École Doctorale "Ville, Transports et Territoires"





Thèse de doctorat de l'Université Paris-Est

Champs disciplinaire : Sciences économiques

AUTEUR

Hypatia NASSOPOULOS

Les impacts du changement climatique sur les ressources en eaux en Méditerranée

Thèse dirigée par JEAN CHARLES HOURCADE et PATRICE DUMAS

soutenue publiquement le 13 Mars 2012
à Nogent-sur-Marne devant le jury suivant :

M. Jean-Charles Hourcade	Directeur de thèse
M. Jan Polcher	Rapporteur
M. Eric Strobl	Rapporteur
M. Luis Garrote	Examinateur
M. Hugues Ravenel	Examinateur

Remerciements

Je voudrais remercier mon directeur de thèse Jean-Charles Hourcade pour son précieux soutien et encadrement. Je suis reconnaissante également envers Patrice Dumas pour son encadrement constant et de qualité et pour tout ce que j'ai appris auprès de lui. Je voudrais aussi remercier Stéphane Hallegatte pour l'attention qu'il a montré sur le sujet de ma thèse et son soutien à "l'équipe eau", sans oublier "l'équipe adaptation". De plus je remercie Minh Ha-Duong de m'avoir aussi accueilli au Cired. Je remercie aussi Jean Margat et le Plan Bleue car leurs travaux mon apporté un précieux éclairage sur la situation des ressources en eau en Méditerranée. Sans oublier Christophe Cassen et l'attention qu'il a porté à mon travail. Je salue les membre du jury Luis Garrote, Jan Polcher, Hugues Ravenel et Eric Strobl, qui ont accepté avec bienveillance de participer à la soutenance de ma thèse. Cela a été un plaisir de travailler avec toute l'équipe du Cired, nous avons coopéré efficacement, notamment avec mes collègues de bureau Thierry Brunelle et François Souty que je salue, ainsi que Eleonore Tyma, Yaël Serfaty, Catherine Boemare et Naceur Chaabane pour leur soutien organisationnel. Pour conclure, un grand merci à ma tante, mes parents et mon frère pour leur soutien, leur patience et leur encouragement. Cette thèse leur est dédiée.

Title: The impacts of climate change on water resources in the Mediterranean region

PhD thesis prepared at: Centre International de Recherche sur l'Environnement et le Développement (CIRED) UMR 8568

Abstract: Climate change could affect water resources and hydraulic infrastructures seriously. Dimensioning and operation of reservoirs should therefore be modified according to climatic change scenarios. To assess the effect of climate uncertainty on reservoir volumes dimensioning using cost-benefit analysis, a model of reservoir dimensioning at the river basin scale is applied in Greece. For the case study, there is no cost of error and adaptation seems to be inefficient. A methodology at the scale of the Mediterranean region with a generic modeling at the river basin level is developed. Reservoirs networks and reservoirs-demands links are reconstructed and coordinated reservoirs networks operation is determined, using only globally available data. The link reconstruction methodology is applied on irrigation demand and validated qualitatively on Algeria. Change in reliability with adaptation of reservoir operating rules under climate change over the Mediterranean region is then assessed. Reliability changes seem to be more influenced by inflow changes than by demand changes. They are not important for the Nile basin and the European and Middle East sub-regions, while in North African countries with a more pronounced Mediterranean influence, like Tunisia or Algeria, reliability decrease can be significant.

Keywords: Mediterranean, climate change and uncertainty, water resources, adaptation, dams-reservoirs, modeling

Titre : Les impacts du changement climatique sur les ressources en eaux en Méditerranée

Thèse de doctorat préparée au : Centre International de Recherche sur l'Environnement et le Développement (CIRED) UMR 8568

Résumé : Le changement climatique pourrait avoir des conséquences importantes pour les ressources en eaux et les infrastructures hydrauliques. Le dimensionnement et le fonctionnement des réservoirs devraient ainsi être modifiés en prenant en compte des scénarios de changement climatique. Un modèle de dimensionnement coût-bénéfice d'un réservoir à l'échelle du bassin versant est appliqué en Grèce afin d'évaluer le coût de l'incertitude sur le climat futur et les dommages du changement climatique. Dans cette étude de cas, le coût de l'erreur est faible, et l'adaptation n'est pas efficace. Une méthodologie sur toute la région méditerranéenne, avec une modélisation générique à l'échelle des bassins versant est ensuite développée. Les réseaux de réservoirs et les liens réservoirs-demandes sont reconstruits et le fonctionnement coordonné des réseaux de réservoirs est déterminé, en utilisant uniquement des données disponibles à l'échelle globale. La méthodologie de reconstruction des liens est appliquée à l'irrigation et validée qualitativement sur l'Algérie. Le changement de fiabilité, avec adaptation des règles opérationnelles, sous changement climatique, semble être plus influencé par les changements de ruissellement que par les changements de demande. Les changements obtenus pour le Nil, l'Europe et le Moyen Orient ne sont pas très marqués, alors que les pays d'Afrique du Nord sous influence méditerranéenne comme la Tunisie ou l'Algérie voient une diminution importante de la fiabilité des apports d'eau pour l'irrigation.

Mots-clé : Méditerranée, changement climatique et incertitude, ressources en eau, adaptation, barrages-réservoirs, modélisation

A Sophie, Hélène, Marc et Georges

Table des matières

Introduction **12**

1 Fracture Nord Sud méditerranéenne **18**
1.1 Profil socioéconomique de la région méditerranéenne 18
1.2 Climat et apports en eau en Méditerranée 22
1.3 La demande en eau en Méditerranée 25
1.3.1 Évolution récente et état présent des demandes en eau 27
1.3.2 Projections des demandes en eau 32
1.4 L'offre d'eau en Méditerranée 35
1.4.1 Mobilisation des ressources en eau: prises, pompages et barrages 38
1.4.2 Transferts d'eau 42
1.4.3 Les nouvelles ressources en Méditerranée 43
1.4.4 Quelque éléments de synthèse sur l'offre en eau en Méditerranée 44
1.5 Intégration de l'offre et de la demande 45
1.6 Gestion de l'eau dans le bassin méditerranéen; La modélisation au service de la gestion intégrée 51
1.6.1 De la gestion par secteur à la gestion par milieu 52
1.6.2 Bassins transfrontaliers: un cas difficile pour la gestion par milieu 53
1.6.3 Modèles hydro-économiques comme outils de gestion intégrée 54
1.7 Quelques éléments de conclusion 56
Bibliographie 59

2 Changement climatique et adaptation **64**
2.1 Changement climatique et incertitude: de l'échelle globale à la région méditerranéenne 64
2.1.1 Changement climatique à l'échelle globale 65
2.1.2 Changement climatique au niveau de la région méditerranéenne 67

2.1.3 Incertitudes liées au changement climatique 71
2.2 Les impacts du changement climatique liés aux ressources en eau: de l'échelle globale à la région méditerranéenne 76
2.2.1 Les impacts du changement climatique à l'échelle globale 76
2.2.2 Les impacts du changement climatique sur la Méditerranée 79
2.3 L'adaptation au changement climatique 85
2.3.1 Méthodologies d'évaluation des stratégies d'adaptation sous climat futur incertain 88
2.3.2 Les limites des stratégies d'adaptation 91
2.4 Les options d'adaptation de l'offre et de la demande en eau . . 93
2.4.1 Les options d'adaptation du côté de l'offre 94
2.4.2 Les options d'adaptation du côté de la demande 101
2.5 Quelques éléments de conclusion 102
Bibliographie 106

Introduction au chapitre 3. Adaptation à un changement climatique incertain: analyse coût-bénéfice et prise de décision robuste pour le dimensionnement d'un barrage 111

3 Adaptation to an uncertain climate change: cost benefit analysis and robust decision making for dam dimensioning 117

Introduction au chapitre 4. Reconstruction des réseaux anthropiques à l'échelle du bassin versant avec une couverture globale: Validation en Algérie 118

4 Reconstructing river basin anthropogenic networks with a global coverage; A validation on Algeria 125

Introduction au chapitre 5. Adaptation des règles opérationnelles des réservoirs en réseaux sous changement climatique: Application sur la région méditerranéenne 126

5 Reservoir network operating rules adaptation under climate change: Application over the Mediterranean region 133

Conclusion et perspectives **134**

Bibliographie globale **153**

Table des figures

1.1 L'espace méditerranéen, source: *Benoit et Comeau* [2005] . . . 19
1.2 Précipitations moyennes sur le bassin méditerranéen, source: *Benoit et Comeau* [2005] 23
1.3 Demandes en eau actuelles, totales et par secteur sur le bassin méditerranéen, source: *Margat et Treyer* [2004] 29
1.4 Résumé des projections tendancielles des demandes en eau ($km^3.an^{-1}$), source: *Margat et Treyer* [2004] 36
1.5 Volumes des réservoirs des pays méditerranéens, source: *Margat et Treyer* [2004] 40
1.6 Production d'eau par mode de mobilisation des ressources conventionnelles pour les pays méditerranéens, source: *Margat et Treyer* [2004] 41
1.7 Principaux projets de transfert, source: *Margat et Treyer* [2004] 43
1.8 Indicateurs de pénurie et de pauvreté, relation entre indices d'exploitation et les ressources naturelles par habitant pour les pays méditerranéens, source: *Margat et Treyer* [2004] . . . 47
1.9 Classement des pays méditerranéens suivant les indicateurs de pauvreté et de pénurie pour le scénario tendancielle modéré en 2025, source: *Margat et Treyer* [2004] 51

2.1 Résumé des résultats des 21 modèles globaux du GIEC sur le changement de la température de surface, des précipitations et de certains extrêmes pour la zone méditerranéenne calculés entre les périodes 1980-1999 et 2080-2099 pour le scénario A1B, source: *IPCC* [2007] 69
2.2 Comportement moyen des 21 modèles globaux du GIEC concernant le changement de température et de précipitations pour l'Europe pour le scénario A1B, comparaison des périodes 1980-1999 et 2080-2099 en moyenne annuelle, pour l'hiver et l'été, source: *IPCC* [2007] 69

2.3 Changements de précipitations sur la zone euro-méditerranéenne pour les 21 modèles globaux du GIEC et pour la moyenne des modèles (montrée en bas à droite (MEAN)) entre les années 1980-1999 et 2080-2099 pour le scénario A1B, source: *IPCC* [2007] 70
2.4 Population (en million) avec un risque de stress hydrique, d'inondation ou de pénurie alimentaire en Europe et en Afrique pour quatre scénarios climatiques du GIEC avec les projections du modèle HadCM3, GIEC 2007, source: *Hallegatte et al.* [2008] 80
2.5 Dommages annuels provoqués par le doublement de la concentration du CO_2 exprimés en termes financiers, GIEC 2001, source: *Hallegatte et al.* [2008] 81

Liste des tableaux

1.1 Projection en 2025 de l'indice d'exploitation rapporté aux ressources exploitables 50
1.2 Projection en 2025 de l'indice de consommation finale rapporté aux ressources exploitables 50

2.1 Exemples d'adaptation dans le secteur de l'agriculture 87

Introduction

Dès le début des années 70, au moment de l'émergence des questions d'environnement comme élément important de l'agenda international, la Méditerranée apparaissait naturellement comme une zone particulièrement fragile à la fois en raison de la forte pollution de la Méditerranée et des contraintes d'approvisionnement en eau douce. Aujourd'hui la région méditerranéenne ne dispose que de 3% des ressources en eau mondiales, alors qu'elle représente 7% de la population mondiale, et on y trouve 60% de la population mondiale dite pauvre en eau [*Hallegatte et al.*, 2008].

C'est l'anticipation de problèmes importants qui motiva la création du Plan Bleu en 1977 c'est-à-dire bien avant l'émergence de la question climatique. Il est symptomatique que la question des ressources en eau ait occupé une place centrale dans les travaux conduits alors par le Cired lorsque celui-ci fût convié à participer à la structuration intellectuelle de ce nouvel organisme [*Godard*, 1974, 1975; *Hourcade*, 1975; *Artuso et al.*, 1975; *Chabrol et al.*, 1975; *Hourcade*, 1977a,b]

La nature du problème posé n'a pas fondamentalement évolué depuis cette époque : une très grande inégalité des apports en eau dans l'espace et dans le temps, la nécessité de maintenir et développer les barrages réservoirs (1200 aujourd'hui), la nécessité d'organiser des transferts intra et inter bassins et de s'interroger sur l'utilisation accrue de ressources non conventionnelles (exploitation minière de ressources souterraines, dessalement de l'eau de mer). On peut dire simplement que le diagnostic formé il y a 40 ans s'est confirmé ; poids de l'agriculture irriguée (qui représentent 80% de la demande des pays du Sud et du Proche-Orient), perte d'une part importante des quantités prélevées, renforcement du tourisme comme vecteur important de tension, avec l'irrigation, au moment de la sécheresse estivale. La prospective 2025 du Plan Bleu confirme ces tendances : alors que la demande d'eau tendrait à se stabiliser dans les pays du nord de la Méditerranée, elle continuera à croître fortement dans les pays du Sud.

Dans ce contexte, le changement climatique intervient comme un facteur perturbateur additionnel potentiellement dangereux. Il pourrait en effet accentuer la variabilité spatiotemporelle et la dégradation quantitative et qualitative des ressources en eau d'une région comme la Méditerranée qui connaît déjà des taux élevés d'évapotranspiration, des sécheresses et déficits. La Méditerranée est une région pour laquelle les modèles climatiques s'accordent sur le signe du changement climatique même si l'ampleur et la localisation précise des changements varient d'un modèle à l'autre. Dans le scénario A1B du GIEC[1]. la fourchette de réchauffement moyen annuel est

[1] scénarios SRES
– Famille A1 : elle fait l'hypothèse d'un monde caractérisé par une croissance écono-

de 2.2–5.1°C, soit une hausse plus accentuée que la moyenne mondiale. Les précipitations de toutes les saisons seraient réduites avec un assèchement, en particulier en été, et une diminution moyenne de 24% à la fin du siècle pour les 21 modèles globaux du GIEC sous le scénario A1B. Avec le changement climatique, la modification de la moyenne, de la variabilité et des extrêmes de précipitation et de température, devrait conduire à la modification du ruissellement, de l'humidité des sols et du niveau des nappes. Avec le changement des paramètres hydroclimatiques, les infrastructures hydrauliques existantes pourraient se révéler inadéquates, car dimensionnées selon des conditions hydroclimatiques historiques qui pourraient ne plus être valables dans le futur.

Cette thèse est motivée par constat du déficit de connaissance sur les impacts économiques et sociaux d'une aggravation des tensions en eau à la suite d'un changement climatique. La façon dont elle sera conduite, et l'accent qui sera mis sur les questions du dimensionnement et des règles opérationnelles des barrages-réservoirs est motivé par un deuxième constat, celui de l'écart entre l'existence d'un stock certes insuffisant mais déjà important de travaux sur les impacts physiques du changement climatique et la faiblesse des travaux portant sur ses impacts économiques et sociaux.

En effet, sur la Méditerranée au moins on aurait réussi à définir "*les perturbations anthropiques dangereuses du système climatique*" dont parle la Convention Cadre des Nations Unies, celles qui permettraient "*d'assurer un délai suffisant pour que les écosystèmes puissent s'adapter . . .que la production alimentaire ne soit pas menacée et que le développement économique puisse se poursuivre d'une manière durable*". En fait tel n'est pas le cas, et ceci pour une raison méthodologique profonde discutée de façon extensive par Philippe Ambrosi [*Ambrosi*, 2004] et résumé ainsi par Hanneman : " *[. . .]*

mique très rapide, un pic de la population mondiale au milieu du siècle et l'adoption rapide de nouvelles technologies plus efficaces. Cette famille de scénarios se répartit en trois groupes qui correspondent à différentes orientations de l'évolution technologique du point de vue des sources d'énergie : à forte composante fossile (A1F1), non fossile (A1T) et équilibrant les sources (A1B)

- Famille A2 : elle décrit un monde très hétérogène caractérisé par une forte croissance démographique, un faible développement économique et de lents progrès technologiques
- Famille B1 : elle décrit un monde convergent présentant les mêmes caractéristiques démographiques que A1, mais avec une évolution plus rapide des structures économiques vers une économie de services et d'information
- Famille B2 : elle décrit un monde caractérisé par des niveaux intermédiaires de croissances démographique et économique, privilégiant l'action locale pour assurer une durabilité économique, sociale et environnementale

Il est à noter que les scénarios d'émissions SRES B1, B2, A1B, A2 vont du plus optimiste au plus pessimiste.

most economic analysis is comparative statics in nature and pays virtually no attention to the process of adjustment from one equilibrium to another. However, the largest economic impacts of climate change are likely to be those associated with the process of adjustment".

La difficulté est que nous manquons aujourd'hui des outils nécessaires. On est en effet très loin aujourd'hui de pouvoir fût-ce de façon fruste et avec des bornes d'incertitude substantielles parcourir la chaîne causale suivante : changement climatique local → évolution régionalisée de la pluviométrie → transformation du régime des eaux à l'échelle du bassin → détection des tensions entre demande future en eau des ressources disponibles → efficacité et limites de la régulation par les barrages → tension entre usages → prix de l'eau et impact sur la demande → effet d'équilibre général des tensions en eau via leur effet sur l'agriculture, le tourisme et l'industrie.

En fait, l'ambition de cette thèse est de produire des outils d'analyse pertinents pour traiter certains maillons de cette chaîne avec l'idée que ce qui aura été fait sur la Méditerranée aura quelque valeur de généralité. Sans un progrès en ce sens, en effet, on risque de se retrouver avec le fait qu'un rapport aussi riche en informations que le rapport Stern soit forcé, pour rendre compte de la dangerosité du changement climatique, d'adopter un taux extrêmement bas de préférence pour le présent, s'attirant alors la critique de ce choix au nom du réalisme des comportements. L'évaluation monétaire des dommages faite par Stern reste en effet très conventionnelle : le coût *now and forever* des dommages à l'échelle mondiale est de 5% de la consommation actuelle avec un taux de préférence pure pour le présent de 0.1% et passe à 0.75% avec la plus classique valeur de préférence pure de 2% [*Hourcade et Hallegatte*, 2008].

Pour produire une modélisation intégrée des mécanismes qui vont des émissions de gaz à effet de serre jusqu'aux dommages climatiques, l'eau fournit un des meilleurs fils conducteurs possibles. D'un côté, elle est une des composantes majeures de la qualité de l'environnement et représente un "facteur de production" central pour plusieurs secteurs, de l'autre son étude exige de combiner plusieurs échelles (globale, locale), plusieurs dimensions (spatiale, temporelle), et différents facteurs (socioéconomiques, hydroclimatiques, environnementaux, techniques,...). Pour relever le défi de l'étude des questions globales comme le changement climatique, une modélisation avec une couverture géographique globale est nécessaire. A travers cette zone géographique étendue, des interactions entre bassins versants peuvent exister (transferts d'eau, échanges de biens et services produits en utilisant des ressources en eau). Or, c'est au niveau du bassin que les décisions liées à la gestion et la planification des ressources en eau sont prises. Les profils d'offre et de demande

peuvent être hétérogènes entre ces bassins. Représenter les caractéristiques essentielles de l'offre et de la demande au niveau du bassin versant est important car, en fonction des caractéristiques du bassin, les changements globaux auront des conséquences différentes.

Deux approches existent dans la littérature. Dans les études à l'échelle globale, les réservoirs ne sont pas toujours explicitement représentés et, quand ils le sont, ils ne sont gérés qu'individuellement pour satisfaire les demandes. Dans les études à l'échelle locale, c'est en général une structure nodale qui est considérée, pour des régions sur lesquelles des données très détaillées sur l'offre et la demande sont connues. Les réservoirs et demandes sont organisés en réseaux et les réservoirs fonctionnent de manière coordonnée.

L'objectif de cette thèse, est de développer un outil de modélisation qui intègre à la fois : une couverture globale ou, au moins, régionale et une modélisation de l'offre et de la demande au niveau du bassin versant. Pour pouvoir refléter l'hétérogénéité spatiale et temporelle de l'offre et de la demande, leurs caractéristiques essentielles doivent être représentées au niveau du bassin. La construction d'un tel outil suppose d'utiliser uniquement des données disponibles à l'échelle globale. L'objectif n'est pas de développer un cadre de représentation très détaillé qui pourrait avoir davantage d'utilité pour les opérationnels, mais de représenter les éléments essentiels de l'offre et de la demande à l'échelle des bassins versants afin de mieux refléter les implications locales des changements globaux en faisant une synthèse entre les deux approches globales et locales de la littérature.

Dans cette thèse, le changement du dimensionnement des réservoirs est étudié en tant qu'option d'adaptation. Il s'agit dans cette thèse de développer un outil qui permettra d'évaluer les impacts du changement climatique sur le dimensionnement d'un réservoir et d'intégrer l'incertitude climatique dans le choix de l'investissement afin de déterminer un dimensionnement robuste. Ce sujet a été peu développé jusqu'à présent dans la littérature. Dans cette thèse, le volume optimal sous changement climatique est déterminé par le critère coût-bénéfice en cherchant vue les écarts de prédiction des modèles climatiques à minimiser le coût maximum de l'erreur.

Le plan de la thèse est le suivant. Dans le chapitre 1 les situations actuelles de l'offre et de la demande ainsi que quelques éléments de prospective sont présentés. Le changement climatique à l'échelle globale et locale, les diverses sources d'incertitude liées au changement climatique, les impacts ainsi que les options d'adaptation, font l'objet du chapitre 2. Dans le chapitre 3, un modèle de dimensionnement optimal d'un réservoir est présenté à l'échelle d'un bassin versant sous climat incertain et il est testé sur un bassin montagneux grec.

Ensuite, dans les chapitres 4 et 5 une méthodologie générique intégrée

d'articulation globale-locale est présentée. Cette méthodologie a une couverture globale et réalise à l'échelle du bassin versant une modélisation générique à partir de données disponibles à l'échelle globale sur l'offre et la demande afin de prendre en compte leur hétérogénéité spatiale et temporelle tout en permettant l'inclusion d'interactions entre bassins. La méthodologie permet de reconstruire les réseaux de réservoirs et les liens réservoirs-demandes. Elle permet également de déterminer l'opération coordonnée des réseaux de réservoirs afin de maximiser la demande en irrigation satisfaite. La méthodologie est d'abord appliquée sur la région méditerranéenne et les réseaux et liens reconstruits sont validés qualitativement sur l'Algérie (chapitre 4). Elle est aussi appliquée sur la région sous changement climatique selon deux scénarios de définition des phases de développement des cultures (chapitre 5).

Chapitre 1

La fracture Nord-Sud de la région méditerranéenne : situation et perspectives

1.1 Profil socioéconomique de la région méditerranéenne

La région méditerranéenne se situe entre l'Europe et l'Afrique. Elle est définie par le GIEC comme un rectangle allant de 30°N à 48°N et de 10°W à 38°E. Dans cette étude, tous les bassins versants qui se déversent dans la Méditerranée sont considérés, et des pays non riverains comme la Suisse et la Bulgarie sont également inclus (Figure 1.1). Cette région est composée de 22 pays et territoires, participant à 13% de la production économique mondiale, avec plus de 420 millions d'habitants soit 7% de la population mondiale. 218 millions de touristes la visitent chaque année, soit 32% du tourisme international. Selon les études du Plan Bleu, la population et le développement économique sont d'ores et déjà pénalisés par les dégradations environnementales. Il est à noter que près de 60% de la population mondiale dite pauvre en eau, avec moins de 1000 m^3 de ressources naturelles renouvelables par an et par habitant, se trouve au milieu de la région méditerranéenne [*Margat et Treyer*, 2004][1]. Cette situation souligne la nécessité d'études sur les risques

[1]Plusieurs informations présentées dans ce chapitre sont issues de ce rapport. Il s'agit d'un ouvrage de référence à caractère très technique qui a été rédigé suite au rassemblement de données issues de plusieurs monographies, de synthèses nationales-régionales, de conférences, de travaux du Plan Bleu ou bien fournies par des experts. Ce rapport donne un panorama très complet et récent de la situation des ressources en eau en région

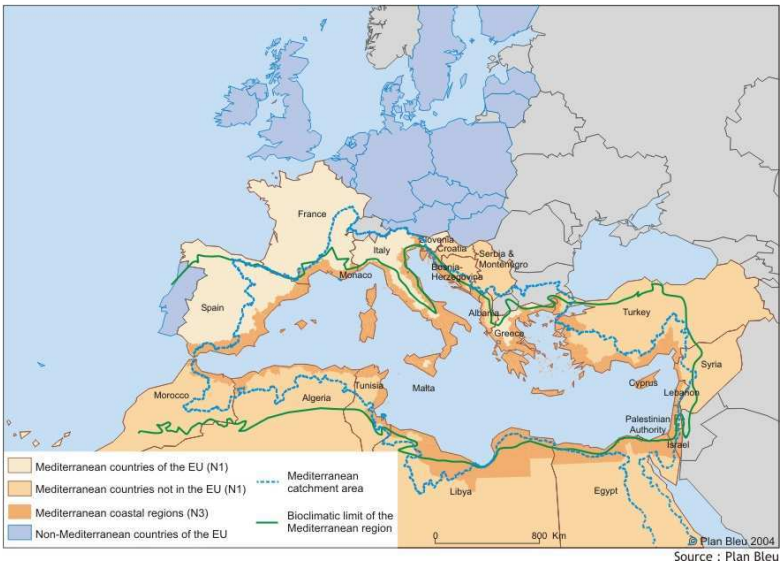


FIG. 1.1: L'espace méditerranéen, source : *Benoit et Comeau* [2005]

climatiques et leurs impacts qui pourraient aider à proposer des stratégies d'anticipation pour limiter l'ampleur de leurs impacts et concilier développement économique et maintien des conditions environnementales.

D'après *United Nations* [2001a,b]; *Attane et Courbage* [2001], les deux rives de la Méditerranée devraient connaître des évolutions démographiques divergentes. La population de la rive Nord de 193 millions en 2000 ne devrait augmenter que marginalement, tandis que la population de la rive Sud de 234 millions en 2000, devrait augmenter de 100 millions d'ici 2025, ce qui conduira à des difficultés multiples : vieillissement de la population pour le Nord, et entrée sur le marché du travail de 34 millions d'actifs supplémentaires dans les vingt prochaines années pour le Sud. La population rurale est stable sur les deux rives avec 60 millions au Nord et 90 millions au Sud. La population urbaine au Nord, aujourd'hui de 130 millions d'habitants, pourrait augmenter lentement, tandis qu'elle du Sud, aujourd'hui de 150 millions, pourrait dépasser 250 millions en 2025 [*Benoit et Comeau*, 2005]. Selon le Plan Bleu, trois tendances sont à retenir :

1. Contraste entre les pays du Nord avec une croissance lente voire une décroissance en Italie, Espagne, Croatie et Grèce, et les pays du Sud et de l'Est avec une population qui atteindrait 62% du total de la région avec une croissance encore importante mais toutefois décélérée ;

méditerranéenne ainsi que des problèmes liées.

2. Expansion de l'urbanisation à un taux relativement stable au Nord et croissant au Sud et à l'Est ;
3. Maintien de la littoralisation au niveau actuel, accentuée dans quelques pays comme la Libye, la Turquie, et l'Algérie, et en diminution en revanche dans d'autres en raison de l'attractivité des pôles non littoraux en Italie, Syrie, et Israël. En général, la croissance de l'urbanisation des zones littorales est plus forte en comparaison avec la moyenne de tous les autres pays avec, en 2025, $\frac{1}{3}$ de la population résidant sur les zones côtières.

Ces évolutions auraient dès lors un impact déterminant sur le développement, sur l'état de l'environnement local, sur la consommation des ressources naturelles et sur la vulnérabilité aux catastrophes naturelles.

D'après *Benoit et Comeau* [2005], au cours de la dernière décennie l'économie de la région n'a pas été performante avec des taux de croissance de l'ordre de 4-5% pour l'Est et le Sud et seulement 2.5% pour le Nord. Les pays méditerranéens de l'Union Européenne se sont néanmoins rapprochés du niveau des autres pays Européens pour le PIB par tête. Les écarts en terme de PIB par tête, en revanche, sont restés importants pour les autres pays de la région. Le chômage atteint 10% au Nord, et 20% à 30% au Sud, constituant un grave problème social. Le dynamisme économique du Sud pourrait être soutenu par l'éducation primaire et par un meilleur accès à l'eau potable et l'assainissement.

Au cours des quarante dernières années, les emplois agricoles ont été réduits de 74% au Nord, en revanche à l'Est et au Sud le secteur contribue toujours à environ 15% du PIB, avec 70 millions d'actifs en 2000. L'agriculture, avec 23 millions d'hectares irrigués en 2000, soit 20% des terres arables, dépend fortement de la fréquence des pluies. L'agriculture pluviale est vulnérable aux conditions climatiques et peu productive sans irrigation. Des problèmes de désertification, d'épuisement des sols et de salinisation peuvent également s'ajouter. La balance commerciale agricole de la région est déficitaire, l'Égypte et l'Algérie étant devenus de grands importateurs [*Hervieu*, 2006].

L'eau constitue un élément essentiel pour la vie humaine, au niveau de l'utilisation domestique, ainsi que pour plusieurs activités productrices. L'agriculture et le tourisme, les deux activités économiques majeures de la région, sont fortement conditionnées par la disponibilité des ressources en eau. En dépit de cette importance, l'eau est un intrant de faible valeur parmi les facteurs de coût de production des biens et services. D'ailleurs, la différence entre valeur d'usage et valeur marchande est une question bien connue

en économie de l'eau qui concerne non seulement la Méditerranée mais aussi d'autres régions du monde [*Frederick*, 1997].

La place qu'occupe l'eau dans l'économie nationale n'est pas clairement définie car, dans la "comptabilité nationale économique", elle est rarement individualisée et souvent intégrée avec l'électricité. En général, au niveau des pays méditerranéens, la part du PIB consacrée aux dépenses publiques et privées liées à l'eau, souvent utilisée pour indiquer la place de l'eau dans l'économie, atteint 2%. Cette part est plus importante pour les pays du Moyen Orient et du Maghreb. Au Maroc par exemple, les dépenses sont passées de 2.6% du PIB en 1990 à 3.2% en 1994 [*Margat et Treyer*, 2004].

La contribution de l'eau au développement est une question théorique qui représente un intérêt majeur. Le rôle de l'utilisation de l'eau comme facteur de développement socioéconomique pourrait notamment dépendre du secteur principal de consommation de ressources en eau, l'agriculture, et de la contribution de ce secteur au développement. Si l'importance de l'agriculture dans l'économie diminuait, la dépendance aux ressources en eau réduirait aussi. Cependant, au seins des pays méditerranéens, la contribution ne semble pas être proportionnelle à la quantité d'eau utilisée, car la part de la consommation d'eau dans les pays les plus riches est faible dans le PNB. De plus, au niveau des pays méditerranéens, il est rare que l'activité principale sur laquelle se base le développement soit le secteur le plus consommateur en eau. Par exemple, le refroidissement des centrales thermiques est essentiel pour la production d'électricité mais sa consommation en eau est peu importante. Ainsi les écarts de développement ne sont pas nécessairement associés aux différences de ressources et d'utilisation de l'eau. Du côté de l'offre, étant donné que la ressource en eau, notamment en région méditerranéenne, est variable dans l'espace et le temps, des infrastructures hydrauliques lourdes comme les barrages doivent être mises en place. De plus, les ressources en eau sont d'ores et déjà quantitativement et qualitativement fragilisées. Afin de faire face à la rareté de la ressource, les pays en particulier du Levant et du Sud vont non seulement devoir exploiter au maximum les ressources conventionnelles, mais aussi envisager les importations ainsi que la production de ressources non conventionnelles. Or, cette production qui peut inclure des procédés industriels comme le dessalement, peut avoir un coût important. Ainsi, là où la ressource avait un coût quasiment nul, elle sera désormais payante. Ces coûts peuvent ne pas constituer un élément limitant essentiel au développement mais leur impact pourrait être plus marqué dans les situations de pauvreté. C'est pourquoi, selon *Margat et Treyer* [2004], le manque d'eau est un impact du sous-développement, plus marqué que la rareté. Cette question, qui ne sera pas traitée dans cette thèse, constitue une question fondamentale.

L'étude de diverses questions concernant les pays méditerranéens notamment les liens entre disponibilité de la ressource en eau et développement, ou de façon plus concrète, pour examiner des choix de développement et d'investissement, nécessite une vision d'ensemble. Cette vision doit prendre en compte l'hétérogénéité qui peut s'identifier à plusieurs niveaux. Des éléments présentés dans cette section, il peut être constaté que les profils socioéconomiques des pays méditerranéens sont disparates. L'hétérogénéité s'identifie également au niveau des apports en eau qui sont variables dans l'espace et le temps (section 1.2). Les situations socioéconomiques variées se traduisent par différentes demandes en eau au niveau sectoriel (section 1.3), ainsi que par différents modes d'exploitation, de mobilisation et de production de ressources pour constituer, en fonction des apports, l'offre en eau (section 1.4). En fonction des demandes ainsi que de l'offre, souvent dissociées à l'échelle géographique et temporelle, différentes situations de manque d'eau pourraient être rencontrées (section 1.5), nécessitant une gestion appropriée afin d'établir au mieux l'équilibre offre-demande (section 1.6). Etant donnée cette hétérogénéité, les changements globaux, notamment le changement climatique, aurait des conséquences différentes à travers la région, comme cela sera présenté au chapitre 2.

1.2 Climat et apports en eau en Méditerranée

Le bassin méditerranéen est un espace tricontinental, ouvert aux échanges avec les territoires eurasiatiques et africains. Au niveau du cycle hydroclimatique, l'atmosphère méditerranéenne doit une partie importante de son humidité à des transferts convectifs depuis les bassins atlantiques (1500 $km^3.an^{-1}$) et elle émet des flux d'humidité vers le bassin danubien et le Moyen-Orient (2600 $km^3.an^{-1}$). Le climat méditerranéen est un climat de transition entre le climat désertique du Sud et celui des moyennes latitudes du Nord. Il est caractérisé par deux saisons pluvieuses en automne et au printemps et des sécheresses estivales. Il est également diversifié : hyper-aridité jusqu'aux rivages africains sud-est et forte humidité dans les régions alpestres et dinariques. Le passage de dépressions provoque des précipitations sur les reliefs et leur absence des orages en été.

Les informations présentées dans le reste de cette section sont issues de *Margat et Treyer* [2004]. Ces auteurs décrivent une répartition très inégale des apports en pluie (Figure 1.2). Le volume total des précipitations sur le bassin est de 1100 $km^3.an^{-1}$ en moyenne, les $\frac{2}{3}$ étant concentrés sur $\frac{1}{5}$ du

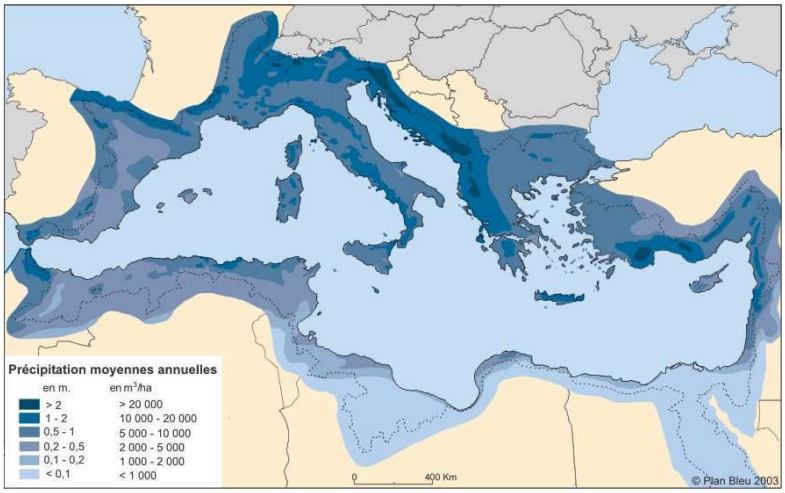


FIG. 1.2: Précipitations moyennes sur le bassin méditerranéen, source : *Benoit et Comeau* [2005]

bassin, avec la France, l'Italie et la Turquie recevant la moitié de ce total, et les pays africains seulement 13%. Les pluies varient fortement selon les saisons et les années, avec une concentration sur un petit nombre de jours (50-100 par an) et des intensités journalières très fortes, générant des ressources, mais également des risques. La saison sèche structurelle ("normale") peut durer de un à deux mois au Nord et plus de quatre mois au Sud et à l'Est, mais les sécheresses sont surtout conjoncturelles ("éphémères") et peuvent être aggravées par des récidives pluriannuelles. Le pouvoir évaporateur de l'atmosphère est également très important. Il dépasse en total annuel les précipitations, réduisant le rendement des réservoirs. Au barrage d'Assouan, par exemple, 10 $km^3.an^{-1}$ sont évaporés.

Ces inégalités et cette irrégularité ont des répercussions sur la géographie et le régime des écoulements. La répartition des apports et des écoulements dans chaque pays est influencée par le contraste entre un petit nombre de grands fleuves et de nombreux petits cours d'eau. Les eaux bleues superficielles et souterraines qui sont source d'approvisionnement et constituent un milieu adéquat pour les utilisations *in situ* sont réparties de façon contrastée entre le Nord et le Sud à cause de cette dissymétrie climatique. Les précipitations génératrices d'écoulement sont très inégalement distribuées allant de moins de 10 mm dans les zones les plus arides du Sud, à 2000 mm localement dans les Alpes. 620 $km^3.an^{-1}$ d'apports totaux de précipitations sont génératrices d'écoulement. Le Nord et la Turquie en reçoivent $\frac{4}{5}$. 19% concernent le Sud et le Levant, le Nil apportant à lui seul 13.5%. La France,

l'Italie, les Balkans et la Turquie fournissent ainsi 90% des 475 $km^3.an^{-1}$ que la mer Méditerranée reçoit. L'eau verte, source de vie pour l'agriculture non irriguée, les pâtures et forêts, est aussi inégalement répartie sur le bassin. Au Nord, elle peut atteindre 700 mm par an en moyenne, et au Sud elle ne dépasse pas 100 mm par an. Dans ce panorama des ressources hydriques en Méditerranée, l'eau virtuelle, qui peut être estimée sur la base de quantités utilisées pour les différentes productions alimentaires ou sur la base de statistiques de commerce international, peut également être comptabilisée. Ainsi en 2002 les importations nettes ont été de l'ordre de 29 $km^3.an^{-1}$ au Nord, 7.5 $km^3.an^{-1}$ à l'Est et 40.5 $km^3.an^{-1}$ au Sud. L'eau virtuelle exprime la quantité d'eau consommée dans les pays exportateurs pour la production de biens alimentaires importés. Ainsi, avec le commerce international, non seulement des tranferts d'eau se font afin de compenser le déséquilibre des ressources entre les pays, mais aussi la sécurité alimentaire est assurée. De plus, il permet de mieux utiliser les ressources rares des pays pauvres en eau. Souvent par pays, les importations et exportations brutes d'eau sont distinguées afin de déterminer les importations nettes, et les chiffrages dépendent des modes de calcul et des produits pris en compte. Les plus grands importateurs nets sont l'Italie, l'Egypte, l'Espagne, et l'Algérie. Dans certains cas, les flux d'eau associés aux importations brutes de produits agricoles sont supérieures aux ressources naturelles renouvelables.

Une autre dissymétrie concerne la répartition et les fonctions des eaux souterraines. Au Nord, elles sont le facteur principal de la pérennité des écoulements. Au Sud, elles sont nourries par les crues des cours d'eau superficiels, sont temporaires et affluent dans des champs d'évaporation. Les eaux à travers la Méditerranée se différencient aussi par leur qualité naturelle (caractéristiques physiques, chimiques, biologiques). De plus, les zones humides où l'évapotranspiration atteint 500-1000 mm d'eau par an soit plus que certains champs irrigués, sont définies et inventoriées de manière différente à travers le bassin.

Les ressources en eau rapportées aux populations sont souvent utilisées comme indicateur pour identifier les situations de manque ou d'abondance d'eau, en dépit de l'irrégularité et de l'inégalité des écoulements. Selon Malin Falkenmark, si la ressource en eau moyenne par habitant est de 1000-500 $m^3.an^{-1}$ on est dans une situation de tension ou pauvreté, et avec moins de 500 $m^3.an^{-1}$ on est dans une situation de pénurie. Les ressources naturelles par habitant varient entre moins de 100 $m^3.an^{-1}$ à Gaza et plus de 10000 $m^3.an^{-1}$ dans les Balkans. Elles atteignent 28000 $m^3.an^{-1}$ en Bosnie-Herzégovine. Même si des projections régionales démographiques ne sont pas disponibles, les projections de l'indicateur "ressources en eau par habitant",

calculées en utilisant les projections démographiques par pays, permettent de dégager une tendance :

- Stabilisation en Italie, en Grèce, en Croatie et en Slovénie ;
- Décroissance importante pour les pays où les ressources étaient inférieures à 1000 $m^3.an^{-1}.hab^{-1}$ en 2000 ;
- Décroissance modérée pour les pays avec moins de 500 $m^3.an^{-1}.hab^{-1}$.

Les projections permettent également de déterminer la période approximative où les seuils de pauvreté ou de pénurie pourraient être atteints. Selon ces projections les pays du Sud se rapprocheraient du seuil de pénurie en 2025.

Par conséquent, le climat de la région méditerranéenne est caractérisé par une diversité importante, avec des régions hyperarides et très humides. Les précipitations sont notamment inégalement réparties à travers la région et sont également caractérisées par une variabilité intra et inter annuelle importante. Ces caractéristiques des précipitations influencent la géographie et les régimes des écoulements, qui sont ainsi également variables dans l'espace et le temps. Ces profils hydroclimatiques variables, souvent difficiles à représenter vu le manque de données, sont confrontés à des demandes sectorielles avec des exigences quantitatives et qualitatives distinctes, des profils dissociés dans l'espace et le temps par rapport aux apports et souvent même supérieurs aux ressources disponibles. Ainsi, pour mieux évaluer les pressions subies par les ressources naturelles en eau, il est important de disposer d'une bonne connaissance de l'état actuel des demandes et de leur évolution spatiotemporelle (section 1.3). Cette connaissance permet de mieux comprendre les choix actuels et ceux à envisager, en lien avec les modes de mobilisation, les transferts et également en lien avec l'utilisation de nouvelles ressources en eau afin d'assurer une offre régulière et bien répartie (section 1.4).

1.3 La demande en eau en Méditerranée

Les informations présentées dans cette section sont également issues de *Margat et Treyer* [2004]. Une grande partie de la population du bassin se concentre dans l'espace littoral avec des conséquences sur l'économie des ressources en eau : les demandes sont fortement concentrées et sont souvent supérieures aux ressources locales disponibles, ce qui conduit à faire appel aux ressources de l'intérieur des terres et nécessite des transferts. Pour avoir l'idée la plus précise possible du progrès des demandes dans l'espace et le temps, ainsi que des pressions qui peuvent s'exercer sur les ressources en eau disponibles, il s'avère nécessaire d'acquérir des connaissances sur l'évolution récente des demandes en plus de celle sur leur état actuel. Il convient ainsi

d'étudier les tendances que leurs évolutions contemporaines laissent percevoir, ainsi que des diverses projections faites.

Pour commencer, quelque définitions sont nécessaires afin d'aider à mieux comprendre le cycle d'utilisation de l'eau. Le terme "utilisation" se réfère à chaque activité économique ou sociale qui rend l'eau utile à un certain usage. L'utilisation se répartit entre les différents secteurs classiques comme l'approvisionnement en eau potable des villes, les industries, l'agriculture irriguée, le refroidissement des centrales thermiques, ainsi que les usages *in-situ* comme la production d'hydroélectricité. L'utilisation correspond aussi à la quantité utilisée pendant une période donnée par un secteur ou une région, quantité qui peut être reçue ou acquise. A priori, ce terme ne préjuge pas du degré d'utilité ou de l'efficience de l'utilisation. Les quantités utilisées ne correspondent pas à celles prélevées ou produites, car une partie peut être perdue pendant le transport, surtout s'il y a des réseaux importants de distribution, ou ne pas être utilisée.

Le terme "demande" a plus une connotation économique. Il exprime le fait que les quantités à utiliser doivent correspondre à une offre. Ces quantités peuvent être produites par mobilisation de la ressource en milieu naturel ou bien par des procédés industriels (non conventionnels). La demande, qui est crée par les usagers, correspond à un niveau de production spécifique, qui peut inclure des surplus ou des pertes. Ainsi, la quantification des demandes en eau équivaut à la production et non aux quantités utilisées. Elle peut être répartie entre les différents secteurs si les pertes de chaque secteur sont bien identifiables ce qui reste difficile.

Le terme "consommation" exprime la quantité totale d'eau, en surface ou souterraine, consommée en un temps donné, pour la transpiration des plantes, la formation de leur tissus et l'évaporation des sols cultivés. La consommation est exprimée en volume d'eau par unité de surface. Elle correspond également aux prélèvements définitifs, par exemple, pour les consommations industrielles ou domestiques, qui conduisent à la réduction des ressources disponibles. La consommation nette est la quantité utilisée, et non rejetée par les usagers. Elle exprime plutôt l'efficience de l'usage. Quand à la consommation finale, elle exprime la consommation non retournée au milieu naturel des eaux continentales. Ainsi, la consommation finale inclut les non retours des eaux utilisées qui peuvent aussi venir des eaux non conventionnelles ou importées.

Il est à noter que les usages se répartissent entre usages évaporatifs et non évaporatifs (*"consumptive uses"* et *"non consumptive uses"* respectivement). Les usages évaporatifs provoquent la réduction de la source (eau en surface ou souterraine) ou point du prélèvement. La réduction du flux ou de l'eau dis-

ponible peut être quantitative ou bien qualitative. Les usages non évaporatifs ne provoquent pas un détournement d'eau de la source ou une réduction de la source. Il peut y avoir un détournement mais qui est suivie par un retour immédiat au point de la diversion après l'usage. L'eau retournée a les mêmes quantités et qualités qu'avant le détournement.

Une fois ces définitions données, une description globale du bilan d'utilisation peut être présentée. Ainsi, la production est constituée des prélèvements, de la réutilisation, de la production non conventionnelle (par exemple le dessalement) et des importations. De la production, il faut soustraire les pertes par type d'usage (fuites,...) ainsi que les pertes pendant le transport et par évaporation sur les surfaces de stockage d'eau pour obtenir l'approvisionnement. Aux consommations nettes il faut ajouter les pertes durant le transport et par évaporation ainsi que les rejets à la mer afin d'obtenir les consommations finales. On peut également soustraire des prélèvements les pertes liées aux usages ainsi que les retours d'eau en milieu naturel.

1.3.1 Évolution récente et état présent des demandes en eau

La demande d'eau a doublé au cours de la deuxième moitié du XX^e siècle, avec une augmentation supérieure à 50% au cours des 25 dernières années. Il existe des différences entre régions : au Nord, décélération depuis les années 80, à l'Est et au Sud, croissance accélérée avec une augmentation de 70% pendant le dernier quart de siècle. Les demandes ont été croissantes dans tous les secteurs. L'agriculture, avec une croissance linéaire, reste dominante, mais sa part est passée de 75% dans les années 50 à 60% aujourd'hui. La part des collectivités et de l'énergie a augmenté et la demande industrielle a ralenti.

Les demandes par tête ont été croissantes partout pendant les années 60-70. Elles ont souvent commencé à décroître dans les années 80 :

- Dans les pays industrialisés du Nord à croissance de population faible ou nulle comme en Espagne, France, Grèce, et Italie ;
- Dans les pays où la demande croit plus vite que l'offre comme en Egypte, et au Maroc ;
- Dans les pays où les économies d'eau sont efficaces comme en Israël.

Les demandes ont continué à croître :

- Modérément dans les pays où elles sont parties d'un niveau assez bas comme en Algérie ;
- Fortement du fait des efforts importants d'aménagements et de produc-

tion d'eau comme en Libye, au Liban et en Turquie.

Ainsi, les évolutions des moyennes de cet indicateur dans chaque sous région sont très contrastées : croissance forte au Nord, décroissance au Sud et à partir des années 80 croissance à l'Est.

De même que les apports, les demandes sont inégalement réparties entre pays et secteurs d'utilisation. Les pays les plus demandeurs sont par ordre d'importance l'Egypte, l'Italie, l'Espagne, la Turquie, et la France, les trois premiers pays regroupant 69% du total. Dans l'ensemble, entre 1950-2000 les demandes en eau par habitant ont augmenté de 63% eu Nord, 20% à l'Est et ont diminué de 35% au Sud. Par grande région, à l'Est, les demandes par tête sont les plus faibles, et celles du Sud sont un peu supérieures à celles du Nord en raison de l'importance de l'irrigation en Egypte. Les quantités moyennes annuelles demandées par habitant varient entre 115 $m^3.an^{-1}$ en Cisjordanie et 1250 $m^3.an^{-1}$ en Egypte, avec des valeurs basses de 250 $m^3.an^{-1}$ pour les territoires palestiniens, Malte, l'Algérie, la Croatie et la Slovénie, et haute de 700-800 $m^3.an^{-1}$ pour les pays européens.

Malgré sa rareté, l'eau en Méditerranée ne semble pas être utilisée dans un esprit d'économie et d'efficacité, avec des gaspillages aggravant les pénuries. Une partie importante est perdue à cause des pertes d'adduction et des rendements de distribution médiocre des réseaux d'eau potables qui représentent entre 10 et 60% des pertes, des fuites chez les usagers, et des pertes de transport des réseaux d'irrigation qui représentent entre 5 et 40% des pertes. Des techniques d'irrigation par gravité et submersion, à faible efficience, sont encore majoritairement utilisées dans le Sud. Les pertes par évaporation, plus difficile à éviter, doivent aussi être considérées, car sur les retenues au Sud, en particulier, elles pourraient se chiffrer en $km^3.an^{-1}$. Ainsi, les quantités d'eau mal, ou pas, utilisées sont de l'ordre de 75 $km^3.an^{-1}$. Cette valeur correspond à 40% des 290 milliards de m^3 par an de demande totale de tous les pays méditerrannéens, 190 milliards de m^3 étant situées dans le bassin méditerrannéen. En outre, cette valeur prend en compte les pertes de distribution d'eau urbaine et les fuites chez les usagers qui sont environ de 12 $km^3.an^{-1}$, ainsi que les pertes liées à l'irrigation qui sont environ de 60 $km^3.an^{-1}$. Ainsi, les quantités d'eau réellement utilisées qui s'élèvent à 150 milliards de $m^3.an^{-1}$ sont inférieures aux productions brutes qui sont de l'ordre de 190 milliards $m^3.an^{-1}$, à cause des pertes durant le transport et la distribution, principalement pour l'alimentation des collectivités et des zones irriguées.

Les consommations nettes qui se réfèrent aux quantités évaporées, non rejetées par les usagers, peuvent être évaluées en utilisant des coefficients moyens applicables aux quantités utilisées. Ces coefficients sont très différents entre les secteurs : 15% pour les collectivités, 80% pour l'agriculture,

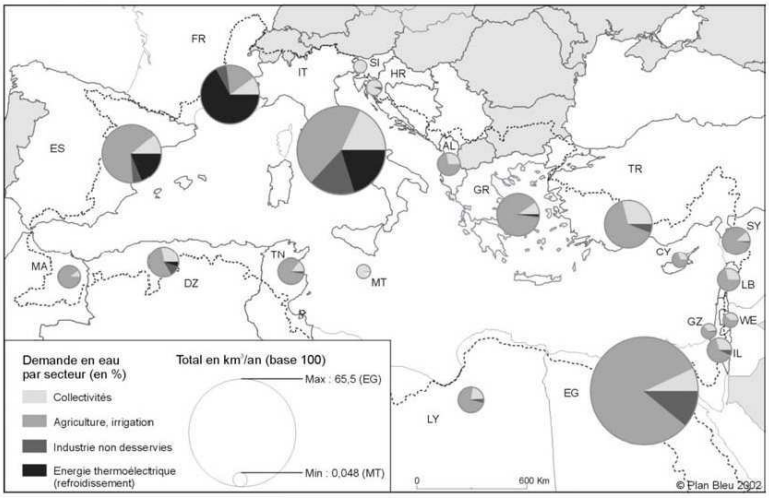


FIG. 1.3: Demandes en eau actuelles, totales et par secteur sur le bassin méditerranéen, source : *Margat et Treyer* [2004]

5% pour les industries non desservies et 1.5% pour les centrales thermiques. Les consommations nettes actuelles seraient de l'ordre de 80 milliards de $m^3.an^{-1}$ avec $\frac{1}{3}$ au Nord et plus de la moitié au Sud, auxquelles on pourrait ajouter l'évaporation des réservoirs. Les consommations finales, c'est-à-dire qui ne sont pas retournées aux eaux douces continentales, dépasseraient les 100 milliards de $m^3.an^{-1}$ avec 35% au Nord, 9% à l'Est, 56% au Sud. La différence entre les consommations nettes et finales correspond à la part d'eaux usées rejetées déversée en mer.

La demande totale est répartie entre différents secteurs d'utilisation d'eau à travers le bassin méditerranéen avec des exigences en terme de quantité et de qualité variées : demande domestique, touristique, irrigation, industrielle, production hydroélectrique et pour le refroidissement des centrales (Figure 1.3). La demande en eau pour le refroidissement des centrales n'occupe une place importante qu'en France.

Tout d'abord, actuellement, 38 milliards de m^3 d'eau potable sont produits annuellement. Cette production est inégalement répartie à travers la région. 58% de la production se trouve au Nord, alors qu'à l'Est et au Sud, le reste de la production se répartit de façon égale. Cette production est souvent supérieure aux demandes réelles. Cependant, étant donné les pertes de distribution qui sont de l'ordre du tiers, la production répond inégalement aux besoins. L'évolution de la production d'eau potable par habitant au cours des dernières décennies montre de nets contrastes. Dans les pays du Nord, une

croissance forte comme en Espagne ou en diminution comme en France, est observée. Dans les pays du Sud et de l'Est, on observe une croissance plus lente au Maghreb, une décroissance due aux économies d'eau en Israël, ou au retard d'équipement dans les pays à forte croissance démographique urbaine, en Egypte. Les taux de desserte ne sont pas satisfaisants surtout pour les populations rurales (57% en Serbie-Monténégro, 64% en Syrie, 67% en Tunisie). Il est à noter également que la qualité des eaux utilisées est encore un sujet préoccupant, car une part non négligeable de la population dans certains pays est desservie par de l'eau qui ne respecte pas les normes de potabilité, de manière temporaire ou permanente. Ainsi 30 millions de Méditerranéens, dont les deux-tiers en Turquie et au Maghreb, n'ont pas un accès correct à une eau saine.

Le tourisme a comme caractéristique une importante saisonnalité estivale, avec une différence de phase avec le régime naturel des flux d'eau. De plus, il amplifie les demandes en eau potable avec 500-800 litres par jour et par tête, et induit aussi des activités fortement consommatrices, nécessitant des équipements de production et de distribution sur-dimensionnés.

L'irrigation, presque partout nécessaire pour la production agricole, s'est fortement accrue au cours du XX^e siècle, et les aires irriguées dépassent les 21 millions d'hectares, avec $\frac{2}{3}$ concentrées sur la Turquie, l'Espagne, l'Egypte et l'Italie. L'irrigation est également caractérisée par une importante saisonnalité estivale au moment où les ressources en eau naturelles sont le moins disponibles. Les besoins en eau d'irrigation correspondent aux quantités d'eau nécessaires pour compenser l'évapotranspiration et assurer une croissance optimale. Ils sont influencés par des paramètres climatiques, biologiques et pédologiques : la superficie irriguée, l'indice d'intensité culturale, les besoins en eau moyens annuels par hectare irriguée et par récolte, ainsi que par le complément d'irrigation nécessaire pour le lessivage des sols. La demande dépend plutôt des conditions d'accès à l'eau et des possibilités d'utilisation à la parcelle. L'accès à l'eau peut être assuré par des pompages individuels ou par des réseaux collectifs. Ainsi la demande est influencée par des facteurs comme le taux d'efficience moyenne de l'irrigation, le rendement du transport, la proportion de la superficie irriguée par chaque procédé d'irrigation, la proportion des superficies irriguées suivant les cultures inégalement consommatrices (cultures de subsistance, de rente). Elle est également influencée par le degré d'autosuffisance alimentaire, le degré de prise en charge des coûts de l'eau d'irrigation par les agriculteurs, et l'élasticité de la demande aux charges imputées ou aux tarifs.

Les industries s'approvisionnent en eau dans des proportions variées, soit par prélèvements directs ce qui est essentiellement le cas pour les pays du

Nord, soit par branchement au réseau public comme c'est surtout le cas dans les pays du Sud. Les industries desservies sont difficiles à distinguer des autres usagers des réseaux ce qui complique l'estimation des quantités réelles utilisées, mais malgré cette incertitude, on peut estimer que la part des industries dans les demandes est relativement mineure. La part des industries non desservies dans les demandes en eau varie. Pour les pays du Nord, la part des industries non desservies est de l'ordre de 2 à 10%. Pour les Balkans, la part est plus élevée. En Italie, elle dépasse les 15%. Pour les pays du Sud et de l'Est, la part des industries non desservies est de l'ordre de 2 à 12%. Pour les bassins des pays qui se déversent dans la Méditerranée, la part est de l'ordre de 2 à 6% au Nord et de moins de 1 à 11% au Sud. Les exigences en termes de qualité des prélèvements industriels sont très variées et elles peuvent se prêter au recyclage en particulier quand l'eau n'est utilisée que pour le refroidissement. Il s'agit de demandes très localisées (urbaines ou portuaires), et leur consommation nette est restreinte.

Dans le secteur de production d'électricité primaire, l'hydroélectricité dépend du débit et de la dénivellation, et concerne une utilisation *in situ*, qui, en général, ne prélève pas d'eau. Cette demande est de plus en plus associée à des aménagements à buts multiples impliquant des compromis dans la gestion des lâchés des réservoirs. Le terme potentiel hydraulique "sauvage" se réfère à tous les endroits où, dans l'absolu, on peut installer des aménagements hydrauliques. Le potentiel hydraulique "sauvage" en Méditerranée est de 80 GW, à 80% situé en Europe et en Turquie, avec une fraction techniquement et économiquement exploitable. Ce potentiel devient techniquement exploitable quand ces endroits peuvent être équipés avec les connaissances techniques actuelles et économiquent exploitables quand l'éléctricité produite peut l'être avec un coût compétitif par comparaison aux autres sources d'énergie. Son exploitation est encore assez inégale avec un niveau d'exploitation assez fort en France et en Italie, modéré mais croissant en Turquie, dans les Balkans et en Espagne.

Les centrales thermiques utilisent l'eau essentiellement pour le refroidissement nécessitant des débits très importants pour des consommations finales minimes, en particulier pour des centrales à circuit ouvert (*"once through cooling"*, OT). Pour ce mode de refroidissement, de grandes quantités d'eau sont nécessaires et la charge thermique transférée aux eaux de surface peut être importante. Quasiment toute la charge thermique est dissipée par l'eau de refroidissement et transportée au volume d'eau, ainsi les pertes évaporatives sont moins importantes que celles des centrales à circuit fermé (*"close circuit cooling"*, CC). Si le mode de refroidissement comprend une tour dans laquelle l'eau est refroidie via le contact avec un jet d'air avant qu'elle soit

évacuée, les grandes charges thermiques peuvent être évitées. Pour le mode CC les extractions d'eau sont minimisées et les grandes charges thermiques sont évitées. Cependant, la température de l'eau dans le système de refroidissement est plus importante que celle dans le système OT, ce qui est lié à des efficiences plus faibles des centrales. De plus, les pertes évaporatives directes sont plus élevées que dans le système OT [*Koch et Vögele*, 2009]. Les centrales localisées dans les zones côtières se refroidissent essentiellement avec l'eau de mer, tandis que les centrales situées dans l'arrière pays sont localisées près d'un cours d'eau d'où elles extraient l'eau.

Les tendances d'évolution contemporaine des demandes en eau totales sont différentes selon les pays :

- Croissance encore forte en Egypte, Grèce, Libye, Syrie, Turquie et au Maroc ;
- Croissance modérée et décélérée en France et en Espagne ;
- Croissance faible ou stabilité en Israël, Tunisie, et en Algérie ;
- Légère décroissance en Italie et à Chypre.

La demande en eau potable se stabilise dans les pays du Nord, voir diminue en France en raison des progrès réalisés au niveau des rendements des réseaux de distribution et de la hausse des prix. Au Sud et à l'Est elle est en hausse, et suit la croissance des populations urbaines. Les demandes liées au tourisme sont nettement en croissance. Les demandes des industries non desservies tendent à décroître ou à se stabiliser au Nord grâce à une augmentation de l'efficience et du recyclage, tandis qu'au Sud elles restent faibles. Les demandes pour l'irrigation sont généralement en croissance, avec une tendance à la diminution en raison de la croissance des parts des collectivités et du tourisme.

Le ratio demande par habitant présente des évolutions contemporaines variées :

- Croissantes dans les pays du Nord ainsi qu'en Turquie, en Algérie, en Libye et au Liban ;
- Fluctuantes en Italie et en Tunisie ;
- Décroissantes dans les pays où la population s'accroît plus vite que les ressources en raison du plafonnement des ressources comme en Egypte, à Chypre, en Israël, et à Malte.

1.3.2 Projections des demandes en eau

Les prévisions des demandes peuvent se faire en utilisant différentes approches comme l'extrapolation des tendances, l'application de taux de croissance sur les demandes contemporaines, la projection des facteurs exogènes

et les scénarios. Dans les exercices mondiaux de prévision, où l'objectif est d'estimer de façon approximative les pressions futures sur les ressources en eau ainsi que les situations de pénurie, les demandes, qui sont considérées équivalentes aux prélèvements, sont surestimées. Ils s'agit d'exercices assez sommaires, régionalisés de façon inégale, qui utilisent souvent comme facteur essentiel la population. C'est le cas des projections faites par Shiklomanov qui sont guidées uniquement par les projections démographiques [*Shiklomanov*, 1999].

En matière d'études à l'échelle globale, selon la FAO, dans les pays en voie de développement, qui détiennent 75% du total des surfaces irriguées, les terres irriguées augmenteraient de 0.6% par an jusqu'à 2030, et de 0.4% selon d'autres études sur l'Asie du Sud, l'Afrique et l'Amérique Latine. De plus, l'intensité culturale des terres irriguées dans les pays en voie de développement passerait de 1.27 à 1.41 cultivars par année, expansion surtout concentrée en Asie du Sud, Chine du Nord, Proche Orient et Afrique du Nord, avec une légère amélioration de l'efficacité d'usage [*Bruinsma*, 2003]. Cette vision exclut le changement climatique qui commencerait à avoir un impact sur l'agriculture à partir 2030. Selon le *Millenium Ecosystem Assessment*, l'expansion des terres irriguées serait plus lente de l'ordre de 0-0.18% par an jusqu'à 2050 avec ensuite une stabilisation voire une réduction [*Millennium Ecosystem Assessment Board*, 2005].

Selon la FAO, en 2030, l'extraction d'eau pour l'irrigation augmenterait de 14% dans les pays développés lorsque les impacts du changement climatique ne sont pas pris en compte [*Bruinsma*, 2003].

Enfin, des études à l'échelle globale se focalisent sur d'autres types de demande. Selon le *Millenium Ecosystem Assessment*, la hausse des extractions d'eau pour les usages domestiques et industriels à l'échelle globale, serait entre 14 et 83% en 2050. Ceci serait, entre autres, dû selon ce rapport au fait qu'une plus grande valeur serait attribuée aux usages domestiques et industriels en particulier sous condition de stress hydrique [*Millennium Ecosystem Assessment Board*, 2005].

Des études à l'échelle régionale, notamment au niveau de la région méditerranéenne, ont été conduites. Par exemple, des projections sont faites par *International Water Management Institute* (IWMI) avec le modèle PODIUM, qui prennent en compte l'offre et les demandes. Cette étude constitue un effort assez régionalisé avec 45 pays dont 14 méditerranéens et deux scénarios de développement de l'irrigation [*Seckler et al.*, 1998] qui montre une :

- Croissance des prélèvements proportionnelle à la population et efficience initiale constante ;
- Croissance des aires irriguées proportionnelle à la population et un

progrès de l'efficience de 70% en 2025.

Au niveau du bassin méditerranéen, selon les calculs de la FAO en 2000 [*FAO*, 2000], l'aire irriguée et récoltée augmenterait de 38% au Sud et 58% à l'Est entre 1998 et 2030 pour atteindre respectivement 9.1 millions d'hectares et 7.7 millions d'hectares. Pour cette région, selon Shiklomanov et les efforts ultérieurs sur les projections par pays, on aurait entre 2000 et 2025 une :

- Croissance des prélèvements faibles de l'ordre de 10-13% en Europe, Israël, Tunisie ;
- Croissance très faible en Italie ;
- Croissance moyenne en Egypte, au Maroc ;
- Croissance forte voire supérieure à 50% en Turquie, Syrie, Algérie, au Liban.

Dans l'ensemble, les enveloppes de toutes les projections faites par les diverses études sont très divergentes allant de -30% à +15% pour l'Europe et de 0 à 95% pour l'Afrique et l'Est.

Le Plan Bleu a également proposé des scénarios [*Margat et Treyer*, 2004]. Parmi ceux-là, on trouve le scénario "Avenir de l'eau en laissant faire", un scénario "business as usual, au fil de l'eau", caractérisé par les points suivants :

1. Dominance de l'approche par l'offre, continuation de la politique des barrages, sollicitation accrue des eaux souterraines ;
2. Continuation des modes de production et de consommation d'eau au Nord et transition des pays du Sud et de l'Est ;
3. Transferts d'eau pour la correction des inégalités intra et inter nationales ;
4. Rôle important maintenu pour l'agriculture irriguée ;
5. Réduction de la capacité des réservoirs ;
6. Compétition entre demandes, éventuellement due au changement climatique ;
7. Priorité donnée au développement économique à moyen terme.

Selon ce scénario, en 2025, les demandes totales (prélèvements) augmenteraient de 43 $km^3.an^{-1}$ soit +15% dans l'ensemble de la région. Le contraste entre le Nord et le Sud ne s'atténue pas. Au Nord, la croissance est nulle voire négative, tandis qu'au Sud et à l'Est, la croissance est encore importante i.e. de +23% et +48% respectivement sauf pour quelques pays pour lesquels l'offre plafonne. La part de la demande municipale est en légère croissance, ce qui est également le cas pour l'agriculture et l'industrie. La part de l'énergie est en décroissance ce qui est lié au progrès technique considéré pour cette demande (Figure 1.4). Selon ce scenario, qui est basé sur

l'approche par l'offre, l'évolution des coefficients liés à l'usage comme l'efficience de l'irrigation, l'avancée du recyclage industriel et du circuit fermé de refroidissement et à la part des eaux usées rejetées en mer à cause de la littorisation croissante des populations urbaines et des activités industrielles, sera lente. Les consommations finales devraient évoluer dans le même sens que les prélèvements et avec peu de divergence au moins à ce qui concerne le Sud et l'Est. Dans ce scénario, les consommations nettes sur l'ensemble de la région s'établissent à 150 $km^3.an^{-1}$, soit plus 30% par rapport à aujourd'hui. Il faut aussi compter 6 km^3 supplémentaires liés aux ressources non renouvelables (fossiles) dans les pays du Sud, sans compter l'évaporation des réservoirs qui s'élève à 15 $km^3.an^{-1}$ aujourd'hui et qui pourrait encore augmenter avec les projets de barrages et de canaux. Les consommations finales pourraient atteindre 180 $km^3.an^{-1}$ soit +20% par rapport aux consommations nettes (eaux non rejetées après usages) en 2025, et +41% par rapport aux consommations finales (eaux non retournées au milieu) d'aujourd'hui.

Malgré la hausse de la part des autres demandes, la demande en irrigation occupe une part dominante en Méditerranée. Sous changement climatique avec une modification potentielle des paramètres hydrologiques et climatiques, la demande en irrigation, dépendante de ces paramètres, pourrait changer. Ce sujet sera traité à la section 2.2.2. En dépit de l'importance de la demande en irrigation, il peut être constaté que, de façon générale, pour l'évaluation quantitative des différents types de demandes, divers facteurs socioéconomiques, hydroclimatiques et environnementaux doivent être pris en compte. Etant donnée l'incertitude sur l'évolution de ces facteurs ainsi que le degré d'incertitude induit par le choix de la méthode de prévision, l'estimation de l'évolution des demandes dans l'espace et le temps est délicate.

1.4 L'offre d'eau en Méditerranée

Les données présentées dans cette partie sont également issues de *Margat et Treyer* [2004]. L'offre d'eau en Méditerranée est assurée essentiellement par des stockages artificiels de plus de 200 km^3 et des grands réservoirs aquifères sahariens et arabiques (sur)exploités notamment pour l'agriculture. Il est à noter aussi que les transferts d'eau sont très courants notamment en Espagne, Israël et Libye. En outre, à cause des aires irriguées et des retenues, l'évaporation a augmenté de 14% et, en considérant les diverses interventions humaines, le débit des cours d'eau qui se rejettent en Méditerranée a été réduit de 15%. Par ailleurs, la qualité des eaux diminue en raison de l'urbanisation, de l'imperméabilisation des sols, et de la hausse des rejets d'eaux

Pays entiers	Rappel d'état présent (~ 1995-2000)	Projections	
		2010	2025
Secteurs			
Collectivités	37,9	42,1	47,5
Agriculture	181	196	212,1
Industries non desservies	32,4	35,9	39,3
Energie	37,9	34,7	33,1
Sous-région			
Nord	137,7	138,7	133,9
Est	54,3	64,5	80,2
Sud	97,3	105,7	118,3
Total	289,3	308,9	332,4

Bassin méditerranéen	Rappel d'état présent (~ 1995-2000)	Projections	
		2010	2025
Secteurs			
Collectivités	25,6	28,5	31,7
Agriculture	124,2	131	138,0
Industries non desservies	19,7	22,4	23,9
Energie	21,8	20,1	18,2
Sous-région			
Nord	90	90,9	86,2
Est	19,2	23,3	27,8
Sud	82,1	87,7	97,9
Total	191,3	201,9	211,9

FIG. 1.4: Résumé des projections tendancielles des demandes en eau ($km^3.an^{-1}$), source : *Margat et Treyer* [2004]

pluviales dans la mer et les défauts d'assainissement. Enfin, la présence forte d'aménagements contre les inondations accentue l'artificialisation du régime des eaux.

Comme mentionné à la section 1.2, les ressources naturelles en eau rapportées aux populations sont souvent utilisées pour identifier les situations de manque ou d'abondance d'eau. A la différence entre pays se rajoute celle au sein des pays. Cependant, comme cette définition est globale, elle ne peut révéler de contrastes intra-pays liés à la variabilité spatiotemporelle des ressources, souvent régulées par des infrastructures hydrauliques. Ainsi, il serait plus intéressant de se référer, pour cet indicateur, uniquement aux ressources exploitables, voire même aux ressources intérieures en excluant les ressources extérieures en provenance des pays voisins. Les ressources exploitables se réfèrent à celles susceptibles d'être mises en valeur selon des facteurs comme la faisabilité économique et environnementale du stockage de l'eau dans des réservoirs ou de l'extraction des eaux souterraines. La mise en valeur prend aussi en compte la possibilité physique de stocker de l'eau qui normalement se déverse en mer, ainsi que le débit minimal nécessaire pour les services environnementaux et la navigation. La définition des ressources exploitables est non seulement basée sur des critères techniques et économiques, mais aussi sociaux et, de plus en plus, environnementaux. La variation des ressources exploitables par habitant est un peu moins importante que la variation des ressources naturelles par habitant mais reste encore large allant de moins de 100 $m^3.an^{-1}$ à plus de 2000 $m^3.an^{-1}$.

Aujourd'hui, la demande en eau est couverte à 98% par l'exploitation des eaux douces. Initialement, le mode de mobilisation dominant était le captage des eaux régulières superficielles ou souterraines, en utilisant des techniques peu coûteuses en terme d'investissement et d'énergie : prises d'eau pérennes superficielles, captage de la source, puisage ou captage par gravité d'eau souterraine peu profonde. Cependant, en raison de l'irrégularité et de la saisonnalité des demandes, la nécessité de faire des aménagements régulateurs et de stocker la ressource est apparue. La mobilisation des eaux superficielles a occupé une part croissante de l'approvisionnement pour la plupart des pays méditerranéens.

De façon générale, $\frac{4}{5}$ des quantités d'eau prélevées proviennent des ressources en eau superficielles, tandis que $\frac{1}{5}$ vient des ressources en eau souterraines. Cependant, la répartition varie selon les pays. Dans certains pays notamment l'Egypte, l'eau est uniquement prélevée à partir de ressources superficielles, tandis que dans d'autres pays comme Malte, les Territoires Palestiniens et la Libye, l'eau est essentiellement prélevée à partir de ressources souterraines. Les parts respectives des différentes sources d'approvisionne-

ment varient également selon les secteurs utilisateurs. En général, les ressources souterraines sont la source dominante d'approvisionnement pour les villes. Les ressources superficielles constituent la source d'eau exclusive pour le secteur de l'énergie et la source principale pour l'agriculture et l'industrie.

Comme critères de répartition des quantités prélevées, on peut utiliser le mode de mobilisation et l'effort nécessaire, liés au caractère permanent ou non de la ressource en eau (Figure 1.6[2]). L'eau en surface et souterraine, disponible localement peut être utilisée. Des quantités d'eau transférées depuis d'autres bassins peuvent également être utilisées et, plus récemment, on a fait appel à des ressources en eau non conventionnelles. Ces trois aspects de l'offre sont présentés dans les sections suivantes.

1.4.1 Mobilisation des ressources en eau : prises, pompages et barrages

Le premier mode de prélèvement, déjà mentionné ci dessus, est la prise au fil de l'eau des eaux de surface régulières qui peut se faire par simple dérivation gravitaire pour des lieux d'utilisation à proximité de la ressource, ou par des canaux pour servir des zones plus éloignées. Le relèvement constitue une deuxième manière de prise au fil de l'eau qui peut être réalisée à l'aide de techniques traditionnelles peu consommatrices d'énergie comme les roues élévatrices en Syrie, ou de plus en plus souvent, à l'aide du pompage comme c'est le cas pour les infrastructures d'exploitation du Rhône. Pour les grands fleuves, les dérivations peuvent conduire à des aménagements lourds et complexes comme c'est le cas pour le Pô et le Rhône. Cependant, quand le fleuve constitue l'artère principale de distribution, les prises d'eau fluviales peuvent être dépendantes d'aménagements régulateurs. C'est le cas du Nil en aval du barrage d'Assouan.

Le deuxième mode de mobilisation concerne l'exploitation des eaux souterraines phréatiques ou profondes. Les aquifères les plus accessibles et productifs (constitués de sable et de gravier, habituellement vastes et profonds, alimentés par les eaux de pluies qui s'infiltrent dans le sol) se trouvent principalement dans les zones habitées comme les plaines côtières et intérieures et les vallées. En fonction de l'accessibilité de l'eau souterraine et de l'importance des ouvrages qui doivent être mis en place, deux types d'exploitation

[2]a. Dans l'état des statistiques disponibles, ce tableau comporte quelques hypothèses. b. Espagne : données du PNH pour 1993, comptant des "usos non consuntivos". c. Israël : non compris la régulation par le lac Kinnereth. d. Y compris exploitation de ressources non renouvelables. e. Egypte : y compris remobilisation des retours d'eau au Nil, régularisé, et aux aquifères alluviaux (11.3 $km^3.an^{-1}$).

peuvent être identifiés : l'exploitation des nappes phréatiques et profondes.

L'exploitation des nappes phréatiques se fait par puit ou forage peu profond, solution de proximité nécessitant des investissements à la porté des usagers. Ces exploitations sont équipées d'appareils de puisage traditionnels ou de pompes plus productrices mais plus coûteuses en énergie (Tunisie 120000 points en 1997, Maroc 215000 points en 1990, Espagne 500000 points en 1993, en Italie 100000 points dans les années 80). Les productions varient entre une dizaine à plus d'un millier de $m^3.hr^{-1}$ suivant le type d'aquifère. Plusieurs exploitations locales intensives d'aquifères alluviaux ou karstiques existent au niveau du bassin méditerranéen : Delta du Nil (77 $m^3.s^{-1}$), plaine de Pô près de Milan (60 $m^3.s^{-1}$), plaine de Mitidja pour l'alimentation d'Alger (10 $m^3.s^{-1}$), plaine côtière d'Israël (15 $m^3.s^{-1}$), Jeffara libyenne (18 $m^3.s^{-1}$), plaine de Valence en Espagne (6 $m^3.s^{-1}$).

L'exploitation des nappes profondes, beaucoup moins à la portée des usagers particuliers, nécessite des forages plus profonds. Cette technique s'est développée en particulier en Egypte, Libye, Tunisie, et Algérie. Ce mode d'exploitation n'est pas durable car il conduit à l'épuisement de ressources non renouvelables.

En général, la surexploitation des nappes souterraines à ressources renouvelables est déjà observée, notamment en Espagne, Israël, Libye, et en Tunisie, avec comme conséquence possible l'invasion d'eau salée. De plus, l'exploitation minière des eaux fossiles, production non durable, est loin d'être négligeable dans plusieurs pays méditerranéens, notamment en Libye, en Algérie et à Malte.

Le troisième mode d'exploitation est lié à la maîtrise des eaux de surface irrégulières, notamment à l'aide d'infrastructures hydrauliques importantes. Dans un premier temps, la collecte locale de l'eau pluviale, à l'aide de structures adéquates, est réalisée. Pour cela, il est possible d'utiliser des lacs collinaires avec un rôle local, notamment en Italie, Turquie, Algérie, et en Tunisie, de capacité variable entre 10000-100000 m^3, destinés à l'agriculture. Cependant, un barrage créant un réservoir d'accumulation représente la technique principale de régulation et la plus structurante pour l'aménagement des eaux. Les barrages-réservoirs peuvent avoir plusieurs finalités : pour l'irrigation, l'approvisionnement en eau, la production d'électricité, la protection contre les inondations, la navigation, le contrôle des pollutions, les loisirs, l'élevage. Les réservoirs d'accumulation ont aussi un rôle de "consommateur", peu évalué, par le biais de l'évaporation qui peut atteindre 1 $m.an^{-1}$.

C'est surtout au cours du XX^e siècle que la construction de barrages au niveau de la région méditerranéenne à été initiée. Leur construction a commencé dès les années 1930 et 1940, particulièrement en Italie et en Es-

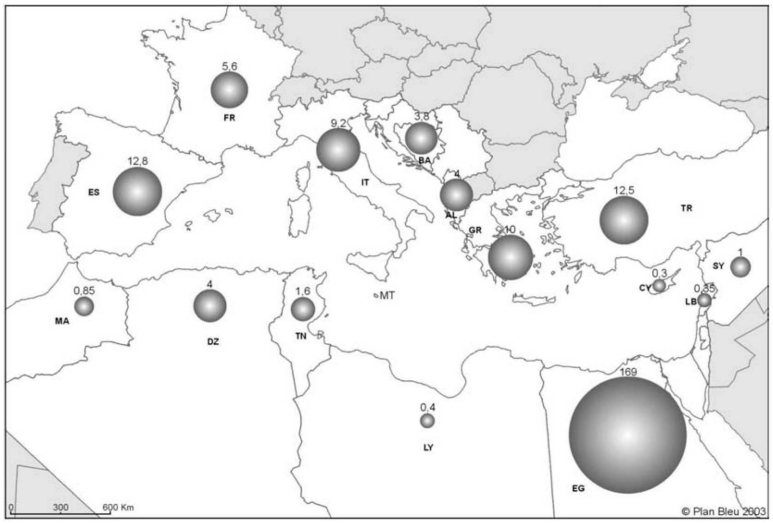


FIG. 1.5: Volumes des réservoirs des pays méditerranéens, source : *Margat et Treyer* [2004]

pagne avec une finalité hydroélectrique. Ensuite, pendant la deuxième moitié du XX^e siècle, le nombre de ces aménagements a augmenté dans la plupart des pays, en particulier en Espagne, France, Italie, Grèce, Albanie, Turquie, Maghreb et Egypte, avec des finalités multiples.

De nos jours il y a plus de 1200 barrages avec une capacité de stockage supérieure à 10 millions de m^3, un volume cumulé de plus de 420 milliards de m^3 (Figure 1.5), avec les barrages Ataturk et Keban sur l'Euphrate en Turquie et le barrage d'Assouan en Egypte représentant plus de la moitié de ce volume. Le potentiel est essentiellement développé en Espagne, France, Italie, Egypte et Maghreb. La plupart des réservoirs ont une capacité essentiellement inter-saisonnière, et leur gestion doit prendre en compte plusieurs demandes saisonnières, déphasées et souvent en compétition entre elles. Cependant, même si ces réservoirs jouent un rôle essentiel pour l'offre en eau en Méditerranée, ils suscitent des critiques sur leurs impacts environnementaux et sociaux.

Il est à noter que la capacité régulatrice des barrages peut être diminuée par l'envasement causé par des flux importants de sédiments. La durée de leur fonction régulatrice peut être réduite malgré les "volumes de sédimentation" prévus à cet effet. Le taux des pertes moyennes annuelles s'élève à 0.1-0.5% au Nord et 0.5-1% au Sud, avec des pertes importantes au Maghreb et en Espagne. Ainsi la capacité régulatrice est en diminution, et, malgré des techniques de prévention, le comblement est plus ou moins prévu au XXI^e.

Pays	Date	Prélèvements répartis par mode de mobilisation en km³/an a — Prises d'eau de surface régulière (avec captage de source)	Exploitation d'eau souterraine — nappes phréatiques	Exploitation d'eau souterraine — nappes profondes d	Régulation d'eau de surface irrégulière (barrages)	Total
Espagne	1993 b	10,6	5,4		21,0	37,0
bassin méd.		5,27	3,2		11,17	19,7
France	1994	~ 30	~ 4,8	~ 1,2	~ 4,6	40,67
bassin méd.		~ 13	2	0	~ 3,1	18,13
Italie	1993	30,2 (sources ~ 3,3)	10,4		~ 4 ?	44,6
Malte	1998	ε (0,0004)	0,025	0	ε	0,025
Slovénie	1996	0,06	0,28	0	ε	0,34
Albanie	1995	0,67	0,63	0	~ 0,1	1,4
Grèce	1997	~ 3	~ 2,7	0,3 ~	~ 2,7	8,7 OCDE
Turquie	1997	~ 9,5 ?	6		~ 20 ?	35,5
bassin méd.	1995	~ 2,3 ?	4,8		~ 4 ?	11,1
∑ Chypre	1998	ε	0,2	-	~ 0,1	0,30
Syrie	1993	~ 4		1,8	8,2	14
Liban	1996	0,9	0,4	0	ε	1,3
Israël	1997	~ 0,6	1,02	ε	0 c	1,62+O1
Territoires palestiniens W-Bank		ε	0,17	0	0	0,17
Gaza		0	0,15	0		0,13
Egypte	1995	21,5 e	e 4,5	0,9 d	33,5	60,4
Libye	1998	~ 0,1	1,35	3,0 d	0,03 à 0,04	4,46+O3
Tunisie	1996	0,085	0,7	0,95 d	1,10	2,83
Algérie	2000	~ 0,2 ?	1,7	1,7 d	~ 1,2	~ 4,8
Maroc	1996	1,9	2,35	0,25	7	11,5
bassin méd.		~ 0,13	0,2	0	~ 1	1,33

FIG. 1.6: Production d'eau par mode de mobilisation des ressources conventionnelles pour les pays méditerranéens, source : *Margat et Treyer* [2004]

Ce problème ne pourra pas être entièrement résolu par la construction de nouveaux barrages, car le nombre de sites disponibles devient limité.

1.4.2 Transferts d'eau

Au niveau du bassin méditerranéen, l'offre et la demande sont géographiquement dissociées. Ainsi, par le passé, l'eau a toujours été transportée sur des longues distances pour l'alimentation des villes. De nos jours, les transports d'eau ont changé d'échelle avec un accroissement des distances et des volumes. Plus de 130 villes de plus de 100000 habitants dépendent de ressources se situant à 50km, et souvent à l'extérieur de leur bassin hydrographique. Ainsi, les eaux des arrière-pays subissent souvent une pression supplémentaire due au développement des zones littorales, comme c'est le cas en Espagne, France, Grèce, Israël et Libye. Pour l'irrigation de quelques centièmes du territoire d'un pays, les ressources produites doivent être captées sur des espaces au moins dix fois plus étendus. Dans le cadre des plans d'aménagement, la justification de transferts entre bassins "excédentaires" et bassins "déficitaires" peut être de corriger les inégalités de répartition des ressources en eau. Cette solution est mise en oeuvre en priorité par les aménageurs pour faire face aux pénuries structurelles qui peuvent menacer certaines régions et elle s'inscrit dans une approche centrée sur l'offre.

De nos jours, les transports assurent les $\frac{3}{4}$ de l'approvisionnement de tous les secteurs desservis notamment pour l'eau potable ou l'irrigation, avec des réseaux pouvant être plus importants que les réseaux hydrographiques naturels, et avec des coûts énergétiques considérables. La figure 1.7 présente les principaux projets de transfert de la région méditerranéenne. Parmi les transferts importateurs pour le bassin méditerranéen on trouve :

- en Espagne, le Trasvase, du Tage jusqu'en Andalousie ;
- en Israël, le transfert d'eau du Jourdain prélevé par le lac du Kinnereth jusqu'aux zones côtières et le Neguev ;
- en Libye, le transfert d'eau pompée dans les aquifères sahariens aux plaines et aux villes littorales ;
- en France, les structures hydroélectriques qui transfèrent de l'eau de la Loire et la Garonne vers le Rhône et l'Orb.

Parmi les transferts exportateurs on trouve :

- en Egypte, le transfert d'eau du Nil vers la région côtière Ouest, vers le Sinai et les oasis méridionales ;
- en Espagne, des structures hydroélectriques transportant de l'eau de l'Ebre au versant atlantique.

Pays	Source	Récepteur	Projet, équipement, distance	Débit moyen km^3/an	Objectif
Espagne	Ebre	Bassins côtiers méditerranéens	PHN 2000 Canaux, 900 km~	1, puis à 3,35	Irrigation Alimentation Barcelone
Espagne / France	Rhône	Catalogne	Aqueduc, 307 km	2012: 0;2 2025: 0,3 à 0,45	Alimentation Barcelone
Albanie / Italie	Sources en Albanie	Apulie (Puglia)	Aqueduc sous marin 85 km	0,13	Irrigation Alimentation Bari
Grèce	Acheloos	Thessalie, Pinos	Canal, tunnels	1,1 à 1,3	Irrigation 300 000 ha Alimentation Larissa, etc.
	Aliakmon	Thessalonique	Adduction 2005-2007	0,022	Alimentation Thessalonique
Egypte	Nil	Sinaï, zone cotière	Canal As-Salam 155 km	4	Irrigation 4000 000 Feddans
	Nil (Lac Nasser)	Oasis Kharga	Canal de Touchka (entrepris)	5	Irrigation 500 000 Feddans
Libye	Aquifères sahariens	Jeffara, zone côtière, Syrte et Cyrénaïque	Achèvement du projet "GMR" total 4000 km de canalisation (2007)	2,2 en final	Irrigation Alimentation urbaine
Algérie	Cheliff	Oranie	Aqueduc	0,25	Alimentation Oran
	Agrioun et Djendjene	Wilaya Sétif	Projet Sétif-Hodna 2002 canalisations (22+57 km) tunnel + pompage	0,12-0,20	Alimentation urbaine et irrigation

FIG. 1.7: Principaux projets de transfert, source : *Margat et Treyer* [2004]

1.4.3 Les nouvelles ressources en Méditerranée

De nouvelles ressources commencent à être utilisées dans le bassin méditerranéen comme les eaux saumâtres et le dessalement. En Israël, par exemple, les ressources en eaux saumâtres sont estimées à 240 $hm^3.an^{-1}$, dont 100 dans le bassin méditerranéen. A ceci se rajoutent 85 $hm^3.an^{-1}$ d'eau fossile qui peut être potentiellement produite dans le Neguev. A Gaza, les eaux saumâtres renouvelables sont estimées à 31 $hm^3.an^{-1}$. Il est également possible d'utiliser les eaux plusieurs fois soit par remobilisation après un premier usage (utilisation secondaire), soit par réutilisation directe. Cet usage est déjà développé en Espagne, Chypre, Israël, Egypte, Tunisie. Enfin, le potentiel de production industrielle d'eau douce par dessalement d'eau de mer ou d'eau saumâtre est de 800 millions de $m^3.an^{-1}$ dans le bassin méditerranéen. Le coût moyen de dessalement est par ailleurs actuellement de 1.00 $USD.m^{-3}$ pour l'eau de mer et de 0.60 $USD.m^{-3}$ pour l'eau saumâtre, à comparer à 0.02 $USD.m^{-3}$ pour la chlorinisation de l'eau potable [*Bates et al.*, 2008]

1.4.4 Quelque éléments de synthèse sur l'offre en eau en Méditerranée

Les ressources en eau, non seulement en surface mais aussi souterraines, disponibles localement et exploitées avec divers modes plus ou moins coûteux en terme d'investissement et d'énergie, constituent l'essentiel de l'offre en eau pour la région méditerranéenne. Les prises au fil de l'eau sont plus faciles à réaliser car, en général, elles ne nécessitent pas la mise en place d'infrastructures lourdes. Cependant, comme la ressource en eau est très variable, ce mode de mobilisation peut ne pas être pérenne. Quand à l'utilisation de l'eau souterraine elle peut être à la portée des usagers localement sauf lorsqu'il s'agit des nappes profondes, où des investissements importants sont nécessaires, sans oublier que, de plus en plus, la surexploitation des eaux souterraines est observée. Etant donnée l'irrégularité des ressources en eau, les réservoirs représentent le mode de mobilisation le plus utilisé car ils contribuent à la régulation des ressources pour répondre à plusieurs objectifs notamment la protection contre les inondations ou pour satisfaire des demandes souvent décalées dans le temps par rapport à l'eau disponible. En outre, les ressources en eau disponibles et les demandes sont non seulement dissociées dans le temps mais aussi dans l'espace, rendant les transferts sur de longues distances nécessaires. Toutefois, il ne faut pas oublier les limites liées aux réservoirs et aux transferts. Presque tous les sites potentiels de construction de barrages sont utilisés, des quantités d'eau non négligeables sont évaporées des surfaces des réservoirs existants, et les barrages font souvent l'objet de controverses concernant leurs impacts sociaux et environnementaux. Quant aux transferts, ils reposent sur le transport de l'eau de l'arrière pays vers le littoral. Ces transferts ne sont pas nécessairement justifiés par un besoin de corriger la répartition inégale des ressources mais plutôt par les intérêts économiques de certaines zones (par exemple attractivité touristique des certaines zones littorales du Maghreb).

Malgré les aspects négatifs des réservoirs, ils constituent des éléments essentiels de l'offre en eau en Méditerranée, une région caractérisée par une ressource en eau naturelle et des demandes variables dans l'espace et le temps. Cette hétérogénéité spatiotemporelle peut être aussi la raison des transferts d'eau longue distance. La représentation des barrages réservoirs constitue une étape essentielle dans la méthodologie intégrée générique globale-locale présentée aux chapitres 4 et 5. Cette méthodologie qui a une couverture globale, reconstitue à l'échelle du bassin versant les réseaux de réservoirs et les liens réservoirs-demandes en utilisant des données disponibles à l'échelle globale. Ces liens sont non seulement *intra* mais aussi *inter* bassins et per-

mettent également de reconstituer les transferts. Un tel cadre peut être utilisé pour évaluer différentes options d'adaptation liées aux réservoirs sous changement climatique comme la modification de leurs dimensions ou de leurs règles opérationnelles (chapitre 2). Enfin, comme les réservoirs représentent des investissements lourds et irréversibles, dans le chapitre 3 le modèle générique présenté de dimensionnement d'un réservoir à l'échelle du bassin versant est utilisé pour évaluer l'impact de l'incertitude climatique sur la décision liée à la dimension optimale et pour estimer l'investissement correspondant.

1.5 Intégration de l'offre et de la demande

Dans la section 1.3 l'état actuel des demandes en eau en Méditerranée ainsi que quelques éléments sur leurs projections ont été présentés. Les modes de mobilisation, les transferts d'eau et les nouvelles ressources d'eau ont été présentés dans la section 1.4. Cette section compare l'offre et la demande actuelles et les situent dans le cadre d'exercices mondiaux et régionaux de prospective. De telles comparaisons sont utiles parce qu'elles peuvent donner une idée des pressions exercées sur les ressources ainsi que des éventuelles disponibilités résiduelles dans le temps. Les données présentées dans cette partie sont issues de *Margat et Treyer* [2004].

Tout d'abord sur un plan géopolitique, actuellement et dans le futur, les contrastes de situation liés à l'eau ne se résument pas simplement à une différence Nord/Sud. Trois axes de déséquilibre existent : entre l'UE et le Maghreb, la Turquie et les pays du Proche Orient, l'Egypte et les pays en amont du Nil. Surtout pour les deux derniers cas, la situation pourrait être encore plus compliquée car certains pays ont des ressources en eau communes à partager. Ces ressources, selon certains, pourraient constituer pour les pays en amont un moyen de pression sur les pays en aval.

L'offre et la demande sont souvent comparées en rapportant soit les prélèvements soit les consommations finales, aux ressources naturelles moyennes renouvelables, pour calculer respectivement les indices d'exploitation et de consommation. Les prélèvements peuvent inclure les remobilisations des retours. Ainsi, une meilleure comparaison peut être faite avec les consommations finales. Comme mentionné dans la section 1.4, ces indices globaux peuvent refléter des contrastes entre pays, car leur valeurs varient de moins de 1% à plus de 100%. Une deuxième comparaison peut être faite en rapportant les prélèvements et les consommations finales aux ressources exploitables. Ces indices sont plus élevés, mettant davantage en évidence les situations critiques et les disparités. En général, tous ces indices se réfèrent à des situa-

tions moyennes et n'illustrent donc pas les tensions locales mais plutôt des situations probables de tensions.

Les tendances contemporaines d'évolution de ces indices sont significatives, notamment les indices d'exploitation (rapportés aux ressources en eau naturelle renouvelable moyenne). Au cours des dernières décennies du XX^e siècle, la croissance de ces derniers indices a été très forte notamment en Egypte, linéaire par exemple en France, accélérée en Syrie, décélérée, par exemple en Espagne, décroissante, notamment en Italie. De nos jours, les indices d'exploitation (rapportés aux ressources exploitables) sont de plus de 50% pour la plupart des pays, voire plus de 100% en Libye, Malte, Gaza, Israël. Ces indices ainsi que les indices de ressources naturelles et renouvelables par habitant, mentionnés en section 1.2, conduisent à des résultats similaires pour les pays méditerranéens. Leur corrélation illustre que les ressources en eau sont non seulement faibles mais aussi très exploitées (Figure 1.8). En général, des valeurs supérieures à 100% des indices présentés ci dessus peuvent correspondre à plusieurs situations différentes. A Malte, c'est la surexploitation des eaux souterraines qui explique ce déséquilibre. En Egypte, les valeurs supérieures à 100% sont dues à la remobilisation intense des retours d'eau. En Libye, le déséquilibre est justifié par la difficulté à distinguer les ressources renouvelables des non renouvelables.

Quelles sont les ressources/réserves encore disponibles pour satisfaire les demandes futures ? Pour quantifier les marges de manoeuvre, on peut utiliser la différence quantitative entre ressources exploitables et consommations finales : élevée aux Balkans, encore forte en France, notable en Algérie, plus réduite en Espagne, se raréfiant en Israël, elle est pratiquement nulle à Gaza. Même quand le solde est appréciable il convient de prendre en compte le fait que les ressources en eau peuvent être difficilement exploitables, constituées en partie d'eau de retours, ce qui réduit la qualité et augmente les coûts, et également constituée d'eau externe, assez incertaine, de la zone amont du bassin située sur le territoire des pays voisins, avec des disparités régionales.

Des études à l'échelle mondiale et régionale évaluent l'offre et les demandes et les comparent dans le futur. Parmi les exercices mondiaux, l'application du modèle WATERGAP a comme objectif d'évaluer les conséquences du changement climatique sur les demandes et les ressources en eau par habitant ainsi que sur le risque de pénurie en eau à l'horizon 2025. Trois scénarios d'évolution des demandes correspondent à des projections de l'intensité d'utilisation par rapport aux revenus par habitant. Les demandes correspondent aux demandes d'approvisionnement et, à cause de la réutilisation des ressources d'eau exploitées, elles peuvent être différentes des prélèvements. Pour une année moyenne, la demande augmenterait globalement d'$\frac{1}{3}$ entre 1995 et

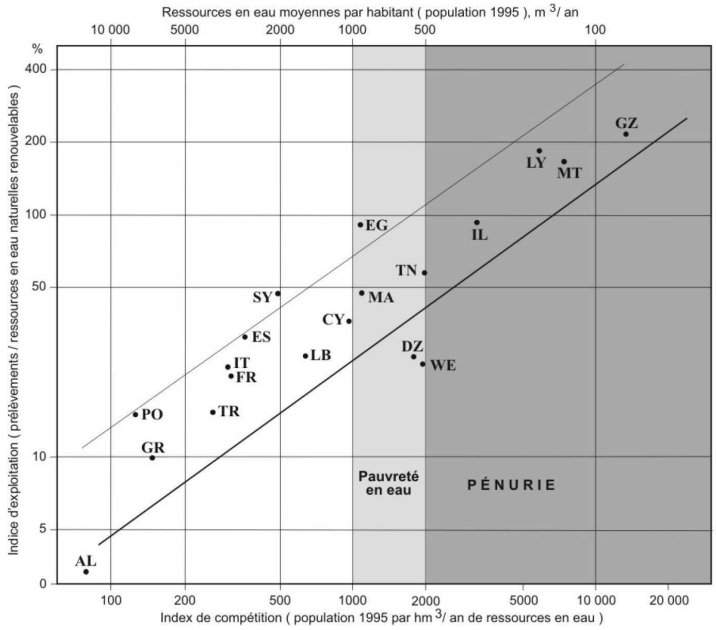


FIG. 1.8: Indicateurs de pénurie et de pauvreté, relation entre indices d'exploitation et les ressources naturelles par habitant pour les pays méditerranéens, source : *Margat et Treyer* [2004]

2025. Cette hausse serait très forte à l'Est, forte au Sud et faible au Nord. Comme le modèle ne prend en compte que les ressources en eau renouvelables internes, il amplifie la différence entre eau disponible et usages de l'eau. Pour certains pays comme l'Egypte, la Libye, Israël, la Cisjordanie, Chypre, et les pays du Maghreb, les ressources sont ainsi sous évaluées.

Quelques résultats peuvent être cités pour les pays méditerranéens. Pour le Maroc en 2025, pour une année moyenne l'eau disponible est de 54 et pour une année sèche décennale de 21 $m^3.an^{-1}.hab^{-1}$, à comparer avec les 207 m^3 $an^{-1}.hab^{-1}$ en 1995 (année moyenne). Concernant les demandes, en 2025 elles sont de 571 (année moyenne) et de 1003 $m^3.an^{-1}.hab^{-1}$ (année sèche décennale), à comparer avec 400 $m^3.an^{-1}.hab^{-1}$ en 1995 (année moyenne). Pour Israël, l'eau disponible en 2025 est de 49 $m^3.an^{-1}.hab^{-1}$ (année moyenne) et de 28 $m^3.an^{-1}.hab^{-1}$ (année sèche décennale), et en 1995, de 151 $m^3.an^{-1}.hab^{-1}$ (année moyenne). La demande est de 404 $m^3.an^{-1}.hab^{-1}$ (année moyenne) et de 900 $m^3.an^{-1}.hab^{-1}$ (année sèche décennale), à comparer avec 536 $m^3.an^{-1}.hab^{-1}$ en 1995 (année moyenne). Enfin pour l'Italie, l'eau disponible en 2025 est de 2084 $m^3.an^{-1}.hab^{-1}$ (année moyenne) et de 1530 $m^3.an^{-1}.hab^{-1}$ (année sèche décennale), à comparer avec les 2289 $m^3.an^{-1}.hab^{-1}$ en 1995 (année moyenne). La demande en 2025 est de 779 $m^3.an^{-1}.hab^{-1}$ (année moyenne) et de 840 $m^3.an^{-1}.hab^{-1}$ (année sèche décennale), à comparer avec les 929 $m^3.an^{-1}.hab^{-1}$ en 1995 (année moyenne).

Le Plan Bleu évalue l'offre et la demande et les compare dans le futur à l'échelle de la région méditerranéenne. Le scénario du Plan Bleu sur "l'avenir de l'eau en laissant faire" mentionné plus haut fait apparaître un classement des pays en comparant les demandes projetées et les ressources conventionnelles.

Elles resteront inférieures à $\frac{1}{10}$ pour la Bosnie-Herzégovine et la Croatie, ou $\frac{1}{4}$ des ressources exploitables pour la Slovénie, la Serbie-Monténégro, et l'Albanie, jusqu'en 2025. Elles pourront être couvertes sans grand problème par l'exploitation des ressources conventionnelles.

Pour un deuxième groupe de pays, les demandes qui ne changeront pas (France, Grèce, Italie) ou croîtront de façon importante (Turquie), resteront inférieures à la moitié des ressources conventionnelles. Elles devront faire face, localement ou de façon conjoncturelle, à des tensions liées aux demandes saisonnières ou aux ressources temporairement indisponibles.

Dans un troisième groupe de pays, elles seront croissantes, en approchant les ressources exploitables moyennes (50-100%). C'est le cas dès à présent pour l'Espagne, la Macédoine, Chypre, le Liban, la Syrie, la Tunisie, l'Algérie et le Maroc. Ca sera le cas également de la Turquie avant 2025. Pour ces pays, les risques de pénurie conjoncturelle avec les sécheresses saisonnières

ou inter-annuelles et les déséquilibres régionaux déjà existants s'aggraveront. Pour faire face aux pénuries, une meilleure gestion des ressources sera nécessaire. En outre, en vue de l'augmentation de la pression sur les ressources conventionnelles, les ressources exploitables seront réévaluées à la hausse.

Enfin, le quatrième groupe est caractérisé par de plus grandes difficultés. Pour les pays de cette catégorie, à savoir l'Egypte, Israël, la Libye et Malte, les demandes, dès à présent, sont supérieures aux ressources exploitables voire même naturelles. Pour la Syrie, l'Algérie, les Territoires Palestiniens et la partie de l'Espagne qui est incluse dans le bassin méditerranéen, cette situation devrait prévaloir d'ici 2025.

Pour les pays du quatrième groupe, les ressources conventionnelles étant de plus en plus insuffisantes, de nouvelles solutions devront être trouvées. Certains pays tels que la Libye, l'Egypte, la Tunisie, et l'Algérie, auront un recours croissant aux ressources non renouvelables. D'autres pays comme l'Egypte, Israël, la Syrie, et la Tunisie, devront utiliser les ressources secondaires. Des pays comme l'Espagne et Israël pourraient mettre en place des transferts inter-régionaux ou internationaux. Enfin, d'autres pays tels que Malte, Chypre, l'Espagne et Israël devront faire appel aux ressources non conventionnelles notamment le dessalement. Plus précisément, d'après le scénario basé sur l'approche par l'offre du Plan Bleu, l'offre de ressources secondaires en provenance des eaux de drainage serait importante en Egypte et en Syrie. En Israël, la réutilisation des eaux usées urbaines en agriculture pourrait atteindre 640 $hm^3.an^{-1}$ en 2020. A Gaza, le dessalement augmenterait jusqu'à 55 $hm^3.an^{-1}$ en 2020 pour couvrir 60% de la demande domestique. La consommation des eaux secondaires ou non conventionnelles pourraient atteindre 25 $hm^3.an^{-1}$, la plus grande partie étant en Egypte.

Les projections de l'offre et de la demande peuvent être comparées en utilisant les indices d'exploitation et de consommation finale rapportés aux ressources exploitables. Les tableaux 1.1 et 1.2 révèlent les projections en 2025 de ces indices. Le classement des pays à la base de l'indice d'exploitation rapporté aux ressources exploitables est en accord avec celui avec l'indicateur des ressources en eau par habitant. A la base de ces deux indicateurs corrélés, le classement des pays peut être projeté en 2025. Ce classement est similaire à celui établi avec les valeurs actuelles des indices (Figure 1.9).

La géographie des pressions sur les ressources ne sera pas très différente de celle d'aujourd'hui. Les contrastes entre Nord et Sud-Est seront amplifiés et les situations seront aggravées pour la plupart des pays du Sud et du Proche Orient.

On constate, d'ores et déjà, que les ressources en eau sont limitées quantitativement et qualitativement alors que les demandes en eau ne cessent

Tab. 1.1: Projection en 2025 de l'indice d'exploitation rapporté aux ressources exploitables

Valeur	Pays	Commentaire
30%	pays du Nord	sécurité
$> 50\%$	Espagne, Turquie, pays du Sud	tensions plus fréquentes, mobilisation plus difficile
$> 100\%$	partie médit. de l'Espagne, Malte, proche Orient, Egypte, Libye, Algérie	surexploitation, recours à la rémobilisation

Tab. 1.2: Projection en 2025 de l'indice de consommation finale rapporté aux ressources exploitables

Valeur	Pays
$< 10\%$	pays balkaniques, France
10-25%	Italie, Grèce
25-50%	Espagne, Macédoine, Turquie, Chypre, Cisjordanie, Tunisie
$> 50\%$	Syrie, Liban, Algérie, Maroc
$> 100\%$	Israël, Egypte, Libye, Gaza

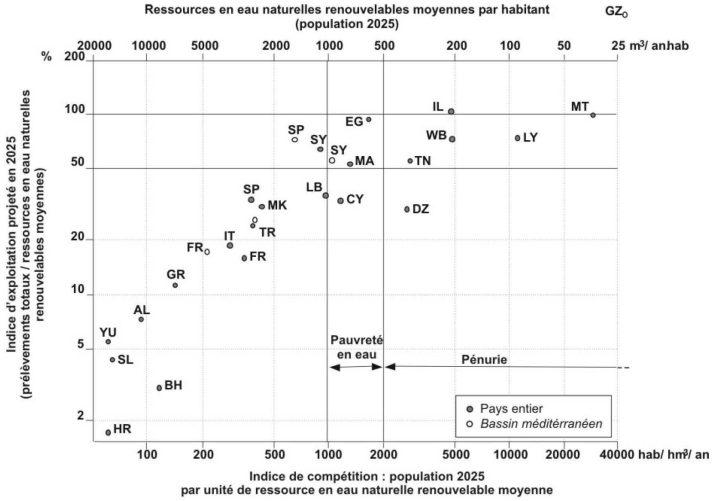


FIG. 1.9: Classement des pays méditerranéens suivant les indicateurs de pauvreté et de pénurie pour le scénario tendancielle modéré en 2025, source : *Margat et Treyer* [2004]

d'augmenter. Par conséquent, les situations de pénurie sont fréquentes, d'autant plus que les ressources et les demandes sont dissociées dans l'espace et le temps. Dans le futur, cette situation risque de s'aggraver. Ainsi, l'évaluation et la gestion intégrées de l'offre et de la demande, s'avèrent nécessaires afin de rétablir l'équilibre offre-demande dans l'espace et le temps.

1.6 Gestion de l'eau dans le bassin méditerranéen ; La modélisation au service de la gestion intégrée

Dans le contexte actuel, avec la prise de conscience de la rareté et de la fragilité des ressources en eau et le constat de compétitions et conflits entre usages avec des demandes grandissantes, la "gestion de la ressource" s'avère de plus en plus nécessaire. Ce nouveau concept vient replacer le gestion traditionnelle de l'eau par secteur. Cependant, la mise en place de ce concept reste difficile notamment pour les bassins transfrontaliers. En effet, dans ce cas, des facteurs géopolitiques entrent en ligne de compte. La gestion et le partage de la ressource commune est ainsi encore plus difficile à mettre en place. L'étude du nouveau concept de gestion constitue alors un réel défi

pour la modélisation. De nombreux modèles hydro-économiques ont ainsi été développés pour analyser les divers aspects de ce concept, en incluant plusieurs caractéristiques notamment hydrologiques, techniques, économiques à diverses échelles spatiales et temporelles. Ces modèles constituent des outils qui peuvent être utilisés pour la gestion intégrée de la ressource à des échelles différentes.

1.6.1 De la gestion par secteur à la gestion par milieu

De façon générale et en particulier en Méditerranée, l'eau est un sujet primordial qui a influencé la structuration des sociétés. Au niveau des structures gouvernementales, la gestion de l'eau est sectorielle. Cette gestion morcelée est notamment soutenue par l'ordre des priorités fixé par chaque secteur ou par les gouvernements qui peuvent, à un certain moment, donner la priorité à un secteur en particulier. Typiquement, encore aujourd'hui, l'approvisionnement et l'assainissement étant considérés comme des services essentiels, l'objectif principal est d'assurer un taux de desserte élevé avec une quantité et une qualité satisfaisante, en anticipant également les progrès des demandes futures. Etant donnée la priorité attribuée à ces services, l'eau en surface ou souterraine est utilisée sans prendre en compte les autres demandes. De plus, l'approvisionnement et l'assainissement sont souvent délégués à des entreprises privées ce qui fait que les responsabilités sont encore plus morcelées. L'irrigation est aussi un secteur particulier avec sa propre organisation. La tendance récente consiste à transférer la responsabilité de l'exploitation et de la maintenance des réseaux d'irrigation réalisés sur les fonds publics aux collectivités d'irrigants, donnant ainsi à l'eau un caractère de produit de consommation distribué par des acteurs responsables de l'approvisionnement. Ceci souligne encore la pratique actuelle de fragmentation des responsabilités et de la gestion par secteur.

L'intégration de l'offre (toutes les ressources) et de la demande (tous types de demande), leur comparaison et l'évaluation de leurs évolutions dans l'espace et dans le temps, nécessitent la mise en place d'une pratique de gestion de la ressource qui constitue un concept plus récent et, en général, assez différent des pratiques traditionnelles présentées ci-dessus. Le nouveau concept de la "gestion de la ressource" correspond au passage de la gestion par secteur à la gestion par milieu. Le changement de pratique de gestion s'avère d'ailleurs nécessaire, étant donnée les ressources en eau de plus en plus fragiles et rares et les demandes sans cesse grandissantes. Selon *Margat et Treyer* [2004], étant donné les tensions sur les ressources, le droit d'eau devrait évoluer avec une reconnaissance du statut de "patrimoine commun"

de l'eau et la création d'institutions et de procédures de gestion (polices de l'eau, planification et gestion, politiques tarifaires, redevances, participation des parties prenantes, droit national et communautaire).

La nouvelle gestion de l'eau qui essaie d'encourager la "gestion par bassin" doit intégrer la structure physiographique et hydrographique, la structure des utilisations (géographie socioéconomique), et la structure des pouvoirs (niveaux de décentralisation différents). Dans le bassin méditerranéen où l'offre et la demande sont dissociées dans l'espace et le temps, deux cas de figure liés à la gestion se rencontrent. Dans le premier, la gestion est fortement centralisée. Ceci peut être dû à la structure de la ressource naturelle (par exemple le Nil qui concentre toute la ressource) ou l'organisation technique qui peut intégrer production et distribution et dont la gestion est organisée en monopole. Dans le deuxième, la gestion est décentralisée. Ce type de gestion est justifié soit par l'existence d'un nombre important de grands bassins, soit par une structure hydrographique qui empêche les transferts, soit par la domination des eaux souterraines qui peut favoriser les exploitations individuelles. En raison de l'hétérogénéité des situations, la gestion ne se résume pas simplement à une gestion par bassin. Pour la majeure partie de la Méditerranée, à cause des structures hydrographiques ou du climat, la gestion s'exerce soit par ensemble de petits bassins, soit par aquifères indépendants des structures hydrographiques de surface. Ainsi, l'évaluation de l'équilibre entre offre et demande, qui constitue un objectif majeur de la gestion de la ressource, peut s'exercer à des échelles différentes à cause de l'hétérogénéité de l'offre et de la demande dans l'espace et le temps et de la faisabilité des transferts .

1.6.2 Bassins transfrontaliers : un cas difficile pour la gestion par milieu

Diverses particularités liées aux structures hydrographiques et à la structure des utilisations peuvent aussi compromettre la gestion par milieu ou nécessiter la mise en place d'une organisation particulière. Par exemple, dans certains cas, la ligne de partage naturelle ne coïncide pas avec les frontières politiques. Au niveau de la région méditerranéenne en particulier, plus d'une vingtaine de bassins transfrontaliers existent, comme c'est le cas pour les péninsules ibérique et balkanique, le bassin du Nil et le Proche Orient. L'écoulement transfrontalier est de l'ordre de 120 $km^3.an^{-1}$, avec la moitié au Nord, 46% au Sud, et 2% au Proche Orient. Pour ces bassins, où des problèmes de souveraineté se posent, l'organisation de la gestion par structure physiographique est complexe.

Ainsi, pour ces ressources communes, différents problèmes sont rencontrés : partage de la ressource, en particulier en situation de rareté, cours d'eau comme vecteur de transfert de pollution, aménagements pour la prévention contre les inondations quand le site à équiper et à protéger sont des deux côtés de la frontière, mise en avant du principe de souveraineté pour les eaux générées sur le territoire d'un pays, droit d'usage pour le pays en aval. Les pays concernés sont l'Egypte, la Syrie, Israël, la Grèce, l'Albanie, la Croatie, la Slovénie, et la Serbie-Monténégro. La vision d'une gestion commune reste toutefois un idéal. Concernant le bassin du Nil, des accords ont été signés, notamment en 1959 et l'Egypte avec le Soudan ont lancé plusieurs initiatives de coopération. D'autres initiatives sont mises en place comme le "Nil Basin Initiative" lancé en 1999, qui vise plutôt à promouvoir le développement socioéconomique de la région [*Margat et Treyer*, 2004]. De façon générale les accords pour le bassin du Nil reflètent divers intérêts (coloniaux, nationaux/régionaux, ...) et certains de ces accords ne sont pas reconnus par un ou plusieurs pays voisins [*Conway*, 2005].

1.6.3 Modèles hydro-économiques comme outils de gestion intégrée

Une gestion intégrée de la ressource peut être assistée par les modèles hydro-économiques. Ces modèles représentent des systèmes hydriques spatialement distribués, des infrastructures, des options de gestion, et des valeurs économiques [*Harou et al.*, 2009]. Cette approche est différente de l'approche classique de bilan hydrologique [*Sun et al.*, 2008; *Ji et al.*, 2006; *Asokan et Dutta*, 2008]. Dans l'approche de bilan hydrologique, l'eau disponible par point de grille est calculée avec un modèle hydrologique. Les demandes sont localisées dans les points de grille et ainsi le bilan peut être fait par point. Si cette approche contient un schéma de routage, l'eau est acheminée à travers les points de grilles qui sont ainsi connectés, et les demandes localisées peuvent être satisfaites soit par l'eau disponible localement dans les points de grille soit par l'eau disponible dans les points de grille en amont par le biais du routage.

De leur côté, les modèles intégrés représentent, à l'échelle régionale, non seulement les aspects hydrologiques mais aussi techniques, économiques et environnementaux liés aux ressources en eau. Ce sont des outils orientés vers la découverte de stratégies permettant d'améliorer l'efficience et la transparence de l'usage de l'eau [*WATECO*, 2003]. Cette approche spatialisée hydro-économique est nécessaire quand plusieurs infrastructures sont mises en place, tandis que dans le cas contraire les modèles précipitation ruisselle-

ment peuvent être utilisés. Bien évidemment, ces approches ont des limites, en ce qui concerne les techniques utilisées (optimisation, simulation), les unités géographiques (basin versant, région), les échelles temporelles (jour-mois-saison, année), ou dans la combinaison des approches hydrologiques et économiques [*Brouwer et Hofkes*, 2008].

Une hypothèse importante concerne les demandes qui ne correspondent pas à des besoins fixes mais plutôt à des fonctions où les quantités utilisées dans le temps ont des valeurs économiques totales et marginales qui varient. L'allocation des ressources dans un modèle hydro-économique est ainsi déterminée par la valeur économique qu'elle crée. La monétarisation des usages permet ainsi de convertir un problème complexe multi-objectif de gestion des ressources en eau en un problème plus simple à un seul objectif. Les modèles intégrés ont pour vocation de représenter les principales caractéristiques distribuées dans l'espace qui décrivent au mieux l'état des ressources en eau : composantes hydrologiques, infrastructures, règles operationnelles. La question à laquelle on veut répondre détermine le choix de l'échelle et de là, les processus qui peuvent être représentés. La structure noeud-lien est en général la plus appropriée pour l'intégration de plusieurs échelles [*Harou et al.*, 2009]. Enfin, la crédibilité de ces modèles est jugée sur leur capacité à reproduire des valeurs historiques (validation).

La formulation et l'application des modèles dépend d'un élément important qui est la disponibilité de données. Au niveau du bassin méditerranéen, les ressources en eau sont variables dans l'espace et le temps en terme quantitatif et qualitatif. Un autre contraste concerne la disponibilité et la qualité des données hydrologiques, qui sont essentielles pour disposer d'une représentation précise des profils hydroclimatiques ainsi qu'une évaluation des ressources en eau. Les connaissances hydrologiques du bassin méditerranéen dépendent de la continuité d'efforts d'observations qui sont contrastés. Les durées d'observations sont en effet inégales. Les observations peuvent être lacunaires, les réseaux de mesures sont de densité variées, des estimations peuvent ne pas être mesurées mais modélisées. En Europe, les réseaux pluviométriques sont de densité assez homogène avec 10 stations par 1000 km^2. Dans les pays du Levant ils sont peu étendus, plus faibles au Maghreb avec moins de 1 station par 100 km^2 et encore plus en Egypte et en Libye. Les réseaux hydrométriques ont une densité plus variée en Europe avec 2-8 stations par 1000 km^2 et au Proche Orient avec 1-10 par 1000 km^2, la densité la plus faible étant en Afrique.

Les applications des modèles hydro-économiques sont diverses :

– allocation intersectorielle et usages *in-stream* et *off-stream* [*Brinegar et Ward*, 2009; *Ward*, 2009; *Watson et Davies*, 2009; *Karamouz et al.*,

2005; *Letcher et al.*, 2006; *Heinz et al.*, 2007] ;
- offre de l'eau, infrastructures techniques et expansion de capacité [*Koch et Grünewald*, 2009; *Strzepek et al.*, 2008; *Feng et al.*, 2007; *Palmer et Characklis*, 2009] ;
- utilisation conjointe de l'eau de surface et souterraine [*Harou et Lund*, 2008; *Liao et al.*, 2010] ;
- institution, marchés d'eau et tarification [*Zaman et al.*, 2009; *Gohar et Ward*, 2010; *van Heerden et al.*, 2008; *Ballestero*, 2004] ;
- résolution de conflits, gestion transfrontalière, et viabilité [*Hamouda et al.*, 2009; *Ward et al.*, 2006; *Mahjouri et Ardestani*, 2010] ;
- gestion pour le changement climatique et les sécheresses [*Quinn et al.*, 2001, 2004; *Gurluk et Ward*, 2009; *Médellín-Azuara et al.*, 2010] ;
- gestion des usages des sols, inondations et qualité d'eau [*Ward et Pulido-Velázquez*, 2008; *Guan et Hubacek*, 2008; *Jonkman et al.*, 2008].

Ainsi, les modèles hydro-économiques dont l'échelle spatiotemporelle peut être choisie en fonction de la question étudiée, peuvent représenter divers éléments d'hydrologie, d'hydraulique et d'économie, distribués dans l'espace. Une telle méthodologie avec une couverture globale et une modélisation générique des structures nodales offre (réservoirs)-demande à l'échelle du bassin versant, est présentée dans les chapitres 4 et 5. L'étendue géographique globale permet de représenter divers changements globaux, notamment hydroclimatiques, ainsi que les interactions liées aux ressources en eau entre bassins, étant donné que l'offre et la demande en eau sont, de plus en plus, dissociées dans l'espace et le temps. A l'échelle du bassin, les caractéristiques essentielles qui aident à refléter l'hétérogénéité spatiotemporelle de l'offre et de la demande sont représentées. De plus, les réseaux de réservoirs et les liens entre les réservoirs et les demandes sont reconstitués, et l'opération coordonnée des réservoirs est déterminée de sorte à couvrir au mieux les demandes, ce qui permet l'évaluation intégrée de l'offre et de la demande.

1.7 Quelques éléments de conclusion

Les sections précédentes permettent de dégager un panorama général des ressources en eau au niveau du bassin méditerranéen. La demande, caractérisée par une importante saisonnalité, est inégalement répartie, tandis que l'offre est irrégulière et également inégalement répartie dans l'espace et le temps. Ainsi, à travers le bassin méditerranéen l'offre et la demande, influencées par les situations socioéconomiques et hydroclimatiques, sont caractérisées par une importante hétérogénéité spatiotemporelle. Par ailleurs, la demande ne cesse d'augmenter et l'offre devrait suivre cette hausse en rai-

son de la présence de nombreuses infrastructures hydrauliques, notamment des barrages nécessaires pour maîtriser une offre irrégulière.

Pourtant, tant au niveau quantitatif que qualitatif, les ressources en eau, d'ores et déjà rares et fragilisées, doivent faire face à des pressions grandissantes liées aux changements globaux ou régionaux-locaux, socioéconomiques ou environnementaux.

En fonction des caractéristiques de l'offre et de la demande, la gestion des ressources en eau nécessite de dépasser la limite du bassin versant afin de disposer d'une étendue géographique plus importante. Le choix de l'échelle déterminera ainsi le niveau spatial et temporel au sein duquel l'évolution quantitative et qualitative de l'offre et de la demande est mesurée et sont comparées. La question traitée pourra également influencer le choix de l'échelle ainsi que les caractéristiques de l'offre et de la demande qui doivent être représentées pour refléter leur hétérogénéité, en particulier dans le cas des défis globaux dont l'étude nécessite une étendue globale. Ce niveau d'analyse est également nécessaire lorsque les changements globaux interviennent dans des situations où les bassins versants interagissent entre eux (transferts d'eau, échanges de biens et services produits sur la base de l'utilisation des ressources en eau).

A l'échelle d'une zone géographique étendue, les bassins ont souvent des profils d'offre et de demande en eau très hétérogènes. Dans certains bassins, l'eau de surface constitue la source d'eau principale, exploitée avec de nombreux réservoirs qui servent plusieurs objectifs. Dans d'autres, les aquifères sont la source principale d'eau, souvent surexploités pour les besoins agricoles en eau. Les activités implantées sur les différents bassins sont également très diverses, elles nécessitent différentes quantités d'eau avec des standards de qualité différents et des distributions dans le temps diverses. En raison de cette hétérogénéité, les changements globaux auront des implications différentes pour la gestion et la planification des leurs ressources en eau.

Ainsi, en terme de recherche, le défi consiste à disposer d'un double focus : disposer d'une couverture globale et en même temps descendre à un niveau spatial assez fin, celui du bassin versant, afin de représenter l'hétérogénéité socioéconomique, hydrographique et hydroclimatique du secteur.

Une telle approche globale-locale doit se positionner entre les approches globales très agrégées et les approches locales très détaillées, en représentant au niveau d'une région les éléments essentiels de l'offre et de la demande en eau à l'échelle du bassin versant qui reflètent leur variabilité. Plusieurs modèles hydro-économiques existent qui peuvent être utilisés pour l'étude de diverses questions liées aux ressources en eau, pour un bassin ou un ensemble de bassins. Cependant, leur application nécessite souvent des données très dé-

taillées, généralement indisponibles à l'échelle globale. Cette thèse (chapitres 4 et 5), présente une approche globale-locale qui repose sur une modélisation générique des structures nodales offre-demande à l'échelle du bassin. La méthodologie permet de reconstituer les réseaux des réservoirs et les liens réservoirs-demandes et de déterminer l'opération coordonnée des réservoirs, en utilisant des données disponibles à l'échelle globale. Elle peut être ainsi utilisée pour l'évaluation et la gestion intégrées des ressources eau de diverses régions sous l'effet de divers changements aux échelles globales et régionales.

Les changements globaux pourraient par ailleurs accroître le degré de vulnerabilité des ressources en eau, en influençant les caractéristiques de l'offre et de la demande en eau ainsi que leur adéquation dans l'espace et le temps. Ils peuvent accentuer l'effet de divers changements non-climatiques (hausse de la population, diversification des activités économiques, utilisations accrues des ressources naturelles, dégradations environnementales...). Or, la région méditerranéenne, est la région où les modèles s'accordent le plus sur le signe du changement climatique. Cependant, le climat méditerranéen est sensible à l'ampleur du changement climatique global, comme l'illustrent les variations au niveau de la localisation précise et de l'ampleur des changements qui varient entre les modèles. Dans l'ensemble, les impacts de ce changement sur les systèmes environnementaux et humains seront probablement importants, avec des variations entre les régions et les secteurs en raison de l'incertitude climatique.

En particulier dans le secteur de l'eau, le changement climatique pourrait changer la disponibilité, l'accessibilité et la demande et par conséquent accentuer les problèmes de rareté existant déjà notamment au niveau du bassin méditerranéen. L'existence d'un risque de changement climatique demande dès lors de réviser les stratégies de gestion des ressources afin de s'adapter au risque et limiter l'ampleur de ses impacts. Ce risque doit ainsi être intégré dès à présent dans les diverses décisions d'investissement, et notamment, dans la conception des infrastructures hydrauliques afin d'assurer leur fiabilité à long terme. Il s'agit d'investissements lourds avec des durées de vie longues, par conséquent, en raison des incertitudes sur le changement climatique, il y a à priori des risques importants de pertes économiques entraînés par un mauvais investissement, sujet qui sera traité au chapitre 3.

Bibliographie

Asokan, S. M., et D. Dutta, Analysis of water resources in the mahanadi river basin, India under projected climate conditions, *Hydrological Processes*, *22*, 3589–3603, doi :10.1002/hyp.6962, 2008.

Attane, I., et Y. Courbage, La démographie en méditerranée. situation et projections, *Document de travail 11*, Economica - Plan Bleu, 2001.

Ballestero, E., Inter-basin water transfer public agreements : a decision approach to quantity and price, *Water Resources Management*, *18*, 75–88, 2004.

Bates, B., Z. Kundzewicz, S. Wu, et J. P. (Eds.), *Climate Change and Water*, 210 pp., IPCC Secretariat, Geneva, Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2008.

Benoit, G., et A. Comeau, Méditerranée les perspectives du Plan Bleu sur l'environnement et le développement, *Document de travail*, Plan Bleu, 2005.

Brinegar, H. R., et F. A. Ward, Basin impacts of irrigation water conservation policy, *Ecological Economics*, *69*, 414–426, doi :10.1016/j.ecolecon.2009.07.020, 2009.

Brouwer, R., et M. Hofkes, Integrated hydro-economic modelling : approaches, key issues, and future research directions, *Ecological Economics*, *66*, 16–22, doi : 10.1016/j.ecolecon.2008.02.009, 2008.

Bruinsma, J., World agriculture : Towards 2015/2030. an fao perspective, *Document de travail*, FAO, earthscan London, 2003.

Conway, D., From headwater tributaries to international river : observing and adapting to climate variability and change in the Nile basin, *Global Environmental Change*, *15*, 99–114, doi :10.1016/j.gloenvcha.2005.01.003, 2005.

FAO, Agriculture : toward 2015/30, *Document de travail*, FAO, fAO, Global perspective studies Unit, 2000.

Feng, S., L. X. Li, Z. G. Duan, et J. L. Zhang, Assessing the impacts of South-to-North water transfer project with decision support systems, *Decision Support Systems*, *42*, 1989–2003, doi :10.1016/j.dss.2004.11.004, 2007.

Frederick, K. D., Adapting to climate impacts on the supply and demand for water, *Climatic Change*, *37*, 141–156, 1997.

Gohar, A. A., et F. A. Ward, Gains from expanded irrigation water trading in Egypt : an integrated basin approach, *Ecological Economics*, *69*, 2535–2548, doi :10.1016/j.ecolecon.2010.07.030, 2010.

Guan, D., et K. Hubacek, A new and integrated hydro-economic accounting and analytical framework for water resources : A case study for North China, *Journal of Environmental Management*, *88*, 1300–1313, doi :10.1016/j.jenvman-2007-07-010, 2008.

Gurluk, S., et F. A. Ward, Integrated basin management : water and food policy options for Turkey, *Ecological Economics*, *68*, 2666–2678, doi :10.1016/j.ecolecon-2009-05-001, 2009.

Hamouda, M. A., M. M. N. El-Din, et F. I. Moursy, Vulnerability assessment of water resources systems in the Eastern Nile basin, *Water Resources Management*, *23*, 2697–2725, doi :10.1007/s11269-009-9404-7, 2009.

Harou, J. J., et J. R. Lund, Ending groundwater overdraft in hydro-economic systems, *Hydrogeology Journal*, *16*, 1039–1055, doi :10.1007/s10040-008-0300-7, 2008.

Harou, J. J., M. Pulido-Velazquez, D. E. Rosenberg, J. Medellín-Azuara, J. R. Lund, et R. E. Howitt, Hydro-economic models : concepts, design, applications, and future prospects, *Journal of Hydrology*, *375*, 627–643, doi :10.1016/j.jhydrol.2009.06.037, 2009.

Heinz, I., M. Pulido-Velazquez, J. Lund, et J. Andreu, Hydro-economic modeling in river basin management : implications and applications for the European Water Framework Directive, *Water Resources Management*, *21*, 1103–1125, doi :10.1007/s11269-006-9101-8, 2007.

Hervieu, B., Dynamiques agricoles et alimentaires en méditerranée, *Document de travail*, CIHEAM, communication Cahors, 6 novembre 2006, 2006.

Ji, X., E. Kang, R. Chen, W. Zhao, S. Xiao, et B. Jin, Analysis of water resources supply and demand and security of water resources development in irrigation regions of the middle reaches of the Heihe river basin, Northwest China, *Agricultural Sciences in China*, *5*(2), 130–140, 2006.

Jonkman, S., M. Bockarjova, M. Kok, et P. Bernardini, Integrated hydrodynamic and economic modelling of flood damage in the Netherlands, *Ecological Economics*, *66*, 77–90, doi :10.1061/j.ecolecon.2007.12.022, 2008.

Karamouz, M., A. Moridi, et N. Aghaee, Development of water allocation policies considering the demand variations : a system dynamics approach, Impacts of global climate change Proceedings of World Water and Environmental Resources Congress ASCE, pp. 1–12, doi :10.1061/40792(173)69, 2005.

Koch, H., et U. Grünewald, A comparison of modelling systems for the development and revision of water resources management plans, *Water Resources Management*, *23*, 1403–1422, doi :10.1007/s11269-008-9333-x, 2009.

Koch, H., et S. Vögele, Dynamic modelling of water demand, water availability and adaptation strategies for power plants to global change, *Ecological Economics*, *68*(7), 2031–2039, doi :10.1016/j.ecolecon.2009.02.015, methodological Advancements in the Footprint Analysis, 2009.

Letcher, R., B. Croke, A. Jakeman, et W. Merritt, An integrated modelling toolbox for water resources assessment and management in highland catchments : Model description, *Agricultural Systems*, *89*, 106–131, doi :10.1016/j.agsy.2005.08.006, 2006.

Liao, S., C. Chen, et S. Hsu, Estimating the value of El Niño southern oscillation information in a regional water market with implications for water management, *Journal of Hydrology*, *394*, 347–356, doi :10.1016/j.jhydrol.2010.09.008, 2010.

Mahjouri, N., et M. Ardestani, A game theoretic approach for interbasin water resources allocation considering the water quality issues, *Environmenal Monitoring Assessment*, *167*, 527–544, doi :10.1007/s10661-009-1070-y, 2010.

Margat, J., et S. Treyer, L'eau des Méditerranéens : situations and perspectives, *Document de travail 158*, PNUE/PAM, 2004.

Médellín-Azuara, J., J. Harou, et R. E. Howitt, Estimating economic value of agricultural water under changing conditions and the effects of spatial aggregation, *Science of the Total Environment*, *408*, 5639–5648, doi :10.1016/j.scitotenv-2009-08-013, 2010.

Millennium Ecosystem Assessment Board, *Ecosystems and Human Well-being : Scenarios*, vol. 2, 1032 pp., Island press, 2005.

Palmer, R. N., et G. W. Characklis, Reducing the costs of meeting regional water demand through risk-based transfer agreements, *Journal of Environmental Management*, *90*, 1703–1714, doi :10.1016/j.jenvman.2008.11.003, 2009.

Quinn, N., L. Brekke, N. Miller, T. Heinzer, H. Hidalgo, et J. Dracup, Model integration for assessing future hydroclimate impacts on water resources, agricultural production and environmental quality in the San Joaquin basin, Califronia, *Environmental Modelling & Software*, *19*, 305–316, 2004.

Quinn, N. W., N. L. Miller, J. A. Dracup, L. Brekke, et L. F. Grober, An integrated modeling system for environmental impacts analysis of climate variability and extreme weather events in the San Joaquin basin Califronia, *Advances in Environmental Research*, *5*, 309–317, 2001.

Seckler, D., U. Amarasinghe, D. Molden, R. de Silva, et R. Barker, World water demand and supply, 1990 to 2025 : scenarios and issues, *Document de travail 19*, International Water Management Institute, iWMI Research Report, 1998.

Shiklomanov, I. A., World water resources and their use, joint SHI/UNESCO product, 1999.

Strzepek, K. M., G. W. Yohe, R. S. Tol, et M. W. Rosegrant, The value of the high Aswan Dam to the Egyptian economy, *Ecological Economics*, *66*, 117–126, doi :10.1016/j.ecolecon.2007.08.019, 2008.

Sun, G., S. G. McNulty, J. A. M. Myers, et E. C. Cohen, Impacts of multiple stresses on water demand and supply across the Southeastern United States, *Journal of the American Water Resources Association*, *44*(6), 1441–1457, 2008.

United Nations, Population prospects. the 2000 revision volume I : Comprehensive tables, *Document de travail st/esa/ser.a/198*, United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, New York, 2001a.

United Nations, Population prospects. the 2000 revision volume II : The sex and age distribution of populations, *Document de travail st/esa/ser.a/199*, United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, New York, 2001b.

van Heerden, J. H., J. Blignaut, et M. Horridge, Integrated water and economic modelling of the impacts of water market instruments on the South African economy, *Ecological Economics*, *66*, 105–116, doi :10.1016/j.ecolecon.2007.11.011, 2008.

Ward, F. A., Economics in integrated water management, *Environmental Modelling & Software*, *24*, 948–958, doi :10.1016/j.envsoft.2009.02.002, 2009.

Ward, F. A., et M. Pulido-Velázquez, Efficiency, equity, and sustainability in a water quantity-quality optimization model in the Rio Grande basin, *Ecological Economics*, *66*, 23–37, doi :10.1061/j.ecolecon.2007.08.018, 2008.

Ward, F. A., J. F. Booker, et A. M. Michelsen, Integrated economic, hydrologic, and institutional analysis of policy responses to mitigate drought impacts in Rio Grande basin, *Journal of Water Resources Planning and Management*, *132*, 488–502, doi :10.1061/(ASCE)0733-9496(2006)132:6(488), 2006.

WATECO, Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), *Guidance document n1 economics and the environment the implementation challenge of the Water Framework Directive*, European Commission, 2003.

Watson, P. S., et S. Davies, Modeling the effects of population growth on water resources : a CGE analysis of the South Plate river basin in Colorado, *The Annals of Regional Science*, *46*(2), 331–348, doi :10.1007/s00168-009-0326-3, 2009.

Zaman, A., H. Malano, et B. Davidson, An integrated water trading-allocation model, applied to a water market in Australia, *Agricultural Water Management*, *96*, 149–159, doi :10.1016/j.agwat.2008.07.008, 2009.

Chapitre 2

Changement climatique et adaptation dans le secteur de l'eau

2.1 Changement climatique et incertitude : de l'échelle globale à la région méditerranéenne

Les systèmes climatiques, hydriques, biophysiques, et socioéconomiques sont interconnectés de manière complexe et sont sensibles à toute modification de l'un des systèmes ou sous l'effet de pressions comme le changement climatique. Le changement climatique d'origine anthropique pourrait ainsi amplifier les problèmes liés aux aspects quantitatifs et qualitatifs des ressources en eau déjà existants. Or étant donné que les ressources en eau sont indispensables pour toute forme de vie et qu'elles sont nécessaires en quantités importantes pour pratiquement toutes les activités humaines, l'étude des liens entre le changement climatique et les ressources en eau constitue un enjeu important d'analyse [*Bates et al.*, 2008].

Le changement climatique constitue un défi global qui, en fonction des caractéristiques hydroclimatiques et socioéconomiques de chaque région, pourrait avoir des conséquences différentes. La descente d'échelle du changement climatique au niveau d'un système local est toutefois incertaine (section 2.1.3). Ainsi, ce chapitre présentera tout d'abord des éléments sur le changement climatique à l'échelle globale (section 2.1.1), puis à l'échelle de la région méditerranéenne en ce qui concerne les paramètres hydroclimatiques

(section 2.1.2). Ensuite, un panorama des impacts du changement climatique à l'échelle globale est présenté (section 2.2.1), puis au niveau de la région méditerranéenne, caractérisée par des ressources hydriques variables dans l'espace et le temps et des profils socioéconomiques hétérogènes (section 2.2.2). Enfin, des mesures d'adaptation notamment du côté offre sont présentées (section 2.3), mesures qui peuvent être difficiles à mettre en oeuvre en raison de l'incertitude climatique.

2.1.1 Changement climatique à l'échelle globale

Les résultats présentés dans le IVème rapport du GIEC [*IPCC*, 2007] pour la période 1900-2100 sont issus de deux types de modèles climatiques numériques : les modèles globaux et les modèles régionaux. Les modèles globaux couvrent l'ensemble du globe avec une faible résolution spatiale (150-250 km) et représentent tous les facteurs qui influencent le climat. L'éventail des scénarios produits par ces modèles donne une idée du spectre des incertitudes liées aux projections climatiques. Les modèles régionaux couvrent une partie seulement du globe et ont une plus haute résolution (50-20 km) sur la zone étudiée. La simulation des processus physiques (reliefs, trait de côte complexe, contraste terre-mer, îles) leurs permet d'obtenir une représentation fine du climat. Toutefois, seul un certain nombres de facteurs sont représentés, comme les évolutions de l'atmosphère et de la végétation, tandis que les caractéristiques de l'océan sont prises en compte dans des modèles globaux [*Hallegatte et al.*, 2008].

Les changements du cycle hydrologique global lors des dernières décennies ont été associés au réchauffement observé : hausse du contenu atmosphérique en vapeur d'eau, changement des précipitations, réduction de la couverture neigeuse et fonte des glaciers, changement de l'humidité des sols et du ruissellement. Les simulations des modèles climatiques sur le XXI^e siècle s'accordent sur une hausse très probable des précipitations aux hautes latitudes, sur une partie des tropiques, et une réduction dans certaines zones subtropicales et de moyenne latitude. Des réductions importantes pourraient se produire, allant jusqu'à 20%, dans la région méditerranéenne, les Caraïbes et les côtes Ouest sub-tropicales de chaque continent. A partir du milieu du XXI^e siècle, le ruissèlement moyen annuel des cours d'eau et la disponibilité en eau augmenteraient dans les hautes latitudes et dans certaines régions humides tropicales, et diminueraient dans les régions sèches aux latitudes moyennes et dans les zones sèches des tropiques [*Bates et al.*, 2008]. Sur le bassin du Nil, selon l'étude de *Beyene et al.* [2010], les écoulements seraient de 111(114), 92(93), 84(87) % par rapport aux valeurs historiques de 1950-1999

pour les périodes 2010-2039, 2040-2069, 2070-2099 respectivement, pour le scénario global d'émissions A2 (B1) [1]. Il est à noter que les scénarios d'émissions SRES B1, B2, A1B, A2 vont du plus optimiste au plus pessimiste en matière d'émissions de gaz à effet de serre et in fine d'impacts du changement climatique.

Selon les régions, la hausse possible de l'intensité et de la variabilité des précipitations pourraient conduire à l'augmentation des risques d'inondation et de sécheresse. De plus, la réduction de l'eau stockée dans les glaciers et la couverture neigeuse pourrait s'accompagner d'une diminution de l'eau disponible pendant les périodes chaudes et sèches, au changement de la distribution saisonnière du ruissellement, à la hausse du ratio des flux hivernaux sur les flux annuels, et à la réduction des flux minimums également. Des régions semi-arides et arides comme la Méditerranée, l'Ouest des États-Unis, l'Afrique du Sud et le Nord-Est du Brésil, seraient d'avantage exposées aux impacts du changement climatique avec une réduction des ressources. Le changement de l'humidité des sols dépend du volume et de la temporalité des précipitations mais aussi de l'évaporation. Les projections de la moyenne annuelle de l'humidité des sols montrent une réduction dans les sub-tropiques et la Méditerranée et une augmentation pour des régions comme l'Afrique de l'Est, l'Asie centrale et d'autres zones caractérisées par une hausse des précipitations. Selon certaines projections, la recharge des eaux souterraines décroît jusqu'à 70% en 2050 dans le Nord-Est du Brésil, le Sud-Ouest de l'Afrique et la rive sud de la mer Méditerranée. Toutefois l'augmentation de la variabilité journalière des précipitations n'ayant pas été prise en compte, cette réduction

[1] scénarios SRES

- Famille A1 : elle fait l'hypothèse d'un monde caractérisé par une croissance économique très rapide, un pic de la population mondiale au milieu du siècle et l'adoption rapide de nouvelles technologies plus efficaces. Cette famille de scénarios se répartit en trois groupes qui correspondent à différentes orientations de l'évolution technologique du point de vue des sources d'énergie : à forte composante fossile (A1F1), non fossile (A1T) et équilibrant les sources (A1B). C'est la famille de scénarios les plus grands émetteurs en gaz à effet de serre.
- Famille A2 : elle décrit un monde très hétérogène caractérisé par une forte croissance démographique, un faible développement économique et de lents progrès technologiques
- Famille B1 : elle décrit un monde convergent présentant les mêmes caractéristiques démographiques que A1, mais avec une évolution plus rapide des structures économiques vers une économie de services et d'information
- Famille B2 : elle décrit un monde caractérisé par des niveaux intermédiaires de croissances démographique et économique, privilégiant l'action locale pour assurer une durabilité économique, sociale et environnementale. Elle fait référence à un monde sobre en consommation énergétique et peu émetteur.

peut être considérée comme légèrement surestimée [*Bates et al.*, 2008].

Selon les projections du GIEC avec le scénario SRES A2 (scénario le plus pessimiste), en 2090, des périodes de sécheresses affectant des surfaces de 10 à 30 fois supérieures seraient probables, tandis que la fréquence et la durée moyenne des sécheresses seraient augmentées respectivement d'un facteur 2 et 6. La réduction des précipitations estivales en Europe centrale et du Sud, en combinaison avec une hausse des températures auraient comme impact la réduction de l'humidité des sols en été et des sécheresses plus fréquentes et intenses. En 2070 une sécheresse centennale, se répéterait tous les dix ans en Espagne, au Portugal, dans l'Ouest de la France, la Pologne et l'Ouest de la Turquie. Le risque de sécheresse serait particulièrement accru pour les régions qui dépendent de la fonte des glaciers pour leur approvisionnement durant les périodes sèches comme c'est le cas en Bolivie, Équateur, Pérou, Chine, Pakistan et Inde [*Bates et al.*, 2008].

2.1.2 Changement climatique au niveau de la région méditerranéenne

Au niveau de la région méditerranéenne, le réchauffement devrait être plus rapide que pour les régions avoisinantes. Ainsi, en Europe, au cours du XX^e siècle, la température a augmenté de 0.8°C avec des différences régionales importantes. La hausse est surtout sensible avant 1940 et après 1970. Elle est particulièrement sensible en Europe du Sud et au niveau du bassin méditerranéen, avec près de 2°C au Sud-Ouest de l'Europe et très nette au niveau de l'Afrique du Nord, même si elle est difficilement quantifiable en raison de manque de données d'observations. Pendant les années 1980 et 1990, le réchauffement a été plus prononcé au niveau du bassin méditerranéen, avec une hausse plus importante en hiver, surtout en ce qui concerne les températures minimales. Ainsi, l'amplitude du cycle diurne a diminué.

Au niveau des précipitations, depuis la moitié du XX^e siècle, l'Europe est divisée en deux : les pluies ont augmenté au nord des Alpes, diminué au sud de l'Europe, avec une baisse de 20% dans certaines régions. Au niveau de l'Afrique du Nord, la tendance est plus contrastée.

Le tableau 2.1 résume les résultats des 21 modèles globaux du GIEC pour le scénario A1B [*IPCC*, 2007]. Les valeurs minimales et maximales sont indiquées ainsi que la médiane, les premiers et derniers quantiles, et la fréquence (%d'occurrence) des saisons extrêmes. En prenant l'hypothèse d'un signal temporel linéaire entre 1980-1999 et 2080-2099, il est aussi indiqué dans combien d'années le signal du changement climatique sera détectable

par rapport à la variabilité naturelle du climat [*IPCC*, 2007]. La figure 2.2 représente un zoom sur l'Europe et la Méditerranée du comportement moyen des modèles globaux du GIEC pour la comparaison des périodes 1980-1999 et 2080-2099 en moyenne annuelle, en hiver et en été. La hausse de la température annuelle moyenne serait ainsi plus marquée sur le bassin méditerranéen par rapport au reste du monde. L'augmentation serait plus importante en été, plus au niveau des températures maximales que sur les températures minimales et moyennes.

Dans le scénario A1B, le réchauffement annuel moyen se situerait entre 2.2-5.1°C avec 50% des modèles au-dessus de 3.5°C. Le réchauffement commencerait à être marqué d'ici 15-25 ans, avec 100% des étés extrêmement chauds à la fin du siècle et dans la majeure partie de la zone méditerranéenne, les précipitations moyennes sur l'année diminueraient (Figure 2.3). Le nombre de jours de pluies devrait également diminuer ainsi que les périodes d'enneigement. La diminution des précipitations serait plus importante en été, de l'ordre de 24% selon le scénario A1B. Tous les modèles s'accordent sur ce phénomène pour la période estivale. Les changements de précipitation seraient plus marqués à partir de 2050-2060. La baisse des précipitations en combinaison avec la hausse de l'évaporation au printemps et au début de l'été aurait pour conséquence une faible humidité des sols et donc un risque important de sécheresse, phénomène accentué par un asséchement précoce des sols dû à la fonte des neiges avancée et à la diminution du contenu en eau des sols en printemps. L'effet refroidissant de l'évaporation en été serait alors diminué. Les sols s'assécheraient sur la plus grande partie de la région et les débits de fleuves devraient diminuer en moyenne sur l'année malgré une probable redistribution saisonnière avec plus d'eau en hiver. Selon le scénario A1B, les changements hydrologiques les plus significatifs seraient attendus à partir de 2080-2099.

En ce qui concerne les températures extrêmes, la région devrait faire face à des vagues de chaleur plus longues, intenses et fréquentes et des vagues de froid moins fortes et moins longues. La variabilité temporelle des températures en hiver se réduirait, tandis que la variabilité inter-annuelle des températures en été serait en hausse bien que l'incertitude sur cette évolution soit plus importante. La variabilité quotidienne des températures en été serait également en hausse. De façon générale, les nuits seraient plus chaudes, il y aurait moins de jours de gel, et l'amplitude du cycle diurne diminuerait.

Au niveau des extrêmes liés aux précipitations, le nombre de jours de pluie devrait diminuer, tandis qu'une incertitude plus grande existe en matière de précipitations intenses. La variabilité inter-annuelle à l'échelle mensuelle et annuelle serait en hausse, et l'intensité des extrêmes mensuels et annuels se-

	Température (°C)						Précipitations (%)						Saisons extrêmes		
	min.	25	50	75	max.	tan	min.	25	50	75	max.	tan	chaude	humide	sèche
Hiver (DJF)	1,7	2,5	2,6	3,3	4,6	25	- 16	- 10	- 6	- 1	6	>100	93	3	12
Printemps (MAM)	2,0	3,0	3,2	3,5	4,5	20	- 24	- 17	- 16	- 8	- 2	60	98	1	31
Eté (JJA)	2,7	3,7	4,1	5,0	6,5	15	- 53	- 35	- 24	- 14	- 3	55	100	1	42
Automne (SON)	2,3	2,8	3,3	4,0	5,2	15	- 29	- 15	- 12	- 9	- 2	90	100	1	21
Annuel	2,2	3,0	3,5	4,0	5,1	15	- 27	- 16	- 12	- 9	- 4	45	100	0	46

FIG. 2.1: Résumé des résultats des 21 modèles globaux du GIEC sur le changement de la température de surface, des précipitations et de certains extrêmes pour la zone méditerranéenne calculés entre les périodes 1980-1999 et 2080-2099 pour le scénario A1B, source : *IPCC* [2007]

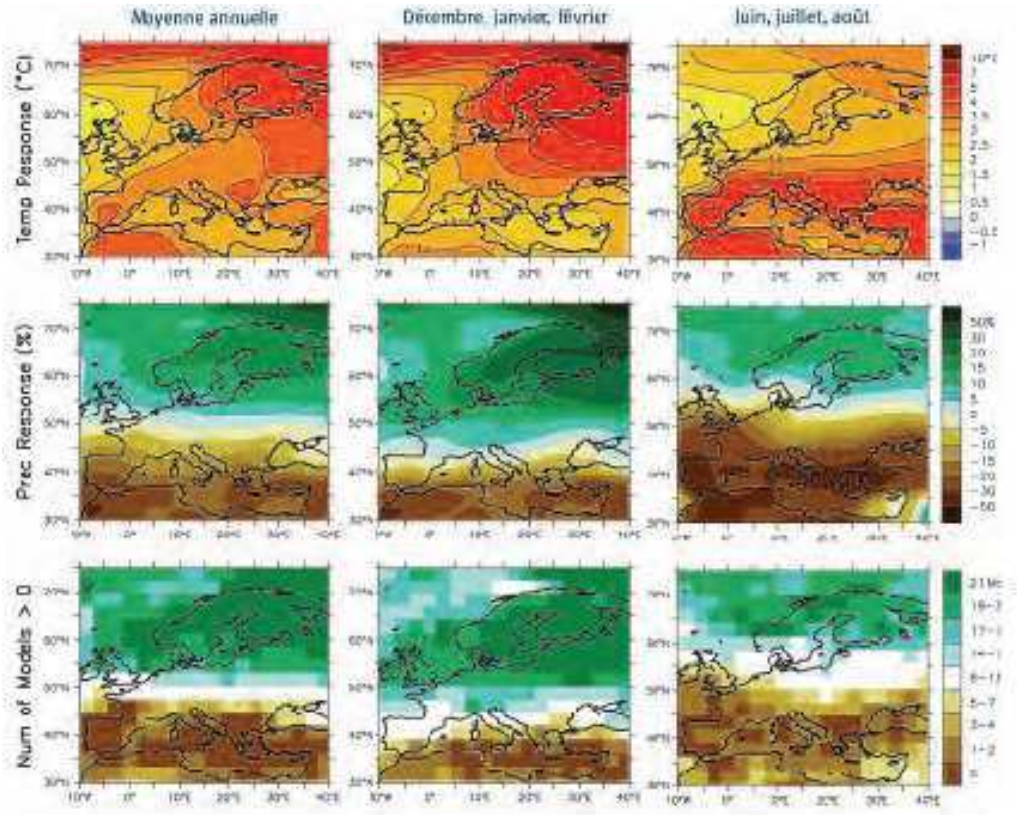


FIG. 2.2: Comportement moyen des 21 modèles globaux du GIEC concernant le changement de température et de précipitations pour l'Europe pour le scénario A1B, comparaison des périodes 1980-1999 et 2080-2099 en moyenne annuelle, pour l'hiver et l'été, source : *IPCC* [2007]

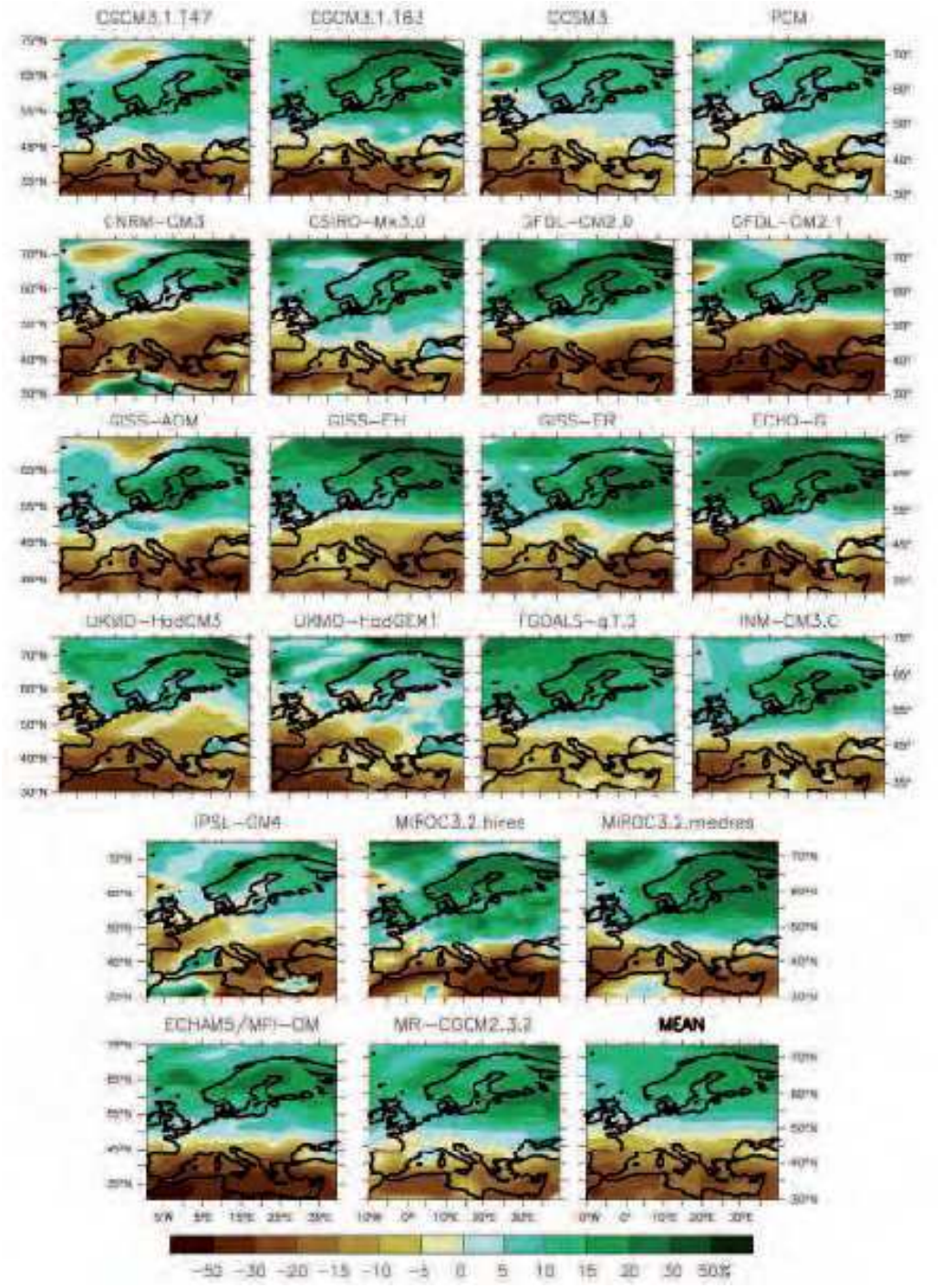


FIG. 2.3: Changements de précipitations sur la zone euro-méditerranéenne pour les 21 modèles globaux du GIEC et pour la moyenne des modèles (montrée en bas à droite (MEAN)) entre les années 1980-1999 et 2080-2099 pour le scénario A1B, source : *IPCC* [2007]

rait en diminution. De plus, les périodes sèches seraient plus nombreuses et longues et les sécheresses continentales (bilan précipitation- évaporation) seraient accentuées en été. Enfin, la route des dépressions serait déplacée vers le nord et le nombre de dépressions dites méditerranéennes serait réduit tandis que le nombre de dépressions intenses serait en hausse. Les précipitations liées aux dépressions seraient en baisse, et, avec plus d'incertitude, on observerait une diminution des vents forts [*Hallegatte et al.*, 2008].

2.1.3 Incertitudes liées au changement climatique

L'évaluation des ressources en eau dans le futur sous changement climatique est difficile car plusieurs sources d'incertitude persistent. Or l'identification de toutes les sources d'incertitude est nécessaire en matière de planification des ressources sous contrainte de changement climatique. Elle permettrait de disposer d'une vision globale des impacts que le changement climatique peut provoquer sur les ressources en eau ainsi que sur les secteurs en dépendant (section 2.2), et d'envisager des mesures d'adaptation robustes aux diverses incertitudes sans conduire à des coûts ingérables (section 2.3).

Ainsi, la planification des ressources en eau ne nécessite pas seulement de l'information sur l'évaluation du climat futur et des implications possibles pour les écoulements, mais également sur l'incertitude des résultats. Ces informations sont nécessaires afin de pouvoir évaluer la fiabilité de l'offre en eau et de déterminer à quel point les changements sont intervenus par rapport aux conditions présentes, en particulier la variabilité climatique, et aux facteurs externes, comme les changements de la demande. A partir de là, les planificateurs doivent faire face à deux défis : (i) comprendre comment le changement climatique peut influencer les systèmes hydriques-hydrauliques et plus spécialement l'offre et la demande en eau ; (ii) disposer de méthodes nécessaires pour l'identification et la quantification des incertitudes pour la période future, dans le cadre de la gestion du risque [*Prudhomme et Davies*, 2009a].

D'après *Arnell* [1998], trois catégories d'incertitudes liées au changement climatique existent. La première source d'incertitude est liée aux scénarios de changement climatique : l'incertitude sur les émissions de gaz à effet de serre futures, sur le "destin" des gaz dans l'atmosphère, sur l'effet du réchauffement global sur le climat, et sur l'effet des changements globaux sur le régime de temps et le climat local (grande région, bassin versant). L'évaluation de cette source d'incertitude a suscité un grand intérêt, comme l'ont montrées les diverses études sur le climat et les ressources en eau. La seconde source d'incertitude provient de la descente d'échelle du changement climatique au niveau

d'un système local, comme un bassin versant ou un écosystème aquatique. Les modèles hydrologiques existant peuvent assez bien reproduire les conditions hydrologiques moyennes, mais plus difficilement les évènements extrêmes et les autres composantes de l'environnement aquatique. La dernière catégorie d'incertitude est liée au comportement des catégories de population concernées (planificateurs, usagers,...), qui peuvent prendre des décisions liées à des facteurs climatiques (ou autres) de façon difficilement prédictive.

D'après *Bates et al.* [2008], les incertitudes sur les impacts du changement climatique sur les ressources hydriques relèvent davantage des incertitudes sur les précipitations que celles concernant les émissions de gaz à effet de serre, la sensibilité climatique ou encore les modèles hydrologiques. D'autres études menées sur les crues au Royaume-Uni montrent que la première source d'incertitude provient des modèles GCM, puis des scénarios d'émissions et enfin des modèles hydrologiques [*Bates et al.*, 2008]. Les impacts sont également fortement influencés par les mesures d'adaptation mises en place. Afin d'évaluer le niveau d'incertitude relatif aux impacts du changement climatique sur les ressources en eau, il est ainsi préférable en général d'appliquer une approche multi-modèles. Cette approche est préférable à l'utilisation des sorties d'un unique modèle climatique, même si son application dans les études d'impacts est rare [*Bates et al.*, 2008].

Les changements des variabilités inter-annuelle et journalière des variables climatiques ne sont pas pris en compte dans les études d'impacts hydrologiques ce qui peut conduire à une sous-estimation des sécheresses et des crues, de l'eau disponible ainsi que des besoins en irrigation. De plus, *Bates et al.* [2008] mentionne que de l'incertitude peut également être induite en raison du choix de valeurs d'indicateurs et de seuils pour la quantification des impacts du changement climatique sur les ressources en eau.

Afin de pouvoir résoudre le problème de la différence d'échelle spatiale au niveau de la grille des modèles climatiques et hydrologiques, des techniques sont développées pour la descente d'échelle des sorties de modèles climatiques à des résolutions spatiales et temporelles plus fines (interpolation, descente d'échelle statistique ou dynamique). La méthode de descente d'échelle statistique fait notamment l'hypothèse que certaines des relations statistiques pour le climat présent restent les mêmes pour des conditions futures modifiées. Ces techniques permettent aux modélisateurs d'inclure la variabilité journalière dans les changements futurs et de produire de l'information nécessaire pour la planification des ressources en eau sur les ruissellements futurs en appliquant une analyse probabiliste [*Bates et al.*, 2008].

Quintana Seguí et al. [2010] applique trois méthodes de descente d'échelle et la correction du biais de la simulation d'un GCM centré sur la Méditer-

ranée (SAMM), afin de l'utiliser comme entrée d'un modèle hydrologique physique distribué (SIM). Les techniques sont évaluées par rapport à leur capacité à reproduire les extrêmes maximum et minimum des précipitations et des ruissellements pour les bassins méditerranéens en France. La méthode des quantiles ("*Quantile mapping method*, QM") et la méthode fondée sur les régimes de temps ("*Weather typing method*, WT"), arrivent à reproduire les extrêmes observés des précipitations, ce qui contribue à améliorer la performance de SAMM en utilisant des informations disponibles à l'échelle locale. La performance de la méthode des anomalies ("*Anomaly method*, AN") montre que la méthode est particulièrement adaptée pour évaluer les quantités de ruissellement. Cependant, diverses limites existent, comme la difficulté de la méthode WT à reproduire la période sèche avec la plus grande durée.

La capacité du modèle hydrologique à reproduire les extrêmes de ruissellement, forcé par SAFRAN-F (forçage atmosphérique pseudo-observé) et les méthodes de descente d'échelle méritent également d'être évaluées. Pour les extrêmes maximum, les résultats sont assez satisfaisants et les méthodes de descente d'échelle, notamment WT, ont des performances bien inférieures à la performance de SAFRAN-F. Ce résultat indique que la capacité de ces techniques à reproduire les extrêmes en matière de précipitation ne se transfère pas directement à la simulation des extrêmes de ruissellement. En effet, le modèle hydrologique amplifie les erreurs, et d'autres paramètres atmosphériques peuvent jouer un rôle important dans la simulation. La faible performance de WT est notamment liée à la difficulté de reproduire les événements convectifs qui peuvent être mieux identifiés à une échelle meso.

Malgré la difficulté de la méthode AN pour reproduire les extrêmes des précipitations, sa performance en terme de reproduction des extrêmes du ruissellement est assez satisfaisante, résultat étonnant car avec la méthode AN il n'est pas possible de modifier les périodes de pluies ce qui est important pour la simulation des crues. Les méthodes reproduisent qualitativement le même futur pour les extrêmes de ruissellement, cependant en terme quantitatif des différences importantes pour certaines stations de jaugeage persistent. Pour la période 2033-64 les flux minimum mensuels diminueraient sur toute la région (bassin méditerranéen français) avec des réductions de l'ordre de 20%, alors que les flux maximum augmenteraient avec des hausses de l'ordre de 100% pour le sud-ouest de la région. Enfin, les crues décennales actuellement se répéteraient tous les 2 ans.

Dans les études d'impact, les séries temporelles des valeurs climatiques observées sont ajustées par les changements calculés pour les variables climatiques afin d'obtenir des scénarios qui sont en accord avec les conditions présentes. Cette méthode est utilisée afin de minimiser l'impact de l'erreur des

modélisations climatiques réalisées avec les GCM. L'hypothèse sous-jacente à cette méthode est que le biais dans la modélisation du climat a la même ampleur pour les conditions présentes et futures. Ceci a une importance particulière pour les projections des précipitations car des différences significatives existent entre les valeurs observées et celles calculées avec les modèles climatiques [*Bates et al.*, 2008].

Dans l'étude menée par *Prudhomme et Davies* [2009a], trois sources principales d'incertitude liées aux études d'impacts du changement climatique sur les écoulements sont évaluées : les modèles climatiques globaux, les techniques de descente d'échelle et le modèle hydrologique. En premier lieu, il est noté que le biais existant sur la reproduction des régimes d'écoulement présents peut être transféré sur les simulations des écoulements futurs. Ce biais dans la reproduction des régimes présents d'écoulement doit ainsi être pris en compte pour l'analyse des changements projetés dans les études d'impact du changement climatique. Les résultats indiquent que l'incertitude liée à la capacité des modèles climatiques globaux à reproduire le climat de référence est plus importante que celle liée aux techniques de descente d'échelle, et toutes les deux sont plus importantes que l'incertitude liée au modèle hydrologique ou à la variabilité naturelle. Aucun modèle climatique ou technique de descente d'échelle ne semble être meilleur ou avoir un biais systématique inférieur aux autres. L'incertitude et le biais pour la période de référence sont importants en comparaison avec la variabilité naturelle. Ainsi, la comparaison directe des projections futures avec des valeurs de référence peut conduire à des conclusions erronées. A l'avenir [*Prudhomme et Davies*, 2009b], il est indiqué que l'incertitude sur les écoulements futurs liée aux modèles climatiques globaux est bien supérieure aux incertitudes liées aux techniques de descente d'échelle et aux scénarios d'émission. Les changements projetés ne sont pas systématiquement importants par rapport à la variabilité de référence, car moins de 50% des projections indiquent un changement important de l'écoulement.

Par rapport à ce qui est obtenu sur d'autres régions du monde, les projections concernant le bassin méditerranéen du changement climatique sont relativement cohérentes. Ce qui reste très incertain est la localisation précise et l'amplitude des changements qui varient entre modèles, le climat méditerranéen étant sensible, entre autres, aux changements de circulation atmosphérique et aux variations de l'intensité de la circulation thermohaline en Atlantique [*Hallegatte et al.*, 2008]. A ces incertitudes se rajoutent celles liées au choix du scénario énergétique, économique et démographique, celles liées à la modélisation des processus physiques, ainsi que celles liées à la rétroaction positive de l'eau du sol sur l'asséchement et le réchauffement de la

région (mal quantifiées). La prise en compte de la mer Méditerranée à plus haute résolution et interactive risque d'augmenter le réchauffement simulé par les modèles régionaux [*Somot et al.*, 2008]. Enfin, la variabilité naturelle climatique peut être un frein important surtout pour des projections précises à moyen terme. La variabilité inter-annuelle naturelle peut rendre plus difficilement perceptible les impacts du changement climatique dans les dix à vingt prochaines années [*Hallegatte et al.*, 2008].

Ces éléments nous amènent à développer dans le chapitre 3, un modèle générique de dimensionnement optimal d'un barrage-réservoir à l'échelle du bassin versant, pour l'étude des impacts du changement climatique sur le dimensionnement ainsi que de l'influence de l'incertitude climatique sur le choix d'investissement. Les valeurs mensuelles de précipitation et de température des 19 modèles globaux du GIEC sont utilisées. Pour déterminer le changement de l'offre en eau sous climat stationnaire, une méthode de descente d'échelle similaire à la méthode de Δ est utilisée. D'après cette méthode, les signaux dans le futur calculés avec les GCM sont appliqués sur le climat observé, c'est-à-dire que les valeurs observées sont modifiées par les différences ou ratios des résultats des GCM et calculées en moyenne sur des périodes et des moyennes correspondantes des GCM calculées pour la période de référence. Les mêmes changements saisonniers de précipitation et de température sont appliqués pour tous les débits passés annuels. Par la suite, le climat est considéré stationnaire et les changements du climat sont modélisés comme une suite de climats stationnaires. A la place de la méthode de Δ, sur la base des projections de précipitation et de température des GCM, une tendance linéaire est déterminée. Pour les changements saisonniers donnés pour chaque année par la tendance, un climat stationnaire est choisi pour lequel ces changements sont appliqués sur toutes les années. Ainsi, l'offre pour chaque année est considérée égale à l'offre du climat stationnaire choisi, en considérant les changements saisonniers qui correspondent à l'année.

2.2 Les impacts du changement climatique liés aux ressources en eau : de l'échelle globale à la région méditerranéenne

2.2.1 Les impacts du changement climatique à l'échelle globale

A l'échelle globale, d'après le GIEC, les impacts négatifs du changement climatique sur les ressources en eau devraient être plus importants que ses bénéfices [*Bates et al.*, 2008]. La pression causée sur les ressources en eau par des facteurs non climatiques serait en particulier accentuée par le changement climatique. Pour autant, selon *Arnell* [2004], le nombre de personnes habitant dans des bassins versants sous stress hydrique en 2050 sera plus influencé par les différences de projection de population des 4 scénarios SRES que par les différences de scénarios climatiques. Selon les projections faites par *Alcamo et al.* [2007] à l'horizon 2050 avec deux modèles climatiques et les scénarios SRES A2, B2, le stress hydrique diminuerait sur 20-29% de la surface totale et augmenterait sur 62-76% de la surface totale. La diminution serait essentiellement due à la hausse des précipitations tandis que l'augmentation proviendrait de la hausse des quantités d'eau extraites [*Bates et al.*, 2008].

Les différents aspects liés à la sécurité alimentaire (disponibilité, accessibilité, stabilité de l'approvisionnement, utilisation), pourraient être influencés par les changements socio-économiques et également par les changements quantitatifs et qualitatifs des ressources en eau sous changement climatique [*Bates et al.*, 2008]. En outre, les pratiques actuelles de gestion des ressources pourraient ne pas être suffisamment efficaces pour atténuer les impacts du changement climatique. Ces impacts peuvent concerner tous les secteurs dépendants de cette gestion comme un approvisionnement fiable en eau, la protection contre les inondations, l'agriculture, la production hydroélectrique ou encore les écosystèmes aquatiques. Le changement climatique met en question la méthode jusqu'à présent adoptée selon laquelle l'information hydrologique passée est une base solide pour l'étude des conditions futures. Or, les caractéristiques hydrologiques vont très probablement changer dans le futur. Ces changements pourraient mettre en question la fiabilité des systèmes de gestion des infrastructures liées aux ressources en eau et la vulnérabilité des différents secteurs dépendants des ressources en eau pourrait augmenter.

La productivité de l'agriculture, des forêts et de la pêcherie est liée à la distribution spatiale et temporelle des précipitations et de l'évaporation,

et, pour les cultures irriguées, à la disponibilité des ressources en eau pour l'irrigation. 80% des terres agricoles sont pluviales, leur productivité dépend des précipitations pour la couverture des besoins évaporatifs des plantes et de la distribution de l'humidité des sols. L'irrigation représente 70% des extractions au niveau mondial, 90% de l'eau évaporée, génère près de 40% du produit agricole et les zones irriguées, qui ont augmenté depuis 1960 exponentiellement de 2% par an, correspondent à 18% des terres cultivées.

Ainsi, dans les régions où les variables comme les précipitations et l'humidité des sols sont actuellement dépendantes des conditions climatiques, la production agricole pourrait subir des impacts liés au changement climatique, en particulier dans les zones arides des tropiques et subtropiques, ainsi que dans des régions de type méditerranéen comme une partie de l'Europe, de l'Amérique du sud, de l'Asie du sud, de l'Afrique du nord et de l'Australie. Selon la plupart des études, dans les hautes latitudes, des hausses modérées de la température (1-3°C), en combinaison avec la hausse de la concentration du CO_2 et le changement des précipitations, pourraient avoir un effet bénéfique sur le rendement des cultures. Cependant, dans les basses latitudes une augmentation de 1-2°C aurait plutôt un effet négatif sur les rendements des céréales. Pour des hausses de température plus importantes, les impacts seraient négatifs sur toutes les régions. Les extrêmes de température pourraient également avoir des impacts plus conséquents sur les rendements que les changements moyens. Aux États-Unis, les pertes de production dues aux précipitations intenses pourraient atteindre 3 milliards USD par an en 2030 [*Bates et al.*, 2008].

Par ailleurs, d'après *Döll* [2002], les besoins nets en irrigation sous changement climatique, sans considération de l'effet positif du CO_2, pourraient augmenter de 5-8% en 2070 en prenant en compte l'impact du changement climatique sur les périodes optimales de développement. *Fischer et al.* [2007], souligne également, qu'à l'échelle globale, les besoins nets pourraient augmenter de 20% en 2080. Cette augmentation est due, pour deux tiers, aux demandes non consommatrices en eau plus importantes et, pour un tiers, à un allongement des périodes de développement dans les zones tempérées et subtropicales en raison du changement climatique. Dans cette étude, avant 2050, le réchauffement n'est pas très élevé et la hausse des précipitations peut aider à améliorer l'équilibre hydrique des cultures, tandis qu'après 2050, la hausse des températures est si importante que les déficits en eau s'accroissent quels que soient les changements de précipitation. De plus, avant 2050, la hausse des concentrations de CO_2 a comme conséquence la réduction de la demande en eau des cultures, tandis qu'après 2050, la hausse des températures a un effet dominant.

Pour des zones irriguées comme l'Afrique du Nord avec des demandes en eau en hausse, des études indiquent une dynamique critique entre changement climatique et eau avec des situations de stress hydrique [*Bates et al.*, 2008]. Aux États-Unis, la différence de rendements se réduit entre surfaces irriguées (hausse des températures réduisant le rendement) et surfaces pluviales (hausse des précipitations améliorant le rendement), lorsque l'effet de la variabilité n'est pas pris en compte. De plus, pour cette région d'étude, l'utilisation d'eau pour l'irrigation et les surfaces irriguées pourraient être réduites au-delà de 2030 pour différents scénarios climatiques [*Bates et al.*, 2008].

Sous l'effet de températures plus élevées et de la hausse de la variabilité des précipitations, les besoins en irrigation augmenteraient même si les précipitations totales restent identiques pendant la période de développement des plantes. Différents modèles climatiques projettent ainsi des changements des besoins nets en irrigation allant de 1 à 3% en 2020 jusqu'à 2 à 7% en 2070, avec la hausse globale la plus importante pour le scénario B2 [*Bates et al.*, 2008]. Une étude menée sur le maïs irrigué en Illinois montre que le changement de précipitation a un effet plus marqué sur l'usage de l'eau pour l'irrigation sous contrainte de maximisation du profit que sur contrainte de maximisation du rendement. De plus, pour la même étude, le doublement de la concentration du CO_2 semble avoir un effet mineur [*Bates et al.*, 2008]. Cependant, ces observations dépendent fortement des approches et des zones d'études. Selon les études faites dans le cadre du projet Climator sur la France, l'anticipation des stades et le raccourcissement du cycle, surtout pour les cultures de printemps, conduiraient dans le très court terme à l'augmentation et dans le long terme à la stabilisation voire à la diminution des apports en eau nécessaires, effectives que si les variétés restent inchangées, à condition que les agriculteurs acceptent des baisses importantes de rendements [*Brisson et Levrault*, 2010].

Du côté de l'offre, l'accès à l'eau est plus déterminé par la présence et les propriétés des infrastructures hydrauliques, que par les écoulements naturels, à condition que les ruissellements et les recharges des aquifères ne soient pas réduits de façon importante ce qui pourrait se produire sous contrainte du changement climatique. Les changements de niveau des ressources en eau sous changement climatique pourraient ainsi avoir des conséquences sur le fonctionnement des infrastructures hydrauliques, engendrant ainsi des coûts additionnels pour le secteur de l'eau. De plus, l'extension des services d'offre d'eau pourrait être remise en question, et, dans ce cas, les impacts et les coûts socio-économiques pourraient être importants. Par exemple, le revenu net des agriculteurs au Texas ayant recours à un aquifère, selon les projections

pourrait diminuer de 16-30% en 2030 et de 30-45% en 2090, en raison d'une raréfaction des ressources en eau pour l'irrigation et de l'augmentation des besoins sous changement climatique [*Bates et al.*, 2008].

Les impacts du changement climatique sur les dommages liés aux inondations peuvent être projetés sur la base des changements modélisés des intervalles de récurrence des inondations présentes avec une période de retours de 20 et 100 ans en combinaison avec les dommages d'événements actuels calculés sur la base des relations hauteur débit et des données sur les propriétés immobilières. Ainsi, pour trois bassins australiens, les dommages directs moyens annuels liés aux inondations augmenteraient de 4 à 10 fois pour un doublement de la concentration du CO_2 [*Bates et al.*, 2008]. Selon une étude sur les dommages liés aux inondations côtières et des rivières en Angleterre et au pays de Galles, les dommages augmenteraient si les pratiques actuelles de gestion des inondations et les infrastructures existantes sont conservées. En 2080, les dommages annuels s'élèveraient à £5 milliards pour le scénario B1 et £21 milliards pour le scénario A1 en comparaison avec les £1 milliards d'aujourd'hui. La modification des écoulements sous changement climatique aurait également des conséquences importantes pour les usages directs des cours d'eau, notamment l'hydroélectricité. Par exemple en Amérique du Nord, avec le modèle CGCM1 et un réchauffement de 2°C, la production hydroélectrique du Niagara et de St. Lawrence serait réduite de 25-35% engendrant des pertes annuelles de 240-350 millions de dollars canadiens 2002 [*Bates et al.*, 2008].

Cette section a présenté un panorama général des impacts du changement climatique. Cependant un effort plus régionalisé est nécessaire afin d'appréhender les spécificités du bassin méditerranéen.

2.2.2 Les impacts du changement climatique sur la Méditerranée

Jusqu'à présent, le GIEC fournit des estimations chiffrées sur les impacts du changement climatique par grande région, notamment pour l'Afrique et l'Europe. Les dommages macroéconomiques dus au changement climatique sont également évalués par des études [*Mendelsohn et al.*, 2000; *Mendelsohn et Bennett*, 1997; *Tol*, 2002b,a] par grande région. Toutefois, ces études ne sont pas particulièrement focalisées sur le bassin méditerranéen, contrairement aux études concernant le climat futur. Le tableau 2.4 présente un exemple d'estimation des impacts du changement climatique par grande région. Ce tableau indique le nombre d'habitants confrontés à un risque accru de stress hydrique ainsi que la hausse du nombre d'habitants touchés par

	Population vivant avec un risque accru de stress hydrique Arnell, 2004 (min/max)				**Augmentation du nombre annuel moyen de victimes d'inondations côtières** Nicholls, 2004 (%)				**Population supplémentaire en risque de sous-nutrition** Parry et al., 2004 (min/max)			
	A1	**A2**	**B1**	**B2**	**A1**	**A2**	**B1**	**B2**	**A1**	**A2**	**B1**	**B2**
Europe	270	382/ 493	233	172/ 183	1,6	0,3	0,2	0,3	0	0	0	0
Afrique	408	691/ 909	397	492/ 559	2,8	12,8	0,6	13,6	21/ 157	-2/ 200	8/ 23	-8/ 89

FIG. 2.4: Population (en million) avec un risque de stress hydrique, d'inondation ou de pénurie alimentaire en Europe et en Afrique pour quatre scénarios climatiques du GIEC avec les projections du modèle HadCM3, GIEC 2007, source : *Hallegatte et al.* [2008]

les inondations côtières ou exposés au risque de sous-nutrition par grande région (Afrique, Europe). L'Afrique est souvent identifiée comme très vulnérable avec des pertes de PIB de l'ordre de 8% pour un doublement de la concentration du CO_2 (Table 2.5).

Cependant, ces résultats sont incertains car certains processus techniques et économiques ne sont pas représentés. Plus largement, l'évaluation économique des dommages futurs reste difficile en raison de la dépendance vis-à-vis du modèle de développement choisi pour les décennies à venir et de la capacité de réaction pour faire face au défi climatique [*Hallegatte et al.*, 2007].

Les impacts du changement climatique sur les ressources hydriques et l'agriculture en Méditerranée sont néanmoins préoccupants, notamment parce que les conséquences sur la disponibilité en eau et la sécurité alimentaire peuvent avoir des effets catastrophiques sur le bien-être des populations. Les ressources hydriques sont gérées à l'aide d'infrastructures lourdes planifiées par avance et difficilement modifiables une fois construites. Ainsi leur réduction pourrait mettre en question l'efficacité économique de ces infrastructures. De plus, l'agriculture, qui constitue un secteur économique important pour la Méditerranée, dépend fortement de l'irrigation. Des changements de l'eau disponible pourraient provoquer des réductions de la productivité susceptibles d'engendrer des impacts négatifs importants et en particulier accélérer les migrations des campagnes vers les villes [*Hallegatte et al.*, 2008].

Un réchauffement de l'ordre de 2°C se rajouterait à la croissance de la population et l'utilisation plus intense des ressources en eau, qui aurait un effet non négligeable pour plusieurs centaines de millions d'habitants. Dès lors, ce problème devrait être intégré pour en limiter les impacts. La réduction des écarts entre les réserves d'eau disponibles et la demande grandissante s'avère plus que nécessaire. L'Egypte constitue un exemple symptomatique,

	Frankhauser, 1995		Tol, 1995	
	Md US$	% PIB	Md US$	% PIB
Union européenne	53,6	1,4	–	–
USA	61,0	1,3	–	–
Autres membres de l'OCDE	55,9	1,4	–	–
OCDE Amérique	–	–	74,2	1,5
OCDE Europe	–	–	56,5	1,3
OCDE Pacifique	–	–	59,0	2,8
Total OCDE	**180,5**	**1,3**	**189,5**	**1,6**
Europe de l'Est/CEI	18,2	0,7	-7,9	-0,3
Économies planifiées d'Asie	16,7	4,7	18,0	5,2
Afrique	–	–	53,5	8,6
Amérique latine	–	–	30,3	8,7
Moyen-Orient	–	–	31,0	4,3
Total non OCDE	**89,1**	**1,6**	**126,2**	**2,7**
Total mondial	**269,6**	**1,4**	**315,7**	**1,9**

FIG. 2.5: Dommages annuels provoqués par le doublement de la concentration du CO_2 exprimés en termes financiers, GIEC 2001, source : *Hallegatte et al.* [2008]

car à la situation fragile actuelle (les ressources en eau sont surtout utilisées pour l'agriculture et supérieures aux ressources disponibles en raison de la remobilisation des retours d'eau [2]), se rajoute le changement climatique. En effet, 12-15% des surfaces agricoles risquent de disparaître à cause de la hausse du niveau de la mer. Parmi d'autres paramètres, la hausse de la température pourrait avoir comme conséquence la diminution de la productivité agricole et le changement des besoins en eau. De plus, le changement climatique rend incertain le débit du Nil dont dépend grandement l'activité agricole. Enfin, le stress hydrique sera amplifié par l'augmentation de la population de 115-180 millions en 2050 et par l'augmentation des surfaces irriguées.

Dans les sections suivantes, les impacts du changement climatique qui peuvent être liés aux ressources en eau sont présentés selon trois secteurs : l'irrigation, le tourisme et l'énergie.

2.2.2.1 Irrigation

Malgré les incertitudes autour du changement climatique et la difficulté d'évaluer les dommages macroéconomiques provoqués, les résultats de plu-

[2]Comme mentionné au chapitre 1, certains usages d'eau sont évaporatifs, c'est-à-dire qu'ils provoquent la réduction, quantitative ou qualitative, de la ressource au point du prélèvement. Cette réduction peut être partielle, ainsi une partie de la quantité prélevée peut être retournée à la ressource. Par la suite, cette quantité peut être remobiliser en aval pour d'autres usages.

sieurs études menées sur le bassin méditerranéen peuvent donner une idée des impacts sectoriels possibles. *Díaz et al.* [2007], par exemple, ont évalué les impacts du changement climatique sur la demande en irrigation en se focalisant sur des zones d'irrigation représentatives du bassin de Guadalquivir en Espagne. Leur calcul a montré une hausse potentielle de l'aridité et des besoins en irrigation. Pour cette étude, ils utilisent le modèle CROPWAT qui nécessite comme données la précipitation mensuelle, l'évapotranspiration mensuelle, les besoins alloués en eau pour la préparation de la terre et/ou les pertes liées aux infiltrations. Le choix et les pratiques liés aux cultures sont considérés inchangés, et la durée de développement et les coefficients des cultures sont pris de *Allen et al.* [1998]. Selon les résultats de cette étude, les besoins en eau des cultures varient entre les zones d'irrigation, avec une augmentation moyenne de 9.4% et de 8.3% pour les scénarios A2 et B2 respectivement, pour le modèle climatique HadCM3. La hausse moyenne des besoins en irrigation s'élèvent pour ces scénarios respectivement à 19.3% et à 16.3%. L'augmentation au niveau du bassin de Guadalquivir résulte de la réduction des précipitations et le changement de leur distribution dans l'année avec des précipitations concentrées en hiver et réduites en printemps. L'augmentation est particulièrement importante pour les cultures d'été semées au mois de mars.

Lovelli et al. [2010] dans leur étude menée sur la zone méditerranéenne soulignent l'importance d'évaluer la réaction des cultures au changement climatique ainsi que les impacts de la hausse de la concentration du CO_2 et de la hausse de la température sur la physiologie des cultures. Pour le calcul des besoins en eau des cultures, ils utilisent la fonction d'évapotranspiration de Penman-Monteith avec le paramètre de résistance stomatique récalibré et le coefficient de culture ajusté en fonction du climat futur. La durée des phases est calculée avec la méthode de degré jours en fonction de la température. Les besoins en eau et en irrigation des cultures changent en fonction de l'ampleur des changements climatiques, de leurs besoins thermiques et de la période dans l'année pendant laquelle elles se développent. Ainsi, en cas de hausse des températures, de réduction des précipitations annuelles et de changement de leur distribution, le déficit potentiel en eau sur l'année augmente. Pour les cultures d'automne-printemps comme le blé, une augmentation additionnelle du déficit et des besoins en irrigation n'est pas attendue, contrairement aux cultures de printemps-été comme la tomate. En effet, pour ces dernières, la hausse de l'évapotranspiration ne peut pas être compensée par le raccourcissement de la durée du cycle de développement ni la fermeture partielle des stomates.

Les cultures pérennes ou celles caractérisées par un cycle long seraient

plus vulnérables car elles nécessiteraient 25-40% d'eau supplémentaire. De plus, la baisse de productivité des cultures d'été peut être accentuée par la fréquence d'évènements extrêmes pendant leur développement. Des mesures d'adaptation pourraient réduire l'effet du changement climatique et même le rendre bénéfique. Ainsi, anticiper les semis peut protéger les cultures du stress hydrique pendant leur période de croissance et l'utilisation des cultures avec des croissances plus lentes peut contrecarrer les baisses de rendements dues à une durée trop raccourcie des phases.

2.2.2.2 Le secteur touristique

Le tourisme constitue également un secteur important pour la zone méditerranéenne avec plus de 218 millions de touristes par an, et pour certains pays c'est même un secteur crucial à l'échelle macroéconomique nécessitant de lourdes infrastructures (logement, approvisionnement en eau, centres de loisirs, restauration,...). Les besoins en eau durant les périodes touristiques doivent ainsi être anticipés afin d'éviter les pénuries d'eau. Celles-ci pourraient compromettre l'attractivité de certaines destinations sous changement climatique. La réduction des flux touristiques qui en condition normale soutiennent considérablement le développement d'infrastructures, remettrait en cause leur rentabilité et leur capacité de financement. Etant donné la hausse des températures, l'attractivité de la Méditerranée, et surtout celle de la rive Sud, pourrait diminuer. Selon *Bigano et al.* [2008] les flux de touristes internationaux pourraient diminuer de 30% sur la rive Sud et de 10 à 20% sur la rive Nord à l'horizon 2100. Des conséquences positives peuvent également être envisagées, comme une augmentation des flux entre pays méditerranéens, des séjours plus longs et une réorientation des activités de manière à être moins dépendants du climat. Le changement climatique aura également des conséquences sur l'offre touristique, là où les ressources en eau seraient insuffisantes. Le secteur touristique est en effet un grand consommateur d'eau. Par conséquent, l'accroissement des flux touristiques peuvent poser problèmes, invitant à mettre en œuvre une gestion plus rigoureuse de la ressource en eau [*Hallegatte et al.*, 2008].

Selon l'étude menée par *Magnan et al.* [2011], du point de vue climatique, l'enjeu déterminant réside dans le contraste entre les conditions de vie quotidiennes des touristes et celles de leur destination de vacance. Les auteurs utilisent un modèle national et régional de demande pour évaluer des conséquences du changement climatique sur le tourisme. Selon ces modèles, le nombre de flux de nouveaux arrivants dans un pays est fonction de la superficie, de la température moyenne annuelle du pays entre 1961-1990, de

la longueur de la côte et du revenu national par tête, tandis que le nombre de départs du pays d'origine est fonction des mêmes paramètres, la longueur de la côte étant remplacée par le nombre de pays voisins. Par exemple pour l'Algérie, la différence entre les situations avec (scénario A1B) et sans changement climatique en 2100, pour les flux d'arrivées internationaux seraient de -52%, de -17% pour les arrivées domestiques et les dépenses de -17%. Une analyse des séries temporelles montre qu'une augmentation de 3°C diminuerait au niveau annuel les flux touristiques partant de l'Angleterre de 8%. Selon le troisième modèle, un modèle de choix discrets, la distribution des flux touristiques est principalement déterminée par le coût du voyage, les caractéristiques des plages et les propriétés climatiques. Enfin, selon cette étude, la hausse de la température dans le Nord de l'Europe pourrait réduire les flux internationaux du Nord vers le Sud mais renforcer les flux au Nord. Il semble ainsi nécessaire de disposer d'outils simples qui pourraient aider à évaluer la vulnérabilité actuelle et suivre l'évolution des avantages et des inconvénients des destinations.

Selon l'étude de *Amengual et al.* [2011], le tourisme est sensible aux températures, aux précipitations, aux taux d'humidité relative, à la couverture nuageuse, et à la vitesse du vent. Un indice climatique pour le tourisme historique est défini sur la base des valeurs journalières de ces paramètres pour la période 1973-2008, et un indice projeté est élaboré pour les données journalières moyennées sur les 13 modèles climatiques régionaux du projet ENSEMBLES qui est corrigé avec une approche quantile-quantile. Cet indice englobe les aspects thermique, esthétique et physique du climat. Les résultats pour le système de Platja de Palma dans les Baléares indiquent par exemple que les niveaux de visites actuels coïncident avec les perceptions observées du climat. Les perceptions satisfaisantes du climat seraient en hausse pour le printemps et l'automne. Les conditions climatiques optimales de la haute saison, à la fin du siècle, se décaleraient vers le printemps et l'automne, avec des déséquilibres entre saisonnalité naturelle et institutionnelle.

2.2.2.3 Le Secteur énergétique

Enfin, la demande en énergie va considérablement augmenter au niveau du bassin méditerranéen et nécessiter des investissements en infrastructures de durée de vie longue. En outre, les choix techniques d'investissements dépendent, parmi plusieurs paramètres, de l'impact que le changement climatique peut avoir sur l'efficacité de la production d'énergies renouvelables (hydroélectricité, solaire, éolien). La production hydroélectrique, qui dépend de la hauteur de la colonne d'eau stockée, pourrait baisser dans le cas d'une

diminution de la couverture neigeuse. En revanche, dans le cas où le taux d'humidité augmente pendant la période hivernale, avec une gestion adéquate des crues, la production pourrait être facilitée. Il est à noter que sous changement climatique, le maintien de la colonne d'eau haute pour la production hydroélectrique pourrait rentrer en conflit avec le maintien d'un volume libre en raison d'un risque d'inondation accru [*Kiparsky et Gleick*, 2003]. En Europe, où l'hydroélectricité participe à hauteur de 20% à la production d'électricité, le potentiel serait réduit de 6% en 2070. Cette réduction atteindrait 20-50% en Méditerranée et on observerait une augmentation de 15-30% au Nord-Est de l'Europe et une stabilisation en Europe de l'Ouest et centrale [*Bates et al.*, 2008]. Selon l'étude de cas menée par *Schaefli et al.* [2007] sur les Alpes Suisses, la production en Gwh d'hydroélectricité, passerait de 246,8 (95% intervalle de confiance) pendant la période 1961-90, à 188,2 (95%) pendant la période 2070-99.

Par conséquent, les changements à l'échelle régionale et locale des paramètres hydroclimatiques sous changement climatique sont susceptibles d'avoir des répercussions sur plusieurs secteurs économiques. Ceci nécessitera de mettre en œuvre des actions d'adaptation en particulier pour la planification des ressources en eau dont dépendent plusieurs secteurs. Toutefois, la mise en œuvre de mesures d'adaptation adéquates peut nécessiter des informations précises sur le changement du climat local, mais, étant donnée les divers sources d'incertitude, celles-ci sont indisponibles à ce jour.

2.3 L'adaptation au changement climatique

L'adaptation au changement climatique est définie comme l'ensemble des mesures et ajustements mis en oeuvre par des personnes, des organisations ou tout être vivant, qui permettent d'éviter ou bien de profiter des effets directs et indirects du changement climatique [*IPCC*, 2001]. La mise en œuvre de stratégies d'adaptation s'avère nécessaire étant donné les modifications au niveau local des paramètres hydroclimatiques sous changement climatique qui pourraient impacter les différents secteurs économiques.

L'adaptation se décline en adaptation autonome et planifiée. L'adaptation autonome inclut les mesures ne visant pas directement à répondre au changement climatique mais à d'autres types de modifications causées par le changement climatique comme le changement de la demande ou de la variabilité climatique. Elles permettent de réduire les conséquences négatives ou de bénéficier des conséquences positives du changement climatique. Les mesures sont réalisées par des particuliers ou des acteurs économiques privés

qui ne peuvent pas prévoir les évolutions et n'ont pas les capacités d'investir dans le long terme. Ces mesures ont plutôt un caractère de court terme.

L'adaptation planifiée résulte d'une réflexion dédiée au changement climatique et à la variabilité climatique. Cependant, l'adaptation planifiée dans le secteur de l'eau est très peu fréquente en pratique. Des initiatives dans ce sens sont néanmoins à noter en Hollande, en Australie, en Allemagne, au Bangladesh, au Royaume-Unis, en matière de standards de conception et d'allocation pour les inondations et les infrastructures d'offre [*Bates et al.*, 2008]. Des exemples des deux types d'adaptation sont présentés dans le tableau 2.1 pour le secteur de l'agriculture.

De plus, l'adaptation dans certains cas peut être réactive ("*reactive adaptation*"), c'est-à-dire qu'elle peut n'être mise en œuvre qu'après que le changement climatique ait été observé. Cependant, dans d'autres cas, l'adaptation doit être anticipée ("*anticipatory adaptation*"), notamment lorsque des investissements avec des durées de vie très longues sont en jeu. Peu d'exemples concrets de mise en œuvre de mesures anticipées d'adaptation existent. D'après *Bates et al.* [2008], ceci serait dû au fait que ces mesures nécessitent une information exacte sur le changement du climat local, information qui, à cause des diverses sources d'incertitude liées au changement climatique, n'est pas disponible. En outre, ce pourrait également être dû à une influence plus importante dans le court terme d'autres variables pour piloter les stratégies d'investissement.

de Graaf et al. [2009], dans leur étude sur les mesures liées aux ressources en eau (offre, protection contre les inondations) à mettre en œuvre pour la réduction de la vulnérabilité sous changement climatique de la région Ouest des Pays-Bas, ont également mentionné le fait que peu d'exemples de mise en œuvre de mesures anticipées d'adaptation existent. Selon cette étude, la réduction de la vulnérabilité correspond à l'augmentation de la capacité de seuil (*threshold*), la capacité à faire face (*coping*), la capacité de récupération (*recovery*) et la capacité adaptative (*adaptive*), pour la prévention, la réduction des dommages, la réaction aux dommages et leurs anticipations respectivement. Jusqu'à présent, selon cette étude, aux Pays-Bas comme ailleurs, la priorité a consisté à augmenter la capacité de seuil en construisant des digues plus hautes et en améliorant la capacité de stockage et les infrastructures de distribution. Le défi consiste désormais à augmenter la capacité adaptative afin de pouvoir faire face et s'ajuster à des futurs changements, notamment climatiques, incertains. Pour cela, il s'avère nécessaire de mettre en place un cadre d'évaluation des stratégies d'adaptation afin de choisir une stratégie robuste en prenant en compte les diverses incertitudes. Un tel cadre qui prend en compte l'incertitude climatique, ainsi que l'irréversibilité des inves-

Tab. 2.1: Exemples d'adaptation dans le secteur de l'agriculture

Type d'adaptation	Exemples de mesures dans le secteur de l'Agriculture
Autonome	adoption de variétés plus résistantes aux chocs thermiques ; modification des techniques d'irrigation ; adoption de techniques efficaces pour la collecte d'eau, la conservation de l'humidité des sols, réduction du risque de salinisation ; amélioration de la gestion de l'eau pour éviter l'érosion et le lessivage ; modification des calendriers de cultures ; implémentation des prévisions saisonnières
Planifiée	amélioration des systèmes existants en surface d'irrigation et nouvelles infrastructures, gouvernance améliorée incluant le changement climatique ; hausse des investissements dans des infrastructures pour l'irrigation ; utilisation de technologies pour une meilleure efficacité de l'usage, avec notamment utilisation de l'eau souterraine ; définition des droits de propriétés des terres ; bon fonctionnement des marchés des intrants, produits et services financiers

tissements et la flexibilité temporelle dans leur réalisation, pourrait remettre en question l'évaluation traditionnelle économique selon laquelle les bénéfices nets de la construction complète actuelle d'une infrastructure et de la non réalisation du projet sont comparés. Le nouveau cadre pourrait ainsi inclure la possibilité de retarder un investissement.

2.3.1 Méthodologies d'évaluation des stratégies d'adaptation sous climat futur incertain

Les critères de sélection parmi les options d'adaptation, comme mentionné dans *de Loë et al.* [2001] regroupent : les "stratégies sans regret", le degré de réversibilité, la minimisation des impacts environnementaux, l'analyse coûts-bénéfices, l'équité, la réduction de la vulnérabilité, la faisabilité et l'efficacité. *Michailidis et Mattas* [2007] citent également d'autres techniques pour les décisions d'investissement comme l'actualisation des flux financiers (*discounted cash flow*), la valeur actualisée nette, le taux interne de rentabilité et les options réelles. En ce qui concerne le choix du dimensionnement d'une infrastructure hydraulique, i.e. d'un barrage-réservoir, la littérature identifie deux approches de sélection : la satisfaction d'un niveau fixé de fiabilité ou de demande satisfaite et la comparaison des coûts et des bénéfices. La première approche a été appliquée par *Mimikou et Kouvopoulos* [1991] pour déterminer la dimension d'un réservoir. Cependant, il n'est pas toujours possible ou efficace de changer la capacité de stockage d'un réservoir afin de maintenir un niveau de fiabilité voulu. Ainsi, une analyse coût-bénéfice peut être appliquée comme dans *O'Hara et Georgakakos* [2008] pour évaluer l'efficacité de l'expansion de la capacité de stockage des réservoirs.

Chacun de ces critères conduit à un résultat différent, car selon le premier, des plus grands réservoirs doivent être construits pour satisfaire la demande voulue, tandis que selon la deuxième, pour des réductions importantes des réserves d'eau disponibles, la comparaison des coûts et bénéfices indique que des plus petits réservoirs doivent être privilégiés. L'analyse coût-bénéfice est également utilisée dans le chapitre 3. En effet, la réduction des précipitations conduit à des réservoirs plus petits. Avec une préférence pure pour le présent élevée, les bénéfices ainsi que les volumes optimaux sont diminués et l'importance du changement climatique est réduit. La différence entre les valeurs actualisées nettes obtenues avec les différents modèles climatiques est alors diminuée. Les résultats montrent que l'optimum de la valeur actualisée nette étant plat, l'analyse coût-bénéfice n'est pas assez discriminante pour le choix du volume à la différence de l'autre critère.

Des stratégies d'anticipation à moindre coût pourraient être mises en place

dès à présent pour réduire la vulnérabilité. C'est le cas par exemple à Copenhague, où les tuyaux d'évacuation des eaux pluviales ont été dimensionnés avec des débits maximum augmentés de 70% pour anticiper la croissance de la population et l'intensification des précipitations. Augmenter le diamètre au moment de la pose peut avoir un coût marginal inférieur comparé au changement du diamètre après [*Hallegatte et al.*, 2008]. Cette option d'adaptation est typiquement une option sans regrets, c'est-à-dire qu'elle est utile en soi même sans changement climatique ou quelque soit l'ampleur du changement climatique. Si le risque pour lequel elles ont été développées ne se réalise pas, les mesures n'auront pas été inutiles ou même dommageables.

Cependant, comme l'expliquent *Venkatesh et Hobbs* [1999], certains investissements sont irréversibles, avec des bénéfices futurs incertains, et le choix du moment de leur réalisation peut permettre une certaine flexibilité dans le temps. C'est pourquoi pour ces investissements leur réalisation devient une option qui inclut également la possibilité de la remettre à plus tard. *Venkatesh et Hobbs* [1999] ainsi que *Michailidis et Mattas* [2007], utilisent pour l'analyse d'un investissement (barrage pour l'irrigation et structure de contrôle des inondations) l'approche des options réelles. Parmi les options réelles plusieurs alternatives concernant l'investissement en capital comme l'expansion, l'abandon ou le retard sont prises en compte, à chacune desquelles une valeur est associée. Etant donné l'incertitude sur, par exemple, l'ampleur du changement climatique, la remise à plus tard d'un projet jusqu'à ce que plus d'information soit disponible peut-être l'option optimale. La décision peut ainsi être complètement modifiée si au bénéfice net d'inaction (*"do nothing"*), on ajoute la valeur de l'option d'attente.

Venkatesh et Hobbs [1999] calculent la valeur espérée si l'incertitude dans le processus de décision est incluse afin de déterminer la stratégie optimale pour la structure de contrôle du débordement du Lac Erie, en considérant différentes possibilités de disponibilité en eau nette (précipitation- évaporation+ ruissellement), ainsi que la flexibilité dans le temps. Pour cela, l'analyse bayésienne est incluse dans des arbres de décision et les stratégies adaptatives sont décrites comme des décisions séquentielles. Dans ce cadre, la valeur espérée de l'incertitude sur le changement climatique (*EVIU : expected value of including climate change uncertainty*) est calculée, ainsi que la valeur espérée d'avoir une connaissance parfaite sur le changement climatique (*EVPI : expected value of perfect climate change information*). La première correspond à la valeur espérée de l'information additionnelle obtenue en incorporant l'incertitude dans le processus de décision et la deuxième à la différence entre les bénéfices espérés dans le cas où les décideurs savent avant faire un choix si le changement climatique va se réaliser et, dans le cas où ils ne réalisent

pas, une expérimentation. L'information sur les avis des utilisateurs (probabilités subjectives, facteurs de pondération attribués aux objectifs) est prise en compte et leur opinion sur la probabilité des scénarios de changement climatique est révisée en fonction de la disponibilité en eau nette observée. L'option de report de la décision a une valeur de 20 million de dollars, tandis que le fait d'ignorer le réchauffement possible peut avoir un surcoût de 20% au niveau du coût de construction.

L'importance du choix de la méthode d'analyse d'un investissement est notamment soulignée par *Michailidis et Mattas* [2007] car ils constatent qu'en utilisant la méthode conventionnelle de valeur actualisée nette, l'investissement est considéré comme profitable, alors qu'avec la méthode des options réelles, les options d'abandonner, retarder ou élargir le barrage, si elles sont pratiquées, ont également une valeur importante. Les auteurs suggèrent que les deux approches peuvent être utilisées pour évaluer des investissements de façon complémentaire. La règle standard de la valeur actualisée ne prend pas en considération de quelle manière la possibilité de retarder un investissement irréversible peut influencer la décision d'investir, alors que la méthode des options réelles permet de déterminer les délais d'attente avant d'investir. Cette flexibilité peut être importante et ajouter de la valeur dans la décision. Cependant, la méthode des options réelles ne remplace pas la valeur actualisée nette, elle aide à mieux comprendre la décision d'investissement et les zones d'incertitude.

La détermination de stratégies adaptatives sous incertitude peut aussi être fondée sur le principe de la robustesse. Selon ce principe, une décision est robuste quand elle ouvre des voies vers des résultats favorables, en protégeant contre les vulnérabilités et en exploitant les opportunités du changement climatique. Le principe de robustesse indique qu'il est important d'éviter de mettre en place des mesures qui peuvent s'avérer inefficaces une fois les changements climatiques matérialisés (mal adaptation), notamment celles qui concernent la construction d'infrastructures, une mauvaise adaptation au changement climatique pouvant se révéler très coûteuse. Les quatre piliers de la robustesse sont la vigilance (habilité à détecter des signes alarmants), l'agilité (possibilité de réagir à ces signaux), l'adaptabilité (habilité dans l'ajustement des tactiques) et l'ajustement (capacité de s'aligner vers une même direction). L'apprentissage joue un rôle important, les actions de court terme devant être considérées comme des expérimentations pouvant produire de l'information sur le fonctionnement des systèmes environnementaux complexes [*Lempert et Groves*, 2010]. La prise de décision robuste pour la mise en place des stratégies adaptatives (anticipées) dans ce contexte d'incertitudes interroge l'approche traditionnelle "prédiction puis action", avec

l'addition de trois nouveaux concepts : les vues multiples du futur, le critère de robustesse, et l'analyse itérative "vulnérabilité-et-réponse-option" [*Bates et al.*, 2008; *Lempert et Groves*, 2010].

Dans le processus de décision robuste, l'incertitude est traitée en considérant plusieurs vues/états du futur. L'information probabiliste peut être aussi intégrée en utilisant une série de distribution de probabilités possibles. Cette pluralité de distribution est nécessaire car une seule ne suffit pas pour décrire le niveau présent d'incertitude sur le futur. Par ailleurs, dans ce processus de prise de décision robuste, un critère de robustesse est utilisé plutôt qu'un critère d'optimalité. Par la suite, l'analyse "vulnérabilité-réponse-et-option" permet de prendre en compte l'incertitude et des stratégies robustes peuvent être identifiées et évaluées. Dans ce but, comme pour d'autres analyses de décision, le problème est formulé et les données et modèles nécessaires sont rassemblés. Plusieurs stratégies possibles sont considérées. Leur efficacité est évaluée sur la base d'indicateurs notamment de standards de performance fixés par les décideurs qui peuvent être absolus ou relatifs et peuvent exprimer la déviation de l'optimalité ou le regret. Au final, des stratégies alternatives sont identifiées (adaptabilité) pouvant réduire la vulnérabilité des stratégies possibles et elles sont envisagées comme des nouvelles stratégies possibles, ou bien le problème est reformulé. Ce processus a été présenté et appliqué par *Lempert et Groves* [2010] dans l'Ouest des États-Unis pour l'exploration du portfolio des stratégies d'offre d'eau (stockage souterrain, recyclage, équilibre offre demande, stockage de l'eau d'orage) qui ont éliminé 80% des coûts identifiés.

Par conséquent, le choix de la méthode d'analyse d'un investissement est important, car il peut conduire à des résultats complètement différents. Ce choix est particulièrement important quand il s'agit d'investissements irréversibles. En effet, ces investissements étant conçus pour un risque, notamment le changement climatique, qui finalement ne se réalise pas, des coûts importants peuvent être engendrés. Dans le chapitre 3 où un modèle générique de dimensionnement d'un réservoir est présenté, la méthode proposée par *Lempert et Groves* [2010] selon laquelle une stratégie adaptative robuste doit être mise en oeuvre afin de réduire la vulnérabilité aux changements climatiques est appliquée.

2.3.2 Les limites des stratégies d'adaptation

Différentes limites aux stratégies d'adaptation peuvent être relevées. En premier lieu, des limitations physiques ou écologiques existent lorsque des mesures techniques ou institutionnelles ne permettent pas de faire face aux

effets néfastes du changement climatique. Confronté à un cours d'eau qui s'assèche complètement, la construction de grandes infrastructures hydrauliques ou le redimensionnement des infrastructures existantes n'est plus efficace et peut engendrer des pertes économiques importantes si les investissements réalisés sont irréversibles. Dans le chapitre 3 on verra qu'effectivement, avec des réductions importantes des ressources en eau sous changement climatique, certaines mesures d'adaptation, notamment le redimensionnement des barrages-réservoirs, peuvent s'avérer insuffisantes pour soutenir la demande. Ainsi, les activités localisées sur un bassin avec une réduction importante de ses ressources en eau, devraient éventuellement être relocalisées.

Les restrictions peuvent aussi être techniques, politiques ou sociales, quand il est impossible pour les usagers de réduire leur consommation, ou quand il est difficile de trouver des sites appropriés pour la construction de réservoirs. En particulier dans le bassin méditerranéen, comme les ressources en eau sont irrégulières dans le temps et l'espace, de nombreux barrages-réservoirs ont été construits. Mais la plupart des bassins sont fortement anthropisés et les sites encore disponibles pour l'implantation de nouveaux réservoirs deviennent de plus en plus rares. Ensuite, des limites économiques peuvent aussi exister quand une stratégie adaptative est trop coûteuse par rapport aux bénéfices que sa mise en œuvre peut apporter. Le cadre réglementaire peut également ou pas : encourager la mise en place d'actions pour l'adaptation au changement climatique, favoriser le court ou le long terme, et mettre en avant des actions irréversibles intensives en capital ou flexibles [*Arnell et Delaney*, 2006].

Des obstacles culturels ou institutionnels constituent un autre type de limite. Ils incluent notamment le contexte institutionnel dans lequel la gestion des ressources s'exerce, le manque de coordination entre les divers acteurs, les problèmes d'acceptabilité sociale, la faible priorité donnée à la gestion des ressources hydriques, les tensions entre différentes échelles et l'inefficacité de la gouvernance. Enfin, les limitations cognitives ou informationnelles concernent les cas où les planificateurs des ressources hydriques ne reconnaissent pas le changement climatique comme un défi important ou lui attribuent une priorité trop faible. Ils peuvent également ne pas avoir accès à des méthodologies concrètes pour apporter une réponse rigoureuse au changement climatique ou bien considérer que l'incertitude sur le climat futur est trop importante comme le décrit *Larsen* [2010] sur le Danemark ou *Bates et al.* [2008]. La gestion des planificateurs peut se faire à un horizon temporel à très court terme (journalier). Lorsque leur priorité est une gestion à un pas de temps aussi fin, les conditions à long terme, notamment le climat à une échelle décennale ou centennale, viennent bien après d'autres priorités [*Lins et Sta-*

khiv, 1998]. *Arnell et Delaney* [2006] dans leur étude sur l'adaptation des compagnies d'approvisionnement en eau en Angleterre et au Pays de Galles, reconnaissent que dans le court terme le changement climatique n'est pas le paramètre le plus important, alors qu'il est considéré comme une priorité sur le long terme. Cette hiérarchisation est non seulement influencée par le cadre réglementaire comme mentionné ci-dessus, mais aussi par l'occurrence d'événements exceptionnels. Ainsi, les applications concrètes dans la gestion des bassins versants sont très rares.

Les planificateurs des ressources hydriques ont par ailleurs longtemps dû faire face à des demandes continuellement modifiées, en faisant l'hypothèse que la ressource naturelle reste pratiquement constante dans le moyen terme et en considérant que l'information historique constitue un bon indicateur des conditions futures. Mais le changement climatique remet en question la fiabilité des systèmes hydrologiques et hydrauliques ainsi que ces hypothèses. Sa prise en compte pourrait conduire à une révision complète des processus de planification des ressources avec, par exemple, le développement de nouvelles méthodes d'évaluation et de conception des infrastructures, la prise en compte des ressources non conventionnelles etc.

Dès lors, pour les planificateurs, le défi serait d'intégrer non seulement la variabilité naturelle mais également le changement climatique pour assurer un niveau de fiabilité acceptable à long terme [*Kiparsky et Gleick*, 2003]. Malgré l'incertitude sur les conditions hydrologiques futures et la difficulté de détecter une tendance sur le long terme, des décisions devront être prises dès aujourd'hui, avec la révision des hypothèses de conception et de gestion des infrastructures hydrauliques. De plus, la mise en place des processus de prise de décision robuste ou avec apprentissage est nécessaire, dans lequel les modèles climatiques sont intégrés. Une approche fondée sur des scénarios pouvant conduire à des impacts différents pourrait être utilisée afin de permettre aux planificateurs de disposer d'informations sur la probabilité d'occurrence d'évènements pour pouvoir prendre des décisions. Dans la section suivante, différentes mesures d'adaptation sont présentées du côté de l'offre puis de la demande, chacune avec sa propre facilité et flexibilité de mise en œuvre, sa dépendance à l'information climatique précise et son efficacité.

2.4 Les options d'adaptation de l'offre et de la demande en eau

Les mesures d'adaptation du côté de l'offre et de la demande peuvent avoir des taux d'application, des efficacités et bénéfices générés et des im-

pacts négatifs différents, en fonction de l'ampleur du changement climatique et des conditions locales. Du côté de l'offre, parmi les options souvent envisagées, figurent la hausse de la capacité de stockage ou les transferts d'eau. Ces options ont en général des conséquences sociales et environnementales négatives, en particulier en raison de la mise en eau de zones situées sur le réservoir. Ces conséquences, notamment celles liées à la construction de barrages, sont de plus en plus prises en compte et gérées pendant la conception et la réalisation des projets. Du côté de la demande, l'efficacité de certaines mesures n'est pas certaine, car elles nécessitent l'action cumulée d'acteurs disposant de capacités d'adaptation variées et avec des intérêts possiblement en conflit [*Bates et al.*, 2008]. De façon générale, les mesures du côté de l'offre, notamment l'exploitation des eaux de surface, sont les solutions dominantes aujourd'hui pour répondre aux besoins, et continueront à l'être sous changement climatique.

2.4.1 Les options d'adaptation du côté de l'offre

Pour la projection des ressources en eau sans et avec changement climatique, certaines composantes importantes devraient être prises en compte notamment les barrages construits, à construire ou démantelés, les infrastructures hydrauliques d'approvisionnement et de distribution intra et inter bassins, le traitement des eaux usées et la réutilisation, ainsi que la désalinisation. Si l'on considère le climat actuel, les réservoirs jouent déjà un rôle important car ils assurent un niveau d'approvisionnement d'une ressource en eau variable dans l'espace et dans le temps dans la plupart des régions du monde, notamment au niveau du bassin méditerranéen. Ainsi, étant donné leur place dominante dans les profils hydriques de plusieurs pays, et la réduction possible des apports en eau sous changement climatique, leur utilisation comme moyens d'adaptation sous changement climatique mérite d'être examinée.

Dans la littérature, parmi les mesures possibles d'adaptation du côté de l'offre, les barrages-réservoirs occupent une place importante. En effet, le changement de leur dimensionnement ou de leurs règles opérationnelles pourraient constituer des options d'adaptation puissantes, caractérisées par un degré de réversibilité différent. En cas d'augmentation de la variabilité temporelle du ruissellement due au changement climatique, la hausse de la capacité de stockage des réservoirs peut être bénéfique, si le ruissellement annuel ne se réduit pas de manière significative. En revanche, l'utilité des barrages peut être diminuée à cause de la hausse de la température, car le risque de pertes dû à l'évaporation serait accru. Sous changement climatique,

avec la réduction probable des ressources en eau disponibles, il pourrait aussi être envisagé de modifier les règles opérationnelles des réservoirs afin, par exemple, d'allouer la ressource en eau selon la valorisation économique des usages. D'autres options du côté de l'offre pourraient également être envisagées comme des transferts d'eau ou entre autres la réutilisation des eaux usées traitées et la désalinisation [*Bates et al.*, 2008]. Dans cette thèse, l'accent est mis sur les options d'adaptation liées aux réservoirs, leur redimensionnement et le changement de leurs règles opérationnelles, qui seront présentées. Auparavant, il convient de présenter quelques définitions essentielles concernant les barrages, qui pourront aider à mieux comprendre les options d'adaptation liées aux barrages-réservoirs.

2.4.1.1 Quelque définitions utiles sur les barrages-réservoirs

Un réservoir de stockage a la capacité de retenir l'excès d'eau après une pluie, y compris une pluie intense, et le redistribuer durant les périodes de sécheresses. Il permet également de réduire les dommages en aval pendant les périodes de crues. Les réservoirs ont ainsi comme fonction de stabiliser le flux d'eau, en régulant une offre variable naturelle et en satisfaisant une demande elle aussi variable. Par ailleurs, comme à partir de plans topographiques les courbes d'élévation-surface et d'élévation-stockage peuvent être définies, pour une hauteur d'eau donnée, il est possible de calculer le volume d'eau stocké dans le réservoir et la surface d'eau inondée.

La capacité de stockage d'un réservoir peut être divisée en trois zones. Le volume entre le lit de la rivière et une hauteur d'eau minimum dans le réservoir correspond au volume de sédimentation (*"dead storage"*). Cette hauteur minimale correspond au niveau minimum à partir duquel l'eau peut être extraite du réservoir. Ce volume est uniquement dédié au stockage des sédiments qui arrivent au barrage. Le volume entre la hauteur d'eau minimum et la hauteur dite "normale" correspond au volume utile (*"useful storage"*). La hauteur "normale" correspond à la hauteur maximale que l'eau peut atteindre dans les conditions normales de fonctionnement du réservoir. L'eau est extraite de ce volume pour la satisfaction des différentes demandes. De plus, le niveau d'eau "normal" détermine le potentiel hydroélectrique. Enfin, le volume d'eau entre la hauteur "normale" et la hauteur de débordement correspond au volume d'inondation (*"surcharge volume"*). La hauteur de débordement correspond à la hauteur maximale à laquelle l'eau arrive en prenant en compte le volume d'inondation. Ainsi, le volume d'inondation sert à stocker l'eau de la crue de dimensionnement de l'évacuateur. Ce volume peut ne pas rester vide, notamment pendant les périodes où la probabilité

d'occurrence de la crue maximale de dimensionnement est faible.

L'aspect le plus central pour le dimensionnement du volume réside dans la relation entre rendement et capacité, le rendement étant la quantité d'eau qui peut être fournie dans un intervalle de temps défini (du jour à l'année ...). La capacité doit être déterminée en fonction des quantités d'eau disponibles et de la demande en assurant un niveau de risque acceptable. Cela signifie que le rendement ne doit pas être inférieur à une valeur cible. Ce niveau de risque acceptable est faible pour les villes alors que pour l'irrigation il est plus élevé. Un indicateur souvent utilisé pour mesurer la performance d'un réservoir est la fiabilité. Elle correspond à la probabilité que le réservoir puisse alimenter une demande donnée pendant sa durée de vie (économique, entre 50-100 ans) sans interruption. La capacité de stockage peut être déterminée avec un pas de temps annuel, mensuel ou journalier, en utilisant l'approche *"operation study"*. Selon cette approche, des règles opérationnelles sont définies, et une simulation de l'opération est réalisée sur une période de temps qui permet de déterminer la fiabilité du réservoir avec sa capacité de stockage donnée. Les méthodes *"sequent peak"* et *"Rippl"* sont également souvent utilisées [*Anctil et al.*, 2005], ainsi que d'autres méthodes plus économiques déjà mentionnées à la section 2.3.1.

2.4.1.2 Redimensionnement des barrages-réservoirs sous changement climatique : inertie et incertitude climatique

Le changement climatique peut être intégré comme critère de conception des ressources hydriques, l'incertitude pouvant affecter la prise de décision. Comme mentionné à la section 2.3.1, des nouveaux investissements peuvent être envisagés, comme c'est le cas pour les barrages-réservoirs. Cependant, comme il s'agit d'investissements lourds et irréversibles, et étant donné l'incertitude sur l'amplitude, la temporalité et la direction du changement du climat, leur réalisation pourrait engendrer des pertes économiques élevées en cas de non réalisation du climat prévu par les planificateurs.

Rogers [1997] a étudié la possibilité de l'augmentation de la capacité des réservoirs en appliquant quatre sous-modèles : croissance déterministe linéaire et géométrique de la demande, croissance linéaire stochastique, et une version différente de la croissance géométrique où la capacité et les prix sont en même temps déterminés. Dans les quatre modèles, le changement climatique joue un rôle de plus en plus important, mais reste limité dans l'influence qu'il a sur la demande ainsi que sur la décision optimale, qui se fait sur la base du critère coût-bénéfice, conclusion qui doit être interprétée, selon l'auteur, avec attention, car l'effet d'irréversibilité des investissements n'est pas prise

en compte.

Fisher et Rubio [1997] ont également modélisé les décisions sur la capacité de stockage sur le long terme sous changement climatique, en représentant l'investissement en capital public et les coûts environnementaux. Sous incertitude et bénéfices marginaux convexes, un avantage existe à investir dans des infrastructures hydrauliques et éviter les réductions drastiques de consommation dues aux sécheresses. De plus, si les coûts d'ajustements sont asymétriques, une période d'inaction peut exister, qui est plus longue quand le désinvestissement (restauration de l'environnement) est coûteux. Ainsi les auteurs soulignent que les planificateurs doivent veiller à ce que les infrastructures, notamment hydrauliques, ne doivent pas être sous ou sur dimensionnées sous la pression du changement climatique. Cependant, étant donné la nature séquentielle de la prise de décision, il n'est pas nécessaire de mettre en place des mesures radicales dans le court terme.

Dans le chapitre 3, étant donné le niveau actuel d'incertitude climatique important, il est proposé de mettre en place des stratégies d'adaptation anticipées, dans le cas présent fixer le volume optimal d'un réservoir, qui peuvent être robustes au plus vaste champs possible de changements climatiques, dans le même esprit que [*Lempert et Groves*, 2010]. Cependant, des mesures d'adaptation plus flexibles peuvent être mises en place. Le changement des règles opérationnelles des réservoirs, décrit dans la section suivante, constitue un exemple de mesure moins dépendante d'une information climatique précise.

2.4.1.3 Changement des règles opérationnelles sous changement climatique des barrages-réservoirs

Les réservoirs, avec leurs dimensions actuelles, peuvent être utilisés en changeant les règles opérationnelles afin de s'adapter aux changements d'écoulements. Leur modification peut être une solution efficace du côté de l'offre d'eau, en raison du contexte actuel d'incertitude sur le changement climatique. Les nouvelles stratégies de gestion doivent être flexibles et capables de mettre en place des plans de fonctionnement qui prennent en compte la nature variable et dynamique du climat.

Cette stratégie d'adaptation a été mentionnée dans plusieurs études, notamment dans *Wood et al.* [1997]. Les conditions, selon les auteurs, qui déterminent si le changement climatique doit être pris en compte, sont liées à l'hydrologie du système, ses caractéristiques physiques, ses demandes et ses contraintes institutionnelles. Ainsi, *Wood et al.* [1997] considèrent que trois catégories théoriques existent pour les problèmes de planification, conception

et gestions de ressources en eau. Dans la première, le changement climatique n'a pas d'influence sur la performance du système, parce que les changements prévus par les modèles de circulation générale n'impliquent pas des changements pour l'hydrologie régionale, les systèmes régulés sont déjà robustes car ils peuvent gérer les extrêmes du climat variable, ou parce que d'autres changements comme la hausse de la demande peuvent avoir un effet plus important. Dans la deuxième catégorie, le changement climatique peut avoir des effets sur la performance des infrastructures. Cependant, des contraintes, comme les préférences sociales et les réalités politiques, font que les mesures d'adaptation ne sont pas mises en œuvre. Dans la dernière catégorie, le changement climatique a un effet non trivial sur la performance qui peut être atténué par la modification des règles opérationnelles des réservoirs. Dans ce cas, les planificateurs sont appelés à faire face à l'incertitude avec des approches comme une meilleure connaissance des projections hydrologiques, des techniques d'analyses plus affinées, l'augmentation des facteurs de sécurité dans la conception et la réduction d'investissements irréversibles.

Mendelsohn et Bennett [1997] ont proposé un modèle générique d'allocation de l'eau sous changement climatique. Dans ce modèle, les règles d'allocation ainsi que la valeur présente nette du projet sont plus influencées par la modification du ruissellement moyen que par celle de la variance, et l'efficacité de chaque règle peut avoir des impacts différents avec et sans changement climatique. Cette étude concernant les règles opérationnelles propose également un ajustement dynamique et un transfert de l'eau vers des usages à plus grande valeur ajoutée. Selon *Lettenmaier et Sheer* [1991] l'adaptation des règles opérationnelles pour les systèmes de réservoirs en Californie est envisageable, mais avec un risque qu'elle soit réalisée au détriment de la protection contre les inondations. Dans leur étude de cas, *Wood et al.* [1997] montrent que prendre en compte le changement climatique peut ne pas affecter les règles opérationnelles optimales. De plus, des petits changements des règles pour s'adapter au changement climatique ne modifient pas de façon significative la performance du système étudié.

Certaines études constatent que ni l'augmentation de la capacité des réservoirs ni le changement des règles opérationnelles ne peuvent atténuer le stress dû à la réduction des écoulements. C'est le constat fait par *Christensen et Lettenmaier* [2007] sur le Bassin du Colorado. Dans cette étude de cas, où la réduction du ruissellement doit être attribuée aux différences d'évapotranspiration, le modèle hydrologique utilisé a une résolution spatiale plus fine que les modèles de circulation générale. Ainsi les interactions entre l'élévation et les demandes évaporatives, qui ont une variabilité saisonnière, peuvent être mieux représentées. Les auteurs soulignent la non linéarité des

réponses des systèmes de réservoirs aux changements d'écoulements et la dégradation considérable de leur performance.

Ainsi, les règles opérationnelles peuvent être ajustées de manière dynamique afin de s'adapter au changement climatique. Malgré cette flexibilité, comme on l'a vu, leur efficacité ne fait pas consensus. Dans le chapitre 5, avec la méthodologie générique globale-locale présentée dans les chapitres 4 et 5, les règles opérationnelles optimales d'opération coordonnée des systèmes de réservoirs méditerranéens sont déterminées afin de satisfaire la demande en irrigation avec le plus haut niveau possible de fiabilité.

Ces options d'adaptation du côté de l'offre peuvent en partie atténuer les impacts du changement climatique. Cependant, sous changement climatique, l'eau disponible sera probablement réduite notamment au niveau du bassin méditerranéen, rendant dès lors les mesures d'adaptation du côté de l'offre inefficaces. En outre, les mesures d'adaptation pourraient être plus flexibles que les mesures du côté de l'offre. De plus, le défi, dès aujourd'hui, consiste à faire converger l'offre avec une demande qui, par endroit, n'est pas satisfaite, et, sous l'effet des changements socioéconomiques et hydroclimatiques futurs, pourrait augmenter. Sous changement climatique, une meilleure gestion des consommations en eau s'avérerait ainsi nécessaire afin d'adapter les demandes et les besoins en eau des secteurs au nouvel état du climat.

2.4.1.4 Quelque éléments sur le coût des mesures d'adaptation du côté offre

Même si des mesures d'atténuation du changement climatique sont prises, un certain degré de changement climatique sera inévitable, nécessitant la réalisation de mesures d'adaptation comme les mesures présentées ci-dessus du côté de l'offre, pour répondre aux impacts. Dans la revue de littérature conduite par *Hughes et al.* [2010], les résultats d'études au niveau micro montrent que le coût d'adaptation au changement climatique dans le secteur de l'eau pour les pays riches peut être considérable. Selon les auteurs, le coût de l'adaptation peut varier considérablement en fonction du niveau de référence, de la couverture sectorielle et du scénario climatique.

Dans leur étude, les auteurs proposent une approche *"top-down"* pour l'appréciation des coûts d'adaptation. Pour la première partie des coûts (Delta-C), ils considèrent que le changement des variables climatiques peut influencer les coûts directs de construction des infrastructures pour assurer un niveau de service fixe. Ainsi les standards de conception doivent être ajustés pour assurer le niveau de performance fixé. Les changements de coûts (construction, opération, maintenance, remplacement) sont définis comme des relations de

dose-effet marginaux pour différents stress climatiques qui sont appliquées, afin d'obtenir des séries d'augmentation des coûts par type d'infrastructure, pays, période et scénario climatique. Ces relations sont aussi appliquées pour la période de référence, ce qui permet de déterminer le coût Delta-C. Pour la deuxième partie des coûts (Delta-V), les auteurs considèrent que les quantités d'infrastructures nécessaires peuvent changer sous changement climatique, étant donné que le niveau ou la composition de la demande pour les services d'eau pour un certain niveau de revenu peut être modifié. Ils soulignent le fait que la détermination de Delta-V est difficile à cause de deux aspects : les impacts du climat sur la demande d'infrastructure et le long terme. Dès lors, les Delta-V n'apparaissent pas à des intervalles réguliers de temps. De plus, en matière de planification des infrastructures, les gouvernements doivent disposer d'informations sur comment le changement climatique peut influencer le nombre et le type d'infrastructures nécessaires. Les auteurs considèrent que la seule façon pour déterminer l'impact empirique du changement climatique sur la demande en infrastructure consiste à conduire une analyse économétrique des données de panel.

Le coût de l'adaptation selon *Hughes et al.* [2010] représente 1-2% du coût de référence pour les pays OCDE. Les coûts additionnels des ressources en eau permettant de répondre à la hausse de la demande en eau domestique (fonction des paramètres hydroclimatiques) constituent l'élément essentiel du coût d'adaptation. Les disparités régionales sont importantes, le coût de l'adaptation est par exemple plus élevé en Europe de l'Est par rapport à l'Europe de l'Ouest. En effet, la demande en eau en Europe de l'Est augmenterait sous changement climatique. D'après cette étude, le coût de l'adaptation s'avère peu élevé par rapport aux autres facteurs influençant les coûts futurs des infrastructures. Cette charge, peu élevée selon *Hughes et al.* [2010], peut même être réduite si des mécanismes économiques comme les taxes sur l'eau sont mises en place pour réduire les extractions, générant des économies de 6-12 milliards de dollars par an pour les différents scénarios climatiques.

Ward et al. [2010] ont également évalué les coûts d'adaptation partiels globaux et régionaux pour l'offre brute d'eau pour les demandes industrielles et domestiques projetées au niveau national en 2050. Disposant comme options d'adaptation de la hausse du rendement des réservoirs ainsi que des mesures alternatives (recyclage, collecte de l'eau pluviale, désalinisation), le coût de l'adaptation s'élèverait à 12 milliards de dollars par an, 83-90% du total toucherait l'Afrique Sub-Saharienne. Ces coûts, selon les auteurs, sont faibles par rapport aux coûts de la période de référence qui s'élèvent à 73 milliards de dollars par an. Ainsi, *Ward et al.* [2010] suggèrent que l'adaptation au changement climatique soit incorporée dans le processus de prise de

décision plus large.

2.4.2 Les options d'adaptation du côté de la demande

Du côté de la demande, des mesures d'efficacité de l'usage, des politiques de tarification, d'organisation des marchés d'eau ainsi que des mesures encourageant la conservation et la réallocation de l'eau vers des usages à plus grande valeur sont envisageables. Ces mesures peuvent être mises en place dès aujourd'hui car dans plusieurs régions du monde les ressources sont qualitativement et quantitativement fragilisées. Leur efficacité sous changement climatique dépendra de l'horizon temporel de réalisation du changement, de la prise en compte des impacts sur les différentes catégories de population concernées, de la limitation des coûts de transaction associés, et de la réduction du risque. L'objectif de cette thèse est d'étudier les possibilités d'adaptation aux impacts du changement climatique du côté de l'offre. Ainsi, cette section propose quelques pistes de réflexion sur les possibilités du côté de la demande.

Alors que certaines mesures sont propres à chaque type de demande, comme l'amélioration de l'efficience de l'usage, d'autres mesures nécessitent l'interaction entre les différents secteurs demandeurs d'eau. Ces interactions peuvent ensuite concerner des régions voir des pays entiers. Ainsi la coopération entre différents secteurs, régions ou pays peut s'avérer nécessaire pour la réussite des options d'adaptation du côté de la demande mais sa mise en œuvre constitue un sujet délicat.

D'après l'étude de *Frederick* [1997] sur les possibilités d'adaptation du côté de la demande, les marchés et les instruments prix sont les principaux moyens d'allocation de ressources rares entre usages en compétition mais ils n'ont pas été appliqués dans le secteur de l'eau. En effet, même si des marchés existent, les prix ne reflètent pas le vrai coût d'utilisation et du transfert de l'eau. Un marché efficace nécessiterait des droits de propriétés transférables, l'identification des externalités, une répartition équitable des coûts et bénéfices, des prix fixés aux usagers proches du coût social net, la présence de plusieurs vendeurs et acheteurs. Les marchés d'eau à petite échelle existent déjà dans des zones arides où les usagers échangent, prêtent, empruntent, vendent ou achètent de l'eau, avec des coûts de transaction minimes et des distances courtes, mais l'extension à une échelle plus grande peut être difficile. En considérant l'état du climat présent, selon *Molle et Berkoff* [2009], les expériences positives de marchés concernent les pays où le contexte légal, institutionnel et régulateur est solide et où les parties prenantes sont assez riches. Proposer leur mise en œuvre à des pays où les données hydrologiques sont

lacunaires, les infrastructures nécessaires n'existent pas et les gouvernements ont une faible capacité de réalisation et de contrôle, ne semble pas réaliste. De plus, ils considèrent que les transferts permanents des droits peuvent ne pas être nécessaires, car des processus *ad hoc* de négociation comme le "*drought bank*" établis en Californie et les mesures de compensation au Japon, peuvent être mis en place.

Le dégrée d'application ainsi que l'efficacité, les bénéfices et impacts négatifs peuvent varier parmi les options d'adaptation, cependant, les mesures du côté de l'offre, déjà dominantes sous conditions socioéconomiques et hydroclimatiques présentes, continueront à dominer sous changement climatique. Les options du côté de l'offre qui nécessitent souvent des investissements importants, peuvent avoir des conséquences sociales et environnementales négatives et peuvent même aller à l'encontre des mesures de mitigation. Toutefois, la mise en place des mesures du côté de la demande peut être très limitée puisqu'elles nécessitent le changement de comportements d'individus, potentiellement en compétition, avec des capacités d'adaptation différentes. Néanmoins, elles sont nécessaires afin d'atténuer en partie les impacts du changement climatique, qui pourrait entraîner une réduction importante des ressources en eau. Dans plusieurs études, la prédominance des mesures du côté de l'offre a été soulignée. Par exemple, *Amarasinghe et al.* [2008] proposent la recharge artificielle des eaux souterraines car leur utilisation continuera à être choisie pour le développement de l'irrigation en Inde. Les auteurs notent également que les mesures qui peuvent induire des économies d'eau ne semblent pas être suffisantes, et étant donné que les secteurs domestiques et industriels ont une capacité grandissante à payer pour avoir accès à une offre propre et fiable, la pression pour le développement supplémentaire des eaux de surface, avec notamment des transferts intra et inter bassins, augmentera.

2.5 Quelques éléments de conclusion

En raison des liens qui unissent les systèmes climatique, hydrique, biophysique et sociéconomiques, le changement climatique pourrait amplifier les problèmes liés aux aspects quantitatifs et qualitatifs des ressources en eau déjà existants, accélérant la vulnérabilité des secteurs en dépendant. La région méditerranéenne sera particulièrement affectée par ces changements selon les modèles climatiques. Cependant, de nombreuses incertitudes persistent sur la localisation précise et l'ampleur du changement. Les simulations réalisées avec les modèles climatiques pour le XXI^e siècle indiquent en moyenne une réduction des précipitations au niveau du bassin méditerranéen, entraînant

potentiellement une hausse de la fréquence et de la durée des périodes de sécheresse.

Dans ce contexte de changement climatique, les ressources en eau ne resteront vraisemblablement pas les mêmes que par le passé. Leur évaluation dans le futur reste toutefois difficile car plusieurs sources d'incertitude liées au changement climatique existent, et de plus, des facteurs non-climatiques rentrent en ligne de compte. Ainsi les pratiques actuelles de gestion pourraient ne plus s'avérer fiables. Intégrer le changement climatique dans la planification des ressources en eau constitue un défi car toutes les sources d'incertitude doivent être prises en compte afin de disposer d'une vision la plus globale possible des impacts sur les ressources en eau et les secteurs dépendants.

Pour évaluer les impacts du changement climatique, un effort plus régionalisé est nécessaire car chaque région a son propre profil hydroclimatique et socioéconomique, entraînant des impacts différenciés. Du côté de la demande et en particulier de l'agriculture, la hausse de la température et de la concentration du CO_2, peuvent avoir un impact différent sur la physiologie de chaque culture. Les impacts pourraient également être différents en fonction de la méthode utilisée pour leur évaluation. En Espagne par exemple, selon des études réalisées qui considèrent les pratiques culturales et les durées de développement actuel, les besoins en eau seraient en hausse en raison de la réduction de la précipitation et du changement de sa distribution. Du côté de l'offre, l'accès à l'eau, notamment dans les zones arides comme la Méditerranée, est assuré par des infrastructures hydrauliques est plus spécialement par les barrages-réservoirs, à condition que le ruissellement et la recharge des nappes ne soient pas réduits de façon importante. Un changement du niveau d'eau stockée pourrait avoir des conséquences sur le fonctionnement des réservoirs en conduisant ainsi à des coûts additionnels. De plus, le maintien et l'expansion des services seraient compromise en conduisant ainsi à des coûts socioéconomiques importants. Ainsi, étant donné cette diversité d'impacts provoqués par le changement climatique, il s'avère nécessaire de mettre en place des mesures d'ajustement pour éviter ou bénéficier des effets du changement climatique, du côté de l'offre ou de la demande, qui doivent être appropriées aux caractéristiques de chaque région.

De façon générale, les mesures du côté de l'offre sont les plus souvent envisagées, car traditionnellement l'offre est appelée à suivre la demande grandissante. Plusieurs options sont liées aux barrages qui sont dimensionnés afin de réguler la ressource qui est caractérisée par une variabilité intra et inter annuelle, assurer l'approvisionnement pendant la période des flux minimum ou bien réduire la différence entre l'offre et la demande qui sont

variables dans l'espace et le temps. Etant donné l'importance que les barrages ont dans les profils hydriques de plusieurs pays notamment en Méditerranée, diverses mesures d'adaptation peuvent être envisagées les concernant. Leur redimensionnement constitue une option qui nécessite de bien prendre en compte les évolutions du climat futur car il s'agit d'investissements lourds et irréversibles. D'autres options liées aux barrages peuvent être envisagées comme la modification de leurs règles opérationnelles. Les règles peuvent être ajustées dynamiquement et elles sont moins dépendantes d'une information climatique précise. Cependant leur efficacité n'est pas évidente. Selon certaines études leur changement peut ne pas influencer la performance. Selon d'autres études, la modification peut se faire en fonction d'un objectif au détriment des autres. Enfin, dans certaines études il est souligné que le stress hydrique pourrait être accentué à un tel point qui ne pourrait pas être compensé par la modification des règles opérationnelles.

Comme présenté dans le chapitre précèdent, en terme de recherche, le défi est de disposer d'un double focus : maintenir une étendue géographique globale et en même temps descendre au niveau du bassin versant afin de représenter la variabilité des ressources en eau.

Les ressources en eau déjà fragilisées quantitativement et qualitativement doivent faire face à des pressions grandissantes liées à des changements environnementaux et socioéconomiques globaux ou régionaux-locaux. De plus, des nouveaux défis émergent durant le XXI^e siècle à l'échelle globale, comme le changement climatique, qui peuvent avoir des implications locales importantes comme l'accroissement de la pression sur les ressources en eau. C'est pourquoi une évaluation globale des ressources en eau disponibles et des demandes semble être nécessaire afin de comparer l'offre et la demande sous différentes conditions hydroclimatiques et socioéconomiques dans l'espace et le temps et de tester différentes mesures du côté de l'offre et de la demande qui peuvent aider à établir un équilibre offre-demande. De plus, diverses mesures d'adaptation du côté de l'offre et de la demande peuvent être évalués afin d'atténuer les impacts du changement climatique et faire converger au mieux une offre en eau probablement réduite et une demande en hausse.

Par conséquent, l'étude des impacts du changement climatique, de la vulnérabilité des ressources en eau et des mesures d'adaptation présente le double défi, mentionné auparavant : disposer d'une couverture globale est important afin d'inclure ce changement global et représenter les interactions entre bassins versant, et d'autre part, représenter les profils hétérogènes d'offre et de demande en eau des bassins est également essentiel afin de refléter leur variabilité dans l'espace et le temps. Une telle approche intégrée globale-locale sera présentée dans les chapitres 4 et 5. Cette approche a une étendue

géographique global-régional et à l'échelle du bassin versant représente les caractéristiques essentielles de l'offre de la demande, en fonction des données disponibles à l'échelle globale, qui permettent d'illustrer l'hétérogénéité spatiale et temporelle de l'offre et de la demande. Cette méthodologie générique reconstitue les réseaux des réservoirs et les liens réservoirs-demandes et détermine l'opération coordonnée des réseaux de réservoirs. Elle peut être appliquée sur diverses régions du monde pour l'évaluation de changements globaux. Dans le chapitre 5, elle est appliquée sous changement climatique sur la région méditerranéenne pour déterminer les règles opérationnelles optimales du fonctionnement coordonné du réseau de réservoirs comme mesure d'adaptation afin de satisfaire la demande en irrigation au plus haut niveau de fiabilité possible. Enfin, dans le cadre de prise de décision robuste, le redimensionnement des réservoirs comme option d'adaptation est étudiée sous incertitude climatique, au chapitre 3 à l'aide d'un modèle générique développé à l'échelle du bassin versant. Ce modèle évalue l'influence que le changement climatique a sur le dimensionnement optimal du volume ainsi que l'influence de l'incertitude climatique sur la prise de décision concernant le dimensionnement.

Bibliographie

Alcamo, J., M. Flörke, et M. Märker, Future long-term changes in global water resources driven by socio-economic and climatic changes, *Hydrological Sciences*, *52*(2), 247–275, 2007.

Allen, R. G., L. S. Pereira, D. Raes, et M. Smith, Crop evapotranspiration – guidelines for computing crop water requirements, *Document de travail 56*, FAO, 1998.

Amarasinghe, U., T. Shah, et P. G. McCornick, Seeking calm water : exploring policy options for India's water future, *Natural Resources Forum*, *32*, 305–315, 2008.

Amengual, A., V. Homar, R. Romero, S. Alonso, et C. Ramis, A quantile-quantile approach for the adjustment of climate potential for tourism at local and regional scales : Application to the Mediterranean coastal region, *Document de travail*, Universitat de les Illes Balears, 5th HymeX Workshop, 2011.

Anctil, F., J. Rousselle, et N. Lauzon (Eds.), *Hydrologie cheminements de l'eau*, Presses Internationales Polytechnique, 2005.

Arnell, N. W., Climate change and water resources in Britain, *Climatic Change*, *39*, 83–110, 1998.

Arnell, N. W., Climate change and global water resources : SRES emissions and socio-economic scenarios, *Global Environmental Change*, *14*, 31–52, 2004.

Arnell, N. W., et E. K. Delaney, Adapting to climate change : public water supply in England and Wales, *Climatic Change*, *78*, 227–255, doi :10.1007/s10584-006-9067-9, 2006.

Bates, B., Z. Kundzewicz, S. Wu, et J. P. (Eds.), *Climate Change and Water*, 210 pp., IPCC Secretariat, Geneva, Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2008.

Beyene, T., D. P. Lettenmaier, et P. Kabat, Hydrologic impacts of climate change on the Nile river basin : Implications of the 2007 IPCC climate scenarios, *Climatic Change*, *100*(3/4), 433–461, doi :DOI:10.1007/s10584-009-9693-0, 2010.

Bigano, A., J. Hamilton, et R. Tol, Climate change and tourism in the Mediterranean, *Document de travail*, Research Unit on Sustainability and Global Change, Hamburg University, working Paper FNU-157, 2008.

Brisson, N., et F. Levrault (Eds.), *Changement climatique, agriculture et forêt en France : Simulations d'impacts sur les principales espèces*, 336 pp., ADEME, le Livre Vert du projet CLIMATOR (2007-2010), 2010.

Christensen, N., et D. Lettenmaier, A multimodel ensemble approach to assessment of climate change impacts on hydrology and water resources of the Colorado river basin, *Hydrology and Earth System Sciences*, *11*, 1417–1434, 2007.

de Graaf, R., N. van de Giesen, et F. van de Ven, Alternative water management options to reduce vulnerability for climate change in the Netherlands, *Natural Hazards*, *51*, 407–422, doi :10.1007/s11069-007-9184-4, 2009.

de Loë, R., R. Kreutzwiser, et L. Moraru, Adaptation options for the near term : climate change and the Canadian water sector, *Global Environmental Change*, *11*, 231–245, 2001.

Díaz, J. R., E. Weatherhead, J. Knox, et E. Camacho, Climate change impacts on irrigation water requirements in the Guadalquivir river basin in Spain, *Regional Environmental Change*, *7*, 149–159, doi :10.1007/s10113-007-0035-3, 2007.

Döll, P., Impact of climate change and variability on irrigation requirements : a global perspective, *Climatic Change*, *54*(4), 269–293, 2002.

Fischer, G., F. N. Tubiello, H. van Velthuizen, et D. A. Wiberg, Climate change impacts on irrigation water requirements : effects of mitigation, 1990-2080, *Technological Forecasting and Social Change*, *74*, 1083–1107, doi :10.1016/j.techfore.2006.05.021, 2007.

Fisher, A. C., et S. J. Rubio, Adjusting to climate change : implications of increased variability and asymmetric adjustment cost for investment in water reserves, *Journal of Environmental Economics and Management*, *34*, 207–227, 1997.

Frederick, K. D., Adapting to climate impacts on the supply and demand for water, *Climatic Change*, *37*, 141–156, 1997.

Hallegatte, S., J.-C. Hourcade, et P. Ambrosi, Using climate analogues for assessing climate change economic impacts in urban areas, *Climatic Change*, *82*(1–2), 47–60, doi :10.1007/s10584-006-9161-z, 2007.

Hallegatte, S., S. Somot, et H. Nassopoulos, *Région méditerranéenne et changement climatique*, 63 pp., IPEMED (Institut de Prospective Economique du Monde Méditerranéen), 2008.

Hughes, G., P. Chinowsky, et K. Strzepek, The costs of adaptation to climate change for water infrastructure in OECD countries, *Utilities Policy*, *18*, 142–153, doi :10.1016/j.jup.2010.03.002, 2010.

IPCC, *Climate Change 2001 : Synthesis Report*, 398 pp., Cambridge University Press, available in French as ISBN 92-9169-215-8, also available in Arabic, Chinese, Spanish and Russian, 2001.

IPCC, *Climate Change 2007 The Physical Science Basis*, 996 pp., Cambridge University Press, contribution of the Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007.

Kiparsky, M., et P. H. Gleick, Climate change and California water resources : a survey and summary of the literature, *Document de travail*, Pacific Institute, 2003.

Larsen, S. V., Risk as a challenge in practice : investigating climate change in water management, *Regional Environmental Change*, *11*(1), 111–122, doi :10.1007/s10113-010-0123-7, 2010.

Lempert, R. J., et D. G. Groves, Identifying and evaluating robust adaptive policy responses to climate change for water management agencies in the American west, *Technological Forecasting and Social Changes*, *77*, 960–974, doi :10.1016/j.techfore.2010.04.007, 2010.

Lettenmaier, D. P., et D. P. Sheer, Climatic sensitivity of California water resources, *Journal of Water Resources Planning and Management*, *117*(1), 108–125, 1991.

Lins, H. F., et E. Z. Stakhiv, Managing the nation's water in a changing climate, *Journal of the American Water Resources Association*, *34*(6), 1255–1264, 1998.

Lovelli, S., M. Perniola, T. D. Tommaso, D. Ventrella, M. Moriondo, et M. Amato, Effects of rising atmospheric CO2 on crop evapotranspiration in a Mediterranean area, *Agricultural water management*, *97*, 1287–1292, doi :10.1016/j.agwat.2010.03.005, 2010.

Magnan, A., J. Hamilton, A. Bujosa, J. Rosselló, et R. Bille, Mediterranean tourism and climate change : identifying future demand and assessing destinations vulnerability, *Document de travail*, CIRCE European Project, regional Assessment of Climate Change in the Mediterranean Presentation of the section 4 (Tourism), Part 2 (People), Vol 2, CIRCE fourth general assembly, 2011.

Mendelsohn, R., et L. L. Bennett, Global warming and water management : water allocation and project evaluation, *Climatic Change*, *37*, 271–290, 1997.

Mendelsohn, R., W. Morrison, M. E. Schlesinger, et N. G. Andronova, Country-specific market impacts of climate change, *Climatic Change*, *45*, 553–569, 2000.

Michailidis, A., et K. Mattas, Using real options theory to irrigation dam investment analysis : an application of binomial option pricing model, *Water Resources Management*, *21*, 1717–1733, doi :10.1007/s11269-006-9122-3, 2007.

Mimikou, M. A., et Y. S. Kouvopoulos, regional climate change impacts : I impacts on water resources, *Hydrological Sciences*, *36*(3), 247–258, 1991.

Molle, F., et J. Berkoff, Cities vs. agriculture : a review of intersectoral water reallocation, *Natural Resources Forum*, *33*, 6–18, 2009.

O'Hara, J. K., et K. P. Georgakakos, Quantifying the urban water supply impacts of climate change, *Water Resources Management*, *22*, 1477–1497, 2008.

Prudhomme, C., et H. Davies, Assessing uncertainties in climate change impact analyses on the river flow regimes in the UK. Part 1 : baseline climate, *Climatic Change*, *93*, 177–195, doi :10.1007/s10584-008-9464-3, 2009a.

Prudhomme, C., et H. Davies, Assessing uncertainties in climate change impact analyses on the river flow regimes in the UK. Part 2 : future climate, *Climatic Change*, *93*, 197–222, doi :10.1007/s10584-008-9461-6, 2009b.

Quintana Seguí, P., A. Ribes, E. Martin, F. Habets, et J. Boé, Comparison of three downscaling methods in simulating the impact of climate change on the hydrology of Mediterranean basins, *Journal of Hydrology*, *383*(1–2), 111–124, doi :10.1016/j.jhydrol.2009.09.050, 2010.

Rogers, P., Engineering design and uncertainties related to climate change, *Climatic Change*, *37*, 229–242, 1997.

Schaefli, B., B. Hingray, et A. Musy, Climate change and hydropower production in the swiss alps : quantification of potential impacts and related modelling uncertainties, *Hydrology and Earth System Sciences*, *11*(3), 1191–1205, 2007.

Somot, S., F. Sevault, M. Déqué, et M. Crépon, 21st century climate change scenario for the Mediterranean using a coupled atmosphere-ocean regional climate model, *Global and Planetary Change*, *63*(2–3), 112–126, doi :10.1016/j.gloplacha.2007.10.003, 2008.

Tol, R. S. J., New estimates of the damage costs of climate change – Part II : Dynamic estimates, *Environmental and Resource Economics*, *21*(2), 135–160, 2002a.

Tol, R. S. J., New estimates of the damage costs of climate change – Part I : Benchmark estimates, *Environmental and Resource Economics*, *21*(1), 47–73, 2002b.

Venkatesh, B. N., et B. F. Hobbs, Analyzing investments for managing Lake Erie levels under climate change uncertainty, *Water Resources Research*, *35*(5), 1671–1683, 1999.

Ward, P., K. Strzepek, W. Pauw, L. Brander, G. Hughes, et J. Aerts, Partial costs of global climate change adaptation for the supply of raw industrial and municipal water : a methodology and application, *Environmental Research Letters*, *5*(044011), 10, doi :10.1088/1748-9326/5/4/044011, 2010.

Wood, A. W., D. P. Lettenmaier, et R. N. Palmer, Assessing climatic change implications for water resources planning, *Climatic Change*, *37*, 203–228, 1997.

Introduction au chapitre 3. Adaptation à un changement climatique incertain : analyse coût-bénéfice et prise de décision robuste pour le dimensionnement d'un barrage

Les barrages-réservoirs sont des investissements lourds avec des durées de vie très longues, ainsi les changements futurs devraient être pris en compte dès leur conception. Cependant, les incertitudes liées à l'évolution de différents paramètres, notamment hydroclimatiques, peuvent contraindre à la réalisation de décisions concernant la conception des réservoirs. Pour anticiper les mesures d'adaptation au changement climatique, comme le redimensionnement des barrages-réservoirs, une information détaillée sur le changement du climat local est nécessaire. Or, cette information n'est pas disponible parce que entre autres, l'impact que le changement de la température moyenne globale aura sur le changement à l'échelle locale, n'est pas certain, ainsi le climat local futur est incertain. Etant donnée le niveau actuel significatif d'incertitude concernant le changement climatique, selon *Hallegatte* [2009], il est plus approprié d'implémenter des stratégies d'adaptation robustes anticipées qui peuvent réduire la vulnérabilité à une gamme la plus étendue possible de changements climatiques. Ce cadre est appliqué dans le chapitre présent dans le secteur de l'eau, un secteur particulièrement sensible aux conditions climatiques, et plus spécialement au dimensionnement d'un barrage-réservoir.

Le changement du dimensionnement des barrages-réservoirs a été étudié dans plusieurs études à l'échelle locale ou régionale, comme option possible d'adaptation. Pour déterminer le volume optimal d'un réservoir sous change-

ment climatique, deux méthodes sont disponibles dans la littérature. Selon la première approche, le dimensionnement d'un réservoir doit permettre de répondre à un niveau de demande donné avec une fiabilité définie. A savoir que la fiabilité est un indicateur souvent utilisé pour évaluer la performance d'un réservoir, c'est-à-dire la probabilité que le réservoir puisse répondre à une fonction demandée (par ex. satisfaction de demandes en eau) pour une période de temps et des conditions définies. Ce premier critère de dimensionnement est notamment utilisé dans les études menées par *Mimikou et al.* [1991] et *Mehrotra* [1999]. Or, avec la réduction possible des précipitations sous changement climatique et pour un niveau de demande inchangé, l'approvisionnement en eau pourrait être arrêté plus fréquemment. Ainsi, le changement du volume d'un réservoir ne pourra probablement pas contribuer au maintien d'un niveau de fiabilité défini pour une demande donnée. C'est pourquoi, un deuxième critère qui peut être utilisé pour le dimensionnement d'un réservoir sous changement climatique est l'analyse coût-bénéfice, utilisé dans l'étude menée par *O'Hara et Georgakakos* [2008].

Pour évaluer l'influence de l'incertitude climatique, un modèle simple de dimensionnement d'un barrage-réservoir est présenté dans ce chapitre, testé sur un bassin versant montagneux grec. Dans ce chapitre, l'analyse coût-bénéfice est utilisée afin de déterminer le volume optimal du réservoir sous changement climatique. Tous les modèles climatiques du GIEC sont utilisés et pour chacun, le volume optimal est déterminé en maximisant la valeur actualisée nette. En faisant l'hypothèse qu'un modèle parmi les modèles du GIEC est correct et que le climat futur est parmi les scénarios de changement climatique produits par les modèles, on peut déterminer le coût maximum de l'erreur liée au choix du modèle climatique pour le dimensionnent du réservoir. Etant donné le niveau d'incertitude, pour éviter la maladaptation au changement climatique, une approche de prise de décision liée au dimensionnement du réservoir est proposée, afin de faire des choix robustes.

Les changements saisonniers de précipitation et de température sont déterminés sur la base des valeurs mensuelles de précipitation et de température prises des sorties des modèles climatiques du GIEC pour le scénario A2, en considérant une tendance linéaire afin d'enlever la variabilité inter-décennale et inter-annuelle des modèles qui est incertaine. La série historique de 34 années de débits mensuels du bassin versant étudié, est modifiée sur la base de ces changements saisonniers. Plus particulièrement, un facteur dépendant du changement saisonnier de la température est considéré. De plus, un facteur dépendant des changements saisonniers de précipitation et de température est pris en compte, il traduit le changement de précipitation en changement de débit. Les valeurs des deux facteurs sont calculées en fonction des chan-

gements saisonniers, à partir des valeurs données par *Mimikou et al.* [1991] pour le bassin versant en question.

On considère que la demande est égale à l'offre disponible à un niveau de fiabilité choisi de 95%. Sur la base des changements saisonniers donnés par la tendance linéaire, pour chaque année, un climat stationnaire est choisi. Pour le climat choisi pour chaque année, les changements saisonniers correspondants sont appliqués sur toutes les années. L'offre et la demande sous climat non stationnaire pour chaque année, sont considérées égales à l'offre et la demande du climat stationnaire associé à l'année et à ses changements saisonniers correspondants.

La fonction entre la capacité de stockage et la hauteur du réservoir est considérée être un polynôme de troisième degré qui est déterminé en faisant des hypothèses sur la géométrie de la vallée (longueur, largeur, pentes). Pour le bassin versant grec, la fonction définie est en accord avec celle donnée par *Georgakakos et al.* [1999]. Des hypothèses sont également faites sur la géométrie du barrage (section trapézoïdale en enrochement, angle, largeur de la crête). La géométrie générique de la vallée permet de tester plusieurs hypothèses sur la longueur de la vallée : courte, moyenne et longue. Pour le calcul des bénéfices, la valeur unitaire de l'eau est considérée comme étant indépendante du niveau de la demande. Le dimensionnement optimal du barrage-réservoir est déterminé en maximisant la valeur actualisée nette du système. Le coût maximum de l'erreur dans le choix du modèle pour le dimensionnement du réservoir est déterminé pour trois volumes : les volumes optimaux maximum et minimum parmi les modèles et le volume optimal sans changement climatique. Pour chaque volume parmi les trois et pour chaque modèle climatique, le coût de l'erreur est calculé comme étant le ratio de la différence entre la valeur actualisée nette du volume optimal du modèle et de la valeur actualisée nette de volume avec le climat décrit par le modèle, sur la valeur actualisée nette du volume optimal du modèle.

La valeur actualisée nette varie par rapport à la situation sans changement climatique entre 0% et -25% pour un taux de préférence pure pour le présent de 0% et -10% pour un taux de 6%. Les impacts du changement climatique sont donc potentiellement importants malgré une adaptation optimale. L'impact du changement climatique sur le dimensionnement est également important car, avec un taux d'actualisation de 0% le volume optimal peut varier entre 0% et -34% pour une longueur de vallée de 20km par rapport à une situation sans changement climatique, ce qui indique le niveau important d'incertitude. Le volume optimal peut varier entre -7% et +1% pour la même longueur de vallée et un taux de 6%. Avec la hausse de la préférence pure pour le présent, les bénéfices ainsi que les volumes optimaux sont diminués et

l'effet du changement climatique est réduit ce qui fait que la différence entre les valeurs actualisées nettes est réduite.

La réduction de la précipitation conduit à des réservoirs plus petits, ce qui contraste avec le résultat obtenu avec le critère de niveau de fiabilité fixée. Les changements des volumes optimaux par rapport à la situation sans changement climatique ne sont pas très différents pour les trois longueurs de vallée considérées. Ceci provient du fait que les changements du ruissellement moyen annuel, de la déviation standard et du ruissellement hivernal, sont corrélés, or ce sont ces variables qui déterminent les volumes. Dans le cas des vallées courtes, le réservoir se remplit en hiver, alors que dans le cas des vallées longues le dimensionnement du réservoir dépend de la variabilité inter-annuelle. Ainsi, pour les moyennes et longues vallées, le dimensionnement des réservoirs semble être plus influencé par le changement de la précipitation totale annuelle que par les changements saisonniers. De plus, les changements de la précipitation estivale, même s'ils peuvent être importants et différents parmi les modèles, ils n'influencent pas le dimensionnement.

Différentes valeurs unitaires de l'eau sont examinées. La valeur de l'eau a une influence sur le volume optimal sans pour autant changer les résultats qualitativement.

Comme le volume optimal est réduit lorsque le ruissellement diminue, la réduction de demande satisfaite est plus importante que celle du ruissellement.

Les modèles climatiques conduisent à des dimensions optimales et des valeurs actualisées nettes différentes, le coût de l'erreur pourrait donc être important. Cependant, dans cette étude, ce coût est faible. Il varie entre 0.3% pour une vallée longue et un taux d'actualisation de 6%, et 2.8% pour une vallée courte et un taux de 0%. Ainsi, malgré la différence entre les valeurs actualisées nettes, le coût de l'erreur est faible : l'optimum est plat et peu sensible au choix du volume. Etant donné le niveau actuel d'incertitude important, les sorties de tous les modèles climatiques disponibles peuvent être utilisés, afin d'avoir le plus de descriptions possibles du climat futur. En faisant l'hypothèse que le climat décrit par un de ces modèles est vrai, on peut déterminer le coût de l'erreur d'avoir dimensionné le réservoir sur la base des descriptions erronées données par les modèles restants. Afin d'éviter la mala-daptation et pour faire un choix de dimensionnement le plus robuste possible à l'incertitude climatique, le réservoir peut être dimensionné en considérant le modèle climatique qui minimise le coût de l'erreur d'avoir choisi parmi les modèles climatiques avec une description du climat futur erronée.

L'optimum de la valeur actualisée nette étant plat, l'analyse coût-bénéfice n'est pas très discriminante pour le choix du volume, à la différence du cri-

tère de maintien du niveau de fiabilité fixé. La valeur actualisée nette, en revanche, n'étant pas très sensible à l'erreur de dimensionnement, peut donner une bonne indication sur l'opportunité de construire un réservoir. Le fait que le coût de l'erreur soit faible peut être considéré comme positif pour le dimensionnement des réservoirs, cependant les différences de NPV indiquent que l'adaptation n'est, en général, pas efficace. Des mesures qui peuvent aider à faire face aux ressources en eau réduites devraient être développées (par ex. utilisation des ressources en eau non conventionnelles, contrôle de l'évolution de la demande).

Bibliographie

Georgakakos, A., H. Yao, C. Demarchi, et M. Mullusky, Model development for simulation and optimisation of the Western Sterea Hellas hydrosystem, evaluation of management of the water resources of Sterea Hellas, *Document de travail 39*, Department of Water Resources, Hydraulic and Maritime Engineering – National Technical University of Athens, Athens, phase 3, 1999.

Hallegatte, S., Strategies to adapt to an uncertain climate change, *Global Environmental Change*, *19*, 240–247, doi :10.1016/j.gloenvcha.2008.12.003, 2009.

Mehrotra, R., Sensitivity of runoff, soil moisture and reservoir design to climate change in central indian river basins, *Climatic Change*, *42*, 725–757, 1999.

Mimikou, M. A., P. S. Hadjisavva, Y. S. Kouvopoulos, et H. Afrateos, regional climate change impacts : II impacts on water management works, *Hydrological Sciences*, *36*(3), 259–270, 1991.

O'Hara, J. K., et K. P. Georgakakos, Quantifying the urban water supply impacts of climate change, *Water Resources Management*, *22*, 1477–1497, 2008.

Chapter 3

Adaptation to an uncertain climate change: cost benefit analysis and robust decision making for dam dimensioning

Paper "Adaptation to an uncertain climate change: cost benefit analysis and robust decision making for dam dimensioning" was accepted by Climatic Change journal on the 12th of February 2012

Introduction au chapitre 4. Reconstruction des réseaux anthropiques à l'échelle du bassin versant avec une couverture globale : Validation en Algérie

Les ressources en eau sont d'ors et déjà quantitativement et qualitativement limitées dans les régions arides et les régions fortement anthropisées. De plus, les ressources en eau doivent faire face à des pressions grandissantes liées à des changements socioéconomiques et environnementaux, à l'échelle globale, régionale ou locale. Au début du XXI^e siècle, de nouveaux défis émergent à l'échelle globale, par exemple les transferts d'eau, les conflits transfrontaliers et négociations, les quantités d'eau nécessaires pour assurer la sécurité alimentaire, les impacts du changement climatique sur les ressources en eau. Le XXI^e siècle voit également l'émergence de questions à l'échelle globale, par exemple l'eau en tant que facteur limitant le développement ou bien le commerce de l'eau virtuelle.

Pour l'étude des défis globaux, une modélisation avec une couverture géographique globale est nécessaire. A travers cette zone, des interactions entre bassins versants, notamment les transferts d'eau, les échanges de biens et services produits en utilisant des ressources en eau et les migrations en fonction des ressources en eau disponibles, peuvent exister. Toujours est-il que les décisions liées à la gestion et planification des ressources en eau sont prises au niveau du bassin versant. Les profils d'offre et de demande entre les bassins inclus dans une telle zone géographique étendue, peuvent être hétérogènes. Ainsi, il est important de représenter au niveau du bassin versant les caracté-

ristiques essentielles de l'offre et de la demande, étant donné qu'en fonction des spécificités du bassin, les changements globaux auront des impacts différents. De cette façon, pour la modélisation, l'étude des changements globaux et de leurs implications au niveau local est un challenge, car elle doit combiner l'échelle globale et locale, prendre en compte non seulement la dimension spatiale mais aussi temporelle et représenter les caractéristiques socioénomiques, environnementales, hydroclimatiques et techniques.

Deux approches existent dans la littérature. Dans les études à l'échelle globale, un volume d'eau est disponible à chaque point de grille, et les points appartenant au même bassin peuvent être liés par les schémas de routage d'eau [*Oki et al.*, 2001]. Ces études modélisent à une échelle spatiale et temporelle assez fine les processus hydrologiques, ainsi la variabilité de la ressource en eau est représentée de façon appropriée. Dans ces études, quand les réservoirs sont représentés, ils ne sont gérés qu'individuellement pour la satisfaction des demandes [*Hanasaki et al.*, 2008; *Haddeland et al.*, 2007].

Dans les études à l'échelle locale, une structure nodale est, en général, considérée, pour des régions pour lesquelles des données sur l'offre et la demande très détaillées sont disponibles. Les réservoirs et demandes sont organisés en réseaux et les réservoirs fonctionnent de manière coordonnée. C'est le cas de modèles comme CalSim [*Anderson et al.*, 2008] et CALVIN [*Medellín-Azuara et al.*, 2008], ou bien de modèles plus flexibles avec lesquels les utilisateurs peuvent définir leur région, comme WEAP [*Strzepek et al.*, 1999]. Cependant, le fait que ces modèles nécessitent des données très détaillées, peut empêcher leur application sur d'autres régions pour lesquelles ces données ne sont pas disponibles.

Ainsi, étant donné l'absence d'information à l'échelle globale, le défi est de développer un outil de modélisation avec une couverture globale ou, au moins, régionale et une modélisation de l'offre et de la demande au niveau du bassin en représentant leurs caractéristiques principales qui aident à refléter leur hétérogénéité spatiale et temporelle.

L'objectif de l'étude est de construire une méthodologie qui représente à l'échelle du bassin versant les réseaux de réservoirs et les associations réservoirs-demandes, reconstruits sur la base de règles génériques et de données disponibles à l'échelle globale. Le caractère générique est commun avec les modèles de *Hanasaki et al.* [2006] ou *Haddeland et al.* [2006], ici les réservoirs forment des réseaux et opèrent simultanément. En outre, ici, pour déterminer les débits entrants des réservoirs, leurs sous-bassins sont définis comme dans *Islam et al.* [2005]. La construction d'une telle méthodologie suppose d'utiliser uniquement des données disponibles à l'échelle globale. L'objectif est de représenter les éléments essentiels de l'offre et de la demande à l'échelle

des bassins versants de manière à mieux refléter les implications locales des changements globaux en faisant une synthèse entre les approches globales et locales de la littérature, et non pas de construire un cadre de représentation très détaillée, plus utile pour les opérationnels.

La méthodologie est divisée en trois modules. Dans le premier, les réservoirs sont localisés. Certains réservoirs ne sont pas correctement placés sur les rivières, ainsi une règle de relocalisation est définie qui les déplacent vers la rivière la plus proche avec le plus haut flux accumulé. Les sous-bassins sur lesquels le ruissellement s'accumule pour devenir un débit entrant sont définis en utilisant le modèle de terrain hydro1k. Ensuite les relations amont-aval des réservoirs sont définies. Les sous-bassins des réservoirs et la grille du modèle climatique régional CNRM sont superposés afin de déterminer la fraction de chaque point de grille couvert par un sous-bassin, ainsi le débit entrant des réservoirs.

Dans le deuxième module de la méthodologie dans sa version actuelle, la demande en irrigation est la seule demande modélisée. Cette demande, qui constitue le premier poste de demande en Méditerranée, atteint 65-80% de la demande totale. La localisation des cultures irriguées est déterminée sur la base des données sur les cultures existantes et les aires irriguées géoréférencées de *Siebert et al.* [2005]. Les phases de développement de chaque culture sont définies par la méthode des degrés jours. Pour chaque phase, les besoins en irrigation sont déterminés en fonction de ses caractéristiques, des données hydroclimatiques et de la surface de la culture, afin de couvrir les besoins en eau de la culture non satisfaits par la précipitation effective.

Les liens réservoirs-demandes ne sont pas connus à l'échelle globale. Une règle générique est présentée, permettant de reconstruire ces liens en fonction des contraintes topologiques (distance parcourue en montant tout au long du chemin réservoir-demande) ainsi que des contraintes hydrologiques (équilibre entre l'offre et la demande annuelles moyennes). Ces liens représentent implicitement les réseaux de distribution d'eau à des demandes intra ou inter bassins ainsi que les extractions directes de rivières dont l'étiage est soutenu par les barrages. Il est à noter que les liens entre réservoirs ne sont pas représentés.

Entre un réservoir et une demande plusieurs liens possibles peuvent exister. Le coût total de chaque lien prend en compte la distance parcourue et la dénivellation pour chaque mouvement non gravitaire. Le coût est minimisé afin d'obtenir un lien potentiel entre un réservoir et une demande. Parmi les liens potentiels d'une demande avec des réservoirs localisés dans le même pays que la demande, ceux ayant un coût inférieur à un seuil sont gardés. Sur la base des liens potentiels et en faisant l'hypothèse dans cette étude

qu'une demande est associée à un seul réservoir, plusieurs réseaux peuvent être définis. Cependant, le nombre des liens potentiels étant important, des simplifications se font afin d'éviter l'explosion combinatoire. Pour chaque réseau défini, l'équilibre entre l'offre et la demande annuelles moyennes est évalué afin de déterminer s'il est faisable. Parmi les réseaux faisables, celui ayant le coût accumulé sur tous ses liens minimum est finalement choisi.

Les réseaux et liens reconstruits sont validés qualitativement en Algérie, où un certain nombre de données à l'échelle nationale ont permis d'avoir une vue d'ensemble sur le statut des ressources en eau du pays.

Les listes de réservoirs et de leur vocation sont un peu différentes en fonction de la source. Certains réservoirs ne sont pas dans Aquastat et d'autres sont mal localisés. La règle de relocalisation des réservoirs fonctionne de façon assez satisfaisante. La seule exception est que si un affluent moyen et un grand sont proches, avec la règle, un réservoir normalement localisé sur le moyen sera déplacé vers le grand affluent. En dehors de ces points, les réseaux de réservoirs reconstruits sur la base des données hydro1k sont en accord avec les données disponibles. Concernant les aires irriguées, la localisation et l'étendue des grands périmètres irrigués sont, de façon générale, en accord avec les cartes fournies par *Messahel et Benhafid* [2004]. En revanche, les évaluations quantitatives des aires irriguées par région peuvent varier entre les deux sources.

Le taux de aires irriguées potentiellement associées à des réservoirs est de 66% pour l'Algérie. Ce taux est plutôt satisfaisant car, en effet les réservoirs constituent pratiquement la seule source d'approvisionnement pour les régions ayant des rivières temporaires. Etant donné le manque d'information sur les sources locales comme les retenus collinaires ou l'eau souterraine, qui, normalement, couvrent une partie des demandes, seuls les barrages-réservoirs sont représentés. Cependant, les sources locales sont implicitement prises en compte car, en fixant un seuil de coût, en dessus duquel les liens potentiels de certaines demandes avec des réservoirs sont éliminés, il est considéré que ces demandes sont plutôt associées à des sources locales. En outre, avec les règles génériques d'association réservoirs-demandes, il peut être constaté que, les transferts longue distance étant possibles, les demandes, en réalité associées à des sources locales, sont quand même liées à des réservoirs éloignés. Ainsi, les réservoirs compensent en partie le manque de données sur les sources locales. Enfin, la demande moyenne annuelle totale de la plupart des réseaux est supérieure à l'offre moyenne annuelle totale disponible, c'est pourquoi les débits entrants moyens annuels des réservoirs sont augmentés plusieurs fois afin d'obtenir des réseaux faisables.

Malgré le fait que l'offre a du être augmentée pour atteindre un équilibre,

les liens reconstruits par la méthodologie pour les principaux périmètres irrigués Algériens sont en accord avec les informations données par le Ministère Algérien des ressources en eau. On note néanmoins une tendance à sur associer les réservoirs aux grands périmètres irrigués, entre autres parce que les aires sont considérées comme des points d'irrigation individuels pouvant être associés indépendamment à différents réservoirs. Enfin, la sur association peut ne pas être erronée dans certains cas, car les lâchers d'eau des réservoirs peuvent aider à soutenir l'étiage de rivières et ainsi peuvent être utilisés en aval pour d'autres zones irriguées. En conclusion, la méthodologie générique présentée dans cette étude, arrive assez bien à combiner l'échelle globale et locale en intégrant des données disponibles à l'échelle globale, et reproduit de façon satisfaisante les informations données par diverses sources sur les réseaux de réservoirs, les aires irriguées et les liens réservoirs-demandes.

Bibliographie

Anderson, J., F. Chung, M. Anderson, L. Brekke, D. Easton, M. Ejeta, R. Peterson, et R. Snyder, Progress on incorporating climate change into management of California's water resources, *Climatic Change*, *87*(Suppl 1), S91–S108, doi :DOI: 10.1007/s10584-007-9353-1, 2008.

Haddeland, I., T. Skaugen, et D. P. Lettenmaier, Anthropogenic impacts on continental surface fluxes, *Geophysical Research Letters*, *33*, 1–4, doi :10.1029/ 2006GL026047, 2006.

Haddeland, I., T. Skaugen, et D. Lettenmaier, Hydrologic effects of land and water management in North America and Asia : 1700-1992, *Hydrology and Earth System Sciences*, *11*, 1035–1045, 2007.

Hanasaki, N., S. Kanae, et T. Oki, A reservoir operation scheme for global river routing models, *Journal of Hydrology*, *327*, 22–41, doi :10.1016/j.jhydrol.2005. 11.011, 2006.

Hanasaki, N., S. Kanae, T. Oki, K. Masuda, K. Motoya, N. Shirakawa, Y.Shen, et K. Tanaka, An integrated model for the assessment of global water resources - Part 1 : Model description and input meteorological forcing, *Hydrology and Earth System Sciences*, *12*, 1007–1025, 2008.

Islam, M. S., T. Aramaki, et K. Hanaki, Development and application of an integrated water balance model to study the sensitivity of the Tokyo metropolitan area water availability scenario to climatic changes, *Agricultural Water Management*, *19*, 423–445, 2005.

Medellín-Azuara, J., J. J. Harou, M. A. Olivares, K. Madani, J. R. Lund, R. E. Howitt, S. K. Tanaka, M. W. Jenkins, et T. Zhu, Adaptability and adaptations of California's water supply system to dry climate warming, *Climatic Change*, *87 (Suppl 1)*, S75–S90, 2008.

Messahel, M., et M. Benhafid, *Aménagements hydro agricoles : situation actuelle et perspectives de développement en Algérie*, chap. 8, p. 312, CIHEAM/IAMB -EU DG Research, options Méditerranéennes : Série B. Etudes et Recherches N.48, 2004.

Oki, T., Y. Agata, S. Kanae, T. Saruhashi, D. Yang, et K. Musiake, Global assessement of current water resources using Total Runoff Integrating Pathways, *Hydrological Sciences*, *46*(6), 983–995, 2001.

Siebert, S., P. Döll, J. Hoogeveen, J.-M. Faures, K. Frenken, et S. Feick, Development and validation of the global map of irrigation area, *Hydrology and Earth System Sciences*, *9*, 535–547, 2005.

Strzepek, K. M., D. C. Major, C. Rosenzweig, A. Iglesias, D. N. Yates, A. Holt, et D. Hillel, New methods of modeling water availability for agriculture under climate change : the U.S. Cornbelt, *Journal of the American Water Resources Association*, *35*(6), 1639–1655, 1999.

Chapter 4

Reconstructing river basin anthropogenic networks with a global coverage; A validation on Algeria

Paper "Reconstructing river basin anthropogenic networks with a global coverage; A validation on Algeria" is under submission process

Introduction au chapitre 5. Adaptation des règles opérationnelles des réservoirs en réseaux sous changement climatique : Application sur la région méditerranéenne

Dans ce chapitre, des règles opérationnelles génériques des systèmes de réservoirs sont présentées et sont déterminées en prenant en compte le changement climatique, de sorte à maximiser la fiabilité de satisfaction de la demande en irrigation. Comme cité dans le chapitre 4, le challenge est de développer une méthodologie avec une couverture géographique globale pour pouvoir intégrer les changements globaux, et une modélisation générique des structures offre-demande à l'échelle du bassin versant afin d'évaluer les implications locales des changements globaux. Au niveau du bassin versant, les profils d'offre et de demande étant hétérogènes et souvent dissociés dans l'espace et le temps, les règles opérationnelles des réservoirs peuvent aider à obtenir un meilleur équilibre offre-demande intra ou inter bassin. Dans la continuité de la méthodologie présentée au chapitre 4, ici, l'intention est de proposer des règles opérationnelles qui restent génériques, faciles à implémenter, et qui peuvent prendre en considération les profils d'offre et de demande hétérogènes et être testées comme moyen de réduction des impacts du changement climatique.

Dans la littérature, les approches liées au changement climatique et l'adaptation, se différencient d'abord au niveau de la couverture géographique, en effet, elles vont de l'échelle locale à l'échelle régionale-globale. Elles se différencient également au niveau du degré d'anthropisation considéré pour les

zones d'étude, allant de zones complètement naturelles à des zones fortement anthropisées avec des configurations de systèmes de réservoirs complexes. A l'échelle globale, les études qui considèrent des zones naturelles ou naturalisées, sont focalisées sur la modélisation des processus hydrologiques essentiels. Sans les schémas de routage d'eau, elles procèdent à un bilan par point de grille ainsi elles donnent une indication de la disponibilité moyenne en eau [*Arnell*, 1999]. Dans le cas où elles incluent des schémas de routage qui connectent les points de grille, elles peuvent fonctionner à un pas de temps assez fin afin de représenter correctement la variabilité naturelle [*Beyene et al.*, 2010]. Dans certaines de ces études, le rôle régulateur des réservoirs est considéré de façon simplifiée de sorte à réaliser une meilleure évaluation des ressources disponibles [*Döll et al.*, 2003]. Dans des études à l'échelle globale, des règles opérationnelles génériques sont proposées qui peuvent être même optimisées [*Haddeland et al.*, 2006]. Cependant, les réservoirs ne fonctionnement pas simultanément en tant que système. Ainsi, dans ces approches ce qui manque c'est la considération des réservoirs dans des structures nodales dans lesquelles ils fonctionnent de façon coordonnée afin d'atteindre un meilleur équilibre offre-demande.

Parmi les études à l'échelle du bassin versant, plusieurs types de règles opérationnelles sont identifiés. Dans certains cas les réservoirs [*Islam et al.*, 2005] ou les agrégats de réservoirs [*Fowler et al.*, 2003] fonctionnent individuellement avec des règles simples et prédéfinies qui, cependant, ne peuvent pas s'ajuster à l'offre et la demande qui sont variables dans l'espace et le temps. L'opération individuelle ou coordonnée des réservoirs dans d'autres études, est définie sur la base de séries historiques de débits entrants, de niveau de stockage et de lâchers d'eau des réservoirs et peut être ajustée par les opérateurs [*Fujihara et al.*, 2008]. Toutefois, les données historiques détaillées nécessaires souvent ne sont pas disponibles à l'échelle globale. L'hypothèse de stationnarité faite et les ajustements faits par les opérateurs, peuvent compromettre la définition des règles opérationnelles avec cette méthode pour des études à l'échelle globale-locale sous changement climatique. Des techniques d'optimisation sont également utilisées dans certaines études notamment quand plusieurs objectifs contradictoires existent [*Minville et al.*, 2010]. Cependant, si le nombre de variables est important, leur application peut être complexe et intensive en terme de temps de calcul. Certaines de ces techniques sont utilisées dans des études à l'échelle régionale [*Medellín-Azuara et al.*, 2008], mais la représentation très détaillée de l'offre et de la demande nécessite des données qui ne sont pas disponibles à l'échelle globale. Ainsi leur application à d'autres régions n'est pas possible. Etant donné le double enjeux présenté ci-dessus, des règles opérationnelles ne se basant pas

sur des données historiques détaillées et sur l'avis des opérateurs, faciles à implémenter et avec des temps de calculs raisonnables, sont nécessaires.

Ici, pour compléter la méthodologie générique globale-locale de reconstruction des réseaux de réservoirs et de liens réservoirs-demandes ODDYC-CEIA, décrite au chapitre précédent, un module de règles génériques d'opération coordonnée du réseau de réservoirs est présenté. Dans ce module, pour les réservoirs en séries, une règle prédéfinie est utilisée selon laquelle d'abord les réservoirs le plus en amont se remplissent et l'eau est extraite d'abord des réservoirs les plus en aval [*Lund et Guzman*, 1999]. Pour les réservoirs en parallèle, une règle paramétrique simple est considérée. Le paramètre β de la règle pour chaque réservoir en parallèle représente l'allocation de l'espace vide entre les réservoirs en fonction de leurs capacités de stockage, de leurs débits entrants et de la demande en aval [*Nalbantis et Koutsoyiannis*, 1997]. Ces règles sont généralisées afin de prendre en compte les demandes associées à chaque réservoir. En parcourant les réseaux de l'amont vers l'aval, chaque réservoir est considéré fonctionner selon la règle standard d'opération pour satisfaire d'abord ses demandes associées. Une partie, voire la totalité, de ces demandes peut ne pas être couverte par leurs réservoirs associés respectifs. En parcourant à nouveau le réseau de l'amont vers l'aval, ces demandes résiduelles peuvent être couvertes par les réservoirs en amont en appliquant les règles pour les réservoirs en séries ou en parallèle. Une fois chaque demande résiduelle traitée, les réservoirs sont agrégés, et les mêmes règles sont appliquées récursivement jusqu'à la racine du réseau pour satisfaire les demandes résiduelles situées en aval. Enfin, en parcourant le réseau vers l'amont, les agrégats sont désagrégés afin de déterminer de quel réservoir l'eau est extraite pour satisfaire chaque demande résiduelle en aval.

Une fois ce module ajouté à la méthodologie générique de reconstruction, elle est appliquée sur la Méditerranée, une région typiquement caractérisée par de l'hétérogénéité à plusieurs niveaux. En particulier, la disponibilité des données est assez hétérogène, ainsi une telle approche générique peut très utile pour la région pour l'évaluation des impacts de plusieurs types de changements globaux. Dans le chapitre, le changement climatique est la question globale étudiée pour la Méditerranée qui est déjà caractérisée par des niveaux d'évapotranspiration élevés et des périodes de sécheresse et de déficit en eau. Dans la méthodologie, la seule demande représentée est l'irrigation qui constitue la demande la plus consommatrice en eau, ainsi qu'un secteur influençable par les changements de productivité des sols, des décisions futures sur l'utilisation des sols et des changements du climat. Toujours dans l'esprit de généricité, la méthode applicable pour toutes les cultures du module de calcul de la demande en irrigation, est appliquée ici pour repré-

senter les changements de développement dans le temps de chaque culture sous changement climatique. Pour définir les phases de développement de chaque culture, deux scénarios sont considérés : selon le premier, la durée de chaque phase est fixe et elle est définie par le nombre connu de jours (S1) ; selon le deuxième, chaque phase est réalisée quand le nombre nécessaire de degré jours est accumulé (S2). Les résultats sur le changement de la demande projetée et de la fiabilité sont présentés.

Selon les résultats d'ODDYCCEIA, le raccourcissement de la durée du cycle de développement des cultures compense jusqu'à un certain point la hausse de l'évapotranspiration. Ceci peut être surtout observé pour l'Afrique du Nord alors que pour l'Asie et l'Europe cet effet est moins évident. En général, pour l'Afrique du Nord, sous le scénario S2, la demande augmente de +0.4% et sous le scénario S1, de +14%. Les changements sont plus importants pour les zones sous influence climatique méditerrannéene où une réduction des précipitations est attendue. En Asie, sous le scénario S2, la demande est réduite de -1.8%, alors que sous le scénario S1, elle augmente de +4.7%. Enfin, en Europe, la différence entre les deux scénarios concernant le niveau de changement de demande n'est pas évidente alors que la différence concernant la distribution des changements est plus claire. En général, pour l'Europe, l'effet des deux scénarios peut sembler similaire, cependant les valeurs de changement de demande sont plus contrastées sous le scénario S2, alors que, sous le scénario S1, les valeurs d'augmentation de demande sont plus homogènes. Ainsi, dans l'ensemble, il peut être observé que sous le scénario S2, soit la demande décroît de peu soit elle croît légèrement, alors que sous le scénario S1, le niveau de hausse de la demande est plus important. En raison du raccourcissement du cycle, l'utilisation de l'eau est réduite ainsi la hausse de l'évapotranspiration à cause de l'augmentation de la température, est partiellement et dans certains cas totalement compensée. Cependant, étant donné la diminution des précipitations et le changement de leur distribution intra-annuelle, cet effet est diminué.

En général, les changements de demandes sont en accord avec ceux trouvés dans la littérature. Par exemple, sous le scénario S1, en Espagne, la demande en irrigation augmente sous changement climatique [*Díaz et al.*, 2007]. Sous le scénario S2, en Europe du Sud, la demande semble plutôt augmenter comme dans *Wolf et Diepen* [1995]. La cohérence des résultats obtenus pour la France n'est pas évidente car, selon ODDYCCEIA, sous le scénario S2, et comme obtenu dans *González-Camacho et al.* [2008], la demande augmente, alors que selon *Brisson et Levrault* [2010], elle augmente dans le très court terme puis se stabilise voire diminue dans le long terme. Egalement, en Espagne sous le scénario S2, selon *Iglesias et Minguez* [1997], la demande

diminue, alors que selon ODDYCCEIA la demande augmente cependant les valeurs de changement de demande sont plus contrastées que sous le scénario S1. En outre, l'accord avec les études à l'échelle Méditerranéenne n'est pas apparente car, selon *Meza et al.* [2008], pour une culture méditerranéenne, sous le scénario S2, la demande diminue, alors que selon ODDYCCEIA, pour certaines régions la demande augmente alors que pour d'autres elle diminue comme dans *Lovelli et al.* [2010]. Enfin, les résultats obtenus par sous-région sont en accord avec les résultats de *Döll* [2002], car sous le scénario S2, la demande diminue en Afrique du Nord et augmente en Europe du Sud.

De façon générale, la fiabilité diminue sur la région méditerranéenne. En Afrique du Nord, la réduction de la fiabilité peut atteindre les -25% et -32% sous les scénarios S2 et S1 respectivement pour certaines régions en Tunisie et en Algérie où la réduction des précipitations est importante. En Europe, des changements semblables sont observés (réduction de -23% et -34% sous les scénarios S2 et S1 respectivement) pour certaines régions dans les Balkans. De plus, en Europe, les valeurs de changement de fiabilité sont assez contrastées sous le scénario S2. En Italie par exemple, les changements vont de -11% à +2% sous le scénario S2, alors que sous le scénario S1 la fiabilité augmente de +1% sur l'ensemble. En Asie, les changements sont moins importants, avec des diminutions qui peuvent atteindre les -10% sous les deux scénarios. En général, les changements de la fiabilité, qui sont semblables pour les deux scénario, sont moins importants que ceux de la demande. Ainsi, les changements de fiabilité semblent être plus influencés par les changements de ruissellement. Pour certaines régions, le changement des règles opérationnelles des réservoirs permet de conserver la fiabilité malgré la hausse de la demande, cependant la hausse de la fiabilité n'est pas possible car les changements des règles ne permettent pas de compenser complètement les changements de demande et de ruissellement.

Bibliographie

Arnell, N. W., Climate change and global water resources, *Global Environmental Change*, *9*, S31–S49, 1999.

Beyene, T., D. P. Lettenmaier, et P. Kabat, Hydrologic impacts of climate change on the Nile river basin : Implications of the 2007 IPCC climate scenarios, *Climatic Change*, *100*(3/4), 433–461, doi :DOI:10.1007/s10584-009-9693-0, 2010.

Brisson, N., et F. Levrault (Eds.), *Changement climatique, agriculture et forêt en France : Simulations d'impacts sur les principales espèces*, 336 pp., ADEME, le Livre Vert du projet CLIMATOR (2007-2010), 2010.

Díaz, J. R., E. Weatherhead, J. Knox, et E. Camacho, Climate change impacts on irrigation water requirements in the Guadalquivir river basin in Spain, *Regional Environmental Change*, *7*, 149–159, doi :10.1007/s10113-007-0035-3, 2007.

Döll, P., Impact of climate change and variability on irrigation requirements : a global perspective, *Climatic Change*, *54*(4), 269–293, 2002.

Döll, P., F. Kaspar, et B. Lehner, A global hydrological model for deriving water availability indicators : model tuning and validation, *Journal of Hydrology*, *270*, 105–134, 2003.

Fowler, H., C. Kilsby, et P. O'Connell, Modeling the impacts of climatic change and variability on the reliability, resilience, and vulnerability of a water resource system, *Water Resources Research*, *39*(8), doi :DOI:10.1029/2002WR001778, 2003.

Fujihara, Y., K. Tanaka, T. Watanabe, T. Nagano, et T. Kojiri, Assessing the impacts of climate change on the water resources of the Seyhan river basin in Turkey : Use of dynamically downscaled data for hydrologic simulations, *Journal of Hydrology*, *353*, 33–48, doi :DOI:10.1016/j.jhydrol.2008.01.024, 2008.

González-Camacho, J. M., J. C. Mailhol, et F. Ruget, Impacts locaux attendus de l'augmentation du CO2 dans l'atmosphère sur la productivité de l'eau du maïs dans la Drôme, France, *Irrigation and Drainage*, *57*, 229–243, 2008.

Haddeland, I., T. Skaugen, et D. P. Lettenmaier, Anthropogenic impacts on continental surface fluxes, *Geophysical Research Letters*, *33*, 1–4, doi :10.1029/2006GL026047, 2006.

Iglesias, A., et M. Minguez, Modelling crop-climate interactions in Spain : vulnerability and adaptation of different agricultural systems to climate change, *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, *1*, 273–288, 1997.

Islam, M. S., T. Aramaki, et K. Hanaki, Development and application of an integrated water balance model to study the sensitivity of the Tokyo metropolitan area water availability scenario to climatic changes, *Agricultural Water Management*, *19*, 423–445, 2005.

Lovelli, S., M. Perniola, T. D. Tommaso, D. Ventrella, M. Moriondo, et M. Amato, Effects of rising atmospheric CO2 on crop evapotranspiration in a Mediterranean area, *Agricultural water management*, *97*, 1287–1292, doi :10.1016/j.agwat.2010.03.005, 2010.

Lund, J. R., et J. Guzman, Derived operating rules for reservoirs in series or in parallel, *Journal of Water Resources Planning and Management*, *125*(3), 143–153, 1999.

Medellín-Azuara, J., J. J. Harou, M. A. Olivares, K. Madani, J. R. Lund, R. E. Howitt, S. K. Tanaka, M. W. Jenkins, et T. Zhu, Adaptability and adaptations of California's water supply system to dry climate warming, *Climatic Change*, *87 (Suppl 1)*, S75–S90, 2008.

Meza, F. J., D. Silva, et H. Vigil, Climate change impacts on irrigated maize in Mediterranean climates : evaluation of double cropping as an emerging adaptation alternative, *Agricultural systems*, *98*, 21–30, doi :10.1016/j.agsy.2008.03.005, 2008.

Minville, M., S. Krau, F. Brisette, et R. Leconte, Behaviour and performance of a water resource system in Québec (Canada) under adapted operating policies in a climate change context, *Water Resources Management*, *24*, 1333–1352, doi : DOI:10.1007/s11269-009-9500-8, 2010.

Nalbantis, I., et D. Koutsoyiannis, A parametric rule for planning and management of multiple-reservoir systems, *Water Resources Research*, *33*(9), 2165–2177, 1997.

Wolf, J., et C. V. Diepen, Effects of climate change on grain maize yield potential in the European community, *Climatic Change*, *29*, 299–331, 1995.

Chapter 5

Reservoir network operating rules adaptation under climate change: Application over the Mediterranean region

Paper "Reservoir network operating rules adaptation under climate change: Application over the Mediterranean region" is under submission process

Conclusion et perspectives

Cette thèse avait pour objectif premier de développer des outils contribuant à une meilleure compréhension des mécanismes par lesquels, en modifiant le cycle de l'eau, le changement climatique global pouvait affecter une région donnée, ici le Bassin Méditerranéen, zone particulièrement fragile du point de vue de l'approvisionnement en eau.

Le principal défi méthodologique que nous espérons avoir relevé était d'intégrer une nécessaire couverture globale et la prise en compte de l'hétérogénéité des profils d'offres et demandes d'eau par bassin versant. La stratégie scientifique que nous avons choisie a été de développer des modèles génériques pouvant récupérer les données disponibles à l'échelle globale pour donner une description satisfaisante des spécificités locales. Le degré de pertinence de cette stratégie peut être apprécié à l'aune de quelques résultats que nous pensons à la fois robustes et novateurs.

Eléments méthodologiques et résultats

Un premier ensemble de tels résultats est obtenu à partir d'un modèle de dimensionnement optimal d'un réservoir à l'échelle du bassin versant. En considérant que la demande suit l'offre dès qu'un niveau de fiabilité de 95% est garanti, nous avons calculé l'évolution du volume optimal des barrages dans un contexte de changement climatique. Sur la base du critère de valeur actualisée nette du système pour une valeur unitaire donnée de l'eau, on obtient une baisse du volume optimal supérieur à celui des études fixant un certain objectif de fiabilité et supposant constante la demande en eau. La baisse du dimensionnement optimal peut aller, selon les modèles climatiques (19 modèles du GIEC-AR4 pour le scénario SRES A2), jusqu'à 34 % du volume optimal à climat constant. Mais une étude du coût de l'erreur nuance l'importance pratique de ce résultat puisque celui-ci n'est que de 2.8 % de la valeur nette pour une vallée courte même avec un taux d'actualisation faible. Cela signifie que l'optimum est relativement plat et appelle une réflexion sur la pertinence du seul critère de la VAN pour discriminer entre plusieurs choix de dimensionnement et sur le besoin de critères décisionnels rendant mieux compte du coût de l'erreur.

Un deuxième ensemble de résultats est obtenu à partir d'une méthodologie avec une couverture géographique étendue et un modèle générique permettant d'intégrer l'hétérogénéité spatio-temporelle de l'offre et de la demande à l'échelle du bassin versant. Cette méthodologie se positionne entre les études à l'échelle globale avec des schémas de routage et les études à l'échelle régionale ou locale qui représentent des réseaux de réservoirs fonctionnant de façon coordonnée. Dans ces études, les règles opérationnelles sont déterminées

sur la base de données historiques ou de techniques d'optimisation souvent complexes et intensives en terme de temps de calcul. La méthodologie a permis le test de règles opérationnelles de gestion de l'eau tenant compte des liens amont aval des réservoirs (et leurs sous bassins) reconstitués, des débits entrants déterminés sur la base des sorties du modèle climatique CNRM, d'un schéma de localisation des cultures irriguées, de caractérisation de ces cultures et d'évaluation de leurs besoins en irrigation, ainsi que des liens réservoirs-demandes (chaque demande associée uniquement à un réservoir) reconstitués sur la base de données topologiques et hydrologiques. L'opération coordonnée des réservoirs est déterminée afin de satisfaire la demande en irrigation au plus haut niveau de fiabilité.

Testé sur l'Afrique du Nord et notamment sur l'Algérie, le modèle reproduit assez bien à la fois les réseaux de réservoirs, la localisation des zones irriguées, et les demandes associées à chaque cours d'eau et réservoir notamment les transferts longue distance malgré une tendance à surassocier des réservoirs aux demandes. Les demandes étant bien supérieures à l'offre, pour obtenir des réseaux faisables, les ruissellements annuels moyens des réservoirs ont dû être augmentés plusieurs fois. Le modèle a été appliqué pour tester l'évolution de la fiabilité de l'approvisionnement en eau de la région selon deux hypothèses sur le développement des cultures. Dans la première (S1), la durée en jours de chaque phase de développement des plantes est fixe. Dans la deuxième (S2), celle-ci évolue avec le changement climatique puisque elle est liée à un nombre nécessaire de degrés-jour pour la réalisation de chaque phase. On montre alors que le raccourcissement de la durée du cycle de développement compense jusqu'à un certain point la hausse de l'évapotranspiration ; ainsi, en Afrique du Nord, alors que dans le scénario S1 la demande augmente de +14% pour compenser la hausse de température, elle augmente que de +0.4% dans le scénario S2. De façon générale la fiabilité de l'approvisionnement en eau diminue sur la région. Les changements de fiabilité semblent être plus influencés par les changements de ruissellement. Pour certaines régions, le changement des règles opérationnelles, étant donnée une sorte d'adaptation spontanée de la végétation (scénario S2), permet de conserver la fiabilité malgré la hausse de la demande.

Perspectives

Ces résultats, pensons-nous, montrent la pertinence des modélisations retenues, mais nous sommes conscients de n'avoir parcouru que les premières étapes d'un programme au long cours. Nous voudrions, dans cette conclusion, suggérer quels développements qui pourraient être effectués sur la base des

travaux de cette thèse. Ces développements peuvent être regroupés en trois grands ensembles, d'ailleurs non totalement séparables.

Un premier ensemble est de nature essentiellement technique :

— Amélioration du modèle générique de dimensionnement en incluant les volumes de sédimentation et d'inondation et en intégrant l'évaporation des surfaces d'eau libre. Sur le premier point, des méthodes efficaces et cohérentes avec notre approche globale devraient pouvoir être adaptées des travaux de *Mimikou* [1994]. Les volumes de sédimentation peuvent être mieux cernés en fonction du poids unitaire et du débit moyen des sédiments à partir de modèles d'érosion. La distribution des sédiments peut aussi être calculée afin de déterminer le niveau de perte de volume utile. Quant à l'inondation retenue pour le dimensionnement du déversoir, elle pourra être déterminée sur la base de l'hydrogramme unitaire et de la crue de dimensionnement. Le niveau d'eau maximum du réservoir pourra être déterminé par le routage de la crue par le barrage. Enfin, la représentation de l'évaporation des surfaces d'eau libre des réservoirs devra être effectuée en liaison avec des travaux en cours. Divers modèles existent nécessitant un certain nombre de données soit fournies par les modèles climatiques soit ayant besoin d'un calcul intermédiaire avec des formules données par *Allen et al.* [1998]. Dans les travaux en cours, les modèles de Priestley Taylor, deBruin Keijman, Penman, Brutsaert-Stricker, Papadakis et Thorthwaite ont été testés pour un cas artificiel. Les quatre premiers, essentiellement influencés par le rayonnement, sont en cohérence, alors que les autres, influencés par la température, semblent être différents en terme de valeur moyenne et amplitude.

— Intégration de l'offre souterraine comme élément essentiel de l'offre en eau en Méditerranée [*Pulido-Velazquez et al.*, 2008]. Dans un premier temps, il pourra être considéré que chaque demande est satisfaite en priorité par l'eau souterraine disponible localement. La part de chaque demande non couverte constituera la demande à satisfaire par les réservoirs. Un modèle générique de nappes, s'inspirant de SECHIBA/ORCHIDEE [*Guimberteau*, 2010; *Ducharne et al.*, 2003] devra par la suite être élaboré, les caractéristiques desquelles devront être recensées. Il pourra alors être appliqué aux données cartographiques existantes (UNESCO, cartes géologiques, *Siebert et al.* [2005]) nécessaires pour la localisation des lieux de pompage afin d'élaborer un modèle simplifié de pompage. Diverses formes de restrictions techniques et réglementaires sur les quantités prélevées pourront être intégrées. Des règles opérationnelles d'utilisation conjointe pourront ainsi être formulées en considérant les nappes comme des réservoirs supplémentaires. Le choix sera fait par le biais d'un coefficient qui lie le niveau des nappes et des réservoirs à la quantité prélevée et qui sera optimisé en utilisant le critère de maximi-

sation du surplus des usages moins les coûts de pompage ou de la fiabilité. Des travaux sont en cours pour l'utilisation conjointe à l'échelle du bassin versant.

— Validation quantitative de la méthodologie globale-locale en utilisant les observations de Wolfgang Ludwig sur la base des débits issus des sorties des modèles climatiques régionaux ou calculés suivant le modèle empirique de *Ludwig et al.* [2009]. Cette validation permettra entre autres de mieux cerner les reports entre eaux souterraines et eaux de surface.

Un deuxième ensemble de travaux doit porter sur la composante économique du modèle de dimensionnement et du modèle régional :

— Sur le modèle de dimensionnement optimal, en dehors de l'introduction de règles paramétriques de partage entre l'utilisation de l'eau pour la satisfaction des demandes et le maintien d'un volume pour l'écrêtage des crues et de l'évaluation des conséquences économiques des inondations pour les zones vulnérables en aval, l'essentiel de l'effort devrait porter sur les modèles d'investissement dans l'incertain. On est ici en présence d'investissements irréversibles et on peut penser, dans le même esprit que *Venkatesh et Hobbs* [1999] à des approches bayésiennes avec décision séquentielle et arrivée progressive de l'information. L'avis d'experts pourra être intégré sous forme de probabilités subjectives attribuées aux scénarios de changement climatique qui sera réévalué à chaque étape de décision à la base des changements observés. Un des enjeux ici est de mettre en regard l'incertitude introduite par le changement climatique (dynamiques transitoires, changements de la variabilité inter-annuelle des modèles climatiques globaux, scénarios d'émission, méthodes de descente d'échelle, modèles hydrologiques) et les autres types d'incertitudes, y compris celles relevant des demandes et des arrangements institutionnels (politiques de tarification, valeur unitaire de l'eau dépendante du niveau de demande, évolution des demandes dans l'espace et le temps, importations d'eau, marchés d'eau...). Ainsi cette méthodologie pourra être intégrée dans la méthodologie générique globale-locale dans laquelle les réservoirs sont représentés avec leur dimensions actuelles. Des sites potentiels de construction de nouveaux barrages pourront être déterminés en utilisant des indices hydrologiques et topologiques.

— Sur le modèle régional, l'important est de disposer d'indicateurs de la valeur économique de l'eau. Cette valeur pourra être dérivée d'analyses économétriques sur la base des enquêtes disponibles pour les ménages, d'enquêtes sur l'utilisation de l'électricité et de l'eau par les entreprises manufacturières et les services, et, enfin pour l'agriculture, en reprenant la méthode présenté par *Strobl et Strobl* [2010] qui se base sur les terres cultivées localisées à partir de données d'usage des sols dérivées des images satellites, les informations

climatiques et les débits. Ces études économétriques en panel permettront de comprendre le rôle de l'eau et sa variabilité pour les secteurs. Ainsi, étant donné que les situations de manque d'eau pourraient être accentuées sous changement climatique, l'eau pourra être allouée à la demande avec la plus grande valeur économique.

Ces relations quantitatives pourront être utilisées pour le calcul des demandes en eau sectorielles. La méthode WATERGAP [*Alcamo et al.*, 2003] pourra aussi être utilisée pour leur calcul au niveau national sur la base de paramètres socioéconomiques. Suivant WATERGAP, des données historiques de demandes (Eurostat, Plan Bleu) et de richesse (FMI) pourront être utilisées pour déterminer la fonction quantité utilisée-revenu par habitant. Les valeurs ajoutées des secteurs industriels de GTAP pourront être utilisées pour la désagrégation au niveau sectoriel et la quantité utilisée par unité de valeur ajoutée d'un produit industriel pourra être déterminée sur la base de données historiques de demandes (Eurostat, Plan Bleu) et de valeur ajoutée (Enerdata). CARMA fournie des données sur la production électrique actuelle des stations et sur l'intensité de leur émissions de CO_2 sur la base desquelles leur type est déjà déterminé. Le procédé de refroidissement devra aussi être connue, information jusqu'à présent disponible uniquement pour les stations nucléaires françaises. Pour le calcul de la demande en irrigation, la méthode actuellement implémentée pourra être utilisée avec des améliorations comme l'utilisation de MIRCA2000 [*Portmann et al.*, 2010] pour la détermination des calendriers des cultures et la meilleure représentation des sols en utilisant éventuellement des éléments d'ORCHIDEE/SECHIBA. La localisation exacte des usages évaporatifs et non évaporatifs n'étant pas connue, une règle générique qui représente en moyenne les différents ordres pourra être considérée.

Un troisième ensemble de travaux porte sur les éléments nécessaires à la prospective des vulnérabilités du bassin méditerranéen provoquées par la transformation des régimes de précipitation dont il bénéficie. Il s'agit ici d'un chantier difficile dans la mesure où il implique de faire tenir dans une modélisation cohérente une prospective des activités humaines (localisation des activités, migrations, choix technologiques dans l'énergie, l'agriculture, l'habitat) et une description de l'impact de la transformation des approvisionnements en eau sur ces activités, en particulier l'agriculture. La difficulté est ici qu'il faut disposer, en principe, non seulement d'une description maîtrisable des flux physiques et des indicateurs de niveau de production mais aussi une endogénéisation des prix relatifs (le prix de l'eau certes mais aussi celui de l'énergie et celui de la terre qui est déterminant pour comprendre la localisation des diverses activités et l'impact des prix alimentaires sur les niveaux

de vie) et, enfin d'une description des feedbacks que l'évolution de ses prix relatifs a sur l'activité générale, la distribution sectorielle de cette activité et sur le niveau de vie des ménages.

Les impacts directs des pénuries ou des inondations seraient faibles par rapport à la production totale. Cependant, les impacts sur la productivité et l'investissement des secteurs directement touchés pourraient se transmettre aux autres secteurs donnant ainsi lieu à des importants effets de propagation l'analyse desquels nécessite l'étude du bouclage macroéconomique. Non seulement les secteurs directement touchés sont liés à toute l'économie mais symétriquement le coût de certains facteurs peut influencer le coût des politiques de gestion de l'eau. L'étude de ces questions est conditionnelle à l'existence d'un cadre permettant de faire discuter le modèle d'agriculture, d'eau et de bâti comme IMACLIM-R qui permet de renseigner l'équilibre économique général à partir de données sectorielles, notamment du secteur eau [*Sassi et al.*, 2010].

On doit donc passer à des modèles des effets d'équilibre général permettant dans la ligne suivie au Cired avec le modèle Imaclim d'organiser un dialogue cohérent entre "expertises d'ingénieurs" sur les potentiels techniques, dynamiques sectorielles et dynamiques macro-économiques. Mais pour intégrer les effets de l'approvisionnement en eau sur le développement, on est confronté à un problème d'intégration "bottom-up" - "top-down" d'un niveau supérieur à celui rencontré dans le dossier de l'énergie. Il faut en effet prendre en charge des interactions globales comme des marchés agricoles et des prix de la terre et des dynamiques et contraintes très spatialisées autour d'un secteur, l'eau, critique pour le développement mais qui pèse peu dans une comptabilité macroéconomique. Il était impossible de relever le défi dans le cadre de cette thèse et probablement il est impossible de le faire dans une seule équipe. C'est à une vaste communauté scientifique interdisciplinaire de s'y atteler et c'est une condition nécessaire à mieux prendre la mesure de l'impact économique et social des changements climatiques globaux.

Bibliographie

Alcamo, J., P. Döll, T. Henrichs, F. Kaspar, B. Lehner, T. Rösch, et S. Siebert, Development and testing of the WaterGap 2 global model of water use and availability, *Hydrological Sciences*, *48*(3), 317–337, 2003.

Alcamo, J., M. Flörke, et M. Märker, Future long-term changes in global water resources driven by socio-economic and climatic changes, *Hydrological Sciences*, *52*(2), 247–275, 2007.

Allen, R. G., L. S. Pereira, D. Raes, et M. Smith, Crop evapotranspiration – guidelines for computing crop water requirements, *Document de travail 56*, FAO, 1998.

Amarasinghe, U., T. Shah, et P. G. McCornick, Seeking calm water : exploring policy options for India's water future, *Natural Resources Forum*, *32*, 305–315, 2008.

Ambrosi, P., Amplitude et calendrier des politiques de réduction des émissions face aux risques climatiques : leçons des modèles intégrés, Thèse de doctorat, École des Hautes Études en Sciences Sociales, Paris, 2004.

Amengual, A., V. Homar, R. Romero, S. Alonso, et C. Ramis, A quantile-quantile approach for the adjustment of climate potential for tourism at local and regional scales : Application to the Mediterranean coastal region, *Document de travail*, Universitat de les Illes Balears, 5th HymeX Workshop, 2011.

Anctil, F., J. Rousselle, et N. Lauzon (Eds.), *Hydrologie cheminements de l'eau*, Presses Internationales Polytechnique, 2005.

Anderson, J., F. Chung, M. Anderson, L. Brekke, D. Easton, M. Ejeta, R. Peterson, et R. Snyder, Progress on incorporating climate change into management of California's water resources, *Climatic Change*, *87*(Suppl 1), S91–S108, doi :DOI: 10.1007/s10584-007-9353-1, 2008.

Arnell, N. W., Climate change and water resources in Britain, *Climatic Change*, *39*, 83–110, 1998.

Arnell, N. W., Climate change and global water resources, *Global Environmental Change*, *9*, S31–S49, 1999.

Arnell, N. W., Climate change and global water resources : SRES emissions and socio-economic scenarios, *Global Environmental Change*, *14*, 31–52, 2004.

Arnell, N. W., et E. K. Delaney, Adapting to climate change : public water supply in England and Wales, *Climatic Change*, *78*, 227–255, doi :10.1007/ s10584-006-9067-9, 2006.

Artuso, M., M. Ertaud, O. Godard, et J. Hourcade, *La Méditerranée : un potentiel de ressources menacé ?*, chap. 6, p. 120, CIHEAM, options Méditerranéennes N. 31, 1975.

Asokan, S. M., et D. Dutta, Analysis of water resources in the mahanadi river basin, India under projected climate conditions, *Hydrological Processes*, *22*, 3589–3603, doi :10.1002/hyp.6962, 2008.

Attane, I., et Y. Courbage, La démographie en méditerranée. situation et projections, *Document de travail 11*, Economica - Plan Bleu, 2001.

Ballestero, E., Inter-basin water transfer public agreements : a decision approach to quantity and price, *Water Resources Management*, *18*, 75–88, 2004.

Bates, B., Z. Kundzewicz, S. Wu, et J. P. (Eds.), *Climate Change and Water*, 210 pp., IPCC Secretariat, Geneva, Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2008.

Benoit, G., et A. Comeau, Méditerranée les perspectives du Plan Bleu sur l'environnement et le développement, *Document de travail*, Plan Bleu, 2005.

Beyene, T., D. P. Lettenmaier, et P. Kabat, Hydrologic impacts of climate change on the Nile river basin : Implications of the 2007 IPCC climate scenarios, *Climatic Change*, *100*(3/4), 433–461, doi :DOI:10.1007/s10584-009-9693-0, 2010.

Bigano, A., J. Hamilton, et R. Tol, Climate change and tourism in the Mediterranean, *Document de travail*, Research Unit on Sustainability and Global Change, Hamburg University, working Paper FNU-157, 2008.

Brinegar, H. R., et F. A. Ward, Basin impacts of irrigation water conservation policy, *Ecological Economics*, *69*, 414–426, doi :10.1016/j.ecolecon.2009.07.020, 2009.

Brisson, N., et F. Levrault (Eds.), *Changement climatique, agriculture et forêt en France : Simulations d'impacts sur les principales espèces*, 336 pp., ADEME, le Livre Vert du projet CLIMATOR (2007-2010), 2010.

Brouwer, R., et M. Hofkes, Integrated hydro-economic modelling : approaches, key issues, and future research directions, *Ecological Economics*, *66*, 16–22, doi : 10.1016/j.ecolecon.2008.02.009, 2008.

Bruinsma, J., World agriculture : Towards 2015/2030. an fao perspective, *Document de travail*, FAO, earthscan London, 2003.

Chabrol, D., P. Criqui, O. Godard, et J. Hourcade, *Eléments pour une nouvelle approche de la gestion de l'eau dans les pays méditerranéens*, chap. 7, p. 120, CIHEAM, options Méditerranéennes N. 31, 1975.

Christensen, N., et D. Lettenmaier, A multimodel ensemble approach to assessment of climate change impacts on hydrology and water resources of the Colorado river basin, *Hydrology and Earth System Sciences*, *11*, 1417–1434, 2007.

Conway, D., From headwater tributaries to international river : observing and adapting to climate variability and change in the Nile basin, *Global Environmental Change*, *15*, 99–114, doi :10.1016/j.gloenvcha.2005.01.003, 2005.

de Graaf, R., N. van de Giesen, et F. van de Ven, Alternative water management options to reduce vulnerability for climate change in the Netherlands, *Natural Hazards*, *51*, 407–422, doi :10.1007/s11069-007-9184-4, 2009.

de Loë, R., R. Kreutzwiser, et L. Moraru, Adaptation options for the near term : climate change and the Canadian water sector, *Global Environmental Change*, *11*, 231–245, 2001.

Díaz, J. R., E. Weatherhead, J. Knox, et E. Camacho, Climate change impacts on irrigation water requirements in the Guadalquivir river basin in Spain, *Regional Environmental Change*, *7*, 149–159, doi :10.1007/s10113-007-0035-3, 2007.

Döll, P., Impact of climate change and variability on irrigation requirements : a global perspective, *Climatic Change*, *54*(4), 269–293, 2002.

Döll, P., F. Kaspar, et B. Lehner, A global hydrological model for deriving water availability indicators : model tuning and validation, *Journal of Hydrology*, *270*, 105–134, 2003.

Ducharne, A., C. Golaz, E. Leblois, K. Laval, J. Polcher, E. Ledoux, et G. de Marsily, Development of a high resolution runoff routing model, calibration and application to assess runoff from the LMD GCM, *Journal of Hydrology*, *280*, 207–228, 2003.

FAO, Agriculture : toward 2015/30, *Document de travail*, FAO, fAO, Global perspective studies Unit, 2000.

Feng, S., L. X. Li, Z. G. Duan, et J. L. Zhang, Assessing the impacts of South-to-North water transfer project with decision support systems, *Decision Support Systems*, *42*, 1989–2003, doi :10.1016/j.dss.2004.11.004, 2007.

Fischer, G., F. N. Tubiello, H. van Velthuizen, et D. A. Wiberg, Climate change impacts on irrigation water requirements : effects of mitigation, 1990-2080, *Technological Forecasting and Social Change*, *74*, 1083–1107, doi :10.1016/j.techfore.2006.05.021, 2007.

Fisher, A. C., et S. J. Rubio, Adjusting to climate change : implications of increased variability and asymmetric adjustment cost for investment in water reserves, *Journal of Environmental Economics and Management*, *34*, 207–227, 1997.

Fowler, H., C. Kilsby, et P. O'Connell, Modeling the impacts of climatic change and variability on the reliability, resilience, and vulnerability of a water resource system, *Water Resources Research*, *39*(8), doi :DOI:10.1029/2002WR001778, 2003.

Frederick, K. D., Adapting to climate impacts on the supply and demand for water, *Climatic Change*, *37*, 141–156, 1997.

Fujihara, Y., K. Tanaka, T. Watanabe, T. Nagano, et T. Kojiri, Assessing the impacts of climate change on the water resources of the Seyhan river basin in Turkey : Use of dynamically downscaled data for hydrologic simulations, *Journal of Hydrology*, *353*, 33–48, doi :DOI:10.1016/j.jhydrol.2008.01.024, 2008.

Georgakakos, A., H. Yao, C. Demarchi, et M. Mullusky, Model development for simulation and optimisation of the Western Sterea Hellas hydrosystem, evaluation of management of the water resources of Sterea Hellas, *Document de travail 39*, Department of Water Resources, Hydraulic and Maritime Engineering – National Technical University of Athens, Athens, phase 3, 1999.

Godard, O., Planification intégrée du développement et gestion des ressources dans le bassin méditerranéen, *Document de travail*, CIRED/PNUE, Propositions pour le Programme des Nations Unies pour l'environnement, 1974.

Godard, O., *L'occupation des espaces littoraux méditerranéens*, chap. 4, p. 120, CIHEAM, options Méditerranéennes N. 31, 1975.

Gohar, A. A., et F. A. Ward, Gains from expanded irrigation water trading in Egypt : an integrated basin approach, *Ecological Economics*, *69*, 2535–2548, doi :10.1016/j.ecolecon.2010.07.030, 2010.

González-Camacho, J. M., J. C. Mailhol, et F. Ruget, Impacts locaux attendus de l'augmentation du CO2 dans l'atmosphère sur la productivité de l'eau du maïs dans la Drôme, France, *Irrigation and Drainage*, *57*, 229–243, 2008.

Guan, D., et K. Hubacek, A new and integrated hydro-economic accounting and analytical framework for water resources : A case study for North China, *Journal of Environmental Management*, *88*, 1300–1313, doi :10.1016/j.jenvman-2007-07-010, 2008.

Guimberteau, M., Modélisation de l'hydrologie continentale et influences de l'irrigation sur le cycle de l'eau, Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI, Paris, 2010.

Gurluk, S., et F. A. Ward, Integrated basin management : water and food policy options for Turkey, *Ecological Economics*, *68*, 2666–2678, doi :10.1016/j.ecolecon-2009-05-001, 2009.

Haddeland, I., T. Skaugen, et D. P. Lettenmaier, Anthropogenic impacts on continental surface fluxes, *Geophysical Research Letters*, *33*, 1–4, doi :10.1029/2006GL026047, 2006.

Haddeland, I., T. Skaugen, et D. Lettenmaier, Hydrologic effects of land and water management in North America and Asia : 1700-1992, *Hydrology and Earth System Sciences*, *11*, 1035–1045, 2007.

Hallegatte, S., Strategies to adapt to an uncertain climate change, *Global Environmental Change*, *19*, 240–247, doi :10.1016/j.gloenvcha.2008.12.003, 2009.

Hallegatte, S., J.-C. Hourcade, et P. Ambrosi, Using climate analogues for assessing climate change economic impacts in urban areas, *Climatic Change*, *82*(1–2), 47–60, doi :10.1007/s10584-006-9161-z, 2007.

Hallegatte, S., S. Somot, et H. Nassopoulos, *Région méditerranéenne et changement climatique*, 63 pp., IPEMED (Institut de Prospective Economique du Monde Méditerranéen), 2008.

Hamouda, M. A., M. M. N. El-Din, et F. I. Moursy, Vulnerability assessment of water resources systems in the Eastern Nile basin, *Water Resources Management*, *23*, 2697–2725, doi :10.1007/s11269-009-9404-7, 2009.

Hanasaki, N., S. Kanae, et T. Oki, A reservoir operation scheme for global river routing models, *Journal of Hydrology*, *327*, 22–41, doi :10.1016/j.jhydrol.2005.11.011, 2006.

Hanasaki, N., S. Kanae, T. Oki, K. Masuda, K. Motoya, N. Shirakawa, Y.Shen, et K. Tanaka, An integrated model for the assessment of global water resources - Part 1 : Model description and input meteorological forcing, *Hydrology and Earth System Sciences*, *12*, 1007–1025, 2008.

Harou, J. J., et J. R. Lund, Ending groundwater overdraft in hydro-economic systems, *Hydrogeology Journal*, *16*, 1039–1055, doi :10.1007/s10040-008-0300-7, 2008.

Harou, J. J., M. Pulido-Velazquez, D. E. Rosenberg, J. Medellín-Azuara, J. R. Lund, et R. E. Howitt, Hydro-economic models : concepts, design, applications, and future prospects, *Journal of Hydrology*, *375*, 627–643, doi :10.1016/j.jhydrol.2009.06.037, 2009.

Heinz, I., M. Pulido-Velazquez, J. Lund, et J. Andreu, Hydro-economic modeling in river basin management : implications and applications for the European Water Framework Directive, *Water Resources Management*, *21*, 1103–1125, doi :10.1007/s11269-006-9101-8, 2007.

Hervieu, B., Dynamiques agricoles et alimentaires en méditerranée, *Document de travail*, CIHEAM, communication Cahors, 6 novembre 2006, 2006.

Hourcade, J., *L'environnement, obstacle ou argument pour un nouvel ordre économique international : essai de prospective à l'échelle du bassin méditerranéen*, chap. 5, p. 120, CIHEAM, options Méditerranéennes N. 31, 1975.

Hourcade, J., et S. Hallegatte, Le rapport stern sur l'économie du changement climatique : de la controverse scientifique aux enjeux pour la décision publique et privée, *Document de travail 7*, Veolia, 2008.

Hourcade, J. C., Deux scénarios pour la Méditerranée. Essai d'analyse de deux formes d'interdépendance entre l'Europe des Neuf et la Rive Sud de la Méditerranée, *Document de travail*, Colloque "Energie, environnement et société", EDF, Maison des sciences de l'homme, Centre d'étude sur les institutions internationales, Bréau-sans-Nappe, 1977a.

Hourcade, J. C., Energie, environnement et division internationale du travail : essai de prospective à l'échelle du bassin méditerranéen, *Document de travail*, Université Paris I, 1977b.

Hughes, G., P. Chinowsky, et K. Strzepek, The costs of adaptation to climate change for water infrastructure in OECD countries, *Utilities Policy*, *18*, 142–153, doi :10.1016/j.jup.2010.03.002, 2010.

Iglesias, A., et M. Minguez, Modelling crop-climate interactions in Spain : vulnerability and adaptation of different agricultural systems to climate change, *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, *1*, 273–288, 1997.

IPCC, *Climate Change 2001 : Synthesis Report*, 398 pp., Cambridge University Press, available in French as ISBN 92-9169-215-8, also available in Arabic, Chinese, Spanish and Russian, 2001.

IPCC, *Climate Change 2007 The Physical Science Basis*, 996 pp., Cambridge University Press, contribution of the Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007.

Islam, M. S., T. Aramaki, et K. Hanaki, Development and application of an integrated water balance model to study the sensitivity of the Tokyo metropolitan area water availability scenario to climatic changes, *Agricultural Water Management*, *19*, 423–445, 2005.

Ji, X., E. Kang, R. Chen, W. Zhao, S. Xiao, et B. Jin, Analysis of water resources supply and demand and security of water resources development in irrigation regions of the middle reaches of the Heihe river basin, Northwest China, *Agricultural Sciences in China*, *5*(2), 130–140, 2006.

Jonkman, S., M. Bockarjova, M. Kok, et P. Bernardini, Integrated hydrodynamic and economic modelling of flood damage in the Netherlands, *Ecological Economics*, *66*, 77–90, doi :10.1061/j.ecolecon.2007.12.022, 2008.

Karamouz, M., A. Moridi, et N. Aghaee, Development of water allocation policies considering the demand variations : a system dynamics approach, Impacts of global climate change Proceedings of World Water and Environmental Resources Congress ASCE, pp. 1–12, doi :10.1061/40792(173)69, 2005.

Kiparsky, M., et P. H. Gleick, Climate change and California water resources : a survey and summary of the literature, *Document de travail*, Pacific Institute, 2003.

Koch, H., et U. Grünewald, A comparison of modelling systems for the development and revision of water resources management plans, *Water Resources Management*, *23*, 1403–1422, doi :10.1007/s11269-008-9333-x, 2009.

Koch, H., et S. Vögele, Dynamic modelling of water demand, water availability and adaptation strategies for power plants to global change, *Ecological Economics*, *68*(7), 2031–2039, doi :10.1016/j.ecolecon.2009.02.015, methodological Advancements in the Footprint Analysis, 2009.

Larsen, S. V., Risk as a challenge in practice : investigating climate change in water management, *Regional Environmental Change*, *11*(1), 111–122, doi :10.1007/s10113-010-0123-7, 2010.

Lempert, R. J., et D. G. Groves, Identifying and evaluating robust adaptive policy responses to climate change for water management agencies in the American west, *Technological Forecasting and Social Changes*, *77*, 960–974, doi :10.1016/j.techfore.2010.04.007, 2010.

Letcher, R., B. Croke, A. Jakeman, et W. Merritt, An integrated modelling toolbox for water resources assessment and management in highland catchments : Model description, *Agricultural Systems*, *89*, 106–131, doi :10.1016/j.agsy.2005.08.006, 2006.

Lettenmaier, D. P., et D. P. Sheer, Climatic sensitivity of California water resources, *Journal of Water Resources Planning and Management*, *117*(1), 108–125, 1991.

Liao, S., C. Chen, et S. Hsu, Estimating the value of El Niño southern oscillation information in a regional water market with implications for water management, *Journal of Hydrology*, *394*, 347–356, doi :10.1016/j.jhydrol.2010.09.008, 2010.

Lins, H. F., et E. Z. Stakhiv, Managing the nation's water in a changing climate, *Journal of the American Water Resources Association*, *34*(6), 1255–1264, 1998.

Lovelli, S., M. Perniola, T. D. Tommaso, D. Ventrella, M. Moriondo, et M. Amato, Effects of rising atmospheric CO2 on crop evapotranspiration in a Mediterranean area, *Agricultural water management*, *97*, 1287–1292, doi :10.1016/j.agwat.2010.03.005, 2010.

Ludwig, W., E. Dumont, M. Meybeck, et S. Heussner, River discharges of water and nutrients to the mediterranean and black sea : Major drivers for ecosystem changes during past and future decades ?, *Progress in Oceanography*, *80*(3–4), 199–217, doi :doi:10.1016/j.pocean.2009.02.001, 2009.

Lund, J. R., et J. Guzman, Derived operating rules for reservoirs in series or in parallel, *Journal of Water Resources Planning and Management*, *125*(3), 143–153, 1999.

Magnan, A., J. Hamilton, A. Bujosa, J. Rosselló, et R. Bille, Mediterranean tourism and climate change : identifying future demand and assessing destinations vulnerability, *Document de travail*, CIRCE European Project, regional Assessment of Climate Change in the Mediterranean Presentation of the section 4 (Tourism), Part 2 (People), Vol 2, CIRCE fourth general assembly, 2011.

Mahjouri, N., et M. Ardestani, A game theoretic approach for interbasin water resources allocation considering the water quality issues, *Environmenal Monitoring Assessment*, *167*, 527–544, doi :10.1007/s10661-009-1070-y, 2010.

Margat, J., et S. Treyer, L'eau des Méditerranéens : situations and perspectives, *Document de travail 158*, PNUE/PAM, 2004.

Medellín-Azuara, J., J. J. Harou, M. A. Olivares, K. Madani, J. R. Lund, R. E. Howitt, S. K. Tanaka, M. W. Jenkins, et T. Zhu, Adaptability and adaptations of California's water supply system to dry climate warming, *Climatic Change*, *87 (Suppl 1)*, S75–S90, 2008.

Médellín-Azuara, J., J. Harou, et R. E. Howitt, Estimating economic value of agricultural water under changing conditions and the effects of spatial aggregation, *Science of the Total Environment*, *408*, 5639–5648, doi :10.1016/j.scitotenv-2009-08-013, 2010.

Mehrotra, R., Sensitivity of runoff, soil moisture and reservoir design to climate change in central indian river basins, *Climatic Change*, *42*, 725–757, 1999.

Mendelsohn, R., et L. L. Bennett, Global warming and water management : water allocation and project evaluation, *Climatic Change*, *37*, 271–290, 1997.

Mendelsohn, R., W. Morrison, M. E. Schlesinger, et N. G. Andronova, Country-specific market impacts of climate change, *Climatic Change*, *45*, 553–569, 2000.

Messahel, M., et M. Benhafid, *Aménagements hydro agricoles : situation actuelle et perspectives de développement en Algérie*, chap. 8, p. 312, CIHEAM/IAMB -EU DG Research, options Méditerranéennes : Série B. Etudes et Recherches N.48, 2004.

Meza, F. J., D. Silva, et H. Vigil, Climate change impacts on irrigated maize in Mediterranean climates : evaluation of double cropping as an emerging adaptation alternative, *Agricultural systems*, *98*, 21–30, doi :10.1016/j.agsy.2008.03.005, 2008.

Michailidis, A., et K. Mattas, Using real options theory to irrigation dam investment analysis : an application of binomial option pricing model, *Water Resources Management*, *21*, 1717–1733, doi :10.1007/s11269-006-9122-3, 2007.

Millennium Ecosystem Assessment Board, *Ecosystems and Human Well-being : Scenarios*, vol. 2, 1032 pp., Island press, 2005.

Mimikou, M., *Water Resources Technology (in Greek)*, 592 pp., Papasotiriou, 1994.

Mimikou, M. A., et Y. S. Kouvopoulos, regional climate change impacts : I impacts on water resources, *Hydrological Sciences*, *36*(3), 247–258, 1991.

Mimikou, M. A., P. S. Hadjisavva, Y. S. Kouvopoulos, et H. Afrateos, regional climate change impacts : II impacts on water management works, *Hydrological Sciences*, *36*(3), 259–270, 1991.

Minville, M., S. Krau, F. Brisette, et R. Leconte, Behaviour and performance of a water resource system in Québec (Canada) under adapted operating policies in a climate change context, *Water Resources Management*, *24*, 1333–1352, doi : DOI:10.1007/s11269-009-9500-8, 2010.

Molle, F., et J. Berkoff, Cities vs. agriculture : a review of intersectoral water reallocation, *Natural Resources Forum*, *33*, 6–18, 2009.

Nalbantis, I., et D. Koutsoyiannis, A parametric rule for planning and management of multiple-reservoir systems, *Water Resources Research*, *33*(9), 2165–2177, 1997.

O'Hara, J. K., et K. P. Georgakakos, Quantifying the urban water supply impacts of climate change, *Water Resources Management*, *22*, 1477–1497, 2008.

Oki, T., Y. Agata, S. Kanae, T. Saruhashi, D. Yang, et K. Musiake, Global assessement of current water resources using Total Runoff Integrating Pathways, *Hydrological Sciences*, *46*(6), 983–995, 2001.

Palmer, R. N., et G. W. Characklis, Reducing the costs of meeting regional water demand through risk-based transfer agreements, *Journal of Environmental Management*, *90*, 1703–1714, doi :10.1016/j.jenvman.2008.11.003, 2009.

Portmann, F. T., S. Siebert, et P. Döll, MIRCA2000—global monthly irrigated and rainfed crop areas around the year 2000 : A new high-resolution data set for agricultural and hydrological modeling, *Global Biogeochemical Cycles*, *24*(GB1011), doi :10.1029/2008GB003435, 2010.

Prudhomme, C., et H. Davies, Assessing uncertainties in climate change impact analyses on the river flow regimes in the UK. Part 1 : baseline climate, *Climatic Change*, *93*, 177–195, doi :10.1007/s10584-008-9464-3, 2009a.

Prudhomme, C., et H. Davies, Assessing uncertainties in climate change impact analyses on the river flow regimes in the UK. Part 2 : future climate, *Climatic Change*, *93*, 197–222, doi :10.1007/s10584-008-9461-6, 2009b.

Pulido-Velazquez, M., J. Andreu, A. Sahuquillo, et D. Pulido-Velazquez, Hydroeconomic river basin modelling : The application of a holistic surface-groundwater model to assess opportunity costs of water use in Spain, *Ecological Economics*, *66*, 51–55, doi :0.1016/j.ecolecon.2007.12.016, 2008.

Quinn, N., L. Brekke, N. Miller, T. Heinzer, H. Hidalgo, et J. Dracup, Model integration for assessing future hydroclimate impacts on water resources, agricultural production and environmental quality in the San Joaquin basin, Califronia, *Environmental Modelling & Software*, *19*, 305–316, 2004.

Quinn, N. W., N. L. Miller, J. A. Dracup, L. Brekke, et L. F. Grober, An integrated modeling system for environmental impacts analysis of climate variability and extreme weather events in the San Joaquin basin Califronia, *Advances in Environmental Research*, *5*, 309–317, 2001.

Quintana Seguí, P., A. Ribes, E. Martin, F. Habets, et J. Boé, Comparison of three downscaling methods in simulating the impact of climate change on the hydrology of Mediterranean basins, *Journal of Hydrology*, *383*(1–2), 111–124, doi :10.1016/j.jhydrol.2009.09.050, 2010.

Rogers, P., Engineering design and uncertainties related to climate change, *Climatic Change*, *37*, 229–242, 1997.

Sassi, O., R. Crassous, J.-C. Hourcade, V. Gitz, H. Waisman, et C. Guivarch, IMACLIM-R : a modelling framework to simulate sustainable development pathways, *International Journal of Global Environmental Issues*, *10*(1/2), 5–24, doi :10.1504/IJGENVI.2010.030566, 2010.

Schaefli, B., B. Hingray, et A. Musy, Climate change and hydropower production in the swiss alps : quantification of potential impacts and related modelling uncertainties, *Hydrology and Earth System Sciences*, *11*(3), 1191–1205, 2007.

Seckler, D., U. Amarasinghe, D. Molden, R. de Silva, et R. Barker, World water demand and supply, 1990 to 2025 : scenarios and issues, *Document de travail 19*, International Water Management Institute, iWMI Research Report, 1998.

Shiklomanov, I. A., World water resources and their use, joint SHI/UNESCO product, 1999.

Siebert, S., P. Döll, J. Hoogeveen, J.-M. Faures, K. Frenken, et S. Feick, Development and validation of the global map of irrigation area, *Hydrology and Earth System Sciences*, *9*, 535–547, 2005.

Somot, S., F. Sevault, M. Déqué, et M. Crépon, 21st century climate change scenario for the Mediterranean using a coupled atmosphere-ocean regional climate model, *Global and Planetary Change*, *63*(2–3), 112–126, doi :10.1016/j.gloplacha.2007.10.003, 2008.

Strobl, E., et R. O. Strobl, The distributional impact of large dams : Evidence from cropland productivity in Africa, *Journal of Development Economics*, *In Press, Corrected Proof*, doi :10.1016/j.jdeveco.2010.08.005, 2010.

Strzepek, K. M., D. C. Major, C. Rosenzweig, A. Iglesias, D. N. Yates, A. Holt, et D. Hillel, New methods of modeling water availability for agriculture under climate change : the U.S. Cornbelt, *Journal of the American Water Resources Association*, *35*(6), 1639–1655, 1999.

Strzepek, K. M., G. W. Yohe, R. S. Tol, et M. W. Rosegrant, The value of the high Aswan Dam to the Egyptian economy, *Ecological Economics*, *66*, 117–126, doi :10.1016/j.ecolecon.2007.08.019, 2008.

Sun, G., S. G. McNulty, J. A. M. Myers, et E. C. Cohen, Impacts of multiple stresses on water demand and supply across the Southeastern United States, *Journal of the American Water Resources Association*, *44*(6), 1441–1457, 2008.

Tol, R. S. J., New estimates of the damage costs of climate change – Part II : Dynamic estimates, *Environmental and Resource Economics*, *21*(2), 135–160, 2002a.

Tol, R. S. J., New estimates of the damage costs of climate change – Part I : Benchmark estimates, *Environmental and Resource Economics*, *21*(1), 47–73, 2002b.

United Nations, Population prospects. the 2000 revision volume I : Comprehensive tables, *Document de travail st/esa/ser.a/198*, United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, New York, 2001a.

United Nations, Population prospects. the 2000 revision volume II : The sex and age distribution of populations, *Document de travail st/esa/ser.a/199*, United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, New York, 2001b.

van Heerden, J. H., J. Blignaut, et M. Horridge, Integrated water and economic modelling of the impacts of water market instruments on the South African economy, *Ecological Economics*, *66*, 105–116, doi :10.1016/j.ecolecon.2007.11.011, 2008.

Venkatesh, B. N., et B. F. Hobbs, Analyzing investments for managing Lake Erie levels under climate change uncertainty, *Water Resources Research*, *35*(5), 1671–1683, 1999.

Ward, F. A., Economics in integrated water management, *Environmental Modelling & Software*, *24*, 948–958, doi :10.1016/j.envsoft.2009.02.002, 2009.

Ward, F. A., et M. Pulido-Velázquez, Efficiency, equity, and sustainability in a water quantity-quality optimization model in the Rio Grande basin, *Ecological Economics*, *66*, 23–37, doi :10.1061/j.ecolecon.2007.08.018, 2008.

Ward, F. A., J. F. Booker, et A. M. Michelsen, Integrated economic, hydrologic, and institutional analysis of policy responses to mitigate drought impacts in Rio Grande basin, *Journal of Water Resources Planning and Management*, *132*, 488–502, doi :10.1061/(ASCE)0733-9496(2006)132:6(488), 2006.

Ward, P., K. Strzepek, W. Pauw, L. Brander, G. Hughes, et J. Aerts, Partial costs of global climate change adaptation for the supply of raw industrial and municipal water : a methodology and application, *Environmental Research Letters*, *5*(044011), 10, doi :10.1088/1748-9326/5/4/044011, 2010.

WATECO, Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), *Guidance document n1 economics and the environment the implementation challenge of the Water Framework Directive*, European Commission, 2003.

Watson, P. S., et S. Davies, Modeling the effects of population growth on water resources : a CGE analysis of the South Plate river basin in Colorado, *The Annals of Regional Science*, *46*(2), 331–348, doi :10.1007/s00168-009-0326-3, 2009.

Wolf, J., et C. V. Diepen, Effects of climate change on grain maize yield potential in the European community, *Climatic Change*, *29*, 299–331, 1995.

Wood, A. W., D. P. Lettenmaier, et R. N. Palmer, Assessing climatic change implications for water resources planning, *Climatic Change*, *37*, 203–228, 1997.

Zaman, A., H. Malano, et B. Davidson, An integrated water trading-allocation model, applied to a water market in Australia, *Agricultural Water Management*, *96*, 149–159, doi :10.1016/j.agwat.2008.07.008, 2009.

Bibliographie

Aftias, M., *Ydreuseis*, Ecole Polytechnique d'Athènes Grèce, 1992.

Alcamo, J., P. Döll, T. Henrichs, F. Kaspar, B. Lehner, T. Rösch, et S. Siebert, Development and testing of the WaterGap 2 global model of water use and availability, *Hydrological Sciences*, *48*(3), 317–337, 2003.

Alcamo, J., M. Flörke, et M. Märker, Future long-term changes in global water resources driven by socio-economic and climatic changes, *Hydrological Sciences*, *52*(2), 247–275, 2007.

Ali, M. H., L. T. Shui, K. C. Yan, A. F. Eloubaidy, et K. Foung, Modeling water balance components and irrigation efficiences in relation to water requirements for double-cropping systems, *Agricultural Water Management*, *46*, 167–182, 2000.

Allen, R., Using the FAO-56 dual crop coefficient method over an irrigated region as part of an evapotranspiration intercomparison study, *Journal of Hydrology*, *229*, 27–41, 2000.

Allen, R. G., L. S. Pereira, D. Raes, et M. Smith, Crop evapotranspiration – guidelines for computing crop water requirements, *Document de travail 56*, FAO, 1998.

Amarasinghe, U., T. Shah, et P. G. McCornick, Seeking calm water : exploring policy options for India's water future, *Natural Resources Forum*, *32*, 305–315, 2008.

Ambrosi, P., Amplitude et calendrier des politiques de réduction des émissions face aux risques climatiques : leçons des modèles intégrés, Thèse de doctorat, École des Hautes Études en Sciences Sociales, Paris, 2004.

Amengual, A., V. Homar, R. Romero, S. Alonso, et C. Ramis, A quantile-quantile approach for the adjustment of climate potential for tourism at local and regional scales : Application to the Mediterranean coastal region, *Document de travail*, Universitat de les Illes Balears, 5th HymeX Workshop, 2011.

Anctil, F., J. Rousselle, et N. Lauzon (Eds.), *Hydrologie cheminements de l'eau*, Presses Internationales Polytechnique, 2005.

Anderson, J., F. Chung, M. Anderson, L. Brekke, D. Easton, M. Ejeta, R. Peterson, et R. Snyder, Progress on incorporating climate change into management of California's water resources, *Climatic Change*, *87*(Suppl 1), S91–S108, doi :DOI: 10.1007/s10584-007-9353-1, 2008.

AQUASTAT, Algérie, 2005.

AQUASTAT Program, Dams and agriculture in Africa, 2007.

Arnell, N. W., Climate change and water resources in Britain, *Climatic Change*, *39*, 83–110, 1998.

Arnell, N. W., Climate change and global water resources, *Global Environmental Change*, *9*, S31–S49, 1999.

Arnell, N. W., Climate change and global water resources : SRES emissions and socio-economic scenarios, *Global Environmental Change*, *14*, 31–52, 2004.

Arnell, N. W., et E. K. Delaney, Adapting to climate change : public water supply in England and Wales, *Climatic Change*, *78*, 227–255, doi :10.1007/ s10584-006-9067-9, 2006.

Artuso, M., M. Ertaud, O. Godard, et J. Hourcade, *La Méditerranée : un potentiel de ressources menacé ?*, chap. 6, p. 120, CIHEAM, options Méditerranéennes N. 31, 1975.

Asokan, S. M., et D. Dutta, Analysis of water resources in the mahanadi river basin, India under projected climate conditions, *Hydrological Processes*, *22*, 3589–3603, doi :10.1002/hyp.6962, 2008.

Attane, I., et Y. Courbage, La démographie en méditerranée. situation et projections, *Document de travail 11*, Economica - Plan Bleu, 2001.

Ballestero, E., Inter-basin water transfer public agreements : a decision approach to quantity and price, *Water Resources Management*, *18*, 75–88, 2004.

Bates, B., Z. Kundzewicz, S. Wu, et J. P. (Eds.), *Climate Change and Water*, 210 pp., IPCC Secretariat, Geneva, Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2008.

Benoit, G., et A. Comeau, Méditerranée les perspectives du Plan Bleu sur l'environnement et le développement, *Document de travail*, Plan Bleu, 2005.

Beyene, T., D. P. Lettenmaier, et P. Kabat, Hydrologic impacts of climate change on the Nile river basin : Implications of the 2007 IPCC climate scenarios, *Climatic Change*, *100*(3/4), 433–461, doi :DOI:10.1007/s10584-009-9693-0, 2010.

Bigano, A., J. Hamilton, et R. Tol, Climate change and tourism in the Mediterranean, *Document de travail*, Research Unit on Sustainability and Global Change, Hamburg University, working Paper FNU-157, 2008.

Brekke, L. D., N. L. Miller, K. E. Bashford, N. W. Quinn, et J. A. Dracup, Climate change impacts uncertainty for water resources in the San Joaquin river basin, California, *Journal of the American Water Resources Association*, *40*, 149–164, doi :DOI:10.1111/j.1752-1688.2004.tb01016.x, issue 1, 2004.

Brekke, L. D., E. P. Maurer, J. D. Anderson, M. D. Dettinger, E. S. Townsley, A. Harrison, et T. Pruitt, Assessing reservoir operations risk under climate change, *Water Resources Research*, *45*, doi :DOI:10.1029/2008WR006941, 2009.

Brikowski, T. H., Doomed reservoirs in Kansas, USA ? climate change and groundwater mining on the Great Plains lead to unsustainable surface water storage, *Journal of Hydrology*, *354*, 90–101, 2008.

Brinegar, H. R., et F. A. Ward, Basin impacts of irrigation water conservation policy, *Ecological Economics*, *69*, 414–426, doi :10.1016/j.ecolecon.2009.07.020, 2009.

Brisson, N., et F. Levrault (Eds.), *Changement climatique, agriculture et forêt en France : Simulations d'impacts sur les principales espèces*, 336 pp., ADEME, le Livre Vert du projet CLIMATOR (2007-2010), 2010.

Brouwer, R., et M. Hofkes, Integrated hydro-economic modelling : approaches, key issues, and future research directions, *Ecological Economics*, *66*, 16–22, doi : 10.1016/j.ecolecon.2008.02.009, 2008.

Bruinsma, J., World agriculture : Towards 2015/2030. an fao perspective, *Document de travail*, FAO, earthscan London, 2003.

Burn, D. H., et S. P. Simonovic, Sensitivity of reservoir operation performance to climatic change, *Water Resources Management*, *10*, 463–478, 1996.

Callaway, J. M., D. B. Louw, J. C. Nkomo, M. E. Hellmuth, et D. A. Sparks, The Berg river dynamic spatial equilibrium model : A new tool for assessing the benefits and costs of alternatives for coping with water demand growth, climate variability, and climate change in the Western Cape, *AIACC Working Paper 31*, 2007.

CARMA, CARMA Carbon Monitoring for Action, The Center For Global Development, 2007.

Center for International Earth Science Information Network (CIESIN), International Food Policy Research Institute (IFPRI), the World Bank, et Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), Global Rural-Urban Mapping Project (GRUMP) : Settlement points, 2004.

CFBR, Commité français des barrages et reservoirs, 2011.

Chabrol, D., P. Criqui, O. Godard, et J. Hourcade, *Eléments pour une nouvelle approche de la gestion de l'eau dans les pays méditerranéens*, chap. 7, p. 120, CIHEAM, options Méditerranéennes N. 31, 1975.

Christensen, N., et D. Lettenmaier, A multimodel ensemble approach to assessment of climate change impacts on hydrology and water resources of the Colorado river basin, *Hydrology and Earth System Sciences*, *11*, 1417–1434, 2007.

Consortium Scilab, Scilab : Le logiciel libre de calcul numérique, 2011.

Conway, D., From headwater tributaries to international river : observing and adapting to climate variability and change in the Nile basin, *Global Environmental Change*, *15*, 99–114, doi :10.1016/j.gloenvcha.2005.01.003, 2005.

de Graaf, R., N. van de Giesen, et F. van de Ven, Alternative water management options to reduce vulnerability for climate change in the Netherlands, *Natural Hazards*, *51*, 407–422, doi :10.1007/s11069-007-9184-4, 2009.

de Loë, R., R. Kreutzwiser, et L. Moraru, Adaptation options for the near term : climate change and the Canadian water sector, *Global Environmental Change*, *11*, 231–245, 2001.

Dessai, S., Robust adaptation decisions amid climate change uncertainties, Phd, University of East Anglia, Norwich, 2005.

Dessai, S., et M. Hulme, Assessing the robustness of adaptation decisions to climate change uncertainties : A case study on water resources management in the east of England, *Global Environmental Change*, *17*, 59–72, 2007.

Díaz, J. R., E. Weatherhead, J. Knox, et E. Camacho, Climate change impacts on irrigation water requirements in the Guadalquivir river basin in Spain, *Regional Environmental Change*, *7*, 149–159, doi :10.1007/s10113-007-0035-3, 2007.

Döll, P., Impact of climate change and variability on irrigation requirements : a global perspective, *Climatic Change*, *54*(4), 269–293, 2002.

Döll, P., F. Kaspar, et B. Lehner, A global hydrological model for deriving water availability indicators : model tuning and validation, *Journal of Hydrology*, *270*, 105–134, 2003.

Dubois, C., et al., Future projections of the surface heat and water budgets of the Mediterranean sea in an ensemble of coupled atmosphere-ocean regional climate models, submitted to Climate Dynamics, 2011.

Ducharne, A., C. Golaz, E. Leblois, K. Laval, J. Polcher, E. Ledoux, et G. de Marsily, Development of a high resolution runoff routing model, calibration and application to assess runoff from the LMD GCM, *Journal of Hydrology*, *280*, 207–228, 2003.

Ducharne, A., et al., Long term prospective of the Seine River system : Confronting climatic and direct anthropogenic changes, *Science of the Total Environment*, *375*, 292–311, 2007.

Eum, H.-I., et S. P. Simonovic, Integrated reservoir management system for adaptation to climate change : The Nakdong river basin in Korea, *Water Resources Management*, *24*(13), 3397–3417, doi :10.1007/s11269-010-9612-1, 2010.

EUROSTAT, NUTS - nomenclature of territorial units for statistics, 2010.

FAO, Agriculture : toward 2015/30, *Document de travail*, FAO, fAO, Global perspective studies Unit, 2000.

FAO, Agro-MAPS : Global spatial database of agricultural land-use statistics version 2.5, 2005.

FAO WATER, Crop water information, 2011.

FAOSTAT, PRODSTAT food and agricultural commodities production, 2011.

Feng, S., L. X. Li, Z. G. Duan, et J. L. Zhang, Assessing the impacts of South-to-North water transfer project with decision support systems, *Decision Support Systems*, *42*, 1989–2003, doi :10.1016/j.dss.2004.11.004, 2007.

Fischer, G., F. N. Tubiello, H. van Velthuizen, et D. A. Wiberg, Climate change impacts on irrigation water requirements : effects of mitigation, 1990-2080, *Technological Forecasting and Social Change*, *74*, 1083–1107, doi :10.1016/j.techfore.2006.05.021, 2007.

Fisher, A. C., et S. J. Rubio, Adjusting to climate change : implications of increased variability and asymmetric adjustment cost for investment in water reserves, *Journal of Environmental Economics and Management*, *34*, 207–227, 1997.

Flörke, M., et J. Alcamo, European outlook on water use, *Document de travail*, Center for Environmental Systems Research - University of Kassel, final Report, EEA/RNC/03/007, 2004.

Fowler, H., C. Kilsby, et P. O'Connell, Modeling the impacts of climatic change and variability on the reliability, resilience, and vulnerability of a water resource system, *Water Resources Research*, *39*(8), doi :DOI:10.1029/2002WR001778, 2003.

Frederick, K. D., Adapting to climate impacts on the supply and demand for water, *Climatic Change*, *37*, 141–156, 1997.

Frederick, K. D., et G. E. Schwarz, Socioeconomic impacts of climate change on U.S. water supplies, *Journal of the American Water Resources Association*, *35*(6), 1563–1583, 1999.

Fujihara, Y., K. Tanaka, T. Watanabe, T. Nagano, et T. Kojiri, Assessing the impacts of climate change on the water resources of the Seyhan river basin in Turkey : Use of dynamically downscaled data for hydrologic simulations, *Journal of Hydrology*, *353*, 33–48, doi :DOI:10.1016/j.jhydrol.2008.01.024, 2008.

García-Ruiz, J. M., J. I. López-Moreno, S. M. Vicente-Serrano, T. Lasanta-Martínez, et S. Beguería, Mediterranean water resources in a global change scenario, *Earth-Science Reviews*, *105*(3–4), 121–139, doi :10.1016/j.earscirev.2011.01.006, 2011.

GeoNetwork, Global administrative unit layers (GAUL), FAO, 2009.

Georgakakos, A., H. Yao, C. Demarchi, et M. Mullusky, Model development for simulation and optimisation of the Western Sterea Hellas hydrosystem, evaluation of management of the water resources of Sterea Hellas, *Document de travail 39*, Department of Water Resources, Hydraulic and Maritime Engineering – National Technical University of Athens, Athens, phase 3, 1999.

Godard, O., Planification intégrée du développement et gestion des ressources dans le bassin méditerranéen, *Document de travail*, CIRED/PNUE, Propositions pour le Programme des Nations Unies pour l'environnement, 1974.

Godard, O., *L'occupation des espaces littoraux méditerranéens*, chap. 4, p. 120, CIHEAM, options Méditerranéennes N. 31, 1975.

Gohar, A. A., et F. A. Ward, Gains from expanded irrigation water trading in Egypt : an integrated basin approach, *Ecological Economics*, *69*, 2535–2548, doi :10.1016/j.ecolecon.2010.07.030, 2010.

González-Camacho, J. M., J. C. Mailhol, et F. Ruget, Impacts locaux attendus de l'augmentation du CO2 dans l'atmosphère sur la productivité de l'eau du maïs dans la Drôme, France, *Irrigation and Drainage*, *57*, 229–243, 2008.

GRASS-GIS, GRASS Development Team, Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software. Open Source Geospatial Foundation Project, 2008.

Groves, D. G., et R. J. Lempert, A new analytic method for finding policy-relevant scenarios, *Global Environmental Change*, *17*, 17–85, 2007.

Groves, D. G., D. Knopman, R. J. Lempert, S. Berry, et L. Wainfan, Presenting uncertainty about climate change to water resource managers – summary of workshops with the inland empire utilities agency, RAND, Santa Monica, CA, 2007.

Guan, D., et K. Hubacek, A new and integrated hydro-economic accounting and analytical framework for water resources : A case study for North China, *Journal of Environmental Management*, *88*, 1300–1313, doi :10.1016/j.jenvman-2007-07-010, 2008.

Guimberteau, M., Modélisation de l'hydrologie continentale et influences de l'irrigation sur le cycle de l'eau, Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI, Paris, 2010.

Gupta, N., P. Pilesjo, et B. Maathuis, Use of geoinformatics for inter-basin water transfer assessment, *Water Resources*, *37*(5), 623–637, 2010.

Gurluk, S., et F. A. Ward, Integrated basin management : water and food policy options for Turkey, *Ecological Economics*, *68*, 2666–2678, doi :10.1016/j.ecolecon-2009-05-001, 2009.

Haddeland, I., D. P. Lettenmaier, et T. Skaugen, Effects of irrigation on the water and energy balances of the Colorado and Mekong river basins, *Journal of Hydrology*, *324*, 210–223, 2006a.

Haddeland, I., T. Skaugen, et D. P. Lettenmaier, Anthropogenic impacts on continental surface fluxes, *Geophysical Research Letters*, *33*, 1–4, doi :10.1029/2006GL026047, 2006b.

Haddeland, I., T. Skaugen, et D. Lettenmaier, Hydrologic effects of land and water management in North America and Asia : 1700-1992, *Hydrology and Earth System Sciences*, *11*, 1035–1045, 2007.

Hallegatte, S., Strategies to adapt to an uncertain climate change, *Global Environmental Change*, *19*, 240–247, doi :10.1016/j.gloenvcha.2008.12.003, 2009.

Hallegatte, S., J.-C. Hourcade, et P. Ambrosi, Using climate analogues for assessing climate change economic impacts in urban areas, *Climatic Change*, *82*(1–2), 47–60, doi :10.1007/s10584-006-9161-z, 2007.

Hallegatte, S., S. Somot, et H. Nassopoulos, *Région méditerranéenne et changement climatique*, 63 pp., IPEMED (Institut de Prospective Economique du Monde Méditerranéen), 2008.

Hamouda, M. A., M. M. N. El-Din, et F. I. Moursy, Vulnerability assessment of water resources systems in the Eastern Nile basin, *Water Resources Management*, *23*, 2697–2725, doi :10.1007/s11269-009-9404-7, 2009.

Hanasaki, N., S. Kanae, et T. Oki, A reservoir operation scheme for global river routing models, *Journal of Hydrology*, *327*, 22–41, doi :10.1016/j.jhydrol.2005.11.011, 2006.

Hanasaki, N., S. Kanae, T. Oki, K. Masuda, K. Motoya, N. Shirakawa, Y.Shen, et K. Tanaka, An integrated model for the assessment of global water resources - Part 1 : Model description and input meteorological forcing, *Hydrology and Earth System Sciences*, *12*, 1007–1025, 2008.

Harou, J. J., et J. R. Lund, Ending groundwater overdraft in hydro-economic systems, *Hydrogeology Journal*, *16*, 1039–1055, doi :10.1007/s10040-008-0300-7, 2008.

Harou, J. J., M. Pulido-Velazquez, D. E. Rosenberg, J. Medellín-Azuara, J. R. Lund, et R. E. Howitt, Hydro-economic models : concepts, design, applications, and future prospects, *Journal of Hydrology*, *375*, 627–643, doi :10.1016/j.jhydrol.2009.06.037, 2009.

Heinz, I., M. Pulido-Velazquez, J. Lund, et J. Andreu, Hydro-economic modeling in river basin management : implications and applications for the European Water Framework Directive, *Water Resources Management*, *21*, 1103–1125, doi :10.1007/s11269-006-9101-8, 2007.

Hervieu, B., Dynamiques agricoles et alimentaires en méditerranée, *Document de travail*, CIHEAM, communication Cahors, 6 novembre 2006, 2006.

Hossain, F., I. Jeyachandran, et S. R. Pielke, Dam safety due to human alteration of extreme precipitation, *Water Resources Research*, *46*, doi :DOI: 10.1029/2009WR007704, 2010.

Hotchkiss, R. H., S. F. Jorgensen, M. C. Stone, et T. A. Fontaine, Regulated river modeling for climate change impact assessment : the Missouri river, *Journal of the American Water Resources Association*, *36*(2), 375–386, 2000.

Hourcade, J., *L'environnement, obstacle ou argument pour un nouvel ordre économique international : essai de prospective à l'échelle du bassin méditerranéen*, chap. 5, p. 120, CIHEAM, options Méditerranéennes N. 31, 1975.

Hourcade, J., et S. Hallegatte, Le rapport stern sur l'économie du changement climatique : de la controverse scientifique aux enjeux pour la décision publique et privée, *Document de travail 7*, Veolia, 2008.

Hourcade, J. C., Deux scénarios pour la Méditerranée. Essai d'analyse de deux formes d'interdépendance entre l'Europe des Neuf et la Rive Sud de la Méditerranée, *Document de travail*, Colloque "Energie, environnement et société", EDF, Maison des sciences de l'homme, Centre d'étude sur les institutions internationales, Bréau-sans-Nappe, 1977a.

Hourcade, J. C., Energie, environnement et division internationale du travail : essai de prospective à l'échelle du bassin méditerranéen, *Document de travail*, Université Paris I, 1977b.

Hughes, G., P. Chinowsky, et K. Strzepek, The costs of adaptation to climate change for water infrastructure in OECD countries, *Utilities Policy*, *18*, 142–153, doi :10.1016/j.jup.2010.03.002, 2010.

HYDRO1k, Hydro1k elevation derivative database, 2009.

ICOLD, *Cost impact on future dam design – Analysis and proposals*, *Bulletins*, vol. 83, CIGB ICOLD, 1992.

ICOLD, *World Register of Dams*, CIGB ICOLD, 2003.

Iglesias, A., et M. Minguez, Modelling crop-climate interactions in Spain : vulnerability and adaptation of different agricultural systems to climate change, *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, *1*, 273–288, 1997.

IPCC, *Climate Change 2001 : Synthesis Report*, 398 pp., Cambridge University Press, available in French as ISBN 92-9169-215-8, also available in Arabic, Chinese, Spanish and Russian, 2001.

IPCC, *Climate Change 2007 The Physical Science Basis*, 996 pp., Cambridge University Press, contribution of the Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007.

Islam, M. S., T. Aramaki, et K. Hanaki, Development and application of an integrated water balance model to study the sensitivity of the Tokyo metropolitan area water availability scenario to climatic changes, *Agricultural Water Management*, *19*, 423–445, 2005.

Ji, X., E. Kang, R. Chen, W. Zhao, S. Xiao, et B. Jin, Analysis of water resources supply and demand and security of water resources development in irrigation regions of the middle reaches of the Heihe river basin, Northwest China, *Agricultural Sciences in China*, *5*(2), 130–140, 2006.

Jonkman, S., M. Bockarjova, M. Kok, et P. Bernardini, Integrated hydrodynamic and economic modelling of flood damage in the Netherlands, *Ecological Economics*, *66*, 77–90, doi :10.1061/j.ecolecon.2007.12.022, 2008.

Joyce, B., S. Vicuna, L. Dale, J. Dracup, M. Hanemann, D. Purkey, et D. Yates, Climate change impacts on water for agriculture in California : a case study in the Sacramento Valley, *Document de travail*, California Climate Change Center, white Paper, 2006.

Karamouz, M., A. Moridi, et N. Aghaee, Development of water allocation policies considering the demand variations : a system dynamics approach, Impacts of global climate change Proceedings of World Water and Environmental Resources Congress ASCE, pp. 1–12, doi :10.1061/40792(173)69, 2005.

Kiparsky, M., et P. H. Gleick, Climate change and California water resources : a survey and summary of the literature, *Document de travail*, Pacific Institute, 2003.

Kirshen, P., M. Mccluskey, R. V. R., et K. Strzepek, Global analysis of changes in water supply yields and costs under climate change : a case study in China, *Climatic Change*, *68*(3), 303–330, doi :10.1007/s10584-005-1148-7, 2005.

Koch, H., et U. Grünewald, A comparison of modelling systems for the development and revision of water resources management plans, *Water Resources Management*, *23*, 1403–1422, doi :10.1007/s11269-008-9333-x, 2009.

Koch, H., et S. Vögele, Dynamic modelling of water demand, water availability and adaptation strategies for power plants to global change, *Ecological Economics*, *68*(7), 2031–2039, doi :10.1016/j.ecolecon.2009.02.015, methodological Advancements in the Footprint Analysis, 2009.

Koutsoyiannis, D., Reliability concepts in reservoir design, dans *Water Encyclopedia, Surface and Agricultural Water*, vol. 4, édité par J. H. Lehr et J. Keeley, pp. 259–265, Wiley New York, 2005.

Koutsoyiannis, D., et A. Economou, Evaluation of the parameterization-simulation-optimization approach for the control of reservoir systems, *Water Resources Research*, *39*(6), doi :10.1029/2003WR002148, 2003.

Koutsoyiannis, D., S. Roti, J. Tzeranis, et T. Xanthopoulos, Hydrological investigation of the thessalia water basin, *Document de travail 7*, Department of Water Resources, Hydraulic and Maritime Engineering – National Technical University of Athens, Athens, final Report, 1988.

Koutsoyiannis, D., A. Efstratiadis, et G. Karavokiros, A decision support tool for the management of multi-reservoir systems, *Journal of the American Water Resources Association*, *38*(4), 945–958, 2002.

Labadie, J. W., Optimal operation of multireservoir systems : state-of-the-art-review, *Journal of Water Resources planning and Management*, *130*(2), 2004.

Larsen, S. V., Risk as a challenge in practice : investigating climate change in water management, *Regional Environmental Change*, *11*(1), 111–122, doi :10.1007/s10113-010-0123-7, 2010.

Leenhardt, D., J. Trouvat, G. Gonzalès, V. Pérarnaud, S. Prats, et J. Bergez, Estimating irrigation demand for water management on a regional scale I. ADEAU-MIS, a simulation platform on bio-decisional modelling and spatial information, *Agricultural Water Management*, *68*, 207–232, doi :10.1016/j.agwat.2004.04.004, 2004.

Lehner, B., G. Czisch, et S. Vassolo, The impact of global change on the hydropower potential of Europe : a model-based analysis, *Energy Policy*, *33*, 839–855, doi : DOI:10.1016/j.enpol.2003.10.018, 2005.

Lehner, B., P. Döll, J. Alcamo, T. Henrichs, et F. Kaspar, Estimating the impact of global change on flood and drought risks in Europe : a continental integrated analysis, *Climatic Change*, *75*, 273–299, doi :DOI:10.1007/s10584-006-6338-4, 2006.

Lempert, R. J., et M. T. Collins, Managing the risk of uncertain thresholds responses : comparison of robust, optimum, and precautionary approaches, *Risk Analysis*, *27*, 1009–1026, 2007.

Lempert, R. J., et D. G. Groves, Identifying and evaluating robust adaptive policy responses to climate change for water management agencies in the American west, *Technological Forecasting and Social Changes*, *77*, 960–974, doi :10.1016/j.techfore.2010.04.007, 2010.

Lempert, R. J., et M. E. Schlesinger, Robust strategies for abating climate change, *Climatic Change*, *45*(3-4), 387–401, 2000.

Lempert, R. J., D. G. Groves, S. W. Popper, et S. C. Bankes, A general, analytic method for generating robust strategies and narrative scenarios, *Management Science*, *52*(4), 514–528, 2006.

Letcher, R., B. Croke, A. Jakeman, et W. Merritt, An integrated modelling toolbox for water resources assessment and management in highland catchments : Model description, *Agricultural Systems*, *89*, 106–131, doi :10.1016/j.agsy.2005.08.006, 2006.

Lettenmaier, D. P., et D. P. Sheer, Climatic sensitivity of California water resources, *Journal of Water Resources Planning and Management*, *117*(1), 108–125, 1991.

Lettenmaier, D. P., A. W. Wood, R. N. Palmer, E. F. Wood, et E. Z. Stakhiv, Water resources implications of global warming : a U.S. regional perspective, *Climatic Change*, *43*, 537–579, 1999.

Li, L., H. Xu, X. Chen, et S. Simonovic, Streamflow forecast and reservoir operation performance assessment under climate change, *Water Resources Management*, *24*, 83–104, doi :DOI:10.1007/s11269-009-9438-x, 2010.

Liao, S., C. Chen, et S. Hsu, Estimating the value of El Niño southern oscillation information in a regional water market with implications for water management, *Journal of Hydrology*, *394*, 347–356, doi :10.1016/j.jhydrol.2010.09.008, 2010.

Lins, H. F., et E. Z. Stakhiv, Managing the nation's water in a changing climate, *Journal of the American Water Resources Association*, *34*(6), 1255–1264, 1998.

López-Moreno, J., M. Beniston, et J. García-Ruiz, Environmental change and water management in the Pyrenees : facts and future perspectives for Mediterranean mountains, *Global and Planetary Change*, *61*(3–4), 300–312, doi : 10.1016/j.gloplacha.2007.10.004, 2007.

Lorenzo-Lacruz, J., S. Vicente-Serrano, J. López-Moreno, S. Beguería, J. García-Ruiz, et J. Cuadrat, The impact of droughts and water management on various hydrological systems in the headwaters of the Tagus river (Central Spain), *Journal of Hydrology*, *386*, 13–26, doi :10.1016/j.jhydrol.2010.01.001, 2010.

Loukas, A., N. Mylopoulos, et L. Vasiliades, A modeling system for the evaluation of water resources management strategies in Thessaly, Greece, *Water Resources Management*, *21*(10), 1673–1702, doi :10.1007/s11269-006-9120-5, 2007.

Lovelli, S., M. Perniola, T. D. Tommaso, D. Ventrella, M. Moriondo, et M. Amato, Effects of rising atmospheric CO2 on crop evapotranspiration in a Mediterranean area, *Agricultural water management*, *97*, 1287–1292, doi :10.1016/j.agwat.2010.03.005, 2010.

Ludwig, W., E. Dumont, M. Meybeck, et S. Heussner, River discharges of water and nutrients to the mediterranean and black sea : Major drivers for ecosystem changes during past and future decades ?, *Progress in Oceanography*, *80*(3–4), 199–217, doi :doi:10.1016/j.pocean.2009.02.001, 2009.

Lund, J. R., et J. Guzman, Derived operating rules for reservoirs in series or in parallel, *Journal of Water Resources Planning and Management*, *125*(3), 143–153, 1999.

Magilligan, F. J., et K. Nislow, Long-term changes in regional hydrologic regime following impoundment in a humid-climate watershed, *Journal of the American Water Resources Association*, *37*(6), 1551–1569, 2001.

Magnan, A., J. Hamilton, A. Bujosa, J. Rosselló, et R. Bille, Mediterranean tourism and climate change : identifying future demand and assessing destinations vulnerability, *Document de travail*, CIRCE European Project, regional Assessment of Climate Change in the Mediterranean Presentation of the section 4 (Tourism), Part 2 (People), Vol 2, CIRCE fourth general assembly, 2011.

Mahjouri, N., et M. Ardestani, A game theoretic approach for interbasin water resources allocation considering the water quality issues, *Environmenal Monitoring Assessment*, *167*, 527–544, doi :10.1007/s10661-009-1070-y, 2010.

Margat, J., et S. Treyer, L'eau des Méditerranéens : situations and perspectives, *Document de travail 158*, PNUE/PAM, 2004.

Martin, Q. W., Optimal operation of multiple reservoir systems, *Journal of Water Resources Planning and Management*, *109*(1), 58–74, 1983.

Medellín-Azuara, J., J. J. Harou, M. A. Olivares, K. Madani, J. R. Lund, R. E. Howitt, S. K. Tanaka, M. W. Jenkins, et T. Zhu, Adaptability and adaptations of California's water supply system to dry climate warming, *Climatic Change*, *87 (Suppl 1)*, S75–S90, 2008.

Médellín-Azuara, J., J. Harou, et R. E. Howitt, Estimating economic value of agricultural water under changing conditions and the effects of spatial aggregation, *Science of the Total Environment*, *408*, 5639–5648, doi :10.1016/j.scitotenv-2009-08-013, 2010.

Mehrotra, R., Sensitivity of runoff, soil moisture and reservoir design to climate change in central indian river basins, *Climatic Change*, *42*, 725–757, 1999.

Meigh, J., A. McKenzie, et K. Sene, A grid-based approach to water scarcity estimates for eastern and southern Africa, *Water Resources Management*, *13*, 85–115, 1999.

Mendelsohn, R., et L. L. Bennett, Global warming and water management : water allocation and project evaluation, *Climatic Change*, *37*, 271–290, 1997.

Mendelsohn, R., W. Morrison, M. E. Schlesinger, et N. G. Andronova, Country-specific market impacts of climate change, *Climatic Change*, *45*, 553–569, 2000.

Messahel, M., et M. Benhafid, *Aménagements hydro agricoles : situation actuelle et perspectives de développement en Algérie*, chap. 8, p. 312, CIHEAM/IAMB -EU DG Research, options Méditerranéennes : Série B. Etudes et Recherches N.48, 2004.

Messahel, M., M. Benhafid, et M. O. Hocine, *Efficience des systèmes d'irrigation en Algérie*, chap. 5, p. 264, CIHEAM/IAMB -EU DG Research, options Méditerranéennes : Série B. Etudes et Recherches N.52, 2005.

Meza, F. J., et D. Silva, Dynamic adaptation of maize and wheat production to climate change, *climatic change*, *94*, 143–156, doi :10.1007/s10584-009-9544-z, 2009.

Meza, F. J., D. Silva, et H. Vigil, Climate change impacts on irrigated maize in Mediterranean climates : evaluation of double cropping as an emerging adaptation alternative, *Agricultural systems*, *98*, 21–30, doi :10.1016/j.agsy.2008.03.005, 2008.

Michailidis, A., et K. Mattas, Using real options theory to irrigation dam investment analysis : an application of binomial option pricing model, *Water Resources Management*, *21*, 1717–1733, doi :10.1007/s11269-006-9122-3, 2007.

Millennium Ecosystem Assessment Board, *Ecosystems and Human Well-being : Scenarios*, vol. 2, 1032 pp., Island press, 2005.

Miller, P., W. Lanier, et S. Brandt, Using Growing Degree Days to predict plant stages, *Document de travail MT200103 AG 7/2001*, Montana State University Extension Service, montguide, 2001.

Mimikou, M., *Water Resources Technology (in Greek)*, 592 pp., Papasotiriou, 1994.

Mimikou, M., P. Hadjisavva, et Y. Kouvopoulos, Regional effects of climate change on water resources systems, dans *Proceedings of the Vienna Symposium*, édité par IAHS, 201, pp. 173–182, IAHS, 1991a.

Mimikou, M. A., et E. Baltas, Climate change impacts on the reliability of hydroelectric energy production, *Hydrological Sciences*, *45*(5), 661–678, 1997.

Mimikou, M. A., et Y. S. Kouvopoulos, regional climate change impacts : I impacts on water resources, *Hydrological Sciences*, *36*(3), 247–258, 1991.

Mimikou, M. A., P. S. Hadjisavva, Y. S. Kouvopoulos, et H. Afrateos, regional climate change impacts : II impacts on water management works, *Hydrological Sciences*, *36*(3), 259–270, 1991b.

Ministère des Ressources en Eau Algérien, Etat signalétique des périmetres en exploitation, 2007.

Minville, M., F. Brisette, S. Krau, et R. Leconte, Adaptation to climate change in the management of a canadian water-resources system exploited for hydropower, *Water Resources Management*, *23*, 2965–2986, doi :DOI:10.1007/s11269-009-9418-1, 2009.

Minville, M., S. Krau, F. Brisette, et R. Leconte, Behaviour and performance of a water resource system in Québec (Canada) under adapted operating policies in a climate change context, *Water Resources Management*, *24*, 1333–1352, doi : DOI:10.1007/s11269-009-9500-8, 2010.

Mitchell, T., et P. Jones, An improved method of constructing a database of monthly climate observations and associated high-resolution grids, *International Journal of Climatology*, *25*(6), 693–712, doi :10.1002/joc.1181, 2005.

Mizyed, N. R., J. C. Loftis, et D. G. Fortane, Operation of large multireservoir systems using optimal-control theory, *Journal of Water Resources Planning and Management*, *118*(4), 371–387, 1992.

Molle, F., et J. Berkoff, Cities vs. agriculture : a review of intersectoral water reallocation, *Natural Resources Forum*, *33*, 6–18, 2009.

MWH, Upper San Joaquin river basin storage investigation Montgomery reservoir surface storage option technical appendix to the phase 1 investigation report, *Document de travail*, Bureau of Reclamation Mid-Pacific Region, California Department of Water Resources, The California Bay-Delta Authority, 2003.

Nalbantis, I., et D. Koutsoyiannis, A parametric rule for planning and management of multiple-reservoir systems, *Water Resources Research*, *33*(9), 2165–2177, 1997a.

Nalbantis, I., et D. Koutsoyiannis, Upgrading and updating of hydrological information of Thessalia, *Document de travail 4*, Hydraulic and Maritime Engineering – National Technical University of Athens, Athens, final Report, 1997b.

Nawaz, N., et A. Adeloye, Monte Carlo assessment of sampling uncertainty of climate change impacts on water resources yield in Yorkshire, England, *Climatic Change*, *78*, 257–292, doi :DOI:10.1007/s10584-005-9043-9, 2006.

O'Hara, J. K., et K. P. Georgakakos, Quantifying the urban water supply impacts of climate change, *Water Resources Management*, *22*, 1477–1497, 2008.

Oki, T., Y. Agata, S. Kanae, T. Saruhashi, D. Yang, et K. Musiake, Global assessement of current water resources using Total Runoff Integrating Pathways, *Hydrological Sciences*, *46*(6), 983–995, 2001.

Palmer, R. N., et G. W. Characklis, Reducing the costs of meeting regional water demand through risk-based transfer agreements, *Journal of Environmental Management*, *90*, 1703–1714, doi :10.1016/j.jenvman.2008.11.003, 2009.

Payne, J. T., A. W. Wood, A. F. Hamlet, R. N. Palmer, et D. P. Lettenmaier, Mitigating the effects of climate change on the water resources of the Columbia river basin, *Climatic Change*, *62*, 233–256, 2004.

Pereira, L. S., T. Oweis, et A. Zairi, Review irrigation management under water scarcity, *Agricultural Water Management*, *57*, 175–206, 2002.

Pérennès, J.-J. (Ed.), *L'eau et les hommes au Maghreb Contribution à une politique de l'eau en Méditerranée*, Hommes et Sociétés, 646 pp., KARTHALA, 1993.

Portmann, F. T., S. Siebert, et P. Döll, MIRCA2000—global monthly irrigated and rainfed crop areas around the year 2000 : A new high-resolution data set for agricultural and hydrological modeling, *Global Biogeochemical Cycles*, *24*(GB1011), doi :10.1029/2008GB003435, 2010.

Prudhomme, C., et H. Davies, Assessing uncertainties in climate change impact analyses on the river flow regimes in the UK. Part 1 : baseline climate, *Climatic Change*, *93*, 177–195, doi :10.1007/s10584-008-9464-3, 2009a.

Prudhomme, C., et H. Davies, Assessing uncertainties in climate change impact analyses on the river flow regimes in the UK. Part 2 : future climate, *Climatic Change*, *93*, 197–222, doi :10.1007/s10584-008-9461-6, 2009b.

Pulido-Velazquez, M., J. Andreu, A. Sahuquillo, et D. Pulido-Velazquez, Hydroeconomic river basin modelling : The application of a holistic surface-groundwater model to assess opportunity costs of water use in Spain, *Ecological Economics*, *66*, 51–55, doi :0.1016/j.ecolecon.2007.12.016, 2008.

Purkey, D. R., B. Joyce, S. Vicuna, M. W. Hanemann, L. L. Dale, D. Yates, et J. A. Dracup, Robust analysis of future climate change impacts on water for agriculture and other sectors : a case study in the Sacramento Valley, *Climatic Change*, *87 (Suppl 1)*, S109–S122, 2008.

Quinn, N., L. Brekke, N. Miller, T. Heinzer, H. Hidalgo, et J. Dracup, Model integration for assessing future hydroclimate impacts on water resources, agricultural production and environmental quality in the San Joaquin basin, Califronia, *Environmental Modelling & Software*, *19*, 305–316, 2004.

Quinn, N. W., N. L. Miller, J. A. Dracup, L. Brekke, et L. F. Grober, An integrated modeling system for environmental impacts analysis of climate variability and extreme weather events in the San Joaquin basin Califronia, *Advances in Environmental Research*, *5*, 309–317, 2001.

Quintana Seguí, P., A. Ribes, E. Martin, F. Habets, et J. Boé, Comparison of three downscaling methods in simulating the impact of climate change on the hydrology of Mediterranean basins, *Journal of Hydrology*, *383*(1–2), 111–124, doi :10.1016/j.jhydrol.2009.09.050, 2010.

Raje, D., et P. Mujumdar, Reservoir performance under uncertainty in hydrologic impacts of climate change, *Advances in Water Resources*, *33*, 312–326, doi : DOI:10.1016/j.advwatres.2009.12.008, 2010.

Rani, D., et M. M. Moreira, Simulation-optimization modeling : a survey and potential application in reservoir systems operation, *Water Resources Management*, *24*(6), 1107–1138, doi :DOI:10.1007/s11269-009-9488-0, 2009.

Reca, J., J. Roldán, M. Alcaide, R. López, et E. Camacho, Optimization model for water allocation in deficit irrigation systems I. Description of the model, *Agricultural Water Management*, *48*, 103–116, 2001.

Robinson, P. J., Climate change and hydropower generation, *International Journal of Climatology*, *17*, 983–996, 1997.

Rogers, P., Engineering design and uncertainties related to climate change, *Climatic Change*, *37*, 229–242, 1997.

Rosenzweig, C., K. M. Strzepek, D. C. Major, A. Iglesias, D. N. Yates, A. McCluskey, et D. Hillel, Water resources for agriculture in a changing climate : international case studies, *Global Environmental Change*, *14*, 345–360, doi : DOI:10.1016/j.gloenvcha.2004.09.003, 2004.

Sabziparvar, A.-A., et H. Tabari, Regional estimation of reference evapotranspiration in arid and semiarid regions, *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, *136*(10), 724–731, 2010.

Sahagian, D., Global physical effects of anthropogenic alterations : sea level and water redistribution, *Global and Planetary Change*, *25*, 39–48, 2000.

Sassi, O., R. Crassous, J.-C. Hourcade, V. Gitz, H. Waisman, et C. Guivarch, IMACLIM-R : a modelling framework to simulate sustainable development pathways, *International Journal of Global Environmental Issues*, *10*(1/2), 5–24, doi :10.1504/IJGENVI.2010.030566, 2010.

Schaefli, B., B. Hingray, et A. Musy, Climate change and hydropower production in the swiss alps : quantification of potential impacts and related modelling uncertainties, *Hydrology and Earth System Sciences*, *11*(3), 1191–1205, 2007.

Schär, C., P. L. Vidale, D. Lüthi, C. Frei, C. Häberli, M. A. Liniger, et C. Appenzeller, The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves, *Nature*, *427*, 332–336, doi :10.1038/nature02300, 2004.

Seckler, D., U. Amarasinghe, D. Molden, R. de Silva, et R. Barker, World water demand and supply, 1990 to 2025 : scenarios and issues, *Document de travail 19*, International Water Management Institute, iWMI Research Report, 1998.

Shen, Y., T. Oki, N. Utsumi, S. Kanae, et N. Hanasaki, Projection of future world water resources under SRES scenarios : water withdrawal, *Hydrological Sciences*, *53*(1), 11–33, 2008.

Shiklomanov, I. A., World water resources and their use, joint SHI/UNESCO product, 1999.

Siebert, S., P. Döll, J. Hoogeveen, J.-M. Faures, K. Frenken, et S. Feick, Development and validation of the global map of irrigation area, *Hydrology and Earth System Sciences*, *9*, 535–547, 2005.

Sigvaldason, O., A simulation model for operating a multipurpose multireservoir system, *Water Resources Research*, *12*(2), 263–278, 1976.

Singer, M. B., The influence of major dams on hydrology through the drainage network of the Sacramento river basin California, *River Research and Applications*, *23*, 55–72, doi :10.1002/rra.968, 2007.

Somot, S., F. Sevault, M. Déqué, et M. Crépon, 21st century climate change scenario for the Mediterranean using a coupled atmosphere-ocean regional climate model, *Global and Planetary Change*, *63*(2–3), 112–126, doi :10.1016/j.gloplacha.2007.10.003, 2008.

Somot, S., F. Sevaut, et M. Déqué, Design and first simulation with a tri-coupled AORCM dedicated to the Mediterranean study, *Document de travail Report No.39*, Research activities in atmospheric and oceanic modelling CAS/JSC Working group on numerical experimentation, 2009.

Stehfest, E., M. Heistermann, J. A. Priess, D. S. Ojima, et J. Alcamo, Simulation of global crop production with the ecosystem model DayCent, *Ecological Modelling*, *209*, 203–219, doi :10.1016/j.ecolmodel.2007.06.028, 2007.

Stockholm Environment Institute, WEAP Water Evaluation And Planning System Tutorial a collection of stand-alone modules to aid in learning the WEAP software, *Document de travail*, Stockholm Environment Institute, 2011.

Strobl, E., et R. O. Strobl, The distributional impact of large dams : Evidence from cropland productivity in Africa, *Journal of Development Economics*, *In Press, Corrected Proof*, doi :10.1016/j.jdeveco.2010.08.005, 2010.

Strzepek, K., A. Schlosser, W. Farmer, S. Awadalla, J. Baker, M. Rosegrant, et X. Gao, Modeling the global water resource system in an integrated assessment modeling framework : IGSM-WRS, *Document de travail 189*, MIT, 2010.

Strzepek, K. M., D. C. Major, C. Rosenzweig, A. Iglesias, D. N. Yates, A. Holt, et D. Hillel, New methods of modeling water availability for agriculture under climate change : the U.S. Cornbelt, *Journal of the American Water Resources Association*, *35*(6), 1639–1655, 1999.

Strzepek, K. M., G. W. Yohe, R. S. Tol, et M. W. Rosegrant, The value of the high Aswan Dam to the Egyptian economy, *Ecological Economics*, *66*, 117–126, doi :10.1016/j.ecolecon.2007.08.019, 2008.

Sun, G., S. G. McNulty, J. A. M. Myers, et E. C. Cohen, Impacts of multiple stresses on water demand and supply across the Southeastern United States, *Journal of the American Water Resources Association*, *44*(6), 1441–1457, 2008.

Tanaka, S. K., T. Zhu, J. R. Lund, R. E. Howitt, M. W. Jenkins, M. A. Pulido, M. Tauber, R. S. Ritzema, et I. C. Ferreira, Climate warming and water management adaptation for California, *Climatic Change*, 2006.

Tol, R. S. J., New estimates of the damage costs of climate change – Part II : Dynamic estimates, *Environmental and Resource Economics*, *21*(2), 135–160, 2002a.

Tol, R. S. J., New estimates of the damage costs of climate change – Part I : Benchmark estimates, *Environmental and Resource Economics*, *21*(1), 47–73, 2002b.

Trajkovic, S., Temperature-based approaches for estimating reference evapotranspiration, *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, *131*(4), 316–323, 2005.

Trajkovic, S., et S. Kolakovic, Estimating reference evapotranspiration using limited weather data, *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, *135*(4), 443–449, 2009.

TRCOLD, Turkish committee on large dams, 2011.

United Nations, Population prospects. the 2000 revision volume I : Comprehensive tables, *Document de travail st/esa/ser.a/198*, United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, New York, 2001a.

United Nations, Population prospects. the 2000 revision volume II : The sex and age distribution of populations, *Document de travail st/esa/ser.a/199*, United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, New York, 2001b.

van Heerden, J. H., J. Blignaut, et M. Horridge, Integrated water and economic modelling of the impacts of water market instruments on the South African economy, *Ecological Economics*, *66*, 105–116, doi :10.1016/j.ecolecon.2007.11.011, 2008.

Vanderlinden, K., J. Giráldez, et M. V. Meirvenne, Assessing reference evapotranspiration by the Hargreaves method in southern Spain, *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, *130*(3), 184–191, 2004.

Vano, J. A., M. J. Scott, N. Voisin, C. O. Stöckle, A. F. Hamlet, K. E. Mickelson, M. M. Elsner, et D. Lettenmaier, Climate change impacts on water management and irrigated agriculture in the Yakima river basin, Washington, USA, *Water Resources Management*, *102*(1–2), 287–317, doi :10.1007/s10584-010-9856-z, 2010a.

Vano, J. A., N. Voisin, L. Cuo, A. F. Hamlet, M. M. Elsner, R. N. Palmer, A. Polebitski, et D. Lettenmaier, Climate change impacts on water management in the Puget Sound region, Washington state, USA, *Water Resources Management*, *102*(1–2), 261–286, doi :10.1007/s10584-010-9846-1, 2010b.

Venkatesh, B. N., et B. F. Hobbs, Analyzing investments for managing Lake Erie levels under climate change uncertainty, *Water Resources Research*, *35*(5), 1671–1683, 1999.

Vicuna, S., R. Leonardson, M. Hanemann, L. Dale, et J. Dracup, Climate change impacts on high elevation hydropower generation in California's Sierra Nevada : a case study in the Upper American river, *Climatic Change*, *87*(Suppl 1), S123–S137, doi :DOI:10.1007/s10584-007-9365-x, 2008.

Vogel, R. M., C. J. Bell, et N. M. Fennessey, Climate, streamflow and water supply in the northeastern United States, *Journal of Hydrology*, *198*, 42–68, 1997.

Vörösmarty, C. J., M. Meybeck, B. Fekete, K. Sharma, P. Green, et J. P. Syvitski, Anthropogenic sediment retention : major global impact from registered river impoundments, *Global and Planetary Change*, *39*, 169–190, doi : 10.1016/S0921-8181(03)00023-7, 2003.

Ward, F. A., Economics in integrated water management, *Environmental Modelling & Software*, *24*, 948–958, doi :10.1016/j.envsoft.2009.02.002, 2009.

Ward, F. A., et M. Pulido-Velázquez, Efficiency, equity, and sustainability in a water quantity-quality optimization model in the Rio Grande basin, *Ecological Economics*, *66*, 23–37, doi :10.1061/j.ecolecon.2007.08.018, 2008.

Ward, F. A., J. F. Booker, et A. M. Michelsen, Integrated economic, hydrologic, and institutional analysis of policy responses to mitigate drought impacts in Rio Grande basin, *Journal of Water Resources Planning and Management*, *132*, 488–502, doi :10.1061/(ASCE)0733-9496(2006)132:6(488), 2006.

Ward, P., K. Strzepek, W. Pauw, L. Brander, G. Hughes, et J. Aerts, Partial costs of global climate change adaptation for the supply of raw industrial and municipal water : a methodology and application, *Environmental Research Letters*, *5*(044011), 10, doi :10.1088/1748-9326/5/4/044011, 2010.

WATECO, Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), *Guidance document n1 economics and the environment the implementation challenge of the Water Framework Directive*, European Commission, 2003.

WaterStrategyMan, The WaterStrategyMan DSS a comprehensive decision support system for the development of sustainable water management strategies, *Document de travail*, Office International de l'eau, Hebrew University of Jerusalem,Water development departement Cyprus, INSULA, Aeoliki Ltd, Facultande de engenharia da universidade do Porto, 2004.

Watson, P. S., et S. Davies, Modeling the effects of population growth on water resources : a CGE analysis of the South Plate river basin in Colorado, *The Annals of Regional Science*, *46*(2), 331–348, doi :10.1007/s00168-009-0326-3, 2009.

Wolf, J., et C. V. Diepen, Effects of climate change on grain maize yield potential in the European community, *Climatic Change*, *29*, 299–331, 1995.

Wood, A. W., D. P. Lettenmaier, et R. N. Palmer, Assessing climatic change implications for water resources planning, *Climatic Change*, *37*, 203–228, 1997.

Zaman, A., H. Malano, et B. Davidson, An integrated water trading-allocation model, applied to a water market in Australia, *Agricultural Water Management*, *96*, 149–159, doi :10.1016/j.agwat.2008.07.008, 2009.