

**UNIVERSITE MONTPELLIER 2
SCIENCES ET TECHNIQUES DU LANGUEDOC**

THESE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE MONTPELLIER 2

Discipline : Eaux Continentales & Sociétés

Ecole doctorale : Systèmes Intégrés en Biologie, Agronomie, Géosciences, Hydrosociences,
Environnement (SIBAGHE)

CHANGEMENTS GLOBAUX EN MEDITERRANEE : IMPACTS SUR LE STRESS HYDRIQUE ET LA CAPACITE A SATISFAIRE LES DEMANDES EN EAU

présentée et soutenue publiquement par

Marianne Milano

le 13 novembre 2012

Jury :

Dr. Eric Servat	IRD, UMR HydroSciences Montpellier	Co-Directeur de thèse
Dr. Denis Ruelland	CNRS, UMR HydroSciences Montpellier	Co-Directeur de thèse
Dr. Christian Leduc	IRD, UMR G-EAU	Président du jury
Dr. Siegfried Demuth	UNESCO	Rapporteur
Pr. Pierre Ribstein	Université Paris 6, UMR SISYPHE	Rapporteur
Dr. Sébastien Treyer	IDDR	Examineur
Dr. Céline Dubreuil	Plan Bleu	Invité

*« Demain peut-être, avant midi,
à travers la roche éventrée,
nous verrons surgir l'eau des collines
cent fois plus précieuse que l'or. »*

Jean Giono

REMERCIEMENTS

Je commencerai ces remerciements par une réflexion personnelle sur « Qu'est ce qu'une thèse ? »

- Selon l'association des doctorants de Montpellier Contact, une thèse « est une proposition théorique, une opinion, une position dont on s'attache à démontrer la véracité ».
- Selon un moniteur discutant avec des étudiants de Master, une thèse « est un projet de recherche original mené par un étudiant salarié et encadré par un chercheur confirmé ».
- Selon un doctorant qui doit rendre son manuscrit dans moins de 2 heures, c'est beaucoup de stress.
- Pour un jeune chercheur, se lancer dans une thèse c'est une formidable aventure. C'est d'abord une expérience professionnelle inouïe. En tentant de mener à bien un projet contre vents et marées, il s'appuie sur ses connaissances et en développe de nouvelles. Il apprend à mobiliser de nouvelles ressources (modèles, logiciels, sciencedirect), à développer un réseau de données et d'experts et à mener une réflexion sur un sujet d'actualité. Il apprend également à animer des réunions et communiquer en public, affronter ses aînés et argumenter. Enfin, il développe une capacité à faire des synthèses au travers de rapports, d'articles et de schémas et il découvre les joies de la publication scientifique et des congrès à l'international.
- C'est aussi une expérience humaine sans égal. Une thèse ne se mène pas seule, il y a derrière tout ce travail une équipe, des amis et des proches que l'on découvre un peu plus chaque jour, et réciproquement. Ces personnes m'auront soutenue, m'auront fait rire, je me serai confiée à chacune d'entre elles. Elles m'ont aidée à grandir et surtout à dépasser mes limites. A toutes ces personnes, sans qui, ma thèse ne serait jamais ce qu'elle est aujourd'hui je tiens à leur dire un très grand merci :

MON EQUIPE ENCADRANTE

L'union fait la force.

Monsieur Servat, il y a 4 ans lorsque vous m'avez présenté le Plan Bleu j'étais en Master. Vous m'avez laissé m'imprégner de l'air méditerranéen...et au printemps 2009, la décision de faire une thèse en compagnie du Plan Bleu et de la toute jeune équipe RESCUE-Med est prise. Cette décision je ne la regretterai jamais. En « misant » sur moi pour la première thèse de l'équipe et sur la Méditerranée, j'ai vu une marque de confiance et vous en remercie. J'espère sincèrement ne pas vous avoir déçu et avoir mené le projet (au moins) où vous l'espérez. Vous laissez dans mon parcours une marque indélébile et c'est non sans peine que je devrai quitter cette fabuleuse équipe avec qui se fut un véritable plaisir de travailler quotidiennement. Je vous suis profondément reconnaissante pour vos conseils, votre bienveillance ainsi que pour le temps que vous m'avez accordé et celui que vous avez consacré à ce manuscrit. Puissiez vous trouver à travers de ces quelques lignes toute ma gratitude, mon respect et mon admiration !

Mister WRuelland ! **Denis**, il est difficile de trouver les mots justes pour te remercier correctement. Je te suis infiniment reconnaissante pour ta confiance, ton encadrement, toutes les discussions et réunions que nous avons pu avoir et d'avoir fait de cette thèse un synonyme de bonheur. Au cours de ces 3 années tu as fait preuve d'une immense générosité à mon égard. Tu as toujours été disponible, plein d'énergie et d'enthousiasme et de bons conseils. Tu m'as laissée te proposer des idées, occuper des après-midis entières ton bureau. Tu as supporté mes doutes, mes emballements, mes pleurs et mes rires. Tu auras toujours été présent. Si parfois les entrevues étaient un peu plus longues que prévues (n'oublions pas que « la répétition c'est l'art de la pédagogie »), tu auras toujours trouvé les mots justes pour me booster, m'orienter, réfléchir et surtout m'aider à prendre du recul. Grâce à toi j'aurai fait mes premiers pas dans « la cour des grands » par la publication d'articles et ma participation à des congrès internationaux, même si cela signifiait de « vider » les caisses de l'équipe !

Je pourrais encore citer bien des choses pour lesquelles je te suis reconnaissante comme les débriefings de mes comités de thèse, les missions au Maroc, en Australie, sur l'Ebre, tes conseils d'orientation, ton regard critique.... Denis, ça a été un véritable plaisir et bonheur de travailler et d'échanger avec toi. Merci beaucoup ! Tu remercieras aussi Sophie et « tes schtroumpfs », comme tu dis, de t'avoir laissé relire « mes âneries » sur tes temps de repos.

Alain, merci pour ton aide précieuse sur toute la programmation et la modélisation. Merci de m'avoir accompagnée découvrir le bassin de l'Ebre et ses ouvrages hydrauliques le jour le plus froid et le plus humide de l'année et, à cette occasion, de m'avoir fait part de tes connaissances sur le fonctionnement des barrages. Je tiens également à te remercier pour ta gentillesse, ton calme, ta disponibilité et tes relectures à la vitesse de l'éclair mais très pertinentes. Ta présence dans mon encadrement a été un bien nécessaire.

Sara, au cours de ma première année de thèse tu auras apporté un éclairage nouveau à la modélisation en m'initiant au domaine des demandes et prélèvements en eau et de l'agronomie. Une très grande partie de mes connaissances dans ces domaines, je les ai grâce à toi. Tes idées qui fusent dans tous les sens et ton regard critique auront été un bien précieux pour développer ma réflexion sur la gestion intégrée des ressources en eau. Merci pour ta vitalité, tes conseils, d'avoir accepté de me suivre à distance et de toujours avoir répondu à mes appels même si tu étais lancée dans d'autres projets.

Julie, que serait ma thèse sans une agronome chevronnée ?! Merci infiniment d'avoir bataillé avec moi pour trouver les données nécessaires pour mener à bien ce projet, d'avoir tapissé le mur de la salle de réunion du Plan Bleu pour qu'on s'y retrouve, de m'avoir aidé à éplucher les rapports nationaux et de m'avoir fait un manuel « CropWat pour les Nuls ». Ta vivacité, ta curiosité et ton implication dans le projet m'auront été extrêmement précieuses pour arriver à ce qui est présenté dans ce manuscrit.

Sandra, malgré toutes tes responsabilités en matière de communication pour le laboratoire, je te remercie d'être arrivée à suivre l'évolution de mon travail, d'avoir encadré Enrico et de m'avoir aidé à améliorer mes articles et à rendre ce manuscrit « sexy ».

Gaëlle, merci d'avoir lancé ce partenariat entre HydroSciences et Plan Bleu et d'avoir, tous les ans, affronté l'administration de l'université pour renouveler l'accord. Ta douceur, ta gentillesse et tes conseils m'auront apporté beaucoup d'apaisement.

Dominique et Céline, merci d'avoir accepté de prendre le relais sur le déroulement de ma thèse, de poursuivre le partenariat avec HydroSciences et de m'avoir impliquée dans les projets du Plan Bleu. J'espère que cette thèse répond à vos attentes, qu'elle vous sera utile pour poursuivre les travaux dans le domaine de l'eau et qu'elle apportera des éléments de réflexion lors des réunions avec les points focaux.

Jean-Marie, merci d'avoir accepté de suivre mes travaux et de toujours avoir gardé un œil sur mon parcours. Tes conseils ont été d'une grande valeur pour permettre que mes articles soient publiés.

LE PERSONNEL D'HYDROSCIENCES MONTPELLIER ET DU PLAN BLEU

Se réunir est un début. Rester ensemble est un progrès. Travailler ensemble est la réussite.

Je tiens également à remercier l'ensemble des personnels d'HSM et du Plan Bleu avec une attention plus particulière à :

Roger Saraiva, qui a toujours veillé sur mon confort et le bien-être de « mon pilote » et qui a toujours prêté une oreille attentive à mes petites histoires ;

Kristine Gujda, Catherine Marchand, Bérengère Baldit et Sandra Dulbecco pour leur gentillesse, leur patience et leur sourire. Leur éternelle bonne humeur est contagieuse. Allez les voir, et vous reviendrez avec le sourire.

Nicole Couesnon et Patrick Bovis qui, derrière leur air respectivement tyrannique et paisible, écoutent et veillent sur le personnel et ne laissent personne de côté.

Hélène Rousseau et Christiane Bourdeau, pour avoir toujours su bien m'aiguiller.

Christelle Batiot-Guilhe, Véronique Léonardi et Séverin Pistre pour avoir veillé sur mes heures d'enseignements et le bon déroulement des sorties terrains.

Pierre Marchand, Marie-Georges Tournoud et Sandra Van-Exter dont les rires résonnent entre les murs d'HSM, ainsi que **Nathalie Rouché**, pour leurs petites attentions quotidiennes sur l'état d'avancement de la thèse ou de mes projets de vacances. Au fait, Sandra, belle coiffure !

Valérie Borrell, ton rire aussi fait trembler les murs ! Merci pour ton punch, ton amitié, de m'avoir intégré au club très privé des baleines et de partager avec moi tes coups de cœur (Karabatic), tes cours (ah, les TDs en amphithéâtre à 2 avec 50 étudiants, a piece of cake), les aventures de ta vie de famille (table en verre brisée, suivi de grossesse de ma sœur à distance au travers de la tienne, entraînements sportifs... et j'en passe) et ton amour pour le chocolat et les desserts.

Un merci aussi à **Jean-Patrick Respaut** de Géosciences pour avoir guidé mes premiers pas dans le monde de l'enseignement. Tes conseils m'ont été précieux.

MES AMIS

Un ami c'est quelqu'un qui vous connaît bien mais qui vous aime quand même.

J'ai croisé le chemin de nombreuses personnes qui participent à ce que ma vie soit aussi agréable. Je tiens donc à leur dire un très grand merci. Sans eux, la thèse n'aurait pas été la même aventure.

Gregory, Marina et Jérôme, les terreurs des formations de monitorat. Ces formations auront au moins eu le mérite de nous faire nous rencontrer, réaliser que nos thèses se passent bien, même très bien, et d'avoir instauré le rituel mensuel du picnic au Fournil de la Fac ou chez Fred Pizza. Jérôme, spéciale dédié à nos courses improvisées le soir à 21h, parfois même 21h20, 10 minutes avant la fermeture, ainsi qu'aux soirées tchatches et confidences chez nous ou en compagnie de tes bact... heu... levures.

Ramon devenu **Alex**, tu auras été celui qui aura du me supporter le plus longtemps. 5 longues années... Merci pour les pauses détentes, les vacheries, ta franchise, d'avoir animé les soirées (peut-être parfois un peu trop...) et surtout de m'avoir suivi dans mes délires avec une confiance parfois aveugle, notamment pour le dernier : traverser la ville de Montpellier en 2h pour récupérer la voiture d'Arnaud, ou plutôt la mienne, pour finir par un Tetris grandeur nature pour la faire rentrer dans le garage... Tous les inconvénients des nanas sans les avantages, nous sommes d'accord. En contrepartie, je t'aurai coaché.

Marie Cherie, une amie qui vous veut du bien. Ta gentillesse, ta bonne humeur, ton rire contagieux font que chaque instant passé en ta compagnie sont de bons moments. Merci pour tes conseils avisés, d'avoir veillé à ce que je fasse des pauses thé et chocolat ces derniers temps et d'être mon amie. **Fredouille la grenouille**, merci aussi d'avoir veillé et de m'avoir « prêtée » Marie de temps en temps.

Audric et Marjo, AM², Merci pour tous les excellents moments de détente passés ensemble. Je n'oublierai jamais les balades à vélo jusqu'à la plage, les glaces géantes du Glacier Catalan, la construction de l'igloo, le picnic en avion avec la petite bourrasque pour s'assurer que nous sommes vivants, les vacances en Corse.... J'espère qu'il s'agit là d'un début d'énumération d'encore bien de nombreuses aventures.

Julie, je t'ai déjà remerciée pour toute l'aide que tu as pu m'apporter dans le cadre de cette thèse, mais il faut également que je te remercie d'être une aussi bonne amie. C'est un réel plaisir que de partager avec toi ma passion pour le cheval, le récit de nos voyages et vies respectives autour d'un bon verre de vin et de belles balades en avion ou en pleine nature. Merci à toi aussi **Martin**, « le grand roux un peu paumé avec un sac à dos », d'avoir partagé avec moi ton goût pour le bon vin et la bonne bouffe.

Lila, je tiens à te remercier certes pour les échanges de crises de nerfs mais surtout pour le week-end à Florac avec les chevaux de compétitions de ta maman, ton gaspacho à tomber par terre et les bonnes, pour ne pas dire excellentes, petites soirées en ville.

Romain, mon binôme de toujours, ça sera toujours un plaisir que de partager avec toi nos galères, doutes, joies et moments inoubliables par téléphone ou à l'occasion d'un petit resto-bowling.

Enfin, je souhaiterais remercier l'ensemble des doctorants pour leur investissement dans la vie du labo et pour faire du « picnic/goûter des doctorants » un succès chaque mois. Toutefois, je tiens à faire un petit clin d'œil particulier à : **Mathieu Coustau**, mon mentor, tu m'auras montré le chemin de la folle vie du monde des doctorants (monitorat, degré de stress) ; **Aurélie**, partager le même bureau n'aura pas du être toujours de tout repos avec ce téléphone qui sonne tout le temps ; **Maimouna**, merci pour ton sourire et pour la grande leçon de patience et de prise de recul que tu donnes à tous ces derniers temps ; **Eléonore**, pour ta joie de vivre.

MES PROCHES

Il ne faut pas attendre le moment parfait mais prendre le moment et le rendre parfait.

Enfin, nous n'arrivons pas à ce que nous sommes aujourd'hui sans le regard aimant et le soutien de sa famille.

Papa et maman, merci pour l'éducation que vous m'avez inculquée. Grâce à vous, je parle anglais, j'ai des amis aux Etats-Unis, j'ai des souvenirs dans bien des pays, j'ai fait 8 ans d'études supérieures et j'ai une voiture toute neuve !... Merci pour votre patience, votre générosité et d'avoir compris mon silence de ces dernières semaines. Maintenant, place aux vacances. Quelle est la prochaine destination ?

Emilie, ma grande sœur, même si je ne suis pas tout le temps « aware » de tes petites histoires, tu seras toujours un modèle pour moi. Merci donc d'être un exemple, de me soutenir, de veiller sur « mon p'tit confort », de comprendre mon absence ces derniers temps auprès de tes enfants et pour tes expressions. On s'kiss on s'call ?

Olivier, Virgile et Baptiste, je suis fier d'être respectivement votre belle-sœur, tante et marraine. Merci pour votre sens de l'humour, votre énergie, votre imagination et vos sourires.

Merci également à toute la **famille Vanhersecke** pour l'accueil que vous nous réservez systématiquement avec Arnaud et pour le gâteau au chocolat avec la crème anglaise, une tuerie ! Merci de suivre mes aventures et péripéties et de toujours venir aux nouvelles du Plan Bleu.

Last but not least, merci **Arnaud** ! Mon chéri, tu as été un soutien indispensable ces derniers temps ! Sans toi, la route aurait été bien plus difficile. Merci pour tes encouragements, ta patience, tes conseils et d'avoir tenu bon malgré les crises d'hystéries et mon caractère lunatique de ces derniers mois. Tu es un chéri formidable et je ne cesserai de le répéter.

Changements globaux en Méditerranée : impacts sur le stress hydrique et la capacité à satisfaire les demandes en eau

Mots-clefs : bassin méditerranéen ; ressources en eau ; demandes en eau ; scénarios ; modélisation intégrée ; vulnérabilité et adaptation.

La région Méditerranéenne a été identifiée comme l'une des régions les plus vulnérables aux changements climatiques et anthropiques et constitue un des « hot-spots » mondiaux de crise de l'eau. Dans un tel contexte, les questions relatives à la gestion des ressources en eau se posent de manière accrue. Pour y faire face, des approches de modélisation intégrée associant l'évaluation de la disponibilité des ressources en eau et des demandes en eau sont proposées. Une chaîne méthodologique a été mise en place à l'échelle régionale, considérant des scénarios hydrologiques et d'usages de l'eau sous contraintes climatiques et incluant les objectifs de la Stratégie Méditerranéenne pour le Développement Durable en termes d'efficacité hydraulique. Cette première approche permet d'évaluer la situation du stress hydrique en Méditerranée et son évolution à l'horizon 2050. Actuellement, le Sud et l'Est de la Méditerranée doivent faire face à un stress hydrique sévère, voire à une pénurie. D'ici 2050, les ressources en eau disponibles pourraient diminuer de l'ordre de 30 à 50 % tandis que les prélèvements devraient doubler. Le stress hydrique devrait ainsi augmenter sur l'ensemble du pourtour méditerranéen. Néanmoins, si les objectifs d'efficacité sont atteints, les prélèvements en eau pourraient se stabiliser, voire même diminuer (10–40 %) dans certains bassins Nord méditerranéens. Le stress hydrique pourrait alors rester faible sur la rive Nord et être tempéré dans certains bassins de la rive Est. Une deuxième chaîne méthodologique a été développée à l'échelle du bassin de l'Ebre (Espagne) afin d'appréhender la satisfaction des demandes en eau environnementales, domestiques et agricoles. Le bassin a été divisé en 9 sous-bassins versants afin de considérer les différentes contraintes hydro-climatiques et l'influence des barrages principaux sur les régimes hydrologiques, auxquels ont été associés 11 sites de demande. Cette approche permet de définir les pressions actuelles sur le bassin et d'évaluer l'évolution de la capacité à satisfaire les demandes en eau sous contrainte de scénarios climatique, d'évolution démographique et d'expansion des surfaces irriguées à moyen terme. Actuellement, les demandes en eau sur le bassin versant de l'Ebre sont satisfaites. A l'horizon 2050, les écoulements printaniers et estivaux pourraient diminuer de 30 à 35 % en différents points du bassin. Les demandes en eau environnementales et domestiques devraient toujours être satisfaites, néanmoins, la capacité à satisfaire les besoins agricoles pourrait ne pas toujours être assurée au cours de la période estivale. Ces deux démarches établissent une confrontation entre l'offre et la demande en eau à différentes échelles et fournissent des indicateurs sur la capacité à satisfaire les demandes en eau sous contraintes climatiques et anthropiques. Elles constituent ainsi des approches originales pour évaluer la disponibilité actuelle et future des ressources en eau, identifier les régions où des tensions d'usages risquent de se produire et mieux orienter les stratégies d'adaptation. Dans un contexte de changements globaux, ce type d'exercice est fondamental pour soutenir les politiques de gestion de l'eau et encourage la co-construction de scénarios entre usagers, décisionnaires et scientifiques.

Climatic and anthropogenic changes over the Mediterranean basin: impacts on water stress and water allocation.

Keywords: Mediterranean basin; water resources; water demands; scenarios; integrated modeling; vulnerability and adaptation.

The Mediterranean basin has been identified as one of the world's most vulnerable regions to climatic and anthropogenic changes and constitutes a water crisis' hot spot. Under such context, questions on water resources management arise. Integrated methodologies taking into account evolution in water resources availability and water demands are thus generated. A first methodology accounting for the Mediterranean basin specific conditions is developed to assess the current and future water stress state of this region. The medium-term evolution of water stress is investigated using climatic scenarios and a water-use scenario based on efficiency improvements following the recommendations of the Mediterranean Strategy for Sustainable Development. Currently, the southern and eastern rims are experiencing high to severe water stress. By the 2050 horizon, a 30–50% decline in freshwater resources is simulated over most of the Mediterranean basin and total water withdrawals are projected to double. Water stress could hence increase over the whole Mediterranean basin. If progresses in efficiency are reached, total water withdrawals would stabilize over the Mediterranean basin and even make them decrease (10–40%) in many northern catchments. Water stress could thus be tempered in some eastern catchments and kept to low on the northern rim. A second integrated water resources modelling framework was developed over the Ebro catchment (Spain) in order to evaluate water allocation for the domestic and agricultural sector as well as for environmental purposes. The catchment was divided into 9 sub-catchments to which 11 demand sites were attributed, in order to take into account the different hydro-climatic regimes and the influence of dams on hydrological regimes. This method defines current pressures applied to water resources and evaluates the evolution of water allocation by the medium term under climatic and water-use scenarios considering population growth and irrigated areas expansion. Currently, water demands are satisfied over the Ebro catchment. In 2050, water resources are projected to decline by 30-35% during the spring and summer seasons. Environmental and domestic water demands should still be satisfied but agricultural water demands could have to face severe water shortages during the summer season. These two modeling frameworks establish a dialogue between water resources and water demands at different space scales and give indexes on the capacity to satisfy water demands under climatic and anthropogenic scenarios. These studies provide original approaches to evaluate water resources current and future availability, to identify the most vulnerable regions to water use conflicts and to better orientate adaptation strategies. In a context of climatic and anthropogenic changes, such frameworks are a first step to better sustain water management policies and to support the co-construction of scenarios between users, policy-makers and scientists.

TABLES DES MATIERES

INTRODUCTION GENERALE	1
1. Contexte général.....	3
2. Programmes régionaux et locaux méditerranéens.....	4
3. Cadre de l'étude.....	5
4. Problématique.....	6
5. Objectifs.....	6
6. Organisation du manuscrit.....	7

CHAPITRE 1 – BILAN DES CONNAISSANCES SUR L'EXPLOITABILITE DES RESSOURCES EN EAU DANS LE MONDE

9

1. Introduction	11
2. Evolution des ressources en eau dans un monde en mouvement	12
2.1 Distribution des ressources en eau.....	12
2.2 Etat des demandes en eau.....	13
2.3 Vers une crise de l'eau ?	18
3. Evaluation de l'exploitabilité des ressources en eau dans un contexte de changements globaux.....	22
3.1 Approche générale	22
3.2 Outils d'évaluation	24
3.2.1 Modèles de gestion intégrée des ressources en eau	24
3.2.1.1 Echelle globale à régionale.....	24
3.2.1.2 Echelle régionale à locale.....	25
3.2.2 Indicateurs de suivi	27
3.2.2.1 Indice de Falkenmark	27
3.2.2.2 Indice d'exploitation des ressources en eau.....	27
3.2.2.3 Indice de pauvreté en eau	28
3.2.2.4 Indice C/Q90	28
4. Synthèse des apports des outils de gestion intégrée des ressources en eau pour évaluer le stress hydrique	29
4.1 Etude de modélisation intégrée des ressources en eau à l'échelle planétaire	29
4.1.1 Etat actuel	29
4.1.2 Evolution du stress hydrique à court terme.....	30
4.1.3 Evolution du stress hydrique à moyen terme.....	31
4.1.4 Evolution du stress hydrique à long terme.....	33
4.1.5 Bilan	33
4.2 Incertitudes liées à l'évaluation du stress hydrique	34
4.3 Perspectives pour une amélioration des études de gestion intégrée des ressources en eau	37
5. Conclusion	38

CHAPITRE 2 – EVOLUTION DU STRESS HYDRIQUE EN MEDITERRANEE

41

1. Introduction	43
2. L'espace Méditerranéen et ses ressources en eau.....	45
2.1 Définition	45
2.2 Le climat méditerranéen et son évolution.....	46
2.3 Les ressources en eau du bassin méditerranéen.....	47
2.4 Des pressions anthropiques croissantes sur des ressources en eau vulnérables.....	49
3. Une approche méthodologique adaptée au contexte méditerranéen	53
3.1 Approche générale	53
3.1.1 Méthodologie mise en place	53

3.1.2 Périodes considérées.....	53
3.1.3 Scénarios climatiques et d'usages de l'eau.....	55
3.2 Evaluation de la disponibilité de la ressource en eau.....	56
3.2.1 Le modèle hydrologique Water Balance Model.....	56
3.2.2 Données utilisées.....	58
3.3 Evaluation des prélèvements en eau.....	60
3.3.1 Définitions.....	60
3.3.2 Données utilisées.....	62
3.4 Evaluation du stress hydrique en Méditerranée.....	62
4. Résultats.....	63
4.1 Evaluation de la ressource en eau.....	63
4.1.1 Fiabilité du modèle hydrologique.....	63
4.1.2 Tendances climatiques d'après les GCMs sélectionnées.....	64
4.2 Vulnérabilité des ressources en eau en Méditerranée à moyen terme.....	65
4.2.1 Evolution des ressources en eau.....	65
4.2.2 Evolution des prélèvements en eau.....	66
4.2.3 Evolution du stress hydrique.....	69
5. Suivi du stress hydrique en Méditerranée : incertitudes et défis méthodologiques.....	72
5.1 Synthèse.....	72
5.2 Limites et recommandations.....	73
5.3 Perspectives.....	75

CHAPITRE 3 – EVALUATION DE LA CAPACITE A SATISFAIRE LES DEMANDES EN EAU D'UN GRAND BASSIN VERSANT MEDITERRANEEN..... 77

1. Introduction.....	79
2. Le bassin versant de l'Ebre, un territoire sous pressions climatiques et anthropiques.....	81
2.1 Localisation et description morpho-hydrogéologique.....	81
2.2 Constitution de la base de données.....	83
2.2.1 L'Ebre, un bassin sous haute surveillance.....	83
2.2.2 Données hydro-climatiques disponibles.....	83
2.2.2.1 Distribution des stations climatiques.....	83
2.2.2.2 Distribution des stations hydrologiques.....	84
2.2.3 Disponibilité des données sur les usages de l'eau.....	86
2.2.3.1 Gestion des usagers selon un découpage territorial bien défini.....	86
2.2.3.2 Répartition des ouvrages hydrauliques.....	86
2.3 Contexte hydro-climatique.....	87
2.3.1 Variabilité spatiale.....	87
2.3.2 Variabilité saisonnière.....	88
2.3.3 Variabilité interannuelle.....	89
2.4 Pressions anthropiques et demandes en eau.....	91
2.4.1 Demandes en eau agricoles.....	91
2.4.2 Demandes en eau domestiques.....	93
2.4.3 Demandes en eau industrielles.....	94
2.4.4 Transferts d'eau.....	95
2.4.5 Barrages.....	95
3. Une approche méthodologique originale.....	96
3.1 Approche générale considérée.....	96
3.1.1 Choix des outils.....	96
3.1.2 Périodes de travail retenues.....	97
3.1.3 Découpage du bassin versant de l'Ebre.....	97
3.2 Evaluation de la disponibilité des ressources en eau.....	101
3.2.1 Modélisation hydrologique.....	101

3.2.1.1	Description du modèle hydrologique	101
3.2.1.2	Optimisation des paramètres.....	103
3.2.2	Modélisation des réservoirs d'eau	105
3.2.2.1	Module barrage.....	105
3.2.2.2	Optimisation des paramètres.....	107
3.3	Evaluation de la demande en eau	107
3.3.1	Scénarios d'usages de l'eau	107
3.3.2	Evaluation de la demande en eau agricole.....	108
3.3.3	Evaluation de la demande en eau domestique.....	109
3.3.4	Evaluation du débit écologique	110
3.4	Evaluation du taux de satisfaction des demandes en eau	111
3.4.1	Définition	111
3.4.2	Enchaînement méthodologique	111
4.	Résultats	113
4.1	Performances de la modélisation hydrologique.....	113
4.1.1	Efficience du modèle hydrologique	113
4.1.2	Efficience du module barrage	116
4.2	Evolution hydro-climatique sur le bassin de l'Ebre à moyen terme.....	117
4.2.1	Tendances climatiques futures	117
4.2.2	Impacts des changements climatiques sur le régime hydrologique	119
4.3	Tendances évolutives de la demande en eau	121
4.4	Evolution de la capacité à satisfaire les demandes en eau.....	123
5.	Enjeux méthodologiques et de gestion des ressources en eau	127
5.1	Synthèse	127
5.2	Limites et perspectives	128
5.3	Conclusion	130
 CHAPITRE 4 – DISCUSSION GENERALE.....		133
1.	Introduction	135
2.	Evolution des méthodes d'analyse des perspectives de l'eau en Méditerranée.....	136
3.	Contribution et complémentarité des deux approches méthodologiques développées sur les connaissances des impacts du changement globaux sur les ressources en eau en Méditerranée.....	139
4.	Limites et perspectives des différentes approches de modélisation intégrée	142
 CONCLUSION GENERALE		147
1.	Rappel du contexte	149
2.	Synthèse des travaux de recherche réalisés.....	149
3.	Limites et améliorations envisageables	150
4.	Vers d'autres études d'exploitabilité des ressources en eau sous contraintes de scénarios évolutifs complexes.....	152
 Références bibliographiques		153
Listes des figures.....		173
Listes des tableaux.....		179
Listes des sigles et acronymes.....		183
Annexes.....		189

INTRODUCTION GENERALE

1. CONTEXTE GENERAL

L'eau fascine par sa capacité à modeler les paysages, son pouvoir destructeur lors d'évènements extrêmes, son perpétuel mouvement au travers des écoulements et de son cycle mais aussi par sa générosité. L'eau est un bien commun, vital et gratuit. Elle est indispensable pour satisfaire les besoins des populations, des besoins vitaux et sanitaires aux besoins les plus futiles liés à des conditions de vie améliorées. Toutefois, les ressources en eau sont inégalement réparties dans l'espace et dans le temps. Des techniques sont ainsi développées pour la préserver et la réguler. Cette maîtrise est nécessaire pour tenter de satisfaire les **besoins en eau*** des populations mais également pour satisfaire les besoins alimentaires. Dans le monde, la demande agricole en eau domine. La production alimentaire se fait en premier lieu grâce à l'eau pluviale, qui satisfait 60 % des besoins alimentaires mondiaux, puis les cultures irriguées répondent au reste des besoins. Les **changements climatiques** devraient réduire la **disponibilité des ressources en eau** aux latitudes méditerranéennes et la faire croître dans les tropiques et aux hautes latitudes. Les évènements extrêmes (sécheresses, crues) devraient également être plus intenses et plus fréquents, augmentant ainsi les risques de pénurie d'eau et d'inondations. De plus, les demandes en eau* devraient s'accroître du fait d'une population croissante, de la nécessité de la nourrir et d'une hausse du niveau de vie. Pour **satisfaire les demandes**, il faudra vraisemblablement solliciter davantage les ressources en eau, développer le potentiel exploitable des ressources (dessalement, réutilisation des eaux usées, recharge artificielle des nappes), la transférer de manière réelle (transport vers des sites de demandes à travers des canaux et des conduites) ou virtuelle (exports de productions agricoles) et poursuivre les aménagements du territoire pour réduire les risques associés aux aléas climatiques.

*Quelques définitions retenues dans le cadre de cette thèse

Besoins en eau : volumes d'eau nécessaires estimés par un Etat, une communauté ou des individus pour leur bien-être, une croissance optimale des cultures et une production industrielle idéale. Ces volumes augmentent avec la hausse du niveau de vie et sont rarement, voire jamais, satisfaits dans leur totalité.

Demandes en eau : besoins en eau réels, évalués, connus et exprimés par les utilisateurs. Les demandes consistent en l'ensemble des volumes d'eau prélevés dans le milieu (cours d'eau ou nappes) et produits par des procédés non-conventionnels (e.g. dessalement de l'eau de mer, réutilisation des eaux usées). Ces quantités ne tiennent pas compte des pertes dans les réseaux et des performances d'utilisation.

Prélèvements en eau : ressources en eau ôtées du milieu naturel pour les activités humaines.

Consommation en eau : volumes d'eau prélevés qui ne retournent pas au milieu sous leur forme initiale (e.g. évapotranspiration par les cultures, composant de produits alimentaires).

Gestion intégrée des ressources en eau : « *processus qui favorise le développement coordonné de l'eau, du territoire et des ressources associées, afin de maximiser d'une manière équitable le bien-être économique et social, sans compromettre la pérennité des écosystèmes vitaux* » (Plan Bleu, 2005 dans GWP, 2000).

Les sommets mondiaux de l'Organisation des Nations Unies du *Millénaire* (New York, 2000) et du *Développement Durable* (Rio, 2012) ou encore au *6^{ème} Forum Mondial de l'Eau* (Marseille, 2012), ont permis de souligner que pour éviter une « crise de l'eau », c'est-à-dire une pénurie et détérioration qualitative de l'eau et/ou une absence à un accès à de l'eau salubre en toute sécurité et/ou des conflits d'usages (Buchs, 2009), il est nécessaire de se tourner vers une gestion intégrée et concertée des ressources en eau*. Celle-ci se doit de s'appuyer sur une meilleure connaissance de l'état actuel des ressources et des demandes en eau ainsi que sur des tendances évolutives afin de pouvoir fournir des éléments d'aide à la décision et à la gestion. Depuis une dizaine d'années, des modèles confrontant la disponibilité des ressources en eau aux demandes se développent à l'échelle

globale, régionale et locale. Des bilans des impacts du changement climatique sur les régimes hydrologiques ont tout d'abord été produits puis, progressivement, les impacts des pressions locales ont été intégrés telles que la croissance démographique et l'expansion des surfaces irriguées (Vörösmarty *et al.*, 2000 ; Arnell 2004). Enfin, depuis peu, l'influence des progrès d'efficacité de l'utilisation des ressources en eau est examinée (Alcamo *et al.*, 2003, 2007). Ces études permettent d'établir un bilan de l'état actuel du stress hydrique dans le monde et d'identifier les régions les plus susceptibles de devoir faire face à des « crises de l'eau ». La mise en œuvre de ces **approches intégrées** sous contrainte de différents scénarios climatiques et d'usages de l'eau a conduit à identifier la **région méditerranéenne** comme l'une des régions les plus vulnérables aux changements climatiques et anthropiques. Cependant, des informations plus précises sur le fonctionnement des hydrosystèmes, sur les demandes et prélèvements en eau ainsi que sur les stratégies d'adaptation régionales ou locales sont nécessaires pour approfondir les connaissances sur les impacts du climat et de l'activité anthropique sur les écoulements et sur le degré d'exploitation possible des ressources en eau.

2. PROGRAMMES REGIONAUX ET LOCAUX MEDITERRANEENS

Certains projets se positionnent dans la lignée de ces réflexions. C'est le cas notamment du programme d'observations et de recherche **MISTRALS** « *Mediterranean Integrated Studies at Regional And Local Scales* », dédié depuis 2008 à la compréhension du fonctionnement environnemental de la région méditerranéenne sous la pression du changement global. A partir d'une analyse interdisciplinaire menée sur la décennie 2010–2020, il s'agit d'anticiper le comportement de ce système au 21^{ème} siècle. L'objectif ultime est de projeter l'évolution des conditions d'habitabilité dans cette écorégion, afin de répondre aux politiques publiques en matière de ressources et d'environnement, d'anticiper l'évolution des sociétés, et de préconiser les mesures d'adaptation et de mitigation qui permettraient d'optimiser celles-ci. Parmi les programmes thématiques de MISTRALS, on peut en particulier mentionner les projets HyMeX et SICMED :

- **HyMeX** « *Hydrological cycle of Mediterranean eXperiment* » a pour objectif d'améliorer la caractérisation et la compréhension du cycle hydrologique en Méditerranée en prenant en compte les différents compartiments (océan, atmosphère, hydrosystèmes continentaux) ainsi que leurs interactions à différentes échelles spatio-temporelles.

- **SICMED** « *Surfaces et Interfaces Continentales en Méditerranée* » a pour objectif d'étudier et de modéliser le fonctionnement et les potentielles évolutions des anthropo-écosystèmes méditerranéens sous les pressions d'origine climatique et humaine actuelles et à venir, afin d'optimiser la gestion des ressources naturelles et des territoires.

Le projet **MED-FRIEND** (*Mediterranean – Flow Regimes from International and Experimental Network and Data*), qui est la déclinaison méditerranéenne du projet FRIEND, dispositif emblématique du Programme Hydrologique International de l'UNESCO, vise à améliorer les connaissances sur la variabilité hydrologique et sur les méthodes de planification des ressources en eau en Méditerranée, le plus souvent au travers d'études de cas.

Enfin, il existe des projets nationaux ou locaux, comme par exemple, en France, le **SRCAE Languedoc-Roussillon** (schéma régional du climat, de l'air et de l'énergie) afin de définir l'état des lieux des effets attendus du changement climatique sur les ressources en eau et de déterminer les orientations et recommandations (avec indicateurs associés) concernant l'adaptation en Languedoc-Roussillon. Ce SRCAE s'inscrit pleinement dans la démarche du **Plan National d'Adaptation au Changement Climatique** (PNACC) adopté en juillet 2011 et qui a vocation à planifier les actions d'adaptation et de mesures dans les domaines de la recherche et de l'observation.

3. CADRE DE L'ETUDE

Un autre acteur incontournable du paysage méditerranéen pour appréhender ces questions est le centre d'activités régionales du Plan d'Action pour la Méditerranée (PAM), **Plan Bleu**, établi par le Programme des Nations-Unis pour l'Environnement (PNUE). Le Plan Bleu est « *chargé de produire de l'information et de la connaissance aux vingt-et-un pays riverains de la Méditerranée afin d'alerter les décideurs et acteurs sur les risques environnementaux et les enjeux de développement durable en Méditerranée et de dessiner des avenir pour éclairer les processus de décision* » selon sept thématiques, dont l'eau (Plan Bleu, 2012).

En 1989, le Plan Bleu a fourni un premier rapport sur l'avenir du bassin méditerranéen aux horizons 2000 et 2025 (Plan Bleu, 1989). Celui-ci considèrait cinq scénarios d'évolution avec une poursuite de la croissance de la population, des surfaces irriguées et de la production industrielle ainsi qu'un maintien des ressources en eau observées. Ces scénarios divergent en termes d'évolution économique. Trois scénarios alternatifs avec une croissance économique faible, modérée et rapide et peu soucieuse de l'environnement ont été proposés ainsi que deux scénarios alternatifs avec une conception économique et migratoire régionale méditerranéenne ou par groupes de pays. L'ensemble de ces scénarios conduit à projeter à l'horizon 2025 des conflits d'usages, une alimentation en eau potable critique et une insatisfaction de la demande agricole si aucune amélioration des techniques d'irrigation n'est envisagée.

En 2005, le Plan Bleu a défini de nouvelles perspectives concernant l'environnement en Méditerranée (Benoit & Comeau, 2005). Dans ce nouveau rapport, deux scénarios ont été considérés à l'horizon 2025, avec un maintien de la population sur la rive Nord et une hausse de la population sur les rives Sud et Est, une évolution croissante des surfaces irriguées et du tourisme et des ressources en eau constantes. Le premier scénario, dit tendanciel ou de base, considère une évolution constante du contexte méditerranéen tandis que le second scénario, dit alternatif, introduit des progrès d'efficacité des réseaux de distribution (diminution des pertes et gaspillages) et des parcelles agricoles (amélioration de la consommation en eau). Le scénario tendanciel mène à une hausse importante des demandes en eau et à une surexploitation des ressources en eau renouvelables et non-renouvelables, tandis que le scénario alternatif conduit à une diminution conséquente de la demande totale en eau et à une satisfaction quasi-totale de cette dernière.

Toutefois, ces deux rapports n'intègrent pas l'évolution des ressources en eau liée aux changements climatiques, ni l'impact de ces derniers sur les besoins agricoles en eau. De plus, en 2005, les parties contractantes membres du PAM se sont rassemblées pour fonder la Stratégie Méditerranéenne pour le Développement Durable (PNUE-PAM, 2006) dans laquelle les objectifs d'efficacité ont été réévalués. Les scénarios du Plan Bleu se devaient alors d'être actualisés. Dans un tel contexte, un partenariat avec l'Unité Mixte de Recherche **HydroSciences Montpellier** a vu le jour.

Ces travaux s'inscrivent dans la continuité des études menées par le laboratoire au travers de l'axe de recherche **CACHEMIRE** (ClimAt, CHangements Environnementaux et Modélisation de leurs Impacts sur les Ressources en Eau). Celles-ci visent à approfondir les connaissances sur la variabilité spatio-temporelle des régimes pluviométriques et hydrologiques à partir d'analyses statistiques, à modéliser les régimes hydrologiques à l'échelle de bassins versants de plusieurs milliers de km², à élaborer des scénarios climatiques à partir de méthodes statistiques pour évaluer la variabilité future des ressources en eau (voir e.g. Ardoin-Bardin *et al.*, 2009 ; Ruelland *et al.*, 2012) et à établir des scénarios d'usages de l'eau cohérents avec les modes de gestion des hydrosystèmes et les stratégies d'évolution envisagées par les décisionnaires. Ces travaux sont conduits dans des régions aux contextes géographiques variés notamment en Afrique de l'Ouest, en Himalaya, dans les Andes et en Méditerranée. Dans ce cadre, l'équipe **RESCUE-Med** (Ressources en Eau sous contraintes de Scénarios Climatiques et d'Usages de l'Eau en Méditerranée) a été mise en place depuis 2010.

4. PROBLEMATIQUE

La présente thèse s'inscrit donc dans les recherches de l'équipe RESCUE-Med et a été réalisée en étroite partenariat avec le Plan Bleu. Cette thèse propose d'évaluer l'impact conjugué des scénarios climatiques et d'usages de l'eau sur la disponibilité des ressources en eau de manière à appréhender l'évolution du stress hydrique et la capacité à satisfaire les demandes en eau à moyen terme en Méditerranée. De ce fait, elle vise à apporter des éléments de réponses aux questions suivantes : **face aux changements globaux, quelle évolution du stress hydrique est envisageable à l'horizon 2050 en Méditerranée ? Quel pourrait être l'impact de stratégies d'adaptation sur l'amélioration du stress hydrique ? L'évolution attendue en termes d'usages de l'eau est-elle compatible avec les changements climatiques projetés à l'horizon 2050 ? Les demandes en eau futures pourront-elles être satisfaites ?**

Pour y répondre, des chaînes de modélisation intégrée des ressources en eau et de leurs usages sont nécessaires. Ces dernières doivent permettre de (i) représenter le fonctionnement des hydrosystèmes, (ii) proposer des scénarios hydrologiques sous contraintes climatiques et anthropiques, (iii) évaluer le niveau d'adéquation entre la disponibilité des ressources en eau et les demandes en eau et (iv) tester des stratégies d'adaptation. Encore peu d'approches sont développées pour confronter l'offre et la demande en eau. Certains auteurs (e.g. Arnell, 1999b, Döll *et al.*, 2003, Widen-Nilsson *et al.*, 2007) ont proposé des approches hydrologiques intégrées à l'échelle globale pour identifier les régions les plus vulnérables aux changements globaux. Néanmoins, ces approches reposent sur des tendances évolutives d'usages de l'eau mondiales et souvent uniformes sur l'ensemble des territoires. Les projections fournies s'avèrent ainsi peu adaptées aux échelles régionales et locales. A l'inverse, certaines approches de modélisation intégrée ont été menées à l'échelle de bassin de manière à mieux appréhender le fonctionnement hydrologique des hydrosystèmes et les pressions climatiques et anthropiques locales sur les ressources en eau (e.g. Perera *et al.*, 2005 ; Yates *et al.*, 2005). Toutefois, l'adaptation des modes de représentation des hydrosystèmes (e.g. découpage spatiale, localisation des sites de demande) et les relations entre les sources d'approvisionnement et les demandes en eau (e.g. fonctionnement des barrages, priorités entre les sources d'approvisionnement) reste encore malaisée et compromet l'opérationnalité de ces approches.

5. OBJECTIFS

Cette thèse vise donc à évaluer les impacts des changements globaux sur le stress hydrique et la capacité à satisfaire les demandes en eau en Méditerranée tout en proposant des approches originales de modélisation intégrée permettant de considérer, dans un premier temps, les stratégies d'évolution d'usages de l'eau envisagées par les pays méditerranéens et, dans un second temps, les modes de gestion des ressources en eau à l'échelle d'un grand bassin.

Ces travaux sont tout d'abord conduits à l'échelle de l'ensemble du pourtour méditerranéen. Ils visent à définir **l'état du stress hydrique du bassin méditerranéen et son évolution à moyen terme** dans un contexte de changements climatiques, de variabilité hydrologique, de croissance démographique, d'expansion des surfaces irriguées et d'évolution des taux de pertes dans les réseaux et des taux de consommation aux parcelles agricoles. Cette recherche repose sur trois objectifs principaux :

- proposer une méthode qui soit commune à l'ensemble des groupes de bassins versants ayant pour exutoire la mer Méditerranée et qui permette de mettre en relation les forçages climatiques, les pressions humaines et les écoulements pour évaluer la vulnérabilité des ressources en eau ;
- évaluer l'évolution possible des ressources en eau et des prélèvements en eau dans un contexte de changement climatique ;
- estimer l'état des pressions exercées sur les ressources en eau et la capacité de l'amélioration de l'efficacité à réduire ces pressions.

Des travaux sont ensuite conduits à l'échelle d'un grand bassin méditerranéen (plusieurs dizaines de milliers de km²). Ils visent à **évaluer la capacité à satisfaire les demandes en eau** et ainsi à approfondir les connaissances sur les perspectives de l'eau à moyen terme à l'échelle de territoires de gestion. Ils se déclinent également selon trois objectifs :

- proposer une approche intégrée permettant de décrire les principaux aspects du fonctionnement hydro-climatique et anthropique d'un grand hydrosystème méditerranéen;
- générer des scénarios hydrologiques au pas de temps mensuel sous contraintes climatiques et anthropiques à moyen terme ;
- évaluer l'évolution du taux de satisfaction des demandes en eau entre la période actuelle et l'horizon 2050.

Cette thèse propose donc deux approches mobilisant les connaissances et les modèles de plusieurs disciplines à deux échelles d'espace différentes. Il faut toutefois garder à l'esprit qu'elle thèse ne prétend pas à un niveau d'expertise élevé quant à toutes les techniques et outils mobilisés. Il n'est pas dans nos intentions, par exemple, de traiter nous-mêmes de l'instabilité du climat ou de fournir des prévisions fines d'évolutions des ressources en eau et des demandes en eau. Les approches mises en place visent à des confrontations originales aux interfaces de différentes disciplines tout en intégrant des spécificités méditerranéennes en termes de tendances évolutives des pressions climatiques et anthropiques et de stratégies d'adaptation possibles. Elles apportent des éléments de réflexion sur l'exploitabilité des ressources en eau en Méditerranée, sur l'identification des régions les plus sensibles aux changements globaux et sur les perspectives à envisager, tant en termes de stratégies pour un développement durable qu'en termes méthodologiques.

6. ORGANISATION DU MANUSCRIT

Le manuscrit est articulé en quatre chapitres.

Le **premier chapitre** fait un état des lieux des ressources et des demandes en eau dans le monde et présente leur probable évolution à l'horizon 2050. Il introduit également les différents outils disponibles permettant d'évaluer la vulnérabilité des ressources en eau à l'échelle globale, régionale et locale. En fin de chapitre, un bilan des connaissances sur les apports, incertitudes et perspectives d'améliorations de tels outils est proposé.

Le **deuxième chapitre** est consacré à l'évaluation du stress hydrique en Méditerranée dans un contexte de changements climatiques et anthropiques. Celui-ci présente une approche intégrée adaptée au bassin méditerranéen et permet de tester les objectifs d'améliorations d'usages de l'eau adoptés dans la Stratégie Méditerranéenne pour le Développement Durable. Ce chapitre renvoie à des publications acceptées dans des revues internationales (Milano *et al.*, 2012a ; Milano *et al.*, 2012b), dont une est déjà disponible en ligne. Afin de présenter une thèse intégralement en français, ces articles ont été traduits, puis l'ensemble des commentaires et des figures ont été repris.

Le **troisième chapitre** présente une approche originale pour appréhender l'évolution de la capacité à satisfaire les demandes en eau sur un grand bassin méditerranéen, le bassin de l'Ebre (~85 000 km²), en Espagne. Cette approche vise à intégrer la variabilité spatiale et temporelle du climat, des demandes en eau et des modes de gestion de la demande (e.g. priorité entre usagers, principaux ouvrages hydrauliques, etc.) à l'échelle de cet hydrosystème complexe et identifié comme vulnérable au stress hydrique à moyen terme au travers de l'étude régionale susmentionnée (Chapitre 2).

Enfin, le **quatrième chapitre** est consacré à une discussion générale au niveau de laquelle les avancées des méthodes développées dans cette thèse par rapport aux études et modèles antérieurs sont présentées. Une comparaison des méthodes et des données mobilisées ainsi que des résultats obtenus dans les deux chapitres précédents est également réalisée pour souligner la complémentarité entre les approches proposées. Ce chapitre se termine par une discussion sur les limites et perspectives relatives aux approches de modélisation intégrée.

CHAPITRE 1

~

BILAN DES CONNAISSANCES SUR L'EXPLOITABILITE DES RESSOURCES EN EAU DANS LE MONDE

1. INTRODUCTION

Les variations du climat terrestre sont lentes et se manifestent sur des siècles ou des millénaires, mais aujourd'hui le climat se modifie plus rapidement (IPCC, 2007). Il est de plus en plus établi et accepté par la communauté scientifique que la cause principale de ces changements est une concentration plus importante, dans l'atmosphère, de gaz à effet de serre depuis la révolution industrielle (IPCC, 2007). Une conséquence indéniable et directe est une hausse de la température de la surface du globe. Cette modification aurait des impacts encore incertains sur le cycle de l'eau mais, *a priori*, l'évaporation et la teneur en vapeur d'eau de l'atmosphère seraient plus importantes, modifiant par conséquent l'abondance et la répartition spatiale et temporelle des précipitations et, ainsi, la disponibilité des ressources en eau. La compréhension de notre système climatique apparaît donc comme un élément essentiel pour appréhender ses évolutions passées et futures ainsi que ses conséquences sur les ressources en eau.

Au-delà de l'impact du climat, s'ajoutent les pressions anthropiques. Les ressources en eau s'avèrent un bien précieux pour le développement économique des sociétés notamment pour satisfaire les besoins vitaux et sanitaires des populations en termes d'eau potable et d'hygiène et en termes de production alimentaire. Toutefois, la répartition géographique des ressources et des demandes en eau est inégale sur Terre. Les ressources en eau des pays développés satisfont quasiment intégralement les besoins en eau des populations (alimentation en eau potable, hygiène, alimentation). Les régions les plus critiques sont les zones arides. La ressource y est faible et les pressions anthropiques élevées. De plus, c'est dans ces régions que la plus forte diminution des précipitations et la plus forte croissance démographique sont projetées.

Dans un contexte de risque de pénurie d'eau dans certaines régions du monde, et face aux incertitudes liées aux changements climatiques, les questions relatives à la gestion des ressources en eau sont particulièrement importantes, d'autant que la pression anthropique sur le milieu s'accroît progressivement. Il devient indispensable de mieux gérer les différents usages, et d'utiliser les ressources de façon plus économe et optimale, pour répondre aux besoins des populations et de développement d'aujourd'hui et de demain. Les approches de modélisation hydrologique développées jusqu'à présent permettent non seulement de mieux comprendre les processus hydrologiques mais aussi de disposer d'outils d'évaluation de la ressource en eau dans le futur selon l'évolution des forçages climatiques. Maintenant, se pose la question de l'évolution des usages de l'eau et de leurs impacts sur les ressources en eau.

Dans un premier temps, dans ce chapitre, un bilan sur les ressources et les demandes en eau dans le monde est réalisé avant de présenter une nouvelle génération d'outils développés depuis une dizaine d'années pour confronter forçages climatiques et anthropiques à la variabilité hydrologique. Enfin, une synthèse des connaissances apportées par ces outils sur l'état et l'évolution du stress hydrique dans le monde est effectuée, afin d'envisager des perspectives de recherche dans ce domaine.

2. EVOLUTION DES RESSOURCES EN EAU DANS UN MONDE EN MOUVEMENT

2.1 Distribution des ressources en eau

Les ressources en eau sur Terre sont estimées à 1 386 million km³ (Shiklomanov, 1998) dont 97,5 % sont concentrées dans les mers et océans et 2,5 % sous forme d'eaux douces. De ces dernières, 68,9 % se présentent sous forme solide en Arctique, en Antarctique et dans les glaciers des régions montagneuses, 29,9 % sont des ressources en eau souterraine, 0,94 % sont composées par l'humidité des sols, les étangs et les pergélisols (sous-sol gelé en permanence), et seulement 0,26 % composent les ressources en eau douce s'écoulant dans les rivières ou stockées dans les lacs et barrages réservoirs. Il s'agit des ressources en eau les plus accessibles et les plus mobilisées pour le développement des écosystèmes et le développement économique des sociétés.

Cependant, ces ressources ne sont pas réparties de manière homogène sur les surfaces terrestres. Les ressources en eau renouvelables totales, c'est-à-dire les ressources en eau de surface et souterraine entretenues par le cycle de l'eau, ont été évaluées à 43 022 km³/an (FAO, 2010). En termes de volume, l'Amérique du Sud et l'Asie orientale sont les plus riches en eau, avec respectivement 12 380 et 11 666 km³/an (Fig. 1.1). Ces régions détiennent quatre des cinq plus grands fleuves au monde : l'Amazone (Brésil), le Ganges (Inde, Bangladesh), le Yangtze (Chine) et l'Orinoco (Venezuela, Colombie). Avec le fleuve Congo (République du Congo, Angola), ces fleuves représentent 52 % des ressources en eau totales et produisent le quart des écoulements globaux (16 000 km³/an ; Shiklomanov, 1998). A l'inverse, les régions les plus pauvres en eau sont l'Océanie (Australie et îles du Pacifique) avec 892 km³/an (2,1 % des ressources en eau renouvelables au monde ; FAO, 2010), suivi du moyen orient avec 484 km³/an (1,1 %) et de l'Afrique du Nord avec 47 km³/an (0,1 % ; Fig. 1.1).

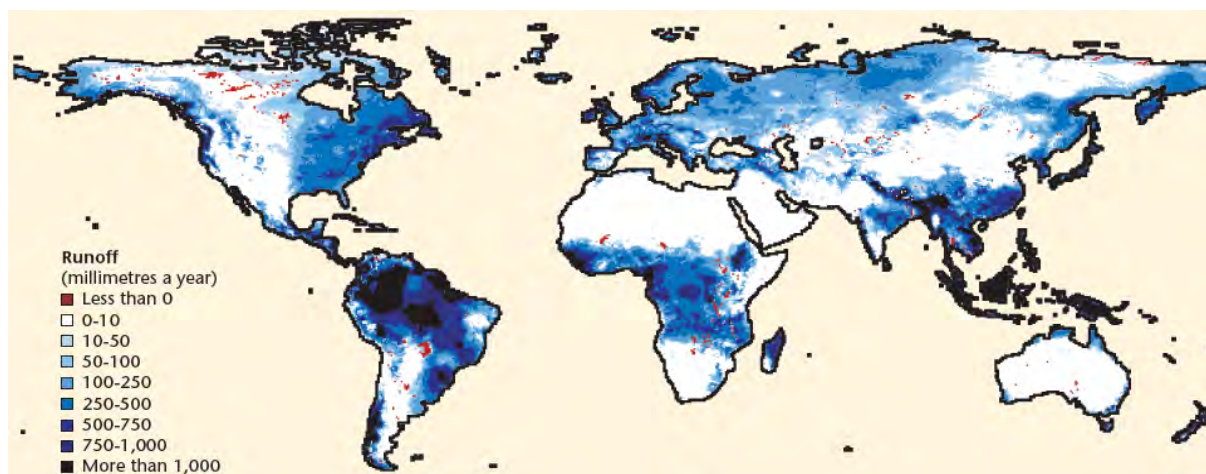


Figure 1.1 – Répartition des ressources en eau de surface sur le globe (UNESCO, 2009).

Cette inégale répartition des ressources en eau est tout d'abord à associer au contexte climatique. Les régions équatoriales et tropicales caractérisées par des précipitations abondantes (> 1 000 mm/an) produisent 40 % des écoulements de surface (Shiklomanov, 1998). Dans les hautes et moyennes latitudes, le contraste entre les masses d'air chaudes et humides des océans et les masses d'air froides des pôles et montagnes génèrent d'importantes précipitations (500–1 000 mm/an). Les bassins exoréiques de ces régions, c'est-à-dire les hydrosystèmes dont le réseau hydrographique est relié à la mer et aux océans, sont à l'origine de plus de la moitié des ressources en eau renouvelables. Enfin, dans les régions désertiques, les précipitations sont faibles (< 250 mm/an) et les taux d'évapotranspiration potentielle élevés (> 2 000 mm/an). Les volumes précipités s'infiltrent rapidement et provoquent peu d'écoulements, n'atteignant jamais les mers et océans. Ces régions dites endoréiques couvrent 10–15 % des surfaces terrestres du monde mais ne représentent que 2,3 % des ressources en eau renouvelables (Fig. 1.2a ; UNESCO, 2009).

La nature des aquifères entretient également l'inégale répartition des ressources en eau. Les aquifères sont caractérisés par leur recharge et le volume d'eau stocké, provenant de la percolation des eaux de pluies, des pertes d'eau de surface et des infiltrations des excès d'eau par les usagers (e.g. irrigation). Ces caractéristiques sont étroitement liées au contexte géologique. La majorité des aquifères sont peu profonds et sont caractérisés par des recharges importantes (> 100 mm/an ; Fig. 1.2b). Ils constituent d'importants soutiens aux écoulements de surface, en particulier en périodes d'étiages. De ces aquifères, 90 % des ressources en eaux souterraines sont restituées en surface (IGRAC, 2004). Les principaux volumes d'eaux souterraines stockés se situent au Brésil ($1\,874$ km³/an), aux Etats-Unis ($1\,383$ km³/an) et en Chine (828 km³/an ; FAO, 2010). D'autre part, en Afrique du Nord, dans la Péninsule Ibérique, en Australie et en Sibérie orientale, se trouvent des aquifères profonds dont la recharge est très longue (< 20 mm/an ; Fig. 1.2b). Les ressources en eau souterraine y sont définies comme « non-renouvelables ». Celles-ci sont quasi-indépendantes des écoulements de surface et une exploitation de ces dernières entraîne une perte « définitive » du volume d'eau.

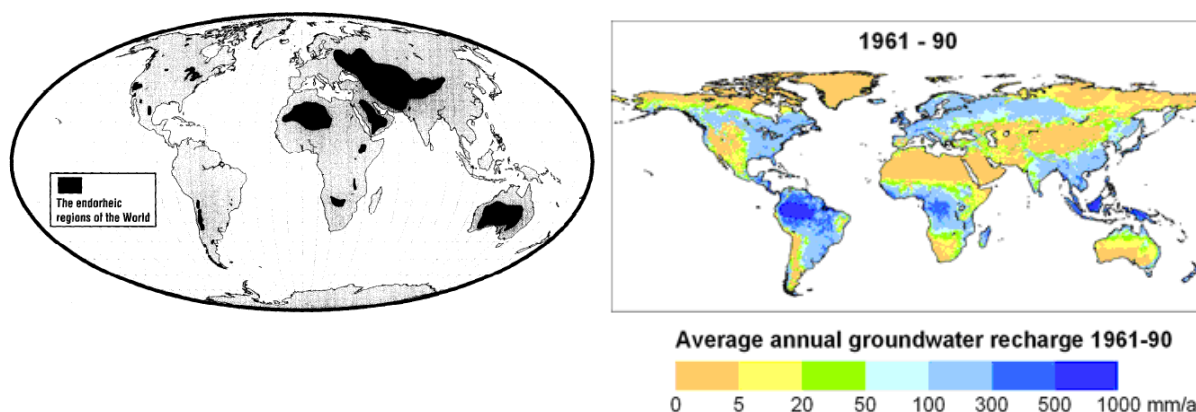


Figure 1.2 – Localisation des régions de faible disponibilité des ressources en eau. (a) Régions endoréiques (Shiklomanov, 1998) ; (b) Recharge annuelle moyenne des aquifères (IPCC, 2007).

2.2 Etat des demandes en eau

En 2003, les prélèvements en eau totaux ont été estimés à hauteur de $3\,870$ km³/an (FAO, 2010), dont les plus importants sont en Inde (610 km³/an) et aux Etats-Unis (470 km³/an) et les plus faibles en Afrique sub-saharienne (moins de 10 km³/an/pays). Toutefois, ces valeurs doivent être analysées au regard de la disponibilité des ressources en eau, de la population, des surfaces irriguées et des industries présentes dans chacun de ces pays. Il est ainsi plus adéquat d'étudier les prélèvements en eau totaux par habitant.

En moyenne, à l'échelle du globe, $600\,000$ litres d'eau par habitant sont prélevés chaque année et 60% sont consommés (Fig. 1.3a ; Shiklomanov, 1998). Les taux de prélèvements les plus faibles sont observés en Ouganda, au Congo et au Rwanda avec moins de 50 l/hab./jr, puis en Afrique sub-saharienne et au Proche-Orient avec moins de 500 l/hab./jr (Fig. 1.3a). En contraste, les prélèvements en Europe, Russie, Inde et Amérique du Nord excèdent les $1\,600$ l/hab./jr ; voire même les $5\,000$ l/hab./jr en Asie Centrale (e.g. Kazakhstan, Ouzbékistan, Irak ; FAO, 2010). C'est au Turkménistan que la valeur maximale est atteinte avec environ $14\,800$ l/hab./jr (Fig. 1.3a ; Orlovsky & Orlovsky, 2002).

Ces importantes disparités entre pays s'expliquent par la disponibilité et l'accessibilité des ressources en eau. Par exemple, dans les régions tropicales et équatoriales, les pluies abondantes répondent à une partie des besoins agricoles tandis que plus d'eau a besoin d'être mobilisée dans les régions arides et semi-arides. Enfin, alors que de l'eau potable arrive à volonté et directement à domicile dans les pays développés, environ $1,1$ milliard d'individus vivent à plus d' 1 km d'une source d'eau potable et consomment moins de 5 l d'eau par jour dans les pays en voie de développement, (FAO, 2007). Selon la FAO (2007), les populations des pays développés consomment en moyenne 10 fois plus d'eau quotidiennement que les populations des pays en voie de développement

(820 L/hab./jr vs. 55 L/hab./jr ; Fig 1.3b). De plus, dans ces derniers pays, les objectifs d'accès à l'eau fixés à 20 l/hab./jr pour la boisson et l'hygiène personnelle à partir d'une source située à moins d'1 km, par l'OMS et l'UNICEF, sont loin d'être atteints (Fig. 1.4 ; WHO, 2000).

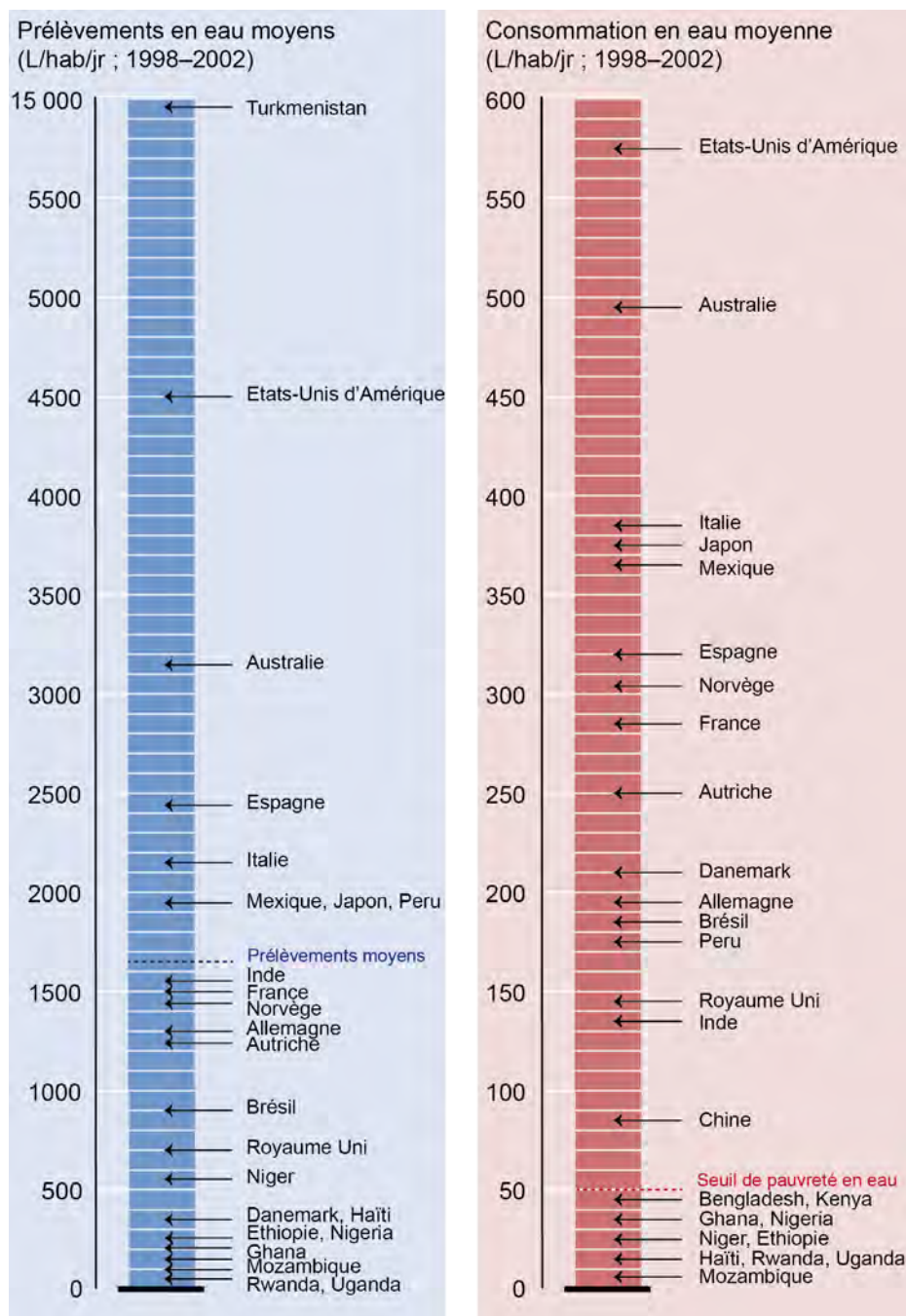


Figure 1.3 – Usages de l'eau dans le monde (d'après UNDP, 2006 et données Aquastat, 1998–2002 ; FAO, 2010).

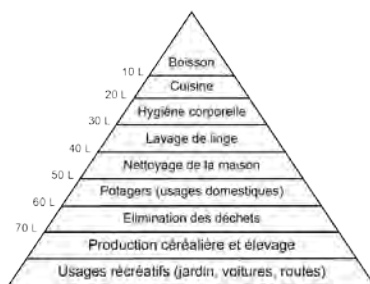


Figure 1.4 – Hierarchie des besoins en eau (WHO, 2004).

D'après la FAO (2010), plus de 70 % des volumes totaux d'eau prélevés sont consacrés à l'agriculture irriguée, soit 2 710 km³/an. Sur les 11 millions km² de terres cultivées, 20 % sont irriguées dont la majorité se situe dans les régions arides d'Asie, du Proche-Orient, d'Afrique du Nord et à l'Ouest des Etats-Unis (Fig. 1.5 ; FAO, 2007). Entre 1950 et 2003, la population mondiale est passée de 2,5 milliards d'individus à 6,5 milliards et les conditions de vie se sont améliorées. La consommation alimentaire est devenue plus calorique et la consommation de viandes s'est accrue. En moyenne, les besoins nutritionnels journaliers d'un individu nécessitent la mobilisation de 3 000 L/jr, soit environ 1 L/calorie (FAO, 2007). Les procédés d'irrigation se sont ainsi développés pour satisfaire les besoins alimentaires des populations. Au cours de cette même période, les superficies des surfaces irriguées ont doublé, les prélèvements en eau ont triplé et de nombreux barrages-réservoirs ont été mis en place pour soutenir les apports en eau. Ces développements ont été associés à l'adaptation des variétés des cultures et à l'exploitation de fertilisants, et ont conduit à accroître la productivité agricole. Par exemple, en 1995, la productivité mondiale moyenne des terres de céréales était estimée à 2,2 T/ha en agriculture pluviale et à 3,5 T/ha en agriculture irriguée (Rosegrant *et al.*, 2002a). On estime aujourd'hui que l'agriculture irriguée produit 40 % de la production alimentaire et que 3/5 de la production céréalière provient des pays en voie de développement (UNESCO, 2003 ; FAO, 2007). Selon les estimations de la FAO (2007), en ramenant l'efficacité des parcelles agricoles à 80 % par une meilleure distribution et consommation de l'eau distribuée, 75 % des besoins alimentaires des populations des prochaines décennies pourraient être satisfaits. Paradoxalement, en 2003, 850 millions d'individus étaient en situation d'insécurité alimentaire¹. Environ 75 % de cette population vivait en milieu rural et 60 % en Asie du Sud et en Afrique sub-saharienne (Rockström *et al.*, 2005 ; Wani *et al.*, 2009).

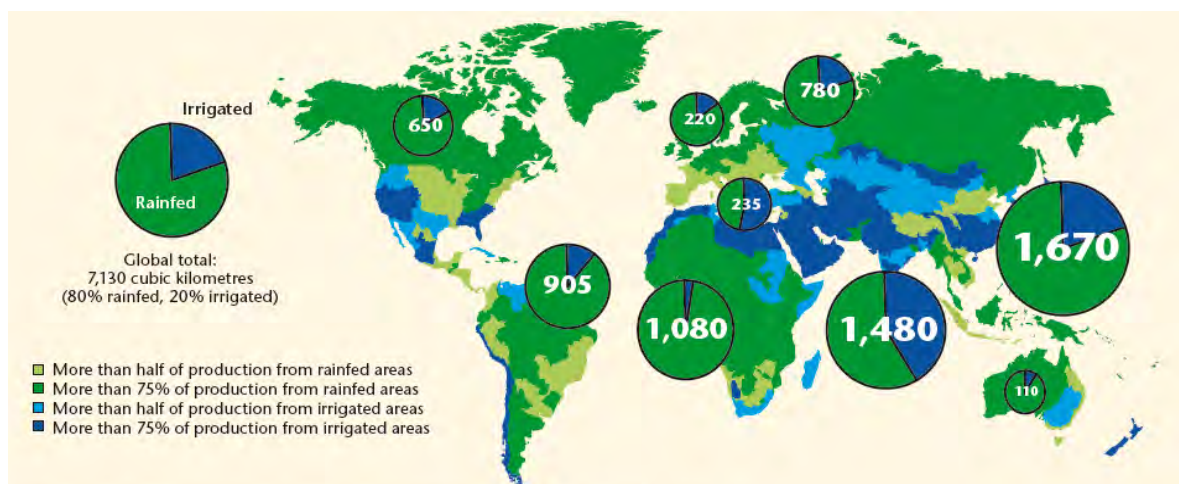


Figure 1.5 – Répartition des terres agricoles pluviales et irriguées dans le monde (FAO, 2007).

¹ L'insécurité alimentaire est définie lorsque « toutes les personnes, en tout temps, n'ont économiquement, socialement et physiquement pas accès à une alimentation suffisante, sûre et nutritive qui satisfait leurs besoins nutritionnels et leurs préférences alimentaires pour leur permettre de mener une vie active et saine. »

Le second secteur mobilisant le plus les ressources en eau est le secteur industriel (784 km³/an ; 20 %), c'est-à-dire l'ensemble des manufactures et des industries énergétiques (centrales thermiques et nucléaires) qui ne sont pas raccordées au réseau municipal. Les ressources en eau sont mobilisées par les industries en tant que solvant pour le nettoyage, le transport et le refroidissement, et en tant que composant pour certains produits. Les prélèvements industriels les plus importants sont effectués en Asie, en Amérique du Nord et en Europe avec plus de 200 km³/an, tandis qu'en Afrique et en Océanie (Australie et îles du Pacifique) moins de 10 km³/an sont prélevés (Tableau 1.1). Néanmoins, les taux de consommation restent très faibles par rapport aux prélèvements, même en considérant les processus d'évaporation dans les barrages-réservoirs (environ 200 km³/an dans les régions arides ; UNESCO, 2009) et lors des processus de refroidissement (Fig. 1.6). Ces taux varient selon le type d'industrie, les procédés techniques mis en œuvre et les conditions climatiques. En moyenne dans les manufactures, ce taux varie entre 5 et 20 % tandis que dans le secteur énergétique ce taux varie entre 0,5 et 3 % (Shiklomanov & Rodda, 2003). Ces faibles taux s'expliquent par une circulation de courte durée dans les industries équipées de circuit ouvert, où les ressources en eau sont prélevées, utilisées, traitées ou non, et restituées directement dans l'hydrosystème avec une qualité souvent dégradée. Mais, la mise en place de circuit d'exploitation fermé permet de considérablement réduire les pressions industrielles sur l'environnement. Ces systèmes prélèvent de l'eau, l'exploitent, la refroidissent, la traitent et la renvoient au début du circuit pour être à nouveau mobilisée dans la chaîne de production. Des ressources en eau sont prélevées ponctuellement lorsque le système manque d'eau. Le taux de consommation de ce type de procédé est de 70 à 90 % mais nécessite 30 fois moins d'eau que les circuits ouverts (Tableau 1.2 ; WEC, 2010).

Tableau 1.1 – Ressources en eau et état des prélèvements en 2000 (d'après de Marsily, 2009 & UNESCO, 2009).

Region	Ressources en eau renouvelables	Prélèvements en eau totaux	Prélèvements en eau						Consommation en eau par individu (m ³ /an)
			Agriculture km ³ /an	%	Industrie km ³ /an	%	Domestique km ³ /an	%	
Afrique	3 936	217	186	86	9	4	22	10	730
Asie	11 594	2 378	1 936	81	270	11	172	7	940
Amérique du Sud	13 477	252	178	71	26	10	47	19	2 425
Caraïbes	93	13	9	69	1	8	3	23	N/A
Amérique du Nord	6 253	525	203	39	252	48	70	13	3 000
Europe	6 603	418	132	32	223	53	63	15	2 470
Océanie (Australie + îles du Pacifique)	1 703	26	18	73	3	12	5	19	5 500
Monde	43 659	3 829	2 663	70	784	20	382	10	N/A

Tableau 1.2 – Prélèvements et consommation en eau selon les procédés techniques de mobilisation des ressources (Hoffmann *et al.*, 2004 ; WEC, 2010).

Secteur industriel	Type de circuit	Prélèvements (L/kWh)	Consommation (L/kWh)
Energie fossile	Ouvert	142,5	0,38
	Fermé	4,5	4,20
Energie nucléaire	Ouvert	174,6	0,38
	Fermé	5,7	5,70

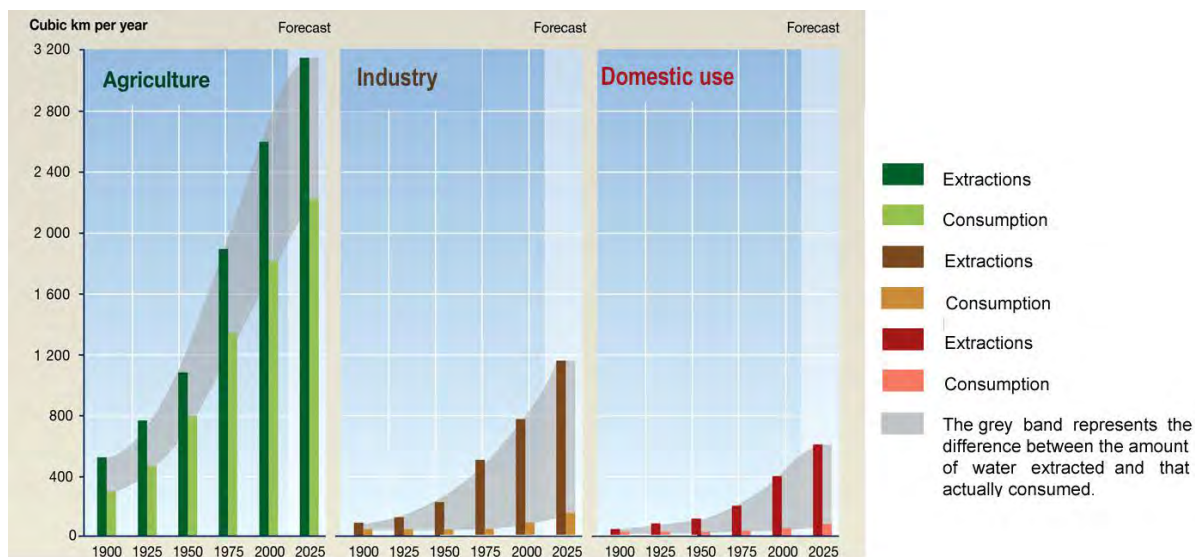


Figure 1.6 – Evolution des prélèvements et de la consommation en eau mondiale par secteur sur la période 1900–2000 et projection en 2025 (UNEP, 2008 d'après Shiklomanov & Rodda, 2003).

Enfin, les plus faibles prélèvements en eau proviennent du secteur domestique ($382 \text{ km}^3/\text{an}$; 10 %). Ces derniers sont associés aux prélèvements en eau par les populations urbaines et rurales pour des usages hygiéniques, sanitaires et récréatifs (e.g. arrosage des jardins ou de parcelle agricole personnelle, nettoyage des voitures, voirie), ainsi que par les industries raccordées au réseau municipal de distribution des eaux. Ils s'élèvent en moyenne dans le monde à 200 L/hab./jr . Les prélèvements les plus importants sont estimés à plus de 600 L/hab./jr au Canada, aux Etats-Unis et en Islande tandis qu'ils s'élèvent tout juste entre 50 et 100 L/hab./jr à l'est de l'Asie et en Afrique subsaharienne (Fig. 1.7). Dans ces régions, les prélèvements atteignent parfois moins de 50 L/hab./jr , satisfaisant tout juste les besoins sanitaires (Fig. 1.7). Dans certains pays tels que la Somalie, le Rwanda, l'Ethiopie, l'Ouganda, le Bénin et l'Afghanistan, les prélèvements en eau domestique sont même inférieurs aux minimums vitaux pour la boisson et l'hygiène (Figs. 1.4 & 1.7). Toutefois, ces valeurs cachent des disparités d'accès aux ressources en eau entre population urbaine et rurale. En 2010, les Nations-Unies estimaient que 81 % des populations rurales étaient reliées à des points d'eau améliorée², contre 96 % de la population urbaine (UNICEF, 2012).

² Les points d'eau améliorés comprennent les points d'eau qui, par leur construction ou une intervention active, sont protégés contre la contamination extérieure, en particulier les matières fécales, c'est-à-dire l'eau courante à domicile (branchement domestique à un réseau, d'adduction d'eau dans l'habitation du ménage, sur sa parcelle ou dans sa cour) et les robinets publics ou bornes-fontaines, puits tubés ou forages, puits protégés, sources protégées et eau de pluie (WHO & UNICEF, 2010).

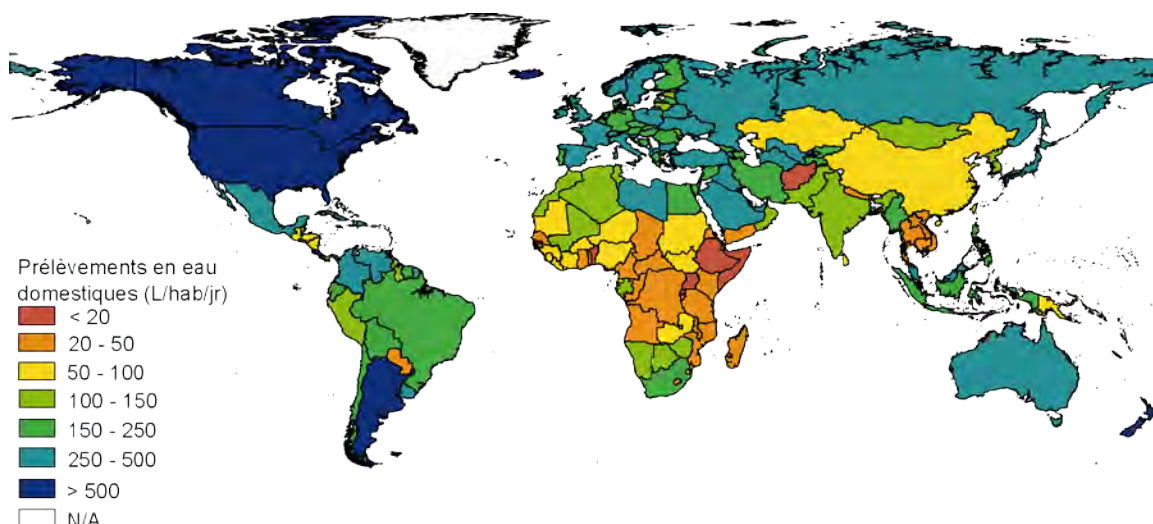


Figure 1.7 – Prélèvements en eau domestique dans le monde sur la période 1999–2002 (d'après données Aquastat ; FAO, 2010).

Une grande part des eaux domestiques prélevées retourne dans les réseaux hydrographiques sous forme d'effluents traités ou non. Dans les villes équipées de réseaux d'approvisionnement en eau et d'évacuation des eaux usées, le taux de consommation en eau est de l'ordre de 5 à 10 % alors que dans les villes qui ne sont pas intégralement équipées d'un système de régulation des eaux, ce taux peut s'élever à 40–60 % (Shiklomanov, 1998). Les pertes les plus importantes sont associées à l'évaporation, aux fuites dans les canalisations et à la mobilisation des ressources pour le nettoyage des voitures et des routes. De plus en plus de réseaux et de canalisations d'acheminement des eaux sont développés. En 2010, 70 % de la population d'Asie de l'Est et de l'Ouest, d'Afrique du Nord et d'Amérique du Sud étaient raccordées à des systèmes de canalisation (UNICEF, 2012). Le nombre d'individus avec un accès à des points d'eau améliorés a ainsi atteint 6,1 milliards d'individus, contre 2 milliards d'individus en 1990. Les plus gros progrès ont été réalisés en Chine et en Inde, avec une amélioration des conditions d'accès à l'eau de 457 et 522 millions d'individus respectivement (UNICEF, 2012), soit pour plus de la moitié de la population mondiale qui n'avait pas accès à des points d'eau améliorés. Les prélèvements domestiques en eau devraient alors sans doute s'accroître et la consommation en eau par habitant s'améliorer. Toutefois, en Afrique sub-saharienne, en Océanie et en Asie du Sud, 783 millions d'individus n'ont toujours pas l'eau courante à domicile ou accès à des sources en eau protégées des contaminations extérieures. Des efforts doivent donc être maintenus bien que les objectifs du millénaire³ soient déjà atteints.

2.3 Vers une crise de l'eau ?

Sur les cent dernières années, une hausse statistiquement significative (niveau de confiance 95 %) des températures d'environ $0,74\text{ °C} \pm 0,18\text{ °C}$ a été observée sur la surface du globe (Smith & Reynolds, 2005 ; Lugina *et al.*, 2005 ; Brohan *et al.*, 2006). Cette hausse est liée à la variabilité climatique terrestre mais est amplifiée par l'activité anthropique. Celle-ci influence significativement le climat depuis le début de l'ère industrielle au travers de rejets de gaz à effet de serre (GES). L'exploitation des énergies fossiles et la production de ciment seraient les secteurs les plus contributifs à la hausse de la concentration de GES dans l'atmosphère, ainsi que la modification de l'exploitation des sols (expansion des terres agricoles) qui, par les processus de déforestation, modifie également l'albédo de la surface terrestre. Depuis 1750, la concentration de GES dans l'atmosphère a doublé et ne cesse d'augmenter. Le réchauffement climatique est également marqué par une modification des précipitations annuelles dont les tendances varient selon les régions de par

³ Les objectifs du millénaire visent à réduire de plus de moitié la population qui n'a pas accès à des points d'eau améliorés d'ici 2015.

l'influence de phénomènes atmosphériques globaux tels que « El Niño » ou l'Oscillation Nord Atlantique.

Les régions les plus marquées par l'ensemble de ces variations sont :

- l'Amérique du Nord, l'Argentine, le Nord de l'Europe et la côte Ouest australienne avec une hausse des températures de 0,1 à 0,5 °C/décennie sur la période 1970–2004 et une hausse des précipitations de 6–8 %/décennie sur la période 1900–2005, par rapport à la normale (1961–1990 ; IPCC, 2007). De plus, les précipitations sous forme de neige sont réduites sur l'hémisphère Nord ;
- le Sahel, l'Afrique de l'Ouest, l'Afrique du Sud et le Sud de l'Asie avec une hausse des températures de 0,3 à 0,7 °C/décennie sur la période 1970–2004 et la plus forte diminution de précipitation enregistrée de l'ordre de 7,5 %/décennie sur la période 1900–2005, par rapport à la normale (1961–1990 ; IPCC, 2007). Une expansion des surfaces arides de plus de moitié y a également été estimée (Dai *et al.*, 2004).

L'augmentation des températures a engendré d'autres phénomènes. Les observations satellites ont permis de montrer une réduction de la couverture neigeuse aux pôles (2,7 %/décennie ; Comiso *et al.*, 2003) et de la couverture de nombreux glaciers, une occurrence plus précoce d'un mois dans l'année de la fonte des neiges et une hausse du niveau marin (IPCC, 2007). De plus, la charge capacitive en humidité de l'atmosphère a augmenté d'environ 7 %/°C (IPCC, 2007). Les taux d'évaporation sont donc plus élevés et l'humidité des sols réduite, augmentant ainsi le potentiel d'incidence et de sévérité des sécheresses et des événements précipitant extrêmes (Trenberth *et al.*, 2003 ; IPCC, 2007). Depuis les années 1970, une intensification des cyclones dans l'atlantique Nord et des périodes de sécheresse aux Etats-Unis, en Europe, à l'Est de l'Asie et principalement au Sahel, ont ainsi été observées (Dai *et al.*, 2004 ; Ardoin-Bardin *et al.*, 2009).

L'ensemble de ces perturbations a modifié les écoulements de surface. Sur la période 1971–1998, en comparaison avec la période 1900–1970, les écoulements ont augmenté dans les régions où les précipitations se sont accrues, soit en Amérique du Nord, en Argentine, au Nord de l'Europe et sur la côte Ouest australienne (Fig. 1.8 ; Milly *et al.*, 2005). La fonte des neiges plus précoce dans l'hémisphère Nord a également entraîné un décalage des pics saisonniers de hautes eaux dans certains bassins versants aux Etats-Unis, en Russie et au Canada (Smith, 2000 ; Cayan *et al.*, 2001 ; Zhang *et al.*, 2001). Sur la même période, les plus importantes diminutions des écoulements de surface ont été observées au Chili (IPCC, 2007 ; Pellicciotti *et al.*, 2007), en région méditerranéenne (Buffoni *et al.*, 2000 ; Xoplaki *et al.*, 2004 ; voir Chapitre 2 – 2.2) et en Afrique sub-saharienne (Jury, 2003 ; Ardoin-Bardin *et al.*, 2009 ; Ruelland *et al.*, 2009) associées à une diminution des précipitations et au développement de barrages dans certains bassins versants méditerranéens (Fig. 1.8 ; Margat & Treyer, 2004 ; Milly *et al.*, 2005).

L'ensemble de ces perturbations devrait se poursuivre. Pour évaluer les projections climatiques, l'IPCC (2007) a développé 6 scénarios d'émission de gaz à effet de serre (SRES) pour contraindre les simulations de 23 modèles climatiques globaux (GCMs) développés par différentes équipes de climatologues dans le monde. L'ensemble des projections simulées s'accorde sur la variabilité spatiale des températures et des précipitations (Arnell, 2004). Les températures devraient augmenter à l'horizon 2050 entre 1,3 et 1,8 °C en moyenne. Les plus fortes hausses (+2,5 à 3,5 °C) devraient être enregistrées dans les hautes latitudes. Les précipitations annuelles et les écoulements de surface devraient augmenter d'environ 20 % dans les hautes latitudes, en Asie et en Afrique de l'Est (Fig. 1.9 ; Emori & Brown, 2005), et diminuer d'environ 5 % dans les régions sub-tropicales. Les régions les plus vulnérables à la diminution des précipitations et des écoulements sont la région méditerranéenne, le Proche-Orient, l'Amérique centrale, la Cordillère des Andes, le Nord-Est du Brésil et l'Afrique du Sud. Une diminution d'environ 20 % des précipitations et de 30 % des écoulements y est projetée (Fig. 1.9 ; Rowell & Jones, 2006 ; Neelin *et al.*, 2006). Dans ces régions, au moins 80 % des GCMs s'accordent sur le signe du changement (IPCC, 2007). Ces régions sont également les plus vulnérables à des épisodes de sécheresse hydrologiques plus fréquents et plus intenses, compromettant la recharge des nappes et, par suite, du débit des rivières ainsi qu'à des sécheresses agricoles en lien avec une baisse de la teneur en eau du sol nécessitant alors plus d'eau pour

l'irrigation si la production agricole doit être maintenue à son niveau actuel (IPCC, 2007 ; de Marsily, 2009).

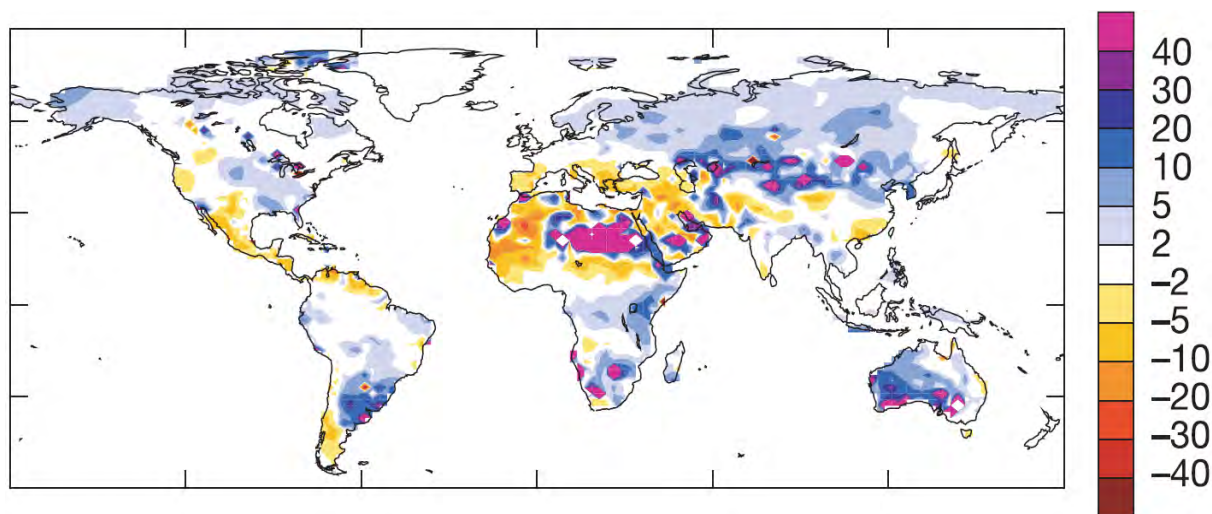


Figure 1.8 – Evolution relative (en %) des écoulements de surface sur la période 1971–1998 en comparaison avec la période 1900–1970 (Milly *et al.*, 2005).

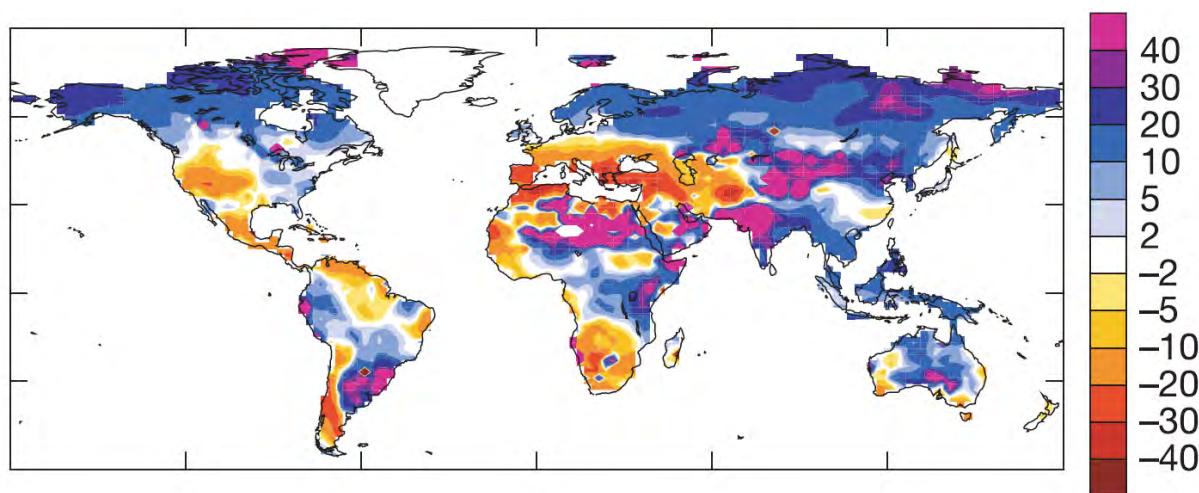


Figure 1.9 – Evolution relative (en %) des écoulements de surface sur la période 2041–2060 en comparaison avec la période 1900–1970 (Milly *et al.*, 2005).

Pour les décennies à venir, il est difficile de prévoir l'évolution des demandes et des prélèvements en eau car celle-ci dépend de plusieurs facteurs tels que la croissance démographique, la croissance économique, l'urbanisation, l'expansion des surfaces agricoles, les évolutions technologiques et les modes de consommation. Il est donc fréquent d'évaluer l'évolution des demandes en eau selon un scénario tendanciel, c'est-à-dire dans un contexte dans lequel les modes de gestion, les investissements et les politiques actuels liés aux ressources en eau et à la production alimentaire se poursuivent sous contraintes d'évolution démographique (e.g. Shiklomanov & Rodda, 2003 ; Alcamo *et al.*, 2000 ; FAO, 2007). Dans ce cadre, les études s'accordent sur un maintien des prélèvements en eau dans les pays développés (à la croissance démographique faible) grâce à une stabilisation des terres irriguées, des normes environnementales plus strictes et une amélioration de l'efficacité des usages de l'eau (Fig. 1.10 ; World Water Council, 2000 ; Rosegrant *et al.* 2002b). Dans les pays en voie de développement, la croissance démographique et la hausse des revenus devraient engendrer une hausse des prélèvements en eau totaux et en particulier industriels (Fig. 1.10). Des progrès sur les modes de consommation seraient également réalisés mais seraient compensés par la hausse des pressions anthropiques sur les ressources en eau. Le secteur agricole

demeurera le principal consommateur d'eau. Malgré des hypothèses optimistes sur la productivité des parcelles agricoles et des progrès en termes d'efficacité, la mobilisation de ressources en eau pour l'agriculture devrait augmenter d'au moins 17 % (World Water Council, 2000). Le secteur agricole devra toujours répondre aux besoins alimentaires d'une population grandissante. De plus, avec l'amélioration des conditions de vie et l'urbanisation, la consommation de viande et de produits laitiers devraient s'accroître. A titre d'exemple, celle-ci a triplé en Chine au cours des trente dernières années (UNESCO, 2009). Or, la production d'1 Kg de viande bovine requiert 8 à 10 fois plus d'eau que la production d'1 Kg de céréales (Hoekstra *et al.*, 2011). L'agriculture irriguée devrait donc toujours être fortement mobilisée aussi bien pour la consommation humaine qu'animale.



Figure 1.10 – Evolution des prélèvements en eau entre 1995 et 2025 (Rosegrant *et al.*, 2002b).

Néanmoins, les estimations sur l'évolution des prélèvements en eau divergent d'une étude à l'autre (e.g. Shiklomanov, 1998 ; World Water Council, 2000 ; Rosegrant *et al.*, 2002b, Alcamo *et al.*, 2007 ; Shen *et al.*, 2008). La principale incertitude concerne l'évolution de la demande agricole selon le développement des surfaces irriguées. Le taux d'expansion des surfaces irriguées reste incertain ainsi que l'évolution de l'exploitation des sols car ils sont liés non seulement à la croissance démographique et aux modes alimentaires, mais également aux conditions climatiques. La hausse des températures, la diminution des précipitations et la projection de phénomènes extrêmes plus fréquents et plus intenses devraient entraîner une augmentation des besoins agricoles en eau et, dans certains cas, une modification des types de culture exploités. Néanmoins, les changements climatiques ne devraient pas réduire la production alimentaire mais modifier la distribution du potentiel agricole (UNESCO, 2009).

Ainsi, dans un contexte où les changements climatiques devraient se poursuivre et modifier la disponibilité des ressources en eau, ainsi que dans un monde où les pressions anthropiques devraient s'accroître, il semble fondamental d'évaluer si les ressources en eau seront toujours à même de satisfaire les demandes en eaux et d'estimer les probabilités d'occurrence de crises de l'eau dans les régions les plus vulnérables aux changements.

3. EVALUATION DE L'EXPLOITABILITE DES RESSOURCES EN EAU DANS UN CONTEXTE DE CHANGEMENTS GLOBAUX

3.1 Approche générale

Les pressions accrues sur les ressources en eau liées aux changements climatiques et aux usages de l'eau, ainsi que les compétitions grandissantes entre usagers pour un accès en quantité suffisante, sont reconnues comme des enjeux mondiaux qui nécessitent des prises de décision au travers d'une amélioration de la gestion des ressources et de la demande en eau (UNESCO, 2009). Ceci appelle à une nouvelle génération d'outils qui permettent de déterminer la disponibilité des ressources en eau, d'estimer l'évolution des demandes en eau et d'appliquer des scénarios d'évolution afin d'évaluer les conditions futures possibles quant à la satisfaction des besoins en eau (Menzel & Matovelle, 2010).

La modélisation intégrée des ressources en eau constitue une approche originale qui confronte les connaissances et les modèles de plusieurs disciplines (e.g. météorologie, hydrologie, agronomie, économie ; Dinar *et al.*, 2007 ; Yu *et al.*, 2012). Comme illustrée par la figure 1.11, elle est composée de plusieurs dimensions (Gaiser *et al.*, 2008 ; Qin *et al.*, 2011). La première dimension consiste en l'estimation quantitative des ressources en eau à partir de forçages climatiques tandis que la seconde évalue les différents usages de l'eau (agriculture, usages domestiques, production hydro-électrique, écosystèmes, transports, etc.). La troisième dimension permet de confronter ces variables clés pour appuyer les réflexions quant aux stratégies à entreprendre pour assurer l'équilibre entre les ressources en eau et les différents usages. Enfin, la quatrième dimension est la mise en place de nouveaux objectifs selon l'évolution des besoins en eau.

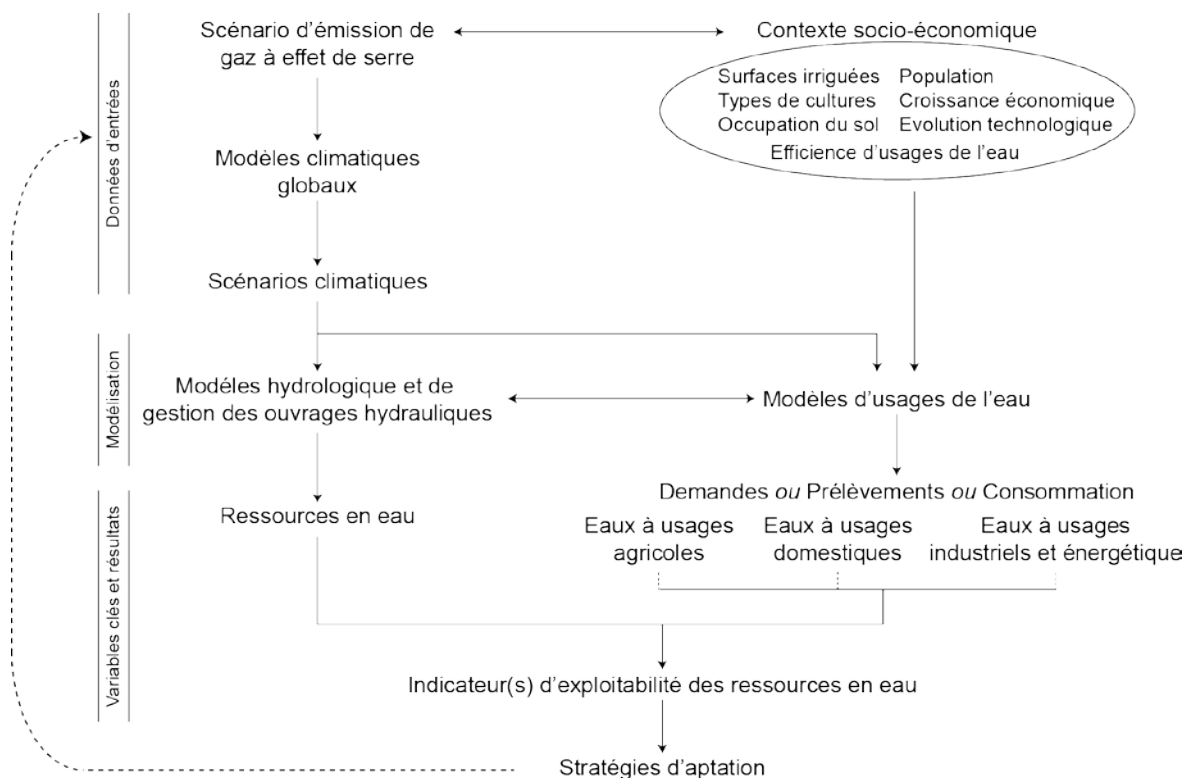


Figure 1.11 – Etapes d'une étude d'analyse de l'exploitabilité des ressources en eau.

Ce type d'approche vise dans un premier temps à une meilleure gestion des ressources en eau, soit à protéger ou renforcer la capacité de production des hydrosystèmes tout en répondant aux besoins des sociétés et des écosystèmes. Dans un second temps, elle vise à une distribution équitable des ressources en eau (Tulloch, 2010). Enfin, elle encourage à une gestion dynamique de la demande qui inclut « l'ensemble des interventions et systèmes d'organisation destinés à accroître les

efficience techniques, sociales, économiques, institutionnelles et environnementales dans les différents usages de l'eau » (Plan Bleu, 2005).

Cet exercice constitue un défi qui nécessite une bonne connaissance des hydrosystèmes (conditions climatiques, fonctionnement, etc.) ainsi que des usagers et des besoins en eau, mais également du rôle des barrages-réservoirs pour leur capacité de stockage et de restitution de la ressource. Les approches sont différentes selon l'échelle spatiale considérée (Tableau 1.3) mais également selon le continent et le contexte du territoire. Comme le soulignent He *et al.* (2012), par exemple, les études menées sur le continent européen auront tendance à valoriser la Directive Cadre sur l'Eau⁴ qui promeut une gestion technologique avec une amélioration de la qualité des eaux ainsi que des schémas d'aménagement et de gestion des eaux, tout en omettant l'évolution démographique et les améliorations d'efficience possible pour les industries et le secteur agricole (Rahaman *et al.*, 2004). Sur le continent africain, la préoccupation principale sera d'assurer un accès à de l'eau potable, en quantité suffisante et à coût raisonnable pour améliorer les conditions de vie (Mazvimavi *et al.*, 2008). Les variables et modules mobilisés dans les approches de modélisation intégrée peuvent donc être sensiblement différents selon le contexte et les objectifs visés.

Tableau 1.3 – Synthèse des problématiques appréhendées par les approches intégrées selon différentes échelles d'espace.

Espace considéré	Enjeux	Problématique	Disciplines
Parcelle ^a	Rendement et production agricole Bénéfices agricoles Ecoulements de retour au milieu et polluants	Qualité des sols Adaptation des cultures Efficience d'usages de l'eau Exploitation de pesticides et impacts sur la qualité de l'eau	Agronomie Pédologie
Bassin-versant ^b	Cours d'eau et aquifères Gestion des barrages-réservoirs Distribution en eau aux usagers Flux de retour au milieu Exploitation des sols Calendrier des cultures	Changement climatique Modélisation hydrologique Modélisation des barrages-réservoirs Modélisation de gestion des cultures et de l'irrigation Traitement de l'eau Satisfaction des demandes en eau	Météorologie Hydrologie Hydrodynamique Economie Sociologie Agronomie Qualité de l'eau
Pays ^c	Protection des ressources en eau tant en terme de quantité que de qualité	Réseau de transport des ressources Traitement de l'eau Production de ressources en eau alternatives	Politique environnementale Economie
Région ^d	Politique régionale	Impacts des stratégies d'adaptation ou de développement durable	Politique environnementale Economie
Monde ^e	Identification des régions les plus vulnérables Sécurité alimentaire	Vulnérabilité des hydrosystèmes Vulnérabilité des systèmes alimentaires Politiques de mitigation et d'adaptation aux changements globaux	Politique environnementale Economie

Quelques exemples de référence portant sur la modélisation intégrée pour les différentes échelles spatiales

^a Blanco-Guttiérrez *et al.*, 2011 ; Laurent & Ruelland, 2011 ; Yu *et al.*, 2012

^b Perera *et al.*, 2005 ; Menzel & Matovelle, 2010; Alfara *et al.*, 2012; Höllermann *et al.*, 2012

^c Arnell, 2004

^d Droogers *et al.*, 2012

^e Oki *et al.*, 2001 ; Alcamo *et al.*, 2003, 2007 ; Shen *et al.*, 2008 ; Arnell *et al.*, 2011

⁴ Directive 2000/60/CE du Parlement et du Conseil Européen établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, adoptée le 23 octobre 2000. http://www.eaufrance.fr/?rubrique15&id_article=35

3.2 Outils d'évaluation

3.2.1 Modèles de gestion intégrée des ressources en eau

Pour répondre à ces attentes, plusieurs outils de modélisation intégrée ont été développés et testés selon les différentes échelles considérées.

3.2.1.1 Echelle globale à régionale

A l'échelle globale, l'un des plus répandus et des plus complets est le modèle **WaterGAP** (*Water Global Analysis and Prognosis*), développé depuis 1996 par le *Environmental Systems Research Center* à l'Université de Kassel en Allemagne. Ce modèle permet une confrontation de la disponibilité des ressources en eau aux demandes, sans mobilisation de modèles extérieurs. Il s'agit d'un modèle qui simule la disponibilité des ressources en eau et leurs usages à l'échelle du globe. A partir de deux modules divisant l'espace en des mailles de $0.5^\circ \times 0.5^\circ$, il simule le cycle de l'eau influencé par le climat et l'activité anthropique. Sont ainsi pris en compte les impacts des changements démographiques, socio-économiques et technologiques sur les usages de l'eau ainsi que les impacts du changement climatique sur les écoulements et les besoins en eau pour l'irrigation (Alcamo *et al.*, 2000).

Le premier module est un modèle d'usages de l'eau composé d'un système par usage (domestique, industrie, irrigation et bétails). Chaque système permet d'évaluer les prélèvements en eau (volume d'eau extrait des milieux aquatiques) et l'eau consommée (volume d'eau véritablement utilisé et perdu par évapotranspiration). Les usages domestiques et industriels sont modélisés à partir des estimations nationales de prélèvements et de consommation en eau datant de 1995 puis sont attribués à chaque cellule selon la densité de population (Global Population density Map; van Woerden *et al.*, 1995) et la part de la population urbaine et rurale dans ces dernières (World Bank, 1996 ; WRI, 1998). Pour l'irrigation, le module se base sur la carte mondiale des surfaces irriguées (Döll et Siebert, 2002) et sur le calendrier des cultures pour simuler le taux de croissance saisonnier des cultures et les besoins en eau pour l'irrigation nette (eau mobilisée par l'évapotranspiration) et brute (volume d'eau totale extrait du milieu aquatique). Pour le bétail, le module considère 10 types de bétails différents. Les prélèvements en eau sont issus du produit du nombre de troupeaux par maille par la demande en eau unitaire du type de bétail ($m^3/\text{type de bétail}/\text{an}$).

Le second module est un modèle hydrologique. Celui-ci calcule au pas de temps journalier un bilan hydrique pour chaque maille. L'écoulement de chaque maille est divisé entre un écoulement de surface et de sub-surface, et un écoulement souterrain extrait de l'humidité des sols. Une part de cet écoulement total s'évapore, une autre part est extraite pour satisfaire les demandes en eau, et la dernière part s'écoule à la cellule voisine à partir d'une carte de direction des écoulements (Döll & Lehner, 2002). Ce module hydrologique repose sur un seul paramètre de calage qui régule la part des volumes précipités qui s'écoule en surface et l'autre part qui s'infiltre (Widen-Nilsson *et al.*, 2007). Ce paramètre a été calé sur 724 bassins versants à travers le monde à partir de données stations extraites de la base de données du GRDC, jusqu'à ce que la différence entre les volumes observés et les volumes simulés atteignent au maximum 1 % (Alcamo *et al.*, 2000). Une régionalisation des paramètres a ensuite été effectuée à partir d'un indice de corrélation entre les coefficients d'écoulements des bassins calés et le rapport évapotranspiration sur précipitation, la température moyenne, la superficie du bassin et le coefficient de recharge de l'aquifère des bassins non calés (Alcamo *et al.*, 2000). Le modèle hydrologique est caractérisé également par d'autres paramètres renseignés à travers des caractéristiques physiques connues (couverture du sol, albedo, profondeur racinaire, pente, sol, géologie; Widen-Nilsson *et al.*, 2007).

D'autres modèles hydrologiques permettent d'évaluer spécifiquement la disponibilité des ressources en eau à l'échelle globale ou régionale. Parmi les plus couramment utilisés, on peut citer le **modèle de bilan hydrique développé par Vörösmarty & Moore** (1991). Il s'agit d'un modèle à la maille $0.5 \times 0.5^\circ$ qui estime l'évapotranspiration et l'écoulement pour chaque cellule à partir de

données grilles de température, précipitation et de couverture nuageuse, et selon trois paramètres non calés et associés à la nature des sols et de la profondeur racinaire de la végétation. Le modèle **MacPDM** (Arnell, 1999b) est également utilisé (e.g. Arnell, 2003 ; Arnell, 2004 ; Arnell *et al.*, 2011). Il s'agit d'un modèle journalier à la maille 0.5° x 0.5° qui considère que la capacité en eau des sols varie de manière statistique au sein d'une cellule et d'un bassin versant. Ce modèle repose sur 13 paramètres dont 6 sont définis uniformément sur le globe et dont 7 dépendent de l'humidité des sols et de la végétation (Arnell, 2003). Ces paramètres sont définis à partir de bases de données globales et ne sont donc pas calés. Un autre modèle est le modèle **VIC** (*Variable Infiltration Capacity* ; voir Nijssen *et al.*, 2001) qui simule au pas de temps journalier les flux d'humidité pour chaque cellule de 2° x 2°. Ce modèle a pour objectif initial d'améliorer la représentation des processus sol-plante-atmosphère à travers une représentation spécifique par cellule de la végétation, de la capacité en eau du sol, de la topographie et des précipitations. Les écoulements dépendent d'une loi probabiliste. Enfin, on peut citer le modèle **WASMOD-M** (Widen-Nilsson *et al.*, 2007). Il s'agit d'un modèle conceptuel global qui opère au pas de temps journalier et à la maille du demi-degré carré. Pour chaque pas de temps, le modèle estime un écoulement de surface et de sub-surface ainsi que l'accumulation ou la fonte de neige. Pour cela il fonctionne avec 4 ou 6 paramètres, selon si le module neige est activé ou non. Ces paramètres ont été calés sur 663 bassins versants et validés si les écarts entre les volumes observés et simulés n'excédaient pas $\pm 20\%$ ou 5 mm dans les zones arides. Une régionalisation a ensuite été appliquée. Celle-ci consistait à déplacer un rectangle régulier (17 x 39 cellules) au travers du globe cellule après cellule et à rechercher le jeu de paramètres commun au plus grand nombre de cellules des bassins calés, puis d'appliquer cette combinaison aux cellules des bassins non-calés.

Ces modèles hydrologiques simulent uniquement les écoulements. Afin de confronter l'estimation des ressources en eau disponibles aux demandes en eau, les estimations de prélèvements en eau et la part des ressources en eau produites par des procédés non-conventionnels sont généralement extraites de bases de données globales telles que celle du *UN Comprehensive Assessment of the Freshwater Resources of the World* (Arnell, 2004), du *World Resources Institute* (WRI, 1998 ; Oki *et al.*, 2001) ou d'Aquastat (FAO, 2010 ; Shen *et al.*, 2008). Ces données sont communément disponibles à l'échelle nationale. Elles sont alors extrapolées aux dimensions des grilles des modèles en considérant que la distribution des prélèvements en eau est proportionnelle à la densité de population ou aux surfaces irriguées. Les données de population ou de densité sont généralement extraites du CIESIN (1995 ; Oki *et al.*, 2001 ; Alcamo *et al.*, 2007), de projets internationaux (Vörösmarty *et al.*, 2000 ; Arnell *et al.*, 2011) ou d'estimations des Nations Unies (Arnell *et al.*, 2011). Les données de surfaces irriguées peuvent être extraites de la base MIRCA 2000 produite par Döll & Siebert (2002 ; Oki *et al.*, 2001 ; Alcamo *et al.*, 2007 ; Shen *et al.*, 2008). Les projections climatiques futures sont classiquement extraites de simulations de modèles climatiques globaux (rassemblées par l'IPCC) sous contraintes de scénarios d'émissions de gaz à effet de serre (SRES) basés sur différents futurs possibles en termes d'évolutions socio-économique (IPCC, 2000). La plupart des scénarios prospectifs d'usages de l'eau reposent, quant à eux, sur les croissances économiques et démographiques projetées pour élaborer les SRES et sur l'évolution des surfaces irriguées selon les tendances observées par chacun des auteurs (tendances nationales ou globales, Oki *et al.*, 2001 ; projection des Nations Unies, Arnell, 2004 ; Alcamo *et al.*, 2007).

3.2.1.2 Echelle régionale à locale

D'autres modèles ont été développés à l'échelle régionale et locale, où les usages de l'eau peuvent être, en particulier, plus facilement appréhendés. De plus, c'est essentiellement à ces échelles que des mesures politiques et techniques seront prises pour éviter un développement non durable des ressources en eau (Lahmer *et al.*, 2001). A ces échelles, il existe un très grand nombre de modèles (voir WSM, 2004 ; Luyiga *et al.*, 2010) dont les objectifs peuvent varier mais dont le fonctionnement est très similaire. Tous reposent sur la définition de réseaux hydrographiques principaux au niveau desquels des « nœuds » sont connectés pour représenter les demandes en eau, les barrages-réservoirs et les transferts d'eau. Ces modèles visent à optimiser l'apport en eau aux secteurs

irrigués, domestiques et industriels, à satisfaire les débits environnementaux et à fournir des modes de gestion de barrages de manière à assurer un stockage en prévision des besoins agricoles et un soutien aux débits d'étiages, mais également une production effective d'énergie hydro-électrique.

Parmi les modèles permettant d'appréhender la satisfaction des demandes en eau, on peut citer :

- **Mike Basin**, développé par le *Danish Hydraulic Institute* (DHI, 2012 ; Doulgeris *et al.*, 2011). Ce modèle est associé au logiciel ArcView d'ESRI de manière à bénéficier de techniques de spatialisation inhérentes aux Systèmes d'Information Géographique. Ce modèle a pour vocation d'évaluer à la fois la distribution des ressources en eau pour satisfaire les demandes ainsi que la qualité des cours d'eau. De plus, son module hydrologique intègre un composant permettant de représenter le fonctionnement des ressources en eau souterraine. Néanmoins, ce modèle ne permet pas d'établir des règles de priorité entre usagers. Par ailleurs, les techniques d'irrigation n'influencent pas la distribution des ressources en eau et le module barrage proposé nécessite des chroniques d'objectifs de volume d'eau stocké pour fonctionner.
- **Waterware**, développé dans le cadre du projet européen Eureka-EU487 (Fedra, 2002 ; ESS, 2012) est un des premiers modèles à avoir intégré la gestion des ressources en eau au travers d'une succession de modules et d'outils pour des analyses d'impact. Toutefois, l'ensemble de ces outils sont dépendants les uns des autres, les sorties d'un module sont les entrées du prochain. Il est donc difficile aujourd'hui d'y ajouter des composants pour l'adapter à un contexte spécifique. L'ensemble des outils qui le constituent vise à évaluer la durabilité de l'approvisionnement en eau et à proposer des stratégies de suivi des pollutions de l'eau et des aquifères selon les normes environnementales européennes.
- **Aquatool**, développé par l'*Universidad Politecnica de Valencia*, Espagne (Andreu *et al.*, 1996 ; UPV, 2010), est couramment utilisé par les Centres Hydrographiques du Jucar, de la Segura et du Tagus. Ce modèle vise à simuler et comparer différentes stratégies politiques afin d'établir des plans de gestion et des compromis de distribution des ressources en eau entre les différents usagers selon plusieurs scénarios hydro-climatiques. En revanche, selon Luyiga *et al.* (2010) ce modèle offre peu de souplesse quant à l'intégration de scénarios socio-économiques et d'objectifs écologiques.
- **REALM** (*REsource ALlocation Model*), développé par la *Victoria University of Technology*, Australie (Perera *et al.*, 2005 ; VUT, 2012), est l'un des plus complets en termes de description des hydrosystèmes et de leur fonctionnement. Celui-ci tient compte des différents usagers présents sur le bassin et il peut simuler les demandes en eau agricole à partir d'un modèle de gestion de l'irrigation. Il simule le bilan hydrique des barrages ainsi que son mode de fonctionnement qui vise à atteindre les objectifs saisonniers des volumes d'eau stockés. Il permet également de considérer un taux de pertes en eau par les fuites dans les réseaux ou les gaspillages, ainsi qu'un débit environnemental minimal à respecter. Enfin, les demandes en eau peuvent être satisfaites au travers de plusieurs systèmes (cours d'eau, aquifères, barrages) avec des règles de gestion variées. Par ailleurs, la distribution en eau repose sur un module économique qui évalue les coûts pour acheminer l'eau selon les différentes sources et régule les écoulements de sorte à minimiser le coût (Perera *et al.*, 2005 ; Luyiga *et al.*, 2010).
- **WEAP** (*Water Evaluation And Planning*), développé par le *Stockholm Environment Institute* (Yates *et al.*, 2005 ; SEI, 2012), est l'un des plus répandus dans la littérature (e.g. Purkey *et al.*, 2008 ; Yates *et al.*, 2009 ; Hall & Murphy, 2010 ; Vergara *et al.*, 2011 ; Alfara *et al.*, 2012) et s'avère l'un des plus performants pour appréhender la capacité à satisfaire les demandes en eau. Celui-ci génère un premier scénario de base de gestion de la demande et de l'approvisionnement en eau à partir de données initiales décrivant le bassin (e.g. représentation du réseau hydrographique, données climatiques, localisation des sites de demande, demande en eau par usager, localisation des barrages et description physique). Puis, grâce à des scénarios hydro-climatiques et socio-économiques dans un contexte politique et technologique défini, il permet d'évaluer l'évolution de la disponibilité des ressources et des demandes en eau, et ainsi l'évolution du taux de satisfaction des demandes. De plus, il intègre un module de qualité des eaux, un module de préservation des écosystèmes et un module économique d'évaluation des coûts des systèmes d'approvisionnement en eau (Droogers, 2009). Cependant, certains auteurs soulignent les limites du modèle hydrologique de WEAP. Ce

dernier simule les ressources en eau de manière globale et selon une simple équation de bilan hydrique. Il est donc difficile de différencier les écoulements de sub-surface des écoulements souterrains et leur disponibilité respective (Rosenzweig *et al.*, 2004). Un module pour les ressources en eau souterraine peut être ajouté mais rajoute des paramètres supplémentaires à caler. De plus, ce module ne différencie pas aquifère de surface et nappe captive profonde et ne permet pas de transfert des ressources en eau souterraine d'un sous-bassin à un autre (Höllerman *et al.*, 2012). Un autre point critique est le fait que les demandes en eau sont en premier lieu satisfaites par les ressources en eau de surface puis dans un second temps seulement en fonction des ressources stockées par le réseau souterrain et les barrages (Rosenzweig *et al.*, 2004). Enfin, Piccioni (2011) avance que l'environnement interfacé offre beaucoup de souplesse lors de la prise en main de l'outil mais rend l'utilisateur dépendant de la conception sous-jacente. L'adaptation à un contexte et des objectifs spécifiques n'est ainsi pas évidente (découpage de l'espace en sous-bassin, choix des fonctions objectives pour l'optimisation du modèle hydrologique, rapidité de création des scénarios climatiques et anthropiques, etc.).

Ainsi, malgré les avantages et limites évoqués pour chacun de ces modèles, tous visent à évaluer l'évolution du stress hydrique ou, en d'autres termes, à indiquer le niveau de pression appliqué aux ressources en eau et aux écosystèmes par des facteurs climatiques et anthropiques. Un choix devra donc être opéré par l'utilisateur parmi ces modèles selon la dimension spatiale et le contexte hydro-climatique et anthropique de l'hydrosystème, la problématique abordée, et la disponibilité des données et des modèles. Par ailleurs, pour représenter au mieux les pressions hydro-climatiques et anthropiques sur les ressources en eau, différents types d'indicateurs peuvent être mobilisés à l'issue de l'exploitation de ces modèles.

3.2.2 Indicateurs de suivi

3.2.2.1 Indice de Falkenmark

L'indice de Falkenmark exprime les pressions exercées par les populations sur les ressources en eau disponibles. Il vise à quantifier la ressource en eau disponible par habitant et par année (Falkenmark *et al.*, 1989). Plus le volume d'eau disponible par habitant est faible, plus le niveau de stress est important. Ainsi, l'indice définit une situation de pénurie d'eau si sa valeur atteint moins de 500 m³/hab./an, une situation de stress hydrique si elle est inférieure à 1 000 m³/hab./an, et une situation de confort est déterminée lorsqu'elle dépasse les 1 700 m³/hab./an.

Cet indice présente l'avantage d'être facilement compréhensible et d'être facile à calculer car il nécessite des données habituellement disponibles. Il est par ailleurs très compréhensible. Cependant, comme le souligne Arnell (1999a), le stress hydrique exprimé dépend de la population et non de l'intensité des usages de l'eau. Menzel & Matovelle (2010) indique également que cet indice ne tient pas compte des problèmes de qualité et d'accès à l'eau.

3.2.2.2 Indice d'exploitation des ressources en eau

L'indice d'exploitation des ressources en eau, ou indice de Shiklomanov, est le rapport des prélèvements en eau sur la ressource en eau disponible (Shiklomanov, 1991). Celui-ci permet d'évaluer l'état du stress hydrique, c'est-à-dire le niveau possible d'exploitation des ressources en eau. Plus sa valeur est élevée, plus les pressions sur les ressources en eau sont importantes. Une valeur de plus de 0,4 caractérise une situation de stress hydrique, voire même de pénurie au-delà de 0,8, ainsi qu'une absence d'exploitation supplémentaire des ressources en eau, c'est-à-dire que des prélèvements en eau additionnels pourraient être limités par le manque d'eau. Une situation de confort et d'exploitabilité importante des ressources en eau est définie lorsque l'indice est inférieur à 0,2.

Cet indice est facile à interpréter et à calculer car il nécessite des données communément disponibles. De plus, il permet d'intégrer les effets des changements climatiques et des changements d'usages de l'eau sur le long terme. Toutefois, comme l'indice de Falkenmark, les ressources en eau sont considérées en termes de disponibilité et non en termes d'accessibilité et de qualité (Rijsberman, 2006 ; Alcamo *et al.*, 2007 ; Menzel & Matovelle, 2010).

3.2.2.3 Indice de pauvreté en eau

L'indice de pauvreté en eau a été développé par Sullivan *et al.* (2003) afin d'exprimer les relations entre les sociétés et les ressources en eau au travers de cinq dimensions : (i) l'accès à l'eau potable (distance et temps pour y accéder), (ii) la quantité et la qualité des ressources en eau, (iii) les besoins en eau, (iv) la capacité à mettre en place une gestion des ressources en eau, et (v) le bon état de l'environnement. Cet indice est représenté soit au travers d'une moyenne variant entre 0 (situation de grande pauvreté) et 100 (situation de confort), soit plus couramment au travers d'un pentagramme (Fig. 1.12).

Cet indice est le plus complet et peut être adapté selon la disponibilité des données. Néanmoins, il reste difficile à comprendre et à interpréter (en particulier lorsque la moyenne est employée) à cause des nombreux critères qui permettent de le calculer. Sa représentation au travers d'un pentagramme est plus facile à interpréter (Fig. 1.12). Ce dernier permet d'identifier les besoins locaux et de mettre en évidence où les efforts doivent se concentrer (Sullivan *et al.*, 2003).

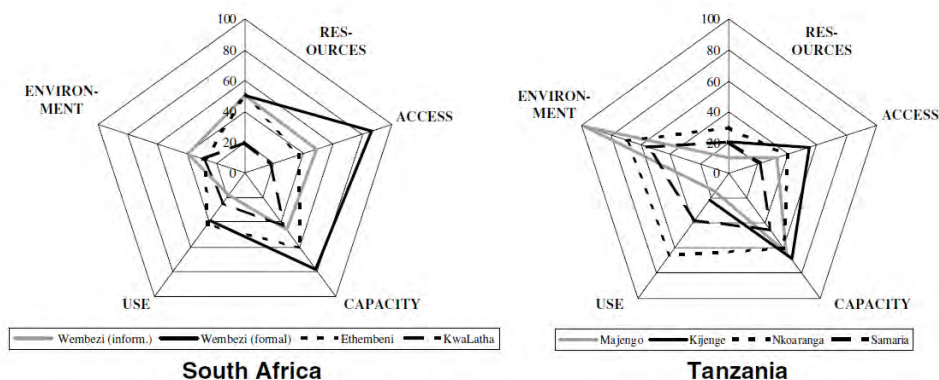


Figure 1.12 – Présentation sous forme de pentagramme du l'indice de pauvreté en eau en Afrique du Sud et en Tanzanie (Sullivan *et al.*, 2003).

3.2.2.4 Indice C/Q90

Un autre indice est le rapport du volume d'eau consommé sur le débit classé 90 %, c'est-à-dire sur le débit dont la valeur est dépassée 90 % du temps sur la période considérée (Q90 ; Smakhtin *et al.*, 2004). Le volume d'eau consommé correspond au volume d'eau perdu par évaporation ou évapotranspiration lors de son usage (Flörke & Döll, 2003). Le Q90 permet de définir statistiquement un volume d'eau disponible toute l'année, même en période d'étiage, pour satisfaire les demandes en eau (Flörke & Döll, 2003 ; Smakhtin *et al.*, 2004). L'état du stress hydrique est jugé comme sévère si ce rapport est supérieur à 1, comme modéré s'il est compris entre 0,5 et 1 et comme absent s'il est inférieur à 0,5 (Flörke & Döll, 2003).

Cet indice permet d'évaluer les effets des changements climatiques et d'usages de l'eau sur le stress hydrique sur le long terme et toute l'année à partir d'un volume d'eau toujours disponible. De ce fait, il ne tient pas compte des ressources en eau souterraine disponibles et des ressources supplémentaires ponctuellement au travers de la fonte des neiges et des lâchers de barrages (Boulay *et al.*, 2011).

4. SYNTHÈSE DES APPORTS DES OUTILS DE GESTION INTÉGRÉE DES RESSOURCES EN EAU POUR ÉVALUER LE STRESS HYDRIQUE

4.1 Etudes de modélisation intégrée à l'échelle planétaire

A partir des différents outils de modélisation et indicateurs qui viennent d'être mentionnés, plusieurs auteurs ont évalué l'état du stress hydrique dans le monde et son évolution à court, moyen et long termes pour le 21^{ème} siècle.

4.1.1 Etat actuel

A partir du modèle WaterGAP, Alcamo *et al.* (2003) ont estimé que 24 % des surfaces continentales étaient actuellement (1995) en situation de stress hydrique important à sévère (indice d'exploitation des ressources en eau > 0,4). Les régions arides sont les principales concernées du fait de faibles ressources en eau et de fortes pressions anthropiques. Certaines régions tempérées ou humides seraient également en situation de stress important à sévère à cause de prélèvements en eau conséquent, comme par exemple en Floride, sur l'Hudson ou la Tamise (Alcamo *et al.*, 2003). Vörösmarty *et al.* (2000) et Oki *et al.* (2001), à partir des modèles WBM et TRIP respectivement et de données statistiques issues de base de données mondiales sur les demandes en eau, s'accordent avec Alcamo *et al.* (2003) pour identifier **l'Ouest des Etats-Unis et de l'Amérique du Sud, le Nord du Mexique, la région méditerranéenne (Sud de l'Europe, bassins du Proche-Orient et du Maghreb), l'Afrique du Sud, l'Asie, en particulier l'Inde, le Nord de la Chine, et quelques bassins versants au Sud-Est de l'Australie** comme les régions les plus vulnérables au stress hydrique (Fig. 1.13). Oki *et al.* (2003) citent même le **fleuve Jaune (Chine), l'Indus (Inde), le Gange (Inde) et l'Amu-Darya (Asie Centrale)** comme étant les bassins versants les plus vulnérables car en situation de stress hydrique sur l'ensemble de leur hydrosystème (fleuve et tributaires). George *et al.* (2011), au travers de l'exploitation du modèle REALm, expliquent ainsi la vulnérabilité du fleuve Indus par d'importantes demandes en eau par les secteurs domestiques, industriels et agricoles, par des conflits d'accès à l'eau et par l'absence de gestion des eaux pour réguler équitablement les apports en eau.

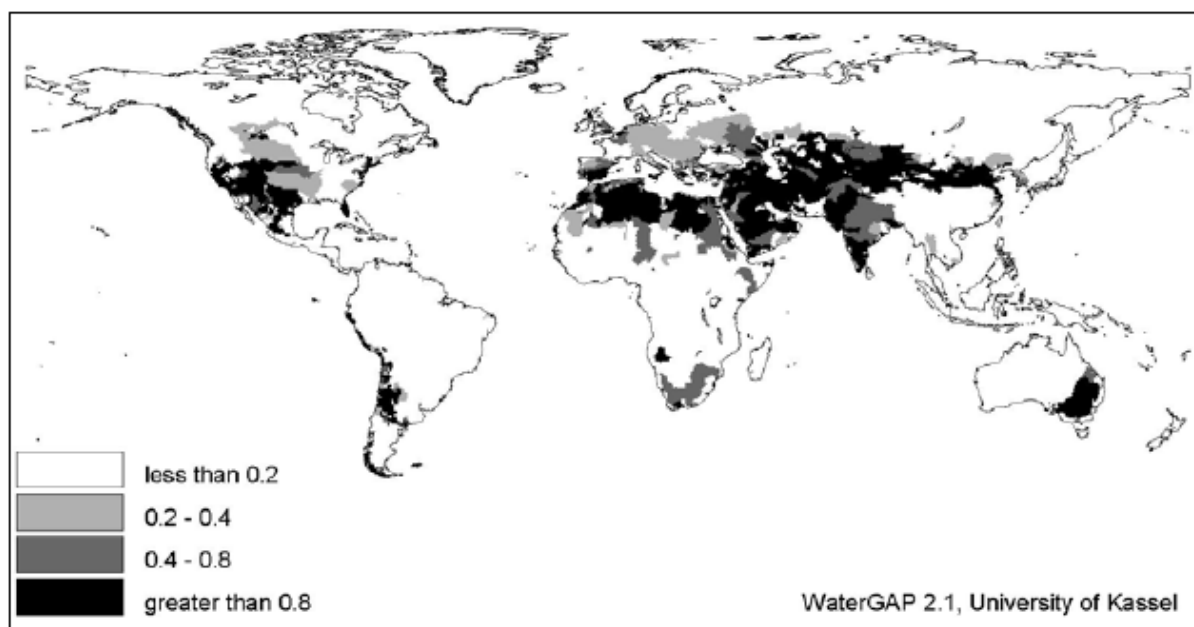


Figure 1.13 – Etat du stress hydrique dans le monde en 1995 d'après l'indice d'exploitation des ressources en eau (d'après scénarios climatique et hydrologique sur la période 1961–1990 ; Alcamo *et al.*, 2003).

D'après Vörösmarty *et al.* (2000) et selon l'indice d'exploitation des ressources en eau, le nombre d'individus en situation de stress hydrique s'élèverait aujourd'hui à 1,7 milliards. Alcamo *et al.* (2003) et Arnell *et al.* (2011), estiment plutôt ce nombre, respectivement, à 2,3 ou 2,1 milliards. Ces différences peuvent s'expliquer par les sources de données mobilisées pour évaluer les prélèvements en eau. Vörösmarty *et al.* (2000) ont exploité les données de population mises à disposition par ESRI à une maille 1 x 1 km ainsi que les estimations de demande en eau du *World Resource Institute* (WRI, 1998). Alcamo *et al.* (2003) ont, au contraire, calculé les prélèvements en eau à l'échelle nationale en fonction du PIB, d'un coefficient de progrès technologique et du dernier recensement de population, pour ensuite l'agréger à l'échelle des bassins *via* la carte de densité des populations du CIESIN (1995). Arnell *et al.* (2011), quant à eux, ont exploité les données simulés par le modèle IMAGE fondé dans le cadre du projet européen ADAM (Bouwman *et al.*, 2006). Ce modèle vise à appréhender les évolutions démographiques, économiques, énergétiques, de production alimentaire, d'usages et de nature des sols, ainsi que les impacts du changement climatique sur ces derniers. Ces différences montrent ainsi la difficulté à rassembler des sources fiables et précises à l'échelle mondiale pour estimer les prélèvements en eau.

Enfin, en considérant l'indice de Falkenmark, Arnell *et al.* (2011) estiment la population pauvre en eau (soit disposant de moins de 1 000 m³/hab/an) à 1,6 milliards d'individus dont les 2/3 sont concentrés en Asie et 10 % en Europe. Les travaux d'Alcamo *et al.* (2007) basés sur le même indicateur aboutissent également à cette estimation.

4.1.2 Evolution du stress hydrique à court terme

Dans le cadre d'analyses prospectives, Arnell (1999a) analyse l'évolution du stress hydrique selon la croissance démographique estimée par les Nations Unies dans un contexte de climat constant, d'une part, et de changements climatiques, d'autre part, à court et moyen termes. Sous les deux types de contraintes, le stress hydrique devrait se dégrader au **Proche-Orient, en Méditerranée et en Afrique du Sud**. En contexte de climat constant, il devrait également se dégrader **en Asie du Sud** tandis que dans un contexte de changement climatique celui-ci devrait se dégrader **en Europe**. En exploitant l'indice d'exploitation des ressources en eau, Arnell (1999a) estime qu'à l'horizon 2025, 2,4 milliards d'individus devraient subir un stress hydrique important dans un contexte de climat constant, tandis que dans un contexte de changement climatique, ce nombre devrait varier entre 1,8 et 2,7 milliards d'individus selon le modèle climatique mobilisé. A l'inverse, 2,4 à 3,4 millions d'individus devraient connaître une diminution de stress hydrique, toujours selon le modèle climatique retenu, en particulier **en Inde, au Pakistan et en Chine**. D'autres auteurs soulignent que le climat aurait peu d'impact sur le stress hydrique à court terme et que l'évolution du stress serait plus sensible aux variations de demande en eau associées à la croissance démographique et au développement économique des pays (Vörösmarty *et al.*, 2000 ; Alcamo *et al.*, 2007). Les pays en voie de développement seraient les plus sensibles à ces changements. La forte croissance démographique et le développement économique de ces pays entraîneraient ainsi une hausse importante des prélèvements en eau domestiques et industriels, compensant les gains d'efficacité par la réduction des pertes dans les réseaux de distribution et des gaspillages, ce qui conduirait à maintenir ou à détériorer l'état actuel du stress hydrique (Menzel et Matovelle, 2010). Alcamo *et al.* (2003) désignent plus particulièrement les bassins versants du **Ganges** (Inde) et du **Fleuve Jaune** (Chine) pour lesquels une dégradation du stress hydrique est à prévoir en lien avec la croissance économique, ainsi que les bassins du **Limpopo** (Afrique du Sud) et du **Nil** (Afrique) en lien avec la croissance démographique. Lévite *et al.* (2003) illustrent également cette dégradation du stress hydrique à court terme à travers le cas de la rivière **Olifants** en Afrique du Sud. A partir du modèle WEAP, ils évaluent dans un contexte de croissance démographique et économique constant, l'impact de gains d'efficacité sur la capacité de l'hydrosystème à satisfaire les demandes en eau tout en respectant le débit environnemental imposé depuis 1998. A court terme, sous climat constant et sans gain d'efficacité, ces auteurs estiment que 50 % des demandes en eau ne seraient pas satisfaites. Durant les années humides, une amélioration de 10 % de l'efficacité actuelle permettrait de respecter le débit environnemental mais pas de satisfaire toutes les demandes en eau. Durant les années sèches, une augmentation de 30 % de

l'efficacité hydraulique ne permettrait ni de satisfaire le débit environnemental ni les demandes en eau des différents usagers.

Par ailleurs, d'après Alcamo *et al.* (2003), le stress hydrique devrait peu évoluer à court terme dans 41 % des bassins versants des pays industrialisés grâce à une stabilisation des prélèvements en eau liée à un maintien des surfaces irriguées actuelles et une amélioration de l'efficacité de chaque secteur. Vörösmarty *et al.* (2000) soulignent, quant à eux, que les différents pays ne devront pas faire face au même type d'enjeux. Dans les régions tropicales, équatoriales et humides, pour lesquelles une hausse des volumes précipités est projetée (Arnell, 1999a), il s'agira de fournir de l'eau de bonne qualité aux populations tandis que dans les régions arides et sub-tropicales où les ressources en eau devraient diminuer du fait des changements climatiques, il s'agira de pallier le manque d'eau pour répondre aux besoins croissants.

4.1.3 Evolution du stress hydrique à moyen terme

A l'horizon 2050, Alcamo *et al.* (2007) exploitent le modèle WaterGAP et trois indicateurs de stress hydrique : l'indice de Falkenmark, l'indice d'exploitation des ressources en eau et le C/Q90. Grâce aux zones de recouvrement de ces trois indices, ils identifient les régions les plus vulnérables aux changements climatiques et anthropiques : **l'Ouest des Etats-Unis et de l'Amérique du Sud, le Nord du Mexique, l'Est du Brésil, le pourtour méditerranéen, le Proche-Orient, l'Afrique du Sud, et le Nord de la Chine** (Fig. 1.14). Pour 90 % des bassins versants situés dans ces régions, le stress hydrique s'aggraverait à cause d'une hausse des prélèvements en eau en lien avec une augmentation du développement économique et des prélèvements en eau agricoles. La hausse de ces derniers serait due aux conditions climatiques plus chaudes et plus sèches, réduisant la disponibilité des ressources en eau et augmentant les besoins en eau des cultures. Pour les 10 % restants, le stress hydrique augmenterait à cause d'une diminution des ressources en eau, notamment à l'Ouest des Etats-Unis, dans le Sud de l'Europe et au Nord de la Chine.

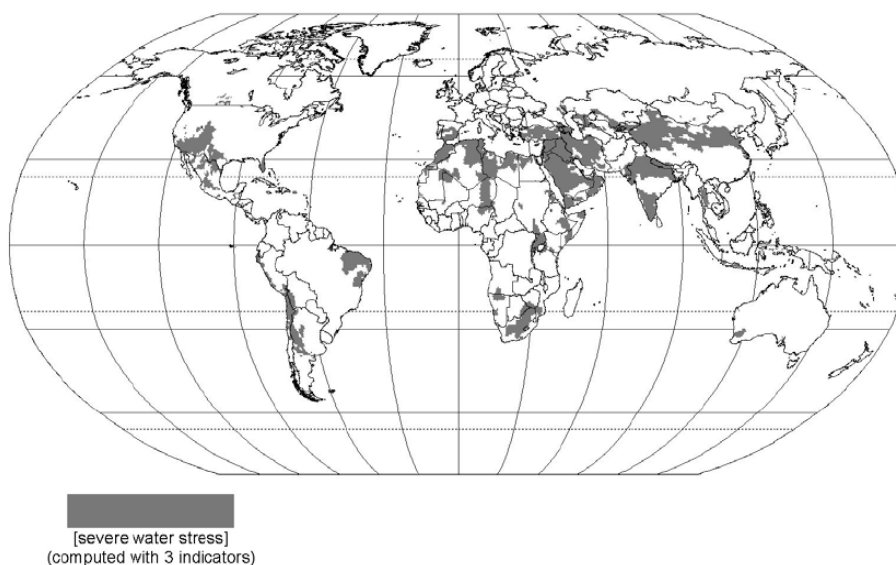


Figure 1.14 – Régions du monde pour lesquelles un stress hydrique sévère a été calculé par l'indice de Falkenmark, l'indice d'exploitation des ressources en eau et l'indice C/Q90 (Alcamo *et al.*, 2007).

Oki *et al.* (2003) et Shen *et al.* (2008) mettent, au contraire, en évidence l'impact de la forte croissance démographique sur la dégradation du stress hydrique, en particulier dans les **pays du Maghreb du Proche Orient**. Ces régions pourraient être les plus marquées par la hausse des prélèvements. Selon les estimations de Droogers *et al.* (2012) à l'horizon 2050 avec le modèle WEAP et le SRES A1B, les ressources en eau disponibles dans ces régions, actuellement estimées à 250 km³/an, devraient diminuer d'environ 0,6 km³ chaque année tandis que les demandes totales en eau pourraient atteindre 393 km³/an (contre 260 km³/an aujourd'hui). Le plus fort taux d'insatisfaction des

demandes devraient être en Iran (40 %) et au Maroc (60 %), pays pour lesquels la mobilisation des ressources en eau pour l'agriculture est la plus importante.

D'après Alcamo *et al.* (2007), le nombre d'individus en situation de stress hydrique sévère ou de pénurie d'eau à l'horizon 2050 avec le SRES B2, se situerait entre 5,1 et 5,2 milliards selon l'indice d'exploitation des ressources en eau, entre 4,9 et 5,1 milliards selon l'indice de Falkenmark et entre 4,6 et 4,7 milliards selon le C/Q90. Avec le SRES A2, ce nombre se situerait plutôt entre 6,6 et 6,8 milliards selon l'indice d'exploitation des ressources en eau, entre 6,4 et 6,9 milliards selon l'indice de Falkenmark et entre 5,9 et 6,1 milliards selon le C/Q90 (Tableau 1.4). En se basant sur les projections de population des Nations Unies et plusieurs sorties de modèles climatiques sous SRES A2, Arnell (2004) estime, quant à lui, que 4,4 à 5,6 milliards d'individus disposeraient de moins de 1 000 m³/hab/an à l'horizon 2050 (Tableau 1.4). Les différences entre ces diverses estimations soulignent, une fois encore, les incertitudes liées aux estimations des projections démographiques mais également aux possibles évolutions socio-économiques. Des divergences sont également à noter sur les hypothèses faites quant à l'évolution des terres agricoles (expansion des surfaces irriguées et de l'efficacité). Bien que Shen *et al.* (2008) s'accordent avec Alcamo *et al.* (2007) sur l'identification des régions les plus vulnérables aux changements globaux, on trouve, en effet, dans leurs travaux des écarts importants dans l'estimation des prélèvements en eau. Shen *et al.* (2008) estiment ainsi les prélèvements futurs à plus de 10 000 km³/an selon le SRES A2 et de l'ordre de 6 000 km³/an selon le SRES B2, tandis que Alcamo *et al.* (2007), pour les mêmes SRES, les évaluent à environ 5 000 km³/an. Ces écarts s'expliquent par le fait que Shen *et al.* (2008) supposent une croissance des surfaces irriguées proportionnelles à la croissance démographique afin de satisfaire les besoins alimentaires et négligent les progrès d'efficacité, tandis que Alcamo *et al.* (2007) envisagent une croissance constante des surfaces irriguées, limitée par la capacité de production des terres, et une réduction de la demande en eau agricole dans certaines régions du fait d'une augmentation locale des précipitations. Par ailleurs, Alcamo *et al.* (2007) considèrent également une amélioration de l'efficacité agricole de 0,3 %/an.

Tableau 1.4 – Estimation de la population en situation de stress hydrique selon plusieurs indicateurs (en milliards).

Etat actuel		Horizon 2025		Horizon 2050		Horizon 2100
Indice de vulnérabilité	Indice de Falkenmark	Indice de vulnérabilité	Indice de vulnérabilité	Indice de Falkenmark	C/Q90	Indice de Falkenmark
1,7 ^a	1,6 ^c	1,8 à 2,7 ^d	5,1 à 5,2 ^e	4,9 à 5,1 ^e	4,6 à 4,7 ^e	3,9 ^c
2,3 ^b			6,6 à 6,8 ^f	6,4 à 6,9 ^f	5,9 à 6,1 ^f	
2,1 ^c				4,35 à 5,57 ^c		

^a Vörösmarty *et al.*, 2000 ; ^b Alcamo *et al.*, 2003 ; ^c Arnell *et al.*, 2011 ; ^d Arnell, 1999a ; ^e Alcamo *et al.*, 2007 selon SRES B2 ; ^f Alcamo *et al.*, 2007 selon SRES A2

Les zones de recouvrement des trois indicateurs de stress hydrique selon différents SRES (non présenté ici) permettent aussi d'identifier les régions au niveau desquelles les pressions sur les ressources en eau devraient décroître : la pointe Sud de l'Amérique du Sud, le Nord de l'Asie et le centre de l'Australie. Cette tendance s'explique par une augmentation des précipitations dans 50 à 80 % des cas et grâce à une diminution des prélèvements dans 20 à 45 % des cas, notamment en Australie et à la pointe Sud de l'Amérique du Sud (Alcamo *et al.*, 2007). Cette diminution serait essentiellement liée à une réduction des prélèvements agricoles suite à des précipitations plus abondantes et une amélioration de l'efficacité d'irrigation.

Enfin, dans certaines régions le stress hydrique devrait se stabiliser grâce à des conditions hydro-climatiques et anthropiques proches de l'actuel (Menzel & Matovelle, 2010 ; Arnell *et al.*, 2011). L'absence de stress hydrique au Canada, en Amérique du Sud (à l'exception du Sud et de l'Ouest), en Russie et en Australie (à l'exception du centre et du Sud-Est) devrait se poursuivre. Au Nord de l'Europe, l'état de stress hydrique modéré devrait être maintenu. Sur le **fleuve Orange** (Afrique du Sud) et le **Nil** (Afrique), la situation de stress hydrique sévère à l'aval et l'amont de ces bassins, respectivement, devrait se poursuivre. La hausse des prélèvements associée à la croissance

démographique et économique devrait compenser les gains d'efficacité (Menzel et Matovelle, 2010). Le stress hydrique élevé devrait également être maintenu sur l'**Amu Darya** (Asie Centrale), pour lequel une hausse importante des prélèvements totaux est projetée et l'avenir des ressources en eau très incertain, les modèles hydrologiques ne s'accordant pas sur les tendances de cette région.

4.1.4 Evolution du stress hydrique à long terme

Sur le long terme, peu d'études de modélisation intégrée des ressources en eau sont encore réalisées. D'après Arnell *et al.* (2011), la population disposant de moins de 1 000 m³/hab./an pourrait atteindre 3,9 milliards, soit 43 % de la population mondiale, dont le quart serait localisé en **Afrique et 60 % en Asie**. D'après l'analyse de Shen *et al.* (2008), l'augmentation du stress hydrique à l'horizon 2075 serait liée à une importante augmentation des prélèvements industriels qui pourraient être multipliée par 5 (> 10 000 km³/an) selon le SRES A2. Les bassins versants les plus marqués devraient être **le fleuve Jaune (Chine), le Ganges (Inde), le Nil (Afrique) et le Mississippi (Etats-Unis)**.

4.1.5 Bilan

Ainsi, malgré l'exploitation de bases de données différentes et d'approches méthodologiques variées, l'ensemble de ces études s'accordent sur le fait que les régions les plus vulnérables au stress hydrique devraient être les régions arides et sub-tropicales, et plus particulièrement **l'Ouest des Etats-Unis et de l'Amérique du Sud, le Nord du Mexique, le pourtour méditerranéen, l'Afrique du Sud et l'Asie** (Tableaux 1.4 & 1.5). Les changements climatiques projetés devraient entraîner une diminution de la disponibilité des ressources en eau dans ces régions. Mais c'est surtout la hausse des prélèvements domestiques et industriels en lien avec une forte croissance démographique et un important développement économique, ainsi que la hausse des prélèvements agricoles liée à des conditions plus chaudes et plus sèches, qui constitueraient les principales origines d'une dégradation du stress hydrique. Toutefois, dans les pays industrialisés, les progrès technologiques et d'efficacité d'usages de l'eau pourraient conduire à maintenir voire à diminuer l'état du stress hydrique. Enfin, au Sud de l'Amérique du Sud et au Nord de l'Asie, l'augmentation projetée des précipitations pourrait conduire à limiter les demandes en eau agricoles et accroître les écoulements de surface, réduisant de la sorte le stress hydrique.

Tableau 1.5 – Régions du monde les plus vulnérables au stress hydrique d'après la synthèse bibliographique.

	Etat actuel ^a	Horizon 2025 ^b	Horizon 2050 ^c	Horizon 2100 ^d
Régions	Ouest Etats-Unis	Pourtour méditerranéen	Ouest Etats-Unis	Afrique
	Ouest Amérique du Sud	Afrique du Sud	Ouest Amérique du Sud	Asie
	Nord Mexique	Proche-Orient	Nord Mexique	
	Pourtour méditerranéen		Pourtour méditerranéen	
	Afrique du Sud		Afrique du Sud	
	Asie (Inde, Nord Chine)		Proche-Orient	
	Sud-Est de l'Australie			
Fleuves	Fleuve Jaune	Fleuve Jaune	Orange	Fleuve Jaune
	Indus	Ganges	Nil	Ganges
	Ganges	Nil	Amu-Darya	Nil
	Amu-Darya	Limpopo Olifants		Mississippi

Alcama *et al.*, 2003^{a,b}, 2007^{a,b,c}; Arnell, 1999a^{a,b}, 2004^c; Arnell *et al.*, 2011^{a,c,d}; Droogers *et al.*, 2012^c; Georges *et al.*, 2011^a; Lévite *et al.*, 2003^b; Menzel & Matovelle, 2010^{a,c}; Oki *et al.*, 2001^a, 2003^c; Shen *et al.*, 2008^{c,d}; Vörösmarty *et al.*, 2000^{a,b}

4.2 Incertitudes liées à l'évaluation du stress hydrique

L'évaluation du stress hydrique est tributaire de nombreuses incertitudes dans toutes les étapes de la modélisation intégrée des ressources en eau. Ces incertitudes peuvent conduire à des divergences importantes dans les projections à court ou à long termes, comme on a pu le voir au travers de la synthèse bibliographique précédente. D'une manière générale, ce type de projection repose sur une représentation schématique d'éléments variés pouvant interagir entre eux et se doit donc d'être appréhendé avec beaucoup de précautions.

Tout d'abord, des incertitudes sont associées à l'évaluation du climat.

Pour l'analyse de périodes rétrospectives, les données climatiques peuvent provenir : (i) de données de stations météorologiques, considérées universellement comme les données de référence, bien qu'elles puissent être soumises à des erreurs de mesure (e.g. neige, évaporation, végétation, calibration des appareils) ; (ii) de données grilles basées sur des chroniques mesurées à partir de stations météorologiques situées en mer ou sur terre, dont des limites sont apportées par la densité du réseau de stations ainsi que par les techniques utilisées pour filtrer, interpoler et homogénéiser les données (Tapiador, 2010 ; Chen *et al.*, 2002) ; ou (iii) de données satellitaires, seuls instruments capables d'estimer de manière homogène sur le monde entier les précipitations (Tapiador *et al.*, 2012) mais limités par leur profondeur temporelle (outils relativement récents) ainsi que par leur résolution spatiale et par la réflectivité des nuages, des océans et des glaciers (Levizzani, 2006).

Pour les périodes futures, l'évaluation du climat repose dans un premier temps sur des scénarios d'émission de gaz à effet de serre (SRES) régis par des contraintes telles que la croissance démographique, le développement socio-économique des sociétés et les avancées technologiques dont l'évolution est particulièrement incertaine (IPCC, 2007). Afin d'évaluer l'incidence de ces dynamiques sur les rejets de GES, des scénarios contrastés quant à l'évolution des forces motrices ont été créés par le GIEC (Fig. 1.15a ; IPCC, 2000). Ces différents scénarios ont tendance à s'accorder sur la concentration des GES et donc sur l'évolution du climat à court terme (horizon 2025). A long terme (horizon 2080, 2100) par contre, ces SRES divergent et les incertitudes quant aux changements climatiques induits sont d'autant plus importantes (Fig. 1.15b ; Hawkins & Sutton, 2009).

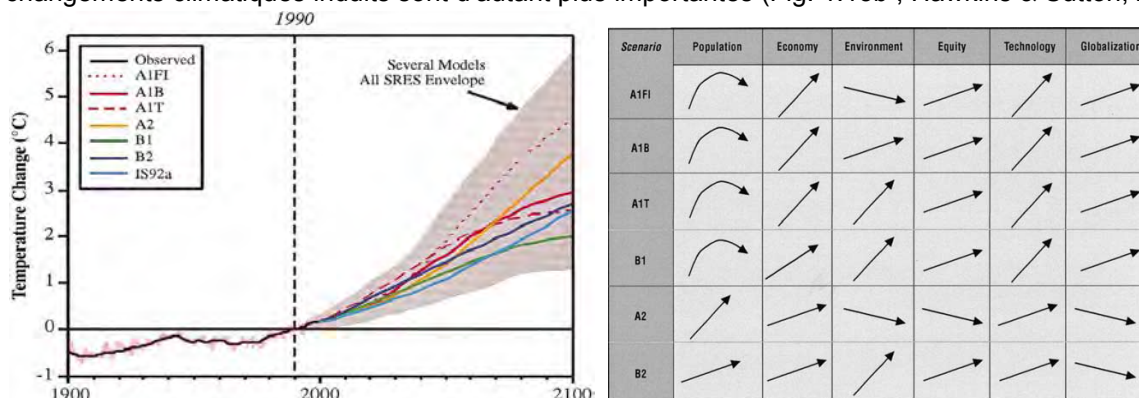


Figure 1.15 – Variations qualitatives des différents scénarios d'émissions de gaz à effet de serre (D'après Petit, 2001).

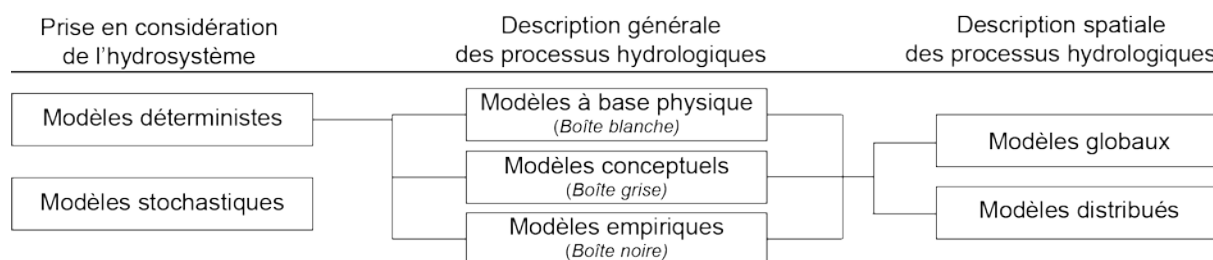
Ces différents scénarios sont exploités en entrée de modèles climatiques globaux (GCMs – *Global Climatic Models*) qui constituent la deuxième source d'incertitudes pour la simulation du climat futur. Les sorties de 23 GCMs sont actuellement disponibles sur le site internet du *Data Distribution Centre*⁵ du GIEC. Chacun de ces modèles possède ses propres algorithmes mathématiques pour reproduire les processus physico-chimiques de l'atmosphère et des océans et les échanges complexes qui s'y produisent. Ainsi, pour un même SRES, les projections climatiques peuvent diverger d'un GCM à l'autre (Hawkins & Sutton, 2009). Par ailleurs, si la plupart des modèles climatiques reproduisent correctement les variations observées de températures à la surface du

⁵ <http://www.ipcc-data.org/>

globe, nombreux sont ceux, qui, sur certaines régions du monde, sont incapables de représenter correctement la variabilité spatiale, saisonnière et interannuelle des précipitations, qui reste encore une variable climatique extrêmement difficile à modéliser dans l'état actuel des connaissances. Les difficultés à reproduire cette variable dans le passé limite ainsi le recours à sa simulation prospective.

Enfin, une dernière source d'incertitudes reliée aux forçages climatiques futurs concerne les techniques de désagrégation spatiale des simulations climatiques qui sont mobilisées pour pallier la trop grande résolution spatiale des GCMs pour représenter les caractéristiques climatiques régionales. Parmi ces techniques, les méthodes dynamiques se basent sur le développement de modèles climatiques régionaux (RCMs) qui ont une résolution plus fine et intègrent des spécificités sur les traits de côte et la surface du sol (topographie, végétation ; Castro *et al.*, 2005 ; Wilby, 2012). Ces RCMs apportent ainsi un degré d'information supplémentaire sur la variabilité spatiale des processus à l'origine des climats régionaux. Toutefois, ils restent fortement dépendant des GCMs qui servent à les forcer pour représenter les conditions aux limites. Les biais de ces derniers se répercutent donc inévitablement dans les simulations des RCMs (Kundzewicz & Stakhiv, 2010 ; Rummukainen, 2010). Les techniques statistiques utilisent, au contraire, des fonctions de transfert (e.g. régression linéaire, méthode des perturbations) pour établir des relations statistiques entre les forçages climatiques à l'échelle locale et les variations simulées par les GCMs (Wilby & Fowler, 2010). Toutefois, ce type de méthode dépend de la qualité des données d'observations et ne permet pas d'intégrer l'évolution possible des phénomènes atmosphériques globaux (e.g. El Niño, La Niña) ou l'influence des facteurs locaux sur les événements extrêmes (Boe, 2012).

Lors de l'estimation des impacts du changement climatique sur les ressources en eau, des incertitudes proviennent également des modèles hydrologiques exploités. Il existe dans la littérature de nombreux modèles hydrologiques (voir e.g. Singh, 1995 ; Perrin, 2000) dont les spécificités et les domaines d'application varient selon : (i) leur représentation de la géométrie des hydrosystèmes, (ii) les données d'entrées et de sortie, (iii) les équations et paramètres décrivant les processus physiques et (iv) l'état initial et les conditions aux limites du modèle. A titre d'exemple, Refsgaard & Abbott (1996) classent les modèles hydrologiques selon la représentation de l'hydrosystème, la description des processus hydrologiques et la description spatiale des processus au niveau du bassin versant (Fig. 1.16).



Modèle déterministe : suppose que les variables d'entrée et les paramètres du système sont parfaitement déterminables ;

Modèle stochastique : considère une distribution des variables d'entrée et des paramètres selon une loi de probabilité (exploitation lors de l'analyse de phénomènes aléatoires ou de phénomènes difficilement explicite physiquement) ;

Modèle à base physique : reproduction du monde réel dans sa complexité, description de l'ensemble des phénomènes par des lois physiques ;

Modèle conceptuel : représentation de l'hydrosystème par un ensemble de réservoirs interconnectés afin de reproduire au mieux les écoulements mais sans nécessairement reproduire correctement les processus hydrologiques.

Modèle empirique : fondé sur l'analyse de la relation entre les chroniques de données d'entrée et de sortie, sans aucune description physiques associés à l'hydrosystème ;

Modèle global : représentation de l'hydrosystème comme une entité unique, valeurs des paramètres homogènes sur la zone d'étude ;

Modèle distribué, ou spatialisé : représentation de l'hydrosystème comme un milieu hétérogène, variabilité spatiale des données d'entrées et des paramètres pris en compte.

Figure 1.16 – Classification des modèles hydrologique selon la représentation des processus hydrologiques (d'après Refsgaard & Abbott, 1996).

Chaque type de modèle est à l'origine de simulations différentes des ressources en eau (Wilby & Harris, 2006). On recommande généralement de caler et valider les modèles hydrologiques sur une période passée afin d'estimer leur robustesse à simuler une ou plusieurs variables données (e.g. écoulements, évapotranspiration). Si le modèle est jugé robuste au regard de critères statistiques préalablement définis (e.g. fonction objectif, qualité de l'hydrogramme), on peut l'utiliser selon des forçages prospectifs en supposant que son efficacité sera maintenue dans le futur (Vrugt *et al.*, 2005). Cette hypothèse est évidemment très forte du fait que les hydrosystèmes sont caractérisés par des conditions non-stationnaires (e.g. climat, végétation, pressions anthropiques). Ainsi, aux biais initiaux des modèles hydrologiques qui ne sont que des représentations schématiques de la réalité, s'ajoute, par exemple, leur utilisation sous contraintes de conditions climatiques sortant du cadre dans lequel ils ont pu être testés (Ruelland *et al.*, 2012).

Enfin, d'autres incertitudes sont associées aux scénarios d'usages de l'eau. Ces incertitudes concernent en premier lieu l'estimation des demandes en eau actuelles et passées (Margat, 2002). Il existe, en effet, très peu d'historique sur les demandes, prélèvements ou consommation en eau et, lorsqu'elles existent, la date des informations est souvent confuse (période, moyenne, année fixe). Par ailleurs, l'évaluation des demandes en eau repose classiquement sur des statistiques (e.g. recensement de population, agricole) à partir desquelles des estimations sont opérées (e.g. prélèvements ou consommation par habitant ou par hectare) plutôt que sur des mesures précises de terrain, en particulier à l'échelle nationale. Les données disponibles ne permettent pas toujours de distinguer clairement si les estimations renvoient à une évaluation des besoins en eau (volume d'eau nécessaire pour une croissance optimale des cultures et une satisfaction totale des demandes domestiques) ou plutôt à une estimation des prélèvements en eau (volumes véritablement disponibles et extraits de l'environnement pour satisfaire au mieux les demandes). De la même manière, les informations disponibles ne font pas toujours mention de manière explicite de la prise en compte ou non des ressources en eau non-conventionnelles dans les estimations.

Concernant les projections futures, il n'existe pas d'approche homogène. Les usages de l'eau futurs peuvent être estimés à partir d'une extrapolation des évolutions antérieures, d'une anticipation des besoins au travers de projections démographiques, agricoles ou industrielles, ou encore d'une ambition de développement avec prise en compte ou non de progrès technologiques (efficacité des réseaux d'acheminement et de distribution, efficacité d'exploitation à la parcelle agricole ; adaptation des techniques d'irrigation). De plus, dans l'ensemble, les usages de l'eau sont souvent évalués à l'échelle d'unités administratives plutôt que d'unités hydrologiques, type bassins versants, et les données de consommation d'eau, de rejets dans l'environnement et d'évaporation au travers des différents usages sont rares. D'autre part, les évolutions climatiques et du contexte socio-économique (e.g. croissance démographique, progrès technologiques, exploitation des sols) sont souvent proposées indépendamment des usages ce qui limite la représentation des interactions probables et l'estimation future des demandes en eau.

Dès lors, comme le soulignent Alcamo *et al.* (2000) et Höllermann *et al.* (2012), il est nécessaire d'être le plus explicite possible sur les hypothèses faites et les incertitudes influençant les résultats de ce type de modélisation afin d'assurer une bonne exploitation des résultats par un tiers. En effet, les études de modélisation intégrée des ressources en eau sont essentielles pour fournir des éléments de réflexion, voire d'aide à la décision, en vue d'envisager un développement durable des sociétés, des ressources en eau et de l'environnement par la mise en place de stratégies d'adaptation, de lois ou de décisions adaptées au contexte (Reefsgaard *et al.*, 2006). Les projections climatiques et l'évolution des conditions socio-économiques resteront toujours incertaines, par essence, mais la mise en place de stratégies d'adaptation constitue un besoin permanent, qui doit être appréhendé à partir des apprentissages des stratégies implantées précédemment. L'objectif de ces études n'est alors pas de résoudre directement les problèmes liés aux ressources en eau mais plutôt d'évaluer la capacité de stratégies d'adaptation, tout aussi incertaine soit-elle, à réduire les conflits d'usages de l'eau et de sensibiliser les décideurs à ces enjeux.

4.3 Perspectives pour une amélioration des études de gestion intégrée des ressources en eau

Au-delà des nombreuses incertitudes inhérentes à la modélisation prospective des ressources en eau, les approches de modélisation intégrée des ressources en eau sont aujourd'hui confrontées à plusieurs limites méthodologiques, qui constituent autant de points de recherche sur lesquels il est nécessaire de progresser.

1. **Réaliser plus d'études à l'échelle régionale et locale.** Les études réalisées à l'échelle globale permettent d'identifier le nombre et la localisation des bassins les plus vulnérables au stress hydrique. Néanmoins, des études aux échelles régionales et locales permettraient d'exploiter des données passées et des projections futures d'usages de l'eau adaptées au milieu concerné, mais également d'étudier une évolution du contexte socio-économique, politique et technologique, et des stratégies d'adaptation en accord avec les planifications des décideurs locaux (Vörösmarty *et al.*, 2000 ; Alcamo *et al.*, 2003 ; Shen *et al.*, 2008).
2. **Simuler correctement les ressources en eau souterraine** pour les distinguer des ressources en eau de surface, mieux représenter la disponibilité des ressources en eau et spécifier les zones d'apports en eau qui peuvent parfois jouer un rôle majeur dans les priorités d'usages de l'eau (Höllermann *et al.*, 2012).
3. **Prendre en compte des ressources en eau non-conventionnelles** dans l'évaluation du stress hydrique (Vörösmarty *et al.*, 2000 ; Trieb & Müller-Steinhagen, 2008 ; He *et al.*, 2012). Ces dernières sont de plus en plus utilisées dans les régions aux ressources en eau limitées, en particulier en Espagne et dans les pays du Proche-Orient et du Maghreb, d'une part, pour préserver les ressources en eau naturelles et d'autre part, pour compléter les apports en eau des ressources en eau souterraine.
4. Evaluer l'état et l'évolution du stress hydrique au **pas de temps saisonnier**. Il s'agit d'appréhender avec plus de précision la variabilité des pressions exercées sur les ressources en eau (e.g. agriculture, tourisme) en vue d'adopter des stratégies d'adaptation ou de développement plus adaptées. Ceci encouragerait à mobiliser d'autres variables pour évaluer la variabilité des écoulements de surface, comme par exemple les stockages et restitutions de barrage-réservoirs ou la dynamique saisonnière de la végétation (Oki *et al.*, 2003 ; He *et al.*, 2012), ou encore, pour mieux estimer des demandes, recourir aux calendriers des cultures, aux taux saisonniers de consommation en eau des plantes ou de considérer les impacts des changements climatiques sur les besoins en eau des cultures (Oki *et al.*, 2003 ; Menzel & Matovelle, 2010 ; Arnell *et al.*, 2011). L'étude de la variabilité saisonnière devrait également permettre d'aborder d'autres thématiques dans l'évaluation du stress hydrique (Menzel & Matovelle, 2010) : limitation des prélèvements en eau selon la disponibilité saisonnière des ressources en eau pour pouvoir répondre ultérieurement aux besoins ; prises en compte de l'influence des événements extrêmes sur la disponibilité des ressources en eau.
5. Considérer l'importance des **besoins en eau environnementaux**. Selon Smakhtin *et al.* (2004), si ces derniers ne sont pas pris en compte, aucune rareté de l'eau n'est identifiée en Europe, en Amérique du Nord, en Australie et au Japon, tandis que s'ils sont intégrés, des conflits d'usages de l'eau peuvent être mis en lumière dans ces régions.
6. **Intégrer un module économique** aux modèles de gestion intégrée des ressources en eau. Ce module doit permettre d'évaluer les coûts des évolutions technologiques (e.g. création d'ouvrages hydrauliques, irrigation par aspersion ou goutte-à-goutte) et des stratégies d'adaptation envisagées (e.g. changements du type de culture, efficacité des réseaux de distribution, priorité entre usagers, coût du traitement et de l'apport en eau ; Rosenzweig *et al.*, 2004 ; George *et al.*, 2011 ; He *et al.*, 2012). L'aspect financier de la mise en œuvre des différentes stratégies constitue ainsi une information supplémentaire clef pour les décisions à opérer. Certains auteurs tels que Davidson *et al.* (2009) ou encore Blanco-Gutiérrez *et al.* (2011) commencent ainsi à se pencher sur la question en générant des modules économiques à l'extérieur des modèles de

gestion intégrée des ressources en eau et en les confrontant au travers d'un programme mathématique supplémentaire.

5. CONCLUSION

Les sections précédentes permettent de dégager un panorama général de l'état des ressources en eau dans le monde. L'offre et la demande en eau sont irrégulières et inégalement réparties dans l'espace et dans le temps. Les ressources en eau de l'Afrique sub-saharienne et du Proche-Orient permettent tout juste de satisfaire les besoins en eau vitaux tandis que les ressources en eau abondantes des pays des moyennes latitudes satisfont les demandes en eau récréatives. Toutefois, au-delà de la quantité des ressources en eau, certaines régions tropicales ou subtropicales doivent déjà faire face à des problèmes de disponibilité et qualité des eaux. Par ailleurs, malgré des divergences de projections, la demande en eau ne devrait cesser de croître. Elle devrait seulement se stabiliser dans certains pays développés. La demande pourrait ne pas être satisfaite à cause des changements climatiques projetés et d'une diminution des ressources en eau, particulièrement à l'Ouest des Etats-Unis et de l'Amérique du Sud, au Nord du Mexique, en Méditerranée et en Afrique du Sud.

Pour permettre d'évaluer les conséquences et les réponses envisageables aux changements climatiques et anthropiques, il est nécessaire de développer de nouvelles approches à travers des modèles de gestion intégrée des ressources en eau. Ces derniers intègrent l'ensemble des éléments de la « water box » (Fig. 1.17). Celle-ci représente l'influence des objectifs socio-économiques, politiques et environnementaux, établis par les décideurs, sur les comportements des populations et leurs conditions de vie, qui ont un impact sur les ressources en eau.

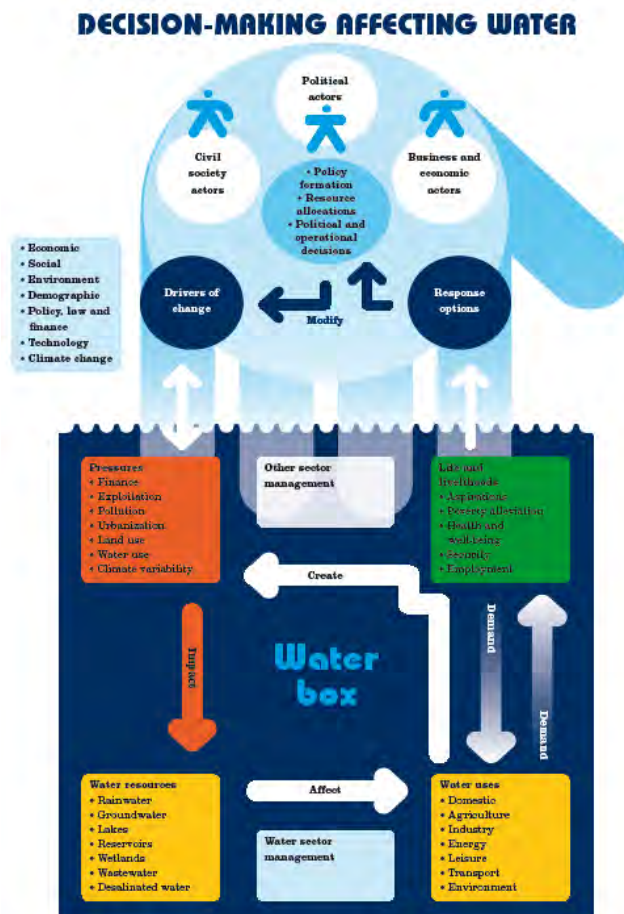


Figure 1.17 – Représentation de la « water-box » (UNESCO, 2009).

A l'échelle globale, ces approches permettent d'identifier les régions les plus vulnérables aux changements globaux ainsi que les régions dans lesquelles la situation actuelle pourrait se maintenir. Elles permettent aussi de mener une réflexion sur des politiques de mitigation et d'adaptation au changement climatique.

A l'échelle régionale ou continentale, les éléments essentiels de l'offre et de la demande en eau sont pris en compte et reflètent l'hétérogénéité des pressions et de la disponibilité des ressources en eau. Cette mise en évidence permet d'apporter une réflexion locale sur les stratégies à adopter selon les spécificités géographiques et anthropiques du milieu.

Enfin à l'échelle locale (e.g. bassins versants), des détails supplémentaires quant aux modes de gestion et aux infrastructures mises en place, mais également quant aux standards de quantité et de qualité des eaux peuvent être apportés. A cette échelle, ces approches visent à identifier la variabilité des impacts des changements globaux sur les ressources en eau et à guider les actions pour la gestion et la planification des ressources en eau.

Cette thèse propose ainsi deux approches de modélisation intégrée. La première vise à appréhender l'évolution du stress hydrique à l'échelle du pourtour méditerranéen, région identifiée comme l'une des plus vulnérables aux changements globaux. La seconde appréhende l'évolution du taux de satisfaction des demandes en eau sur un bassin versant représentatif des pressions méditerranéennes.

CHAPITRE 2

~

EVOLUTION DU STRESS HYDRIQUE EN MEDITERRANEE

1. INTRODUCTION

Au cours de ces vingt-cinq dernières années, l'évolution des températures a atteint des niveaux record avec une hausse de $0,18 \text{ °C} \pm 0,05 \text{ °C}$ contre $0,05 \text{ °C} \pm 0,01 \text{ °C}$ au cours des 150 dernières années (Barnett *et al.*, 2001 ; Frich *et al.*, 2002 ; IPCC, 2007). A ceci s'ajoute une recrudescence des événements extrêmes. L'intensité et la fréquence des périodes de sécheresse dans l'hémisphère Nord ont augmenté ainsi que celles des événements de fortes précipitations dans les moyennes latitudes et des cyclones dans l'Océan Pacifique. Le cycle de l'eau étant une partie intégrante des processus climatiques, l'évaluation des ressources en eau et de leur évolution est alors devenue une problématique majeure pour les scientifiques et les décideurs. Dans son quatrième rapport, le Groupe Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (GIEC) a rassemblé des groupes d'experts et de scientifiques du monde entier pour appréhender le climat terrestre des 20^{ème} et 21^{ème} siècles selon différents scénarios d'émissions de gaz à effet de serre (SRES). Ces travaux montrent que le développement industriel de ces 150 dernières années a généré une forte hausse de la concentration des gaz à effet de serre dans l'atmosphère, entraînant des changements climatiques avec des répercussions sur les ressources en eau (Levitus *et al.*, 2001 ; Vose *et al.*, 2004). Si le développement socio-économique poursuit les tendances passées, la température terrestre pourrait augmenter de 3 °C d'ici à 2050 (IPCC, 2007). Ce réchauffement global modifierait la répartition spatiale et temporelle des précipitations et accroîtrait l'intensité et la fréquence des événements extrêmes, diminuant ainsi la disponibilité et l'exploitabilité des ressources en eau, en particulier dans les régions tropicales et méditerranéennes (Giorgi, 2005 ; Milly *et al.*, 2005 ; IPCC, 2007).

Les cours d'eau représentent de précieuses artères pour le développement économique, agricole et industriel, et pour assurer l'approvisionnement en eau aux sociétés (Gallup *et al.*, 1999 ; Foster, 2001). L'accès à de l'eau salubre et en quantité suffisante ainsi que le développement de l'irrigation a dynamisé le développement économique de nombreux pays en voie de développement (Antrop, 2004 ; Burak *et al.*, 2004). Dans les régions arides à semi-aride, comme au Maghreb ou au Proche-Orient, les besoins en eau des sociétés dépassent souvent la disponibilité des ressources, freinant ainsi le développement économique de ces pays (Bloom & Sachs, 1998 ; Bao & Fang, 2007). Or, les processus anthropiques tels que la croissance démographique, le tourisme saisonnier, l'urbanisation et l'irrigation des terres agricoles devraient continuer d'augmenter dans ces pays, en particulier dans les régions côtières (Burak *et al.*, 2004 ; Gober, 2010). De plus, pour satisfaire les besoins alimentaires d'une population sans cesse croissante, une hausse de la production agricole sera nécessaire. Ceci devrait accroître la demande et la consommation en eau, et générer d'importants changements quant à l'exploitation des sols et des ressources en eau. Dans les régions dites « pauvres » en eau, de tels changements, associés à une diminution des ressources en eau, pourraient engendrer d'importantes pénuries d'eau.

Des études portant sur l'exposition des populations au stress hydrique ont récemment été menées à l'échelle globale. Arnell (1999a, 2004) a analysé l'impact du changement climatique sur les régimes hydrologiques. Puis, il a confronté la disponibilité des ressources en eau à des scénarios d'usages de l'eau, proposés par « *United Nations Comprehensive Assessment of the Freshwater Resources of the World* ». D'autres études (Vörösmarty *et al.*, 2000 ; Oki *et al.*, 2001) se sont penchées sur les impacts du changement climatique et de la croissance démographique sur les ressources en eau. Alcamo *et al.* (2003, 2007) ont analysé les impacts de variables socio-économiques sur les prélèvements en eau tout d'abord en considérant un scénario tendanciel puis en intégrant un scénario alternatif basé sur des améliorations de l'efficacité domestique et industrielle de 1 %/an et de $0,3 \text{ %/an}$ pour le secteur agricole ainsi qu'une hausse des surfaces irriguées de $1,5 \text{ %/an}$. Pour compléter ces études, Shen *et al.* (2008) et Menzel & Matovelle (2010) ont évalué les gammes de variation possible du stress hydrique dans le monde selon plusieurs modèles climatiques globaux (GCMs) et plusieurs scénarios socio-économiques. Bien que des méthodologies différentes aient été appliquées, l'ensemble de ces études s'accordent sur le fait que la région méditerranéenne est l'une des plus vulnérables aux changements climatiques et anthropiques. Elle constitue de ce fait un « hot-spot » de crise de l'eau.

En 2005, le centre d'activités régionales Plan Bleu a évalué l'état du stress hydrique en Méditerranée et son évolution à court terme (2015) mais sans intégrer les impacts du changement climatique sur la disponibilité des ressources et la demande en eau. Aucune autre étude régionale en Méditerranée n'a encore été menée pour évaluer la variabilité spatiale et temporelle du stress hydrique dans un contexte de changements climatiques et anthropiques. Une meilleure connaissance des impacts de l'activité humaine sur les hydrosystèmes dans cette région est essentielle. Pour ce faire, une méthode adaptée au contexte et aux enjeux méditerranéens, et commune à l'ensemble des bassins versants dont l'exutoire se situe en mer Méditerranée a été développée. Celle-ci s'appuie sur des scénarios climatiques issus de GCMs, des scénarios d'usages de l'eau définis au travers de rapports nationaux et sur une stratégie de développement durable adoptée par les 21 pays méditerranéens. Elle vise à prendre en compte les impacts des changements climatiques sur les ressources en eau et sur les besoins en eau des terres agricoles ainsi que les impacts de la croissance démographique sur la demande en eau domestique. Cette méthode a pour objectif d'évaluer (i) les évolutions possibles des ressources et des prélèvements en eau agricoles et domestiques, (ii) l'influence des changements climatiques et anthropiques sur le stress hydrique, et (iii) la capacité de l'amélioration de l'efficacité des usages de l'eau à réduire les tensions sur les ressources en eau. En atteignant ces objectifs, cette étude devrait fournir des éléments d'informations relatifs à la vulnérabilité des hydrosystèmes méditerranéens et contribuer à la réflexion des pays sur les stratégies à mettre en place pour réduire les tensions sur l'eau dans un contexte d'incertitude.

2. L'ESPACE MEDITERRANEEN ET SES RESSOURCES EN EAU

2.1 Définition

Selon la dimension étudiée, l'espace méditerranéen peut renvoyer à des délimitations différentes (Fig. 2.1). Un premier niveau est la région méditerranéenne, soit l'intégralité des 22 pays et territoires riverains de la mer Méditerranée. Les décisions politiques, économiques et les orientations de la coopération régionale qui impliquent de se référer à des pays sont prises à cette échelle. Cet espace occupe 8,8 millions de km², soit 5,7 % de la surface terrestre, et rassemble 460 millions d'habitants permanents, soit 7 % de la population mondiale en 2008 (Plan Bleu, 2009a).

Un second niveau constitue les régions côtières méditerranéennes, délimitées à partir du climat et de la végétation. Les spécificités de l'espace méditerranéen (e.g. tourisme, forêt) sont généralement abordées à cette échelle. Cet espace englobe les 234 régions côtières et les 200 îles méditerranéennes, qui abritent 33 % de la population permanente des pays méditerranéens (Plan Bleu, 2009a). Certaines de ces régions sont plus « méditerranéennes » que d'autres du fait de la concentration d'une grande part de leur population et des leurs activités dans ces régions (e.g. Libye, Israël, Liban, Grèce, Chypre, Malte). D'autres sont plus tournées vers l'Europe (e.g. Italie, France, Espagne) ou vers d'autres horizons maritimes (e.g. Maroc, Turquie).

Enfin, un troisième niveau privilégiant les unités hydrologiques peut être considéré, et forme ce que l'on peut appeler le bassin méditerranéen. Cet ensemble est particulièrement adapté à l'étude des ressources en eau et a donc été retenu.



Figure 2.1 – Un espace méditerranéen à plusieurs dimensions (Plan Bleu, 2009a).

Le bassin méditerranéen a été défini ici par 73 groupes de bassins versants (Nil exclu) dont les exutoires se situent en mer Méditerranée (Fig. 2.2). Cette délimitation ne considère pas si les principales implications sociales et économiques des bassins s'étendent au-delà de leurs limites, ni si une partie des conditions climatiques est moins soumise à des influences méditerranéennes. Cet espace recouvre une surface de 1,5 millions de km². Parmi ces bassins, seuls 20 bassins ont une superficie supérieure à 10 000 km², dont 5 ont une superficie supérieure à 50 000 km².

D'un point de vue géographique et hydrographique, le Nil aurait également dû faire partie intégrante du bassin méditerranéen, même si une bonne part de l'écoulement formé dans le haut bassin équatorial ne parvient jamais jusqu'à la mer Méditerranée (Margat, 2008). Cependant, ce

bassin transfrontalier prend sa source dans les tropiques. Son régime tropical et les problèmes posés par la gestion de ses eaux sortent du cadre de cette étude. Il n'a donc pas été pris en compte ici.

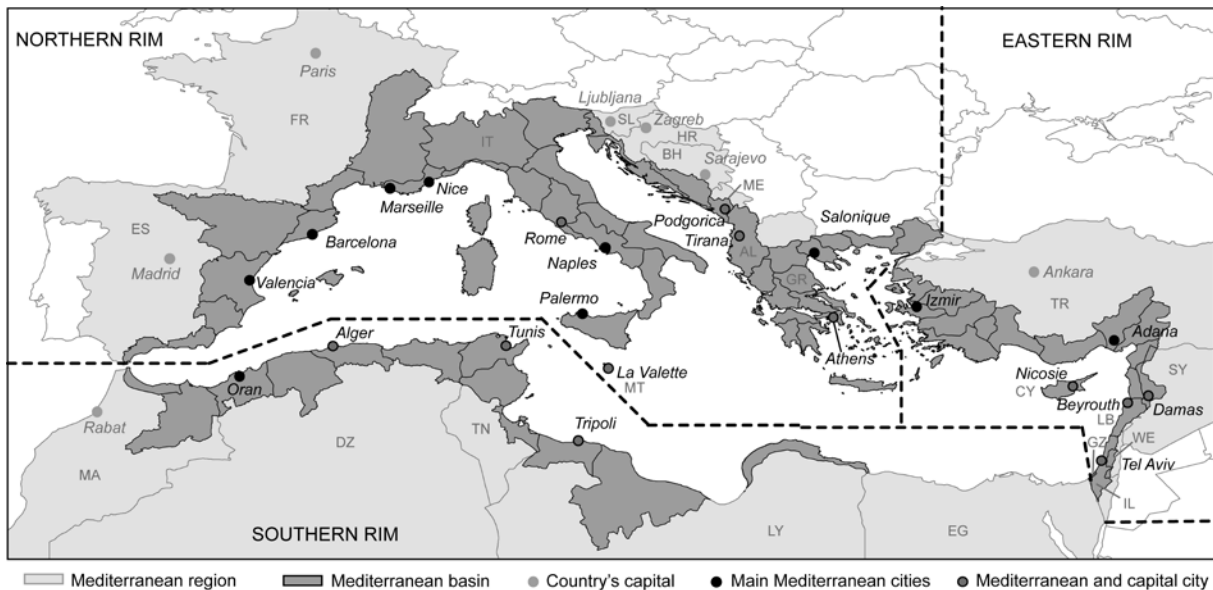


Figure 2.2 – Le bassin méditerranéen (Milano *et al.*, 2012b).

ES (Espagne), FR (France), IT (Italie), SL (Slovénie), HR (Croatie), BH (Bosnie et Herzégovine), ME (Monténégro), AL (Albanie), GR (Grèce), TR (Turquie), MT (Malte), CY (Chypre), SY (Syrie), LB (Liban), IL (Israël), EG (Égypte), WE (West Bank), GZ (Bande de Gaza), LY (Libye), TN (Tunisie), DZ (Algérie), MA (Maroc).

2.2 Le climat méditerranéen et son évolution

Le climat du bassin méditerranéen est caractérisé par des hivers doux et humides (Janvier-Février-Mars, JFM) avec, du Sud au Nord, des températures moyennes comprises entre 15 et 3 °C et des précipitations saisonnières variant de 50 à 250 mm, atteignant même plus de 500 mm dans les régions montagneuses (Bolle, 2002 ; Mitchell & Jones, 2005). Selon Xoplaki (2002), les précipitations hivernales représentent 30 à 50 % des précipitations annuelles sur la rive Nord et atteignent 80 % des précipitations annuelles sur les rives Sud et Est de la Méditerranée. Les étés (Juillet-Août-Septembre, JAS) sont chauds et secs avec, du Sud au Nord, des températures comprises entre 40 et 20 °C et des précipitations saisonnières variant entre 10 et 1 000 mm (Bolle, 2002 ; Mitchell & Jones, 2005). Le bassin méditerranéen se situe ainsi à l'interface entre un climat aride à semi-aride au Sud et un climat tempéré au Nord. A cette variabilité spatiale et saisonnière s'ajoute une variabilité interannuelle.

A partir d'indices climatiques mensuels, de données stations et des données grilles de New *et al.* (2000), des chroniques saisonnières de températures et de précipitations ont pu être reconstituées sur le bassin méditerranéen pour le XX^{ème} siècle (Luterbacher *et al.*, 2004 ; Pauling *et al.*, 2005 ; Xoplaki *et al.*, 2005). Aucune tendance particulière n'a été observée aussi bien pour les températures que pour les précipitations jusqu'aux années 1970. A partir des années 1970, les températures annuelles moyennes auraient augmenté de 0,1 °C/décennie et les précipitations annuelles auraient diminué en moyenne de 25 mm/décennie (Xoplaki *et al.*, 2004). Au cours de l'hiver, aucune tendance significative n'a été notée sur les chroniques de températures des rives Sud et Est ; seule la rive Nord semble avoir été affectée par un réchauffement (Buffoni *et al.*, 2000 ; Folland *et al.*, 2002 ; Giorgi, 2002). Pour la période estivale, il semblerait que les étés soient plus chauds de 0,5 °C/décennie, en particulier sur la rive Sud, bien que dans la région des Balkans, une diminution statistiquement significative de 0,01 °C/décennie ait été observée (Xoplaki, 2002). Concernant les précipitations, de nombreuses études (e.g. Chbouki *et al.*, 1995 ; Türkes, 1996 ; Buffoni *et al.*, 2000 ; Dünkelloh & Jacobeit, 2003 ; Xoplaki *et al.*, 2004) ont montré que, sur la période 1951–2000, le bassin

méditerranéen connaît depuis la fin des années 1970 une période particulièrement sèche (environ - 20 % des volumes précipités), compensée ponctuellement par des années plus humides.

D'après les projections climatiques aux échelles globales et régionales (e.g. Gao *et al.*, 2006 ; Giorgi & Lionello, 2008 ; Somot *et al.*, 2008), ces tendances devraient être maintenues. Les températures devraient augmenter de 2 à 3 °C et les précipitations annuelles pourraient diminuer de 30 % à l'horizon 2050 (Giorgi & Lionello, 2008 ; IPCC, 2007). Les plus fortes variations devraient être observées en hiver et en été (Giorgi & Lionello, 2008 ; García-Ruiz *et al.*, 2011). Une hausse des températures hivernale de 1,8 à 2,6°C pourrait modifier l'accumulation des neiges hivernales et les processus de fonte des neiges au printemps dans les régions montagneuses (Stewart, 2009 ; García-Ruiz *et al.*, 2011). L'isotherme 0°C augmenterait provoquant moins de précipitations sous forme neigeuse et plus sous forme de pluie ; de plus, la fonte des neiges serait plus rapide et plus tôt dans l'année (Beniston., 2003 ; Stewart, 2009). Ceci, associé à une diminution respective de 15 % et 30 % des précipitations hivernales et estivales, modifierait les régimes hydrologiques. Les écoulements en hiver devraient être plus importants et moins réguliers et les écoulements printaniers et estivaux plus faibles (Frederick, 1997 ; Giorgi & Lionello, 2008). L'ensemble de ces changements climatiques devrait donc générer une aridification du climat méditerranéen. Selon l'analyse de trois indices d'aridité, Gao & Giorgi (2008) démontrent une diminution de la couverture neigeuse dans les Alpes, les Pyrénées et l'Atlas ; une extension de la rive Sud vers la rive Nord d'un climat aride, en particulier dans les plaines et régions côtières ibériques, en Italie, dans les Balkans, en Grèce et en Turquie ; et une aridité accrue sur la rive Sud, au Proche-Orient et dans le Sud de l'Espagne, évoluant d'un climat tempéré avec des étés chauds et secs à un climat semi-aride de steppe selon la classification de Köppen (Köppen, 1936 ; De Castro *et al.*, 2007). De plus, une réduction de la couverture neigeuse et de l'humidité des sols pourraient engendrer des événements extrêmes (crues et sécheresses) plus intenses (Arnell, 1999a ; Beniston, 2003 ; Planton *et al.*, 2005).

2.3 Les ressources en eau du bassin méditerranéen

Les ressources en eau du bassin méditerranéen représentent 1,2 % des ressources en eau renouvelables mondiales, c'est à dire des ressources en eau de surfaces et souterraines dont les écoulements sont entretenus par le cycle de l'eau. Cela représente approximativement 550 km³/an. La moitié de ces ressources est concentrée dans les bassins versants en Italie et en Grèce, et 25 % dans les bassins versants en France et en Turquie. Les bassins du Sud et de l'Est de la Méditerranée produisent respectivement 4 % et 2 % des ressources en eau méditerranéenne (d'après les données extraites de la base de données Aquastat ; FAO, 2010).

Par conséquent, la mer Méditerranée reçoit des différents territoires des quantités d'eau douce très inégales. A partir de chroniques de débit des cours d'eaux principaux (Ludwig *et al.*, 2009), de simulations hydrologiques (Beek *et al.*, 2012) et d'inventaires nationaux des ressources en eau (Margat & Treyer, 2004), plusieurs études ont évalué ce flux entre 400–740 km³/an, soit entre 12 700–23 450 m³/s (Ludwig *et al.*, 2009 ; Lionello *et al.*, 2012). A partir de chroniques de débit de 67 cours d'eau méditerranéens, Struglia *et al.* (2004) ont estimé les flux d'eaux douces en mer méditerranée à 8 100 m³/s (Fig. 2.3). Les différences entre les diverses estimations seraient liées aux nombres de cours d'eau considérés mais surtout à la caractérisation du Nil. Celui-ci génère un écoulement d'environ 200 km³/an, dont la majorité se perd par infiltration, évaporation et usages anthropiques (Nixon, 2003). Toujours d'après Struglia *et al.* (2004), l'Ebre (Espagne), le Rhône (France) et le Po (Italie) fourniraient 76 % des écoulements annuels en mer Méditerranée (Fig. 2.3). Les plus faibles contributions proviennent des bassins du Sud de la Méditerranée (< 50 m³/s ; Nil exclu).

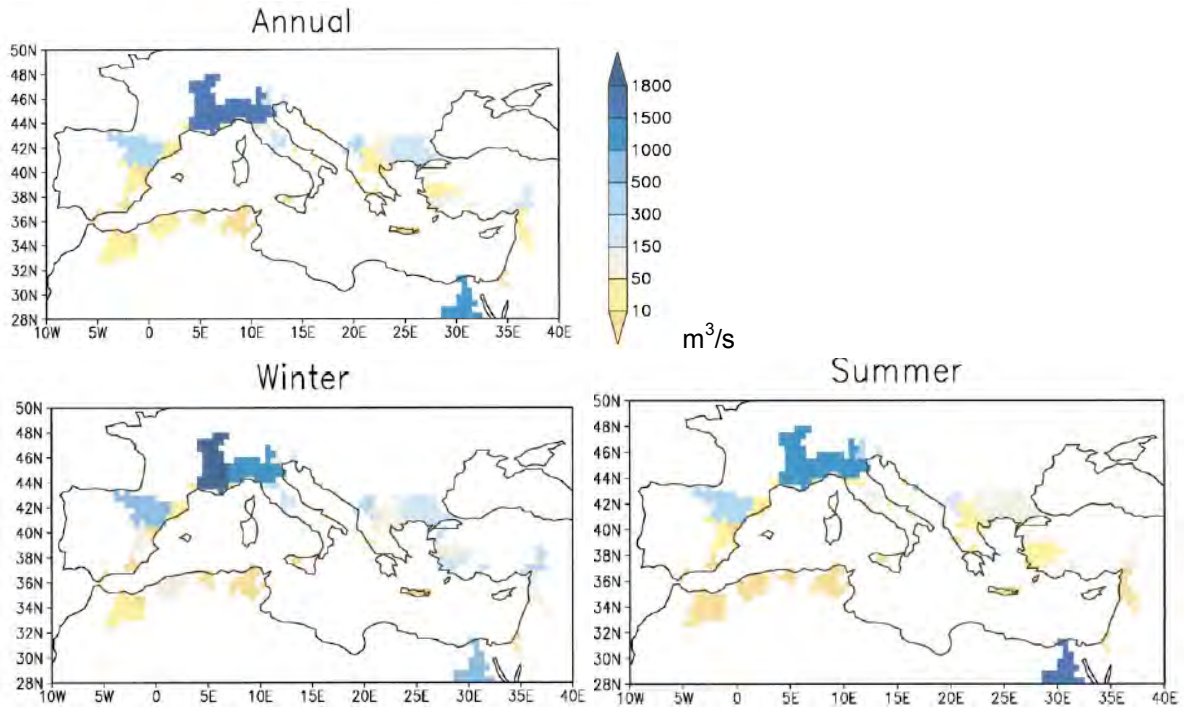


Figure 2.3 – Ecoulements moyens de 67 bassins versants méditerranéens. Ecoulement moyen (a) annuel, (b) en hiver (DJF) et (c) en été (JJA) (Struglia *et al.*, 2004).

La variabilité climatique évoquée précédemment (voir Chapitre 2 – 1.2) est responsable de l'inégale répartition des ressources en eau, ainsi que les conditions géologiques et topographiques du bassin. Il existe trois types d'aquifères majeurs sur le bassin méditerranéen :

- (i) les aquifères karstiques, ils sont les plus répandus et assurent des écoulements pérennes et abondants ;
- (ii) les bassins sédimentaires, captifs ou non, qui sont des aquifères profonds aux réserves considérables mais peu renouvelées et relativement indépendantes des ressources en eau de surface. La majeure partie se situe dans les régions les plus au Sud (région saharienne en Libye et en Egypte) ;
- (iii) les bassins détritiques et alluviaux, ils détiennent des ressources en nappes captives profondes et sont essentiellement situés dans les vallées et deltas des principaux fleuves (Margat & Treyer, 2004). L'ensemble de ces aquifères régulent $300 \text{ km}^3/\text{an}$ d'eau souterraine, dont 71% dans les pays méditerranéens européens, 24 % dans les pays du Proche-Orient et 5 % dans les pays méditerranéens de la rive Sud (EUWI-Med, 2007). A l'échelle du bassin méditerranéen, ce volume serait ramené à $150 \text{ km}^3/\text{an}$. Dans les bassins de la rive Nord, les ressources en eau souterraine contribuent aux écoulements de base des cours d'eau tandis que dans les régions de la rive Sud, si elles ne sont pas captées, elles affluent pour la plupart dans des champs d'évaporation. Enfin, là où les aquifères sont suffisamment développés, elles améliorent la résistance aux sécheresses (Margat & Treyer, 2004).

De telles disparités dans la distribution des ressources en eau se reflètent dans la disponibilité des ressources en eau par habitant (Falkenmark *et al.*, 1989 ; Fig. 2.4). Dans les bassins de la rive Nord, les populations sont en situation de sécurité et de confort avec plus de $1\,700 \text{ m}^3/\text{hab}/\text{an}$. Dans les Balkans, la région peut même être définie comme « très confortable » avec plus de $10\,000 \text{ m}^3/\text{hab}/\text{an}$. Néanmoins, la majorité de cette ressource n'est pas facilement accessible à cause de la forte composante karstique de ces territoires. Dans les bassins du Sud et de l'Est de la Méditerranée, 108 millions d'habitants sont considérés comme « pauvres » en eau

(< 1 000 m³/hab/an) dont 58 % vivent selon des conditions de pénurie d'eau (< 500 m³/hab/an ; Blinda & Thivet, 2009). Ces valeurs masquent vraisemblablement des pénuries d'eau saisonnières, en particulier l'été lorsque la demande en eau est la plus importante pour l'irrigation des cultures et l'activité touristique.

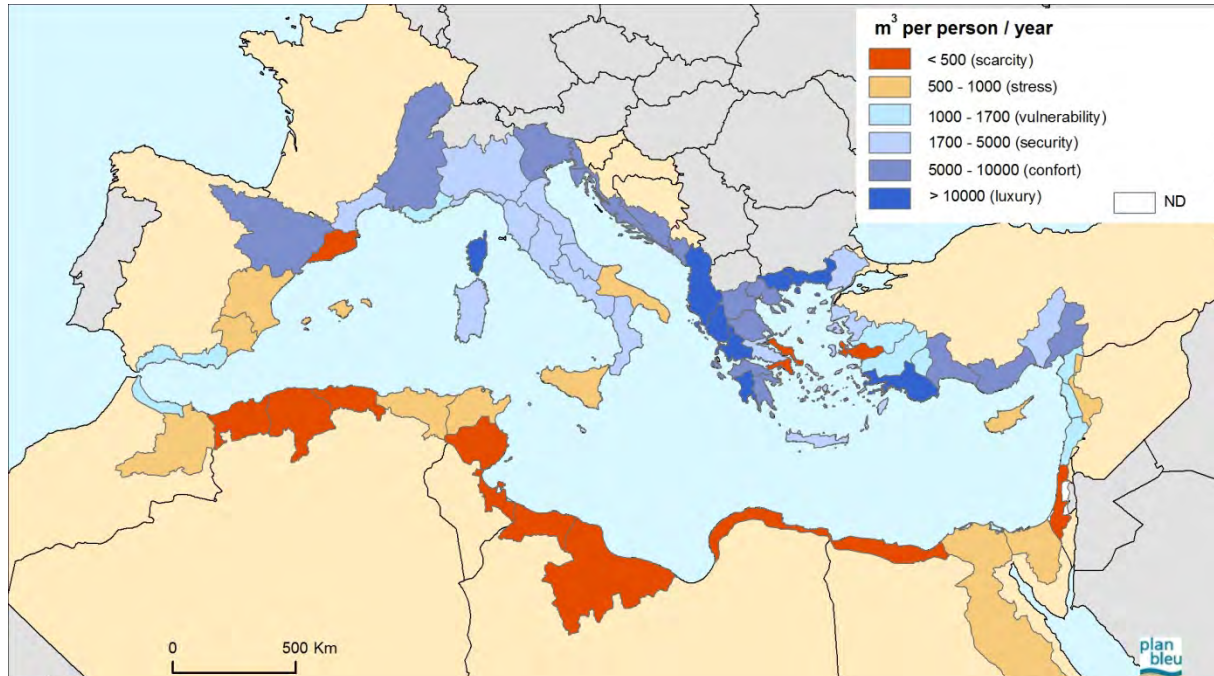


Figure 2.4 – Disponibilité des ressources en eau par habitant (Plan Bleu, 2009a).

2.4 Des pressions anthropiques croissantes sur des ressources en eau vulnérables

La demande totale en eau sur le bassin méditerranéen est de l'ordre de 119,37 km³/an¹ (d'après Margat & Treyer, 2004 et Milano *et al.*, 2012a). La plus forte demande est associée au secteur agricole du fait des faibles précipitations et de leurs irrégularités. La demande agricole s'élève à 65,9 km³/an, soit 53 % de la demande totale en eau. Les demandes en eau des secteurs énergétique et domestique sont les deuxièmes plus importantes avec une demande de 21,8 km³/an (18 %) et 19,5 km³/an (16 %) respectivement ; et enfin se trouve la demande en eau des industries non raccordées aux réseaux de distribution municipaux qui est de l'ordre de 12,2 km³/an (10 %). Néanmoins, il existe une nette différence dans la proportion des demandes entre les différentes rives (Fig. 2.5). Le secteur agricole représente plus de 50 % de la demande en eau sur l'ensemble des territoires, hormis en France et en Italie où les secteurs énergétique et industriel dominant, ainsi qu'en Slovénie et en Croatie où la production agricole et industrielle est en train de se développer.

¹ Estimation d'après les données de demande en eau industrielle de Margat & Treyer, 2004 et des données de demande en eau agricole et domestique de Milano *et al.*, 2012a).

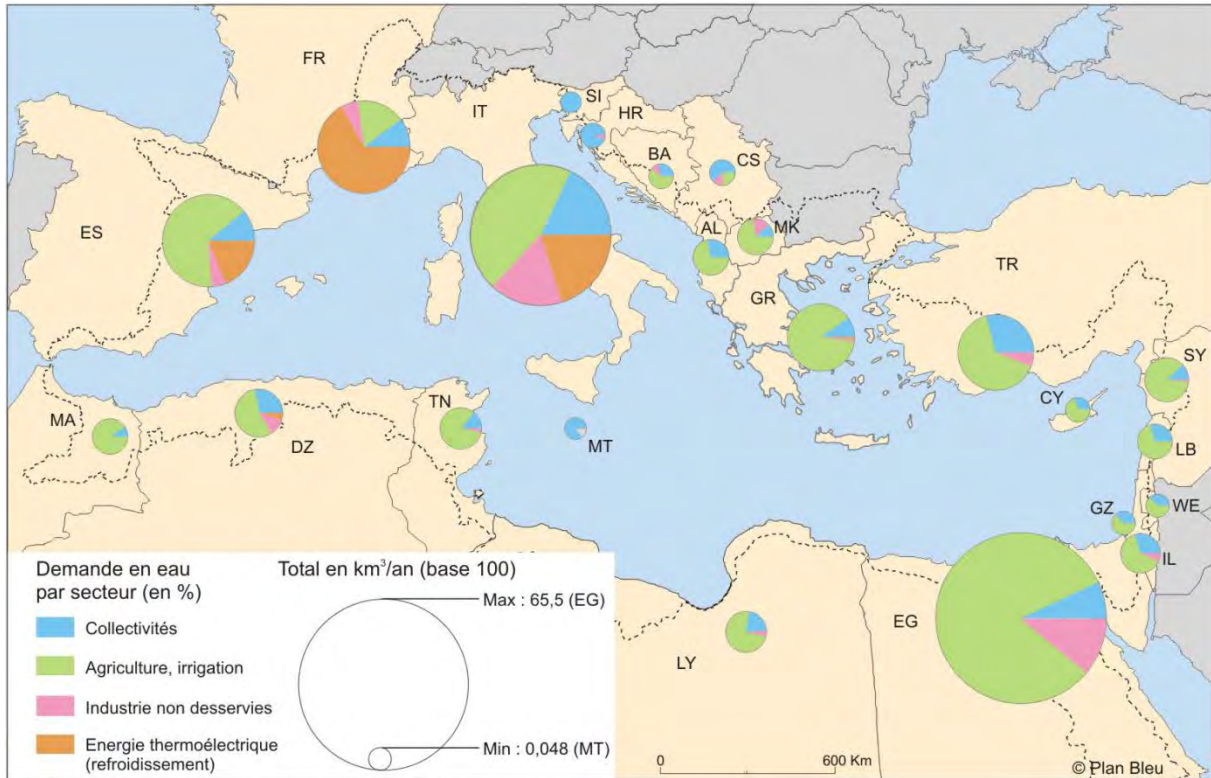


Figure 2.5 – Demande en eau du bassin méditerranéen par pays sur la période 1995–2000 (Margat, 2004). ES (Espagne), FR (France), IT (Italie), SL (Slovénie), HR (Croatie), BH (Bosnie et Herzégovine), ME (Monténégro), AL (Albanie), GR (Grèce), TR (Turquie), MT (Malte), CY (Chypre), SY (Syrie), LB (Liban), IL (Israël), EG (Égypte), WE (West Bank), GZ (Bande de Gaza), LY (Libye), TN (Tunisie), DZ (Algérie), MA (Maroc).

Depuis 1950, le secteur agricole est en croissance linéaire, en particulier sur la rive Sud. Les surfaces irriguées ont respectivement augmenté, entre 1993 et 2003, d'environ 2 % et 4,5 % par an en Tunisie et au Maroc (Hamdane, 2007 ; Oubalkace, 2007), tandis qu'elles ont diminué d'environ 25 % dans les pays méditerranéens européens, en particulier en Italie (Garrido & Iglesias, 2006). En 2000, les surfaces irriguées sur le bassin méditerranéen avoisinaient les 7,6 millions d'hectares dont plus de la moitié étaient répartis entre l'Espagne, l'Italie et la Turquie (Portmann, 2010). Néanmoins, les terres d'agriculture intensive sont rares : seuls 13 % des sols méditerranéens sont considérés comme arable (Plan Bleu, 2005). De plus, ces terres sont menacées par l'expansion urbaine. Entre 1970 et 2000, la population du bassin a augmenté de 48 millions d'individus. En 2001, 187 millions d'individus vivaient le long de la côte, dont 79 % se concentraient sur les côtes du Sud et de l'Est de la méditerranée (UNPD, 2001). La côte méditerranéenne et son climat présente également un fort attrait touristique. D'après le « World Tourism Organization » (WTO, 2002), environ 365 millions de touristes sont venus sur le bassin méditerranéen en 1995. Cette croissance démographique et l'attrait touristique des côtes ont accru la demande domestique en eau. Par exemple, au Maroc, la production d'eau potable pour les populations a été multipliée par 4 entre 1970 et 2005 ; sur la Costa Brava en Espagne et la Côte d'Azur en France, la demande en eau double au cours de la période estivale avec l'afflux respectif de 1,1 millions et 1,7 millions de touristes (Plan Bleu, 2011). Dans certaines îles grecques, la demande en eau estivale représente même parfois 5 à 10 fois celle de l'hiver (Margat & Treyer, 2004). Seules les demandes en eau industrielles et énergétiques tendraient à décroître depuis les années 1980, sous l'effet des progrès d'efficacité et du développement d'équipements de recyclage des eaux (Margat & Treyer, 2004). Dès lors, depuis les années 1950, les demandes en eau sur le bassin méditerranéen ont doublé, et cette tendance devrait se poursuivre (Blinda & Thivet, 2009).

En effet, des études récentes ont examiné l'évolution future de la gestion des sols et son influence sur les ressources en eau. Celles-ci ont démontré que les vallées et côtes méditerranéennes devraient faire face à une importante expansion urbaine, liée d'une part à la concentration des populations et d'autre part au développement de complexes touristiques (Abis, 2006 ; Bellot *et al.*, 2007). D'après les projections du « *United Nations Population District* » (UNPD, 2009), la population totale du bassin méditerranéen devrait atteindre les 269,7 millions d'individus d'ici 2050, soit un taux de croissance moyen annuel de 0,7 %. Selon le « *World Tourism Organization* » (WTO, 2002), le nombre de touristes devrait doubler en 2050 par rapport à la fréquentation estimée en 1995. Les terres irriguées devraient également continuer à s'étendre. Dans les vallées « pauvres » en eau, des ouvrages hydrauliques (barrages, canaux) devraient aider à l'approvisionnement en eau (Tanrivermis, 2003 ; Giannakopoulos *et al.*, 2009 ; García-Ruiz *et al.*, 2011). Ceci maintiendrait la productivité et pourrait modifier le type de cultures irriguées (García-Garizábal & Causapé, 2010 ; Seguin, 2003). D'après García-Ruiz *et al.* (2011), les cultures des nouvelles terres irriguées (essentiellement du maïs et de la luzerne) auraient des besoins en eau bien supérieurs aux cultures traditionnelles méditerranéennes (céréales, olives, raisins). Cette modification des cultures est déjà notable sur certains bassins, notamment sur l'Ebre en Espagne (Pinilla, 2006). Ces changements anthropiques pourraient détériorer la qualité des sols, accroître la demande en eau et provoquer des conflits d'usages (Roignant, 2007).

La disponibilité des ressources en eau joue un rôle majeur dans la satisfaction des besoins d'une population sans cesse croissante et dans le développement de l'agriculture irriguée et du tourisme. Les ressources en eau de surface sont majoritairement exploitées pour l'approvisionnement en eau, sur la rive Nord et en Turquie où les ressources sont abondantes, tandis que les ressources en eau souterraines et non-renouvelables sont principalement mobilisées sur les rives Sud et Est (Fig. 2.6). Plus de la moitié des prélèvements en eau provient de ressources en eau souterraine à Malte, en Croatie, à Chypre, en Israël, sur les territoires palestiniens, en Libye, en Tunisie et en Algérie. Cette ressource permet aux usagers de ne pas dépendre des aléas climatiques et des ressources en eau de surface aux régimes hydrologiques parfois incertains (Roignant, 2007).

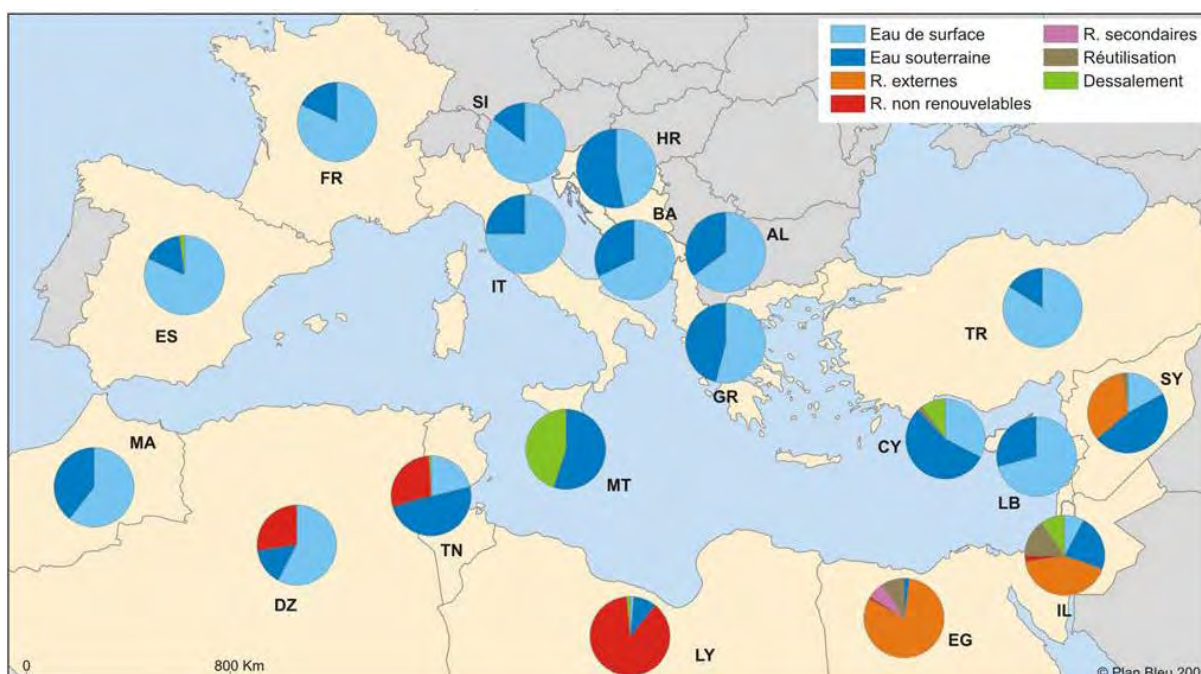


Figure 2.6 – Sources d'approvisionnement eau (en %) à l'échelle des pays méditerranéens sur la période 2000–2005 (Plan Bleu, 2009b). ES (Espagne), FR (France), IT (Italie), SL (Slovénie), HR (Croatie), BH (Bosnie et Herzégovine), ME (Monténégro), AL (Albanie), GR (Grèce), TR (Turquie), MT (Malte), CY (Chypre), SY (Syrie), LB (Liban), IL (Israël), EG (Égypte), WE (West Bank), GZ (Bande de Gaza), LY (Libye), TN (Tunisie), DZ (Algérie), MA (Maroc).

Cependant, une grande part de ces ressources n'est pas renouvelable. Un exemple majeur est la Libye : 84 % des eaux prélevées ne sont pas renouvelables (EUWI-Med, 2007). Elles sont issues de la « Grande Rivière Artificielle », infrastructure qui prélève jusqu'à 6 millions m³/jr, soit plus de 2 milliard m³/an, d'eaux fossiles des nappes profonde (500 à 800 m) du bassin d'As Sarir-Al Kufrah et les conduit par une canalisation souterraine de 3 000 km jusqu'à la côte méditerranéenne pour alimenter les périmètres irrigués et fournir de l'eau potable aux populations (Khedher, 2007). Certains pays arides développent également des ressources en eau dites « non-conventionnelles », issues du dessalement de l'eau de mer ou de la réutilisation des eaux usées. Ces ressources qui concernent encore de petits volumes ont pour objectifs de préserver les ressources en eau naturelles et de disposer de ressources supplémentaires mobilisables localement. Chypre, la Syrie et la Libye recyclent 100 % de leurs eaux usées (FAO, 2010). L'Espagne est le 4^{ème} pays le plus producteur d'eau à partir du dessalement de l'eau de mer (0,912 km³/an), après l'Arabie Saoudite, les pays du Golfe et les Etats-Unis d'Amérique. C'est l'un des seuls pays à exploiter ces ressources pour non seulement alimenter en eau les grandes villes côtières mais aussi pour atténuer le déficit en eau de certains secteurs irrigués (Boyé, 2008). L'Algérie et la Libye sont les pays qui produisent le plus d'eau par dessalement sur la rive Sud avec une production de 0,825 km³/an et 0,365 km³/an respectivement (Messaoud, 2006 ; Boyé, 2008). Enfin, le dessalement de l'eau de mer contribue à hauteur de 60 % à l'approvisionnement en eau potable de Malte (Boyé, 2008).

Ainsi, les ressources en eau du bassin méditerranéen semblent déjà subir d'importantes pressions et l'accès à l'eau paraît de plus en plus difficile. La question se pose alors de savoir si les besoins en eau futurs pourront toujours être satisfaits dans cette région qui devrait être particulièrement marquée par les changements globaux.

3. Une approche méthodologique adaptée au contexte méditerranéen

3.1 Approche générale

3.1.1 Méthodologie mise en place

Afin d'analyser l'évolution des pressions exercées sur les ressources en eau du bassin méditerranéen, une méthode originale adaptée au contexte et aux enjeux de cette région a été mise en place (Fig. 2.7). Celle-ci vise tout d'abord à évaluer la disponibilité des ressources en eau et les prélèvements en eau du secteur agricole, secteur aux demandes en eau les plus importantes (voir Chapitre 2 – 2.4), et du secteur domestique, secteur prioritaire en termes d'approvisionnement en eau. Les industries raccordées aux réseaux publics d'approvisionnement en eau ont été intégrées dans les prélèvements en eau domestique. Les industries non raccordées ont été écartées car elles ne représentent que 10 % de la demande totale en eau et qu'elles concernent essentiellement les bassins de la rive Nord (voir Chapitre 2 – 2.4 & 3.1.2). Ces variables clés ont ensuite été confrontées au travers de l'indice d'exploitation des ressources en eau renouvelables (Chapitre 1 – 3.2.2.2). Cet indicateur informe sur l'état du stress hydrique, c'est-à-dire sur le niveau d'exploitabilité des ressources en eau. Cette méthode a dans un premier temps été appliquée à l'ensemble des 73 groupes de bassins versants sur une période passée afin de déterminer l'état actuel des pressions, puis à moyen terme afin d'évaluer les impacts des changements climatiques et anthropiques sur l'évolution du stress hydrique.

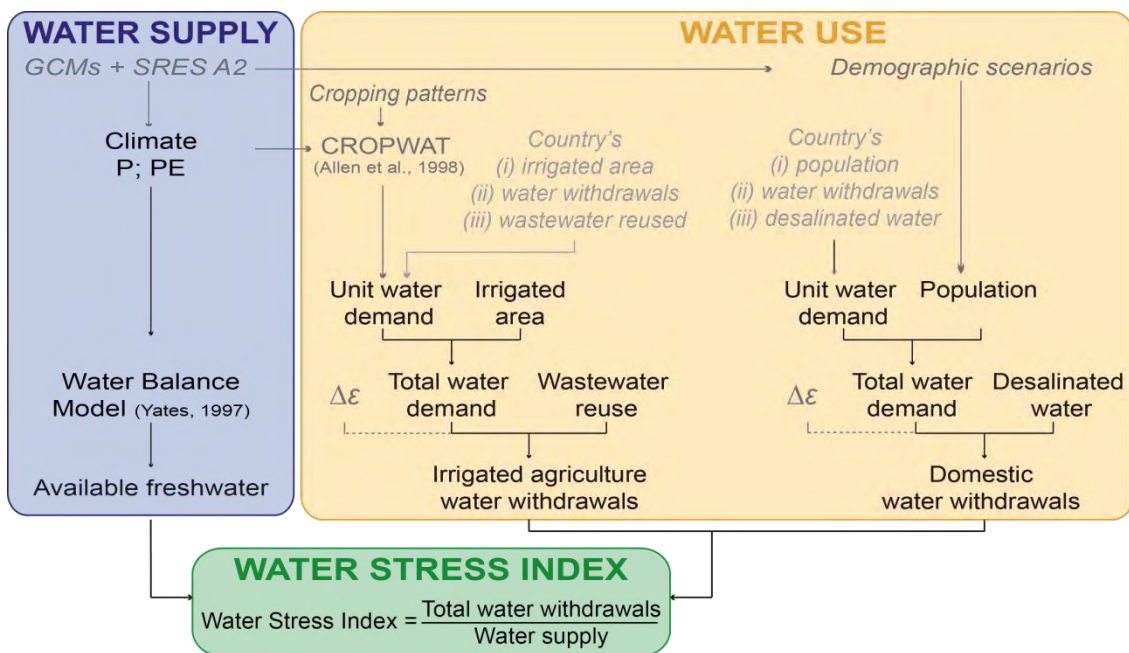


Figure 2.7 – Approche méthodologique générale (D'après Milano *et al.*, 2012a).

En noir : noyau de la méthode; en gris clair : données supplémentaires requises pour l'estimation du stress hydrique sur la période de référence; en gris foncé : données supplémentaires requises pour l'estimation du stress hydrique sur la période future (P : précipitation ; PE : évapotranspiration potentielle ; ε : efficacité d'usages de l'eau ; Irr. : irrigation).

3.1.2 Périodes considérées

Lorsque les impacts de l'activité anthropique sur les ressources en eau sont appréhendés, il est recommandé de travailler à un pas de temps saisonnier afin de souligner la variabilité de la demande en eau agricole ainsi que les augmentations saisonnières et locales de la demande en eau domestique liée à l'activité touristique. Cependant, des estimations mensuelles ou saisonnières des prélèvements en eau ne sont pas disponibles pour tous les bassins versants méditerranéens. Par souci d'appliquer une méthode commune à tous les bassins, l'analyse a donc été réalisée au pas de temps annuel. Tout comme les autres études mentionnées précédemment, il n'a pas été possible

d'étudier la variabilité saisonnière du stress hydrique en Méditerranée, or cela a un impact direct sur le taux de satisfaction des demandes en eau et sur l'adoption de restriction d'usages de l'eau.

Ainsi, la disponibilité des ressources en eau a été représentée par une moyenne interannuelle sur la période de référence 1971–1990 et sur la période future 2041–2060 (horizon 2050). La période de référence a été choisie pour sa représentativité du climat méditerranéen. D'après les indices saisonniers décennaux de précipitations calculés à partir des données du *Climatic Research Unit* (CRU) TS3.0 (Mitchell & Jones, 2005 ; Fig. 2.8), l'ensemble du bassin méditerranéen a été affecté par des périodes sèches et des périodes humides. Depuis 1950, les précipitations hivernales ont eu tendance à diminuer, en particulier en Italie, Albanie, Croatie, Grèce occidentale, Turquie et Algérie, tandis qu'une faible augmentation peut être constatée en Tunisie et en Libye. En été, aucune tendance particulière ne peut être identifiée. Ainsi, la période 1971–1990, avec une décennie plutôt humide (1971–1980) et une décennie plutôt sèche (1981–1990), s'avère représentative de la variabilité climatique du bassin méditerranéen sur les 50 dernières années.

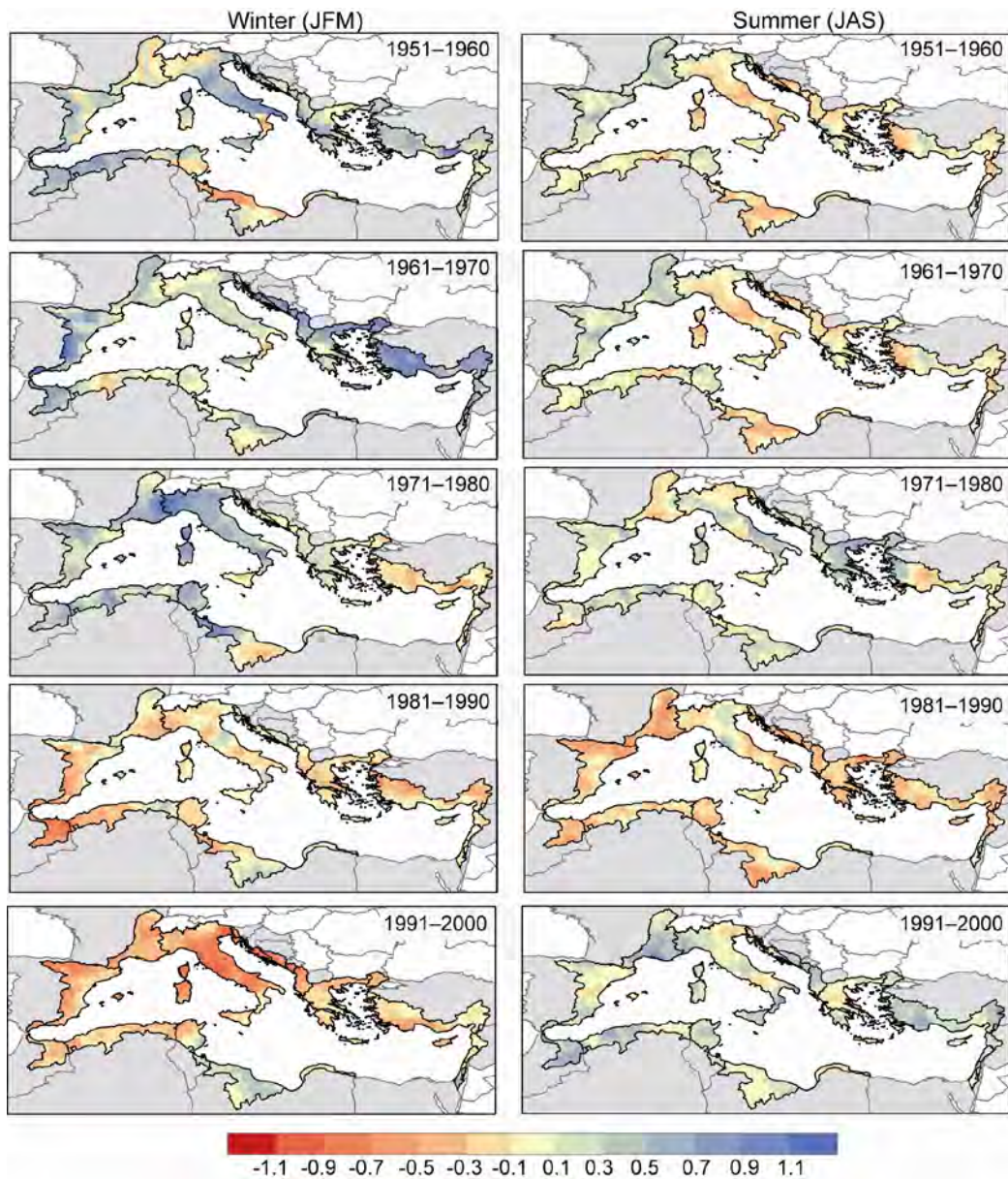


Figure 2.8 – Indice de précipitations en hiver et en été ($I_{\text{période de 10 ans}} = (P_{\text{période de 10 ans}} - P_{1951-2000}) / \sigma_{1951-2000}$) sur la période 1951–2000 (d'après les données CRU TS 3.0) (Milano *et al.*, 2012b).

Les prélèvements annuels en eau ont été considérés pour l'agriculture irriguée qui constitue le secteur aux besoins en eau les plus importants sur le bassin méditerranéen, avec des prélèvements moyens annuels de l'ordre de 65,9 km³/an (voir méthode d'estimation Chapitre 2 – 3.3). Les prélèvements en eau du secteur domestique, incluant le tourisme (19,5 km³/an), ont été également pris en compte du fait de leur caractère habituellement prioritaire sur les autres secteurs en termes d'approvisionnement en eau. Ces prélèvements tiennent compte de l'approvisionnement en eau potable aux secteurs urbain et rural ainsi qu'aux industries raccordées aux réseaux d'eau potable. Les prélèvements en eau pour les industries non raccordées à ces réseaux et pour le refroidissement des usines thermoélectriques, n'ont pas été intégrés dans l'étude car ils représentent actuellement moins de 2 km³/an sur chacun des bassins méditerranéens, excepté en Espagne, France et Italie où ils représentent respectivement 4,2 km³/an, 13,2 km³/an et 14 km³/an (Margat & Treyer, 2004).

Comme mentionné dans le Chapitre 1 – 4.2, il existe très peu d'historiques sur les prélèvements en eau. Il n'a alors pas été possible de rassembler des données homogènes et fiables pour chacun des bassins versants sur la période 1971–1990. Dès lors, il a été entrepris d'estimer les prélèvements en eau sur la période récente 2001–2009. A moyen terme, les prélèvements en eau ont été évalués pour l'année 2050 en considérant une augmentation de la population, une expansion des surfaces irriguées et une évolution de l'efficacité des réseaux et des parcelles agricoles (voir section suivante).

3.1.3 Scénarios climatiques et d'usages de l'eau

Plusieurs contextes d'évolution qui intégraient des changements climatiques et des variations dans les prélèvements en eau ont été considérés à l'horizon 2050.

Les scénarios climatiques ont été générés à partir des sorties GCMs, auxquelles une technique statistique de désagrégation spatiale a été appliquée. Celle-ci vise à perturber des chroniques du climat passé avec des variations climatiques extraites des GCMs (voir Chapitre 2 – II.2.2). Pour ces dernières, le scénario d'émission de gaz à effet de serre (SRES) A2 a été retenu. Il considère un monde très hétérogène caractérisé par des échanges essentiellement régionaux, un faible développement économique, une forte croissance démographique, une exploitation intensive des terres arables et une surexploitation des énergies fossiles. Il s'agit du scénario qui projette la plus forte augmentation d'émission de gaz à effet de serre, provoquant alors d'importants changements climatiques (IPCC, 2007).

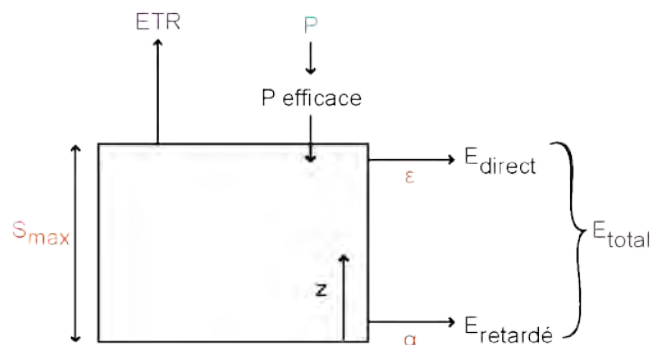
Pour les scénarios d'usages de l'eau, deux scénarios qui divergent dans l'efficacité des réseaux d'approvisionnement en eau (pertes et gaspillages) et dans l'efficacité des terres agricoles (techniques d'irrigation) ont été pris en compte. Le premier est un scénario tendanciel qui considère que les rendements actuels des réseaux et des surfaces irriguées seront maintenus à l'horizon 2050. Le second est un scénario alternatif qui considère une réduction des pertes dans les réseaux de distribution d'eaux et une amélioration des techniques d'irrigation pour une meilleure consommation de l'eau distribuée. En 2005, les 21 pays méditerranéens ont adopté la Stratégie Méditerranéenne pour le Développement Durable (SMDD). Cette dernière vise à initier et soutenir une dynamique régionale sur l'intégration des problématiques environnementales dans le développement économique des pays tout en tenant compte des écarts sociaux et culturels entre les pays des différentes rives (PNUE-PAM, 2006). Dans ce cadre, les pays se sont engagés à réduire les pertes dans les réseaux d'approvisionnement en eau et à améliorer l'efficacité de l'agriculture irriguée. L'atteinte des objectifs liés à la SMDD a ainsi été explorée à un horizon de moyen terme.

3.2 Evaluation de la disponibilité de la ressource en eau

3.2.1 Le modèle hydrologique Water Balance Model

Le modèle de bilan hydrologique conceptuel *Water Balance Model* (WBM ; Yates, 1997) a été exploité afin d'évaluer la disponibilité des ressources en eau, c'est-à-dire les volumes d'eau s'écoulant dans les rivières et les réservoirs souterrains entretenus par le cycle de l'eau, à l'échelle de chaque bassin versant du bassin méditerranéen.

Ce modèle est constitué d'un seul réservoir caractérisé par sa capacité de stockage en eau qui produit à la fois un écoulement superficiel et un écoulement retardé (type écoulement de base). Il a été appliqué à la maille du demi-degré carré (0.5°x0.5°) et au pas de temps mensuel. A chaque pas de temps et pour chaque cellule, il évalue le bilan hydrique selon l'équation (2.1). Une part des précipitations est stockée dans le réservoir et une part de l'eau stockée est extraite du réservoir par évapotranspiration, écoulement de surface et écoulement retardé selon trois paramètres (Fig. 2.9). Le débit à l'exutoire est défini comme la somme des écoulements directs et retardés de chacune des mailles.



$$S_{\max} \frac{dz}{dt} = P - E_{\text{direct}}(P, z, \varepsilon, t) - E_{\text{retardé}}(z, \alpha, t) - ETR(ETP, z, t) \quad (2.1)$$

Données en entrées (mm/mois)

P = Précipitations

Paramètres

S_{\max} (mm d'eau stocké/m de profondeur) = Capacité en eau maximale du réservoir sol. Détermine la part de l'ETP qui s'évapore réellement

ε (sans unités) = Coefficient de détermination de l'écoulement de surface selon le volume stocké dans le réservoir

α (sans unité) = Coefficient de détermination de l'écoulement retardé en fonction du volume d'eau stocké dans le réservoir

Données en sortie (mm/mois)

ETR = Evapotranspiration réelle

E_{Total} = Ecoulement total

Autres variables mobilisées pour les calculs (mm/mois)

ETP = Evapotranspiration potentielle

z = Volume d'eau stocké

E_{direct} = Ecoulement de surface

$E_{\text{retardé}}$ = Ecoulement de sub-surface, retardé

t = Pas de temps (mois)

Figure 2.9 – Schéma conceptuel du modèle hydrologique Water Balance Model (D'après Yates, 1997).

Théoriquement, aucun calage n'est nécessaire pour définir les valeurs des paramètres. Au travers d'une analyse empirique des débits mensuels et annuels en Europe et en Afrique, Yates (1997) a pu définir des valeurs par défaut de chacun des paramètres (Tableau 2.1) en s'appuyant sur la carte bioclimatique de Holdridge (1947). Les valeurs sont synthétisées dans un diagramme de 13 classes associant la végétation à trois variables climatiques (biotempérature, précipitations et évapotranspiration ; Fig. 2.10), supposant ainsi que la végétation et la nature des sols sont en équilibre avec le climat.

Tableau 2.1 – Paramètres par défaut du Water Balance Model (Yates, 1997).

Classe bioclimatique	α (sans unité)	ϵ (sans unité)	S_{max} (mm d'eau stockée/m de profondeur de sol)
Toundra	8,0	1,0	500
Forêt de toundra, alpine	7,0	1,5	600
Forêt boréale	6,0	2,0	800
Désert froid	2,5	1,5	1 000
Steppe	2,5	1,0	1 000
Forêt tempérée	5,0	2,5	1 000
Désert chaud	0,2	4,0	1 500
Chaparral, maquis	0,8	2,5	1 500
Forêt tempérée chaude	0,3	4,0	1 500
Forêt sub-/tropicale semi-aride	0,2	3,5	1 600
Forêt sub-/tropicale sèche et savane	0,4	3,5	1 600
Forêt sub-/tropicale saisonnière	3,0	5,0	2 000
Forêt sub-/tropicale humide	4,5	4,0	2 400

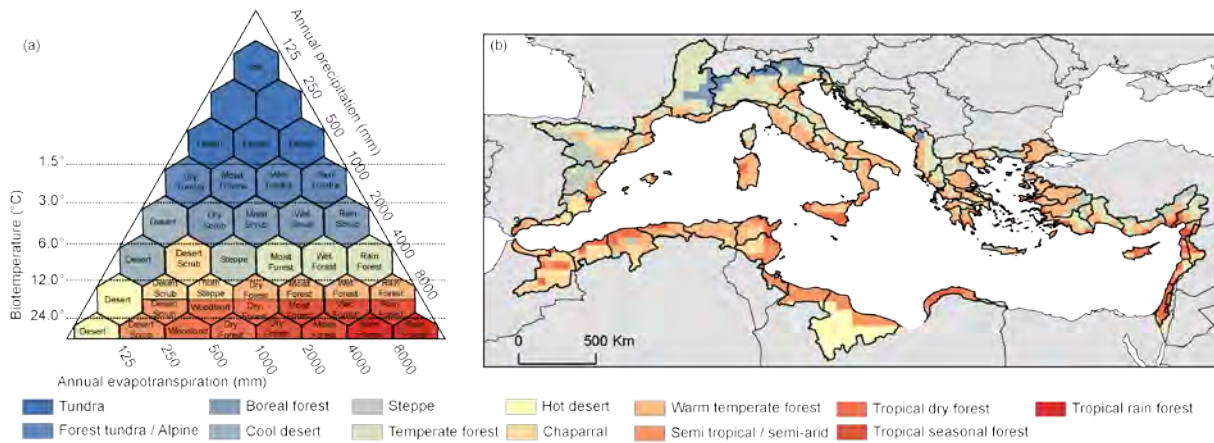


Figure 2.10 – Carte bioclimatique du bassin méditerranéen. (a) Diagramme de Holdridge synthétisé en 13 classes (d’après Yates, 1997) ; (b) Représentation bioclimatique du bassin méditerranéen selon la carte de Holdridge adapté par Yates (1997).

Cependant, afin de s’assurer que les ressources en eau sur le bassin méditerranéen soient correctement représentées, une analyse de sensibilité du modèle hydrologique WBM a été effectuée. Selon la disponibilité des données recouvrant le plus d’années consécutives possibles de la période de référence (GRDC, 2008), une optimisation des trois paramètres a été menée sur dix des plus grands bassins versants méditerranéens (Tableau 2.2). Pour cela, le modèle a été appliqué avec les paramètres par défaut (Tableau 2.1) et une procédure automatique testant plusieurs jeux de paramètres a été développée. L’objectif était d’obtenir une bonne reproduction des volumes écoulés observés en minimisant l’erreur de volume, appelée aussi biais (Eq. 2.2). Cette procédure a permis d’améliorer les simulations des volumes écoulés pour chacun des bassins versants testés. Le nouveau jeu de paramètres obtenu a donc été retenu (Tableau 2.3) et appliqué sur chacun des bassins versants méditerranéens aussi bien sur la période de référence que sur la période future.

$$VE_{optimized} = \sum_{w=1}^n |VE_w| \quad (2.2)$$

$$\text{avec } VE_w = \frac{\sum_{y=1}^p V_{SIM,y} - \sum_{y=1}^p V_{OBS}}{\sum_{y=1}^p V_{OBS}}$$

où w est le bassin versant considéré ; n le nombre de bassin versant calé ; p le nombre d’années de la période ; VE est l’erreur de volume ; et V_{SIM} et V_{OBS} , les volumes simulés et observés pour l’année y .

Tableau 2.2 – Bassins versants et périodes retenus pour l'analyse de sensibilité.

Localisation géographique	Bassin versant	Pays	Superficie (km ²)	Période considérée
	(1) Jucar	Espagne	16 600	1971–1987
	(2) Ebre	Espagne	85 000	1971–1990
	(3) Rhône	France	93 800	1971–1990
	(4) Po	Italie	72 900	1971–1990
	(5) Tibre	Italie	17 500	1971–1979
	(6) Gediz	Turquie	11 900	1976–1986
	(7) Buyuk Menderes	Turquie	26 700	1975–1983
	(8) Ceyhan	Turquie	24 800	1971–1986
	(9) Tafna	Algérie	9 100	1976–1990
	(10) Moulouya	Maroc	24 300	1971–1990

Tableau 2.3 – Jeu de paramètres retenu pour le Water Balance Model.

α (sans unité)	ε (sans unité)	S_{\max} (mm d'eau stocké/m de profondeur de sol)
2,64	2,60	511,85

3.2.2 Données utilisées

Pour appliquer le modèle hydrologique WBM, des données mensuelles de précipitations (P) et d'évapotranspiration potentielle (ETP) à la maille du demi-degré carré ont été exploitées. Sur la période rétrospective 1971–1990, les données de précipitations et de températures ont été extraites de la base de données mondiale CRU TS3.0 (Mitchell & Jones, 2005). Cette base de données est reconnue comme l'une des plus fiables pour des études à grande échelle spatiale, bien que les données de stations de mesure soient extrapolées dans les régions où les données d'observations sont faibles ou incomplètes (Chen *et al.*, 2002 ; Tapiador, 2010). De plus, il a été démontré qu'elle repose sur un grand nombre de stations sur le pourtour méditerranéen et dans les montagnes européennes, générant ainsi des chroniques climatiques réalistes (Tapiador *et al.*, 2012). Pour la période prospective 2041–2060, les sorties de quatre modèles climatiques globaux (GCMs) ont été extraites depuis le Centre de Distribution des Données² du GIEC (Tableau 2.4). Le choix des GCMs a reposé sur (i) la validation de ces modèles par le GIEC pour leur quatrième et cinquième rapport (IPCC, 2007 ; 2013), (ii) la disponibilité des données sur les périodes de temps retenues pour le SRES 20C3M (simulation du climat passé) et le SRES A2 (simulation du climat futur), (iii) leur faible résolution (< 3°x3°) en comparaison avec les autres GCMs et (iv) leur exploitation dans d'autres études méditerranéennes.

Tableau 2.4 – GCMs sélectionnés à partir du Centre de Distribution des Données du GIEC.

Acronyme	Groupe(s) de recherche (pays)	Résolution atmosphérique	Référence
CSIRO-Mk3.0	CSIRO Atmospheric Research (Australia)	1,9° x 1,9°	Gordon <i>et al.</i> , 2002
HadCM3	Hadley Centre for Climate Prediction and Research / Met Office (United Kingdom)	2,5° x 3,75°	Pope <i>et al.</i> , 2000
ECHAM5 / MPI-OM	Max Planck Institute for Meteorology (Germany)	1,9° x 1,9°	Jungclaus <i>et al.</i> , 2005
CNRM-CM3	Météo France / Centre National de Recherches Météorologiques (France)	2,8° x 2,8°	Salas-Méla <i>et al.</i> , 2005

Néanmoins, les résolutions spatiales des sorties de GCMs ne sont pas assez fines pour que celles-ci puissent être exploitées directement dans des études d'impact hydrologique. Une méthode

² <http://www.ipcc-data.org/>

de désagrégation spatiale simple et répandue dans la littérature a alors été utilisée afin de construire des scénarios climatiques à haute résolution spatiale ($0,5^\circ \times 0,5^\circ$). Il s'agit de la méthode des perturbations (voir e.g. Déqué, 2007 ; Lendenrink *et al.*, 2007 ; Ruelland *et al.*, 2012). Cette méthode consiste à extraire les tendances climatiques futures des GCMs et à les appliquer sur des chroniques observées de températures et précipitations (Fig. 2.11).

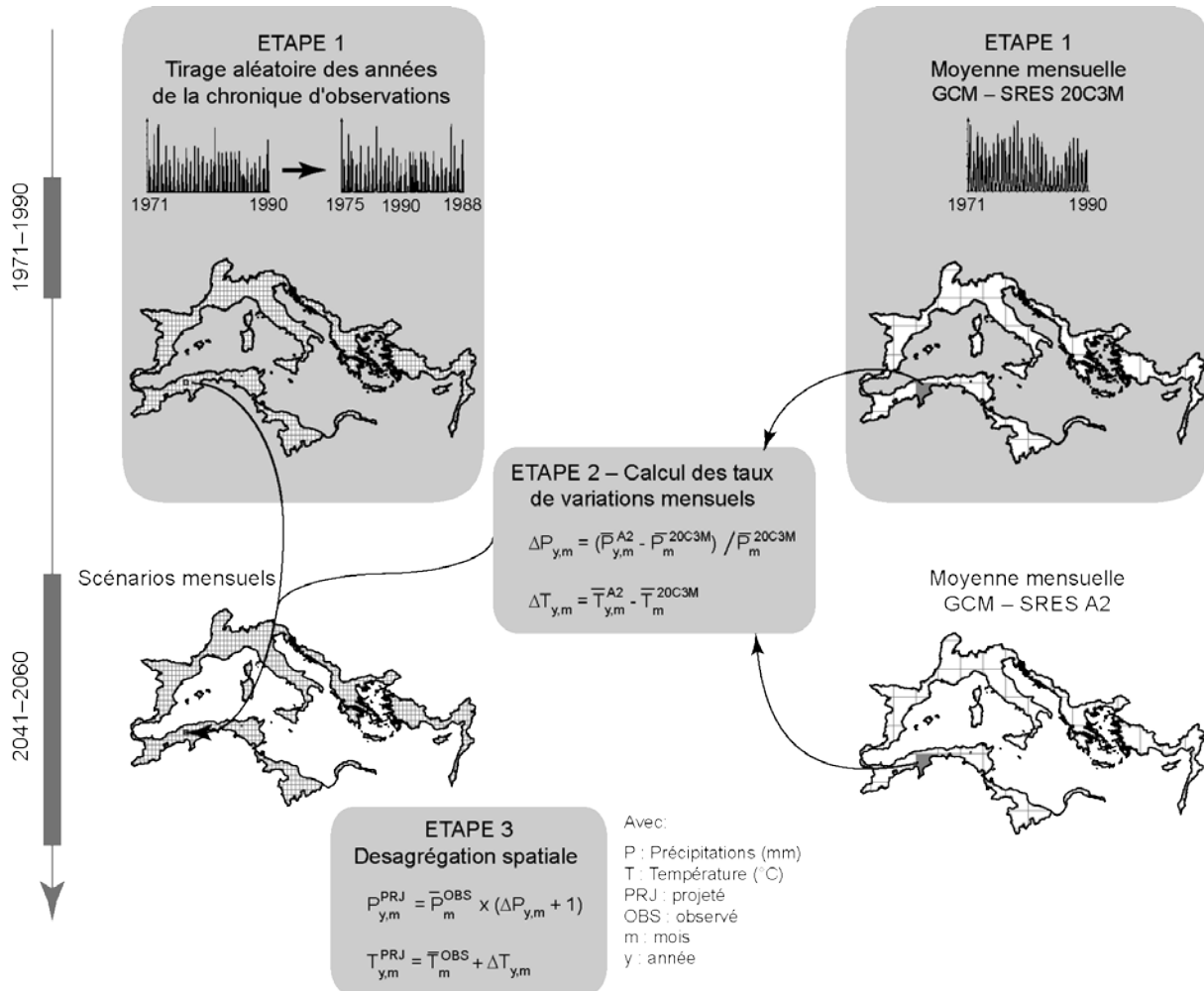


Figure 2.11 – Construction de scénarios climatiques d'après les sorties de GCMs et des chroniques d'observations selon la méthode des perturbations (adapté de Ruelland *et al.*, 2012).

Des grilles de taux de variation entre le climat passé (20C3M, 350 ppm CO₂) et futur (A2, stabilisation de la concentration en CO₂ à 850 ppm en 2050) simulés par les GCMs ont été générées à leur résolution spatiale pour les températures et les précipitations. Ces taux de variation ont ensuite été rapportés à chaque maille au demi-degré dont le centre était inclus dans la maille GCM, puis ils ont été appliqués aux chroniques climatiques mensuelles du CRU TS3.0, sur la période 1971–1990. Au-delà de la désagrégation spatiale qu'elle offre, la méthode des perturbations a également pour objectif de s'affranchir de l'incapacité des GCMs à reproduire la variabilité interannuelle du climat présent. Ce faisant, une hypothèse forte est retenue : la variabilité climatique est héritée du climat passé (Ruelland *et al.*, 2012).

Enfin, à partir des grilles au demi-degré de températures passées et futures, l'ETP a été calculée en appliquant une formule basée sur la radiation solaire et la température moyenne de chaque maille (Eq. 2.3). Cette formule a été mise en place suite à l'évaluation des performances de 25 formules d'ETP en entrée de 4 modèles hydrologiques (Oudin *et al.*, 2005) et s'est montrée aussi efficace que l'équation de Penman sur plus de 300 bassins versants (Oudin *et al.*, 2005 ; Kay & Davies, 2008).

$$\text{si } Ta + 5 > 0, ETP = \frac{Re}{\lambda \rho} \frac{Ta + 5}{100} \quad (2.3)$$

sinon $ETP=0$

avec ETP, l'évapotranspiration potentielle (mm/jr) ; Re, la radiation solaire en fonction de la latitude et du jour Julian (MJ/m²/jr) ; λ, le flux de chaleur latente (2,45 MJ/kg) ; ρ, la densité de l'eau (kg/m³) ; Ta, la température journalière moyenne (°C).

3.3 Evaluation des prélèvements en eau

3.3.1 Définitions

Les prélèvements en eau ont été définis comme les volumes d'eau extraits des rivières et des réservoirs souterrains dont les ressources sont disponibles pour l'agriculture irriguée et les usages domestiques.

Du fait du nombre limité d'informations sur ces volumes à l'échelle de chaque bassin versant, deux variables intermédiaires ont été mobilisées pour les estimer : la demande en eau unitaire (DU) et la demande totale en eau (DT). La demande en eau a été définie comme la somme des prélèvements en eau et des ressources en eau non-conventionnelles utilisées.

Les DUs ont dans un premier temps été calculées. Il s'agit du volume d'eau prélevé par hectare irrigué ou par habitant. Celles-ci ont été évaluées à l'échelle nationale et supposées identiques en tout point du territoire. Les équations 2.4 et 2.5 ont respectivement été employées pour les estimer sur les périodes rétrospectives et prospectives.

$$DU_{\text{Pays, état actuel}} = \frac{\text{Prélèvements en eau}_{\text{Pays}} + \text{RENC}_{\text{Pays}}}{\text{Entité unitaire}_{\text{Pays}}} \quad (2.4)$$

Avec DU, la demande en eau unitaire; Prélèvements en eau_{Pays}, les prélèvements en eau à l'échelle du pays ; RENC, les ressources en eau non-conventionnelles pour lesquelles il a été supposé que les eaux usées réutilisées étaient dédiées à l'agriculture irriguée, et les eaux issues du dessalement de l'eau de mer pour le secteur domestique; et Entité unitaire, la surface irriguée, en hectare, dans le cas des usages agricoles, et la population nationale dans le cas des usages domestiques.

$$DU_{\text{Pays, Horizon futur}} = DU_{\text{Pays, état actuel}} \times \Delta \text{BEU}_{\text{Pays}} \times \Delta \varepsilon_{\text{Pays}} \quad (2.5)$$

avec ΔBEU, le taux de variation des besoins en eau unitaire (c'est-à-dire l'eau requise par hectare pour une croissance optimale des cultures ou l'eau requise par habitant) ; et Δε, la variation d'efficacité.

Le modèle CROPWAT (Allen *et al.*, 1998) a été exploité pour évaluer les impacts du changement climatique sur les besoins en eau des cultures. Il s'agit d'un outil d'aide à la gestion de l'irrigation qui calcule le besoin en eau des plantes irriguées selon des données de P, ETP et du cycle de croissance des cultures. Il a été appliqué aussi bien sur la période rétrospective que sur la période prospective afin d'évaluer les besoins en eau passés et futurs des secteurs irrigués de chaque bassin versant. A l'horizon 2050, il a été supposé une expansion des surfaces irriguées mais un maintien des proportions actuelles des cultures irriguées. La projection des surfaces irriguées provient de rapports nationaux dans lesquels il n'a pas été précisé s'il s'agit de terres arables non cultivées aujourd'hui ou de terres cultivées aujourd'hui en mode pluvial. A l'issue de cette modélisation, un taux de variation des besoins en eau des secteurs irrigués de chaque bassin entre la période de référence et l'horizon 2050 a été estimé. Ces taux ont ensuite été appliqués à la DU de référence pour obtenir la DU future. Pour la DU domestique, des variations intégrant une évolution de la population et de l'activité touristique indépendamment du changement climatique ont été fournies par les mêmes rapports nationaux. Ces rapports, intitulés « Suivi des progrès dans le domaine de l'eau et promotion de

politiques de gestion de la demande », ont pour but d'établir un état des lieux et d'informer sur les principales évolutions constatées en matière de pressions exercées sur les ressources en eau et de contribuer à la réflexion méditerranéenne sur la gestion de la demande en eau (Plan Bleu, 2011). Ces rapports ont été produits entre 2005 et 2009 par des experts nationaux (scientifiques et décisionnaires) de chacun des 21 pays pour le centre d'activité régionale Plan Bleu, chargé de veiller à la mise en œuvre de la SMDD (Plan Bleu, 2006).

Un taux de variation de l'efficacité d'utilisation de l'eau a ensuite été appliqué aux besoins en eau unitaire (BEU) agricoles et domestiques dans le but d'obtenir les DU futures. Dans le cas du scénario tendanciel, l'efficacité d'utilisation de l'eau est restée inchangée (Tableau 2.5) tandis que dans le cas du scénario alternatif, des améliorations de l'efficacité ont été introduites (Tableau 2.5). En adoptant la SMDD en 2005, les pays méditerranéens se sont, en effet, engagés à réduire les pertes des réseaux de distribution agricoles de 10 %, d'atteindre une efficacité des parcelles agricoles irriguées à 80 % ou de la maintenir à niveau, et de réduire les pertes des réseaux d'approvisionnement en eau potable de 15 % (PNUE-PAM, 2006). Ces objectifs ont été intégrés dans le scénario alternatif bien que certains objectifs aient été adaptés pour quelques pays selon une estimation de faisabilité des experts nationaux (Tableau 2.5).

Tableau 2.5 – Efficacité actuelle et objectifs futurs des pays méditerranéens.

Pays	Efficacité agricole (réseau et irrigation à la parcelle combiné; %)		Efficacité domestique (%)	
	Actuelle	Future	Actuelle	Future
Rive Nord				
Albanie	48	72	34	80
Bosnie-Herzégovine	63	72	60	80
Croatie	54	68	43	80
Espagne	62	72	75	80
France	70	72	67	80
Grèce	56	72	62	80
Italie	39	56	60	75
Malte	78	78	55	80
Monténégro	NA	72	50	80
Slovenie	54	72	50	80
Rive Est				
Chypre	85	85	68	80
Israël	76	78	88	90
Liban	35	72	70	70
Territoires Palestiniens	56	72	50	80
Syrie	55	69	65	85
Turquie	45	72	45	80
Rive Sud				
Algérie	63	72	50	80
Lybie	63	72	70	80
Maroc	48	76	70	80
Tunisie	52	56	77	80

NA = Données non disponibles.

Une fois les DU passées et futures obtenues, la demande totale en eau de chaque bassin versant a pu être estimée selon l'équation (2.6).

$$DT_{\text{Bassin versant}} = DU_{\text{Bassin versant}} \times \text{Entité unitaire}_{\text{Bassin versant}} \quad (2.6)$$

Avec $DT_{\text{Bassin versant}}$ la demande totale en eau pour les surfaces irriguées ou la population de chaque bassin versant.

Enfin, la part des ressources en eau non-conventionnelles exploitées à l'échelle de chaque bassin versant a été soustraite afin d'obtenir les prélèvements en eau de chaque bassin pour chacun des secteurs considérés (Eq. 2.7).

$$\text{Prélèvements en eau}_{\text{Bassin versant}} = DT_{\text{Bassin versant}} - \text{RENC}_{\text{Bassin versant}} \quad (2.7)$$

3.3.2 Données utilisées

Sur la période rétrospective, (i) les prélèvements en eau, (ii) les volumes de ressources en eau non-conventionnelles et (iii) les surfaces et cultures irriguées ont été extraites respectivement des bases de données Aquastat (FAO, 2010), FAOstat (2010), et MIRCA 2000 (Portman *et al.*, 2010). Les données démographiques à l'échelle des pays et des bassins versants sont issues du dernier recensement respectif à chaque pays entre 2001 et 2009. Pour l'horizon 2050, les tendances évolutives des surfaces irriguées et les objectifs d'efficacité ont été extraits des rapports nationaux. Les forçages climatiques en entrée du modèle CROPWAT sont les mêmes que ceux du modèle hydrologique, soit les données du CRU TS 3.0 pour la période de référence et les données des scénarios climatiques de chaque GCM pour la période future. Enfin, afin de rester cohérent avec les hypothèses du SRES A2 exploité pour les scénarios climatiques, les projections démographiques du scénario A2 publié par les Nations Unis (UNPD, 2001) ont été utilisées.

3.4 Evaluation du stress hydrique en Méditerranée

Une fois les deux variables clés estimées, c'est-à-dire la disponibilité des ressources en eau et les prélèvements en eau de chacun des secteurs considérés, l'indice d'exploitation des ressources en eau renouvelables (*Water Stress Index* : WSI), défini dans la SMDD pour suivre les impacts des changements globaux sur les ressources en eau, a été calculé. Celui-ci correspond au rapport des prélèvements en eau sur la disponibilité des ressources en eau (Shiklomanov, 1991 ; Eq. 2.8).

$$WSI = \frac{\sum \text{Water Withdrawals}}{\text{Water Availability}} \quad (2.8)$$

Si WSI > 80 %, le site étudié connaît une situation de stress hydrique sévère (pénurie d'eau) ;
 Si 40 % < WSI < 80 %, le site étudié connaît une situation de stress hydrique important ;
 Si 20 % < WSI < 40 %, le site étudié connaît une situation de stress hydrique modéré ;
 Si 10 % < WSI < 20 %, le site étudié connaît une situation de stress hydrique faible ;
 Si WSI < 10 %, le site étudié ne connaît pas de stress hydrique (situation de confort).

Cet indice exprime l'intensité des pressions anthropiques sur la ressource en eau disponible : plus l'indice est élevé, plus les pressions sont importantes. Il permet d'indiquer l'écart entre les ressources en eau disponibles et la demande en eau et ainsi, la marge de manœuvre des gestionnaires.

Cet indice a été calculé sur l'ensemble du bassin méditerranéen, d'une part, sur une période rétrospective (1971–1990 pour le climat avec des prélèvements estimés sur la période 2001–2009) pour évaluer l'état actuel du stress hydrique ; et sur une période prospective pour évaluer les tendances évolutives possibles de ce dernier à l'horizon 2050, selon différentes contraintes. Ainsi, à l'horizon 2050, l'indice a été calculé :

- (i) en conditions climatiques futures (scénarios climatiques) sans considérer d'évolution dans les prélèvements en eau ;
- (ii) en considérant une évolution des prélèvements, sans et avec amélioration de l'efficacité d'utilisation de l'eau, sous contraintes du climat actuel (période de référence 1971–1990) ;
- (iii) en considérant une évolution des prélèvements en eau, sans et avec amélioration d'efficacité d'utilisation de l'eau, en conditions climatiques futures.

4. RESULTATS

4.1 Evaluation de la ressource en eau

4.1.1 Fiabilité du modèle hydrologique

Théoriquement, le modèle hydrologique WBM ne requiert aucun calage puisque les valeurs de ses trois paramètres sont prédéterminées par une carte bioclimatique. En l'exploitant, Yates (1997) a montré que le modèle arrivait à simuler correctement les écoulements sous contraintes climatiques, particulièrement en Europe et en Afrique. La qualité des simulations avec le modèle a néanmoins été estimée en fonction de la capacité à reproduire les volumes écoulés sur dix grands bassins versants méditerranéens. Celle-ci a également été vérifiée à l'issue de la procédure automatique d'optimisation des paramètres (Tableau 2.6).

Tableau 2.6 – Erreur entre les volumes écoulés observés et simulés pour chaque bassin versant testé, selon les paramètres initiaux et modifiés.

Bassin versant	Superficie (km ²)	Période considérée	VE _w (%) (paramètres par défaut)	VE _w (%) (paramètres modifiés)
Jucar	16 600	1971–1987	54,2	-29,2
Ebre	85 000	1971–1990	39,5	28,6
Rhône	93 800	1971–1990	5,2	4,9
Po	72 900	1971–1990	11,4	10,9
Tibre	17 500	1971–1979	-52,1	-43,4
Gediz	11 900	1976–1986	15,7	9,2
Buyuk Menderes	26 700	1975–1983	-54,9	-14,8
Ceyhan	24 800	1971–1986	-66,2	-63,7
Tafna	9 100	1976–1990	-14,4	29,4
Moulouya	24 300	1971–1990	-58,0	-0,1

En conservant les valeurs des paramètres par défaut (Tableau 2.1), le modèle WBM sous-estime les écoulements moyens annuels de 12 % en moyenne sur les bassins méditerranéens testés (Tableau 2.6). Pour la plupart des bassins, les écoulements interannuels simulés présentent une erreur de volume absolue de plus de 50 % par rapport aux écoulements observés. Par exemple, les volumes écoulés du Jucar sont surestimés de 54,2 % tandis que ceux du Tibre, du Buyuk Menderes, du Ceyhan et de la Moulouya sont sous-estimés de 52,2 à 66,2 %. Seul le Rhône présente une erreur de volume acceptable de 5,2 %.

En utilisant un jeu unique de trois paramètres calés sur l'ensemble des bassins testés (Tableau 2.3), la simulation des volumes écoulés est améliorée. Les écoulements interannuels sont toujours sous-estimés sur l'ensemble du bassin méditerranéen mais seulement de 6,8 % en moyenne. Pour les bassins aux volumes écoulés initialement mal reproduits, l'erreur de volume est améliorée de 20 à 60 points (Tableau 2.6). Les erreurs de volume pour ces bassins sont désormais comprises entre -43,4 et -0,1 %. De plus, quatre bassins ont dorénavant une erreur de volume acceptable (-0,1 à 10,9 %) : le Rhône, le Po, le Gediz et la Moulouya. Seuls les écoulements du Ceyhan en Turquie sont toujours mal reproduits avec une sous-estimation des volumes écoulés de -63,7 %, malgré une légère amélioration de 2,5 points.

La modification des paramètres du modèle permet ainsi d'améliorer les simulations des volumes écoulés pour les 10 bassins versants considérés. En adoptant ce nouveau jeu de paramètre commun à l'ensemble du bassin méditerranéen, les notions de variabilité spatiale et de réalité physique suggérées par les paramètres distribués sont abandonnées. Déterminer de nouvelles zones bioclimatiques adaptées au contexte méditerranéen ou considérer d'autres bassins versants sur chacune des rives permettrait de configurer des jeux de paramètres adaptés aux différentes conditions climatiques du bassin méditerranéen (e.g. tempéré, semi-aride, aride). Ce type de procédure permettrait très certainement d'améliorer la simulation des ressources en eau avec le modèle hydrologique WBM mais nécessiterait un grand nombre de données de bonne qualité et

constituerait une étude à part entière. Le nouveau jeu de paramètres obtenu à partir des 10 bassins versants méditerranéens testés a donc été retenu et appliqué à l'ensemble des groupes de bassin de la zone d'étude.

Enfin, les mêmes biais dans la simulation des volumes écoulés sur la période rétrospective sont supposés être reproduits sur la période prospective. Ceci renvoie donc à une analyse en relatif de l'évolution des ressources en eau et du stress hydrique (évolution éventuelle d'une classe de stress à une autre) entre la période de référence et l'horizon 2050.

4.1.2 Tendances climatiques d'après les GCMs sélectionnés

L'ensemble des GCMs retenus dans cette étude s'accordent quant aux variations climatiques projetées à l'horizon 2050 (2041–2060).

D'après les 4 GCMs, la température moyenne annuelle devrait augmenter de 1,5 à 2,5°C (Fig. 2.12).

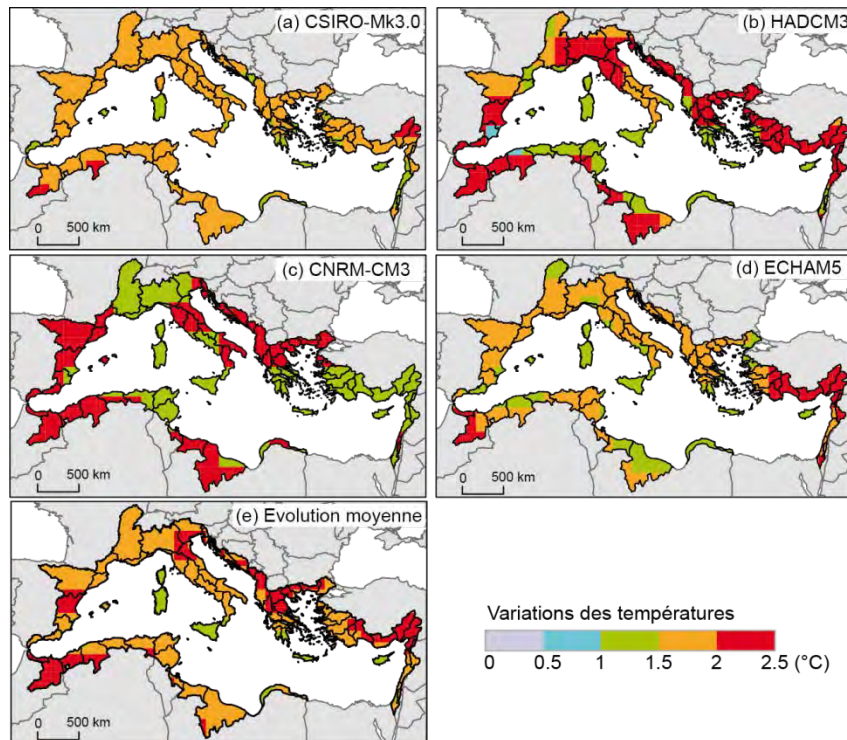


Figure 2.12 – Evolution moyenne des températures pour le bassin méditerranéen à l'horizon 2050, en comparaison à la période de référence 1971–1990 ; projections fondées sur (a) le modèle CSIRO-MK3.0, (b) le modèle HadCM3, (c) le modèle CNRM-CM3I, (d) le modèle ECHAM5 et (e) la moyenne des 4 GCMs.

Les taux de variation des précipitations à moyen terme pour chaque GCM retenu sont présentés en figure 2.10. Tous les GCMs s'accordent sur une diminution des précipitations en Méditerranée de 5–20 % sur la période 2041–2060 en comparaison à la période 1971–1990 (Fig. 2.13). Les plus importantes variations sont simulées dans le Sud de l'Espagne, au Maroc, en Algérie et au Proche-Orient, où une diminution de 20–40 % est projetée. Seule une augmentation des précipitations est projetée en Libye (40–60 %), à l'exception du modèle HadCM3 qui projette une diminution de 5–20 % (Fig. 2.13b). Ces divergences de taux de variation en Libye ont peu d'importance car, appliqués aux faibles précipitations sur la période de référence, elles conduisent toutes à un faible volume d'eau précipité dans le futur. Des tendances contrastées sont seulement observées pour la Turquie de l'Ouest. Les modèles CSIRO-Mk3.0 et CNRM-CM3 projettent une légère augmentation des précipitations (5–20 %; Figs. 2.13a&b) tandis que les modèles HadCM3 et ECHAM5 projettent une légère diminution (5–20 %; Figs. 2.13c&d). Ceci revient à considérer un maintien des volumes précipités observés sur la période de référence. Enfin, le modèle CSIRO-Mk3.0

est le plus optimiste, en projetant un maintien des précipitations en Espagne, en Italie et dans la région des Balkans (Fig 2.13a).

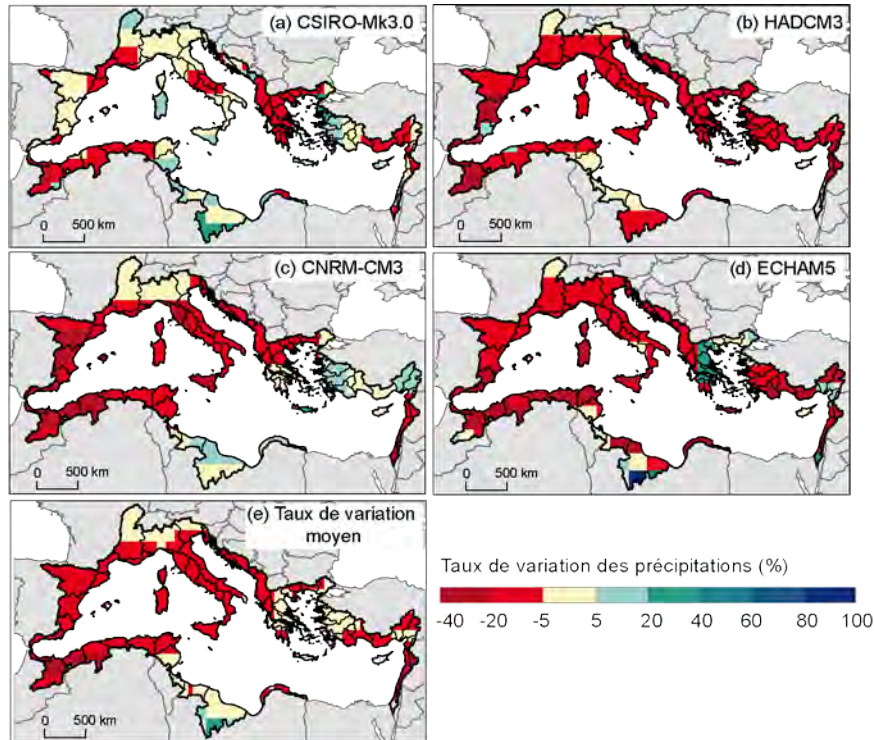


Figure 2.13 – Taux moyens de variation des précipitations pour le bassin méditerranéen à l’horizon 2050, en comparaison à la période de référence 1971–1990 ; projections fondées sur (a) le modèle CSIRO-MK3.0, (b) le modèle HadCM3, (c) le modèle CNRM-CM3I, (d) le modèle ECHAM5 et (e) la moyenne des 4 GCMs (Milano *et al.*, 2012b).

La variabilité des projections des GCMs décrit une gamme des possibles quant aux évolutions du climat. Dans l’absolu, il conviendrait de présenter les résultats de chacune des simulations afin d’évaluer les incertitudes liées aux projections climatiques. Néanmoins, les scénarios climatiques générés à partir des quatre modèles sélectionnés simulent des taux de variation et des tendances évolutives très similaires sur l’ensemble du bassin méditerranéen. Dès lors, le stress hydrique a été évalué selon les tendances climatiques projetées par chaque scénario mais dans un souci de synthèse et de clarté, nous avons jugé cohérent de ne présenter qu’un taux de variation moyen des changements climatiques (Figs. 2.12e & 2.13e) et une évolution moyenne des ressources en eau, des prélèvements en eau agricoles et du stress hydrique à moyen terme dans les sections suivantes.

4.2 Vulnérabilité des ressources en eau en Méditerranée à moyen terme

4.2.1 Evolution des ressources en eau

Les ressources en eau du bassin méditerranéen sont actuellement inégalement distribuées, et particulièrement limitées sur la rive Sud (Fig. 2.14a). L’augmentation prévue des températures, et donc de l’ETP, associée à une diminution des précipitations, devrait entraîner une nette diminution des ressources en eau.

A l’horizon 2050 et selon le SRES A2, une diminution significative des ressources en eau (25–50 %) sur le bassin méditerranéen est projetée (Fig. 2.14b). Les ressources en eau devraient diminuer en moyenne de 35 % sur la rive Nord, comme illustrés par l’Ebre et le Tibre (Fig. 2.14c). Néanmoins, cette diminution ne devrait atteindre en moyenne que 15 % pour les bassins méditerranéens en France, en Italie du Nord et dans la région des Balkans grâce au maintien des conditions climatiques dans les régions montagneuses au Nord de ces bassins (cas du Rhône et du Po par exemple, Fig.

2.14c). En Turquie, la disponibilité des ressources en eau devrait diminuer de 40 % comme on peut le voir au niveau des bassins du Buyuk-Menderes, du Gediz et du Ceyhan en Figure 2.14c. Les bassins méditerranéens du Maroc, d'Algérie, du Proche-Orient et du Sud de l'Espagne devraient être les régions les plus marquées par les changements hydrologiques. La diminution des précipitations, combinée à l'augmentation de l'ETP, devrait être responsable d'une diminution de plus de moitié des ressources en eau (Fig. 2.14b), comme illustrés par le Jucar, la Moulouya et la Tafna (Fig. 2.14c). Seules la Libye et la Tunisie du Sud devraient connaître une augmentation de 10 % des ressources en eau, ce qui maintiendrait toutefois les volumes écoulés à leur niveau actuel, soit entre 0 et 15 mm/an (Figs. 2.14a & b).

Les changements climatiques devraient donc avoir un impact significatif sur la disponibilité des ressources en eau d'ici à l'horizon 2050, en particulier dans les bassins arides à semi-arides. Parallèlement, ces régions devraient être les plus sujettes à une forte croissance des pressions anthropiques.

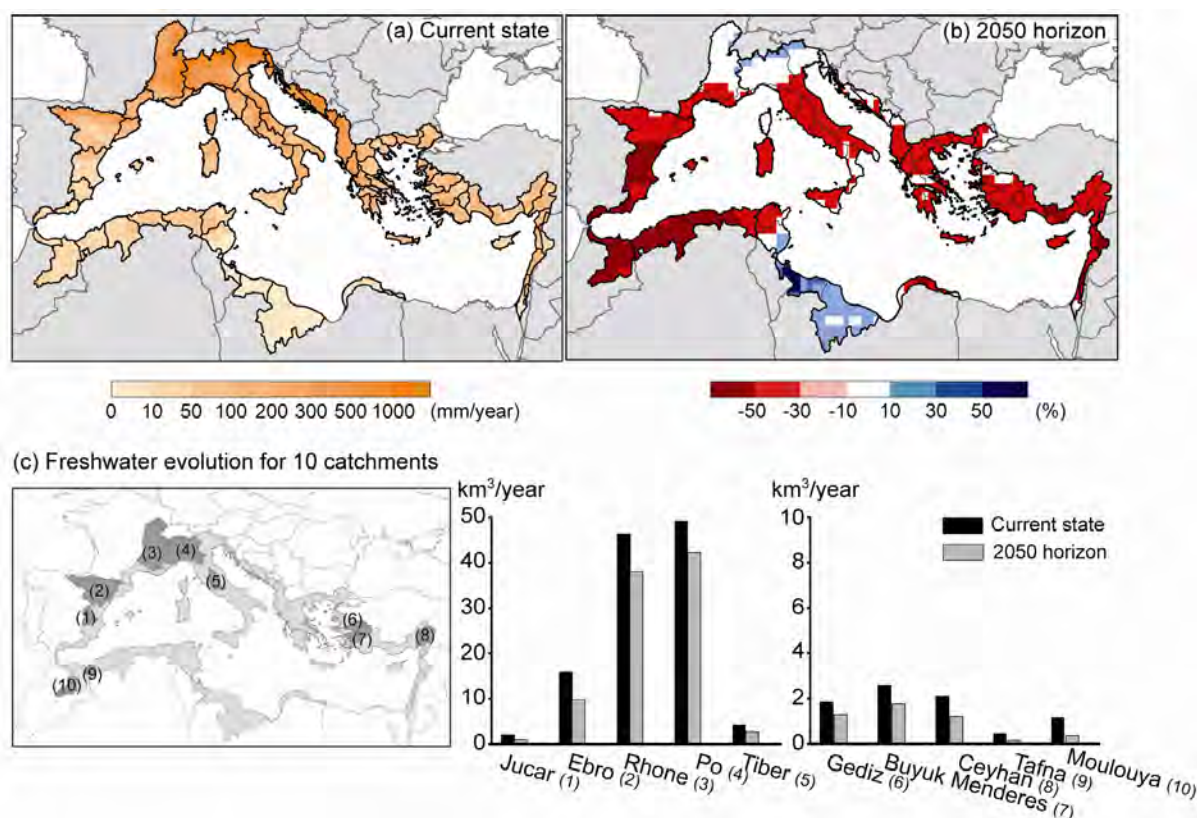


Figure 2.14 – Evolution des ressources en eau du bassin méditerranéen : (a) disponibilité des ressources en eau moyenne annuelle sur la période de référence ; (b) taux de variation des ressources en eau à l'horizon 2050 ; (c) évolution de la disponibilité des ressources en eau sur dix bassins versants méditerranéens (Milano *et al.*, 2012b).

4.2.2 Evolution des prélèvements en eau

Les prélèvements en eau dépendent de nombreux facteurs sociaux et économiques. Dans cette étude, les impacts (i) du changement climatique sur les besoins agricoles en eau, (ii) de l'expansion des surfaces irriguées et (iii) de la croissance démographique sur les prélèvements sont analysés. Dans un premier temps, l'ensemble de ces pressions est étudié selon un scénario tendanciel des prélèvements qui considère un maintien de l'efficacité actuelle des réseaux de distribution et des parcelles agricoles, puis, dans un second temps, selon un scénario alternatif au travers duquel une amélioration de l'efficacité d'utilisation de l'eau est considérée.

D'après les rapports nationaux, les surfaces irriguées devraient peu évoluer en Espagne et en Slovénie. Elles devraient même diminuer en France (4 %), en Italie (18 %) et à Malte (27 %). Dans le reste du bassin méditerranéen, on peut s'attendre à une augmentation significative de ces surfaces pour répondre aux besoins alimentaires croissants d'une population en augmentation (Fig. 2.15a). Les expansions les plus importantes devraient être observées dans les Balkans, en Algérie, en Libye, en Israël et au Liban, où il est projeté que les surfaces irriguées doublent de superficie (Fig. 2.15a). La population, quant à elle, devrait se maintenir ou diminuer dans les bassins de la rive Nord, augmenter de 85–90% sur les bassins méditerranéens en Turquie et au Liban, et au moins doubler sur la rive Sud et les bassins du Sud-Est de la Méditerranée (Fig. 2.15b). Ces tendances devraient inévitablement modifier les volumes d'eau prélevés.

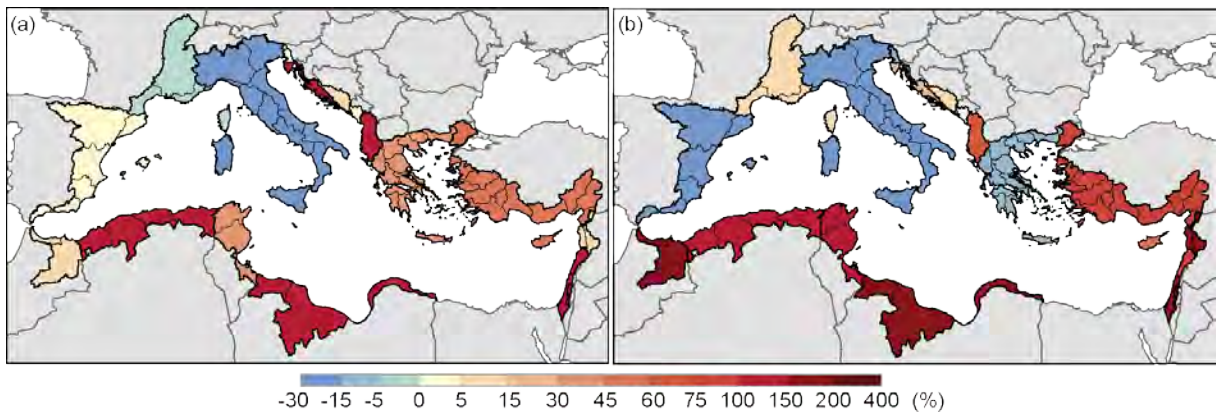


Figure 2.15 – Facteurs d'évolution des prélèvements en eau par bassin en Méditerranée : taux de variation (a) des surfaces irriguées et (b) de la population entre la période de référence et l'horizon 2050 (Milano *et al.*, 2012a).

Selon le **scénario tendanciel**, les prélèvements totaux en eau (c.-à-d. combinant prélèvements agricoles et domestiques) devraient augmenter sur l'ensemble du bassin méditerranéen, à l'exception des bassins du Sud de l'Italie où les prélèvements devraient rester proches de ceux observés sur la période de référence (Fig. 2.16a).

Pour les bassins de la rive Nord, cette hausse peut être attribuée à une augmentation des prélèvements agricoles (Fig. 2.16b), suite à des conditions climatiques plus chaudes et plus sèches (augmentation des besoins en eau des cultures pour leur croissance) et à une importante expansion des surfaces irriguées en Grèce (42 %) et dans les Balkans (100 % ; Fig. 2.15a).

Sur les rives Sud et Est, les prélèvements totaux devraient doubler voire tripler (Fig. 2.16a). L'expansion des surfaces irriguées, combinée à des conditions climatiques plus arides, devrait en particulier provoquer une augmentation de 150 % des prélèvements agricoles en eau en Algérie, Libye, Israël et Liban, de 80 % dans les autres bassins du Maghreb et de la Turquie, et de 20–25% dans les bassins du Proche-Orient (Fig. 2.16b). A cela, s'ajoutent des prélèvements en eau domestique qui devraient tripler sur la rive Sud et augmenter d'un facteur 2,5 sur la rive Est (Fig. 2.16c). Les plus fortes augmentations sont projetées pour les Territoires Palestiniens et pour la Tunisie, tandis que la plus faible augmentation devrait être observée en Algérie (Fig. 2.16c). Cette différence peut s'expliquer par l'absence de ressources en eau non-conventionnelles dans l'évaluation des prélèvements en eau. En effet, pour satisfaire les besoins en eau des populations, l'Algérie projette de produire 0,915 km³/an d'eau dessalée (Messaoud, 2006) tandis que la Tunisie devrait en produire 0,051 km³/an, essentiellement pour les complexes touristiques du Sud de la Tunisie (Boyé, 2008).

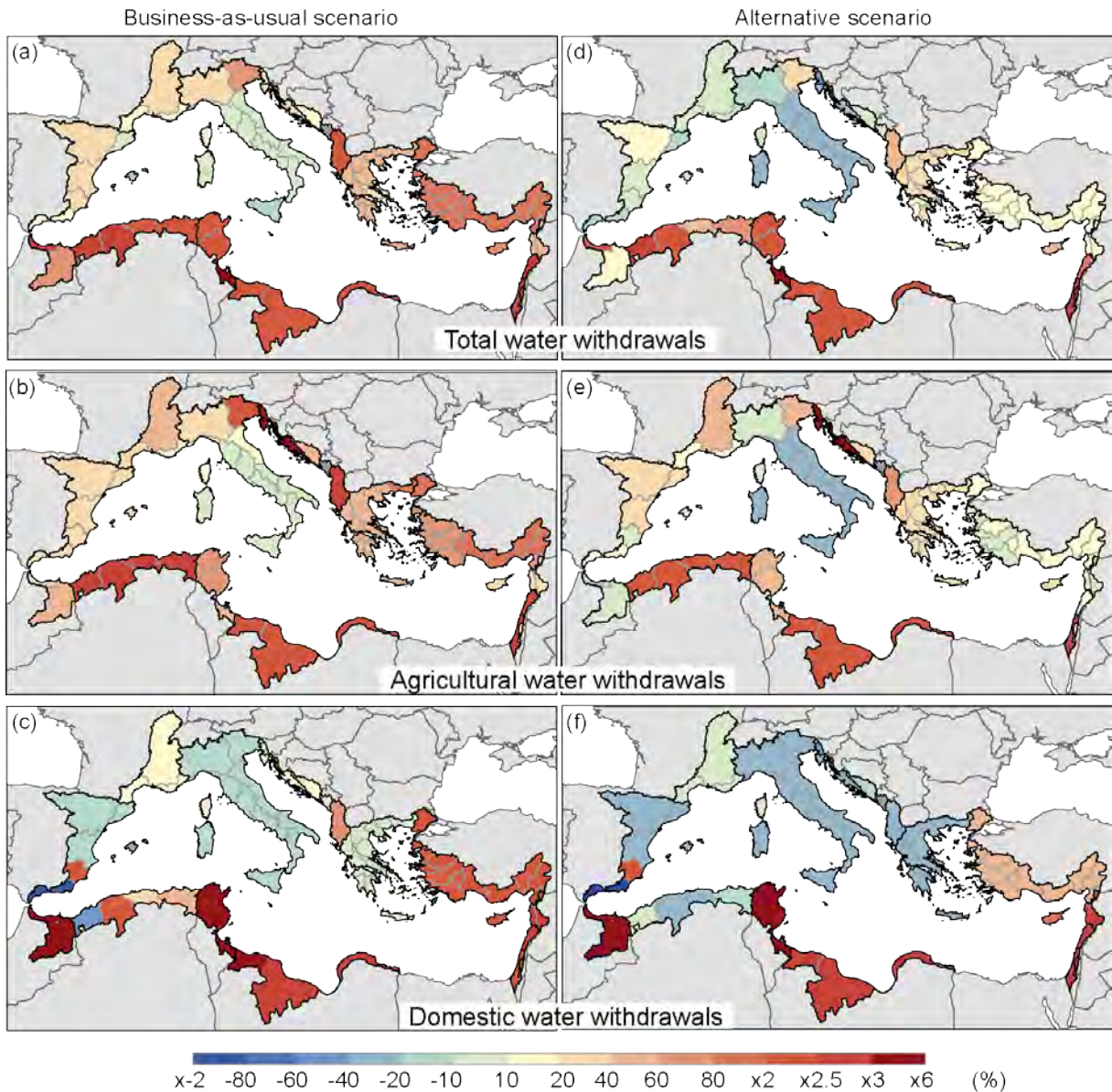


Figure 2.16 – Evolution des prélèvements en eau entre les années 2000 et l'horizon 2050, selon un scénario tendanciel et un scénario alternatif sous contraintes de changements climatiques (Milano *et al.*, 2012b).

Les gains d'efficience d'utilisation de l'eau envisagés dans le **scénario alternatif** grâce aux rapports nationaux, permettraient de maintenir en moyenne les prélèvements en eau à peu près à leur niveau actuel sur l'ensemble du bassin méditerranéen (Fig. 2.16d).

Sur la rive Nord, les prélèvements en eau totaux devraient augmenter seulement en Grèce (20–40 %) et sur le bassin versant de l'Ebre en Espagne (10–20 %) ; Fig. 2.16d) en lien avec une augmentation de 25 % des prélèvements en eau agricoles (Fig. 2.16e). Ailleurs, les prélèvements en eau totaux devraient diminuer de 10 à 40 % par rapport aux volumes prélevés sur la période de référence, soit 10 à 30 points de moins que selon le scénario tendanciel (Fig. 2.16d).

Ces tendances peuvent s'expliquer par une diminution des prélèvements en eau domestique (20–40 % ; Fig. 2.16f) liée à des installations d'accès à l'eau déjà adéquates (peu de pertes) et une projection de la stabilisation de la population sur la rive Nord à moyen terme (Fig. 2.15b). Malgré les efforts consentis en termes d'efficience, les prélèvements en eau agricole augmenteraient néanmoins de 20–40 % (contre 30–60 % selon le scénario tendanciel), voire même doubleraient dans les Balkans (Fig. 2.16e).

Pour la plupart des bassins versants du Maghreb et du Proche-Orient, l'augmentation des prélèvements totaux en eau pourrait être moins prononcée qu'avec le scénario tendanciel (Figs. 2.16a & d), bien qu'ils ne soient pas loin de tout de même doubler du fait de l'expansion des surfaces irriguées et de la forte croissance démographique.

Enfin, les prélèvements en eau totaux pourraient être maintenus en Turquie, en Syrie et sur le bassin versant de la Moulouya au Maroc grâce à d'importantes améliorations de l'efficience (Tableau 2.5).

4.2.3 Evolution du stress hydrique

Le bassin méditerranéen est **actuellement** en situation de stress hydrique important (Fig. 2.17a). Les régions les plus vulnérables concernent le Sud de l'Espagne, la Tunisie, la Libye et le Sud-Est de la Méditerranée (Syrie, Liban, Israël et Territoires Palestiniens). Ces régions se caractérisent en effet par des demandes en eau élevées et des ressources en eau disponibles faibles. Ces régions font ainsi régulièrement appel aux ressources en eau non-conventionnelles et souterraines fossiles pour compléter les apports des écoulements de surface. Les bassins du Nord de l'Italie, de l'Ouest de la Grèce et l'Ebre en Espagne sont en situation de stress hydrique modéré tandis que les bassins méditerranéens en France et dans la région des Balkans sont en situation de confort (Fig. 2.17a). Cependant, comme mentionné précédemment, les prélèvements en eau industriels n'ont pas été pris en compte dans cette analyse. Or, en Espagne, en France et en Italie, ces prélèvements représentent 4 à 14 km³/an. Les pressions anthropiques sur les ressources en eau dans ces bassins sont alors sans doute plus importantes que souligné ici. L'effet combiné des tendances évolutives de la disponibilité des ressources en eau et des prélèvements en eau présentées précédemment amène à penser que la situation du stress hydrique en Méditerranée devrait se détériorer à moyen terme, en particulier sur les rives Sud et Est.

Si seuls les **impacts du changement climatique sur les ressources en eau** sont considérés, c'est-à-dire **sans prendre en compte aucunes évolutions en termes de surfaces irriguées, de population et d'efficience** (Fig. 2.17b), la diminution des ressources en eau sur la rive Nord provoquerait une détérioration du stress hydrique de modéré à sévère, voire même engendrerait une situation de pénurie dans les bassins du Sud de l'Italie (Fig. 2.17b). Seuls les bassins méditerranéens en France et des Balkans seraient maintenus dans une situation de confort. Sur l'ensemble des bassins versants des rives Sud et Est de la méditerranée, une situation de pénurie devrait apparaître (Fig. 2.17b).

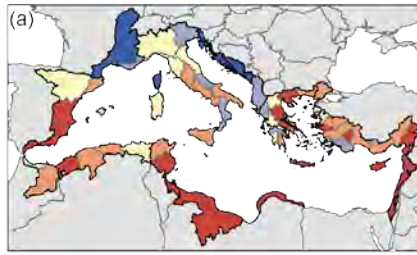
Si seules l'**expansion des surfaces irriguées et la croissance démographique** sont prises en compte sans considérer **aucun changement climatique** par rapport à la situation de référence (Fig. 2.17c), le stress hydrique devrait se détériorer sur l'ensemble du bassin méditerranéen, à l'exception des bassins en France, dans les Balkans et dans le Sud de l'Italie, où la situation devrait rester inchangée. Les bassins actuellement en situation de stress modéré sur la rive Nord pourraient ainsi subir un stress sévère tandis que l'ensemble des autres bassins versants devrait connaître une situation de pénurie (Fig. 2.17c). L'**amélioration des efficacités** des réseaux de distribution et des parcelles agricoles, à travers l'introduction d'un scénario alternatif, conduirait à maintenir la situation de stress observée sur la période de référence sur la rive Nord, sauf en Italie et en Grèce (Fig. 2.17d). Pour l'Italie, la diminution des prélèvements totaux en eau de 30 à 35 % par rapport aux prélèvements actuels devrait réduire le stress hydrique. Les bassins versants en situation de stress important et modéré évolueraient respectivement vers un stress modéré et faible (Fig. 2.17d). A l'Ouest de la Grèce, la situation devrait se détériorer par rapport à la situation actuelle passant d'une situation de stress hydrique faible à modéré, et de modéré à importante. Concernant les bassins du Sud et de l'Est de la Méditerranée, le stress hydrique devrait sensiblement augmenter, comme dans le cas du scénario tendanciel. Seuls les bassins en Turquie et le bassin de la Moulouya au Maroc pourraient contenir leur niveau de stress actuel grâce aux efforts d'efficience consentis (Fig. 2.17d).

Si l'on considère maintenant l'**impact conjugué des changements climatiques et anthropiques selon un scénario tendanciel**, le stress hydrique devrait indéniablement augmenter en Méditerranée d'ici à l'horizon 2050 (Fig. 2.17e). Une majorité de bassins versants méditerranéens pourraient se situer dans un contexte de stress hydrique élevé, voire de pénurie (Fig. 2.17e). Les situations de pénurie déjà présentes sur certains bassins devraient se poursuivre et d'autres devraient se produire dans les bassins du Maroc, de l'Algérie et de la Turquie. Les bassins actuellement en situation de stress modéré (e.g. en Italie, en Grèce et le bassin de l'Ebre en Espagne) pourraient subir un stress sévère. Les situations actuelles de confort devraient se maintenir seulement dans les bassins méditerranéens en France et des Balkans. Si toutefois, les **objectifs d'efficience** étaient **atteints** (scénario alternatif), certaines situations de pénurie et de stress sévère pourraient être évitées. Comme illustré sur la Figure 2.17f, les bassins actuellement en situation de stress hydrique faible à modéré situés en Albanie et à l'Ouest de la Grèce et de la Turquie, pourraient enregistrer un stress modéré à élevé plutôt qu'une situation de pénurie. L'atteinte des objectifs d'efficience de la SMDD pourrait également conduire à maintenir la situation actuelle de faible stress hydrique en Italie à l'horizon 2050. Néanmoins, avec le scénario alternatif, seuls les bassins en France et des Balkans seraient maintenus dans une situation de confort. En effet, bien que les prélèvements soient réduits en comparaison à un scénario tendanciel du fait de la réduction des pertes dans les réseaux de distribution et de l'amélioration des techniques d'irrigation pour une meilleure consommation de l'eau distribuée, les situations de pénurie d'eau au Sud et à l'Est de la Méditerranée devraient se maintenir et se produire sur les bassins méditerranéens du Maroc et de l'Algérie.

Sur la période de référence, 44 bassins sur 73 sont en situation de pénurie d'eau ou de stress hydrique sévère. En d'autres termes, 65 millions d'habitants subissent une situation de stress hydrique sévère ($60\% < WSI < 80\%$) et 47 millions souffrent de pénurie d'eau ($WSI > 80\%$). A l'horizon 2050, selon le SRES A2 et selon un scénario tendanciel de prélèvements en eau, 32 bassins versants devraient voir leur exposition au stress hydrique augmenter. 34 millions d'individus devraient alors subir un stress hydrique sévère et 202 millions devraient souffrir de pénurie d'eau. Si les objectifs d'amélioration de l'efficience des réseaux de distribution (réduction des pertes) et de l'efficience agricole (progrès des techniques d'irrigation) suggérés par la SMDD sont atteints, le nombre de bassins au stress hydrique amplifié devrait être réduit à 18. 34 millions d'individus subiraient toujours un stress hydrique mais le nombre d'individus souffrant de pénurie d'eau devrait être réduit à 194 millions.

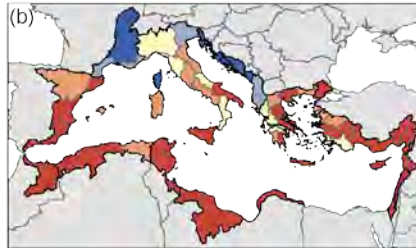
Ces résultats soulignent le degré d'importance des améliorations de l'efficience sur la mitigation du stress hydrique. Ces améliorations pourraient conduire à réduire le nombre de bassins au stress hydrique amplifié, et l'état actuel de stress pourrait être maintenu pour la majorité des bassins Nord-méditerranéens. Ces résultats permettent également de souligner que, dans les bassins du Maghreb et du Proche-Orient, dans lesquels la plus forte croissance démographique est projetée (1,8 % et 1,6 % respectivement), les améliorations en termes d'efficience ne suffiront pas à elles seules à réduire les tensions.

Situation actuelle du stress hydrique sur le bassin méditerranéen

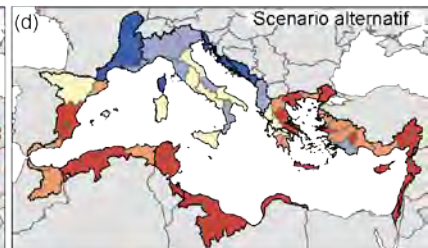
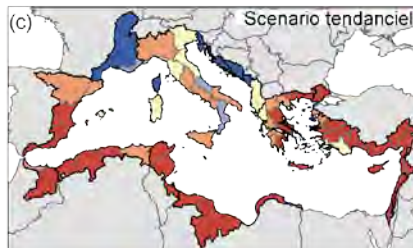


Evolution possible du stress hydrique sur le bassin méditerranéen à l'horizon 2050

Etat du stress hydrique sous contrainte climatique



Etat du stress hydrique sous contraintes anthropiques



Etat du stress hydrique sous contraintes climatiques et anthropiques

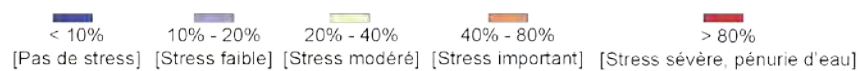
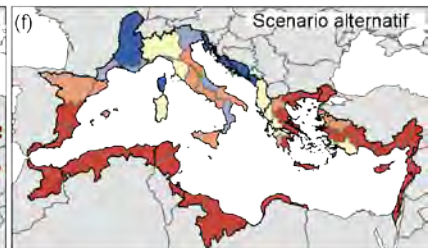
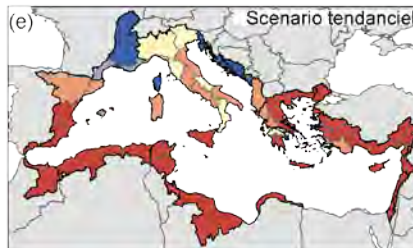


Figure 2.17 – Evolution du stress hydrique sur le bassin méditerranéen.

(a) Etat de référence du stress hydrique (moyenne sur la période 1971–1990). Evolution à l'horizon 2050 (b) sous contraintes climatiques ; sous contraintes anthropiques selon (c) un scénario tendanciel et (d) un scénario alternatif ; et sous l'effet conjugué des changements climatiques et anthropiques selon (e) un scénario tendanciel et (f) un scénario alternatif.

5. SUIVI DU STRESS HYDRIQUE EN MEDITERRANEE : INCERTITUDES ET DEFIS METHODOLOGIQUES

5.1 Synthèse

Dans ce chapitre, les impacts respectifs et conjugués des changements climatiques et anthropiques ont été analysés en considérant plusieurs scénarios climatiques en association avec un scénario d'usages de l'eau tendanciel et un scénario alternatif basé sur une stratégie pour le développement durable adoptée par les 21 pays méditerranéens.

A l'horizon 2050, les changements climatiques projetés pourraient conduire à une réduction significative des ressources eau du bassin méditerranéen, en particulier dans les régions arides à semi-arides. De plus, les prélèvements en eau pourraient au moins doubler dans les bassins du Maghreb et du Proche-Orient liés à la forte croissance démographique, à l'expansion des surfaces irriguées, telle qu'envisagée dans les rapports nationaux, à la hausse des besoins en eau des cultures, suite à des conditions climatiques plus chaudes et plus sèches, et à l'absence de progrès en termes d'efficacités des réseaux de distribution et à la parcelle agricole. Sur les bassins de la rive Nord, la hausse des prélèvements serait essentiellement liée à une augmentation des prélèvements en eau agricole à cause des variations climatiques projetées. Dans un tel contexte, 80 % des bassins versants méditerranéens devraient faire face à une situation de stress hydrique sévère ou à des pénuries d'eau. Les 20 % restants, localisés sur la rive Nord, connaîtraient un stress hydrique faible à modéré. L'amélioration de l'efficacité des réseaux d'approvisionnement en eau et des parcelles agricoles pourraient permettre de réduire de manière significative les prélèvements en eau par rapport à un scénario tendanciel en Italie, en Turquie et au Maroc, et de les réguler partiellement sur la rive Sud. Cependant, cette amélioration ne permettrait pas de réduire l'état actuel du stress hydrique, à l'exception de l'Italie dans une situation de climat constant. Ainsi, dans un contexte de changements climatiques et anthropiques, les conditions actuelles de stress hydrique devraient se maintenir sur le Nord de la Méditerranée à l'horizon 2050 et se dégrader sur les rives Sud et Est. Sur ces dernières, en comparaison avec le scénario tendanciel, le stress hydrique ne pourrait être réduit que pour 8 millions d'individus par une réduction des pertes dans les réseaux et par des progrès des techniques d'irrigation. Seuls, ces efforts ne devraient pas permettre de réduire de manière significative les tensions liées aux usages de l'eau. Ainsi, les situations de pénurie d'eau en Méditerranée devraient s'accroître et les disparités entre les trois rives s'exacerber.

L'ensemble des scénarios présentés proposent des tendances évolutives possibles du stress hydrique en Méditerranée à moyen terme et fournit aux décideurs un champ d'action plus précis que les études globales. Les scénarios exploités reposent certes sur les mêmes hypothèses que les études globales au regard des scénarios climatiques mais s'appuient sur des scénarios d'usages de l'eau développés à l'échelle régionale, puisque fondés sur la SMDD et les rapports nationaux réalisés pour le Centre d'Activités Régionales Plan Bleu. D'autres études portant sur l'évaluation du stress hydrique selon un scénario tendanciel ont été menées à l'échelle globale (e.g. Arnell, 1999a ; Vörösmarty *et al.*, 2000). Ces études donnent un aperçu général du niveau d'exploitation des ressources en eau dans le monde et identifient les régions les plus vulnérables au stress hydrique. Elles n'intègrent néanmoins pas les spécificités et enjeux locaux. Les résultats de telles études ont tendance à converger puisqu'elles reposent sur des hypothèses globales similaires en termes de projections climatiques et anthropiques. Pour compléter ces études, d'autres auteurs ont proposé des scénarios alternatifs (e.g. Alcamo *et al.*, 2007; Menzel & Matovelle, 2010; Shen *et al.*, 2008). Ces études s'accordent sur les causes majeures de l'occurrence du stress hydrique mais divergent sur ses valeurs à cause des différentes hypothèses faites concernant les prélèvements. Ces dernières sont fondées sur des hypothèses à l'échelle globale. Ceci engendre alors une sur- ou sous- estimation des prélèvements. Par exemple, Shen *et al.* (2008) ont supposé une expansion des surfaces irriguées proportionnelle à la croissance démographique, entraînant alors une hausse des prélèvements de 1 à 10 km³/an en Méditerranée. Or, en considérant les projections des surfaces irriguées des rapports nationaux utilisées dans cette thèse, les prélèvements devraient augmenter de 0,4 km³/an sur la rive Nord, de 0,6 km³/an sur la rive Est et de 1 km³/an sur la rive Sud. Autre exemple, Alcamo *et al.* (2007)

ont pris en compte les politiques d'améliorations de l'efficience telles que suggérées par la *World Water Commission* et ont supposé une diminution constante des surfaces irriguées. En ce sens, les prélèvements en eau totaux devraient diminuer de 5–25 % dans le Sud de l'Espagne, en Italie et en Grèce, et augmenter de plus de 25 % en Turquie. Si, au contraire, les objectifs de la SMDD et des rapports nationaux sont pris en compte, les surfaces irriguées ne devraient diminuer qu'en France, en Italie et à Malte et les prélèvements en eau totaux devraient être maintenus dans le Sud de l'Espagne, diminuer de 30 % en Italie et augmenter respectivement de 10–20 % et 20–40 % en Grèce et en Turquie. Ces divergences de projections soulignent ainsi l'importance de créer des scénarios d'usages de l'eau d'après des études d'experts nationaux ou locaux, et d'intégrer des stratégies d'adaptation ou de développement durable construites sur des réflexions menées à des échelles régionales ou locales.

5.2 Limites et recommandations

Cependant, les résultats présentés dans ce chapitre doivent être pris avec précaution. Du fait de la non stationnarité des conditions climatiques et anthropiques du bassin méditerranéen, les estimations du stress hydrique, sur la période de référence et à l'horizon 2050, sont soumises à un certains nombres de limites et incertitudes. Celles-ci concernent chaque étape de la méthode (scénarios climatiques, modélisation hydrologique et évaluation des prélèvements en eau), et, par conséquent, influencent l'évaluation du stress hydrique. Afin de maîtriser les différentes sources d'incertitudes et leur degré d'importance, une analyse de sensibilité à chaque stade serait nécessaire. Ceci est d'autant plus complexe que l'ordre d'importance des incertitudes peut varier localement. Une telle analyse dépasse le cadre strict de l'étude. Néanmoins, il nous paraît indispensable de mentionner au moins les différentes limites et incertitudes affectant les résultats de l'étude.

Concernant les changements climatiques, trois sources d'incertitudes peuvent être classiquement discutées.

- La première se rapporte à la modélisation climatique. Selon le même SRES, des évolutions climatiques sensiblement différentes peuvent être projetées du fait de la différence de représentation des processus physiques, atmosphériques et océaniques par les divers GCMs (Rummukainen, 2010). Il est alors recommandé d'exploiter plusieurs GCMs afin de représenter un champ des possibles et de fournir un champ d'action supplémentaire aux gestionnaires (Le Treut *et al.*, 2008 ; Menzel & Matovelle, 2010). Cette procédure a ici été appliquée. Il a été montré que les 4 GCMs sélectionnés simulaient des tendances climatiques et des taux de variation similaires sur le bassin méditerranéen. Les incertitudes liées au choix du GCM peuvent donc apparaître limitées ici.

- Une autre source d'incertitudes concerne le choix du SRES qui sert à forcer les GCMs. Pour appréhender l'impact de ce type de forçage sur les projections climatiques, il serait souhaitable d'appliquer d'autres SRES proposés par le GIEC. Cependant, cette étude visait à estimer l'exploitabilité des ressources et à identifier la capacité de l'amélioration de l'efficience des réseaux de distribution et des parcelles agricoles à réduire le stress hydrique. Ainsi, il nous a semblé plus démonstratif d'appréhender les projections climatiques selon le SRES A2, considéré comme le plus pessimiste (augmentation marquée des GES suite à un développement continu des activités humaines et à un manque de stratégies d'adaptation) ou le plus réaliste selon le degré de confiance accordé à l'humanité pour réduire ses émissions.

- La troisième source d'incertitude provient de la technique de désagrégation spatiale des GCMs. Pour la simulation des climats régionaux, on a coutume d'utiliser des techniques de désagrégation spatiale statistiques ou dynamiques (Déqué, 2007 ; Schmidli *et al.*, 2007). Plusieurs projets européens ont développé des modèles climatiques régionaux (RCMs) sur le pourtour méditerranéen et le continent européen (e.g. PRUDENCE, Christensen & Christensen, 2007 ; ENSEMBLE, Goodess *et al.*, 2009). Il pourrait être intéressant d'exploiter les sorties de ces RCMs pour analyser la sensibilité des projections climatiques aux méthodes de désagrégation spatiale. Cependant, il faut noter que les conditions aux limites des RCMs sont contraintes par les GCMs. Les RCMs sont alors tributaires des biais des GCMs (see e.g. Kundzewicz & Stakhiv, 2010 ; Rummukainen, 2010). De plus, de nombreuses études ont montré que les RCMs et les GCMs

simulent la même variabilité spatiale et saisonnière des forçages climatiques (vent, température et précipitations) en région méditerranéenne (Giorgi & Lionello, 2008 ; Elguindi *et al.*, 2010 ; Planton *et al.*, 2012). Par conséquent les RCMs n'ont pas encore montré leur supériorité sur les techniques statistiques de désagrégation spatiale en Méditerranée. La méthode des perturbations exploitée dans cette étude a pour objectif de s'affranchir de la capacité des GCMs à reproduire la variabilité spatiale et interannuelle du climat passé. Par opposition avec cette méthode, la variabilité interannuelle des processus climatiques est héritée des chroniques passées (occurrence, persistance et structure interne des événements météorologiques ; Ruelland *et al.*, 2012), rendant de ce point de vue les projections peu réalistes. En conséquence, cette méthode peut être considérée comme adéquate pour étudier les impacts du climat sur la variabilité saisonnière des ressources en eau et de leurs volumes, mais son exploitation reste encore controversée lorsqu'il s'agit de suivre l'évolution des événements extrêmes, non étudiée ici.

D'autres sources d'incertitudes proviennent de la modélisation hydrologique.

- Comme il a pu être constaté à partir de l'analyse de sensibilité du modèle hydrologique, l'estimation des volumes écoulés a pu être améliorée en modifiant les valeurs des paramètres par défaut. Malgré cette modification des paramètres, la reproduction des volumes écoulés est restée insatisfaisante. Par ailleurs, il a été supposé que le biais observé sur la période de référence était reproduit sur la période future, et alors que l'impact de l'erreur liée à la modélisation des ressources en eau pour le calcul du stress hydrique était le même sur les périodes de référence et future. **Ainsi, c'est l'évolution relative du stress hydrique qui est particulièrement pertinente à retenir.**

- Une des raisons pouvant justifier de la faible représentation des écoulements est la conception du modèle hydrologique WBM. Ce dernier n'est constitué que d'un seul réservoir pour représenter les écoulements rapides et retardés. Tout comme les autres modèles exploités pour évaluer les impacts des changements globaux sur les ressources en eau – e.g. WaterGap (Döll *et al.*, 2003), MacPDM (Arnell, 1999b), WASMOD-M (Widen-Nilsson *et al.*, 2007) – l'influence des ressources en eau souterraine est simulée par le drainage de l'humidité du sol. Par conséquent, le stress hydrique des bassins dont l'approvisionnement en eau est grandement dépendant des ressources en eau souterraines a pu être mal évalué, notamment en Libye et à Malte. Toutefois, en Libye, 80 % de l'approvisionnement en eau provient de ressources en eau fossiles (Margat, 2008). Les ressources en eau de ce pays sont alors bien plus vulnérables que souligné dans cette étude.

- L'influence des barrages-réservoirs n'a également pas été considérée dans le cadre des modélisations hydrologiques proposées dans ce chapitre. Or, ce type d'ouvrages, extrêmement répandus en Méditerranée, perturbe de manière significative les écoulements. Des études ont tenté de développer des algorithmes afin de considérer l'influence des barrages et réservoirs sur les écoulements de surface à l'échelle globale (e.g. Meigh *et al.*, 1999 ; Döll *et al.* 2003). Coe (2000) et Hanasaki *et al.* (2006) ont montré que la méthode la plus robuste consistait à mettre en place des règles de gestion propres à chaque ouvrage. Néanmoins, leurs modèles ont été validés sur des études de cas isolés, avec des chroniques de plusieurs années présentant peu de lacunes, ou à l'échelle globale mais sur des périodes extrêmement courtes (e.g. 2 ans). Par souci de mettre en place une méthodologie commune aux 73 groupes de bassins versants, il nous est apparu impossible de réunir, dans le cadre de cette thèse, de longues chroniques d'exploitation et des informations détaillées sur les 556 barrages principaux recensés par Margat & Treyer (2004) dans le bassin méditerranéen.

Enfin, comme mentionné précédemment et comme dans les autres études régionales et globales, il n'a pas été possible d'analyser la variabilité saisonnière du stress hydrique en Méditerranée à cause du manque d'estimations des prélèvements au pas de temps mensuel pour chacun des bassins. Ainsi, les changements d'apport en eau saisonniers liés à une fonte prématurée des neiges n'ont pas pu être évalués alors que ces changements probables dans la dynamique saisonnière des écoulements auraient d'évidence un impact sur la satisfaction des demandes en eau de bassins caractérisés partiellement par un régime pluvio-nival (e.g. Ebre, Rhône, Po, Moulouya).

Concernant les usages de l'eau, d'autres limites sont à considérer du fait que l'étude se soit focalisée sur les impacts de l'expansion des surfaces irriguées tout en maintenant les proportions des cultures actuelles à l'horizon 2050.

- L'expansion des surfaces irriguées a été envisagée selon les projections émises par les pays dans les rapports, où il n'est pas précisé si cette extension se produira sur de nouvelles terres arables ou sur des terres actuellement cultivées mais non-irriguées. Or, la part de l'agriculture pluviale et irriguée et le type de cultures produites dépendent de la disponibilité des ressources en eau mais aussi d'autres facteurs en dehors du secteur de l'eau, telles que des stratégies de sécurité alimentaire associées à la volatilité des prix agricoles internationaux et des relations géopolitiques avec les pays exportateurs. En effet, l'économie de nombreux pays du Sud et de l'Est de la Méditerranée repose actuellement sur l'import de céréales comme indiqué par les flux d'eau virtuelles (Fernandez, 2008; Fernandez & Thivet, 2008). Néanmoins, cette étude permet d'évaluer si les projections envisagées par les pays sont viables et si les progrès d'efficience peuvent satisfaire les besoins agricoles en eau dans un contexte de changements climatiques et anthropiques. D'autres études devraient permettre d'intégrer l'impact des changements globaux sur la production alimentaire et donc le taux de satisfaction des besoins alimentaires des populations.

- Une autre source d'incertitude est liée à la non-prise en compte des prélèvements en eau pour les industries non raccordées aux réseaux d'eau potable et pour le refroidissement des centrales thermoélectriques. Les pressions exercées sur les ressources en eau des bassins versants sont alors sans doute plus élevées que mentionné dans cette étude, en particulier dans les bassins méditerranéens en Espagne, en France et en Italie.

- Enfin, les prélèvements en eau ont été simulés indépendamment de la disponibilité des ressources en eau. Dès lors, leur limite selon le manque d'eau disponible et le soutien de la demande en eau par des ressources en eau non-conventionnelles n'a pas été explorée. Or, dans des pays comme la Libye, l'Algérie ou le Proche-Orient, où les prélèvements sont supposés doubler et les ressources diminuer, l'utilisation de ressources en eau non-conventionnelles notamment pour l'agriculture devrait se développer (Qadir *et al.*, 2007). Le stress hydrique futur dans ces régions a ainsi pu, au contraire, être surestimé.

Pour finir, les objectifs de la SMDD peuvent être jugés ambitieux en termes d'amélioration de l'efficience dans certains pays. Les effets d'une telle amélioration sur les prélèvements visent à porter l'attention sur l'importance des économies d'eau. Les progrès d'efficience pourraient aider à améliorer la gestion des pressions liées aux changements climatiques et réduire les restrictions d'eau. **L'atteinte des objectifs de la SMDD permettrait ainsi d'économiser 30 milliards de m³ d'eau par an d'ici à l'horizon 2050, en comparaison à un scénario tendanciel.**

5.3 Perspectives

Bien que tributaire des nombreuses limites et incertitudes, cette étude propose une approche méthodologique originale et adaptée aux spécificités locales du bassin méditerranéen, tant du point des pressions en matière de ressources en eau que de stratégies régionales envisagées en termes de développement durable. Cette étude offre ainsi une vision globale de l'évolution possible des ressources en eau, des prélèvements en eau et du stress hydrique sur le bassin méditerranéen d'ici à l'horizon 2050. Cette analyse est une première approche vers d'autres études prospectives intégrant d'autres scénarios d'évolutions possibles contrastés pouvant ainsi participer à la réflexion et à la mise en place de nouvelles stratégies de développement durable pour réduire le stress hydrique. Cette étude permet également d'identifier les régions les plus vulnérables et celles qui sont susceptibles de subir les plus fortes pressions.

L'étude proposée dans ce chapitre encourage ainsi à se concentrer sur ces régions et à développer des approches intégrées à une échelle plus fine afin d'intégrer des éléments plus facilement appréhendables à ces échelles tels que la variabilité saisonnière des pressions (e.g. demande en eau des cultures, fonte des neiges) ou bien encore la gestion des ouvrages

hydrauliques. Réalisées en collaboration avec des gestionnaires locaux, ces études devraient pouvoir soutenir les plans d'action locaux sur l'eau et aider à subvenir aux besoins en eau des différents usagers. Ceci est l'objet du chapitre suivant où une étude spécifique sur la capacité à satisfaire les demandes en eau est proposée sur l'un des plus grands hydrosystèmes méditerranéens, le bassin de l'Ebre en Espagne.

CHAPITRE 3

~

EVALUATION DE LA CAPACITE A SATISFAIRE LES DEMANDES EN EAU D'UN GRAND BASSIN MEDITERRANEEN

1. INTRODUCTION

L'étude récemment menée par Milano *et al.* (2012a) a montré, en confrontant la disponibilité des ressources en eau à la demande en eau à moyen terme exclusivement sur le bassin méditerranéen, que les pays du Maghreb ainsi que le Sud-Est de l'Espagne et le bassin de l'Ebre sont actuellement en situation de stress hydrique. A l'horizon 2050, cette situation pourrait se dégrader et atteindre un état de pénurie d'eau, et cela même si une amélioration des efficacités des réseaux de distribution et des parcelles agricoles est projetée. Dès lors les questions relatives à la gestion des ressources en eau se posent de manière accrue dans ces régions particulièrement vulnérables.

Principal fleuve espagnol en termes de superficie et de débits à l'exutoire, l'Ebre est un des bassins versants les plus représentatifs de l'espace méditerranéen. Tout d'abord, il est à l'interface entre un climat semi-aride dans sa vallée et un climat continental humide dans sa région pyrénéenne, lié à la topographie, aux influences maritimes et océaniques et à l'incidence de plusieurs phénomènes atmosphériques régionaux (Vicente-Serrano & López-Moreno, 2006). De plus, les ressources en eau du bassin subissent des pressions sans cesse croissantes depuis la fin du XIX^{ème} siècle. L'expansion des surfaces irriguées et de l'urbanisation dans la plaine de l'Ebre a induit des difficultés d'approvisionnement en eau et généré de nombreux conflits politiques et sociaux (Ibañez & Prat, 2003 ; Pinilla, 2006). Des infrastructures hydrauliques onéreuses et complexes ont alors été mises en place afin de pouvoir stocker les ressources en eau dans les régions pyrénéennes et subvenir aux besoins de la période estivale dans les régions plus arides (Croke *et al.*, 2000 ; Silvestre & Clar, 2010). A la fin des années 1970, une diminution notable des écoulements a été observée à l'exutoire vraisemblablement liée à des bouleversements climatiques et anthropiques. Une diminution des précipitations ainsi qu'une augmentation du taux d'évapotranspiration associée à une reforestation des versants pyrénéens ont été identifiées (López-Moreno *et al.*, 2010). Par ailleurs, la population a augmenté de 20 % et le bassin de l'Ebre joue un rôle majeur dans la production agricole espagnole, avec 30 % de la production de viande et 60 % de la production de fruits du pays (CHE, 2011). Enfin, le réseau hydrographique de l'Ebre est régulé par plus de 250 barrages dont les 14 principaux totalisent 5,44 km³ de volume d'eau stockable (CHE, 2011).

Face à ces enjeux climatiques et anthropiques, l'Ebre a fait l'objet de nombreuses études hydrologiques. Sur les périodes rétrospectives, ces études se sont essentiellement concentrées sur les impacts des ouvrages hydrauliques sur les écoulements de surface (e.g. Sanz Montero *et al.*, 2001 ; Batalla *et al.*, 2004 ; López-Moreno *et al.*, 2004) jusqu'à l'observation d'une diminution conséquente des écoulements à l'exutoire depuis la fin des années 70 (Skloris *et al.*, 2007). Des études hydrologiques rétrospectives sur des bassins pyrénéens ont alors été menées pour tenter d'expliquer ce phénomène (Gallart & Llorens, 2004 ; López-Moreno *et al.*, 2010). Puis, des études prospectives ont été réalisées avec des modèles hydrologiques tels que APE (*Adaptive Predictive Expert*, Aguilar *et al.*, 2009), WASA-ED (Mueller *et al.*, 2009), la matrice de corrélation de Pearson (López-Tarazón *et al.*, 2010), SWAT (Zambrano-Bigiarini *et al.*, 2011), ou bien encore HEC-HMS (Candela *et al.*, 2012). Ces dernières ont permis de simuler l'évolution des ressources en eau sur des sous-bassins de l'Ebre (entre 61 et 1 040 km²) en tenant compte du changement climatique et des variables physiques du territoire. Les usages de l'eau ont été négligés par ces études alors que plus de 30 % de la superficie totale du bassin est cultivée et qu'elle devrait encore s'accroître de 30 % d'ici 2027 (CHE, 2011). Or, comme le soulignent Candela *et al.* (2012), la modification de l'occupation des sols et l'augmentation des demandes en eau agricoles devraient avoir un impact sur l'évolution des écoulements de surface.

D'autres études portant sur l'analyse des modes de production et le rendement des parcelles agricoles (e.g. Causapé *et al.*, 2004 ; Cots *et al.*, 1993) ont été réalisées. Celles-ci visaient à établir des recommandations pour améliorer la qualité des systèmes irrigués (exploitation des sols, modernisation des procédés de distribution de l'eau, adaptation des cultures). D'autres se sont portées sur l'évolution des besoins en eau des cultures selon la modernisation des procédés de distribution d'eau, la qualité des eaux distribuées ou la hausse des températures combinée à une diminution des précipitations à l'horizon 2025, afin de proposer des stratégies d'adaptation pour maintenir ou améliorer la productivité des terres irriguées (e.g. Zapata & Ederra, 2002 ; García-

Garizabal & Causapé, 2010 ; Marsal & Utset, 2008). L'ensemble de ces études ont été menées à l'échelle de plusieurs parcelles ou sur un ensemble de terres irriguées atteignant jusqu'à 5 300 Ha au total. Par ailleurs, aucune de ces études ne prend en compte la satisfaction des besoins en eau des cultures selon la disponibilité des ressources en eau.

L'influence des pressions climatiques et anthropiques sur la disponibilité des ressources en eau avancée par les études globales de stress hydrique et les études à une échelle plus locale sur les besoins en eau des cultures, appellent à développer des outils de gestion intégrée des ressources en eau à l'échelle de grands bassins hydrographiques (plusieurs dizaines de milliers de km²) et à proposer des éléments d'aide à la décision et à la planification.

Les modèles globaux de gestion intégrée des ressources en eau tels que MacPDM (Arnell, 1999b), WaterGAP (Döll *et al.*, 2003), WASMOD-M (Widen-Nilsson *et al.*, 2007 ; voir Chapitre 1 – 3.2.1.1) ont une résolution spatiale et une représentation des processus insuffisantes pour une application à l'échelle de gestion des ressources en eau, généralement mise en place sur bassins de quelques milliers de km². Des modèles qui couplent les simulations hydrologiques aux forçages climatiques et anthropiques à ces dimensions sont disponibles, comme par exemple les modèles WEAP (Yates *et al.*, 2005), REALM (Perera *et al.*, 2005) ou Aquatool (Andreu *et al.*, 1996 ; voir Chapitre 1 – 3.2.1.2). Ces outils ont été appliqués sur des hydrosystèmes des cinq continents dont les superficies variaient entre une cinquantaine de km² (Blanco-Gutiérrez *et al.*, 2011) et 68 000 km² (Ingol-Blanco & McKinney, 2010). Aucun n'a été appliqué sur le bassin de l'Ebre. Ces modèles permettent de correctement représenter les écoulements et leurs perturbations liées aux ouvrages hydrauliques et, couplés à des modèles socio-économiques, d'évaluer le coût de politiques de gestion de l'eau. Néanmoins, l'utilisation prospective de ces modèles est encore limitée par une validation insuffisante des simulations notamment concernant la dynamique des réservoirs profonds et par une prise en compte perfectible du fonctionnement des barrages dans le cadre de régimes hydro-climatiques non stationnaires.

Afin d'évaluer si les évolutions en termes d'usages de l'eau seront compatibles avec les changements hydro-climatiques projetés et si les besoins en eau pourront toujours être satisfaits à moyen terme à des échelles d'espace et de temps opérationnelles, une approche originale intégrant des scénarios climatiques et d'usages de l'eau ainsi que le fonctionnement des principaux ouvrages hydrauliques est ici proposée. Celle-ci vise à (i) représenter le comportement des hydrosystèmes et leur évolution, (ii) proposer des scénarios hydrologiques sous contraintes climatique et d'usages de l'eau et (iii) évaluer la capacité à satisfaire les différentes demandes en eau. Cette méthode permet ainsi de comparer l'état d'exploitabilité actuel et futur des ressources en eau de l'Ebre en fonction des demandes en eau.

2. LE BASSIN VERSANT DE L'EBRE, UN TERRITOIRE SOUS PRESSIONS CLIMATIQUES ET ANTHROPIQUES

2.1 Localisation et description morpho-hydrogéologique

Le bassin versant de l'Ebre est le troisième plus grand bassin versant méditerranéen après le Nil et le Rhône. Il est situé au Nord-Est de l'Espagne et s'étend sur environ 85 000 km². Il représente 17 % du territoire espagnol (Fig. 3.1).

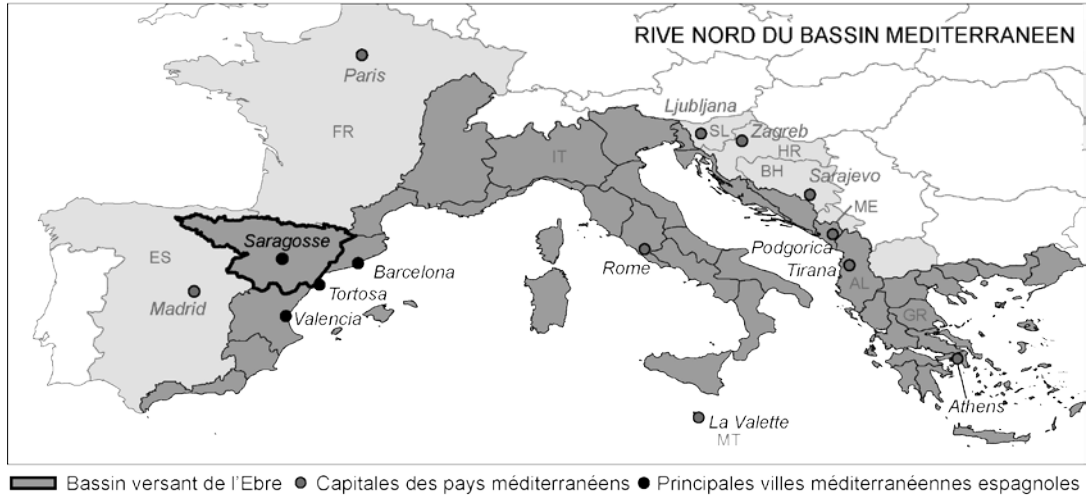


Figure 3.1 – Localisation géographique de l'Ebre au sein du bassin méditerranéen.

ES (Spain), FR (France), IT (Italy), SL (Slovenia), HR (Croatia), BH (Bosnia and Herzegovina), ME (Montenegro), AL (Albania), GR (Greece).

L'Ebre prend sa source à Fontibre (Cantabria) à 1 027 m d'altitude et parcourt plus de 900 km jusqu'à son exutoire en mer Méditerranée à Tortosa, située à 180 km au Sud de Barcelone. Son bassin versant se caractérise par une plaine méditerranéenne de morphologie triangulaire. Elle est délimitée au Nord par les Monts cantabriques et la chaîne pyrénéenne, avec des sommets culminants à plus de 3 000 m d'altitude ; au Sud par le massif ibérique, avec des altitudes pouvant atteindre entre 2 000 et 2 300 m ; et à l'Est par la chaîne côtière catalane, avec des sommets compris entre 1 000 et 1 900 m d'altitude (Fig. 3.2).

Son réseau hydrographique se développe autour d'un axe principal d'orientation Nord-Ouest – Sud-Est défini par le fleuve Ebre et présente une longueur totale de 12 000 km (Fig. 3.2). Sur la rive gauche, les principaux affluents sont la Segre, la Cinca, le Gallego et l'Aragón. Sur la rive droite les principaux affluents sont le Jalón et la Guadalope.

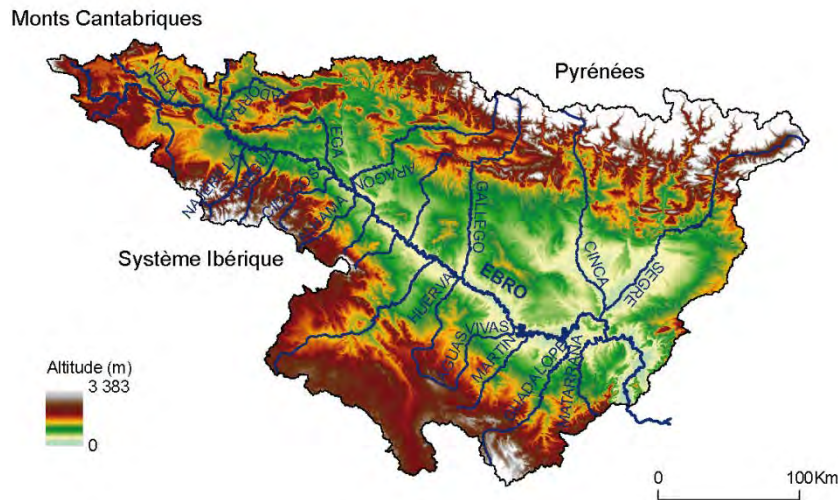


Figure 3.2 – Topographie du bassin versant de l'Ebre et ses principaux affluents.

Ces tributaires traversent essentiellement des roches sédimentaires évaporitiques et carbonatées formées il y a 80 Ma lors de la collision entre la plaque européenne et la plaque ibérique. Les affleurements de gypse et de halite témoignent encore de cette période où le bassin de l'Ebre était endoréique (Benito *et al.*, 2000 ; Pueyo-Anchuela *et al.*, 2009 ; Pardo *et al.*, 2004). A la fin de l'ère tertiaire (12,5–18,5 Ma), le bassin s'est ouvert sur la Méditerranée. Un processus érosif s'est alors déclenché et a contribué à l'encaissement du réseau fluvial. Une érosion importante des roches tertiaires a donné lieu à des structures karstiques dans les zones montagneuses et à un système en terrasses dans les plaines. Aujourd'hui deux grands types d'aquifères se distinguent :

- les aquifères karstiques. Ils représentent la majorité du bassin versant et sont essentiellement situés dans les régions montagneuses. Dans les chaînes cantabriques et pyrénéennes, les temps de transfert sont rapides. Dans la chaîne ibérique, les aquifères sont en contact avec des structures imperméables entraînant des flux diffus et régulant les écoulements des affluents de la rive droite de l'Ebre (CHE, 2011) ;
- les aquifères alluviaux. Ils se concentrent essentiellement dans la plaine alluviale du fleuve principal et de ses affluents. Leur emplacement dans les régions les plus peuplées en font des ressources facilement exploitables et soumises à de fortes pressions.

D'après des alignements structuraux ou des contacts lithologiques, l'espace géologique de l'Ebre a été divisé en huit domaines hydrogéologiques (Fig. 3.3) pour permettre une gestion rationnelle et efficace des eaux souterraines (CHE, 1999). Néanmoins, les ressources en eau souterraines sont peu exploitées. Sur la totalité des volumes prélevés, 3,4 %, 10,7 % et 18,6 % pour le secteur domestique, agricole et industriel respectivement proviennent des eaux souterraines. Une des raisons principales de cette faible exploitation est la salinisation des ressources à cause des structures géologiques riches en sel (halite et gypse) et l'amplification de ce taux par l'activité agricole.

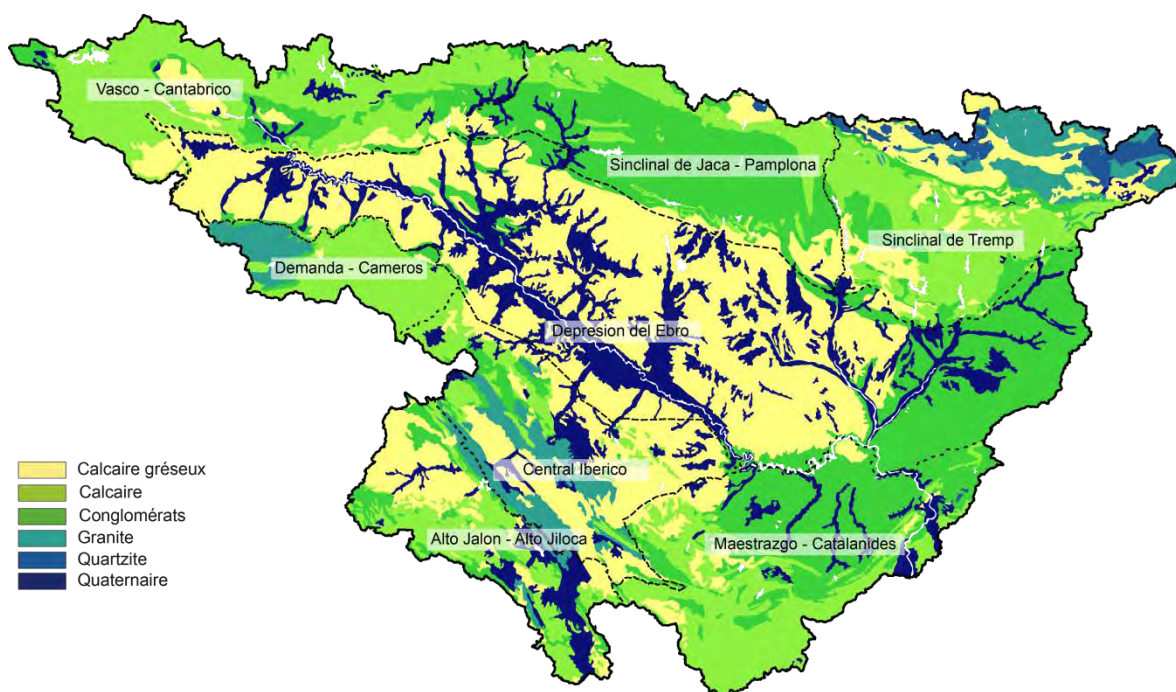


Figure 3.3 – Contexte hydrogéologique de l'Ebre (d'après données SIGECO, 2005–2010).

2.2 Constitution de la base de données

2.2.1 L'Ebre, un bassin sous haute surveillance

Créée en 1926, la Confédération Hydrographique de l'Ebre (CHE, *Confederación Hidrográfica del Ebro*) est un établissement public autonome rattaché au Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et de l'Environnement Espagnol. Elle a pour responsabilité de coordonner les différents usages de l'eau et de mettre en œuvre une politique flexible locale de l'eau afin de favoriser l'efficacité des activités socio-économiques sur le bassin de l'Ebre dans un souci de maintien de la qualité des systèmes aquatiques.

Ses principales missions sont d'octroyer des autorisations de prélèvements et de les contrôler, d'entretenir et réguler l'exploitation des ouvrages hydrauliques, de contrôler la qualité des eaux, d'apporter ses services et supports techniques pour toutes études mais surtout d'établir des plans de gestion de la ressource en eau à court terme. Ces plans hydrologiques (PHE, *Plan Hidrológico del Ebro*) ont pour objectifs de favoriser une meilleure efficacité des usages de l'eau, de stimuler de bonnes pratiques agricoles pour réduire les pollutions diffuses, d'ajuster les débits environnementaux et de réguler les impacts des barrages sur les écosystèmes. Pour mener à bien ses projets, la CHE s'appuie sur le Système Automatique d'Information Hydrologique (SAIH).

Le SAIH est un réseau de mesures automatiques constitué de 225 pluviomètres dont 73 couplés à un thermomètre, 148 stations de jaugeage des cours d'eau, 226 stations de jaugeage des canaux, 58 points de contrôles des barrages, 100 points d'émissions radios et 592 stations de contrôle de la qualité des eaux de surface et 350 pour les eaux souterraines. Toutes les 15 minutes, 12 « points de concentration » répartis sur le territoire reçoivent l'information mesurée par les différentes stations puis la transmettent au Centre de Contrôle du Bassin de la CHE. Ce système aide à une meilleure gestion du bassin mais présente surtout le mérite de permettre une surveillance en temps réel de l'état des cours d'eau (crues, étiages et qualité de l'eau).

La CHE, grâce à son rôle majeur dans la gestion du bassin de l'Ebre et son investissement dans les études hydrologiques, est un pilier central pour l'accès à un grand nombre de données et à la compréhension des pressions exercées sur les ressources en eau de l'Ebre et de ses tributaires.

2.2.2 Données hydro-climatiques disponibles

2.2.2.1 Distribution des stations climatiques

La CHE dispose d'un accès aux mesures journalières de 3 000 pluviomètres et de 1 500 thermomètres sur le Nord-Est de l'Espagne. Il a été convenu d'exploiter uniquement les stations se situant sur le bassin versant de l'Ebre dans une zone tampon de 50 km et d'étudier la disponibilité des données sur les stations de mesure restantes sur la période 1950–2008. Les stations de températures qui présentaient moins de 30 % de lacunes (61 stations) sur cette période et les stations pluviométriques avec moins de 20 % de lacunes (208 stations) ont été retenues. D'après les figures 3.4a&b, la répartition des stations pluviométriques et de température retenues est assez homogène sur l'ensemble du bassin versant, bien que le réseau des stations de température soit plus dense dans les régions de fort relief. C'est justement dans ces régions que la variabilité spatiale des températures est la plus importante.

Le nombre de stations disposant d'une mesure journalière de température et de précipitations sur la période 1950–2008 est présenté dans les figures 3.4c&d respectivement. La disponibilité des données de température limite la fin de la période d'étude au 31/12/2002 (Fig. 3.4c) ; la disponibilité des données sur les précipitations restreint le début de l'étude au 01/01/1957 (Fig. 3.4d). Sur la période 1957–2002, on constate une bonne homogénéité du nombre de données disponibles par jour, aussi bien pour les températures que pour les précipitations.

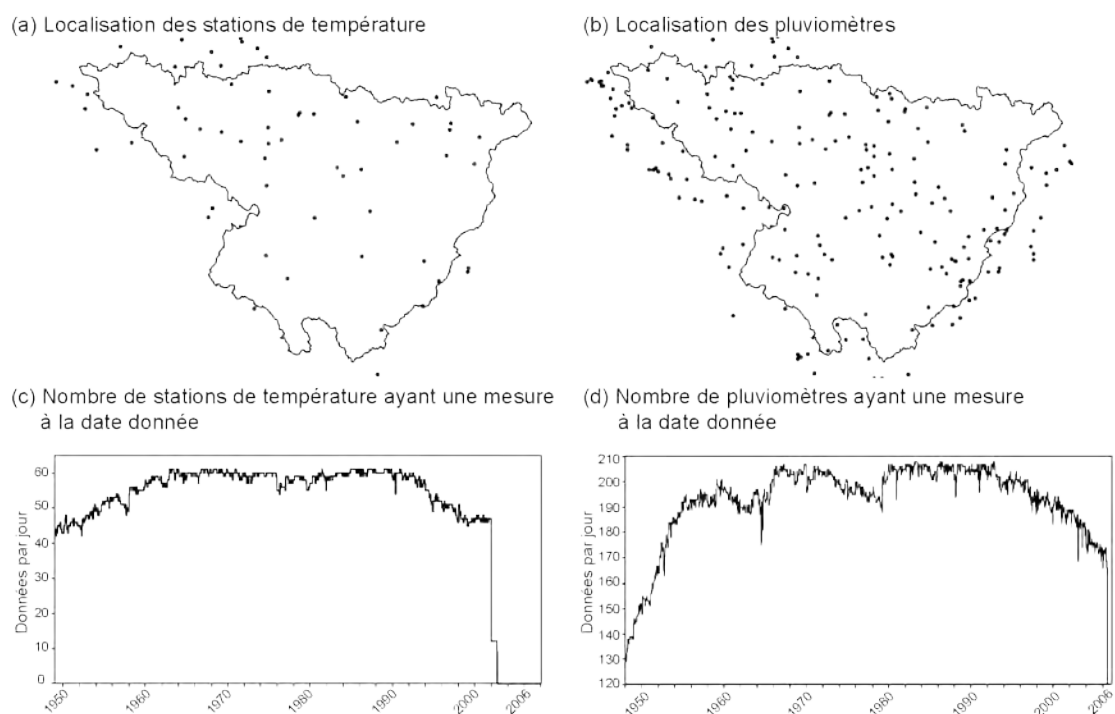


Figure 3.4 – Localisation des stations de mesure retenues et disponibilité des données.

A partir de ces sélections, les données journalières des stations de température et de précipitations ont été interpolées selon une grille régulière de 10 km x 10 km par la méthode de l'inverse distance pondérée qui s'avère être une des méthodes les plus efficaces pour la reconstruction spatiale de données dans la péninsule ibérique (Sabadell *et al.*, 1997). Les données journalières de température ont ensuite été utilisées pour calculer l'évapotranspiration potentielle (ETP) d'après une formule reposant sur la radiation solaire et les températures (Oudin *et al.*, 2005 ; voir Chapitre 2 – 3.2.2, EQ. 2.3).

2.2.2.2 Distribution des stations hydrologiques

La CHE dispose également d'un réseau de jaugeage constitué de 281 stations dont les données de débit observé sont disponibles pour 250 stations sur le site internet du Centre d'étude et d'expérimentation des ouvrages hydrauliques (CEDEX¹, *Centro de estudios y experimentacion de obras publicas*).

Pour chacune de ces stations, il existe des chroniques journalières et mensuelles de débit mesuré, et des chroniques mensuelles de débit naturel reconstituées par la CHE. Pour ce faire, la CHE a exploité le modèle SIMPA (Monreal *et al.*, 1999 ; Alvarez *et al.*, 2004). Ce dernier a été exploité pour évaluer les ressources en eau du territoire espagnol à l'occasion de la publication du Livre Blanc des Eaux d'Espagne (MMA, 2000). Le modèle SIMPA est un modèle conceptuel à 2 réservoirs qui divise l'espace en mailles régulières de 1 km² et qui fonctionne au pas de temps mensuel. Ce modèle nécessite en entrée des données de précipitations et d'ETP et évalue pour chaque maille un écoulement de surface et souterrain d'après le bilan hydrique de Temez (1977 ; Fig. 3.5). L'écoulement à l'exutoire du bassin versant est obtenu par la somme des contributions des différentes cellules du réseau (Monreal *et al.*, 1999 ; Potenciano de las Heras & Villaverde Valero, 2009).

¹ <http://hercules.cedex.es/general/default.htm>

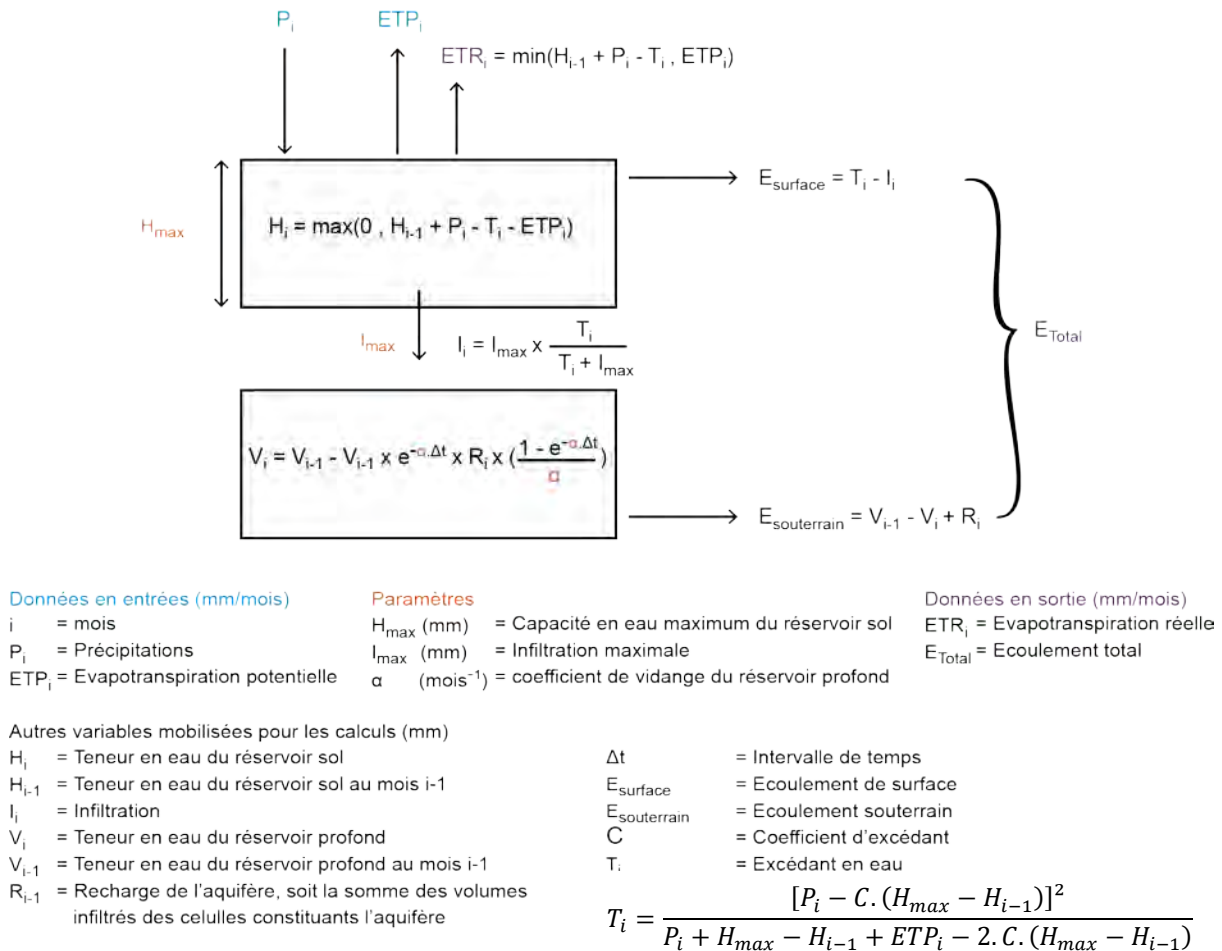


Figure 3.5 – Schéma conceptuel du modèle hydrologique SIMPA (d'après Monreal *et al.*, 1999 et Potenciano de las Heras & Villaverde Valero, 2009).

Pour appliquer le modèle SIMPA sur l'ensemble des bassins versants espagnols, les mesures des stations de précipitations et de température ont été préalablement transposées sur une grille régulière de 1 km x 1 km par la méthode de l'inverse distance pondérée, considérant un gradient d'altitude de 0.6 °C / 100 m. A partir des grilles de température, l'ETP a été calculée par la combinaison de la méthode de Penman-Monteith (Penman, 1956) et de la méthode de Thornthwaite (Thornthwaite, 1948) dans les régions arides à semi-arides, corrigée par un coefficient d'occupation des sols défini par le Corine Land Cover (EEA, 2006). Les valeurs des paramètres principaux pour chaque maille ont également été recherchées, soit (i) la capacité maximale de teneur en eau du réservoir sol, définie d'après l'occupation des sols, (ii) la capacité maximale de la teneur en eau du réservoir profond, définie d'après la lithologie et (iii) le coefficient de recharge du réservoir profond défini selon les propriétés hydrodynamiques des aquifères. Ces paramètres ont dans un premier temps été supposés constants dans le temps puis ont été ajustés (mois et années sèches ou humides) lors du calage du modèle sur une centaine de stations de jaugeage en amont de tout prélèvement sur la période 1940–1995. Une fois le modèle calé et adopté, la CHE a pu l'appliquer en tout point de son réseau de mesure.

Sur 116 stations disposant de chronique de mesures sur la période 1957–2002, une station exutoire par sous-bassin versant considéré dans l'étude a été retenue (voir Chapitre 3 – 3.1.3).

2.2.3 Disponibilité des données sur les usages de l'eau

2.2.3.1 Gestion des usagers selon un découpage territorial bien défini

La CHE est un organisme de gestion et de surveillance global du bassin versant de l'Ebre ainsi que de centralisation des informations. Toutefois, il existe d'autres autorités sur le bassin dont les rôles sont bien définis et qui sont aussi à l'origine d'un grand nombre d'informations.

A l'échelle nationale, l'Espagne est divisée en 17 Communautés Autonomes (CA) dont 9 recourent le bassin versant de l'Ebre. Il s'agit d'entités territoriales chargées de l'autonomie législative, c'est-à-dire de faire appliquer les normes locales et européennes d'usages et de protection des ressources en eau. A l'échelle du bassin versant de l'Ebre, il existe 17 Conseils d'Exploitation (*Juntas de Explotacion*). Ces derniers sont des organismes participatifs constitués de représentants dits administratif (représentants de la CHE et des CA) et de représentants des différents usagers du territoire (agriculteurs, municipalités, production hydro-électrique, etc.). Leur rôle est de coordonner l'exploitation des ouvrages hydrauliques et des ressources en eau, et de proposer des plans de gestion semestriels des barrages présents sur le territoire afin de satisfaire au mieux les demandes en eau tout en respectant le contexte environnemental. De manière générale, chaque Conseil d'Exploitation gère un sous-bassin versant et plusieurs « Unités de Demandes Agricoles et Urbaines ».

Les Unités de Demandes Agricoles et Urbaines représentent respectivement un rassemblement de zones agricoles et de zones urbaines aux propriétés communes permettant d'estimer les demandes en eau. Les Unités de Demandes Agricoles (UDA) sont définies selon leur emplacement géographique, la source d'approvisionnement en eau et les technologies d'irrigation employées. On en dénombre 58 sur le bassin de l'Ebre qui peuvent être réparties en 3 catégories : (i) les UDA montagneuses qui constituent les terrains agricoles les plus en amont de l'Ebre et de ses tributaires, (ii) les grandes UDA irriguées qui représentent les surfaces irriguées par les plus importants réseaux de canaux (Canal de Bardenas, Canal de Aragón y Cataluña, Riegos de Alto Aragón) et les plus productrices, et (iii) les UDA urbanisées proches de Saragosse, Vitoria-Gasteiz, Pampelune et Lérida dans lesquelles les industries agro-alimentaires se sont implantées. Les Unités de Demandes Urbaines (UDU) rassemblent, quant à elles, plusieurs municipalités et industries raccordées au réseau municipal d'approvisionnement en eau. Celles-ci sont déterminées selon leur démographie et leur taux de pertes par les réseaux et les prélèvements non contrôlés. Il en existe au total 50 sur le bassin versant de l'Ebre, parmi lesquelles 15 concernent les agglomérations de plus de 20 000 habitants.

2.2.3.2 Répartition des ouvrages hydrauliques

La coordination de l'exploitation des ouvrages hydrauliques est un enjeu important sur le bassin versant de l'Ebre car la plupart régulent les flux pour alimenter en eau les communes et secteurs agricoles voisins. On dénombre sur le réseau hydrographique de l'Ebre 234 ouvrages hydrauliques. 40 % sont gérés par la CHE et sa communauté de gestion, 20 % par la fabrique vestimentaire FECSA (*Fabrica Española de Confecciones S.A.*), 11 % par le second groupe européen d'électricité ENEL – ENDESA et les 30 % restants par les différentes municipalités et Communautés Autonomes (d'après données CHE, 2011).

Sur ces 234 ouvrages, des informations relatives à la date de construction et à la capacité de stockage sont disponibles pour 157 ouvrages, parmi lesquels 54 sont géo-référencés et disposent de données journalières et mensuelles sur les volumes d'eau stockés et sortants, et de données mensuelles sur les volumes d'eau entrants (Fig. 3.6). Au niveau de chaque barrage se trouve une station de mesure de débit en sortie ainsi que des outils de mesure de la hauteur d'eau dans le barrage. Les mesures de hauteur d'eau permettent d'estimer le volume d'eau stocké grâce à une courbe hauteur-volume spécifique à chaque barrage. Les volumes d'eau en entrée sont estimés. L'ensemble des mesures effectuées est disponible sur le site internet du CEDEX².

² http://hercules.cedex.es/anuarioforos/afo/embalse-mapa_estaciones.asp?gr_cuenca_id=9&resolucion=1920

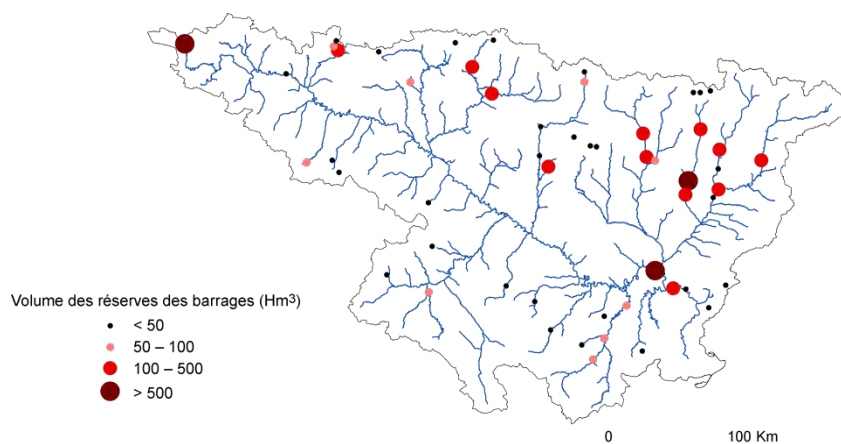


Figure 3.6 – Localisation des 54 barrages géo-référencés.

2.3 Contexte hydro-climatique

2.3.1 Variabilité spatiale

L'hétérogénéité de la topographie du bassin versant, les influences climatiques de l'Atlantique dans le secteur Nord-Ouest et celles de la Méditerranée dans le secteur Sud-Est, ainsi que l'incidence de plusieurs phénomènes atmosphériques régionaux (Vicente-Serrano & López-Moreno, 2006) entraînent une distribution spatiale complexe des forçages climatiques.

L'interpolation spatiale des données climatiques journalières sur la période 1957–2002 permet de constater un contraste entre les conditions humides des régions montagneuses et les conditions particulièrement sèches de la plaine de l'Ebre (Fig. 3.7). Les températures annuelles moyennes varient avec l'altitude (Fig. 3.7a). Elles sont minimales dans les Pyrénées (8 °C) et maximales dans la plaine (18 °C) pour une température moyenne sur le bassin de 13 °C. L'évapotranspiration potentielle moyenne annuelle est inversement corrélée avec l'altitude (Fig. 3.7b). Elle est comprise entre 650 mm et 1 000 mm avec une valeur moyenne de 827 mm. Les précipitations annuelles moyennes suivent un gradient Nord–Sud (Fig. 3.7c). Elles sont comprises entre 1 800 mm dans la région Pyrénéenne et 320 mm dans la plaine de l'Ebre. La pluviométrie moyenne annuelle sur l'ensemble du bassin versant est de 627 mm.

La répartition spatiale des forçages climatiques permet à Bejarano *et al.* (2010) d'identifier deux principaux types de climat sur le bassin versant de l'Ebre : le climat euro-sibérien et le climat méditerranéen. Le climat euro-sibérien se concentre au niveau des Pyrénées, caractérisé par des précipitations neigeuses en hiver et des pluies fréquentes sur le reste de l'année; tandis que le climat méditerranéen, concentré sur les plaines du bassin, se caractérise par une alternance saisonnière de périodes sèches et de périodes humides.

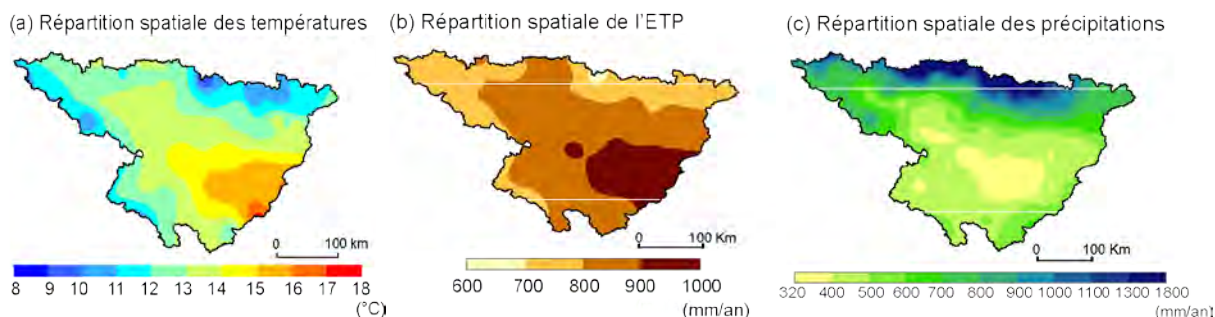


Figure 3.7 – Répartition spatiale des forçages climatiques.

2.3.2 Variabilité saisonnière

La variabilité climatique spatiale sur le bassin versant de l'Ebre se reflète sur les régimes hydrologiques. Les tributaires cantabriques et pyrénéens présentent un régime pluvial océanique caractérisé par des précipitations fréquentes mais rarement intenses. Les débits sont élevés de novembre à avril atteignant leur maximum au printemps en association avec une fonte rapide des neiges. Les débits sont minimum en été (García-Ruiz *et al.*, 2000 ; Bejarano *et al.*, 2010). D'après López-Moreno *et al.* (2010), ces tributaires pyrénéens ne représentent que 11 % de la superficie du bassin versant de l'Ebre mais sont à l'origine de 56 % des écoulements du bassin en moyenne sur la période 1950–2005. Identifiés comme les tributaires les plus contributifs aux écoulements à l'exutoire, de nombreux ouvrages hydrauliques (barrages hydro-électriques et canaux d'irrigation) y ont été construits. Dès lors, le régime hydrologique de ces tributaires n'est naturel qu'en amont de ces ouvrages. En aval, les écoulements sont réduits et plus réguliers dans le temps (Batalla *et al.*, 2004 ; López-Moreno *et al.*, 2004). La plaine de l'Ebre, quant à elle, présente un régime pluvial méditerranéen avec une alternance d'évènements précipitants courts et intenses, et des périodes plus sèches (Romero *et al.*, 1998 ; Martín-Vide, 1994). Les débits maximaux sont atteints au printemps et en automne et les étiages en été (Bejarano *et al.*, 2010).

A l'échelle du bassin versant, deux périodes humides se distinguent dans l'année : en automne (Octobre–Novembre–Décembre, OND) et au printemps (Avril–Mai–Juin, AMJ) avec des précipitations mensuelles moyennes variant entre 53 et 67 mm et des températures comprises entre 5 et 11 °C, et une période particulièrement sèche en été (juillet–août) avec des précipitations de l'ordre de 30 mm et des températures moyennes de 21 °C (Fig. 3.8a). Le régime hydrologique à l'exutoire traduit ce contraste entre les périodes humides et sèches. Il est caractérisé en hiver (Janvier–Février–Mars, JFM) par des hautes eaux (600 m³/s) en conséquence des précipitations hivernales du secteur occidental (Bejarano *et al.*, 2010) et par de basses eaux (130 m³/s) en été (Fig. 3.8a). Toutefois, le deuxième pic de précipitation et la fonte des neiges ne paraissent pas sur l'hydrogramme. D'après López-Moreno *et al.* (2004), dans les régions montagneuses les écoulements issus de la fonte des neiges sont stockés dans les barrages-réservoirs. De plus, si l'on considère les volumes stockés mensuels des barrages de plus de 100 Hm³ (Fig. 3.8b), on peut remarquer que ces derniers augmentent de septembre à juin, vraisemblablement afin de satisfaire les demandes en eau agricoles en été. Le fonctionnement des barrages-réservoirs explique alors sans doute l'absence d'un deuxième pic de crue à l'exutoire au printemps.

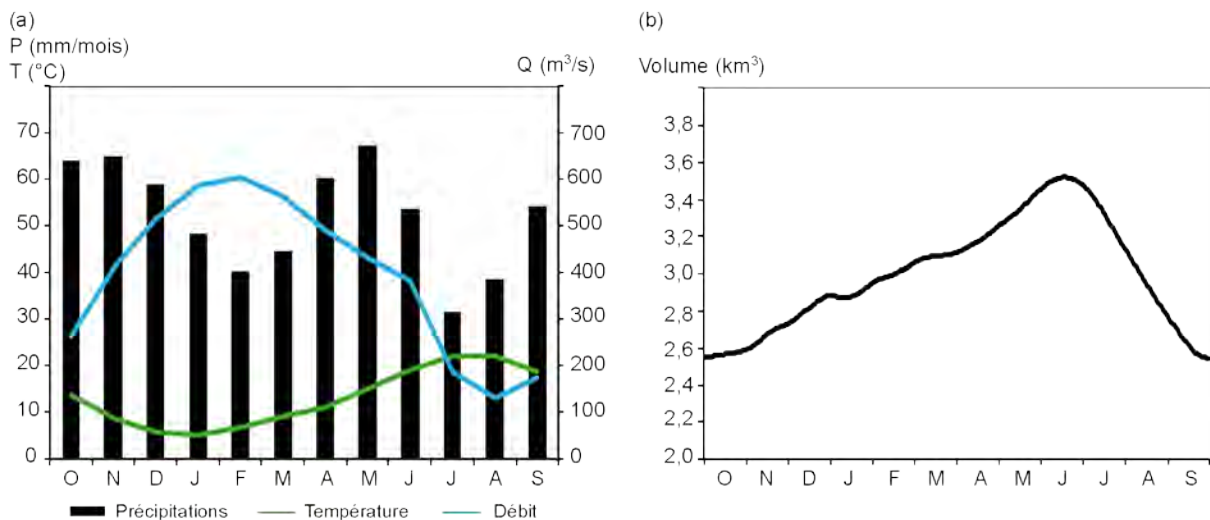


Figure 3.8 – Variabilité mensuelle des (a) températures, précipitations et débits à Tortosa sur la période 1957–2002 ; (b) volumes stockés des barrages de plus de 100 Hm³.

2.3.3 Variabilité interannuelle

Afin d'analyser le comportement des débits à l'exutoire, trois tests statistiques de détection de rupture ont été appliqués sur les chroniques annuelles de température, de précipitations et de débits : le test de Pettitt (1979), la procédure bayésienne de Lee & Heghinian (1977) et la segmentation d'Hubert *et al.* (1989). Tous ces tests peuvent être perçus comme des tests de stationnarité. L'hypothèse nulle de ces tests (« la série est aléatoire ») est rejetée si la série n'est pas stationnaire, c'est à dire quand une tendance est détectée. La rupture peut être définie par un changement dans la loi de probabilité de la série chronologique à un instant donné. Les tests de Pettitt et Lee & Heghinian indiquent une date probable de rupture dans les séries chronologiques étudiées tandis que la segmentation d'Hubert permet d'en détecter plusieurs.

D'après la figure 3.9a, la température moyenne annuelle sur la période 1957–2002 varie entre 11,8 °C (valeur minimale observée sur la période, en 1972) et 14,4 °C (valeur maximale observée sur la période, en 1997). Selon les deux tests de Pettitt et d'Hubert, la série des températures présente une tendance à l'augmentation à partir de 1980. Les températures ont augmenté en moyenne de 0,7 °C entre 1957–1979 et 1980–2002. A l'inverse, les précipitations ont une tendance à la diminution (Fig. 3.9b). La pluviométrie annuelle sur la période d'étude est comprise entre 460 mm, observée en 1985, et 883 mm, observée en 1959, et les trois tests statistiques considérés détectent une date de rupture en 1979. A partir de cette date, les précipitations ont diminué en moyenne de 12 %. La moyenne glissante sur 10 ans des indices pluviométriques (Fig. 3.10) permet de confirmer que la période 1957–1979 est plutôt humide et que la période 1980–2002 est plutôt sèche. L'effet combiné de l'augmentation des températures et de la diminution des précipitations se reflète sur les débits à l'exutoire. Ces derniers varient entre 121 m³/s (valeur minimale observée sur la période, en 1989) et 888 m³/s (valeur maximale observée sur la période, en 1960) et les tests de Pettitt et de Lee & Heghinian détectent une tendance à la diminution à partir de 1979 (Fig. 3.9c). A partir de cette date, les débits à l'exutoire ont diminué en moyenne de 40 % par rapport à la période précédente.

A l'issue de cette analyse, il semblerait que la période 1980–2002 soit plus chaude et plus sèche que la période précédente et que cela ait eu un impact sur les écoulements de surface.

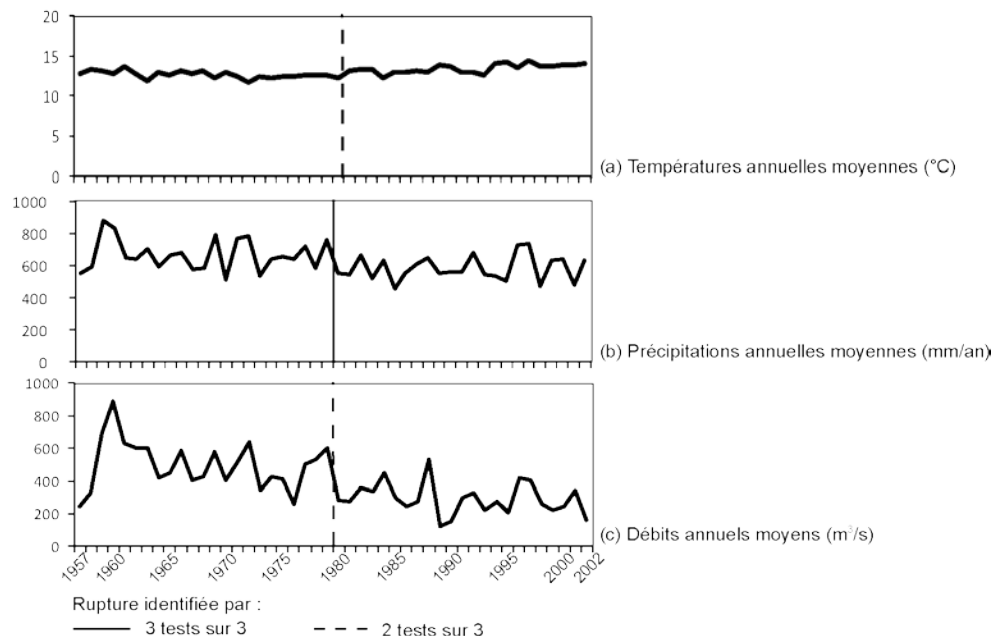


Figure 3.9 – Ruptures identifiables dans les chroniques hydro-climatiques de l'Ebre sur la période 1957–2002.

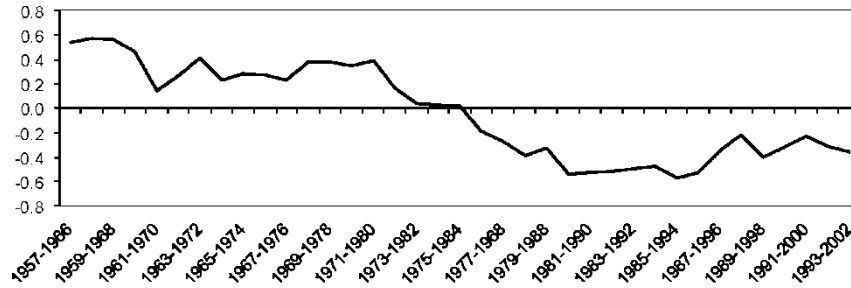


Figure 3.10 – Moyenne glissante sur 10 ans des indices pluviométriques sur le bassin de l'Ebre sur la période 1957–2002.

Dans leur analyse des écoulements pyrénéens en amont des quatre ouvrages principaux de la région, López-Moreno *et al.* (2008) ont également détecté une tendance à la diminution des écoulements à partir de 1979. La diminution des précipitations hivernales et l'augmentation significative de l'ETP en hiver et en été se seraient traduites par une nette diminution des écoulements en entrée des barrages au printemps (Fig. 3.11).

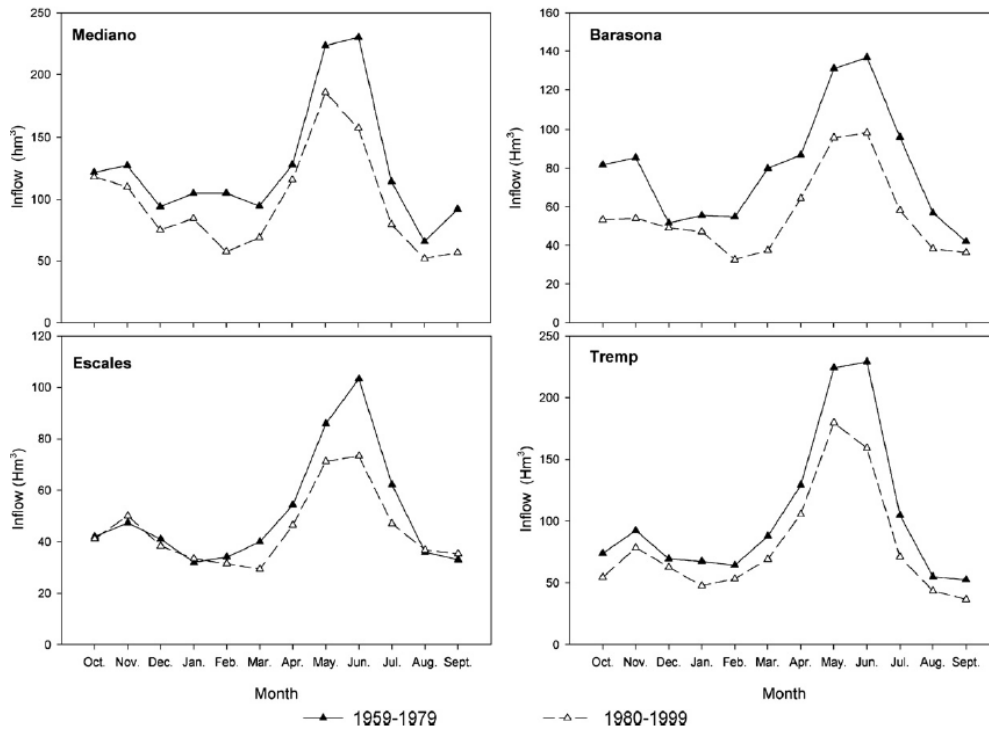


Figure 3.11 – Débits entrants dans des barrages pyrénéens pour les périodes 1959–1979 et 1980–1999 (López-Moreno *et al.*, 2008).

Gallart & Llorens (2004) et López-Moreno *et al.* (2010) expliquent cette diminution des écoulements par les changements des forçages climatiques mais également par les processus de reboisement massif observés sur les dernières décennies. Jusqu'à la moitié du XX^{ème} siècle, 30 % des versants pyrénéens étaient, en effet, cultivés entraînant de fort taux d'érosion et un régime torrentiel aux écoulements fluviaux (García-Ruiz & Valero-Garcés, 1998). Ces terres cultivées ont été abandonnées au profit des plaines pyrénéennes et de la plaine de l'Ebre, et ne représentent aujourd'hui plus que 2 % de la surface totale (Begueria *et al.*, 2003 ; Lasanta *et al.*, 2005 ; Vicente-Serrano *et al.*, 2004). L'expansion du couvert végétal permettrait alors de retenir les sols et de réduire les courants torrentiels et l'envasement des barrages (Ortigosa *et al.*, 1990 ; Ranzi *et al.*, 2002) mais aussi de faire varier les taux d'évapotranspiration et d'infiltration (Calder *et al.*, 1992; Fohrer *et al.*, 2001) d'où une diminution des écoulements de surface.

López-Moreno *et al.* (2008) semblent également identifier un comportement cyclique de 15 à 20 ans des écoulements de surface dans la région pyrénéenne sur la période 1950–2000, avec une tendance négative sur le long terme. Cette période cyclique est également avancée par García-Vera *et al.* (2002) lors de leur analyse des chroniques de précipitation à l'échelle du bassin de l'Ebre sur la période 1916–2000. Ils constatent de nombreuses oscillations avec des périodes plus humides (années des décennies 30, 50 et 70) et des périodes plus sèches (années des décennies 40, 60 et 80). Ils remarquent aussi que les décennies 1960 et 1990 sont les plus sèches de toute la période et que depuis les années 1990 les précipitations moyennes ont tendance à se stabiliser.

Ainsi depuis les années 1950, les écoulements de l'Ebre ont une tendance à la diminution. Les forçages climatiques et la reforestation des versants pyrénéens peuvent expliquer en partie cette modification, toutefois peuvent s'y ajouter des pressions anthropiques à la hausse et une modification des modes de gestion des barrages.

2.4 Pressions anthropiques et demandes en eau

Le bassin versant de l'Ebre est le plus grand bassin espagnol et joue un rôle majeur dans le développement économique du pays. Il détient 1/5^{ème} des terres irriguées du pays (Pinilla, 2006), se caractérise par un fort attrait touristique pour les sports d'hiver dans les Pyrénées et les loisirs estivaux le long de son réseau hydrographique (sports aquatiques, 7 % des parcours de Golf du pays et 25 réserves naturelles ; CHE, 2011), représente 8,8 % de la production industrielle nationale, produit 25 % de l'énergie hydroélectrique du pays (2^{ème} bassin le plus producteur après le Cantabrique qui produit 31 % ; MMA, 2000) et procure en moyenne 138 Hm³ d'eau par an à des villes voisines hors-bassin (CHE, 2011). L'exploitation des ressources en eau a évidemment un rôle capital pour assurer la satisfaction des besoins en eau de ces différents secteurs d'activités.

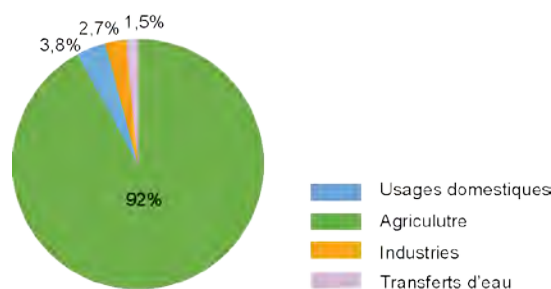


Figure 3.12 – Distribution de la demande totale en eau.

2.4.1 Demandes en eau agricoles

Les surfaces irriguées du bassin de l'Ebre s'élevaient en 2007 à 940 000 Ha. Le secteur agricole y est le plus productif après la métallurgie. Il représente 60 % de la production espagnole de fruits et 30 % de la production espagnole de viande (CHE, 2011). Sa demande en eau avoisine 8 497 Hm³/an soit 92 % de la demande en eau totale du bassin. L'irrigation de type gravitaire est dominante, elle représente 69 % des surfaces irriguées, suivie par l'irrigation par aspersion (19 %) et le goutte-à-goutte (11 % ; Salvador *et al.*, 2011).

Les surfaces irriguées sont essentiellement concentrées dans la plaine de l'Ebre (Tableau 3.1). Celles-ci sont répertoriées selon trois catégories d'après le taux de consommation des eaux distribuées par les plantes suivant la qualité du sol :

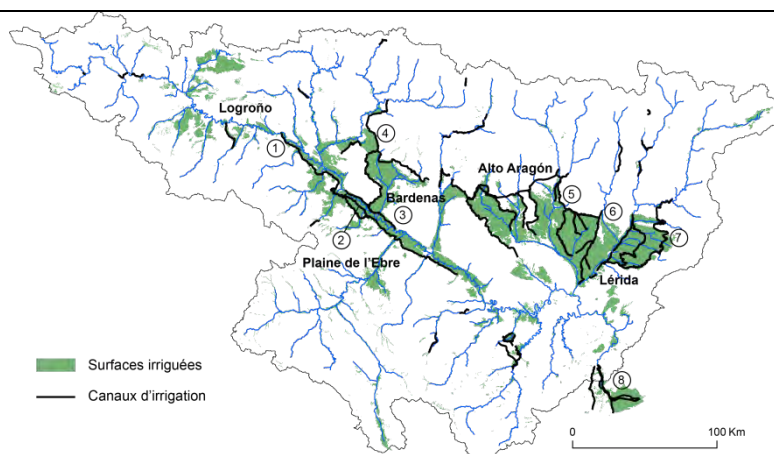
- les régions de faible à moyenne consommation d'eau ($c < 50$ % ; Causapé *et al.*, 2004), caractérisées par des sols peu profonds avec de nombreux clastes, une faible rétention d'eau, soit une faible capacité des sols à retenir l'eau (40–80 mm), et un fort taux d'infiltration. Par exemple, le secteur de Bardenas (59 000 Ha), troisième secteur agricole le plus important en termes de superficie, est composé à 70 % de terrasses aux sols peu profonds et constitués à 22 % de clastes. Sa capacité

de rétention en eau est de l'ordre de 60 mm et son taux de consommation en eau entre 45 et 53 % (Causapé, 2002 ; Causapé *et al.*, 2004 ; Lecina *et al.*, 2001). Autre exemple, sur le secteur de Lérida, quatrième plus grand secteur agricole, 10 % des eaux distribuées s'infiltrent et 54 % percolent (Cots *et al.*, 1993) ;

- les régions de moyenne à forte consommation d'eau ($50 \% < c < 80 \%$), caractérisées par des sols argileux avec une importante rétention d'eau (> 120 mm, Causapé *et al.*, 2006) et une infiltration lente. La région de l'Alto Aragón (124 500 Ha), plus gros secteur agricole de l'Ebre, est l'une des régions la plus représentative de ces caractéristiques agricoles (Maté, 1994 ; Lecina, 2000a&b) ainsi qu'une partie de la plaine alluviale dans le secteur de Bardenas dont la rétention d'eau a été estimée à 182 mm (Lecina & Playán, 2002) et le taux de consommation en eau à 62 % (Lecina *et al.*, 2005).

- les rizicultures. Ces dernières se concentrent en majeure partie au niveau du delta de l'Ebre. Sur les 320 km² qu'occupe le delta, 20 600 Ha sont consacrés à la riziculture et contrôlés par un ensemble de canaux d'irrigation et de drainage (e.g. Terrado *et al.*, 2007).

Tableau 3.1 – Surfaces irriguées et principaux canaux d'irrigation du bassin de l'Ebre (d'après données CHE, 2011).



Nom	Date de fin de construction	Longueur (Km)	Débit (m ³ /s)	Surface Irriguée (Ha)
1. Canal de Lodosa	1935	127	29	32 800
2. Canal Imperial de Aragón	1782	108	30	26 508
3. Canal de Tauste	1781	44	12.5	9 000
4. Canal de Bardenas	1982	132	60	60 000
5. Canal de Aragón y Cataluña	1906	124	36	98 000
6. Canal de Piñana	1951	54	11.7	16 000
7. Canal de Urguel	1932	144	33	51 500
8. Canal Margen derecha y izquierda del Ebro	1966 et 1970	52 et 35	35 et 17	27 860

Pour acheminer l'eau dans certains secteurs, un vaste réseau de canaux d'irrigation et de digues a été construit sur l'ensemble du bassin versant (Tableau 3.1). Les principaux canaux sont le canal de Aragón y Cataluña, le canal de Urguel et le canal de Piñana qui permettent d'irriguer respectivement 98 000 Ha, 51 500 Ha et 16 000 Ha dans les régions de l'Alto Aragón et de Lérida. Un autre canal majeur est celui de Bardenas qui irrigue 60 000 Ha. Le développement de ces canaux a permis d'améliorer la productivité des terres agricoles et a entraîné un changement progressif des types de cultures. Les cultures méditerranéennes telles que le blé d'hiver, les vignes (3 % des cultures irriguées en 2007) et les oliviers (2 %) ont progressivement laissé place à des cultures aux besoins en eau plus élevés telles que les plantes fourragères et les céréales (40 %), le maïs (15 %) et les fruits et légumes (15 % ; Pinilla, 2006 ; EEA, 2006 ; Fig. 3.13). Cette modification a été associée au développement d'élevages et d'industries agro-alimentaires (production d'édulcorants et de produits

amidonnés ; fruits en conserve ; transports pour l'exportation). Enfin, ces canaux ont permis de développer le potentiel agricole de la plaine de l'Ebre. Celle-ci dispose de sols argileux et d'une topographie idéale pour l'agriculture mais détient la pluviométrie la plus faible du territoire. Grâce à trois canaux d'irrigation (Canal Imperial de Aragón, Canal de Lodosa et Canal de Tauste), elle est aujourd'hui caractérisée par 100 000 Ha de terres irriguées, soit la plus grande surface irriguée du bassin. En 2007, 45 % de la superficie du bassin était cultivée (Fig. 3.13).

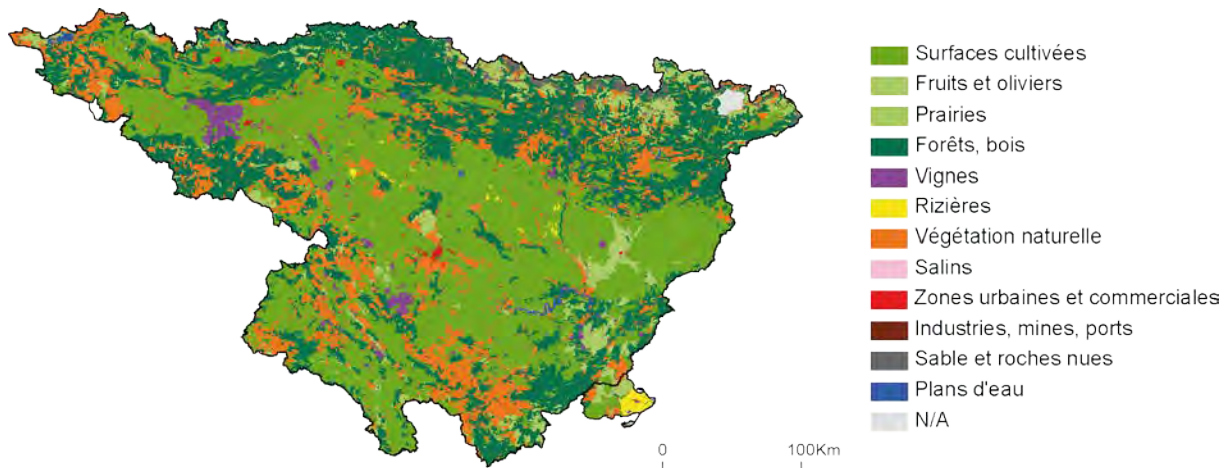


Figure 3.13 – Occupation des sols du bassin versant de l'Ebre dans les années 2000 (EEA, 2006).

Depuis les années 1970, les surfaces irriguées se sont étendues (+30 %) et devraient continuer de s'étendre de 30 % d'ici 2027 selon les projections de la CHE. De plus, d'après Marsal & Utset (2008), une hausse des températures de 1,5 °C et une diminution des précipitations de 25 % à moyen terme entraîneraient une augmentation des besoins en eau des cultures et provoqueraient surtout une croissance et une récolte des cultures plus tôt dans l'année.

2.4.2 Demandes en eau domestiques

La population permanente sur le bassin versant de l'Ebre est estimée à environ 3,1 millions d'habitants (INE, 2008). Entre 2001 et 2010, la population sur le bassin de l'Ebre a augmenté de 400 000 habitants, soit un taux de croissance moyen annuel de 1,47 %. Il s'agit d'un des plus forts taux jamais enregistré sur le bassin (Fig. 3.14). D'après les projections de la CHE, cette croissance devrait se poursuivre à l'horizon 2027.

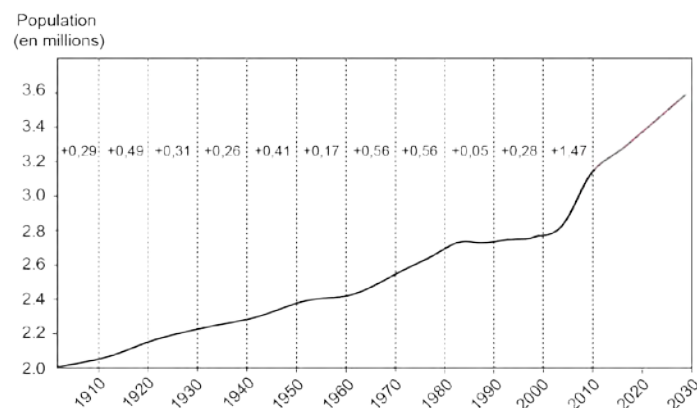


Figure 3.14 – Evolution de la population et du taux de croissance démographique sur le bassin de l'Ebre de 1900 à 2010 (en noir) et projections (en rouge) à l'horizon 2027 (d'après INE, 2008).

La densité moyenne sur le bassin est de 37 hab/km², ce qui est bien inférieur à la moyenne nationale (89,5 hab/km²). Toutefois, cette valeur masque des disparités de répartition de la population

sur le territoire. D'après le dernier recensement de 2008, les régions les plus peuplées sont la plaine de l'Ebre dans les agglomérations de Saragosse et Logroño avec une densité moyenne de plus de 500 hab/km² (INE, 2008). Les régions de Lérida, Tudela, Pampelune, Vitoria-Gasteiz et Tortosa connaissent également une importante urbanisation avec une densité moyenne de 100 à 500 hab/km² suite à la modernisation de l'agriculture (agriculture irriguée, construction d'ouvrages hydrauliques) et au développement de nombreuses sociétés agro-alimentaires à la fin des années 1950 (Silvestre & Clar, 2010). Ces espaces densément peuplés sont en contraste avec les 40 % restants du territoire dont la densité moyenne n'excède pas 10 hab/km² (Fig. 3.15). Il s'agit pour la majorité d'unités de demande urbaine situées dans la région ibérique et à l'amont des tributaires pyrénéens qui sont des régions à composante rurale.

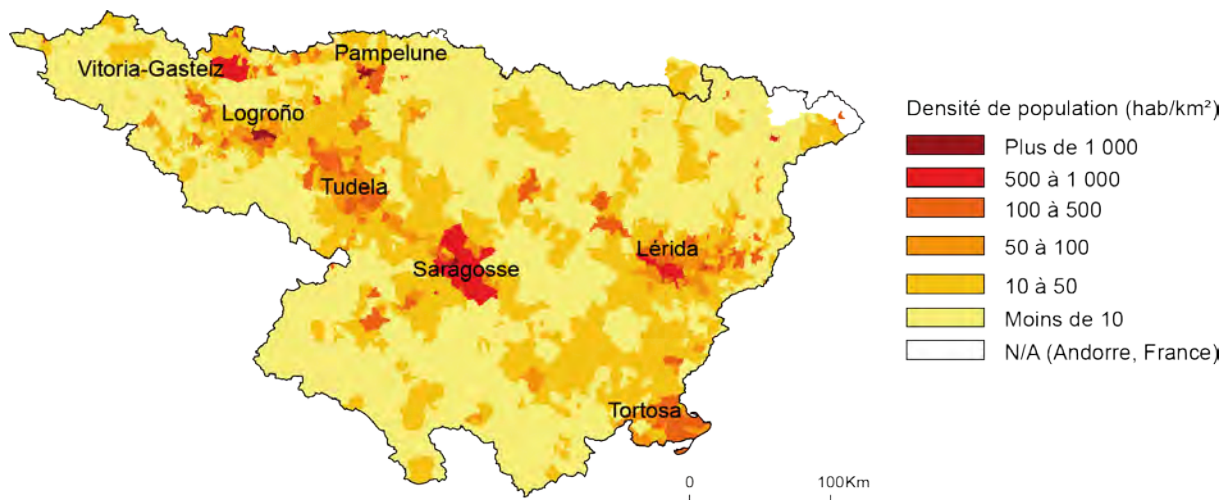


Figure 3.15 – Densité de population par communes et villes principales en 2010 (d'après INE, 2010).

La demande en eau domestique annuelle s'élève en moyenne, sur 2007 et 2008, à 358 Hm³/an soit 3,8 % de la demande en eau totale (CHE, 2011). Cette demande connaît des pics saisonniers liés à l'attrait touristique des Pyrénées en hiver et des 25 réserves naturelles de l'Ebre en été. Annuellement, 3 millions de touristes sont estimés dans la région pyrénéenne, 2 millions dans les parcs naturels et 1 million dans le delta de l'Ebre. Bien que ces activités n'impliquent pas une pression significative sur les hydrosystèmes, elles mobilisent au minimum chaque année 1,5 Hm³ d'eau pour la création de neige artificielle et 9 Hm³ pour l'entretien des parcours de golf. De plus, elles nécessitent un maintien de la qualité des cours d'eau. Sur 257 barrages, 56 sont exploités pour des activités touristiques et récréatives (pêche, pédalo, navigation, canoë, baignade), avec une fréquentation annuelle estimée à 1,7 millions d'usagers.

2.4.3 Demandes en eau industrielles

Les principaux usages de l'eau par le secteur industriel sur le bassin de l'Ebre concernent la production d'énergie électrique. 38 000 Hm³ d'eau sont ainsi régulés chaque année pour la production d'énergie hydro-électrique et pour le refroidissement des centrales thermiques et nucléaires. Le parc énergétique de l'Ebre détient 360 centrales pour un potentiel de 11 500 MW. La production d'énergie nucléaire, hydraulique et thermique du bassin représente respectivement 32 %, 21 % et 11 % de la production espagnole (CHE, 2011).

Hormis pour la production d'énergie électrique, les ressources en eau sont utilisées en entrée des processus de production de quasiment toutes les activités industrielles du bassin. Les principales activités sont la métallurgie (79 Hm³/an), la papeterie (43 Hm³/an), le secteur agro-alimentaire (41 Hm³/an) et les usines pharmaceutiques (36 Hm³/an). Elles sont essentiellement concentrées au sein des agglomérations de Saragosse, Pampelune, Logroño et Lérida. La demande en eau du secteur industriel est proche de 248 Hm³/an soit 2,7 % de la demande en eau totale (CHE, 2011).

2.4.4 Transferts d'eau

Des transferts d'eau à l'extérieur des limites du bassin de l'Ebre sont effectifs depuis 1927. Ces transferts ont pour objectif de satisfaire les demandes en eau domestiques, industrielles et hydro-électriques des régions voisines peu pourvues en eau. On dénombre aujourd'hui 7 transferts de plus de 1 Hm³/an. Les plus importants demeurent néanmoins les transferts d'eau vers les villes de Bilbao (38 Hm³/an) et de Tarragone (32 Hm³/an) depuis 1975 et 1989 respectivement. En 2008, ces transferts s'élevaient à 1,5 % de la demande en eau totale sur le bassin (CHE, 2011).

2.4.5 Barrages

L'ensemble des barrages répartis sur le réseau hydrographique de l'Ebre représente une capacité de stockage totale de 7 433 Hm³. Ce volume stockable est réparti entre 130 barrages dont la capacité est inférieure à 50 Hm³ mais qui ne représente que 10 % de ce stock, 22 barrages dont la réserve varie entre 50 et 100 Hm³ et qui ne représente que 8 % du stock total, 13 barrages d'une capacité de stockage comprise entre 100 et 500 Hm³, et 3 dont la capacité de stockage est supérieure à 500 Hm³ qui déterminent, ensemble, 82 % du volume stockable (Fig. 3.16a ; d'après données CHE, 2011). Construits au cours du XX^{ème} siècle, tous ces ouvrages ont pour objectif de produire de l'énergie hydro-électrique et d'alimenter en eau les secteurs irrigués à proximité. Aucun n'a été construit dans le but d'écrêter les crues.

Sur les 157 barrages pour lesquels nous détenons des informations, 68 ont été construits sur la période 1950–1975 (Fig. 3.16c). Ils représentent 67 % de la capacité de stockage de l'ensemble des barrages de l'Ebre : dans les années 1960, le volume stocké avoisinait 2 000 Hm³ et a atteint 6 300 Hm³ en 1975 (Fig. 3.16d). D'après la carte de localisation des barrages de plus de 100 Hm³ (Fig. 3.16b), ces derniers sont essentiellement situés sur les tributaires pyrénéens. Etant les plus contributifs à l'exutoire (López-Moreno *et al.*, 2010), la construction de ces ouvrages a dû inévitablement influencer les écoulements à l'exutoire et explique, sans doute en partie, la rupture observée en 1979 sur les chroniques des écoulements de surface. D'après Batalla *et al.* (2004), l'ensemble de ces ouvrages retiendrait 57 % du volume annuel moyen à l'exutoire et suite à la construction des barrages, les écoulements de la plaine méditerranéenne ont montré une réduction significative.

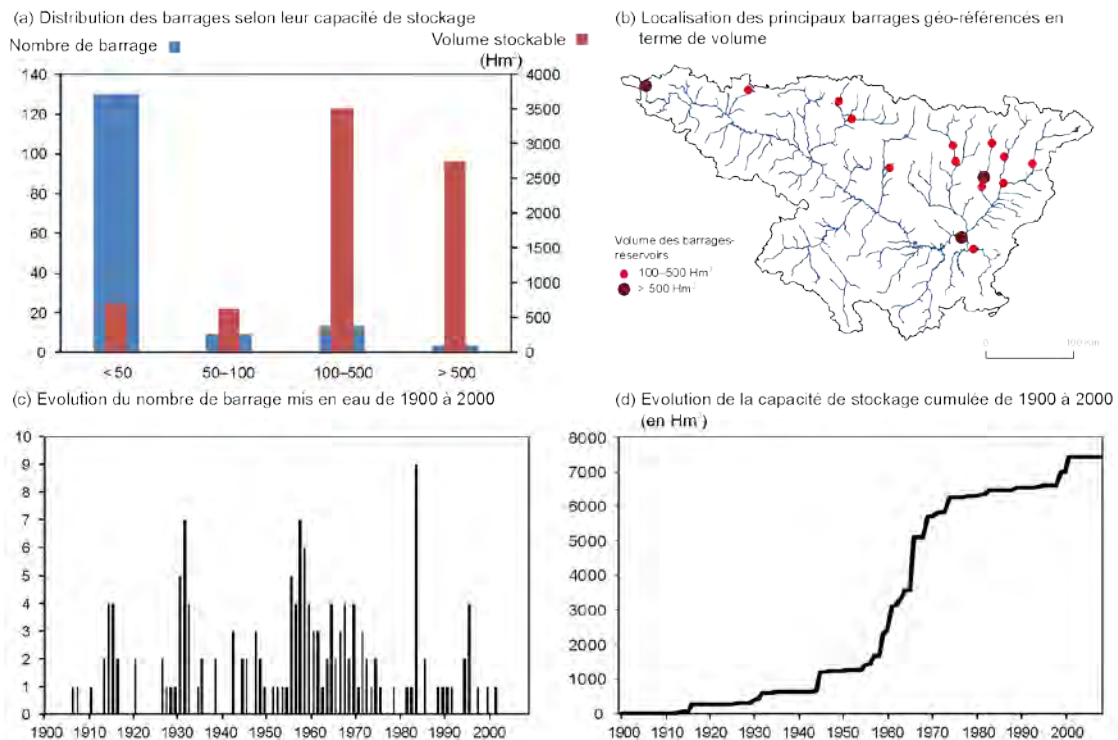


Figure 3.16 – Distribution spatiale et temporelle des ouvrages hydrauliques sur le bassin de l'Ebre.

3. UNE APPROCHE METHODOLOGIQUE ORIGINALE

3.1 Approche générale considérée

3.1.1 Choix des outils

Cette étude vise à proposer une méthode d'évaluation de la capacité de l'hydrosystème à satisfaire la demande en eau. Dans un premier temps, un modèle de gestion intégrée de la ressource en eau a été exploité, le modèle WEAP. Développé par le Stockholm Environment Institute, ce modèle fait partie d'une nouvelle génération d'outils de gestion développée pour intégrer les enjeux naturels et anthropiques d'un bassin versant dans l'évaluation et la prévision de la disponibilité de la ressource en eau (Yates *et al.*, 2005). Ce modèle a été appliqué à l'échelle globale sur une période rétrospective (Piccioni, 2011). Les demandes en eau urbaines et agricoles ainsi qu'un « méga-barrage » représentant 82 % du volume stockable ont été considérés. Les résultats de cette première approche se sont avérés peu concluants. Outre la nature trop simplificatrice d'une approche globale sur un bassin de plus de 85 000 km² qui détient des processus hydro-climatiques variés et une répartition éparse des barrages et de la demande en eau, le logiciel WEAP s'est avéré être un outil avec interface graphique de type « user-friendly ». En conséquence, son utilisation renvoie généralement à un système type « boîte noire » au travers duquel modules hydrologiques, barrages et usages de l'eau s'enchaînent sans que l'on puisse isoler les composants pour optimiser leur comportement. Les résultats obtenus ont alors été contraints par une représentation trop simplifiée du fonctionnement des barrages. Le module barrage ne reposait que sur des paramètres physiques et les lâchers étaient déconnectés de l'évolution de la demande en eau. Le mode de mise en œuvre a été jugé inadapté pour représenter l'hétérogénéité territoriale du bassin versant de l'Ebre et les résultats obtenus insatisfaisants car trop dépendants des rigidités intrinsèques des modèles utilisés par WEAP. C'est pourquoi il a été entrepris de développer un cadre original de réflexion pour appréhender le taux de satisfaction de la demande en eau sur le bassin versant de l'Ebre (Fig. 3.17), divisé en plusieurs sous-bassins.

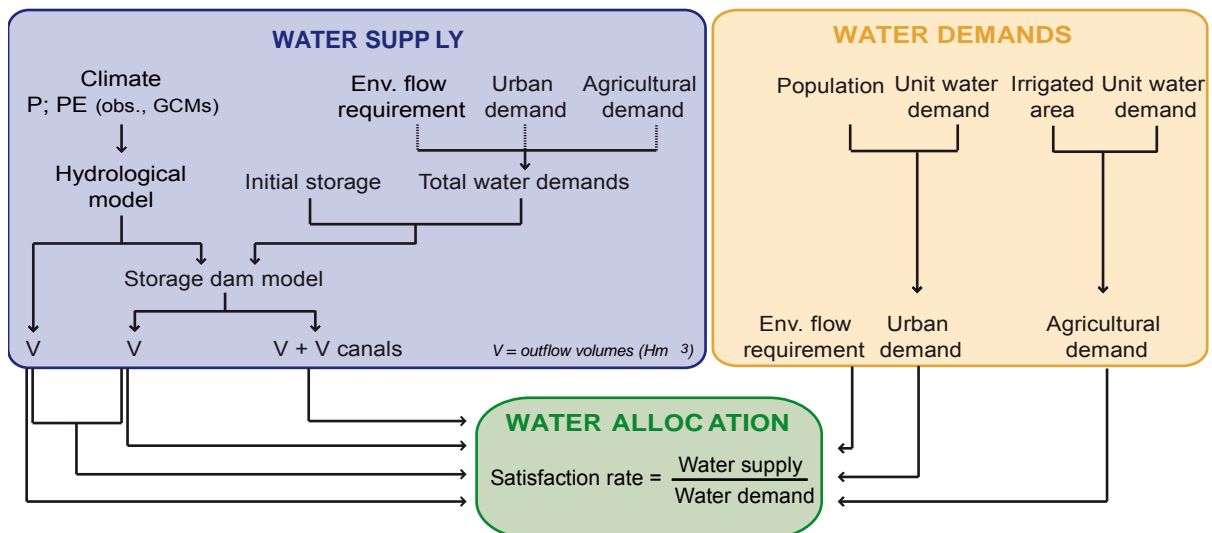


Figure 3.17 – Présentation de la méthodologie générale mise en place. (Milano et al., 2012c ; voir Annexe 4).

Pour atteindre cet objectif, des outils, pour lesquels il était possible de maîtriser l'optimisation et le comportement, ont été mobilisés. La disponibilité des ressources en eau a été évaluée à l'aide d'un modèle hydrologique conceptuel. Les perturbations induites par les barrages ont été prises en compte avec la mise en place d'un module barrage. Celui-ci est alimenté par les volumes écoulés simulés en amont et piloté par les demandes en eau en aval. Les lâchers de barrage sont ensuite ajoutés aux écoulements spécifiques simulés en aval. Les demandes en eau ont, quant à elles, été

fondées sur les Plans Hydrologiques de l'Ebre (PHE) réalisés par la CHE. Un indicateur sur la capacité à satisfaire la demande en eau a alors pu être établi. Celui-ci repose sur une confrontation entre la disponibilité des ressources en eau et la demande en eau (Fig. 3.17). Cet indicateur permet ainsi de définir les pressions actuelles sur les ressources en eau du bassin versant de l'Ebre et d'évaluer leurs possibles évolutions à moyen terme (horizon 2050) dans un contexte de changements climatiques et anthropiques.

3.1.2 Périodes de travail retenues

Pour appliquer la méthode proposée sur une période rétrospective, dite de référence, les ressources en eau ont été évaluées sur la période 1971–1990. Une période de 20 ans identique à celle de l'étude régionale a été retenue afin de rester cohérent et de faciliter les comparaisons (Chapitre 2 – 3.1.2). De plus, cette période est représentative de la variabilité hydro-climatique observée sur le bassin de l'Ebre sur la période 1957–2002 puisqu'elle couvre à la fois une période humide et une période sèche (voir Chapitre 3 – 2.3.3). Pour l'étude prospective, les ressources en eau ont été évaluées sur la période 2041–2060. Selon les analyses effectuées à l'échelle régionale (voir Chapitre 2 – 4.1.2), il s'agit d'une période sur laquelle les GCMs s'accordent sur les grandes tendances évolutives du climat.

L'évaluation des demandes en eau s'est fondée sur le PHE en cours de réalisation qui projette une croissance démographique et une expansion des surfaces irriguées à l'horizon 2027. Ces projections ont été retenues et confrontées aux variations climatiques projetées à l'horizon 2050.

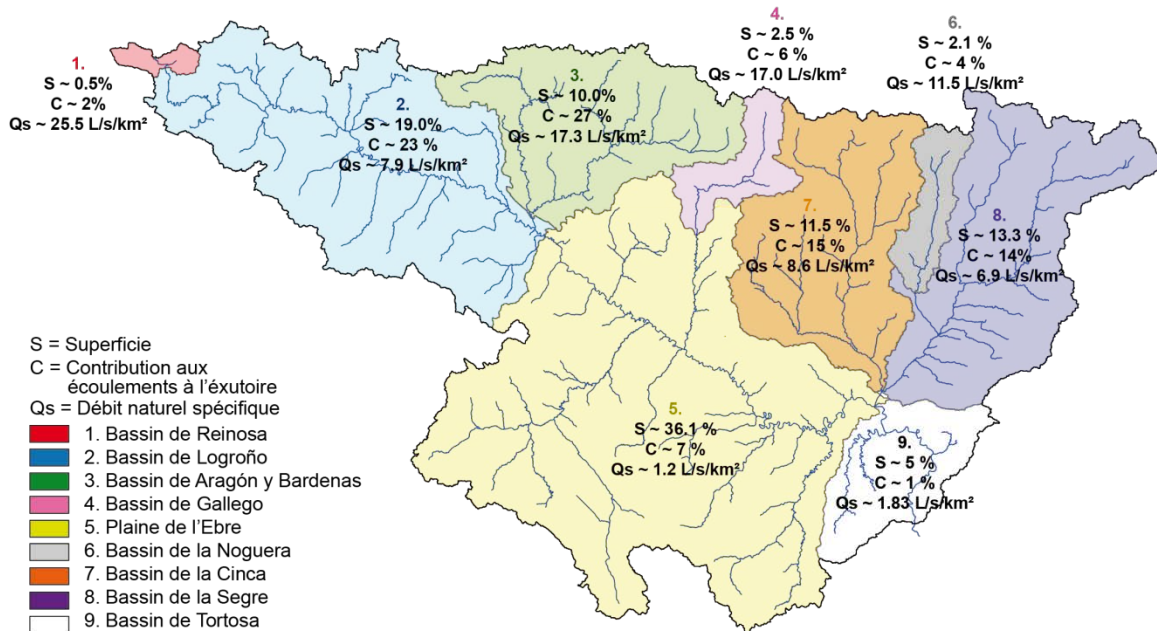
Du fait de la taille du bassin, de son hétérogénéité physique, de ses multiples pressions anthropiques et de l'importante régulation des écoulements par les barrages, l'ensemble de la chaîne méthodologique a été appliqué au pas de temps mensuel. Le bassin versant de l'Ebre est caractérisé par différents systèmes hydrogéologiques dont les temps de transferts sont variables. De plus, il existe un grand nombre de barrages dont les modes de gestion sont difficiles à définir. Les objectifs de lâchers de barrage ne sont pas toujours affichés par les gestionnaires et ils peuvent varier selon la disponibilité du volume d'eau dans la réserve et selon les degrés de priorité affectés aux sites de demande (Zolezzi *et al.*, 2009 ; Zambrano-Bigiarini *et al.*, 2011). De plus, les règles de fonctionnement de nombreux barrages dépendent d'autres ouvrages hydrauliques (barrages et canaux d'irrigation). Il est donc pratiquement impossible d'obtenir un mode de gestion au pas de temps journalier de ces derniers (Zambrano-Bigiarini, 2010). Enfin, les données sur les usages et demandes en eau ne sont généralement disponibles qu'au pas de temps mensuel.

3.1.3 Découpage du bassin versant de l'Ebre

Le bassin versant de l'Ebre a été décomposé en sous-unités en premier lieu pour mieux représenter les différents processus hydro-climatiques, puis pour tenter de reproduire la régulation des écoulements par les principaux barrages et enfin pour isoler les grandes zones de prélèvements agricoles.

Ainsi, les régions où les précipitations dépassaient les 700 mm/an ont, dans un premier temps, été distinguées de manière à considérer spécifiquement les parties les plus contributives aux écoulements à l'exutoire (Fig 3.18a). Les sous-bassins au Nord-Ouest ont la plus forte contribution (23 à 27 %) et participent essentiellement aux écoulements hivernaux (Figure 3.18b). S'en suivent ensuite les sous-bassins pyrénéens à l'Est (15 %) participant essentiellement à soutenir les écoulements de la période printanière (Fig. 3.18b). La région des plaines contribue à seulement 7 % des écoulements à l'exutoire. L'analyse des hyétogrammes et hydrogrammes (Fig. 3.19) montre une réponse rapide des écoulements aux précipitations avec des valeurs maximales au printemps dans les régions pyrénéennes. Toutefois, il est difficile de constater un rôle déterminant de la fonte des neiges sur les écoulements. Un module neige n'apparaît donc pas comme indispensable. A l'inverse, un module barrage a du être pris en compte car de nombreux barrages régulent aujourd'hui les flux de cette région et le régime n'est naturel que sur une centaine de km² (López-Moreno *et al.*, 2004 ; 2008 ; voir Chapitre 3 – 2.3.2 & 2.3.3).

(a) Découpage spatial de l'Ebre



(b) Débit naturel spécifique mensuel de chaque sous-bassin

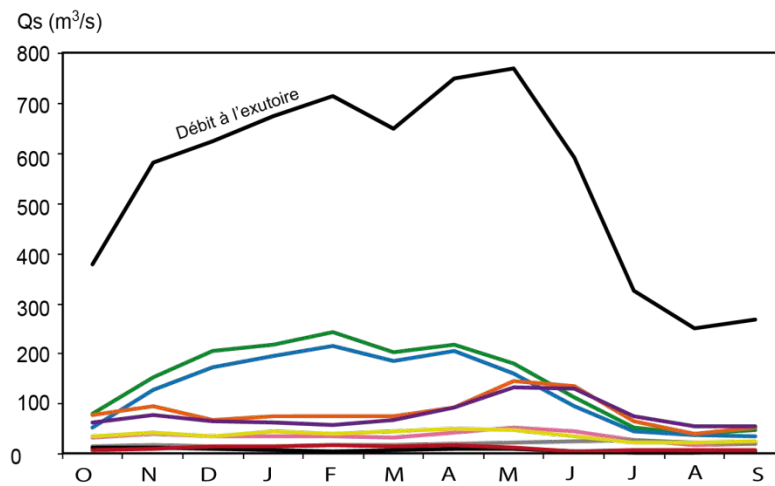


Figure 3.18 – (a) Décomposition spatiale du bassin de l'Ebre en 9 sous-bassins ; (b) Contributions spécifiques des sous-bassins aux écoulements à l'exutoire.

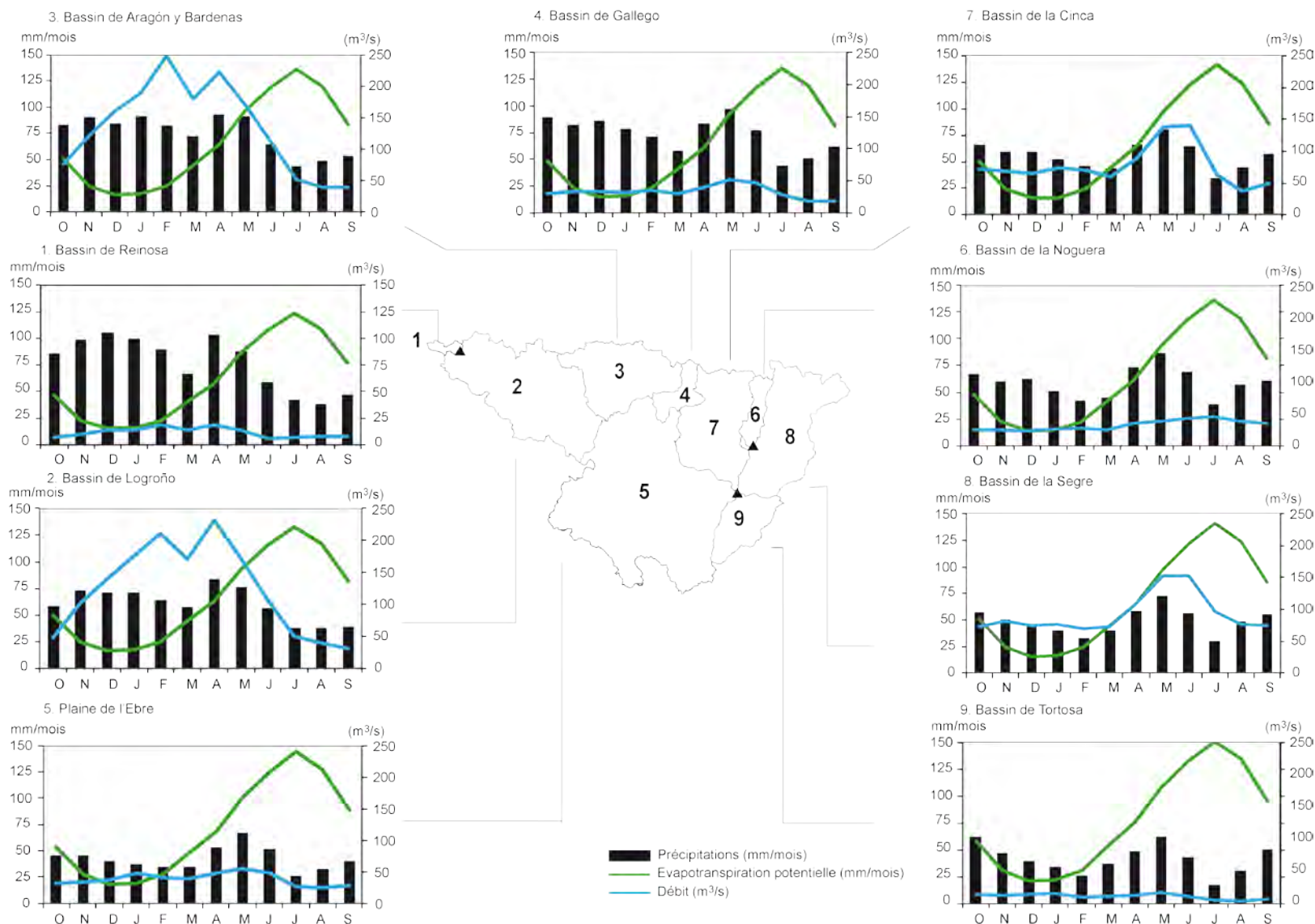


Figure 3.19 – Variations mensuelles moyennes des précipitations, de l'ETP et des écoulements naturels spécifiques sur la période 1971-1990 pour les neuf sous-bassins considérés.

Le choix des sous-bassins retenus a également été guidé par l'objectif de considérer dans l'étude les trois barrages-réservoirs ayant une capacité de stockage supérieure à 500 Hm³.

- le barrage de Mequinenza, achevé en 1966. Celui-ci a une capacité de stockage de 1 530 Hm³ et une hauteur de 121 m. C'est le plus gros barrage construit sur l'Ebre. Bien que son rôle principal soit de produire de l'énergie hydro-électrique, il participe à l'approvisionnement en eau de la municipalité de Mequinenza mais surtout à la régulation des écoulements de l'Ebre pour satisfaire la demande en eau agricole du delta (1 241,5 Hm³/an) ;
- le barrage de Canelles, mis en service en 1960. Ce barrage a une capacité de stockage de 687,5 Hm³ pour une hauteur de 151 m. Il reçoit les eaux de la Noguera-Ribagorçana qui prend sa source dans les Pyrénées. L'eau y est régulée pour produire de l'énergie hydro-électrique. Le volume d'eau sortant est stocké une vingtaine de kilomètres plus bas, au barrage de Santa-Ana. Ce dernier, construit en 1961, a une capacité de stockage de 237 Hm³ et une hauteur de 99,6 m. Bien qu'il produise également de l'énergie hydro-électrique, sa fonction principale est de satisfaire les besoins en eau du secteur urbain et du secteur agricole de la région de Lérida, 4^{ème} plus grande surface irriguée de l'Ebre. Ce secteur est irrigué par un système de canaux (Tableau 3.1). Le principal est le Canal de Aragón y Cataluña. Il irrigue un peu moins de 100 000 Ha pour une demande en eau de 810 Hm³/an. Ses eaux proviennent pour moitié de la Esera qui prend sa source dans les Pyrénées, et pour l'autre moitié du barrage de Santa-Ana via le Canal de Enlace, sous conditions que la hauteur d'eau dans le réservoir atteigne au moins 73,4 m. Un second canal est le Canal de Piñana. Il irrigue environ 16 000 Ha pour une demande en eau de 167 Hm³/an. L'intégralité de ses eaux provient du barrage de Santa-Ana pour une restriction de hauteur d'eau dans le barrage de 31 m, hauteur minimum d'exploitation du barrage. Le barrage de Canelles est certes le deuxième plus grand barrage du réseau hydrographique de l'Ebre mais son mode de fonctionnement dépend en grande partie du barrage de Santa-Ana. Ce dernier entraîne une régulation importante des écoulements afin d'approvisionner en eau l'un des plus grands secteurs agricoles de l'Ebre. Il a donc été retenu plutôt que celui de Canelles ;
- le barrage de l'Ebre, achevé en 1945. Ce barrage a une capacité de stockage de 540 Hm³ et une hauteur de 34 m. Situé dans le haut-bassin de l'Ebre, il contribue peu aux écoulements à l'exutoire (environ 2 %) mais il est néanmoins caractérisé par les écoulements spécifiques les plus importants de la région, de l'ordre de 25,5 L/s/km² (Fig. 3.18b). Sa fonction principale est de réguler les écoulements afin que les demandes en eau du secteur agricole de la plaine de l'Ebre en aval (500 km plus bas) soient satisfaits (712,6 Hm³/an).

Le volume d'eau stockable par ces trois barrages représente 30 % du volume d'eau stockable total sur le bassin versant de l'Ebre.

Enfin, des demandes mensuelles en eau ont été définies pour chaque sous-bassin considéré. Toutefois, les bassins qui disposent d'ouvrages hydrauliques alimentent en eau plusieurs secteurs en aval. C'est notamment le cas pour le sous-bassin de Reinosà (Fig. 3.18a), le plus en amont, qui, grâce au barrage de l'Ebre, régule les écoulements pour répondre aux demandes en eau du secteur irrigué de la plaine de l'Ebre. Les bassins pyrénéens de la Noguera et de la Cinca (Fig. 3.18a) également approvisionnent en eau respectivement 2 et 3 secteurs essentiellement agricoles en aval grâce au barrage de Santa-Ana, au Canal de Piñana et celui de Aragón y Cataluña.

Ainsi, le bassin versant a été divisé en 9 sous-bassins versants auxquels ont été associés 11 sites de demande en eau (Fig. 3.20).

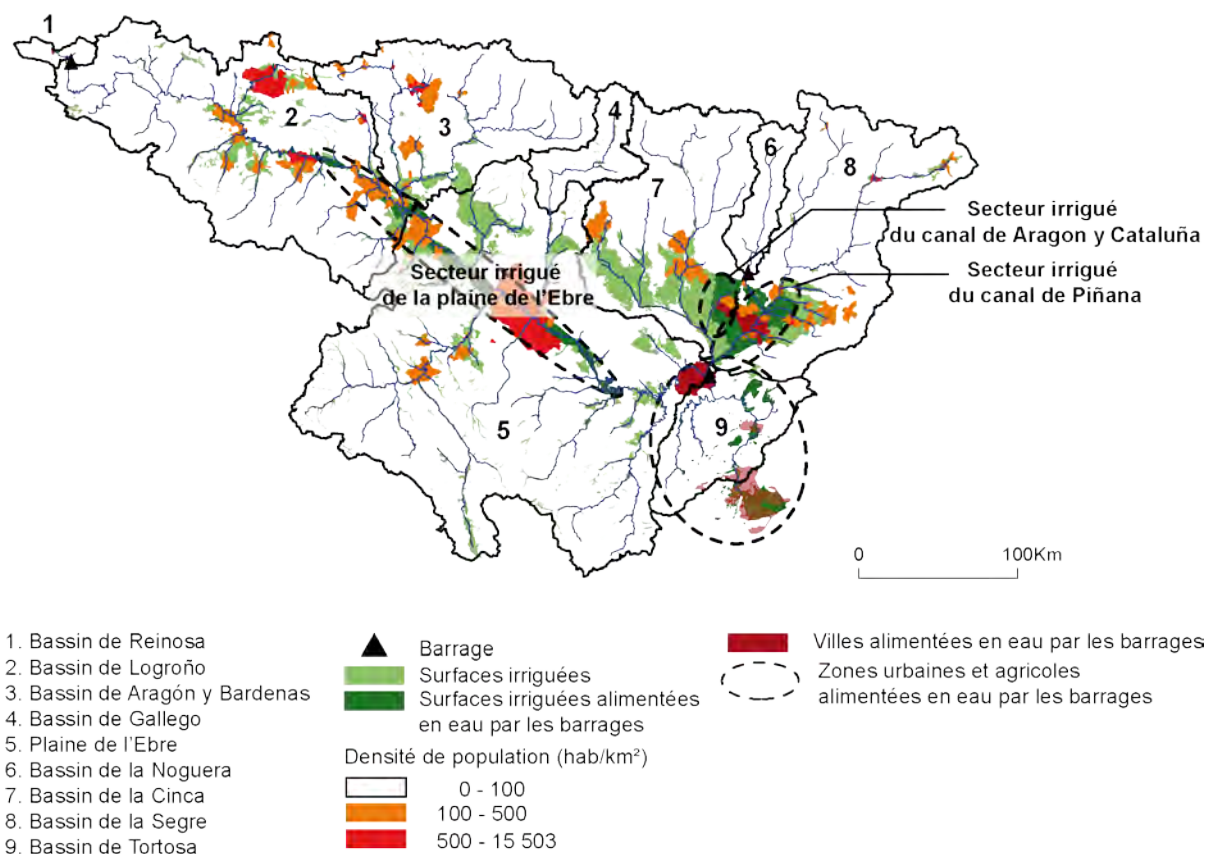


Figure 3.20 – Découpage du bassin versant de l'Ebre et répartition des sites de demande en eau.

3.2 Evaluation de la disponibilité des ressources en eau

3.2.1 Modélisation hydrologique

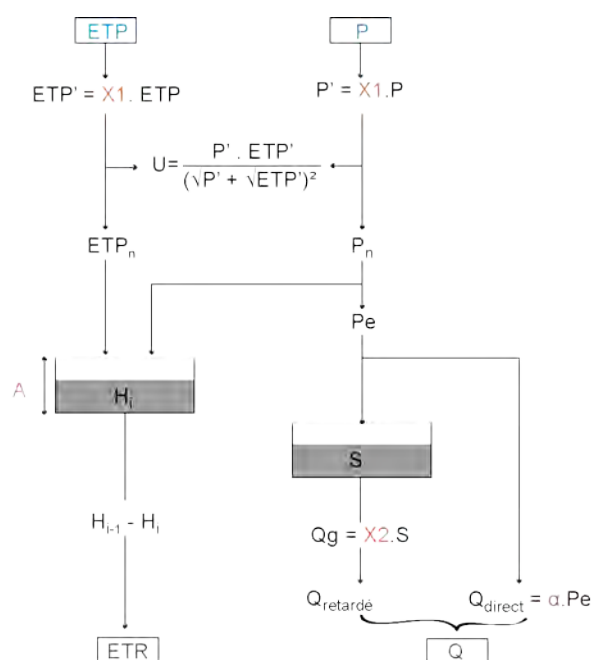
Afin d'évaluer la disponibilité des ressources en eau à l'échelle de chaque sous-bassin versant, il a d'abord été envisagé d'exploiter le même modèle hydrologique que pour l'échelle régionale (WBM). Toutefois, des tests préliminaires avec le modèle GR2M ont montré de meilleures performances de simulations. Ce dernier a donc été retenu. Néanmoins, le fondement de ces deux modèles reste comparable. Ils sont tous deux des modèles de bilan hydrologique fonctionnant au pas de temps mensuel et ils nécessitent les mêmes données d'entrées.

3.2.1.1 Description du modèle hydrologique

Le modèle hydrologique utilisé repose sur les bases du modèle original GR2M, développé par le CEMAGREF (Makhlouf & Michel, 1994), mais nécessite de caler 4 paramètres. Il s'agit d'un modèle hydrologique conceptuel global qui fonctionne au pas de temps mensuel. Il est constitué d'un premier réservoir sol qui régit la fonction de production et qui est caractérisé par son remplissage maximal, soit la capacité en eau du sol, A . Cette variable est habituellement fixée à 200 mm en France métropolitaine (Makhlouf & Michel, 1994), or dans le cas de l'Ebre nous avons cherché à l'optimiser afin d'améliorer les performances du modèle. Le modèle comporte également un réservoir eau gravitaire qui régit la fonction de transfert. Le schéma conceptuel est présenté en figure 3.21.

Le modèle nécessite en entrée des données de précipitations et d'évapotranspiration. Ces dernières sont modulées par le paramètre $X1$ qui agit comme un coefficient d'ajustement des entrées. Une quantité U est ensuite soustraite aux P et ETP modulées permettant ainsi de définir les P et ETP nettes. Selon la valeur de A , une part des P et ETP nettes participe à la variation de la teneur en eau du réservoir sol. L'autre part détermine les P efficaces et l' ET réelle. Une part α des P efficaces participe à l'écoulement direct, l'autre part est réceptionnée par le réservoir eau gravitaire. Dans le

modèle initial, α est fixé à 1/5 toutefois ici nous avons cherché à l'optimiser, toujours dans un souci d'améliorer les performances du modèle. L'écoulement retardé délivré par le réservoir est déterminé par le paramètre X2. Le débit à l'exutoire est défini comme la somme des écoulements directs et retardés.



Données en entrées (mm/mois)

P = Précipitations
ETP = Evapotranspiration potentielle

Paramètres (pas d'unités)

X1 = Coefficient d'ajustement des entrées
X2 = Coefficient régulant l'écoulement retardé
A = Capacité en eau du sol
 α = Coefficient déterminant la part des précipitations efficaces participant à l'écoulement direct

Données en sortie (mm/mois)

ETR = Evapotranspiration réelle
Q = Ecoulement total

Autres variables mobilisées pour les calculs (mm)

ETP_n = Evapotranspiration nette
P_n = Précipitation nette
Pe = Précipitation efficace
Hi = Hauteur d'eau du réservoir sol au mois i

H_{i-1} = Hauteur d'eau du réservoir sol au mois i-1
S = Hauteur d'eau du réservoir eau gravitaire
Qg = Ecoulement délivré par le réservoir eau gravitaire
Q_{retardé} = Ecoulement retardé
Q_{direct} = Ecoulement direct

Figure 3.21 – Schéma conceptuel du modèle hydrologique GR2M modifié

(adapté de Makhlouf & Michel, 1994).

Les données de P et ETP à la maille 10 x 10 km (voir Chapitre 3 – 2.2.2.1) ont été extraites pour chaque sous-bassin étudié au pas de temps mensuel afin d'appliquer le modèle hydrologique sur la période rétrospective. Pour l'analyse prospective, des scénarios climatiques ont été générés en se fondant sur les projections climatiques des quatre mêmes GCMs que l'étude régionale et selon le SRES A2. La même technique de désagrégation spatiale a également été appliquée. Il s'agit de la méthode dite des perturbations (voir e.g. Déqué, 2007 ; Lendenrink *et al.*, 2007 ; Ruelland *et al.*, 2012). Pour chaque variable climatique, des perturbations ont été calculées mensuellement comme le rapport (ou la différence dans le cas de la température) entre le climat mensuel moyen simulé sous changement climatique (SRES A2, période 2041–2060) et celui simulé pour le temps présent (SRES 20C3M, période 1971–1990). Ces perturbations mensuelles ont servi à modifier les séries mensuelles observées sur la période dite de référence 1971–1990. Comme pour l'étude régionale, la méthode des perturbations permet une descente d'échelle en vue de rendre compatibles les sorties de modèles climatiques avec le modèle hydrologique mobilisé dans l'étude. Elle a également permis de s'acquitter de l'incapacité des modèles climatiques à reproduire la variabilité interannuelle du climat présent. La variabilité climatique est héritée des chroniques climatiques observées et la relation interannuelle

pluie-débit est supposée se maintenir à moyen terme (voir Ruelland *et al.*, 2012). L'évapotranspiration potentielle a ensuite été estimée en appliquant une formule basée sur la radiation solaire et les températures moyennes (Oudin *et al.*, 2005 ; voir chapitre 2 – 3.2.2).

3.2.1.2 Optimisation des paramètres

L'optimisation des paramètres, ou phase de calage, est une étape importante qui déterminera l'efficacité du modèle hydrologique, c'est à dire sa capacité à reproduire le comportement du bassin modélisé. Afin d'évaluer les compétences du modèle, deux critères statistiques relatifs aux mesures des écoulements observés et calculés aux stations exutoires ont été systématiquement calculés. Les deux critères de calage retenus dans cette étude sont : (i) une bonne concordance générale dans les formes des hydrogrammes (Eq. 3.1), et (ii) une bonne concordance générale entre les volumes écoulés observés et simulés (Eq. 3.2). La procédure de calage a été automatisée afin de pouvoir tester le plus grand nombre de paramètres possibles.

- NSE, coefficient de Nash-Sutcliffe (Nash & Sutcliffe, 1970) :

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{t=1}^N (Q_{OBS,t} - Q_{SIM,t})^2}{\sum_{t=1}^N (Q_{OBS,t} - \bar{Q}_{OBS})^2} \quad (3.1)$$

Avec Q_{OBS} et Q_{SIM} les débits observés et simulés par le modèle hydrologique au temps t , et N , le nombre de pas de temps.

Ce coefficient quantifie la précision de la représentation de l'hydrogramme. Plus il s'approche de 1, meilleure est la corrélation entre les débits calculés par le modèle et les débits observés.

- VE, Erreur de volume

$$VE = \frac{(V_{OBS} - V_{SIM})}{V_{SIM}} = \frac{(\sum_{t=1}^N V_{OBS,t} - \sum_{t=1}^N V_{SIM,t})}{\sum_{t=1}^N V_{OBS,t}} \quad (3.2)$$

Avec V_{OBS} et V_{SIM} , les volumes observés et simulés par le modèle hydrologique au temps t , et N , le nombre de pas de temps.

Ce critère quantifie la précision de la représentation des volumes écoulés. Plus il s'approche de 0, meilleure est la corrélation entre les volumes simulés par le modèle et les volumes observés.

L'évaluation de l'optimisation du modèle hydrologique pour représenter le comportement de chacun des sous-bassins repose sur plusieurs critères : le choix de la période de calage et validation et le choix de la chronique de débit de référence. Pour chacun des sous-bassins versants, plusieurs périodes de calage et validation ont alors été testées (Fig. 3.22) en s'appuyant d'une part sur des chroniques de débit observé et d'autre part sur des chroniques de débit naturel fournies par la CHE. Le tableau 3.2 regroupe les performances des simulations pour l'ensemble des sous-bassins versants pour les 3 découpages, en calage et en validation.

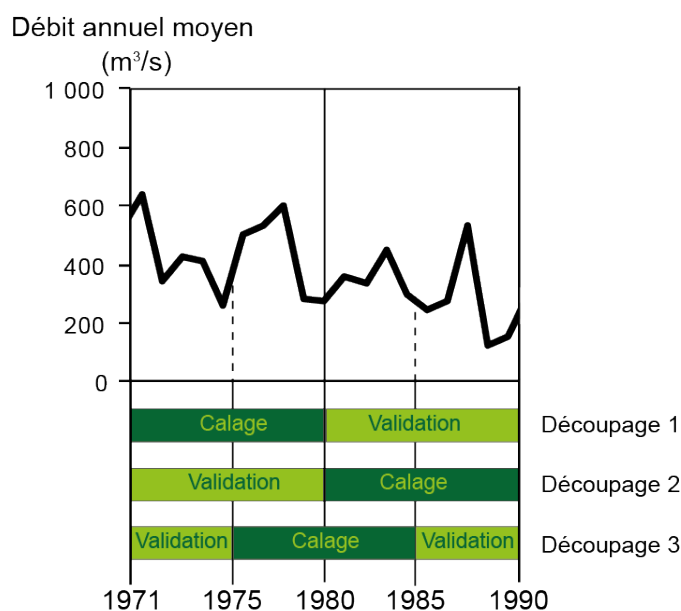


Figure 3.22 – Exemple de découpage des périodes de calage et validation pour le bassin de l'Ebre à Tortosa sur la période 1971–1990.

Tableau 3.2 – Performances moyennes, maximales et minimales des critères statistiques pour l'ensemble des sous-bassins considérés sur les périodes de calage et de validation et selon les 3 découpages temporels testés sur la période de simulation.

		CALAGE				VALIDATION			
		Q _{obs}		Q _{nat}		Q _{obs}		Q _{nat}	
		NSE	VE	NSE	VE	NSE	VE	NSE	VE
Découpage 1	MOY	0,46	-4	0,69	-3	0,22	20	0,63	1
	MAX	0,77	3	0,92	1	0,81	53	0,92	13
	MIN	0,01	-17	0,37	-17	-0,75	9	0,14	-16
Découpage 2	MOY	0,44	-1	0,69	-2	0,28	-22	0,61	-4
	MAX	0,84	5	0,93	3	0,76	-5	0,91	22
	MIN	-0,03	-9	0,25	-11	-0,35	-51	0,17	-30
Découpage 3*	MOY	0,48	-4	0,71	-1	0,38–0,13	-9–30	0,62–0,64	3–7
	MAX	0,80	3	0,92	4	0,81–0,78	19–48	0,92–0,92	30–24
	MIN	0,01	-23	0,35	-12	-0,11–-1,06	-26–15	0,34–0,25	-19–-9

* les valeurs en validation correspondent respectivement aux deux périodes de validation indiquées en Fig. 3.21.

Aussi bien en calage qu'en validation, les performances du modèle hydrologique sont meilleures lorsqu'il se base sur les chroniques de débit naturel plutôt que sur les chroniques de débit observé. En utilisant les chroniques de débit naturel, le NSE moyen varie de 0,69 à 0,71 en calage et de 0,61 à 0,64 en validation, selon le découpage choisi, tandis qu'en utilisant les chroniques de débit observé, le NSE moyen varie de 0,44 à 0,48 en phase calage et de 0,13 à 0,37 en phase de validation. Concernant les erreurs de volume, elles sont assez similaires en période de calage avec les deux types de chronique et restent dans une gamme d'erreur correcte ($\pm 5\%$). Néanmoins en phase de validation, les erreurs de volume peuvent se dégrader de 50 points et avoisinent en moyenne $\pm 20\%$ quand les chroniques de débit observé sont utilisées. En mobilisant les chroniques de débit naturel, les erreurs de volume se dégradent également en phase de validation mais de seulement 10 à 20 points et restent toujours en moyenne entre $\pm 10\%$. Il a donc semblé plus judicieux de caler le modèle d'après les chroniques de débit naturel.

Concernant la sélection du découpage temporel de la période de simulation, en se basant uniquement sur les résultats obtenus d'après les chroniques de débit naturel, les 3 découpages présentent des valeurs de NSE et des erreurs de volume proches en phase de calage. Les valeurs de NSE sont également assez similaires en phase de validation. Toutefois, les erreurs de volume

présentent une gamme de variation moins large avec le découpage 1 ($\pm 15\%$), tandis qu'avec les découpages 2 et 3 l'écart est entre $\pm 30\%$.

Dès lors, nous avons choisi de caler le modèle sur la période plus humide 1971–1980 et de le valider sur la période plus sèche 1981–1990 en fonction des chroniques de débit naturel.

3.2.2 Modélisation des réservoirs d'eau

3.2.2.1 Module barrage

La modélisation du fonctionnement d'un barrage-réservoir est une opération complexe soumise à de nombreuses incertitudes. Les objectifs poursuivis lors des lâchers peuvent se révéler contradictoires et ne sont pas toujours affichés clairement par les gestionnaires. De plus, les priorités peuvent changer en fonction de l'actualité économique ou politique. L'identification *a posteriori* des consignes de gestion peut donc s'avérer une étape difficile de la modélisation. En dernière instance, la réalisation des objectifs de gestion dépend de contraintes physiques liées aux apports et aux pertes d'eau qui affectent naturellement la retenue. Or ces phénomènes présentent généralement une grande variabilité dans le temps et l'espace. Le bilan hydrique du réservoir s'écrit ainsi au pas de temps mensuel m :

$$R_m = R_{m-1} + \text{apports} - \text{pertes} = R_{m-1} + (V_{IN,m} + V_{PR,m} + V_{EC,m}) - (V_{OUT,m} + V_{INF,m} + V_{ET,m}) \quad (3.3)$$

Avec :

R_m , volume d'eau du réservoir à la fin du mois m ;

R_{m-1} , volume d'eau du réservoir à la fin du mois précédent $m-1$;

$V_{IN,m}$, volume d'eau entrant dans le réservoir par ruissellement des versants ;

$V_{PR,m}$, volume d'eau apporté par les précipitations sur la retenue d'eau ;

$V_{EC,m}$, volume d'eau apporté par les écoulements souterrains ;

$V_{OUT,m}$, volume d'eau sortant du réservoir par lâchers successifs ;

$V_{INF,m}$, volume d'eau perdu par infiltration ;

$V_{ET,m}$, volume d'eau perdu par évaporation.

L'équation du bilan peut être simplifiée en faisant abstraction des termes d'évaporation, d'infiltration, de précipitation et d'écoulement souterrain. Cette approximation se justifie généralement par les ordres de grandeur mis en jeu au pas de temps choisi. Le volume évaporé moyen au niveau des barrages de l'Ebre, de Mequinenza et de Santa-Ana au cours du pic annuel représente respectivement 36 %, 5 % et 1,5 % du volume moyen entrant (Tableau 3.3). Pour les barrages de Mequinenza et de Santa-Ana, le bilan hydrique peut donc être reformulé selon l'équation (3.4), mais pour le barrage de l'Ebre, l'absence de ces composantes devrait influencer le comportement de la réserve.

$$R_m = R_{m-1} + V_{IN,m} - V_{OUT,m} \quad (3.4)$$

Tableau 3.3 – Part du volume évaporé moyen au cours du pic annuel pour chaque barrage considéré.

	Superficie (Ha)	Pic annuel	ETP moyenne (mm)	Volume évaporé moyen (Hm ³)	Volume entrant moyen (Hm ³)
Barrage de l'Ebre	6 253	Juillet	124	7,7	21
Barrage de Mequinenza	7 540	Juillet	154	11,6	233
Barrage de Santa-Ana	768	Juillet	142	1,1	72

De plus, les consignes de gestion appliquées entre 1971 et 1990 n'ayant pas été identifiées pour les trois barrages retenus, la simulation des sorties de barrages et des niveaux d'eau dans le réservoir nécessite des hypothèses supplémentaires. Le module barrage proposé ne tient pas compte de la production hydro-électrique des ouvrages et poursuit deux objectifs concurrents : maintenir un certain stock de sécurité dans le réservoir et satisfaire les différentes demandes en eau en aval.

Pour initialiser le module, des informations sur les caractéristiques physiques des barrages telles que les volumes maximum et minimum d'exploitation sont requises ainsi que sur l'état de la réserve, soit le volume d'eau stocké, à l'instant $m-1$. Dans le cas du barrage de Santa-Ana, deux volumes minimum d'exploitation du barrage ont du être considérés. Un premier correspondant à la limite de transfert d'eau au Canal d'Aragón y Cataluña et le second correspondant à la limite d'exploitation du barrage. En entrée, le module nécessite des données sur les volumes d'eau entrants et sur la demande en eau en aval à laquelle les sorties de barrage sont supposées répondre. A chaque pas de temps, ces données sont comparées et ce rapport régit la réponse du barrage (Fig. 3.23). En notant D_m la demande mensuelle en aval du barrage, le volume d'eau sortant s'exprime avec la fonction F suivante :

$$V_{OUT,m} = F(R_{m-1}, V_{IN,m}, D_m, R_{max}, R_{min}) \quad (3.5)$$

La fonction F a été construite à partir des chroniques de volumes de chaque barrage (réservoir, volumes entrant et sortant), disponibles sur la période 1971–1990 auprès de la CHE. Trois cas ont été distingués :

- (i) si le volume d'eau entrant est équivalent à la demande en eau en aval alors il est supposé que l'intégralité du volume entrant est relâchée afin de satisfaire la demande. La réserve reste alors inchangée. Le même cas de figure se présente lorsque le volume d'eau entrant est supérieur (inférieur) à la demande et que la réserve d'eau est à son niveau maximum (minimum) ;
- (ii) si le volume d'eau entrant est supérieur à la demande en eau en aval et que la réserve n'a pas atteint son niveau maximum, alors une partie du volume entrant peut être ajoutée à la réserve. En fonction des priorités affichées, le gestionnaire a alors le choix entre deux possibilités de lâcher : soit il relâche une quantité d'eau égale à la demande (et stocke par conséquent toute l'eau entrante excédentaire), soit il relâche plus d'eau que nécessaire (et ne stocke donc qu'une fraction de l'eau entrante excédentaire). Afin de rendre compte de ce choix de gestion et de déterminer la quantité d'eau devant être ajoutée au réservoir pour le mois considéré, un *coefficient de stockage* mensuel a été calculé à partir des chroniques observées sur n années :

$$\Delta storage_m = \frac{1}{n} \times \sum_{year=1}^n \frac{R_{m,year} - R_{m-1,year}}{R_{m,year}} \quad (3.6)$$

avec n , le nombre d'année ; R_m , le volume d'eau dans la réserve au mois m ; R_{m-1} , le volume d'eau dans la réserve au mois $m-1$;

- (iii) si le volume d'eau entrant est inférieur à la demande en eau en aval et si le niveau d'eau dans le réservoir n'a pas atteint son niveau minimum, alors un certain volume d'eau peut être puisé dans le réservoir afin de combler au mieux ce déficit de satisfaction. En fonction des priorités affichées, le gestionnaire peut décider de puiser suffisamment d'eau pour satisfaire totalement la demande ou au contraire de ne pas en prélever trop afin de préserver également le stock. L'arbitrage entre ces deux ordres de priorité possibles est représenté à travers un coefficient mensuel, appelé *coefficient d'exploitation* et calculé sur la base des chroniques observées sur n années :

$$\Delta Exploit_m = \frac{1}{n} \times \sum_{year=1}^n \frac{Q_{out,m,year}}{R_{m,year}} \quad (3.7)$$

Avec n , le nombre d'année ; $Q_{out,m}$, le débit sortant du barrage au mois m .

Le fonctionnement du modèle est décrit en détail par la Figure 3.23.

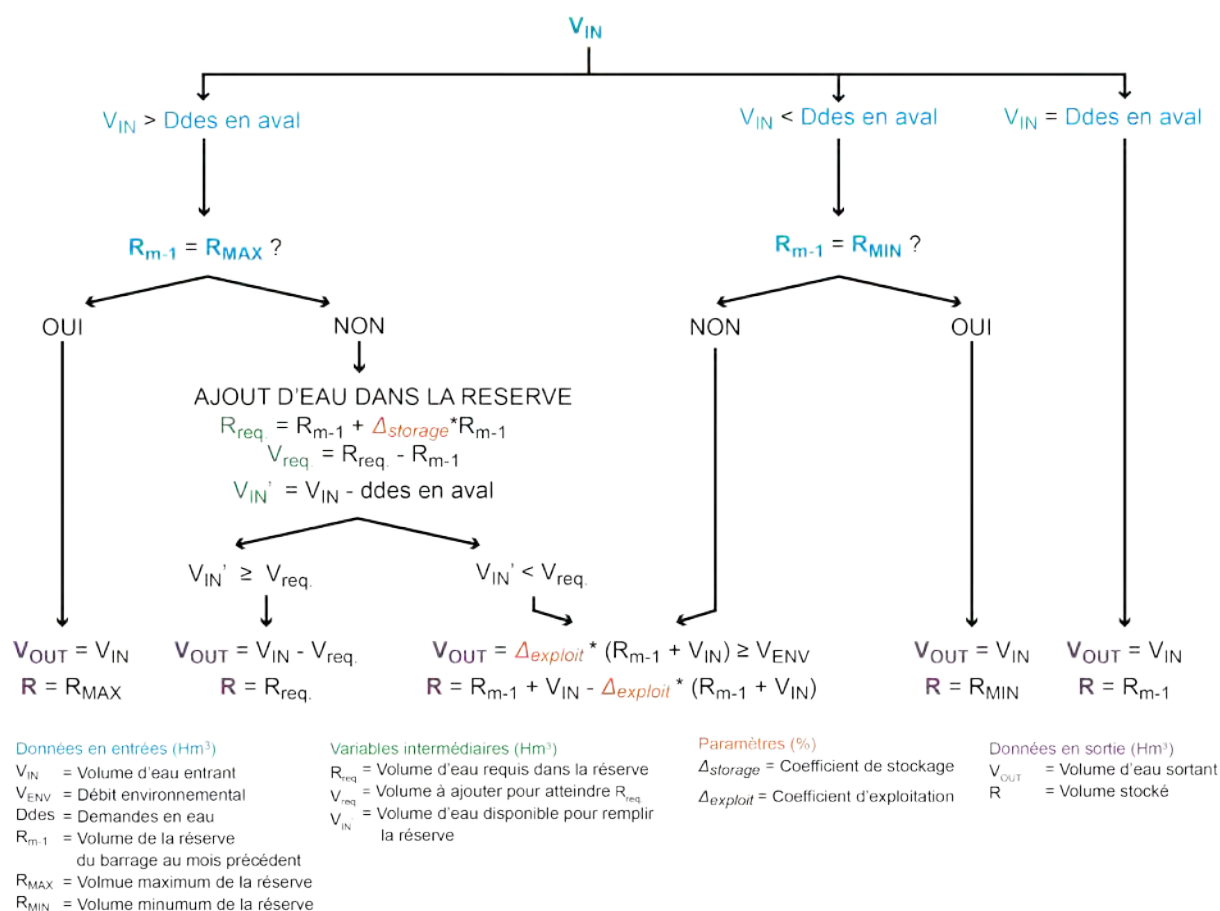


Figure 3.23 – Schéma conceptuel du module barrage.

3.2.2.2 Optimisation des paramètres

Suite aux travaux d'optimisation des paramètres du modèle hydrologique GR2M–adapté, le module barrage a également été calé sur la période 1971–1980 et validé sur la période 1981–1990, en exploitant les mêmes critères statistiques. Toutefois, le mode de gestion des barrages en période humide ne correspond pas à celui en période sèche. Le module n'a finalement été ni calé ni validé et les valeurs mensuelles des deux coefficients ont été estimées à partir d'une moyenne interannuelle sur la période 1971–1990. Cette période recouvrant aussi bien une période humide qu'une période sèche devrait alors conférer au modèle des règles de gestion moyenne. Pour la période prospective, ces règles ont été supposées inchangées.

3.3 Evaluation de la demande en eau

3.3.1 Scénarios d'usages de l'eau

La demande en eau totale sur le bassin versant de l'Ebre avoisine les 9 240 Hm³/an, dont 92 % provient du secteur agricole (8 497 Hm³/an), 3,8 % du secteur domestique (358 Hm³/an), 2,7 % du secteur industriel (248 Hm³/an) et 1,5 % des transferts d'eau vers les bassins voisins (138 Hm³/an ; CHE, 2011). Comme l'illustre la figure 3.24, cette répartition de la demande se reflète sur l'ensemble des hydrosystèmes considérés, le secteur agricole atteignant même dans les régions les plus en aval jusqu'à 97 % de la demande totale en eau. Etant donné l'importance de la demande agricole vis-à-vis des autres demandes, il serait envisageable de ne prendre que celle-ci en compte. Néanmoins, le secteur domestique est souvent défini comme prioritaire sur les autres usagers en termes d'approvisionnement en eau, il a donc lui aussi été considéré. Enfin, le maintien d'un bon état écologique des eaux de surface est une préoccupation majeure pour la CHE. La demande d'un débit écologique aux stations a donc également été intégrée.

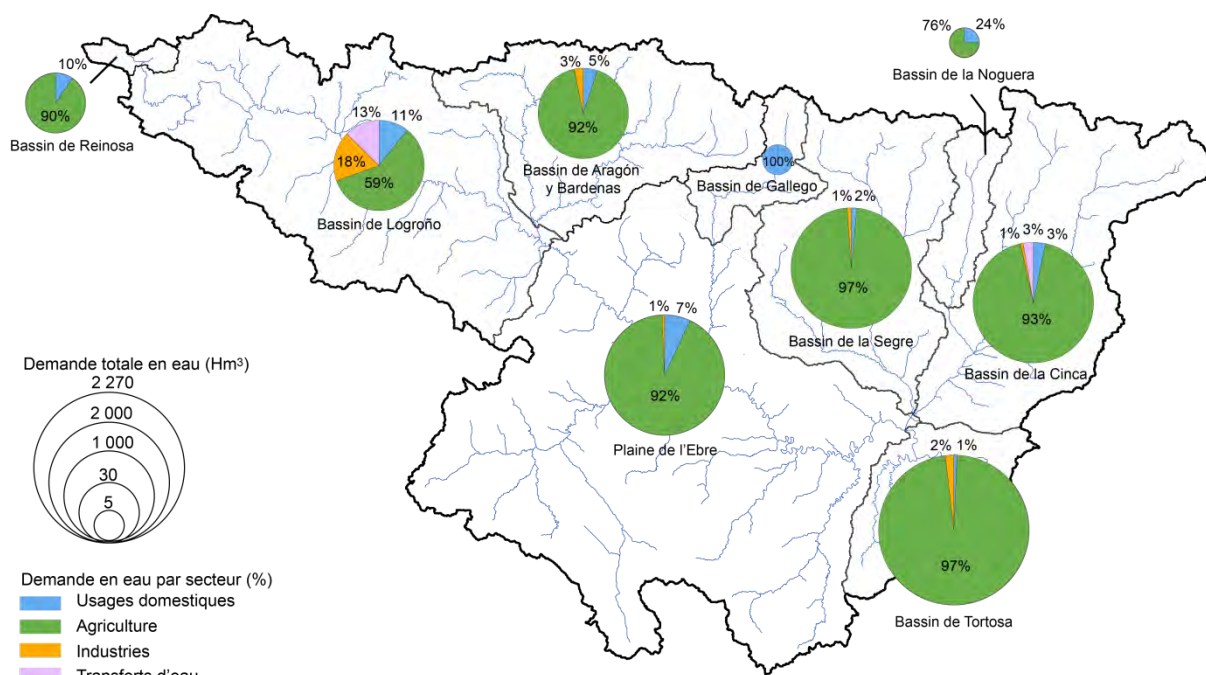


Figure 3.24 – Répartition de la demande en eau pour les 9 sous-bassins.

Aussi bien sur la période de référence qu'à moyen terme, l'évaluation des demandes en eau s'est fondée sur le PHE en cours de réalisation (CHE, 2011), qui lui-même dépend des méthodes de calcul du dernier PHE publié en 1998. Ainsi, sur la période rétrospective, les demandes en eau ont été évaluées d'après le dernier recensement espagnol daté de 2007 des populations et des surfaces irriguées. Pour la période prospective, le scénario d'usages de l'eau envisagé par la CHE à l'horizon 2027, dans le PHE en construction, a été considéré. Il s'agit d'un scénario tendanciel au travers duquel il est supposé un maintien des efficacités d'utilisation de l'eau (pertes et gaspillages des réseaux de distribution et aux parcelles agricoles), ainsi que du taux de croissance démographique et du taux d'expansion des surfaces irriguées projetées.

3.3.2 Evaluation de la demande en eau agricole

La demande en eau agricole a été définie comme le volume d'eau à prélever pour satisfaire les besoins en eau des cultures irriguées. Son estimation sur la période de référence et à l'horizon 2050 a reposé sur les PHE de la CHE (CHE, 1998 ; 2011).

Pour évaluer la demande en eau agricole, la CHE s'est basée sur 156 stations météorologiques ayant plusieurs années de données consécutives sans aucune lacune, retenant de la sorte la période 1990–1996. Elle a ensuite divisé l'espace en 122 secteurs agricoles rassemblés en 55 UDA selon le type de sols et de cultures ainsi que selon les cycles et techniques d'irrigation, informations fournies par les municipalités. Enfin, elle s'est concentrée sur les cultures dont les besoins en eau sont les plus élevés, représentant ainsi 90 % des surfaces irriguées.

Afin d'estimer la demande en eau agricole, la CHE a d'abord procédé à l'estimation des besoins en eau de chaque culture au pas de temps mensuel, c'est-à-dire la quantité d'eau nécessaire pour compenser le déficit d'humidité des sols pour une croissance optimale des cultures (Eq. 3.8 & 3.9).

$$DH_m = ETc_m \times F_{prod} - (Rs_{m-1} + Peff_m) \quad (3.8)$$

$$Rs_m = (Peff_m + Rs_{m-1}) - ETc_m \times F_{prod} \quad (3.9)$$

Avec

DH_m , le déficit d'humidité des sols ou besoin en eau du mois m

ETc_m , l'évapotranspiration de la plante en cas de croissance optimale déterminée à partir des données de la FAO (1986)

F_{prod} , le facteur potentiel de production du sol qui représente les limites de la production des cultures selon des conditions climatiques et pédologiques limitantes (FAO, 1986)

Rs_m , la teneur en eau du sol au cours du mois m

Rs_{m-1} , la teneur en eau du sol au cours du mois m-1

$Peff_m$, précipitation efficace déterminée à l'aide des données météorologiques et de la méthode 25 de la FAO.

La part des cultures sur chaque UDA étant fournie par les municipalités en 2007, le besoin en eau des UDA a été évalué (Eq. 3.10). A l'horizon 2027, la même méthode a été appliquée en supposant une expansion des surfaces irriguées tout en maintenant les mêmes proportions de cultures. **Ceci suppose alors que la demande unitaire est constante au cours du temps et que seule l'évolution des surfaces irriguées a un impact sur la demande en eau.**

$$Besoin\ en\ eau_{UDA} = \sum_{m=1}^{12} DH_{m,i} \times Surface\ Irriguée_{UDA} \times \%i_m \quad (3.10)$$

Avec i les différentes cultures présentes sur l'UDA et $\%i$, la part de la culture concernée sur l'UDA

Enfin pour déterminer la demande en eau des UDA, le besoin en eau a été corrigé par un facteur d'efficacité globale des systèmes (efficacité des réseaux de distribution et efficacité à la parcelle), défini sur des parcelles expérimentales développées par le Service d'Application Agronomique de la CHE (Eq. 3.11)

$$Demande\ en\ eau_{UDA} = Besoin\ en\ eau_{UDA} \times efficacité\ globale \quad (3.11)$$

Les données de demande en eau annuelle en 2007 et à l'horizon 2027 de chaque UDA ainsi que le coefficient mensuel de distribution sont disponibles au public. Ainsi, pour obtenir la demande en eau agricole pour chacun des sous-bassins au pas de temps mensuel, la demande en eau annuelle des UDA incluses dans le sous-bassin en question ont été additionnées puis modulées par le taux de distribution mensuel (Eq. 3.12).

$$Demande\ en\ eau\ agricole_{bassin,m} = \sum (Demande\ en\ eau_{UDA,m}) \times Coef.\ de\ distribution_m \quad (3.12)$$

3.3.3 Evaluation de la demande en eau domestique

La demande en eau domestique a été définie comme le volume d'eau approvisionné à l'ensemble de la population, des commerces et des industries raccordées au réseau municipal. L'estimation de la demande en eau domestique à l'échelle de chacun des sous-bassins s'est basée sur une enquête d'évaluation de la demande en eau réalisée par la CHE en 2007 et 2008.

La CHE s'est focalisée sur les villes de plus de 20 000 habitants, recouvrant ainsi 71 % de la population. Grâce aux experts techniques de la gestion de l'eau des municipalités, des données de consommation d'eau ainsi que le taux de pertes par les réseaux de distribution et par les prélèvements non contrôlés ont été définis. L'approvisionnement en eau (consommation + pertes) en a été déduit. Concernant les villes de moins de 20 000 habitants, l'estimation de la consommation en eau s'est fondée sur les valeurs de consommation unitaire de référence mentionnées dans les tables

de l'annexe IV des Instructions de la Planification Hydrologique (IPH) de l'Ebre (IPH, 2008). Cette dernière a ensuite été corrigée par un taux de pertes par les réseaux de distribution et par les prélèvements non contrôlés. Ce taux a été évalué par l'Institut National de Statistique³ en calculant le rapport des eaux facturées sur les eaux distribuées à l'échelle départementale. Les résultats de cette enquête sont compilés dans le tableau 3.4 estimant la demande en eau par classe de population, ainsi qu'au travers d'une cinquantaine d'UDU.

Tableau 3.4 – Estimation de la demande en eau domestique par classe de population (d'après CHE, 2011).

Classes de population	Population recensée en 2007	Demande en eau (Hm ³ /an)	Demande en eau unitaire (L/hab/jr)	Valeur de référence de l'IPH (L/hab/jr)
< 10 000	1 371 991	168 420	336	340
De 10 000 à 25 000	548 703	59 833	299	340
De 25 000 à 50 000	396 742	44 776	309	340
De 50 000 à 100 000	178 158	20 995	323	330
De 100 000 à 500 000	1 289 724	137 573	292	280
> 500 000	654 390	62 102	260	270
TOTAL	3 086 201	358 872	319	

Pour connaître la demande en eau urbaine pour chacun des sous-bassins versants, les demandes estimées pour chaque UDU ont été additionnées. Néanmoins, ces estimations sont disponibles uniquement au pas de temps annuel. En 1981, lors du Consortium des Eaux de Tarragone, des estimations de la consommation en eau mensuelle par les différents usagers ont été réalisées à l'échelle du bassin de l'Ebre afin d'encourager une meilleure efficacité de la distribution en eau (CHE, 2011). Tout comme pour le PHE, ces valeurs ont donc été appliquées pour déterminer la demande en eau urbaine mensuelle (Eq. 3.13)

$$Demande\ en\ eau\ domestique_{bassin,m,passé} = \sum(Demande\ en\ eau_{UDU,m}) \times Coef.\ de\ distribution_m \quad (3.13)$$

Pour la période prospective, aucune projection de la demande en eau domestique n'est fournie par la CHE. La demande en eau unitaire sur la période de référence pour chacun des sous-bassins a donc d'abord été évaluée (Eq. 3.14). Cette demande unitaire a été multipliée par la population future en considérant que le taux de croissance démographique actuel restait inchangé (Eq. 3.15). **Ceci suppose alors que seule la croissance démographique avait un impact sur la demande en eau future, et que l'affluence touristique reste identique.**

$$Demande\ unitaire_{bassin,m,passé} = \frac{Demande\ en\ eau\ domestique_{bassin,m,passé}}{\sum Population_{UDU,2007}} \quad (3.14)$$

$$Demande\ en\ eau\ domestique_{bassin,m,futur} = Demande\ unitaire_{bassin,m,passé} \times \sum Population_{UDU,futur} \quad (3.15)$$

3.3.4 Evaluation du débit écologique

Afin de préserver l'état écologique des cours d'eau, la CHE a établi dans son dernier plan de gestion en 1998 des objectifs de débit écologique annuel (CHE, 1998). Dans son nouveau plan en cours de réalisation, la CHE s'efforce de développer des objectifs de débits écologiques mensuels. Toutefois, ces derniers n'étant pas encore mis en place et pas encore acceptés par les communautés, les objectifs du rapport de 1998 ont été pris en compte et maintenus à moyen terme (Tableau 3.5).

A l'exutoire de chacun des sous-bassins versants considérés, un débit écologique a été défini à partir des chroniques de débit naturel fournies par la CHE, sur la période 1971–1990.

³ <http://www.ine.es>

Tableau 3.5 – Objectifs de débits écologiques sur le réseau hydrographique de l'Ebre (d'après CHE, 1998).

Débit naturel moyen interannuel	Débit écologique aux stations	Débit écologique à Tortosa*
≥ 80 m ³ /s	5 % du débit naturel moyen interannuel	100 m ³ /s
< 80 m ³ /s	10 % du débit naturel moyen interannuel	

* exutoire du bassin versant de l'Ebre auquel un débit minimum de 100 m³/s est exigé en permanence.

3.4 Evaluation du taux de satisfaction des demandes en eau

3.4.1 Définition

Un indicateur de capacité à satisfaire la demande en eau (*Water Allocation Index* : *WAI*) a été développé afin de confronter l'estimation de la ressource en eau disponible avec celle de la demande en eau (Eq. 3.16). Plus l'indice est élevé, plus la demande est satisfaite. Il permet ainsi de mettre en évidence les régions dans lesquelles une expansion urbaine et agricole est envisageable mais aussi les régions les plus vulnérables à une diminution de la ressource en eau.

Les bornes de distinction de satisfaction de la demande reposent sur les considérations de la CHE (2011). D'après celle-ci, la demande en eau agricole est satisfaite (i) si le déficit annuel est inférieur à 50 % ou (ii) si la somme des déficits sur 2 ans consécutifs est inférieure à 75 % ou (iii) si la somme des déficits sur 10 ans consécutifs est inférieure à 100 %. Par ailleurs, la demande en eau domestique est satisfaite (i) si le déficit mensuel est inférieur à 10 % ou (ii) si la somme des déficits sur 10 ans consécutifs est inférieure à 8 % . La première condition pour chacun des secteurs est ici retenue et appliquée au pas de temps mensuel sur la période de référence (1971–1990), puis à l'horizon 2050 (2041–2060) à travers le forçage des quatre scénarios climatiques établis (HadCM3, CSIRO-MK3.0, CNRM-CM3, MPI-ECHAM5). Pour apporter un degré d'information supplémentaire, l'échelle de taux de satisfaction a été décomposée en plusieurs gammes de part et d'autres de la valeur seuil de la CHE qui pourront, le cas échéant, être adaptées aux critères jugés significatifs par les gestionnaires du bassin. A chaque classe a été associée une couleur permettant de comparer rapidement les situations présente et future (Tableau 3.6 & 3.7).

$$WAI = \frac{\text{Ressource en eau disponible}}{\text{Demande en eau}} \times 100 \quad (3.16)$$

Tableau 3.6 – Définition des classes de satisfaction de la demande en eau agricole en fonction de l'indice de capacité à satisfaire la demande en eau.

Très faible satisfaction	Faible satisfaction	Satisfaction modérée	Forte satisfaction	Très forte satisfaction
WAI < 25%	25% < WAI < 45%	45% < WAI < 55%	55% < WAI < 75%	WAI > 75%

Tableau 3.7 – Définition des classes de satisfaction du débit écologique et de la demande en eau en fonction de l'indice de capacité à satisfaire la demande en eau.

Très faible satisfaction	Faible satisfaction	Satisfaction modérée	Forte satisfaction	Très forte satisfaction
0 < WAI < 50%	50% < WAI < 85%	85% < WAI < 95%	95% < WAI < 97.5%	WAI > 97.5%

3.4.2 Enchaînement méthodologique

Quand on s'intéresse à l'évolution des écoulements à l'exutoire et à la variation spatiale et temporelle de la satisfaction des demandes en eau, il est impossible de considérer chaque sous-bassin comme des entités indépendantes. Une ressource en eau non prélevée en un point est une ressource en eau disponible pour un prélèvement plus en aval. Lorsqu'un volume est prélevé, une partie est consommée et l'autre retourne au réseau hydrographique et se retrouve à nouveau mobilisable. Ainsi,

la localisation précise des sites de demandes, l'origine des apports en eau et la part des ressources en eau consommées ont été déterminés. Puis, plusieurs hypothèses sur les sources d'approvisionnement en eau aux différents sites de demande et sur les taux de retour au milieu ont été émises :

(i) les demandes en eau de chaque sous-bassin peuvent être satisfaites par les ressources en eau du sous-bassin concerné ainsi que par les ressources en eau disponibles en sortie des sous-bassins en amont ;

(ii) les demandes en eau du secteur irrigué de la plaine de l'Ebre sont principalement approvisionnées en eau par le barrage de l'Ebre mais les ressources en eau en sortie des bassins pyrénéens et cantabriques à l'amont peuvent également contribuer à la satisfaction de la demande en eau ; il en est de même avec le secteur irrigué du delta avec les bassins pyrénéens amonts de la Cinca et de la Segre ;

(iii) les demandes en eau des secteurs irrigués du canal de Aragón y Cataluña, du canal de Piñana et du bassin de la Cinca doivent être traités simultanément car le barrage de Santa-Ana et le bassin de la Cinca participent chacun à hauteur de 50% des apports en eau de ces secteurs ;

(iv) 20 % des volumes d'eau prélevés pour le secteur agricole et 80 % des volumes prélevés pour le secteur domestique retournent au milieu (CHE, 2011).

Ainsi, l'ensemble de ces considérations a entraîné une application de la méthode proposée d'amont en aval avec un calcul progressif du taux de satisfaction de la demande en eau (Fig. 3.25). De plus, ce dernier étant calculé pour chaque site de demande, un degré de priorité entre les usagers a été établi. La première exigence était de respecter le débit écologique, puis de satisfaire la demande en eau domestique et enfin, la demande en eau agricole.

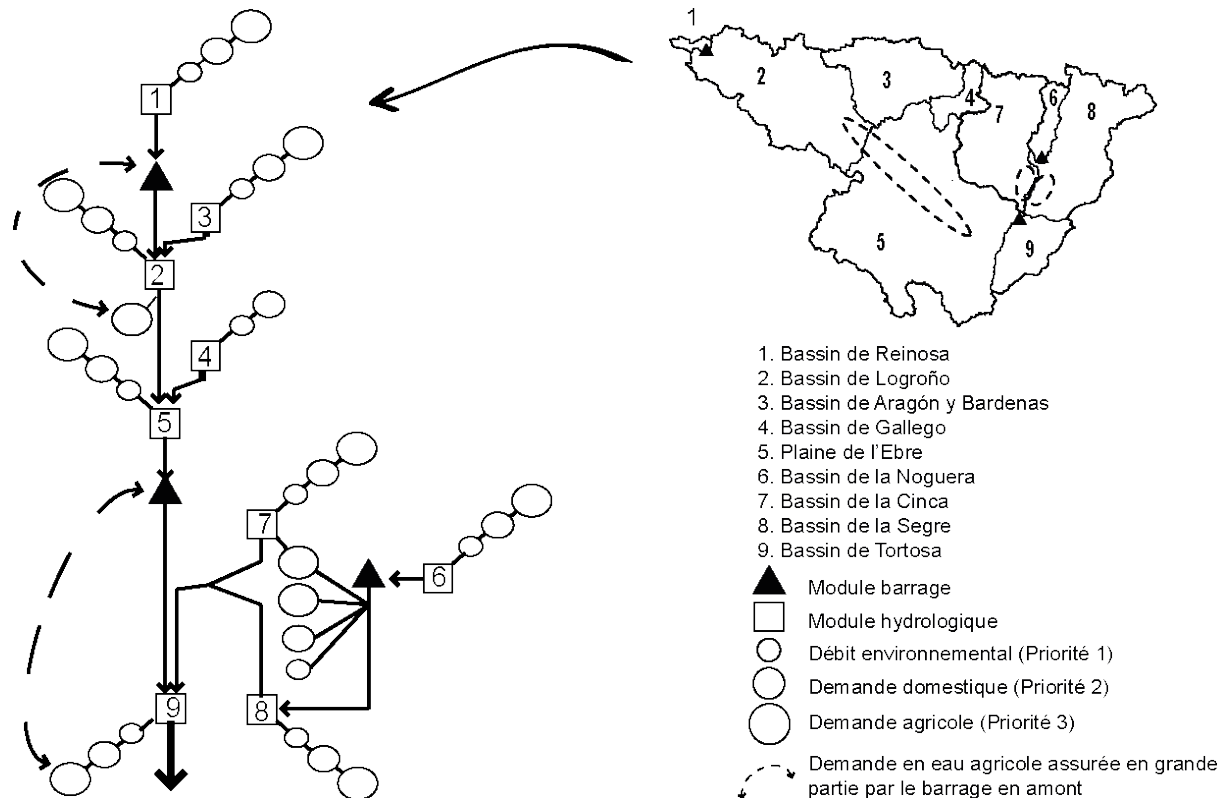


Figure 3.25 – Schéma conceptuel de la chaîne méthodologique.

4. RÉSULTATS

4.1 Performances de la modélisation hydrologique

4.1.1 Efficience du modèle hydrologique

De manière générale, de bonnes performances du modèle hydrologique peuvent être constatées. Sur 9 sous-bassins versants, 7 présentent des critères de NSE supérieurs à 0,5 dont 5 avec des NSE supérieurs à 0,7, aussi bien en phase de calage qu'en phase de validation (Tableau 3.8). De plus, les volumes écoulés annuels sont également bien représentés sur la période de calage pour 7 sous-bassins ($\pm 1,5\%$). En phase de validation, les volumes écoulés annuels sont toujours bien représentés pour 6 sous-bassins ($\pm 7,5\%$). Seul un sous-bassin présente une erreur de volume de plus de 15 % sur les deux périodes (Tableau 3.8).

Tableau 3.8 – Performances du modèle hydrologique GR2M-adapté.

Sous-bassin versant	Superficie (km ²)	CALAGE 1971–1980		VALIDATION 1981–1990	
		NSE	VE (%)	NSE	VE (%)
1. Bassin de Reinosa	466	0,37	-17,2	0,48	13,1
2. Bassin de Logroño	16 055	0,92	0,85	0,92	-5,0
3. Bassin de Aragón y Bardenas	8 470	0,78	-7,2	0,80	2,2
4. Bassin de Gallego	2 050	0,71	1,4	0,74	3,3
5. Plaine de l'Ebre	30 695	0,88	0,16	0,77	-1,8
6. Bassin de la Noguera	1 770	0,42	0,3	0,14	7,5
7. Bassin de la Cinca	9 700	0,64	1,3	0,60	12,2
8. Bassin de la Segre	11 270	0,58	0,2	0,52	-1,8
9. Bassin de Tortosa	4 235	0,90	-1,5	0,73	-16,2

De manière plus approfondie, la qualité des simulations du modèle hydrologique peut être rassemblée en trois catégories.

La première catégorie englobe le sous-bassin de Aragón y Bardenas et les trois sous-bassins de la plaine méditerranéenne, c'est-à-dire le bassin de Logroño, la plaine de l'Ebre et le bassin de Tortosa. La dynamique des écoulements pour ces 4 sous-bassins est bien représentée aussi bien en phase de calage qu'en phase de validation avec des valeurs de NSE comprise entre 0,78–0,92 et 0,73–0,92 respectivement (Fig. 3.26). Les volumes écoulés sont également bien représentés avec des erreurs de volumes comprises entre -7,2 % et 0,85 % en phase de calage et entre -16,2 % et 2,2 % en phase de validation (Tableau 3.8). En validation, la simulation des volumes écoulés a tendance à se dégrader légèrement. Ceci est lié à une sous-estimation des écoulements de printemps sur le bassin de Logroño, des écoulements de printemps et d'été pour la plaine méditerranéenne, et d'automne et d'hiver pour le bassin de Tortosa (Fig. 3.26). Pour le bassin de Aragón y Bardenas, la simulation des écoulements a, au contraire, tendance à s'améliorer du fait d'une meilleure représentation de la période humide hivernale, liée à une diminution des écoulements naturels sur la période 1981–1990 (Fig. 3.26).

Le deuxième groupe concerne les sous-bassins pyrénéens de Gallego, de la Cinca et de la Segre. La représentation de la dynamique des écoulements est correcte en phase de calage et en phase de validation avec des valeurs de NSE compris entre 0,58–0,71 et 0,52–0,74 respectivement. Les volumes écoulés semblent également être bien simulés puisque les erreurs de volume varient entre 0,2–1,4 % en phase de calage et -1,8–12,2 % en phase de validation (Tableau 3.8). Toutefois, l'analyse des hydrogrammes moyens sur les périodes 1971–1980 et 1981–1990 (Fig. 3.26) montre la difficulté à reproduire les volumes écoulés. Les écoulements de printemps sont sous-estimés à la fois en calage et en validation pour les trois sous-bassins tandis que sur le reste de l'année les écoulements sont surestimés pour les bassins de Gallego et de la Cinca, et correctement simulés pour le bassin de la Segre. Dans la région pyrénéenne, les écoulements printaniers sont en grande partie liés à la fonte rapide des neiges (Bejarano *et al.*, 2010), la sous-estimation des écoulements

printaniers par le modèle hydrologique retenu s'explique très certainement par la non-prise en compte des processus de fonte.

La troisième catégorie rassemble les deux plus petits sous-bassins de l'étude, le bassin de Reinosa, 466 km², et le bassin de la Noguerra, 1 770 km². Pour ces deux sous-bassins, le modèle n'arrive à représenter ni la dynamique des écoulements ni les volumes écoulés. Pour le bassin de la Noguerra, les valeurs satisfaisantes d'erreur de volume sur les périodes de calage et validation, 0,3 et 7,5 % respectivement, cachent des difficultés à représenter les volumes écoulés. En automne et en hiver, les écoulements sont surestimés et au printemps et en été les écoulements sont sous-estimés (Fig. 3.26). Pour le bassin de Reinosa, la dynamique des écoulements semble être mieux reproduite en phase de validation puisque le critère de NSE augmente de 10 points. Ceci s'explique par une diminution des écoulements et une variabilité saisonnière sur la période 1981–1990. Les difficultés à reproduire les écoulements sur ces sous-bassins par le modèle peuvent s'expliquer par (i) des erreurs dans les chroniques de débit de référence, ces dernières étant issues du modèle hydrologique SIMPA dont les performances ne sont pas connues, ou par (ii) le nombre moins important de pluviomètres dans ces régions, influençant alors la fiabilité de la grille de précipitations, ou bien encore par (iii) la superficie du bassin de Reinosa qui atteint la limite inférieure d'utilisation d'un modèle mensuel.

Ainsi, le modèle hydrologique retenu représente correctement la dynamique et les volumes écoulés sur l'année bien qu'il existe des disparités saisonnières et spatiales. Toutefois, il est supposé que ces écarts de simulation observés sur la période rétrospective seront reproduits sur les simulations futures. **L'analyse du taux de satisfaction des demandes en eau reposera donc sur l'évolution relative des ressources en eau dont il faudra tenir compte lors de son appréciation.**

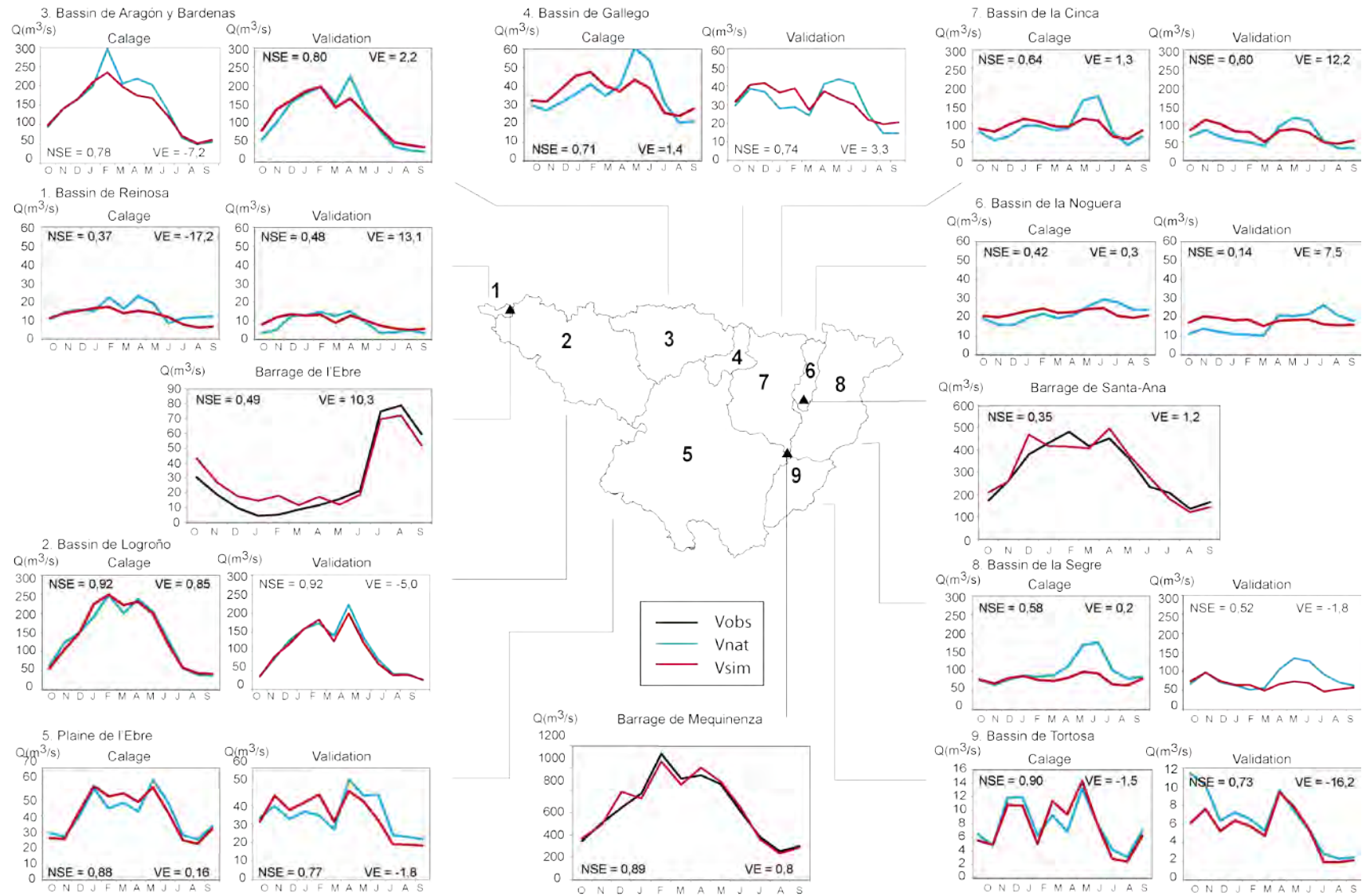


Figure 3.26 – Simulations du modèle hydrologique GR2M-adapté par rapport aux chroniques de débit naturel et des modules barrages par rapport aux chroniques de débit observé, chroniques de références de validation des modèles.

4.1.2 Efficience du module barrage

Afin de représenter au mieux la satisfaction des demandes en eau et son évolution, une reproduction adéquate des volumes écoulés est particulièrement nécessaire. Dès lors, pour évaluer les performances du module barrage, nous nous attarderons essentiellement sur la qualité des simulations des volumes écoulés en sortie des différents barrages.

Pour le barrage de l'Ebre, la dynamique des écoulements en sortie est reproduite de manière plutôt médiocre et les volumes écoulés sont en moyenne surestimés de 10 % (Fig. 3.27d). Sur l'ensemble de la période, les écoulements hivernaux ont tendance à être surestimés de 168 % (Fig. 3.27a) tandis que les écoulements estivaux ont tendance à être surestimés de 12 % sur la période humide 1971–1980 et sous-estimés de 36 % sur la période plus sèche 1981–1990 (Fig. 3.27a).

Pour le barrage de Mequinenza, la dynamique et le volume des écoulements sont particulièrement bien reproduits (Figs. 3.26b & 3.27d). Seuls les écoulements des mois de décembre et avril ont tendance à être surestimés en moyenne de 21,8 % et 7,8 % respectivement (Fig. 3.27b).

Le barrage de Santa-Ana est sans doute celui dont le mode de gestion est le plus complexe à simuler. D'une part, il participe à la satisfaction des demandes en eau de trois secteurs en aval combinés à d'autres réseaux de canaux d'irrigation, lui conférant alors deux hauteurs d'eau différentes de mobilisation des ressources en eau de la réserve. D'autre part, il est en aval du deuxième plus gros barrage du bassin versant de l'Ebre ; les écoulements en entrée sont alors fortement perturbés. D'après le critère de NSE, la dynamique des écoulements en sortie du barrage est mal reproduite (Fig. 3.27d). Ceci est en fait lié à une difficulté du module à reproduire les écoulements, en particulier sur la période 1971–1980. Le critère NSE est de 0,09 sur cette période contre 0,66 sur la période 1981–1990 (Fig. 3.27c). Sur l'ensemble de la période, les écoulements d'automne et de printemps sont en moyenne surestimés de 10 et 15 % respectivement alors que les écoulements d'hiver et d'été sont sous-estimés de 6 et 12 % respectivement (Fig. 3.27c).

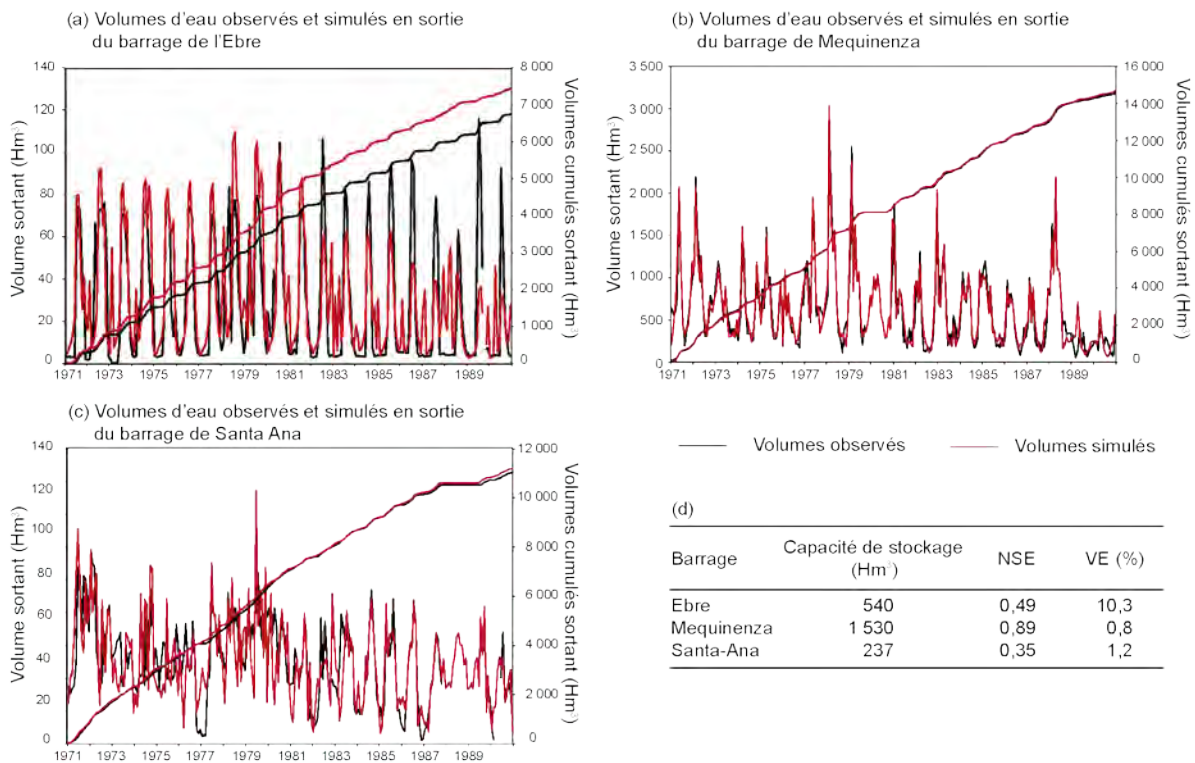


Figure 3.27 – Simulation des volumes écoulés en sortie des barrages (a) de l'Ebre, (b) de Mequinenza (c) de Santa-Ana sur la période 1971–1990 et (d) performances statistiques pour chaque barrage considéré.

4.2 Evolution hydro-climatique sur le bassin de l'Ebre à moyen terme

4.2.1 Tendances climatiques futures

Les variations climatiques sur le bassin versant de l'Ebre à moyen terme (horizon 2050) sont présentées dans la figure 3.28. De manière générale, les scénarios climatiques réalisés à partir des 4 GCMs s'accordent sur les variations climatiques saisonnières mais certains se distinguent ponctuellement (Tableau 3.9).

A moyen terme, l'ensemble des sous-bassins de l'Ebre devrait être marqué par une hausse des températures de 1,5 °C avec une augmentation particulièrement marquée au cours de la période estivale de l'ordre de 3 °C (Fig. 3.28).

Concernant les variations de précipitations, les scénarios climatiques projettent une diminution des précipitations sur le bassin versant de l'Ebre entre 5 et 8 %, avec une diminution plus marquée (-15 %) dans la plaine méditerranéenne (plaine de l'Ebre et bassin de Tortosa) au cours de l'automne (OND). Néanmoins, une augmentation du pic de précipitation d'automne est projetée par le scénario climatique généré à partir du modèle MPI-ECHAM5 (25–35 %) ainsi que par celui du modèle HadCM3 (15–20 %) qui le produit un mois plus tôt (novembre).

Au cours de la période hivernale (JFM), les précipitations devraient diminuer de 5 à 10 % voire même de 15 % d'après les projections dérivées du modèle CNRM-CM3. Les précipitations du mois de février devraient subir la plus forte diminution (-15 %). Cependant, les précipitations de janvier devraient augmenter de 20 à 25 % dans les bassins versants les plus en amont (bassin de Reinosa, de Logroño et de Aragón y Bardenas) et de 10 % dans les bassins pyrénéens (bassin de Gallego, de la Cinca et de la Segre) selon le scénario climatique du modèle CSIRO-MK3.0.

Au printemps (Avril-Mai-Juin, AMJ), le pic de précipitation devrait diminuer de 15 à 20 % sur le bassin de l'Ebre, voire même de 25 % dans la plaine méditerranéenne. Ainsi, les précipitations devraient diminuer de 10 à 15 % dans les bassins les plus en amont et de 20 % sur le reste du territoire. Seul le scénario issu du modèle MPI-ECHAM5 projette une occurrence plus tôt dans l'année d'un mois du pic de précipitation et une augmentation de 25 % de celui-ci, en avril. D'après ses projections, le pic de précipitation devrait augmenter de 30 à 40 % dans les bassins de Reinosa, Logroño et de Aragón y Bardenas, de 25 % dans les bassins pyrénéens et de 20 % dans la plaine méditerranéenne.

Enfin, au cours de la période estivale (JAS), une diminution des précipitations de 20 à 25 % est projetée sur l'ensemble du bassin versant selon les scénarios extraits des modèles MPI-ECHAM5, HadCM3 et CNRM-CM3 tandis que le scénario du modèle CSIRO-MK3.0 projette une hausse des précipitations de 20 à 25 % sur le bassin versant, particulièrement marquée au mois d'août (+60 %).

Ainsi, d'après les différents scénarios climatiques, le bassin versant de l'Ebre devrait connaître une hausse des températures de 1,5 °C sur l'année et de 3 °C en été. En parallèle, les volumes précipités devraient être maintenus en automne et en hiver (-5% à -10 %) et diminuer au printemps et en été (-10% à -25 %). De plus, les deux pics de précipitation pourraient diminuer, de 15 % en février et de 15 à 25 % en avril, ou pourraient se produire 1 mois plus tôt. Enfin, la plaine méditerranéenne devrait être la plus marquée par ces changements climatiques.

Tableau 3.9 – Tendances évolutives générales du climat à l'horizon 2050 (retenues lorsque convergence d'au moins trois scénarios climatiques). – pas de tendances convergentes

Variables	Automne	Hiver	Printemps	Été
Températures	+1,5 °C	+1,5 °C	+3 °C	+1,5 °C
Précipitations	–	-5 – -10 %	–	-20 – -25 %
Hausse du pic de pluie en décembre.		En janvier, +20–25 % dans les bassins amont et +10 % dans les bassins pyrénéens.	Diminution du pic de précipitation de 15–25 %	
Pic de pluie un mois plus tôt ?		Diminution marquée en février (-15 %).		

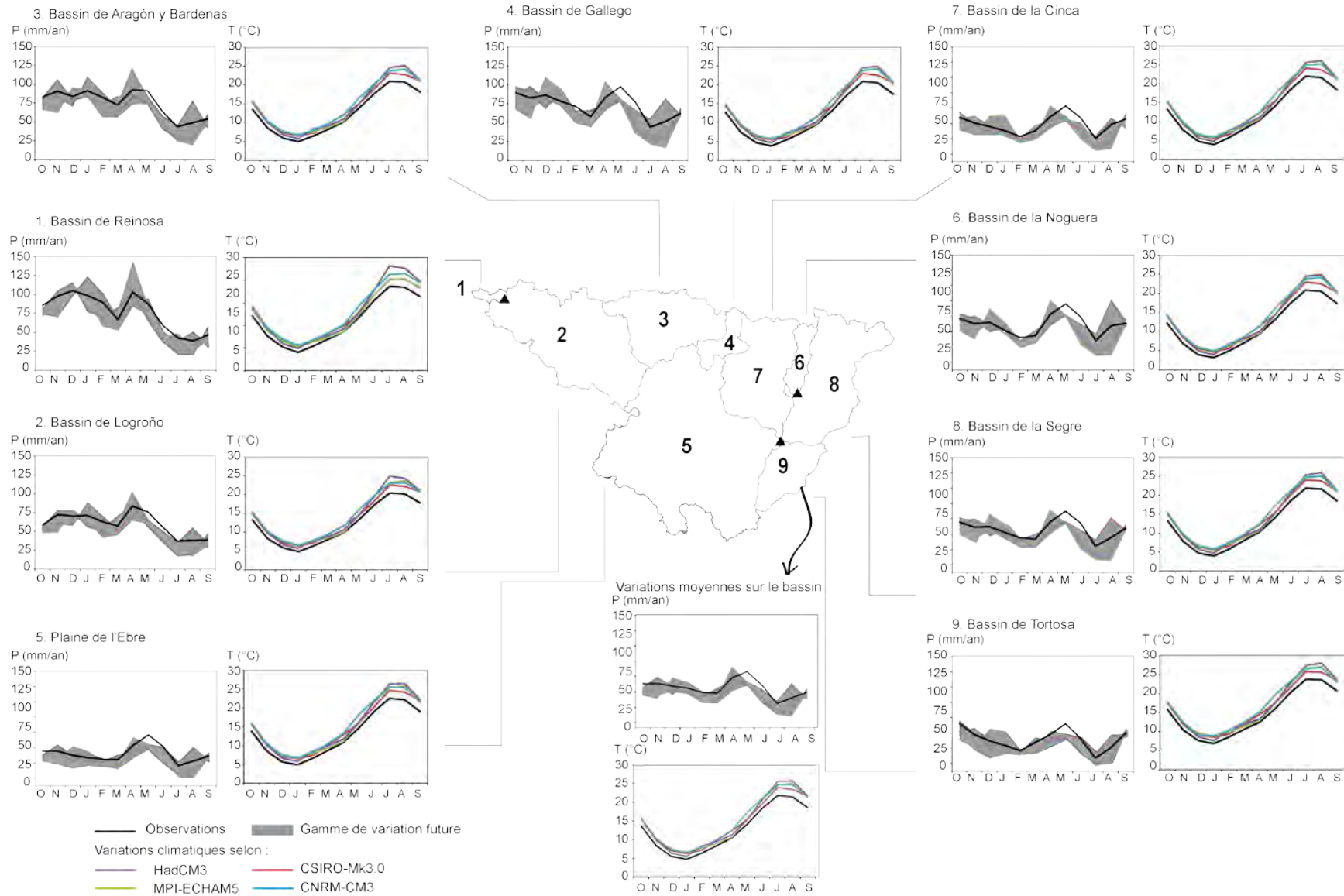


Figure 3.28 – Variations climatiques à l'Horizon 2050 selon les scénarios issus de quatre GCMs en comparaison avec la période de référence 1971–1990.

4.2.2 Impacts des changements climatiques sur le régime hydrologique

La modification des forçages climatiques se répercute sur les écoulements de surface mais n'ont pas le même impact selon qu'il s'agit de bassins sous influence climatique méditerranéenne ou atlantique.

Pour le bassin de Reinosa et les bassins pyrénéens, les scénarios climatiques produits à partir des 4 GCMs induisent les mêmes variations d'écoulements (Fig. 3.29) : une diminution de 10 à 15 % en automne et une diminution de 5 à 10 % en hiver. L'augmentation des pics de précipitation prévue par les scénarios climatiques extraits des modèles HadCM3 et CSIRO-Mk3.0 aux mois de novembre et février permet de maintenir les volumes écoulés actuels (+1 à +10 %). Pour la période printanière, les écoulements du bassin de Reinosa devraient diminuer de 10 %, et de 15 à 20 % pour les autres bassins. La période de hautes eaux d'avril-mai devrait également subir une diminution. Les volumes écoulés devraient être réduits de 25 % sur les bassins de Reinosa et de Aragón y Bardenas et de 10 à 15 % sur les autres bassins. Enfin au cours de la période estivale, les projections issues du modèle CNRM-CM3, souvent les plus pessimistes en termes de variations climatiques, s'accordent avec les autres scénarios hydrologiques tandis que les projections selon CSIRO-Mk3.0 s'avèrent particulièrement optimistes. D'après les scénarios dérivés des modèles HadCM3, MPI-ECHAM5 et CNRM-CM3, les écoulements estivaux devraient diminuer en moyenne de 25 % sur le bassin de la Noguera et de 30 à 35 %, voire même de 40 % selon HadCM3 et MPI-ECHAM5, sur les autres bassins pyrénéens. Quant au scénario produit à partir du modèle CSIRO-MK3.0, une augmentation des écoulements de 10 à 15 % est projetée pour les bassins de Aragón y Bardenas, de Gallego et de la Cinca, et une diminution de 10 à 15 % est projetée pour les autres sous-bassins.

Les écoulements d'automne devraient diminuer de 25 à 30 % au niveau des bassins sous influence méditerranéenne (Fig. 3.29). Pour la période hivernale et printanière, les scénarios hydrologiques fondés sur les projections climatiques des modèles HadCM3, MPI-ECHAM5 et CSIRO-MK3.0 s'accordent sur les grandes tendances évolutives. En hiver, une diminution des écoulements de 15 à 20 % devrait se produire, tandis qu'au printemps, cette diminution devrait être de 25 à 30 % sur le bassin de Logroño et sur la plaine de l'Ebre, et de 30 à 50 % pour le sous-bassin de Tortosa. Les projections hydrologiques selon le scénario CNRM-CM3 s'avèrent particulièrement pessimistes. En hiver et au printemps, une diminution des écoulements de 30 à 40 % est projetée pour le bassin de Logroño, de 60 % pour la plaine de l'Ebre et de 75 % pour le sous-bassin de Tortosa. Au cours de la période estivale, les quatre scénarios s'accordent sur une diminution des écoulements de surface mais non sur le taux de variation. Le scénario le plus pessimiste (CNRM-CM3) projette une diminution de -40 % pour le bassin de Logroño, -51 % pour la plaine de l'Ebre et -64 % pour le sous-bassin de Tortosa tandis que le plus optimiste (CSIRO-Mk3.0) projette une diminution de -12 %, -10 % et -22 % respectivement. Les deux autres scénarios envisagent sur l'ensemble de ces bassins une diminution moyenne de 30 % des écoulements de surface.

Ainsi, dans les régions pyrénéennes, les écoulements devraient se maintenir en automne et en hiver, et diminuer de 10 à 20 % au printemps avec une période de hautes eaux moins importante. Au cours de la période estivale, ils pourraient diminuer de 25–35 %. Quant à la plaine méditerranéenne, les écoulements devraient être réduits de 25–35 % sur l'ensemble de l'année avec une diminution plus marquée en été (Tableau 3.10).

Tableau 3.10 – Tendances évolutives générales des écoulements de surface à l'horizon 2050 (retenues lorsque convergence d'au moins trois scénarios climatiques).

	Automne	Hiver	Printemps	Été
Bassin de Reinosa	-10 – -15 %	-5 – -10 %	-10 % Hautes eaux : -25 %	-25 – -35 %
Bassins Pyrénéens	-10 – -15 %	-5 – -10 %	-15 – -20 % Hautes eaux : -20 – -25 %	-25 – -35 %
Bassins méditerranéens	-25 – -30 %	-15 – -20 %	-25 – -50 %	Diminution plus prononcée mais forte hétérogénéité entre les scénarios (-10 à -60 %)

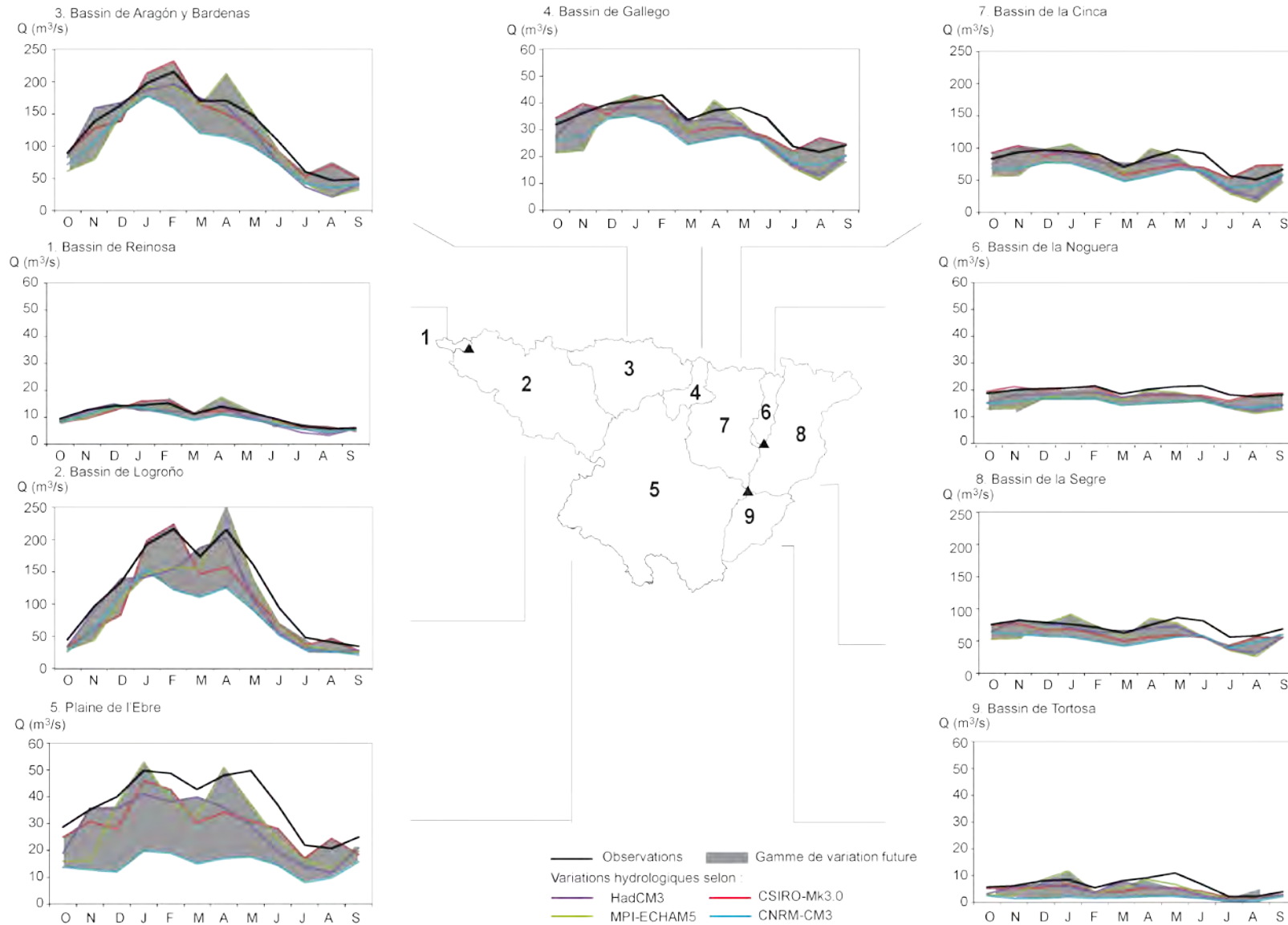


Figure 3.29 – Variations hydrologiques projetées à l'horizon 2050.

4.3 Tendances évolutives de la demande en eau

Les régions où la demande en eau est la plus forte sont le bassin de Tortosa (2 226 Hm³/an), la plaine de l'Ebre (1 072 Hm³/an) et les bassins-versants pyrénéens (940 à 1 413 Hm³/an) à l'exception du bassin de Gallego (Fig. 3.30a). Il s'agit des bassins pour lesquels la demande agricole est la plus importante (93 à 97 % de la demande en eau agricole totale). Celle-ci est faible du mois d'octobre au mois de mars (7,5 % de la demande annuelle, Fig. 3.30b) puis elle augmente jusqu'à atteindre une valeur maximale aux mois de juillet et août. Les demandes en eau domestiques, quant à elles, sont les plus élevées dans la plaine méditerranéenne (80 à 125 Hm³/an), correspondant au secteur le plus peuplé. A l'inverse, la demande domestique est plus faible (25 à 50 Hm³/an) dans les régions pyrénéennes. La distribution de la demande en eau domestique est relativement régulière sur l'année, soit une répartition mensuelle entre 6,7 % et 8,3 % de la demande annuelle, avec néanmoins un pic saisonnier marqué au cours de la période estivale (Fig. 3.30c). En effet, 40 % de la demande en eau annuelle se concentre de Juin à Septembre.

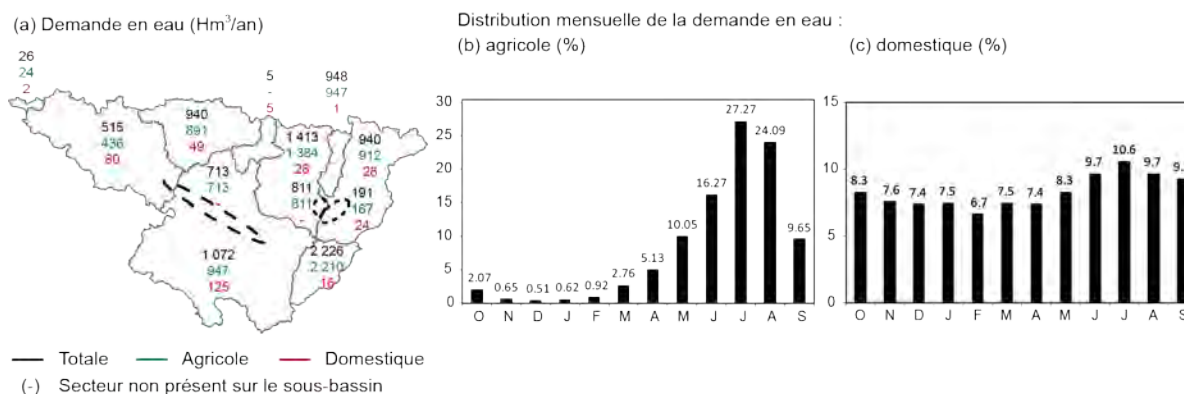


Figure 3.30 – Distribution spatiale (a) et temporelle des demandes en eau agricoles (b) et domestiques (c).

A moyen terme, les régions qui devraient connaître la plus forte expansion de leurs surfaces irriguées sont le bassin de la Segre pour lequel les surfaces irriguées devraient doubler (Tableau 3.12), le secteur irrigué de Piñana (+61 %), le bassin de Tortosa (+40 %) et le bassin de la Cinca (+39 %). La demande en eau agricole de ces secteurs devrait augmenter de 25 %, et de 47 % pour le bassin de la Segre (Fig. 3.31). Or, les bassins pour lesquels la plus forte augmentation des demandes en eau agricoles est projetée sont le bassin de Logroño et de Aragón y Bardenas, 58 et 51 % pour une expansion respective des surfaces irriguées de 30 et 25 % (Tableau 3.11 & Fig. 3.31). Pour les autres secteurs irrigués, les surfaces devraient augmenter de 10 à 20 % tout comme la demande en eau agricole associée.

Concernant la croissance démographique, la population devrait augmenter de 25 à 30 % sur les bassins de la Noguera, la Segre et de Tortosa entraînant une hausse de la demande en eau domestique de 20 à 30 % (Tableau 3.12 & Fig. 3.31). Sur le bassin de Reinosa, la population devrait doubler mais la demande en eau domestique devrait croître seulement de 2 %. Inversement pour le secteur de Piñana, la population ne devrait augmenter que de 9 % mais la demande de 28 %. Sur le reste du bassin versant de l'Ebre, la population devrait augmenter de 5 à 10 % pour une hausse de la demande en eau domestique de 10 à 15 %. Les écarts entre la croissance démographique et l'évolution de la demande en eau sont liés à la densité de population actuelle (Fig. 3.15). Une forte croissance démographique dans une région à faible densité de population, tel qu'à Reinosa (25 à 50 hab/km²), devrait maintenir la population actuelle et alors les niveaux de demande en eau ; tandis qu'une faible croissance démographique dans une région à forte densité de population, tel que pour le secteur de Piñana (> 1 000 hab/km²), devrait entraîner une augmentation conséquente du nombre d'habitants et par conséquent de la demande en eau.

Tableau 3.11 – Evolution des surfaces irriguées à moyen terme.

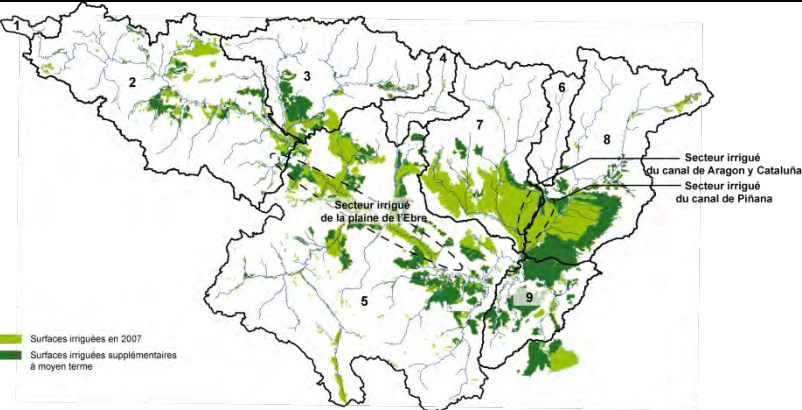
Localisation des surfaces irriguées	Nom du sous-bassin	Surfaces irriguées (Ha)		
		2007	A moyen terme	Evolution (en %)
	1. Bassin de Reinosa	7 232	7 232	0 %
	2. Bassin de Logroño	71 458	92 153	30 %
	3. Bassin de Aragón y Bardenas	136 529	171 446	25 %
	4. Bassin de Gallego	-	-	
	5. Plaine de l'Ebre	124 216	148 535	19,5 %
	6. Bassin de la Noguera	-	-	
	7. Bassin de la Cinca	153 504	213 517	39 %
	8. Bassin de la Segre	112 455	217 864	94 %
	9. Bassin de Tortosa	79 840	111 848	40 %
	Secteur de la plaine de l'Ebre	100 473	110 792	10 %
	Secteur irriguée du canal de Aragón y Cataluña	98 422	101 922	3,5 %
	Secteur irrigué du canal de Piñana	15 926	25 669	61 %

Tableau 3.12 – Croissance démographique à moyen terme.

Nom du sous-bassin	Population (nombre d'habitants)		
	2007	A moyen terme	Evolution (en %)
1. Bassin de Reinosa	21 494	52 348	x 2,4
2. Bassin de Logroño	605 096	746 993	23 %
3. Bassin de Aragón y Bardenas	88 120	93 733	6 %
4. Bassin de Gallego	36 220	39 027	7,7 %
5. Plaine de l'Ebre	1 203 502	1 312 181	9 %
6. Bassin de la Noguera	17 687	21 947	24 %
7. Bassin de la Cinca	214 563	232 301	8 %
8. Bassin de la Segre	226 678	295 276	30 %
9. Bassin de Tortosa	134 614	169 606	26 %
Population approvisionnée en eau par le barrage de Mequinenza	409 732	475 188	16 %
Population approvisionnée en eau par le barrage de Santa-Ana	5 519	6 009	9 %

Ainsi l'augmentation de la demande en eau totale devrait être particulièrement marquée (+50 %) au niveau des bassins de Logroño, de Aragón y Bardenas et de la Segre. Ceci est lié à l'expansion des surfaces irriguées ou des cultures aux besoins en eau les plus importants et à la croissance démographique des régions les plus densément peuplées (Tableaux 3.11 & 3.12). La demande en eau totale sur ces bassins est actuellement de 515 et 940 Hm³/an (Tableau 3.13). Cette dernière pourrait atteindre à moyen terme un volume proche de celui du secteur irrigué de la plaine de l'Ebre ou du bassin de la Cinca, où l'on observe actuellement les demandes en eau agricoles les plus importantes avec respectivement 800 Hm³/an et 1 400 Hm³/an (Tableau 3.13).

Les bassins de la Cinca, Piñana et de Tortosa devraient aussi faire face à une hausse conséquente de leur demande en eau d'environ 25 % (Fig. 3.31). Cette augmentation renvoie à l'expansion projetée des surfaces irriguées. La demande en eau totale devrait relativement peu évoluer (+10 %) au niveau des secteurs irrigués de la plaine de l'Ebre et du canal de Aragón y Cataluña. Quoiqu'il advienne, le bassin de Tortosa devrait toujours être celui à la demande en eau la plus importante à moyen terme, évoluant d'environ 2 200 Hm³/an à 2 700 Hm³/an (Tableau 3.13).

Tableau 3.13 – Evolution des demandes en eau.

Sous-bassin	Demande en eau totale (Hm ³ /an)		Demande en eau agricole (Hm ³ /an)		Demande en eau domestique (Hm ³ /an)	
	Actuelle	Evolution à moyen terme	Actuelle	Evolution à moyen terme	Actuelle	Evolution à moyen terme
1. Bassin de Reinoso	26	26	24	24	2	2
2. Bassin de Logroño	515	781	436	689	79	92
3. Bassin de Aragón y Bardenas	940	1 405	890	1 349	49	56
4. Bassin de Gallego	5	5	-	-	5	5
5. Plaine de l'Ebre	1 072	1 254	947	1 117	125	136
6. Bassin de Noguera	5	10	4	8	1	2
7. Bassin de la Cinca	1 413	1 779	1 384	1 749	28	30
8. Bassin de la Segre	940	1 382	912	1 345	28	36
9. Bassin de Tortosa	2 226	2 754	2 210	2 735	14	17
Secteur irrigué de l'Ebre	713	795	713	795	-	-
Secteur du canal de Aragon y Cataluña	811	823	811	823	-	-
Secteur irrigué de Piñana	191	238	167	207	24	30

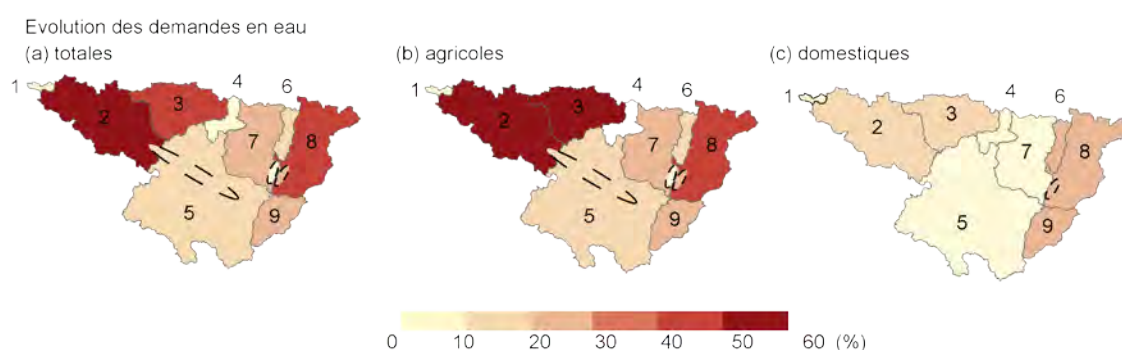


Figure 3.31 – Taux de variation des demandes en eau.

4.4 Evolution de la capacité à satisfaire les demandes en eau

Actuellement, les ressources en eau permettent de satisfaire dans leur intégralité les demandes en eau environnementales, domestiques et agricoles d'octobre à juin. En été, les demandes environnementales et domestiques sont toujours entièrement satisfaites tandis que les demandes agricoles sont majoritairement satisfaites sur l'ensemble du bassin. Seul le secteur irrigué de la Cinca semble être peu satisfait puisqu'il lui est alloué 30 % de sa demande en eau agricole (Fig. 3.32).

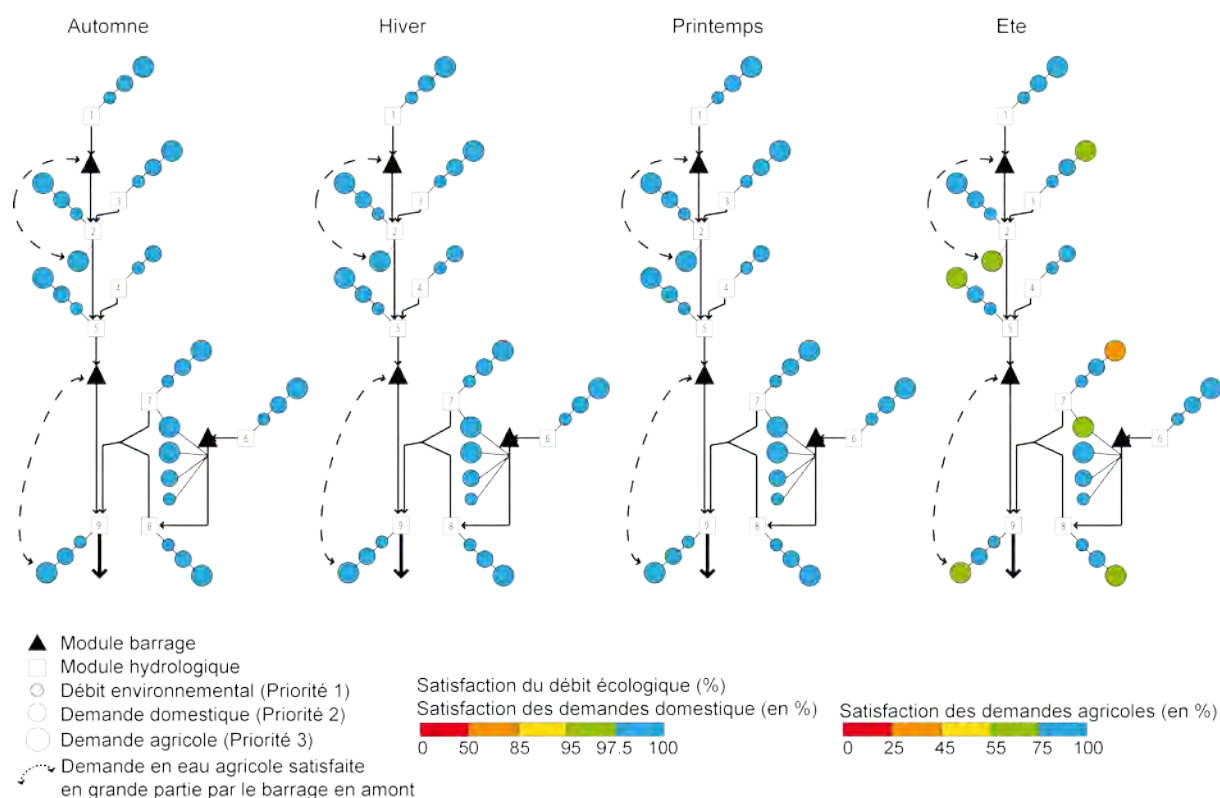


Figure 3.32 – Représentation de la capacité saisonnière à satisfaire les demandes en eau sur le bassin versant de l'Ebre sur la période 1971–1990.

A moyen terme, les demandes en eau seraient toujours satisfaites dans leur intégralité en automne, en hiver et au printemps. Il en est de même pour les demandes en eau environnementales et domestiques au cours de la période estivale. Néanmoins, au cours de cette période, l'impact des changements climatiques sur la ressource en eau et l'augmentation des demandes en eau modifieraient vraisemblablement le taux de satisfaction des demandes en eau agricoles du bassin. Pour mieux saisir les causes des changements des taux de satisfaction des demandes en eau et comprendre les disparités selon les variations climatiques envisagées, une analyse d'amont en aval est alors réalisée (Fig. 3.33).

Sur le bassin de Reinosa, la demande en eau agricole devrait toujours être entièrement satisfaite à moyen terme, selon les quatre projections hydro-climatiques considérées. Sur le bassin de Logroño, la demande en eau agricole devrait également être toujours entièrement ou majoritairement satisfaite sous les conditions hydro-climatiques projetées respectivement par les scénarios issus des modèles CSIRO-MK3.0 et CNRM-CM3 (Fig. 3.33a&b). Cette différence est liée à une diminution moins importante des ressources en eau projetée avec les scénarios dérivés du modèle CSIRO-MK3.0 (-12 %) qu'avec ceux du modèle CNRM-CM3 (-40 %). Cependant, une diminution similaire des ressources en eau est projetée par les scénarios de MPI-ECHAM5 et HadCM3 (-30 %) sur ce sous-bassin mais le taux de satisfaction de la demande en eau agricole diffère. Sous les conditions hydro-climatiques du premier, la satisfaction de la demande en eau serait totale alors que sous celles du second, elle devrait l'être à hauteur de 70 % (Fig. 3.33c&d). Malgré des projections hydro-climatiques proches pour ce sous-bassin, le scénario hydrologique selon HadCM3 projette une plus forte diminution des écoulements sur le bassin de Reinosa. Même si en termes de volume les écoulements seront du même ordre de grandeur, cette diminution est telle qu'elle modifie de manière considérable les écoulements en sortie du barrage de l'Ebre, et par conséquent le taux de satisfaction des demandes du bassin aval de Logroño.

Pour le bassin de Aragón y Bardenas et le secteur irrigué de la plaine de l'Ebre, la demande en eau agricole devrait être peu satisfaite à moyen terme à cause d'une diminution des ressources en eau de 30 à 35 % selon les scénarios hydrologiques dérivés des modèles MPI-ECHAM5, HadCM3 et

CNRM-CM3. Pour la plaine de l'Ebre, la demande en eau agricole devrait être satisfaite à hauteur de 50 % suite à une diminution des écoulements de surface de 30 à 50 % selon ces 3 mêmes scénarios. Selon le scénario de CSIRO-MK3.0, qui engendre une augmentation des ressources en eau sur le bassin de Aragón y Bardenas et une diminution de 10 à 15 % sur la plaine de l'Ebre, les demandes en eau agricoles du bassin de Aragón y Bardenas et du secteur irrigué de la plaine méditerranéenne seraient satisfaites à hauteur de 50 % et en grande partie sur la plaine de l'Ebre (Fig. 3.33a).

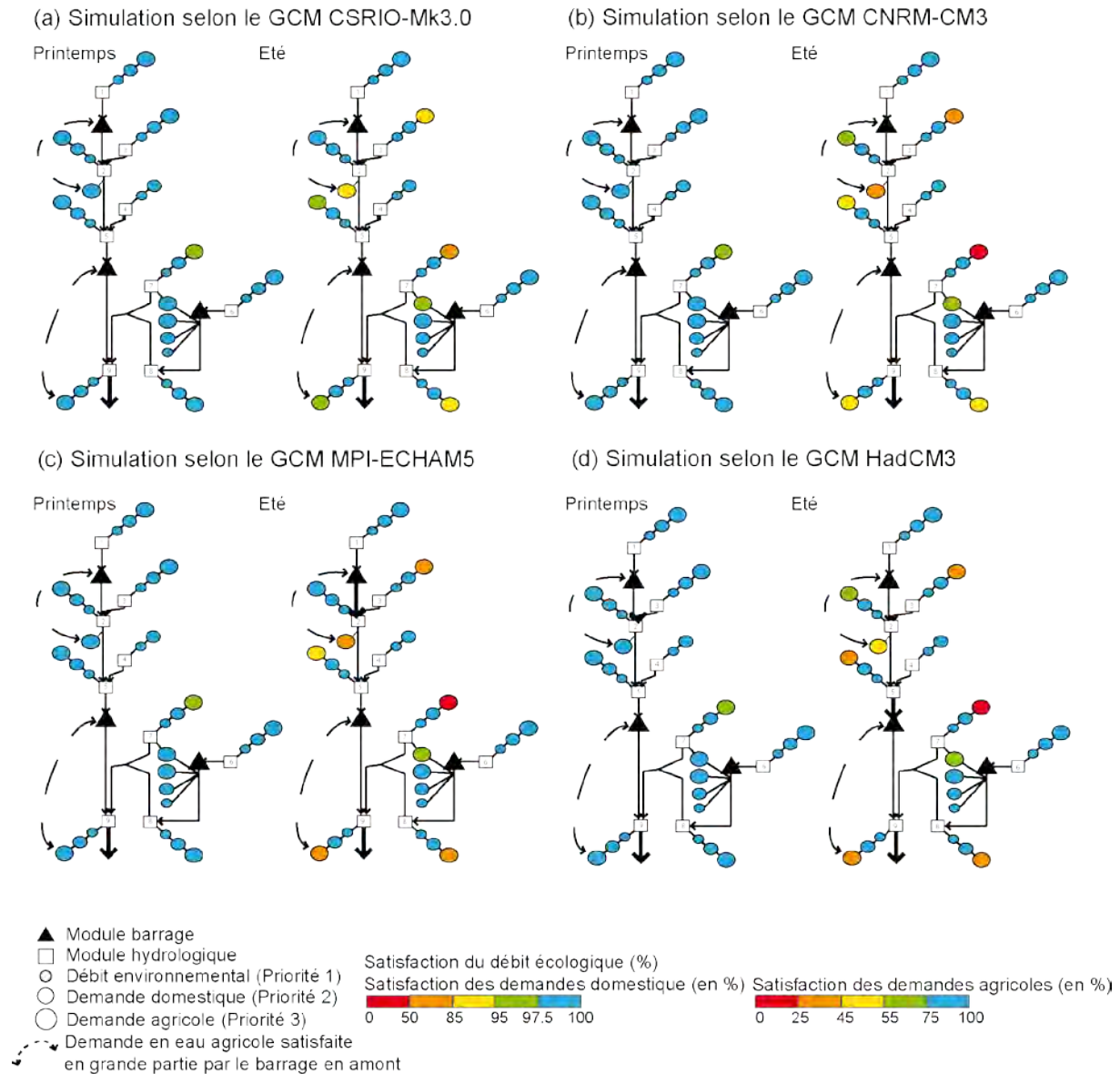


Figure 3.33 – Taux de satisfaction de la demande en eau du bassin de l'Ebre sous contraintes d'évolutions climatiques et anthropiques à l'horizon 2050.

Sur le bassin de la Noguera ainsi qu'au niveau des secteurs alimentés en eau par les canaux de la Piñana et de Aragón y Cataluña, les demandes en eau seraient largement satisfaites. Sur le bassin de la Segre, les secteurs irrigués ne pourraient recevoir que 45 à 50 % de leur demande en eau selon les projections hydro-climatiques extraites des modèles CSIRO-MK3.0 et CNRM-CM3 (Fig. 3.33a&b). Selon les projections issues de MPI-ECHAM5 et HadCM3, qui s'avèrent être les plus pessimistes dans cette région, seulement 35 à 40 % de la demande en eau serait satisfaite (Fig. 3.33c&d). Sur le bassin de la Cinca, le taux de satisfaction de la demande en eau agricole pourrait diminuer dès le printemps. Actuellement, la demande y est entièrement satisfaite mais à moyen terme elle pourrait n'être satisfaite qu'à hauteur de 68 à 73 %. Au courant de l'été, la

diminution des ressources en eau associée à la hausse des demandes en eau agricoles, ne permettraient plus de satisfaire les demandes en eau. Toutefois, si les ressources en eau augmentent de 10 à 15 % comme cela est projeté avec le scénario du modèle CSIRO-MK3.0, le taux de satisfaction actuelle (35 %) pourrait être maintenu.

Enfin, l'ensemble des perturbations des écoulements en amont semble avoir un impact sur la capacité à satisfaire la demande en eau à Tortosa, où elle est la plus importante du bassin. D'après les projections hydro-climatiques les plus optimistes (CSIRO-MK3.0), soit une augmentation des écoulements de 10 à 15 % sur les bassins pyrénéens et une diminution de seulement 10 à 15 % sur le reste du bassin, la demande en eau agricole à Tortosa devrait être en grande partie satisfaite (Fig. 3.33a). D'après les projections des scénarios hydro-climatiques de CNRM-CM3, qui sont les plus pessimistes dans les plaines méditerranéennes, la demande à Tortosa devrait être satisfaite (Fig. 3.33b). Selon les variations hydro-climatiques projetées avec les scénarios MPI-ECHAM5 et HadCM3, qui sont parmi les plus pessimistes dans les régions montagneuses, seulement 43 à 44 % de la demande en eau agricole pourraient être assurés (Fig. 3.33c&d).

Ainsi en moyenne au cours de la période estivale (Fig. 3.34), les demandes agricoles du bassin de Tortosa, des secteurs irrigués des canaux de Aragón y Cataluña et de Piñana, et des secteurs aux demandes inférieures à 700 Hm³/an à moyen terme, seraient tout juste satisfaites à entièrement satisfaites. Toutefois, les demandes en eau des plus grands secteurs irrigués, soit les secteurs irrigués de Aragón y Bardenas, de l'Ebre et de la Segre, ne seraient satisfaites qu'à hauteur de 25 à 45 % tandis que la demande en eau du secteur de la Cinca ne serait pas assurée (23 %).

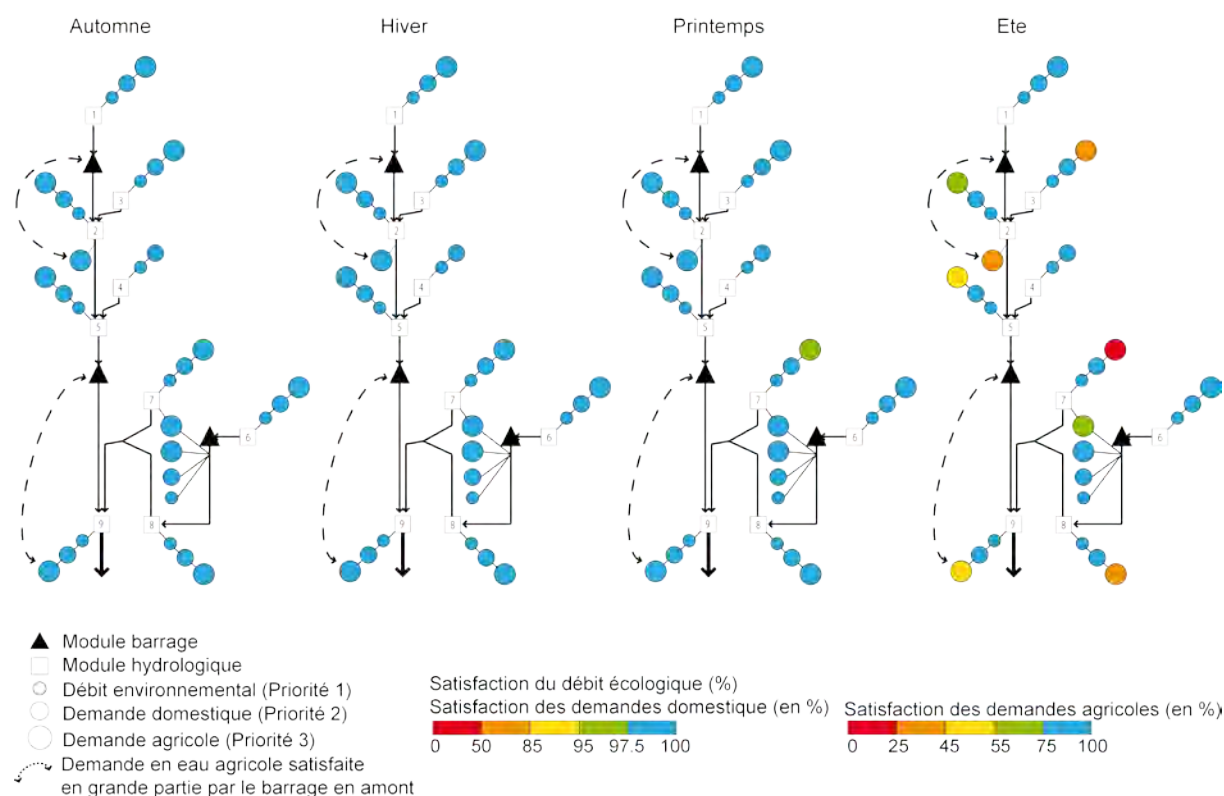


Figure 3.34 – Taux de satisfaction moyen de la demande en eau sur le bassin de l'Ebre sous contraintes climatiques et anthropiques à l'horizon 2050.

5. ENJEUX MÉTHODOLOGIQUES ET DE GESTION DES RESSOURCES EN EAU

5.1 Synthèse

La mobilisation de différents outils et de connaissances sur les modes de gestion des ressources en eau de l'Ebre a permis d'appréhender l'évolution de la satisfaction des demandes en eau environnementales, domestiques et agricoles au travers d'un indicateur de capacité à satisfaire les demandes en eau. Le taux de satisfaction des demandes a tout d'abord été analysé sur une période rétrospective. Puis, il a été évalué à l'horizon 2050 selon un scénario d'usages de l'eau tendanciel, tenant compte (i) du maintien de l'efficacité des réseaux de distribution en eau et des parcelles agricoles, et (ii) des projections de croissance démographique et d'expansion des surfaces irriguées envisagés par la CHE en 2027 (CHE, 2011), dans un contexte de changements climatiques (4 scénarios climatiques établis à partir des données issues de 4 GCMs sur la période 2041–2060).

A l'issue de l'application de cette méthode, il peut être constaté que les ressources en eau et les modes de gestion des ouvrages hydrauliques actuels permettent de satisfaire en grande partie (voire totalement) les demandes en eau sur l'année. Seules les demandes en eau agricoles du bassin de la Cinca sont peu satisfaites au courant de l'été. A l'horizon 2050, les températures devraient augmenter de 1,5 à 3 °C et les précipitations diminuer de 10 à 25 % au printemps et en été. Les écoulements pourraient alors diminuer de 10 à 20 % dans les bassins pyrénéens et de 25 à 35 % dans la plaine méditerranéenne. En parallèle, une augmentation de la population (+0.5 Millions) est prévue ainsi qu'une expansion de 30 % des surfaces irriguées, essentiellement concentrée dans les régions au plus fort taux de production agricole. Ces tendances climatiques et socio-économiques engendreraient une dégradation du taux de satisfaction des demandes en eau, en particulier l'été. Les demandes en eau environnementales et domestiques devraient toujours être totalement satisfaites sur l'ensemble du bassin ainsi que les demandes en eau agricoles au niveau des secteurs irrigués du canal de Aragón y Cataluña et du canal de Piñana. Ces dernières devraient être également assurées sur le bassin de Logroño, bien que les projections prévoient une diminution de 30 % des ressources en eau disponibles ainsi qu'une augmentation de 58 % des demandes agricoles. Néanmoins, elles pourraient ne pas être toujours satisfaites sur la plaine de l'Ebre et dans les plus grands secteurs agricoles en termes de superficie et de productivité. Au cours de la période estivale, les demandes en eau agricoles des secteurs irrigués de l'Aragón y Bardenas, de la Segre, de la plaine de l'Ebre et de Tortosa seraient peu à tout juste satisfaites tandis que les demandes en eau des zones irriguées de la Cinca ne devraient pas l'être (23 %). Cette diminution du taux de satisfaction devrait être liée à l'effet combiné de la diminution des ressources en eau (15–20 %) et à l'augmentation de la demande en eau totale (25 % à 50 %), hormis pour la plaine de l'Ebre. Les demandes en eau devraient peu évoluer dans ce secteur. La réduction de la disponibilité des ressources en eau devrait alors être en grande partie responsable de la diminution de la capacité à satisfaire les demandes en eau.

La démarche présentée permet de mettre en évidence les régions les plus vulnérables aux changements climatiques et/ou aux pressions anthropiques et permet ainsi d'identifier les régions dans lesquelles une expansion urbaine et agricole est envisageable, ainsi que les régions où les tensions d'usages risquent de se produire. Ceci encourage à développer des stratégies d'adaptation en termes de gestion des ouvrages hydrauliques ou bien encore de pratiques agricoles.

Certaines analyses des impacts du changement climatique sur la croissance et les besoins en eau des cultures ont montré la nécessité d'adapter les systèmes d'irrigation et de réguler la distribution de l'eau pour maintenir ou améliorer les rendements à la parcelle (voir e.g. Canela *et al.*, 1991 ; Causapé *et al.*, 2004 ; Marsal & Utset, 2008). Plusieurs solutions ont été proposées telles que réduire les pertes dans les réseaux et sur les parcelles, rationaliser la distribution de l'eau, distribuer l'eau en moins grande quantité mais plus régulièrement (voir e.g. Cots *et al.*, 1993 ; Lecina & Playán, 2002 ; Zapata & Ederra, 2002). García-Garizábal & Causapé (2010) ont même tenté de quantifier l'effet bénéfique de l'adaptation des cultures à la ressource sur les rendements à la parcelle. Entre 2000 et 2007, le barrage de Yesa ne pouvant plus satisfaire les besoins en eau du secteur irrigué de Bardenas, une modification des cultures a été programmée entraînant une diminution des besoins en eau de 42 % et une amélioration de l'efficacité de 26 %. Néanmoins, l'ensemble de ces études

maintient les ressources en eau à niveau constant. Celles-ci n'évaluent pas les impacts des changements climatiques sur la disponibilité des écoulements et ne confrontent alors pas cette dernière aux besoins agricoles futurs estimés. A l'inverse, les études portant sur l'évaluation des variations hydro-climatiques ne confrontent pas les écoulements aux demandes en eau, qu'elle soit réalisée à l'échelle nationale (e.g. CHE, 2005), de sous-bassins (e.g. Bejarano *et al.*, 2010 ; López-Moreno *et al.*, 2010 ; Zambroni-Bigiarini *et al.*, 2011) ou, plus rarement, à l'échelle du bassin versant de l'Ebre (e.g. García-Vera *et al.*, 2002 ; CHE, 2005). Les rares études réalisant cette confrontation entre la disponibilité et la demande en eau analysent en fait la probabilité du risque de pénurie d'eau selon différentes politiques de gestion de l'eau mais ne présentent pas le taux de satisfaction des demandes en eau (Iglesias *et al.*, 2011 ; Quiroga *et al.*, 2011).

Pour pallier cette absence, nous avons développé une méthode originale qui tient compte à la fois des conditions hydro-climatiques actuelles et de leurs variations à moyen terme ainsi que de l'évolution des usages de l'eau. Cette approche a été appliquée à l'ensemble du bassin versant de l'Ebre tout en tentant de prendre en compte les principaux usages de l'eau et les particularités régionales en termes d'ouvrages hydrauliques.

5.2 Limites et perspectives

Ce faisant, une représentation simplifiée du fonctionnement du bassin de l'Ebre a été proposée. Afin de véritablement répondre aux attentes des gestionnaires, il faudrait décomposer le bassin selon les limites des 17 Conseils d'Exploitation et y associer les éléments caractéristiques de gestion des ressources en eau de chaque bassin. Pour quelques régions, cela permettrait d'améliorer les performances de la chaîne méthodologique. Les faibles taux de satisfaction des demandes en eau agricoles dans les bassins pyrénéens peuvent s'expliquer par l'absence d'ouvrages de gestion des ressources en eau dans la méthode proposée. Certains barrages, comme celui de Yesa (446 Hm³) sur le bassin de Aragón y Bardenas et celui de Grado (400 Hm³) sur le bassin de la Cinca sont des ouvrages clefs dans la régulation des écoulements et de la satisfaction des demandes en eau. Le barrage de Yesa permet de réguler les flux pour les secteurs irrigués de l'Aragón et de Bardenas mais également du secteur de la plaine de l'Ebre auquel il est raccordé depuis 2002 par un canal. Le barrage de Grado, quant à lui, est raccordé à un vaste réseau de canaux afin d'apporter des ressources supplémentaires au secteur de l'Alto Aragón. Comme le soulignent Batalla *et al.* (2004) et López-Moreno *et al.* (2004), ces barrages ont été construits pour stocker les ressources en eau issues de la fonte des neiges afin de la rendre disponible en été, lorsque la demande est la plus importante. Les écoulements de ces régions ne présentent alors plus de variations saisonnières mais un débit relativement constant sur l'année. L'absence de ces ouvrages dans la chaîne méthodologique mise en œuvre engendre des variations saisonnières dans les écoulements, ce qui explique la faible capacité à satisfaire les demandes en eau dans ces régions en été. Dès lors, pour améliorer l'approche proposée, il serait recommandé de tenir compte d'autres barrages ayant une influence sur l'approvisionnement en eau.

De plus, il serait souhaitable d'intégrer au modèle hydrologique, en amont des ouvrages sélectionnés, un module neige de manière à considérer les processus de fonte qui ont un impact sur le régime hydrologique de ces bassins et surtout sur le niveau d'eau des réserves des barrages. Ceci devrait considérablement améliorer les performances du modèle hydrologique dans les régions pyrénéennes. A l'issue de ces améliorations, la capacité à satisfaire les besoins en eau pourrait en être significativement modifiée : la réponse des milieux en amont influence, en effet, de manière conséquente la satisfaction des demandes en aval, comme nous l'avons vu sur le bassin de Logroño avec les simulations hydro-climatiques issues des modèles MPI-ECHAM5 et HadCM3.

Les barrages jouant un rôle prépondérant dans la disponibilité des ressources en eau, des améliorations devraient également être apportées au module barrage proposé. Pour améliorer les performances du module barrage de l'Ebre, une prise en compte d'un bilan hydrique complet devrait améliorer la représentation de son fonctionnement. Pour l'ensemble des autres barrages, il pourrait être envisagé d'intégrer des modes de gestion différents de la réserve selon le type de période climatique. Comme nous avons pu l'observer avec les critères NSE sur les volumes sortants du

barrage de Santa-Ana (0,09 en période humide, 1971–1980, vs. 0,66 en période sèche, 1981–1990), des comportements de gestion différents semblent exister selon que la période d'étude soit sèche ou humide. Ceci encourage donc à développer un jeu de paramètres spécifique à chacune de ces périodes, à identifier le type de période sur lequel le modèle sera appliqué par la mise en place d'un indice pluviométrique, par exemple, et ainsi appliquer le jeu de paramètres adéquat.

Un autre élément pouvant améliorer le module est la prise en compte de la production d'énergie hydro-électrique pour certains ouvrages dans leur mode de fonctionnement. Pour des barrages comme celui de l'Ebre, qui ne produisent que très peu d'énergie, l'absence de cet élément ne devrait pas être limitant. Comme illustrés sur les figures 3.27a & 3.35a respectivement, les variations des volumes sortants et de la réserve sont correctement représentées. Des améliorations sur les volumes devraient être apportées avec des jeux de paramètres spécifiques aux périodes. Par contre, sur des barrages comme celui de Mequinenza, qui est le plus gros producteur d'énergie hydro-électrique sur le bassin de l'Ebre (324 MWh), l'absence de cet élément devrait avoir un impact. Avec le module actuel, bien que les volumes d'eau sortants soient bien reproduits, les volumes d'eau dans la réserve et ses variations sont très mal représentés (NSE = -2,1 ; Fig. 3.35b). La prise en compte de la production d'énergie hydro-électrique permettrait très probablement de mieux représenter les volumes d'eau et leurs variations dans la réserve et ainsi d'améliorer la reproduction des volumes d'eau sortants.

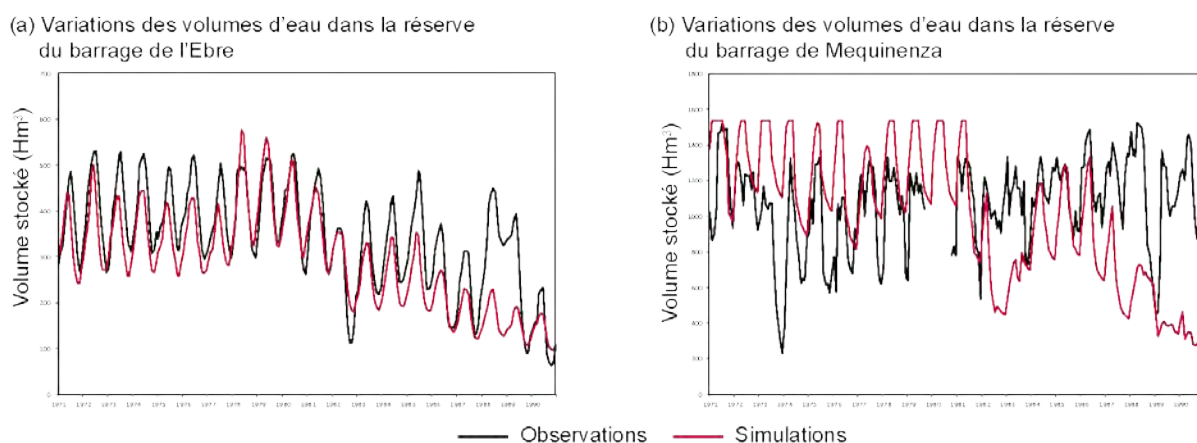


Figure 3.35 – Simulation des volumes d'eau stockés dans les réserves de 2 barrages sur la période 1971–1990.

Au-delà des améliorations techniques des outils, une amélioration du scénario d'usages de l'eau est envisageable. Dans le cadre de cette étude, il a volontairement été choisi de considérer le scénario pris en compte par la CHE dans le PHE en cours de réalisation et de n'y apporter aucune modification. Ce dernier considère une dépendance de la demande en eau à la croissance démographique et à l'expansion des surfaces irriguées. Or, pour une meilleure représentativité des tendances à venir, il serait judicieux de faire intervenir l'impact des changements climatiques sur les besoins en eau des cultures comme cela a été envisagé dans notre étude à l'échelle régionale (Chapitre 2 – 3.3). Ce scénario serait alors un point de départ pour envisager des scénarios alternatifs tenant compte d'une adaptation du type de cultures irriguées. L'évolution des modes d'irrigation modifiant en conséquence l'efficacité des secteurs irrigués pourrait également être intégrée, ainsi que l'impact du développement de l'activité touristique sur la demande en eau domestique.

Enfin, la capacité à satisfaire les demandes en eau est grandement influencée par le scénario climatique envisagé. Or, celui-ci repose sur trois grandes sources d'incertitudes : le choix des GCMs, le choix du scénario d'émission de gaz à effet de serre et la méthode de désagrégation. Concernant le choix des GCMs, les modèles climatiques MPI-ECHAM5, CSIRO-Mk3.0, HadCM3 et CNRM-CM3 ont été retenus car ils ont régulièrement été utilisés sur le bassin méditerranéen et leurs tendances climatiques convergent. Sur le bassin versant de l'Ebre, ces 4 GCMs s'accordent également sur les variations climatiques saisonnières mais divergent sur les taux. Les scénarios climatiques et

hydrologiques dérivés du modèle CNRM-CM3 sont les plus pessimistes dans les plaines méditerranéennes et ceux issus des modèles MPI-ECHAM5 et HadCM3, dans les régions pyrénéennes, tandis que les scénarios extraits du modèle CSIRO-Mk3.0 sont les plus optimistes sur l'ensemble du bassin. Il serait par conséquent intéressant, pour un même SRES donné, de pouvoir tester d'autres GCMs parmi la vingtaine mise à disposition par le GIEC afin d'analyser le niveau de convergence/divergence entre tous ces modèles à l'horizon 2050. En cas de divergences trop fortes, une sélection entre ces modèles pourrait être opérée en fonction de leur capacité à reproduire la variabilité climatique passée. Si cela ne garantit pas la qualité des modèles en contexte de projection future, il s'agit néanmoins d'une étape indispensable pour tenter de disposer des GCMs les plus fiables et les plus pertinents lors de simulations futures. La gestion de l'incertitude inhérente aux études prospectives devrait également passer par l'emploi de SRES alternatifs. Seul le SRES A2 a ici été considéré afin d'étudier un scénario pessimiste. Enfin, la méthode des perturbations utilisée pour la construction des scénarios climatiques présente aussi certaines limites. En fonctionnant à partir d'anomalies mensuelles, elle ne rend compte que du changement de climat moyen et préserve la variabilité du climat actuel dans les scénarios de climat perturbé. Elle ne considère pas non plus les modifications éventuelles de la variabilité interannuelle.

Principales recommandations pour une amélioration de l'approche proposée

- Diviser l'espace géographique selon le découpage administratif de gestion des ressources en eau pour faciliter le dialogue entre les scientifiques, les décisionnaires et les usagers.
- Intégrer d'autres ouvrages de gestion des ressources en eau pour une meilleure représentation des ressources disponibles pour le secteur agricole au cours de la période estivale, notamment le barrage de Yesa et le barrage de Grado.
- Adapter le module barrage pour chaque barrage selon ses spécificités pour une meilleure représentation des volumes écoulés en sortie (e.g. bilan hydrique complet dans les régions de forte évaporation ; prise en compte de la productivité hydroélectrique ; adaptation des règles de gestion selon les périodes humides et sèches en particulier dans la région pyrénéenne).
- Prendre en compte l'exploitation des sols (cultures irriguées et modes d'irrigation) dans l'estimation de la demande en eau agricole afin de faire intervenir plusieurs grandeurs physiques sur l'évolution de celle-ci.
- Développer des stratégies de développement durable en collaboration avec la CHE.

5.3 Conclusion

Ainsi un certain nombre de limites et d'incertitudes ont été évoquées et des pistes d'amélioration suggérées. Comme déjà souligné lors de l'étude régionale, la mise en place d'une chaîne de modélisation intégrée fait surgir des incertitudes à chaque étape. Celles-ci concernent l'estimation des ressources en eau et de leurs régulations, l'évaluation des demandes en eau et les scénarios climatiques. Elles indiquent une gamme de variations des possibles liés, d'une part, à l'erreur générée lors de la représentation des processus hydrologiques et anthropiques et, d'autre part, au caractère imprévisible des phénomènes climatiques. Dans les deux cas, les incertitudes soulignent la nécessité d'exploiter les résultats avec précaution. Afin d'évaluer le degré d'incertitude apporté par chaque étape, une analyse de sensibilité poussée pour chacune d'entre elles serait nécessaire. Faute de temps, cette évaluation complexe n'a pas été possible dans cette thèse. De plus, pour réduire les gammes de variation, une amélioration des performances des outils exploités serait requise, ainsi qu'une prise en compte plus fine des processus de gestion. Ces éléments constituent un véritable défi

en travaillant sur un bassin versant aussi hétérogène et aussi grand que l'Ebre, mais s'avèrent nécessaires puisqu'il s'agit d'une dimension à laquelle des décisions sur la gestion des ressources en eau sont prises.

Malgré la possibilité d'améliorer les performances de l'outil développé, cette approche intégrée prend en compte l'ensemble des facteurs de pression sur les ressources en eau et permet d'évaluer la capacité à satisfaire les besoins en eau par la confrontation de la disponibilité et de la demande en eau. Elle permet d'identifier les régions les plus vulnérables aux pressions climatiques et anthropiques mais également les secteurs et les saisons pour lesquels les tensions d'usages risquent d'être les plus fortes.

Cette approche intégrée est certes une première étape à une vision plus complexe du système hydrographique de l'Ebre mais encourage déjà à développer des stratégies d'adaptation et à les simuler pour évaluer l'amélioration ou la dégradation des taux de satisfaction de la demande en eau. Dans un contexte où les ressources en eau diminuent et les pressions anthropiques s'accroissent, les exercices de gestion intégrée des ressources en eau apparaissent peu à peu comme fondamentaux pour soutenir les politiques de gestion de l'eau. Pour permettre un fonctionnement et une efficacité optimum, ce type d'approche exige une co-construction de scénarios entre usagers, décisionnaires et scientifiques.

CHAPITRE 4

~

DISCUSSION GENERALE

1. INTRODUCTION

Au travers des trois chapitres précédents, différentes approches permettant d'évaluer les impacts des changements climatiques et anthropiques sur l'exploitabilité des ressources en eau et la capacité à satisfaire les demandes en eau ont été étudiées. A l'échelle globale et locale, il existe différents modèles qui font interagir plusieurs composants pour tenter d'appréhender cette problématique. La principale limite des modèles globaux est de reposer sur les tendances évolutives de scénarios globaux dans lesquels il est difficile d'intégrer des variabilités régionales en termes d'évolution anthropique. Pour les modèles de bassin versant, l'utilisateur est dépendant des règles de gestion imposées par le modèle qui ne correspondent pas toujours aux spécificités de l'espace étudié. Il a donc été entrepris de développer deux chaînes de modélisation intégrée, à l'échelle régionale et à l'échelle locale. Ces approches mobilisent les connaissances de : la climatologie pour l'évaluation des variations du climat ; l'hydrologie, pour l'évaluation des ressources en eau ; l'agronomie, pour l'évaluation des besoins en eau des cultures ; les sciences humaines et sociales, pour les projections démographiques et l'estimation des demandes en eau ; et de manière très ponctuelle, la politique, pour les stratégies d'évolution. Ces différentes disciplines interagissent au travers de modèles (e.g. la climatologie et l'hydrologie interagissent au travers des modèles hydrologiques, la climatologie et l'agronomie au travers d'un modèle de gestion de l'irrigation), ou en s'influençant au travers de calculs (e.g. l'efficacité influence les prélèvements en eau), ou par une confrontation de leurs variables clefs. La mise en relation de ces disciplines permet ainsi de décrire l'espace géographique considéré en tenant compte de ses spécificités et contribue à produire des indicateurs de pression sur les ressources en eau appropriés au milieu.

Ces approches ont été développées en Méditerranée, région identifiée comme l'une des plus vulnérables aux changements globaux. Le centre d'activité régionale Plan Bleu avait, dans ses études antérieures, analysé les perspectives des pressions sur les ressources en eau en Méditerranée en tenant essentiellement compte de l'évolution démographique. Le rôle du climat sur la disponibilité des ressources en eau et sur l'évolution des besoins en eau agricole étant reconnu, il s'agissait alors, dans un premier temps, d'actualiser ces études prospectives en tenant compte de cette nouvelle variable. Dans un second temps, il s'agissait de proposer une méthode pour étudier plus en détails les pressions anthropiques et leur évolution à l'échelle d'un bassin spécifique. Ce travail a néanmoins été conduit dans un souci de généralité de manière à pouvoir être éventuellement transposé à d'autres bassins méditerranéens. Ces deux approches se sont avérées complémentaires.

L'apport de ce travail de thèse aux études de perspectives des ressources en eau du Plan Bleu est abordé plus en détails dans cette discussion générale. La contribution des approches développées quant à la réflexion sur l'exploitabilité des ressources en eau, la complémentarité entre ces approches ainsi que leurs limites seront également discutées.

2. EVOLUTION DES METHODES D'ANALYSE DES PERSPECTIVES DE L'EAU EN MEDITERRANEE

Les études menées antérieurement par le Plan Bleu (1989 ; 2005) sur les perspectives des ressources en eau en Méditerranée ont considéré que les ressources en eau resteraient constantes (conditions hydro-climatiques actuelles reportées dans le futur) tandis que les tensions varieraient selon l'évolution des demandes en eau. Ces dernières dépendaient d'une hausse de la population de 25 % dans les pays de la rive Sud et de l'évolution de la proportion des populations urbaines et rurales et des modes d'activités productrices de biens et de services (tourisme, agriculture, etc.). Dans son dernier rapport (Plan Bleu, 2005), le centre d'activités régionales avait considéré deux scénarios en termes d'évolution des demandes en eau.

Le premier scénario, dit tendanciel ou « de base », décrit « *le cadre dans lequel la Méditerranée pourrait évoluer à l'horizon 2025 si aucun changement en profondeur n'intervenait pour s'écarter des tendances observées* » (Benoit & Comeau, 2005). Dans ce contexte, la fracture socio-économique et environnementale entre les rives Nord et Sud devrait se creuser, l'urbanisation et la littoralisation s'accroître et les phénomènes de désertification s'étendre. Les risques associés concernant les ressources en eau seraient une augmentation significative des prélèvements (Fig. 4.1), avec 1 pays sur 3 exploitant plus de la moitié de ses ressources en eau renouvelables, et les pays les plus arides surexploitant leurs ressources en eau fossiles (c'est-à-dire peu ou pas renouvelables). D'après ce scénario, les volumes d'eau fossile prélevés à Malte et en Libye augmenteraient de 30 % et 80 millions d'individus (contre 63 millions aujourd'hui, Blinda & Thivet, 2009) se situeraient en dessous du seuil de pauvreté en eau (< 500 m³/hab./an) à l'horizon 2025.

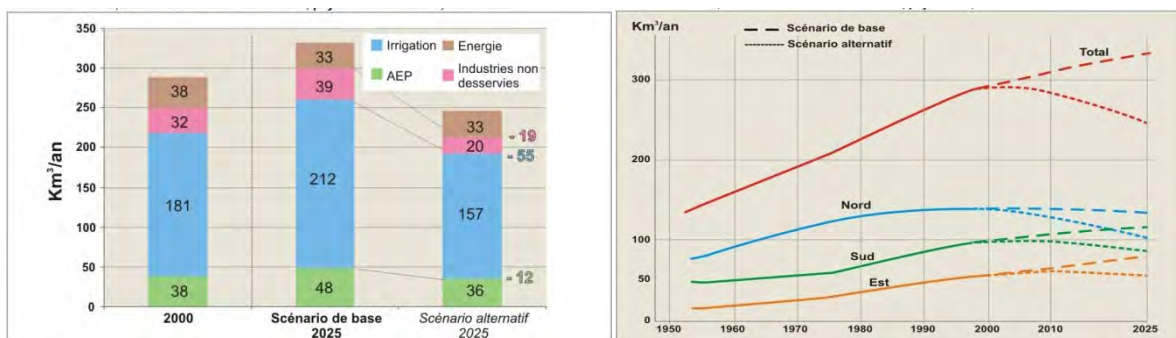


Figure 4.1 – Evolution de la demande totale en eau des pays méditerranéens (Plan Bleu, 2005).

Le second scénario, dit alternatif, considère, au contraire, un « *rééquilibrage des politiques vers une gestion efficace et économe des ressources en eau* » (Benoit & Comeau, 2005). Il suggère ainsi que le fait de favoriser une gestion de la demande plutôt que de l'offre (scénario de base) pourrait contribuer à réduire les tensions autour des ressources en eau. En réduisant les pertes de moitié (fuites et gaspillages) et en augmentant l'efficacité d'exploitation des ressources en eau pour l'agriculture à 80 % (amélioration de la consommation au m²), 54 km³ d'eau par an pourraient être économisés (Fig. 4.1). Ceci reviendrait à maintenir la demande en eau à son niveau actuel. L'agriculture irriguée représente le plus gros potentiel d'économie (65 % ; Fig. 4.1), suivi par le secteur industriel (22 %) et par le secteur domestique (13 %). Ainsi, selon ce scénario, la demande en eau pourrait diminuer significativement dans tous les pays et le potentiel exploitable des ressources en eau s'accroître (meilleure conservation, recharge artificielle des nappes en milieu aride, prise en compte des besoins en eau des écosystèmes).

Face aux améliorations possibles avancées par le scénario alternatif, les pays méditerranéens ont retenu comme objectifs prioritaires, en termes d'accès aux ressources en eau :

- la stabilisation de la demande en eau grâce à une atténuation des pertes et du gaspillage, et l'augmentation de la valeur ajoutée du m³ d'eau utilisé ;
- la promotion d'une gestion intégrée des ressources en eau à l'échelle des bassins versants ;

- la promotion d'une coopération active et solidaire pour la gestion durable de l'eau au niveau local et national.

Suite à ces engagements, il a été envisagé, à l'occasion de cette thèse, d'actualiser les scénarios du Plan Bleu par une approche intégrée à l'échelle de l'ensemble du bassin méditerranéen.

Cette nouvelle méthode d'analyse des perspectives de l'eau en Méditerranée cherchait à établir un lien entre les ressources et les demandes en eau afin d'évaluer l'état des pressions exercées sur les ressources et leurs évolutions. Elle visait aussi à prendre en compte de nouvelles variables pouvant influencer la demande en eau, en particulier les impacts du changement climatique sur la disponibilité des ressources en eau et sur les besoins agricoles en eau. Enfin, la démarche avait pour ambition d'intégrer les tendances évolutives et les objectifs d'amélioration d'efficacité rapportés par des experts politiques ou scientifiques des pays méditerranéens. Les nouveaux éléments suivants ont alors été apportés :

- l'impact du climat sur la disponibilité des ressources en eau ainsi que sur les besoins agricoles en eau a été évalué en faisant appel aux sorties de plusieurs GCMs (CSIRO-Mk3.0, HadCM3, MPI-ECHAM5, CNRM-CM3) contraints par un scénario d'émission de gaz à effet de serre (SRES A2) à l'horizon 2050 ;
- l'évolution des demandes en eau a reposé sur (i) la croissance démographique envisagée par le SRES sélectionné, (ii) l'expansion des surfaces irriguées évaluée dans les rapports nationaux et (iii) les progrès d'efficacité d'utilisation de l'eau ;
- les objectifs d'efficacité adoptés par les pays méditerranéens au travers de la Stratégie Méditerranéenne pour le Développement Durable (SMDD) ont été considérés à travers un scénario alternatif ;
- l'indicateur d'exploitabilité des ressources en eau préconisé dans la SMDD a été retenu pour évaluer l'état et l'évolution des pressions exercées sur les ressources en eau (évaluation du stress hydrique).

Tableau 4.1 – Différences méthodologiques entre l'approche Plan Bleu (2005) et Milano *et al.* (2012a) pour l'évaluation du stress hydrique en Méditerranée.

	Scénarios de 2005 (Plan Bleu, 2005)	Scénarios de 2012 (Milano <i>et al.</i> , 2012a)
Echelle d'étude	Région méditerranéenne*	Bassin méditerranéen*
Horizon prospectif	2025	2050
Secteurs considérés	Agricole Domestique Industries et énergétique	Agricole Domestique -
Ressources en eau	Constantes	Variations selon climat
Variables influençant la demande en eau	Croissance démographique Efficacité	Croissance démographique Expansion des surfaces irriguées Evolution des besoins en eau agricole selon le climat Efficacité
Objectifs d'efficacité		
Agricole	80 %	72 %
Domestique	85-90 %	80 %
Industriel	50 %	-

*Rappel du Chapitre 2 – 2.1 : La région méditerranéenne est l'ensemble des 22 pays et territoires riverains de la mer Méditerranée tandis que le bassin méditerranéen définit les 73 groupes de bassin versant (Nil exclu) dont les exutoires se situent en mer Méditerranée.

Au-delà de ces différences méthodologiques (Tableau 4.1), des distinctions sur les tendances évolutives entre les deux méthodes sont également notables.

Le scénario tendanciel du Plan Bleu prévoit une hausse de 16 % des prélèvements totaux en eau, et le scénario alternatif, une diminution de 24 %, tandis que l'ensemble des scénarios envisagés dans cette nouvelle étude prévoit une hausse des prélèvements dans tous les cas de figure. Selon les nouveaux scénarios, si l'efficience est maintenue constante, les prélèvements augmenteraient de moitié. Toutefois, si les objectifs d'efficience de la SMDD sont atteints, les prélèvements augmenteraient de seulement 13 %. De plus, 30 km³ d'eau par an pourraient être économisés en comparaison avec une efficience constante. Les divergences de résultats entre les deux études peuvent s'expliquer par la période prospective considérée (2025 vs. 2050), les espaces géographiques retenus (région méditerranéenne vs. bassin méditerranéen), la prise en compte ou non des changements climatiques (impacts sur la disponibilité des ressources en eau et sur les besoins en eau agricole non pris en compte dans la première approche) et par les objectifs d'efficience, moins optimistes dans la nouvelle approche (Tableau 4.1). Par ailleurs, les prélèvements en eau des industries non raccordées au réseau de distribution municipal n'ont pas été pris en compte dans le cadre de la deuxième approche proposée dans cette thèse car ils ne représentent que 10 % de la demande totale en eau du bassin méditerranéen et concerne essentiellement les bassins de la rive Nord.

Une autre divergence concerne le potentiel d'économie en eau réalisable. Par rapport à la situation actuelle, une hausse des prélèvements semble inévitable du fait de la croissance démographique, particulièrement marquée sur les rives Sud et Est, et des conditions plus chaudes et plus sèches, augmentant les besoins en eau pour l'agriculture. Les progrès d'efficience permettraient de réaliser des économies par rapport à un scénario tendanciel. Toutefois, il n'apparaît pas, dans la nouvelle approche, un potentiel bien plus important pour le secteur agricole (32 %) que pour le secteur domestique (29,5 %).

Les deux méthodes témoignent de l'avancée des réflexions sur les études d'impact. Avec la progression des connaissances, d'autres variables sont mobilisées pour tenter d'appréhender plus finement l'évolution du stress hydrique. Malgré les différences d'horizons considérés, d'espace géographique et de tendances évolutives, **les deux approches soulignent les bénéfices d'une réduction des fuites et gaspillages et d'une amélioration de l'efficience agricole : en d'autres termes, le potentiel de cette stratégie à réduire les tensions sur les ressources en eau.** Ceci amène à s'interroger sur la faisabilité technique et le financement de tels progrès en matière d'approvisionnement en eau. La réponse à cette question passe par le **développement et l'utilisation d'outils économiques pour évaluer le coût de cette stratégie et pour optimiser le coût de l'allocation en eau.**

3. CONTRIBUTION ET COMPLEMENTARITE DES DEUX APPROCHES METHODOLOGIQUES DEVELOPPEES SUR LES CONNAISSANCES DES IMPACTS DES CHANGEMENTS GLOBAUX SUR LES RESSOURCES EN EAU EN MEDITERRANEE

Les deux approches proposées dans le cadre de cette thèse reposent sur le même principe, soit une confrontation entre la disponibilité des ressources en eau et les usages de l'eau (prélèvements ou demandes en eau) au travers d'un indicateur.

A l'échelle régionale, les ressources en eau ont été estimées à partir d'un modèle hydrologique dont les performances ont été optimisées en adoptant un jeu de paramètre commun à tout l'espace méditerranéen. Les scénarios d'usages de l'eau ont reposé en partie sur des données globales pour l'estimation des surfaces et cultures irriguées et en partie sur des données nationales ou d'unités administratives pour le recensement des populations. De plus, les impacts du climat sur les besoins en eau des cultures ont été pris en compte ainsi qu'une stratégie régionale d'amélioration de l'efficacité des réseaux de distribution en eau et des parcelles agricoles à l'horizon 2050. L'indicateur retenu selon les recommandations de la SMDD a permis d'établir un bilan sur la situation du stress hydrique en Méditerranée. Les rives Sud et Est de la Méditerranée ont été identifiées comme les régions les plus vulnérables aux changements climatiques. Actuellement en situation de stress hydrique important voire de pénurie dans certains bassins de la Libye et du Proche-Orient, les bassins de ces rives pourraient rapidement évoluer dans un contexte de pénurie d'eau, et ce, même si une diminution des pertes dans les réseaux et une amélioration de la consommation de l'eau à la parcelle agricole sont envisagées. Sur la rive Nord, le stress hydrique varie de faible à important. Pour certains bassins, notamment en Italie, une amélioration de l'efficacité des réseaux et des terres agricoles associée à la diminution des populations et des surfaces irriguées, projetées par les SRES et les rapports nationaux, devraient permettre de réduire ou de maintenir l'état actuel du stress hydrique. Néanmoins, les changements climatiques et/ou anthropiques pourraient également dégrader drastiquement l'état du stress hydrique sur certains bassins de la rive Nord, notamment en Grèce et en Espagne. Un des bassins pour lequel ces variations pourraient avoir un impact conséquent est le bassin versant de l'Ebre (85 000 km², Espagne).

Toujours d'après l'étude régionale (Chapitre 2), celui-ci subit actuellement un stress hydrique modéré. Ceci traduit la présence de pressions sur les ressources en eau, en effet, les prélèvements représentent 35 % de la ressource en eau disponible, et un faible taux d'exploitation supplémentaire sans que des tensions entre usagers apparaissent. Selon les scénarios prospectifs considérés à l'horizon 2050 (évolution sous contraintes climatique et/ou anthropique), l'état actuel du stress hydrique serait maintenu seulement si les ressources en eau sont maintenues à niveau et qu'une amélioration de l'efficacité est engagée (Fig. 2.14). Pour les autres scénarios, une évolution vers un stress hydrique important est projetée. Les conditions plus chaudes et plus sèches (Tableau 4.2) seraient essentiellement responsables : elles entraîneraient une diminution de la disponibilité des ressources en eau et une hausse des besoins agricoles en eau par une réduction de la teneur en eau du sol et des taux d'évaporation plus importants. Ainsi, **l'ensemble des variations climatiques et anthropiques ont une influence sur l'évolution du stress hydrique du bassin de l'Ebre, il semble donc particulièrement sensible aux changements globaux.**

Il est alors apparu nécessaire de développer une seconde approche intégrée spécifique à l'échelle du bassin versant pour approfondir les connaissances sur les pressions exercées sur les ressources en eau à cette dimension. Ce travail a été conduit sur l'Ebre qui, par son niveau actuel d'anthropisation, sa taille, ses enjeux de gestion et sa sensibilité aux changements globaux, constitue un site pertinent d'étude. Toutefois, nous avons tenté de développer une approche suffisamment générique pour être transposable à d'autres bassins en Méditerranée.

A cette échelle, il a été possible de travailler en collaboration étroite avec l'organisme de gestion des ressources en eau de l'Ebre, la Confédération Hydrographique de l'Ebre (CHE). Ceci a permis d'apporter à la démarche des éléments adaptés aux politiques de gestion de grands bassins en intégrant des éléments supplémentaires quant à la représentation des hydrosystèmes et à la compréhension de leur mode de gestion. Par rapport à l'approche régionale, les nouveaux éléments suivants ont été pris en compte :

- découpage géographique de l'espace hydrographique selon les caractéristiques physiques et de gestion ;
- calage et validation d'un modèle hydrologique de bilan pour chaque sous-bassin versant selon le critère statistique de Nash-Sutcliffe (Nash & Sutcliffe, 1970) et l'erreur de volume ;
- fonctionnement des principaux ouvrages hydrauliques pour maintenir un volume de sécurité dans le réservoir et satisfaire les demandes en aval ;
- distribution spatiale et temporelle de la demande en eau ;
- besoins en eau environnementaux ;
- définition des priorités d'allocation en eau entre les différents usagers ;
- taux de retour au milieu des prélèvements en eau ;
- nouvel indicateur mobilisé : taux de satisfaction des demandes en eau ;
- analyse saisonnière des variations climatiques, anthropiques et de la satisfaction des demandes.

Par ces nouveaux éléments, cette méthode a permis d'étudier la variabilité spatiale et temporelle de la capacité des ressources en eau disponibles à satisfaire les demandes en eau domestiques, agricoles et environnementales à l'horizon 2050.

Actuellement, l'intégralité des demandes en eau domestiques et environnementales sont entièrement satisfaites sur l'année. Seuls les secteurs irrigués connaissent quelques restrictions d'usages de l'eau au cours de la période d'estivale, bien que les demandes soient grandement satisfaites (65–75 %). A moyen terme (scénario d'usages de l'eau à l'horizon 2027 sous contraintes climatiques à l'horizon 2050), les demandes en eau domestiques et environnementales devraient toujours être intégralement satisfaites sur l'année. Il en est de même pour le secteur agricole sauf en été. Au cours de cette saison, la hausse des températures ainsi que la diminution des précipitations et des ressources en eau devraient être plus prononcées (Tableau 4.2) et les demandes en eau agricoles plus importantes (Tableau 3.14 & Fig. 3.29). A l'exception du bassin pyrénéen de Logroño et du secteur irrigué du barrage de Santa-Ana où les demandes devraient être en grande partie satisfaites, les demandes en eau agricoles devraient être peu à tout juste satisfaites. Suite à l'analyse des tendances évolutives de chaque sous-bassin, il semblerait que les principaux facteurs responsables de la diminution du taux de satisfaction des demandes en eau soient (i) une diminution des ressources en eau dans les bassins méditerranéens, (ii) une augmentation de la demande en eau agricole dans le bassin pyrénéen de la Segre, et (iii) la combinaison de la diminution des écoulements en période de hautes eaux et en été, couplée à une hausse des demandes en eau agricoles dans les bassins pyrénéens de Aragón y Bardenas et de la Cinca.

Alors que les deux approches proposées (approche régionale et approche « bassin versant ») reposent sur les mêmes hypothèses en termes de variations climatiques (utilisation de simulations de quatre GCMs désagrégés respectivement à la maille 0,5° et 10 km x 10 km selon une méthode de perturbation), elles proposent une vision complémentaire sur l'évolution des ressources en eau disponibles et des demandes en eau. Bien qu'elle repose sur des données de grandes échelles, l'approche régionale permet d'identifier les régions du bassin méditerranéen les plus vulnérables au stress hydrique sous contraintes conjuguées de changements climatiques et anthropiques ainsi que les grandes tendances évolutives. La démarche locale intègre des éléments plus facilement appréhendables à l'échelle des bassins versants. Elle permet ainsi d'identifier les causes de la vulnérabilité des ressources en eau et le potentiel de satisfaction des demandes en eau selon des projections climatiques, hydrologiques et anthropiques.

Ces deux études sont également des points de départ pour d'autres études prospectives. A l'échelle régionale, d'autres stratégies pour le développement durable peuvent être envisagées et leurs impacts sur l'état du stress hydrique évalués. Pour l'échelle locale, la chaîne méthodologique peut aussi être exploitée sur d'autres bassins versants du pourtour méditerranéen. La chaîne de modélisation étant opérationnelle, il est dorénavant aisé de l'ajuster selon le découpage souhaité par le décideur ou pour des raisons de modélisation (e.g. barrages) et selon les données disponibles.

Tableau 4.2 – Tendances évolutives des conditions hydro-climatiques et anthropiques.

	Approche régionale		Approche locale
	Bassin méditerranéen	Bassin de l'Ebre	Bassin de l'Ebre
Température	+1,5–2,5 °C	+1,5–2 °C	+1,5 °C +3 °C en été
Précipitations	-5–20 % -20–40 % Sud Espagne, rives Sud et Est +40–60 % en Libye ($P_{1971-1990}$ constantes)	-5–20 %	Hausse en hiver -20–25 % en été Variations des pics de pluie
Ressources en eau (RE)	-35 % rive Nord -15 % bassins Alpains -40 % Rive Est > -50 % Rive Sud et Sud de l'Espagne +10 % Libye et Tunisie ($RE_{1971-1990}$ constantes)	-35–60 %	Sous-bassins pyrénéens : -25–35 % en été Sous-bassins méditerranéens : -20–30 % année -10–60 % en été
Prélèvements en eau		+38 % (sc. tendanciel) +13 % (sc. alternatif)	+18 %
Vulnérabilité à moyen terme	Stress hydrique faible à modéré sur la rive Nord, important en Grèce et en Espagne Important à sévère sur les rives Sud et Est.	Stress hydrique modéré à important	Satisfaction des demandes totales en eau en automne, printemps et été Faible satisfaction des demandes en eau agricoles en été

4. LIMITES ET PERSPECTIVES DES DIFFERENTES APPROCHES DE MODELISATION INTEGREE

Néanmoins, de nombreuses pistes d'amélioration existent pour rendre ces approches plus robustes, moins soumises aux incertitudes et, in fine, pour appréhender l'évaluation du stress hydrique et de la capacité à satisfaire les besoins avec plus de précision.

L'une des premières pistes concerne **l'amélioration de la représentation de la disponibilité des ressources en eau et de la dynamique des écoulements.**

L'ensemble des modèles hydrologiques globaux mobilisés dans la littérature (Arnell, 1999b ; Döll *et al.*, 2003 ; Widen-Nilsson *et al.*, 2007) ainsi que ceux exploités à l'échelle régionale et à l'échelle locale dans le cadre de cette thèse offrent une représentation très simplifiée des écoulements. La plupart de ces modèles n'utilisent qu'un seul réservoir conceptuel (deux dans certains cas) ce qui ne permet d'appréhender que très grossièrement la **distinction entre les écoulements de surface et les écoulements souterrains**. Dans les régions où la satisfaction des demandes repose en grande partie sur les ressources en eau souterraines (Höllermann *et al.*, 2012) ou dans les secteurs à forte composante karstique caractérisés par des processus hydrologiques particulièrement non-linéaires, l'évaluation du stress hydrique et de la capacité à satisfaire les demandes en eau peuvent souffrir d'une mauvaise représentation des écoulements souterrains. Par ailleurs, la validation des modèles est souvent limitée par les **mesures de terrain disponibles**. La capacité à reproduire les écoulements repose généralement sur des chroniques de débits faute de pouvoir disposer d'informations supplémentaires (e.g. dynamique des niveaux piézométriques, variation de l'humidité des sols) aux échelles spatio-temporelles considérées dans les études globales ou régionales. De plus, il est difficile à ces échelles (pour ne pas dire impossible) de prendre en compte la perturbation des écoulements par les ouvrages hydrauliques. Certains auteurs (Meigh *et al.*, 1999 ; Coe, 2000 ; Hanasaki *et al.*, 2006) se sont penchés sur la question. Toutefois, de longues chroniques sur de nombreux barrages sont peu disponibles et il paraît peu réaliste d'établir un mode de gestion commun à tous les barrages.

Néanmoins, un calage des paramètres a été réalisé afin d'obtenir la représentation la plus appropriée possible des écoulements. A l'échelle du bassin méditerranéen, l'étude étant réalisée au pas de temps annuel, nous nous sommes limités à évaluer la capacité du modèle WBM (Yates, 1997) à reproduire les volumes écoulés sur de larges périodes interannuelles. Il a pu être constaté que **la paramétrisation spatialisée n'améliore pas nécessairement les performances** du modèle. En ayant recours à un seul jeu de paramètres commun à tout l'espace méditerranéen, la simulation des volumes écoulés sur les 10 bassins versants testés a été améliorée en comparaison avec l'utilisation de la paramétrisation par défaut basée sur une carte bioclimatique. Malgré cette amélioration, les simulations restent insatisfaisantes. Dès lors, un travail de régionalisation spécifique à la Méditerranée pourrait être conduit en vue d'améliorer la simulation des ressources en eau sur le bassin.

A l'échelle de bassin versant, le modèle WEAP repose sur le modèle hydrologique WBM auquel peut-être ajouté un module réservoir profond pour représenter les écoulements souterrains (Yates *et al.*, 2005). Dans le cas de l'Ebre, ce module n'a pas été mobilisé car les prélèvements depuis les ressources en eau souterraines ne représentent que 10 % des prélèvements totaux. Toutefois, d'autres auteurs l'ont intégré (e.g. Rosenzweig *et al.*, 2004 ; Höllermann *et al.*, 2012). Cette démarche a permis d'améliorer les écoulements mais s'est avérée limitée car le logiciel WEAP ne permet pas de raccorder les prélèvements directement aux ressources souterraines, la ressource en eau de surface étant admise comme prioritaire pour satisfaire les demandes en eau (Rosenzweig *et al.*, 2004).

Le modèle GR2M-adapté que nous avons mobilisé pour l'Ebre ne représente pas non plus explicitement les écoulements souterrains. Le calage des paramètres du modèle (4 dans la version adaptée) a visé à représenter au mieux la dynamique saisonnière des écoulements et des volumes d'eau écoulés pour chaque sous-bassin considéré. Malgré des résultats plutôt satisfaisants dans l'ensemble, des améliorations pourraient être apportées en particulier dans la simulation des écoulements printaniers. Selon Lopéz-Moreno *et al.* (2004, 2008), les écoulements des bassins pyrénéens issus de la fonte des neiges au printemps sont stockés dans les barrages-réservoirs afin

de pouvoir réguler les écoulements et satisfaire les demandes en eau en été. Notre étude s'est limitée à considérer trois principaux barrages en termes de capacité de stockage et d'importance de régulation des flux. La même consigne de gestion a été appliquée, c'est à dire maintenir un stock de sécurité dans le réservoir et satisfaire les demandes en eau en aval. Les volumes écoulés en sortie de ces barrages ont correctement été représentés mais la dynamique des écoulements pourrait être améliorée (Tableau 3.9). Bien que la règle de gestion appliquée soit cohérente et approuvée par la CHE, il semblerait que la prise en compte de caractéristiques additionnelles sur le fonctionnement des barrages (gestion hydro-électrique, pertes par évaporation et infiltration, alternance année sèche - année humide) soit nécessaire pour une meilleure représentation de la dynamique des volumes stockés et restitués. Ceci souligne la difficulté de représenter le fonctionnement des ouvrages hydrauliques et explique pourquoi les études régionales et globales ne les prennent généralement pas en compte pour la perturbation des écoulements. Ainsi, une prise en compte d'autres barrages-réservoirs majeurs dans la régulation des écoulements avec leurs principales caractéristiques ainsi que les processus de fonte des neiges en amont de ces ouvrages seraient sans doute de nature à améliorer significativement les simulations aussi bien des barrages que des écoulements de surface, à condition de disposer des données nécessaires.

Dès lors, au travers des deux approches proposées on peut voir combien la simulation des écoulements reste complexe et à quel point elle peut être lourde de conséquence pour l'estimation du stress hydrique ou de la capacité à satisfaire les demandes en eau.

Un autre facteur limitant pour les deux approches proposées repose sur l'**estimation des pressions anthropiques** sur les ressources en eau. Tout d'abord, il n'existe pas de méthodes homogènes pour évaluer les usages de l'eau. Les données disponibles reposent fréquemment sur des estimations statistiques nationales qui ne définissent pas toujours clairement la date des mesures (période, moyenne ou année fixe) et la valeur quantifiée (distinction entre besoin, demande, prélèvements et consommation en eau ; voir encadré Introduction). A l'échelle globale, les études exploitent les bases de données mondiales qui fournissent des données de prélèvements en eau à l'échelle des pays (*UN Comprehensive Assessment of the Freshwater Resources of the World*, Arnell, 2004 ; *World Resources Institute*, Oki *et al.*, 2001 ; Aquastat, Shen *et al.*, 2008). Ces dernières sont ensuite désagrégées spatialement à partir de données grille de population (CIESIN ou estimation des Nations Unies, Oki *et al.*, 2001 ; Alcamo *et al.*, 2007 ; Arnell *et al.*, 2011) et de surfaces irriguées (Döll & Siebert, 2002 ; Shen *et al.*, 2008). Pour les études prospectives, l'évolution des prélèvements repose sur des stratégies mondiales communes à tous les pays en fonction du taux de croissance démographique, de l'expansion des surfaces irriguées et des taux d'amélioration de l'efficacité selon les projections des Nations Unies (Arnell, 2004), du *World Water Commission* (Alcamo *et al.*, 2007) ou des tendances observées par les auteurs (Shen *et al.*, 2008). Toutefois, comme illustré au Chapitre 1, l'évolution des demandes et prélèvements en eau est difficile à prévoir et devrait varier selon les pays car fonction de l'évolution de l'anthropisation.

Au travers de l'approche régionale nous avons tenté d'apporter des informations plus précises sur l'évolution des demandes et des prélèvements sur le bassin méditerranéen. Pour cela, l'étude :

- s'est basée sur les projections de demande en eau unitaire domestique et l'évolution des surfaces irriguées projetées dans les rapports nationaux réalisés par des experts scientifiques et des décideurs des pays (Plan Bleu, 2011) ;
- a intégré l'influence du climat sur les besoins en eau des cultures sur les périodes rétrospectives et prospectives ;
- a pris en compte les objectifs d'amélioration de l'efficacité de la SMDD (PNUE-PAM, 2006), certains furent même adaptés selon l'étude de faisabilité établie dans les rapports nationaux.

Enfin, un degré supplémentaire de détails est apportée par l'étude de cas qui permet une meilleure représentation de la complexité des hydrosystèmes. Dans le cas de l'Ebre, l'espace a été divisé en 9 sous-bassins auxquels ont été associés 11 points de demande en eau, intégrant demandes en eau domestiques et agricoles et des objectifs de débits environnementaux. Les évaluations de celles-ci se sont basées sur les estimations réalisées au pas de temps mensuel par la

CHE à partir des besoins en eau des cultures et la part des cultures présentes sur les 58 Unités de Demande Agricole et d'une enquête d'évaluation de la demande en eau sur les 50 Unités de Demande Urbaine (Chapitre 3 – 3.3.2 & 3.3.3). Ceci a alors permis d'analyser le taux de satisfaction des demandes au pas de temps saisonnier.

Néanmoins, d'autres éléments pouvant apporter des informations supplémentaires sur l'évolution du stress hydrique et du taux de satisfaction des demandes en eau auraient le mérite d'être intégré à l'ensemble de ces échelles. En effet, aucune approche ne limite les prélèvements en eau de chaque secteur selon la ressource en eau disponible. Or, ceci permettrait d'identifier plus précisément les régions susceptibles de connaître des conflits entre usagers. Aucune démarche de modélisation intégrée n'analyse non plus les pressions anthropiques au travers de l'exploitation des sols. Selon s'il s'agit de terres agricoles, urbaines ou de forêts, l'impact n'est pas le même sur les écoulements de surface ou les retours au milieu. Par exemple, Lopez-Moreno *et al.* (2010) ont montré que la reforestation des versants pyrénéens sur l'Ebre aurait participé à la diminution des écoulements à l'exutoire. Les besoins agricoles en eau sont également influencés par le type de cultures irriguées. García-Garizábal & Causapé (2010) ont d'ailleurs montré l'effet bénéfique de la modification des types de culture irriguée sur la consommation en eau dans un contexte de ressources en eau constantes dans le secteur agricole de Bardenas sur l'Ebre. L'adaptation du type de culture irriguée suite à la diminution des ressources en eau disponibles serait justement une autre stratégie pour un développement durable des ressources en eau pertinente à étudier. Une autre stratégie envisageable, mais plutôt à l'échelle locale, serait, comme le projette la CHE, d'intégrer des objectifs de débit environnementaux mensuel (CHE, 2011). Cette stratégie devrait permettre de mobiliser plus d'eau pour les activités anthropiques au cours de la période estivale tout en conservant un bon état écologique des cours d'eau.

Enfin, l'indicateur mobilisé dans l'étude régionale de cette thèse s'aligne sur le choix des décisionnaires pour évaluer l'exploitabilité des ressources en eau en Méditerranée. Les cinq classes de stress hydrique retenues sont également en accord avec les préconisations de la SMDD. Cela permet de distinguer les bassins dans des conditions de stress important des bassins les plus vulnérables à des pénuries d'eau et les plus susceptibles à des tensions d'usages de l'eau. Lors d'approches globales, le nombre de classe pour cet indicateur est régulièrement réduit à 3 ou 4 classes (Arnell, 2004 ; Alcamo *et al.* 2007 ; Menzel & Matovelle, 2010). A ces échelles, cela est suffisant pour identifier les régions les plus vulnérables au stress hydrique.

Pour les études de cas, des informations plus précises pouvant être fournies concernant les ressources et les usages de l'eau, des indicateurs mobilisant plusieurs variables peuvent être exploités, tel que l'Indice de Pauvreté en Eau (Sullivan *et al.*, 2003 ; Chapitre 1 – 3.2.2.3). Toutefois, dans le cas de l'Ebre, il s'agissait de mobiliser un indicateur permettant d'approfondir les connaissances sur les causes du stress hydrique et de son évolution. Il a alors été choisi de mobiliser un indicateur facile à comprendre et dans la lignée des considérations de la CHE quant à la satisfaction des demandes en eau agricoles et domestiques (Chapitre 3 – 3.4.1). Toutefois, la CHE repose sur un système binaire (demande satisfaite ou non). Nous avons préféré proposer un classement du taux de satisfaction des demandes en eau pour évaluer le degré des pressions exercées et la possibilité, ou non, d'entreprendre une expansion urbaine et/ou agricole. Les différentes classes ont été initiées dans cette thèse mais il est tout à fait possible de les adapter aux critères jugés pertinent par le décisionnaire.

Ainsi, au travers des exemples de l'étude régionale du bassin méditerranéen et de l'étude locale du bassin de l'Ebre, une interaction entre le monde des gestionnaires et des scientifiques est fortement encouragée afin, non seulement, de bien choisir l'indice d'exploitabilité des ressources en eau et leurs classes respectives, mais également pour orienter correctement les tendances évolutives futures.

Tableau 4.3 – Synthèse des avantages et limites des approches intégrées des ressources en eau aux différentes échelles d'espace.

AVANTAGES	LIMITES
Echelle globale	
Bilan de l'état et tendances évolutives du stress hydrique dans le monde	Peu de modèle de gestion intégrée des ressources en eau
Identification des régions les plus vulnérables	Repose sur stratégies d'adaptation globales et homogènes sur tous les territoires
Réflexions et sensibilisation aux politiques de mitigation et d'adaptation au changement climatique	Pas de prise en compte des variations saisonnières
	Données mondiales extrapolées
	Difficulté à simuler les ressources en eau souterraines et les phénomènes de fonte
	Impossibilité à prendre en compte la capacité de stockage et la perturbation des écoulements par les ouvrages hydrauliques
Echelle régionale	
Intègre les tendances régionales d'évolution	Aucun modèle de gestion intégrée des ressources en eau
Réflexions sur les stratégies pour le développement durable.	Pas de prise en compte des variations saisonnières
Encourage un plus grand nombre de classe dans l'évaluation de l'indice de stress hydrique pour différencier les bassins en stress important des bassins en pénurie d'eau.	Repose parfois sur des données mondiales
	Difficulté à simuler les ressources en eau souterraines
Echelle locale	
Variabilité saisonnière	Difficulté de représenter toutes les réalités physiques du territoire.
Représentation plus complexe des hydrosystèmes	Résister à l'envie de mettre un module pour chaque thématique envisageable.
Module barrage	
Dialogue entre usagers, gestionnaires et scientifiques plus aisé	

CONCLUSION GENERALE

1. RAPPEL DU CONTEXTE

Les études climatiques et de gestion intégrée des ressources en eau réalisées à l'échelle globale ont identifié la région méditerranéenne comme un « hot-spot » des changements climatiques et anthropiques. A l'horizon 2050, cet espace devrait être marqué par une hausse des températures de 2 à 3 °C et une diminution des précipitations d'environ 30 %, modifiant ainsi les régimes hydrologiques. Les écoulements devraient être réduits de l'ordre de 20–30 %, être plus importants mais moins réguliers en hiver et être plus faibles au printemps et en été. De plus, les taux d'évapotranspiration plus élevés et la diminution de l'humidité des sols pourraient favoriser des événements extrêmes (sécheresses, crues) plus fréquents et plus intenses. A ces pressions climatiques s'ajoutent des pressions anthropiques. Selon les études menées par le Plan Bleu, les demandes en eau sur le bassin méditerranéen ont doublé au cours des 50 dernières années. Cette tendance devrait se poursuivre, en liaison avec une forte croissance démographique et une expansion des surfaces irriguées. Dans un contexte où les ressources en eau tendent à diminuer et les demandes en eau à s'accroître, la question se pose de savoir si les demandes pourront toujours être satisfaites.

2. SYNTHÈSE DES TRAVAUX DE RECHERCHE RÉALISÉS

Les études globales reposent, évidemment, sur des tendances évolutives mondiales d'usages de l'eau qui vont parfois à l'encontre des tendances méditerranéennes. Les scénarios prospectifs du Plan Bleu omettent les impacts du changement climatique. Dès lors, une première méthode apte à intégrer les spécificités et les enjeux du bassin méditerranéen a été mise en place. Au travers d'outils de modélisation, elle évalue les impacts du changement climatique sur les ressources en eau et sur les besoins en eau des cultures irriguées. Puis, elle intègre des scénarios d'évolution d'usages de l'eau basés sur des rapports nationaux produits par des experts scientifiques et politiques des pays. Ces derniers fournissent des tendances évolutives en termes d'expansion des surfaces irriguées, de demandes en eau unitaire domestique et en termes d'amélioration d'efficacité au niveau des réseaux de distribution des eaux (diminution des fuites et gaspillage) et des parcelles agricoles (amélioration de la consommation en eau par une adaptation des techniques d'irrigation). Enfin, elle confronte les prélèvements en eau aux ressources en eau disponibles pour évaluer l'évolution du stress hydrique en Méditerranée.

A partir de cette approche, trois perspectives majeures concernant le bassin méditerranéen peuvent être évoquées :

- les demandes en eau devraient augmenter sur l'ensemble du bassin essentiellement en raison de conditions climatiques plus chaudes et plus sèches qui augmenteraient les besoins en eau des cultures, mais également du fait d'une expansion des surfaces irriguées et une forte croissance démographique sur les rives Sud et Est ;
- les progrès d'efficacité envisagés par la SMDD et les rapports nationaux permettraient d'économiser plus de 30 milliards de m³ d'eau par an par rapport à un scénario tendanciel et permettrait de préserver les situations actuelles de stress hydrique faible à modéré sur la rive Nord ;
- les bouleversements hydrologiques et l'évolution des activités anthropiques devraient provoquer des situations de pénurie d'eau sur les rives Sud et Est de la Méditerranée ainsi qu'en Espagne, et, cela, même en cas de progrès d'efficacité d'utilisation de l'eau.

Dans ces régions, il est requis d'approfondir les connaissances sur les causes de ces tensions et de mener une réflexion sur les stratégies à mettre en place pour les réduire. La deuxième approche développée dans le cadre de cette thèse vise à y répondre. Celle-ci mobilise des spécificités territoriales supplémentaires pour une meilleure représentation de l'hydrosystème. Des éléments sur la gestion des demandes (priorité entre usagers), la gestion des ressources en eau (ouvrages hydrauliques) et sur les normes quantitative des écoulements de surface (débit environnemental) ont été pris en compte. Cette nouvelle approche intégrée a été mise en place sur un des bassins les plus sensibles aux variations climatiques et anthropiques de la rive Nord, l'Ebre, également troisième plus

grand bassin versant méditerranéen. L'hétérogénéité de sa topographie et sa position à l'interface entre un climat méditerranéen et océanique ainsi que son rôle dans la production agricole espagnole (60 % de la production de fruits et 30 % de la production de viande) et les nombreux ouvrages hydrauliques répartis sur son territoire en font un bassin aux contextes hydroclimatiques et anthropiques complexes. Une représentation distribuée des ressources et des demandes en eau a ainsi été favorisée. Cette représentation, combinée à la mise en relation des forçages climatiques, des variations hydrologiques et des scénarios d'usages de l'eau envisagés dans le Plan Hydrographique de l'Ebre en cours de réalisation par la Confédération Hydrographique de l'Ebre, a permis d'évaluer la variabilité spatiale et temporelle du taux de satisfaction des demandes en eau.

A partir de cette démarche, il en résulte que les demandes en eau sont en grande partie, voire totalement, satisfaites actuellement. Toutefois, à moyen terme, des tensions d'usages pourraient survenir au cours de la période estivale puisque les demandes en eau agricoles des principaux secteurs irrigués seraient peu à tout juste satisfaites. Les facteurs principaux d'une diminution de la satisfaction des demandes agricoles seraient vraisemblablement :

- une diminution des ressources en eau dans les sous-bassins méditerranéens de l'Ebre ;
- une augmentation de la demande en eau agricole dans le bassin pyrénéen de la Segre ;
- une diminution des écoulements en période de hautes eaux et en été, couplée à une hausse des demandes en eau agricoles dans les bassins pyrénéens de Aragón y Bardenas et de la Cinca.

3. LIMITES ET AMELIORATIONS ENVISAGEABLES

La mise en place de ces approches a été contrainte par diverses limites et incertitudes qui nécessitent de prendre des précautions lors de l'exploitation des résultats. Il est en effet nécessaire d'en prendre connaissance et de les quantifier car les ignorer pourrait amener, par exemple, à une surexploitation des ressources en eau, un mauvais dimensionnement d'infrastructure ou à une stratégie d'adaptation inappropriée et être ainsi lourd de conséquence financièrement pour les décisionnaires (Dessai & Wilby, 2011). Dans le cadre de cette thèse, nous avons tenté d'apporter des solutions à certaines limites, d'autres devront faire l'objet d'une nouvelle étude.

Une première source d'incertitudes provient des **forçages climatiques** influencés par les scénarios d'émission de gaz à effet de serre (SRES) et la réponse des GCMs à ces derniers. Pour les SRES, il n'existe pas de méthodes universelles pour évaluer l'incertitude car ils dépendent de variables socio-économiques, politiques et environnementales à l'évolution incertaine. Il est ainsi recommandé d'utiliser plusieurs SRES afin de présenter un champ des futurs possibles. A l'égard des GCMs, un début d'analyse des gammes de variation des projections a été réalisé dans cette thèse.

- A l'échelle régionale, les évolutions des températures et des précipitations projetées par chaque GCM retenu ont été analysées. Celles-ci présentaient les mêmes tendances sur l'ensemble du bassin méditerranéen. Il a donc été jugé cohérent de ne présenter que les résultats des évolutions moyennes. Toutefois, dans certaines régions méditerranéennes, notamment sur l'Ebre et en Turquie, les GCMs divergent. Il serait par conséquent intéressant pour le même SRES d'étudier les projections d'autres GCMs et d'analyser leur niveau de convergence. En cas de divergences trop importantes, une sélection pourrait être effectuée selon leur capacité à reproduire le climat passé (Wilby & Harris, 2006) ;
- A l'échelle du bassin versant de l'Ebre, les divergences saisonnières des quatre GCMs sélectionnés ont été retenues dans l'ensemble de l'étude, proposant ainsi une gamme des futurs possibles de satisfaction des demandes en eau à moyen terme.

Les différentes techniques de désagrégation spatiale des GCMs peuvent également conduire à des évolutions différentes du climat. Il est donc recommandé de choisir la méthode la plus appropriée pour représenter les phénomènes considérés dans l'étude (e.g. hyétogramme, événements extrêmes ; Wilby & Harris, 2006). Dans le cadre de cette thèse, nous avons retenu la méthode des perturbations qui s'avère adéquate pour étudier les impacts du climat sur la variabilité saisonnière des ressources en eau et de leur volume (Wilby & Harris, 2006 ; Ruelland *et al.*, 2012).

Une autre limite principale provient de la **modélisation hydrologique** (structure, paramétrisation). Selon Wilby (2005), le choix du modèle hydrologique et sa paramétrisation ont une magnitude d'incertitude comparable à celle du choix du SRES. Des procédures de calage ont ainsi été proposées dans le cadre de cette thèse.

- Le Water Balance Model, mobilisé à *l'échelle régionale*, ne nécessite habituellement pas de calage puisque les paramètres sont prédéfinis par une carte bioclimatique. Toutefois, en adoptant un jeu de paramètres commun à l'ensemble du bassin méditerranéen, les simulations des ressources en eau ont été améliorées sur les dix bassins retenus pour cette analyse mais les erreurs de volume de certains restent toujours insatisfaisantes. Cette paramétrisation pourrait être améliorée en considérant plus de bassins versants sur chacune des rives ou en développant un jeu de paramètre par rive.
- Le modèle GR2M-adapté exploité sur le *bassin versant de l'Ebre* a donné des résultats plutôt satisfaisants en termes de dynamique et de volumes écoulés. La représentation des écoulements printaniers pourrait toutefois être améliorée dans les régions pyrénéennes, probablement en considérant un module neige en amont des principaux barrages et/ou en travaillant sur un bilan hydrique plus complet fondé sur des observations (forçages climatiques, occupation du sol), en supposant que les données soient disponibles. Ceci permettrait de mieux simuler les volumes d'eau produits et ainsi de mieux évaluer le taux de satisfaction des demandes en eau en été.

Une limite provient également de la difficulté d'intégrer toute l'**hétérogénéité du territoire**.

- A *l'échelle régionale*, il a été entrepris de développer une méthode commune à l'ensemble des bassins versants pour évaluer les pressions exercées sur les ressources en eau renouvelables. Ainsi, par exemple a-t-il été décidé de n'intégrer que les prélèvements en eau des secteurs agricoles et domestiques et de ne pas prendre en compte les ressources en eau non conventionnelles pour la satisfaction des demandes. Le raisonnement proposé pourrait alors être amélioré sur les points suivants : (i) pour une meilleure représentation de l'état actuel du stress hydrique, la prise en compte du secteur industriel paraît indispensable, en particulier pour les bassins de la rive Nord ; (ii) pour fournir des éléments de réflexion supplémentaires, la capacité des pays à répondre au stress hydrique pourrait être explorée en prenant en compte les ressources en eau non-renouvelables et non-conventionnelles, déjà exploitées dans les pays du Sud et vouées à se développer.
- Sur le *bassin versant de l'Ebre*, l'intégralité de la demande en eau agricole, qui représente 92 % de la demande totale en eau, a été prise en compte. Les normes quantitatives d'écoulement de surface et les trois principaux ouvrages hydrauliques en termes de régulation des débits pour satisfaire les demandes en eau ont également été considérés. Les principales recommandations pour une meilleure représentation de cet hydrosystème concernent la prise en compte d'autres ouvrages hydrauliques au rôle déterminant dans la distribution de l'eau aux usagers, notamment le barrage du Grado et de Yesa, ainsi que la prise en compte d'un module neige en amont de ces ouvrages pour mieux représenter les volumes stockés au printemps. Enfin, il faudrait idéalement adapter le module barrage selon les particularités de chacun des ouvrages (e.g. production hydro-électrique, bilan hydrique).

Si cette méthode devait être appliquée sur un autre bassin méditerranéen, le découpage spatial du bassin s'en verrait incontestablement modifié mais l'enchaînement des modules les uns par rapport aux autres resterait identique. Au-delà de modifier cette démarche selon les fonctionnements de gestion de l'agence de l'eau du territoire, les ordres de priorité entre usagers, etc., cette procédure sera à adapter selon la mobilisation de ressources en eau non-renouvelables et/ou non-conventionnelles pour satisfaire les demandes.

L'**estimation des demandes** est également source d'incertitudes pour l'évaluation du stress hydrique et du taux de satisfaction de ces demandes. Au-delà des différentes sources possibles de renseignement et, parfois, un manque de précision des valeurs estimées (Chapitre 1 – 4.2 & Chapitre 4 – 4), il s'agit de mobiliser les variables ayant un enjeu sur le territoire concerné telles que la

croissance démographique, la sensibilité de la demande agricole aux changements climatiques, comme cela a été fait à l'échelle régionale, l'expansion des surfaces irriguées et le type de culture irriguée. Pour cela, des échanges avec les gestionnaires ou décisionnaires sont recommandés. Ces derniers maîtrisent le terrain et connaissent les facteurs ayant le plus d'impact et les plus soumis à des incertitudes selon chaque secteur d'activités.

Enfin, selon cette « cascade d'incertitudes », comme la définit Jones (2000), Dessai *et al.* (2009) recommandent d'examiner systématiquement les performances de la stratégie d'adaptation retenue selon une gamme de plusieurs futurs climatiques, anthropiques et environnementaux possibles. Ceci a pour vocation, d'une part, d'analyser la sensibilité des indicateurs aux différentes contraintes qui interagissent les unes avec les autres (climat, écoulements, demandes en eau, efficacité, etc.) et ainsi d'appréhender à quel aspect l'indicateur est le plus sensible et les principales sources d'incertitudes mais aussi de **caractériser l'enveloppe des futures possibles**. Cette étude selon plusieurs scénarios permet également de déterminer quelle stratégie d'adaptation serait la plus efficace et la plus adaptée. A l'échelle régionale, une seule stratégie pour le développement durable adoptée par l'ensemble des pays méditerranéens a été considérée et aucune sur le bassin versant de l'Ebre. Or, **d'autres stratégies pour un développement durable** des ressources en eau pourraient être explorées telles que (i) l'adaptation des cultures irriguées et de leurs calendriers aux changements climatiques et hydrologiques, (ii) le développement de ressources en eau par des procédés non conventionnels, (iii) la mise en place de nouveaux ouvrages hydrauliques et (iv) la recharge artificielle des nappes.

4. VERS D'AUTRES ETUDES D'EXPLOITABILITE DES RESSOURCES EN EAU SOUS CONTRAINTES DE SCENARIOS EVOLUTIFS COMPLEXES

Les démarches présentées dans cette thèse ont tenté de répondre aux limites identifiées des modèles de gestion intégrée des ressources en eau, tout en se confrontant aux spécificités et aux enjeux méditerranéens. Elles apportent de nouvelles considérations méthodologiques et techniques pour évaluer le stress hydrique et la capacité à satisfaire les demandes en eau en milieu méditerranéen mais, également, de nouveaux éléments de réflexion sur l'exploitabilité des ressources en eau en Méditerranée.

Les deux approches ont permis d'analyser les impacts des changements climatiques et anthropiques sur les ressources en eau. Pour cela, des modèles, des variables et des concepts de plusieurs disciplines ont été mobilisés (e.g. climatologie, hydrologie, agronomie, géographie) et nous avons tenté de les faire interagir. Les méthodes proposées ici sont des premières approches vers d'autres études prospectives aux scénarios évolutifs contrastés ou considérant d'autres stratégies d'adaptation. Le développement d'une méthode interdisciplinaire sur un bassin au contexte aussi complexe que celui de l'Ebre encourage également à l'appliquer sur d'autres bassins versants vulnérables au stress hydrique, notamment des rives Sud et Est de la Méditerranée. Ceci permettrait non seulement de tester la robustesse et la généralité de cette approche, mais aussi d'approfondir les connaissances sur l'évolution de la satisfaction des demandes en eau sur ces territoires, selon les projections envisagées et les modes de gestion mis en place.

Cependant, pour ce faire, il semble nécessaire de développer des collaborations avec des spécialistes d'autres disciplines, malgré un vocabulaire et des intérêts différents, pour apporter des précisions à chaque étape. Il est également primordial qu'un effort soutenu soit consenti pour échanger entre scientifiques et décisionnaires. Les connaissances des gestionnaires sur l'activité anthropique, les demandes en eau, les modes de gestions des hydrosystèmes ainsi que sur les tendances évolutives sont inestimables. Ces coopérations apparaissent donc comme indispensables pour que les scientifiques fournissent en retour des outils d'aide à la décision capables d'évaluer correctement l'évolution des ressources en eau sous contraintes de scénarios évolutifs complexes.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abis, S. (2006) Les dynamiques démographiques en Méditerranée. *Les notes d'analyses du CIHEAM* **11**, 26 pp.
- Aguilar, J.V., Langarita, P., Linares, L. & Rodellar, J. (2009) Level forecasting in the Ebro River during flood episodes using adaptive predictive expert models. *III Seminario de Aplicaciones Industriales de Control Avanzado*. Madrid, Universidad Nacional de Educación a Distancia (UNED), 13–27.
- Alcamo, J., Henrichs, T. & Rösch, T. (2000) World Water in 2025. Global modeling and scenario analysis for the World Commission on Water for the 21st century. *Kassel World Water Series* **2**, 48 pp.
- Alcamo, J., Döll, P., Henrichs, T., Kaspar, F., Lehner, B., Rosch, T. & Siebert, S. (2003) Global estimates of water withdrawals and availability under current and future “business-as-usual” conditions. *Hydrol. Sc. J.* **48**(3), 339–348.
- Alcamo, J., Florke, M. & Marker, M. (2007) Future long-term changes in global water resources driven by socio-economic and climatic changes. *Hydrol. Sc. J.* **52**(2), 247–275.
- Alfarra, A., Kemp-Benedict, E., Hötzl, H., Sader, N. & Sonneveld, B. (2012) Modeling Water Supply And Demand For Effective Water Management Allocation In The Jordan Valley. *J. Agric. Sc. Appl. (JASA)* **1**(1), 1–7.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D. & Smith, M. (1998) Crop evapotranspiration – guidelines for computing crop water requirements. *FAO Irrigation and drainage paper* **56**, 300 pp.
- Alvarez, J., Sánchez, A. & Quintas, L. (2004) SIMPA, a GRASS based tool for Hydrological Studies. *Proceedings of the FOSS/GRASS Users Conference*. 14 pp.
- Andreu, J., Capilla, J. & Sanchis, E. (1996) Aquatool: a generalized decision-support system for water-resources planning and operational management. *J. Hydrol.* **177**, 269–291.
- Antrop, M. (2004) Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landsc. and Urban Plann.* **67**, 9–26.
- Ardoin-Bardin, S., Dezetter, A., Servat, E., Paturel, J-E, Mahé, G., Niel, H. & Dieulin, C. (2009) Using GCM outputs to assess impacts of climate change on runoff for large hydrological catchments in West Africa. *Hydrol. Sci. J.* **54**, 77–89.
- Arnell, N.W. (1999a) Climate change and global water resources. *Global Environ. Change* **9**, 831–849.
- Arnell, N.W. (1999b). A simple water balance model for the simulation of streamflow over a large geographic domain. *J. Hydrol.* **217**, 314–335.
- Arnell, N.W. (2003) Effects of IPCC SRES emissions scenarios on river runoff: a global perspective. *Hydrol. Earth Sys. Sci.* **7**, 619– 641.
- Arnell, N.W. (2004) Climate change and global water resources: SRES emissions and socio-economic scenarios. *Global Environ. Change* **14**, 31–52.
- Arnell, N.W., van Vuuren, D.P. & Isaac, M. (2011) The implications of climate policy for the impacts of climate change on global water resources. *Global Environ. Change* **21**, 592–603.
- Bao, C. & Fang, C. (2007) Water resources constraint force on urbanization in water deficient regions: a case study of the Hexi Corridor, arid area of NW China. *Ecol. Econ.* **62**, 508–517.
- Barnett, T.P., Pierce, D.W. & Schur, R. (2001) Detection of anthropogenic climate change in the world's oceans. *Science* **92**, 270–274.
- Batalla, R.J., Gómez, C.M., & Kondolf, G.M. (2004) Reservoir-induced hydrological changes in the Ebro River basin (NE Spain). *J. Hydrol.* **290**, 117–136.

- Beek, T., Menzel, L., Rietbroek, R., Fenoglio-Marc, L., Grayeek, S., Becker, M., Kusche, J. & Stanev, E.V. (2012) Modeling the water resources of the Black and Mediterranean Sea river basins and their impact on regional mass changes. *J. Geodyn.* **59–60**, 157–167.
- Beguería, S., López-Moreno, J.I., Lorente, A., Seeger, M. & García-Ruiz, J. M. (2003) Assessing the effects of climate oscillations and land-use changes on streamflow in the Central Spanish Pyrenees. *Ambio* **32**, 283–286.
- Bejarano, M.D., Marchamalo, M., García de Jalón, D. & González del Tánago, M. (2010) Flow regime patterns and their controlling factors in the Ebro basin (Spain). *J. Hydrol.* **385**, 323–335.
- Bellot, J., Bonet, A., Peña, J. & Sánchez, J.R. (2007) Human impacts of land cover and water balances in a coastal Mediterranean country. *Environ. Manag.* **39**, 412–422.
- Beniston, M. (2003) Climatic change in mountain regions: a review of possible impacts. *Climatic Change* **59**, 5–31.
- Benito, G., Gutiérrez, F., Pérez-González, A. & Machado, M.J. (2000) Geomorphological and sedimentological features in Quaternary fluvial systems affected by solution-induced subsidence (Ebro Basin, NE-Spain). *Geomorphology* **33**, 209–224.
- Benoit, G. & Comeau, A. (2005) *Méditerranée : Les perspectives du Plan Bleu sur l'environnement et le développement*. Dossier de presse. 32 pp.
- Blanco-Gutiérrez, I., Varela-Ortega, C. & Flichman, G. (2011) Cost-effectiveness of water conservation measures: A multi-level analysis with policy implications. *Agric. Water Manage.* **98**(4), 639–652.
- Blinda, M. & Thivet, G. (2009) Ressources et demandes en eau en Méditerranée : situation et perspectives. *Sécheresse* **20**(1), 9–16.
- Bloom, D.E. & Sachs, J.D. (1998) Geography, demography and economic growth in Africa. *Brookings Papers on Economic Activity* **2**, 207–273.
- Boe, J. (2012) *Quelques questions autour de la désagrégation pour l'étude des impacts du changement climatique*. Colloque Mmass « Les méthodes de désagrégation spatio-temporelle des précipitations », 17 février 2012 HydroSciences Montpellier (France). <http://www.hydrosciences.org/spip.php?article686>
- Bolle, H.J. (2002) *Mediterranean Climate: Variability and Trends*. Springer, Germany. 372 pp.
- Boulay, A.-M., Bulle, C., Deschênes, L. & Margani, M. (2011) LCA characterization of freshwater use on human health and through compensation. In: *Towards Life Cycle Sustainability Management*. LCM 2011, Berlin. 12 pp.
- Bouwman, A.F., Kram, T. & Klein Goldewijk, K. (2006) Integrated Modelling Of Global Environmental Change. An overview of IMAGE 2.4. *Report of Netherlands Environmental Assessment Agency*. 228 pp. ISBN: 9069601516.
- Boyé, H. (2008) *Water, energy, desalination & climate change in the Mediterranean*. Plan Bleu report, 39 pp.
- Brohan, P., Kennedy J.J., Harris, I., Tett, S.F.B. & Jones, P.D. (2006) Uncertainty estimates in regional and global observed temperature changes: A new data set from 1850. *J. Geophys. Res.* **111**, D12106. 35 pp.
- Buchs, A. (2009) Crise de l'eau et construction sociale de la pénurie. L'exemple de l'usage de l'eau à Almeria (Andalousie). *Cahier de recherche du laboratoire d'économie de la production et de l'intégration internationale* **24**, 28 pp.
- Buffoni, L., Maugeri, M. & Nanni, T. (2000) Variation of temperature and precipitation in Italy from 1866 to 1995. *Theor. Appl. Climatol.* **65**, 165–174.

- Burak, S., Dogan, E. & Gazioglu, C. (2004) Impact of urbanization and tourism on coastal environment. *Ocean Coastal Manag.* **47**(9-10), 515–527.
- Calder, I.R., Swaminath, M.H., Kariyappa, G.S., Srinivasalu, N.V., Srinivasa Murthy, K.V. & Mumtaz, J. (1992) Measurements of transpiration from Eucalyptus plantations, India, using deuterium tracing. *In: Growth and Water Use of Forest Plantations*. Ed. by Calder I.R., Hall R.L. & Adlar P.G., John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK. 196–215.
- Candela, L., Tamoh, K., Olivares, G. & Gomez, M. (2012) Modelling impacts of climate change on water resources in ungauged and data-scarce watersheds. Application to the Siurana catchment (NE Spain). *Science of the Total Environment*. In print.
- Canela, L., Barragán, J. & Montserrat, J. (1991) Evaluación del riego por tablares en la colectividad de Linyola Canal de Urgell (Lleida). *Riegos y Drenajes* **50**, 24–28.
- Castro, C.L., Pielke Sr., S.A. & Leoncini, G. (2005) Dynamical downscaling: Assessment of value retained and added using the Regional Atmospheric Modeling System (RAMS). *J. Geophys. Res.* **110**, D05108. 9 pp. doi: 10.1029/2004JD004721.
- Causapé, J. (2002) *Repercusiones medioambientales de la agricultura sobre los recursos hídricos de la comunidad de regantes no V de Bardenas (Zaragoza)*. Tesis Doctoral. Departamento de Ciencias de la Tierra de la Universidad de Zaragoza. 153 pp.
- Causapé, J., Quílez, D. & Aragüés, R. (2004) Assessment of irrigation and environmental quality at the hydrological basin level I. Irrigation quality. *Agric. Water Manage.* **70**, 159–209.
- Causapé, J., Quílez, D. & Aragüés, R. (2006) Irrigation efficiency and quality of irrigation return flows in the Ebro river basin: an overview. *Environ. Monit. Assess.* **117**, 451–461.
- Cayan, D.R., Kammerdiener, S.A., Dettinger, M.D., Caprio, J.M. & Peterson, D.H. (2001) Changes in the onset of spring in the western United States. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* **82**, 399–415.
- Chbouki, N., Stockton, C.W. & Myers, D.E. (1995) Spatio-temporal patterns of drought in Morocco. *Int. J. Climatol.* **15**, 187–205.
- CHE – Confederación Hidrográfica del Ebro (1998) *Propuesta del de Plan Hidrológico de la cuenca del Ebro*. <http://oph.chebro.es/>
- CHE – Confederación Hidrográfica del Ebro (1999) *Delimitación de las unidades hidrogeológicas de la Cuenca del Ebro*. (Plan Hidrológico). 09.820.023/0411. 40 pp.
- CHE – Confederación Hidrográfica del Ebro (2005) *Evaluación preliminar de la incidencia del cambio climático en los recursos hídricos de la cuenca del Ebro*. Trabajos de consultoría y asistencia **2005-PH-22.I**. 163 pp.
- CHE – Confederación Hidrográfica del Ebro (2011) *Propuesta de Proyecto de Plan Hidrológico de la cuenca del Ebro*. Memoria versión 3.7. 281 pp. <http://www.chebro.es>
- Chen, M., Xie, P., Janowiak, J.E. & Arkin, P.A. (2002) Global land precipitation: a 50-yr monthly analysis based on gauge observations. *J. Hydrometeorol.* **3**, 249–266.
- Christensen, J.H. & Christensen, O.B. (2007) A summary of the PRUDENCE model projections of change in European climate at the end of this century. *Climatic Change* **81**, 7–30.
- CIESIN – Center for International Earth Science Information Network (1995) Gridded Population of the World. http://www.ciesin.columbia.edu/download_data.html
- Coe, M.T. (2000) Modeling terrestrial hydrological systems at the continental scale: testing the accuracy of an atmospheric GCM. *J. Climate* **13**, 686–704.

- Comiso, J.C. (2003) Large scale characteristics and variability of the global sea ice cover. In: *Sea Ice - An Introduction to its Physics, Biology, Chemistry, and Geology*. Ed. by Blackwell Science, Oxford, UK. 112–142. ISBN-10: 0632058080.
- Cots, L., Montserrat, J., Borrás, E. & Barragán, J. (1993) Evaluación del uso del agua en la zona de "Les Planes" (430 ha) del término municipal de Arbeca (Colectividad no 13 de los Canales de Urgell, Lleida). *XI Jornadas Técnicas sobre Riegos. Asociación Española de Riegos y Drenajes. Valladolid*. 178–185.
- Croke, B., Cleridou, N., Kolovos, A., Vardavas, I. & Papamastorakis, J. (2000) Water resources in the desertification-threatened Messara Valley of Crete: estimation of the annual water budget using a rainfall-runoff model. *Environ. Model Softw.* **15**(4), 387–402.
- Dai, A., Trenberth, K.E. & Qian, T. (2004) A Global Dataset of Palmer Drought Severity Index for 1870–2002: Relationship with Soil Moisture and Effects of Surface Warming. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* **5**, 1117–1130.
- Davidson, B., Hellegers, P. & Samad, M. (2009) Assessing the Economic Impact of Redistributing Water within a Catchment: A Case Study of the Musi Catchment in the Krishna Basin in India. *IWMI Working Paper 134*, 39 pp.
- De Castro, M., Gallardo, C., Jylha, K., Tuomenvirta, H. (2007) The use of a climate-type classification for assessing climate change effects in Europe from an ensemble of regional climate models. *Climate Change* **81**, 329–341.
- de Marsily, G. (2009) *L'eau, un trésor en partage*. Ed. by Dunod, Paris, France. 252 pp. ISBN: 978-2-10-051687-2.
- Déqué, M. (2007) Frequency of precipitation and temperature extremes over France in an anthropogenic scenario: model results and statistical correction according to observed values. *Global Planet. Change* **57**, 16–26.
- Dessai, S., Hulme, M., Lempert, R. & Pielke, R. Jr. (2009) Chapter 5 – Climate predictions: a limit to adaptation? In: *Adapting to climate change: Threshold, Values, Governance*. Ed. by Cambridge University Press, Cambridge, UK. 64–78. ISBN-10: 0521182514.
- Dessai, S. & Wilby, R.L. (2011) How can developing country decision makers incorporate uncertainty about climate risks into existing planning and policymaking processes? *World Resources Report Uncertainty Series*. 12 pp. http://www.worldresourcesreport.org/files/wrr/papers/wrr_dessai_and_wilby_uncertainty.pdf
- DHI – Danish Hydraulic Institute (2012) Manuals and documentation from the Mike Basin. <http://www.crrw.utexas.edu/gis/qishyd98/dhi/DHImain.htm>
- Dinar, A., McCaffery, S., Dinar, S. & McKinney, D. (2007) Chapter 10 – The use of river basin modeling as a tool to assess conflict and potential cooperation. In: *Bridges over water: Understanding transboundary water conflict, cooperation and negotiation*. Ed. by Wold Scientific Publishing company. 189–220. ISBN-10: 981256893X.
- Döll, P. & Lehner, B. (2002) Validation of a new global 30-min drainage direction map. *J. Hydrol.* **258**, 214–231.
- Döll, P. & Siebert, S. (2002) Global modeling of irrigation water requirements. *Water Resour. Res.* **38**(4), 8-1–8-10.
- Döll, P., Kaspar, F. & Lehner, B. (2003) A global hydrological model for deriving water availability indicators: model tuning and validation. *J. Hydrol.* **270**, 105–134.
- Doulgeris, C., Georgiou, P., Papadimos, D. & Papamichail D. (2011) Ecosystem approach to water resources management using the MIKE 11 modeling system in the Strymonas River and Lake Kerkini. *J. Environ. Manag.* **94**(1), 132–143.

- Droogers, P. (2009) Climate Change and Hydropower, Impact and Adaptation Costs: Case Study Kenya. *Report Future Water* **85**, 27 pp.
- Droogers, P., Immerzeel, W.W., Terink, W., Hoogeveen, J., Bierkens M.F.P., van Beek, L.P.H & Negewo, B.D. (2012) Modeling water resources trends in Middle East and North Africa towards 2050. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.* **9**, 4381–4416.
- Dünkeloh, A. & Jacobeit, J. (2003) Circulation dynamics of Mediterranean precipitation variability 1948-1998. *Int. J. Climatol.* **23**, 1843–1866.
- EEA – European Environmental Agency (2006) CORINE land cover project. 163 pp. <http://www.eea.europa.eu>
- Elguindi, N., Somot, S., Déqué, M. & Ludwig, W. (2010) Climate change evolution of the hydrological balance of the Mediterranean, Black and Caspian Seas: impact of climate model resolution. *Clim. Dyn.* **36**(1-2), 205–228.
- Emori, S. & Brown, S.J. (2005) Dynamic and thermodynamic changes in mean and extreme precipitation under changed climate. *Geophys. Res. Lett.* **32**, L17706. 5 pp.
- ESS – Environmental Software and Services (2012) WaterWare: Water Resources Mangement Information System. <http://www.ess.co.at/WATERWARE/>
- EUWI-MED (2007) Mediterranean Groundwater Report. Produced by the Mediterranean groundwater working group. 125 pp. http://www.semide.net/topics/groundwater/Mediterranean_Groundwater_Report_final_150207.pdf
- Falkenmark, M., Lundquist, J. & Widstrand, C. (1989) Macro-scale water scarcity requires micro-scale approaches: aspects of vulnerability in semi-arid development. *Nat. Resour. Forum* **13**, 258–267.
- FAO – Food and Agriculture Organization (1986) *Las necesidades de agua de los cultivos*. Monografía de Riego y Drenaje de la FAO, n° 24.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2006) Sécurité Alimentaire. *Notes d'orientation* **2**, 4 pp.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2007) *Summary Water for food, Water for life. A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture*. Ed. by Molden, D., Earthscan, London, UK. 40 pp. ISBN: 978-1-84407-396-2.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2010) Aquastat – Système d'information de la FAO sur l'eau et l'agriculture. <http://www.fao.org/nr/aquastat>
- FAOStat (2010) <http://faostat.fao.org>
- Fedra, K. (2002) GIS and simulation models for Water Resources Management: A case study of the Kelantan River, Malaysia. *GIS Development* **6–8**, 39–43.
- Fernandez, S. (2008) L'eau virtuelle, quelle réalité ? In: *Les batailles de l'eau. Où en est la Syrie ?* Ed. by Choiseul Revues–Revue Maghreb-Mashrek **196**, 45–62.
- Fernandez, S. & Thivet, G. (2008) Virtual water: which perspective for the Mediterranean water managment and distribution? *Les Notes du Plan Bleu* **8**, 4 pp.
- Flörke, M. & Döll, P. (2003) Assessing the significance of global scale water stress indicators. Abstract. In: *Sytems Modeling of Global Water Dynamics*. International Union of Geodesy and Geophysics. <http://iahs.info/sapporo/abs/hw04/021134-1.html>
- Fohrer, N., Haverkamp, S., Eckhardt, K. & Frede, H. G. (2001) Hydrologic response to land use changes on the catchment scale. *Phys. Chemis. Earth* **26**, 577–582.
- Folland, C.K., Karl, T. & Salinger, M. (2002) Observed climate variability and change. *Weather* **57**, 269–278.

- Foster, S.S.D. (2001) The interdependence of groundwater and urbanization in rapidly developing cities. *Urban Water* **3**, 185-192.
- Frederick, K.D. (1997) Adapting to climate impacts on the supply and demand for water. *Clim. Change* **37**, 141–156.
- Frich, P., Alexander, L.V., Della-Marta, P., Gleason, B., Haylock, M., Klein Tank, A.M.G. & Peterson, T. (2002) Observed coherent changes in climatic extremes during the second half of the twentieth century. *Clim. Res.* **19**, 193–212.
- Gaiser, T., Printz, A., Schwarz von Raumer, H.G., Götzinger, J., Dukhovny, V.A., Barthel, R., Sorokin, A., Tuchin, A., Kiourtsidis, C., Ganoulis, I. & Stahr, K. (2008) Development of regional model for integrated management of water resources at the basin scale. *Phys. Chem. Earth* **33**, 175–182.
- Gallart, F. & Llorens, P. (2004) Observations on land cover changes and water resources in the headwaters of the Ebro catchment, Iberian Peninsula. *Phys. Chem. Earth* **29**, 769–773.
- Gallup, J.L., Sachs, J.D. & Mellinger, A.D. (1999) Geography and Economic Development. *Int. Reg. Sci. Rev.* **22**(2), 179–232.
- Gao, X., Pal, J.S. & Giorgi, F. (2006) Projected changes in mean and extreme precipitation over the Mediterranean region from high resolution double nested RCM simulation. *Geophys. Res. Lett.* **33**, L03706.
- Gao, X. & Giorgi, F. (2008) Increased aridity in the Mediterranean region under greenhouse gas forcing estimated from high resolution simulations with a regional climate model. *Global Planet. Change* **62**, 195–209.
- García-Garizábal, I. & Causapé, J. (2010) Influence of irrigation water management on the quantity and quality of irrigation return flows. *J. Hydrol.* **385**, 36–43.
- García-Ruiz, J.M., Arnáez, J., White, S.M., Lorente, A. & Beguería, S. (2000) Uncertainty assessment in the prediction of extreme rainfall events: an example from the Central Spanish Pyrenees. *Hydrol. Processes* **14**, 887–898.
- García-Ruiz, J.M., López-Moreno, J.I., Vicente-Serrana, S.M., Lasanta-Martínez, T. & Beguería, S. (2011) Mediterranean water resources in a global change scenario. *Earth Sci. Rev.* **105**, 121–139.
- García-Vera, M.A., Abaurrea, J., Lafuente, J.A. & Centelles Nogués, A. (2002) Evolución de las precipitaciones en la Cuenca del Ebro: caracterización especial y análisis de tendencias. In: *VII Reunión Nacional de Climatología, Grupo de Clima de la Asociación de Geógrafos Españoles*. 9 pp.
- Garrido, A. & Iglesias, A. (2006) Groundwater's role in managing water scarcity in the Mediterranean Region. In: *International Symposium on Groundwater Sustainability (ISGWAS)*. 113–138.
- George, B., Malano, H., Davidson, B., Hellegers, P., Bharati, L. & Massuel, S. (2011) An integrated hydro-economic modelling framework to evaluate water allocation strategies I: Model development. *Agric. Water Manage.* **98**, 733–746.
- Giannakopoulos, C., Le Sager, P., Bindi, M., Moriondo, M., Kostopoulou, E. & Goodess, C. M. (2009) Climatic changes and associated impacts in the Mediterranean resulting from a 2°C global warming. *Global Planet. Change* **68**, 209–224.
- Giorgi, F. (2002) Variability and trends of sub-continental scale surface climate in the twentieth century. Part I: observations. *Clim. Dyn.* **18**(8), 675–691.
- Giorgi, F. (2005) Climate Change Hot-spots. *Geophys. Res. Lett.* **33**(8), L08707.

- Giorgi, F. & Lionello, P. (2008) Climate change projections for the Mediterranean region. *Global Planet. Change* **63**, 90–104.
- Gober, P. (2010) Desert urbanization and the challenges of water sustainability. *Current Opinion in Environment Sustainability* **2**(3), 144–150.
- Goodess, C.M., Jacob, D., Déqué, M., Gutiérrez, J.M., Huth, R., Kendon E., Leckebusch, G.C., Lorenz, P. & Pavan, V. (2009) Downscaling methods, data and tools for input to impacts assessments. In: *Summary of research and results from the ENSEMBLES project*. Eds. van der Linden, P., & Mitchell, J.F.B., Met Office Hadley Centre, UK. 59–78.
- Gordon, H.B., Rotstayn, L.D., McGregor, J.L., Dix, M.R., Kowalczyk, E.A., O'Farrell, S.P., Waterman, L.J., Hirst, A.C., Wilson, S.G., Collier, M.A., Watterson, I.G. & Elliott, T.I. (2002) The CSIRO Mk3 Climate System Model (Electronic publication). Aspendale: CSIRO Atmospheric Research. *CSIRO Atmospheric Research technical paper* **60**, 130 pp.
- GRDC – Global Runoff Data Center (2008) The Global Runoff Data Center, 56068 Koblenz, Germany. <http://grdc.bafg.de>
- GWP – Global Water Partnership (2000) *Integrated Water Resources Management. TEC Background Papers* **4**, GWP, Stockholm.
- Hall, J. & Murphy, C. (2010) Vulnerability Analysis of Future Public Water Supply Under Changing Climate Conditions: A Study of the Moy Catchment, Western Ireland. *Water Resour. Manage.* **24**(13), 3527–3545.
- Hamdane, A. (2007) Stratégie Méditerranéenne pour le Développement Durable. Suivi des progrès dans le domaine de l'eau et promotion de politiques de gestion de la demande. Rapport National de Tunisie pour la Commission Méditerranéenne du Développement Durable. 47 pp.
- Hanasaki, N., Kanae, S. & Oki, T. (2006) A reservoir operation scheme for global river routing models. *J. Hydrol.* **327**, 22–41.
- Hawkins, E. & Sutton, R. (2009) The potential to narrow uncertainty in regional climate predictions. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* **90**(8), 1095–1107.
- He, C., Zhang, L., Fu, L., Luo, Y., Li, L. & DeMarchi, C. (2012) Streamflow allocation in arid watersheds: a case study in Northwestern China. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.* **9**, 8941–8978.
- Hoekstra, A.Y., Chapagain, A.K., Aldaya, M.M. & Mekonnen, M.M. (2011) *The water footprint assessment manual: setting the global standard*. Ed. by Earthscan, London, UK. 224 pp. ISBN: 978-1-84971-279-8
- Hoffmann, J., Forbes, S. & Feeley, T. (2004) Estimating Freshwater Needs to Meet 2025 Electricity Generating Capacity Forecasts. *DOE-NETL publications*. 12 pp. <http://www.netl.doe.gov/technologies/coalpower/ewr/pubs/Estimating%20Freshwater%20Needs%20to%202025.pdf>
- Holdridge, L.R. (1947) Determination of world plant formations from simple climatic data. *Science* **105**, 367–368.
- Höllermann, B., Giertz, S. & Diekkrüger, B. (2012) Benin 2025 – Balancing Future Water Availability and Demand Using the WEAP 'Water Evaluation and Planning System'. *Water Resour. Manage.* **24**, 3591–3613.
- Hubert, P., Carbonnel, J.P. & Chaouche, A. (1989) Segmentation des séries hydrométéorologiques. Application à des séries de précipitations et de débits de l'Afrique de l'Ouest. *J. Hydrol.* **110**, 349–367.
- Ibañez, C. & Prat, N. (2003) The environmental impact of the Spanish National Hydrological Plan on the lower Ebro River and delta. *Int. J. Water Resour. Dev.* **19**(3), 485–500.

- Iglesias, A., Garrote, L., Diz, A., Schlickenrieder, J. & Martin-Carrasco, F. (2011) Re-thinking water policy priorities in the Mediterranean region in view of climate change. *Environ. Sci. Policy* **14**, 744–757.
- IGRAC – International Groundwater Resources Assessment Centre (2004) *The world's groundwater resources*. Report 2004-1.10 pp.
- INE – Instituto Nacional de Estadística (2008) Estimaciones de Población Actual y Proyecciones a corto plazo. <http://www.ine.es/>
- INE – Instituto Nacional de Estadística (2010) Estimaciones de Población Actual. <http://www.ine.es/>
- Ingol-Blanco, E. & McKinney, D.C. (2010) Transboundary Climate Change Effects on the Hydrologic Regime in the Rio Conchos Basin. In: *World Environmental and Water Resources Congress 2010: Challenges of Change*. American Society of Civil Engineers Publ. 60–68.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2000) *Special Report on Emission Scenarios*. Ed. by Nakicenovic, N. & Swart, R., Cambridge University Press, New York, USA. 599 pp. ISBN: 0 521 80081 1
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2007) Climate Change 2007: the physical science basis. In: *Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (contribution to Working Group I). Ed. by S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor & H. L. Miller. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 1008 pp.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2013) The physical science basis. In: *Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (contribution to Working Group I). In prep.
- IPH – Instrucción de Planificación Hidrológica (2008) Ministerio De Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino – 15340 - ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de septiembre. *Boletín Oficial Del Estado* **229**, 38472 – 38582.
- Jones, R.N. (2000) Managing uncertainty in climate change projections: issues for impact assessment. *Climatic Change* **54**, 403–419.
- Jungclaus, J.H., Botzet, M., Haak, H., Keenlyside, N., Luo, J.J., Latif, M., Marotzke, J., Mikolajewicz, U. & Roeckner, E. (2005) Ocean circulation and tropical variability in the AOGCM ECHAM5/MPI-OM. *J. Climate* **19**, 3952–3972.
- Jury, M.R. (2003) The coherent variability of African river flows: composite climate structure and the Atlantic Circulation. *Water SA*, **29**, 1–10.
- Kay, A.L. & Davies, H.N. (2008) Calculating potential evaporation from climate model data: a source of uncertainty for hydrological climate change impacts. *J. Hydrol.* **358**, 221–239.
- Khedher, O. (2007) La Grande Rivière Artificielle de la Libye et le Développement Durable. *Synthèse Technique*. Montpellier (France), AgroParisTech. 18 pp.
- Köppen, W. (1936) Das geographische system der klimate. In: *Köppen, Geiger*. Ed. by Handbuch der Klimatologie I(C), Gebrüder Borntraeger, Berlin, Deutschland.
- Kundzewicz, Z.W. & Stakhiv, E.Z. (2010) Are climate models “ready for prime time” in water resources management applications, or is more research needed? *Hydrol. Sc. J.* **55**(7), 1085–1089.
- Lahmer, W., Pfützner, B. & Becker, A. (2001) Assessment of land use and climate change impacts on the mesoscale. *Phys. Chem. Earth* **26**(7–8), 565–575.
- Lasanta, T., Vicente, S. & Cuadrat, J.M. (2005) Mountain Mediterranean landscape evolution caused by the abandonment of traditional primary activities: A study of the Central Spanish Pyrenees. *Appl. Geogr.* **25**, 47–65.

- Laurent, F. & Ruelland, D. (2011) Assessing impacts of alternative land use and agricultural practices on nitrate pollution at the catchment scale. *J. Hydrol.* **409**, 440–450.
- Lecina, S., Montserrat, J. & Cots, L. (2000a) El uso del agua en el regadío de Flumen (I). Zona noroccidental de la Acequia de Rufas (Huesca). *Riegos y Drenajes XXI* **111**, 42–44.
- Lecina, S., Montserrat, J. & Cots, L. (2000b) El uso del agua en el regadío de Flumen (II). Zona noroccidental de la Acequia de Rufas (Huesca). *Riegos y Drenajes XXI* **112**, 54–57.
- Lecina, S., Isidoro, D., Dechmi, F., Causapé, J., Playán, E., Faci, J.M. & Laplaza, J.M. (2001) Evaluación de los riegos de la Comunidad de Regantes V del Canal de Bardenas. In: *Actas del XIX Congreso Nacional de Riegos y Drenajes (AERYD)*, Zaragoza. 169–170.
- Lecina, S. & Playán, E. (2002) Mejora del regadío de la Comunidad de Regantes V del Canal de Bardenas. In: *Actas del XX Congreso Nacional de Riegos y Drenajes (AERYD)*, Ciudad Real. 99–101.
- Lecina, S., Playán, E., Isidoro, D., Dechmi, F., Causapé, J. & Faci, J.M. (2005) Irrigation evaluation and simulation at the Irrigation District V of Bardenas (Spain). *Agric. Water Manage.* **73**(3), 223–245.
- Lee, A.F.S. & Heghinian, S.M. (1977) A shift of the mean level in a sequence of independent normal random variables: a Bayesian approach. *Technometrics* **19**(4), 503–506.
- Lendenrink, G., Buishand, A. & van Deursen, W. (2007) Estimates of future discharges of the river Rhine using two scenario methodologies: direct versus delta approach. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **11**(3), 1145–1159.
- Le Treut, H., Gastineau G. & Li, L. (2008) Uncertainties attached to global or local climate changes. *C.R. Geosciences* **340**, 584–590.
- Lévite, H., Sally, H. & Cour, J. (2003) Testing water demand management scenarios in a water-stressed basin in South Africa: application of the WEAP model. *Phys. Chem. Earth* **28**, 779–786.
- Levitus, S., Antonov, J.I., Wang, J., Delworth, T.L., Dixon, K.W. & Broccoli, A.J. (2001) Anthropogenic warming of Earth's climate system. *Science* **292**, 267–270.
- Levizzani, V. (2006) Precipitation measurements from space. *Proc. EuCAP 2006*. 5 pp.
- Lionello, P., Abrantes, F., Congedi, L., Dulac, F., Gacic, M., Gomis, D., Goodess, C., Hoff, H., Kutiel, H., Luterbacher, J., Planton, S., Reale, M., Schröder, K., Struglia, M.V., Toreti, A., Tsimplis, M., Ulbrich, U. & Xoplaki, E. (2012) Mediterranean Climate: Background information. In: *The Climate of the Mediterranean region: From the past to the future*. Ed. by Elsevier Science Publishing. 590 pp.
- López-Moreno, J.I., Beguería, S. & García-Ruiz, J.M. (2004) The Management of a Large Mediterranean Reservoir: Storage Regimens of the Yesa Reservoir, Upper Aragon River Basin, Central Spanish Pyrenees. *Environ. Manag.* **34**(4), 508–515.
- López-Moreno, J.I., Beniston, M. & García-Ruiz, J.M. (2008) Environmental change and water management in the Pyrenees: Facts and future perspective for Mediterranean mountains. *Global Planet. Change* **61**(3–4), 300–312.
- López-Moreno, J.I., Vicente-Serrano, S.M., Moran-Tejeda, E., Zabalza, J., Lorenzo-Lacruz, J. & García-Ruiz, J.M. (2010) Impact of climate evolution and land use changes on water yield in the Ebro basin. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.* **7**, 2651–2681.
- López-Tarazón, J.A., Batalla, R.J., Vericat, D. & Balasch, J.C. (2010) Rainfall-runoff-sediment transport relations in a large mountainous catchment: the river Isábena (Ebro basin). *Catena* **82**, 23–34.

- Ludwig, W., Dumont, E., Meybeck, M. & Heussner, S. (2009) River discharges of water and nutrients to the Mediterranean and Black Sea: Major drivers for ecosystem changes during past and future decades? *Progr. Oceanogr.* **80**, 199–217.
- Lugina, K.M., Groisman, P.Y., Vinnikov, K.Y., Koknaeva, V.V. & Speranskaya, N.A. (2005) Monthly surface air temperature time series area-averaged over the 30-degree latitudinal belts of the globe, 1881-2004. In: *A Compendium of Data on Global Change*. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, US Department of Energy, Oak Ridge, TN. doi: 10.3334/CDIAC/cli.003.
- Luterbacher, J., Dietrich, D., Xoplaki, E., Grosjean, M. & Wanner, H. (2004) European Seasonal and Annual Temperature Variability, Trends, and Extremes Since 1500. *Science* **303**, 1499–1503.
- Luyiga, S., Ghada, I.M., Fils, M.I., Ssebuggawo, V., Sendi, R., Musangwa, S., Musenze, R., Kalibbala, H.M., Kinobe, J., Zablou, I.O., Mucungunzi, D., Ngozi, L. & Botlhe, P. (2010) *Impact evaluation tools and decision support system for environmental impact assessment (AEI)*. Ed. by Nile Basin Capacity Building Network (NBCBN), Cairo, Egypt. 121 pp.
- Makhlouf, Z. & Michel, C. (1994) A two-parameter monthly water balance model for French watersheds. *J. Hydrol.* **162**(3-4), 299–318.
- Margat, J. (2002) *Avancées de la gestion de la demande en eau en Méditerranée. Tendances contemporaines et perspectives d'évolution des demandes en eau dans les pays méditerranéens*. Ed. by Plan Bleu, Valbonne, France. 10 pp.
- Margat, J. (2004) *Mediterranean Basin Water Atlas*. Ed. by UNESCO, Aurillac, France. 46 pp.
- Margat, J. (2008) *Exploitations et utilisations des eaux souterraines dans le monde*. Ed. by UNESCO and BRGM, Paris, France. 52 pp.
- Margat, J. & Treyer, S. (2004) L'eau des méditerranéens : situations et perspectives. *MAP Technical Report Series* **158**, 366 pp.
- Marsal, J. & Utset, A. (2008) Vineyard full-irrigation requirements under climate change scenarios for the Ebro Valley, Spain. *ISHS Acta Horticulturae* **803**, 13 pp.
- Martín-Vide, J. (1994) Diez características de la pluviometría española decisivas en el control de la demanda y el uso del agua. *Boletín de la AGE* **18**, 9–16.
- Maté, L. (1994) Estimación de la evapotranspiración actual de alfalfa, maíz, y trigo, por medio de la sonda de neutrones en las zonas de Monegros I (Huesca) y Canal de Aragón y Cataluña. *Informe interno Confederación Hidrográfica del Ebro*. 28 pp.
- Mazvimavi, D., Hoko, Z., Jonker, L., Nhapi, I. & Senzanje, A. (2008) Integrated Water Resources Management (IWRM) – from concept to practice (editorial). *Phys. Chem. Earth* **33**, 609–613.
- Meigh, J.R., McKenzie, A.A. & Sene, K.J. (1999) A grid-based approach to water scarcity estimates for eastern and southern Africa. *Water Resources Management* **13**, 85–115.
- Menzel, L. & Matovelle, A. (2010) Current state and future development of blue water availability and blue water demand: a view at seven case studies. *J. Hydrol.* **384**, 245–263.
- Messaoud, T. (2006) Le secteur de l'eau en Algérie. Etat des lieux & stratégie de développement. Conférence des directeurs de l'eau des pays Euro-méditerranéens et de l'Europe du sud-est. November 2006, Athens, Greece.
- Milano, M., Ruelland, D., Fernandez, S., Dezetter, A., Fabre, J. & Servat, E. (2012a) Facing climatic and anthropogenic changes in the Mediterranean basin: what will be the medium-term impact on water stress? *C.R. Geosciences*. In press.

- Milano, M., Ruelland, D., Fernandez, S., Dezetter, A., Fabre, J., Servat, E., Fritsch, J.M., Ardoin-Bardin, S. & Thivet, G. (2012b) Current state of Mediterranean water resources and future trends under climatic and anthropogenic changes. *Hydrol. Sc. J.* Under rev.
- Milano, M., Ruelland, D., Dezetter, A., Ardoin-Bardin, S., Thivet, G. & Servat, E. (2012c) Assessment of climate change and human activities impacts on the water resources of the Ebro catchment (Spain). Poster. European Geoscience Union General Assembly 2012, Vienna (Austria).
- Milly, P.C.D., Dunne, K.A. & Vecchia, A.V. (2005) Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate. *Nature* **438**, 347–350.
- Mitchell, T.D. & Jones, P.D. (2005) An improved method of constructing database of monthly climate observations and associated high-resolution grids. *Int. J. Climatol.* **25**, 693–712.
- MMA – Ministerio de Medio Ambiente (2000) *Libro blanco del agua en España*. Ed. by Centro de Publicaciones, Secretaría general Técnica, Ministerio de Medio Ambiente. 637 pp. ISBN: 84-8320-128-3.
- Monreal, T.E., Calvo-Rubio, F.C. & Lorenzo, F.E. (1999) Evaluación de los recursos hídricos en el *Libro Blanco del Agua en España*. *El Libro Blanco del Agua* **6**(2), 125–138.
- Mueller, E.N., Francke, T. & Batalla, R.J. (2009) Modelling the effects of land-use change on runoff and sediment yield for a meso-scale catchment in the Southern Pyrenees. *Catena* **79**, 288–296.
- Nash, J.E. & Sutcliffe, J.V. (1970) River flow forecasting through conceptual models, a discussion of principles. *J. Hydrol.* **10**, 282–290.
- Neelin, J.D., Münnich, M., Su, H., Meyerson, J.E. & Holloway, C.E. (2006) Tropical drying trends in global warming models and observations. *Proc. Nat. Acad. Sci. U.S.A.* **103**, 6110–6115.
- New, M.G., Hulme, M. & Jones, P.D. (2000) Representing twentieth-century space time climate fields. Part II: development of a 1901-1996 mean monthly terrestrial climatology. *J. Climate* **13**, 2217–2238.
- Nijssen, B., Schnur, R. & Lettenmaier, D.P. (2001) Global retrospective estimation of soil moisture using the variable infiltration capacity land surface model, 1980–1993. *J. Climate* **14**, 1790–1808.
- Nixon, S.W. (2003) Replacing the Nile: Are Anthropogenic Nutrients Providing the Fertility Once Brought to the Mediterranean by a Great River? *Ambio* **32**, 30–39.
- Oki, T., Agata, Y., Kanae, S., Saruhashi, T., Yang, D. & Musiaké, K. (2001) Global assessment of current water resources using total runoff integrating pathways. *Hydrol. Sc. J.* **46**(6), 983–995.
- Oki, T., Agata, Y., Kanae, S., Saruhashi, T. & Musiaké, K. (2003) Global water resources assessment under climatic change in 2050 using TRIP. *IAHS Publ.* **280**, 124–133.
- Orlovsky, N. & Orlovsky, L. (2002) Water resources of Turkmenistan: Use and conservation. Background paper for Informal Planning Meeting on Water, Climate, and Development Issues in the Amudarya Basin. Available online at <http://ccb.colorado.edu/centralasia/docs/orlovsky.pdf>
- Ortigosa, L., García-Ruiz, J.M. & Gil, E. (1990) Land reclamation by reforestation in the Central Pyrenees. *Mt. Res. Dev.* **10**, 281–288.
- Oubalkace, M. (2007) Stratégie Méditerranéenne pour le Développement Durable. Suivi des progrès dans le domaine de l'eau et promotion de politiques de gestion de la demande. Rapport National du Maroc pour la Commission Méditerranéenne du Développement Durable. 121 pp.
- Oudin, L., Hervieu, F., Michel, C., Perrin, C., Andréassian, V., Anctil, F. & Loumagne, C. (2005) Which potential evapotranspiration input for a lumped rainfall-runoff model? Part 2 – towards a simple and efficient potential evapotranspiration model for rainfall-runoff modelling. *J. Hydrol.* **303**, 290–306.

- Pardo, G., Arenas, C., González, A., Luzón, A., Pérez, A., Pérez-Rivarés, F.J., Vázquez-Urbez, M. & Villena, J. (2004) La Cuenca del Ebro. *Geología de España*. In: Vera, J.A (Ed.), SGE-IGME, 533–543.
- Pauling, A., Luterbacher, J., Casty, C. & Wanner, H. (2005) Five hundred years of gridded high-resolution precipitation reconstructions over Europe and the connection to large-scale circulation. *Clim. Dyn.* **26**, 387–405.
- Pellicciotti, F., Burlando, P. & Van Vliet, K. (2007) Recent trends in precipitation and streamflow in the Aconcagua River basin, central Chile. *IAHS Publ.* **318**, 17-38.
- Penman, H.L. (1956) Evaporation: an introduction survey. *J. Agric. Sci.* **1**, 9–29.
- Perera, B.J.C., James, B. & Kularathna, M.D.U. (2005) Computer software tool REALM for sustainable water allocation and management. *J. Environ. Manage.* **77**(4), 291–300.
- Perrin, C. (2000) *Vers une amélioration d'un modèle global pluie-débit au travers d'une approche comparative*. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Grenoble, France. 530 pp.
- Petit, M. (2001) L'humanité face à l'effet de serre additionnel qu'elle crée. *C.R.A.S. Sciences de la Terre et des planètes* **333**, 775–786.
- Pettit, A.N. (1979) A non-parametric approach to the change-point problem. *Applied Statistics* **28**(2), 126–135.
- Piccioni, E. (2011) Modélisation des écoulements du bassin de l'Ebre (Espagne) dans un contexte de variabilité climatique et anthropique. *Mémoire de fin d'étude*. Université Aix-Marseille. Master Sciences de l'Environnement Terrestre, Spécialité Gestion des Eaux et des Milieux Aquatiques. 63 pp.
- Pinilla, V. (2006) The development of irrigated agriculture in twentieth-century Spain: a case study of the Ebro basin. *Agr. Hist. Rev.* **54**(1), 122–141.
- Plan Bleu (1989) *Futures for the Mediterranean basin*. Oxford University Press. 279 pp.
- Plan Bleu (2005) *Méditerranée, les perspectives du Plan Bleu sur l'Environnement et le Développement*. Ed. by de l'Aube, France. 427 pp.
- Plan Bleu (2006) *Le Plan Bleu, un semeur d'avenirs méditerranéens : Orientations stratégiques*. Ed. by UNEP-MAP-Plan Bleu, Sophia-Antipolis, France. 12 pp.
http://www.planbleu.org/publications/DOS_FR.pdf
- Plan Bleu (2009a) *Etat de l'environnement et du développement en Méditerranée*. Athènes, PNUE/PAM-Plan Bleu. 208 pp. ISBN : 978-92-807-3061-6.
- Plan Bleu (2009b) La Méditerranée doit relever trois défis majeurs pour gérer durablement ses ressources en eau menacées. *Les Notes du Plan Bleu* **11**, 4 pp.
- Plan Bleu (2011) *Efficienc e d'utilisation de l'eau et approche économique : études nationales*.
<http://planbleu.org/publications/eau.html>
- Plan Bleu (2012) *Plan Bleu – Centre d'Activités Régionales. Environnement et développement en Méditerranée*. <http://www.planbleu.org/>
- Planton, S., Déqué, M., Douville, H. & Spagnoli, B. (2005) Impact du réchauffement climatique sur le cycle hydrologique. *C.R. Geoscience* **337**, 193–202.
- Planton, S., Lionello, P., Artale, V., Aznar, R., Carillo, A., Colin, J., Congedi, L., Dubois, C., Elizalde, A., Gualdi, S., Hertig, E., Jordà Sanchez, G., Li, L., Jacobeit, J., Mariotti, A., Piani, C., Ruti, P., Sanchez-Gomez, E., Sannino, G., Sevault, F. & Somot, S. (2012) The climate of the Mediterranean region in future climate projections. In: *The Climate of the Mediterranean region: From the past to the future*. Ed. by Elsevier Science Publishing. 590 pp.

- PNUE-PAM – Programme des Nations Unis pour l'Environnement-Plan d'Action pour la Méditerranée (2006) *Stratégie Méditerranéenne pour le Développement Durable*. Athènes, UNEP-MAP. 68 pp.
- Pope, V., Gallani, M.L., Rowntree, P.R. & Stratton, R.A. (2000) The impact of new physical parameterizations in the Hadley Centre climate model: HadAM3. *Climate Dyn.* **16**, 123–146.
- Portmann, F.T., Siebert, S. & Döll, P. (2010) MIRCA 2000 – Global monthly irrigated and rainfed crop areas around the year 2000: a new high-resolution data set for agricultural and hydrological modelling. *Global Biogeochem. Cy.* **24**, GB 1011.
- Potenciano de las Heras, A. & Villaverde Valero, J.J. (2009) Implementación del modelo hidrológico de Témez para la evaluación de recursos hídricos con GRASS GIS. Fase superficial u subterránea. *III Jornadas de SIG Libre*, Girona (Spain). 13 pp.
- Pueyo-Anchuela, Ó., Pocoví Juan, A., Sorian, M.A. & Casas-Sainz, A.M. (2009) Characterization of karst hazards from the perspective of the doline triangle using GPR – Examples from Central Ebro Basin (Spain). *III Jornadas de SIG Libre*, Girona (Spain). *Eng. Geol.* **108**, 225–236.
- Purkey, D., Joyce B., Vicuna, S., Hanemann, M., Dale, L., Yates, D. & Dracup, J. (2008) Robust analysis of future climate change impacts on water for agriculture and other sectors: a case study in the Sacramento Valley. *Climatic Change* **87**, 109–122.
- Qadir, M., Sharma, B.R., Bruggeman, A., Choukr-Allah, R. & Karajeh, F. (2007) Non-conventional water resources and opportunities for water augmentation to achieve food security in water scarce countries. *Agric. Water Manage.* **87**, 2–22.
- Qin, H.-P., Su, Q. & Khu, S.-T. (2011) An integrated model for water management in a rapidly urbanizing catchment. *Environ. Modell. Softw.* **26**(12), 1502–1514.
- Quiroga, S., Garrote, L., Iglesias, A., Fernández-Haddad, Z., Schlickerrieder, J., de Lama, B., Mosso, C. & Sánchez-Arcilla, A. (2011) The economic value of drought information for water management under climate change: a case study in the Ebro basin. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* **11**, 1–15.
- Rahaman, M.M., Varis, O. & Kajander, T. (2004) EU Water Framework Directive vs. international principles concerning IWRM: the seven mismatches. *Water Resour. Manag.* **20**, 565–575.
- Ranzi, R., Bochicchio, M. & Bacchi, B. (2002) Effects on floods of recent afforestation and urbanisation in the Mella River (Italian Alps). *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **6**, 239–254.
- Refsgaard, J.C. & Abbott, M.B. (1996) *Distributed Hydrological Modelling*. Ed. by Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands. 336 pp. ISBN: 0792340426.
- Refsgaard, J.C., van der Sluijs, J.P., Brown, J. & van der Keur, P. (2006) A framework for dealing with uncertainty due to model structure error. *Adv. Water Resour.* **29**(11), 1586–1597.
- Rijsberman, F.R. (2006) Water scarcity: Fact or fiction? *Agric. Water Manage.* **80**, 5–22.
- Rockström, J., Axberg, G.N., Falkenmark, M., Lannerstad, M., Rosemarin, A., Caldwell, I., Arvidson, A. & Nordström, M. (2005) *Sustainable Pathways to Attain the Millennium Development Goals. Assessing the Key Role of Water, Energy and Sanitation*. Ed. by Stockholm Environment Institute, Stockholm, Sweden. 104 pp. ISBN: 91-975238-4-4.
- Roignant, F. (2007) L'eau en Méditerranée : Usages et enjeux. *Synthèse Technique*. Montpellier (France), ENGREF. 16 pp.
- Romero, R., Guijarro, J.A., Ramis, C. & Alonso, S. (1998). A 30-year (1964–1993) daily rainfall data base for the Spanish Mediterranean regions: first exploratory study. *Int. J. Climatol.* **18**, 541–560.
- Rosegrant, M.W., Ximing, C., Cline, S.A. & Nakagawa, N. (2002a) The Role of Rainfed Agriculture in the Future of Global Food Production. *EPTD Division Discussion Papers* **90**, 127 pp.

- Silvestre, J. & Clar, E. (2010) The demographic impact of irrigation projects: a comparison of two case studies of the Ebro basin, Spain, 1900–2001. *J. Hist. Geogr.* **36**, 315–326.
- Singh, V.P. (1995) *Computer Models of Watershed Hydrology*. Ed. by Water Resources Publications, Colorado, USA. 1130 pp. ISBN: 0-918334-91-8.
- Skliris, N., Sofianos, S. & Lascaratos, A. (2007) Hydrological changes in the Mediterranean Sea in relation to changes in the freshwater budget: a numerical modelling study. *J. Marine Systems* **65**(1-4), 400–416.
- Smakhtin, V., Revenag, C. & Döll, P. (2004) Taking into Account Environmental Water Requirements in Global-scale Water Resources Assessments. *Comprehensive Assessment of water management in agriculture Research Report 2*, 24 pp. ISBN 92-9090-542-5.
- Smith, L.C. (2000) Trends in Russian Arctic river-ice formation and breakup, 1917 to 1994. *Phys. Geogr.* **21**, 46–56.
- Smith, T.M. & Reynolds, R.W. (2005) A global merged land and sea surface temperature reconstruction based on historical observations (1880–1997). *J. Clim.* **18**, 2021–2036.
- Somot, S., Sevault, F., Déqué, M. & Crépon, M. (2008) 21st century climate change scenario for the Mediterranean using a coupled atmosphere–ocean regional climate model. *Global Planet. Change* **63**, 112–126.
- Stewart, I.T. (2009) Changes in snowpack and snowmelt runoff for key mountain regions. *Hydrol. Processes* **23**, 78–94.
- Struglia, M.V., Mariotti, A. & Filograsso, A. (2004) River discharge into the Mediterranean Sea: Climatology and aspects of the observed variability. *J. Clim.* **17**, 4740–4751.
- Sullivan, C.A., Meigh, J.R., Giacomello, A.M., Fediw, T., Lawrence, P., Samad, M., Mlote, S., Hutton, C., Allan, J.A., Schulze, R.E., Dlamini, D.J.M., Cosgrove, W., Delli Priscoli, J., Gleick, P., Smout, I., Cobbing, J., Calow, R., Hunt, C., Hussain, A., Acreman, M.C., King, J., Malomo, S., Tate, E.L., O'Regan, D., Milner, S. & Steyl, I. (2003) The Water Poverty Index: Development and application at the community scale. *Nat. Resour. Forum* **27**, 189–199.
- Tanrivermis, H. (2003) Agricultural land use change and sustainable use of land resources in the Mediterranean region of Turkey. *Journal of Arid Environments* **54**, 553–564.
- Tapiador, F.J. (2010) A joint estimate of precipitation climate signal in Europe using eight regional models and five observational datasets. *J. Clim.* **23**, 1719–1738.
- Tapiador, F.J., Turk, F.J., Petersen, W., Hou, A.Y., Garcia-Ortega, E., Machado, L.A.T., Angelis, C.F., Salio, P., Kidd, C., Huffman, G.J. & de Castro, M. (2012) Global precipitation measurement: Methods, datasets and applications. *Atmos. Res.* **104–105**, 70–97.
- Témez, J.R. (1977) Modelo matemático de transformación-Aportación. *Asociación de Investigación Industrial Eléctrica*. 39 pp.
- Terrado, M., Kuster, M., Raldúa, D., López de Alda, M., Barceló, D. & Tauler, R. (2007) Use of chemometric and geostatistical methods to evaluate pesticide pollution in the irrigation and drainage channels of the Ebro river delta during the rice-growing season. *Anal. Bioanal. Chem.* **387**, 1479–1488.
- Thornthwaite, C.W. (1948) An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review* **38**, 55–94.
- Trenberth, K.E., Dai, A., Rasmussen, R.M. & Parsons, D.B. (2003) The changing character of precipitation. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* **84**, 1205–1217.
- Trieb, F. & Müller-Steinhagen, H. (2008) Concentrating solar power for seawater desalination in the Middle East and North Africa. *Desalination* **220**, 165–183.

- Tulloch, S. (2010) Re-conceptualising the Integrated Water Management model: Reflections from the New Zealand Experiment. Ph-D, Lincoln University, New Zealand. 249 pp.
- Türkes, M. (1996) Spatial and temporal analysis of annual rainfall variations in Turkey. *Int. J. Climatol.* **16**, 1057–1076.
- UNESCO – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (2003) *Water for People, Water for Life*. Executive Summary. Ed. by UNESCO-World Water Assessment Programme, Paris, France. 35 pp.
- UNESCO – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (2009) *Water in a changing world*. The United Nations World Water Development Report 3. Ed. by UNESCO Publishing & Earthscan, Paris, France. 318 pp. UNESCO ISBN: 978-9-23104-095-5.
- UNEP – United Nations Environment Programme (2008) *Vital Water Graphics. An overview of the state of the world's fresh and marine waters*. 2nd edition. Ed. by UNEP, Nairobi, Kenya. <http://www.unep.org/dewa/vitalwater/index.html>
- UNICEF – United Nations of International Children's Emergency Fund (2012) *Progress on Drinking Water and Sanitation. 2012 Update*. Ed. by UNICEF and World Health Organization, New York, USA. 60 pp. ISBN: 972-924-1503297
- UNPD – United Nations Population Division (2001) United Nations Population Information Network. <http://www.un.org/popin>
- UNDP – United Nations Development Programme (2006) *Human Development Report 2006. Beyond scarcity: Power, poverty and the global water crisis*. Ed. by UNDP, New York, USA. 422 pp.
- UNPD – United Nations Population Division (2009) World Population Prospects: The 2008 revision. Highlights, *Working Paper No. ESA/P/WP.210*.
- UPV – Universidad Politécnica de Valencia (2010) Aquatool. http://www.upv.es/aquatool/index_E.html
- van Woerden, J., Diedericks, J. & Klein-Goldewijk, K. (1995) Data management in support of integrated environmental assessment and modelling at RIVM—including the 1995 RIVM Catalogue of International Data Sets. *RIVM Report 402001006*, 220 pp.
- Vergara, W., Deeb, A., Leino, I., Kitoh, A. & Escobar, M. (2011) Assessment of the Impacts of Climate Change on Mountain Hydrology: Development of a Methodology Through a Case Study in the Andes of Peru. *World Bank Publications*. 180 pp. ISBN: 978-0-8213-8662-0.
- Vicente-Serrano, S.M., Lasanta, T. & Romo, M. (2004) Analysis of spatial and temporal evolution of vegetation cover in the Spanish central Pyrenees: Role of human management. *Environ. Manag.* **34**, 802–818.
- Vicente-Serrano, S. & López-Moreno, J.I. (2006) Influence of atmospheric circulation at different spatial scales on winter drought variability through a semiarid climatic gradient in North-east Spain. *Int. J. Climatol.* **26**(11), 1427–1453.
- Vörösmarty, C.J. & Moore, B. (1991) Modeling basin-scale hydrology in support of physical climate and global biogeochemical studies: an example using the Zambezi River. *Surv. Geophys.* **12**, 271–311.
- Vörösmarty, C.J., Green, P., Salisbury, J. & Lammers, R.B. (2000) Global Water Resources: Vulnerability from Climate Change and Population Growth. *Science* **289**, 284–288.
- Vose, R.S., Karl, T.R., Easterling, D.R., Williams, C.N. & Menne, M.J. (2004) Impact of land-use change on climate. *Nature* **427**, 213–214.
- Vrugt, J.A., Diks, C.G.H., Gupta, H.V., Bouten, W. & Verstraten, J.M. (2005) Improved treatment of uncertainty in hydrologic modeling: Combining the strengths of global optimization and data Assimilation. *Water Resour. Res.* **41**, W01017. 17 pp.

- VUT – Victoria University of Technology (2012) REsource ALlocation Model (REALM). <http://www.water.vic.gov.au/monitoring/surface-water-modelling/realm>
- Wani, S.P., Rockström, J. & Oweis, T. (2009) *Rainfed Agriculture: Unlocking the Potential*. Ed. by CAB International 2009, London, UK. 310 pp. ISBN: 978-1-84593-389-0.
- WEC – World Energy Council (2010) *Water for Energy*. Ed. by World Energy Council, London, UK. 51 pp. ISBN: 978-0-946121-10-5.
- WHO – World Health Organization (2000) *Global Water Supply and Sanitation Assessment 2000 Report*. Ed. by WHO & UNICEF. 79 pp. ISBN: 92 4 156202 1.
- WHO – World Health Organization (2004) Minimum water quantity needed for domestic uses. *WHO/SEARO Technical Notes for Emergencies* **9**, 4 pp.
- WHO & UNICEF (2010) Joint Monitoring Programme (JMP) for Water Supply and Sanitation. <http://www.wssinfo.org/>
- Widen-Nilsson, A., Halldin, S. & Xu, C.Y. (2007) Global water-balance modelling with WASMOD-M: Parameter estimation and regionalisation. *J. Hydrol.* **340**, 105–118.
- Wilby, R.L. (2005) Uncertainty in water resource model parameters used for climate change impact assessment. *Hydrol. Processes* **19**, 3201–3219.
- Wilby, R.L. & Harris, I. (2006) A framework for assessing uncertainties in climate change impacts: Low-flow scenarios for the River Thames, UK. *Water Resour. Res.* **42**, W02419. 10 pp.
- Wilby, R.L. & Fowler, H.J. (2010) Chapter 3 – Regional climate downscaling. In: *Modelling the Impact of Climate Change on Water Resources*. Ed. by Wiley-Blackwell, Chichester, UK. 34–85.
- Wilby, R.L. (2012) Regional Climate Downscaling: What's the Point? *Eos* **93**(5), 52–53.
- World Bank (1996) *World Development Report 1996*. Ed. By Oxford University Press, New York, USA. 256 pp. ISBN: 0-8213-3264-3.
- World Water Council (2000) *World Water Vision. Making water everybody's business*. Ed. by Earthscan Publications Ltd, London, UK. 108 pp.
- WRI – World Resources Institute (1998) *World Resources 1998–99*. Oxford University Press, New York (U.S.A.). 384 pp. ISBN-10: 0195214080.
- WSM – WaterStrategyMan (2004) The WaterStrategyMan DSS: A Comprehensive Decision Support System for the Development of Sustainable Water Management Strategies. *The WSM Publishable Reports*. 187 pp. Available online at: <http://environ.chemeng.ntua.gr/wsm/Default.aspx?t=71>
- WTO – World Tourism Organization (2002) *Tourism 2020 Vision*, Vol. 7, Global Forecast and profiles of market segments. Madrid, Spain. 139 pp.
- Xoplaki, E., González-Rouco, J.F., Luterbacher, J. & Wanner, H. (2004) Wet season Mediterranean precipitation variability: influence of large-scale dynamics and trends. *Clim. Dyn.* **23**, 63–78.
- Xoplaki, E., Luterbacher, J., Paeth, H., Dietrich, D., Steiner, N., Grosjean, M. & Wanner, H. (2005) European spring and autumn temperature variability and change of extremes over the last half millennium. *Geophys. Res. Lett.* **32**, L15713.
- Yates, D.N. (1997) Approaches to continental scale runoff for integrated assessment models. *J. Hydrol.* **201**, 289–310.
- Yates, D., Sieber, J., Purkey, D. & Huber-Lee, A. (2005) WEAP21 – A Demand-, Priority-, and Preference-Driven Water Planning Model. Part 1: Model Characteristics. *Water International* **30**(4), 487–500.

- Yates, D., Purkey, D., Sieber, J., Huber-Lee, A., Galbraith, H., West, J., Herrod-Julius, S., Young, C., Joyce, B. & Rayej, M. (2009) Climate Driven Water Resources Model of the Sacramento Basin, California. *ASCE J. Water Res.* **135**, 303–313.
- Yu, Q., Wu, W., Yang, P., Li, Z., Xiong, Z. & Tang, H. (2012) Proposing an interdisciplinary and cross-scale framework for global change and food security research. *Agric. Ecosyst. Environ.* **156**, 57–71.
- Zambrano-Bigiarini, M. (2010) On the effects of hydrological uncertainty in assessing the impacts of climate change on water resources. Ph-D thesis. Università degli studi di Trento, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, Italy. 293 pp.
- Zambrano-Bigiarini, M., Majone, B., Bellin, A., Bovolo, C.I., Blenkinsop, S. & Fowler, H.J. (2011) Hydrological Impacts of Climate Change on the Ebro River Basin. In: *The Ebro River Basin. Handbook Environ. Chem.* **13**, 47–75.
- Zapata, N. & Ederra, I. (2002) Estudio del uso del agua en la comunidad de regantes de la acequia Bayunga: Antes y después de la modernización. In: *Actas del XX Congreso Nacional de Riegos, Ciudad Real.* 141-144.
- Zhang, X., Hogg, W.D. & Mekis, E. (2001) Spatial and temporal characteristics of heavy precipitation events over Canada. *J. Clim.* **14**, 1923–1936.
- Zolezzi, G., Bellin, A., Bruno, M.C., Maiolini, B. & Siviglia, A. (2009) Assessing hydrological alterations at multiple temporal scales: Adige River, Italy. *Water. Resour. Res.* **45**, W12421, 15 pp.

LISTE DES FIGURES

CHAPITRE 1

Figure 1.1 – Répartition des ressources en eau de surface sur le globe.....	12
Figure 1.2 – Localisation des régions de faible disponibilité des ressources en eau. (a) Régions endoréïques ; (b) Recharge annuelle moyenne des aquifères	13
Figure 1.3 – Usages de l'eau dans le monde.....	14
Figure 1.4 – Hierarchie des besoins en eau.....	15
Figure 1.5 – Répartition des terres agricoles pluviales et irriguées dans le monde.....	15
Figure 1.6 – Evolution des prélèvements et de la consommation en eau mondiale par secteur sur la période 1900–2000 et projection en 2025.....	17
Figure 1.7 – Prélèvements en eau domestique dans le monde sur la période 1999–2002.....	18
Figure 1.8 – Evolution relative (en %) des écoulements de surface sur la période 1971–1998 en comparaison avec la période 1900–1970.	20
Figure 1.9 – Evolution relative (en %) des écoulements de surface sur la période 2041–2060 en comparaison avec la période 1900–1970.	20
Figure 1.10 – Evolution des prélèvements en eau entre 1995 et 2025.....	21
Figure 1.11 – Etapes d'une étude d'analyse de l'exploitabilité des ressources en eau.	22
Figure 1.12 – Présentation sous forme de pentagramme du l'indice de pauvreté en eau en Afrique du Sud et en Tanzanie.	28
Figure 1.13 – Etat du stress hydrique dans le monde en 1995 d'après l'indice d'exploitation des ressources en eau (d'après scénarios climatique et hydrologique sur la période 1961–1990).	29
Figure 1.14 – Régions du monde pour lesquelles un stress hydrique sévère a été calculé par l'indice de Falkenmark, l'indice d'exploitation des ressources en eau et l'indice C/Q90	31
Figure 1.15 – Variations qualitatives des différents scénarios d'émissions de gaz à effet de serre. ...	34
Figure 1.16 – Classification des modèles hydrologique selon la représentation des processus hydrologiques	35
Figure 1.17 – Représentation de la « water-box »	38

CHAPITRE 2

Figure 2.1 – Un espace méditerranéen à plusieurs dimensions	45
Figure 2.2 – Le bassin méditerranéen.....	46
Figure 2.3 – Ecoulements moyens de 67 bassins versants méditerranéens. Ecoulement moyen (a) annuel, (b) en hiver (DJF) et (c) en été (JJA).....	48
Figure 2.4 – Disponibilité des ressources en eau par habitant	49
Figure 2.5 – Demande en eau du bassin méditerranéen par pays sur la période 1995–2000	50
Figure 2.6 – Sources d'approvisionnement eau (en %) à l'échelle des pays méditerranéens sur la période 2000–2005.....	51
Figure 2.7 – Approche méthodologique générale.	53
Figure 2.8 – Indice de précipitations en hiver et en été ($I_{\text{période de 10 ans}} = (P_{\text{période de 10 ans}} - P_{1951-2000}) / \sigma_{1951-2000}$) sur la période 1951–2000	54
Figure 2.9 – Schéma conceptuel du modèle hydrologique Water Balance Model.....	56
Figure 2.10 – Carte bioclimatique du bassin méditerranéen. (a) Diagramme de Holdridge synthétisé en 13 classes (d'après Yates, 1997) ; (b) Représentation bioclimatique du bassin méditerranéen selon la carte de Holdridge adapté par Yates (1997).	57
Figure 2.11 – Construction de scénarios climatiques d'après les sorties de GCMs et des chroniques d'observations selon la méthode des perturbations.....	59
Figure 2.12 – Evolution moyenne des températures pour le bassin méditerranéen à l'horizon 2050, en comparaison à la période de référence 1971–1990 ; projections fondées sur (a) le modèle CSIRO-MK3.0, (b) le modèle HadCM3, (c) le modèle CNRM-CM3I, (d) le modèle ECHAM5 et (e) la moyenne des 4 GCMs.....	64

Figure 2.13 – Taux moyens de variation des précipitations pour le bassin méditerranéen à l’horizon 2050, en comparaison à la période de référence 1971–1990 ; projections fondées sur (a) le modèle CSIRO-MK3.0, (b) le modèle HadCM3, (c) le modèle CNRM-CM3I, (d) le modèle ECHAM5 et (e) la moyenne des 4 GCMs.....	65
Figure 2.14 – Evolution des ressources en eau du bassin méditerranéen : (a) disponibilité des ressources en eau moyenne annuelle sur la période de référence ; (b) taux de variations des ressources en eau à l’horizon 2050 ; (c) évolution de la disponibilité des ressources en eau sur dix bassins versants méditerranéens.....	66
Figure 2.15 – Facteurs d’évolution des prélèvements en eau par bassin en Méditerranée : taux de variation (a) des surfaces irriguées et (b) de la population entre la période de référence et l’horizon 2050.....	67
Figure 2.16 – Evolution des prélèvements en eau entre les années 2000 et l’horizon 2050, selon un scénario tendanciel et un scénario alternatif sous contraintes de changements climatiques.....	68
Figure 2.17 – Evolution du stress hydrique sur le bassin méditerranéen. (a) Etat de référence du stress hydrique (moyenne sur la période 1971–1990). Evolution à l’horizon 2050 (b) sous contraintes climatiques ; sous contraintes anthropiques selon (c) un scénario tendanciel et (d) un scénario alternatif ; et sous l’effet conjugué des changements climatiques et anthropiques selon (e) un scénario tendanciel et (f) un scénario alternatif.	71

CHAPITRE 3

Figure 3.1 – Localisation géographique de l’Ebre au sein du bassin méditerranéen.....	81
Figure 3.2 – Topographie du bassin versant de l’Ebre et ses principaux affluents.....	81
Figure 3.3 – Contexte hydrogéologique de l’Ebre	82
Figure 3.4 – Localisation des stations de mesure retenues et disponibilité des données.	84
Figure 3.5 – Schéma conceptuel du modèle hydrologique SIMPA.....	85
Figure 3.6 – Localisation des 54 barrages géo-référencés.	87
Figure 3.7 – Répartition spatiale des forçages climatiques.....	87
Figure 3.8 – Variabilité mensuelle des (a) températures, précipitations et débits à Tortosa sur la période 1957–2002 ; (b) volumes stockés des barrages de plus de 100 Hm ³	88
Figure 3.9 – Ruptures identifiables dans les chroniques hydro-climatiques de l’Ebre sur la période 1957–2002.....	89
Figure 3.10 – Moyenne glissante sur 10 ans des indices pluviométriques sur le bassin de l’Ebre sur la période 1957–2002.....	90
Figure 3.11 – Débits entrants dans des barrages pyrénéens pour les périodes 1959–1979 et 1980–1999.....	90
Figure 3.12 – Distribution de la demande en eau totale.....	91
Figure 3.13 – Occupation des sols du bassin versant de l’Ebre dans les années 2000.....	93
Figure 3.14 – Evolution de la population et du taux de croissance démographique sur le bassin de l’Ebre de 1900 à 2010 (en noir) et projections (en rouge) à l’horizon 2027	93
Figure 3.15 – Densité de population par communes et villes principales en 2010.	94
Figure 3.16 – Distribution spatiale et temporelle des ouvrages hydrauliques sur le bassin de l’Ebre.	95
Figure 3.17 – Présentation de la méthodologie générale mise en place.	96
Figure 3.18 – (a) Décomposition spatiale du bassin de l’Ebre en 9 sous-bassins ; (b) Contributions spécifiques des sous-bassins aux écoulements à l’exutoire.....	98
Figure 3.19 – Variations mensuelles moyennes des précipitations, de l’ETP et des écoulements naturels spécifiques sur la période 1971–1990 pour les neuf sous-bassins considérés.	99
Figure 3.20 – Découpage du bassin versant de l’Ebre et répartition des sites de demande en eau.	101
Figure 3.21 – Schéma conceptuel du modèle hydrologique GR2M modifié.....	102
Figure 3.22 – Exemple de découpage des périodes de calage et validation pour le bassin de l’Ebre à Tortosa sur la période 1971–1990.	104
Figure 3.23 – Schéma conceptuel du module barrage.	107

Figure 3.24 – Répartition de la demande pour les 9 sous-bassins.	108
Figure 3.25 – Schéma conceptuel de la chaîne méthodologique.	112
Figure 3.26 – Simulations du modèle hydrologique GR2M–adapté par rapport aux chroniques de débit naturel et des modules barrages par rapport aux chroniques de débit observé, chroniques de références de validation des modèles.	115
Figure 3.27 – Simulation des volumes écoulés en sortie des barrages (a) de l'Ebre, (b) de Mequinenza et (c) de Santa-Ana sur la période 1971–1990 et (d) performances statistiques pour chaque barrage considéré.	116
Figure 3.28 – Variations climatiques à l'Horizon 2050 selon les scénarios issus de quatre GCMs en comparaison avec la période de référence 1971–1990.	118
Figure 3.29 – Variations hydrologiques projetées à l'horizon 2050.	120
Figure 3.30 – Distribution spatiale (a) et temporelle des demandes en eau agricole (b) et domestique (c).	121
Figure 3.31 – Taux de variations des demandes en eau.	123
Figure 3.32 – Représentation de la capacité saisonnière à satisfaire les demandes en eau sur le bassin versant de l'Ebre sur la période 1971–1990.	124
Figure 3.33 – Taux de satisfaction de la demande en eau du bassin versant de l'Ebre à l'horizon 2050 selon les projections hydro-climatiques considérées.	125
Figure 3.34 – Taux de satisfaction moyen de la demande en eau sur le bassin versant de l'Ebre à l'horizon 2050.	126
Figure 3.35 – Simulation des volumes d'eau stockés dans les réserves de 2 barrages sur la période 1971 –1990.	129

CHAPITRE 4

Figure 4.1 – Economies d'eau, gestion de la demande avec le scénario alternatif 2025.	136
---	-----

LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE 1

Tableau 1.1 – Ressources en eau et état des prélèvements en 2000.	16
Tableau 1.2 – Prélèvements et consommation en eau selon les procédés techniques de mobilisation des ressources	16
Tableau 1.3 – Synthèse des problématiques appréhendées par les approches intégrées selon différentes échelles d'espace	23
Tableau 1.4 – Estimation de la population en situation de stress hydrique selon plusieurs indicateurs.	32
Tableau 1.5 – Régions du monde les plus vulnérables au stress hydrique d'après la synthèse bibliographique.	33

CHAPITRE 2

Tableau 2.1 – Paramètres par défaut du Water Balance Model	57
Tableau 2.2 – Bassins versants et périodes retenus pour l'analyse de sensibilité.	58
Tableau 2.3 – Jeu de paramètres retenu pour le Water Balance Model.....	58
Tableau 2.4 – GCMs sélectionnés à partir du Centre de Distribution des Données du GIEC.	58
Tableau 2.5 – Efficience actuelle et objectifs futurs des pays méditerranéens.....	61
Tableau 2.6 Erreur entre les volumes écoulés observés et simulés pour chaque bassin versant testé, selon les paramètres initiaux et modifiés.	63

CHAPITRE 3

Tableau 3.1 – Surfaces irriguées et principaux canaux d'irrigation du bassin de l'Ebre	92
Tableau 3.2 – Performances moyennes, maximales et minimales des critères statistiques pour l'ensemble des sous-bassins considérés sur les périodes de calage et de validation et selon les 3 découpages testés sur la période de simulation.	104
Tableau 3.3 – Part du volume évaporé moyen au cours du pic annuel pour chaque barrage considéré.	105
Tableau 3.4 – Estimation de la demande en eau domestique par classe de population	110
Tableau 3.5 – Objectifs de débits écologiques sur le réseau hydrographique de l'Ebre	111
Tableau 3.6 – Définition des classes de satisfaction de la demande en eau agricole en fonction de l'indice de capacité à satisfaire la demande en eau.....	111
Tableau 3.7 – Définition des classes de satisfaction du débit écologique et de la demande en eau en fonction de l'indice de capacité à satisfaire la demande en eau.	111
Tableau 3.8 – Performances du modèle hydrologique GR2M-adapté.	113
Tableau 3.9 – Tendances évolutives générales du climat à l'horizon 2050.	117
Tableau 3.10 – Tendances évolutives générales des écoulements de surface à l'horizon 2050.	119
Tableau 3.11 – Evolution des surfaces irriguées à moyen terme.	122
Tableau 3.12 – Croissance démographique à moyen terme.	122
Tableau 3.13 – Evolution des demandes en eau	123

CHAPITRE 4

Tableau 4.1 – Différences méthodologiques entre l'approche Plan Bleu (2005) et Milano et al. (2012a) pour l'évaluation du stress hydrique en Méditerranée.	137
Tableau 4.2 – Tendances évolutives des conditions hydro-climatiques et anthropiques.	141
Tableau 4.3 – Synthèse des avantages et limites des approches intégrées des ressources en eau aux différentes échelles d'espace.	145

LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES

ADAM ADaptation And Mitigation strategies supporting European climate policy

AMJ Avril – Mai – Juin

CACHEMIRE Climat, Changements Environnementaux et Modélisation de leurs Impacts sur les Ressources en Eau

CEDEX Centro des estudios y experimentación de obras publicas

CEMAGREF Centre National du Machinisme Agricole, du Génie Rural, des Eaux et Forêts

CHE Confederación Hidrográfica del **Ebro**

CIESIN Center for International Earth Science Information Network

CRU Climatic Research Unit

DHI Danish Hydraulic Institute

DJF Décembre – Janvier – Février

EEA European Environmental Agency

ENEL-ENDESA Ente Nazionale per l'Energia eLettrica - Empresa Nacional De Electricidad Sociedad Anónima

ESRI Environmental Systems Research Institute

ESS Environmental Software and Services

ET EvapoTranspiration

ETP EvapoTranspiration Potentielle

EUWI-Med European Water Initiative – Mediterranean

FAO Food and Agriculture Organization

FECOSA Fabrica Española de Confecciones Sociedad Anónima

GCMs Global Climate Models / Modèles Climatique Globaux

GES Gaz à Effet de Serre

GIEC Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat

GRDC Global Runoff Data Center

GWP Global Water Partnership

HyMeX Hydrological cycle of Mediterranean eXperiment

IGRAC International Groundwater Resources Assessment Centre

INE Instituto Nacional de Estadística

IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change

JAS Juillet – Août – Septembre

JFM Janvier – Février – Mars

JJA Juin – Juillet – Aout

MED-FRIEND Mediterranean – Flow Regimes from International and Experimental Network and Data

MIRCA Monthly Irrigated and Rainfed Crop Areas data set

MISTRALS Mediterranean Integrated STudies And Local Scales

MMA Ministerio de Medio Ambiente

NSE Nash-Sutcliffe coefficient

OMS Organisation Mondiale pour la Sante

OND Octobre – Novembre – Décembre

P Precipitation

PAM Plan d’Action pour la Méditerranée

PHE Plan Hidrológico del Ebro

PIB Produit Intérieur Brut

PNACC Plan National d’Adaptation au Changement Climatique

PNUE Programme des Nations Unies pour l’Environnement

PRUDENCE Prediction of Regional scenarios and Uncertainties for Defining European Climate Change risks and Effects

RCMs Regional Climate Models / Modèles Climatiques Régionaux

REALM REsource ALlocation Model

RESCUE-Med Ressources en Eau et Scénarios Climatiques et d’Usages de l’Eau – Méditerranée

SAIH Système Automatique d’Information Hydrologique

SEI Stockholm Environment Institute

SICMED Surfaces et Interfaces Continentales en Méditerranée

SIMPA Sistema Integrado de Modelización Precipitación Aportación

SMDD Stratégie Méditerranéenne pour le Développement Durable

SRCAE Schéma Régional du Climat, de l’Air et de l’Energie

SRES Special Report on Emissions Scenarios / Scénarios d’émission de gaz à effet de serre

UDA Unité de Demandes Agricoles

UDU Unité de Demandes Urbaines

UN United Nations / Nations Unies

UNESCO United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization

UNDP United Nations Development Programme

UNICEF United Nations of Internatioanl Children’s Emergency Fund

UNPD United Nations Population Division

UPV Universidad Politécnica de Valencia

VE Volume Error

VUT Victoria University of Technology

WAI Water Allocation Index

WBM Water Balance Model

WEAP Water Evaluation And Planning model

WEC World Energy Council

WHO World Health Organization

WRI World Resources Institute

WSI Water Stress Index

WSM Water Strategy Man

WTO World Tourism Organization

ANNEXE 1

ARTICLE PUBLIE A L'OCCASION DU CONGRES INTERNATIONAL

INTERNATIONAL UNION OF GEODESY AND GEOPHYSICS CONFERENCE 2011

Assessing the impacts of global changes on the water resources of the Mediterranean basin

Milano, M., Ruelland, D., Fernandez, S., Dezetter, A., Ardoin-Bardin, S., Fabre, J., Thivet, G. & Servat, E.

Abstract

The Mediterranean basin is characterized by limited and unequally distributed water resources, as well as by important development of its anthropogenic activities. The latter has led to continuously increasing water withdrawals. Moreover, the region should be particularly affected by climate change, with rising temperatures and more frequent and intense drought periods affecting water resources availability. This paper assesses the impacts of those changes by investigating the current and future situation of both water availability and water withdrawals. Over the reference period (1971–1990), a conceptual rainfall–runoff gridded model was applied to evaluate freshwater availability, and an overview of agricultural and domestic water use was completed according to national reports. To evaluate the future trends in water availability at short (2025) and mid (2050) terms, climatic scenarios were generated by applying unbiased and delta methods to projections from four global climate models. These climatic scenarios were used as inputs to the hydrological model but also to an irrigation management model to evaluate future agricultural water withdrawals. Domestic water use was estimated using demographic scenarios. For both sectors, progress in water-use efficiency was also considered. A water stress index accounting for those various indicators was then computed. The results show that both climate and socio-economic changes will have a significant impact on water resources. The Mediterranean basin might be subjected to a more arid climate and increasing local disparities. Some areas might experience increasing water stress. This study is a first step towards providing indicators combining water resources availability and water use in line with planning decisions at a regional level.

Keywords: Mediterranean basin; water availability; water withdrawals; water stress index; water balance model; CROPWAT; scenarios.

Assessing the impacts of global changes on the water resources of the Mediterranean basin

**M. MILANO^{1,4}, D. RUELLAND², S. FERNANDEZ⁴, A. DEZETTER³,
S. ARDOIN-BARDIN³, J. FABRE^{1,4}, G. THIVET⁴ & E. SERVAT³**

¹ *UM2 – UMR HydroSciences Montpellier, Place E. Bataillon, 34395 Montpellier Cedex 5, France
marianne.milano@um2.fr*

² *CNRS – UMR HydroSciences Montpellier, Place E. Bataillon, 34395 Montpellier Cedex 5, France*

³ *IRD – UMR HydroSciences Montpellier, Place E. Bataillon, 34395 Montpellier Cedex 5, France*

⁴ *Plan Bleu, 15 rue Beethoven, 06560 Valbonne Sophia-Antipolis, France*

Abstract The Mediterranean basin is characterized by limited and unequally distributed water resources as well as by an important development of its anthropogenic activities. The latter has led to continuously increasing water withdrawals. Moreover, the region should be particularly affected by climate change with rising temperatures and more frequent and intense drought periods hence affecting water resources availability. This paper assesses the impacts of those changes by investigating the current and future situation of both water availability and water withdrawals. Over the reference period (1971–1990), a conceptual rainfall-runoff gridded model was applied to evaluate freshwater availability, and an overview of agricultural and domestic water use was completed according to national reports. To evaluate the future trends in water availability at short (2025) and mid (2050) terms, climatic scenarios were generated by applying unbiased and delta methods to projections from four global climate models. These climatic scenarios were used as inputs to the hydrological model but also to an irrigation management model to evaluate future agricultural water withdrawals. Domestic water use was estimated using demographic scenarios. For both sectors, progress in water use efficiency was also considered. A water stress index accounting for those various indicators was then computed. The results show that both climate and socio-economic changes will have a significant impact on water resources. The Mediterranean basin might be subjected to a more arid climate and increasing local disparities. Some areas might experience increasing water stress. This study is a first step towards providing indicators combining water resources availability and water use in line with planning decisions at a regional level.

Key words: Mediterranean basin; Water availability; Water withdrawals; Water Stress Index; Water Balance model; CROPWAT; Scenarios.

INTRODUCTION

For the past 20 years, climatic and socio-economic changes have been at the heart of the world's science and policy agenda. One fundamental concern is the impacts of these changes on water resources. An increase in temperatures of 2°C by the 2050s could modify rainfall distribution over both space and time and could engender a decrease in water resources availability and weaken their exploitability in tropical and Mediterranean areas (IPCC, 2007). To illustrate the evolution of water resources throughout the world, several authors (e.g. Oki *et al.*, 2001; Alcamo *et al.*, 2007; Menzel & Matovelle, 2010) have analyzed the impacts of climate change, population growth and water withdrawals on water availability for the 21st century. The results showed that the Mediterranean region is one of the most vulnerable regions in the world. Building on these studies, this paper analyzes the evolution of water stress over the Mediterranean basin, using a more detailed approach. It evaluates climate change impacts on both water availability and water demands. It also quantifies the trends in water withdrawals and water use efficiency for the main water demanding sectors in the basin.

STUDY AREA

The Mediterranean basin is defined by 73 groups of watersheds (Nile excluded) that have their outlets in the Mediterranean Sea. It represents an area of approximately 1 800 000 km², in which only 21 catchments exceed 10 000 km². Its climate is characterized by mild and wet winters, with mean temperatures ranging from 5 to 15°C and rainfall varying from 50 to 250 mm from south to

north. In contrast, the summer season is hot and dry with mean temperatures ranging from 20 to 40°C and rainfall ranging from 10 mm at the southern and eastern rims to 100 mm in the northern watersheds (Bolle, 2002). This unequal distribution over space and time has an impact on water resources availability: 84.2% of the total resources are located in the northern watersheds while only 10% and 5.8% are located in the southern and eastern watersheds, respectively (EUWI-MED, 2007). Another important feature of the Mediterranean basin is the growing demographic pressure. 64.8% of the total population, of which 2/3 is urban, lives in the coastal regions (CIESIN, 2004). This urban sprawl in addition to poor farming practices and desertification induce important soil deterioration as well as an increase in water demands. Since the late 1950s, water demands have doubled (Blinda & Thivet, 2009) and the question arises whether future needs in water resources can be satisfied in this region that should be particularly affected by global changes.

MATERIAL & METHODS

Water resources scarcity assessment

In order to assess the impacts of global changes on the water resources of the Mediterranean basin, a Water Stress Index (WSI; Shiklomanov, 1991) was used. It is based on the ratio of annual water withdrawals to the annual water availability (Equation 1).

$$WSI = \frac{\sum \text{Water Withdrawals}}{\text{Water Availability}} \quad (1)$$

This index expresses the intensity of pressures put on the available water resources by users; the higher the index, the stronger the pressure. This indicator requires data that are usually easily accessible and incorporates long-term effects of changing water use. Adopted by the Mediterranean Strategy for Sustainable Development (MSSD), it has already been applied to the Mediterranean region but, up to now, without taking into account the impacts of climate change on water use and availability (Plan Bleu, 2005). This index was then computed over the Mediterranean basin to estimate the current state of water stress and its evolution accounting for climate and anthropogenic changes in the short and mid terms (Fig. 1).

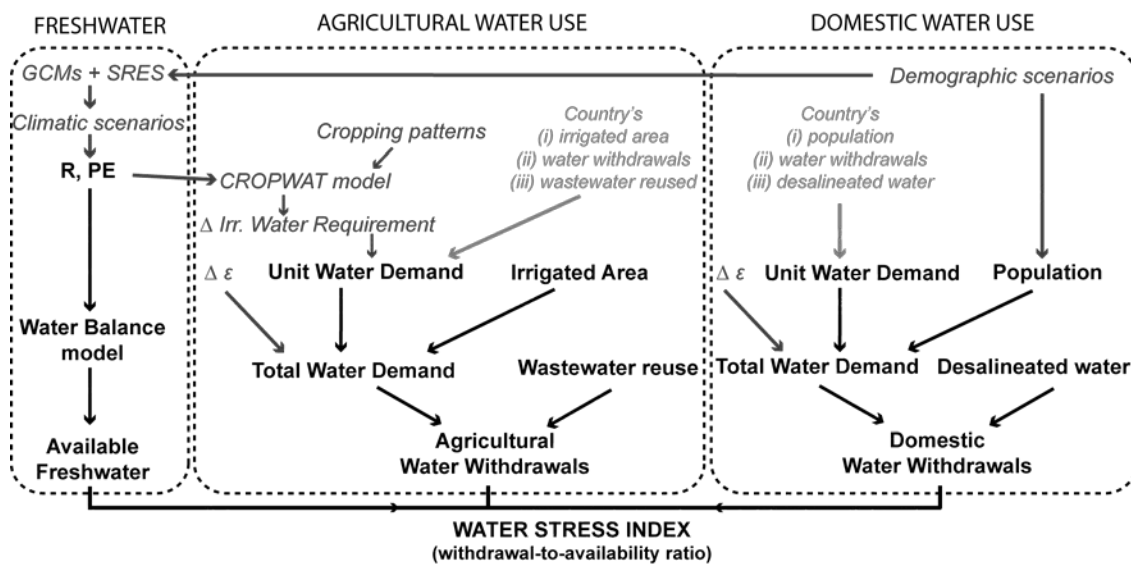


Fig. 1 Methodological approach – in black: methodology core; in light grey: additional data for current situation estimation; in dark grey: additional data for future situation estimation. (R: Rainfall; PE: potential evapotranspiration; ε: efficiency).

Current and future water availability were represented by a long-term mean annual value over the reference climate period (1971–1990) and over the future climate periods 2016–2035 (2025 horizon) and 2041–2060 (2050 horizon). Water withdrawals of the current most water-demanding sectors were considered, i.e. the agricultural (181 km³/year) and domestic (37.9 km³/year) sectors (Margat, 2004). Current and future withdrawals have been respectively considered according to the recent period 2001–2009 and the years 2025 and 2050.

Freshwater resources modeling

The conceptual rainfall-runoff Water Balance model (Yates, 1997) was performed to evaluate water availability. Water availability was considered as the annual renewable water resources, or discharge, within a given watershed. The model relies on a one-dimensional reservoir that represents both the root and upper soil layers. It uses continuous functions to describe water movement into and out of a conceptualized watershed, at a monthly time step. Water enters the soil moisture zone and is retrieved according to three parameters either by evapotranspiration, surface outflow or sub-surface outflow (Yates, 1997). No calibration is required to define the value of the parameters, which are determined by an aggregated 13-class diagram. This diagram links vegetation to three climate variables (biotemperature, rainfall and evapotranspiration), thus assuming that vegetation and soil are in equilibrium with climate (Holdridge, 1947). Even though the delineation of the biome regions is quite rough, Leemans (1990) showed that the life zones were particularly reliable in tropical, Mediterranean and boreal regions.

The model requires monthly rainfall (R) and potential evapotranspiration (PE) input data on a 0.5° grid. Over the reference period, R and temperature data were obtained from the CRU TS 2.1 World database (Mitchell & Jones, 2005). As for future estimation, outputs from four Global Climatic Models (GCMs; Table 1) were extracted from the IPCC's Data Distribution Centre. Climate scenarios under changing levels of greenhouse gas emissions, as specified by the scenarios 20C3M (20th century climate – 350 ppm CO₂) and A2 (2025 and 2050 horizons climate – CO₂ stabilization at 850 ppm), were generated using the unbiased and delta methods (see e.g. Etchevers *et al.*, 2002; Prudhomme *et al.*, 2002; Shabalova *et al.*, 2003). PE was then computed using a simple formula relying on extraterrestrial radiation and mean temperature (Oudin *et al.*, 2005).

Table 1 Selected GCMs from IPCC's Data Distribution Centre.

GCM	Country	Atmospheric Resolution	Reference
CSIRO-MK3.0	Australia	1.9°x1.9°	Gordon <i>et al.</i> , 2002
HadCM3	U.K.	2.5°x3.75°	Pope <i>et al.</i> , 2000
ECHAM5/MPI-OM	Germany	1.9°x1.9°	Jungclaus <i>et al.</i> , 2005
CNRM-CM3	France	2.8°x2.8°	Salas-Mélia <i>et al.</i> , 2005

Estimate of agricultural and domestic water withdrawals

Water withdrawals were considered as the annual volume of water withdrawn from the environment for agricultural or domestic purposes. Due to the limited availability of these data at the watershed-scale, two intermediate key variables were used in order to approach them: per Unit Water Demand (UWD) per sector at the country level and Total Water Demand (TWD) per sector at the watershed level. In this study, water demand was considered as the sum of the water withdrawn from the environment and the use of non-conventional water resources (Plan Bleu, 2005).

Current and future UWD were calculated at the country scale and attributed to each watershed of the considered country. According to the available data and prospects, current and future UWD were computed following Equations 2 and 3, respectively:

$$UWD_{\text{Country, current state}} = \frac{\text{Water Withdrawals}_{\text{Country}} + \text{NCWR}_{\text{Country}}}{\text{Unit entity}_{\text{Country}}} \quad (2)$$

with UWD the per unit water demand (i.e. the agricultural water withdrawals per irrigated hectare or the domestic water withdrawals per inhabitant), NCWR the non-conventional water resources (here wastewater reuse was supposed for agricultural use and desalinated water for domestic use), and unit entity the irrigated area (in hectares) in the case of agricultural water use and total population for domestic water use.

$$UWD_{\text{Country, future horizon}} = UWD_{\text{Country, current state}} \times \Delta UWN_{\text{Country}} \times \Delta \varepsilon_{\text{Country}} \quad (3)$$

with ΔUWN the variation in per unit water need (i.e. the agricultural water required for an agronomic optimal crop growth per irrigated hectare or the domestic water use per inhabitant at household level), and $\Delta \varepsilon$, the variation in efficiency.

The irrigation management tool CROPWAT (Allen *et al.*, 1998) was performed to evaluate the impacts of climate change on agricultural UWN. CROPWAT calculates water requirements for crops and irrigation based on monthly R, PE and cropping patterns. It was applied over all the periods considered in order to compute the evolution rate in irrigation water requirements between the reference period and the 2025 and 2050 horizons. With regard to domestic UWN, variations were provided by national reports produced by the Mediterranean countries for the Plan Bleu between 2005 and 2009. These trends were supposed to be independent from climate change. Agricultural and domestic UWN were corrected by an efficiency variation rate to obtain the future UWD. Indeed, by adopting the MSSD in 2005, the Mediterranean countries committed reducing agricultural networks' losses to 10% and maintaining plot efficiency to 80%, and reducing domestic networks' losses to 15% (Plan Bleu, 2005).

Once the UWDs were computed, the watersheds' TWD could be estimated (Equation 4).

$$TWD_{\text{Watershed}} = UWD_{\text{Watershed}} \times \text{Unit entity}_{\text{Watershed}} \quad (4)$$

with $TWD_{\text{Watershed}}$ the water demand for total irrigated land or population within a given watershed.

Finally, non-conventional water resources were retrieved from the TWD in order to obtain the sector's water withdrawals at the watershed-scale (Equation 5).

$$\text{Water withdrawals}_{\text{Watershed}} = TWD_{\text{Watershed}} - \text{NCWR}_{\text{Watershed}} \quad (5)$$

For the current period, (i) water withdrawals, (ii) non-conventional water production and (iii) irrigated area data were collected from the Aquastat (FAO, 2010), FAOStat (2010) and MIRCA (Portmann *et al.*, 2010) databases. Population data were obtained from the last national census. Over the 2025 and 2050 horizons, evolution trends of irrigated area, UWR and efficiency were given by the national reports. Cropping patterns were supposed to remain the same. The climatic data used as inputs of CROPWAT were the same as for the hydrological model. Finally, the A2 demographic scenario published by the United Nations (UN, 1998) was used for future population estimates.

RESULTS

Present and future water stress

The Mediterranean basin is currently under high water stress (Fig. 2a). "Hot spots" include the southern and eastern watersheds as well as southern Spain. The watersheds in Italy and Greece are under moderate water stress, while the watersheds in France and the Balkans are not suffering from any stress. During the 21st century, the socio-economic context and climate could evolve and influence water availability and water withdrawal patterns, and thus affect the water stress situation.

Watersheds currently under moderate or no stress, such as the Ebro, the French coastal watersheds and the western Greek watersheds, should be under high water stress by the 2050s (Fig. 2c). This evolution can be explained by decreasing water availability associated with higher agricultural water withdrawals. Watersheds currently under high water stress should remain so, despite an improvement in water use efficiency. This can be linked to a decrease in water availability combined to an increase in water withdrawals. Pressures on water resources are projected to decrease only for the Po watershed at the 2025 horizon (Fig. 2b). This watershed should move from moderate to low water stress due to stable freshwater availability and a 10–30% decrease in water withdrawals. However, at the 2050 horizon, it should evolve back to moderate water stress mainly because of a decrease in freshwater availability (Fig. 2c). The Rhone and the Balkans' watersheds are the only basins that should stay under no stress conditions thanks to projected upheld freshwater abundance.

In order to better understand the cause of the high water stress conditions projected for the Mediterranean basin, it is necessary to analyze the evolution of the two main factors affecting it.

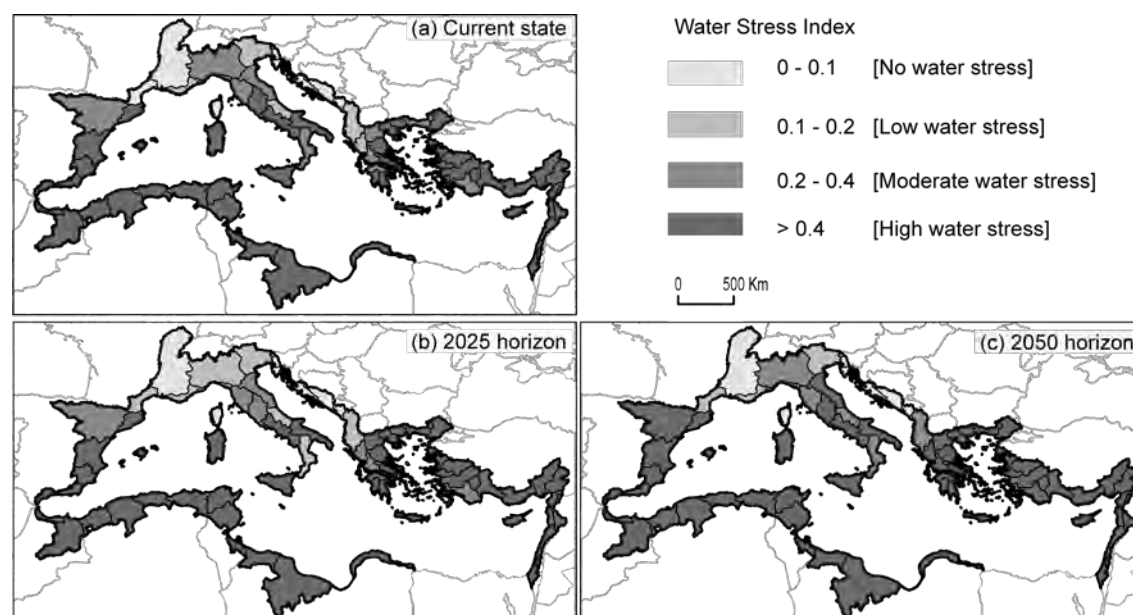


Fig. 2 Water stress index over the Mediterranean basin, expressed as water withdrawals-to-availability ratio: (a) Current state; (b) 2025 horizon; (c) 2050 horizon – mean value of the 4 GCMs is expressed.

Changes in freshwater availability

According to the analysis of the GCM outputs, temperatures are expected to rise by 0.5 to 1.5°C in the Mediterranean basin by 2025 and by an extra 1°C by 2050. This rise in temperatures is likely to reduce relative air humidity and increase the atmosphere's capacitive moisture load, hence increasing PE. At the 2025 horizon, annual rainfall should decrease by 10% on average over the Mediterranean basin except in Libya and in the Mashriq where it should increase by 10%. At the 2050 horizon, rainfall should be reduced by 10 to 30% in the whole region. The combination of increasing PE and decreasing R should induce a net decrease in freshwater availability.

The Mediterranean basin is currently characterized by a significant, spatial contrast in water availability (Fig. 3a). Freshwater availability ranges from low (0–200 mm/year) to high (>500 mm/year) values from the southern and eastern arid watersheds to the northern mountainous areas, with an intermediate zone (200–300 mm/year) in Spain, Italy and Greece. These disparities should increase under climate change.

At the 2025 horizon (Fig. 3b), freshwater resources should remain approximately at today's level except in Spain and in the southern rim where they are expected to decrease by 10–30%. Morocco and eastern Libya should be particularly affected with a projected reduction of 30–50%.

Only western Libya and southern Tunisia should face a 30–50% increase of their freshwater resources, but note that the absolute values would remain low. At the 2050 horizon (Fig. 3(c)), a strong decrease in freshwater resources is projected over the whole Mediterranean basin (30–50%). The watersheds in Morocco, Algeria, southern Spain, southern Turkey and in the Mashriq should be the most affected with a reduction of over half of their current freshwater resources. Mountainous areas (e.g. Alps, Balkans) should also face a decrease of 10–30%. Only western and central Libya's freshwater resources are supposed to increase (10–30%) compared to the current situation, despite a slight decrease between the 2025 and the 2050 horizons.

Therefore, under the influence of increasing PE and decreasing R, freshwater resources should become less available over the Mediterranean basin, in particular in its already arid to semi-arid watersheds (e.g. Spain, Morocco, Algeria, Mashriq). To evaluate whether projected water resources would meet future water demand, an evaluation of future freshwater withdrawals is required.

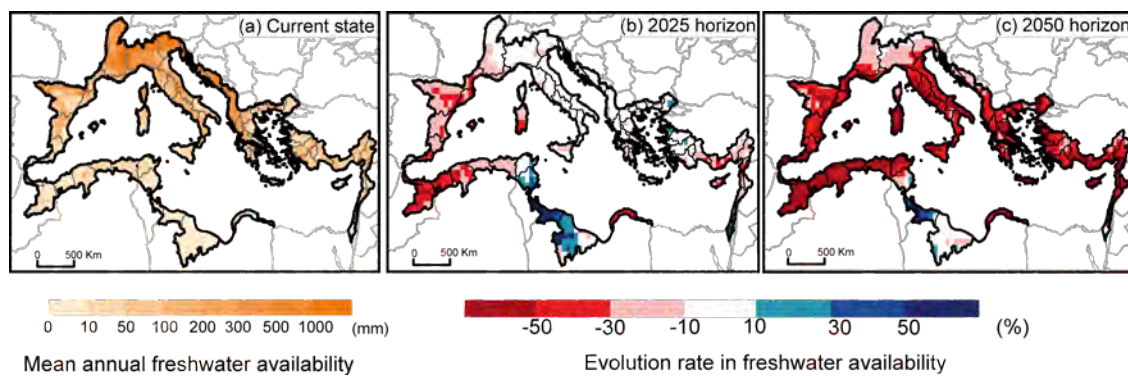


Fig. 3 Freshwater availability and mean evolution according to the reference period 1971–1990.

Changes in agricultural and domestic water withdrawals

In this section, the effects of climate change, irrigated area evolution, growing population and improvements in networks' efficiency on water withdrawals are investigated. To illustrate the causes of increase or decrease in water withdrawals in the Mediterranean basin, the current state and possible future development of water withdrawals are presented for three case studies in figure 4. Water withdrawals are subdivided into the individual water use sectors.

At the 2025 (2050) horizon, about 30 (40) watersheds out of the 73 groups of watersheds should face an increase in water withdrawals compared to the current situation. A 10–30% increase in irrigation water requirements should be the main factor for the northern watersheds (Greece, Balkans, Ebro) due to warmer and drier conditions. Current domestic withdrawals should be maintained (see e.g. Ebro watershed, Fig. 4b). This can be attributed to increased water use efficiency, current adequate access to water supply and a slight population decline. In contrast, a 50% increase in water withdrawals should occur in the southern and Mashriq's watersheds (see e.g. the Moulouya watershed, Fig. 4c) in line with a high population growth although agricultural water withdrawals should slightly decrease due to an improvement in efficiency.

On the other hand, nearly 20 (15) watersheds should undergo a decrease in withdrawals. The watersheds in Italy and Algeria should mostly be concerned (10–30%). This can be explained mainly by an improvement in domestic water use efficiency by 15% and 30% respectively, according to the national reports.

Finally, some watersheds, notably in Turkey (see e.g. the Seyhan watershed, Fig. 4d), France and Spain, should tend to maintain their water withdrawals at the current level. Efficiency improvements should temper water withdrawals affected by growing irrigation water requirements and population.

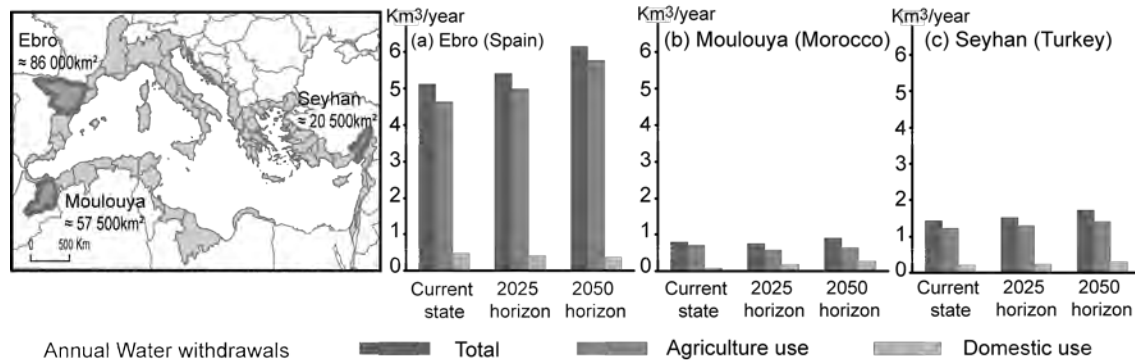


Fig. 4 Evolution in water withdrawals in the short and mid terms for three Mediterranean watersheds.

DISCUSSION AND CONCLUSION

In this paper, a methodology combining different models and key variables was developed in order to analyze the evolution of freshwater availability and water withdrawals over the Mediterranean basin at the 2025 and 2050 horizons. Climatic changes as well as population growth and variations in (i) per unit water demands, (ii) irrigated area, (iii) non-conventional water production, and (iv) network efficiency were considered. Results show that freshwater availability could be reduced by the 2050 horizon. In contrast, both agricultural and domestic water withdrawals could increase, even if tempered by an improvement in networks' efficiency. These changes should not modify the water stress situation of the Mediterranean basin at the 2025 horizon, but the situation should deteriorate by the 2050 horizon. Other authors (e.g. Oki *et al.*, 2001; Alcamo *et al.*, 2007; Menzel & Matovelle, 2010) have investigated the impacts of climate and socio-economic changes at the world scale. They also found deterioration in the water stress situation over nearly the whole Mediterranean basin. Note however that watersheds in France and in the Balkans should face no stress and that northern Italy should be under moderate water stress.

A number of uncertainties that influence the results should however be noted. Firstly, the hydrological model used does not require any calibration since a bioclimatic diagram predetermines its parameters. Therefore, the choice of the class for each cell is determinant for water availability computation. The hydrological simulations could be improved if a preliminary calibration was performed *via* for instance a regional parameterization over the whole Mediterranean basin. Another uncertainty comes from the future climatic data. Due to their low resolution, GCMs cannot capture fine-scale meteorological processes that influence rainfall patterns (e.g. local topography, local winds). However, this bias was reduced by applying corrections and by working with outputs from four different GCMs. As far as water withdrawals are concerned, the main uncertainty comes from simplification of the social and economic processes. Per unit water demand was assumed to be constant over an entire country and non-conventional water resources exclusively allocated to specific sectors.

Despite these uncertainties, this study provides a first overview of water resources in the Mediterranean basin. Possible evolution trends have been assessed, which may be useful to identify the number and location of watersheds that are likely to be under pressure. Such a study is a first step towards broader prospective studies implying contrasting scenarios. It can also help setting up regional adaptation strategies to cope with water stress. Yet, in order to be able to support adaptation water management plans, more detailed information should be taken into account (e.g. industrial water use, dams, tourism) with a more local scale perspective. This is the subject of an ongoing research.

REFERENCES

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

- Allen R. G., Pereira L. S., Raes D. & Smith M. (1998) Crop Evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and drainage paper 56. 300 p.
- Blinda M. & Thivet G. (2009) Ressources et demandes en eau en Méditerranée : situation et perspectives. *Sécheresse*, **20**(1), 9–16.
- Bolle H.-J. (2002) Mediterranean Climate: Variability and Trends. Ed. Springer. 372 p.
- CIESIN (Center for International Earth Science Information Network) (2004) Gridded Population of the world, version 3. CIESIN, Earth Center, Columbia University, USA.
- Etchevers, P., Golaz, C., Habets, F. & Noilhan, J. (2002) Impact of a climate change on the Rhone river catchment hydrology. *J. Geophys. Res.*, **107**, Artn 4293.
- EUWI-MED (2007) Mediterranean Groundwater Report. Produced by Mediterranean Groundwater Working Group (MED EUWI WG on groundwater). 125 p. <http://www.semide.net/topics/groundwaterf>
- FAO (2010) Aquastat - Système d'information de la FAO sur l'eau et l'agriculture. <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/dbases/indexfra.stm>
- FAOStat (2010) <http://faostat.fao.org/>
- Gordon, H. B., Rotstayn, L. D., McGregor, J. L., Dix, M. R., Kowalczyk, E. A., O'Farrell, S. P., Waterman, L. J., Hirst, A. C., Wilson, S. G., Collier, M. A., Watterson, I. G., & Elliott, T. I. (2002) The CSIRO Mk3 Climate System Model [Electronic publication]. Aspendale: CSIRO Atmospheric Research. *CSIRO Atmospheric Research technical paper*, **60**, 130 p.
- Holdridge, L. R. (1947) Determination of world plant formations from simple climatic data. *Science*, **105**, 367–368.
- IPCC (2007) Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (ed. by S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor & H. L. Miller). Cambridge University Press, Cambridge, UK. 996 p.
- Jungclaus, J.H., Botzet M., Haak H., Keenlyside N., Luo J.-J., Latif M., Marotzke J., Mikolajewicz U., & Roeckner E. (2005) Ocean circulation and tropical variability in the AOGCM ECHAM5/MPI-OM. *J. Climate*, **19**, 3952–3972
- Leemans, R. (1990) Possible changes in natural vegetation patterns due to a global warming. WP-90-08, International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg, Austria
- Margat J. (2004) L'eau des méditerranéens : situations et perspectives. *MAP Technical Report Series*, **158**, 366 p.
- Menzel L. & Matovelle A. (2010) Current State and future development of blue water availability and blue water demand: A view at seven case studies. *J. Hydrol.* **384**, 245–263.
- Mitchell, T. D. & Jones, P. D. (2005) An improved method of constructing database of monthly climate observations and associated high-resolution grids. *Int. J. Climatol.*, **25**, 693–712.
- Oki T., Agata Y., Kanae S., Saruhashi T., Yang D. & Musiak K. (2001) Global assessment of current water resources using total runoff integrating pathways. *Hydrol. Sci. J.*, **46**(6), 983–995.
- Oudin L., Hervieu F., Michel C., Perrin C., Andréassian V., Anctil F. & Loumagne C. (2005) Which potential evapotranspiration input for a lumped rainfall-runoff model? Part 2—Towards a simple and efficient potential evapotranspiration model for rainfall-runoff modelling. *J. Hydrol.*, **303**, 290–306
- Plan Bleu (2005) L'Eau In: *Méditerranée, les perspectives du Plan Bleu sur l'Environnement et le Développement*. Ed. de l'Aube. 71–107
- Pope, V., Gallani M. L., Rowntree P. R. & Stratton R. A. (2000) The impact of new physical parameterizations in the Hadley Centre climate model: HadAM3. *Clim. Dyn.*, **16**, 123–146
- Portmann, F. T., Siebert, S. & Döll, P. (2010) 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**, GB 1011. 24p.
- Prudhomme, C., Reynard, N. & Crooks, S. (2002) Downscaling of global climate models for flood frequency analysis: where are we now? *Hydrol. Processes*, **16**, 1137–1150.
- UN (1998) UN Population Information Network. <http://www.un.org/popin/>
- Yates, D. N. (1997) Approaches to continental scale runoff for integrated assessment models. *J. Hydrol.*, **201**, 289–310
- Salas-Méla, D., Chauvin, F., Déqué, M., Douville, H., Gueremy, J. F., Marquet, P., Planton, S., Royer, J. F. & Tyteca, S. (2005) Description and validation of the CNRM-CM3 global coupled model. *CNRM working note*, **103**, 36 p.
- Shabalova, M. V., Van Deursen, W. P. A. & Buishand, T. A. (2003) Assessing future discharge of the river Rhine using regional climate model integrations and a hydrological model. *Climate Research*, **23**, 233–246.
- Shiklomanov, I.A. (1991) The World's water resources. In. *Proc. Int. Symp. To Commemorate 25 Years of the IHP* (ed. by UNESCO). UNESCO/IHP, Paris, France. 93–126.

ANNEXE 2

ARTICLE PUBLIE DANS LA REVUE INTERNATIONALE
COMPTES RENDUS DE L'ACADEMIE DES SCIENCES – GEOSCIENCE

Facing climatic and anthropogenic changes in the Mediterranean basin: What will be the medium-term impact on water stress?

Milano, M., Ruelland, D., Fernandez, S., Dezetter, A., Fabre, J. & Servat, E.

Abstract

The Mediterranean basin has been identified as one of the world's most vulnerable regions to climatic and anthropogenic changes. A methodology accounting for the basin specific conditions is developed to assess the current and future water stress state of this region. The medium-term evolution of water stress is investigated using climatic scenarios and a water-use scenario based on efficiency improvements following the recommendations of the Mediterranean Strategy for Sustainable Development. Currently, the southern and eastern rims are experiencing high to severe water stress. By the 2050 horizon, a 30–50% decline in freshwater resources is simulated over most of the Mediterranean basin. While total water withdrawals would stabilize, or even decrease (10–40%), in several northern catchments, they would double in southern and eastern catchments. These changes should significantly increase water stress over the Mediterranean basin and exacerbate the disparities between rims.

Keywords: Regional assessment; Water stress index; Climate scenarios; Water-use scenario; Sustainable development strategies; Mediterranean basin.

Facing climatic and anthropogenic changes in the Mediterranean basin: what will be the medium-term impact on water stress?

Face aux changements climatiques et anthropiques dans le bassin méditerranéen, quelle évolution du stress hydrique à moyen terme ?

Marianne Milano^{a,d}, Denis Ruelland^b, Sara Fernandez^d, Alain Dezetter^c, Julie Fabre^{a,d}, Eric Servat^c

^a UM2, UMR HydroSciences Montpellier, Place E. Bataillon, 34395 Montpellier Cedex 5, France
marianne.milano@um2.fr

^b CNRS, UMR HydroSciences Montpellier, Place E. Bataillon, 34395 Montpellier Cedex 5, France

^c IRD, UMR HydroSciences Montpellier, Place E. Bataillon, 34395 Montpellier Cedex 5, France

^d Plan Bleu, 15 rue Beethoven, 06560 Valbonne Sophia-Antipolis, France

ABSTRACT

The Mediterranean basin has been identified as one of the world's most vulnerable regions to climatic and anthropogenic changes. A methodology accounting for the basin specific conditions is developed to assess the current and future water stress state of this region. The medium-term evolution of water stress is investigated using climatic scenarios and a water-use scenario based on efficiency improvements following the recommendations of the Mediterranean Strategy for Sustainable Development. Currently, the southern and eastern rims are experiencing high to severe water stress. By the 2050 horizon, a 30–50% decline in freshwater resources is simulated over most of the Mediterranean basin. While total water withdrawals would stabilize, or even decrease (10–40%), in several northern catchments, they would double in southern and eastern catchments. These changes should significantly increase water stress over the Mediterranean basin and exacerbate the disparities between rims.

Keywords: regional assessment; water stress index; climate scenarios; water-use scenario; sustainable development strategies; Mediterranean basin.

RESUME

Cet article propose une méthodologie intégrant les spécificités locales du bassin Méditerranéen afin d'évaluer l'état actuel et futur du stress hydrique de cette région identifiée comme l'une des plus vulnérables aux changements climatiques et anthropiques. L'évolution à moyen terme a été analysée sous contrainte de scénarios climatiques et d'un scénario d'usages de l'eau intégrant les recommandations de la Stratégie Méditerranéenne pour le Développement Durable en matière d'efficacité hydraulique. Les rives Sud et Est subissent déjà un stress hydrique élevé voire sévère. A l'horizon 2050, une diminution de 30–50% des ressources en eau est simulée sur la majorité du bassin. Tandis que les prélèvements totaux en eau pourraient se maintenir, voire diminuer (10–40%) sur la rive Nord, ils devraient doubler sur les rives Sud et Est. Face à ces évolutions, le stress hydrique devrait donc s'amplifier et exacerber les disparités entre les différentes rives du bassin méditerranéen.

Mot-clefs : étude régionale ; indice de stress hydrique ; scénarios climatiques ; scénario d'usage de l'eau ; stratégies de développement durable ; bassin méditerranéen.

1. Introduction

The recent literature includes a number of global overviews of the impacts of climate change, population growth and increasing water withdrawals on water availability for the 21st century (e.g. Alcamo et al., 2007; Arnell, 2004; Vörösmarty et al., 2000). Under business-as-usual scenarios – i.e. scenarios that follow past trends and under which no adaptation strategies are undertaken – these studies have identified the Mediterranean basin as one of the regions most vulnerable to climatic and anthropogenic changes.

The Mediterranean basin is characterized by limited and unevenly distributed water resources. It currently accounts for 1.2% of the world's renewable water resources, defined as freshwater resources stored in rivers and groundwater reservoirs whose flows are maintained by the water cycle. These resources amount to approximately 550 km³/year, 75% of which are located in catchments in Italy, France, Greece and Turkey (according to extractions from the Aquastat database; FAO, 2010). Catchments on the southern and eastern rims produce respectively only 4% and 2% of Mediterranean water resources. Since the late 1970s, mean annual temperatures have tended to increase by 0.1°C/decade and precipitation to decrease by 25 mm/decade (Xoplaki et al., 2004). According to global and regional climate change simulations, temperatures should rise by 2–3°C and annual precipitation should decrease on average by 30% by the 2050 horizon (Giorgi & Lionello, 2008; IPCC, 2007). Warming and drying should be greatest during the winter and summer seasons (García-Ruiz et al., 2011; Giorgi & Lionello, 2008). A 15% decrease in winter precipitation and a 1.8 to 2.6°C increase in temperature could severely alter snow accumulation and spring melting processes in mountainous areas (Stewart, 2009). Combined with the projected decrease of 30% in summer precipitation, this would exacerbate summer low-flows (Frederick, 1997; Giorgi & Lionello, 2008). These seasonal changes should lead to more frequent and more intense winter floods and drought periods owing to snow-free soils and reduced soil moisture (Arnell, 1999; Planton et al., 2005). Another important feature of the Mediterranean basin is the growing anthropogenic pressure. In 2001, 187 million people lived along the Mediterranean coastline and of this total, 79% lived on the southern and

eastern rims (UNPD, 2001). The total population of the Mediterranean basin is projected to reach 269.7 million by the year 2050. Mediterranean valleys and coastal areas should therefore face strong urban expansion (Abis, 2006; Bellot et al., 2007). Irrigated land should also expand. In water-scarce valleys, reservoirs and canals would support water supply and in turn sustain productivity and allow a progressive shift in crops (García-Garizabal & Causapé, 2010; Seguin, 2003). According to García-Ruiz et al. (2011), crops in new irrigated land (mainly maize and alfalfa) will have higher water requirements than traditional Mediterranean crops (cereal crops, olives, grapes). Such a shift has already been observed in the Ebro catchment in Spain, for example (Pinilla, 2006). Therefore, climate change combined with constantly rising water demand raise the question of whether future water needs can be satisfied in this region, which should be particularly affected by these changes.

No regional-scale investigation of current and future water stress and its spatial variations has yet been conducted for the Mediterranean basin. This paper focuses on 73 groups of catchments that have their outlets in the Mediterranean Sea, thus covering an area of approximately 1.5 million km² and working at a spatial scale lying between continental and catchment-based scenario studies. The Nile river basin was excluded, primarily because of its tropical hydrologic regime. A homogeneous method for these catchments was developed to fit the Mediterranean context and Mediterranean water issues. It takes into account:

- the impacts of climate change on water availability and agricultural water demands;
- water-use projections from national reports;
- and (iii) a sustainable development strategy ratified by the 21 Mediterranean rim countries.

In applying this method, the paper pursues three main objectives: to evaluate the possible future conditions of water availability and water withdrawals; to grasp the relative influence of climatic and anthropogenic changes on water stress occurrence; and to evaluate the impacts of all these changes on water resources variability and the capacity of water-use efficiency improvements to reduce the pressure on water resources.

2. A regional modeling approach

2.1 Interaction between climate, freshwater availability and water withdrawals

A methodology adapted to the Mediterranean context and adaptation strategies to climate change was set up (Fig. 1). This method was applied over the current period in order to define the current state of pressure on the Mediterranean water resources. It was also applied by the 2050 horizon in order to address the impacts of climatic and anthropogenic changes on water resources variability.

Freshwater availability was estimated as a long-term mean annual value over the reference climate period 1971–1990 and over the future climate period 2041–2060 (2050 horizon). The reference period was chosen for its representativeness of the Mediterranean climate, covering dry and wet periods. Projections of climatic changes were based on the A2 greenhouse gas emission scenario (IPCC, 2007), which corresponds to the largest increase in greenhouse gas emissions, and thus to very substantial changes in climate.

Current water withdrawals were estimated over the recent period 2001–2009, because homogeneous data were not available for all 73 catchments over the 1971–1990 period. Estimates

of future withdrawals at the 2050 horizon consider improvements in the efficiency of transport and distribution networks and of irrigated plots. In 2005, the 21 Mediterranean countries adopted the Mediterranean Strategy for Sustainable Development (MSSD) in order to support a dynamic regional process to include environmental concerns in the economic development of these countries. Under this framework, they gave commitments to reduce agricultural and domestic networks water losses and to increase irrigation efficiency at the plot level (UNEP-MAP, 2006). This water-use scenario was explored over the medium term.

2.2. Modeling Freshwater resources

To assess the impacts of global changes on water resources, it was necessary to first evaluate freshwater availability, defined as the annual renewable water resources, or discharge, within a given catchment.

The conceptual rainfall-runoff Water Balance Model (WBM; Yates, 1997) was used to evaluate it. The model relies on a one-dimensional reservoir that represents both the root and upper soil layers. The dynamics of groundwater resources are considered in terms of drainage from soil moisture. The model uses continuous functions of relative storage to

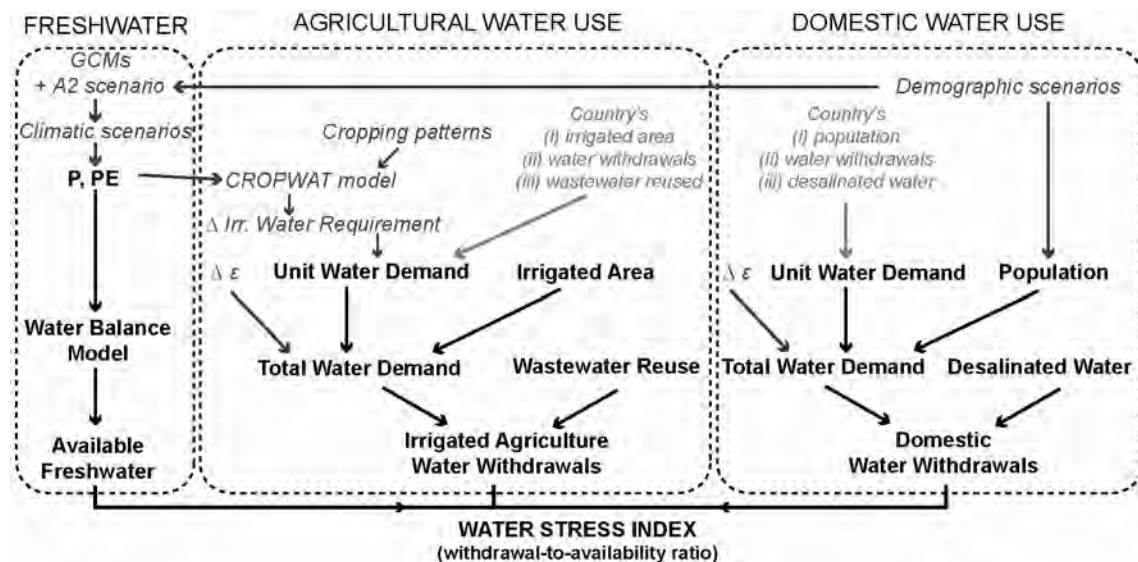


Fig. 1 Methodological approach. In black: methodology core; in light grey: additional data for current state assessment; in dark grey: additional data for future state assessment. (P: precipitation; PE: potential evapotranspiration; ε: efficiency; Irr.: irrigation).

Fig. 1 Approche méthodologique – en noir : données et étapes clés ; en gris clair : données supplémentaires requises pour l'évaluation du stress hydrique sur la période récente ; en gris foncé : données supplémentaires requises pour l'évaluation future du stress hydrique. (P : précipitation ; PE : évapotranspiration potentielle ; ε : efficacité ; Irr. : irrigation).

compute the water balance of each 0.5° grid cell at a monthly time-step. Contributions of the grid cells of each catchment are summed to give estimates of total discharge. Theoretically, the hydrological model requires no calibration, since its parameters are predetermined by a bioclimatic diagram (Holdridge, 1947; Yates, 1997). Nonetheless, a sensitivity analysis was carried out for ten large Mediterranean catchments ($> 10\,000\text{ km}^2$). Systematic runs were conducted and aimed at minimizing the difference between simulated and observed runoff volumes using datasets that covered as many consecutive years as possible of the reference period. Since modifying the parameters values provided better agreement between the simulated and observed runoff volumes for all catchment, the new set of parameters was retained. The hydrological model, thus adjusted against historical data, was run over the future period using these optimized parameter values. It was assumed that the bias in the freshwater simulations over the reference period was reproduced in the simulations of future conditions and thus that the error related to freshwater resources modeling on water vulnerability assessment was the same over the reference and future periods.

The model requires monthly precipitation (P) and potential evapotranspiration (PE) input data on a 0.5° grid. Over the reference period, P and temperature data were obtained from the CRU TS 3.0 World database (Mitchell & Jones, 2005). Although this database relies on spatial interpolation of observed data in areas where data are scarce or incomplete, it is currently recognized as one of the most reliable databases for large-scale investigations. For future estimation, outputs from the CSIRO-Mk3.0 (Gordon et al., 2002), HadCM3 (Pope et al., 2000), ECHAM5 (Jungclaus et al., 2005), and CNRM-CM3 (Salas-Méla et al., 2005) global climatic models (GCMs) were extracted from the IPCC's Data Distribution Centre. These models were selected because:

- they are approved by the IPCC for its fourth and fifth assessment reports;
- they have available data over the periods of time covered in this study;
- they have a low resolution ($< 3^\circ \times 3^\circ$) in comparison to other GCMs;
- and they have often been used in Mediterranean case studies.

Climate scenarios under changing levels of greenhouse gas emissions, as specified by the 20C3M scenario (20th century climate – 350 ppm CO₂) and A2 scenario (2050 horizon climate – CO₂ stabilization at 850 ppm), were generated using the perturbation method (see e.g. Ruelland et al., 2012). PE was then computed using a simple formula based on extraterrestrial radiation and mean temperature (Oudin et al., 2005).

2.3. Water withdrawals assessment

Water withdrawals were evaluated for irrigated agriculture, currently the most water-demanding sector ($65.9\text{ km}^3/\text{year}$), and for the domestic sector ($19.5\text{ km}^3/\text{year}$). The latter includes urban and rural water drinking water supply and touristic activities which draw on municipal water networks, and are often given priority for water supply. Water withdrawals for industries that are not connected to the municipal water networks and for energy production were not taken into account because they represent less than $2\text{ km}^3/\text{year}$ within each Mediterranean catchment, except in those in Spain, France and Italy where they amount respectively to $4.2\text{ km}^3/\text{year}$, $13.2\text{ km}^3/\text{year}$ and $14\text{ km}^3/\text{year}$ (Margat, 2004). Water withdrawals were therefore defined as the annual volume of water withdrawn from rivers and groundwater reservoirs that is directly available for irrigated agriculture or domestic purposes.

Due to the limited availability of data on water withdrawals at the catchment scale for the current period, unit water demand (UWD) was evaluated at the country level for each sector. UWD was defined as the ratio of the water withdrawn from the water system plus the unconventional water resources used, to the irrigated surface area in the case of agricultural water use or to national population in the case of domestic water use. Two assumptions were made: (i) the UWD computed at the country scale was applied to each catchment of the country considered, and (ii) for unconventional water resources, reused wastewater was assumed to be dedicated to irrigated agriculture, while desalinated water was considered to be for domestic use. For the 2050 horizon, current agricultural UWD was adjusted according to variations in irrigation water requirements as computed by the irrigation management tool CROPWAT (Allen et al., 1998). Within this model, the various irrigated crops and the

expansion of irrigated area – i.e. new agricultural areas or currently non-irrigated areas that are subsequently irrigated – were considered. The proportion of irrigated crops in the current irrigated fields was assumed to remain unchanged by the 2050 horizon. The expansion of irrigated area was taken from national reports (Plan Bleu, 2011) produced between 2005 and 2009 by scientists and policy-makers from the 21 Mediterranean countries for the regional activity center *Plan Bleu* (Plan Bleu, 2006). Future domestic UWD was also obtained from these reports, which considered an increase in population and in touristic activities (Plan Bleu, 2011).

The UWD of each sector was then multiplied by the catchments population and irrigated area and corrected by an efficiency rate in order to obtain the total water demand (TWD). The efficiency rate was defined as the ratio of current efficiency (obtained from the national reports) to the efficiency objectives set by the MSSD. The latter aimed at reducing agricultural and domestic networks water losses and improving irrigation techniques for a larger consumption of distributed water, thus rising water-use efficiency to 72% for agriculture and 80% for domestic use. However, these objectives have been modified in some countries (e.g. Italy, Croatia) in accordance with the national reports assessment of their feasibility. Finally, unconventional water resources were subtracted from TWD in order to obtain the water withdrawals of each sector at the catchment scale.

For the current period, (i) water withdrawals, (ii) unconventional water production, and (iii) irrigated area and crop data were collected respectively from the Aquastat (FAO, 2010), FAOStat (2010), and MIRCA 2000 (Portmann et al., 2010) databases. Population data at the national and catchment levels were drawn from the most recent census. For the 2050 horizon, trends in irrigated area and efficiency were taken from the national reports. The climatic data (P and PE) used as inputs to CROPWAT were the same as for the hydrological model. Finally, in order to be consistent with the assumptions of the A2 greenhouse gases emission scenario used for the climatic scenario, the A2 demographic scenario published by the United Nations (UNPD, 2001) was used for future population estimates.

2.4. Water stress evaluation

Once these main variables were obtained, it was possible to compute the water stress index (WSI) adopted in the MSSD to monitor the impacts of climatic and anthropogenic changes on water resources. The index is based on the ratio of annual water withdrawals to annual renewable water resources (Shiklomanov, 1991; equation 1).

$$WSI = \frac{\sum \text{Water Withdrawals}}{\text{Water Availability}} \quad (1)$$

This index expresses the intensity of anthropogenic pressure on available water resources: the higher the index, the stronger the pressure. It indicates the margin between renewable water resources and water demand, and consequently the scope of action available to water managers. It has previously been applied to the Mediterranean region (Plan Bleu, 2005) but without taking into account the impacts of climate change on water use and availability. For our study, this index was computed over the Mediterranean basin to estimate the current state and evolution of water stress. Possible trends in water stress were explored first under climate changes, then under anthropogenic changes, and finally under both climatic and anthropogenic changes.

Normally, the use and presentation of different climatic scenarios is recommended in order to give a range of possible futures and to express uncertainties for water planning (Le Treut et al., 2008; Menzel & Matovelle, 2010). However, as the four selected GCMs simulated very similar climatic trends, individual runs of the method gave very similar results in terms of water stress shifts. Uncertainty linked to the choice of GCM is thus negligible here, and for the sake of concision, the following section presents average trends for water resources and water stress evolution.

3. Trends in Mediterranean water resources under climatic and anthropogenic changes

3.1 Freshwater availability under climate change

As can be seen from figure 4a, the current water resources of the Mediterranean basin are unequally distributed, being particularly scarce on the southern rim. The four selected GCMs agree that annual air temperature should increase

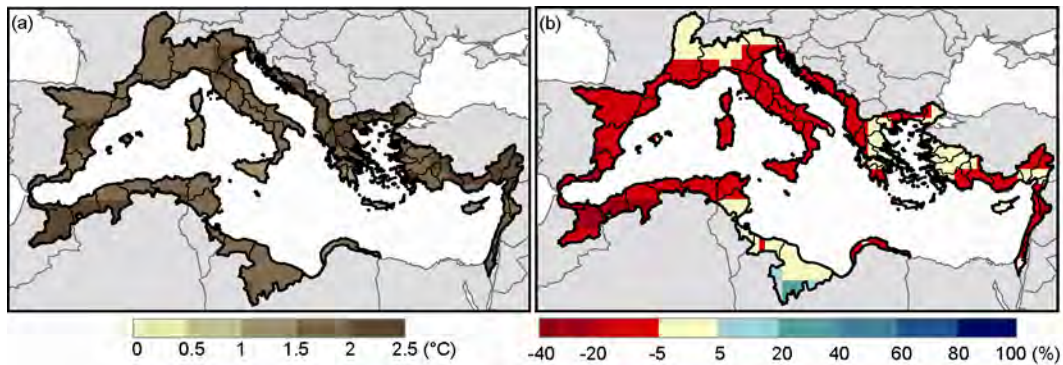


Fig. 2 Average trends in climate variables by the 2050 horizon in comparison to the 1971–1990 period: (a) increase in temperatures and (b) variation in precipitation.

Fig. 2 Evolution moyenne des forçages climatiques à l'horizon 2050 en comparaison à la période de référence 1971–1990 : (a) hausse des températures ; (b) taux de variation des précipitations.

by 1.5 to 2.5°C (Fig. 2a) and annual precipitation should decrease by 5–20% (Fig. 2b) over the Mediterranean basin as a whole by the 2050 horizon. The strongest decreases are projected for southern Spain, Morocco, Algeria and the Middle East (20–40%) while an increase is projected for Libya (40–60%), although this would still leave the latter with low absolute values of precipitation. The combined effects of increasing temperatures and decreasing precipitation should reduce freshwater availability and exacerbate the disparities between rims.

In climate change simulations under the A2 greenhouse gas emission scenario at the 2050 horizon, the hydrological model simulates a significant decrease (30–50%) in freshwater resources over the whole Mediterranean basin (Fig. 4b). Catchments in southern Spain, Morocco, Algeria and the southeastern Mediterranean should be the most affected, with a reduction of over half of their current freshwater resources. The smallest decreases (15%) are projected in catchments in France, northern Italy, and the Balkans, as precipitation is expected to remain constant in the mountainous parts of these catchments. Only Libya and southern Tunisia should experience an increase (10%), maintaining their current level of renewable freshwater resources, between 0 and 15 mm/year (Figs. 4a and 4b).

Climate change should thus have a significant impact on freshwater availability by the 2050 horizon, with the already arid to semi-arid catchments being the most affected. Moreover, the latter should be the most prone to anthropogenic changes.

3.2 Possible trends in water withdrawals

According to the national reports, irrigated area should stay at their current level in Spain and Slovenia (+2%); decrease in France (4%), Italy (18%) and Malta (27%); and increase over the rest of the Mediterranean basin (Fig. 3a). The largest increases should be observed in catchments in the Balkans, Algeria, Libya, Israel, and Lebanon, where irrigated area is expected to double (Fig. 3a). Population should stabilize or decline in northern catchments, increase by 85–90% in catchments in Turkey and Lebanon, and at least double in the southeastern Mediterranean and on the southern rim (Fig. 3b). These trends will inevitably lead to changes in water withdrawals. These changes are presented in Fig 4d.

Efficiency improvements should hold down water withdrawals over the whole Mediterranean basin. On the northern rim, total water withdrawals should increase only in Greece, Albania, the Veneto region of northern Italy, and the Ebro catchment in Spain (Fig. 4d). This can be attributed to an increase in agricultural water withdrawals (Figs. 3a and 3b) as a result of the 42% expansion of irrigated lands in Greece and Albania (Fig. 3a) and of warmer and drier conditions in Spain and Italy. Otherwise, total water withdrawals over the northern catchments should remain at their current level or decrease by 10 to 40% at the 2050 horizon, notably in Italy, Slovenia, and Croatia (Fig. 4d). This trend should be due mostly to a decrease in domestic water withdrawals, as access to water supply is already adequate and population is projected to stabilize in these areas (Fig 3b). In the Balkans, in contrast, this evolution can be attributed to considerable progress in efficiency, which should

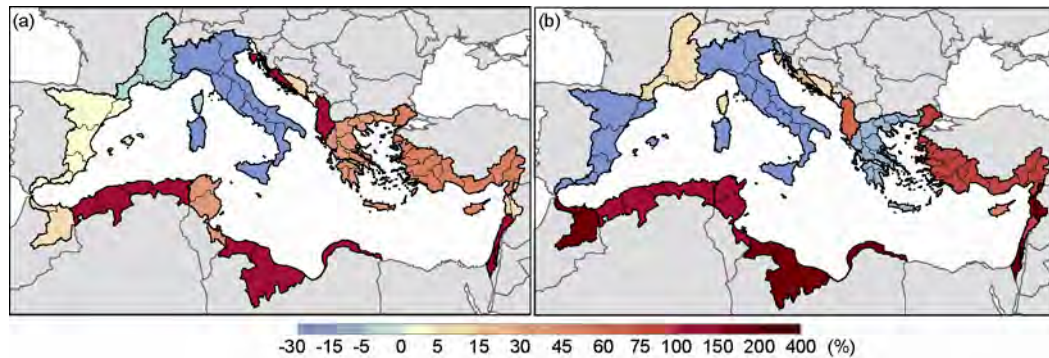


Fig. 3 Drivers of pressure on water withdrawals: changes in (a) irrigated area, and (b) population between the reference period and the 2050 horizon.

Fig. 3 Facteurs d'évolution des prélèvements en eau : (a) évolution des surfaces irriguées et (b) tendances démographiques entre la période de référence et l'horizon 2050.

rise from 50% to 80% on average. In catchments of the Maghreb and the Middle East, total water withdrawals should at least double (Fig. 4d), owing to both the expansion of irrigated land and high population growth (Figs. 3a and b). Total water withdrawals should remain rather close to their current level (+10–20%) only in Turkey, Syria, and the Moulouya catchment in Morocco as a consequence of strong improvements in agricultural efficiency, which should rise from 45% to 72%.

3.3 Current and future water stress states

Analysis of figure 4e shows that the Mediterranean basin is currently under high water stress. Hot-spots include catchments where renewable water resources are scarce and water demand is high, i.e. in southern Spain, Tunisia, Libya, and the southeastern Mediterranean (Syria, Lebanon, Israel and the Palestinian Territories). Catchments in northern Italy, western Greece and the Ebro in Spain are shown to experience moderate water stress, whereas catchments in France and the Balkans seem not to suffer from any stress. As stated above, however, water withdrawals for industrial use were not taken into account. As such withdrawals amount to around 13.2 km³/year in Mediterranean catchments in France alone (Margat, 2004), human pressure might be higher than illustrated in these catchments. The combined effects of freshwater availability and water withdrawal trends shown above suggest that the Mediterranean water stress state will deteriorate by the 2050 horizon, especially on the southern and eastern rims.

If the medium-term impacts of climate change alone are considered, the reduction in

water resources on the northern rim should cause catchments with low to moderate water stress to experience respectively moderate to high stress, and even severe stress in southern Italy (Fig. 4f). Only catchments in France and the Balkans should continue to experience no stress. On the southern and eastern rims and in southern Spain, water tensions could be severe (Fig. 4f).

If water resources are projected to remain at their current volumes and water withdrawals to change, water stress should remain at its current state on the northern rim, except in Italy and Greece. In western Greece, the current low to moderate state of water stress should deteriorate to moderate to high water stress respectively. In Italy, the projected 30 to 35% decrease in water withdrawals should lead catchments currently under moderate to high water stress to experience low to moderate water stress respectively in the medium term (Fig. 4g). On the southern and eastern rims, water stress should certainly increase, remaining close to its current level only in Turkey and in the Moulouya catchment in Morocco (Fig. 4g).

Therefore, in the northern Mediterranean, although moderate to high water stress could occur under climate change conditions alone, the current water stress state should be maintained owing to a projected decrease in population and irrigated areas, and increased efficiency (Fig. 4h). Water stress should worsen only in western Greece and in the Ebro catchment in northern Spain due to the projected increase in total water withdrawals. Catchments in France and the Balkans should be the only ones remaining under no- to low-stress conditions (Fig. 4h). On the southern and eastern rims, the combined effect of decreasing freshwater availability and increasing water withdrawals should lead to severe water

stress (Fig. 4h). Moreover, despite the projected progress in efficiency, Turkey, Syria and the Moulouya catchment in Morocco should still

experience severe water stress owing to the significant decrease in their freshwater resources (Fig. 4b) and high population growth (Fig. 3b).

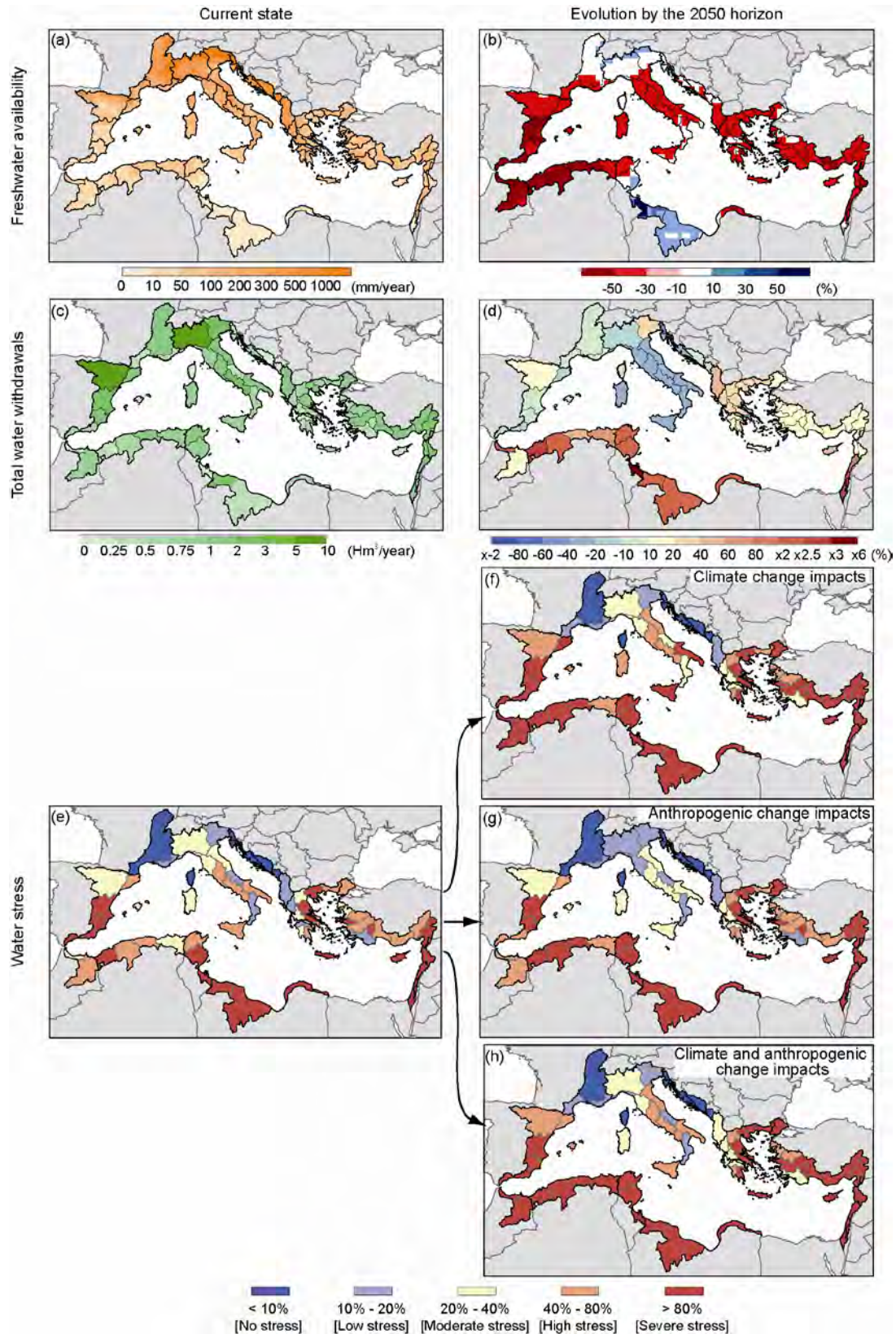


Fig. 4 Trends in Mediterranean water resources: (a) current freshwater resources availability and (b) their evolution by the 2050 horizon; (c) current total water withdrawals and (d) their evolution by the 2050 horizon;

(e) current water stress and its evolution by the 2050 horizon under (f) climate change, (g) anthropogenic changes and water-use efficiency improvements, and (h) both climatic and anthropogenic changes.

Fig. 4 Impacts des changements globaux sur les ressources en eau en Méditerranée : (a) lame d'eau disponible sur la période récente et (b) évolution à l'horizon 2050 ; (c) prélèvements en eau totaux sur la période récente et (d) évolution à l'horizon 2050 ; (e) situation actuelle du stress hydrique et évolution à l'horizon 2050 (f) sous contraintes climatiques ; (g) sous contraintes anthropiques avec amélioration de l'efficacité et (h) sous l'effet conjugué des changements climatiques et anthropiques.

4. Conclusions & prospects

This paper explores the impacts of climatic and anthropogenic changes on Mediterranean basins water stress in the light of a sustainable development strategy adopted by the 21 Mediterranean countries.

By the 2050 horizon, climate change will most likely contribute to the depletion of freshwater resources in the Mediterranean region and more specifically in already arid to semi-arid catchments. Moreover, although improving the efficiency of transport and distribution networks and of irrigated plots would significantly limit total water withdrawals, the latter should still double in the Maghreb and the Middle East. The projected decline in water resources, considered in isolation, would lead to high to severe water stress over the entire Mediterranean basin. However, projected efficiency improvements in water withdrawals could significantly reduce water stress over the northern rim, especially in Italy, and help maintain the current water stress state in Turkey and Morocco. In the other southern and eastern Mediterranean catchments, however, the increase in population and irrigated area would lead to severe water stress despite efforts to improve efficiency. As a result, the combined effect of climate change on freshwater availability and of improved efficiency on water use should cause water stress to remain stable for most northern catchments up to the 2050 horizon but to increase severely over the rest of the Mediterranean basin. On the southern and eastern rims, efficiency improvements alone would not be able to reduce water tension. These trends could lead to greater disparities between the northern, southern, and eastern rims and water shortage might worsen.

These results show the respective and combined impacts of climate change and anthropogenic activities on water stress occurrence in the Mediterranean basin over the medium term. To get to these results, some global scale assumptions were made for climate change scenarios. The water-use scenario, in contrast, was adapted to the regional scale by

relying on the Mediterranean Strategy for Sustainable Development and the national reports provided by Plan Bleu. Other evaluations of water stress have been carried out, but only at the global scale and using business-as-usual scenarios (e.g. Arnell, 1999; Vörösmarty et al., 2000). These studies have provided an overview of water resources vulnerability and have proven to be useful in identifying hot-spots, but they do not take local specificities into account. They arrive at strongly convergent results, due to their use of similar climatic and demographic projections. To complement these studies, other authors have considered alternative scenarios based on global trends (e.g. Alcamo et al., 2007; Menzel & Matovelle, 2010; Shen et al., 2008). Although these authors agree on the major causes for changes in water systems, they make different assumptions and hence arrive at divergent results for water withdrawals trends. In addition, they tend to emphasize water withdrawals and therefore accentuate their impacts on water resources and water stress occurrence. This highlights the importance of relying on expert studies whenever possible and of studying alternative scenarios based on planned progress at the local level.

Nonetheless, a number of limitations in our method should be pointed out. In the assessment of freshwater availability, the main source of uncertainty is that the Water Balance Model used does not include a separate groundwater reservoir. Like other regional-scale models – e.g. MacPDM (Arnell, 1999) and WaterGap (Döll et al., 2003) – the model defines groundwater resources by drainage from soil moisture. Consequently, water stress may have been misevaluated in some catchments that are highly dependent on groundwater resources, notably in Libya and Malta. In Libya, for example, 80% of water supply comes from fossil groundwater resources (Margat, 2004). Moreover, as in other regional-scale studies, it was not possible to evaluate the seasonal match or mismatch between water demand and water availability, because no estimation was made of the monthly dynamics of water withdrawals for all 73 catchments. In

addition, the changes in the seasonal distribution of water from earlier snowmelt that is potentially available for withdrawal were not assessed, although they could influence water stress in some mountainous catchments (e.g. Ebro, Rhone, Po, Moulouya).

As far as water withdrawals are concerned, irrigated land expansion as projected by national reports was taken into account, but without considering the possible changes in crop types. Water is certainly one of the main factors explaining why food self-sufficiency is not a realistic political aim in most of the southern and eastern Mediterranean countries (Fernandez, 2008). The respective shares of rainfed and irrigated agriculture and the types of crops to be produced depend not only on water availability but also on factors lying outside the catchment scale and the water sector, such as food security strategies linked for instance to the evolution and volatility of international food prices as well as to geopolitical relations with exporting countries. Indeed, various southern and eastern Mediterranean countries currently depend heavily on cereal imports, as shown by their related virtual water flows and balances (Fernandez, 2008; Fernandez & Thivet, 2008). Nevertheless, this paper makes it possible to verify whether these trends are compatible with future water availability and to study whether increased water-use efficiency could make a difference. Further studies could provide more in-depth analysis of the implications of climatic and anthropogenic changes for food production in the Mediterranean region. Another uncertainty is that water withdrawals for industries that are not connected to the municipal water networks and for energy production were not considered. Human pressures on water resources might then be higher than illustrated, especially in the Mediterranean catchments in Spain, France and Italy. Finally, water withdrawals were simulated independently from water resources availability. Limitation of water withdrawals as a response to shortage in freshwater availability is thus not considered. In Libya, Tunisia, Algeria and the Middle East, agricultural water withdrawals are projected to double, while water resources should decrease. However, the use of unconventional water resources for agriculture is expected to increase in these water-scarce countries (Qadir et al., 2007), which means that water stress in these areas may have been overestimated.

Despite these limitations, this paper gives a synoptic view of possible future conditions

regarding water availability and water withdrawals as well as the evolution and spatial variations of water stress. It can be useful for formulating other sustainable development strategies and for identifying the catchments that are most likely to be under pressure. It points to the need to focus on these vulnerable areas and to develop interdisciplinary approaches that take account of issues at the sub-regional level such as dam operating systems or seasonal pressures (e.g. crop water demand; snow-melt). Developing such a method in collaboration with local stakeholders would make it possible to grasp specific local issues and thus provide support to water management plans.

Acknowledgements

We are grateful to Lucas Menzel and the two anonymous reviewers as well as to Ghislain de Marsily for the time and effort they spent in reading this manuscript and for their useful comments and suggestions which helped to improve the paper.

References

- Abis, S. (2006) Les dynamiques démographiques en Méditerranée. Les notes d'analyses du CIHEAM 11, 26 pp.
- Alcamo, J., Florke, M., Marker, M., 2007. Future long-term changes in global water resources driven by socio-economic and climatic changes. *Hydrol. Sc. J.* 52(2), 247–275.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration – guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and drainage paper 56, 300 p.
- Arnell, N.W., 2004. Climate change and global water resources: SRES emissions and socio-economic scenarios. *Global Environ. Change* 14, 31–52.
- Arnell, N.W., 1999. Climate change and global water resources. *Global Environ. Change* 9, 831–849.
- Bellot, J., Bonet, A., Peña, J. & Sánchez, J.R. (2007) Human impacts of land cover and water balances in a coastal Mediterranean country. *Environ. Manag.* 39, 412–422.
- Döll, P., Kaspar, F., Lehner, B., 2003. A global hydrological model for deriving water availability indicators: model tuning and validation. *J. Hydrol.* 270, 105–134.
- FAO, 2010. Aquastat – Système d'information de la FAO sur l'eau et l'agriculture. <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/dbases/indexfra.stm>
- FAOStat, 2010. <http://faostat.fao.org>
- Fernandez, S., 2008. L'eau virtuelle, quelle réalité ? In: *Les batailles de l'eau. Où en est la Syrie ?*

- Maghreb-Mashrek 196, 45–62.
- Fernandez, S., Thivet, G., 2008. Virtual water: which perspective for the Mediterranean water management and distribution? *Les Notes du Plan Bleu* 8, 4 pp.
- Frederick, K.D., 1997. Adapting to climate impacts on the supply and demand for water. *Clim. Change* 37, 141–156.
- García-Garizábal, I., Causapé, J., 2010. Influence of irrigation water management on the quantity and quality of irrigation return flows. *J. Hydrol.* 385, 36–43.
- García-Ruiz, J.M., López-Moreno, J.I., Vicente-Serrana, S.M., Lasanta-Martínez, T., Beguería, S., 2011. Mediterranean water resources in a global change scenario. *Earth Sci. Rev.* 105, 121–139.
- Giorgi, F., Lionello, P., 2008. Climate change projections for the Mediterranean region. *Global Planet. Change.* 63, 90–108.
- Gordon, H.B., Rotstayn, L.D., McGregor, J.L., Dix, M.R., Kowalczyk, E.A., O'Farrell, S.P., Waterman, L.J., Hirst, A.C., Wilson, S.G., Collier, M.A., Watterson, I.G., Elliott, T.I., 2002. The CSIRO Mk3 Climate System Model (Electronic publication). Aspendale: CSIRO Atmospheric Research. CSIRO Atmospheric Research technical paper 60, 130 p.
- Holdridge, L.R., 1947. Determination of world plant formations from simple climatic data. *Science* 105, 367–368.
- IPCC, 2007. Climate Change 2007: the physical science basis. In: Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (contribution to Working Group I) (ed. by S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor, H. L. Miller). Cambridge University Press, Cambridge, UK. 1008 p.
- Jungclaus, J. H., Botzet, M., Haak, H., Keenlyside, N., Luo, J.-J., Latif, M., Marotzke, J., Mikolajewicz, U., Roeckner, E., 2005. Ocean circulation and tropical variability in the AOGCM ECHAM5/MPI-OM. *J. Climate* 19, 3952–3972.
- Le Treut, H., Gastineau G., Li L., 2008. Uncertainties attached to global or local climate changes. *C.R. Geosciences* 340, 584–590.
- Margat, J., 2004. L'eau des méditerranéens: situations et perspectives. MAP Technical Report Series 158, 366 pp.
- Menzel, L., Matovelle, A., 2010. Current State and future development of blue water availability and blue water demand: a view at seven case studies. *J. Hydrol.* 384, 245–263.
- Mitchell, T.D., Jones, P.D., 2005. An improved method of constructing database of monthly climate observations and associated high-resolution grids. *Int. J. Climatol.* 25, 693–712.
- Oudin, L., Hervieu, F., Michel, C., Perrin, C., Andréassian, V., Anctil, F., Loumagne, C., 2005. Which potential evapotranspiration input for a lumped rainfall–runoff model? Part 2 – towards a simple and efficient potential evapotranspiration model for rainfall–runoff modelling. *J. Hydrol.* 303, 290–306.
- Pinilla, V., 2006. The development of irrigated agriculture in twentieth-century Spain: a case study of the Ebro basin. *Agr. Hist. Rev.* 54(I), 122–141.
- Plan Bleu, 2005. L'Eau. In: Méditerranée, les perspectives du Plan Bleu sur l'Environnement et le Développement. Ed. de l'Aube. pp. 71–107.
- Plan Bleu, 2006. Le Plan Bleu, un sèmeur d'avenirs méditerranéens : Orientations stratégiques. Ed. by UNEP-MAP-Plan Bleu, Sophia-Antipolis. 12 pp. http://www.planbleu.org/publications/DOS_FR.pdf
- Plan Bleu, 2011. Efficience d'utilisation de l'eau et approche économique : études nationales. <http://planbleu.org/publications/eau.html>
- Planton, S., Déqué, M., Douville, H., Spagnoli, B., 2005. Impact du réchauffement climatique sur le cycle hydrologique. *C.R. Geoscience* 337, 193–202.
- Pope, V., Gallani, M. L., Rowntree, P. R., Stratton, R. A., 2000. The impact of new physical parameterizations in the Hadley Centre climate model: HadAM3. *Climate Dyn.* 16, 123–146.
- Portmann, F. T., Siebert, S., Döll, P., 2010. MIRCA2000 – Global monthly irrigated and rainfed crop areas around the year 2000: a new high-resolution data set for agricultural and hydrological modeling, *Global Biogeochem. Cy.* 24, GB 1011.
- Qadir M., Sharma, B.R., Bruggeman, A., Choukr-Allah, R., Karajeh, F., 2007. Non-conventional water resources and opportunities for water augmentation to achieve food security in water scarce countries. *Agric. Water Manage.* 87, 2–22.
- Ruelland, D., Ardoin-Bardin, S., Collet, L., Roucou, P., 2012. Simulating future trends in hydrological regime of a large Sudano-Sahelian catchment under climate change. *J. Hydrol.* 424–425, 207–216.
- Salas-Méla, D., Chauvin, F., Déqué, M., Douville, H., Gueremy, J.F., Marquet, P., Planton, S., Royer, J.F., Tyteca, S., 2005. Description and validation of the CNRM-CM3 global coupled model. CNRM Working Note 103, 36 p.
- Seguin B., 2003. Adaptation des systèmes de production agricole au changement climatique. *C.R. Geoscience* 335, 569–575.
- Shen, Y., Oki, T., Utsumi, N., Kanae, S., Hanasaki, N., 2008. Projection of future world water resources under SRES scenarios: water withdrawal. *Hydrol. Sc. J.* 53(1), 11–33.
- Shiklomanov, I. A., 1991. The World's water resources. In: Proc. Int. Symp. To Commemorate 25 Years of the IHP (ed.

- UNESCO), pp. 93–126. UNESCO/IHP, Paris, France.
- Stewart, I.T., 2009. Changes in snowpack and snowmelt runoff for key mountain regions. *Hydrol. Processes* 23, 78–94.
- UNEP-MAP, 2006. Mediterranean Strategy for Sustainable Development. Athens, UNEP-MAP. 68 p.
- UNPD – United Nations Population Division, 2001. United Nations Population Information Network. <http://www.un.org/popin>
- Vörösmarty, C.J., Green, P., Salisbury, J., Lammers, R.B., 2000. Global Water Resources: Vulnerability from Climate Change and Population Growth. *Science* 289, 284–288.
- Xoplaki, E., González-Rouco, J.F., Luterbacher, J., Wanner, H., 2004. Wet season Mediterranean precipitation variability: influence of large-scale dynamics and trends. *Clim. Dyn.* 23, 63–78.
- Yates, D.N., 1997. Approaches to continental scale runoff for integrated assessment models. *J. Hydrol.* 201, 289–310.

ANNEXE 3

ARTICLE ACCEPTE & EN COURS DE PUBLICATION DANS LA REVUE
INTERNATIONALE

HYDROLOGICAL SCIENCES JOURNAL

Current state of Mediterranean water resources and future trends under climatic and anthropogenic changes

Milano, M., Ruelland, D., Fernandez, S., Dezetter, A., Fabre, J., Servat, E., Fritsch, J.M., Ardoin-Bardin, S. & Thivet, G.

Abstract

The Mediterranean basin has been identified as one of the world's most vulnerable region to climatic and anthropogenic changes. A methodology accounting for the basin specific conditions is developed to assess the impacts of these changes on water resources. Based on global climate projections and water-use scenarios inspired by national reports, the current water stress state is first addressed and then explored by the medium-term. Currently, the southern and eastern rims are experiencing high to severe water stress. By the 2050 horizon, this stress should increase over the whole Mediterranean basin, notably because of a 30–50% decline in freshwater resources as a result to climate change. In addition, under a business-as-usual water-use scenario, total water withdrawals are projected to double on the southern and eastern rims. These worrying trends indicate the need to develop mitigation scenarios. According to the Mediterranean Strategy for Sustainable Development, an alternative water-use scenario based on improvements in the efficiency of water distribution networks and of irrigated agriculture is investigated. Such progress would stabilize total water withdrawals over the Mediterranean basin and even make them decrease (10–40%) in many northern catchments. Water stress could thus be tempered in some eastern catchments and kept to low on the northern rim. This study highlights the importance of developing sustainable development strategies to climatic and anthropogenic changes in order to explore their impacts at regional scales. It brings support to focus on the most vulnerable areas within the Mediterranean basin.

Keywords: regional assessment; water stress index; climate scenarios; water-use scenarios; sustainable development strategies; Mediterranean basin.

Current state of Mediterranean water resources and future trends under climatic and anthropogenic changes

Marianne Milano^{a,d}, Denis Ruelland^b, Sara Fernandez^d, Alain Dezetter^c, Julie Fabre^{a,d}, Eric Servat^c, Jean-Marie Fritsch^c, Sandra Ardoin-Bardin^c, Gaëlle Thivet^d

^aUM2, ^bCNRS, ^cIRD, *HydroSciences Montpellier, Université Montpellier 2, place E. Bataillon, cc MSE, F-34095 Montpellier Cedex 5, France*

^d*Plan Bleu, 15 rue Beethoven F-06560 Valbonne Sophia-Antipolis, France*

marianne.milano@um2.fr

Abstract

The Mediterranean basin has been identified as one of the world's most vulnerable region to climatic and anthropogenic changes. A methodology accounting for the basin specific conditions is developed to assess the impacts of these changes on water resources. Based on global climate projections and water-use scenarios inspired by national reports, the current water stress state is first addressed and then explored by the medium-term. Currently, the southern and eastern rims are experiencing high to severe water stress. By the 2050 horizon, this stress should increase over the whole Mediterranean basin, notably because of a 30–50% decline in freshwater resources as a result to climate change. In addition, under a business-as-usual water-use scenario, total water withdrawals are projected to double on the southern and eastern rims. These worrying trends indicate the need to develop mitigation scenarios. According to the Mediterranean Strategy for Sustainable Development, an alternative water-use scenario based on improvements in the efficiency of water distribution networks and of irrigated agriculture is investigated. Such progress would stabilize total water withdrawals over the Mediterranean basin and even make them decrease (10–40%) in many northern catchments. Water stress could thus be tempered in some eastern catchments and kept to low on the northern rim. This study highlights the importance of developing sustainable development strategies to climatic and anthropogenic changes in order to explore their impacts at regional scales. It brings support to focus on the most vulnerable areas within the Mediterranean basin.

Keywords: regional assessment; water stress index; climate scenarios; water-use scenarios; sustainable development strategies; Mediterranean basin.

1. INTRODUCTION

For the past twenty years, quantifying water resources has been of particular importance to scientists and water managers worldwide. The hydrological cycle is a component of climate processes, and in recent decades, the intensity and rate of climate change have been unprecedented (Barnett *et al.*, 2001; Frich *et al.*, 2002; IPCC, 2007). For its Fourth Assessment Report, the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) brought together twenty research groups from around the world to simulate global climate for the 20th and 21st centuries under various greenhouse gas forcing scenarios. This contribution confirmed that the industrial surge of the last century caused a large increase in greenhouse gas emissions, which triggered climate change and significantly impacted water resources (Levitus *et al.*, 2001; Vose *et al.*, 2004). If socio-economic development continues to follow existing trends, global temperature could increase by 3 °C by the 2050s (IPCC, 2007). This global warming would modify precipitation patterns and increase the intensity and frequency of extreme events, thus decreasing the availability and exploitability of water resources, particularly in tropical and Mediterranean areas (Giorgi, 2005; Milly *et al.*, 2005; IPCC, 2007).

Economic development is highly dependent on water availability. Watercourses have proved to be crucial arteries for enhancing urban expansion, and ensuring water supply for domestic and agricultural water needs (Gallup *et al.*, 1999; Foster, 2001). Secure access to water with reliable storage and irrigation has boosted the economic growth of many developed countries (Antrop, 2004; Burak *et al.*, 2004). In arid to semi-arid regions, such as in the Maghreb and the Middle East, societies' water needs often exceed water resources availability, which can slow socio-economic development (Bloom & Sachs, 1998; Bao & Fang, 2007). Yet demographic processes such as population growth, seasonal tourism and urbanization are projected to increase in developing countries and coastal areas (Burak *et al.*, 2004; Gober, 2010). Furthermore, an increase in agricultural production will be required to satisfy the needs of a growing population. This will inevitably increase water demand and consumption, as well as induce strong changes in land use and water use patterns. In water-scarce regions, such changes, coupled with a decrease in water availability, might result in severe water shortage.

In addition to climate, socio-economic development is thus a major driving force on the state of water resources (Gober, 2010). Global analyses of population exposure to the risk of water shortage have been carried out recently. Arnell (1999a; 2004) analyzed the impacts of climate change over hydrological regimes, progressively introducing water-use scenarios generated by the United Nations Comprehensive Assessment of the Freshwater Resources of the World. Other studies (Vörösmarty *et al.*, 2000; Oki *et al.*, 2001) investigated the impacts of both climate change and population growth on global water resources. Alcamo *et al.* (2003; 2007) analyzed the impacts of socio-economic variables on water withdrawals, first by considering a "business-as-usual" scenario and then by integrating an alternative scenario based on global improvements of 1% per year in domestic and industrial efficiency and of 0.3% per year for the agricultural sector, as well as a global increase of 1.5% per year in irrigated area. To complement these studies, Shen *et al.* (2008) and Menzell & Matovelle (2010) evaluated water stress in contrasted areas according to several socio-economic and climate change scenarios based on various global climate models (GCMs). Although different methodologies and scenarios were applied, all of these studies agreed that the Mediterranean area is amongst the regions most vulnerable to climatic and anthropogenic changes and thus constitutes one of the world's hot-spots to water crisis.

Better knowledge of the impacts of human activities on the water system in such a vulnerable region appears essential. Accurate information on water withdrawals and on local sustainable development strategies is required to provide a clearer picture of freshwater availability and of the possibility to satisfy future water needs. In this paper, a methodology was developed and designed to take into account the Mediterranean context and sustainable development strategies, based on global climate models, Mediterranean

action plans, and national reports. The present research has two main objectives. First, it attempts to better grasp water resources variability that climate change is likely to induce in the future. Second, climate change also brings the question whether it is likely to undermine the capacity of water-use efficiency gains to significantly reduce pressures on water resources. Reaching these two objectives should contribute to the dialogue between the Mediterranean countries on their strategies for managing water tensions under uncertainty.

2. THE MEDITERRANEAN BASIN

2.1 Definition

The Mediterranean basin has been defined in this study by 73 groups of catchments that have their outlets in the Mediterranean Sea, the Nile catchment being excluded (Fig. 1). This thus covers an area of approximately 1.5 million km², with only 21 catchments exceeding 10 000 km² in area.

From a geographical point of view, the Nile river basin should also be included as part of the Mediterranean basin. However, this transboundary basin takes its source in the tropics. Its tropical hydrologic regime and water management issues go far beyond the Mediterranean context broached in this study. This is why it was not considered here.

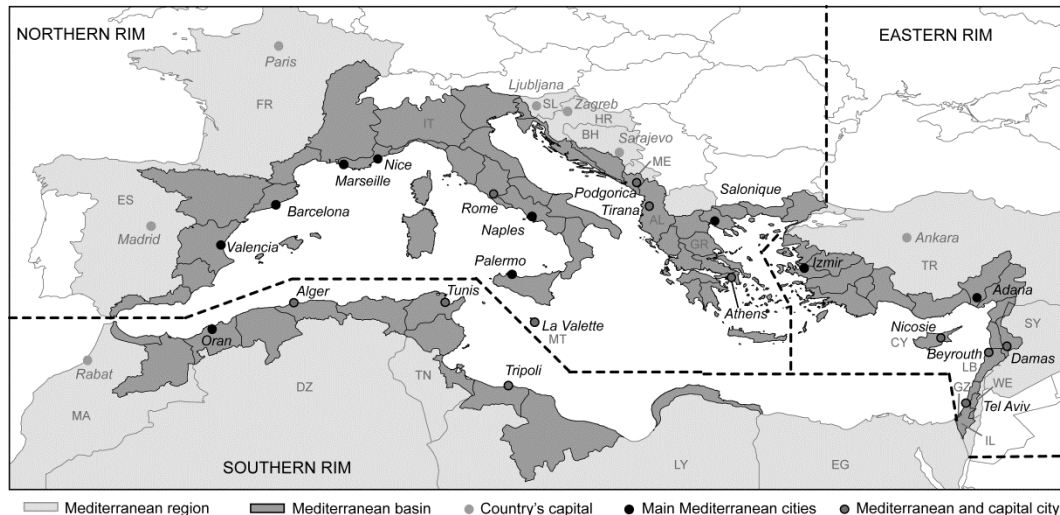


Fig. 1 The Mediterranean basin – ES (Spain), FR (France), IT (Italy), SL (Slovenia), HR (Croatia), BH (Bosnia and Herzegovina), ME (Montenegro), AL (Albania), GR (Greece), TR (Turkey), MT (Malta), CY (Cyprus), SY (Syria), LB (Lebanon), IL (Israel), EG (Egypt), WE (West Bank), GZ (Gaza Strip), LY (Libya), TN (Tunisia), DZ (Algeria), MA (Morocco).

2.2 Mediterranean climate and its evolution

The Mediterranean climate is characterized by mild and wet winters (January-February-March; JFM), with, from south to north, mean temperatures ranging from 15 to 3 °C and precipitation varying from 50 to 250 mm, reaching over 500 mm in mountainous areas. In contrast, the summer season (July-August-September; JAS) is hot and dry with mean temperatures ranging from 40 to 20 °C and precipitation from 10 mm on the southern and eastern rims to 100 mm on the northern catchments (Bolle, 2002; Mitchell & Jones, 2005). Since the late 1970s, mean annual temperatures have tended to increase by 0.1 °C/decade and precipitation to decrease by 25 mm/decade (Xoplaki *et al.*, 2004). The whole Mediterranean basin has experienced warmer conditions during the summer season, particularly on the southern rim (Giorgi, 2002; Xoplaki *et al.*, 2006; Knippertz *et al.*, 2003). During winter, no significant trend has been observed on the eastern and southern rims; only the northern Mediterranean seems to be affected by warming (Buffoni *et al.*, 2000; Folland *et al.*, 2002; Giorgi, 2002). Concerning precipitation

variability, many recent studies have pointed out that since the 1970s the Mediterranean basin has been experiencing a pronounced dry period, temporarily balanced by some wet years (e.g. Chbouki *et al.*, 1995; Türkes, 1996; Buffoni *et al.*, 2000; Dünkeloh & Jacobiet, 2003; Xoplaki *et al.*, 2004). According to the analysis of CRU TS 3.0 World database (Mitchell & Jones, 2005), winter mean precipitation shows a negative trend over the whole area while no particular trend are identified for summer mean precipitation (see Fig. 2).

According to regional climate change simulations for the Mediterranean basin (e.g. Gao *et al.*, 2006; Giorgi & Lionello, 2008; Somot *et al.*, 2008), these trends should be maintained in the future. Temperatures are expected to rise by 2–3 °C and annual precipitation to decrease on average by 30% by the 2050 horizon (IPCC, 2007). The combination of increasing temperature and decreasing precipitation should cause more intense and more frequent drought periods and induce a net decrease in freshwater availability.

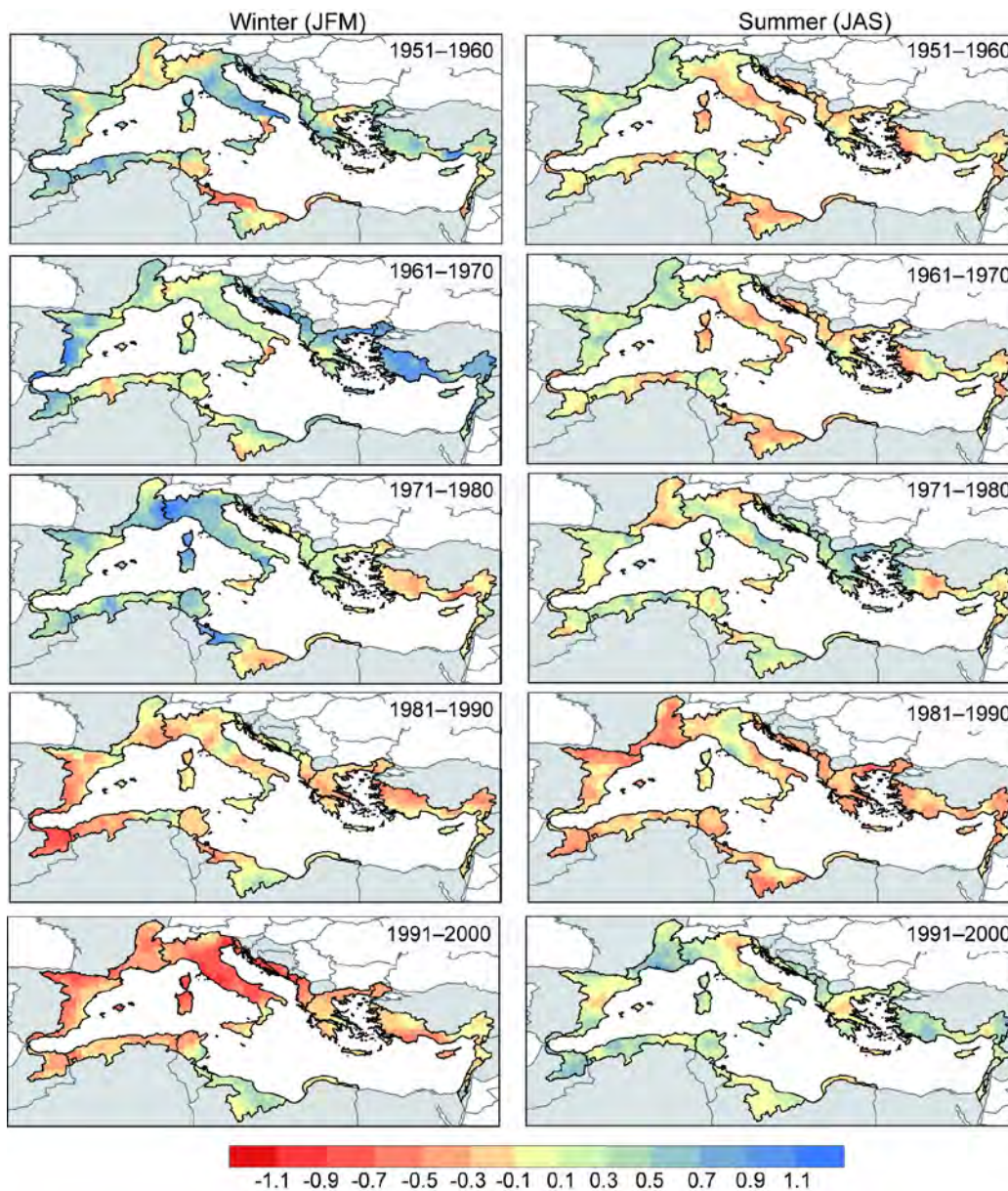


Fig. 2 Winter and summer precipitation indexes ($I_{10 \text{ year period}} = (P_{10 \text{ year period}} - P_{1951-2000}) / \sigma_{1951-2000}$) over the 1951–2000 period (based on the CRU TS 3.0 World database).

2.3 Water resources

Water resources in the Mediterranean basin, as defined in this study, currently amount for 1.2 % of the world's renewable water resources, i.e. approximately 550 km³/year. These resources are unevenly distributed over space. Half of them are located in Italy and Greece and 25 % in catchments in France and Turkey. Catchments on the southern and eastern rims produce respectively only 4 % and 2 % of Mediterranean water resources (according to extractions from the Aquastat database; FAO, 2010). Such discrepancy is reflected in the water availability per capita (Falkenmark *et al.*, 1989). In the northern catchments, people have at their disposal more than 1 700 m³/cap/year, which place them in a secure situation. In the Balkans, the situation has even been defined as luxurious, with more than 10 000 m³/cap/year. However, it should be noticed that due to the karst topography, most of this water might locally not be readily available. In southern and eastern catchments such as those in Algeria, Tunisia, Libya, Malta, Israel, and the Palestinian Territories, 108 million inhabitants are considered water-poor (< 1 000 m³/cap/year), and 58% of these live under water shortage (< 500 m³/cap/year; Blinda & Thivet, 2009). These figures may also hide seasonal water shortages, mostly during summer when water demand is at its highest for crop irrigation and tourism.

2.4 Socio-economic development and water demand

Water resources are a significant limiting factor for economic development in the Mediterranean basin. Extensive farmland areas are scarce in the region: only 13% of Mediterranean soils are considered as arable (Plan Bleu, 2005). Owing to low and irregular precipitation, considerable volumes of freshwater are mobilized to meet crop requirements. Moreover, agricultural land is threatened by the expansion of urban areas. Between 1970 and 2000, the Mediterranean basin's population increased by 48 million people. In 2001, 187 million people lived along the Mediterranean coastline and of this total, 79% lived on the southern and eastern rims (UNPD, 2001).

According to the United Nations Population Division's projections (UNPD, 2009), this increase should continue. The total population of the Mediterranean basin is projected to reach 269.7 million by the year 2050, i.e. a mean annual population growth rate of 0.7 %. Moreover, the Mediterranean climate and seacoasts are prompting substantial development of tourism. According to the World Tourism Organization (WTO, 2002), approximately 365 million tourists travelled to the Mediterranean basin in 2000, and this number is projected to at least double by 2050.

Water is thus a key element to meet the needs of an increasing population, rising living standards, and the development of irrigated agriculture and tourism (Cudennec *et al.*, 2007; Garcíá-Ruiz *et al.*, 2011). However, water availability might not necessarily be sufficient to meet all of these competing demands. Recent studies have examined future land management and its influence on water resources, showing that Mediterranean valleys and coastal areas should face strong urban expansion, mainly due to population concentration and to the development of tourism resorts and industrial activity (Abis, 2006; Bellot *et al.*, 2007). Irrigated land should also expand. Crops in the new irrigated land (mainly maize and alfalfa) would have high water requirements compared to the traditional Mediterranean crops (cereal crops, olives, grapes) and would therefore induce agricultural intensification, construction of reservoirs and canals, and overexploitation of groundwater resources (Tanrivermis, 2003; Giannakopoulos *et al.*, 2009; Garcíá-Ruiz *et al.*, 2011). These anthropogenic shifts should lead to substantial soil deterioration as well as to an increase in water demand. The latter has already doubled across the Mediterranean basin since the late 1950s (Blinda & Thivet, 2009) and should remain on a constant upward curve. The question then arises whether future water needs can be satisfied in this region, which should be particularly affected by climatic and anthropogenic changes.

3. METHODOLOGY

3.1 Water stress assessment

3.1.1 Water Stress Index

In 2005, the 21 Mediterranean countries adopted the Mediterranean Strategy for Sustainable Development (MSSD; UNEP–MAP, 2006). This framework aims at supporting a dynamic regional process to include environmental concerns into the economic development of Mediterranean countries. It also aims at defining relevant indicators to assess progress being made. To monitor the impacts of climatic and anthropogenic changes on the water resources of the Mediterranean basin, the 21 countries ratified the use of a water stress index (WSI). It is based on the ratio of annual water withdrawals to annual renewable water resources (Shiklomanov, 1991; equation 1).

$$WSI = \frac{\sum \text{Water Withdrawals}}{\text{Water Availability}} \quad (1)$$

- If $WSI > 80\%$, the area studied faces severe water stress.
- If $40\% < WSI < 80\%$, the area studied faces high water stress.
- If $20\% < WSI < 40\%$, the area studied faces moderate water stress.
- If $10\% < WSI < 20\%$, the area studied faces low water stress.
- If $WSI < 10\%$, the area studied faces no water stress.

This index expresses the intensity of anthropogenic pressures on available water resources: the higher the index, the stronger the pressure. It indicates the margin between renewable water resources and water demand, and consequently the scope of action available to water managers. This indicator requires data that are usually easily accessible, and enables evaluating long-term effects of changing water use on water resources. It has previously been applied to the Mediterranean region (Plan Bleu, 2005) but without taking into account the impacts of climate change on water use and availability. For this study, the index was computed over the Mediterranean basin to estimate the current state of water stress and its evolution accounting for climate and anthropogenic changes at the 2050 horizon (Fig. 3). It gives the opportunity to discuss the vulnerability of Mediterranean water resources to climatic and anthropogenic changes and to identify potential hot-spots to water crisis.

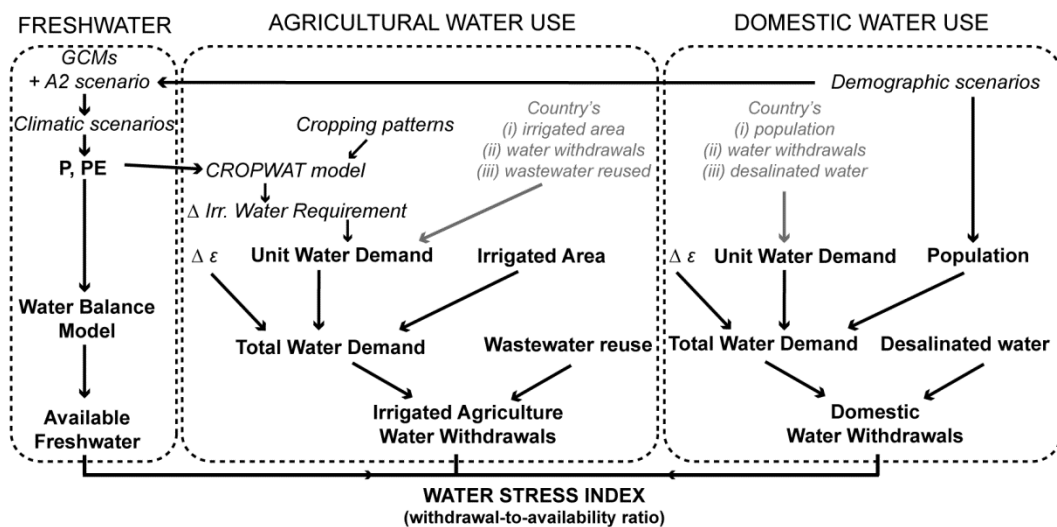


Fig. 3 Methodological approach. In black: methodology core; in light grey: additional data for current state assessment; in dark grey: additional data for future state assessment. (P: precipitation; PE: potential evapotranspiration; ϵ : efficiency; *Irr.*: irrigation).

3.1.2 Climatic and water-use scenarios

Two future scenarios that combine climate change and evolution of water withdrawals were considered. As far as climate is concerned, climatic scenarios were generated using a statistical downscaling method that aims at disrupting observed climate series with climate variations estimated by GCMs (see section 3.2.2). Projections of climatic changes were based on the A2 greenhouse gas emission scenario, which corresponds to a world with regionally oriented economic development, high population growth, intensive use of agricultural land, and overexploitation of fossil fuels. This emission scenario projects one of the largest increases in greenhouse gas emissions, thus triggering very substantial changes in climate (IPCC, 2007). With regards to water-use scenarios, two scenarios that diverge in water-use efficiency were considered. The first scenario is a business-as-usual scenario: current efficiencies of networks and irrigated plots are upheld to their current levels. The second is an alternative scenario where the performance of transport and distribution networks and the water efficiency at the irrigated plot level are improved according to the objectives of the MSSD. In this scenario, it is assumed that the objectives of the MSSD will be reached.

3.1.3 Time periods considered

When working on water withdrawals, it is recommended to work at a seasonal time-step in order to bring credit to the seasonal variability of agricultural water demand and to highlight the seasonal and local increase in domestic water demand linked to tourism. However, estimation of monthly dynamics of water withdrawals does not exist for all of the 73 catchments. Hence, the analysis had to be performed at an annual time step. As in the other studies cited in this paper, it was not possible to investigate seasonal match or mismatch between water demand and water availability, although this has a direct impact on the demanding sectors and on the adoption of restrictions on water use.

Therefore, current and future water availability was estimated as a long-term mean annual value over a reference climate period (1971–1990) and over the future climate period 2041–2060 (2050 horizon). The reference period was chosen for its representativeness of the Mediterranean climate variability. As it can be seen from the seasonal and decadal precipitation indexes on Figure 2, the Mediterranean basin has been affected by dry and wet periods, and the 1971–1990 period is representative of such climatic variability. Water withdrawals were evaluated for irrigated agriculture, currently the most water-demanding sector with annual withdrawals reaching 65.9 km³ on average over the Mediterranean basin. Water withdrawals were also evaluated for the domestic sector (19.5 km³/year), often given priority for water supply. The latter includes urban and rural drinking water supply and touristic activities. Water withdrawals for industries that are not connected to municipal water networks and energy production represent less than 2 km³/year within each Mediterranean catchment, except for Spain, France and Italy where they amount respectively to 4.2 km³/year, 13.2 km³/year and 14 km³/year (Margat, 2004). For this reason, the industry and energy sector was not taken into account. According to the available datasets and in order to workover the same time-period for all catchments, current and future withdrawals were considered, respectively for the recent period 2001–2009 and at the 2050 horizon.

3.2 Freshwater availability evaluation

3.2.1 Water Balance Model


The conceptual rainfall-runoff Water Balance Model (WBM; Yates, 1997) was used to evaluate water availability, defined as the annual renewable water resources, or discharge, within a given catchment.

The model relies on a one-dimensional reservoir that represents both the root and upper soil layers. It employs a 0.5° grid and runs at a monthly time-step. For each time-step, the model uses continuous functions of relative storage to compute the water

balance of each grid-cell. Water enters the soil moisture zone and is retrieved according to three parameters representing actual evapotranspiration, surface runoff, and delayed runoff (Yates, 1997). Contributions of the catchments' grid cells are summed to give estimates of total discharge.

No calibration is theoretically required to define the parameters' values. Yates (1997) found default values through an empirical analysis of monthly and annual runoff over Europe and Africa and by using the Holdridge life zone classification (Holdridge, 1947) as a basis criterion. The values are summarized in a worldwide-aggregated 13-class diagram that links vegetation to three climate variables (biotemperature, precipitation and evapotranspiration), thus assuming that vegetation and soil are in equilibrium with climate. However, to make sure Mediterranean water resources were correctly reproduced by the model, an empirical analysis of the model performance over ten large Mediterranean catchments was performed (see Table 1). On the basis of available runoff data covering as many consecutive years as possible over the reference period at a monthly time step (GRDC, 2008), the model was run using the default parameters, and a procedure was developed to test several values of the three parameters, within a given range. The objective was to obtain volumes of simulated runoff as close as possible to observed ones. Systematic runs aimed at minimizing the sum of the absolute volume error from each catchment (see equation 2). Modifying the parameters' values provided a better agreement between the simulated and observed runoff volumes for all catchments. The new set of parameters was then retained. The hydrological model, thus adjusted against historical data, was run over the future period using these optimized parameter values.

Table 1 Catchments and periods used for the regional sensitivity analysis.

Geographical location	Catchment	Country	Surface area (km ²)	Period considered
	Jucar (1)	Spain	16 600	1971–1987
	Ebro (2)	Spain	85 000	1971–1990
	Rhone (3)	France	93 800	1971–1990
	Po (4)	Italy	72 900	1971–1990
	Tiber (5)	Italy	17 500	1971–1979
	Gediz (6)	Turkey	11 900	1976–1986
	Buyuk Menderes (7)	Turkey	26 700	1975–1983
	Ceyhan (8)	Turkey	24 800	1971–1986
	Tafna (9)	Algeria	9 100	1976–1990
	Moulouya (10)	Morocco	24 300	1971–1990

$$VE_{optimized} = \sum_{w=1}^n |VE_w| \quad (2)$$

$$\text{with } VE = \frac{\sum_{y=1}^p V_{SIM,y} - \sum_{y=1}^p V_{OBS}}{\sum_{y=1}^p V_{OBS}}$$

where w is the catchment considered, n the number of catchments calibrated and p the number of years in the period considered over each catchment; VE is the volume error, and V_{SIM} and V_{OBS} are the volumes of the simulated and observed hydrographs over the year, y .

3.2.2 Datasets

The model was run on the basis of monthly precipitation (P) and potential evapotranspiration (PE) input data on a 0.5° grid. Over the reference period, P and temperature data were obtained from the CRU TS 3.0 World database (Mitchell & Jones, 2005). This database is based on carefully filtered temperature and precipitation stations and is recognized as one of the most reliable for large-scale investigations (Chen *et al.*, 2002; Tapiador, 2010). Although it relies on spatial interpolation of observed data in areas where data can be scarce, it has been shown that there are a large number of stations

Current state of Mediterranean water resources and future trends under climatic and anthropogenic changes

around the Mediterranean area and in particular in the mountains of Europe, which allowed generating realistic fields (Tapiador *et al.*, 2012). For future climate conditions, outputs from four GCMs (Table 2) were extracted from the IPCC's Data Distribution Centre. These models were selected according to the data availability for the 20C3M scenario (20th century climate) and A2 scenario (2050 horizon), their resolution, their time coverage, and their exploitability in the upcoming Fifth Assessment Report of the IPCC.

From the GCMs' datasets, climate scenarios were generated under changing levels of greenhouse gas emissions, as specified by the 20C3M (350 ppm CO₂) and A2 (CO₂ stabilization at 850 ppm) climate scenarios. The projected climate scenarios were developed on the basis of the perturbation method. This method consists in extracting future climatic trends as simulated by GCMs and applying them on observed series of temperature and precipitation (see e.g. Déqué, 2007; Lendenrink *et al.*, 2007; Ruelland *et al.*, 2012). A grid of variation rates between current (20C3M) and future (A2) climate conditions were then produced for both temperature and precipitation, at the GCMs' spatial resolution. These variations were reported to each 0.5° cell, which centre was included within the GCMs' cells, and then applied to CRU TS 3.0 monthly temperature and precipitation series over the reference period 1971–1990. In applying this method, GCMs are exempted to correctly reproduce observations and it is assumed that (i) climate variability is inherited from observed climate and that (ii) the inter-annual rainfall-runoff relationship of the reference period is maintained in the future (Ruelland *et al.*, 2012). PE was then computed over the reference and the future periods using a formula based on extraterrestrial radiation and mean temperature (equation 3). This formula was set up following a study of the evaluation of the performance of 25 existing PE formula used as input to four different hydrologic models (Oudin *et al.*, 2005). It has proved to be as efficient as complex systems like Penman over 300 catchments (Oudin *et al.*, 2005; Kay & Davies, 2008).

$$PE = \frac{R_e T_a + 5}{\lambda \rho 100} \quad (3)$$

if $T_a + K_2 > 0$ else $PE=0$

where PE is the rate of potential evapotranspiration (mm.day^{-1}), R_e is the extraterrestrial radiation depending on latitude ($\text{MJ.m}^{-2}.\text{day}^{-1}$), λ is the latent heat flux (MJ.kg^{-1}), ρ is the density of water (kg.m^{-3}), T_a is the mean daily temperature ($^{\circ}\text{C}$)

As the four selected GCMs simulate similar climate trends (see section 4.1.2), the average trends in climate change and water stress have been computed in order to present synthetic results as regards to the analysis of the water stress shift.

Table 2 Selected GCMs from IPCC's Data Distribution Centre.

GCM acronym	Originating group(s) (country)	Atmospheric resolution	Reference
CSIRO-Mk3.0	CSIRO Atmospheric Research (Australia)	1.9° x 1.9°	Gordon <i>et al.</i> , 2002
HadCM3	Hadley Centre for Climate Prediction and Research / Met Office (United Kingdom)	2.5° x 3.75°	Pope <i>et al.</i> , 2000
ECHAM5 / MPI-OM	Max Planck Institute for Meteorology (Germany)	1.9° x 1.9°	Jungclaus <i>et al.</i> , 2005
CNRM-CM3	Météo France / Centre National de Recherches Météorologiques (France)	2.8° x 2.8°	Salas-Méla <i>et al.</i> , 2005

3.3 Freshwater withdrawals evaluation

3.3.1 Definitions

This paper focuses on assessing the extent to which water availability can satisfy irrigation water requirements and domestic water needs under climatic and anthropogenic changes. Water withdrawals were defined as the annual volume of water withdrawn from rivers and groundwater reservoirs that is directly available for irrigated agriculture or domestic purposes.

Due to the limited availability of data on water withdrawals at the catchment scale, two intermediate key variables were used in order to approach them: per unit water demand (UWD) per sector at the country level and total water demand (TWD) per sector at the catchment level. In this study, water demand was considered as the sum of the water withdrawn from the environment and the unconventional water resources used.

Current and future UWD were calculated at the country scale and applied accordingly to each catchment flowing to the Mediterranean sea of the considered country. Current and future UWD were computed using equations (4) and (5), respectively, using the data and projections available.

$$UWD_{\text{Country, current state}} = \frac{\text{WaterWithdrawals}_{\text{Country}} + UWR_{\text{Country}}}{\text{Unit entity}_{\text{Country}}} \quad (4)$$

where UWD is per unit water demand (i.e. agricultural water withdrawals per irrigated hectare or domestic water withdrawals per inhabitant), $\text{WaterWithdrawals}_{\text{Country}}$ are country-based water withdrawals, UWR is unconventional water resources (reused wastewater was assumed to be dedicated to irrigated agriculture, while desalinated water was considered to be for domestic use), and Unit entity is the irrigated surface area, in hectares, in the case of agricultural water use, and national population for domestic water use.

$$UWD_{\text{Country, future horizon}} = UWD_{\text{Country, current state}} \times \Delta UWN_{\text{Country}} \times \Delta \varepsilon_{\text{Country}} \quad (5)$$

with ΔUWN being the variation in per Unit Water Need (i.e. the agricultural water required for agronomic optimal crop growth per irrigated hectare or domestic water use per inhabitant at household level), and $\Delta \varepsilon$, the variation in efficiency.

The irrigation management tool CROPWAT (Allen *et al.*, 1998) was used to evaluate the impacts of climate change on agricultural UWN (see Fig. 3). CROPWAT calculates water requirements of irrigated crops based on monthly values of P, PE and cropping patterns. It was applied over the current and future periods in order to compute the evolution rate of irrigation water requirements between the reference period and the 2050 horizon. For domestic UWN, variations were provided by national reports. These reports on “Monitoring progress and promotion of water demand management policies” aimed to inform on the water situation of the Mediterranean countries and to contribute to the Mediterranean reflection on water demand management. They were produced between 2005 and 2009, by scientists and policy makers from the 21 Mediterranean countries, for the regional activity centre Plan Bleu, in charge of reporting the implementation of the MSSD. These trends in domestic UWN were defined as independent from climate change. Agricultural and domestic UWN were corrected by an efficiency variation rate to obtain the future UWD. Under the business-as-usual scenario, efficiency was assumed to remain at its current level (Table 3). In the alternative scenario, efficiency improvements were introduced. By adopting the MSSD in 2005, the Mediterranean countries committed themselves to reduce agricultural networks’ losses to 10%, increase irrigation efficiency at the plot level to 80% or maintain it at that level, and reduce domestic networks’ losses to 15% (UNEP-MAP, 2006). These objectives have been modified in some countries in accordance with the national reports’ assessment of their feasibility Trends in efficiency

Current state of Mediterranean water resources and future trends under climatic and anthropogenic changes

for both scenarios have been reported for each country in Table 3.

Table 3 Mediterranean countries current efficiencies and future objectives.

Country	Agricultural efficiency (network & plot irrigation combined; %)		Domestic efficiency (%)	
	Current	Future	Current	Future
Northern rim				
Albania	48	72	34	80
Bosnia-Herzegovina	63	72	60	80
Croatia	54	68	43	80
Spain	62	72	75	80
France	70	72	67	80
Greece	56	72	62	80
Italy	39	56	60	75
Malta	78	78	55	80
Montenegro	NA	72	50	80
Slovenia	54	72	50	80
Eastern rim				
Cyprus	85	85	68	80
Israel	76	78	88	90
Lebanon	35	72	70	70
Palestinian Territories	56	72	50	80
Syria	55	69	65	85
Turkey	45	72	45	80
Southern rim				
Algeria	63	72	50	80
Lybia	63	72	70	80
Morocco	48	76	70	80
Tunisia	52	56	77	80

Once the UWDs were computed, the catchments' TWD could be estimated (equation 6).

$$TWD_{Catchment} = UWD_{Catchment} \times Unit\ entity_{Catchment} \quad (6)$$

where $TWD_{Catchment}$ is the water demand for total irrigated land or population within a given catchment.

Finally, unconventional water resources were subtracted from TWD in order to obtain the sector's water withdrawals at the catchment scale (equation 7).

$$Water\ withdrawals_{Catchment} = TWD_{Catchment} - UWR_{Catchment} \quad (7)$$

3.3.2 Datasets

For the current period, (i) water withdrawals, (ii) unconventional water production, and (iii) irrigated area data were collected from the Aquastat (FAO, 2010), FAOStat (2010), and MIRCA 2000 (Portmann *et al.*, 2010) databases. Population data at the national and catchments' districts level were drawn from the most recent census. Over the 2050 horizon, trends in irrigated area, domestic UWN and efficiency were taken from the national reports. Cropping patterns were assumed to remain unchanged. The climatic data (P and PE) used as inputs to CROPWAT were the same as for the hydrological model. Finally, the A2 demographic scenario published by the United Nations (UNPD, 2001) was used for future population estimates.

4. TRENDS IN MEDITERRANEAN WATER RESOURCES UNDER CLIMATIC AND ANTHROPOGENIC CHANGES

4.1 Freshwater assessment

4.1.1 Hydrological model reliability

Theoretically, the hydrological model requires no calibration, since a bioclimatic diagram predetermines its parameters. Using the latter, Yates (1997) showed that the model provided good agreement with absolute and relative runoff and that it adequately simulated runoff changes under climate fluctuations in various parts of the world. Nonetheless, the reliability of the hydrological model was tested over ten large Mediterranean catchments. Results are compiled in Table 4.

Table 4 Volume errors between observed and simulated runoff volumes under initial and adjusted parameters' values for each catchment tested.

Catchment	Surface area (km ²)	Period considered	VE _w (%) with default parameters' values	VE _w (%) with Mediterranean parameters' values
Jucar	16 600	1971–1987	54.2	-29.2
Ebro	85 000	1971–1990	39.5	28.6
Rhone	93 800	1971–1990	5.2	4.9
Po	72 900	1971–1990	11.4	10.9
Tiber	17 500	1971–1979	-52.1	-43.4
Gediz	11 900	1976–1986	15.7	9.2
Buyuk Menderes	26 700	1975–1983	-54.9	-14.8
Ceyhan	24 800	1971–1986	-66.2	-63.7
Tafna	9 100	1976–1990	-14.4	29.4
Moulouya	24 300	1971–1990	-58.0	-0.1

Mean annual runoff volumes over the whole Mediterranean basin tend to be underestimated by 12% on average when using the model's default parameters. For most catchments, inter-annual runoff volumes are misevaluated by over 50%. For example, runoff volumes of the Jucar catchment are overestimated by 54.2% while the volumes of the Tiber, Buyuk Menderes, Ceyhan and Moulouya catchments are underestimated between 52.2 and 66.2%. Only the Rhone catchment has an acceptable error of 5.2%.

Changing the parameters' set improves freshwater simulations. Inter-annual runoff volumes are still underestimated over the whole basin, but this time only by 6.8%. For catchments with initially misevaluated resources, freshwater simulation improved by 20 to 60 percentage points. Volume errors are reduced by between -43.4 and -0.1 %. The number of catchments with acceptable volume errors (-0.1 to 10.9 %) rises to four: the Rhone, Po, Gediz and Moulouya. Only the Ceyhan in Turkey remains with a misevaluated freshwater volume of -63.7 %, though with a slight improvement of 2.5 points.

While modifying the parameters' values did not allow us to greatly improve the seasonal shape of the hydrographs, it provided a better agreement between simulated and observed runoff volume for all catchments. Defining new bioclimatic zones over the study area and including more catchments within each sub-region could be helpful in configuring set of parameters adapted to the different climatic areas found in the Mediterranean basin (e.g. temperate, semi-arid, arid). Although this method would probably improve water resources modelling, it would require a great deal of high-quality data and would be a study in its own right. Therefore, the new set of parameters found over the ten Mediterranean catchments was kept. Moreover, it should be noted that in this study, the assessment of future water vulnerability relies on the relative evolution of water resources over each catchment. It was thus assumed that the bias in the freshwater simulations over the reference period was reproduced in the simulations of the future conditions.

4.1.2 Future climatic trends according to the selected GCMs

Variation rate in annual precipitation by the 2050 horizon for each selected GCMs are presented in Figure 4. All considered GCMs agree that annual precipitation shall decrease over the Mediterranean basin by 5–20 %, over the 2041–2060 period (Fig. 4). The CSIRO-Mk3.0 model is the most optimistic. It projects precipitation to be maintained at their current level in Spain, Italy, and the Balkans (Fig. 4a). For all models, the largest decreases are projected in southern Spain, Morocco, Algeria, and the Middle East (20–40 %). An increase in precipitation is projected only over Libya (40–60 %), except by the HadCM3 model which projects a decrease by 5–20 % (Fig. 4b). In any cases, it would still represent low absolute values over these catchments. Contrasted values among models are only found for western Turkey. The CSIRO-Mk3.0 and CNRM-CM3 models project a slight increase in precipitation (5–20 %; Figs. 4a and 4c) whereas the HadCM3 and ECHAM5 models project a slight decrease (5–20 %; Figs. 4c and 4d). This then results in maintaining precipitation at their current level for this particular region.

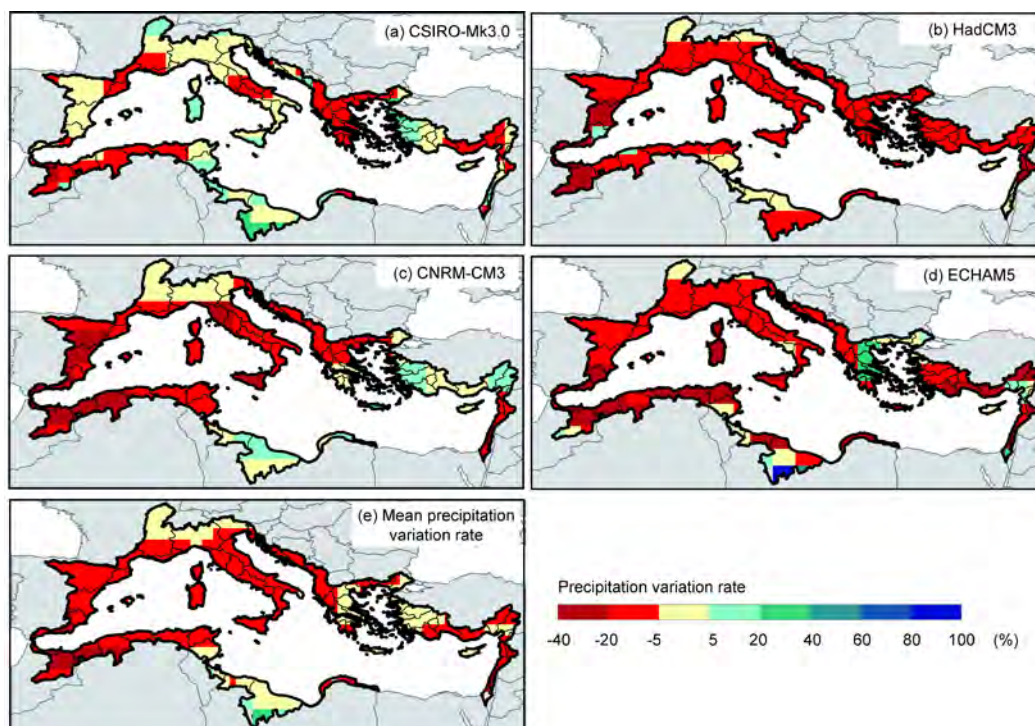


Fig. 4 Mean precipitation variation rate over the Mediterranean basin by the 2050 horizon as compared to the 1971–1990 period; projections based on (a) the CSIRO-MK3.0 model, (b) the HadCM3 model, (c) the CNRM-CM3 model, (d) the ECHAM5 model; (e) an average of the four GCMs.

The variability of GCMs projections demonstrates the possible range of future climate evolution. Nevertheless, the four selected GCMs simulate similar climate trends and variation range over the Mediterranean basin. It is then consistent to present an average trend (Fig. 4e) in climate change and water stress over the study area by the 2050 horizon. This is what has been done by concern of conciseness when analyzing the future trends in water stress in the following sessions.

4.2 Water stress: current and future states

Analysis of Figure 5a shows that the Mediterranean basin is currently under high water stress. Hot-spots include catchments where water demand is high and where renewable water resources are scarce, i.e. in southern Spain, Tunisia, Libya, and southeastern Mediterranean (Syria, Lebanon, Israel and the Palestinian Territories). In these areas, UWR and non-renewable groundwater resources are often used to supplement surface

water resources. Catchments in northern Italy, western Greece and the Ebro in Spain are shown to experience moderate water stress, whereas catchments in France and the Balkans do not seem to suffer from any stress. However, as has been already stated, water withdrawals for industrial use were not taken into account. In Spain, France and Italy these withdrawals represent 4 to 14 km³/year. Human pressure on water resources in these countries might then be higher than illustrated. If future driving forces of water availability and water use follow a business-as-usual scenario, the water stress situation in the Mediterranean basin could extensively deteriorate (Fig. 5b).

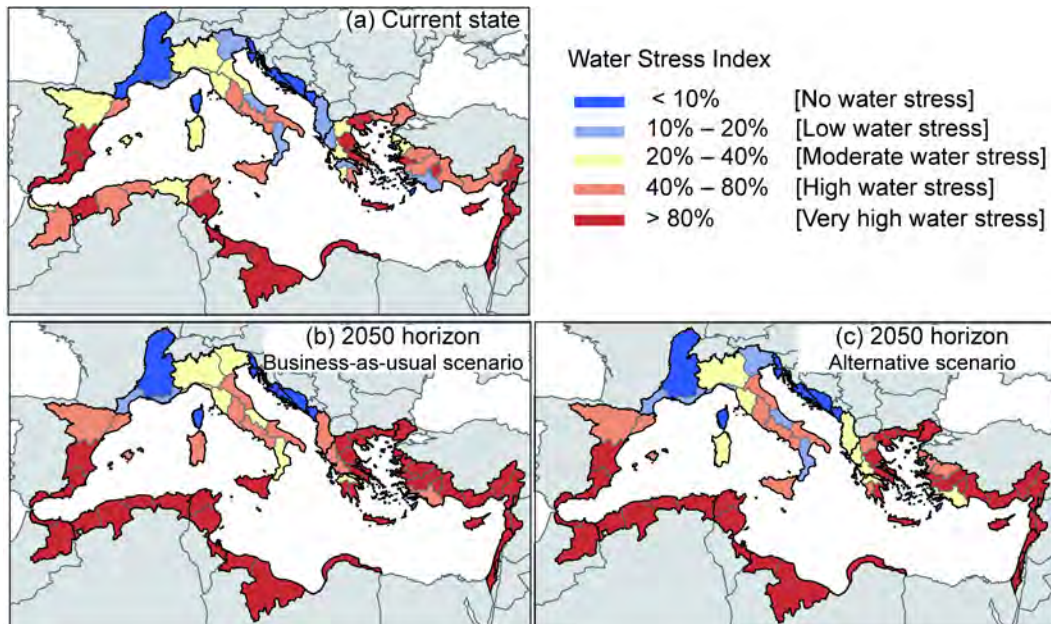


Fig. 5 – Water Stress Index over the Mediterranean basin: (a) current situation (mean over 1971–1990); (b) by the medium term under the business-as-usual scenario; (c) by the medium term under the alternative scenario (efficiency improvements).

As it can be seen from Figure 5b, the Mediterranean water stress situation should worsen by the 2050 horizon under a business-as-usual scenario. The whole Mediterranean basin should be under high to severe water stress except for certain catchments of the northern rim, notably in France and the Balkans. Catchments currently under severe water stress should remain so. Catchments in Morocco, Algeria and Turkey should experience severe water stress conditions as well. Catchments currently under moderate water stress (e.g. in Italy, Greece and the Ebro in Spain) should experience high water stress. However, if the efficiency objectives set by the MSSD are met, the occurrence of severe water stress situations as described under the business-as-usual scenario could be partly moderated (Fig. 5c).

As shown in Figure 5c, in Albania, Western Greece and Western Turkey, currently low to moderate water stressed catchments should rise to moderate to high water stress, respectively, rather than to high to severe water stress under a business-as-usual scenario. Improvement in water-use efficiency should also help maintain the current state in catchments in Italy up to the 2050 horizon. Catchments in France and the Balkans should be the only ones remaining under no stress conditions. Indeed, even though water withdrawals would not be as large as under a business-as-usual scenario, catchments currently under severe water stress should remain so and catchments in Morocco and Algeria should still experience severe water stress. Water resources scarcity would still be an issue in these areas.

Currently, 44 out of 73 Mediterranean catchments are under high to severe water stress. In other words, 65 million people are currently experiencing high water stress (60 % < WSI < 80 %) and 47 millions are afflicted with severe water stress (WSI > 80%). By 2050, 32 catchments should increase their exposure to water stress, under the A2

climate scenario and under a business-as-usual water management practices. This would lead to 34 million people living under high water stress and 202 million living under severe water stress. If improvement in water management is addressed in such a way that the efficiency objectives of the MSSD are met, the number of catchments with increased exposure to water stress could be lowered to 18. 34 million people would still experience high water stress but the number of inhabitants under severe water stress would be reduced to 194 million.

These results highlight the role that efficiency improvements play in water stress mitigation. It could trim down the number of catchments with increasing exposure to water stress and the current water stress state could be stabilized for most northern catchments up to the 2050 horizon. It also underlines that on the southern and eastern rims, where the highest demographic growth rates are projected (1.8 % and 1.6 %, respectively) efficiency improvements alone would not be able to reduce water tensions.

4.3 Climate change impacts on freshwater availability

Analysis of Figure 6a shows that the water resources of the Mediterranean basin are unequally distributed and particularly limited on the southern rim. The expected increase in air temperature is likely to intensify evapotranspiration. Combined with an expected decrease in precipitation, this should induce a net decrease in freshwater availability and exacerbate disparities. Regional evolution rates of freshwater availability and detailed pictures are given in Figure 6.

By the 2050 horizon, a significant decrease (25–50 %) in freshwater resources is projected over the whole Mediterranean basin according to the A2 greenhouse gas emission scenario (Fig. 6b). Water resources should decrease on average by 35 % on the northern rim, as indicated by the Ebro and Tiber catchments in Figure 6c. Yet, the decrease in freshwater should be of approximately 15 % in catchments in France, northern Italy and the Balkans owing to upheld climatic conditions in the northern part of the catchments (see e.g. Rhone and Po on Figure 6c). Over Turkey, freshwater availability should decrease on average by 40 % as illustrated by the Buyuk-Menderes, Gediz and Ceyhan catchments (Fig. 6c). However, this decrease may be emphasized due to the underestimation of water resources by the hydrological model in this area (see section 4.1.1). The catchments in southern Spain, Morocco, Algeria and southeastern Mediterranean should be the most affected by the changing patterns in P and PE. Decreasing P and increasing PE should induce a reduction of the current freshwater resources by more than half, as shown in Figure 6c over the Jucar, Moulouya and Tafna catchments. Only Libya and southern Tunisia should experience an increase (10 %), maintaining their current level of renewable freshwater resources, between 0 and 15 mm/year (Figs. 6a and 6c).

Climate change should hence have a significant impact on freshwater availability by the 2050 horizon, with the already arid to semi-arid catchments being the most affected. Moreover, the latter should be the most prone to population growth and irrigated areas expansion in the Mediterranean basin. This calls for studying the trends in water withdrawals and their compatibility with future available resources and for exploration of alternatives to cope with water stress.

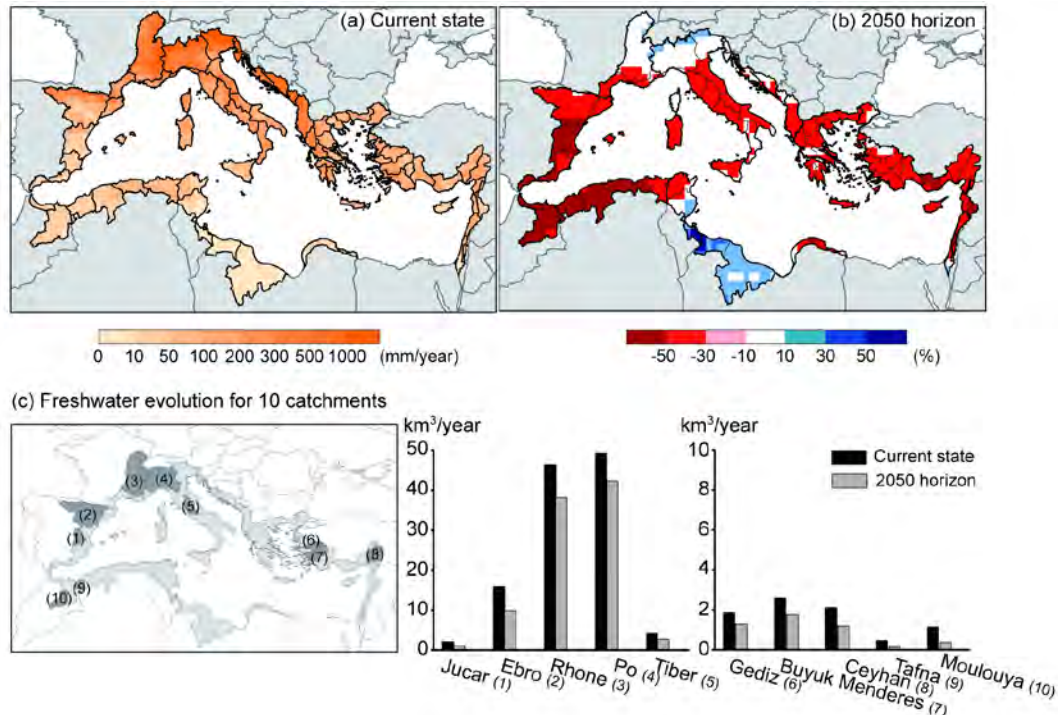


Fig. 6 Freshwater variation rate over the Mediterranean basin: (a) Current mean annual freshwater availability; (b) Evolution rate in freshwater availability by the 2050 horizon; (c) Evolution of freshwater resources availability over ten Mediterranean catchments.

4.4 Freshwater withdrawal trends and alternatives

Freshwater withdrawals depend on social and economic factor. In this section, the effects of climate change, irrigated area evolution and growing population on water withdrawals are first investigated under a business-as-usual scenario. The influence of efficiency improvements is then explored in order to propose an alternative scenario. Figure 7 presents a regional picture of changes in annual water withdrawals accounting for the irrigated agriculture and domestic sectors under the two considered scenarios.

According to the national reports, irrigated area is projected to stay at its current level in Spain and Slovenia; decrease in France (4 %), Italy (18 %) and Malta (27 %); and increase over the rest of the Mediterranean basin. The largest increases should be observed in catchments in the Balkans, Algeria, Libya, Israel, and Lebanon, where irrigated area is expected to double. With regards to population growth, it should stabilize or be on the decline in northern catchments while on the southern and eastern rims the mean annual population growth rate should respectively be close to 1.8 % and 1.6 %. These trends will inevitably lead to changes in water withdrawals.

Under a business-as-usual scenario, total water withdrawals are expected to increase over the whole Mediterranean basin, exception made to the southern catchments of Italy where they should remain close to their current level (Fig. 7a). On the northern rim, this raise should mostly be related to an increase in agricultural water withdrawals (Fig. 7b), in line with warmer and drier conditions, as well as a strong expansion of the irrigated land in Greece (42 %) and the Balkans (100 %). On the southern and eastern rims, total water withdrawals are expected to double (Fig. 7a). Trends in irrigated land expansion, should lead to a 150 % increase in agricultural withdrawals in Algeria, Libya, Israel and Lebanon; an 80 % increase on average in other catchments in the Maghreb and Turkey; and a 20–25 % increase in other southeastern catchments (Fig. 7b). Moreover, domestic water withdrawals should grow by a factor of 2.5 in eastern catchments, and by a factor of 3 on average on the southern rim (Fig. 7c). The highest augmentation is identified in the Palestinian Territories owing to a high population growth (3.2 %) and in Tunisia while the lowest evolution in domestic water withdrawals should be observed in

Current state of Mediterranean water resources and future trends under climatic and anthropogenic changes

Algeria (Fig. 7c). Such differences can be explained by the use of unconventional water resources. Algeria plans on producing 0.915 km³/year of desalinated water (Messaoud, 2006) whereas 0.051 km³/year should be supplied in southern Tunisia, mainly for touristic resorts (Boyé, 2008).

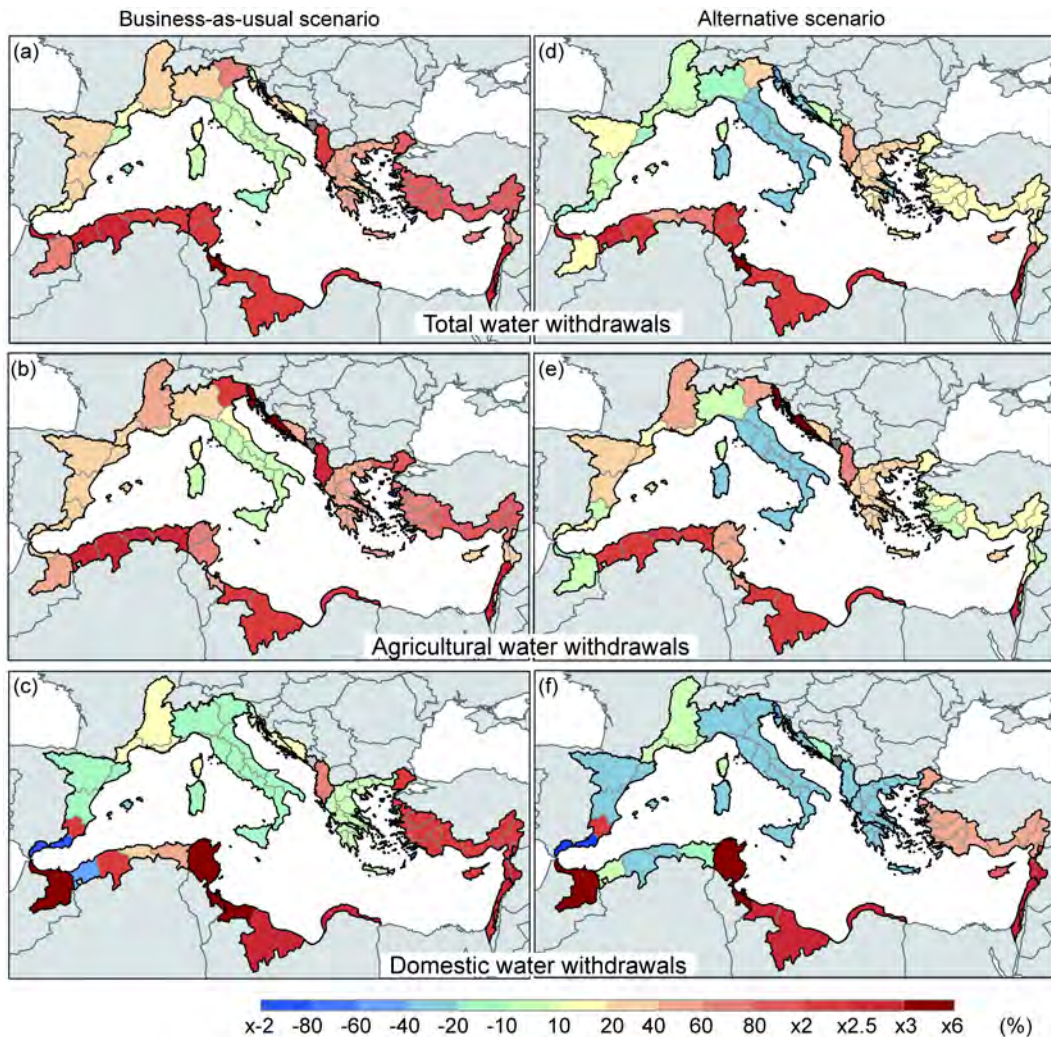


Fig. 7 Change in water withdrawals between the current situation and the 2050 horizon under a business-as-usual scenario and an alternative scenario.

Efficiency improvements should hold down freshwater withdrawals over the whole Mediterranean basin (Fig. 7d). On the northern rim, total water withdrawals should remain above the current level only in Greece and the Ebro catchment in Spain owing to a 25% increase in agricultural water withdrawals (Fig. 7e). Otherwise, total water withdrawals on the northern rim should fall between 10 and 40 % below the current level by the 2050 horizon, i.e. 10 to 30 percentage points less than under a business-as-usual scenario (Fig. 7d). This should mainly be explained by domestic water withdrawals that should fall 20–40 % below the current level (Fig. 7f). This can be attributed to an already adequate access to water supply, lower domestic water withdrawals per capita and the projected stabilization of population in these areas. Nevertheless, agricultural water withdrawals should still increase by 20–40 % and even double in the Balkans. Yet, they should be reduced by 10 to 20 percentage points as compared to a business-as-usual scenario, especially in southern Spain, Italy, Albania and Greece (Fig. 7b&e). In catchments of the Maghreb and the Middle East, total water withdrawals should drop by 20 to 30 percentage points compared to a business-as-usual scenario by 2050 horizon (Fig. 7a&d). Nevertheless, total water withdrawals should still double due to both

expanding irrigated land and high population growth. Total water withdrawals should only remain close to their current level in Turkey, Syria and the Moulouya catchment in Morocco owing to high improvements in agricultural and domestic efficiency (Table 3).

5. FUTURE CHALLENGES FOR MEDITERRANEAN WATER RESOURCES AND METHODOLOGICAL APPROACHES

5.1 Summary

This study investigates the vulnerability of the water resources of the Mediterranean basin. To assess the impacts of climatic and anthropogenic changes on the water resources of the Mediterranean basin, a methodology accounting for both climate change and Mediterranean development strategies has been developed. The results show that the southern and eastern rims are currently under high water stress. Discrepancies between the northern and southern rims are likely to increase. If no sustainable development measures are taken, the water stress situation would quickly rise to severe water stress.

At the 2050 horizon, climate change will most likely contribute to the depletion of freshwater resources in the Mediterranean region and more specifically in already arid to semi-arid catchments. Disparities between the northern and southern rims might increase and water shortage crisis get worse. Furthermore, if domestic and agricultural water withdrawals follow past trends, 80 % of the Mediterranean basin would have to deal with high to severe water stress. In contrast, the 20 % remaining, located on the northern rim, would experience low to moderate water stress. The main driver of pressure on freshwater withdrawals on the southern and eastern rims should be the high population growth, which will unquestionably increase domestic water demand, as on the northern rim catchments, agricultural withdrawals should mainly increase due to drier and warmer conditions. Improving efficiency of transport and distribution networks and irrigated plots would significantly limit total water withdrawals. The latter should fall below the current level or maintain close to it in many northern and eastern catchments. On the southern rim, total water withdrawals should be tempered essentially in the catchments of Morocco and Algeria. However, due to the strong demographic growth and expansion of irrigated lands on the southern and eastern rims, the tested efficiency improvements would reduce water stress only for 8 million people over the Mediterranean basin when compared to a business-as-usual scenario.

Both scenarios used in this study follow future trends defined by the Mediterranean countries. The business-as-usual scenario allows water managers to have a general view on water resources and water withdrawals if no adaptation measures were taken while the alternative scenario presents another possible trend if the sustainable development strategies adopted by the Mediterranean rim countries were met. The results presented thus provide water managers with ranges in total water withdrawals evolution adapted to the conceived water user trends. Indeed, in their global study, Shen *et al.* (2008) assumed that the extent of irrigated areas is proportional to population growth, thus leading to a 1 to 10 km³/year increase in total water withdrawals in all Mediterranean catchments. If projections of irrigated surface areas intended by national policies are introduced, total water withdrawals should in fact increase on average by 0.4 km³/year, 0.6 km³/year and 1.0 km³/year on the northern, eastern and southern rims, respectively. Moreover, policies over the Mediterranean basin also favour improvements in efficiency. Alcamo *et al.* (2007) used efficiency improvements suggested by the World Water Commission and assumed a constant decline in irrigated areas. This led to a 5–25 % decrease of total water withdrawals in southern Spain, Italy and Greece and an increase of more than 25 % in Turkey. If efficiency objectives suggested by the MSSD are considered as well as national plans' prospects –i.e. decrease of irrigated land only in France, Italy and Malta– total water withdrawals are projected to maintain to their current level in southern Spain, decrease by 30% in Italy and increase respectively by 10–20% and 20–40%, in Greece and Turkey.

Therefore, although global scale studies are helpful to identify the more or less vulnerable areas to climatic and anthropogenic changes, the global water-use scenarios considered tend to overestimate trends in total water withdrawals and therefore their impacts on water resources. Under a business-as-usual scenario at the 2050 horizon, most studies converge on the main drivers of pressure over Mediterranean water stress owing to similar climatic and demographic growth projections. However, under alternative scenarios, results diverge because of the different assumptions made. This highlights the importance to study alternative scenarios based on planned progress at the local level in order to define sustainable development pathways for the future.

5.2 Limits and recommendations

Nevertheless, these results must be qualified. Given the highly non-stationary climatic and anthropogenic conditions over the Mediterranean basin, the current and future assessment proposed in this study is subject to many limitations and uncertainties. The latter are related to each step of the method. They involve climate scenarios, hydrological modelling and water withdrawals evaluation. Each of them has an impact on water stress estimation and projections. It would require a quite complex sensitivity analysis with high quality data to manage and to weigh the uncertainties' influence on the evaluation of the water stress. It is all the more difficult that the significance level of uncertainties may vary locally. Such analysis goes beyond the aim of this study. Nonetheless, these limitations and uncertainties need to be addressed.

Regarding climatic changes, three main sources of uncertainties can be discussed. The first one is related to climate modelling. GCMs produce different responses to the same greenhouse gases forcing due to the way processes are represented within each model (Rummukainen, 2010). It is thus recommended to use several GCMs to present a wide range of modelling hypothesis. This procedure was followed and it was demonstrated that the four selected GCMs simulated similar climate trends and variation range over the Mediterranean basin. Uncertainties on water stress evolution according to the choice of one of the four GCMs are not significant in this case. Another uncertainty is associated to the choice of the emission scenario since several families of anthropogenic emission scenarios have been proposed by the IPCC (2007). This should influence the evolution trends of water stress. One way to deal with this uncertainty would be to perform simulation with different emission scenarios. However, this study is a vulnerability assessment that aims to provide useful information regarding the benefits of efficiency improvements. It was then chosen to first explore a worst-case scenario under the A2 greenhouse gas emission scenario to thus support other contrasting scenarios. The third source of uncertainty is relative to the downscaling method. For the analysis of regional climate change, GCMs can be downscaled statistically or dynamically (Déqué, 2007; Schmidli *et al.*, 2007). For instance, a number of European projects have developed regional climate models (RCMs) over the Mediterranean and European regions (e.g. PRUDENCE, Christensen & Christensen, 2007; ENSEMBLE, Goodess *et al.*, 2009). It could be interesting to exploit these models to analyze the sensitivity of climate change projections to the downscaling method. However, it should be noted that RCMs operate under boundary conditions set by GCMs. The GCMs inaccuracies and biases are then propagated at the regional scale (see e.g. Kundzewicz & Stakhiv, 2010; Rummukainen, 2010). Moreover, several studies demonstrated that the spatial pattern and seasonal changes of climate variables (wind, temperature, and precipitation) are in agreement between GCMs and RCMs over the Mediterranean basin (Giorgi & Lionello, 2008; Elguindi *et al.*, 2010; Planton *et al.*, 2012). As a result, RCMs have not yet clearly shown their superiority above statistical downscaling methods. In contrast, the perturbation method used in this study aims at relieving the poor reproduction of inter-annual and spatial variability from GCMs. Although realistic future scenarios for the chosen GCMs can be generated using this method, its performance remains limited because the temporal pattern of the perturbed series (i.e. occurrence, persistence and internal structure of the

various meteorological events) remains the same as the one of the observed series (Ruelland *et al.*, 2012). It can thus be considered as acceptable to estimate the changes in water resources, for example in terms of volumes and seasonal variation, but its use remains debatable when estimating change in extreme hydrological events.

As it can be seen from the regional sensitivity analysis of the hydrological model, runoff volumes estimation can be improved by changing the parameters' values. Despite these improvements, water resources were still misevaluated. It was assumed that the bias in freshwater simulations over the reference period was reproduced in the medium term, and thus that the error related to freshwater resources modelling on water stress was the same over the reference and future periods. It is then the relative evolution of the water stress index that is most relevant. One of the main reasons for water resources misevaluation might be the hydrological model conceptualization. The Water Balance Model used does not integrate a separate groundwater reservoir. Just like regional-scale models used to assess the impacts of climatic and anthropogenic changes on water resources –e.g. WaterGap (Döll *et al.*, 2003), MacPDM (Arnell, 1999b), WASMOD-M (Widen-Nilsson *et al.*, 2007)– the dynamics of groundwater resources are considered in terms of drainage from soil moisture. Consequently, water stress may have been misevaluated in some catchments highly dependent on groundwater resources, notably in Libya and Malta. In Libya, for example, 80% of water supply comes from non-renewable groundwater resources (Margat, 2008). Water resources in this country are thus undeniably more vulnerable than indicated in this study. Moreover, the WBM does not include a dam module. Global scale studies attempted to develop algorithms to include the impact of dams and reservoirs on water resources (e.g. Meigh *et al.*, 1999; Döll *et al.* 2003). Coe (2000) and Hanasaki *et al.* (2006) showed that the most reliable approach is to set individual operation rules. Yet, they were able to validate their modules either on single case studies with long time series of operating records or on a global scale, but only over two-year periods. Still out of concern for exhaustive and similar datasets for all Mediterranean catchments, it seems unlikely to access to long time periods of operating records and exhaustive information on dams' management for the 556 dams of the Mediterranean basin (Margat, 2004).

Finally, the water-use scenarios also influence the evaluation of water stress. Some further limitations are added by freshwater withdrawals assessment by the fact that irrigated land expansion as projected by national reports was taken into account without considering the possible changes in the types of irrigated crops. Yet agricultural water demand depends heavily on factors lying outside the water sector, such as agricultural policies and international trade characteristics, which already proved their non-linearity in the past (see e.g. Treyer, 2006; Fernandez, 2009). Finally, the efficiency objectives of the MSSD considered in this study might be judged ambitious. The beneficial effects of such improvements in water withdrawals draw attention to the importance of water-saving policies. Progress in efficiency could help to improve management of the pressures due to climate change and even reduce water restrictions. If the Mediterranean Strategy for Sustainable Development objectives were reached, at least 30 billion m³ per year could be saved by the 2050 horizon, as compared to an objective of unchanged efficiency.

5.3 Prospects

Although a number of limitations and uncertainties have been pointed out, this study suggests a methodological approach taking into account the local specificities of the Mediterranean region and its drivers of pressures on water resources as well as a sustainable development strategy considered by Mediterranean countries. It gives a synoptic view of water resources vulnerability in the Mediterranean basin at the 2050 horizon. These analyses are a first step towards broader-perspective studies involving contrasting scenarios. The current study is useful for identifying the catchments that are most likely to be under pressure, and it can help setting up other regional sustainable

development strategies to cope with water stress, as in the efficiency objectives advocated by the Mediterranean Strategy for Sustainable Development.

To support water management plans and meet users' needs, studies at a sub-regional scale undertaken in collaboration with local stakeholders need to be carried out. Such studies should integrate more detailed information on catchments' characteristics (e.g. dams, water transfers) and be applied at a smaller time step. A monthly time-step is highly recommended in order to take into account dam operations within the hydrological regime as well as the seasonal increasing pressures like tourism or crop water demand. This issue is the subject of ongoing research.

Acknowledgments This work was partly supported by Plan Bleu, which provided all the necessary information concerning national reports and Mediterranean rim countries' strategies. This collaboration with HydroSciences Montpellier underlines the importance of coupling hydrological sciences with water management. The authors are grateful to Pierre Icard for making this partnership effective. Finally, the authors would like to acknowledge Michele Vurro and the anonymous reviewer for their valuable comments that helped to improve the manuscript.

References

- Abis, S. (2006) Les dynamiques démographiques en Méditerranée. *Les notes d'analyses du CIHEAM 11*, 26 pp.
- Alcamo, J., Döll, P., Henrichs, T., Kaspar, F., Lehner, B., Rosch, T. & Siebert, S. (2003) Global estimates of water withdrawals and availability under current and future "business-as-usual" conditions. *Hydrol. Sc. J.* **48**(3), 339–348.
- Alcamo, J., Florke, M. & Marker, M. (2007) Future long-term changes in global water resources driven by socio-economic and climatic changes. *Hydrol. Sc. J.* **52**(2), 247–275.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D. & Smith, M. (1998) Crop evapotranspiration – guidelines for computing crop water requirements. *FAO Irrigation and drainage paper 56*, 300 pp.
- Antrop, M. (2004) Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landsc. and Urban Plann.* **67**, 9–26.
- Arnell, N.W. (1999a) Climate change and global water resources. *Global Environ. Change* **9**, 831–849.
- Arnell, N.W. (1999b). A simple water balance model for the simulation of streamflow over a large geographic domain. *J. Hydrol.* **217**, 314–335.
- Arnell, N.W. (2004) Climate change and global water resources: SRES emissions and socio-economic scenarios. *Global Environ. Change* **14**, 31–52.
- Bao, C. & Fang, C. (2007) Water resources constraint force on urbanization in water deficient regions: a case study of the Hexi Corridor, arid area of NW China. *Ecol. Econ.* **62**, 508–517.
- Barnett, T.P., Pierce, D.W. & Schur, R. (2001) Detection of anthropogenic climate change in the world's oceans. *Science* **92**, 270–274.
- Bellot, J., Bonet, A., Peña, J. & Sánchez, J.R. (2007) Human impacts of land cover and water balances in a coastal Mediterranean country. *Environ. Manag.* **39**, 412–422.
- Blinda, M. & Thivet, G. (2009) Ressources et demandes en eau en Méditerranée : situation et perspectives. *Sécheresse* **20**(1), 9–16.
- Bloom, D.E. & Sachs, J.D. (1998) Geography, demography and economic growth in Africa. *Brookings Papers on Economic Activity* **2**, 207–273.
- Bolle, H.J. (2003) *Mediterranean Climate: Variability and Trends*. Springer, Germany. 372 pp.
- Boyé, H. (2008) *Water, energy, desalination & climate change in the Mediterranean*. Plan Bleu report, 39 pp.
- Buffoni, L., Maugeri, M. & Nanni, T. (2000) Variation of temperature and precipitation in Italy from 1866 to 1995. *Theor. Appl. Climatol.* **65**, 165–174.

- Burak, S., Dogan, E. & Gazioglu, C. (2004) Impact of urbanization and tourism on coastal environment. *Ocean Coastal Manag.* **47**(9-10), 515–527.
- Chbouki, N., Stockton, C.W. & Myers, D.E. (1995) Spatio-temporal patterns of drought in Morocco. *Int. J. Climatol.* **15**, 187–205.
- Chen, M., Xie, P., Janowiak, J.E. & Arkin, P.A. (2002) Global land precipitation: a 50-yr monthly analysis based on gauge observations. *J. Hydrometeorol.* **3**, 249–266.
- Christensen, J.H. & Christensen, O.B. (2007) A summary of the PRUDENCE model projections of change in European climate at the end of this century. *Climatic Change* **81**, 7–30.
- Coe, M.T. (2000) Modeling terrestrial hydrological systems at the continental scale: testing the accuracy of an atmospheric GCM. *J. Climate* **13**, 686–704.
- Cudenec, C., Leduc, C. & Koutsoyiannis, D. (2007) Dryland hydrology in Mediterranean regions—a review. *Hydrol. Sc. J.* **52**(6), 1077–1087.
- Déqué, M. (2007) Frequency of precipitation and temperature extremes over France in an anthropogenic scenario: model results and statistical correction according to observed values. *Global Planet. Change* **57**, 16–26.
- Döll, P., Kaspar, F. & Lehner, B. (2003) A global hydrological model for deriving water availability indicators: model tuning and validation. *J. Hydrol.* **270**, 105–134.
- Dünkeloh, A. & Jacobeit, J. (2003) Circulation dynamics of Mediterranean precipitation variability 1948-1998. *Int. J. Climatol.* **23**, 1843–1866.
- Elguindi, N., Somot, S., Déqué, M. & Ludwig, W. (2010) Climate change evolution of the hydrological balance of the Mediterranean, Black and Caspian Seas: impact of climate model resolution. *Clim. Dyn.* **36**(1-2), 205–228.
- Falkenmark, M., Lundquist, J. & Widstrand, C. (1989) Macro-scale water scarcity requires micro-scale approaches: aspects of vulnerability in semi-arid development. *Nat. Resour. Forum* **13**, 258–267.
- FAO (2010) Aquastat – Système d’information de la FAO sur l’eau et l’agriculture. <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/dbases/indexfra.stm>
- FAOStat (2010) <http://faostat.fao.org>
- Fernandez, S. (2009) Si la Garonne avait voulu... Etude de l'étiologie déployée dans la gestion de l'eau de la Garonne, en explorant l'herméneutique sociale qui a déterminé sa construction. Ph-D thesis. AgroParisTech–Engref, Montpellier, 653 pp.
- Folland, C.K., Karl, T. & Salinger, M. (2002) Observed climate variability and change. *Weather* **57**, 269–278.
- Foster, S.S.D. (2001) The interdependence of groundwater and urbanization in rapidly developing cities. *Urban Water* **3**, 185-192.
- Frich, P., Alexander, L.V., Della-Marta, P., Gleason, B., Haylock, M., Klein Tank, A.M.G & Peterson, T. (2002) Observed coherent changes in climatic extremes during the second half of the twentieth century. *Clim. Res.* **19**, 193–212.
- Gallup, J.L., Sachs, J.D. & Mellinger, A.D. (1999) Geography and Economic Development. *Int. Reg. Sci. Rev.* **22**(2), 179–232.
- Gao, X., Pal, J.S. & Giorgi, F. (2006) Projected changes in mean and extreme precipitation over the Mediterranean region from high resolution double nested RCM simulation. *Geophys. Res. Lett.* **33**, L03706.
- García-Ruiz, J.M., López-Moreno, J.I., Vicente-Serrana, S.M., Lasanta-Martínez, T. & Beguería, S. (2011) Mediterranean water resources in a global change scenario. *Earth Sci. Rev.* **105**, 121–139.
- Giannakopoulos, C., Le Sager, P., Bindi, M., Moriondo, M., Kostopoulou, E. & Goodess, C. M. (2009) Climatic changes and associated impacts in the Mediterranean resulting from a 2°C global warming. *Global Planet. Change* **68**, 209–224.
- Giorgi, F. (2002) Variability and trends of sub-continental scale surface climate in the twentieth century. Part I: observations. *Clim. Dyn.* **18**(8), 675–691.
- Giorgi F. (2005) Climate Change Hot-spots. *Geophys. Res. Lett.* **33**(8), L08707.
- Giorgi, F. & Lionello, P. (2008) Climate change projections for the Mediterranean region. *Global Planet. Change* **63**, 90–104.

Current state of Mediterranean water resources and future trends under climatic and anthropogenic changes

- Gober, P. (2010) Desert urbanization and the challenges of water sustainability. *Current Opinion in Environment Sustainability* **2**(3), 144–150.
- Goodess, C.M., Jacob, D., Déqué, M., Gutiérrez, J.M., Huth, R., Kendon E., Leckebusch, G.C., Lorenz, P. & Pavan, V. (2009) Downscaling methods, data and tools for input to impacts assessments. In: van der Linden, P., & Mitchell, J.F.B. (Eds.), Summary of research and results from the ENSEMBLES project. Met Office Hadley Centre, UK. 59–78.
- Gordon, H.B., Rotstayn, L.D., McGregor, J.L., Dix, M.R., Kowalczyk, E.A., O'Farrell, S.P., Waterman, L.J., Hirst, A.C., Wilson, S.G., Collier, M.A., Watterson, I.G. & Elliott, T.I. (2002) The CSIRO Mk3 Climate System Model (Electronic publication). Aspendale: CSIRO Atmospheric Research. *CSIRO Atmospheric Research technical paper 60*, 130 pp.
- GRDC (2008) The Global Runoff Data Center, 56068 Koblenz, Germany. <http://grdc.bafg.de>
- Hanasaki, N., Kanae, S. & Oki, T (2006) A reservoir operation scheme for global river routing models. *J. Hydrol.* **327**, 22–41.
- Holdridge, L.R. (1947) Determination of world plant formations from simple climatic data. *Science* **105**, 367–368.
- IPCC (2007) Climate Change 2007: the physical science basis. In: *Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (contribution to Working Group I) (ed. by S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor & H. L. Miller). Cambridge University Press, Cambridge, UK. 1008 pp.
- Jungclaus, J. H., Botzet, M., Haak, H., Keenlyside, N., Luo, J.-J., Latif, M., Marotzke, J., Mikolajewicz, U. & Roeckner, E. (2005) Ocean circulation and tropical variability in the AOGCM ECHAM5/MPI-OM. *J. Climate* **19**, 3952–3972.
- Kay, A.L. & Davies, H.N. (2008) Calculating potential evaporation from climate model data: A source of uncertainty for hydrological climate change impacts. *J. Hydrol.* **358**, 221–239.
- Knippertz, P., Christoph, M. & Speth, P. (2003) Long term precipitation variability in Morocco and the link to the large scale circulation in recent and future climates. *Meteorol. Atmos. Phys.* **89**, 67–88.
- Kundzewicz, Z.W, & Stakhiv, E.Z (2010) Are climate models « ready for prime time» in water resources management applications, or is more research needed ? *Hydrol. Sc. J.* **55**(7), 1085–1089.
- Lendenrink, G., Buishand, A. & van Deursen, W. (2007) Estimates of future discharges of the river Rhine using two scenario methodologies: direct versus delta approach. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **11**(3), 1145–1159.
- Levitus, S., Antonov, J.I, Wang, J., Delworth, T.L, Dixon, K.W. & Broccoli, A.J. (2001) Anthropogenic warming of Earth's climate system. *Science* **292**, 267–270.
- Margat, J. (2004) L'eau des méditerranéens: situations et perspectives. *MAP Technical Report Series 158*, 366 pp.
- Margat, J. (2008) *Exploitations et utilisations des eaux souterraines dans le monde*. Ed. UNESCO and BRGM, Paris. 52 pp.
- Meigh, J.R., McKenzie, A.A., Sene, K.J. (1999) A grid-based approach to water scarcity estimates for eastern and southern Africa. *Water Resources Management* **13**, 85–115.
- Menzel, L. & Matovelle, A. (2010) Current State and future development of blue water availability and blue water demand: a view at seven case studies. *J. Hydrol.* **384**, 245–263.
- Messaoud, T. (2006) Le secteur de l'eau en Algérie. Etat des lieux & stratégie de développement. Conférence des directeurs de l'eau des pays Euro-méditerranées et de l'Europe du sud-est. November 2006, Athens, Greece.
- Milly, P.C.D., Dunne, K.A. & Vecchia, A.V. (2005) Global Patterns of trends in streamflow and water availability in a changing climate. *Nature* **438**, 347–350.
- Mitchell, T. D. & Jones, P. D. (2005) An improved method of constructing database of

- monthly climate observations and associated high-resolution grids. *Int. J. Climatol.* **25**, 693–712.
- Oki, T., Agata, Y., Kanae, S., Saruhashi, T., Yang, D. & Musiak, K. (2001) Global assessment of current water resources using total runoff integrating pathways. *Hydrol. Sc. J.* **46**(6), 983–995.
- Oudin, L., Hervieu, F., Michel, C., Perrin, C., Andréassian, V., Anctil, F. & Loumagne, C. (2005) Which potential evapotranspiration input for a lumped rainfall–runoff model? Part 2 – towards a simple and efficient potential evapotranspiration model for rainfall–runoff modelling. *J. Hydrol.* **303**, 290–306.
- Plan Bleu (2005) L'Eau. In: *Méditerranée, les perspectives du Plan Bleu sur l'Environnement et le Développement*. Ed. de l'Aube. pp. 71–107.
- Planton, S., Lionello, P., Artale, V., Aznar, R., Carillo, A., Colin, J., Congedi, L., Dubois, C., Elizalde, A., Gualdi, S., Hertig, E., Jordà Sanchez, G., Li, L., Jacobeit, J., Mariotti, A., Piani, C., Ruti, P., Snachez-Gomez, E., Sannino, G., Sevault, F. & Somot, S. (2012) The climate of the Mediterranean region in future climate projections. In: *The Climate of the Mediterranean region: From the past to the future*. Ed. Elsevier Science Publishing. 590 pp.
- Pope, V., Gallani, M. L., Rowntree, P. R. & Stratton, R. A. (2000) The impact of new physical parameterizations in the Hadley Centre climate model: HadAM3. *Climate Dyn.* **16**, 123–146.
- Portmann, F. T., Siebert, S. & Döll, P. (2010) MIRCA2000 – Global monthly irrigated and rainfed crop areas around the year 2000: a new high-resolution data set for agricultural and hydrological modeling, *Global Biogeochem. Cy.* **24**, GB 1011.
- Ruelland, D., Ardoin-Bardin, S., Collet, L. & Roucou, P. (2012) Simulating future trends in hydrological regime of a large Sudano-Sahelian catchment under climate change. *J. Hydrol.* **424–425**, 207–216.
- Rummukainen, M. (2010) State-of-the-art with regional climate models. *WIREs Clim. Change* **1**, 82–96.
- Salas-Méllia, D., Chauvin, F., Déqué, M., Douville, H., Gueremy, J. F., Marquet, P., Planton, S., Royer, J. F. & Tyteca, S. (2005) Description and validation of the CNRM-CM3 global coupled model. *CNRM Working Note 103*, 36 pp.
- Schmidli, J., Goodess, C.M., Frei, C., Haylock, M.R., Hurrell, J., Hurrell, J., Hurrell, J. & Schmigh, T. (2007) Statistical and dynamical downscaling of precipitation: An evaluation and comparison of scenarios for the European Alps. *J. Geophys. Res.* **112**, D04105. 20 pp.
- Shen, Y., Oki, T., Utsumi, N., Kanae, S. & Hanasaki, N. (2008) Projection of future world water resources under SRES scenarios: water withdrawal. *Hydrol. Sc. J.* **53**(1), 11–33.
- Shiklomanov, I. A. (1991) The World's water resources. In: Proc. Int. Symp. To Commemorates 25 Years of the IHP (ed. UNESCO), pp. 93–126. UNESCO/IHP, Paris, France.
- Somot, S., Sevault, F., Déqué, M. & Crépon, M. (2008) 21st century climate change scenario for the Mediterranean using a coupled atmosphere–ocean regional climate model. *Global Planet. Change* **63**, 112–126.
- Tanrivermis, H. (2003) Agricultural land use change and sustainable use of land resources in the Mediterranean region of Turkey. *Journal of Arid Environments* **54**, 553–564.
- Tapiador, F.J. (2010) A joint estimate of precipitation climate signal in Europe using eight regional models and five observational datasets. *J. Clim.* **23**, 1719–1738.
- Tapiador, F.J., Turk, F.J., Petersen, W., Hou, A.Y., Garcia-Ortega, E., Machado, L.A.T., Angelis, C.F., Salio, P., Kidd, C., Huffman, G.J. & de Castro, M. (2012) Global precipitation measurement: Methods, datasets and applications. *Atmos. Res.* **104–105**, 70–97.
- Treyer, S. (2006) A quelle raréfaction de l'eau faut-il se préparer? Construire une intervention prospective au service de la planification pour les ressources en eau en

Current state of Mediterranean water resources and future trends under climatic and anthropogenic changes

- Tunisie. Ph-D thesis. CIRED–ENGREF, Paris, 677 pp.
- Türkes, M. (1996) Spatial and temporal analysis of annual rainfall variations in Turkey. *Int. J. Climatol.* **16**, 1057–1076.
- UNEP-MAP (2006) *Mediterranean Strategy for Sustainable Development*. Athens, UNEP-MAP. 68 pp.
- UNPD – United Nations Population Division (2001) United Nations Population Information Network. <http://www.un.org/popin>
- UNPD – United Nations Population Division (2009) World Population Prospects: The 2008 revision. Highlights, *Working Paper No. ESA/P/WP.210*.
- Vörösmarty, C.J., Green, P., Salisbury, J. & Lammers, R.B. (2000) Global Water Resources: Vulnerability from Climate Change and Population Growth. *Science* **289**, 284–288.
- Vose, R.S., Karl, T.R., Easterling, D.R., Williams, C.N. & Menne, M.J. (2004) Impact of land-use change on climate. *Nature* **427**, 213–214.
- Widen-Nilsson, A., Halldin, S. & Xu, C.Y. (2007) Global water-balance modelling with WASMOD-M: Parameter estimation and regionalisation. *J. Hydrol.* **340**, 105–118.
- WTO-World Tourism Organization (2002) *Tourism 2020 Vision*, Vol. 7, Global Forecast and profiles of market segments. Madrid, Spain. 139 pp.
- Xoplaki, E., González-Rouco, J.F., Luterbacher, J. & Wanner, H. (2004) Wet season Mediterranean precipitation variability: influence of large-scale dynamics and trends. *Clim. Dyn.* **23**, 63–78.
- Xoplaki, E., Luterbacher, J. & Gonzalez-Rouco, J.F. (2006) Mediterranean summer temperature and winter precipitation, large-scale dynamics, trends. *Il Nuovo Cimento* **29**(1), 45–54.
- Yates, D. N. (1997) Approaches to continental scale runoff for integrated assessment models. *J. Hydrol.* **201**, 289–310.

ANNEXE 4

POSTER PRESENTE A L'OCCASION DU CONGRES INTERNATIONAL

EUROPEAN GEOSCIENCE UNION 2012

Assessment of climate change and human activities impacts on the water resources of the Ebro catchment (Spain)

Milano, M., Ruelland, D., Dezetter, A., Ardoin-Bardin, S., Thivet, G. & Servat, E.

Abstract

Worldwide studies modelling the hydrological response to global changes have proven the Mediterranean area as one of the most vulnerable region to water crisis. It is characterised by limited and unequally distributed water resources, as well as by important development of its human activities. Since the late 1950s, water demand in the Mediterranean basin has doubled due to a significant expansion of irrigated land and urban areas, and has maintained on a constant upward curve. The Ebro catchment, third largest Mediterranean basin, is very representative of this context. Since the late 1970s, a negative trend in mean rainfall has been observed as well as an increase in mean temperature. Meanwhile, the Ebro River discharge has decreased by about 40%. However, climate alone cannot explain this downward trend. Another factor is the increase in water consumption for agricultural and domestic uses. Indeed, the Ebro catchment is a key element in the Spanish agricultural production with respectively 30% and 60% of the meat and fruit production of the country. Moreover, population has increased by 20% over the catchment since 1970 and the number of inhabitant doubles each summer due to tourism attraction. Finally, more than 250 storage dams have been built over the Ebro River for hydropower production and irrigation water supply purposes, hence regulating river discharge. In order to better understand the respective influence of climatic and anthropogenic pressures on the Ebro hydrological regime, an integrated water resources modelling framework was developed. This model is driven by water supplies, generated by a conceptual rainfall-runoff model and by a storage dam module that accounts for water demands and environmental flow requirements. Water demands were evaluated for the most water-demanding sector, i.e. irrigated agriculture (5 670 Hm³/year), and the domestic sector (252 Hm³/year), often defined as being of prior importance for water supply. A water allocation module has also been implemented in the model. The ability of water resources to satisfy the water demands is assessed by computing a water allocation index which depends on site priorities and supply preferences. This modelling framework was applied to eight sub-catchments, each one representative of typical climatic or water use conditions within the basin, over the 1971–1990 period. The results show the interest of integrated modelling to address water resources vulnerability. The hydrological response to climatic and anthropogenic variations witnesses the influence of both these pressures on water resources availability. Moreover, the water allocation index makes it possible to highlight the growing competition among users, especially during the summer season. The developed methodology hence provides us a more complete analysis to support decision-making compared to uncoupled analysis. This study is a first step towards evaluating future water resources availability and ability to satisfy water demands under climatic and anthropogenic pressures scenarios.

Keywords: Mediterranean catchment; water resources vulnerability; water demands; water allocation; storage dam module; integrated modelling.

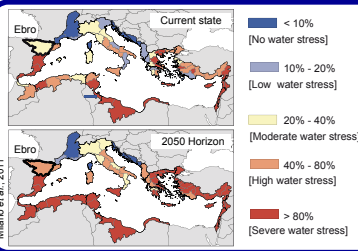
ASSESSMENT OF CLIMATE CHANGE AND HUMAN ACTIVITIES IMPACTS ON THE WATER RESOURCES OF THE EBRO CATCHMENT (SPAIN)

M. Milano^{1,4}, D. Ruelland², A. Dezetter³, S. Ardoin-Bardin³, G. Thivet⁴ & E. Servat³

¹UM2, ²CNRS, ³IRD - UMR HydroSciences Montpellier, Montpellier, France; ⁴Plan Bleu, Valbonne Sophia-Antipolis, France.

marianne.milano@um2.fr

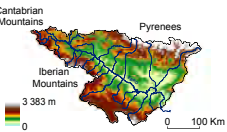
INTRODUCTION



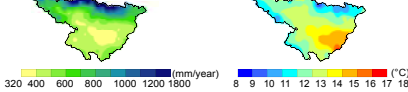
Worldwide studies have proven the Mediterranean region as one of the most vulnerable region to water crisis. It is characterized by limited and unequally distributed water resources and since the late 1950s water demands have doubled (Plan Bleu, 2005). By the **2050 horizon**, climate change will most likely contribute to the depletion of freshwater resources in already arid to semi-arid catchments. Furthermore, if domestic and agricultural water demands follow past trends, **80% of the Mediterranean basin would have to deal with high to severe water stress** (Milano et al., 2011; 2012). The Ebro catchment is very representative of this context. Since the late 1970s, a negative trend in river discharge has been observed. This can be attributed to both climatic and anthropogenic changes. A negative trend in precipitation has been observed as well as an increase in the actual evapotranspiration rate linked to the revegetation of the Pyreneans hillslopes (Lopez-Moreno et al., 2010). Moreover, water consumption has increased. The Ebro catchment is a key element in the Spanish agricultural production with respectively 30% and 60% of the meat and fruit production of the country. Population has increased by 20% over the catchment since 1970. Finally, more than 250 storage dams have been built over the Ebro river for hydropower production and irrigation water supply purposes, hence regulating river discharge (CHE, 2011). If global changes follow past trends, **the question then arises whether future water needs can be satisfied over the Ebro catchment**. In order to better understand the respective influence of the climatic and anthropogenic pressures on the Ebro hydrological regime, an integrated water resources modeling framework was developed and is here presented.

STUDY AREA

The Ebro catchment

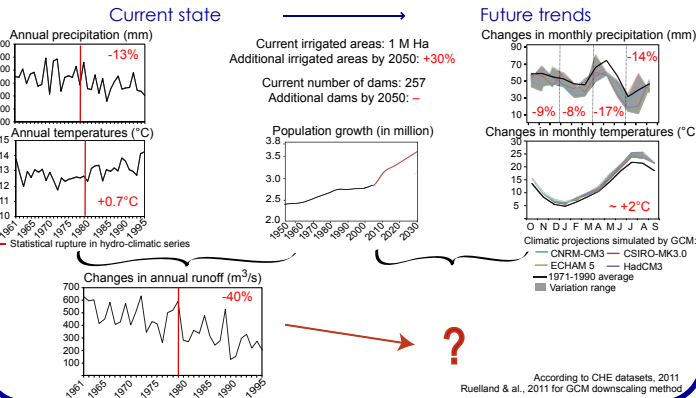


Mean annual precipitation



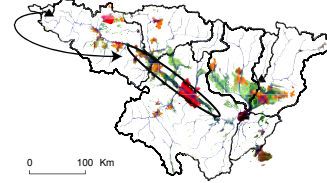
- 3rd biggest Mediterranean basin
- S ~ 85 500 Km²
- Ebro river ~ 900 Km

Persisting climatic and anthropogenic pressures by the 2050 horizon



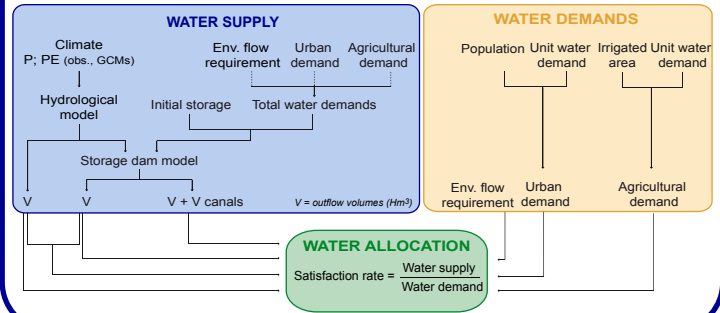
METHOD

Spatial division of the Ebro catchment



- Division in 9 sub-catchments: Distinction of most contributive areas to runoff
- 3 mains dams considered - 30% of water stock
- Considered water-users: Urban sector - prior importance in water supply, Irrigated agriculture - 90% of Ebro's water demands

Water allocation index assessment



RESULTS

WATER RESOURCES

Water resources modeling efficiency

GR3M hydrological model efficiency (Dezetter et al., 2008)

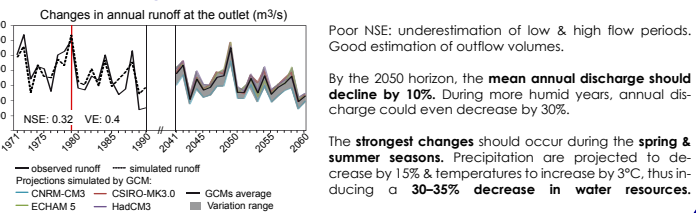
Sub-catchment	1	2	3	5	6	7	8	9	10
Calibration NSE	0.37	0.92	0.78	0.71	0.88	0.42	0.64	0.2	0.90
1971-1980 VE (%)	-17.2	0.8	-7.2	1.4	0.16	0.3	1.30	0.2	-1.5
Validation NSE	0.48	0.92	0.80	0.74	0.77	0.14	0.61	0.52	0.73
1981-1990 VE (%)	13.1	-5	2.2	3.3	-1.8	7.5	12.2	-1.8	-16.2

Dam model efficiency

Dam	(A)	(B)	(C)
NSE	0.49	0.89	0.35
VE (%)	10.3	0.8	1.2

NSE: Nash-Sutcliffe efficiency (Nash & Sutcliffe, 1970); VE: Volume error.
NSE > 0.60: quite accurate simulation of observed hydrograph.
VE values within an acceptable range of error (+/- 10%), correct simulation of outflow volumes.
Poor VE values for subcatchment (10) — low contribution to Ebro's total runoff.
NSE < 0.60: difficulty to simulate the observed hydrograph after 1979, year of the hydroclimatic rupture. Volumes are correctly represented — most important aspect when dealing with water allocation issues.

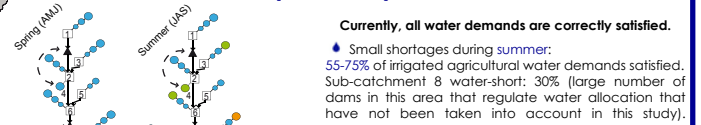
Future hydrological trends



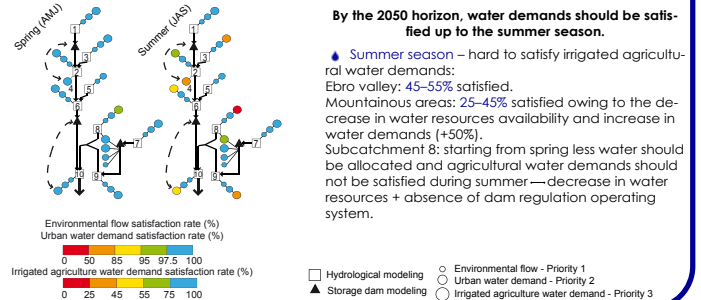
WATER ALLOCATION

RESULTS

Current water allocation (1971-1990)



Future water allocation (2041-2060)



CONCLUSION

A modeling framework was applied to assess the ability of water resources to satisfy water demands by computing a water allocation index defined by the Ebro Hydrographic Confederation. It was applied over ten sub-catchments, each one representative of typical climatic or water-use conditions within the basin, over the 1971-1990 and 2041-2060 periods. The results showed that currently total water demands are satisfied but that during the summer season, irrigated agriculture has to face some small water shortage. By the 2050 horizon, decreasing water resources during the summer and spring seasons coupled to increasing water demands should make it harder to meet agricultural demands during the summer season. Competition among users should also increase, mainly upstream. These results show the interest of integrated modeling to address water resources vulnerability. It encourages developing robust water resources modeling tools and reliable water-use scenarios in order to support water-management decisions.

Confederación Hidrográfica del Ebro, 2011. Hydrological Project Plan for the Ebro Basin. Summary document. 94pp.
Dezetter A., Girard S., Patuel J.-E., Mahé G., Ardoin-Bardin S. & Servat E. (2008) Simulation of runoff in West Africa: is there a single data-model combination that produces the best simulation results? *J. Hydrol.* 354, 203-212
Lopez-Moreno J., Vicente-Serrano S., Moran-Tejada E., Zabalza J., Lorenzo-Lacruz J. & Garcia-Ruiz, J. (2010) Impact of climate evolution and land use changes on water yield in the Ebro basin. *Hydro. Earth Syst. Sci. Discuss.* 7, 2651-2681.
Milano M., Ruelland D., Fernandez S., Dezetter A., Ardoin-Bardin S., Fabre J., Thivet G. & Servat E. (2011) Assessing the impacts of global changes on the water resources of the Mediterranean basin. In: *Risk in Water Resources Management*. IAHS Publ. 347, 165-172.

Milano M., Ruelland D., Fernandez S., Dezetter A., Fabre J. & Servat E. (2012) Facing global changes in the Mediterranean region: What will tomorrow's water stress be like? *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences Géosciences*. Under revision.
Nash J.E. & Sutcliffe J.V. (1970) River flow forecasting through conceptual models, a discussion of principles. *J. Hydrol.* 10, 282-290.
Plan Bleu (2005) L'Eau. In: *Méditerranée, les perspectives du Plan Bleu sur l'Environnement et le Développement*. Ed. de l'Aube. 71-107.
Ruelland D., Ardoin-Bardin S., Collet L. & Roucou P. (2012). Simulating future trends in hydrological regime of a large Sudano-Sahelian catchment under climate change. *J. Hydrol.*, 424-425, 207-216.
Shiklomanov I.A. (1991) The world's water resources. In: *Proc. Int. Symp. to commemorate 25 years of IHP*. Ed. UNESCO, Paris, France. 93-122.