



HAL
open science

Le système hydrique urbain : une grille d'analyse originale pour qualifier les défis de la gestion de l'eau dans les villes européennes

Thomas Bolognesi

► To cite this version:

Thomas Bolognesi. Le système hydrique urbain : une grille d'analyse originale pour qualifier les défis de la gestion de l'eau dans les villes européennes. 2012, 28 p. halshs-00719372

HAL Id: halshs-00719372

<https://shs.hal.science/halshs-00719372>

Submitted on 19 Jul 2012

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

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



ÉCONOMIE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE
ET DE L'ÉNERGIE

Le système hydrique urbain
Une grille d'analyse originale
pour qualifier les défis de la gestion de l'eau
dans les villes européennes

Thomas Bolognesi

juillet 2012

Cahier de recherche n° 14/2012

Le système hydrique urbain : une grille d'analyse originale pour qualifier les défis de la gestion de l'eau dans les villes européennes.

Thomas Bolognesi
LEPII-EDDEN UPMF-CNRS
+33 (0)4 76 82 54 10
thomas.bolognesi@upmf-grenoble.fr

Mots-clés : Économie institutionnelle ; Soutenabilité ; Gestion de l'eau ; Europe ; Ville

Classification JEL : Q01 ; Q25 ; R11 ; O18

En conséquence de la dégradation de la qualité de la ressource et du patrimoine technique, la gestion de l'eau dans les villes européennes est actuellement insatisfaisante (WWF, 2006 ; Gerber *et al.*, 2009).

Ce constat global d'échec dans la gouvernance hydrique urbaine en Europe sert de point de départ aux chercheurs qui se focalisent alors sur les moyens d'améliorer l'efficacité des politiques publiques. À ce titre, les questions de la tarification (Olmstead *et al.*, 2007 ; Neverre *et al.*, 2010) , de la participation (Borowski *et al.*, 2008 ; Pahl-Wostl *et al.*, 2010) ou des indicateurs statistiques (Bagheri et Hjorth, 2007 ; Palme et Tillman, 2009) sont particulièrement abordées. Mais, paradoxalement, cet intérêt des chercheurs pour la formulation de recommandations tend à évincer l'analyse de la nature même des dysfonctionnements à l'œuvre. Pour illustration, les données sur la gestion de l'eau en Europe sont relativement rares et difficilement comparables d'un pays à l'autre. Il en découle des lacunes dans la compréhension de l'objet et donc une réduction de la fiabilité des résultats prospectifs. Ces zones d'ombre de la connaissance freinent les politiques publiques dans la mise en œuvre d'une gestion soutenable (Barraqué, 2006). En amont de l'analyse du processus de gouvernance, l'enjeu réside donc également dans l'analyse des déséquilibres auxquels fait face la gestion de l'eau urbaine dans l'Europe des quinze.

Cet article s'inscrit dans ce dernier axe de recherche et propose une nouvelle grille d'analyse bâtie sur la notion de système hydrique urbain (SHU) afin de permettre la caractérisation de l'état de la gestion de l'eau dans les villes. Le SHU, en tant que grille descriptive, s'inscrit dans une perspective néoinstitutionnaliste (North, 1990 ; Ostrom, 1990).

Il est défini comme une articulation dynamique entre les acteurs d'un cycle hydrique urbain et les institutions les coordonnant. La notion a été construite à partir de l'observation de la gestion de l'eau dans les villes européennes. L'apport de cette grille réside dans une représentation fine du fonctionnement du système en prenant soin de séparer les différents éléments internes. Dès lors, elle distingue les sources potentielles de dysfonctionnements et, si le cas des villes européennes illustre ici une utilisation possible, cette grille peut s'adapter à une variété de terrains.

La mise en œuvre de l'approche proposée procède selon une méthodologie transversale et la comparaison se cantonne à la zone intra-européenne, en particulier aux trois modèles de gestion européens (allemand, anglais et français) identifiés dans la littérature (Barraqué, 1995 ; Correia, 1998). La démarche adoptée confronte les composantes d'un SHU à des critères de durabilité. L'avantage de cette démarche est double. D'abord, elle est reproductible à d'autres SHU que les seuls européens. Ensuite, par rapport à la littérature existante (Barraqué, 1993, 2005 ; Gerber *et al.*, 2009), elle produit une information nouvelle en distinguant les différents dysfonctionnements des SHU en Europe (SHUE), et surtout en isolant leurs sources.

Nous procéderons dans cet article en deux étapes avant de conclure. D'abord, nous expliciterons la démarche utilisée pour construire la notion de SHU, chaque étape concrétisera un peu plus le propos. Ensuite, la grille d'analyse exposée sera appliquée à la dimension patrimoniale de la gestion de l'eau dans les villes européennes.

1 CONSTRUCTION D'UNE GRILLE D'ANALYSE INSTITUTIONNALISTE DE LA GESTION HYDRIQUE URBAINE : LE SYSTEME HYDRIQUE URBAIN

La construction du SHU s'appuie sur une conception néoinstitutionnaliste des systèmes sociaux et réfère notamment au concept d'encastrement. Ensuite, la spécification des composantes d'un SHU passe par l'intégration des caractéristiques du secteur hydrique urbain.

1.1 PERSPECTIVE NEOINSTITUTIONNALISTE : ONTOLOGIE ET JUSTIFICATION

La nouvelle économie institutionnaliste propose un ensemble de notions et concepts pertinents pour aborder notre question de recherche. D'abord, grâce à la conception prioritairement formelle des institutions et à la perception de l'existence de l'institution comme une réponse à un problème d'action collective, l'ontologie néoinstitutionnaliste permet d'analyser la gouvernance de l'eau dans les villes européennes. Les néoinstitutionnalistes définissent les institutions comme un ensemble de règles formelles et

informelles et s'attellent principalement à l'étude des règles formelles. Cette focalisation sur la règle écrite permet de capter l'essentiel des facteurs motivant et encadrant les choix des acteurs intervenant dans le cycle hydrique urbain. En effet, la base de données des profils institutionnels construite par l'AFD montre par exemple le haut degré de formalisation des systèmes de régulations sociaux dans les pays européens (Meisel, Ould Aoudia, 2007). Dès lors, une analyse institutionnaliste des phénomènes sociaux de cette région gagne en pertinence si elle développe une réflexion sur les règles formelles. Ensuite, les institutions apparaissent par fonctionnalisme. L'activité économique engendre des problèmes d'action collective, comme les défaillances de marché par exemple, que les institutions minimisent. Ainsi, nous interprétons les SHU en termes de relations coordonnées par des institutions dont l'efficacité varie.

L'ontologie néoinstitutionnaliste amène à considérer l'organisation des SHU européens par l'intermédiaire de l'individu et ce faisant la rationalité, tout comme le calcul stratégique, occupe une place centrale. Cependant, les aspects culturels non expliqués par la théorie ne sont pas oubliés. En effet, leur existence est considérée et le système les incorpore sous forme de variables exogènes¹. Au-delà de cette vision de la réalité, c'est notre question de recherche qui nous pousse à adopter une démarche d'obédience néoinstitutionnaliste. D'abord, la NEI comporte une visée universaliste, elle repère les régularités puis les extrapole afin de construire des lois, des mécanismes normaux ou des schémas types (Théret, 2000). La visée universaliste de la NEI conduit à employer une unité d'analyse commune afin de ne pas discriminer les systèmes *a priori*. Cette unité, la transaction et ses coûts, permet une comparaison des SHU à partir d'une même échelle ; la mise à plat opérée facilite le rapprochement entre les causalités et les résultats identifiés. De la sorte, les résultats sont généralisables car chaque cas représente une variation d'une forme générique.

La méthodologie néoinstitutionnaliste analyse un système au sein d'un enchevêtrement de quatre niveaux institutionnels (Williamson, 2000). Ces niveaux se distinguent à partir de leur rythme de changement, du plus lent au plus rapide et chaque niveau contraint le niveau inférieur (Tableau 1). Le premier niveau regroupe les dimensions informelles, les théories sociales le saisissent. L'environnement institutionnel se situe au deuxième niveau et l'économie des droits de propriété ainsi que les théories politiques

¹ Puisqu'elle partage avec la NEI une entrée par l'individu, l'économie des conventions peut offrir les outils nécessaires à l'explication de ces aspects culturels sans rejeter les résultats obtenus auparavant par une démarche néoinstitutionnaliste (Favereau, 2011). Les conventionnalistes fournissent une lecture interprétative de la rationalité limitée alors que les néoinstitutionnalistes offrent un regard à travers le calcul. En ce sens les deux approches semblent complémentaires (Hall, Taylor, 1996 ; Théret, 2000 ; Nielsen, 2001).

positives l'appréhendent. La structure de gouvernance constitue le troisième niveau et s'analyse au moyen de l'économie des coûts de transaction. Enfin, le quatrième niveau relève de l'allocation des marchés, évolue en permanence et fait l'objet de l'économie néoclassique. La NEI traite les trois premiers niveaux et leurs interactions. La méthode néoinstitutionnaliste part des individus puis remonte vers les objets collectifs, elle procède à rebours de la dynamique de l'enchevêtrement institutionnel. Ainsi, l'analyse du niveau 3 vient avant celle du niveau 2, *etc.* Cette méthode s'explique par un souci de pragmatisme, le plus proche est traité avant le plus général.

Tableau 1 : Architecture et enchevêtrement institutionnel dans la nouvelle économie institutionnaliste

Niveau	Fréquence	Théorie pertinente
Niveau 1 : Institutions informelles, coutumes, traditions, normes religieuses, <i>etc.</i>	100 à 1 000 ans	Théorie sociale
Niveau 2 : Environnement institutionnel : droits de propriété, institutions politiques, <i>etc.</i>	10 à 100 ans	Économie des droits de propriété, théorie politique positive
Niveau 3 : Gouvernance : structure de gouvernance, transactions, contrats, <i>etc.</i>	1 à 10 ans	Économie des coûts de transaction
Niveau 4 : Allocation des ressources et emploi : prix, quantités, incitations, <i>etc.</i>	Continu	Économie néoclassique, Théorie de l'agence

Source : Traduit de Williamson, 2000, p. 597.

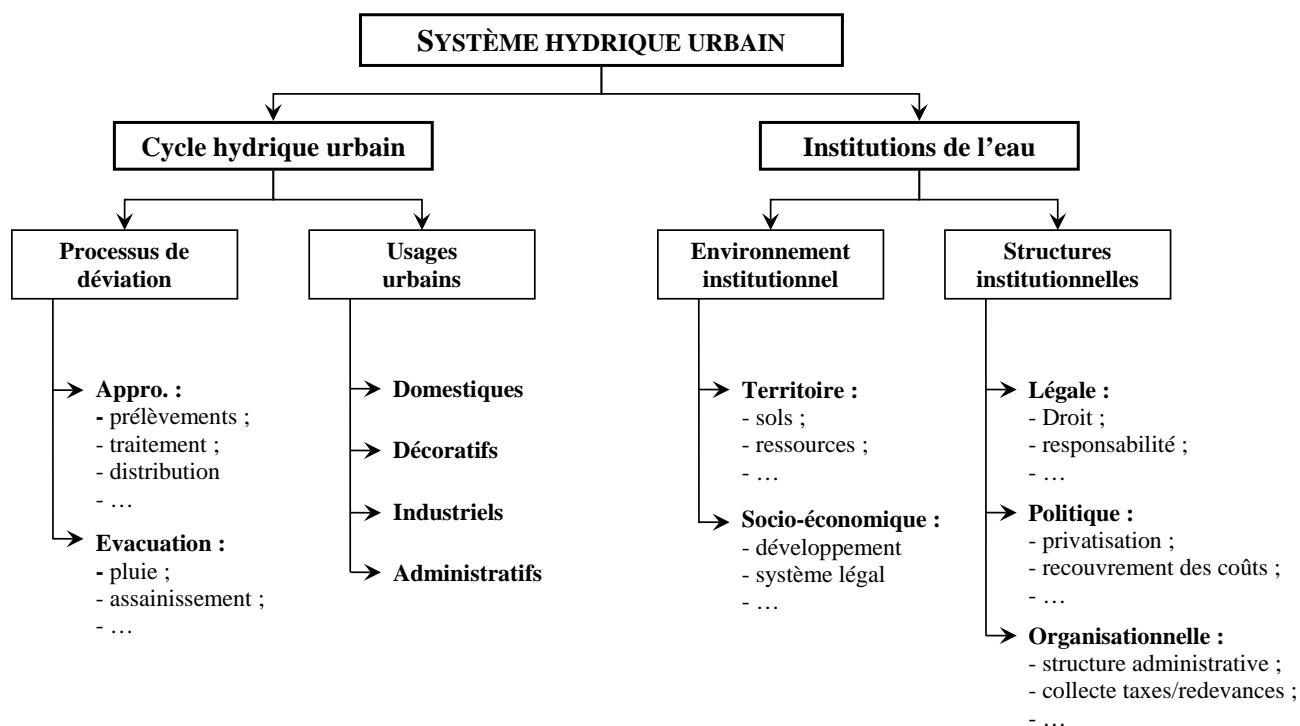
1.2 CONSTRUCTION DE LA NOTION DE SYSTEME HYDRIQUE URBAIN

Le SHU s'inscrit dans cette perspective néoinstitutionnaliste et sa construction s'appuie sur l'observation du secteur hydrique urbain. Un SHU comprend deux volets en interaction, les acteurs et les institutions (Schéma 1). Le premier volet, le cycle hydrique urbain, regroupe les acteurs du système et le second volet, les institutions de l'eau, représente l'ensemble des différents niveaux institutionnels agissant sur la gestion du secteur. Le cycle hydrique urbain est le processus de déviation de l'eau du cycle hydrique naturel, ou grand cycle de l'eau, ambitionnant la satisfaction des usages urbains en eau. Une phase d'approvisionnement (prélèvement, traitement, distribution) et une phase d'évacuation (eaux pluviales, assainissement) décomposent ce processus de déviation (Mailhot et Duchesne, 2005). Ce processus contient une dimension technique (les modalités de la fournitures) et correspond à l'offre de service visant à satisfaire les quatre types d'usages hydriques urbains : domestique, industriel, administratif et décoratif (Butler et Parkinson, 1997 ; Maksimovic *et al.*, 2001).

Les institutions de l'eau régulent les comportements des acteurs du cycle hydrique urbain. Nous considérons comme « institutions de l'eau » l'ensemble des « règles qui

définissent les situations d'action, délimitent l'éventail des actions possibles, fournissent les incitations et déterminent les résultats des décisions individuelles et collectives dans un contexte de développement, allocation, usage et gestion de l'eau » (Saleth, 2006). Référant aux travaux de Williamson (1985 ; 2000), les institutions de l'eau se composent d'un environnement institutionnel dans lequel s'imbriquent différentes structures institutionnelles. Au sein de l'environnement institutionnel nous distinguons les caractéristiques territoriales (usages des sols, état de la ressource, etc.) des caractéristiques socio-économiques (système légal, développement, etc.). Trois formes génériques de structure institutionnelle coexistent : légale, politique et organisationnelle. Elles sont propres au secteur de l'eau et au SHU étudié. De plus, elles pilotent directement le cycle hydrique urbain (normes, répartition des responsabilités, modalités de financement, etc.).

Schéma 1 : Représentation des composantes d'un système hydrique urbain



Source : construction de l'auteur.

Ainsi, l'état de la gestion de l'eau dans les villes est le fruit de l'interaction entre les institutions de l'eau, d'une part, et les acteurs du cycle hydrique urbain, d'autre part. Nous retrouvons l'encastrement institutionnel identifié de manière générique par Williamson (Schéma 2). Les institutions de l'eau contraignent et régulent le cycle hydrique urbain parce que celui-ci pose des problèmes de coordination collective. Au sein même de ces institutions, les structures institutionnelles, sectorielles et spécifiques au SHU, s'insèrent dans un environnement institutionnel qui contribue à les modeler. De la sorte les institutions

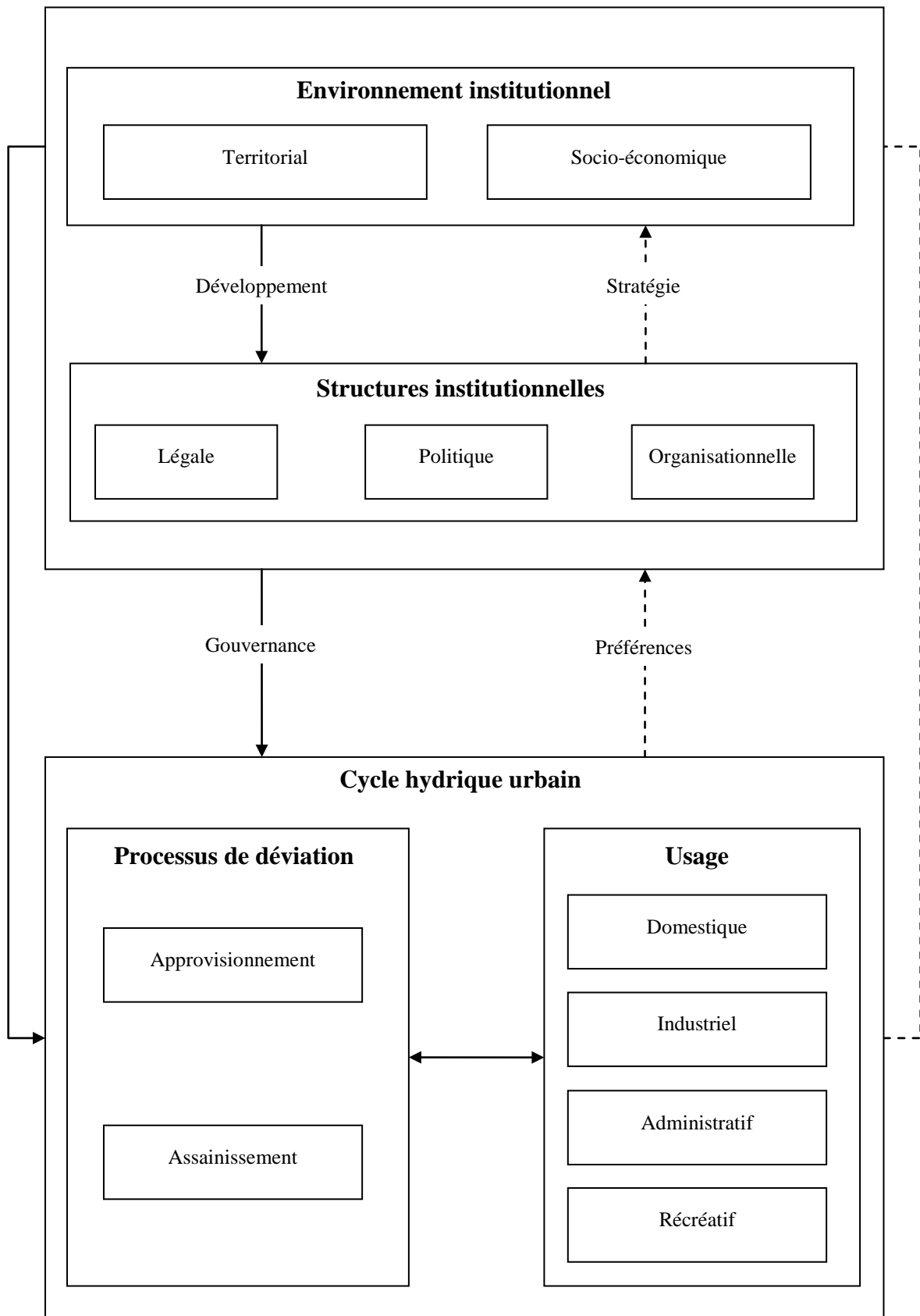
permettent d'offrir des solutions aux problèmes de coordination que connaissent les acteurs du cycle hydrique urbain. Les acteurs, offreurs et usagers interagissent durant l'échange des services hydriques urbains mais ils interagissent également avec le volet institutionnel. Par exemple, la dimension territoriale de l'environnement institutionnel donne la disponibilité de la ressource et, face aux attentes des acteurs, le thème de la sécurité hydrique apparaît (Cook et Bakker, 2012 ; Bogardi *et al.*, 2012). L'environnement institutionnel agit donc sur les acteurs comme une contrainte mais ces derniers peuvent, sur le long terme, infléchir sur cet environnement institutionnel².

Tout dysfonctionnement du SHU provient soit de la statique soit de la dynamique du système. Dans le premier cas, le problème est interne aux composantes du SHU. Une modification de l'environnement institutionnel peut produire un choc exogène déstabilisant le bon fonctionnement du SHU (Saleth, Dinar, 2000). Un choc macro-économique, la ratification d'un accord international ou l'émergence d'un problème environnemental participent de ce type de choc. Par ailleurs, un mauvais fonctionnement interne, par exemple une administration trop lourde, ou un problème de coordination, illustré par une contradiction entre des politiques publiques et les droits de propriété, contribuent à créer des défaillances au sein de la structure institutionnelle, conduisant ainsi au dysfonctionnement du SHU. Enfin, les dysfonctionnements issus du cycle hydrique urbain sont de nature comportementale, notamment à cause de la rationalité limitée, ou technique, ne permettant alors pas la bonne marche des infrastructures.

L'observation des relations entre les composantes permet de repérer les dysfonctionnements dus à la dynamique du SHU. Les problèmes émanant du lien entre l'environnement institutionnel et la structure institutionnelle ou les acteurs du cycle hydrique urbain provoquent une inadéquation entre ces composantes. Cette inadéquation apparaît inévitable suite à un choc exogène important produit par l'environnement institutionnel. En effet, après un tel choc, les structures ou les acteurs doivent s'adapter au nouveau cadre. Ce processus génère un dysfonctionnement frictionnel du SHU. Le temps de transposition de la directive cadre sur l'eau dans le droit national puis sa mise en œuvre dans les SAGE illustre cette difficulté en France. La prise en compte par les politiques publiques d'une dégradation de l'environnement offre un autre exemple (temps de prise en compte, de *policy making*, *etc.*).

² À ce titre nous rappelons la note précédente et l'utilité de la théorie des conventions pour rendre compte de la rétroaction comprise dans cette boucle.

Schéma 2 : Organisation d'un système hydrique urbain



Source : Construction de l'auteur.

Le lien entre la structure institutionnelle et les acteurs peut également occasionner des dysfonctionnements du SHU. Ce lien représente la capacité des structures institutionnelles à infléchir le comportement des acteurs. Il fait défaut lorsque les règles sont inadaptées. Les difficultés de mise en œuvre et de contrôle des règles ainsi que la faible puissance incitative reflètent une faiblesse dans ce lien (Ostrom, 1990). Ces problèmes dans la mise en application des règles peuvent freiner l'investissement et le renouvellement des infrastructures. En effet, une mauvaise mise en application accroît le climat d'incertitude et freine la compréhension et l'assimilation des règles du jeu. Une faible capacité de contrôle peut engendrer des processus d'appropriation abusifs, menant à une surexploitation de la ressource par exemple. L'ensemble de ces difficultés pose la question des modalités d'application de la règle. Qui produit la règle, la met en place et veille à son respect ? Ces interrogations invitent également à mener une analyse en terme de coûts de transaction afin d'entrevoir les incitations proposées par les règles et donc leur efficacité à orienter les comportements (Williamson, 2000).

Nous venons de présenter la méthodologie d'ensemble de la recherche qui consiste à décomposer la gestion de l'eau dans les villes *via* la notion de SHU pour ensuite distinguer et isoler les sources de dysfonctionnement dans la perspective d'un objectif donné, ici la soutenabilité. La section suivante applique cette démarche aux villes européennes.

2 APPLICATION DE LA GRILLE D'ANALYSE CONSTRUITE A LA GESTION DE L'INFRASTRUCTURE HYDRAULIQUE DES VILLES EUROPEENNES

La mise en application d'une analyse basée sur la notion de SHU dans le cas des villes européennes se décompose en deux étapes. La première caractérise les éléments des SHU européens de manière statique afin de cerner la forme du système. Ensuite, la seconde dynamise l'analyse pour comprendre pourquoi les systèmes (dys)fonctionnement.

2.1 CARACTERISATION DES SHU EN EUROPE

Cette caractérisation procède en trois temps en abordant d'abord le cycle hydrique urbain, puis l'environnement institutionnel et enfin les structures de gouvernance des SHU européens.

2.1.1 Un cycle hydrique urbain aux prix élevés et aux consommations modérées

Le prix, le volume et la qualité du service caractérisent l'échange au sein d'un cycle hydrique urbain³. Abordant la question du volume des consommations, Falkenmark et

³ Du fait d'un manque de données fiables et précises sur les prix et sur les volumes de consommation, la description globale des cycles hydriques urbains en Europe demeure un exercice compliqué.

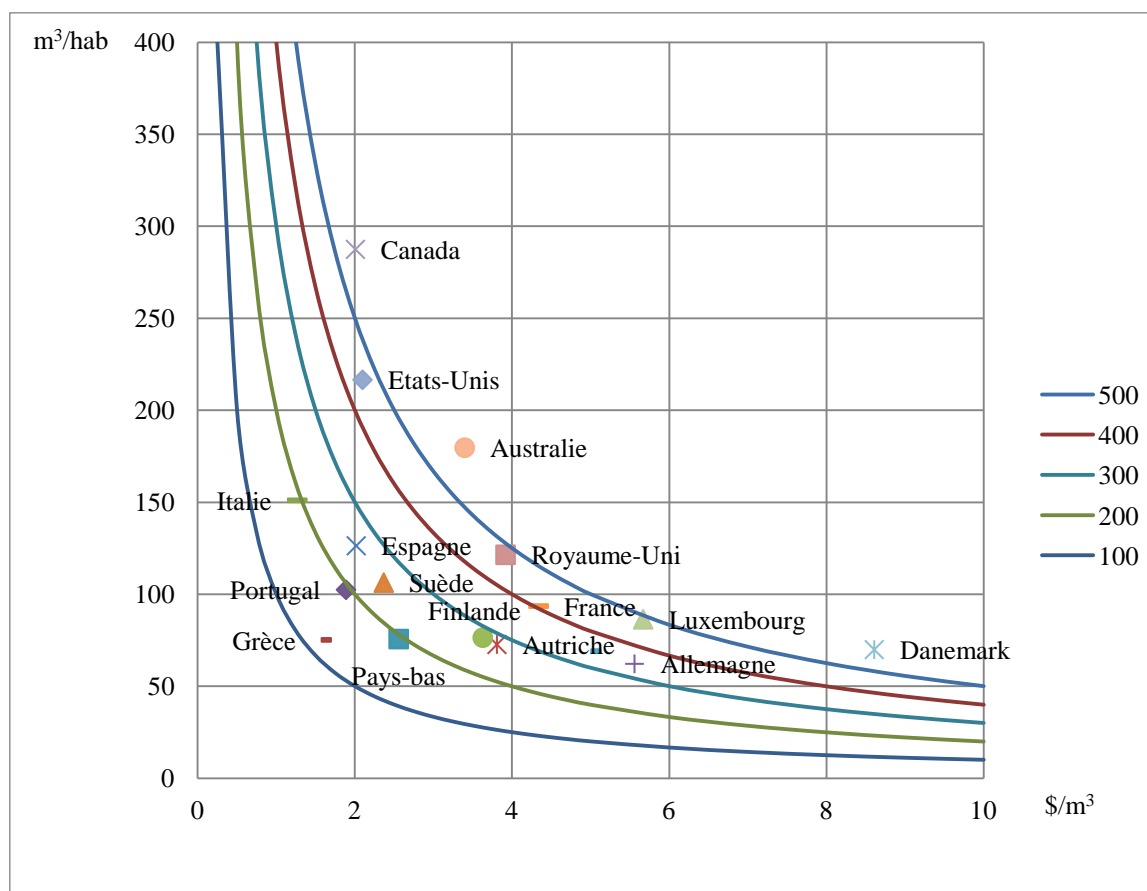
Rockström (2004) montrent la place intermédiaire de l'Europe sur une échelle mondiale des niveaux de consommation en eau (hors agriculture). Selon leurs données, la consommation d'eau européenne n'apparaît pas très élevée en moyenne et équivaut *per capita* au deux tiers de la consommation américaine en 2000. Ainsi, les européens figurent parmi les pays développés comme des consommateurs d'eau raisonnés. Les données récentes collectées au sein de la base de données Aquastat confirment ce premier constat. Sauf pour l'Australie où elles datent de 2000, ces valeurs des prélèvements d'eau municipale ont été réunies au cours de l'enquête 2007-2009 de la FAO. Il apparaît que les pays d'Amérique du nord prélèvent plus de 200 m³/hab/an alors que la moyenne européenne oscille autour de 100 m³/hab/an, soit moins de la moitié des prélèvements américains.

L'OCDE (2010) évalue les prix du service d'approvisionnement et les prix totaux de l'eau appliqués aux ménages des pays développés. À nouveau, la moyenne des pays européens se détache de celle des pays d'Amérique. Les données indiquent que le prix du m³ d'eau en Amérique avoisine le dollar. En Europe, seuls les pays méditerranéens se situent dans cet alentour. Pour les autres, le prix du m³ dépasse les deux dollars, allant jusqu'à 8,61 dollars au Danemark. Ainsi, s'élevant à 2,76 \$/m³ le prix moyen de l'eau en Europe vaut presque le triple de celui du marché américain. L'observation des coûts totaux (approvisionnement et assainissement) délivre le même enseignement. En effet, le prix moyen du m³ américain, environ deux dollars, vaut la moitié de celui distribué en Europe, environ 3,5 dollars. À nouveau, les pays méditerranéens compensent le prix plus élevé en Europe du Nord en tirant la moyenne vers le bas.

Le faible niveau des consommations européennes s'explique par la rareté historique de la ressource rapportée à la densité de la population (Barraqué, 2005). À l'inverse, mais de manière logique, les prix européens valent le double, voire le triple, de ceux pratiqués outre-Atlantique. Les isoquants des factures montrent ces différences dans la composition de la facture d'eau payée par les ménages des pays de l'Ocde (Graphique 1)⁴. En pondérant par pays, et non par la population urbaine, les factures annuelles moyennes s'élèvent à 316 dollars en Europe et 516 dollars en Amérique du Nord au cours l'année 2008. De plus, dans la moitié des pays européens les consommations en eau représentent moins de 300 dollars dans le budget des citoyens.

⁴ En se risquant à des regroupements rapides, le graphique fait émerger un mode de consommation « américain », « méditerranéen », d'Europe du Nord et d'Europe occidentale.

Graphique 1 : Approximation de la facture d'eau dans différents pays de l'OCDE, en $\$/m^3$ en 2008



Source : Construction de l'auteur à partir de Aquastat, 2011 et OCDE, 2010.

Le processus de déviation des SHUE offre un service d'accès universel *via* un réseau infrastructurel mature, aussi, la qualité du service demeure homogène sur le territoire. Au cours du XVIII^{ème} siècle, les États européens reversaient aux municipalités une partie de leurs recettes fiscales afin qu'elles universalisent l'accès à l'eau. Ainsi, Barraqué (2007) attribue le fort taux de couverture du réseau européen à l'époque du municipalisme. Le réseau urbain européen est donc étendu et vieux ; à l'image de l'ensemble des grandes villes européennes, plus de 75 % des canalisations des grandes villes anglaises sont centenaires (Water UK, 2011). Actuellement, le réseau d'approvisionnement mesure environ 878 000 km en France, 530 000 km en Allemagne et 335 000 km en Angleterre (Ifen, 2008 ; Ministère de l'environnement allemand, 2011).

2.1.2 *Un environnement institutionnel en partie partagé entre modernisation socio-économique et usages intensifs du territoire*

Le cycle hydrique urbain présenté, nous décrivons l'environnement institutionnel des SHUE. Éléments territoriaux de cet environnement, les sols européens sont soumis à un processus d'artificialisation. La maîtrise des sols apparaît comme un souci majeur pour le

développement des sociétés européennes. Par exemple, au cours du 18^{ème} siècle, le sol européen a été modifié pour favoriser le développement humain. Ainsi, en France le décret du 14 frimaire an II (4 décembre 1793) décide l'assèchement des marais de la République afin de stopper la reproduction des moustiques, des maladies qu'ils véhiculent et de développer l'agriculture pour nourrir les villes en essor (Mathevet, 2011). Le second pilier de la Politique agricole commune illustre la perpétuation de ce processus d'artificialisation. En effet, il reconnaît la multifonctionnalité de l'agriculture et assigne un rôle d'entretien de la nature aux agriculteurs et présuppose que le bon état de celle-ci nécessite une intervention humaine. Par opposition, aux États-Unis la tendance va plutôt vers la création de grands parcs nationaux limitant toute empreinte humaine à travers la mise en place du programme *Leave no trace*.

Les résultats de l'analyse de Jenerette (et Larsen, 2006 ; *et al.*, 2006) confirment notre propos. Les auteurs s'intéressent à l'empreinte hydrique de l'urbanisation et évaluent la surface nécessaire pour répondre aux usages en eau des villes de plus de 750 000 habitants. Selon leurs estimations, l'empreinte hydrique urbaine augmente dans le monde. Évaluée en moyenne à 29 937 km² par ville en 1950, elle s'étend sur 35 397 km² en 2000, soit une croissance de 18 %, et est estimée à 38 400 km² en 2015, soit une augmentation de 28 % par rapport à 1950. Globalement, l'élargissement de l'empreinte hydrique des mégapoles s'accélère. Régionalement, tandis que les villes indiennes et chinoises auront la plus grande empreinte en 2015, les villes européennes se situeront dans la moyenne basse. Cependant, comme les mailles du réseau urbain européen sont plus resserrées qu'ailleurs, il apparaît que les mégapoles européennes marquent de leur empreinte hydrique l'ensemble du territoire de l'Europe occidentale. Ainsi, le territoire européens est plus sollicité, et donc plus artificialisé, que les territoires des autres régions du monde.

Les villes européennes se caractérisent également par un fort degré de centralité, *i.e.* une structure centre/périphérie hiérarchise le territoire. Par conséquent, comme l'illustre Lisbonne, Vienne et Paris, parmi les villes les plus centrales, le tissu urbain européen se caractérise par sa macrocéphalie. Il se compose de peu de grandes villes constituant d'importants pôles nationaux et de nombreuses villes petites à moyennes proches les unes des autres (Wackermann, 2000 ; Carrières, 2008). La structuration du système de villes européen confirme la thèse du maintien des villes européennes (Sassen, 1991 ; Bretagnolles *et al.*, 2000, Pumain, 2006 ; Le Gallès, 2011). Cette thèse défend l'idée selon laquelle le maillage urbain européen conserve sa forme dans le temps. Ainsi, les villes importantes du moyen-âge restent les centres d'aujourd'hui. Ensuite, du fait de cette stabilité et du caractère macrocéphale du

système, les villes européennes obtiennent de l'autonomie dans la gestion des affaires locales vis-à-vis de l'État.

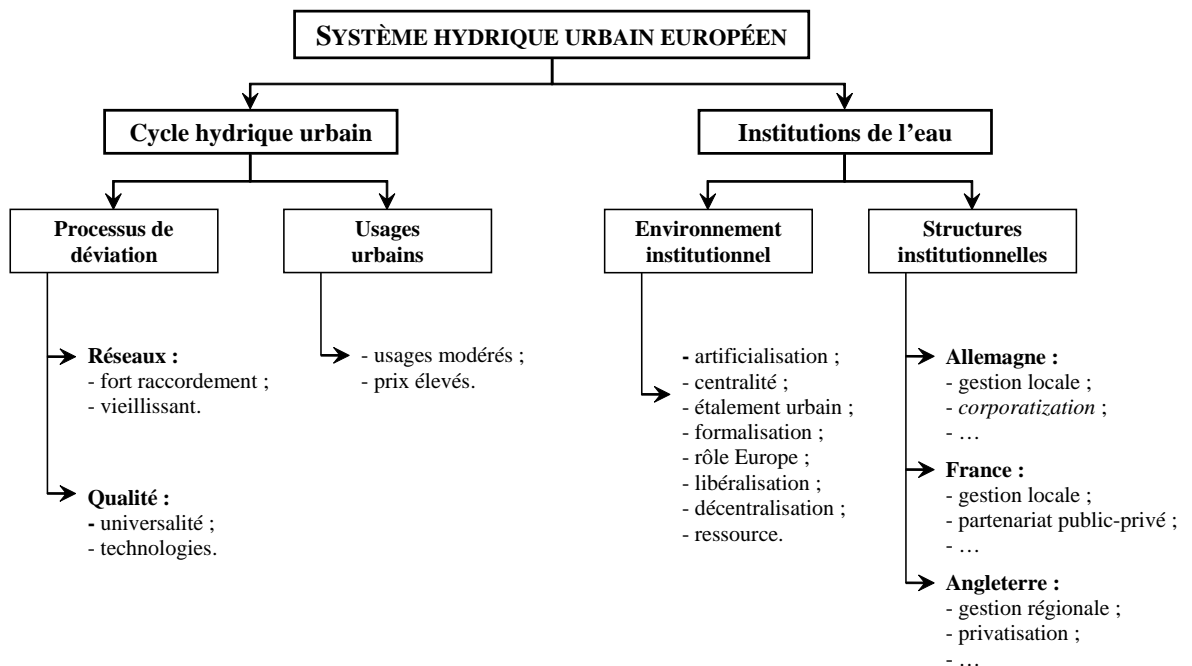
Ces dynamiques s'accompagnent, depuis le début des années 1990, d'une généralisation de l'étalement urbain sur le territoire européen (EEA, 2006). L'espace occupé par les villes européennes croît en moyenne de 7,46 % alors que leur population n'augmente que de 0,34 %, entre 1991 et 2001 (Patacchini, Zenou, 2009). L'étalement urbain ne touche pas uniformément le territoire européen. Le quartile des villes les plus peuplées tend à voir ses habitants partir, - 1,05 %, et sa surface stagnée, 0,30 %. Les villes du quartile opposé gonflent faiblement en population, 2,47 %, et fortement en superficie, 23,28 %. De cette manière, l'Europe occidentale se divise en deux zones selon l'intensité de l'étalement urbain en cours. D'un côté, les villes du Nord, déjà grandes, évoluent peu. Les *shrinking cities* est-allemandes illustrent à l'extrême ce phénomène en allant jusqu'à la contraction. De l'autre côté, les villes du Sud de la zone, originellement plus petites, apparaissent très dynamiques.

Au niveau socio-économique de l'environnement institutionnel, le supranational s'impose de plus en plus aux États qui transposent dans leur législation la réglementation décidée par les instances communautaires. Trois générations de réglementations se succèdent (Allouche *et al.*, 2008). La première génération (1973-1988) promulgue des règles protégeant la qualité des eaux utilisées par les hommes. Elle établit notamment des normes de potabilité et des seuils d'émission de substances polluantes. Ensuite, les réglementations de la deuxième génération (1988-1995) imposent des mesures poursuivant les efforts déjà consentis mais dans des domaines spécifiques (eaux usées urbaines, *etc.*). Elles instaurent un mode de régulation de type *command and control*. Enfin, la génération actuelle (1995 à aujourd'hui) bouleverse le paradigme d'alors et prône une gestion intégrée des ressources en eau. Elle s'appuie largement sur la Directive cadre européenne sur l'eau (DCE). À cause de son renversement et de l'impact de la DCE, nous considérons cette troisième génération de la réglementation européenne comme le principal élément constitutif de l'environnement institutionnel socio-économique actuel commun aux SHUE. En effet, elle structure les cadres réglementaires au sein desquels les institutions des SHUE évoluent. De plus, elle établit les principes organisationnels généraux de la gestion de l'eau en Europe (principe usager-payeur ; recouvrement total des coûts, *etc.*) (Albiac, 2009 ; Massardier, 2011).

2.1.3 Une diversité de structures institutionnelles caractérisée par les modèles allemand, anglais et français

Au sein de cet environnement institutionnel, des structures institutionnelles singulières émergent et trois modèles nationaux (allemand, anglais, français) les circonscrivent (Lorrain, 2005 ; Ménard, 2011) (Schéma 3). Trois grandes phases de politique de l'eau conduisent à la gestion moderne l'eau en Europe (Aubin, 2007). Au cours du XIX^{ème} siècle, l'eau approvisionne l'essor agricole et industriel. De grands travaux servent à empêcher un manque quantitatif de la ressource. La seconde phase s'étale de 1900 à 1970, elle développe l'approvisionnement des populations. Ainsi, de 1900 à 1945, l'hygiénisme améliore la qualité sanitaire des eaux. Ensuite, de 1945 à 1970, le développement des réseaux permet de partager cette qualité en levant les limites quantitatives. Enfin, de 1970 à 1990, les préoccupations environnementales émergent et construisent un nouveau rapport entre le service et la ressource. Par ailleurs, infléchi par la structure institutionnelle politique, la participation du secteur privé augmente. Aujourd'hui, les institutions de l'eau en Europe s'organisent selon une structure multiniveau hiérarchisée comprenant au moins 3 échelons : le (supra)national, le régional et le local. Comme le promulgue la structure légale, la commune représente le niveau initial de gestion des SHUE. Néanmoins dans la partie méditerranéenne, les gestionnaires renforcent l'échelon régional afin de s'accommoder de la variabilité du climat qui complique l'équilibre entre l'offre et la demande (Barraqué, 2005).

Schéma 3 : Caractéristiques des composantes des systèmes hydriques urbains européens



Source : Construction de l'auteur.

L'Allemagne opte pour une gestion locale avec une politique de recouvrement total des coûts. Cette caractéristique s'appuie sur une tradition de « *gestion démocratique et pragmatique locale* » (Lorrain, 2005 ; EAU&3^E, 2011, p. 8). La fourniture des services revient aux *Stadwerke* ou aux *Queverbunden*, entreprises municipales transversales formellement privées mais demeurant sous contrôle public. La transversalité augmente les marges de manœuvre de l'entreprise et améliore la qualité du service (garantie pour des taux préférentiels, stratégie de compensation intersectorielle, *etc.*). Cantonnées aux municipalités, ces entreprises sont petites et posent des problèmes de financement aux autorités locales. Alors, la privatisation est utilisée comme moyen de réponse mais celle-ci reste contenue et ne touche que les lands de Berlin, Rostock, Leuna et la ville de Gustrow (Mohajeri *et al.*, 2003 ; OIEau, 2004). Les structures de gouvernance allemande dotent les SHU de quatre caractéristiques :

1. Gouvernance multi-scalaire à cinq échelons ;
2. Gestion locale en vertu de l'article 28-2 de la constitution ;
3. Gestion municipale et publique ;
4. Mode de coordination négocié entre usagers-décideurs publics et opérateurs.

En Angleterre, le *Water act* de 1973 initie un processus de décentralisation. Dix autorités publiques régionales voient le jour et prennent en main la gestion du secteur. Le pays connaît ensuite une crise économique et une période d'austérité fiscale compliquant l'équilibre budgétaire. Le *Water act* de 1989 privatise alors ces autorités régionales afin d'assainir les comptes des opérateurs (Bakker, 2000). Depuis, 34 compagnies gèrent l'approvisionnement et l'évacuation des eaux. L'État ne joue qu'un rôle de contrôle et les collectivités locales n'ont plus de responsabilité. Ainsi, les marchés organisent l'optimisation de la fourniture des services. La libéralisation de l'industrie de l'eau s'accompagne d'une privatisation totale des opérateurs mais, afin d'éviter une remise en question de l'intérêt général, une agence de régulation indépendante, l'Ofwat, régule et contrôle l'activité des opérateurs. La structure institutionnelle anglaise présente quatre spécificités :

1. Gouvernance multi-scalaire à trois niveaux ;
2. Gestion régionale ;
3. Propriété privée des infrastructures ;
4. Mode de coordination recourant à une agence de régulation, l'Ofwat, et un système de *price-capping*.

Enfin, le modèle français est déconcentré, décentralisé et laisse une grande place au secteur privé. En France, l'État central reste fort mais partage la gestion des services avec des « champions nationaux » (la Saur, Suez et Véolia). La gestion des SHU français incombe principalement aux collectivités locales ; elles organisent un cycle hydrique urbain dans

lequel le secteur privé occupe une place centrale *via* les partenariats public-privés. Le partenariat public-privé se développe en France depuis 150 ans et représente aujourd'hui la majorité des services à l'utilisateur (Lorrain, 1995 ; Audette-Chapdelaine, 2009). Pour illustration, les régies fournissaient 40 % de la population en 1980 contre 21 % en 2001. Cinq principes cadrent la gestion des services en France : l'équilibre budgétaire, « *L'eau paye l'eau* », l'utilisateur responsable, la transparence et la gestion par bassin versant. Notons que la France initie l'utilisation de cette unité de gestion désormais promue par les organisations internationales. Cinq traits caractéristiques schématisent le modèle français :

1. Une gouvernance multi-scalaire à quatre échelons ;
2. Une gestion locale et par bassins versants ;
3. Un fort développement des partenariats publics-privés ;
4. Le recours aux compétences des « *Trois sœurs* », entreprises leaders mondiales du secteur (la Saur, Suez, Véolia) ;
5. Un mode de coordination négocié entre usagers-décideurs publics et opérateurs.

2.2 SPECIFICATION DES PROBLEMES DE DURABILITE RELATIFS AU RENOUVELLEMENT DE L'INFRASTRUCTURE

Après avoir rappelé les paramètres de la question de la gestion patrimoniale, nous verrons que le SHU permet de distinguer les différents problèmes en cours et d'en isoler les sources.

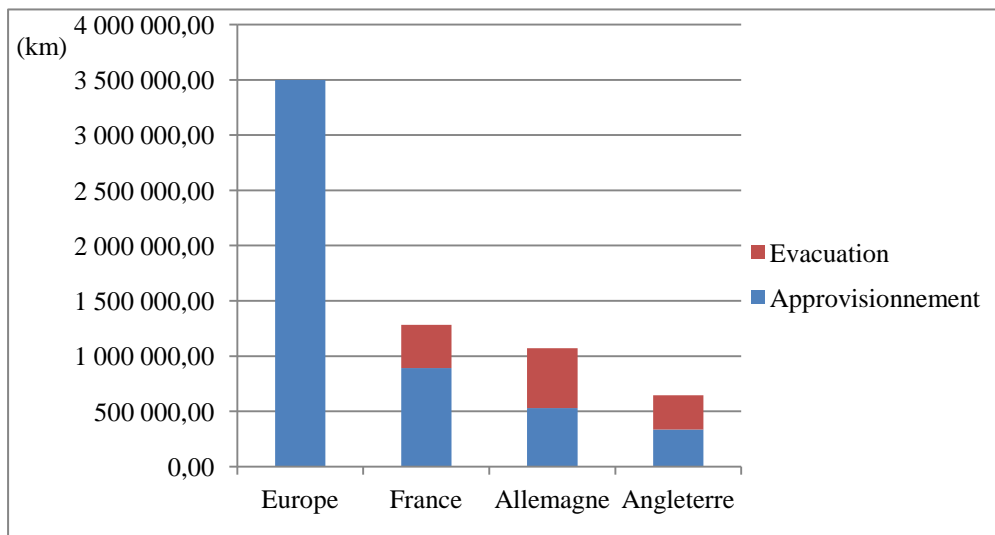
2.2.1 *État du renouvellement des infrastructures des systèmes hydriques urbains en Europe*

Le renouvellement des infrastructures répond à un besoin d'extension et de maintien de la qualité du réseau d'approvisionnement et d'évacuation du SHU. Il s'agit d'un problème observable au sein du cycle hydrique urbain et dont la question du financement se révèle cruciale (Barraqué, 2006). En 2011, le réseau d'approvisionnement en eau potable européen mesure environ 3 500 000 km (Canalisateurs de France, 2011). La France, dotée d'une infrastructure extrêmement développée, représente le quart du réseau d'approvisionnement européen (Graphique 2).

En France, le taux de renouvellement annuel du réseau d'approvisionnement décroît de 0,72 % en 1998 à 0,56 % en 2008 et de 0,63 % à 0,50 % concernant le réseau d'évacuation (Ifen, données Eider). Ainsi, le taux de conduites d'approvisionnement antérieures à 1965 recule de 36,29 % à 30,5 %. En Angleterre, environ 1 % du réseau total, dont 0,8 % pour l'approvisionnement, est annuellement renouvelé durant la dernière décennie (Ofwat, 2009). Sur la même période, le taux de renouvellement oscille localement entre 0,4 % et 1,2 % par an en Allemagne (Bdew, 2011). L'âge du réseau allemand correspond à celui de la France ; 32 %

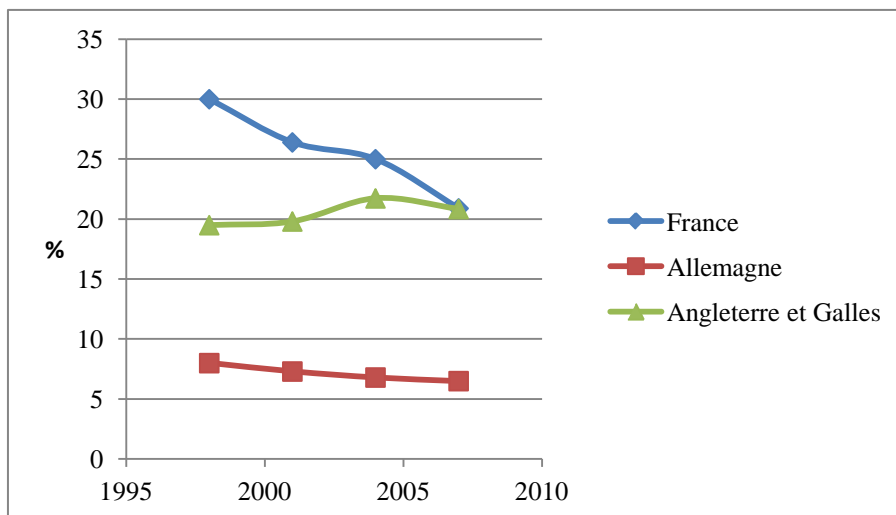
de l'infrastructure datent d'au moins 50 ans. Les taux de fuite varient beaucoup entre les trois pays (Graphique 3) et l'Allemagne fait figure d'exemple. Déjà faible en 1998 (8 %), le taux de fuite descend à 6,5 % en 2007. Se situant autour de 20 % en France et en Angleterre, le taux de fuite est supérieur.

Graphique 2 : Longueur en linéaire (km) des réseaux d'approvisionnement en eau potable et d'évacuation des eaux usées en France, Angleterre et Pays de Galles et Allemagne, en 2007-2008.



Source : Construction de l'auteur à partir de Ifen, site internet base de données Eider ; Canalisateurs de France (2011) ; Water UK (2008) ; Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear safety (2011).

Graphique 3 : Évolution du taux de fuite du réseau de 1998 à 2008



Sources : Construction de l'auteur à partir de Ofwat, 2009 ; Bdew, 2008 ; EEA, site internet.

2.2.2 Un problème d'efficacité : le manque d'investissement dans les cycles hydriques urbains

En Allemagne, la dimension hydraulique du cycle hydrique urbain apparaît pérenne. Bien que le taux de renouvellement du réseau ne soit pas plus élevé qu'ailleurs, ce dernier n'a

que peu de pertes. En France et outre-manche, la situation montre un réel besoin d'améliorer l'état des infrastructures. Nous pouvons dès lors supposer que les acteurs des cycles hydriques urbains allemands réalisent et financent les investissements nécessaires, l'hypothèse est inverse pour ceux présents dans les deux autres pays. Dans cette mesure, le renouvellement du réseau relève de la problématique d'efficacité du développement soutenable. Il s'agit d'organiser un SHU qui puisse réunir la capacité de financement nécessaire à ces investissements. Intuitivement, la situation allemande semble plus efficace grâce à des prix de l'eau plus élevés. Le même constat est fait au Danemark où le prix de l'eau est le plus cher et l'infrastructure la plus performante d'Europe (Keating, 2008).

En France, le Ministère de l'écologie s'intéresse à cette problématique patrimoniale et tente de construire des données afin de cerner l'étendue de la question (Cador, 2002 ; Ernst & Young, 2007)⁵. L'estimation moyenne de la valeur du réseau français d'évacuation des eaux usées en 2004 est de 134 100 millions d'euros et de 145 439,5 millions d'euros pour celui d'approvisionnement en eau potable (Tableau 2). L'estimation moyenne de la dépréciation annuelle de ces deux réseaux est de 6 618,5 millions d'euros. Or, la même année, les investissements pour le renouvellement de l'infrastructure étaient de 5 814 millions d'euros, soit 87,84 % des investissements nécessaires. Ainsi, selon l'estimation moyenne, le réseau français se déprécie à hauteur de 804,5 millions d'euros par an. Dans le cas de l'estimation haute, la dépréciation nette est de 3 091 millions d'euros par an. Ces données illustrent et confirment l'importance du besoin d'investissement dans le renouvellement du réseau français. Elles montrent que le cycle hydrique urbain des SHUE ne récolte pas assez de recettes ou doit s'endetter dans le temps long pour réaliser les investissements nécessaires à la pérennité physique du réseau.

Soulignons que la période de crise actuelle amplifie le problème. L'incertitude augmente et tire les taux d'intérêt à la hausse. Ainsi, la préférence pour le présent se renforce et l'incitation à investir s'épuise. Par ailleurs, comme les États tentent de résorber leur dette, les subventions fournies afin d'accroître la capacité d'investissements des opérateurs pourraient s'amoinrir. En France, les subventions et dotations représentent 37 % de la capacité de financement des opérateurs. Cette perte serait considérable. La crise économique et la rigueur budgétaire illustrent l'impact potentiel de la composante socio-économique de l'environnement institutionnel sur la structure institutionnelle et le comportement des acteurs.

⁵ Nous n'avons pas trouvé d'études similaires en Angleterre et en Allemagne. Par contre, les informations comptables sur les entreprises fournisseuses des services d'eau anglais sont en partie disponibles dans le rapport de l'Ofwat (2010).

Ce type de choc exogène constitue un fort adjuvant de changement institutionnel (Saleth, Dinar, 2004) et, dans nôtre cas, d'inhibiteur de la soutenabilité des SHUE.

Tableau 2 : Évaluation monétaire du patrimoine du cycle hydrique urbain français, en 2004

Assainissement	Valorisation			CCF		
	Basse	Moyenne	Haute	Basse	Moyenne	Haute
Assainissement collectif	93 356,00	106 222,50	119 089,00	1 723,00	2 400,50	3 078,00
<i>linéaire</i>	<i>57 963,00</i>	<i>63 296,00</i>	<i>68 629,00</i>	<i>725,00</i>	<i>934,50</i>	<i>1 144,00</i>
<i>stations épuration</i>	<i>13 691,00</i>	<i>14 405,00</i>	<i>15 119,00</i>	<i>456,00</i>	<i>606,00</i>	<i>756,00</i>
<i>Branchements</i>	<i>21 702,00</i>	<i>28 521,50</i>	<i>35 341,00</i>	<i>543,00</i>	<i>860,50</i>	<i>1 178,00</i>
Assainissement non collectif	19 455,00	27 877,50	36 300,00	486,00	848,00	1 210,00
Total	112 811,00	134 100,00	155 389,00	2 209,00	3 248,50	4 288,00
Approvisionnement	Valorisation			CCF		
	Basse	Moyenne	Haute	Basse	Moyenne	Haute
Production	12696	16928	21160	423	740,5	1058
Reservoirs	2041	3281,5	4522	20	38,5	57
Linéaire EP	88397	101445	114493	1105	1697,5	2290
Branchements	17262	23785	30308	575	893,5	1212
Total	120396	145439,5	170483	2123	3370	4617
Total infrastructure	233 207,00	279 539,50	325 872,00	4 332,00	6 618,50	8 905,00
Couverture dépréciation				1 482,00	-804,50	-3 091,00
% Couverture dépréciation				134,21	87,84	65,29

Source : Construction de l'auteur à partir de Ernst & Young, 2007.

Légende : CCF : Consommation de capital fixe, établie sur la base d'une valeur à neuf des installations, divisée par leur durée de vie technique (et non comptable). Elle correspond à la dépréciation subie par le capital fixe au cours d'une période considérée par la suite d'usure normale et d'obsolescence prévisible.

Les calculs sont réalisés à partir du niveau d'investissement pour le renouvellement de l'infrastructure observé en 2004, soit 5 814 millions d'euros.

La dimension territoriale de l'environnement institutionnel influe également sur le renouvellement des infrastructures. Ainsi, l'étalement urbain en augmentant les besoins d'extension crée un effet d'éviction pour le renouvellement. De plus, comme la densité diminue, la longueur et le coût de raccordement vers chaque usager supplémentaire augmente. En France ce processus est à l'œuvre, les taux d'extension du réseau surpassent ceux de renouvellement (Ifen, données Eider). Cette tendance touche également l'Allemagne. Il est donc possible que la capacité allemande de renouvellement des infrastructures soit mise à mal durant la décennie à venir. Relativisons et soulignons que la forme compacte des villes européennes modère l'ampleur des investissements à réaliser.

2.2.3 *Un problème de viabilité : la difficile conciliation des objectifs environnementaux et économiques*

À travers le volume de consommation d'eau la question du renouvellement des infrastructures illustre parfaitement un problème de viabilité. Il s'agit d'un dilemme entre la

satisfaction des besoins économiques et environnementaux (Bromley, 1990 ; Bithas, 2008). L'accroissement du volume des consommations en eau, toute chose égale par ailleurs, engendre plus de recettes pour l'opérateur. Par conséquent, la capacité de financement augmente et/ou la durée d'amortissement diminue. Ainsi, une perspective de consommation stable ou évoluant à la hausse incite à l'investissement. À l'inverse, les considérations environnementales poussent à vouloir réduire les pressions sur la ressource. Dans cette perspective, le volume de consommation doit diminuer afin de réduire la pression quantitative sur la ressource (surexploitation, *etc.*) et qualitative (pollution, rejets, *etc.*). Les instances européennes poussent dans ce sens d'où la mise en œuvre d'une tarification au coût complet et du principe de l'utilisateur payeur.

Globalement, les usages du cycle hydrique urbain diminuent dans les grandes villes de l'Europe occidentale et restent stables dans le sud de l'Europe (Poquet, Maresca, 2006 ; EEA, 2010). Le progrès techniques, la sensibilité au prix des gros consommateurs d'eau et une responsabilisation des usagers envers l'environnement et la ressource expliquent cette diminution des consommations (Poquet, Maresca, 2006 ; Barraqué, Nercessian, 2008). L'encouragement à l'éco-efficacité engagé par l'Union européenne semble donc fonctionner (Commission européenne, 2005). Ainsi, la source du problème de viabilité identifié ici provient du cycle hydrique urbain en réaction à des règles émises au niveau de l'environnement institutionnel des SHUE et relayées par les structures institutionnelles.

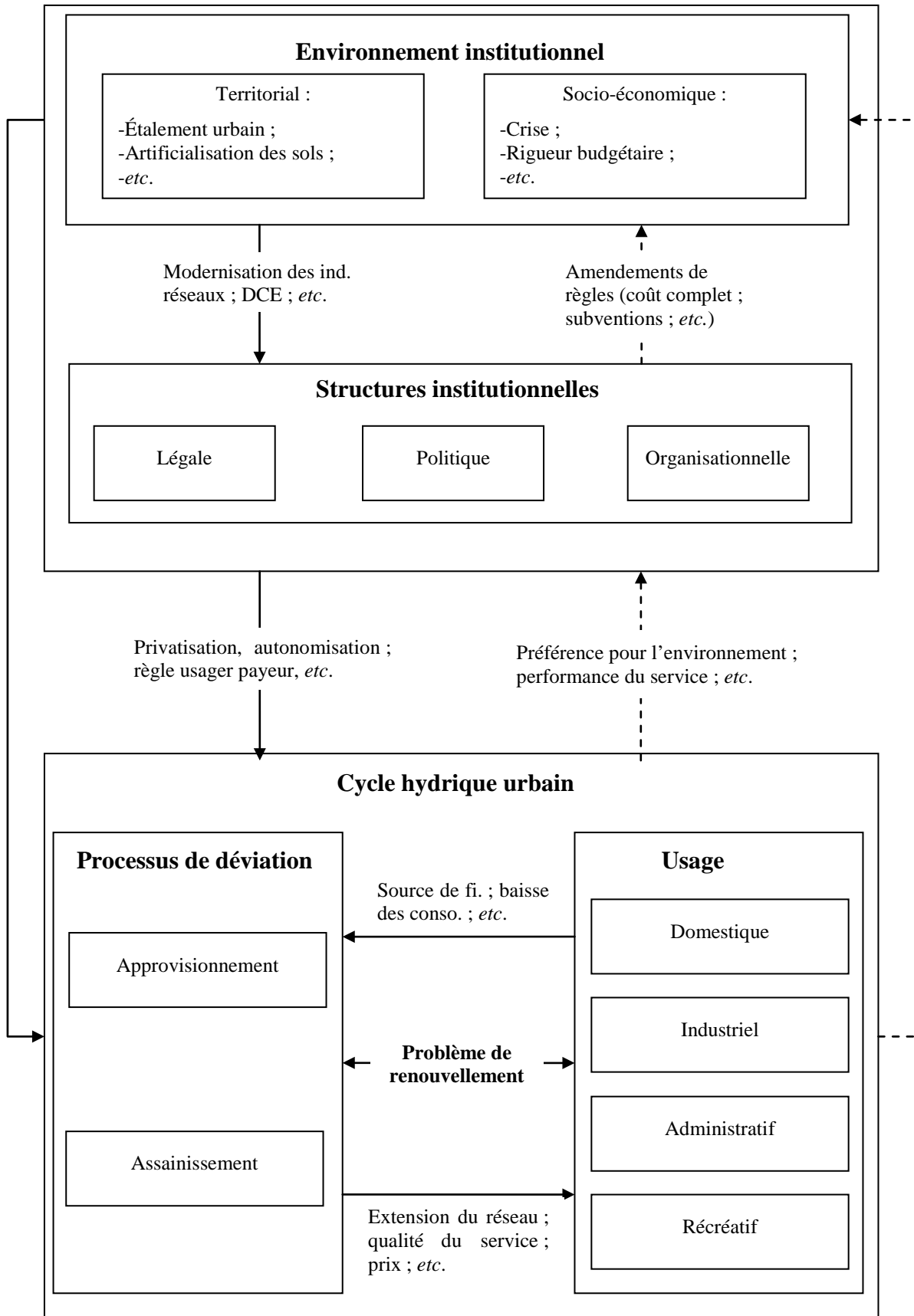
L'environnement institutionnel des SHUE peut conduire à une baisse des consommations urbaines en eau *via* un autre mécanisme. Dans la plupart des pays européens les perspectives de croissance démographique pour les prochaines décennies sont nulles, voire négatives (Bdew, 2011). De ce fait, si le volume individuel de consommation n'augmente pas, le réseau devra traiter moins d'eau car le nombre d'utilisateurs diminue. Cette dynamique accroît le problème de financement du réseau. De plus, elle menace également la santé des SHUE. À cause d'une utilisation en sous-régime du réseau, l'eau peut stagner et favoriser le développement de bactéries, *etc.* Dès lors, de l'eau doit être injectée dans le réseau afin de le rincer et d'éviter des problèmes sanitaires, ce qui accroît les coûts de l'opérateur.

Les villes d'Allemagne de l'Est sont déjà confrontées à ce type d'effet pervers d'une réduction trop importante des consommations en eau (Isnard, Barraqué, 2011). Lors de la réunification, en 1990, les autorités publiques ont considérablement investi dans les infrastructures est-allemandes afin que le taux de couverture et la qualité soit homogène sur le territoire. Cette politique volontariste endette considérablement les collectivités locales. Or, au même moment ces villes perdent des habitants des industries. Au final, les consommations ont

diminué de 40 % par rapport à 1990 et les investissements pèsent encore lourdement dans le budget des municipalités ; ce phénomène des *Shrinking cities* pose donc un vrai problème à l'infrastructure (Bontje, 2004 ; Naumann, Wissen, 2007).

L'utilisation du SHU pose la question du renouvellement des infrastructures nécessaires à la fourniture des services hydriques urbains au niveau du cycle hydrique urbain en tant qu'inadéquation entre les attentes et besoins des usagers et des offreurs. Après avoir isolé les différents éléments du SHU, il apparaît que l'environnement institutionnel et les structures institutionnelles contribuent à générer cette inadéquation : étalement urbain, DCE, privatisation, tarification au coût complet, *etc.*(schéma 4).

Schéma 4 : Représentation du problème de renouvellement des infrastructures dans les SHUE



Source : Construction de l'auteur.

3 CONCLUSION

Nous pensons avoir montré dans cet article que la notion de SHU apporte une grille d'analyse de la gestion hydrique urbaine originale et précise. L'analyse des SHU en Europe montre que les sources des défis actuellement rencontrés proviennent principalement de l'environnement institutionnel et du cycle hydrique urbain. En effet, le processus d'urbanisation européen conduit à une artificialisation des sols et à une modernisation des services publics, dont ceux d'approvisionnement en eau potable et d'évacuation des eaux usées. L'évolution de l'empreinte hydrique et une analyse de la couverture des territoires européens illustrent ce processus d'artificialisation. La modernisation du secteur initiée par les instances communautaires modifie l'organisation des structures institutionnelles et crée un désajustement entre les besoins du cycle hydrique urbain et les nouvelles règles en vigueur. Ainsi, au niveau du cycle hydrique urbain, le problème de renouvellement des infrastructures se renforce et la prise en compte de la protection de l'environnement apparaît coûteuse et conflictuelle en matière de répartition des usages. De plus, le décalage entre l'offre et la demande de service intensifie ces phénomènes.

Ce résultat reflète deux des potentialités importantes de la méthode proposée : l'isolement des sources de dysfonctionnement de la gestion hydrique urbaine et la reproductibilité/généralisation de l'analyse. En effet, il est apparu que le diagnostic en termes de SHU permet de segmenter et situer les processus à l'œuvre entre chaque élément et leur impact sur le système en général. Le SHU met en cohérence l'ensemble des composantes de la gestion hydrique urbaine. Cette capacité d'identification des composantes du SHU et de leurs interactions facilite dans un second temps la généralisation des causalités observées. Cette capacité de généralisation est un atout du SHU car elle ouvre une voie vers la théorisation de la gestion hydrique urbaine. Associée à cela, la reproductibilité de l'analyse permet de confronter les résultats à d'autres cas et donc de tester ou formuler des hypothèses originales. Ainsi, la recherche peut se poursuivre dans le sens d'une explication des phénomènes à présent observés et caractérisés. Notamment, le diagnostic opéré peut être analysé au moyen des outils de la théorie néoinstitutionnaliste.

Bibliographie

ALBIAC J. et MURUA J.R. 2009. « The European Water Framework Directive : Potential for Change and Implication Beyond 2020 », in BISWAS A.K. *et al.* (ed.) *Water Management in 2020 and Beyond*, Springer, Berlin, pp. 149-164.

ALLOUCHE J. *et al.* 2008. « Water Sector Evolution Scenarios : The Case of Europe », *Water Policy*, vol. 10, pp. 221-238.

AQUASTAT, <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/main/indexfra.stm>, consulté le 04-05-2012.

AUBIN D. 2007. « Les réformes vers une gestion intégrée de l'eau en Europe : un exemple à suivre pour le Québec ? », *Politique et sociétés*, vol. 26, n° 2-3, pp. 143-174.

AUDETTE-CHAPDELAINÉ M. *et al.* 2009. « Les partenariats public-privé dans le secteur des services d'eau », *Revue française d'administration publique*, vol. 130, n° 2, pp. 233-248.

BONTJE M. 2004. « Facing the Challenge of Shrinking Cities in east Germany : the Case of Leipzig », *Geojournal*, vol. 61, n° 1, pp. 13-21.

BOGARDI J.J. *et al.* 2012. « Water Security for a Planet under Pressure : Interconnected Challenges of a Changing World Call for Sustainable Solutions », *Environmental Sustainability*, vol. 4, pp. 35-43.

BAGHERI A. et HJORTH P. 2007. « A Framework for Process Indicators to Monitor for Sustainable Development : Practice to an Urban Water System », *Environment, Development and Sustainability*, vol. 9, pp. 143-161.

BAKKER K. 2000. « Privatising Water, Producing Scarcity : The Yorkshire Drought of 1995 », *Economic Geography*, vol. 76, n° 1, pp. 4-27.

BARRAQUÉ B. 1993. *La ville et le génie de l'environnement*, Presses des Ponts et Chaussées, Paris.

BARRAQUÉ B. 1995. *Les politiques de l'eau en Europe*, La découverte, Paris.

BARRAQUÉ B. 2005. « Eau (et gaz) à tous les étages : comment les Européens l'ont eue, et comment le Tiers Monde pourrait l'avoir ? » *Séminaire IDDRI « Accès aux services essentiels dans les PED »*, 14 janvier, Paris.

BARRAQUÉ B. (dir.) 2006. *Urban Water Conflicts : An Analysis of the Origins and Nature of Water-related Unrest and Conflicts in the Urban Context*, Unesco, Paris.

BARRAQUÉ B. 2007. « Aspects institutionnels, socio-économiques et juridiques de la gestion tenable de l'eau en Europe. » in Ammiges J.P, Le Quéau D, Mazzepe P, Menault J.C. *Sociétés-Environnement. Regards croisés*, L'Harmattan, Paris.

BARRAQUÉ B., NERCESSIAN A. 2008. *Mieux Comprendre comment évolue la consommation d'eau à Paris*, Rapport Mairie de Paris, Paris.

BDEW. 2011. *Profile of the German Water Sector*, Wirtschafts, Bonn.

BITHAS K. 2008. « The Sustainable Residential Water Use : Sustainability, Efficiency and Social Equity. The European Experience », *Ecological Economics*, vol. 68, pp. 221-229.

BRETAGNOLLE A. *et al.* 2000. « Long-Term Dynamics of European Towns and Cities : Toward a Spatial Model of Urban Growth », *Cybergeo*, vol 137.

BOROWSKI I. *et al.* 2008. « Spatial Misfit in Participatory River Basin Management : Effects in Social Learning. A Comparative Analysis of German and French Case Studies », *Ecology and Society*, vol. 13, n° 1, <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss1/art7/>.

BROMLEY D.W. 1990. « The Ideology of Efficiency : Searching for a Theory of Policy Analysis », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 19, n° 1, pp. 86-107.

BUTLER D. et PARKINSON J. 1997. « Towards sustainable urban drainage », *Water Science and Technology*, vol. 35, n° 9, pp. 53-63.

CADOR J.M. 2002. *Le patrimoine en canalisation d'AEP en France. Bilan des huit enquêtes départementales et estimation nationale*, Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, Paris.

Canalisateurs de France, 2011.

CARRIÈRES J.P. 2008. « Les villes intermédiaires européennes et l'Europe polycentrique », *Réalités industrielles*, février, pp. 18-25.

COMMISSION EUROPÉENNE. 2005. « Communication from the Commission to the Council and the European Parliament On the Review of the Sustainable Development Strategy : A Platform for Action », *Communication*, n° 658, le 13-12-2005, Bruxelles.

COOK C. et BAKKER K. 2012. « Water Security : Debating an Emerging Paradigm », *Global Environmental Change*, vol. 22, pp. 94-102.

CORREIA F.N. (ed.) 1998. *Eurowater, Institutional Mechanisms and Elected Issues in Water Management in Europe*. Balkema, Rotterdam.

DÉCRET du 14 frimaire an II (4 décembre 1793) sur l'assèchement des étangs de la République.

DIRECTIVE CADRE EUROPÉENNE SUR L'EAU

EAU&3^E, Programme ANR : <http://eau3e.hypotheses.org/>

EEA. 2006. « Urban Sprawl in Europe », *EEA Report*, n° 10.

EEA. 2010. *The European Environment State and Outlook 2010. Freshwater Quality*, EEA, Bruxelles.

ERNST & YOUNG. 2007. « Étude relative au calcul de la récupération des coûts des services liés à l'utilisation de l'eau pour les districts français en application de la directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000-Mise à jour », *Rapport final*, septembre.

FALKENMARK M. et ROCKSTROM J. 2004. *Balancing Water for Humans and Nature*, Earthscan, Londres.

FAVEREAU O. 2011. « “New Institutional Economics” Versus “Economics of Conventions” », *Economic Sociology*, vol. 13, n° 1, pp. 22-27.

GERBER J.D. 2009. « Institutional Resource Regimes : Towards Sustainability through the Combination of Property-rights Theory and Policy Analysis. » *Ecological Economics*, vol. 68, pp. 798-809.

HALL P.A. et TAYLOR R.C.R. 1996. « Political Science and the Three New Institutionalisms », *Political Studies*, vol. 44, pp. 936-957.

IFEN. 2008. « Les services publics de l'assainissement en 2004 », *Les dossiers IFEN*, n° 10, pp. 1-28.

ISNARD L. et BARRAQUÉ B. 2011. « La gestion durable des services d'eau et d'assainissement – Ce qui se dit en Allemagne », *Rapport Eau&3E*, Février.

JENERETTE D. et LARSEN L. 2006. « A Global Perspective on Changing Sustainable Urban Water Supplies », *Global and Planetary Change*, vol 50, p. 202-211.

JENERETTE. D. *et al.* 2006. « Contrasting Water Footprints of Cities in China and the United States », *Ecological Economics*, vol 57, p.346-358.

KEATING M. 2008. « Infrastructure : What Is Needed and How Do we Pay for It ? », *Australian Economic Review*, vol. 41, pp. 231-238.

LE GALLÈS P. 2011. *Le retour des villes européennes*, Sciences Po. Les Presses, Paris.

LORRAIN D. 2005. « Urban Capitalisms : European Models in Competition », *International Journal of Urban and Regional Research*, vol. 9, n° 2, pp. 231-267.

MAILHOT A. et DUCHESNE S. 2005. « Impacts et enjeux liés aux changements climatiques en matière de gestion des eaux en milieu urbain. » *Vertigo*, n° 1, pp. 1-9.

MAKSIMOVIC C. *et al.* 2001. *Les nouvelles frontières de la gestion urbaine de l'eau : impasse ou espoir ?*, Presses des Ponts et chaussées, Paris.

MASSARDIER G. 2011. « Des transferts de politiques publiques en eaux troubles méditerranéennes. Les arrangements territorialisés de la gestion de l'eau », *Pôle Sud*, vol. 35, n° 2, pp. 7-20.

MATHEVET R. 2011. « Resilience of Wetlands with Multiple Uses- Example in Petite Camargue », *Workshop Resilience, Water and Foresight*, 18-19 janvier, Montpellier.

MEISEL N. et OULD AOUDIA J. 2007. « Une nouvelle base de données institutionnelles : Profils Institutionnels 2006 », *Working paper*, n° 46, septembre, pp. 1-35.

MENARD C., PEEROO A., 2011. « Liberalization in the Water Sector : Three Leading Models », in Finger M. et Kunneke R. (eds), *Handbook of Liberalization*, Edward Elgar, Londres.

FEDERAL MINISTRY FOR THE ENVIRONMENT, NATURE CONSERVATION AND NUCLEAR SAFETY. 2011. « Water Management in Germany : Water Supply – Waste Water Disposal », *Working paper*, juillet, pp. 1-8.

MOHAJERI S. *et al.* 2003. *Aqualibrium. European Water Management between Regulation and Competition*, Commission européenne, Bruxelles.

NAUMANN M. et WISSEN M. 2007. *Water Infrastructures between Commercialisation and Shrinking. The Case of East Germany*, IRS, Erkner.

NEVERRE N. *et al.* 2010. « La tarification incitative : quel impact sur la demande en eau, l'équilibre budgétaire et l'équité ? », *Techniques, Sciences, Méthodes*, vol. 12, pp. 37-43.

NIELSEN K. 2001. « Institutional Approaches in the Social Sciences : Typology, Dialogue, and Future Challenges », *Journal of Economic Issues*, vol. 35, n° 2, pp. 505-516.

NORTH D. 1990. *Institutions, Institutional Change and Economic Performance*, Cambridge University Press, Cambridge, MA.

OCDE. 2010. *Le prix de l'eau et des services d'eau potable et d'assainissement*, Océde, Paris.

OFWAT. 2009. *Service and Delivery – Performance of the Water Companies in England and Wales 2008-09*, Ofwat, Birmingham.

OFWAT. 2010. *Financial Performance and Expenditure of the Water Companies in England and Wales 2009-10*, Ofwat, Birmingham.

OIEau. 2004. *Dossiers : Allemagne, Royaume Uni de Grande Bretagne et d'Irlande du Nord*.

OLMSTEAD S.M. *et al.* 2007. « Water Demand Under Alternative Price Structures », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 54, pp. 191-198.

OSTROM E. 1990. *Governing the Commons: the Evolution of Institutions for Collective Actions*. Cambridge University Press, Cambridge.

PAHL-WOSTL C. *et al.* 2010. « Analyzing Complex water Governance Regimes : The Management and Transition Framework », *Environmental Science & Policy*, vol. 13, n° 7, pp. 571-581.

PALME U. et TILLMAN A.M.. 2009. « Sustainable urban water systems in indicators: researchers' recommendations versus practice in Swedish utilities », *Water Policy*, vol. 11, n° 2, pp. 250-268.

PATACCHINI E. et ZENOU Y. 2009. « Urban Sprawl in Europe », *Brooking-Wharton Papers on Urban Affairs*, p. 125-149.

POQUET G. et MARESCA B. 2006. « La consommation d'eau baisse dans les grandes villes européennes », *Consommation et modes de vie*, n° 192.

PUMAIN D. 2006. « Villes et systèmes de villes dans l'économie », *Revue d'économie financière*, vol 86, p. 29-46.

SALETH M.R. 2006. « Understanding Water Institutions : Structure, Environment and Change Process », in PERRET S. *et al.* *Water Governance for Sustainable Development : Approaches and Lessons from Developing and Transitional Countries*, Earthscan, Londres, pp. 3-20.

SALETH M.R. et DINAR A. 2000. « Institutional Changes in Global Water Sector : Trends, Patterns and Implications », *Water Policy*, vol. 2, n° 3, pp. 175-199.

SALETH M.R. et DINAR A. 2004. *The Institutional Economics of Water : A Cross-country Analysis of Institutions and Performance*, Edward Elgar, Cheltenham.

SASSEN S. 1991. *The Global City*, Princeton University Press, Princeton.

THÉRET B. 2000. « Nouvelle économie institutionnelle, économie des conventions et théorie de la régulation : vers une synthèse institutionnaliste ? », *La lettre de la régulation*, n° 35, pp. 1-4.

WACKERMAN G. [2000], *Les très grandes villes du monde*, Ellipses, Paris.

WATER UK. 2008. *Sustainable Water. State of the Water Sector Report*, Water UK, Londres.

WATER UK. 2011. *Sustainability Indicators 2010-11*, Water UK, Londres.

WILLIAMSON O. 1985. *The Economic Institutions of Capitalism*, The Free Press, New York.

WILLIAMSON O. 2000. « The new Institutional Economics : Taking Stock, Looking Ahead », *Journal of Economic Literature*, vol. 38, n° 3, pp. 595-613.

WWF. 2006. *Rich Countries, Poor Water*, WWF Global Freshwater Program, Zeist.