont ambigus. À présent, la section suivante offre une analyse de bien-être et de l'optimum social dans ce modèle.

4.5 Bien-être et optimum social

Cette section analyse le bien-être social et les propriétés de la situation d'optimum social en cas de solutions intérieures. Le bien-être social noté W est défini ici par la somme des utilités individuelles de tous les usagers de l'eau, donnée par

$$W = \sum_{i=1,2,\dots,n} U_i.$$

Ainsi, le programme de maximisation du bien-être de la société s'écrit :

$$\max_{q_i} \sum_{i=1}^n \left[\alpha_i q_i - \frac{1}{2} q_i^2 - \gamma q_i Q - \frac{\delta_i}{2} (q_i - \bar{Q}_i)^2 \right]$$

$$\text{s.t. } q_i > 0, \text{ pour tout } i \text{ dans } N.$$

La proposition suivante introduit une caractérisation de l'extraction d'eau de *first best*. Elle détermine également une condition pour que l'équilibre de Nash soit la *first best solution*.

Proposition 6 (First best). *Soit $q_i^o > 0$ pour tout $i = 1, \dots, n$. Alors,*

1. *Pour tout agent i , l'extraction d'eau de first best q_i^o est solution de*

$$q_i = \frac{\alpha_i - \gamma Q_{-i} + \delta_i \bar{Q}_i - \sum_{j \neq i} \gamma q_j + \sum_{k \in N_i} \frac{\delta_k}{\nu_k} (q_k - \bar{Q}_k)}{1 + 2\gamma + \delta_i}$$

ou, en forme matricielle,

$$\mathbf{q} = \mathbf{a} - \mathbf{B}\mathbf{q} + \mathbf{C}\mathbf{q} - \mathbf{N}\mathbf{q}.$$

2. Si la condition (1) tient et $q_i^* > 0$ pour tout $i = \dots, n$, l'unique équilibre de Nash est socialement optimal, i.e., $\mathbf{q}^* = \mathbf{q}^o$, si et seulement si la condition suivante est remplie :

$$\mathbf{N}[\mathbf{I} - (\mathbf{C} - \mathbf{B})]^{-1} \mathbf{a} = \mathbf{0}.$$

La première partie de cette proposition souligne la différence entre les meilleures réponses à l'équilibre de Nash et à l'optimum. En comparaison à l'équilibre de Nash, la solution de *first best* à l'optimum dispose de deux termes additionnels, aussi représentés par la matrice \mathbf{N} ¹³. Ainsi, à l'optimum social, les individus se préoccupent de la diffusion de leur influence dans le réseau sur le choix des autres consommateurs d'eau. Le premier terme ajouté à l'optimum social, noté $\sum_{j \neq i} \gamma q_j$ représente l'impact négatif du coût induit par l'extraction des autres sur la ressource commune. Plus cette somme des coûts individuels assumés par les autres est élevée, plus la quantité d'eau que l'individu i prélève à l'optimum social est faible. Le second terme additionnel, noté $\sum_{k \in N_i} \frac{\delta_k}{\nu_k} (q_k - \bar{Q}_k)$, correspond aux déviations de leur norme sociale de tous les voisins de l'agent i . Pour chaque agent k qui est un voisin de i , cela somme la déviation entre son extraction et celle de sa norme sociale, pondérée par son goût pour la conformité.

Ainsi, deux configurations apparaissent. Premièrement, si $(q_k - \bar{Q}_k)$ est positif, par exemple l'agent k extrait plus que la consommation moyenne de ses voisins, la quantité extraite par l'agent i est positivement impactée. Sachant que k fait partie du voisinage de i , si sa consommation est élevée, l'agent i aura une incitation à faire de même. Deuxièmement, si $(q_k - \bar{Q}_k)$ est négatif, par exemple, l'agent k extrait moins que la consommation moyenne de ses voisins, cela impactera négativement la quantité extraite par i à l'optimum social. Ainsi, l'agent i va tendre à se rapprocher de ses voisins et ainsi décroître sa consommation pour les suivre. Le dernier terme est une somme de $\frac{\delta_k}{\nu_k} (q_k - \bar{Q}_k)$ parmi tous

13. Une définition formelle de \mathbf{N} est donnée dans les annexes.

les voisins de l'agent i . Il s'ensuit que certains voisins de i peuvent être dans la première configuration et d'autres dans la deuxième. Avec la somme pour tous les voisins, au final un effet prévaudra sur l'autre et impactera positivement ou négativement la solution de *first best* pour l'extraction à l'optimum. On observe un effet boule de neige provenant de la norme sociale indirecte car cet effet s'appuie sur les normes sociales des voisins du voisinage de i . Plus spécifiquement, l'agent i est influencé par les voisins de l'agent k , à travers la norme sociale de k .

Pour conclure, à l'équilibre de Nash, lorsque les agents décident de leur meilleur niveau d'extraction d'eau, ils ne considèrent pas les externalités positives ou négatives induites par leur extraction sur la satisfaction des autres. À l'inverse, si l'on considère les extractions de *first best* des individus à l'optimum social, les individus considèrent les coûts assumés par les autres et leur influence à travers les normes sociales directe et indirecte. Ce focus sur le bien-être de la société implique que chaque choix individuel de consommation d'eau dépend de son impact sur le reste des usagers de la ressource commune. Par exemple, dans un groupe de consommateurs domestiques ou d'agriculteurs, cela implique que les gens prêtent attention aux autres par altruisme, pour s'assurer que chacun peut se procurer de l'eau et qu'ils sont soumis au regard des autres et à l'image qu'ils renvoient aux autres.

La deuxième partie de la Proposition 6 offre une condition sur la matrice de telle sorte que les quantités d'extractions à l'équilibre de Nash sont identiques à celles de l'optimum social. Cette condition s'appuie sur la matrice \mathbf{N} , qui introduit la considération de l'utilité des autres dans le programme de maximisation. Cela requiert donc des paramètres avec des valeurs précises et peut alors être peu fréquent. Pourtant, les extracteurs d'eau peuvent atteindre le vecteur des quantités individuelles extraites à l'optimum social \mathbf{q} donné dans le second fait. Cela ne s'appuie pas seulement sur les complémentarités \mathbf{C} et les substituabilités \mathbf{B} mais aussi sur \mathbf{N} , qui représente les interactions induites par la considération du bien-être social dans son ensemble.

Fait 2. Soit $q_i^o > 0$ pour tout $i = 1, \dots, n$. Alors, l'optimum social est donné par

$$\mathbf{q}^o = [\mathbf{I} - (\mathbf{C} - \mathbf{B}) + \mathbf{N}]^{-1} \mathbf{a}.$$

Pour respecter le bien-être social individuel et mettre en oeuvre une répartition équitable des ressources, il faut éviter la surexploitation par certains utilisateurs de l'eau. Sinon, comme ils extraient tous sur une même ressource partagée, cela peut conduire à une tragédie des communs qui détériore la ressource en eau. La définition de la tragédie des biens communs introduite par Hardin (1968) est prise dans son sens fort, c'est-à-dire que tous les agents extraient de manière excessive sur la réserve d'eau commune. Ainsi, pour chaque agent, son extraction individuelle à l'équilibre dépasse son extraction à l'optimum social. La proposition suivante énonce une condition pour que la tragédie des biens communs se réalise.

Proposition 7 (Tragédie des communs). *Considérons que la Condition (1) soit remplie. Soit $q_i^* > 0$ et $q_i^o > 0$ pour tout $i = 1, \dots, n$. Si $\mathbf{C} > \mathbf{B}$, $\rho(\mathbf{C} - \mathbf{B}) < 1$ et si la condition suivante est remplie :*

$$\sum_{j \in N \setminus \{i\}} \gamma q_j^o - \sum_{k \in N_i} \frac{\delta_k}{\nu_k} (q_k^o - \bar{Q}_k^o) > 0 \quad \text{pour tout } i \in N, \quad (4.2)$$

alors, à l'équilibre, chaque agent surconsomme la ressource en eau par rapport à la solution de first best.

Remarque 2. *Si la condition (2), dans la proposition précédente, est inversée de telle sorte que la différence entre les deux sommes est négative, alors, à l'équilibre, chaque agent sous-consomme de l'eau par rapport à la solution de first best.*

Cette proposition considère tous les agents qui forment le réseau d'extraction, avec des extractions positives à l'équilibre (unique) et à l'optimum social. Nous observons une tragédie des biens communs lorsque la condition (2) s'applique à tous les agents. Cette condition requiert que pour chaque agent i , la différence entre la somme des coûts assumés par tous les agents sauf i pondérée par leur quantité optimale individuelle d'extraction et la somme pondérée des différences pour chacun de leurs voisins entre leur quantité d'équilibre

et leur norme sociale soit positive. Dans ce cas, l'agent i surconsomme. En faisant de même pour tous les agents i , on constate que tous surconsommant à l'échelle individuelle, et donc qu'une tragédie des communs au sens fort se produit. La tragédie des biens communs est un résultat typique des jeux d'extraction d'eau et de ressources naturelles (Hardin, 1968; İlkiliç, 2011). Cependant, la proposition 7 exige que les complémentarités soient inférieures aux substituabilités, ce qui ne peut se produire que dans des réseaux complets. Maintenant que nous avons discuté du bien-être et de l'optimalité de la consommation, la section suivante étend notre modèle.

4.6 Extensions

4.6.1 Anti-conformisme

Cette extension suit les paramètres du modèle de Ushchev et Zenou (2020) où la norme sociale est pondérée par le goût pour la conformité des agents. On considère à présent des comportements anti-conformistes des usagers de l'eau tel que $\delta_i < 0$ représente le goût pour la non-conformité des autres. L'amplitude de ce paramètre indique la volonté d'un agent à se distinguer des autres. Par exemple, cette situation peut se produire lorsque les individus ont de fortes habitudes de consommation d'eau, très ancrées et difficiles à faire évoluer ou même lorsqu'ils consomment peu et veulent montrer une bonne image et un comportement vertueux, et par conséquent ne pas suivre les gros consommateurs. La norme sociale induit dans ce cas un effet de substitution mais pas d'effet de conformité. Ainsi, lorsqu'un voisin de l'agent i augmente sa consommation, i aura tendance à diminuer la sienne pour dévier de la norme et inversement.

Proposition 8. *Supposons la condition suivante remplie :*

$$\frac{1 + 2\delta_i}{\gamma} > (n - 3) \quad \text{pour tout } i \in N$$

Alors, le jeu d'extraction d'eau admet un unique équilibre de Nash.

Tant que les agents ne sont pas trop anticonformistes, notre modèle avec un équilibre de Nash unique peut être étendu au cas de la non-conformité comme chez Ushchev et

Zenou (2020). Ainsi, on observe de plus grandes différences entre les extractions individuelles, puisque le conformisme n'est plus la tendance en vigueur. La valeur relative du goût pour la non-conformité (δ_i) doit donc être suffisamment faible. Sinon, on ne peut pas prouver l'unicité de l'équilibre. Dans le cas d'agents légèrement non-conformistes, la plupart de l'analyse de l'équilibre reste valable, mais elle implique de nouvelles interprétations des résultats. Par exemple, les fonctions de meilleure réponse à l'équilibre stipulent que la consommation de l'agent i varie positivement par rapport à l'amplitude du bénéfice individuel, qui est à présent contrebalancé à la fois par le coût mais aussi par la norme sociale (anti norme sociale). Lorsque les autres individus extraient davantage d'eau, i va extraire moins pour dévier des autres usagers et éviter des coûts trop importants.

Un des enjeux principaux de cette extension sur l'anti-conformisme comparativement à l'approche de Ushchev et Zenou (2020) est que les complémentarités incluses dans les décisions individuelles par les effets du coût sont même accentuées avec ces comportements anti-conformistes. Ainsi, la non-conformité renforce le rapport coût-efficacité de l'extraction d'eau. Lorsqu'un agent i augmente sa consommation, son voisin j sera doublement incité à décroître sa consommation : à la fois à cause du coût de l'eau qui augmente car elle devient plus rare mais aussi pour dévier du comportement de l'agent i qui consomme plus.

Plus généralement, les degrés de conformisme peuvent avoir une forte influence sur la consommation d'eau. Pour discuter plus amplement ce point, on peut distinguer 4 principales situations et établir un parallèle avec l'approche des normes offerte par Schultz et al. (2007) qui distinguent les effets destructeur, constructif et re-constructif de l'outil.

Le premier effet apparaît lorsqu'un individu i , faible consommateur d'eau, augmente sa consommation pour se rapprocher des autres, affaiblissant alors le stock de ressource disponible. Ceci est établi par Schultz et al. (2007) comme l'effet destructeur de la norme. Un autre cas de figure arrive lorsque l'individu i est conformiste et consomme davantage que les autres. Dans cette situation, on observe un effet constructif de la norme, de telle sorte que l'agent, pour suivre les autres, va diminuer sa consommation d'eau et préserver ainsi la ressource. Un troisième cas se produit lorsque l'on considère un agent i anti-

conformiste dans un groupe de grands consommateurs. Ainsi cet individu va avoir une incitation à dévier des autres et consommer moins d'eau sous l'effet d'un conseil injonctif selon lequel il faut préserver la ressource. Cet effet est appelé re-constructif de la norme. Une dernière situation survient lorsqu'un agent non conformiste est parmi un groupe de faible consommateurs d'eau et sera incité à consommer beaucoup, tel un passager clandestin, bénéficiant alors de la disponibilité et de l'accessibilité financière de la ressource.

Ainsi, ces diverses situations au regard de la norme sociale montrent que les effets du conformisme sont multiples et peuvent jouer un rôle central dans la préservation de la ressource.

Remarque 3. *Dans le cas d'agents hétérogènes avec des agents conformistes et anticonformistes, la matrice d'interactions reste indéfinie et les résultats du modèle ne peuvent pas être généralisés.*

4.6.2 Consommation consciente de l'eau

Notre modèle est axé sur ce qui est fait par les autres (norme descriptive), et non sur ce qui doit être fait (norme injonctive). Cependant, la littérature montre qu'il est intéressant de combiner les deux (Le Coent et al., 2021). Il est communément admis par les usagers de l'eau que c'est une ressource rare et essentielle qui doit être préservée. Il est donc réaliste d'assumer que les individus puissent être incités à diminuer leurs consommations en eau. Dans le contexte d'épuisement des ressources naturelles, les consommateurs sont conscients des enjeux environnementaux. Pour considérer une telle situation, cette extension développe un cas dans lequel les individus obtiennent une utilité positive lorsqu'ils extraient moins que leurs voisins, contribuant ainsi à préserver la ressource. À l'inverse, ils obtiennent une désutilité ou une pénalité lorsqu'ils extraient davantage que leur voisinage. Pour ce faire, nous suivons l'approche de Falkinger (1996) et apportons une modification à la fonction d'utilité pour mesurer la différence entre la consommation d'un agent, et la moyenne de ses voisins. Ainsi, pour chaque agent i , $U_i : \mathbb{R}_+^n \rightarrow \mathbb{R}$ est donnée par

$$U_i = \alpha_i q_i - \frac{1}{2} q_i^2 - \gamma q_i Q - \frac{\delta_i}{2} (q_i - \bar{Q}_i).$$

Le dernier terme est lié à la pression sociale à travers les normes de consommations. Ce terme est linéaire et négatif si $q_i > \bar{Q}_i$, ou positif si $q_i < \bar{Q}_i$. Si les agents extraient plus que leurs voisins, cela induit une désutilité liée aux préoccupations environnementales et à la conscience des consommateurs. À l'inverse, si les individus consomment moins que leurs voisins, ils reçoivent une récompense sociale qui impacte positivement leur utilité. Les conditions de premier ordre sont données par

$$\frac{\partial U_i}{\partial q_i} = \alpha_i - q_i - \gamma(Q + q_i) - \frac{\delta_i}{2}, \quad \text{pour tout } i \in N,$$

et la meilleure réponse de chaque agent est donnée par

$$q_i^{**} = \frac{\alpha_i - \gamma Q_{-i} - \frac{\delta_i}{2}}{1 + 2\gamma}.$$

Ce résultat montre que la quantité décroît quand la pression morale associée au goût pour la conformité augmente. Lorsque les individus se préoccupent des opinions d'autrui sur leur consommation, ils sont donc incités à préserver la ressource.

Proposition 9. *Le jeu d'extraction d'eau avec une consommation consciente de la ressource admet un unique équilibre de Nash.*

Il est intéressant de souligner que lorsque les individus obtiennent un gain (respectivement une perte) d'utilité à extraire moins (respectivement plus) que leurs voisins, aucune condition n'est nécessaire pour garantir l'unicité de l'équilibre de Nash. Cependant, en comparaison avec les résultats de Falkinger (1996), ici l'introduction d'une telle incitation dans le modèle ne permet pas de restaurer l'optimum social.

4.6.3 Consommation de référence

Cette extension présente deux situations différentes dans lesquelles la consommation de référence n'est plus la norme sociale en tant que telle mais sa valeur pondérée. Dans un premier cas, les individus sont incités à se conduire de manière vertueuse, et à diminuer leur consommation d'eau par rapport à leur norme sociale. La seconde situation est contraire à la première, les individus sont incités à avoir un comportement de passager clandestin

et à bénéficier d'une extraction supérieure à leur norme sociale. Dans ces deux cas, le fait de pondérer la norme sociale ne va pas significativement impacter les résultats et la démonstration de l'unicité de l'équilibre de Nash, à la différence près que cela introduit un paramètre devant la norme sociale. Cela va donc influencer la norme à laquelle se réfèrent les individus.

Pour traiter cette extension, il convient d'étendre la fonction d'utilité des agents de telle sorte que $U_i : \mathbb{R}_+^n \rightarrow \mathbb{R}$ est donnée par

$$U_i = \alpha_i q_i - \frac{\beta_i}{2} q_i^2 - \gamma_i q_i Q - \frac{\delta_i}{2} (q_i - \lambda_i \bar{Q}_i)^2,$$

où $0 < \lambda_i < 1$ est le facteur de pondération de référence de la norme pour l'agent i dans la première situation. La consommation de référence est ainsi plus faible que sa norme sociale. Dans la seconde situation, $\lambda_i > 1$ de telle sorte que la consommation de référence est plus importante que la norme sociale. Notons que dans le cas où $\lambda_i = 1$, il n'y pas de différence avec notre modèle initial.

Ainsi la caractérisation de l'équilibre inclut une pondération de la consommation de référence. Cela modifie alors légèrement les résultats. Cependant, comme cette pondération est positive et n'influence que les complémentarités, les consommations d'équilibre suivent des propriétés identiques au modèle initial. Ainsi, la fonction de meilleure réponse pour chaque individu i à l'équilibre est désormais donnée par

$$q_i = \frac{\alpha_i - \gamma_i Q_{-i} + \lambda_i \delta_i \bar{Q}_i}{\beta_i + 2\gamma_i + \delta_i}$$

De manière équivalente, en forme matricielle,

$$\mathbf{q} = \mathbf{a} - \mathbf{B}\mathbf{q} + \mathbf{\Lambda}\mathbf{C}\mathbf{q}$$

avec $\mathbf{\Lambda}$ une matrice de dimension $n \times n$ telle que

$$\lambda_{i,j} = \begin{cases} 0 & \text{pour } i = j \text{ ou pour } (i \neq j \text{ et } j \notin N_i) \\ \lambda_i & \text{pour } i \neq j \text{ et } j \in N_i. \end{cases}$$

La matrice \mathbf{M} reste alors une P-matrice avec une pondération positive sur la norme qui peut influencer à la hausse ou à la baisse la consommation de référence. Cela suit les mêmes lignes que la preuve du Théorème 1, mais cette fois ci avec un paramètre λ_i devant le goût pour la conformité, et l'unicité de l'équilibre persiste.

En fonction de la valeur de λ_i supérieure ou inférieure à 1, les interprétations des résultats diffèrent comme suit dans les deux cas décrits.

Lorsque les individus suivent une norme injonctive : Il est ici question de suivre le comportement attendu, c'est à dire préserver la ressource et donc consommer moins que les voisins. Dans la fonction de meilleure réponse avec une pondération de la norme sociale, comparativement à un modèle standard, l'impact positif de la norme sociale sur la consommation individuelle (donné par $\lambda_i \delta_i \bar{Q}_i$) est déprécié. Ainsi, les individus sont incités à consommer moins sur la ressource car ils ont pour référence, un niveau de consommation plus faible. Plus généralement, la matrice $\mathbf{\Lambda}$ pondère à la baisse chacune des complémentarités existantes introduites par les normes sociales. Cela guide donc vers une consommation d'eau plus faible, et donc vers une meilleure préservation de la ressource.

Ainsi, en se basant sur le point de consommation de référence, cette extension détaille le cas lorsque les individus, pour des raisons écologiques, ont une incitation à diminuer leur consommation d'eau et à préserver la ressource en suivant une norme injonctive implicite.

Lorsque les individus sont passagers clandestins : Cette partie suit les même lignes que la précédente mais prend désormais le contrepied et s'appuie sur les comportements de passagers clandestins (voir par exemple Grossman et al. (1993) pour un exemple empirique de tels comportements). Cela suit l'approche de Ushchev et Zenou (2020), qui étudient l'ambition des agents. Dans notre cas, comme on s'intéresse à la ressource en eau, cela correspond à une situation dans laquelle les agents peuvent bénéficier d'extraire davantage d'eau que la consommation moyenne des voisins. Si tous les voisins extraient assez peu, l'eau restera accessible et disponible pour un agent i qui aura donc une incitation à consommer beaucoup et surexploiter la ressource sans payer le coût adéquat, voire très élevé, en contrepartie.

La consommation de référence des agents est maintenant amplifiée et excède la valeur

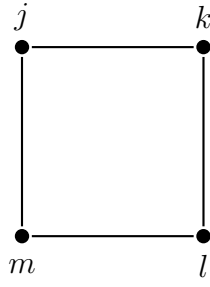
moyenne de la consommation des voisins. Dans la fonction de meilleure réponse, avec une sur-pondération de la norme sociale, l'impact positif de la norme sociale sur la consommation individuelle $(\lambda_i \delta_i \bar{Q}_i)$ est élevé et encourage l'individu i à consommer davantage d'eau.

Plus généralement, la matrice $\mathbf{\Lambda}$ pondère la consommation individuelle à la hausse comme elle incite à excéder la consommation de la norme sociale. Cela induit donc une sur exploitation et des comportements de passagers clandestins, qui sont problématiques pour la préservation de la ressource. Ainsi, cette seconde situation détaille les effets de passager clandestin lorsque les agents n'exploitent pas de manière juste la ressource et ne supportent pas un coût en adéquation avec la dégradation de la ressource.

Pour conclure sur cette extension, on montre que l'unicité de l'équilibre de Nash persiste lorsque l'on change à la hausse ou à la baisse la norme de référence. Dans le premier cas, les individus tendent à décroître leur consommation par rapport à la norme pour des raisons environnementales. Dans le second cas, les agents bénéficient d'un accès à la ressource à un coût abordable. Ils ont donc une incitation à dévier de la norme pour accroître leur consommation à un prix restant abordable ce qui se traduit par une sur-exploitation de la ressource.

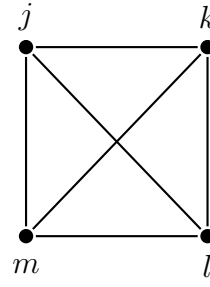
4.6.4 Caractérisation de la norme sociale

Jusqu'à présent, nous nous sommes concentrés sur les normes sociales avec une valeur moyenne de la consommation du voisinage. Cette extension offre de nombreuses suggestions pour adapter la mesure des normes sociale. Pour conduire une étude plus approfondie sur la question, une discussion sur la spécification des normes avec des exemples sur 4 agents sont décrits ici. Ainsi, de nombreuses structures de réseaux d'extraction d'eau sont couvertes et représentées dans les figures suivantes avec des graphes circulaire (G1), complet (G2), linéaire, (G3), irrégulier (G4) et en étoile (G5).



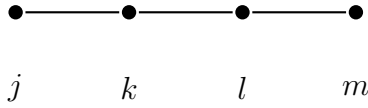
$G1$

FIGURE 4.2 – Graphe circulaire



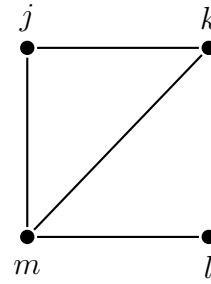
$G2$

FIGURE 4.3 – Graphe complet



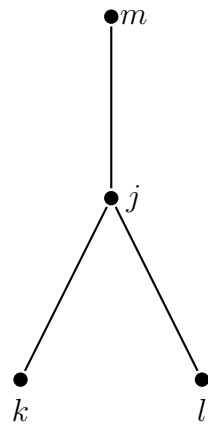
$G3$

FIGURE 4.4 – Graphe linéaire



$G4$

FIGURE 4.5 – Graphe irrégulier



$G5$

FIGURE 4.6 – Graphe en étoile

Mesure de la norme sociale par la variabilité

Il est ici suggéré une mesure de la norme sociale qui s'appuie sur la variabilité avec les autres usagers de la ressources telle que

$$\bar{Q}_i = q_i + \frac{\sum_{i \neq j} |q_j - q_i|}{n_i}$$

Pour considérer toutes les variations entre la consommation de l'agent i et celle de ses voisins, la variabilité capte davantage les variations de consommation et ne souffre pas du lissage des consommations reproché aux valeurs moyennes. On pourrait imaginer aussi utiliser la variance entre les consommations dans cette même optique.

Ici, si un agent dévie de la consommation de ses voisins tant par le haut que par le bas, il sera sujet à une externalité provenant du fait de ne pas se conformer. Ainsi, la désutilité induite par les variations (à la hausse et /ou la baisse) va inciter les agents à l'homophilie et au fait de se conformer les uns aux autres.

L'application d'une telle norme sur un exemple à 4 agents est donné dans le Tableau 4.2 en annexe. Cette norme pallie au problème de lissage des consommations et prend en compte la variabilité. Néanmoins, elle ne considère toujours pas la structure globale du réseau. La mesure suivante a vocation à corriger cette limite en introduisant la prise en compte des liens faibles sur les effets normatifs.

La force des liens faibles sur la consommation d'eau

Développé par Granovetter (1973), le concept de force des liens faibles s'appuie sur l'importance des agents intermédiaires et la position centrale des individus. Torres et Carlsson (2018) montre que les effets directs de l'information sociale sur les économies d'eau sont couplés avec des effets de contagion sur les participants non ciblés initialement. ils montrent qu'il y a une forte diffusion des incitations parmi les populations. Dans leur papier, Minato et al. (2010) étudient le management des terres et des ressources naturelles dans une communauté rurale en évolution et montrent que *'key players in the community have many connections and a strong influence to initiate (or resist) change'* (page 399). Ces derniers auteurs discutent alors la position centrale de certains agents (due à l'expérience, la connaissance, le rôle dans la société etc.) dans les processus de diffusion des comportements et leur influence sur la gestion des ressources naturelles.

Cette approche considère à la fois les agents très influents mais aussi les agents périphériques. Les membres d'un réseau ont globalement tendance à se rapprocher du comportement des agents populaires et influents. Pour préserver la ressource en eau, ces agents se doivent donc de montrer l'exemple et d'adopter des comportements vertueux pour la

ressource en espérant que les autres les suivent et en fassent de même.

On développe ici une autre mesure de la norme sociale, qui prend racine dans la centralité des vecteurs propres définie par Bonacich (1972). Ainsi, la centralité du noeud i est proportionnelle à la somme des centralités des voisins de ce noeud en considérant donc les liens « faibles » ou indirects pour chaque usager de l'eau. Par conséquent, cette mesure de la norme dépend des voisins indirects avec une connexion de degré un ou plus entre eux. Par exemple, on pourrait établir que

$$\bar{Q}_i = \frac{\sum_{j \neq i} n_j q_j}{\sum_{j \neq i} n_j}, \forall j \in N_i$$

où plus les voisins j de i sont connectés, plus ils pèsent sur la norme sociale de i à travers une pondération proportionnelle au cardinal de leur nombre de voisins. Cette caractérisation de la norme permet de considérer une centralité de degré 2 et les liens indirects.

L'application d'une telle norme sur un exemple avec 4 agents est donnée dans le tableau 4.3 en annexe. Dans les réseaux réguliers, ces normes sont égales aux normes par la moyenne car tous les agents ont un degré de centralité identique qui correspond à $n - 1$. De plus, sur un réseau irrégulier, il y a une forte influence des agents connectés proches les uns des autres car leur centralité et leur popularité sont importantes. Pour compléter cette norme, on peut supprimer la contrainte selon laquelle j fait partie de N_i .

La norme sociale de proximité

Une autre mesure de norme sociale introduite ici suit l'approche de l'article de Datta et al. (2015), qui montrent que la comparaison à grande échelle implique moins d'effets que celle entre quartiers. Ces faibles effets proviennent du manque de proximité entre les agents dans le premier cas. Une étude de terrain plus récente basée sur la réduction du temps de douche dans un contexte de pénurie d'eau a été menée par Lede et al. (2019). Cette étude montre empiriquement que les incitations basées sur la norme d'un groupe sont plus efficaces que les incitations générales car l'identité sociale du groupe de proximité

est plus forte.

Théoriquement, cette idée est définie par une norme sociale où le processus d'extraction d'eau de l'agent i est guidé par les choix de tous les agents qui composent le réseau connecté mais aussi la longueur des chemins entre eux. Elle prend racine dans les mesures de centralité de proximité et de (Katz, 1953 ; Bonacich, 1987). La centralité de proximité est basée sur les distances dans le réseau entre un noeud et un autre, de sorte qu'un score élevé de distance induit une centralité faible. Ainsi, nous considérons que plus la distance entre le noeud i et un autre noeud est élevée, plus son influence sur la consommation d'eau de l'agent i est faible. Cette caractérisation de la norme présente également des similitudes avec la centralité de (Katz, 1953 ; Bonacich, 1987), selon laquelle la centralité repose sur le nombre de chemins depuis le noeud i et leur longueur. On pourrait donc imaginer un calcul de la norme tel que

$$\bar{Q}_i = \frac{\sum_{j \neq i} \delta_j q_j}{\sum_{j \neq i} \delta_j}$$

pour tous les agents j dans N de sorte que plus la longueur entre i et j est élevée, moins δ_j est important. Nous considérons tous les j de N , c'est-à-dire la structure complète du réseau.

L'application de ce type de norme sur un exemple à quatre agents est donnée en Tableau 4.4 dans les annexes. Reprenons nos exemples à quatre agents. Dans tous les cas, comme la norme sociale considère la totalité du réseau, pour tous les agents j dans N : $\bar{Q}_j = \frac{\delta_k q_k + \delta_l q_l + \delta_m q_m}{\delta_k + \delta_l + \delta_m}$ mais la valeur de tous les paramètres δ diffère, elle est plus élevée pour les voisins plus proches. Lorsque nous considérons un graphe complet, la longueur entre tous les agents est la même, et donc la mesure de la norme sociale est équivalente à une simple norme par la moyenne.

La norme sociale comme complément des autres outils

Selon Barnes et al. (2013), l'hybridation de la régulation politique entre *budge* (qui implique la régulation) et *nudge* est une solution pour créer un cycle vertueux. Effecti-

vement, ils font appel à différents leviers qui peuvent générer des externalités positives combinées. Par exemple, My et al. (2019) soulignent que l'efficacité des *nudges* dépend de la sensibilité des consommateurs aux questions environnementales alors que ce n'est pas le cas pour une taxe.

En effet, les effets de la taxe imposée par le régulateur sont prédéterminés et répondent aux externalités générées par les individus. Elle est développée par Ushchev et Zenou (2020) dans le modèle de moyenne locale incluant des taxes sur les consommateurs qui génèrent des externalités négatives pour les autres et des subventions pour ceux qui génèrent des externalités positives. De plus, Ushchev et Zenou (2020) montrent que dans le modèle de moyenne locale, l'homophilie et la ségrégation guident la création volontaire de liens car si un lien est formé par une coalition avec un agent d'un autre type, il souffrira d'une désutilité induite par la non-conformité. Ainsi, dans le cas de l'eau, les faibles consommateurs ne veulent pas créer un lien avec les gros consommateurs car cela induira une désutilité puisque les agents vont se rapprocher d'un niveau de consommation plus élevé. Cependant, s'il n'y a qu'un seul gros consommateur, la comparaison sociale peut aussi l'inviter à diminuer fortement sa consommation pour aligner son niveau de prélèvement d'eau sur les plus faibles consommateurs, ce qui peut être positif pour la société dans son ensemble.

Cependant, lorsque nous avons un groupe de gros consommateurs et une création avec un faible consommateur, la désutilité de la réduction de l'eau est probablement plus élevée que celle de la non-conformité et le faible consommateur suivra probablement les gros consommateurs pour éviter la désutilité de la non-conformité qui ne favorise pas une diminution de la consommation. Les créations de liens et le régulateur ont alors un rôle à jouer pour connecter les bons individus ensemble afin de limiter la consommation d'eau.

Dans notre modèle, cela peut être représenté par des taxes sur les agents qui surconsomment ou des subventions sur ceux qui se soucient de réduire l'eau qu'ils consomment par rapport à la moyenne de leurs voisins. De plus, cet outil de normes sociales peut compléter un quota qui fixe la plus grande quantité d'eau qu'un individu peut consommer afin d'éviter le gaspillage d'eau.

Comme le soulignent Chabe-Ferret et al. (2019), la conception des *nudges* est essentielle

pour ne pas générer d'effets inverses ni être coûteuse. Ils peuvent compléter ou remplacer les instruments politiques classiques tels que les quotas ou les taxes, mais leur coexistence n'est efficace que dans certaines conditions. Cet article traite de la manière de les calibrer de façon optimale afin d'obtenir l'effet escompté : dans notre cas, une diminution de la consommation d'eau. Pour compléter les incitations normatives descriptives largement détaillées dans notre formalisation, il est possible de faire appel aux incitations injonctives. Il est aussi possible de compléter cette approche avec d'autres outils de régulation en favorisant la coexistence des *nudges* et des budgets dans les outils de planification.

Commentaires généraux

Si l'on considère un graphe complet, certaines similitudes entre les différentes mesures des normes apparaissent. Plusieurs raisons peuvent l'expliquer. Premièrement, si le nombre de connexions de chaque agent est identique et égal à $n - 1$, c'est à dire le nombre total d'individus excepté celui étudié ici alors plusieurs spécifications des normes se rejoignent. Ainsi, pour tout i dans N , $n_i = n_j = |N_i| = n - 1$. De plus, dans un graphe complet, tous les agents sont directement connectés aux autres de telle sorte que pour tout i dans N , $Q_{N_i} = \sum_{j \neq i} q_j$. Dans ce cas particulier du graphe complet,

$$\begin{aligned} \frac{Q_{N_i}}{n_i} &= \frac{\sum_{j \neq i} n_j q_j}{\sum_{j \neq i} n_j} = \frac{\sum_{j \neq i} \delta_j q_j}{\sum_{j \neq i} \delta_j} \\ \iff \frac{Q_{N_i}}{n-1} &= \frac{\sum_{j \neq i} (n-1) q_j}{(n-1)^2} \end{aligned}$$

Cependant, un graphe complet est assez rare en réalité et plus probable dans des petits réseaux puisque cela correspond à une situation où tout le monde connaît tout le monde. Dans ce cas, seule la comparaison entre pairs peut s'appliquer à tous les habitants de la ville en matière de consommation d'eau. Pour comparer les calculs des normes précédentes, le Tableau 4.1 suivant offre un résumé.

	Implications de l'extraction d'eau	Principales caractéristiques	Mesure de centralité associée	Partie du réseau incluse	Limites
Valeur moyenne	Effet destructeur (respectivement constructif) dans les groupes de gros (faibles consommateurs)	$\bar{Q}_i = \frac{Q_{N_i}}{n_i}$	Centralité de degrés	Relations directes (Liens de degré un)	Réseau incomplet qui ne considère pas la structure de consommation entièrement et lissage des influences du voisinage
Variabilité	Homophilie entre les agents pour décroître la désutilité liée au non-conformisme	$\bar{Q}_i = q_i + \frac{\sum_{j \neq i} q_j - q_i }{n_i}$	Centralité de degré	Relations directes (liens de degré un)	Réseau incomplet qui ne considère pas la structure globale d'extraction
Force des liens faibles	Importance des agents intermédiaires centraux. Si les agents clés ont un comportement vertueux, cela décroît la consommation d'eau, sinon cela se traduit par de la surconsommation.	$\bar{Q}_i = \frac{\sum_{j \neq i} n_j q_j}{\sum_{j \neq i} n_j}$	Centralité de vecteur propre	Liens indirects et intermédiaires (liens de degrés deux)	La structure du réseau est limitée à certains liens indirects. Sur les réseaux réguliers cela revient à la norme par la moyenne, qui lisse les influences.
Norme sociale closeness	La proximité entre les agents augmente leurs influences les uns sur les autres. Les individus suivent les voisins proches et s'ils sont faibles consommateurs, cela diminue leur consommation.	$\bar{Q}_i = \frac{\sum_{j \neq i} \delta_j q_j}{\sum_{j \neq i} \delta_j}$	Closeness et Katz Bonacich mesures de centralité	Réseau complet	Si les individus à proximité sont de forts (resp. faibles) consommateurs, cela influence les autres à surconsommer (resp. diminuer leur consommation d'eau)

TABLE 4.1 – Tableau de synthèse des normes.

4.7 Commentaires conclusifs

Ce chapitre analyse les impacts des normes sociales dans un modèle d'extraction d'eau où les agents hétérogènes partagent une unique ressource commune. En suivant les écrits d'İlkiliç (2011), les fonctions d'utilité individuelles sont composées d'un bénéfice concave d'extraction d'eau et d'un coût convexe qui dépend de la consommation des autres. Pour affiner ces préférences individuelles, la norme sociale et les considérations du regard des autres sont désormais ajoutées dans l'utilité des individus avec un terme de goût pour la conformité inspiré de Ushchev et Zenou (2020) et des interactions locales entre agents sur la ressource commune comme chez Kyriakopoulou et Xepapadeas (2021). Comme principal résultat, l'unicité de l'équilibre de Nash est établie sous une condition suffisante. Comme dans le papier de Ushchev et Zenou (2020), ce résultat tient également lorsque les agents sont faiblement conformistes. Plus globalement, les résultats obtenus permettent de considérer des situations variées. Le conformisme survient lorsque les individus se préoccupent des effets de la pression exercée par les pairs, de l'équité du partage de l'eau ce qui induit des tendances à suivre les autres. Notre étude permet aussi de considérer de légères déviations de la norme induites par des habitudes fortement ancrées de consommation, l'image de soi ou même des comportements de passager clandestin. Ainsi, ce modèle offre un cadre opérationnel pour étudier la consommation d'eau d'équilibre.

Par la suite, cette section offre une analyse de statique comparative pour comprendre les effets des paramètres individuels et la consommation globale en eau. Certains résultats sont intuitifs tels que l'effet positif direct de l'augmentation de la valeur d'amplitude d'extraction du bénéfice sur la consommation totale d'eau ou un effet direct négatif sur la consommation d'eau globale d'une hausse du prix. Cependant, les effets du goût pour la conformité sur la consommation totale sont plus ambigus. Cela dépend aussi de la structure des relations entre usagers. Cela fait écho à la littérature sur les normes sociales, et souligne les effets constructif, restructif et destructeur (Schultz et al., 2007). Plus spécifiquement, dans le cas de l'eau, l'ambiguïté vient de la délimitation géographique où la proximité encourage souvent la réduction collective de la consommation d'eau (Datta et al., 2015).

L'eau étant une ressource rare mais nécessaire, cette étude offre également des perspectives sur le bien-être social et la consommation d'eau optimale. Les usagers de l'eau considèrent les impacts de leurs consommation sur la satisfaction des autres et les effets de diffusion induits par les normes. De plus, on propose une condition pour que l'équilibre de Nash soit socialement optimal, évitant ainsi la tragédie des communs.

Comme les effets des normes et de la pression des autres peuvent fortement impacter les comportements des consommateurs d'eau, cette étude offre aussi des extensions de ce modèle pour discuter de nombreuses situations, par exemple lorsque certains individus tendent vers l'anti-conformisme ou des comportements de passager clandestin.

De plus, les incitations par les normes ont souvent été étudiées par la moyenne du voisinage dans la littérature académique (Ushchev et Zenou, 2020) et les expériences de terrain (Bernedo et al., 2014; Datta et al., 2015). Cependant, les normes basées sur la valeur moyenne présentent des limites. Premièrement, seuls les voisins directs ayant une connexion entrent dans les normes sociales d'un agent. Deuxièmement, nous observons un lissage de la consommation des voisins. Ce point, qui est brièvement discuté par Ushchev et Zenou (2020), est ici discuté dans une extension. La valeur moyenne de la norme ne reflète pas les variations entre les consommateurs et fournit des incitations lissées aux agents. Par exemple, en France, les usagers utilisent environ 150 litres d'eau du robinet chaque jour. Cependant, cette valeur moyenne pourrait être composée de consommateurs qui extraient 130 et 170 litres, ou bien aussi 100 et 200 litres. Les deux dernières situations fournissent la même norme sociale moyenne, alors que la réalité de la consommation est très différente. Troisièmement, la norme de la valeur moyenne ne cible que les gros consommateurs, alors qu'il peut être intéressant de considérer la performance relative pour les cibler tous.

Pour y remédier, cette étude propose aussi des formalisations de ces normes un peu différentes et montrent comment elles peuvent influencer la consommation d'eau. Par

ailleurs, il est ici question de traiter délibérément des normes endogènes qui sont peu étudiées dans les cadres théoriques déjà existants. Cependant, cette discussion sur la formalisation des normes ouvre aussi des horizons de recherches futures sur les normes exogènes (par exemple, lorsqu'il s'agit d'une information donnée par un régulateur). Certaines types de normes sociales sont donc plus appropriés pour cibler certains consommateurs. Une autre extension discute la sensibilisation des consommateurs et des récompenses sociales (respectivement des pénalités) pour ceux qui extraient moins (respectivement plus) que leurs voisins.

Ce chapitre soulève de nouvelles perspectives de recherche intéressantes. Tout d'abord, la structure endogène du réseau découle de la prise en compte des ressources en eau et du processus d'extraction domestique. En réalité, les gens ne choisissent pas leur lieu de vie ou leur zone agricole en fonction du prélèvement d'eau de leurs voisins, mais principalement en fonction d'autres critères. Le réseau en lui-même est déjà imposé aux personnes et, par conséquent, au moins en partie, les normes sociales aussi. Cependant, une réglementation externe émanant des autorités publiques ou des entreprises du secteur de l'eau peut jouer un rôle crucial dans la création de liens permettant de sensibiliser collectivement les utilisateurs de l'eau. Une intervention réglementaire supplémentaire pourrait influencer la structure du réseau par des incitations, des taxes et des connexions afin d'éviter les consommations sous-optimales.

Cette première perspective de recherche induit une analyse avec des équilibres multiples. Un point de départ serait de trouver les conditions sous lesquelles ces équilibres peuvent apparaître. Cela serait intéressant pour établir des règles générales de sélection du meilleur équilibre en vue de préserver la ressource.

Une autre perspective de recherche est étroitement liée à la formalisation des normes. Dans ce chapitre, nous nous concentrons sur les normes sociales souvent définies comme la valeur moyenne des voisins locaux. Cependant, cette mesure présente des limites. Notre travail se concentre sur des normes descriptives, mais des normes injonctives peuvent éga-

lement être appropriées et offrir des perspectives intéressantes.

Le travail sur la formalisation des normes va de pair avec la poursuite des recherches sur la complémentarité entre les incitations normatives et les autres outils de régulation. Notre travail peut constituer une première étape vers des expériences naturelles et des études empiriques. Il serait intéressant d'appliquer notre modèle à des simulations empiriques et à des modèles basés sur des agents afin de fournir de nouvelles informations sur le rôle des normes sociales dans les réseaux. L'objectif du dernier chapitre de cette thèse est donc de tester ce modèle à travers des simulations multi-agents.

Le chapitre précédent a offert une modélisation purement théorique de la norme sociale sur les consommations d'eau. Ce dernier chapitre vient tester ce cadre théorique par le biais d'un modèle multi-agents. Ainsi, ce modèle permet de prendre en compte l'hétérogénéité des agents en proposant un calibrage des consommations centré sur la moyenne de consommation des Pays de la Loire. Cela vient donc compléter l'approche théorique avec des simulations et divers scénarios.

4.8 Annexes

Les conditions de premier ordre définissent le problème de complémentarité linéaire suivant (Cottle et al., 2009). Pour tout $i = 1, \dots, n$, le problème revient à trouver une quantité d'extraction $q_i \geq 0$ qui satisfait le système

$$\begin{cases} q_i \geq 0 \\ \alpha_i - q_i - \gamma(q_i + Q) - \delta_i(q_i - \bar{Q}_i) \leq 0 \\ [\alpha_i - q_i - \gamma(q_i + Q) - \delta_i(q_i - \bar{Q}_i)] q_i = 0 \end{cases}$$

ou de manière équivalente, de trouver un vecteur $\mathbf{q} \in \mathbb{R}_+^n$ qui satisfait le système

$$\begin{cases} \mathbf{q} \geq \mathbf{0} \\ -\alpha + \mathbf{M}\mathbf{q} \geq \mathbf{0} \\ \mathbf{q}^\top(-\alpha + \mathbf{M}\mathbf{q}) = 0 \end{cases}$$

où $\alpha = [\alpha_i]_{n \times 1} \in \mathbb{R}_+^n$ et $\mathbf{M} = [m_{i,j}]_{n \times n}$ est tel que

$$m_{i,j} = -\frac{\partial U_i}{\partial q_i \partial q_j} = \begin{cases} 1 + 2\gamma + \delta_i & \text{pour } i = j \\ \gamma - \frac{\delta_i}{\nu_i} & \text{pour } i \neq j \text{ et } j \in N_i \\ \gamma & \text{pour } j \neq i \text{ et } j \notin N_i. \end{cases}$$

Soit $\text{LCP}(-\alpha, \mathbf{M})$ le problème de complémentarité linéaire présenté au dessus.

Preuve du Théorème 1. D'après Cottle et al. (2009, Théorème 3.3.7), le $\text{LCP}(-\alpha, \mathbf{M})$ admet une solution unique si \mathbf{M} est une P -matrice. Une condition suffisante est que \mathbf{M} soit une matrice à diagonale dominance stricte avec des entrées diagonales positives (Berman et Plemmons, 1994, Théorème 2.3, p.134). La matrice \mathbf{M} est dite à diagonale dominance stricte si

$$m_{i,i} > \sum_{j \in N \setminus \{i\}}^n |m_{i,j}| \quad \text{pour tout } i \in N.$$

Tant que $\frac{1}{\gamma} > n - 3$, alors

$$1 + 2\gamma + \delta_i > (n - 1) |\gamma| + \nu_i \left| -\frac{\delta_i}{\nu_i} \right| \quad \text{pour tout } i \in N.$$

Par la propriété d'inégalité triangulaire de la valeur absolue, il s'ensuit que

$$\begin{aligned}
& |\gamma| + \left| -\frac{\delta_i}{\nu_i} \right| \geq \left| \gamma - \frac{\delta_i}{\nu_i} \right| \\
\iff & \nu_i |\gamma| + \nu_i \left| -\frac{\delta_i}{\nu_i} \right| \geq \nu_i \left| \gamma - \frac{\delta_i}{\nu_i} \right| \\
\iff & \nu_i \left| -\frac{\delta_i}{\nu_i} \right| \geq \nu_i \left| \gamma - \frac{\delta_i}{\nu_i} \right| - \nu_i |\gamma| \quad \text{pour tout } i \in N.
\end{aligned}$$

Il s'ensuit que

$$\begin{aligned}
1 + 2\gamma + \delta_i &> (n-1) |\gamma| + \nu_i \left| \gamma - \frac{\delta_i}{\nu_i} \right| - \nu_i |\gamma| \\
&= (n - \nu_i - 1) |\gamma| + \nu_i \left| \gamma - \frac{\delta_i}{\nu_i} \right| \quad \text{pour tout } i \in N.
\end{aligned}$$

Ainsi, \mathbf{M} est une matrice à diagonale dominance stricte avec des entrées diagonales positives, et l'unicité est alors établie. \square

Preuve de la note de bas de page 8. Suivant la preuve du Théorème 1, il faut montrer que \mathbf{M} est une P -matrice. Notons que \mathbf{M} peut être décomposée comme suit

$$\mathbf{M} = \mathbf{D} + \mathbf{F} + \mathbf{G}$$

où \mathbf{D} est une $n \times n$ matrice diagonale telle que $\mathbf{D} = \text{diag}(1 + \gamma, \dots, 1 + \gamma)$, $\mathbf{F} = [f_{i,j}]_{n \times n}$ où $f_{i,j} = \gamma$ pour tout $i, j \in N$ et $\mathbf{G} = [g_{i,j}]_{n \times n}$ est tel que

$$g_{i,j} = \begin{cases} \delta_i & \text{pour } i = j \\ -\frac{\delta_i}{\nu_i} & \text{pour } i \neq j \text{ et } j \in N_i \\ 0 & \text{pour } i \neq j \text{ et } j \notin N_i \end{cases}$$

Étant une matrice diagonale avec des entrées diagonales positives, \mathbf{D} est une matrice définie positive. De plus, \mathbf{F} est une matrice de uns multipliée par un scalaire positif, donc \mathbf{F} est une matrice semi-définie positive. Soit $\frac{\delta_i}{\nu_i} = \frac{\delta_j}{\nu_j}$ pour tout $i, j \in N$. Alors \mathbf{G} , qui est une matrice strictement diagonale dominante avec des entrées diagonales positives, est symétrique. Par conséquent, \mathbf{G} est une matrice semi-définie positive. Il s'ensuit que \mathbf{M} est la somme d'une matrice définie positive et de deux matrices semi-définies positives.

Ainsi, \mathbf{M} est une matrice définie positive. Donc, \mathbf{M} est une P -matrice, et l'unicité est établie. □

Preuve du fait 1. Comme $q_i^* > 0$ pour tout $i = 1, \dots, n$, le $LCP(-\alpha, \mathbf{M})$ réduit à

$$-\alpha + \mathbf{M}\mathbf{q} = \mathbf{0} \iff \mathbf{q} = \mathbf{M}^{-1}\alpha$$

où \mathbf{M}^{-1} existe car \mathbf{M} est une P -matrice. Par conséquent, les conditions de premier ordre donnent

$$\frac{\partial U_i}{\partial q_i} = \alpha_i - q_i - \gamma(q_i + Q) - \delta_i(q_i - \bar{Q}_i) = 0.$$

Ainsi,

$$\alpha_i - q_i - \gamma(2q_i + Q_{-i}) - \delta_i(q_i - \bar{Q}_i) = 0$$

En réarrangeant, nous obtenons

$$q_i = \frac{\alpha_i - \gamma Q_{-i} + \delta_i \bar{Q}_i}{1 + 2\gamma + \delta_i} \quad \text{pour tout } i \in N,$$

ou de manière équivalente, en notations matricielles,

$$\mathbf{q} = \mathbf{a} - \mathbf{B}\mathbf{q} + \mathbf{C}\mathbf{q} \iff \mathbf{q}^* = [\mathbf{I} - (\mathbf{C} - \mathbf{B})]^{-1}\mathbf{a}.$$

□

Preuve de la Proposition 1. Partie 1. Puisque $\mathbf{C} - \mathbf{B}$ est non-négative et $\rho(\mathbf{C} - \mathbf{B}) < 1$, il est établi que $\mathbf{C} - \mathbf{B}$ est convergent (Berman et Plemmons, 1994, Lemma 2.1, p.133). Donc, $[\mathbf{I} - (\mathbf{C} - \mathbf{B})]^{-1}$ existe et

$$\mathbf{q}^* = [\mathbf{I} - (\mathbf{C} - \mathbf{B})]^{-1}\mathbf{a} = \sum_{l=0}^{\infty} (\mathbf{C} - \mathbf{B})^l \mathbf{a}.$$

Partie 2. Puisque $\mathbf{B} - \mathbf{C}$ est non-négative et $\rho(\mathbf{B} - \mathbf{C}) < 1$, il est établi que $\mathbf{B} - \mathbf{C}$ est

convergent, donc $(\mathbf{B} - \mathbf{C})^2$ est aussi convergent.¹⁴ Donc, $[\mathbf{I} - (\mathbf{B} - \mathbf{C})^2]^{-1}$ existe et

$$[\mathbf{I} - (\mathbf{B} - \mathbf{C})^2]^{-1} = \sum_{l=0}^{\infty} (\mathbf{B} - \mathbf{C})^{2l}.$$

De plus, on montre que

$$\begin{aligned} [\mathbf{I} + (\mathbf{B} - \mathbf{C})] [\mathbf{I} - (\mathbf{B} - \mathbf{C})] &= [\mathbf{I} - (\mathbf{B} - \mathbf{C})^2] \\ \iff \mathbf{I} + (\mathbf{B} - \mathbf{C}) &= [\mathbf{I} - (\mathbf{B} - \mathbf{C})^2] [\mathbf{I} - (\mathbf{B} - \mathbf{C})]^{-1} \\ \iff [\mathbf{I} + (\mathbf{B} - \mathbf{C})]^{-1} &= [\mathbf{I} - (\mathbf{B} - \mathbf{C})^2]^{-1} [\mathbf{I} - (\mathbf{B} - \mathbf{C})]. \end{aligned}$$

Par conséquent,

$$\mathbf{q}^* = [\mathbf{I} + (\mathbf{B} - \mathbf{C})]^{-1} \mathbf{a} = \sum_{l=0}^{\infty} (\mathbf{B} - \mathbf{C})^{2l} [\mathbf{I} - (\mathbf{B} - \mathbf{C})] \mathbf{a},$$

qui est,

$$\mathbf{q}^* = \left[\sum_{l=0}^{\infty} (\mathbf{B} - \mathbf{C})^{2l} - \sum_{l=0}^{\infty} (\mathbf{B} - \mathbf{C})^{2l+1} \right] \mathbf{a}.$$

Partie 3. Puisque $\mathbf{C} = \mathbf{B}$, et grâce au Fait 1, il est établi que

$$\mathbf{q}^* = [\mathbf{I} - (\mathbf{C} - \mathbf{B})]^{-1} \mathbf{a} = \mathbf{I}^{-1} \mathbf{a} = \mathbf{a}.$$

□

Preuve de la Proposition 2. Différencier totalement la fonction de meilleure réponse de i (tout en gardant $d\gamma_i = d\delta_i = d\nu_i = 0$) donne

$$\begin{aligned} dq_i &= \frac{1}{1 + 2\gamma + \delta_i} d\alpha_i - \frac{\gamma}{1 + 2\gamma + \delta_i} dQ_{-i} + \frac{\delta_i/\nu_i}{1 + 2\gamma + \delta_i} dQ_{N_i} \\ &= \frac{1}{1 + \gamma + \delta_i} d\alpha_i - \frac{\gamma}{1 + \gamma + \delta_i} dQ + \frac{\delta_i/\nu_i}{1 + \gamma + \delta_i} dQ_{N_i} \\ &= \frac{1}{1 + \gamma + \delta_i} d\alpha_i - \frac{\gamma}{1 + \gamma + \delta_i} dQ + \frac{e_i}{\nu_i} dQ_{N_i}. \end{aligned}$$

14. Par la formule de Gelfand, alors $\rho((\mathbf{B} - \mathbf{C})^2) \leq \rho(\mathbf{B} - \mathbf{C})\rho(\mathbf{B} - \mathbf{C}) < 1$.

Ainsi, en faisant la somme parmi les i ,

$$\begin{aligned} dQ &= \sum_{i \in N} \left\{ \frac{1}{1 + \gamma + \delta_i} d\alpha_i - \frac{\gamma}{1 + \gamma + \delta_i} dQ + \frac{e_i}{\nu_i} dQ_{N_i} \right\} \\ &= h \sum_{i \in N} \left\{ \frac{1}{1 + \gamma + \delta_i} d\alpha_i + \frac{e_i}{\nu_i} dQ_{N_i} \right\} \end{aligned}$$

où

$$h = \left(1 + \sum_{i \in N} \frac{\gamma}{1 + \gamma + \delta_i} \right)^{-1} \in (0, 1).$$

Soit $d\alpha_i \neq 0$ pour un agent i et $d\alpha_j = 0$ pour tout autre agent $j \neq i$. Il s'ensuit que

$$dQ = \frac{h}{1 + \gamma + \delta_i} d\alpha_i + h \sum_{i \in N} \frac{e_i}{\nu_i} dQ_{N_i},$$

où

$$\sum_{i \in N} \frac{e_i}{\nu_i} dQ_{N_i} = \frac{e_1}{\nu_1} dQ_{N_1} + \dots + \frac{e_n}{\nu_n} dQ_{N_n} = \sum_{i \in N_1} \frac{e_i}{\nu_i} dq_1 + \dots + \sum_{i \in N_n} \frac{e_i}{\nu_i} dq_n.$$

(i) Puisque le réseau est régulier, il s'avère que $\nu_1 = \dots = \nu_n = \nu \geq 1$. De plus, si $\delta_1 = \dots = \delta_n$, alors $e_1 = \dots = e_n = e \in (0, 1)$. Il s'ensuit que

$$\sum_{i \in N} \frac{e_i}{\nu_i} dQ_{N_i} = e(dq_1 + \dots + dq_n) = edQ.$$

Ainsi, on obtient

$$dQ = \frac{h}{1 + \gamma + \delta_i} d\alpha_i + hedQ \iff dQ = \sigma_i d\alpha_i$$

où

$$\sigma_i = \frac{h}{(1 - he)(1 + \gamma + \delta_i)} > 0.$$

(ii) Puisque le réseau est bipartite complet, il s'avère que les agents appartenant au même ensemble indépendant ont le même ensemble de voisins. Soit $\frac{1}{\nu^1} \sum_{i \in V_1} e_i = e$. Ainsi, puisque $\frac{1}{\nu^1} \sum_{i \in V_1} e_i = \frac{1}{\nu^2} \sum_{i \in V_2} e_i = e \in (0, 1)$, alors

$$\sum_{i \in N} \frac{e_i}{\nu_i} dQ_{N_i} = \frac{dQ_{V_1}}{\nu^1} \sum_{i \in V_1} e_i + \frac{dQ_{V_2}}{\nu^2} \sum_{i \in V_2} e_i = e(dQ_{V_1} + dQ_{V_2}) = edQ,$$

où $dQ_{V_k} = \sum_{j \notin V_k} dq_j$ pour tout $k = 1, 2$. On obtient donc

$$dQ = \frac{h}{1 + \gamma + \delta_i} d\alpha_i + h e dQ \iff dQ = \sigma_i d\alpha_i$$

où

$$\sigma_i = \frac{h}{(1 - h e)(1 + \gamma + \delta_i)} > 0.$$

Enfin, si ni la condition (i) ni la condition (ii) ne sont satisfaites, il s'avère que

$$dQ = \frac{h}{1 + \gamma + \delta_i} d\alpha_i + h \left(\sum_{i \in N_1} \frac{e_i}{\nu_i} dq_1 + \dots + \sum_{i \in N_n} \frac{e_i}{\nu_i} dq_n \right),$$

qui ne peut pas être simplifié davantage sans exiger des conditions supplémentaires sur les δ_i . Par conséquent, dans ce cas, le résultat est ambigu. □

Preuve de la Proposition 3. En différenciant totalement la fonction de meilleure réponse de i (tout en gardant $d\alpha_i = d\delta_i = d\nu_i = 0$) donne

$$\begin{aligned} dq_i &= \frac{-Q_{-i}^*(1 + 2\gamma + \delta_i) - 2(\alpha_i - \gamma Q_{-i}^* + \delta_i \bar{Q}_i^*)}{(1 + 2\gamma + \delta_i)^2} d\gamma_i - \frac{\gamma}{1 + 2\gamma + \delta_i} dQ_{-i} + \frac{\delta_i/\nu_i}{1 + 2\gamma + \delta_i} dQ_{N_i} \\ &= \frac{-Q_{-i}^* - 2q_i^*}{1 + 2\gamma + \delta_i} d\gamma_i - \frac{\gamma}{1 + 2\gamma + \delta_i} dQ_{-i} + \frac{\delta_i/\nu_i}{1 + 2\gamma + \delta_i} dQ_{N_i} \\ &= \frac{-Q^* - q_i^*}{1 + \gamma + \delta_i} d\gamma_i - \frac{\gamma}{1 + \gamma + \delta_i} dQ + \frac{\delta_i/\nu_i}{1 + \gamma + \delta_i} dQ_{N_i} \\ &= \frac{-Q^* - q_i^*}{1 + \gamma + \delta_i} d\gamma_i - \frac{\gamma}{1 + \gamma + \delta_i} dQ + \frac{e_i}{\nu_i} dQ_{N_i}. \end{aligned}$$

Ainsi, en faisant la somme parmi les i ,

$$\begin{aligned} dQ &= \sum_{i \in N} \left\{ \frac{-Q^* - q_i^*}{1 + \gamma + \delta_i} d\gamma_i - \frac{\gamma}{1 + \gamma + \delta_i} dQ + \frac{e_i}{\nu_i} dQ_{N_i} \right\} \\ &= h \sum_{i \in N} \left\{ \frac{-Q^* - q_i^*}{1 + \gamma + \delta_i} d\gamma_i + \frac{e_i}{\nu_i} dQ_{N_i} \right\} \end{aligned}$$

où h est le même paramètre que celui de la Proposition 2. Soit $d\gamma_i \neq 0$ pour un agent i et $d\gamma_j = 0$ pour tout autre agent $j \neq i$. Le reste de la proposition suit les mêmes lignes que celles de la Proposition 2. □

Preuve de la Proposition 4. En différenciant totalement la fonction de meilleure réponse

de i (tout en gardant $d\alpha_i = d\gamma_i = d\nu_i = 0$) donne

$$\begin{aligned}
dq_i &= \frac{\bar{Q}_i^*(1+2\gamma+\delta_i) - (\alpha_i - \gamma Q_{-i}^* + \delta_i \bar{Q}_i^*)}{(1+2\gamma+\delta_i)^2} d\delta_i - \frac{\gamma}{1+2\gamma+\delta_i} dQ_{-i} + \frac{\delta_i/\nu_i}{1+2\gamma+\delta_i} dQ_{N_i} \\
&= \frac{\bar{Q}_i^* - q_i^*}{1+2\gamma+\delta_i} d\delta_i - \frac{\gamma}{1+2\gamma+\delta_i} dQ_{-i} + \frac{\delta_i/\nu_i}{1+2\gamma+\delta_i} dQ_{N_i} \\
&= \frac{\bar{Q}_i^* - q_i^*}{1+\gamma+\delta_i} d\delta_i - \frac{\gamma}{1+\gamma+\delta_i} dQ + \frac{\delta_i/\nu_i}{1+\gamma+\delta_i} dQ_{N_i} \\
&= \frac{\bar{Q}_i^* - q_i^*}{1+\gamma+\delta_i} d\delta_i - \frac{\gamma}{1+\gamma+\delta_i} dQ + \frac{e_i}{\nu_i} dQ_{N_i}.
\end{aligned}$$

Ainsi, en faisant la somme parmi les i ,

$$\begin{aligned}
dQ &= \sum_{i \in N} \left\{ \frac{\bar{Q}_i^* - q_i^*}{1+\gamma+\delta_i} d\delta_i - \frac{\gamma}{1+\gamma+\delta_i} dQ + \frac{e_i}{\nu_i} dQ_{N_i} \right\} \\
&= h \sum_{i \in N} \left\{ \frac{\bar{Q}_i^* - q_i^*}{1+\gamma+\delta_i} d\delta_i + \frac{e_i}{\nu_i} dQ_{N_i} \right\}
\end{aligned}$$

où h est le même paramètre que celui de la Proposition 2. Soit $d\delta_i \neq 0$ pour un agent i et $d\delta_j = 0$ pour tout autre agent $j \neq i$. Le reste de la proposition suit les mêmes lignes que celles de la Proposition 2. \square

Preuve de la Proposition 5. En différenciant totalement la fonction de meilleure réponse de i (tout en gardant $d\alpha_i = d\gamma_i = d\delta_i = 0$) donne

$$\begin{aligned}
dq_i &= \frac{-\delta_i Q_{N_i}^*/(\nu_i)^2}{1+2\gamma+\delta_i} d\nu_i - \frac{\gamma}{1+2\gamma+\delta_i} dQ_{-i} + \frac{\delta_i/\nu_i}{1+2\gamma+\delta_i} dQ_{N_i} \\
&= \frac{-\delta_i \bar{Q}_{N_i}^*/\nu_i}{1+2\gamma+\delta_i} d\nu_i - \frac{\gamma}{1+2\gamma+\delta_i} dQ_{-i} + \frac{\delta_i/\nu_i}{1+2\gamma+\delta_i} dQ_{N_i} \\
&= \frac{-\delta_i \bar{Q}_{N_i}^*/\nu_i}{1+\gamma+\delta_i} d\nu_i - \frac{\gamma}{1+\gamma+\delta_i} dQ + \frac{\delta_i/\nu_i}{1+\gamma+\delta_i} dQ_{N_i} \\
&= \frac{-\delta_i \bar{Q}_{N_i}^*/\nu_i}{1+\gamma+\delta_i} d\nu_i - \frac{\gamma}{1+\gamma+\delta_i} dQ + \frac{e_i}{\nu_i} dQ_{N_i}.
\end{aligned}$$

Ainsi, en faisant la somme parmi les i ,

$$\begin{aligned}
dQ &= \sum_{i \in N} \left\{ \frac{-\delta_i \bar{Q}_{N_i}^*/\nu_i}{1+\gamma+\delta_i} d\nu_i - \frac{\gamma}{1+\gamma+\delta_i} dQ + \frac{e_i}{\nu_i} dQ_{N_i} \right\} \\
&= h \sum_{i \in N} \left\{ \frac{-\delta_i \bar{Q}_{N_i}^*/\nu_i}{1+\gamma+\delta_i} d\nu_i + \frac{e_i}{\nu_i} dQ_{N_i} \right\}
\end{aligned}$$

où h est le même paramètre que celui de la Proposition 2. Soit $d\nu_i = d\nu_j = \pm 1$ pour deux

agents i et j , et $d\delta_k = 0$ pour tout autre agent $k \neq i, j$. Le reste de la proposition suit les mêmes lignes que celles de la Proposition 2. \square

Preuve de la Proposition 6. Partie 1. Puisque $q_i^o > 0$ pour tout $i = 1, \dots, n$, la condition de premier ordre de la maximisation du bien-être total par rapport à q_i est donné par

$$\frac{\partial W}{\partial q_i} = \alpha_i - q_i - \gamma_i (q_i + Q) - \delta_i (q_i - \bar{Q}_i) - \sum_{j \in N \setminus \{i\}} \gamma_j q_j + \sum_{k \in N_i} \frac{\delta_k}{\nu_k} (q_k - \bar{Q}_k) = 0.$$

Par conséquent, il s'ensuit que

$$q_i = \frac{\alpha_i - \gamma_i Q - \delta_i \bar{Q}_i - \sum_{j \neq i} \gamma_j q_j + \sum_{k \in N_i} \frac{\delta_k}{\nu_k} (q_k - \bar{Q}_k)}{1 + 2\gamma_i + \delta_i} \quad \text{pour tout } i \in N.$$

Soit $N_i^2 = \{k \in N \text{ tel que } k \in N_j \text{ pour tout } j \in N_i, k \neq i\}$ l'ensemble de voisins (excepté i) des voisins de i . Alors, en notations matricielles, on obtient

$$\mathbf{q} = \mathbf{a} - \mathbf{B}\mathbf{q} + \mathbf{C}\mathbf{q} - \mathbf{N}\mathbf{q}$$

où $\mathbf{N} = [\eta_{i,j}]_{n \times n}$ est tel que

$$\eta_{i,j} = \begin{cases} \frac{\sum_{k \in N_i} \frac{\delta_k}{(\nu_k)^2}}{1 + 2\gamma_i + \delta_i} & \text{pour } i = j \\ \frac{\gamma_j - \frac{\delta_j}{\nu_j} + \sum_{k \in N_i \cap N_j} \frac{\delta_k}{(\nu_k)^2}}{1 + 2\gamma_i + \delta_i} & \text{pour } i \neq j \text{ s.t. } j \in N_i \text{ et } j \in N_i^2 \\ \frac{\gamma_j - \frac{\delta_j}{\nu_j}}{1 + 2\gamma_i + \delta_i} & \text{pour } i \neq j \text{ s.t. } j \in N_i \text{ et } j \notin N_i^2 \\ \frac{\gamma_j + \sum_{k \in N_i \cap N_j} \frac{\delta_k}{(\nu_k)^2}}{1 + 2\gamma_i + \delta_i} & \text{pour } i \neq j \text{ s.t. } j \notin N_i \text{ et } j \in N_i^2 \\ \frac{\gamma_j}{1 + 2\gamma_i + \delta_i} & \text{pour } i \neq j \text{ s.t. } j \notin N_i \text{ et } j \notin N_i^2. \end{cases}$$

Partie 2. En comparant le profil d'équilibre (trouvé dans le Fait 1) au profil socialement optimal (Partie 1 précédente), on trouve que $\mathbf{q}^* = \mathbf{q}^o$ si et seulement si la condition suivante est remplie :

$$\mathbf{N}\mathbf{q}^* = \mathbf{0}.$$

Au regard du Fait 1, cela est équivalent à

$$\mathbf{N} [\mathbf{I} - (\mathbf{C} - \mathbf{B})]^{-1} \mathbf{a} = \mathbf{0}.$$

□

Preuve du Fait 2. Puisque $q_i^o > 0$ pour tout $i = 1, \dots, n$, les conditions de premier ordre de la maximisation du bien-être donnent

$$\mathbf{q} = \mathbf{a} - \mathbf{B}\mathbf{q} + \mathbf{C}\mathbf{q} - \mathbf{N}\mathbf{q} \iff \mathbf{q}^o = [\mathbf{I} - (\mathbf{C} - \mathbf{B}) + \mathbf{N}]^{-1} \mathbf{a}.$$

□

Preuve de la Proposition 7. A l'équilibre, les conditions de premier ordre sont

$$\alpha_i - q_i^* - \gamma(q_i^* + Q^*) - \delta_i(q_i^* - \bar{Q}_i^*) = 0 \quad \text{pour tout } i \in N,$$

puisque $q_i^* > 0$ pour tout $i = 1, \dots, n$. Par conséquent, en notations matricielles, on obtient,

$$\mathbf{q}^* = \mathbf{a} - \mathbf{B}\mathbf{q}^* + \mathbf{C}\mathbf{q}^* \iff [\mathbf{I} - (\mathbf{C} - \mathbf{B})] \mathbf{q}^* = \mathbf{a}.$$

De plus, puisque $q_i^o > 0$ pour tout $i = 1, \dots, n$, les conditions de premier ordre pour le profil efficace sont

$$\alpha_i - q_i^o - \gamma(q_i^o + Q^o) - \delta_i(q_i^o - \bar{Q}_i^o) - \left[\sum_{j \in N \setminus \{i\}} \gamma_j q_j^o - \sum_{k \in N_i} \frac{\delta_k}{\nu_k} (q_k^o - \bar{Q}_k^o) \right] = 0 \quad \text{pour tout } i \in N.$$

Sous la Condition (2) il s'ensuit que

$$\alpha_i - q_i^o - \gamma(q_i^o + Q^o) - \delta_i(q_i^o - \bar{Q}_i^o) > 0, \quad \text{pour tout } i \in N.$$

Par conséquent, en notations matricielles, on obtient

$$\mathbf{q}^o < \mathbf{a} - \mathbf{B}\mathbf{q}^o + \mathbf{C}\mathbf{q}^o \iff [\mathbf{I} - (\mathbf{C} - \mathbf{B})] \mathbf{q}^o < \mathbf{a}$$

Alors,

$$[\mathbf{I} - (\mathbf{C} - \mathbf{B})] \mathbf{q}^* = \mathbf{a} > [\mathbf{I} - (\mathbf{C} - \mathbf{B})] \mathbf{q}^o$$

$$[\mathbf{I} - (\mathbf{C} - \mathbf{B})]^{-1} [\mathbf{I} - (\mathbf{C} - \mathbf{B})] \mathbf{q}^* > [\mathbf{I} - (\mathbf{C} - \mathbf{B})]^{-1} [\mathbf{I} - (\mathbf{C} - \mathbf{B})] \mathbf{q}^o$$

$$\mathbf{q}^* > \mathbf{q}^o$$

Puisque $\mathbf{C} > \mathbf{B}$ et $\rho(\mathbf{C} - \mathbf{B}) < 1$, alors $[\mathbf{I} - (\mathbf{C} - \mathbf{B})]^{-1} \geq \mathbf{I}$. □

Preuve de la Proposition 8. Suivant la preuve du Théorème 1, il faut montrer que \mathbf{M} est une P -matrice. Comme $\delta_i < 0$ et $\frac{1+2\delta_i}{\gamma} > (n-3)$, il s'ensuit que

$$\iff 1 + 2\gamma + \delta_i > (n-1)\gamma - \delta_i$$

$$\iff 1 + 2\gamma + \delta_i > (n - \nu_i - 1)\gamma + \nu_i(\gamma - \frac{\delta_i}{\nu_i})$$

$$\iff 1 + 2\gamma + \delta_i > (n - \nu_i - 1)|\gamma| + \nu_i \left| \gamma - \frac{\delta_i}{\nu_i} \right| > 0 \quad \text{pour tout } i \in N.$$

Ainsi, \mathbf{M} est une matrice à diagonale dominance stricte avec des entrées diagonales positives. Donc \mathbf{M} est une P -matrice, et l'unicité est établie. □

Preuve de la Proposition 9. Les conditions de premier ordre définissent le problème de complémentarité linéaire suivant. Pour tout $i = 1, \dots, n$, le problème consiste à trouver une extraction $q_i \geq 0$ satisfaisant le système

$$\begin{cases} q_i \geq 0 \\ \alpha_i - q_i - \gamma(Q + q_i) - \frac{\delta_i}{2} \leq 0 \\ [\alpha_i - q_i - \gamma(Q + q_i) - \frac{\delta_i}{2}] q_i = 0 \end{cases}$$

ou de manière équivalente, trouver un vecteur $\mathbf{q} \in \mathbb{R}_+^n$ satisfaisant le système

$$\begin{cases} \mathbf{q} \geq \mathbf{0} \\ -\tilde{\alpha} + \tilde{\mathbf{M}}\mathbf{q} \geq \mathbf{0} \\ \mathbf{q}^\top (-\tilde{\alpha} + \tilde{\mathbf{M}}\mathbf{q}) = 0 \end{cases}$$

où $\tilde{\alpha} = [\alpha_i - \frac{\delta_i}{2}]_{n \times 1} \in \mathbb{R}_+^n$ et $\tilde{\mathbf{M}} = [\tilde{m}_{i,j}]_{n \times n}$ est tel que

$$\tilde{m}_{i,j} = -\frac{\partial U_i}{\partial q_i \partial q_j} = \begin{cases} 1 + 2\gamma & \text{pour } i = j \\ \gamma & \text{pour } i \neq j. \end{cases}$$

Soit $\text{LCP}(-\tilde{\alpha}, \tilde{\mathbf{M}})$ le problème de complémentarité ci-dessus.

Suivant Cottle et al. (2009, Théorème 3.3.7), le $\text{LCP}(-\tilde{\alpha}, \tilde{\mathbf{M}})$ admet une unique solution si $\tilde{\mathbf{M}}$ est une P -matrice. On observe que $\tilde{\mathbf{M}}$ est une matrice à diagonale dominance stricte avec des entrées diagonales positives. Donc $\tilde{\mathbf{M}}$ est une P -matrice, et l'unicité est établie. \square

Calculs pour des exemples à 4 agents des différentes normes

Réseau	G1	G2	G3
\bar{Q}_j	$\frac{(q_k - q_j)^2 + (q_m - q_j)^2}{2}$	$\frac{(q_k - q_j)^2 + (q_l - q_j)^2 + (q_m - q_j)^2}{3}$	$\frac{(q_k - q_l)^2}{2}$
\bar{Q}_k	$\frac{(q_j - q_k)^2 + (q_l - q_k)^2}{2}$	$\frac{(q_j - q_k)^2 + (q_l - q_k)^2 + (q_m - q_k)^2}{3}$	$\frac{(q_j - q_k)^2 + (q_l - q_k)^2}{2}$
\bar{Q}_l	$\frac{(q_k - q_l)^2 + (q_m - q_l)^2}{2}$	$\frac{(q_k - q_l)^2 + (q_j - q_l)^2 + (q_m - q_l)^2}{3}$	$\frac{(q_k - q_l)^2 + (q_m - q_l)^2}{2}$
\bar{Q}_m	$\frac{(q_j - q_m)^2 + (q_l - q_m)^2}{2}$	$\frac{(q_j - q_m)^2 + (q_l - q_m)^2 + (q_l - q_m)^2}{3}$	$\frac{(q_l - q_m)^2}{2}$
Réseau	G4	G5	
\bar{Q}_j	$\frac{ q_k - q_j + q_m - q_j }{2}$	$\frac{ q_k - q_j + q_l - q_j + q_m - q_j }{3}$	
\bar{Q}_k	$\frac{ q_j - q_k + q_m - q_k }{2}$	$ q_j - q_k $	
\bar{Q}_l	$ q_m - q_l $	$ q_j - q_l $	
\bar{Q}_m	$\frac{ q_j - q_m + q_l - q_m + q_l - q_m }{3}$	$ q_j - q_m $	

TABLE 4.2 – Norme de variabilité avec 4 agents

Réseau	G1	G2	G3	G4	G5
\bar{Q}_j	$\frac{2q_k + 2q_m}{4}$	$\frac{3q_k + 3q_l + 3q_m}{9}$	$\frac{2q_k}{2}$	$\frac{2q_k + 3q_m}{5}$	$\frac{q_k + q_l + q_m}{3}$
\bar{Q}_k	$\frac{2q_j + 2q_l}{4}$	$\frac{3q_j + 3q_l + 3q_m}{9}$	$\frac{q_j + 2q_l}{3}$	$\frac{2q_j + 3q_m}{5}$	$\frac{3q_j}{3}$
\bar{Q}_l	$\frac{2q_k + 2q_m}{4}$	$\frac{3q_j + 3q_k + 3q_m}{9}$	$\frac{2q_k + q_m}{3}$	$\frac{3q_m}{5}$	$\frac{3q_j}{3}$
\bar{Q}_m	$\frac{2q_j + 2q_l}{4}$	$\frac{3q_j + 3q_k + 3q_l}{9}$	$\frac{2q_l}{2}$	$\frac{2q_j + 2q_k + q_l}{5}$	$\frac{3q_j}{3}$

TABLE 4.3 – Force des liens faibles avec 4 agents

Réseau	Tous les réseaux
\bar{Q}_j	$\frac{q_k \delta_k + q_l \delta_l + q_m \delta_m}{\delta_k + \delta_l + \delta_m}$
\bar{Q}_k	$\frac{q_j \delta_j + q_l \delta_l + q_m \delta_m}{\delta_j + \delta_l + \delta_m}$
\bar{Q}_l	$\frac{q_j \delta_j + q_k \delta_k + q_m \delta_m}{\delta_j + \delta_k + \delta_m}$
\bar{Q}_m	$\frac{q_j \delta_j + q_k \delta_k + q_l \delta_l}{\delta_j + \delta_k + \delta_l}$

TABLE 4.4 – Norme de proximité avec 4 agents

Chapitre 5

Représentation des effets des normes sociales en matière de politiques publiques : Approche par les simulations multi-agents

5.1 Introduction

Les chapitres 3 et 4 ont montré respectivement des approches empiriques et théoriques autour de la norme sociale. Les études de terrain sont principalement consacrées aux applications contextualisées et locales, mais il semble intéressant de trouver des conclusions plus globales sur les normes sociales, en évitant l'aspect général de la théorie. Dans cette perspective, la modélisation à base d'agents peut s'avérer très utile pour étudier les phénomènes émergents, et en particulier les phénomènes plus intuitifs (Saillard, 2004). Ces modèles multi-agents tirent leur origine dans les sciences dures et le développement par Enrico Fermi et son équipe d'un modèle de transports de neutrons et de particule dans les années 1930. En 1947, ces modèles sont de plus en plus utilisés avec l'apparition de la méthode Monte Carlo (Metropolis et al., 1949). La première grande référence en économie d'un modèle multi-agents est attribuée à Schelling (1969) pour son modèle de ségrégation spatiale. Depuis les années 1990, ils sont en pleins essors dans de nombreuses disciplines, y

compris en économie. Ils ont été largement utilisés sur des données réelles ou paramétrées pour étudier les effets des normes sociales (Yuan et al., 2014).

Il existe également de nombreux modèles à base d’agents mis en oeuvre en économie pour étudier les ressources naturelles et notamment la consommation d’eau. Par exemple, Linkola et al. (2013) étudient les effets des comportements de consommation d’eau des ménages avec différents attributs tels que la taille du foyer et du lieu d’habitation. Certains modèles incluent même un agent régulateur qui contrôle l’utilisation de l’eau (Ali et al., 2017; Yuan et al., 2014; Zhao et al., 2013), et d’autres montrent l’impact du changement climatique et de la saisonnalité (Nhim et al., 2019; Berger et al., 2007). Plus généralement, Berger et al. (2007) attestent que les modèles à base d’agents saisissent la complexité des usages des ressources en eau et aident à comprendre les actions collectives. Ces systèmes collectifs sont utilisés lorsqu’il n’est pas possible de réduire les propriétés des comportements individuels à un comportement singulier généralisé (Namatame al., 2016).

Dans cette lignée, un avantage majeur des modèles à base d’agents est de permettre l’hétérogénéité de ces derniers, correspondant ici à la diversité des besoins et des habitudes des consommateurs d’eau. Grâce à ces modèles, il est aussi possible de comprendre la topologie des réseaux de relations et les effets des normes sur les comportements et les préférences des consommateurs de la ressource. Les modèles multi-agents analysent avec plus de nuances la formation de ces réseaux, développés parfois en théorie des jeux.

Notre article est une contribution à la littérature des effets de la norme sociale sur la consommation d’eau en fournissant un cadre opérationnel basé sur les modèles multi-agents. Ce chapitre vient agrémente la littérature en documentant les effets des normes sociales sur les ressources communes environnementales, et plus particulièrement dans le cas de la consommation d’eau.

Notre approche vise à étudier les comportements individuels hétérogènes des consommateurs d’eau, liés aux incitations des normes sociales observées dans les études de terrain

tout en conservant une certaine généralité des approches théoriques. Pour ce faire, nous mettons en oeuvre un modèle à base d’agents qui suit le modèle théorique présenté dans le chapitre 4. Il est ainsi question d’un modèle d’extraction d’eau avec des normes sociales endogènes à la croisée de trois littératures : les modèles d’extraction d’eau (Ambec et Sprumont, 2002 ; Ambec et Ehlers, 2008a,b), les incitations aux normes sociales (Ushchev et Zenou, 2020) et la théorie des réseaux. Différentes spécifications des normes sont étudiées. De nombreuses études de terrain traitent des normes comme une valeur moyenne de la consommation des voisins (Ushchev et Zenou, 2020 ; Bernedo et al., 2014 ; Datta et al., 2015). Cependant, la norme sociale moyenne lisse la consommation des voisins et ne reflète pas la variabilité des comportements de consommation. C’est pourquoi différentes spécifications des normes sont comparées. Les résultats obtenus montrent que la norme sociale basée sur les valeurs moyennes des voisins est moins risquée que celle basée sur la variabilité de la quantité ou sur la popularité avec la force des liens faibles. Les normes sociales moyennes sont alors intéressantes, en particulier pour les gros consommateurs. Néanmoins, d’autres spécifications offrent des effets plus prometteurs sur la préservation de l’eau, surtout pour les petits consommateurs.

Ce modèle basé sur les agents offre également une discussion sur les effets de réseau de la norme sociale pour voir si certaines structures de relations sont plus efficaces pour économiser l’eau. En règle générale, les structures plus denses induisent une extraction d’eau globale plus faible, ce qui est le cas dans un réseau complet. Cependant, des configurations particulières de relations comme un réseau en étoile avec un agent central peuvent induire à la fois un fort effet destructeur des normes (lorsque l’agent central est un gros consommateur) ou, au contraire, un effet constructif (si l’agent central est un faible consommateur). Un exemple portant sur 10 agents est fourni pour comprendre plus en détails ces effets des normes à petite échelle.

L’organisation du chapitre est la suivante. La section 2 est une présentation du modèle d’extraction d’eau qui inclut les effets des normes sociales entre les utilisateurs de la ressource. Deux extensions du modèle général sont présentées : l’une s’appuie sur les

différentes structures des réseaux d'utilisateurs d'eau, l'autre se concentre sur différentes spécifications des normes sociales. La section 3 présente les résultats, en examinant comment les normes sociales et l'hétérogénéité des utilisateurs affectent la consommation d'eau. Enfin, la dernière section conclut et présente les implications en matière de politiques publiques.

5.2 Cadre conceptuel

5.2.1 De la théorie micro-économique aux modèles multi-agents : Intérêts et perspectives

Treuil et al. (2008) définissent un modèle multi-agents comme suit : « *Tout modèle à base d'agent est un système composé d'entités multiples ou d'agents qui évoluent dans un environnement, conçu comme une entité particulière, dans lequel ils sont localisés. Ces agents sont dotés d'attributs, de comportements, et de capacités de perception et de communication. L'ensemble des valeurs des attributs d'une entité à un instant donné constitue l'état de cette entité, et la réunion de l'ensemble des états des entités forme l'état microscopique ou dit plus simplement l'état du système. Les capacités de perception des entités leur permettant de consulter un sous ensemble de cet état microscopique, habituellement de façon localisée dans l'environnement. Les comportements sont des règles contrôlant à chaque instant l'évolution de cet état en intervenant sur les états des entités qui les portent ou sur leur existence même (création et destruction) ainsi que sur les états et existences des autres entités intervenant dans les éventuelles actions, communications ou interactions décrites dans les comportements* ». Pour transposer cette définition sur le modèle ici développé, les agents sont des usagers de la ressource en eau, connectés par des réseaux de voisinage et par la norme sociale au sein d'une structure de relations. Ces agents ont pour attributs des paramètres qui varient selon le bénéfice qu'ils retirent de l'extraction de la ressource, leur goût pour la conformité aux autres usagers etc. L'environnement global pour les usagers de l'eau constitue ici une ressource unique et commune en eau, qu'ils doivent se partager. Leurs comportements d'extraction sont guidés non seulement

TRADITIONAL TOOLS	AGENT- BASED OBJECTS
Precise	Flexible
Little process	Process oriented
Timeless	Timely
Optimizing	Adaptative
Static	Dynamic
1,2,or infinite agents	1,2, . . . , N agents
Vacuous	Spacey/networked
homogeneous	Heterogeneous

TABLE 5.1 – Comparaison des outils standards avec les simulations à base d’agents
Source : Miller et al. (2009)

par leurs préférences individuelles, qui dépendent à la fois des bénéfices et des coûts qu’ils retirent de leur consommation d’eau, mais aussi par des effets des normes sociales en comparaison avec les usagers voisins. Ce type de modélisation offre donc d’intéressantes perspectives comparativement à la modélisation micro-économique classique.

Dans cette optique, Miller et al. (2009) offrent une comparaison des outils standards et des simulations multi-agents donnée par le Tableau 5.1.

Pour étudier les comportements d’extraction d’eau, les modèles multi-agents présentent ainsi plusieurs avantages. Tout d’abord, concernant la modélisation des usagers, le nombre d’agents est ici limité, mais il pourrait être aussi bien très élevé que très faible, ce qui permet de représenter aisément différentes communautés d’extracteurs. Qui plus est, ces consommateurs peuvent être caractérisés par des attributs hétérogènes, ce qui augmente la vraisemblance des résultats dans un contexte où tous les usagers de l’eau ne se comportent pas identiquement. De plus, le processus flexible et adaptatif permet notamment à travers les modèles multi-agents de comprendre les dynamiques qui s’exercent, d’autant plus que la modélisation n’est pas intemporelle mais tient compte du temps opportun. Enfin, élément important de cette méthode dans notre cas, l’approche spatiale et en réseau est ici possible, ce qui nous permet de comprendre le positionnement des individus au sein de leurs groupes de relations.

L’approche par les modèles multi-agents permet donc d’allier modélisation mathématique et conceptualisation informatique. À partir de comportements individuels hété-

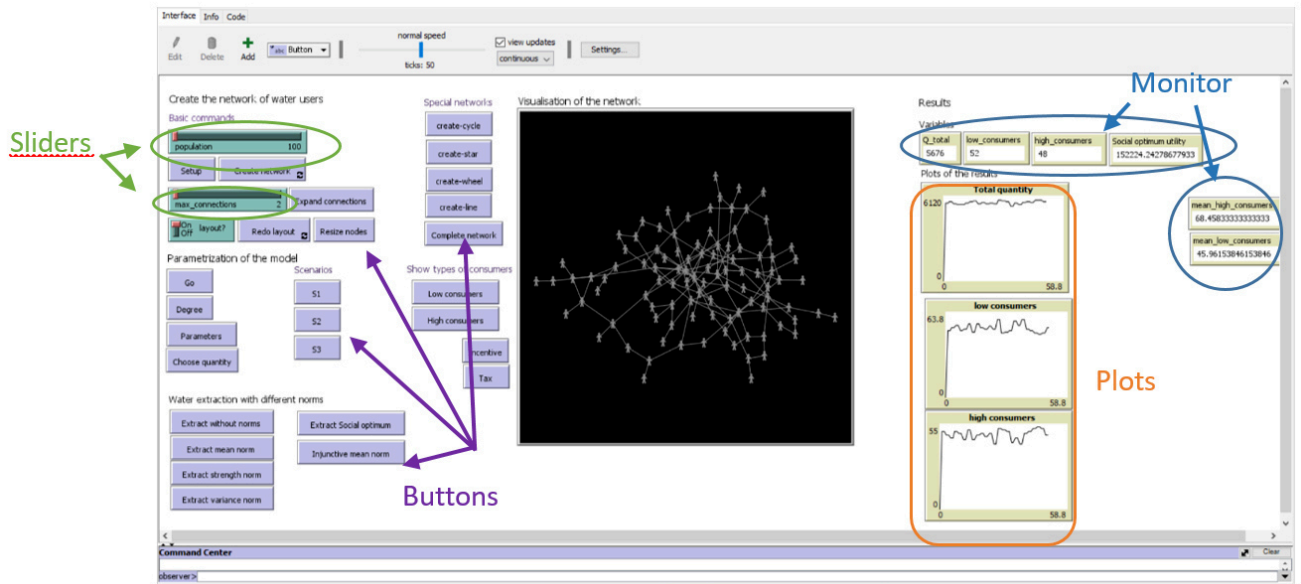


FIGURE 5.1 – Visualisation des fonctionnalités de l'interface sur Netlogo

rogènes, il est possible de comprendre des évolutions et des dynamiques collectives qui résultent de l'ensemble des comportements individuels. Au regard des normes sociales, ces comportements permettent de tenir compte des interactions, des *stimuli* et des influences que les agents ont les uns sur les autres dans un réseau d'acteurs. Ils représentent donc un outil d'aide à la décision collective en impactant chaque consommateur et son influence sur le reste du système.

5.2.2 Brève présentation du logiciel utilisé

Afin de modéliser notre approche, nous utilisons Netlogo, un logiciel souvent employé qui se prête bien aux modèles composés d'agents mobiles qui évoluent dans un environnement de type grille en 2D avec des interactions courtes (Treuil et al., 2008). La Figure 5.1 suivante montre l'environnement offert par le logiciel.

Netlogo est composé de 3 onglets : Interface, Info et Code. La figure permet de visualiser l'interface de notre modèle et les différents outils et commandes utilisés.

- Les boutons (*buttons*) permettent d'exécuter une commande du code, une fois ou à l'infini.

- Les curseurs (*sliders*) permettent de faire varier une valeur numérique sous forme de curseur pour un paramètre du modèle (par exemple ici la taille de la population d'utilisateurs).
- Les interrupteurs (*switch*) permet d'activer (on) ou non (off) une fonctionnalité du modèle (ici par exemple l'agencement (*layout*) du réseau d'utilisateurs dans l'interface).
- Le moniteur (*monitor*) indique la valeur d'un paramètre ou d'une variable du modèle, qui peut être calculée en fonction des autres (ici par exemple le nombre de faibles ou de grands consommateurs de la ressource et la quantité totale extraite). Il est réactualisé à chaque période de calcul.
- Le graphique (*plot*) offre une représentation graphique de l'évolution des données pour certaines variables, calculées à chaque période de temps du code.

D'autres fonctionnalités existent, mais ne sont pas employées ici. Maintenant que le cadre méthodologique utilisé est décrit, il convient de présenter le modèle développé dans ce chapitre.

5.3 Le modèle d'extraction d'eau

5.3.1 Présentation du système collectif d'extraction

Considérons un territoire avec un système d'extraction de l'eau à petite échelle. Sur ce territoire, une communauté de $N = 1, 2, \dots, n$ utilisateurs se partage une unique ressource hydrique commune. La figure suivante décrit le système collectif constitué de 3 composantes principales.

Premièrement, la partie biophysique détermine le débit d'eau disponible sur la ressource commune. Ce montant d'eau évolue en fonction des précipitations, des effets du changement climatique et est partiellement déterminé de manière stochastique. Plus les agents extraient la ressource, et plus l'eau devient rare et moins accessible pour l'extraction. Il est toujours possible de forer plus profondément dans les nappes phréatiques ou de transporter de l'eau pour augmenter la ressource, mais cela devient alors de plus en plus coûteux. Ainsi, dans ce modèle la disponibilité de l'eau n'est pas contrainte par un stock car le coût d'extraction devient suffisamment dissuasif après un certain montant

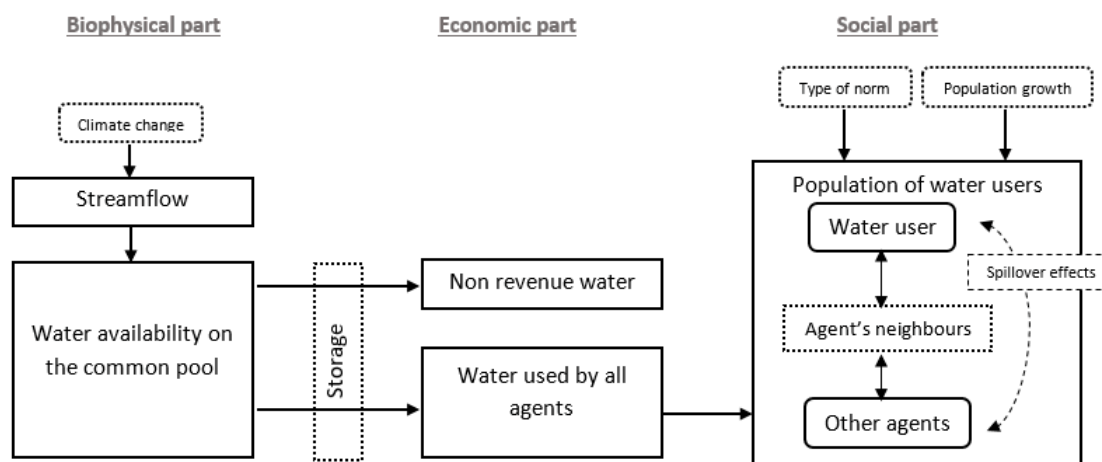


FIGURE 5.2 – Système du modèle

d'eau consommé, de telle sorte que les usagers vont stopper leur extraction. Cela limite donc implicitement les extractions. Par conséquent, la partie biophysique est directement connectée à la partie économique de ce modèle. En effet, la consommation d'eau est limitée par le prix d'extraction de la ressource.

De manière globale, l'eau disponible est donnée par la formule suivante :

Eau disponible sur la ressource commune = Eau non extraite + Eau stockée + Eau non rémunérée^a + Eau utilisée par tous les agents.

^a. L'eau non génératrice de revenus est la différence entre l'eau produite et l'eau facturée. Elle se traduit par des fuites d'eau, des défaillances ou imprécisions des relevés, des ruptures d'infrastructures, des vols etc.

Deuxièmement, au regard de l'aspect économique et du montant de l'eau utilisé, une partie d'eau peut être stockée mais n'est alors pas consommée par les individus. Le reste de cette ressource est extrait et divisé entre l'eau non rémunérée (qui disparaît, par exemple, dans les fuites des réseaux d'eau) et l'eau généralement utilisée par les usagers ici étudiés. Notre modèle s'appuie sur les processus de consommation d'eau et donc seulement sur l'eau utilisée par les agents.

Troisièmement, durant le processus de consommation et d'extraction d'eau, la partie sociale joue aussi un rôle central. Tous les usagers se partagent ici une unique ressource commune, de telle sorte qu'il n'existe pas d'utilisateur isolé sans aucune interaction avec les

autres. Cela ne signifie pas non plus que chaque consommateur de la ressource connaît les comportements de tous les autres. L'extraction d'un usager sur le bien commun peut, dans ce cas de figure, influencer les autres usagers de deux manières.

En premier lieu, si cet individu augmente sa consommation d'eau, alors la ressource disponible diminue et devient donc plus coûteuse pour les autres extracteurs, qui vont, par conséquent, probablement diminuer leur consommation. Dans un deuxième temps, comme dans le chapitre 4, les individus ont tendance à la conformité et ont alors une incitation à copier les comportements des autres. Ainsi, tous les consommateurs d'eau sont influencés par leur norme sociale et ont une incitation à augmenter (et/ ou respectivement diminuer) leur consommation si leurs voisins en font de même. Cet effet normatif impacte les consommations des voisinages directs mais également, de manière indirecte, avec des processus de diffusion entre les agents qui ne sont pas connectés. Les usagers de l'eau peuvent alors être exposés à diverses incitations basées sur les normes sociales. En partageant ainsi la ressource commune, les extracteurs font face à un dilemme social : le compromis entre mettre en avant leur propre intérêt en consommant le niveau d'eau qui leur convient le mieux, et le regard des autres, l'image qu'ils renvoient aux autres en consommant. Ils peuvent alors subir une pression sociale en se comportant différemment des autres ou en consommant trop dans le cas des incitations injonctives sur cette ressource partagée.

De plus, leur extraction peut être influencée par la structure du réseau auquel ils appartiennent et par le nombre d'agents (avec une population croissante) qui le composent.

Les parties suivantes détaillent toutes les dynamiques de ce modèle avec les effets des préférences individuelles des usagers de l'eau, les dynamiques d'extraction, les incitations normatives et la création des réseaux.

5.3.2 Les préférences individuelles des usagers de l'eau

Ce modèle s'appuie sur le cadre théorique du chapitre précédent et utilise la même fonction d'utilité pour les agents extracteurs d'eau. Ainsi, les préférences d'un individu

sont guidées par $U_i : \mathbb{R}_+^n \rightarrow \mathbb{R}$ tel que :

$$U_i = \alpha_i q_i - \frac{1}{2} q_i^2 - \gamma q_i Q - \frac{\delta_i}{2} (q_i - \bar{Q}_i)^2.$$

Ce modèle permet de considérer l'hétérogénéité des usagers de l'eau. En effet, la fonction d'utilité des individus varie avec le paramètre α_i qui représente le bénéfice lié à la consommation d'eau. Plus ce paramètre est élevé, plus l'individu aura la volonté de consommer davantage d'eau. De plus, les individus assument aussi un coût d'extraction lié au paramètre γ qui conserve le coût d'extraction accessible au regard de la population d'extracteurs. La dernière partie de la fonction est l'effet de norme sociale, qui induit également de l'hétérogénéité parmi les agents. Plus leur goût pour la conformité δ_i est élevé, plus ils seront incités à se conformer à leur norme sociale. Ainsi, certains individus peuvent être très conformistes et d'autres plus individualistes. La commande associée est donnée en Annexe en Figure 5.9.

5.3.3 Dynamiques d'extraction

Les dynamiques d'extraction présentent l'usage optimal des usagers de l'eau tel que chaque individu cherche à maximiser son utilité étant donné les extractions des autres sur la ressource commune. Alors, dans la procédure d'extraction, les agents commencent ici avec un minimum d'eau indispensable pour assouvir leurs besoins essentiels annuels. Ils ne peuvent pas consommer moins que ce montant mais peuvent consommer davantage. Étant donné l'extraction des autres agents sur la ressource commune, ils peuvent choisir d'augmenter ou de diminuer leur consommation d'eau unité par unité. Ce processus de tâtonnement conduit à un niveau de consommation global, duquel les individus n'ont pas intérêt à dévier, étant donné les extractions des autres. Ces consommations optimales sont, enfin, influencées par les paramètres individuels présentés dans la section précédente, mais aussi par les incitations normatives qui suivent. La Figure 5.10 en annexe montre la commande associée à ce processus.

5.3.4 Incitations normatives

Les usagers de l'eau sont influencés par leur norme sociale et leur incitation à se conformer aux comportements des autres. Dans la configuration standard, on considère cette norme sociale comme la valeur moyenne des consommations des autres individus, couramment utilisée dans la littérature et les expérimentations de terrain (Ushchev et Zenou, 2020; Bernedo et al., 2014; Datta et al., 2015). Ainsi, un individu compris dans un groupe de faibles consommateurs sera incité à extraire un montant faible d'eau et inversement. Le modèle de base, avec des mesures de normes sociales endogènes par la moyenne, est intéressant comme outil de comparaison avec d'autres spécifications de la norme, présentées dans le chapitre 4 (Tableau 4.1).

Les effets des normes sociales sur la consommation d'eau peuvent être multiples et ce travail retrouve les différentes implications définies par Schultz et al. (2007).

- L'effet constructif de la norme, qui se traduit par une diminution des consommations d'eau dans les foyers de consommation qui extraient plus que la valeur moyenne de leurs voisins. Ici, cela promeut un comportement pro-environnemental, à l'inverse de l'effet destructeur.
- Cet effet destructeur apparaît lorsque les foyers de consommation qui consomment moins que leurs voisins augmentent leur consommation d'eau sous l'effet de la norme. Cet effet indésirable (également appelé *boomerang*) peut cependant être contré par l'effet constructif de la norme.
- Avec une information normative et un message injonctif (en l'occurrence l'idée que les autres extracteurs approuvent la préservation de la ressource et les comportements de faible consommation), cela peut empêcher l'aspect indésirable et destructif sur l'eau. Ainsi, ces faibles consommateurs continueront à extraire seulement peu d'unités d'eau.

La mise en place d'une incitation injonctive est une option qui peut être ajoutée au modèle multi-agent standard, pour analyser ce dernier effet des normes. Cela peut représenter à la fois une récompense sociale dans la fonction d'utilité, puisque les individus qui extraient moins obtiennent un gain d'utilité et inversement, ils subissent une pénalité lorsqu'ils

extraient plus. Cela corrobore les résultats obtenus dans l’extension 4.6.2 du chapitre 4.

5.3.5 Dynamiques de réseaux

Ce modèle permet de créer un réseau aléatoire et connecté d’utilisateurs d’eau, tel qu’il n’y a pas d’agent isolé, or chaque individu n’interagit pas nécessairement avec tous les autres. On peut choisir la taille du réseau, dénotée par la variable « population » qui représente le nombre de consommateurs sur la ressource commune (Figure 5.11 en annexe).

Il est possible de densifier le réseau en augmentant le nombre de connections maximales créées entre agents par la commande « *max_connections* » (Figure 5.12 en annexe).

Plus généralement, notre modèle crée des structures de réseau aléatoires, cependant il est également possible de spécifier des structures de réseaux prédéterminées comme un réseau complet où tous les individus sont connectés. Il est aussi possible de créer des réseaux réguliers au sein desquels tels que les individus ont tous le même nombre de connections avec les autres mais aussi des lignes, des cycles et des roues. Ce modèle multi-agents permet de considérer la configuration spéciale des réseaux en étoile avec un seul et unique agent central connecté aux autres. La création d’un réseau de liens et de relations entre les consommateurs d’eau permet de capturer différentes configurations de partage de l’eau de situations réelles. Quelques uns de ces réseaux sont codés en Figure 5.3. Après le processus d’extraction, ce modèle permet de visualiser les grands (en rouge) et faibles (en vert) consommateurs, respectivement ceux qui extraient plus ou moins que la moyenne globale. Il devient alors possible d’observer des groupes d’agents identiques et les clusters qui se créent. La Figure 5.4 suivante montre un exemple de réseau à travers l’interface de Netlogo.

5.3.6 Présentation des variables et calibrage régional

La section suivante présente toutes les variables générales et les paramètres individuels du modèle associés aux usagers de l’eau.

```

; This creates a cycle network
to create-cycle
  ca
  set color-mode 0 ; default
  set-default-shape turtles "person"
  nw:generate-ring turtles links (population) [set color gray]
  layout
end

; This creates a star network
to create-star
  ca
  set color-mode 0 ; default
  set-default-shape turtles "person"
  nw:generate-star turtles links (population) [set color gray]
  layout
end

; This creates a wheel network
to create-wheel
  ca
  set color-mode 0 ; default
  set-default-shape turtles "person"
  nw:generate-wheel turtles links (population) [set color gray]
  layout
end

; This creates a complete network
to create-complete
  ca
  crt 50
  ask turtles [create-links-with other turtles]
end

```

FIGURE 5.3 – Code de la commande pour varier les structures de réseaux

Variable/Paramètre	Définition	Valeurs
Paramètres individuels		
Degree	Degré de centralité des individus	Nombre de voisins directs de i
Bénéfice α_i	Bénéfice de l'extraction individuelle Plus il est élevé, plus les individus ont une forte satisfaction à extraire.	70 + random-float 75
Coût γ	Pondération du coût d'extraction d'eau. Plus la population d'extracteurs augmente sur la ressource, moins cette pondération est importante pour permettre à l'eau de rester abordable pour les usagers et assure une extraction d'équilibre intérieur.	(1 / population)
Goût pour la conformité δ_i	Plus cette variable est élevée, plus les individus ont tendance au conformisme sur une échelle de très conformiste (1) à individualiste (0.01)	0.01 + random-float 0.99
quantity $_i$	L'extraction individuelle d'un agent i en eau sur la ressource commune	Initialisée à 27, soit le montant minimum pour garantir les besoins vitaux. Cette quantité peut augmenter si les agents sont enclins à consommer plus.
utility $_i$	Valeur numérique représentant l'utilité de chaque agent i	Calculée en fonction des paramètres individuels dans la fonction d'utilité
Variables globales		
Q_{total}	Quantité totale d'eau consommée sur la ressource commune	Somme des consommations individuelles
utility $_{os}$	Bien-être social de la société, retiré de la consommation d'eau	Somme des utilités individuelles

TABLE 5.2 – Présentation des variables

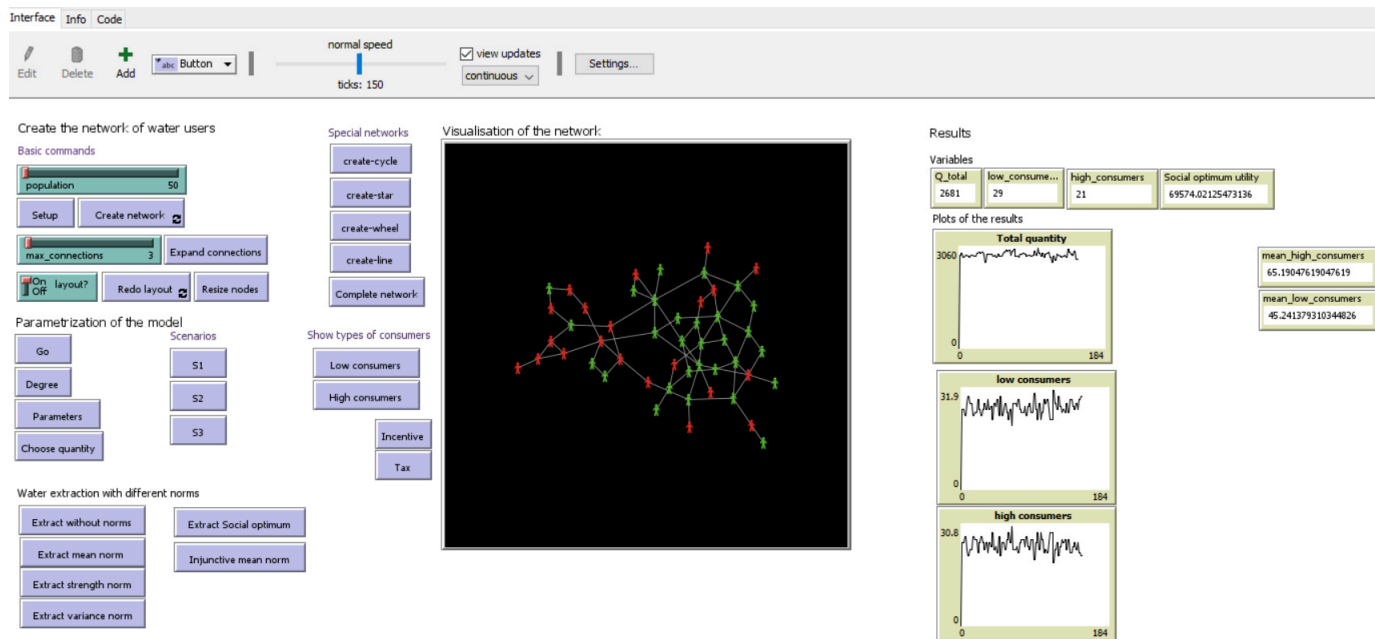


FIGURE 5.4 – Exemple d'interface du modèle Netlogo

Ce modèle est calibré pour correspondre à la région des Pays de la Loire où les individus reçoivent une facture d'eau par an. Ainsi, on raisonne sur la base de la consommation d'eau annuelle en m^3 . Dans cette région, la consommation d'eau moyenne est d'environ 54m^3 (SISPEA, 2017) par personne et par an. À l'échelle régionale, certains départements consomment davantage (comme la Vendée avec 60 à 70m^3). On fixe une quantité minimale de consommation à 27m^3 par an (Smets, 2016) pour assouvir les besoins indispensables en eau, bien que beaucoup de consommateurs en utilisent davantage. Les grands usagers (les individus avec des piscines, des fuites d'eau, qui ont de mauvaises habitudes de consommation) extraient beaucoup plus mais il est rare que leur consommation excède 130m^3 par an. Ce calibrage peut être adapté à d'autres territoires, toutefois, il est déjà possible sur le territoire étudié ici, de tirer des conclusions générales sur les effets des normes.

La section suivante montre les résultats du modèle avec ce calibrage des variables.

5.4 Principaux résultats

Le modèle est implémenté dans Netlogo pour les paramètres et variables donnés dans le Tableau 5.2. Dans cette section de résultats, nous analysons quatre configurations.

1. La première est un scénario avec la moitié de faibles consommateurs (α_i fixé à 70) et le reste de grands consommateurs (α_i fixé à 115).
2. Dans le scénario 2, il y a 70 % de grands consommateurs et le reste de faibles consommateurs.
3. C'est le contraire dans le scénario 3.
4. Une dernière configuration consiste à fixer des paramètres aléatoires de la satisfaction à extraire à chaque cycle et étape, définie par les valeurs des paramètres α_i .

Ces quatre cas permettent de tester de nombreux effets des normes sur différents types de communautés d'extraction d'eau. Nous fixons la population à 50 agents pour obtenir ces résultats mais elle peut être modifiée si nécessaire. Les résultats sont donnés pour 100 étapes (une étape fait partie d'un run, elle attribue des valeurs différentes aux paramètres) de 100 runs (un run est représenté par une structure de réseau aléatoire) ce qui permet d'étudier une grande diversité de réseaux avec des calibrages de paramètres variés. Ce nombre de runs et d'étapes suit les recommandations standard défendues par Garcia (2005). Cela représente un total de 10 000 valeurs de quantité extraites pour chaque configuration testée.

5.4.1 Effets des différentes normes

Cette section analyse les effets des différents types de normes sur le réseau dans les trois scénarios présentés ci-dessus et avec une allocation aléatoire des paramètres. Shulman et al. (2017) montrent que les mesures de normes sociales dépendent de l'utilisation qui est faite des groupes de référents des agents. La question des référents de la norme avec une flexibilité permet d'envisager de nombreuses situations, et dans notre cas de trouver une mesure de la norme optimale pour encourager la préservation de la ressource. Trois effets principaux apparaissent dans toutes les configurations données par la Figure 5.5.

Premièrement, nous observons que dans le processus d'extraction sans norme et avec des paramètres de bénéfice stables, l'extraction globale est constante dans toutes les simulations. Dans ce cas, les agents ne se soucient pas de la norme moyenne ni de la structure du réseau. Logiquement, la consommation d'eau sans norme est plus élevée lorsque le réseau est majoritairement composé de grands consommateurs (scénario 2), que de petits consommateurs (scénario 3).

Deuxièmement, il est intéressant de noter que par rapport à tous les cas sans norme, l'application d'une norme moyenne ou d'une norme sur la force des liens faibles diminue la consommation globale d'eau. En effet, les tableaux 5.7, 5.8, 5.9 et 5.10 montrent que de la valeur minimum à la valeur maximum, l'extraction globale sans norme est plus élevée que celle avec les normes par la moyenne ou la force des liens faibles. Ceci montre un effet constructif global de la norme. Pour être plus précis, il y a peu de différences entre les mesures de ces deux dernières normes. L'intervalle de répartition des consommations avec la norme moyenne est réduit par rapport aux incitations normatives de la force des liens faibles. Cela peut être dû au fait que la norme sociale moyenne lisse toutes les consommations des agents.

Au contraire, dans le cas d'une incitation normative forte basée sur la popularité des agents, on observe que la valeur maximale est plus élevée qu'avec la norme moyenne dans la configuration 3 et avec des paramètres aléatoires (Tableaux 5.9 et 5.10). Dans ces cas-là, il y a beaucoup de gros consommateurs qui ont une probabilité importante d'être populaires et d'influencer les autres. Dans la configuration 2, c'est plutôt le contraire qui se produit. En effet, il est très probable d'avoir de petits consommateurs très connectés, c'est pourquoi la valeur minimale est si faible.

Troisièmement, concernant la norme de variabilité, elle a un effet destructeur car dans le cas présent, la norme de référence est sur-pondérée par la variabilité autour de l'extraction des individus. Il semble donc logique qu'elle diminue l'incitation à consommer davantage. Nous aurions également pu sous-pondérer cette mesure par la variation avec la consommation de l'agent i . Cependant, plus que la quantité globale extraite, ce qui

est intéressant à observer dans notre étude est qu’une telle mesure implique une énorme variabilité de l’extraction globale. Elle peut avoir un effet positif ou négatif sur la préservation de l’eau, mais n’est pas stable dans le temps. Par conséquent, l’application d’une telle norme incitative doit être faite avec soin par les décideurs publics pour éviter un effet destructeur.

Notons que nous n’avons pas été en mesure de tester le type de norme sociale de proximité en raison des limites calculatoires, car cela prend en compte la structure entière du réseau et les chemins à trouver impliquent des résultats combinatoires. Une autre piste intéressante serait d’essayer de mettre en place cette mesure sur de plus petits réseaux pour pouvoir se prononcer sur certains effets.

En conclusion de cette section, nous pouvons recommander de mettre en oeuvre des normes basées sur la force des liens faibles, dans les communautés composées de nombreux petits consommateurs. Dans le cas de gros consommateurs, en revanche, il est plus approprié d’appliquer des normes moyennes. Ces normes par la moyenne répondent directement de la centralité de degré. D’après Bloch et al. (2017), la centralité de degré montre la connectivité directe d’un agent mais ne permet pas de prendre en compte sa position dans les structures, ni l’architecture globale du réseau. Ainsi, la prise en compte de la variabilité est vraiment intéressante lorsqu’elle s’applique à des consommations très faibles mais doit être traitée avec précaution. Elle peut être comme une approche complémentaire à d’autres normes, sur une partie ciblée des utilisateurs d’eau.

5.4.2 Effets de la densité avec différents types de normes

Cette section montre deux résultats principaux lorsqu’on augmente la densité du réseau (cf. Tableaux 5.11 à 5.14 et la Figure 5.6). Ici, le nombre maximum de connexions qu’un individu peut créer avec les autres est de 10 (ou 20 au total, car les liens ne sont pas dirigés) contre 3 (respectivement 6) dans la section précédente. De manière générale, nous observons d’abord que la densification du réseau tend à diminuer la consommation globale des agents. Ceci corrobore les résultats obtenus dans la statique comparative du quatrième chapitre. Effectivement, Pedehour et al. (2022) montrent qu’un changement

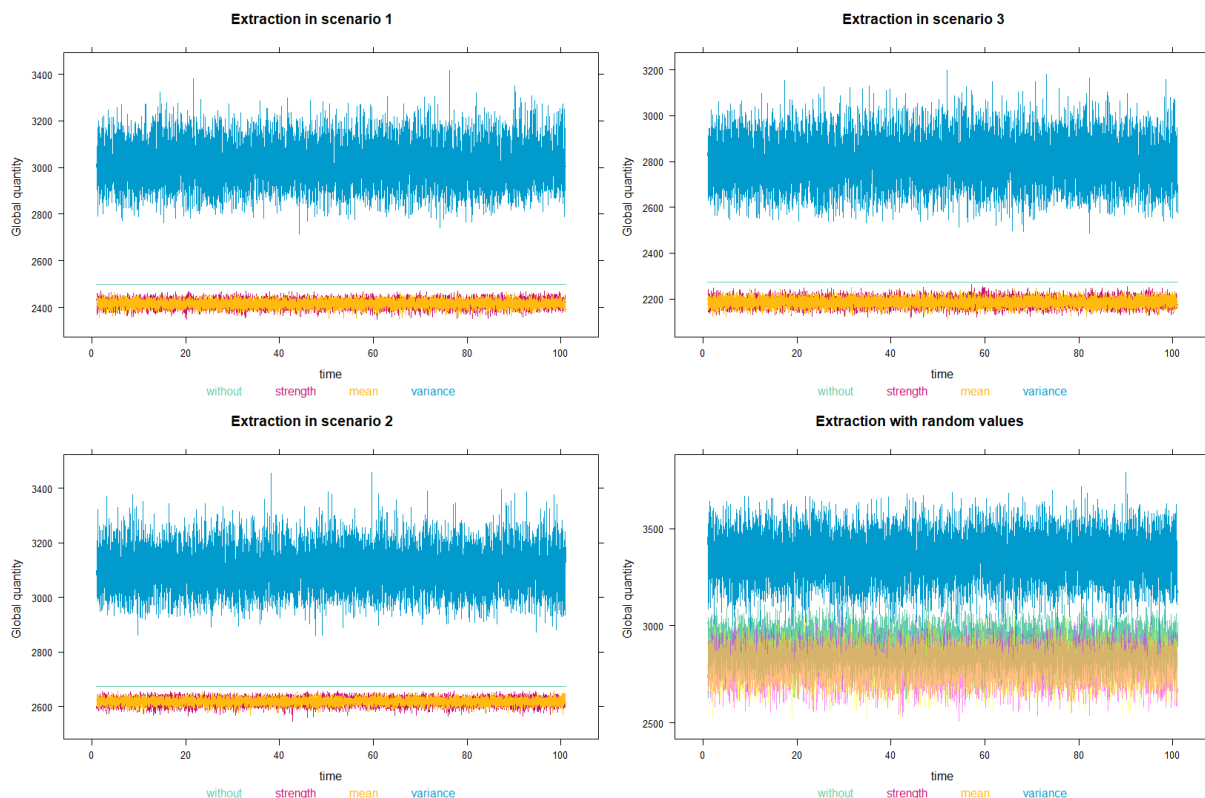


FIGURE 5.5 – Effets des normes dans différents scénarios

de la densité du réseau d'usagers de la ressource, par exemple, en ajoutant une nouvelle connection entre deux individus aura un effet négatif sur le changement de la quantité totale consommée sur la ressource. Par exemple, les individus étant plus connectés, ils ont tendance à subir une pression morale plus forte de la part du reste des usagers. Lorsqu'ils essaient de se conformer aux autres, il y a plus d'individus à prendre en compte. Ce modèle permet donc d'affirmer la robustesse théorique de l'analyse de statique comparative trouvée en chapitre 4.

De plus, lorsque la densité du réseau augmente, les quantités consommées avec une norme sociale par la moyenne et une norme par la « force des liens faibles » se rapprochent davantage les unes des autres que dans les réseaux moins denses. En effet, ceci est dû à l'information normative qui prend en compte plus d'agents. Dans la mesure de la force des liens faibles, beaucoup plus d'agents sont très connectés, ce qui lisse leur poids et donc leur impact sur les normes endogènes du réseaux. Les individus deviennent presque tous très connectés et ont donc une influence et une popularité de plus en plus similaire dans

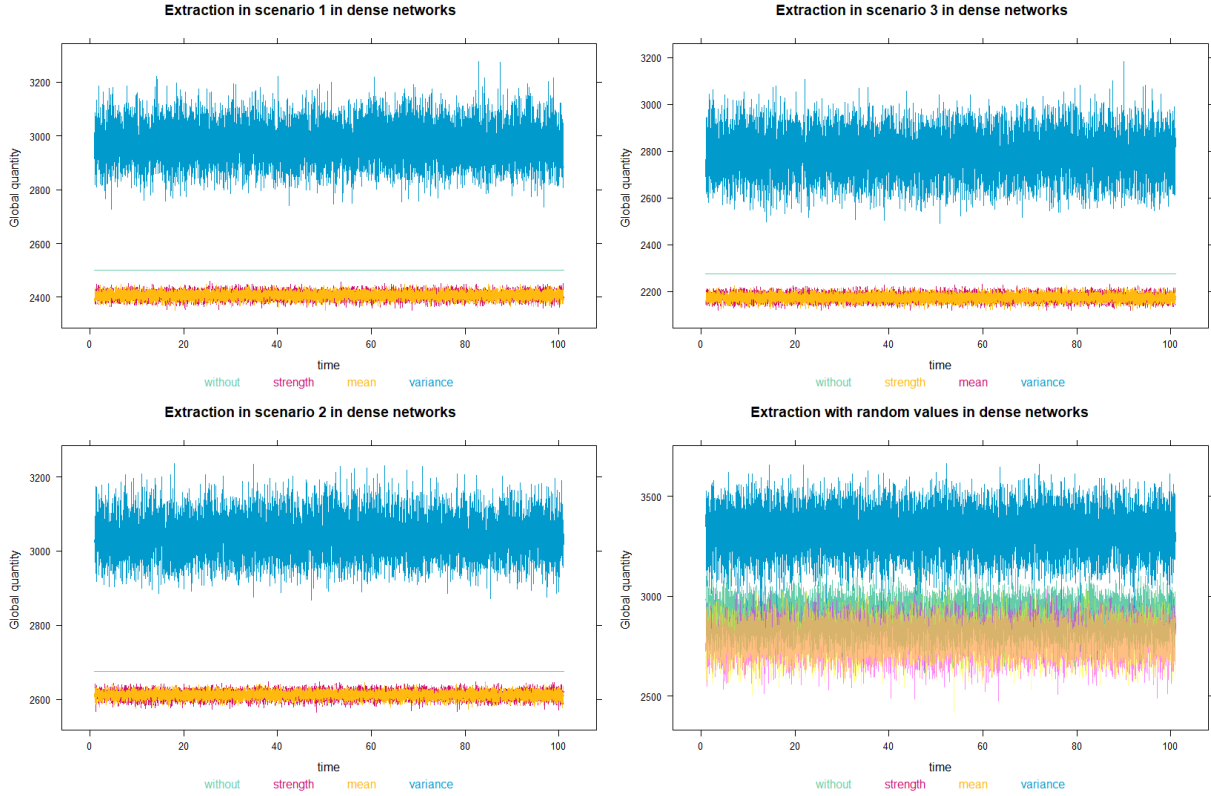


FIGURE 5.6 – Effets des normes avec différents scénarios dans des réseaux denses

le réseau, quand la densité augmente. Cela lisse les effets des liens disparates et fait donc tendre cette norme sociale vers une moyenne, ce qui a un impact sur la consommation globale.

Ainsi, de manière générale, augmenter la densité d'un réseau d'extracteurs et donc la connaissance qu'ont les individus des consommations les uns des autres, diminue la consommation globale de la ressource partagée. Ce n'est pas surprenant puisque les agents s'influencent davantage les uns les autres. Il y a moins de petits groupes de consommateurs mal connectés et les individus agissent sous une forte pression morale.

5.4.3 Effets des structures de réseaux

Les structures de réseaux spécifiques que nous étudions sont présentées dans la Figure 5.7. suivante et les variations selon les types de réseaux sont présentées en Figure 5.8.

Premièrement, les réseaux complets représentent les types de structure où la consommation globale d'eau est généralement la moins élevée, suivie de près par les réseaux en

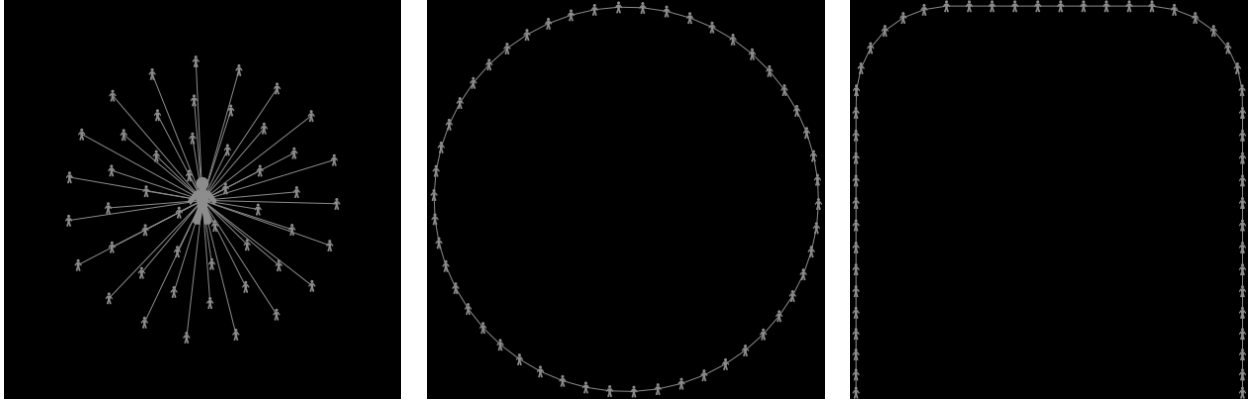


FIGURE 5.7 – Visualisation des structures de réseaux en étoile, cycle et ligne

lignes. Cela rappelle les travaux de Zhang et al. (2009), qui ont testé l’effet de la structure statique des réseaux sur le taux d’adoption de la norme sociale dans des jeux de pure coordination et ont montré que la structure complète est la première à obtenir 90% de stratégies identiques entre individus. Ainsi, les consommateurs d’eau peuvent s’accorder massivement et rapidement sur un niveau de consommation dans un graphe complet.

À l’inverse, dans les réseaux en étoile, il y a une grande variabilité des consommations agrégées des individus. C’est probablement dû au fait que la norme sociale des individus est fortement déterminée par l’individu central, qui peut être aussi bien un énorme consommateur qu’un très faible consommateur. Dans les réseaux circulaires, la variabilité des consommations est également importante mais comparativement au réseau en étoile, chaque individu a deux agents dans sa norme sociale directe ce qui pondère les effets d’un voisin au comportement extrême.

De manière globale, la consommation moyenne des individus est plus faible dans les réseaux complets ce qui peut s’expliquer par la pression sociale plus forte, induite par les fortes connections entre agents. Notons qu’un gros consommateur le sera aux yeux de tous dans ce type de réseau. Cela rejoint l’effet de la densité, trouvé dans la partie de statique comparative du chapitre 4 ainsi que dans la section précédente. Il n’est pas surprenant de voir la structure complète ressortir comme une mesure efficace. En effet, Ushchev et Zenou (2020) montrent notamment que l’unique équilibre de Nash par paire est un réseau complet, avec homophilie ou non selon les cas de modèles étudiés. À l’inverse, dans les réseaux circulaires et linéaires, la consommation globale moyenne

augmente. Le fait d'être peu connecté induit l'absence de prise en compte de nombreux autres agents. Par conséquent les individus sont plus centrés sur leur satisfaction et celle de leur petit voisinage. Le fait d'être faiblement connecté diminue la pression morale et les normes sociales sont davantage partagées entre petits et grands consommateurs que dans les réseaux en étoile où chaque individu n'est relié directement qu'à l'unique agent central.

Dans une perspective de politique publique, offrir de l'information sur la consommation de tous les autres agents est intéressant et permet de lisser les effets de la norme sociale, entraînant une diminution de la consommation globale sous la pression morale. Cependant, si l'on regarde avec plus de nuances les mécanismes induits, on observe que certains réseaux peuvent avoir des effets constructifs ou destructeurs très forts sur la consommation d'eau. Par exemple, dans la configuration 2, le minimum consommé dans un réseau en étoile est très faible. On peut alors imaginer que tous les individus sont incités à suivre la norme sociale d'un très faible consommateur ce qui favorise les comportements vertueux (Tableau 5.16). À l'inverse, dans les réseaux en étoile, le maximum de consommation globale est aussi extrêmement élevé, sous l'influence probable d'un agent central et populaire qui est un très grand consommateur d'eau. En effet, dans ce cas, les individus très fortement connectés au larges consommateurs seront tentés d'en faire de même (Tableau 5.16). Ainsi, cette structure de réseau peut influencer la consommation d'eau de manière significative. Cela rejoint les propos de Ushchev et Zenou (2020), qui montrent que dans un réseau en étoile, si l'agent central est plus productif (dans notre modèle, consomme moins d'eau) que ses voisins, alors son effort est toujours supérieur à sa norme sociale et à l'inverse, les agents périphériques exercent un effort moins fort que l'agent central, qui représente leur seule norme sociale. Ils ne vont donc avoir que l'incitation par l'agent central.

5.4.4 Un exemple illustratif avec 10 agents

Nous étudions ici ce modèle par le biais d'un exemple illustratif avec 10 agents pour comprendre les mécaniques individuelles qui opèrent dans 3 configurations différentes :

- 1. La moitié des usagers sont de gros consommateurs et l'autre moitié de petits consommateurs.

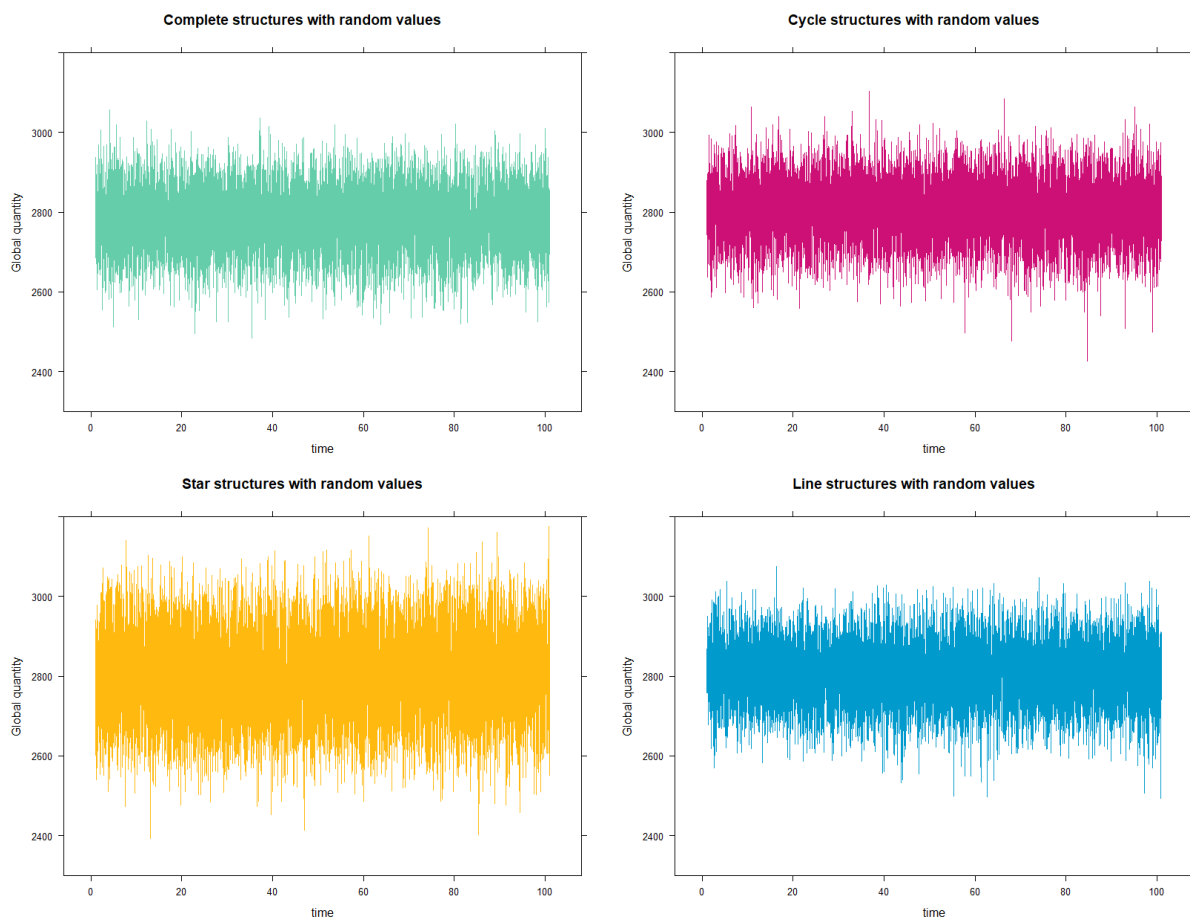


FIGURE 5.8 – Effets des réseaux

- 2. La majorité (7) d'entre eux sont de grands consommateurs et 3 sont de faibles consommateurs.
- 3. La majorité (7) d'entre eux sont de faibles consommateurs et 3 sont de grands consommateurs.

Les variables et paramètres sont définis dans le Tableau 5.3. Plus le paramètre α_i d'un individu est élevé, plus il est incité à consommer et inversement. Le niveau de conformité des agents varie également d'un individu à l'autre. Certains sont très conformistes (δ_i de 0.9), d'autres sont modérément conformistes (δ_i de 0.5) et certains sont très peu conformistes (δ_i de 0.1). Les consommations des individus avec le calibrage donné par le tableau 5.3 et différents types de réseaux sont alors analysés. L'extraction sans normes sociales et en réseaux complets sert de point de comparaison pour étudier les effets constructifs (en vert dans les tableaux), et destructifs (en rouge dans les tableaux) de la norme.

Les résultats qui suivent permettent d'étudier 6 types de réseaux comme suit :

	Configuration 1		Configuration 2		Configuration 3	
Agent	α_i	δ_i	α_i	δ_i	α_i	δ_i
A0	70	0.1	70	0.1	70	0.1
A1	70	0.1	70	0.9	70	0.1
A2	70	0.5	70	0.5	70	0.5
A3	70	0.9	115	0.1	70	0.9
A4	70	0.9	115	0.9	70	0.9
A5	115	0.1	115	0.1	70	0.9
A6	115	0.1	115	0.1	70	0.1
A7	115	0.5	115	0.5	115	0.1
A8	115	0.9	115	0.9	115	0.5
A9	115	0.9	115	0.9	115	0.9

TABLE 5.3 – Variables et paramètres dans les configurations de l'exemple à 10 agents.

1. un réseau complet sans les normes sociales (R_1);
2. un réseau complet avec les normes sociales (R_2);
3. un réseau circulaire avec les faibles consommateurs situés d'un côté et les grands consommateurs de l'autre (R_3);
4. un réseau en étoile autour d'un faible consommateur central (R_4);
5. un réseau en étoile autour d'un grand consommateur central (R_5);
6. un réseau linéaire avec des grands consommateurs de part et d'autres des extrémités de la ligne un réseau en étoile autour d'un faible consommateur central (R_6).

Ces réseaux sont utilisés dans les tableaux de résultats de 5.4 à 5.6.

Dans la première configuration, on observe un effet constructif important de la norme sur les grands consommateurs qui sont modérément ou au contraire très conformistes dans les réseaux complets avec normes ou dans les réseaux en étoile avec un faible consommateur central (Tableau 5.4). Dans un réseau circulaire, les grands consommateurs situés à côté des petits sont également sujets à cet effet constructif. À l'inverse, les grands consommateurs qui restent situés entre deux autres grands consommateurs connaissent l'effet destructif de la norme et sont incités à consommer encore davantage car ils ne souffrent pas de désutilité à s'écarter de leurs voisins. Dans le réseau en étoile avec un grand consommateur central, il existe une forte incitation pour les individus conformistes, y compris les petits consommateurs, à se rapprocher de la consommation de cet agent de

	R_1	R_2	R_3	R_4	R_5	R_6
A0	35	35	35	35	35	27
A1	35	35	35	35	35	27
A2	35	35	35	35	35	27
A3	35	35	35	35	41	27
A4	35	35	35	35	41	27
A5	65	65	64	65	64	44
A6	65	65	66	65	64	44
A7	65	60	66	58	64	42
A8	65	58	64	54	64	44
A9	65	58	58	54	64	44

TABLE 5.4 – Résultats de la configuration 1

	R_1	R_2	R_3	R_4	R_5	R_6
A0	35	35	35	35	35	27
A1	35	35	35	35	38	27
A2	35	35	35	35	35	27
A3	61	61	61	62	61	41
A4	62	62	62	52	61	39
A5	62	62	62	62	61	42
A6	61	61	62	62	61	42
A7	61	61	62	56	61	41
A8	62	62	61	52	61	41
A9	62	62	56	52	61	41

TABLE 5.5 – Résultats de la configuration 2

référence. Ainsi on observe sur les faibles consommateurs conformistes un effet destructif très important. Enfin dans le réseau en ligne, il existe un équilibre très fragile, de telle sorte que les agents conservent une très faible consommation de peur de s'écarter des autres et de souffrir d'une désutilité importante.

Dans la seconde configuration, nous observons un effet constructif très important des normes sociales sur les grands consommateurs très conformistes. Par exemple, dans le cas du réseau en étoile avec un faible consommateur central ou dans un réseau circulaire lorsque les gros consommateurs conformistes sont situés à coté de faibles consommateurs (Tableau 5.5). Au contraire, il y a un fort effet destructeur de la norme sur les agents très conformistes dans le cas des réseaux en étoile avec un gros consommateur central. Sinon, il n'y a pas de changements significatifs de la consommation d'eau.

Dans la dernière configuration (Tableau 5.6), nous observons un effet constructif de la norme sociale sur les grands consommateurs très conformistes dans le réseau en étoile avec

un faible consommateur central. Au contraire, dans un réseau circulaire avec des grands consommateurs sur un côté, les grands consommateurs faiblement conformistes ont une incitation à ré-augmenter leur consommation. Dans les réseaux en étoile, on peut même voir qu'un mécanisme plus complexe opère.

- Considérons un réseau en étoile avec un faible consommateur au centre.
- Alors, les autres agents ont tous une incitation à suivre ce faible consommateur et donc à diminuer leur consommation.
- Par conséquent, l'eau devient plus accessible et moins coûteuse.
- Alors les grands consommateurs peu conformistes peuvent avoir une incitation à augmenter leur usage de l'eau devenue plus accessible car leur satisfaction de consommation compense désormais aisément la désutilité induite par le fait de s'écarter de la faible norme sociale de consommation.

Cependant, dans un réseau en étoile centré autour d'un grand consommateur, il existe un fort effet destructeur de la norme excepté sur les petits consommateurs faiblement conformistes car ils ne sont pas réellement influencés par leur norme sociale. Ainsi, cela augmente la consommation des agents faiblement ou modérément conformistes, qui ont alors une incitation à suivre ce grand consommateur central. Cela conforte les grands consommateurs à extraire davantage, par conséquent ces derniers sont incités à extraire encore plus que sans les normes. Un nouvel effet est observé, en complément de ceux décrits par Schultz et al. (2007) , ici appelé « re-destructif » de la norme sociale. Il se produit lorsque les grands consommateurs sont confortés et incités par les gros consommateurs de leur voisinage à extraire plus encore que sans les incitations normatives.

5.5 Conclusions et implications en matière de politiques publiques

Ce chapitre développe un modèle multi-agents pour analyser les effets des normes sociales sur les extractions d'eau autour du partage d'une unique ressource commune. Notre modèle considère une communauté d'individus hétérogènes avec des préférences guidées à la fois par leurs propres coûts et bénéfices, mais aussi par une incitation à se conformer

	R_1	R_2	R_3	R_4	R_5	R_6
A0	35	35	35	35	35	27
A1	35	35	35	35	35	27
A2	35	35	35	35	37	27
A3	35	35	35	35	43	27
A4	35	35	35	35	43	27
A5	35	35	35	35	43	27
A6	35	35	35	35	35	27
A7	61	61	69	69	66	27
A8	62	62	69	60	67	45
A9	62	62	62	55	67	48

TABLE 5.6 – Résultats de la configuration 3

à la norme sociale. Il permet d'étudier diverses perspectives autour de cette question : les différentes spécifications des normes, la densité des réseaux de relations et d'interactions entre usagers de la même ressource et différentes structures de relations à travers plusieurs scénarios de consommation. La mise en place de ce modèle remplit des critères de robustesse indispensables à la mise en place rigoureuse d'un modèle à base d'agents. Tout d'abord, Garcia (2005) montre que la plupart des chercheurs qui travaillent sur les modèles multi-agents performant entre 25 et 1000 *runs* avec 100 itérations ou plus dans chaque run. Avec nos 100 *runs* et 100 itérations par runs, les 10000 valeurs obtenues sont suffisantes pour comprendre les effets des différents types de réseaux et de normes sociales. De plus, comme recommandé par Railsback et al. (2006), selon qui : « *Simulation experiments such as sensitivity and uncertainty analyses require multiple model runs, including (i) "scenarios" varying inputs such as parameter values and (ii) "replicates", which vary only the pseudorandom number generator seed.* », nous avons décidé de tester plusieurs scénarios en variant par exemple le nombre de petits ou de grands consommateurs. Ainsi, les individus choisissent la quantité d'eau en fonction de leur utilité influencée par leur propre bénéfice concave, leur coût convexe mais aussi l'incitation qu'ils ont à se conformer à leur voisinage. Ainsi, à chaque itération, par un processus de tâtonnement, en connaissance des quantités extraites par les autres, chaque individu décide de consommer une unité d'eau supplémentaire ou en moins, sachant qu'il ne peut pas descendre en dessous d'un seuil minimal lui permettant d'assurer ses besoins vitaux en eau. Ainsi, la fonction d'utilité et les paramètres hétérogènes des agents les conduisent à une consommation d'équilibre

de laquelle chaque individu n'a pas intérêt à dévier unilatéralement étant données les consommations des autres agents. Enfin, un exemple concret avec 10 individus permet de comprendre comment les paramètres individuels des agents influencent les extractions d'eau dans différentes configurations de réseaux d'extraction. Il serait pertinent de creuser davantage cette piste des comportements individuels sur de plus grands réseaux et avec de nouvelles configurations d'extraction.

Premièrement, ce modèle révèle que certaines spécifications des normes sociales peuvent aider à décroître la consommation d'eau sur la ressource. En particulier, avec une norme basée sur la moyenne de consommation du voisinage, cela diminue la consommation totale en eau. Cependant, une norme basée sur la force des liens faibles présente des résultats plus nuancés. En effet, ce type de norme offre des montants d'extraction minimaux plus faibles qu'avec une norme par la moyenne, mais aussi des montants d'extraction maximaux plus élevés. Avec cette spécification de la norme, la consommation totale varie énormément en fonction des caractéristiques des agents populaires (et fortement connectés) et peut influencer la consommation totale dans deux directions. Si les agents connectés et populaires sont de faibles consommateurs, alors par leur intermédiaire, les normes sociales peuvent exercer un effet constructif sur la consommation. À l'inverse, si des consommateurs importants sont les agents populaires du réseau, alors la norme sociale induit un effet destructeur par leur intermédiaire sur la ressource à l'origine d'un effet *boomerang*, indésirable sur la consommation d'eau. Cette variabilité doit être traitée avec prudence et est encore plus prononcée dans une mesure de la norme basée sur la variabilité des consommations. En effet, dans cette spécification, nous observons d'énormes variations de la consommation, qui peuvent conduire à des consommations globales très faibles ou élevées. Dans ce cas également, la mise en oeuvre de la norme doit être calibrée pour cibler les bons individus. Les normes sociales moyennes semblent moins risquées pour les décideurs politiques et ont largement été utilisées dans les études de terrain (Bernedo et al., 2014 ; Datta et al., 2015) mais d'autres types de normes ouvrent des perspectives plus prometteuses sur la préservation de l'eau lorsqu'elles sont bien calibrées.

Deuxièmement, les résultats du modèle montrent également que la densité des relations entre les agents impacte les effets des normes sociales sur la consommation globale. En général, la densification du réseau diminue la consommation globale d'eau, ce qui corrobore le résultat trouvé dans l'analyse de statique comparative du précédent chapitre. Ces résultats sont cohérents avec les caractéristiques des normes sociales définies par Kreps (1997). Cet auteur montre que les agents fortement connectés subissent une pression sociale plus forte, et sont, par conséquent, encouragés à se comporter de façon vertueuse. Plus le réseau est dense, plus les gens sont connectés à beaucoup d'agents et donc les incitations aux normes sociales tendent vers une prise en compte de la structure complète du réseau. Ainsi, certaines spécifications des normes se rapprochent. Par exemple, la mesure de la force des liens faibles tend vers la norme de la valeur moyenne des voisins car il y a beaucoup d'agents populaires. Les résultats suivants sur les structures de réseau vont de pair avec l'analyse de la densité du réseau.

Troisièmement, le modèle montre que les structures de réseau de relations entre agents peuvent considérablement influencer leur consommation d'eau. Nous montrons que les graphes complets impliquent des consommations globales d'eau plus faibles. Ceci est directement lié aux effets de la densité sur les réseaux. D'autres structures offrent plus de nuances. En effet, les réseaux en étoile ou en cycle produisent des quantités plus variables de consommations globales. Dans le cas du réseau en étoile, il est facile de comprendre que la norme sociale de tous les individus est guidée par la consommation de l'agent central. Ainsi, un agent central faible consommateur peut fortement impacter à la baisse la consommation de tous les autres, produisant ainsi un effet constructif important de la norme. Mais la situation inverse peut également se produire et impliquer un effet destructeur de la norme.

Enfin, nous utilisons un exemple d'extraction d'eau avec 10 utilisateurs partageant la ressource commune. Nous constatons que certaines configurations avec de nombreux petits consommateurs (respectivement grands consommateurs) exercent un effet réellement constructif (respectivement destructeur) de la norme. Cela est accentué par certaines

structures de réseau comme ceux en étoile. Un dernier effet est également observé, qui vient en complément des trois présentés par Schultz et al. (2007), qui se produit par exemple dans le cas d'un réseau en étoile avec un énorme consommateur au centre. Les gros consommateurs situés autour de cet agent central sont même confortés dans leur choix d'extraire énormément et extraient encore plus de ressources que dans une situation sans norme. Cette norme de forte consommation renforce et accentue les comportements des gros consommateurs.

Ce modèle présente des perspectives intéressantes sur la calibration des normes mais il peut encore être amélioré. Les fonctions comportementales des extracteurs d'eau individuels sont simplifiées et il serait intéressant d'ajouter plus de réalisme au modèle. Par exemple, il serait possible d'ajouter certains attributs des ménages qui influenceraient les consommations individuelles, ou une saisonnalité dans la consommation d'eau (Linkola et al., 2013 ; Nhim et al., 2019 ; Berger et al., 2007). De plus, nous supposons que les agents connaissent l'information sur les normes sociales des autres, mais celle-ci est implicitement donnée par un régulateur (par des autocollants sur la facture d'eau par exemple). Nous aurions alors pu ajouter un régulateur au modèle, pouvant choisir l'information à donner à chaque agent (Ali et al., 2017 ; Yuan et al., 2014 ; Zhao et al., 2013).

En outre, nous supposons que le stock d'eau est implicitement limité par le coût d'extraction, car il est possible de forer plus profondément dans les nappes phréatiques pour en obtenir davantage, mais nous pourrions également imaginer un stock d'eau limité, ce qui est le cas par exemple en période de sécheresse dans certains pays où la consommation est rationnée. Nous nous concentrons principalement sur les types de normes descriptives mais il pourrait être intéressant d'étudier plus en détail les normes injonctives tant que la préservation de l'eau apparaît comme un comportement vertueux dans l'esprit de chacun.

Bien que ce chapitre montre certaines limites de la mise en oeuvre des normes sociales et des effets *boomerang*, il y a cependant des résultats prometteurs qui pourraient aider les décideurs politiques à calibrer les normes. En effet, ce modèle trouve des résultats similaires à ceux de l'étude de terrain de Datta et al. (2015). Une norme sociale moyenne

peut être efficace pour diminuer la consommation des gros consommateurs. Cependant, pour éviter l'effet *boomerang*, les recommandations individuelles sont plus efficaces sur les faibles consommateurs dans le cas d'une norme descriptive. Sinon, ils sont incités à augmenter leur consommation. La mise en place d'un message injonctif permet donc d'éviter cet effet *boomerang*. Les incitations normatives pour les gros consommateurs et l'élaboration de plans adaptés apparaissent comme une option relativement bon marché et efficace pour diminuer la consommation d'eau.

Dans une optique de politique publique et pour aller plus loin, il conviendrait également de mesurer les écarts entre les situations d'équilibre avec les solutions socialement optimales. Cela pourrait permettre de comparer ces situations et de fournir aux décideurs publics des indications pour tendre vers cette situation socialement préférable. En effet, il est ici question de l'efficacité des normes sociales et certains types de normes sont préférables dans certains réseaux de consommateurs. Il serait intéressant de nourrir les réflexions sur cette idée d'efficacité de la norme au sein des réseaux.

Notre modèle est principalement construit de manière théorique et son manque de calibration empirique empêche une réelle analyse de mise en oeuvre. Une recherche complémentaire intéressante consisterait à appliquer les prédictions de notre modèle à des situations réelles, basées sur des données contextuelles afin de valider et de renforcer les résultats et les nuances observés. Cela permettrait de tester les implications politiques et les différents effets de la norme sociale sur les ressources communes en eau. La piste de l'économie expérimentale pourrait aussi s'avérer complémentaire à cette approche globale pour étudier des comportements réels de consommation et offrir une mesure quantitative du goût pour la conformité des individus, jusqu'alors peu étudié.

5.6 Annexes

5.6.1 Commandes codées du modèle

```

; Extraction with mean social norm
to extract-mean-norm
  choose-quantity
  ask turtles [set utility_i alpha_i * quantity_i - (1 / 2) * quantity_i * quantity_i - gamma * quantity_i * Q_total - (delta_i / 2) * ((quantity_i - mean_norm_i) * (quantity_i - mean_norm_i))]
  tick
end

```

FIGURE 5.9 – Code de la commande pour calculer l'utilité d'extraction avec une norme par la moyenne

```

to choose-quantity
  ; this procedure allows agent to decide if they want to consume one unit more or less, depending on what the others did the turn before. It adjusts the quantity at each period of decision.
  ;However, the procedure to decrease water consumption stops if quantity is at 27 because it is estimated as the minimum level of required water for each individual.

  repeat 150 [ ask turtles [if ((alpha_i * quantity_i - (1 / 2) * quantity_i * quantity_i - gamma * quantity_i * Q_total - (delta_i / 2) * ((quantity_i - mean_norm_i) * (quantity_i - mean_norm_i))) <
    (alpha_i * (quantity_i + 1) - (1 / 2) * (quantity_i + 1) * (quantity_i + 1) - gamma * (quantity_i + 1) * Q_total - (delta_i / 2) * (((quantity_i + 1) - mean_norm_i) * ((quantity_i + 1) - mean_norm_i))))
    [ set quantity_i (quantity_i + 1)]]
    ask turtles [set mean_norm_i mean [quantity_i] of link-neighbors]
  ask turtles [if (alpha_i * quantity_i - (1 / 2) * quantity_i * quantity_i - gamma * quantity_i * Q_total - (delta_i / 2) * ((quantity_i - mean_norm_i) * (quantity_i - mean_norm_i))) <
    (alpha_i * (quantity_i - 1) - (1 / 2) * (quantity_i - 1) * (quantity_i - 1) - gamma * (quantity_i - 1) * Q_total - (delta_i / 2) * (((quantity_i - 1) - mean_norm_i) * ((quantity_i - 1) - mean_norm_i))))
    and quantity_i > 27
    [ set quantity_i (quantity_i - 1)]]
  ask turtles [set mean_norm_i mean [quantity_i] of link-neighbors]]

```

FIGURE 5.10 – Code de la commande pour choisir la quantité extraite

```

if layout? [layout]
if count turtles = population [ ; We want the network to have the numer of "population" turtles, as set by the slider
  stop ]

```

FIGURE 5.11 – Code de la commande pour varier la population

```

to expand-connections
  ask turtles [create-links-with n-of random max_connections other turtles]
  ; Here we want to find a command such that agents can connect themselves to more than one other agents
  ; Here be careful because max connection has to be low enough compared to the number of agents. It is not possible to have two links between two similar agents.
  ; Thus, for each agent n, he can have n-1 connections at most.
end

```

FIGURE 5.12 – Code de la commande pour varier les connections entre agents

5.6.2 Spécifications des normes dans divers scénarios

	Configuration 1			
	Sans normes	Moyenne	Force des liens faibles	Variabilité
Min	2500	2351	2348	2715
1er Qu.	2500	2407	2405	2954
Médiane	2500	2417	2418	3014
Moyenne	2500	2417	2417	3016
3ème Qu.	2500	2427	2429	3073
Max	2500	2466	2472	3417

TABLE 5.7 – Effet des normes dans le scénario 1

	Configuration 2			
	Sans normes	Moyenne	Force des liens faibles	Variabilité
Min	2675	2567	2545	2860
1er Qu.	2675	2612	2610	3051
Médiane	2675	2619	2620	3096
Moyenne	2675	2619	2619	3101
3ème Qu.	2675	2626	2628	3148
Max	2675	2661	2658	3459

TABLE 5.8 – Effet des normes dans le scénario 2

	Configuration 3			
	Sans normes	Moyenne	Force des liens faibles	Variabilité
Min	2275	2110	2118	2487
1st Qu.	2275	2174	2174	2731
Median	2275	2187	2187	2796
Mean	2275	2186	2187	2798
3rd Qu.	2275	2198	2200	2865
Max	2275	2251	2263	3198

TABLE 5.9 – Effet des normes dans le scénario 3

	Paramètres aléatoires			
	Sans normes	Moyenne	Force des liens faibles	Variabilité
Min	2619	2506	2508	2918
1er Qu.	2847	2744	2746	3278
Médiane	2899	2796	2797	3354
Moyenne	2897	2795	2797	3352
3ème Qu.	2949	2848	2851	3428
Max	3148	3076	3083	3792

TABLE 5.10 – Effet des normes avec des paramètres aléatoires

5.6.3 Spécification des normes dans divers scénarios avec des réseaux denses

	Configuration 1			
	Sans normes	Moyenne	Force des liens faibles	Variabilité
Min	2500	2350	2351	2727
1er Qu.	2500	2399	2398	2924
Médiane	2500	2408	2408	2971
Moyenne	2500	2408	2408	2973
3ème Qu.	2500	2416	2418	3020
Max	2500	2449	2459	3278

TABLE 5.11 – Effets des normes dans des réseaux denses dans le scénario 1

	Configuration 2			
	Sans normes	Moyenne	Force des liens faibles	Variabilité
Min	2675	2572	2564	2868
1er Qu.	2675	2607	2606	3001
Médiane	2675	2613	2613	3034
Moyenne	2675	2613	2613	3037
3ème Qu.	2675	2619	2620	3072
Max	2675	2648	2648	3237

TABLE 5.12 – Effets des normes dans des réseaux denses dans le scénario 2

	Configuration 3			
	Sans normes	Moyenne	Force des liens faibles	Variabilité
Min	2275	2118	2120	2492
1er Qu.	2275	2164	2164	2723
Médiane	2275	2175	2175	2785
Moyenne	2275	2174	2175	2785
3ème Qu.	2275	2185	2186	2845
Max	2275	2225	2232	3184

TABLE 5.13 – Effets des normes dans des réseaux denses dans le scénario 3

	Paramètres aléatoires			
	Sans normes	Moyenne	Force des liens faibles	Variabilité
Min	2615	2418	2474	2881
1er Qu.	2848	2732	2735	3253
Médiane	2900	2786	2786	3326
Moyenne	2897	2786	2786	3324
3ème Qu.	2949	2839	2837	3396
Max	3166	3048	3047	3666

TABLE 5.14 – Effets des normes dans des réseaux denses avec des paramètres aléatoires

5.6.4 Effets des structures de réseaux

	Configuration 1			
	Complet	Étoile	Cycle	Ligne
Min	2353	2271	2366	2367
1er Qu.	2395	2339	2416	2417
Médiane	2403	2467	2425	2426
Moyenne	2403	2421	2425	2426
3ème Qu.	2411	2501	2435	2436
Max	2448	2550	2479	2476

TABLE 5.15 – Effets des structures dans le scénario 1

	Configuration 2			
	Complet	Étoile	Cycle	Ligne
Min	2584	2433	2583	2576
1er Qu.	2605	2519	2620	2620
Médiane	2610	2660	2625	2625
Moyenne	2610	2616	2625	2625
3ème Qu.	2614	2669	2630	2631
Max	2639	2698	2664	2670

TABLE 5.16 – Effets des structures dans le scénario 2

	Configuration 3			
	Complet	Étoile	Cycle	Ligne
Min	2119	2085	2130	2126
1er Qu.	2158	2136	2185	2186
Médian	2167	2152	2197	2198
Moyenne	2168	2197	2197	2198
3ème Qu.	2177	2296	2209	2210
Max	2219	2397	2254	2254

TABLE 5.17 – Effets des structures dans le scénario 3

	Paramètres aléatoires			
	Complet	Étoile	Cycle	Ligne
Min	2484	2393	2427	2494
1er Qu.	2726	2716	2753	2755
Médiane	2780	2799	2804	2806
Moyenne	2779	2800	2804	2806
3ème Qu.	2833	2886	2856	2857
Max	3057	3177	3103	3076

TABLE 5.18 – Effets des structures avec des paramètres aléatoires

5.6.5 Intégralité du code

L'intégralité du code du modèle est disponible sur le lien suivant :

www.sites.google.com/view/paulinepedehour/phd-appendix,

sous réserve de validation d'accès par l'auteure.

Conclusion

Cette thèse examine divers outils d'aide à la décision pour la répartition de la ressource en eau en région Pays de la Loire, en prenant en compte les différents usagers de l'eau. L'objectif commun des usagers de l'eau et des distributeurs, dans une optique coopérative autour de cet enjeu partagé, est de répondre aux besoins et aux attentes de toutes les parties prenantes.

Afin de mieux comprendre ces besoins et ces attentes pour une meilleure gestion de l'eau, une étude de terrain a été conduite auprès des acteurs concernés (associations, collectivités, distributeurs d'eau, consommateurs domestiques, industriels, agriculteurs, Agence de l'eau etc.). Cela a permis de peindre le tableau des visions de pensées sur les moyens pour mieux gérer la ressource en eau afin qu'elles soient accessibles et disponibles pour tous. Cette étude a été conduite sur un territoire restreint (la région Pays de la Loire) mais non moins intéressant par ses caractéristiques intrinsèques. En effet, cette région dispose d'une répartition hydrique très hétérogène. À l'est, les ressources y sont abondantes et de bonne qualité alors que les usagers y sont moins nombreux. À l'ouest, les ressources y sont rares, et manquent particulièrement d'eaux souterraines de bonne qualité, alors que la demande y est très forte avec une densité de population importante et une demande estivale très élevée.

Cinq profils de perception ont été trouvés sur les moyens de préserver et mieux gérer la ressource à l'échelle régionale :

1. une gestion active guidée par l'arbitrage entre quantité et qualité ;
2. l'implication de tous pour une gestion durable de la ressource ;
3. résoudre les problématiques locales par la connaissance des données et des indicateurs ;

4. l'optimisation technologique pour compenser le manque d'engagement citoyen ;
5. et la tarification et régulation pour accompagner la préservation de l'eau.

Cette étude de terrain a également permis de mettre en lumière les aires de consensus entre tous les acteurs participants à l'étude. Ainsi, il apparaît clairement une volonté générale d'opérer des changements systémiques en agriculture avec une réduction voire une suppression des pesticides et produits phytosanitaires, de diminuer les vecteurs de pollutions de la ressource, et enfin, de tenir compte des enjeux induits par le changement climatique à long terme. Ces grandes tendances peuvent représenter le terrain fertile d'une coopération entre acteurs autour de la ressource pour des politiques efficaces et acceptées de tous. Cette contribution à échelle locale ouvre des perspectives plus générales. Tout d'abord, elle conforte l'utilisation de la méthode Q, développée par Stephenson (1953), comme outil exploratoire et complémentaire aux outils économiques standards déjà encouragé par Baker et al. (2006) et Gauttier (2017). Cette approche méthodologique permet de saisir avec finesse les nuances de perceptions des acteurs sur une thématique donnée, en s'adaptant aux enjeux locaux (Barry et al., 1999). On peut donc imaginer l'utiliser également sur d'autres territoires, avec d'autres énoncés propres aux spécificités locales, ou bien sur des groupes de participants différents (par exemple, faire un ciblage sur un type d'acteur pour certains moyens de préservation).

Face à la rareté de la ressource sur ce territoire régional, il est nécessaire d'éviter tous les gaspillages en eau, tant du point de vue de l'offre que de la demande. Plaçons nous d'abord du côté de la réduction des gaspillages de la ressource concernant l'offre et la distribution d'eau. Dans l'idée de préserver et d'allouer de manière optimale la ressource, une analyse de *Data Envelopment Analysis* environnemental (Farrell, 1957) a été conduite pour comprendre les déterminants de la performance des réseaux de distribution. Contrairement à de nombreuses études qui s'intéressent davantage au prix de l'eau (Carpentier et al., 2006 ; Le Lannier et al., 2012), l'attention est ici portée sur les fuites d'eau des réseaux et donc sur le gaspillage environnemental de la ressource. Sans omettre le coût économique que cela induit pour les consommateurs et les distributeurs qui assument cette eau qui retourne au milieu naturel, le coût environnemental est aussi important.

Pour comprendre les déterminants de la performance des réseaux d'eau, le cas de Nantes Métropole est pris pour exemple. Regroupant 24 communes avec des concentrations d'abonnés, des spécificités territoriales et différents types de gestion, ce territoire présente un intérêt certain pour conduire ce genre d'étude. Par ailleurs, ce travail fournit une analyse pluriannuelle, souvent difficile à effectuer par manque de données (Romano et al., 2011), et s'étend sur la période 2013-2017 ce qui permet de mesurer également les évolutions des performances. Trois grands résultats sont mis en lumière.

- Les réseaux peu denses sont souvent moins performants pour gérer les fuites d'eau.
- La gestion en régie sur le territoire de Nantes Métropole est moins efficace sur les fuites d'eau que le reste du réseau, géré par un opérateur privé (ici Véolia Eau).
- Les communes semi-urbaines ont un Indice Linéaire de Pertes plus faible que les communes urbaines sur ce territoire, et par conséquent une meilleure performance environnementale.

Cette analyse de performance montre que certains procédés d'urbanisation et modes de gestion de l'eau sont plus efficaces que d'autres pour éviter les fuites d'eau sur les réseaux. Néanmoins, cette application locale reste à l'échelle de l'agglomération nantaise. Il serait donc intéressant de poursuivre ce travail sur d'autres territoires avec d'autres caractéristiques locales. Le cadre méthodologique proposé ici est totalement opérationnel pour être transposé sur d'autres échelles et d'autres territoires afin d'aider les communes à perdre moins d'eau en amont de la distribution, alors que les pertes en Pays de la Loire représentent déjà environ 20% de l'eau acheminée. Il enrichit donc la littérature sur les performances des réseaux d'eau en proposant une approche par les fuites d'eau plus que par les prix.

Plaçons nous désormais du point de vue de la demande en eau, qui nécessite également une réduction des consommations sous-optimales et des gaspillages de la ressource. De nombreux instruments économiques et réglementaires tels que les quotas (Montginoul, 1998), les subventions, les taxes (Pigou, 1920 ; Plott, 1966 ; Baumol, 1972) ou les lois (Nakhla, 2013 ; Amigues, 2020) ont été mis en place pour protéger les usages de la ressource. Néanmoins, ces usages se retrouvent fréquemment confrontés à un rejet, une incompréhension

ou un détachement de la part des consommateurs de tous types. Dans cette optique, il est ici proposé de se concentrer sur une autre alternative : le *nudge*. Le *nudge* a été couramment utilisé dans des études empiriques pour diminuer la consommation de la ressource en eau (Goldstein et al., 2008 ; Bernedo et al., 2014 ; Datta et al., 2015 ; Byerly et al., 2019 ; Chabe-Ferret et al., 2019). Néanmoins, dans la plupart de ces études, un seul type de *nudge* est testé sur une population.

Ainsi, ce chapitre de thèse contribue à la littérature en permettant de comparer plusieurs types de *nudges* faisant appel à divers biais cognitifs, pour savoir lesquels sont efficaces et les réactions qu'ils induisent. Cela permet aussi de savoir pour quelles raisons les consommateurs d'eau peuvent les désapprouver. En se basant sur les représentations individuelles subjectives du grand public, une étude Q a été mise en place testant 15 exemples de *nudges* différents pour diminuer la consommation d'eau. Cette étude a permis de mettre en exergue trois profils de *nudges* qui donnent envie de préserver la ressource en eau :

- le *nudge* impactant, efficace et direct sans faire culpabiliser ;
- le *nudge* holistique pour un impact de long terme ;
- le *nudge* rigolo et dont on ne se lasse pas.

Selon les publics ciblés, un *nudge* peut être plus ou moins efficace. Il est donc nécessaire que les décideurs publics qui mettent en place ce type d'incitation soient sûrs qu'ils vont impacter utilement les consommateurs d'eau, et qu'ils n'auront pas d'effet inverse, lié à la culpabilité, l'incompréhension ou le rejet de cette incitation. Cette étude a permis de montrer que certains publics sont plus réceptifs à certains types de *nudges*.

Il serait intéressant, dans cette même approche, de tester les *nudges* à petite échelle avant de les mettre en place, mais aussi de mener le même type d'étude sur des échantillons plus ciblés en fonction du lieu où l'on souhaite les installer. Il existe divers types de *nudges* pour aider à diminuer la consommation d'eau mais certains sont plus couramment utilisés dans les applications réelles. C'est le cas des comparaisons par la norme sociale avec d'autres consommateurs de la ressource car cette incitation présente un double avantage : elle peut toucher une très large population à moindre coût.

La norme sociale, qui consiste à comparer sa consommation d'eau à un groupe d'appartenance a déjà été mise en place dans de nombreuses études empiriques (Datta et al., 2015; Chabe-Ferret et al., 2019). Néanmoins, la modélisation théorique de ce concept dans les modèles de consommation d'eau reste encore peu explorée dans la littérature. Ce chapitre développe un modèle théorique à la croisée de trois littératures : les normes sociales (Ushchev et Zenou, 2020), les jeux d'extraction d'eau (Ambec et Sprumont, 2002; Ambec et Ehlers, 2008b) et la théorie des réseaux (Jackson, 2010). L'originalité de cette approche est de combiner les trois littératures en une pour proposer un modèle d'extraction de la ressource où les individus sont guidés à la fois par leur propres bénéfices et coûts d'extraction, mais aussi par des normes sociales endogènes.

L'unicité de l'équilibre de Nash est établie dans ce modèle et les propriétés d'optimum social sont aussi étudiées. L'analyse de statique comparative est intéressante car la prise en compte de l'effet réseau à travers le voisinage des individus peut venir contrer les variations couramment trouvées dans la littérature. Si l'effet réseau ne l'emporte pas, on retrouve un effet positif sur la quantité totale consommée d'une variation du bénéfice d'extraction ou un effet négatif d'une variation du coût d'extraction. Les effets réseaux, qui comprennent à la fois des substituabilités et complémentarités entre acteurs, offrent de nouvelles perspectives sur la consommation de la ressource en eau. Cette modélisation théorique permet aussi dans ses extensions de considérer de nombreuses situations réalistes autour de la consommation de la ressource avec des comportements anticonformistes, des passagers clandestins, des systèmes de récompenses (respectivement pénalités) pour les petits (respectivement grands) consommateurs de la ressource. Ce travail montre les effets des normes sociales sur les consommations d'eau et offre un cadre théorique général.

Afin de comprendre les effets des normes sociales à plus grande échelle que les expérimentations empiriques, et pour pallier aux limites de la généralisation théorique, un modèle multi-agents est développé. En s'appuyant sur le modèle théorique précédent, où les préférences des individus sont guidées par leur propre extractions mais aussi par des normes sociales endogènes, les effets de cette incitation sont étudiés pour réduire la consommation d'eau. L'approche multi-agents permet une flexibilité et une représen-

tation de l'hétérogénéité des agents où chacun dispose d'attributs prenant des valeurs différentes (Miller et al., 2009). Cela permet de représenter la diversité des besoins et des attentes des consommateurs d'eau puisque chacun retirera une satisfaction individuelle de la consommation de la ressource et aura une incitation plus ou moins forte à suivre son voisinage.

Ce modèle multi-agents a permis de tester plusieurs effets : l'impact des structures de réseau et de la densité, et différentes spécifications de normes sociales. Les résultats montrent que les réseaux complets et plus denses induisent en moyenne une consommation globale plus faible de la ressource en eau. Néanmoins, certains réseaux plus spécifiques comme les réseaux en étoile conduisent parfois à des valeurs de consommation totale plus faibles sur la ressource lorsque l'individu central a un comportement vertueux. Cela incite donc tous les autres à faire de même.

On observe ici l'effet constructif de la norme décrit par (Schultz et al., 2007) qui survient si les gros consommateurs sont incités à diminuer leur consommation d'eau. À l'inverse, dans des réseaux en étoile avec un grand consommateur d'eau central ou lorsque des gros consommateurs sont situés les uns à côté des autres dans un réseau linéaire ou circulaire, alors on peut observer un effet destructeur de la norme. Ainsi, les faibles consommateurs d'eau, par conformisme sont incités à augmenter leur consommation. Par ailleurs, il existe aussi un effet restructif de la norme (Schultz et al., 2007) lorsque les faibles consommateurs conservent un comportement vertueux malgré un voisinage de forts consommateurs car ils reçoivent une incitation injunctive précisant qu'ils adoptent déjà le bon comportement. À ces trois effets, ce modèle a permis d'en ajouter un autre, appelé ici effet « re-destructif » de la norme. il survient lorsque des gros consommateurs sont entourés de gros consommateurs également et sont donc confortés dans leur consommation élevée. Ils peuvent alors avoir tendance à même augmenter leur consommation par rapport à une situation sans message de norme sociale.

Ainsi ce modèle multi-agents a permis, à travers divers scénarios, d'étudier les différents effets des normes sociales sur les consommations d'eau et les gaspillages de la ressource. Il offre des perspectives intéressantes pour les décideurs qui souhaiteraient mettre en place ce type d'incitations. Par exemple, sur les gros consommateurs, il vaut mieux

appliquer une incitation par la moyenne et densifier le niveau d'information sur les voisins. Pour les petits consommateurs, afin d'éviter des effets « *boomerang* » indésirables de l'incitation par la norme sociale, il vaut mieux s'appuyer sur des petits groupes de référence qui ont déjà un comportement vertueux et leur prodiguer une information sur des structures de réseau plus petites pour prendre comme référence seulement les individus aux comportements pro-environnementaux. Ce modèle présente plusieurs limites. Seuls trois scénarios différents sont testés et la norme par la moyenne est ici prise comme référence alors qu'elle lisse les consommations des voisins. De plus, il est ici question d'une norme descriptive qui pourrait être complétée par une norme injonctive.

Pour résumer, cette thèse apporte de nouvelles perspectives sur les attentes et les besoins des acteurs de la ressource en eau à l'échelle d'un territoire comme la région Pays de la Loire. Tant du côté de l'offre que de la demande en eau, de nouveaux outils d'aide à la décision pour les décideurs publics sont détaillés et évalués dans le but de diminuer les distributions et les consommations sous optimales de la ressource. Ce travail ouvre de nombreuses perspectives futures de recherche encore inexplorées. Quatre d'entre elles vont potentiellement faire l'objet de travaux de recherche à court terme.

Premièrement, le modèle multi-agents doit être étendu pour permettre de pallier aux limites techniques calculatoires. À titre d'exemple, il serait intéressant de pouvoir tester les normes sociales basées sur la proximité des liens en palliant à l'aspect combinatoire très exigeant des calculs de chemins possibles entre agents. Il serait aussi pertinent de tester d'autres structures de réseau et normes sociales pour comprendre encore davantage leurs effets sur les consommations globales de la ressource. Les résultats du modèle se sont ici principalement appuyés sur les consommation totales de la ressource, agrégeant ainsi les comportements individuels mais il peut être pertinent d'étudier également à l'échelle plus micro-économique les différents types de consommateurs en fonction de leurs attributs individuels et de leur position dans le réseau de consommation. Il pourrait également être pertinent d'inclure une temporalité avec des extractions sur plusieurs périodes par le biais d'une approche dynamique (Nhim et al., 2019 ; Berger et al., 2007). Enfin, il serait intéressant de confronter encore davantage le modèle à des données réelles, imaginant par

exemple un stock d'eau réel contraignant l'utilisation de la ressource.

Deuxièmement, il semblerait pertinent de tester également le modèle théorique avec les outils de l'économie expérimentale (Krupka et al., 2013 ; Bicchieri et al., 2009 ; Czakowski et al., 2017) . Cela permettrait de tester en conditions réelles les effets de la norme sociale et des structures de réseau sur les individus. Néanmoins, l'aspect parfois « hors sol » de ce type d'approche nécessiterait une sélection pertinente des participants pour les mettre en conditions réelles. Par exemple, on pourrait imaginer recruter des agriculteurs d'un même territoire partageant une ressource commune ou bien des consommateurs domestiques déjà liés par leur voisinage afin qu'ils se sentent réellement impliqués et qu'ils n'aient pas à s'imaginer voisins avec d'autres participants sans l'être réellement. Sinon, un manque de proximité pourrait amenuiser les incitations normatives. Il faudrait également prodiguer aux participants une meilleure information globale sur leur consommation d'eau car beaucoup d'utilisateurs ne regardent pas le nombre de m³ consommés sur leur facture d'eau ou n'y ont tout simplement pas accès. Il faudrait donc un *design* permettant aux individus de se projeter en conditions réelles dans un réseau d'extracteurs.

Troisièmement, notre modélisation théorique se concentre sur le partage d'une seule et unique ressource commune en eau, mais İlkiliç (2011) propose une approche multi-sources du partage de la ressource. Dans ce cadre théorique, où les agents peuvent extraire sur plusieurs sources en même temps, il est également intéressant de comprendre l'impact des mesures de normes sociales sur les consommations individuelles, en suivant une approche semblable aux travaux de Ushchev et Zenou (2020). Par exemple, cela pourrait passer par une norme par source, où les agents sont influencés par les autres extracteurs de leurs sources communes.

Quatrièmement, les effets des normes sociales sont impactants sur les consommations des ressources communes mais peuvent aussi encourager la contribution pour des biens publics environnementaux. En effet, les individus contribuent parfois à des biens publics par altruisme et par mimétisme pour financer une campagne de préservation d'espèces en danger (Bond et al., 2009), pour protéger des environnements naturels et prévenir des dommages écologiques (Kahneman et al., 1994), pour financer des campagnes d'énergie verte (Kotchen et al., 2007) ou encore pour encourager le recyclage des déchets (Czakowski et

al., 2017). La littérature montre que le financement volontaire de ces biens publics peut être encouragé par les pratiques du cercle familial, amical ou des relations de manière plus générale (Sanditov et al., 2016). Plus globalement, Nyborg (2020) montre que ces normes sociales peuvent créer et soutenir des cercles vicieux ou vertueux en faveur ou non des comportements pro-environnementaux. Un travail est donc en cours sur la manière dont les normes sociales façonnent les contributions aux biens publics environnementaux.

Bibliographie

- ABILDTRUP J., GARCIA S., KERE E. (2015), “Land use and drinking water supply : a spatial switching regression model with spatial endogenous switching”, *Revue d’Économie Régionale et Urbaine*, (1), 321-342.
- ALI A. M., SHAFIEE M. E., BERGLUND E. Z. (2017), “Agent-based modeling to simulate the dynamics of urban water supply : Climate, population growth, and water shortages.”, *Sustainable Cities and Society*, 28, 420-434.
- AMBEC S., SPRUMONT Y. (2002), “Sharing a river”, *Journal of Economic Theory*, 107(2), 453-462.
- AMBEC S., EHLERS L. (2008), “Cooperation and equity in the river sharing problem”, *Game Theory and Policy Making in Natural Resources and the Environment*, 112-131.
- AMBEC S., EHLERS L. (2008), “Sharing a river among satiable agents”, *Games and Economic Behavior*, 64(1), 35-50.
- AMBEC S., DINAR A. (2010), “Hot stuff : Would climate change alter transboundary water sharing treaties?”, *TSE Working Paper n. 10-216*.
- AMBEC S., DINAR A., MCKINNEY D. (2013), “Water sharing agreements sustainable to reduced flows”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 66(3), 639-655.
- ALLOUCH N. (2015), “On the private provision of public goods on networks”, *Journal of Economic Theory*, 157, 527-552.
- AMIGUES J. P. (2020), “Gérer les services écosystémiques. Le cas de l’eau et des milieux aquatiques”, *Les services écosystémiques dans les espaces agricoles. Paroles de chercheur(e)s*, 17-28.

- ARARAL E., ASQUER A., WANG Y. (2017), “Regulatory constructivism : Application of Q methodology in Italy and China”, *Water Resources Management*, 31(8), 2497-2521.
- ASQUER A. (2014), “Understanding subjectivities in the regulation of local water services : A Q-methodology study of elected public officers in Italy”, *Water*, 6(3), 670-693.
- AZAR O.H. (2004), “What sustains social norms and how they evolve? The case of tipping”, *Journal of Economic Behavior & Organization*, 54(1), 49-64.
- BAKER R., THOMPSON C., MANNION R. (2006), “Q methodology in health economics”, *Journal of health services research and policy*, 11(1), 38-45.
- BALLESTER C., CALVÓ-ARMENGOL A. (2010), “Interactions with hidden complementarities”, *Regional Science and Urban Economics*, 40(6), 397-406.
- BALLESTER C., CALVÓ-ARMENGOL A., ZENOU Y. (2006), “Who’s who in networks. Wanted : the key player”, *Econometrica*, 74(5), 1403-1417.
- BANASICK S. (2019), “Kade : A desktop application for Q methodology”, *Journal of Open Source Software*, 4(36), 1360.
- BARNES A. P., TOMA L., WILLOCK J., HALL C. (2013), “Comparing a budgeto a nudge : Farmer responses to voluntary and compulsory compliance in a water quality management regime”, *Journal of Rural Studies*, 32, 448-459.
- BARRY, J., PROOPS, J. (1999), “Seeking sustainability discourses with Q methodology”, *Ecological economics*, 28(3), 337-345.
- BAUMOL W. J. (1972), “On taxation and the control of externalities”, *The American Economic Review*, 62(3), 307-322.
- BÉNABOU R., TIROLE J. (2006), “Incentives and prosocial behavior”, *American Economic Review*, 96(5), 1652-1678.
- BERGER T., BIRNER R., MCCARTHY N., DÍAZ J., WITTMER H. (2007), “Capturing the complexity of water uses and water users within a multi-agent framework.”, *Water resources management*, 21(1), 129-148.

- BERMAN A., PLEMMONS R.J. (1994), *Nonnegative matrices in the mathematical sciences*, SIAM, Philadelphia.
- BERNEDO M., FERRARO P.J., PRICE M. (2014), “The persistent impacts of norm-based messaging and their implications for water conservation”, *Journal of Consumer Policy*, 37(3), 437-452.
- BHATTACHARYYA A., HARRIS T. R., NARAYANAN R., RAFFIEE K. (2015), “Specification and estimation of the effect of ownership on the economic efficiency of the water utilities”, *Regional science and urban Economics*, 25(6), 759-784.
- BICCHIERI C., XIAO E. (2009), “Do the right thing : but only if others do so”, *Journal of Behavioral Decision Making*, 22(2), 191-208.
- BISCHOFF-MATTSON Z., LYNCH A. H., JOACHIM L. (2018), “Justice, science, or collaboration : divergent perspectives on Indigenous cultural water in Australia’s Murray-Darling Basin”, *Water Policy*, 20(2), 235-251.
- BLOCH F., JACKSON M. O., TEBALDI P. (2021), “Centrality measures in networks”, *arXiv preprint arXiv :1608.05845*..
- BONACICH P. (1972), “Factoring and weighting approaches to status scores and clique identification”, *Journal of Mathematical Sociology*, 2(1), 113-120.
- BONACICH P. (1987), “Power and centrality : A family of measures”, *American Journal of Sociology*, 92(5), 1170-1182.
- BOND C. A., CULLEN K. G., LARSON D. M. (2009), “Joint estimation of discount rates and willingness to pay for public goods”, *Ecological Economics*, 68(11), 2751-2759.
- BRAMOULLÉ Y., KRANTON R. (2007), “Public goods in networks”, *Journal of Economic Theory*, 135(1), 478-494.
- BRAMOULLÉ Y., KRANTON R., D’AMOURS M. (2014), “Strategic interaction and networks”, *American Economic Review*, 104(3), 898-930.

- BREKKE K.A., KVERNDOKK S., NYBORG K. (2003), “An economic model of moral motivation”, *Journal of Public Economics*, 87(9-10), 1967-1983.
- BRENT D.A., LOTT C., TAYLOR M., COOK J., ROLLINS K., STODDARD S. (2020), “What Causes Heterogeneous Responses to Social Comparison Messages for Water Conservation?”, *Environmental and Resource Economics*, 77(3), 503-537.
- BROUWER S., PIERON M., SJERPS R., ETTY T. (2019), “Perspectives beyond the meter : a Q-study for modern segmentation of drinking water customers”, *Water Policy*, 21(6) : 1224-1238.
- BROWN S. R. (1980), “Political subjectivity : Applications of Q methodology in political science”, *Yale University Press*.
- BROWN S. R. (1993), “A primer on Q methodology”, *Operant subjectivity*, 16(3/4), 91-138.
- BYERLY H., BALMFORD A., FERRARO P. J., ET AL. (2019), “chapter one : nudging pro-environmental behavior : evidence and opportunities. Increasing private contributions to environmental goods with behavioral insights.”, 1001 : 8.
- CANNEVA G., PEZON C. (2011), “Des communes aux communautés, la révolution invisible des services d’eau en France”, *Flux*, (4), 56-67.
- CANNEVA G., GUÉRIN-SCHNEIDER L. (2011), “La construction des indicateurs de performance des services d’eau en France : mesurer le développement durable?”, *Natures Sciences Société*, 19 (3), 213-223.
- CARPENTIER A., NAUGES C., REYNAUD A., THOMAS A. (2006), “Effets de la délégation sur le prix de l’eau potable en France”, *Économie et Prévision*, (3), 1-19.
- CARRÉ C., DEROUBAIX J. (2009), “L’utilisation domestique de l’eau de pluie révélatrice d’un modèle de service d’eau et d’assainissement en mutation?”, *Flux*, (2), 26-37.
- CARVALHO P., MARQUES R. (2011), “The influence of the operational environment on the efficiency of water utilities”, *Journal of environmental management*, 92(10), 2698-2707.

- CAVAGNAC M. AND GOUGUET J. J. (2008), “La directive cadre sur l’eau au défi de l’internalisation des effets externes”, *Revue Européenne de Droit de l’Environnement*, 12(3), 251-265.
- CHABE-FERRET S., LE COENT P., REYNAUD A., SUBERVIE J., LEPERCQ D. (2019), “Can we nudge farmers into saving water ? Evidence from a randomised experiment”, *European Review of Agricultural Economics*, 46(3), 393-416.
- CHAMBRE RÉGIONALE DES COMPTES PAYS DE LA LOIRE (2014), “Observations définitives concernant la gestion de Nantes Métropole Enquête Régies d’Eau”, www.ccomptes.fr/sites/default/files/EzPublish/ROD-2014-236-Ntes-metropole-R-gie-de-l-eau.pdf.
- CHOI Y. J., AHN J. C., IM H. T., KOO A. (2014), “Best management practices for water loss control in Seoul”, *Procedia Engineering*, 89, 1585-1593.
- CHONG E., HUET F., SAUSSIER S., STEINER F. (2006), “Public-private partnerships and prices : Evidence from water distribution in France”, *Review of Industrial Organization*, 29(1-2), 149.
- CHONG E., SAUSSIER S., SILVERMAN B. S. (2015), “Water under the bridge : Determinants of franchise renewal in water provision”, *The Journal of Law, Economics, and Organization*, 31, i3-39.
- CIALDINI R.B., RENO R.R., KALLGREN C.A. (1990), “A focus theory of normative conduct : recycling the concept of norms to reduce littering in public places”, *Journal of Personality and Social Psychology*, 58(6), 1015.
- COSIC A., COSIC H., ILLE S. (2018), “Can nudges affect students’ green behaviour ? A field experiment”, *Journal of Behavioral Economics for Policy*, 2, no 1 : 107-111.
- COTTLE R.W., PANG J.S., STONE R.E. (2009), *The linear complementarity problem*, SIAM, Philadelphia.
- CROSON R. ET TREICH N. (2014), “Behavioral environmental economics : promises and challenges”, *Environmental and Resource Economics*, 58, no 3 : 335-351.

- CUPPEN E., BREUKERS S., HISSCHEMÖLLER M., BERGSMA E. (2010), “ Q methodology to select participants for a stakeholder dialogue on energy options from biomass in the Netherlands ”, *Ecological Economics*, 69(3), 579-591.
- CZAJKOWSKI M., HANLEY N., NYBORG K. (2017), “ Social norms, morals and self-interest as determinants of pro-environment behaviours : the case of household recycling ”, *Environmental and Resource Economics*, 66(4), 647-670.
- DATTA S., MIRANDA J.J., ZORATTO L., CALVO-GONZÁLEZ O., DARLING M., LORENZANA K. (2015), “ A behavioral approach to water conservation : Evidence from Costa Rica ”, *World Bank Policy Research Working Paper 7283*.
- DAVIES B. B., HODGE I. D. (2012), “ Shifting environmental perspectives in agriculture : Repeated Q analysis and the stability of preference structures ”, *Ecological Economics*, 83, 51-57.
- DÉCAMPS A., BARBAT G. (2017), “ Gouvernance durable du service public de l’eau et ancrage territorial : une approche par les profils de territoires ”, *Revue d’Économie Régionale et Urbaine*, (2), 297-334.
- DE PAOLA F., FONTANA N., GALDIERO E., GIUGNI M., DEGLI UBERTI G. S., VITALETTI M. (2014), “ Optimal design of district metered areas in water distribution networks ”, *Procedia engineering*, 70, 449-457.
- DONG X, DU X, LI K, ZENG S, BLEDSOE B P (2018), “ Benchmarking sustainability of urban water infrastructure systems in China ”, *Journal of cleaner production*, 170, 330-338.
- DURNING D. (1999), “ The transition from traditional to postpositivist policy analysis : A role for Qmethodology ”, *Journal of Policy Analysis and Management*, 18(3), 389-410.
- EARNHART D., FERRARO P.J. (2020), “ The effect of peer comparisons on polluters : a randomized field experiment among wastewater dischargers ”, *Environmental and Resource Economics*, 1-26.

- ELSTER J. (1989), “ Social norms and economic theory ”, *Journal of Economic Perspectives*, 3(4), 99-117.
- ERDLENBRUCH K., LOUBIER S., MONTGINOUL M., MORARDET S., LEFEBVRE M. (2013), “ La gestion du manque d’eau structurel et des sécheresses en France ”, *Sciences Eaux Territoires* , (2), 78-85.
- FAIRWEATHER J. R., SWAFFIELD S. R. (2014), “ Visitors’ and locals’ experiences of Rotorua, New Zealand : An interpretative study using photographs of landscapes and Q method ”, *International Journal of Tourism Research*, 4(4) : 283-297.
- FALKINGER J. (1996), “ Efficient private provision of public goods by rewarding deviations from average ”, *Journal of Public Economics*, 62(3), 413-422.
- FARRELL M. J. (1957), “ The measurement of productive efficiency ”, *Journal of the Royal Statistical Society : Series A (General)*, 120(3), 253-281.
- FERRARO P. J., MIRANDA J. J. (2013), “ Heterogeneous treatment effects and mechanisms in information-based environmental policies : Evidence from a large-scale field experiment. ”, *Resource and Energy Economics*, 35(3), 356-379.
- FOROUZANI M., KARAMI E., ZAMANI G. H., MOGHADDAM K. R. (2013), “ Agricultural water poverty : Using Q-methodology to understand stakeholders’ perceptions ”, *Journal of arid environments*, 97, 190-204.
- FORRESTER J., COOK B., BRACKEN L., CINDERBY S., DONALDSON A. (2015), “ Combining participatory mapping with Q-methodology to map stakeholder perceptions of complex environmental problems ”, *Applied Geography*, 56, 199-208.
- FRANTZI S., CARTER N. T., LOVETT J. C. (2009), “ Exploring discourses on international environmental regime effectiveness with Q methodology : A case study of the Mediterranean Action Plan ”, *Journal of environmental management*, 90(1), 177-186.
- GARCIA S., THOMAS A. (2001), “ The structure of municipal water supply costs : application to a panel of French local communities ”, *Journal of Productivity analysis* , 16(1), 5-29.

- GARCIA R. (2005), “ Uses of agentbased modeling in innovation/new product development research ”, *Journal of product innovation management*, 22(5), 380-398.
- GAUTTIER S. (2017), “ Increasing Transparency in Interpretive Research : Q-Method to Objectivize the Researcher’s Subjectivity. ”.
- GAUZENTE C. (2005), “ La méthode Q et l’étude de la subjectivité ”, *Management des ressources humaines : Méthodes de recherche en sciences humaines et sociales*, 178-207.
- GAUZENTE C., GOOD J. M. (2019), “ Q Methodology, William Stephenson and post-disciplinarity ”, *Postdisciplinary Knowledge*.
- GINTIS H. (2003), “ Solving the puzzle of prosociality ”, *Rationality and Society*, 15(2), 155-187.
- GOLDSTEIN N. J., CIALDINI R. B., ET GRISKEVICIUS V. (2008), “ A room with a viewpoint : Using social norms to motivate environmental conservation in hotels ”, *Journal of consumer Research*, 35, no 3 : 472-482.
- GONZÁLEZ-GÓMEZ F., MARTÍNEZ-ESPIÑEIRA R., GARCÍA-VALIÑAS M. A., GARCÍA-RUBIO M. A. (2012), “ Explanatory factors of urban water leakage rates in Southern Spain ”, *Utilities Policy*, 22, 22-30.
- GRANOVETTER M.S. (1973), “ The strength of weak ties ”, *American journal of sociology*, 78(6), 1360-1380.
- GROSSMAN, P. J., M. PIROZZI AND J. POPE (1993), “ An empirical test of freerider behaviour. ”, *Australian Economic Papers*, 32(60), 152-160.
- HANSEN P. G. ET JESPERSEN A. M. (2013), “ Nudge and the manipulation of choice : A framework for the responsible use of the nudge approach to behaviour change in public policy ”, *European Journal of Risk Regulation*, 4, no 1 : 3-28.
- HARDIN G. (1968), “ The tragedy of the commons ”, *Science*, 162, 1243-1248.
- HAUSMAN D. M., WELCH B. (2010), “ Debate : To nudge or not to nudge ”, *Journal of Political Philosophy*, 18, no 1 : 123-136.

- HERMANS L. M., THISSEN W. A. (2009), “Actor analysis methods and their use for public policy analysts”, *European Journal of Operational Research*, 196(2), 808-818.
- HUMMEL D., MAEDCHE A. (2019), “How effective is nudging? A quantitative review on the effect sizes and limits of empirical nudging studies.”, *Journal of Behavioral and Experimental Economics*, 80, 47-58.
- HUNT D., ROGERS C. (2014), “H A benchmarking system for domestic water use”, *Sustainability*, 6(5), 2993-3018.
- İLKILIÇ R. (2011), “Networks of common property resources”, *Economic Theory*, 47(1), 105-134.
- IRIBARNEGARAY M. A., DE LA ZERDA M. F. E., HUTTON C. M., BRANNSTROM C., LIBERAL V. I., TEJERINA W., SEGHEZZO L. (2014), “Water-conservation policies in perspective : insights from a Q-method study in Salta, Argentina”, *Water Policy*, 16(5), 897-916.
- JACKSON M. O. (2010), “Social and economic networks”, *Princeton university press*.
- JENSEN, A. K. (2019), “A structured approach to attribute selection in economic valuation studies : using q-methodology”, *Ecological Economics*, 166, 106400.
- KAHNEMAN D., RITOV I. (1994), “Determinants of stated willingness to pay for public goods : A study in the headline method”, *Journal of Risk and Uncertainty*, 9(1), 5-37.
- KATZ, L. (1953), “A new status index derived from sociometric analysis”, *Psychometrika*, 818, 39-43.
- KORTELAINE M., KUOSMANEN T. (2004), “Data envelopment analysis in environmental valuation : environmental performance, eco-efficiency and cost-benefit analysis”, *Working paper*. Retrieved November 5, 2017, from www.ideas.repec.org/p/wpa/wwwpot/0409004.html.
- KOTCHEN M. J., MOORE M. R. (2007), “Private provision of environmental public goods : Household participation in green-electricity programs”, *Journal of Environmental Economics and management*, 53(1), 1-16.

- KREPS D.M. (1997), “Intrinsic motivation and extrinsic incentives”, *American Economic Review, Papers and Proceedings*, 87(2), 359-364.
- KRUPKA E. L., WEBER R. A. (2013), “Identifying social norms using coordination games : Why does dictator game sharing vary?”, *Journal of the European Economic Association*, 11(3), 495-524.
- KYRIAKOPOULOU E., XEPAPADEAS A. (2021), “Natural resource management : a network perspective”, *Environmental and Resource Economics*, 80, 221256.
- LAMBOTTE J. M., BRÜCK L., HALLEUX J. M. (2008), “Étalement urbain et services collectifs : Les surcoûts d’infrastructures liés à l’eau”, *Revue d’Économie Régionale et Urbaine*, (1), 21-42.
- LANGE O. (1942), “The foundations of welfare economics”, *Econometrica*, 215-228.
- LE COENT P., PRÉGET R., THOYER S. (2021), “Farmers follow the herd : a theoretical model on social norms and payments for environmental services”, *Environmental and Resource Economics*, 78(2), 287-306.
- LEDE E., MELEADY R., SEGER C. R. (2019), “Optimizing the influence of social norms interventions : Applying social identity insights to motivate residential water conservation.”, *Journal of Environmental Psychology*, 62, 105-114.
- LE LANNIER A., PORCHER S. (2012), “Gestion Publique ou Privée ? Un benchmarking des services d’eau en France”, *Revue d’économie industrielle*, (140), 19-44.
- LEONG C. (2016), “The role of emotions in drinking recycled water”, *Water*, 8(11), 548.
- LÉVESQUE A., DUPRAS J., BISSONNETTE J. F. (2019), “The pitchfork or the fishhook : a multi-stakeholder perspective towards intensive farming in floodplains”, *Journal of Environmental Planning and Management*, 1-17.
- LINKOLA L., ANDREWS C. J., SCHUETZE T. (2013), “An agent based model of household water use.”, *Water*, 5(3), 1082-1100.

- LUNN P. D., LYONS S., MURPHY M. (2020), “Predicting farms’ noncompliance with regulations on nitrate pollution”, *Journal of Environmental Planning and Management*, 1- 21.
- LYNCH A. H., ADLER C. E., HOWARD N. C. (2014), “Policy diffusion in arid Basin water management : a Q method approach in the MurrayDarling Basin, Australia”, *Regional environmental change*, 14(4), 1601-1613.
- MACKIE G., MONETI F., SHAKYA H., DENNY E. (2010), “What are social norms”, *How are they measured*, 723.
- MADANI K. (2010), “Game theory and water resources”, *Journal of Hydrology*, 381(3-4), 225-238.
- MARTÍNEZ-ESPIÑEIRA R., GARCÍA-RUBIO M. A., GONZÁLEZ-GÓMEZ F. (2017), “Which factors, and to what extent, influence the condition of urban water distribution networks. An empirical analysis of the Spanish case”, *Water resources and economics*, 18, 20-33.
- MAYOL A., PORCHER S. (2019), “Tarifs discriminants et monopoles de l’eau potable : une analyse de la réaction des consommateurs face aux distorsions du signal-prix”, *Revue économique*, (7), 213-247.
- METROPOLIS N., ULAM S. (1949), “The monte carlo method”, *Journal of the American statistical association*, 44(247), 335-341.
- MILLER J. H., PAGE S. E. (2009), “Complex adaptive systems : an introduction to computational models of social life : an introduction to computational models of social life.”, *Princeton university press*.
- MINATO W. CURTIS A. AND ALLAN C. (2010), “Social norms and natural resource management in a changing rural community”, *Journal of Environmental Policy & Planning*, 12(4), 381-403.
- MINKMAN E., VAN DER SANDEN M., RUTTEN M. (2017), “Practitioners’ viewpoints

- on citizen science in water management : a case study in Dutch regional water resource management”, *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(1), 153-167.
- MIRANDA J. J., DATTA S., ET ZORATTO L. (2019), “Saving Water with a Nudge (or Two) : Evidence from Costa Rica on the Effectiveness and Limits of Low-Cost Behavioral Interventions on Water Use”, *The World Bank Economic Review*..
- MONTGINOUL M. (1998), “Instruments économiques de gestion de l’eau”, *Annales des Ponts et Chaussées*, Vol. 87, pp. p-47.
- MONTGINOUL M. (2004), “La structure de la tarification de l’eau potable et de l’assainissement en France : éléments de réponse au travers d’une enquête nationale”, *Doctoral dissertation, irstea*.
- MONTGINOUL M. (2007), “Quelle structure tarifaire pour économiser l’eau?”, *Gérer et comprendre*, 87, 35-47.
- MONTGINOUL M. (2013), “La consommation d’eau en France : historique, tendances contemporaines, déterminants”, *Sciences Eaux Territoires*, (1), 68-73.
- MOREWEDGE C. K. ET KAHNEMAN D. (2010), “Associative processes in intuitive judgment.”, *Trends in cognitive sciences*, 14, no 10 : 435-440.
- MY K. B., OUVRARD B. (2019), “Nudge and tax in an environmental public goods experiment : Does environmental sensitivity matter?”, *Resource and Energy Economics*, 55 : 24-48.
- NAMATAME A., CHEN S. H. (2016), “Agent-based modeling and network dynamics.”, *Oxford University Press*..
- NANTES MÉTROPOLE (2017), “Rapport annuel sur l’eau. [en ligne]”, www.nantesmetropole.fr/medias/fichier/rapport-annuel-eau-2017-def_1532684999867.pdf?INLINE=FALSE.
- NANTES MÉTROPOLE, “Consultation de données sur Nantes Métropole, Services publics d’eau et d’assainissement (2019)”, www.services.eaufrance.fr/donnees/service/129083/2017.

- NAKHLA M. (2013), “La régulation par les instruments : les services d’eau en Europe”, *Presses des MINES*.
- NASPETTI S., MANDOLESI S., ZANOLI R. (2016), “Using visual Q sorting to determine the impact of photovoltaic applications on the landscape”, *Land Use Policy*, 57, 564-573.
- NAUGES C., WHITTINGTON D. (2019), “Social norms information treatments in the municipal water supply sector : some new insights on benefits and costs”, *Water Economics and Policy* , 5, no 03 : 1850026.
- NHIM T., RICHTER A., ZHU X. (2019), “The resilience of social norms of cooperation under resource scarcity and inequalityAn agent-based model on sharing water over two harvesting seasons.”, *Ecological Complexity*, 40, 100709.
- NICOLLE P., PUSHPALATHA R., PERRIN C., FRANÇOIS D., THIÉRY D., MATHEVET T., ... , REGIMBEAU F. (2014), “ Benchmarking hydrological models for low-flow simulation and forecasting on French catchments”, *Hydrology and Earth System Sciences*, 18, 2829-2857.
- NYBORG K. (2020), “No man is an island : social coordination and the environment”, *Environmental and Resource Economics*, 76(1), 177-193.
- OUVRARD B. (2019), “Les nudges pour améliorer l’environnement en économie publique”, *Revue française d’économie*, 34, no 2 : 3-60.
- OUVRARD B., STENGER A. (2020), “Informational nudges and public goods in networks”, *Journal of Environmental Economics and Policy*, 9(3), 281-303.
- ORMEROD K. J. (2019), “Toilet power : potable water reuse and the situated meaning of sustainability in the southwestern United States”, *Journal of Political Ecology*, 26(1), 633-651.
- PEDEHOUR P., RICHEFORT L. (2022), “Empowerment of social norms on water consumption.”, *Environmental and Resource Economics*, 1-31 .

- PEDEHOUR P., TESSON M., VALLÉE T. (2021), “ Une évaluation de la performance des réseaux de distribution d’eau potable ”, *Revue d’économie régionale et urbaine*, (4), 551-592.
- PELLERANO J.A., PRICE M.K., PULLER S.L., SÁNCHEZ G.E. (2017), “ Do extrinsic incentives undermine social norms? Evidence from a field experiment in energy conservation ”, *Environmental and resource Economics*, 67(3), 413-428.
- PETROULIAS N., FOUEAS D., BOUGOULIA E. (2016), “ Estimating water losses and assessing network management intervention scenarios : the case study of the water utility of the city of Drama in Greece ”, *Procedia engineering* , 162 : 559-567.
- PEZON C. (2009), “ Organisation et gestion des services d’eau potable en France hier et aujourd’hui ”, *Revue d’économie industrielle*, (127), 131-154.
- PIGOU A. C. (1920), “ Some problems of foreign exchange ”, *The Economic Journal*, 30(120), 460-472.
- PLOTT, C. R. (1966), “ Externalities and corrective taxes ”, *Economica*, 84-87.
- PORCHER S. (2013), “ Une estimation des coûts d’efficience des tarifs actuels des services publics de l’eau en France ”, *Revue économique*, 64 (3), 551-560.
- RAADGEVER G. T., MOSTERT E., VAN DE GIESEN N. C. (2019), “ Identification of stakeholder perspectives on future flood management in the Rhine basin using Q methodology ”, *Hydrology and earth system sciences*, 12(4), 1097-1109.
- RAILSBACK S. F., LYTINEN S. L., JACKSON S. K. (2006), “ Agent-based simulation platforms : Review and development recommendations ”, *Simulation*, 82(9), 609-623.
- RIVERS N., SHENSTONE-HARRIS S., YOUNG N. (2017), “ Using nudges to reduce waste ? The case of Toronto’s plastic bag levy ”, *Journal of environmental management*, 188, 153-162.
- ROMANO G., GUERRINI A. (2011), “ Measuring and comparing the efficiency of water utility companies : A data envelopment analysis approach ”, *Utilities Policy*, 19(3), 202-209.

- RUDESTAM K. (2014), “Loving water, resenting regulation : Sense of place and water management in the Willamette watershed”, *Society & Natural Resources*, 27.1 : 20-35.
- SAILLARD Y. (2004), “L’analyse économique des normes : représentation et traitement des interactions dans les modèles de simulation”.
- SANDITOV B., ARORA S. (2016), “Social network and private provision of public goods”, *Journal of Evolutionary Economics*, 26(1), 195-218.
- SCHELLING, T. C. (1969), “Models of segregation”, *The American economic review*, 59(2), 488-493.
- SCHUBERT C. (2017), “Green nudges : Do they work? Are they ethical?”, *Ecological Economics*, 132, 329-342.
- SCHULTZ P.W., NOLAN J.M, CIALDINI R.B., GOLDSTEIN N.J. , GRISKEVICIUS V. (2007), “The constructive, destructive, and reconstructive power of social norms”, *Psychological Science*, 18(5), 429-434.
- SHULMAN H. C., RHODES N., DAVIDSON E., RALSTON, R., BORGHETTI L., MORR L. (2017), “The state of the field of social norms research”, *International Journal of Communication*, 11, 22.
- SINGLER E. (2015), “Nudge marketing”, *English Version : Winning at Behavioral Change. Pearson*.
- SMETS H. (2016), “Le droit à l’eau : Quelle quantité minimum?”, *Académie de l’eau, Séminaire sur l’accessibilité de l’eau en Europe, Bruxelles*.
- SMITH V. L. (1968), “Economics of production from natural resources”, *American Economic Review*, 409-431.
- STARR M. A. (2014), “Qualitative and mixed methods research in economics : surprising growth, promising future”, *Journal of economic surveys*, 28(2), 238-264.
- STEPHENSON W. (1953), “The study of behavior ; Q-technique and its methodology”.

- STEPHENSON W. (1981), “Principles for the Study of Subjectivity” *Operant Subjectivity*, 2(4), 37-53.
- STEVENSON H. (2019), “Contemporary discourses of green political economy : A Q method analysis”, *Journal of Environmental Policy and Planning*, 21(5), 533-548.
- STØRKSEN I., THORSEN A. A. (2011), “Young children’s participation in a Q study with visual images : some comments on reliability and validity.”
- STRICKERT G., CHUN K. P., BRADFORD L., CLARK D., GOBER P., REED M. G., PAYTON D. (2015), “Unpacking viewpoints on water security : lessons from the South Saskatchewan River Basin”, *Water Policy*, 18(1), 50-72.
- SUNSTEIN C. R. (2016), “Do people like nudges”, *Administrative Law Review*, 68, 177.
- SUNSTEIN C. R. (2018), “Better off, as judged by themselves : a comment on evaluating nudges”, *International Review of Economics*, 65(1), 1-8.
- TABESH M., YEKTA A., BURROWS R. (2009), “An integrated model to evaluate losses in water distribution systems”, *Water Resources Management*, 23(3), 477-492.
- THALER R. H. ET SUNSTEIN C. R. (2008), “Nudge : improving decisions about health, Wealth, and Happiness”.
- THANASSOULIS E. (2009), “The use of data envelopment analysis in the regulation of UK water utilities : water distribution”, *European Journal of Operational Research*, 126(2), 436-453.
- TORRES M.M.J., CARLSSON F. (2018), “Direct and spillover effects of a social information campaign on residential water-savings”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 92, 222-243.
- TREUIL J. P., DROGOUL A., ZUCKER J. D. (2008), “Modélisation et simulation à base d’agents : exemples commentés, outils informatiques et questions théoriques.”, *Dunod*.
- USHCHEV P., ZENOU Y. (2020), “Social norms in networks”, *Journal of Economic Theory*, 185, 104969.

- VUGTEVEEN P., LENDERS H. R., DEVILEE J. L., LEUVEN R. S., VAN DER VEEREN R. J., WIERING M. A., HENDRIKS A. J. (2010), “Stakeholder value orientations in water management”, *Society and natural resources*, 23.9 : 805-821.
- WAINGER L., MCMURRAY A., PAOLISSO M., JOHNSON K. J., NEEDELMAN B. (2017), “Coastal community values for marsh-dependent socioecological services revealed through a systematic qualitative approach”, *Agricultural and Resource Economics Review*, 46(2), 338-364.
- WANG-ERLANDSSON L., TOBIAN A., VAN DER ENT R. J., FETZER I., TE WIERIK S., PORKKA M., ... ROCKSTRÖM J. (2022), “A planetary boundary for green water”, *Nature Reviews Earth Environment*, 1-13.
- WARD L. (2013), “Eco-governmentality revisited : Mapping divergent subjectivities among Integrated Water Resource Management experts in Paraguay”, *Geoforum*, 46, 91-102.
- WATTS S., STENNER P. (2012), “Doing Q methodological research : Theory, method & interpretation”, *Sage editions*.
- WOLFF F., SCHÖNHERR N., HEYEN D. A. (2017), “Effects and success factors of sustainable consumption policy instruments : a comparative assessment across Europe”, *Journal of Environmental Policy & Planning*, 19.4, 457-472..
- YOUNG R. A. (1986), “Why are there so few transactions among water users?”, *American Journal of Agricultural Economics*, 68(5), 1143-1151.
- YUAN X. C., WEI Y. M., PAN S. Y., JIN J. L. (2014), “Urban household water demand in Beijing by 2020 : an agent-based model.”, *Water resources management*, 28(10), 2967-2980.
- ZHANG Y., LEEZER J. (2009), “Emergence of social norms in complex networks”, *In 2009 International Conference on Computational Science and Engineering. IEEE.*, 4, 539-555.

ZHAO J., CAI X., WANG Z. (2013), “Comparing administered and market-based water allocation systems through a consistent agent-based modeling framework.”, *Journal of environmental management*, 123, 120-130.

Titre : Outils d'aide à la décision pour la répartition de la ressource en eau en région Pays de la Loire

Mots clés : gouvernance de l'eau, politiques publiques, norme sociale, réseaux, *nudges*.

Résumé : La disponibilité limitée de l'eau et la pluralité des décisionnaires concernés (décideurs publics, gouvernement, entreprises, ménages etc.) posent les questions de l'allocation optimale du stock et de l'adéquation qualitative et quantitative entre l'eau disponible et l'eau exploitable. Utilisée pour les usages domestiques, l'industrie, l'irrigation et l'énergie, l'eau peut aussi être un vecteur d'externalités en matière de santé, d'éducation, d'environnement et de pollution.

La disponibilité en eau en région Pays de la Loire est contrainte par une grande hétérogénéité spatio-temporelle, ce qui en fait un espace complexe et pertinent à étudier au regard de la ressource. Ainsi, cette région est appropriée pour définir des outils pour mieux gérer et préserver durablement la ressource hydrique, et servir de vitrine de référence à d'autres territoires.

L'objectif des recherches conduites dans le cadre de cette thèse est donc de proposer des outils d'aide à la décision pour la répartition de la ressource en eau en région Pays de la Loire. Les travaux effectués montrent que l'eau est un enjeu partagé qui fait face à des besoins, des attentes et des priorités très disparates de la multitude d'acteurs qui gravite autour de la ressource (Chapitre 1). Il convient donc, tant sous le prisme de la distribution (Chapitre 2) que de la consommation (Chapitres 3, 4 et 5) d'envisager de nouvelles solutions (telles que les incitations par la norme sociale) pour préserver la ressource et la répartir de manière optimale.

Les méthodes utilisées dans cette thèse sont la Q méthode, l'application environnementale du *Data Envelopment Analysis*, les théories des jeux et des réseaux et un modèle multi-agents.

Title : Decision-making tools for water resource allocation in the Pays de la Loire region

Keywords : water governance, public policies, social norm, networks, nudges.

Abstract : The limited availability of water and the plurality of decision-makers involved (public decision-makers, government, companies, households, etc.) raise the question of the optimal allocation of the water stock. It questions the qualitative and quantitative adequacy between the available water and the required water. If we use water for domestic, industrial, irrigation, and energy purposes, it can also be a vector of externalities in terms of health, education, environment, and pollution.

The region Pays de la Loire suffers from spatio-temporal availability of water resources. Thus, this area is appropriate to define tools for better management and sustainable preservation of water resources that can be useful for other territories.

To catch these questions, the research objective of this thesis is to offer decision-making tools for the distribution of water resources in the Pays de la Loire region. The work carried out shows that water is a shared issue that faces very disparate needs, expectations, and priorities of the multitude of stakeholders that evolves around the resource (Chapter 1). It is, therefore, necessary in terms of supply (Chapter 2) and consumption (Chapters 3, 4, and 5) to consider new solutions for preserving the resource and allocating it optimally, such as social normative incentives.

The methods used in this thesis are the Q method, the environmental application of Data Envelopment Analysis, game and network theories and an agent-based model.

